

UNIVERZITA KARLOVA

Přírodovědecká fakulta

Katedra fyzické geografie a geoekologie

Studijní program: Geografie

Studijní obor: Geografie a kartografie



Vojtěch Andrš

ZELENÝ PÁS EVROPY – STRUKTURA A KONEKTIVITA KRAJINY

THE EUROPEAN GREEN BELT –LANDSCAPE STRUCTURE AND CONNECTIVITY

Bakalářská práce

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

Praha 2019

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne

.....

Poděkování:

Rád bych poděkoval všem, kdo mi ať už přímo či nepřímo pomáhají při studiu a podporují mě. Chtěl bych poděkovat zejména vedoucímu mé bakalářské práce RNDr. Dušanu Romportlovi, Ph.D. za veškerou pomoc a rady při tvorbě práce. Také bych chtěl poděkovat oddělení IGIS NUST v Islámábádu za poskytnutí prostředků a vhodného prostředí pro tvorbu mé práce při pobytu v Pákistánu.

Zadání bakalářské práce

Název práce

Zelený pás Evropy – struktura a konektivita krajiny

Klíčová slova

Zelený pás Evropy - struktura krajiny - fragmentace krajiny - konektivita krajiny

Cíle práce

- Rešerše problematiky struktury a fragmentace krajiny, konektivity habitatů a jejich ochrany
- Analýza struktury a fragmentace krajiny zájmového území

Použité pracovní metody, zájmové území a datové zdroje

Rešerše problematiky struktury a fragmentace krajiny, konektivity habitatů a jejich ochrany. Analýza struktury a fragmentace krajiny Zeleného pásu Evropy od Baltského moře po hranici Severní Makedonie a Bulharska a její vývoj od let 1990 až 2018 za využití databází CORINE Land Cover, OpenStreetMap a Eurostat.

Datum zadání: 30. 11. 2018

Podpis studenta

.....

Podpis vedoucího práce

.....

Podpis vedoucího katedry

.....

Abstrakt:

Zelený pás Evropy, biokoridor a pozůstatek Železné opony, protínající Evropu od severu k jihu a sahající od břehů Barentsova moře až po břehy moře Středozemního či Černého, je zcela unikátním fenoménem už jenom pro svoji rozmanitost, polohu a rozsah. Pádem Železné opony v roce 1989 započala významná fragmentace tohoto území, která trvá nadále. V této práci je řešena rešerše literatury zaměřená problematiku struktury, fragmentace a konektivity krajiny. V praktické části je porovnáván vývoj struktury krajiny v oblasti Zeleného pásu Evropy od roku 1990 do současnosti a její fragmentace.

Klíčová slova:

Zelený pás Evropy, struktura krajiny, fragmentace krajiny, konektivita krajiny

Abstract:

European Green Belt, a biological corridor and a remnant of the Iron Curtain, intersecting Europe from the north to the south and extending from the shores of Barents Sea to the shores of the Mediterranean and Black Sea, is utterly unique phenomenon not only because its diversity, position and extend. By the fall of the Iron Curtain in 1989 significant fragmentation of this area has begun. In this thesis a literature research of landscape connectivity and structure was done. Development of landscape structure in the area of European Green Belt from 1990 to present and its fragmentation was compared in practical part of the thesis.

Key words: European Green Belt, landscape structure, landscape fragmentation, landscape connectivity

OBSAH

1. ÚVOD	10
2. VÝVOJ EVROPSKÉ KRAJINY	11
2.1 Zelená revoluce a změny v evropské krajině od 50. let 20. století.....	11
2.2 Zelený pás Evropy.....	13
3. STRUKTURA A FRAGMENTACE KRAJINY	17
3.1 Struktura krajiny.....	17
3.2 Fragmentace krajiny	19
3.3 Teorie ostrovní biogeografie	20
3.4 Metapopulační teorie.....	21
4. DŮSLEDKY FRAGMENTACE KRAJINY	22
5. OPATŘENÍ PROTI FRAGMENTACI KRAJINY	25
5.1 Koncept ekologických sítí	25
5.2 Ochrana biodiverzity na celoevropské úrovni.....	27
6. METODIKA	29
6.1 Oblast zájmu.....	29
6.2 Data	29
6.3 Analýza struktury krajiny	29
6.4 Analýza fragmentace krajiny	30
7. VÝSLEDKY	32
7.1 Analýza struktury krajiny.....	32
7.1.1 Zastavěná plocha a její vývoj	32
7.1.2 Zemědělské plochy a jejich vývoj.....	33
7.1.3 Proces zemědělské intenzifikace	35
7.1.4 Zastoupení silnic na krajinném pokryvu	37
7.1.5 Lesy, mokřady, polopřirodní oblasti a jejich narušení silniční sítí	38
7.1.6 Shanonnův index diverzity a jeho vývoj	40

7.2	Analýza fragmentace krajiny	41
8.	DISKUZE	43
8.1	Struktura krajiny.....	43
8.2	Fragmentace krajiny.....	44
9.	ZÁVĚR	46
10.	SEZNAM LITERATURY	47
11.	ZDROJE DAT	51
12.	PŘÍLOHY	52

Seznam obrázků

Obr. č. 1:	Změna krajiny v obci Arisdorf ve Švýcarsku mezi lety 1953 a 1994	12
Obr. č. 2:	Vymezení Zeleného pásu Evropy	14
Obr. č. 3:	Národní parky na území Zeleného pásu Evropy	15
Obr. č. 4:	Základní složky krajiny v krajinné ekologii	17
Obr. č. 5:	Vztah tvaru plošky a podílu okrajů	18
Obr. č. 6:	Schématicky znázorněná fragmentace	19
Obr. č. 7:	Ztráta vnitřní části habitatu zapříčiněná konstrukcí silnice	23
Obr. č. 8:	Schématické zobrazení jednotlivých druhů koridorů	26
Obr. č. 9:	Ekodukt překonávající silnici, jakožto liniovou bariéru.....	26
Obr. č. 10:	Logo iniciativy European Green Belt	28
Obr. č. 11:	Fragmentační geometrie	31
Obr. č. 12:	Vývoj zastavěné plochy v letech 1990 až 2018	33
Obr. č. 13:	Vývoj zemědělské plochy mezi lety 1990 a 2018	34
Obr. č. 14:	Zastoupení zemědělských ploch na krajinném pokryvu v roce 1990.....	35
Obr. č. 15:	Orná půda a trvalé kultury v roce 2018.....	36
Obr. č. 16:	Intenzivně obdělávaná zemědělská půda mezi lety 1990 a 2018	37
Obr. č. 17:	Podíl plochy silnic v krajinném pokryvu	38
Obr. č. 18:	Zastoupení lesů, mokřadů a polopřírodních oblastí v roce 2018.....	39
Obr. č. 19:	Index narušení lesů, mokřadů a polopřírodních oblastí silniční sítí	40
Obr. č. 20:	Změna diverzity krajinného pokryvu mezi lety 1990 a 2018.....	41
Obr. č. 21:	Fragmentace krajiny za využití metody Effective Mesh Size	42

Seznam tabulek

Tabulka č. 1: Typy a šířka komunikací	30
Tabulka č. 2: Třídy CLC počínající číslem 1	31

1. ÚVOD

Železná opona rozdělovala Evropu téměř 40 let. Zatímco se evropská krajina rychle měnila kvůli intenzivnímu zemědělskému a průmyslovému rozvoji, oblasti v blízkosti hranic rozdělující Východ a Západ či oddělující Jugoslávii a Albánii zůstaly velmi málo dotčeny. Ve východním bloku bylo povětšinou využití pohraničních oblastí zakázáno a na Západě byly tyto odlehle oblasti neatraktivní pro investory, a tak zůstaly bez významné infrastruktury (Riecken, Ullrich, Lang 2006). Tato oblast se stala významným refugiem ohrožených druhů rostlin i živočichů po téměř celé své délce (Zmelik, Schindler, Wrbka 2011). Vznikl tak důležitý biokoridor umožňující pohyb živočichů, zejména velkých savců (Frobel a kol. 2012).

Tento pruh země získal název Zelený pás Evropy a rozprostírá se od Barentsova moře po moře Černé a Středozemní s délkou nad 12 500 km, je významným biokoridorem a zásadním prvkem ekologické sítě Evropy. (Frobel a kol. 2012). Na území pásu se nachází velké množství chráněných území, a to národní parky i jiná území různého stupně národní ochrany či soustavy mezinárodně chráněných území jako Natura 2000 a Ramsar Sites (Zmelik, Schindler, Wrbka 2011). Od pádu Železné opony v roce 1989 pás čelí rychlým změnám ve využití krajiny, a to často na úkor přírody. S novou infrastrukturou vznikají v pásu bariéry bránící pohybu a narušující habitaty ohrožených druhů (Riecken, Ullrich, Lang 2006).

Evropská krajina je vysoce fragmentována lidskou činností. Tato antropogenní fragmentace je hlavní příčinou ztráty druhů v industrializovaných zemích (Jaeger 2000). Zejména dopravní infrastruktura, intenzifikace zemědělství a urbánní či průmyslová zástavba vytvářejí bariéry, které protínají a oddělují habitaty a tím snižují funkčnost ekosystému. Úbytek počtu a snižování velikosti habitatů či jejich vzájemná izolace zvyšují šance na vymření lokální populace druhu, která již nemusí být obnovena (Jongman 2002).

V práci je řešena rešerše literatury zabývající se strukturou, fragmentací a konektivitou krajiny se zaměřením na Zelený pás Evropy. Cílem praktické části bakalářské práce je analýza struktury a fragmentace krajiny vybrané části pásu a vývoj struktury od roku 1990 do roku 2018 za použití zejména dat krajinného pokryvu CORINE Land Cover.

2. VÝVOJ EVROPSKÉ KRAJINY

2.1 Zelená revoluce a změny v evropské krajině od 50. let 20. století

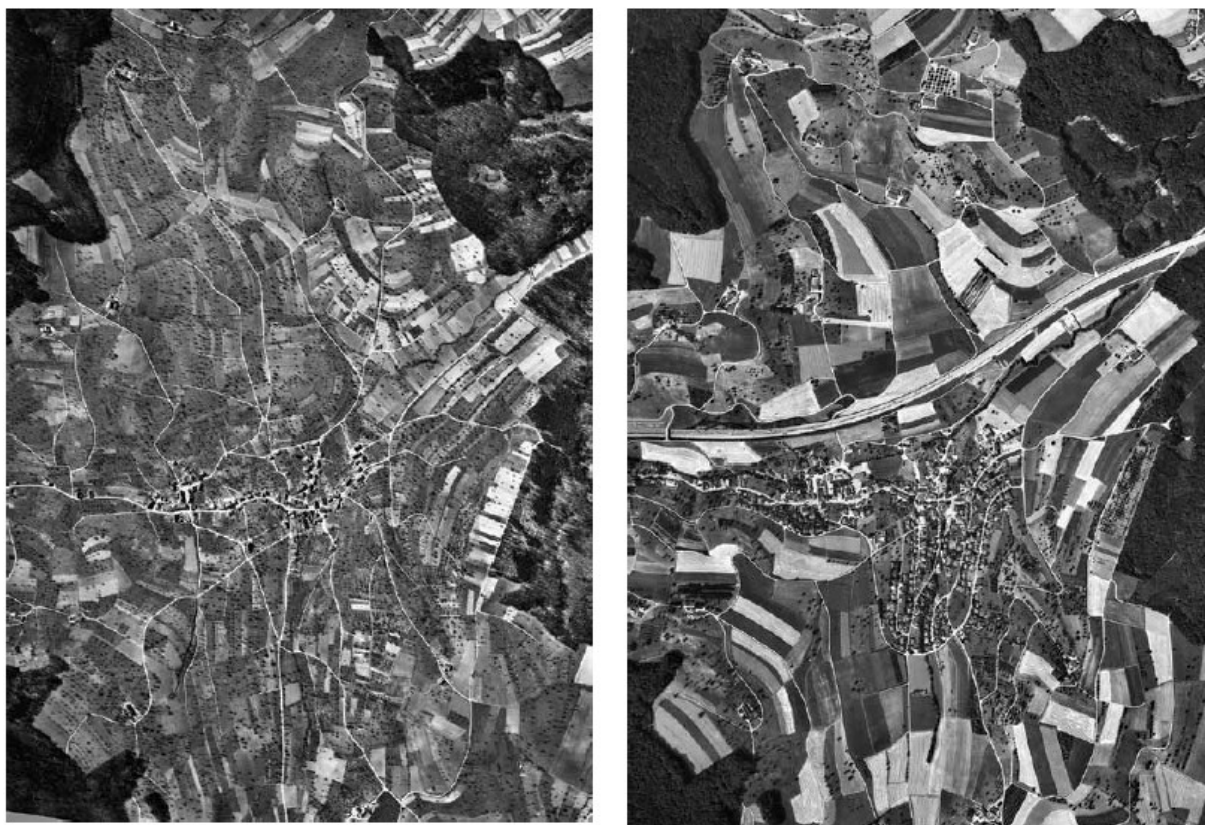
S koncem 2. světové války započala v Evropě rychlá modernizace zemědělství – takzvaná Zelená revoluce. S postupujícím technologickým vývojem se začaly ve velkém používat zejména agrochemikálie a moderní zemědělské stroje. Spolu s vylepšeným systémem zavlažování a s použitím zdokonalených odrůd plodin tak bylo dosaženo vyšší zemědělské produkce. Tyto změny odstartovaly zásadní proměnu evropské krajiny (Hilty, Lidicker Jr., Merenlender 2006). Nové metody vedly ke specializaci zemědělství, zvětšování velikosti jednotlivých zemědělských ploch a k stále větší nadbytečnosti lidské pracovní síly (Bignal, McCracken 2000). Celý proces přeměny byl dále umocněn dotační podporou na Západě a kolektivizací na Východě (Hilty, Lidicker Jr., Merenlender 2006).

Zelená revoluce vedla k rozpadu tradičních zemědělských společenství na venkově, k velké změně ve struktuře krajiny a k masivnímu snížení biodiverzity v zemědělsky využívaných oblastech a jejich okolí (Bignal, McCracken 2000). Zvětšování velikosti zemědělských ploch vedlo k odstraňování důležitých prvků v krajině – například mezí či soliterně stojících stromů. Meze jsou významnými biokoridory a jejich odstranění vede k zvýšenému odtoku a k následné erozi půdy (Jones-Walters 2007). Dalším negativním procesem měnícím krajinu v neprospěch přírodních společenstev je soustavné zvětšování prostoru pro obytnou a průmyslovou zástavbu, která tak tvoří plošnou bariéru (Bignal, McCracken 2000).

Změna krajiny je patrná na Obr. č. 1:, kde lze dobře pozorovat následující procesy (Jaeger a kol. 2011):

- zvětšení zastavěné plochy
- spojení zemědělských ploch do větších celků s jednou plodinou
- úbytek interakčních prvků – mezí, křovin, osamělých stromů či alejí ovocných stromů
- vznik výrazné dopravní infrastruktury
- důsledná ochrana ucelených lesních ploch

Obr. č. 1: Změna krajiny v obci Arisdorf ve Švýcarsku mezi lety 1953 a 1994



Zdroj: Tanner 1999, Federal Office of Topography swisstopo v (Jaeger a kol. 2011)

Masivní rozvoj dopravní infrastruktury je dalším procesem, který se významně podílí na fragmentaci habitatů. Například mezi lety 1970 až 1996 se délka Transevropské dopravní sítě (TEN-T) zdvojnásobila. Počet aut v Evropské unii (EU15) se mezi lety 1970 a 2000 téměř ztrojnásobil – z 62,5 milionu na 175 milionů (Tillmann 2005). Samotné srážky automobilů se zvěří nicméně nejsou zdaleka jediným problémem. Faktorem, který ovlivňuje distribuci a množství živočichů v krajině více, je dopravní hluk, kvůli kterému se fauna stahuje dále od komunikací, což jí významně zmenšuje životní prostor (Chen, Koprowski 2015). Dalšími faktory omezujícími živočichy v okolí silnic je zejména světlo reflektorů a znečištění (Jaeger a kol. 2005). Většina problémů s dopravní infrastrukturou souvisí s takzvaným okrajovým efektem, který značně ovlivňuje život v habitatu až několik set metrů od infrastruktury (Benítez-López, Alkemade, Verweij 2010). Dalším významným faktorem podílejícím se na fragmentaci je přeměna mokřadů a niv za použití stále dokonalejších systémů odvodnění (Jones-Walters 2007).

Výše popsané a mnohé další důvody se podílí na fragmentaci krajiny, která je existenčním problémem řady druhů. Dlouhodobá persistence spousty druhů není ve fragmentované krajině

možná (Jones-Walters 2007). Trend nastavený ve 20. století stále pokračuje a biologická rozmanitost kdysi velmi pestré evropské krajiny je tak v úpadku.

2.2 Zelený pás Evropy

Velkých změn v krajině v druhé polovině 20. století byla podstatná část Evropy do velké míry ušetřena. Touto oblastí jsou pohraniční oblasti dříve striktně oddělující zejména východní a západní blok. Nепrostupná bariéra rozdělující dvě části světadílu po téměř 40 let okolo sebe skýtala podmínky pro výskyt bioty, pro kterou již nebyly jinde vhodné podmínky. Důvodem byly restrikce lidských aktivit na východ od Železné opony a nevýhodné podmínky pro investory na západ od hranice (Riecken, Ullrich, Lang 2006). Tento efekt zcela jistě nebyl zamýšlený, ale nyní je považován za nesporně kladný přínos něčeho tak negativního jako byla Železná opona – bariéra, která rozdělovala mocenské bloky, státy, regiony i rodiny.

Tato oblast se stala významným refugiem ohrožených druhů rostlin i živočichů a významným biokoridorem prostupným ve směru podél hranic. Po pádu Železné opony v roce 1989 se pro území v okolí dříve neprostupných hranic ujal název Zelený pás Evropy (Zmelik, Schindler, Wrbka 2011; Frobel a kol. 2012). Oblast nezahrnuje pouze hraniční území oddělující státy východního bloku od Západu, tedy Železnou oponu. Zahrnuje více oblastí se stejným či podobným vývojem, které na samotnou Železnou oponu navazují. Do Zeleného pásu Evropy tak patří finsko-ruské a norskó-ruské hranice, ruské, estonské, lotyšské, litevské, polské a německé pobřeží Baltského moře a hranice obklopující Albánii a bývalou Jugoslávii (Terry, Ullrich, Riecken 2006). Kompletní rozsah hranic zachycuje Obr. č. 2:. Je zřejmé, že území Zeleného pásu Evropy nemělo všude totožný vývoj kvůli velké variabilitě prostupnosti či ochrany hraničního pásma mezi jednotlivými zeměmi. Například hranice mezi Itálií a bývalou Jugoslávií tedy dnešním Slovinskem nebyla striktně hlídána, zatímco například hranice mezi Českem a Rakouskem byly hlídány mnohem více (Riecken, Ullrich, Lang 2006). Množství zásahů do přírody se tak v různých částech pásu značně se lišilo. Nicméně i přes různé odlišnosti ve všech oblastech tohoto území proběhl ten samý proces, pouze s rozdílnou intenzitou a jeho výsledek je ve většině Zeleného pásu Evropy stále patrný (Terry, Ullrich, Riecken 2006).

Obr. č. 2: Vymezení Zeleného pásu Evropy



Zdroj: European Green Belt Initiative (2018b)

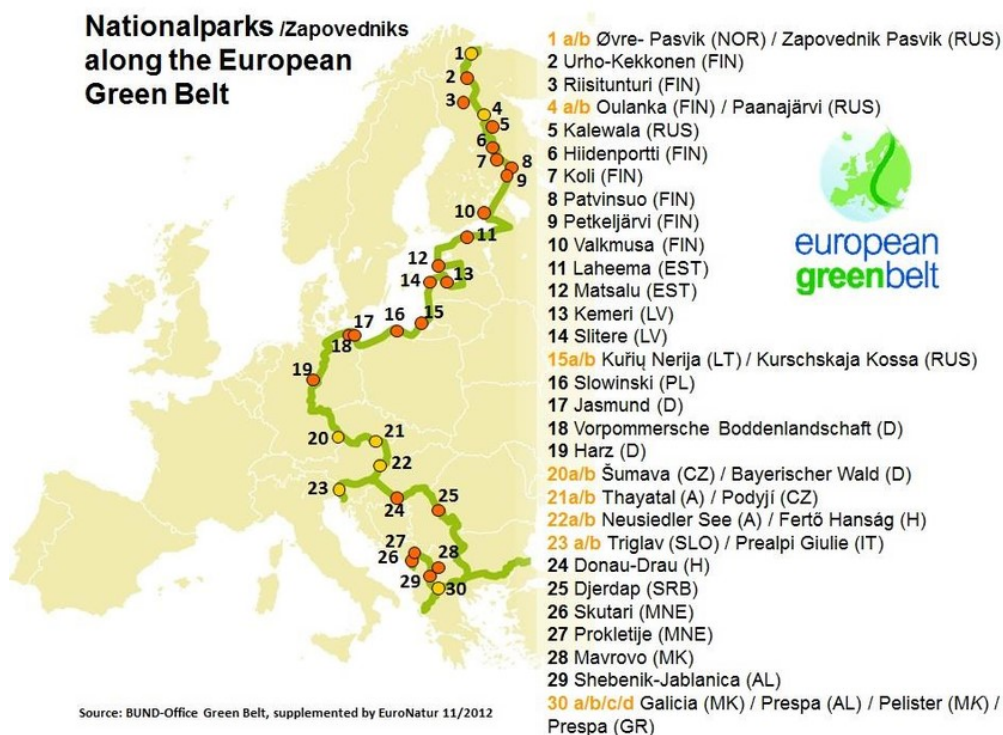
Šířka pásu jakožto i ochrana a šířka bývalých hraničních pásem není všude stejná a značně se liší. Pás tedy tvoří území různě vzdálené od hranice celkem dlouhé více než 12 500 km (Frobel a kol. 2012). Díky svým obrovským rozměrům a převážné severo-jihní orientaci je Zelený pás Evropy rozmanitým koridorem a rozprostírá se přes 8 z 9 hlavních evropských biogeografických regionů (Zmelik, Schindler, Wrbka 2011). Nachází se v něm rozsáhlé plochy přírodní krajiny, jako například pralesy či nemodifikované vodní toky, ale také hodnotné

kulturní krajiny, ve kterých stále převažuje extenzivní forma zemědělství. Společným znakem území je vysoká biodiverzita a nízká úroveň fragmentace (Terry, Ullrich, Riecken 2006).

Významný je výskyt megafauny, protože má velké prostorové nároky, a je tak velmi citlivá na fragmentaci. Žije zde celá řada živočišných druhů, kteří se již v evropské krajině běžně nevyskytují. Lze jmenovat soba polárního, labuť zpěvnou, medvěda hnědého, rosomáka euroasijského v severní části pásu. Středoevropská část pásu poskytuje útočiště například rysovi ostrovidovi, vlkovi obecnému a losu evropskému. Rys balkánský či orl královský se vyskytují v části pásu procházející Balkánským poloostrovem. Poměrně specifickou část pásu tvoří pobřeží Baltského moře, kde se nachází například tuleň kuželozubý a tuleň kroužkovaný (European Green Belt Initiative 2018b). Podrobnému popisu jednotlivých částí pásu se věnuje Terry, Ullrich, Riecken (2006).

Není náhodou, že na území Zeleného pásu vzniklo velké množství chráněných území včetně národních parků, chráněných území Natura 2000 či Ramsar Sites (Terry, Ullrich, Riecken 2006; Zmelik, Schindler, Wrbka 2011). Na Obr. č. 3: jsou vyznačeny národní parky podél Zeleného pásu Evropy. Některé z těchto parků jsou přeshraniční. Národní parky se v těchto místech nachází na každé straně hranice.

Obr. č. 3: Národní parky na území Zeleného pásu Evropy



Zdroj: BUND-Office Green Belt v Knolle (2015)

S pádem Železné opony s následným otevřením hranic a zrušením hraničních pásem se území stalo zranitelným a je stále více fragmentováno lidskou činností. Zejména výstavba dopravní infrastruktury či urbánní a průmyslové zástavby nadále vytváří bariéry, které protínají a oddělují habitaty a tím snižují funkčnost ekosystému (Jongman 2002; Riecken, Ullrich, Lang 2006).

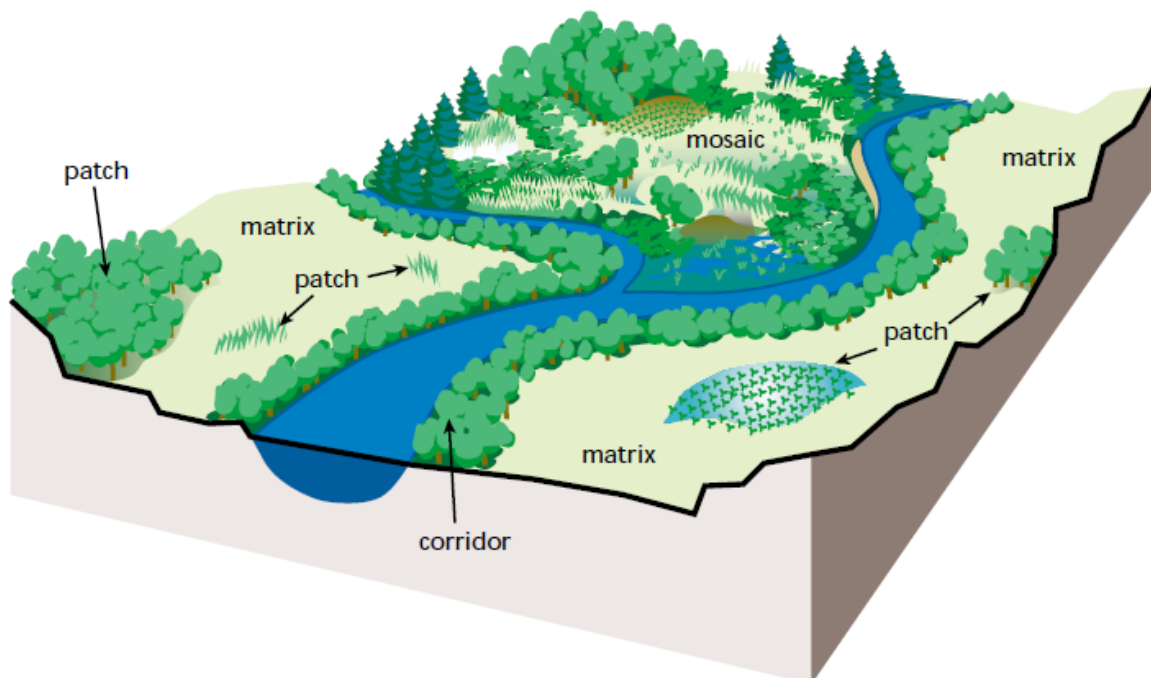
K pochopení důsledků těchto procesů na funkčnost ekosystému je nutné se nejprve podrobně věnovat struktuře a fragmentaci krajiny, o kterých pojednávají následující kapitoly.

3. STRUKTURA A FRAGMENTACE KRAJINY

3.1 Struktura krajiny

Struktura krajiny je definována jako rozložení energie, látek a druhů ve vztahu k tvarům, velikostem, počtům, způsobům a uspořádání krajinných složek a ekosystémů (Forman, Godron 1993). V krajinné ekologii se rozlišují tři základní složky krajiny: krajinná matrice (*matrix*), krajinná enkláva či ploška (*patch*) a krajinný koridor (*corridor*) (Forman, Godron 1993). Speciálním typem konfigurace krajiny je krajinná mozaika (*mosaic*) (Federal Interagency Stream Restoration Working Group 1998).

Obr. č. 4: Základní složky krajiny v krajinné ekologii

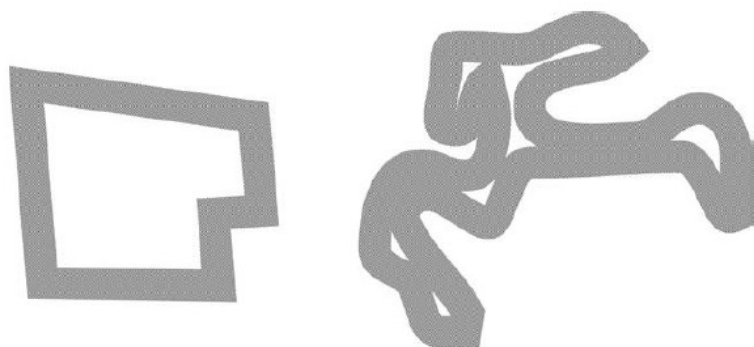


Zdroj: Federal Interagency Stream Restoration Working Group (1998)

Krajinná matrice označuje dominantní a ztelně nejvíce propojenou složku krajiny (Federal Interagency Stream Restoration Working Group 1998). Při určování krajinné matrice v určitém segmentu krajiny se zohledňují tři kritéria: velikost, spojitost a role krajinné složky. Podle Formana a Godrona (1993, s. 189) se při určování krajinné matrice uplatňuje následující postup: „*typ krajinné složky, jejíž výměra jasně dominuje v celkové výměře, je možno považovat za krajinnou matici. Jestliže žádný z typů jasně nepřevládá, matrice je určena stupněm spojitosti. Jestliže nerozhodne ani toto kritérium, je matrice určena na základě role, kterou hraje v celkové dynamice krajiny*“.

Termín **ploška či krajinná enkláva** označuje nelineární plochu, která není součástí matrice (Federal Interagency Stream Restoration Working Group 1998) a výrazně se liší od svého okolí. Tvar a velikost jsou u plošek důležitými charakteristikami, protože do velké míry určují funkci plošky v ekosystému. Velikost ovlivňuje množství biomasy, produkci a zásobu živin na jednotku plochy či biodiverzitu plošky. Tvar plošky je důležitý zejména kvůli působení okrajového efektu. Kruhové plošky mají nejmenší podíl okrajů a tedy vliv okrajového efektu je u nich proporcionálně nejmenší, zatímco u plošek protáhlého tvaru s velkým podílem okrajů efekt ovlivňuje větší části plošek (Forman, Godron 1993).

Obr. č. 5: Vztah tvaru plošky a podílu okrajů



Zdroj: Hilty, Lidicker Jr., Merenlender (2006)

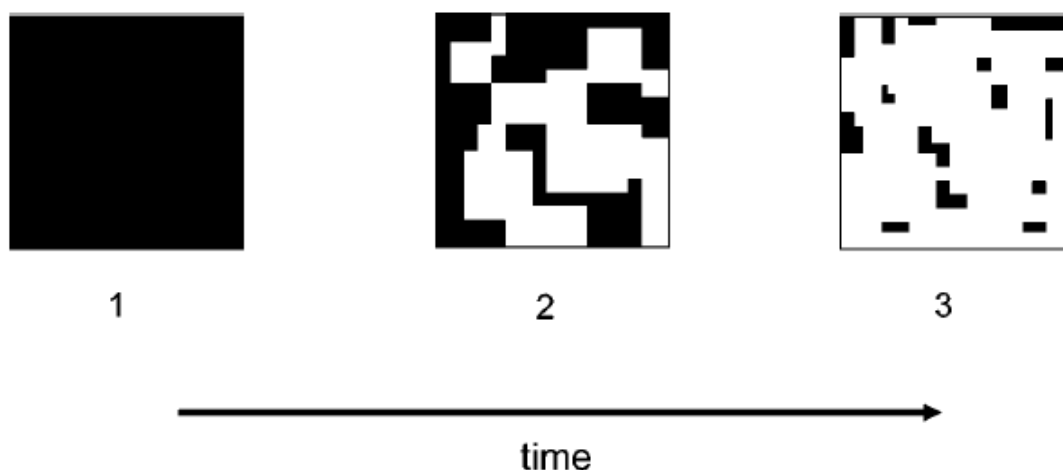
Koridor je liniová složka krajiny. Bývá zpravidla označován jako spojovací prvek krajiny, ale v závislosti na různé preference a nároky druhů může být i bariérou čili izolujícím prvkem. Je významným prvkem často zajišťujícím konektivitu mezi stanovišti či naopak bariéru. Koridor často spojuje složky krajiny a dochází tak ke vzniku krajinné matrice. Pokud má koridor charakter široké linie, je označován jako pásový (Forman, Godron 1993; Federal Interagency Stream Restoration Working Group 1998).

Pokud v rámci vybraného segmentu krajiny nejsme schopni určit složku krajiny tvořící krajinnou matici, označujeme krajinu jako **mozaiku** (Forman, Godron 1993; Federal Interagency Stream Restoration Working Group 1998). Konfigurace složek krajiny hraje významnou roli pro funkci ekosystému a její změny, jako například fragmentace, mají dalekosáhlé důsledky.

3.2 Fragmentace krajiny

Fragmentace krajiny je proces při kterém se velké souvislé plochy habitatu mění na větší počet plošek menších a izolovaných (Jaeger a kol. 2011). Původ slova fragmentace pochází z latinského *fragmentum*, což vyjadřuje zlomek, úlomek či dílčí část ve smyslu určitého odpadu, který již postrádá plnohodnotné vlastnosti původního celku. V krajině proces funguje podobně. Krajinné celky jako biotopy neboli habitaty se vytvářením bariér dělí na menší části, a tak ztrácí schopnosti plnit své původní ekologické funkce. Tyto celky jsou oddělovány a izolovány bariérami v podobě ploch či linií, které jsou natolik nevhodné pro pohyb druhů, že již nelze území považovat za jeden celek (Anděl a kol. 2005).

Obr. č. 6: Schématicky znázorněná fragmentace



Zdroj: Fahrig (2003)

Plošnou fragmentační bariérou může být i souvislý pás biotopu, který je pro daný druh nepříznivý (Anděl a kol. 2005). Příkladem plošné bariéry je urbánní zástavba či velká zemědělská plocha s jedinou plodinou. Fragmentace krajiny tak vede ke kompletnímu narušení krajiny a často k nahrazení původní krajinné matrice maticí antropogenního původu, která slouží jako bariéra (Jaeger 2000). Dálnice či železnice jsou příkladem liniových bariér antropogenního původu. I liniové formy bariéry mohou být přírodního charakteru, příkladem je řeka (Anděl a kol. 2005). Zde je důležité podotknout, že pro každý druh může být fragmentační bariéra jiné prostředí a že takovéto bariéry se vyskytují i přirozeně bez přičinění člověka. Například řeka či mokřady mohou být pro některé organismy bariérou a pro jiné koridorem (Hilty, Lidicker Jr., Merenlender 2006).

Zajímavým příkladem jsou také silnice, které plní zejména funkci fragmentační bariéry, ale pro některé druhy mohou být i koridorem, a to zejména díky doplňujícím prvkům okolo samotné silnice – nesečené trávy a stromovým alejím (Hilty, Lidicker Jr., Merenlender 2006). I odolnost vůči ovlivnění antropogenní fragmentační bariérou je u každého druhu jiná (Anděl 2010; Benítez-López, Alkemade, Verweij 2010; Samways, Bazelet, Pryke 2010).

K pochopení kapitol, ve kterých se věnuji důsledkům fragmentace krajiny a boji proti nim, je nutné se nejprve seznámit se ekologickými teoriemi, které jsou základem probíhajících výzkumů a často i konkrétních řešení problémů fragmentace krajiny. V následujících podkapitolách se budu věnovat teorii ostrovní biogeografie a teorii metapopulací.

3.3 Teorie ostrovní biogeografie

Teorie ostrovní biogeografie vychází z pozorování ekologie skutečných mořských ostrovů. Tyto studie zkoumaly zejména biodiverzitu ostrovů, vymírání druhů a zákonitosti kolonizace ostrovů novými druhy v závislosti na velikost ostrovů a vzdálenost okolních ostrovů (Anděl a kol. 2005). V teorii se pracuje s celou řadou zákonitostí, nicméně ne všechny byly v praxi dostatečně empiricky prokázány (Forman, Godron 1993). Teorie podle Hilty, Lidicker Jr., Merenlender (2006) představuje následující 4 zákonitosti:

1) Na **větších ostrovech se nachází více druhů** než na menších ostrovech. Na větších ostrovech je více prostoru k výskytu více druhů habitatů. To je podmíněno především větší topografickou členitostí, rozmanitějšími mikroklimatickými podmínkami a větší rozmanitostí půd. Větší ostrovy jsou zároveň díky své rozloze snadnějším cílem potencionálních kolonizátorů (Hilty, Lidicker Jr., Merenlender 2006).

2) Na ostrovech **blíže pevnině je větší biodiverzita** než na ostrovech dále od pevniny. Pevnina je zdrojem kolonizátorů, tudíž se zvětšující se vzdáleností ostrova od pevniny se snižuje pravděpodobnost kolonizace více druhy (Hilty, Lidicker Jr., Merenlender 2006).

3) U populací na **malých ostrovech spíše dojde k extinkci** než u populací na velkých ostrovech. Čím menší ostrov je, tím menší populace na něm může přežít. V omezeném prostoru s větší pravděpodobností případná disturbance habitatu či jiné pro populaci negativní události zahubí celou populaci či její podstatnou část (Hilty, Lidicker Jr., Merenlender 2006). Na malých ostrovech také účinně funguje tzv. princip kompetičního vyloučení. Pokud dva druhy, které jsou přímými kompetitory (mají stejnou ekologickou niku) obývají stejné homogenní prostředí, tak silnější kompetitor vyloučí slabšího (Tkadlec 2008).

4) Populace na ostrovech *blízko pevnině s menší pravděpodobností vymírají*, protože jsou snadněji doplňovány populacemi na pevnině (Hilty, Lidicker Jr., Merenlender 2006).

Aplikace této teorie v našich podmínkách je problematická, kvůli řadě komplikací a odlišností. Přesto teorie ostrovní biogeografie stále slouží jako základ pro pochopení dynamiky pohybu druhů (Hilty, Lidicker Jr., Merenlender 2006). Principy teorie byly přeneseny do běžné krajiny, kde ostrovy reprezentují části krajiny vhodné pro daný druh a voda reprezentuje části krajiny pro daný druh nevhodné (Anděl a kol. 2005). Na teorii ostrovní biogeografie později navázala teorie metapopulací a rozšířila ji (Hilty, Lidicker Jr., Merenlender 2006).

3.4 Metapopulační teorie

Metapopulace je pro označení pro větší soubor jednotlivých lokálních populací stejného druhu, které mezi sebou interagují. Tyto populace jsou navzájem propojené pohybem jedinců a jsou od sebe oddělené nevhodným habitatem. (Hilty, Lidicker Jr., Merenlender 2006). Základním procesem v metapopulaci je vymírání a kolonizace (Hanski, Gilpin 1991).

Klasická metapopulační teorie rozlišuje dva základní typy lokálních populací, a to *zdrojové a sinkové* (Anděl a kol. 2005). U zdrojových populací počet narozených jedinců převyšuje počet jedinců umírajících. Zatímco u sinkových populací je to naopak, a tedy že počet umírajících jedinců převyšuje počet jedinců narozených. Populace jsou propojeny vzájemnou migrací, a tudíž zdrojová populace doplňuje populaci sinkovou přísunem jedinců. Sinková populace je tedy závislá na zdrojové populaci a sama by nemohla přežít.

Důležitým rozdílem mezi teorií ostrovní biogeografie a teorií metapopulací je, že teorie metapopulací nepracuje s konceptem pevniny, kde je neomezený počet migrujících jedinců. Naopak zdůrazňuje závislost všech populací v rámci metapopulace, a to zdrojových i sinkových – například z důvodu výměny genetického materiálu. Populace zdrojové nutně nemusí být větší než sinkové, jak je často mylně předpokládáno (Hanski, Gilpin 1991).

4. DŮSLEDKY FRAGMENTACE KRAJINY

Córdova-Lepe, Del Valle, Ramos-Jiliberto (2018) rozlišují tři dílčí procesy probíhající při fragmentaci. Jsou jimi ztráta habitatu, ztráta konektivity a zvětšení podílu okrajů habitatu. Tyto procesy spolu velice úzce souvisí, a je tak obtížné rozlišit konkrétní důsledky separátně. Proto jsou většinou posuzovány důsledky fragmentace jako celku.

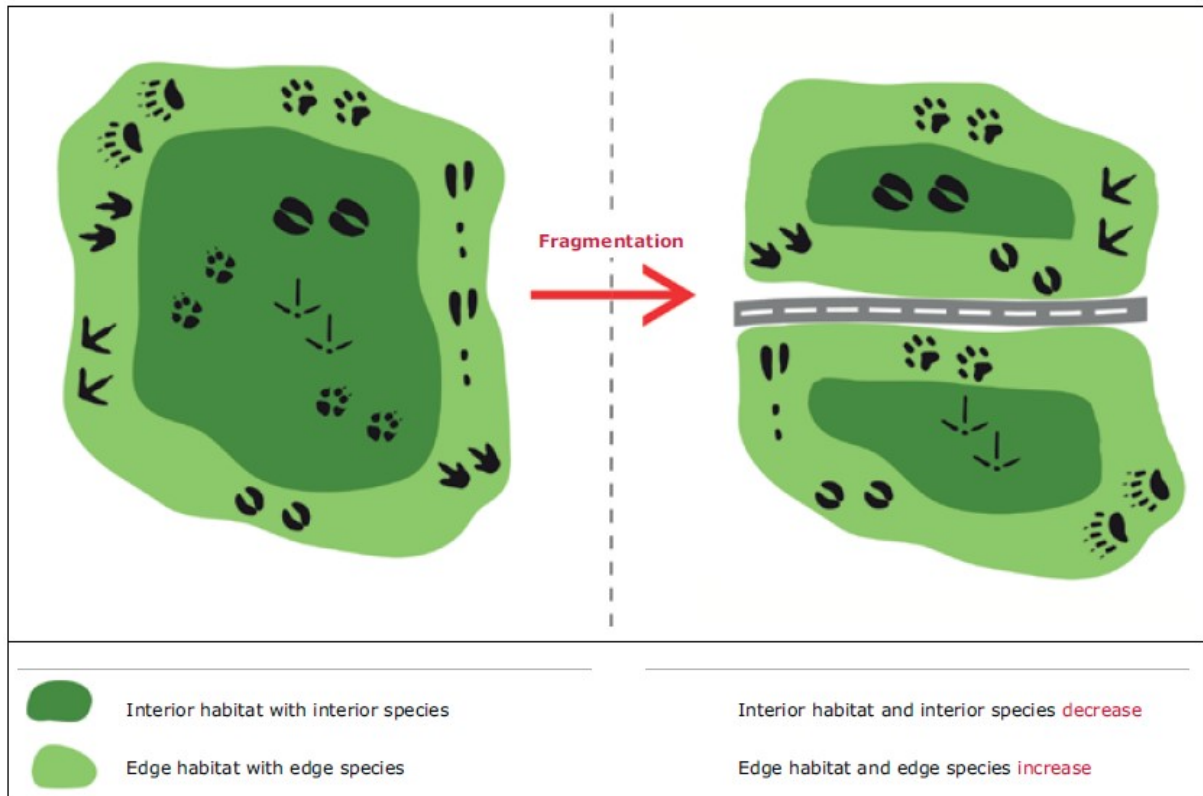
Ke *ztrátě habitatu* dochází v případě, že je habitat nahrazen krajinnou maticí jiného nevyhovujícího typu a jednotlivé zbylé drobné plošky habitatu již nejsou schopny plnit svoji funkci (Córdova-Lepe, Del Valle, Ramos-Jiliberto 2018). Jako příklad uvažujme kontinuální plochu lesa, která je fragmentací rozdělena na větší množství remízků, které tak nejsou schopny plnit původní funkci lesa jako celku. Krajinnou maticí se tak stane například pole místo lesa, jehož zbytky tvoří krajinné enklávy.

Ztrátou konektivity se rozumí, že jednotlivé plošky vhodných habitatů jsou od sebe natolik odděleny, že se tím zpomalí či naprosto přeruší migrace mezi nimi (Córdova-Lepe, Del Valle, Ramos-Jiliberto 2018). Velmi jednoduchým příkladem je výstavba dálnice oddělující část lesa od zbytku. Limitovaná možnost pohybu je pro biotu vždy problémem. Jedinci se pohybují z mnohých důvodů. Jsou jimi například hledání potravy, migrace z důvodu disturbance, migrace před predátory, sezónní migrace, rozmnožování nebo vyrovnávání počtů jedinců mezi lokálními populacemi (rozptyl) (Anděl a kol. 2005). Pohyb jedinců mezi jednotlivými lokálními populacemi je důležitý také z dlouhodobého genetického pohledu. Při rozmnožování v rámci metapopulace dochází k výměně genetického materiálu. V případě, kdy fragmentace tomuto procesu brání, tak je možné, že příbuzenské rozmnožování tzv. inbreeding, zapříčiní větší výskyt škodlivých mutací (Anděl a kol. 2005; Hilty, Lidicker Jr., Merenlender 2006; Jaeger a kol. 2011). Izolované populace jsou více zranitelné vůči disturbancím – nemohou se přesunout a také nemohou být doplňovány imigrujícími jedinci. Takovéto lokální populace snadněji podléhají i přirozeným výkyvům v početnosti. Dochází tak k častějšímu vymírání lokálních populací a rekolonizace je obtížná (Anděl a kol. 2005).

Dalším zdrojem konkrétních negativních důsledků fragmentace krajiny jsou *okrajové efekty*. Jejich větší působení nastává rozdělením plošky habitatu na více, kdy se zvětší podíl okrajů na celkové ploše (Jaeger a kol. 2011). Okrajové části habitatu mají odlišné podmínky a charakteristiky než části vnitřní. Liší se v osvětlení, vlhkosti, teplotě či v rychlosti větru. Tyto podmínky determinují jinou skladbu bioty. Přechodná zóna mezi různými habitaty se nazývá ekoton (Fisher, Lindenmayer 2007; Jaeger a kol. 2011). V případě přechodu habitatu v

antropogenně využívané území jsou okraje habitatu jsou více narušovány lidskou činností a to například hlukem (Fisher, Lindenmayer 2007). Vymezení okrajových částí habitatu se různí, záleží na kritériích, ale může sahat až stovky metrů od samotného okraje bariéry. Fragmentací krajiny se rapidně zmenšuje prostor pro faunu a flóru přizpůsobenou či vyžadující vnitřní části habitatu. Naopak se zvětšuje prostor pro druhy obývající okrajové části habitatu (Obr. č. 7:). To narušuje stabilitu ekosystému (Jaeger a kol. 2011).

Obr. č. 7: Ztráta vnitřní části habitatu zapříčiněná konstrukcí silnice



Zdroj: Jaeger a kol. (2011)

S fragmentací a ztrátou konektivity také souvisí pojmy *relaxation time* a *extinction debt* (Gibson a kol. 2013). Pro vysvětlení těchto pojmů uvažujme ostrov oddělený od pevniny tektonickým pohybem. Na tomto ostrově zůstala původní fauna a flóra, nicméně ostrov samotný bez zbytku pevniny již neposkytuje veškeré předpoklady pro výskyt jistých druhů, které zůstaly na ostrově uvězněny. Pokud tyto druhy nedisponují schopnostmi pro překonání nově vzniklé bariéry, jejich populace na ostrově budou klesat, dokud nedojde k jejich vymření (Hilty, Lidicker Jr., Merenlender 2006). V okamžiku změny habitatu vzniká *extinction debt* a fáze mezi změnou habitatu a docílením nového rovnovážného stavu ekosystému se nazývá *relaxation time* (Gibson a kol. 2013).

Tento teoretický koncept lze aplikovat i na změny v běžné krajině. Plný rozsah důsledků způsobených úpravou krajiny se zpravidla ukáže až o desítky let po provedení změn (Jaeger a kol. 2011) a tato doba může být velmi variabilní a je zpravidla kratší u menších izolovaných plošek (Gibson a kol. 2013). Živočišné a rostlinné druhy mohou zpočátku přežít změnu habitatu, ale později může dojít k jejich vyhynutí již bez dalších zásahů do krajiny (Kuussaari a kol. 2009). To znamená, že i kdyby se veškerá dosud probíhající fragmentace krajiny zastavila, tak by stále docházelo k úbytku populací dotčených druhů. K tomuto efektu dochází kvůli pomalejší a taky velmi různorodé reakci celých populací na změny v krajině (Tilman a kol. 1994; Helm, Hanski, Pärtel 2006; Jaeger a kol. 2011). Habitat má tedy *extinction debt*, pokud počet na něm žijících druhů je větší než počet druhů při budoucím dosažení rovnovážného stavu, který je predikován na základě již proběhlých změn v krajině (Kuussaari a kol. 2009; Hylander, Ehrlén 2013). Z tohoto důvodu je dopad důsledků fragmentace krajiny na populace zvířat i rostlin velmi obtížné kvantifikovat (Jaeger a kol. 2011).

Často dochází k podceňování tohoto efektu při vymezení počtu ohrožených či dotčených druhů ať už z důvodu fragmentace či z důvodů jiných, jakými může být například klimatická změna (Kuussaari a kol. 2009). Vzhledem k signifikantnímu celosvětovému úbytku habitatů v posledních desetiletích může následovat opožděné vymírání druhů v mnoha přírodních společenstvech (Hanski 2000; Kuussaari a kol. 2009).

Pokud extinkce jednoho klíčového druhu vede k extinkci dalšího či více druhů, hovoříme o tzv. **řetězci vymírání** (*extinction cascades*). Takováto reakce ekosystému má dalekosáhlé důsledky (Fisher, Lindenmayer 2007).

5. OPATŘENÍ PROTI FRAGMENTACI KRAJINY

5.1 Koncept ekologických sítí

Závažnost fragmentace habitatů roste spolu s postupující klimatickou změnou, které se druhy musí přizpůsobovat, a tedy i měnit místo svého výskytu. To může být zvláště obtížné v izolovaných habitatech a může to vést k vymření populace (Jones-Walters 2007).

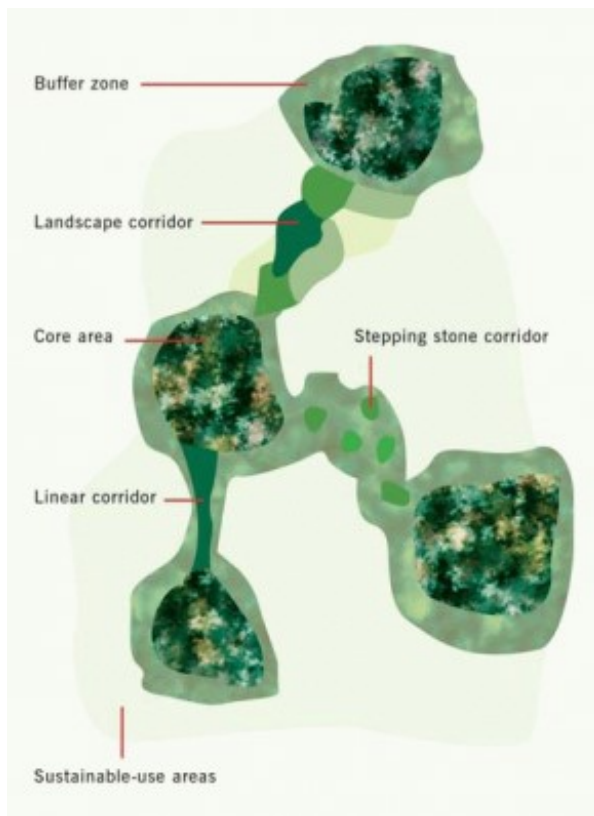
Samotné udržování jednotlivých chráněných území nezajišťuje biodiverzitě dlouhou budoucnost. K udržení biodiverzity lépe slouží koncept ekologické sítě, který bojuje proti negativním efektům fragmentace (Čivić, Jones-Walters 2014). Síť se skládá z přírodně hodnotných území a má za cíl komplexní ochranu biodiverzity (Boitani a kol. 2007). Kromě uchování vhodných biotopů je zásadním atributem tohoto konceptu dosažení kontinuity mezi biotopy (Anděl 2010). Tyto sítě se skládají z jádrových území, ekologických koridorů, nárazníkových zón a oblastí rekultivace (Jones-Walters 2007).

Jádrová území jsou rozsáhlé oblasti s vysokou biodiverzitou, funkčním ekosystémem a vysokým stupněm ochrany. Tato území disponují vhodnými habitaty pro výskyt chráněných druhů (Tillmann 2005). V ideálním případě je jádrovým územím oblast, kde se nachází zdrojové populace námi chráněných druhů v kontextu teorie metapopulací.

Ekologické koridory jsou lineární prvky, které propojují jádrové oblasti a poskytují možnost druhům šířit se či migrovat (Tillmann 2005). Těchto koridorů je více typů, zpravidla se rozlišují tři: liniové, pásové a nášlapné kameny. Liniové koridory jsou poměrně úzké a poskytují tak prostor pro pohyb pouze některým druhům, zatímco pásové koridory disponují větší šířkou a tím umožňují také výskyt druhů vnitřních částí habitatu (Forman, Godron 1993). Nášlapné kameny jsou malé navzájem nepropojené plošky habitatu splňující pro některé druhy stejné funkce či alespoň částečnou průchodnost jako liniové či pásové koridory (Tillmann 2005).

Nárazníkové zóny jsou přechodné ochranné části sítě nacházející se při jejích okrajích a které ji chrání od negativních vnějších vlivů (Tillmann 2005). Restrikce lidských aktivit v nich není tak striktní. Mají tedy menší stupeň ochrany (Kortelainen 2010).

Oblasti rekultivace jsou území s nižší ekologickou hodnotou, ale které mají potenciál a možnost ekologické obnovy (Tillmann 2005).



Obr. č. 8: Schématické zobrazení jednotlivých druhů koridorů

Zdroj: *Sistemas de Circulación Ecológica* (2009)

Tento koncept by měl zvrátit negativní efekty zejména způsobených fragmentací krajiny (Jones-Walters 2007) uchováním možnosti biologického pohybu, ekologických procesů a evolučních přizpůsobení v měnící se krajině. Je nutné ekologické sítě budovat ve více měřítkách, aby tak propojily habitaty na lokální, regionální, národní i mezinárodní úrovni. Dalším důležitým cílem je dosažení alespoň částečné prostupnosti jinak nepropustných bariér. Ekodukty (Obr. č. 9:) by

tak měly hrát významnou roli při plánování nové infrastruktury. Toto je zvláště důležité ve významných migračních koridorech (Tillmann 2005).



Obr. č. 9: Ekodukt překonávající silnici, jakožto liniovou bariéru

Zdroj: *Anděl, Petržilka, Gorčicová* (2010)

Mnohé druhy vyžadují přístup k více rozdílným habitatům v rámci jejich životních i denních cyklů (Jaeger a kol. 2011). Jiné druhy jsou zase více citlivé na destrukci a fragmentaci jediného

biotopu, na kterém jsou závislí. Například u živočichů z důvodu výskytu konkrétního druhu rostliny, kterou se výhradně živí. Takovéto druhy (specialisté) patří mezi druhy, které jsou zvláště náchylné na změny a fragmentaci krajiny (Hilty, Lidicker Jr., Merenlender 2006). Obecně lze říci, že druhy se silnou závislostí na určitém druhu biotopu, druhy s omezenou schopností pohybu a druhy vyžadující rozsáhlý životní prostor jsou fragmentací krajiny nejvíce ohroženy (Anděl a kol. 2005).

Aplikace konceptu ekologické sítě zůstává velmi obtížným úkolem, vzhledem k velkému počtu druhů s rozdílnými ekologickými nároky různě ovlivněných fragmentací krajiny a různorodosti

podmínek přírodních i sociálních (Anděl 2010). Žádný ekologický koridor nemůže vyhovovat všem druhům. Například to, co je pro jeden druh koridorem, představuje pro jiný druh bariéru (Samways, Bazelet, Pryke 2010). Je tedy nutná značná variabilita a komplexnost ochrany. Navrhování ochranných opatření je proto složitý proces (Anděl 2010; Jaeger a kol. 2011).

Mezi tuzemské druhy, které jsou zvláště citlivé na fragmentaci krajiny patří medvěd hnědý, los evropský nebo sysel evropský. Naopak druhy živočichů jako je srnec obecný, prase divoké a veverka obecná jsou fragmentací málo ohroženi (Anděl a kol. 2005).

Problematika fragmentace má u téměř každého druhu, skupiny druhů a biotopu svá specifika, a tak by bylo ideální, kdyby se tedy řešila individuálně. To ale bohužel není možné z hlediska kapacity a náročnosti takových opatření, včetně začlenění do legislativy a územního plánování. Proto se ekologické sítě tvoří pro vybranou skupinu druhů. Touto skupinou jsou nejčastěji velcí savci. V Česku se do této skupiny v záležitostech konektivity krajiny nejčastěji řadí rys ostrovid, vlk obecný, medvěd hnědý, los evropský a jelen lesní. Tyto druhy mají vysoké ekologické nároky a to znamená, že tam, kde je dostatečná prostupnost krajiny pro ně, bude také dostačující pro většinu druhů lesní fauny (Anděl 2010). Tyto druhy se označují jako deštníkové, protože jejich ochranou dosáhneme i ochrany jiných druhů, které přímo nechráníme či pro ně nekoncepujeme ochranná opatření (Anděl, Petržílka, Gorčicová 2010).

Vyhodnocení úspěšnosti přijatých opatření je také nesnadným úkolem, jelikož je potřeba delšího a ne zcela jasného časového úseku k projevení funkčnosti či nefunkčnosti nových ochranných opatření (Boitani a kol. 2007).

5.2 Ochrana biodiverzity na celoevropské úrovni

Existuje řada iniciativ prosazujících ochranu přírody celoevropské úrovni. Mezi nejvýznamnější patří Pan-European Ecological Network (PEEN), Natura 2000 a Emerald Network (Tillmann 2005; Jaeger a kol. 2011). Nicméně pouze některé z iniciativ se zabývají ochranou přírody na bázi ekologických sítí. Tu prosazuje například poměrně mladá iniciativa s názvem European Green Belt.

Pan-European Ecological Network je iniciativa pod záštitou Rady Evropy, programem pro životní prostředí (UNEP) Organizace spojených národů (OSN) a Evropského centra pro ochranu přírody (ECNC). Její cíl je dosažení spolupráce mezi dílčími iniciativami mezinárodního či celoevropského významu a vytvoření kooperujících článků podílejících se na tvorbě ekologické sítě napříč Evropou (Jongman a kol. 2011).

Za iniciativou *Natura 2000* stojí Evropská Unie, konkrétně právní předpisy EU Habitats Directive (směrnice o stanovištích) a EU Birds Directive (směrnice o ptácích). Tato soustava chráněných území obsahuje dva typy chráněných území: evropsky významné lokality a ptačí oblasti (Tillmann 2005). Evropsky významné lokality jsou budovány za účelem ochrany přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin a ptačí oblasti jsou budovány za účelem ochrany ptáků. Tato ochrana je koncipována, aby chránila druhy, které jsou zranitelné z pohledu celoevropského a ne pouze z pohledu jednotlivých států (AOPK ČR 2006; European Commission 2019).

Iniciativa ***Emerald Network*** of Areas of Special Conservation Interest si klade za cíl ochranu oblastí významem důležitých pro ochranu přírody. Tato soustava spadá pod záštitu Rady Evropy a v Evropské Unii je nahrazována soustavou Natura 2000. Tudíž Emerald Network je do určité míry ekvivalentem soustavy Natura 2000 v Evropě mimo státy Evropské Unie jako například Norsko, Ukrajina či Švýcarsko (Tillmann 2005).

Iniciativa ***European Green Belt*** je poměrně mladým projektem, který si klade za cíl komplexní ochranu přírody na území Zeleného pásu Evropy a uchování charakteru celoevropského biokoridoru a páteře ekologické sítě Evropy (European Green Belt Initiative 2018a). Tato iniciativa při své činnosti důsledně uplatňuje koncept ekologické sítě (Kortelainen 2010). Vznikla spojením několika regionálních iniciativ v roce 2003. Iniciativa je rozdělena na 4 regiony v rámci kterých koordinuje aktivity členských organizací. Těmito oblastmi je Fennoskandinávie, Pobaltí, Střední Evropa a Balkán (European Green Belt Initiative 2018c). Tato iniciativa spojuje organizace ve 24 zemích Evropy, kterými prochází Zelený pás Evropy. Těmito zeměmi jsou Norsko, Rusko, Finsko, Estonsko, Lotyšsko, Litva, Polsko, Německo, Česko, Rakousko, Slovensko, Maďarsko, Chorvatsko, Slovinsko, Itálie, Srbsko, Rumunsko, Bulharsko, Kosovo, Severní Makedonie, Turecko, Řecko, Albánie a Černá Hora (European Green Belt Initiative 2018b).



Obr. č. 10: Logo iniciativy European Green Belt

Zdroj: *Federal Agency for Nature Conservation (2013)*

6. METODIKA

6.1 Oblast zájmu

V praktické části práce jsem analyzoval pouze část Zeleného pásu Evropy, který jako Železná opona ve 20. století separoval východní blok od Západu, a to konkrétně od Baltského moře po Řecko, které již v práci není zahrnuto. Zkoumaná oblast se tedy nachází v následujících státech: Německo, Česko, Rakousko, Slovensko, Maďarsko, Slovinsko, Chorvatsko, Srbsko, Rumunsko, Bulharsko a Severní Makedonie. V práci tedy není zahrnuto například italsko-slovinské, slovinsko-rakouské či albánské hraniční pásmo. Šířku zkoumaného území jsem stanovil na 30 km od státní hranice.

Pro praktické důvody jsem oblast zájmu rozdělil na síť čtverců o délce strany 5 km a tedy ploše 25 km². Krajinné metriky jsem počítal pro každý čtverec a následně je upravoval a vizualizoval. Zkoumal jsem tedy krajinu rozdělenou na 5877 stejně velkých dílů dohromady pokrývajících plochu 146 925 km².

6.2 Data

Hlavním zdrojem dat pro praktickou část práce jsou data krajinného pokryvu CORINE Land Cover (CLC). Tato data jsou poskytována v rámci programu Copernicus (2019), který je koordinován Evropskou unií ve spolupráci s řadou dalších institucí – například s Evropskou kosmickou agenturou. Data jsou volně dostupná za roky 1990, 2000, 2006, 2012 a 2018 a pokrývají většinu Evropy. Za rok 1990 data nejsou dostupná za území Severní Makedonie, proto informace pro toto území za tento rok v práci chybí.

Dalším zdrojem dat je open-source databáze OpenStreetMap, ze které jsem převzal silniční síť (OpenStreetMap 2019).

Data hranic států byla převzata z Eurostatu – statistického úřadu Evropské unie (Eurostat 2019).

6.3 Analýza struktury krajiny

Pro hodnocení struktury krajiny jsem použil nástrojů Zonal Metrics (Adamczyk, Tiede 2017). Při použití nástrojů jsem vypočítal pro každý čtverec následující metriky: rozlohu konkrétních druhů krajinného pokryvu, počet plošek konkrétních druhů krajinného pokryvu, velikost největší plošky a druh krajinného pokryvu této plošky, délku okrajů pro každý typ krajinného pokryvu a Shannonův index diverzity. Postup jsem opakoval pro všechny roky s dostupnými

daty krajinného pokryvu: 1990, 2000, 2006, 2012 a 2018. Vybrané metriky jsem poté upravil, přepočítal či zkombinoval a vizualizoval v podobě mapových výstupů. Vizualizoval jsem pouze metriky a informace relevantní k zaměření bakalářské práce, tudíž procesy zřetelně ovlivňující životní prostředí a zejména procesy spojené s fragmentací krajiny.

Pro zjištění plochy zabrané silniční sítí jsem využil liniové prvky z databáze OpenStreetMap, které jsem opatřil bufferem o šířce odpovídající typu komunikace – viz tabulka č. 1.

Tabulka č. 1: Typy a šířka komunikací

typ komunikace	šířka
dálnice a silnice pro motorová vozidla	27 m
silnice 1. třídy	15,7 m
silnice 2. třídy	12,3 m
silnice 3. třídy	9,75 m

Zdroj: Observatoř bezpečnosti silničního provozu (2007), vlastní zpracování

6.4 Analýza fragmentace krajiny

Pro analýzu fragmentace krajiny jsem použil metodu Effective Mesh Size (Jaeger 2000). Tato metoda pracuje s pravděpodobností, že dva náhodně vybrané body v rámci území, v mém případě čtverce, mohou či nemohou být spojeny. Pravděpodobnost úspěšného propojení se tedy snižuje se zvyšováním množství fragmentačních bariér v daném území skrze něž nelze dané dva body spojit (Jaeger 2000). Pracoval jsem pouze s upravenou verzí a použil jsem v práci pouze výpočet Cross Boundary Connection (CBC), který není zatížen chybou způsobenou vyhodnocováním okraje území jako okraje plošky (Moser a kol. 2007), což byl hlavní nedostatek předchozí verze s názvem Cutting-out (CUT).

Hodnocení fragmentace krajiny jsem zkoumal pouze pro rok 2018 z důvodu nedostatečných dat silniční sítě z předchozích roků. Výpočtu Effective Mesh Size předcházelo vytvoření fragmentační geometrie. Tato vrstva se skládá ze dvou částí, a to silniční sítě a zastavěného území. Při tvorbě vstupní části tvořené silniční sítí jsem pracoval již s plošnou vrstvou silnic vytvořenou při analýze struktury krajiny. Do dat zastavěného území jsem zahrnul třídy CORINE Land Cover začínající číslem 1 – viz tabulka č. 2. Informace o kompletním členění všech kategorií databáze CLC jsou dostupné v příloze č. 1.

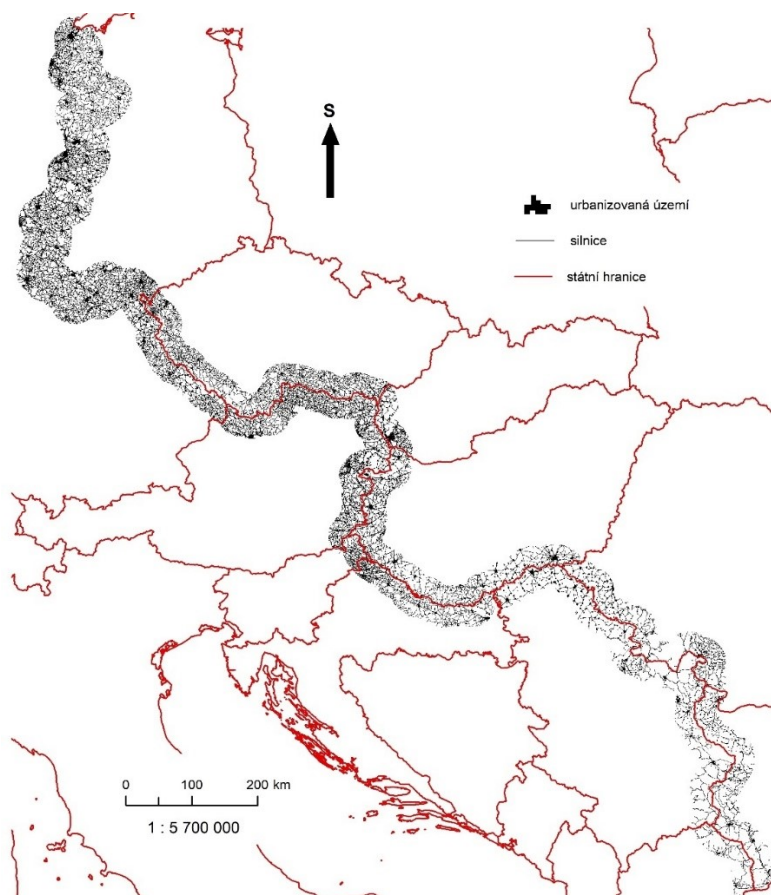
Tabulka č. 2: Třídy CLC počínající číslem 1

Level 1	Level 2	Level 3
1 Artificial surfaces	11 Urban fabric	111 Continuous urban fabric
		112 Discontinuous urban fabric
	12 Industrial, commercial and transport units	121 Industrial or commercial units
		122 Road and rail networks and associated land
		123 Port areas
		124 Airports
	13 Mine, dump and construction sites	131 Mineral extraction sites
		132 Dump sites
		133 Construction sites
	14 Artificial, non-agricultural vegetated areas	141 Green urban areas
		142 Sport and leisure facilities

Zdroj: Copernicus (2019), vlastní zpracování

Spojením silniční sítě a zastavěného území zobrazeného v tabulce č. 2 jsem vytvořil fragmentační geometrii (Obr. č. 11:, která vyjadřuje nepropustné území.

Obr. č. 11: Fragmentační geometrie



Zdroj: Copernicus (2019), OpenStreetMap (2019), Eurostat (2019), vlastní zpracování

7. VÝSLEDKY

Všechny kompletní mapové lisy jsou dostupné v přílohách.

7.1 Analýza struktury krajiny

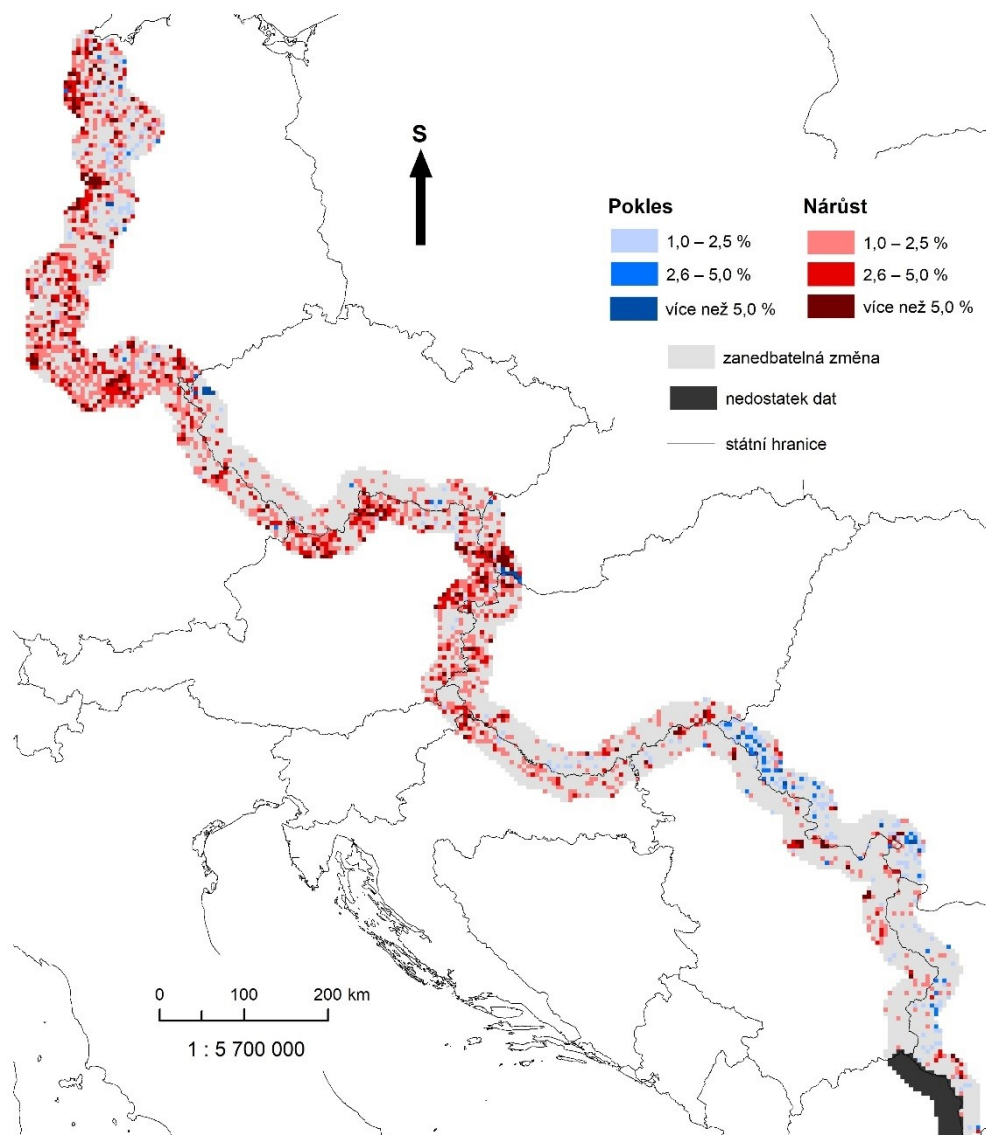
7.1.1 Zastavěná plocha a její vývoj

Za zastavěnou plochu byly považovány všechny třídy CLC (příloha č. 1) začínající číslem 1.

Z vývoje zastavěné plochy (Obr. č. 12:) je patrné její rozšiřování v již značně urbanizovaných oblastech (Vídeň, Bratislava, Braunschweig, Salzgitter), ale také v méně urbanizovaných oblastech zejména v okolí větších měst (oblasti mezi městy Hamburk a Lüneburg, okolí města Coburg), což značí novodobý fenomén suburbanizace a může dále narušovat konektivitu habitatů tvorbou značně neprostupných plošných bariér.

Severní část zkoumaného území vykazuje značně vyšší míry rozvoje zástavby a tyto oblasti tvoří větší shluky. Výjimku tvoří české pohraničí, které vykazuje pouze lokální malý nárůst zástavby a lze pozorovat i shluk v Karlovarském kraji se zápornými hodnotami, tudíž poklesem podílu zástavby. Česko-německá či česko-rakouská hranice tak tvoří největší pozorovatelný kontrast ve vývoji zástavby na státní úrovni. Od maďarsko-chorvatské hranice směrem na jihovýchod se již nenachází velké shluky s rozvojem zastavěné plochy a rumunská či bulharská část pásu dokonce vykazuje její značný úbytek. V rumunské části úbytek zastavěné plochy jasně převažuje nad výstavbou nové zástavby.

Obr. č. 12: Vývoj zastavěné plochy v letech 1990 až 2018



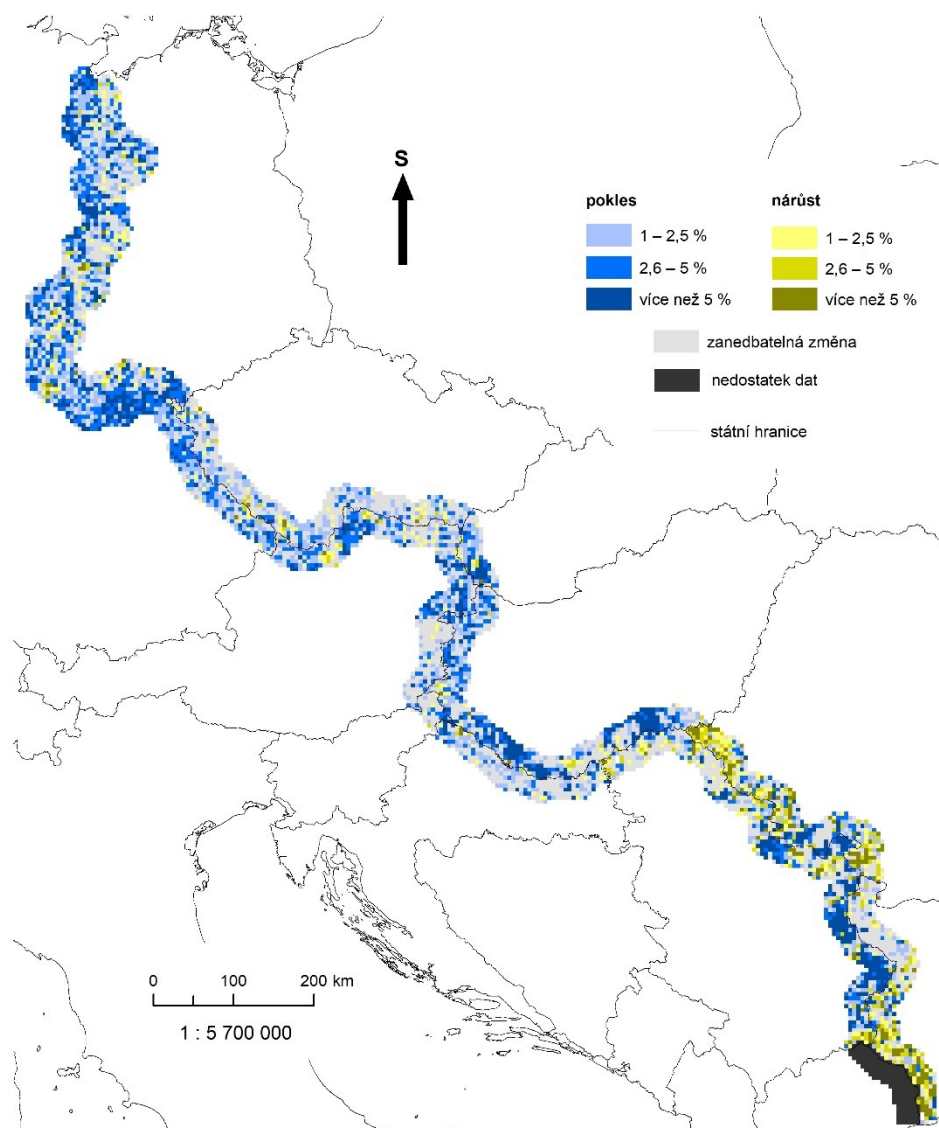
Zdroj: Copernicus (2019), Eurostat (2019), vlastní zpracování

7.1.2 Zemědělské plochy a jejich vývoj

Do kategorie zemědělské plochy jsem zařadil všechny třídy CLC (příloha č. 1) počínající číslem 2. V kategorii jsou tak zahrnuty pastviny, trvalé kultury či orná půda.

Z Obr. č. 13: je patrné, že zemědělská půda jako celek zaznamenala úbytek ve výměře. Zcela opačného trendu si lze všimnout pouze v okolí makedonsko-bulharské hranice, které jednoznačně vyznačuje nárůst zemědělských ploch. V rumunské části Zeleného pásu Evropy je situace značně heterogenní a nachází se zde oblasti s nárůstem i oblasti s poklesem plochy zemědělských ploch.

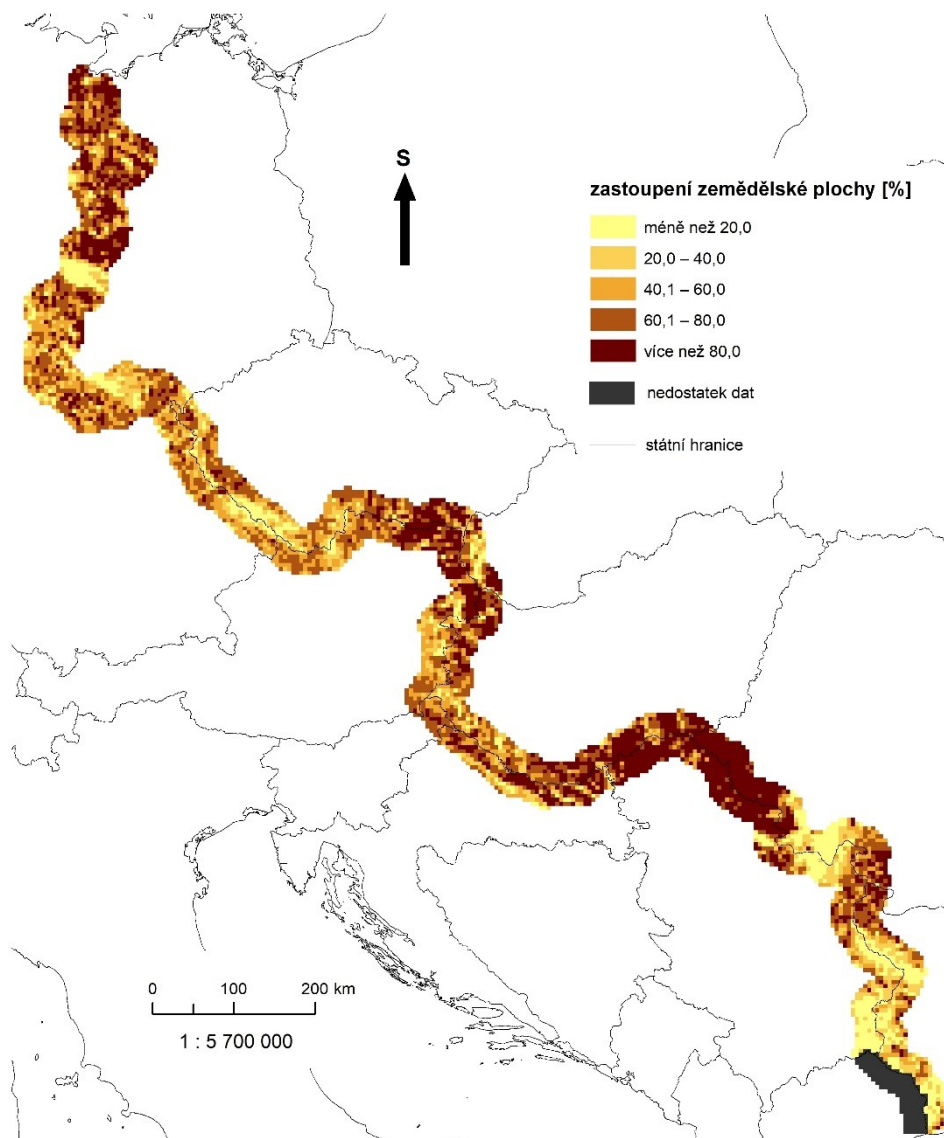
Obr. č. 13: Vývoj zemědělské plochy mezi lety 1990 a 2018



Zdroj: Copernicus (2019), Eurostat (2019), vlastní zpracování

Je patrné, že oblasti s nárůstem zemědělské plochy v Rumunsku jsou oblasti s již vysokým podílem této plochy na skladbě krajiny (Obr. č. 14:) – zpravidla dosahující více než 80 %. Však oblasti u makedonsko-bulharské hranice vykazují poměrně nízký podíl zemědělských ploch – zpravidla pod 40 %.

Obr. č. 14: Zastoupení zemědělských ploch na krajinném pokryvu v roce 1990



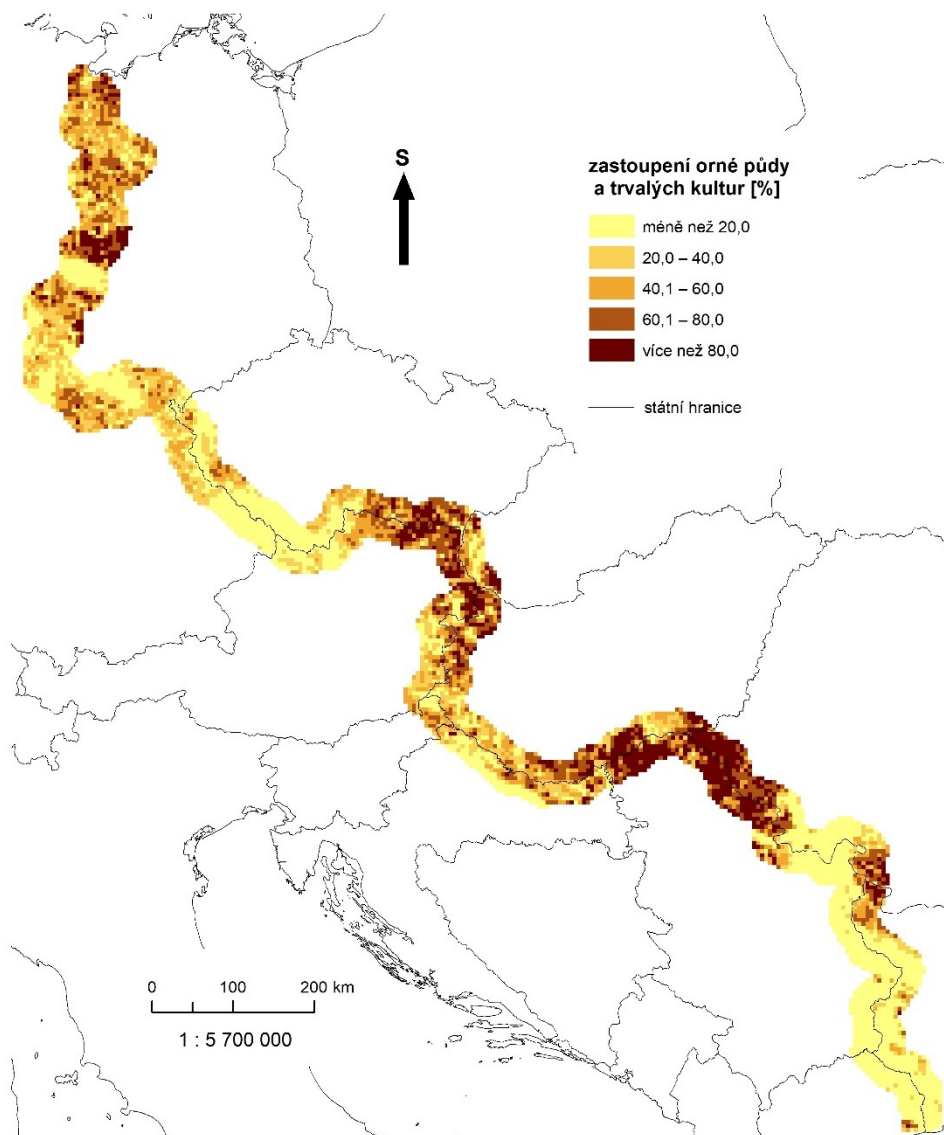
Zdroj: Copernicus (2019), Eurostat (2019), vlastní zpracování

7.1.3 Proces zemědělské intenzifikace

Výběr tříd CLC (příloha č. 1) typických spíše pro intenzifikovanou formu zemědělství jsem učinil po vzoru (Romportla a Kuny (2017)). Zkoumané třídy jsou pouze ty počínající čísly 21 či 22 a tedy orná půda a trvalé kultury.

Na Obr. č. 15: lze vidět intenzivně obdělávané oblasti – v rámci Česka zde lze jasně rozpoznat jižní Moravu. Vyjímá se zde poměrně kompaktní intenzivně obdělávaná zemědělská oblast severního Srbska (autonomní oblast Vojvodina), západního Rumunska a jižního Maďarska.

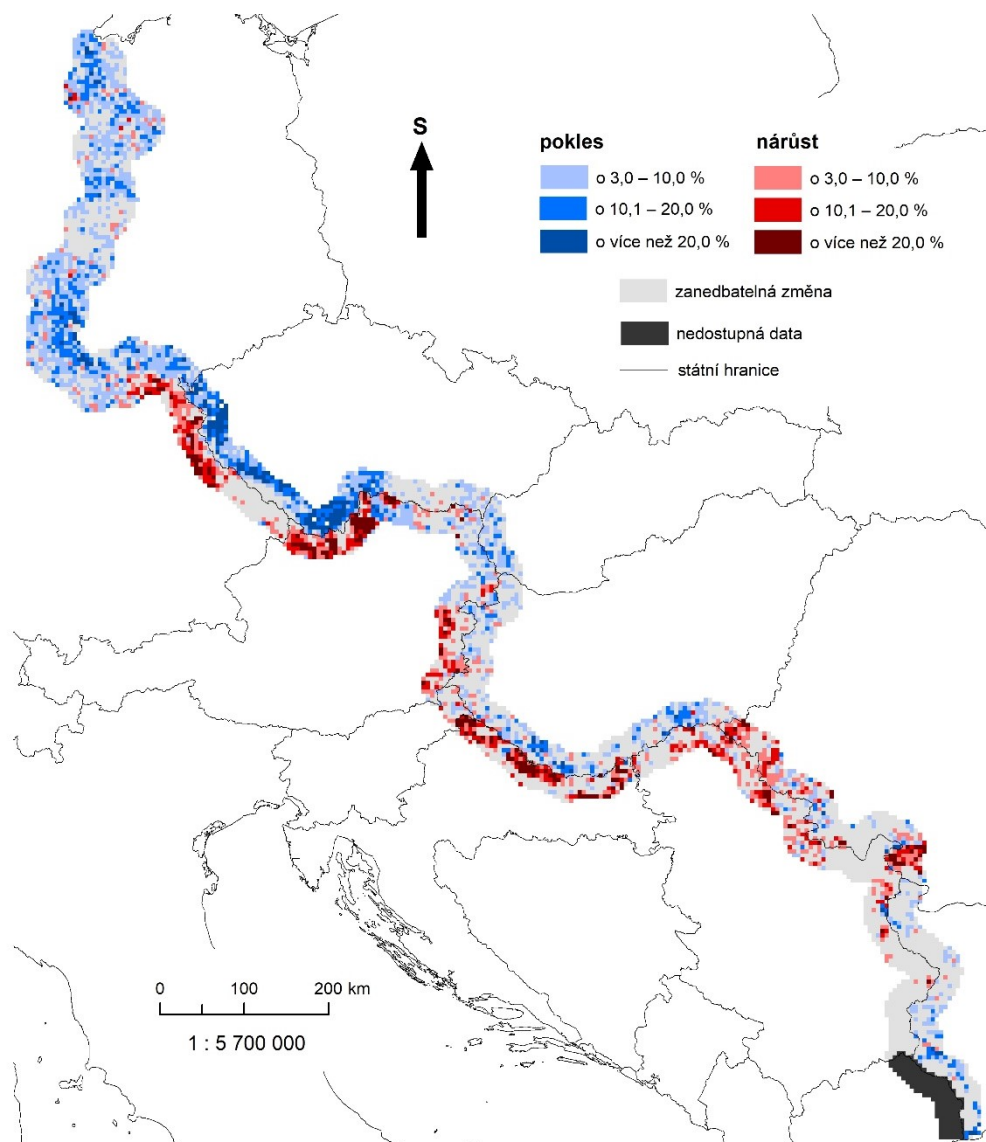
Obr. č. 15: Orná půda a trvalé kultury v roce 2018



Zdroj: OpenStreetMap (2019), Eurostat (2019), vlastní zpracování

Na Obr. č. 16: lze pozorovat intenzifikaci a inverzně také proces, který může či nemusí být extenzifikací zemědělství. Záleží na krajinném pokryvu, který ornou půdu či trvalé kultury nahradí (Romportl, Kuna 2017). Rozsáhlý úbytek intenzivně obdělávané půdy v Česku probíhající zejména v 90. letech velice silně kontrastuje se zcela opačným trendem na rakouské straně hranice.

Obr. č. 16: Intenzivně obdělávaná zemědělská půda mezi lety 1990 a 2018

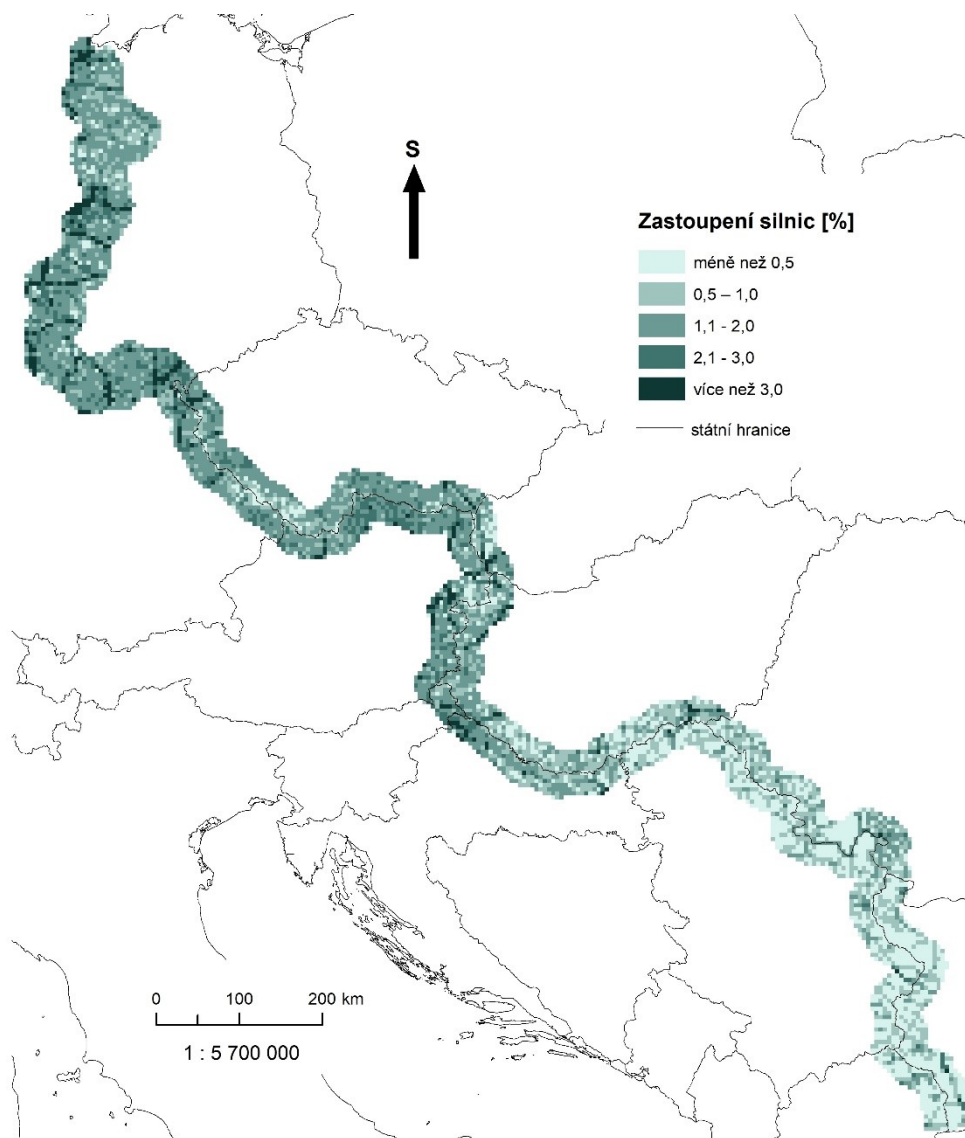


Zdroj: OpenStreetMap (2019), Eurostat (2019), vlastní zpracování

7.1.4 Zastoupení silnic na krajinném pokryvu

U podílu plochy silnic na krajinném pokryvu je patrný značný severo-jihní gradient. Na území Severní Makedonie, Srbska, Rumunska a Bulharska se nachází znatelně méně plochy pokryté silniční sítí. Na Obr. č. 17: je dobře viditelný vliv dálnic, které rapidně zvyšují plochu silniční sítě. Dálnice tak tvoří jasně viditelné linie. Viz rakouská dálnice A7 směřující od Linze k hraničnímu přechodu Dolní Dvořiště/Wullovitz či české dálnice D2, D5 a D6.

Obr. č. 17: Podíl plochy silnic v krajinném pokryvu



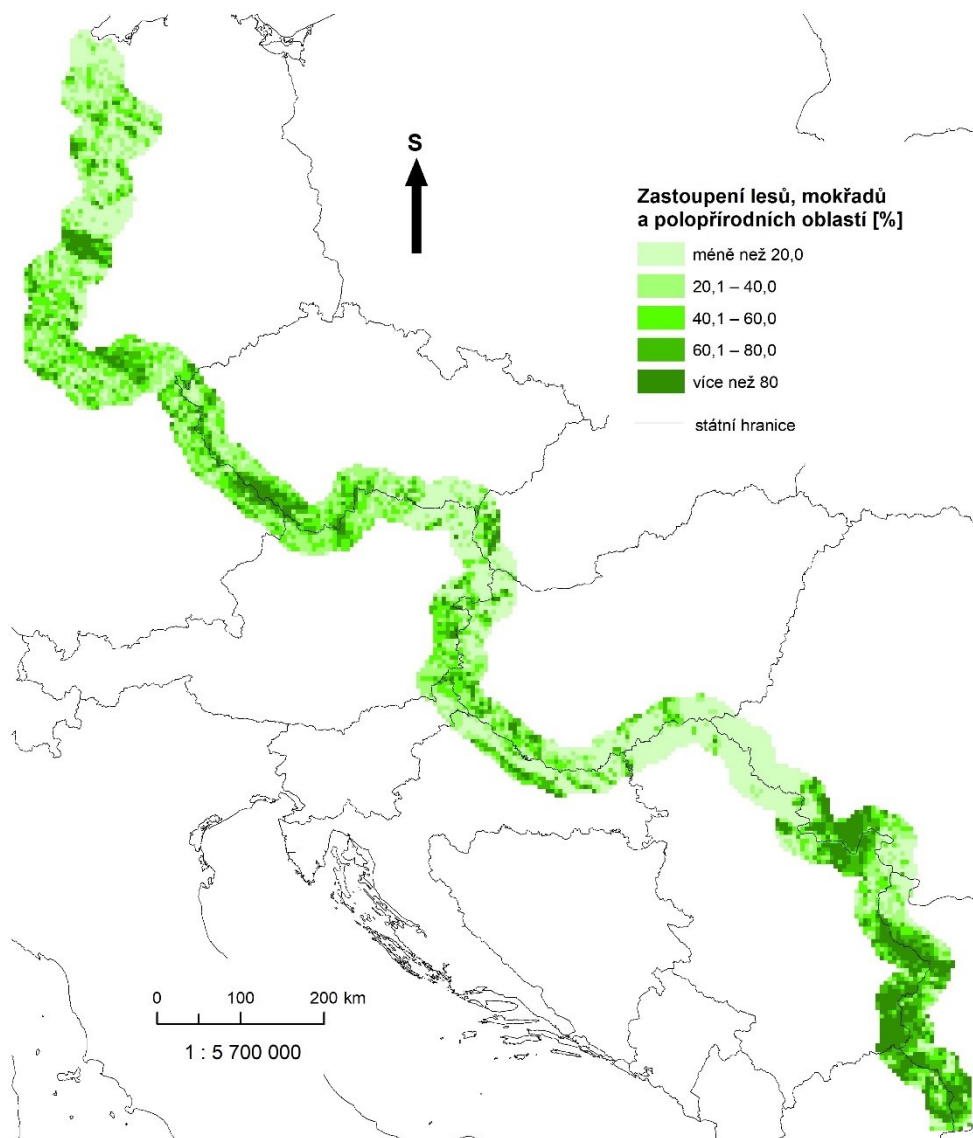
Zdroj: OpenStreetMap (2019), Eurostat (2019), vlastní zpracování

7.1.5 Lesy, mokřady, polopřirodní oblasti a jejich narušení silniční sítí

Do této skupiny jsem zařadil třídy CLC (příloha č. 1) počínající čísly 3 (lesy a polopřirodní oblasti) a 4 (mokřady).

U zastoupení lesů, mokřadů a polopřirodních oblastí na krajinném pokryvu (Obr. č. 18:) jsou jasně patrné shluky zachovalých přírodních oblastí, mezi něž zcela jistě patří Šumava/Bavorský les, Harz či Djerdap. Dominují zde oblasti jihovýchodní části pásu, kde se nachází rozsáhlé oblasti s vysokým zalesněním.

Obr. č. 18: Zastoupení lesů, mokřadů a polopřírodních oblastí v roce 2018



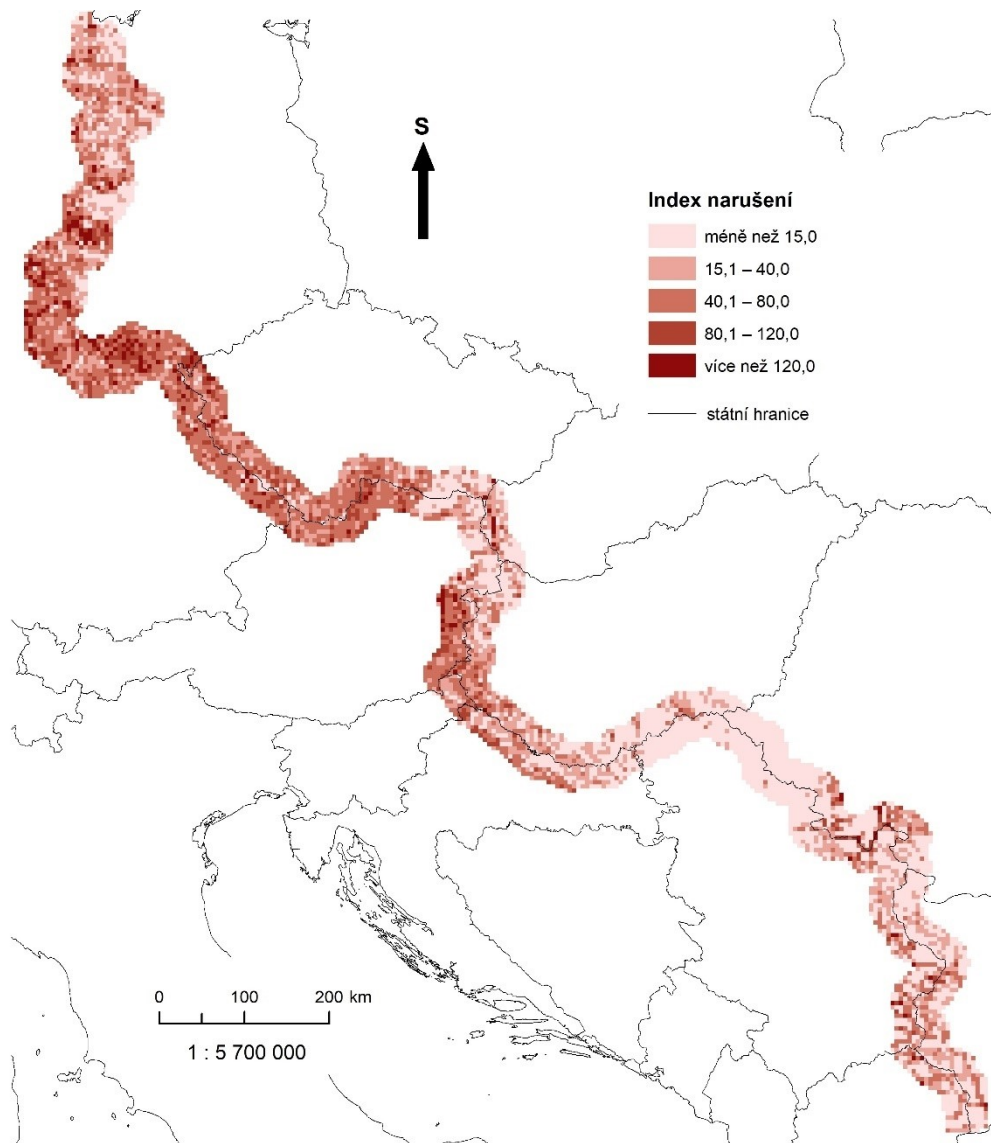
Zdroj: Copernicus (2019), Eurostat (2019), vlastní zpracování

Pro zjištění míry narušení lesů, mokřadů a polopřírodních oblastí silniční sítě (Obr. č. 19:) jsem porovnával plochu lesů, mokřadů a polopřírodních oblastí s plochou silniční sítě. Index narušení je roven násobku procentuálního zastoupení těchto kategorií, tudíž vysoké hodnoty indexu indikují vysoké hodnoty obou kategorií a nízké hodnoty indexu mohou znamenat nízké hodnoty obou či jedné kategorie.

Nejmenší hodnoty narušení přírodních ploch se nachází v zemědělsky využívaných příhraničních oblastech srbské autonomní oblasti Vojvodina a také na opačné straně hranice v Rumunsku. Tyto nízké hodnoty jsou zapříčiněny nízkým podílem přírodních ploch.

Poměrně nízké hodnoty narušení se nachází v jižním cípu zkoumané oblasti počínaje rumunsko-srbským Banátem a to i přes vysoké podíly přírodních ploch (Obr. č. 18:).

Obr. č. 19: Index narušení lesů, mokřadů a polopřírodních oblastí silniční sítí



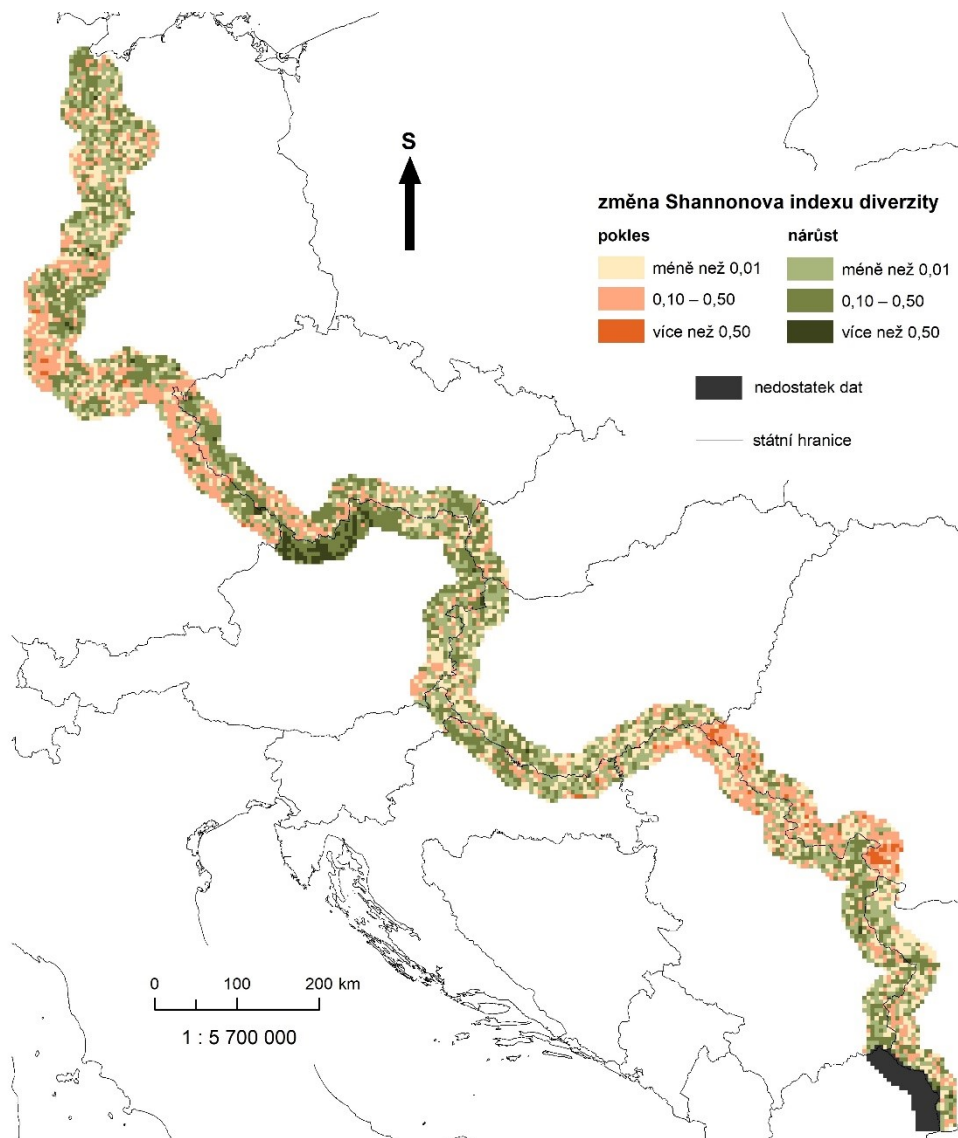
Zdroj: Copernicus (2019), OpenStreetMap (2019), Eurostat (2019), vlastní zpracování

7.1.6 Shanonnův index diverzity a jeho vývoj

Z analýzy diverzity krajiny podle Shannonova indexu diverzity (Obr. č. 20:) je jasně zřetelný nárůst indexu od roku 1990 do roku 2018 v rakouském pohraničí od rakousko-německé hranice po hranice rakouského Waldviertelu. Je zde značně kontrastní situace, protože české příhraniční pásmo nevykazuje takto jednoznačný trend.

Naopak nejzřetelnější poklesy indexu jsou ve dvou oblastech v Rumunsku, z nichž ta rozsáhlejší, nacházející se nedaleko srbsko-rumunsko-bulharského trojmezí, vykazovala za rok 1990 poměrně vysoké hodnoty indexu.

Obr. č. 20: Změna diverzity krajinného pokryvu mezi lety 1990 a 2018



Zdroj: Copernicus (2019), Eurostat (2019), vlastní zpracování

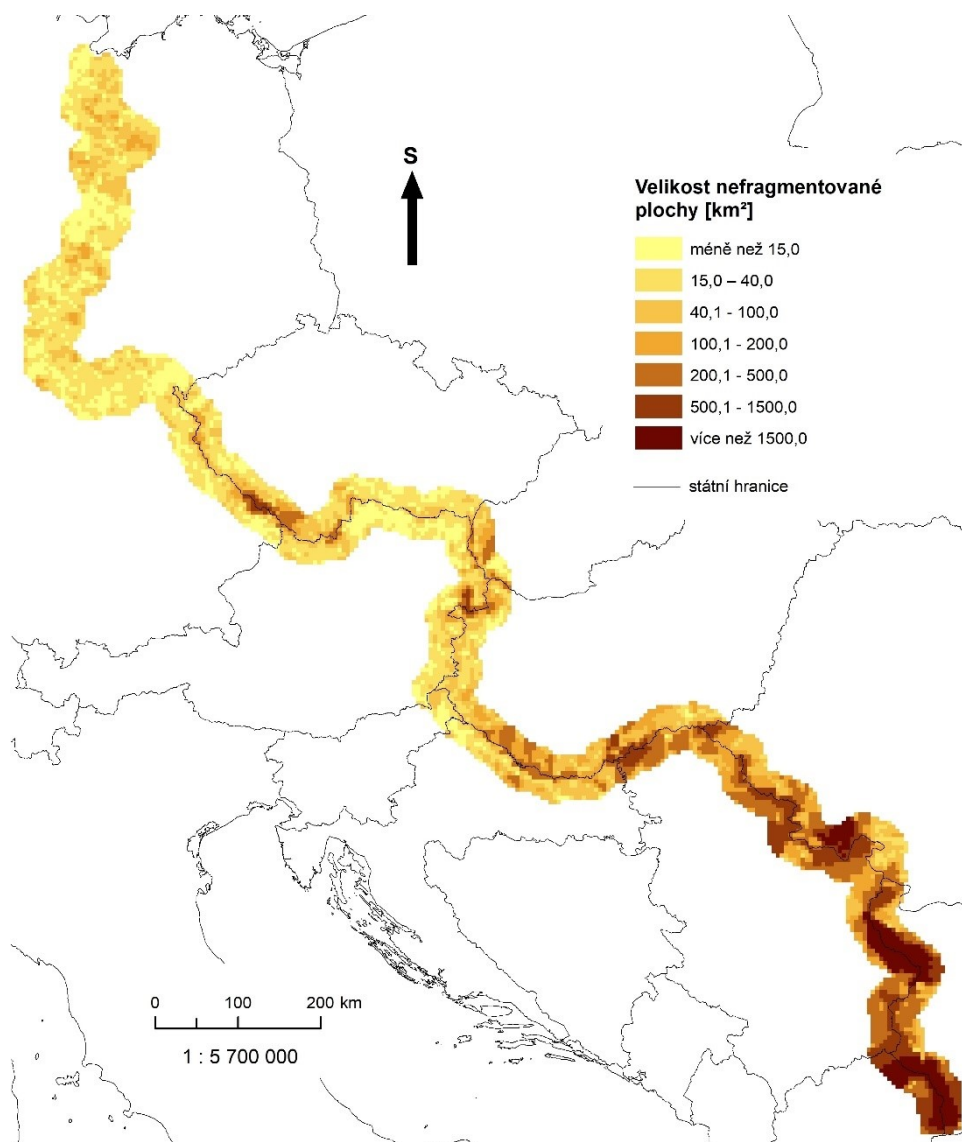
7.2 Analýza fragmentace krajiny

Již při pohledu na fragmentační geometrii (Obr. č. 11:) lze poznat, že zejména silniční síť v jižní části pásu dosahuje daleko menší hustoty než části severní. Analýza fragmentace krajiny (Obr. č. 21:) ukázala, že největší stále nefragmentované plochy se nacházejí v jihovýchodní části pásu. Nachází se zde tři dominantní nefragmentované plochy a to následující:

1. okolí hranice Severní Makedonie a Bulharska
2. okolí severní části bulharsko-srbské hranice
3. okolí srbského národního parku Djerdap a rumunský protilehlý břeh Dunaje, kde se mimo jiné nachází česká vesnice Eibentál neboli Tisové Údolí

V celém území počínajícím maďarsko-srbskou hranicí a končící hranicí Řecka se nacházejí nefragmentované plochy velkých rozměrů. Zejména ve srovnání se severní částí zkoumaného území, kde se nacházejí nejvíce fragmentované oblasti jako například jižní Morava a Dolní Rakousko či značné plochy v okolí bývalé hranice rozdělující Německo. Za zmínku stojí značně nefragmentované území v oblasti národních parků Šumava a Bayerischer Wald a v menším rozsahu také v oblasti Novohradských hor.

Obr. č. 21: Fragmentace krajiny za využití metody Effective Mesh Size



Zdroj: Copernicus (2019), OpenStreetMap (2019), Eurostat (2019), vlastní zpracování

8. DISKUZE

8.1 Struktura krajiny

Výsledky vývoje krajiny korespondují s prací Romportla a Kuny (2017), Bičíka, Jelečeka a Štěpánka (2001) či Jaegera a kol. (2011). Konkrétně v práci zkoumané zastavěné či zemědělské plochy, potažmo proces intenzifikace a urbanizace či suburbanizace krajiny. Výsledky práce byly očekávány a lze tedy pozorovat například nárůst zastavěné plochy zejména v okolí velkých měst (Romportl, Kuna 2017) či v koridorech mezi nimi. Také úbytek zemědělské půdy (Bičík, Jeleček, Štěpánek 2001) je velmi dobře zřetelný. Tento trend není omezený pouze na území Česka, ale je znatelný na většině zkoumaného území. Za povšimnutí stojí rozdíly v úbytku zemědělské půdy v různých částech pásu. Česká část území nevykazuje vysoké hodnoty úbytku ve srovnání zejména se svými sousedy – Rakouskem, Německem, ale také Slovenskem. Podle stavu zemědělské půdy v roce 1990 se nabízí vysvětlení, že by příčinou mohl být menší zábor zemědělské půdy v Česku již v roce 1990. Toto by ale nevysvětlovalo situaci na Slovensku, kde je pravděpodobně znatelnější úbytek zapříčiněn zejména přítomností Bratislavy jakožto hlavního, velkého a dynamicky se rozvíjejícího města ve sledované oblasti.

V částech práce zabývajících se vymezením plochy silniční sítě by se dalo namítnout, že určení plochy silniční sítě není exaktní, protože se šířka jednotlivých komunikací ve skutečnosti může často měnit s ohledem na okolní objekty a do práce to tak zanáší jistou míru nepřesnosti. Dalším problémem vymezení je, že klasifikace silnic a jejich šířky, není ve všech státech totožná a v některých případech tak může docházet k záměně ve skutečnosti stejně širokých silnic do různých kategorií databáze OSM. Posledním problémem by mohla být spolehlivost databáze OSM jakožto open-source zdroje, který závisí na aktivitě přispěvovatelů, která se může v různých státech podstatně lišit. Může tak docházet k chybným závěrům na základě nerovnoměrného poskytnutí dat přispěvovateli. Toto je však závažným problémem zejména u méně podstatných komunikací a mělo by to být eliminováno mnou provedeným vyselektováním a uvažováním silnic 3. třídy a vyšších.

Určení plochy zabrané silniční sítí je pouze jedním faktorem, který je potřeba uvažovat při zkoumání narušení habitatů. To je velmi těžké kvantifikovat, jelikož se jedná o složitý proces a je nutné počítat s velkým množstvím rozdílných jevů (Fisher, Lindenmayer 2007). Nejdůležitější z těchto faktorů (hluk, znečištění) závisí na objemu dopravy na komunikaci a doplnění těchto informací by tak mohlo tvořit podstatné vylepšení výzkumného zaměření mé

práce. Tato data vyžadují značné množství pozorování a v práci mého rozsahu to není reálně proveditelné.

Některé indexy při špatném pochopení mohou vést k chybné interpretaci a posléze závěrům. Za takto náchylné indexy považuji mnou vytvořený index narušení lesů, mokřadů a polopřírodních oblastí a Shannonův index diverzity. Index narušení lesů, mokřadů a polopřírodních oblastí neposkytuje informaci o rozmístění plošek ve čtverci, ale pouze nám sděluje, jestli dochází k vysokému podílu plochy silnic a současně k vysokému podílu lesů, mokřadů a polopřírodních oblastí. Tyto oblasti tak nutně nemusí sdílet společnou hranci, což v některých případech může vést k chybné interpretaci oblastí, které jsou skutečně narušeny silniční sítí. Shannonův index diverzity nezkoumá pouze počet plošek, ale také jejich velikost. Pokud některá ploška ve zkoumané oblasti zabírá 90 % území, tak bude index diverzity nízký i přes vysoký počet plošek, které se nacházejí na zbylých 10 % území. Pokles indexu tedy nemusí nutně znamenat také pokles počtu plošek. Absolutní počet plošek se mohl v tomto případě zvýšit, ale také se zvětšila velikost již nadprůměrně velké plošky (Beals, Gross, Harrell 2000). Často tak bez dalších potřebných informací nejsme schopni určit konkrétní proces, který se v krajině odehrál.

8.2 Fragmentace krajiny

Využití metody Effective Mesh Size předpokládá absolutní nepropustnost povrchů začleněných do fragmentační geometrie (Jaeger, Esswein, Schwarz-von Raumer 2006; Moser a kol. 2007). To ale neodpovídá realitě, kdy se propustnost povrchů objekt od objektu liší. V mé práci tak silnice 3. třídy tvoří prakticky stejnou bariéru jako dálnice, liší se pouze šířkou, což při této metodě nehraje příliš důležitou roli. Pokud bych do práce začlenil pouze dálnice, které opravdu tvoří téměř nepropustnou bariéru, výsledek by poté ztrácel vypovídací hodnotu, protože dálnic není mnoho a ty by byly hlavním činitelem při kalkulaci. Při použité CBC metodě tak tento postup nedává smysl. Území by tak bylo do značné míry rozparcelováno podle dálnic. Pokud bych zvolil výpočet CUT omezující se pouze na plošky v rámci statistických jednotek (čtverců), dával by tento postup smysl větší, ale výsledek by byl zkreslený o nedostatky tohoto typu výpočtu (Moser a kol. 2007). Nicméně nám tato metoda přes své nedostatky dokáže poskytnout značný přehled o území a jeho fragmentaci (Jaeger 2000; Jaeger, Esswein, Schwarz-von Raumer 2006; Moser a kol. 2007).

V práci jsem za fragmentační bariéry považoval pouze bariéry antropogenního typu a tím jsem vyloučil například velká jezera (Neusiedler See) či řeky (Dunaj), která zcela jistě tvoří přirozené

bariéry omezující pohyb suchozemských živočichů. Nicméně cílem této práce nebylo vymezit perfektně možnosti pohybu určitých živočišných druhů, ale spíše zmapovat a poukázat na fragmentaci zapříčiněnou lidskou činností.

Fragmentace krajiny není jednoduchým procesem a existuje mnoho způsobů, jak ji zkoumat. Srovnání výsledků fragmentace s Jaeger a kol. (2011) ukazuje, že míra fragmentace krajiny do určité míry odpovídá stavu tohoto jevu na území celého státu.

9. ZÁVĚR

Zelený pás Evropy čelí změnám ve struktuře krajiny. Procesy zde probíhající se často neliší od procesů probíhajících i v jiných částech Evropy a světa. Přece jenom si tato oblast zaslouží mnohem více pozornosti vzhledem k její unikátní pozici, rozsahu, a tedy i hodnotě a nynějšímu či budoucímu ekologickému významu. Tento pás má reálný potenciál stát se stěžejním prvkem celoevropské ekologické sítě a umožnit tak snadnější pohyb mnoha druhů ve větším než lokálním či regionálním měřítku.

Cílem rešeršní části práce bylo shrnout problematiku struktury, fragmentace a konektivity krajiny se zaměřením na území celého Zeleného pásu Evropy. Cílem praktické části práce bylo analyzovat strukturu krajiny, vývoj od roku 1990 do roku 2018 a její fragmentaci. V praktické části jsem analyzoval pouze předem vybranou část celé oblasti, a to pás ve vzdálenosti 30 km od státní hranice či bývalé státní hranice táhnoucí se od Baltského moře po hranici Severní Makedonie a Bulharska. Analyzovaná oblast tak zahrnuje území v 11 státech Evropy.

Výsledky práce poskytují informace o různých procesech probíhajících na zkoumaném území a jejich prostorovou distribuci. Konkrétními zkoumanými procesy jsou vývoj zastavěné plochy, zemědělsky využívané plochy a intenzivně obdělávané plochy. Vývoj různých částí pásu není totožný a je do značné míry determinován příslušným státním celkem. Vymezeny jsou oblasti s vysokým podílem zastavěné plochy silniční sítě, nefragmentované oblasti i oblasti s velkou pravděpodobností narušení přírodní struktury pásu. Výsledky tak umožňují náhled na určité části problematiky v rozsáhlém měřítku.

Ochrana přírodní hodnoty tohoto území je velkou výzvou pro mezinárodní kooperaci a její ztráta by byla ranou do snahy o uchování druhové rozmanitosti a pestrosti evropské krajiny. Zelenému pásu Evropy by se tak pro jeho důležitost měla věnovat náležitá pozornost.

Jako Železná opona dříve rozdělovala Evropu, má nyní Zelený pás Evropy jedinečnou možnost spojovat obyvatele různých zemí za účelem kooperace v ochraně přírody. Tato přeshraniční spolupráce je nutná pro uchování takto rozsáhlého celku, který představuje jedinečnou příležitost k udržení evropské biodiverzity a neměl by být opomíjen.

10. SEZNAM LITERATURY

- ADAMCZYK, J., TIEDE, D. (2017): ZonalMetrics - a Python toolbox for zonal landscape structure analysis. *Computers and Geosciences*, 99, 91–99.
- ANDĚL, P. (2010): Ochrana konektivity krajiny pro velké savce a metodika výzkumného projektu. In: Anděl, P., Mináriková, T., Andreas, M. (eds.): Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce. *Evernia, Liberec*, 1–5.
- ANDĚL, P., GORČICOVÁ, I., HLAVÁČ, V., MIKO, L., ANDĚLOVÁ, H. (2005): Hodnocení fragmentace krajiny dopravou. *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha*.
- ANDĚL, P., PETRŽÍLKA, L., GORČICOVÁ, I. (2010): Indikátory fragmentace krajiny. *Evernia, Liberec*.
- AOPK ČR (2006): Natura 2000, *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR*, <http://www.nature.cz/natura2000-design3/sub-text.php?id=2102> (19. 5. 2019).
- BEALS, M., GROSS, L., HARRELL, S. (2000): Diversity indices: Shannon's H and E, <http://www.tiem.utk.edu/~gross/bioed/bealsmodules/shannonDI.html> (22. 7. 2019).
- BENÍTEZ-LÓPEZ, A., ALKEMADE, R., VERWEIJ, P. A. (2010): The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: A meta-analysis. *Biological Conservation*, 143, 1307–1316.
- BIČÍK, I., JELEČEK, L., ŠTĚPÁNEK, V. (2001): Land-use changes and their social driving forces in Czechia in the 19th and 20th centuries. *Land Use Policy*, 18, 65–73.
- BIGNAL, E. M., MCCRACKEN, D. I. (2000): The nature conservation value of European traditional farming systems. *Environmental Reviews*, 3, 8, 149–171.
- BOITANI, L., FALCUCCI, A., MAIORANO, L., RONDININI, C. (2007): Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology*, 6, 21, 1414–1422.
- CHEN, H. L., KOPROWSKI, J. L. (2015): Animal occurrence and space use change in the landscape of anthropogenic noise. *Biological Conservation*, 192, 315–322.
- ČIVÍČ, K., JONES-WALTERS, L. (2014): Implementing Green Infrastructure and Ecological Networks in Europe: Lessons Learned and Future Perspectives. *Journal of Green Engineering*, 4, 4, 307–324.
- CÓRDOVA-LEPE, F., DEL VALLE, R., RAMOS-JILIBERTO, R. (2018): The process of connectivity loss during habitat fragmentation and their consequences on population dynamics. *Ecological Modelling*, 376, 68–75.
- EUROPEAN COMMISSION (2019): Natura 2000, http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm (19. 5. 2019).
- EUROPEAN GREEN BELT INITIATIVE (2018a): Association, <https://www.europeangreenbelt.org/initiative/association/> (19. 5. 2019).
- EUROPEAN GREEN BELT INITIATIVE (2018b): European Green Belt, <https://www.europeangreenbelt.org/european-green-belt/> (19. 5. 2019).
- EUROPEAN GREEN BELT INITIATIVE (2018c): History,

<https://www.europeangreenbelt.org/initiative/history/> (19. 5. 2019).

FAHRIG, L. (2003): Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 1, 34, 487–515.

FEDERAL AGENCY FOR NATURE CONSERVATION (2013): The European Green Belt, <https://www.bfn.de/en/activities/protecting-habitats-and-landscapes/the-green-belt/europe.html> (20. 5. 2019).

FEDERAL INTERAGENCY STREAM RESTORATION WORKING GROUP (1998): *Stream Corridor Restoration: Principles, Processes, and Practices*. USDA–Natural Resources Conservation Service.

FISHER, J., LINDENMAYER, D. B. (2007): Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 265–280.

FORMAN, R. T. T., GODRON, M. (1993): *Krajinná ekologie*. Academia, Praha.

FROBEL, K., SPANGENBERG, A., KREUTZ, M., GEIDEZIS, L., SCHNEIDER-JACOBY, M., SCHWADERER, G. (2012): The European Green Belt initiative. *Coastline Reports*, 20, 13–23.

GIBSON, L., LYNAM, A. J., BRADSHAW, C. J. A., HE, F., BICKFORD, D. P., WOODRUFF, D. S., BUMRUNGSRI, S., LAURANCE, W. F. (2013): Near-Complete Extinction of Native Small Mammal Fauna 25 Years After Forest Fragmentation. *Science*, 6153, 341, 1508–1510.

HANSKI, I. (2000): Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici*, 4, 37, 271–280.

HANSKI, I., GILPIN, M. (1991): Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42, 3–16.

HELM, A., HANSKI, I., PÄRTEL, M. (2006): Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters*, 9, 72–77.

HILTY, J. A., LIDICKER JR., W., MERENLENDER, A. M. (2006): *Corridor Ecology: The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation*. Island Press, Washington, Covelo, London.

HYLANDER, K., EHRLÉN, J. (2013): The mechanisms causing extinction debts. *Trends in Ecology and Evolution*, 6, 28, 341–346.

JAEGER, J. A. G. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 2, 15, 115–130.

JAEGER, J. A. G., BOWMAN, J., BRENNAN, J., FAHRING, L., BERT, D., BOUCHARD, J., CHARBONNEAU, N., FRANK, K., GRUBER, B., TLUK VON TOSCHANOWITZ, K. (2005): Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, 185, 329–348.

JAEGER, J. A. G., ESSWEIN, H., SCHWARZ-VON RAUMER, H.-G. (2006): *Measuring Landscape Fragmentation with the Effective Mesh Size*.

JAEGER, J. A. G., MADRIÑÁN, L. F., SOUKUP, T., SCHWICK, C., KIENAST, F. (2011): *Landscape Fragmentation in Europe: Joint EEA-FOEN report*. European Environment

Agency, Copenhagen.

JONES-WALTERS, L. (2007): Pan-European Ecological Networks. *Journal for Nature Conservation*, 4, 15, 262–264.

JONGMAN, R. H. G. (2002): Homogenisation and fragmentation of the European landscape: Ecological consequences and solutions. *Landscape and Urban Planning*, 58, 211–221.

JONGMAN, R. H. G., BOUWMA, I. M., GRIFFIOEN, A., JONES-WALTERS, L., VAN DOORN, A. M. (2011): The pan European ecological network: PEEN. *Landscape Ecology*, 3, 26, 311–326.

KNOLLE, F. (2015): Friends of Parks in the Harz Mountains and Germany – Situation, History, Cooperation, Outstanding Projects and Developments.

KORTELAJNEN, J. (2010): The European Green Belt: Generating environmental governance – reshaping border areas. *Quaestiones Geographicae*, 4, 29.

KUUSSAARI, M., BOMMARCO, R., HEIKKINEN, R. K., HELM, A., KRAUSS, J., LINDBORG, R., ÖCKINGER, E., PÄRTEL, M., PINO, J., RODÀ, F., STEFANESCU, C., TEDER, T., ZOBEL, M., STEFFAN-DEWENTER, I. (2009): Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 10, 24, 564–571.

MOSER, B., JAEGER, J. A. G., TAPPEINER, U., TASSER, E., EISELT, B. (2007): Modification of the effective mesh size for measuring landscape fragmentation to solve the boundary problem. *Landscape Ecology*, 3, 22, 0–33.

OBSERVATOŘ BEZPEČNOSTI SILNIČNÍHO PROVOZU (2007): Kategorie pozemních komunikací dle ČSN, <https://www.czrso.cz/clanek/kategorie-pozemnich-komunikaci-dle-csn/?id=1205> (22. 7. 2019).

RIECKEN, U., ULLRICH, K., LANG, A. (2006): A vision for the Green Belt in Europe. In: Terry, A., Ullrich, K., Riecken, U. (eds.): *The Green Belt of Europe: From Vision to Reality*. IUCN, Gland and Cambridge, 3–10.

ROMPORTL, D., KUNA, P. (2017): The changes that occurred in land cover in postcommunist countries in Central Europe. *European Journal of Environmental Sciences*, 1, 7, 35–49.

SAMWAYS, M. J., BAZELET, C. S., PRYKE, J. S. (2010): Provision of ecosystem services by large scale corridors and ecological networks. *Biodiversity Conservation*, 19, 2949–2962.

SISTEMAS DE CIRCULACIÓN ECOLÓGICA (2009): Ecological corridors and biodiversity, <http://www.sicirec.org/definiciones/corridors> (25. 5. 2019).

TERRY, A., ULLRICH, K., RIECKEN, U. (2006): *The Green Belt of Europe: From Vision to Reality*. IUCN, Gland and Cambridge.

TILLMANN, J. E. (2005): Habitat Fragmentation and Ecological Networks in Europe. *GAIA*, 2, 14, 119–123.

TILMAN, D., MAY, R. M., LEHMAN, C. L., NOWAK, M. A. (1994): Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*, 371, 65–66.

TKADLEC, E. (2008): *Populační ekologie: struktura, růst a dynamika populací*. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.

ZMELIK, K., SCHINDLER, S., WRBKA, T. (2011): The European Green Belt: international collaboration in biodiversity research and nature conservation along the former Iron Curtain. *Innovation: The European Journal of Social Science Research*, 3, 24, 273–294.

11. ZDROJE DAT

COPERNICUS (2019): CORINE Land Cover, Copernicus programme,
<https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover> (20. 4. 2019).

EUROSTAT (2019): Geographical information and maps, GISCO, Eurostat,
<https://ec.europa.eu/eurostat/web/gisco/geodata/reference-data/administrative-units-statistical-units/countries> (31. 5. 2019).

OPENSTREETMAP (2019): Europe, Geofabrik, OpenStreetMap,
<http://download.geofabrik.de/europe.html> (20. 4. 2019).

12. PŘÍLOHY

Seznam příloh

Příloha č. 1: Tabulka s třídami krajinného pokryvu CORINE Land Cover	53
Příloha č. 2: Antropogenní fragmentační bariéry v Zeleném pásu Evropy v roce 2018	55
Příloha č. 3: Zastavěné plochy v Zeleném pásu Evropy v roce 2018	56
Příloha č. 4: Změna zastoupení zastavěných ploch v Zeleném pásu Evropy v letech 1990 až 2018	57
Příloha č. 5: Nárůst zastavěné plochy v Zeleném pásu Evropy v letech 1990 až 2018	58
Příloha č. 6: Zemědělské plochy v Zeleném pásu Evropy v roce 2018	59
Příloha č. 7: Zemědělské plochy v Zeleném pásu Evropy v letech 1990 až 2018	60
Příloha č. 8: Nárůst zemědělských ploch v Zeleném pásu Evropy mezi lety 1990 a 2018	61
Příloha č. 9: Orná půda a trvalé kultury v Zeleném pásu Evropy v roce 1990	62
Příloha č. 10: Zemědělská intenzifikace v Zeleném pásu Evropy mezi lety 1990 a 2000	63
Příloha č. 11: Zemědělská intenzifikace v Zeleném pásu Evropy mezi lety 2000 a 2006	64
Příloha č. 12: Zemědělská intenzifikace v Zeleném pásu Evropy mezi lety 2006 a 2012	65
Příloha č. 13: Zemědělská intenzifikace v Zeleném pásu Evropy mezi lety 1990 a 2018	66
Příloha č. 14: Silnice v Zeleném pásu Evropy v roce 2018	67
Příloha č. 15: Lesy, mokřady a polopřirodní oblasti v Zeleném pásu Evropy v roce 2018	68
Příloha č. 16: Narušení lesů, mokřadů a polopřirodních oblastí silniční sítí v Zeleném pásu Evropy v roce 2018	69
Příloha č. 17: Diverzita krajinného pokryvu v Zeleném pásu Evropy v roce 2018	70
Příloha č. 18: Změna diverzity krajinného pokryvu v Zeleném pásu Evropy mezi lety 1990 a 2018	71
Příloha č. 19: Fragmentace krajiny v Zeleném pásu Evropy v roce 2018	72

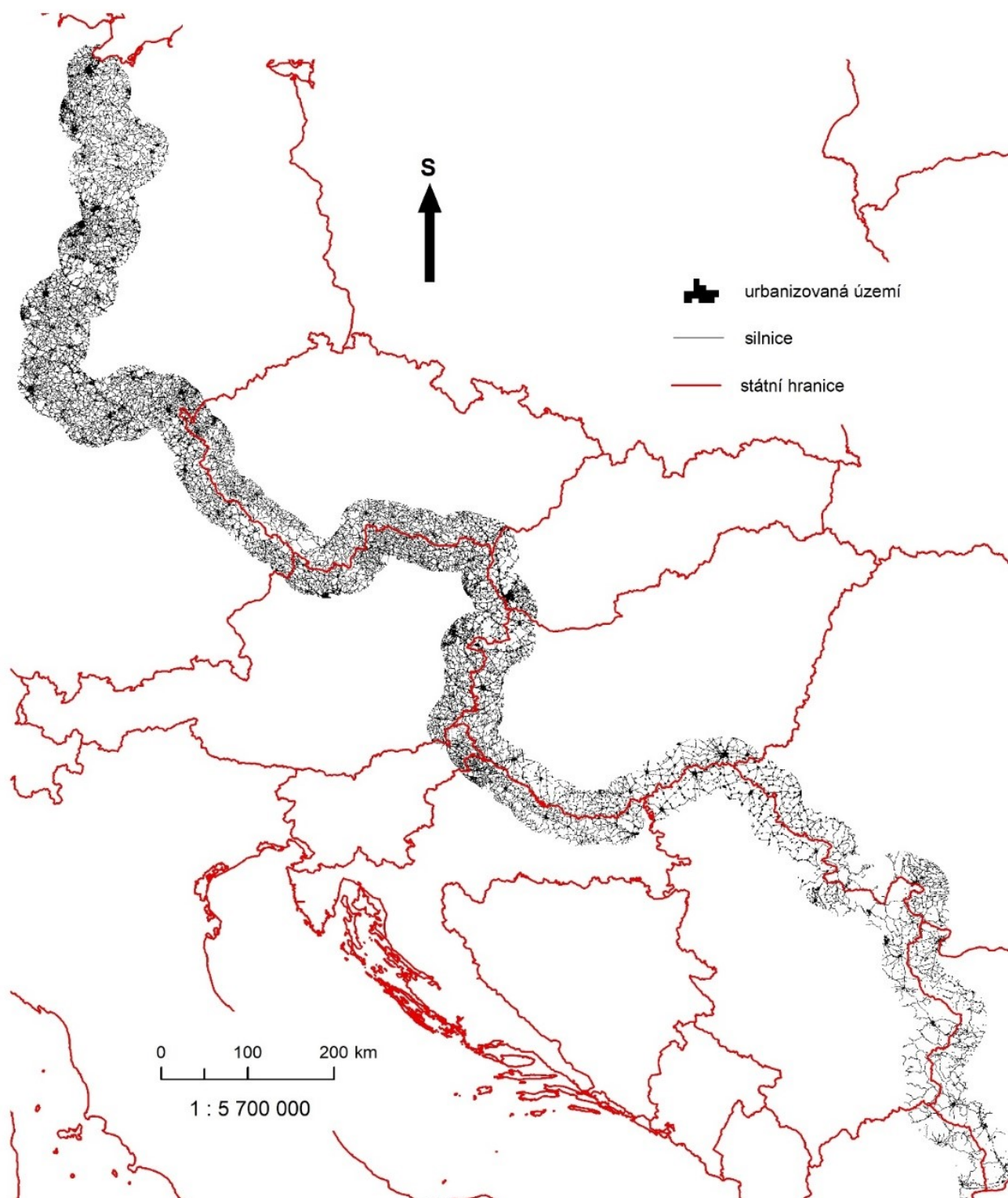
Příloha č. 1: Tabulka s třídami krajinného pokryvu CORINE Land Cover

Level 1	Level 2	Level 3		
1 Artificial surfaces	11 Urban fabric	111 Continuous urban fabric		
		112 Discontinuous urban fabric		
	12 Industrial, commercial and transport units	121 Industrial or commercial units		
		122 Road and rail networks and associated land		
		123 Port areas		
		124 Airports		
		13 Mine, dump and construction sites	131 Mineral extraction sites	
			132 Dump sites	
	133 Construction sites			
	14 Artificial, non-agricultural vegetated areas	141 Green urban areas	141 Green urban areas	
			142 Sport and leisure facilities	
		2 Agricultural areas	21 Arable land	211 Non-irrigated arable land
				212 Permanently irrigated land
				213 Rice fields
22 Permanent crops			221 Vineyards	
			222 Fruit trees and berry plantations	
			223 Olive groves	
23 Pastures	231 Pastures			
24 Heterogeneous agricultural areas	241 Annual crops associated with permanent crops			
	242 Complex cultivation patterns			
	243 Land principally occupied by agriculture, with significant areas of natural vegetation			
	244 Agro-forestry areas			
3 Forest and seminatural areas	31 Forest	311 Broad-leaved forest		
		312 Coniferous forest		
		313 Mixed forest		
	32 Shrub and/or herbaceous vegetation associations	321 Natural grassland		
		322 Moors and heathland		
		323 Sclerophyllous vegetation		
		324 Transitional woodland/shrub		
	33 Open spaces with little or no vegetation	331 Beaches, dunes, sands		
		332 Bare rock		
		333 Sparsely vegetated areas		
		334 Burnt areas		
		335 Glaciers and perpetual snow		
		4 Wetlands	41 Inland wetlands	411 Inland marshes

		412 Peatbogs
	42 Coastal wetlands	421 Salt marshes
		422 Salines
		423 Intertidal flats
5 Water bodies	51 Inland waters	511 Water courses
		512 Water bodies
	52 Marine waters	521 Coastal lagoons
		522 Estuaries
		523 Sea and ocean

Zdroj: Copernicus (2019, vlastní zpracování)

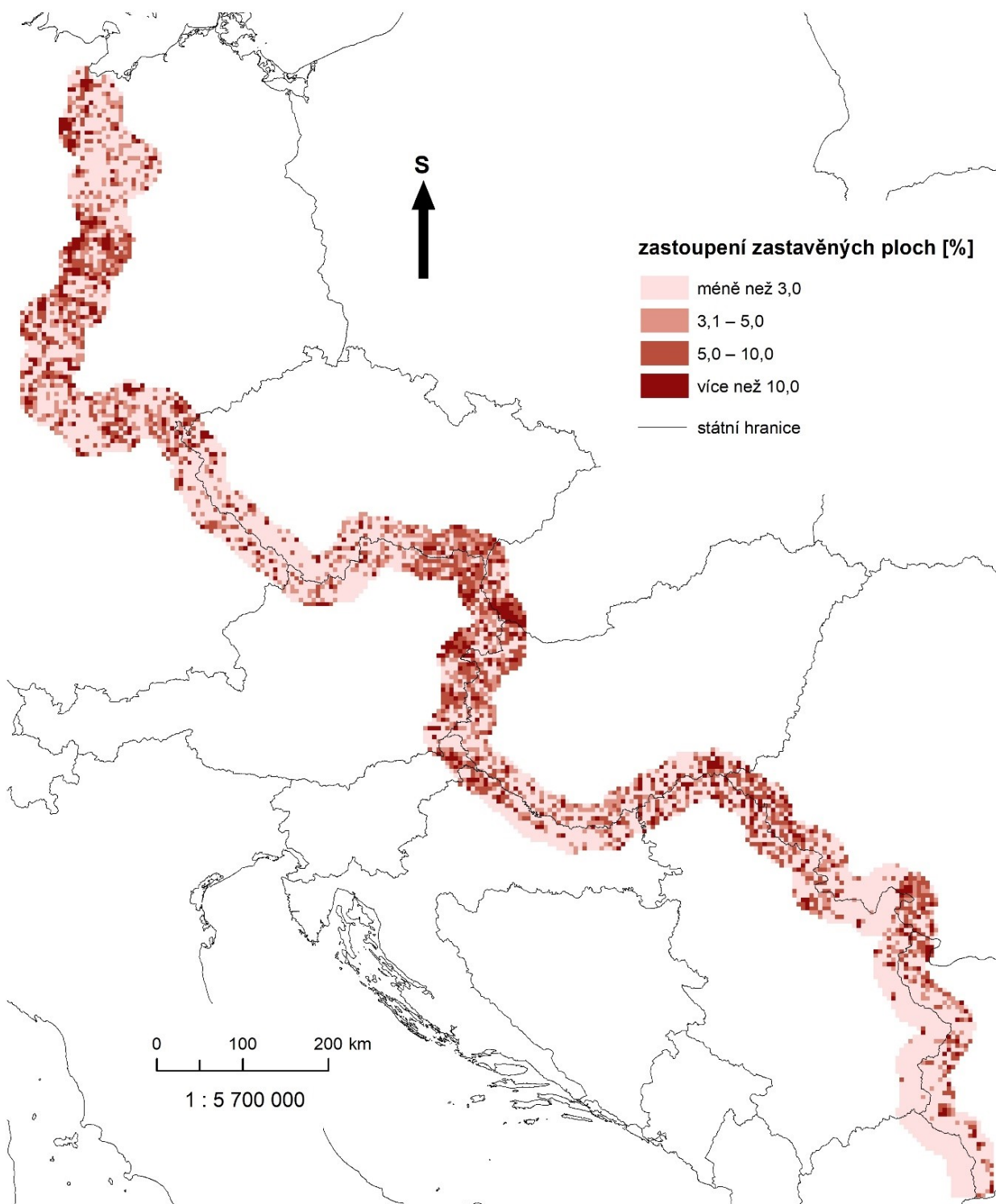
ANTROPOGENNÍ FRAGMENTAČNÍ BARIÉRY v Zeleném pásu Evropy v roce 2018



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, OpenStreetMap, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

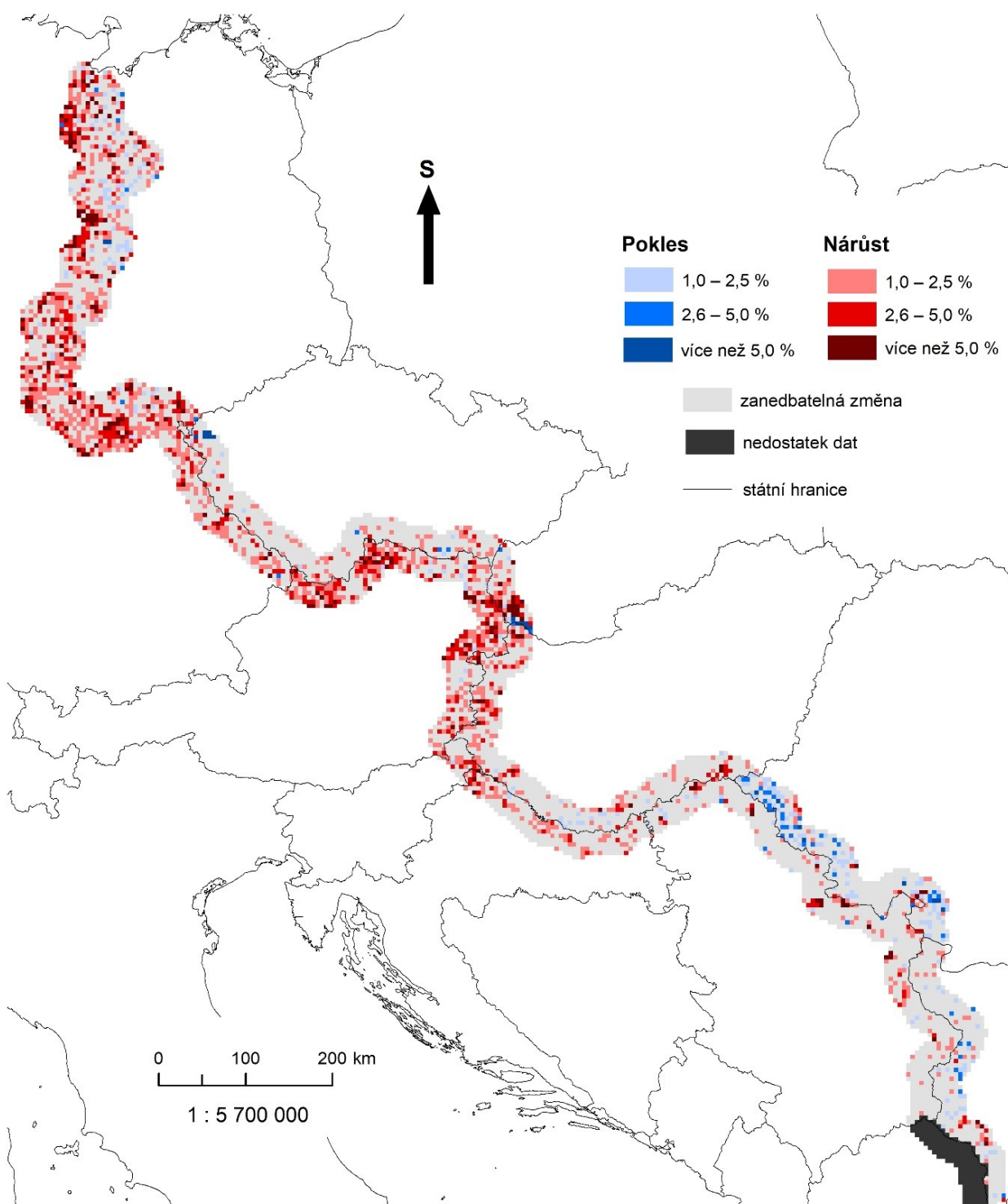
ZASTAVĚNÉ PLOCHY v Zeleném pásu Evropy v roce 2018



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

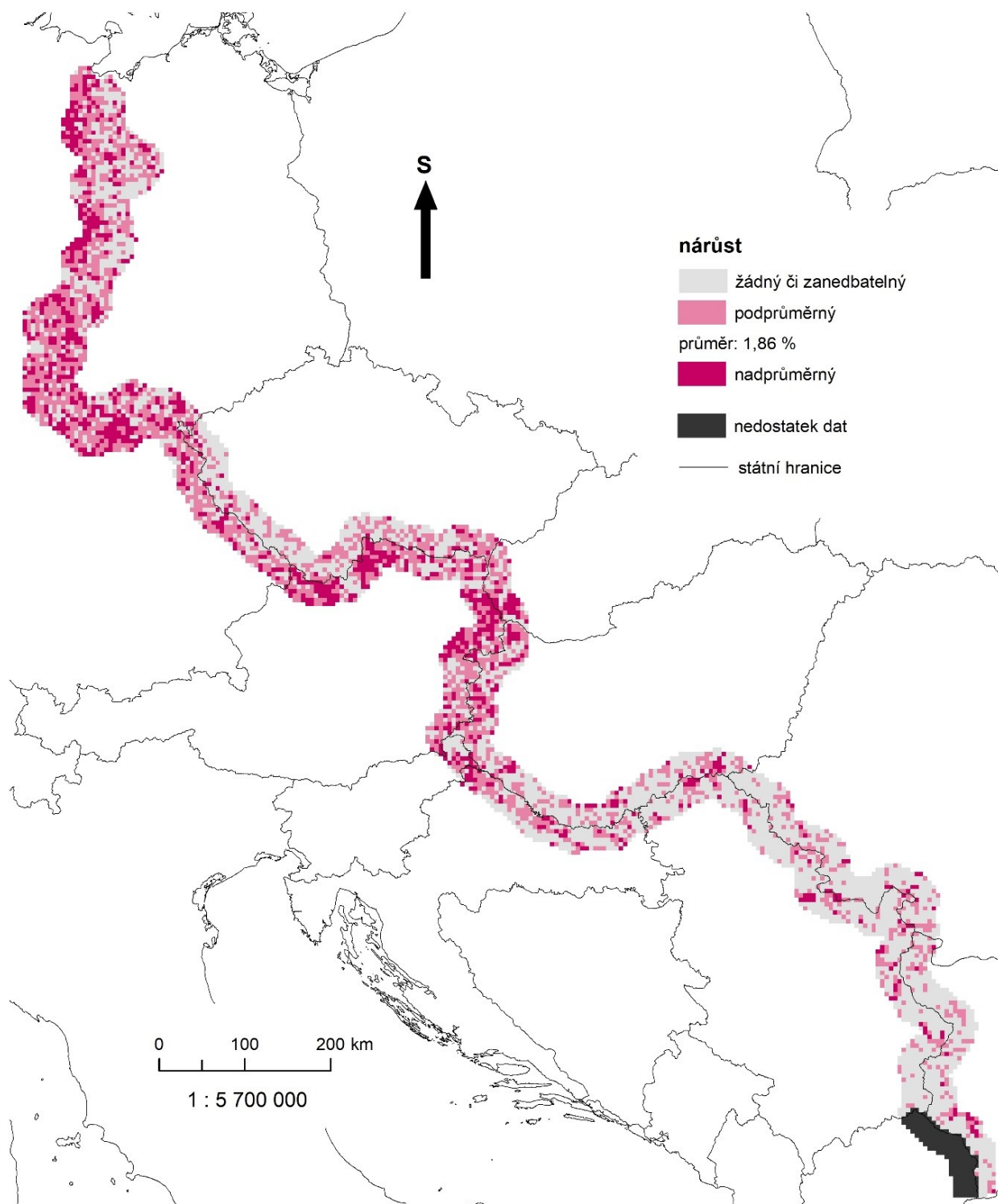
ZMĚNA ZASTOUPENÍ ZASTAVĚNÝCH PLOCH v Zeleném pásu Evropy v letech 1990 až 2018



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

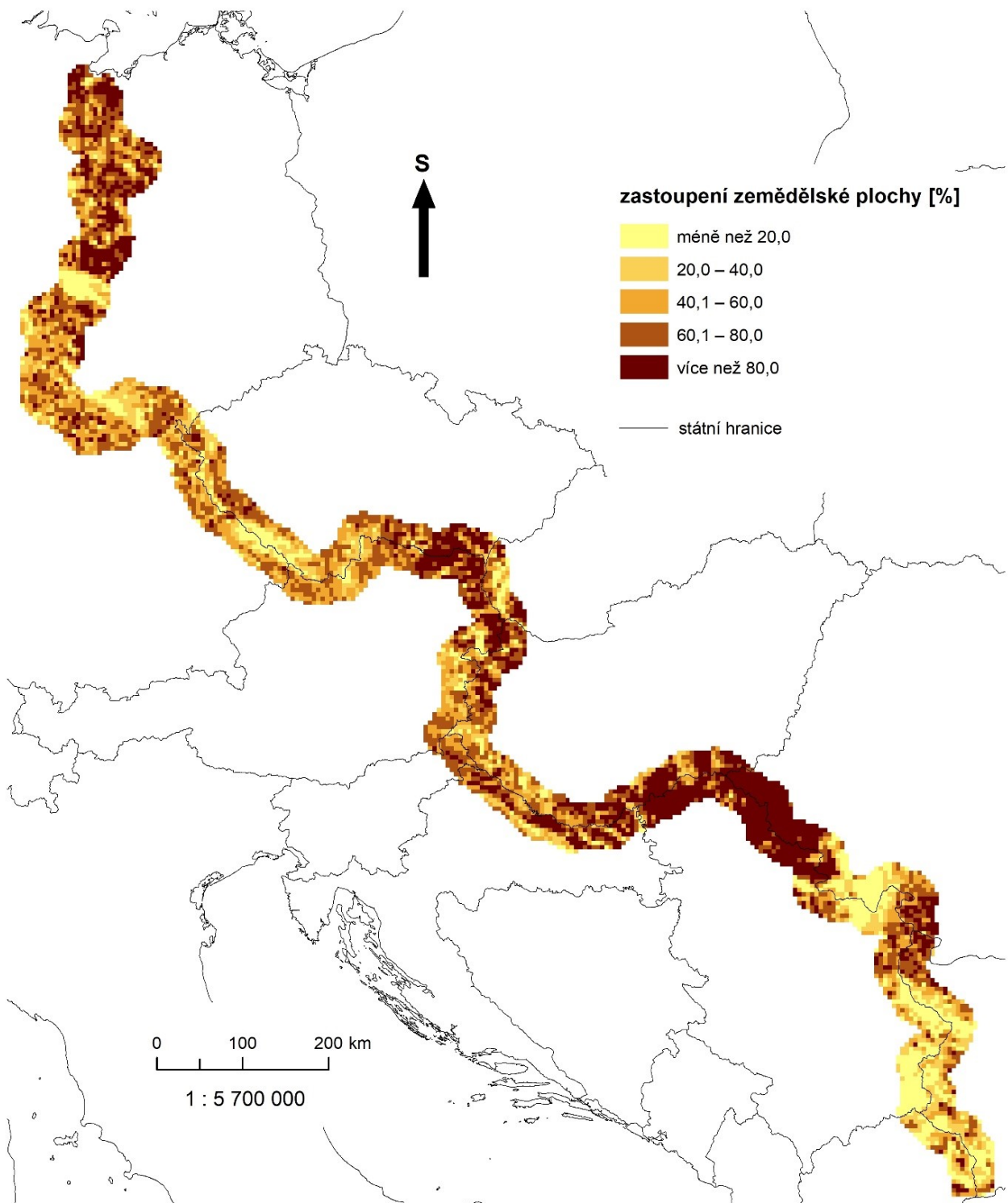
NÁRŮST ZASTAVĚNÉ PLOCHY v Zeleném pásu Evropy mezi lety 1990 a 2018



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

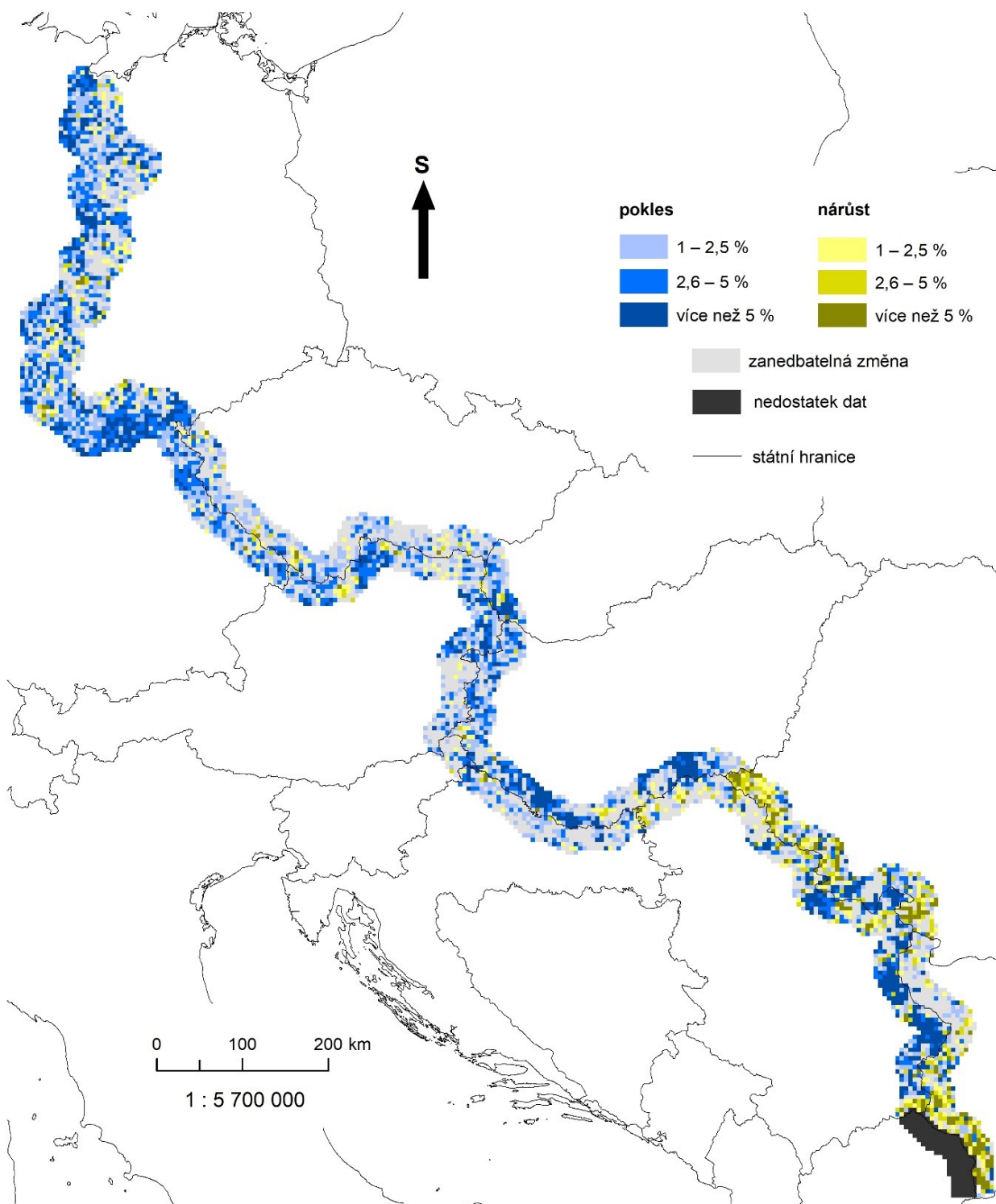
ZEMĚDĚLSKÉ PLOCHY v Zeleném pásu Evropy v roce 2018



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

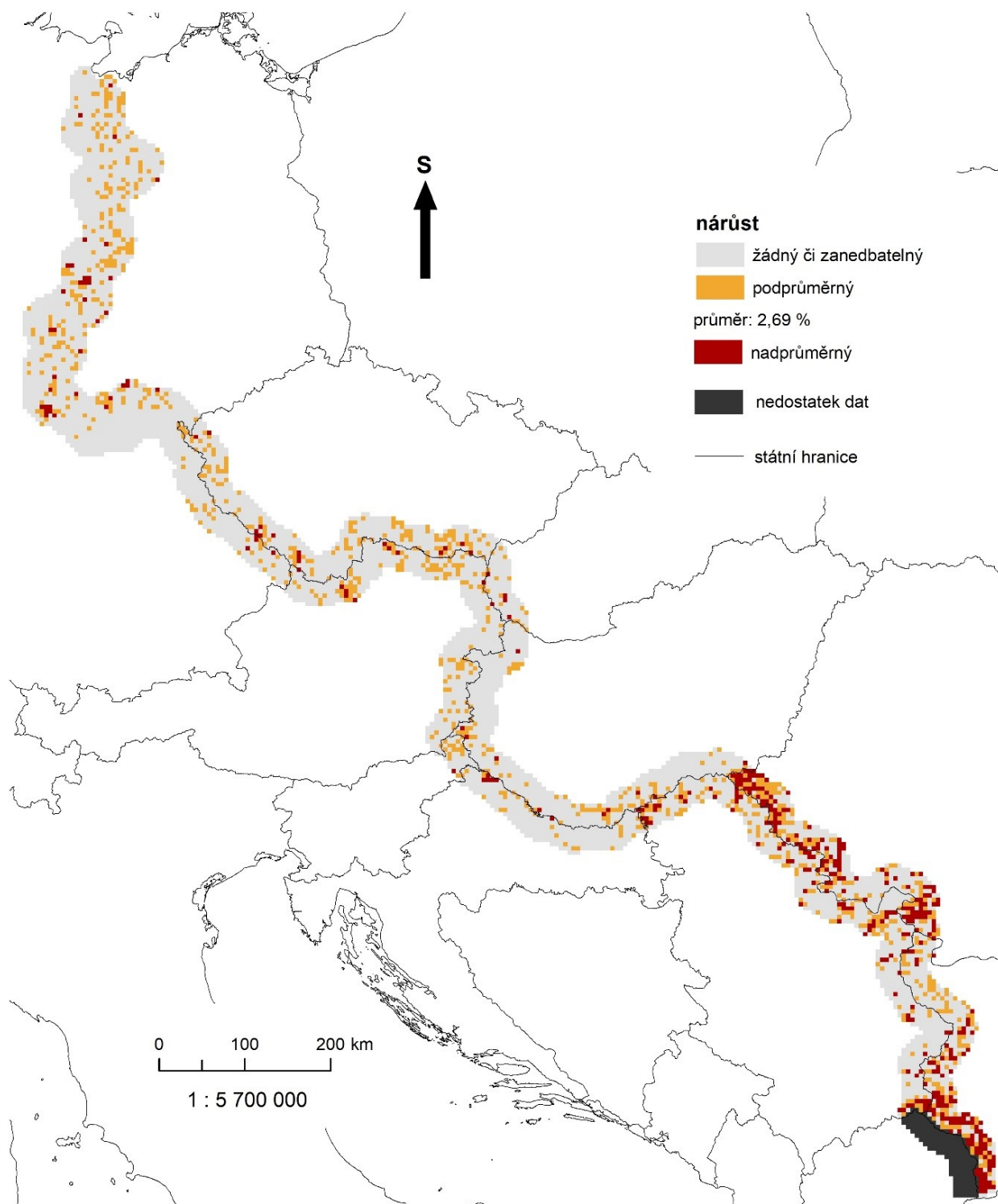
ZEMĚDĚLSKÉ PLOCHY v Zeleném pásu Evropy mezi lety 1990 a 2018



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

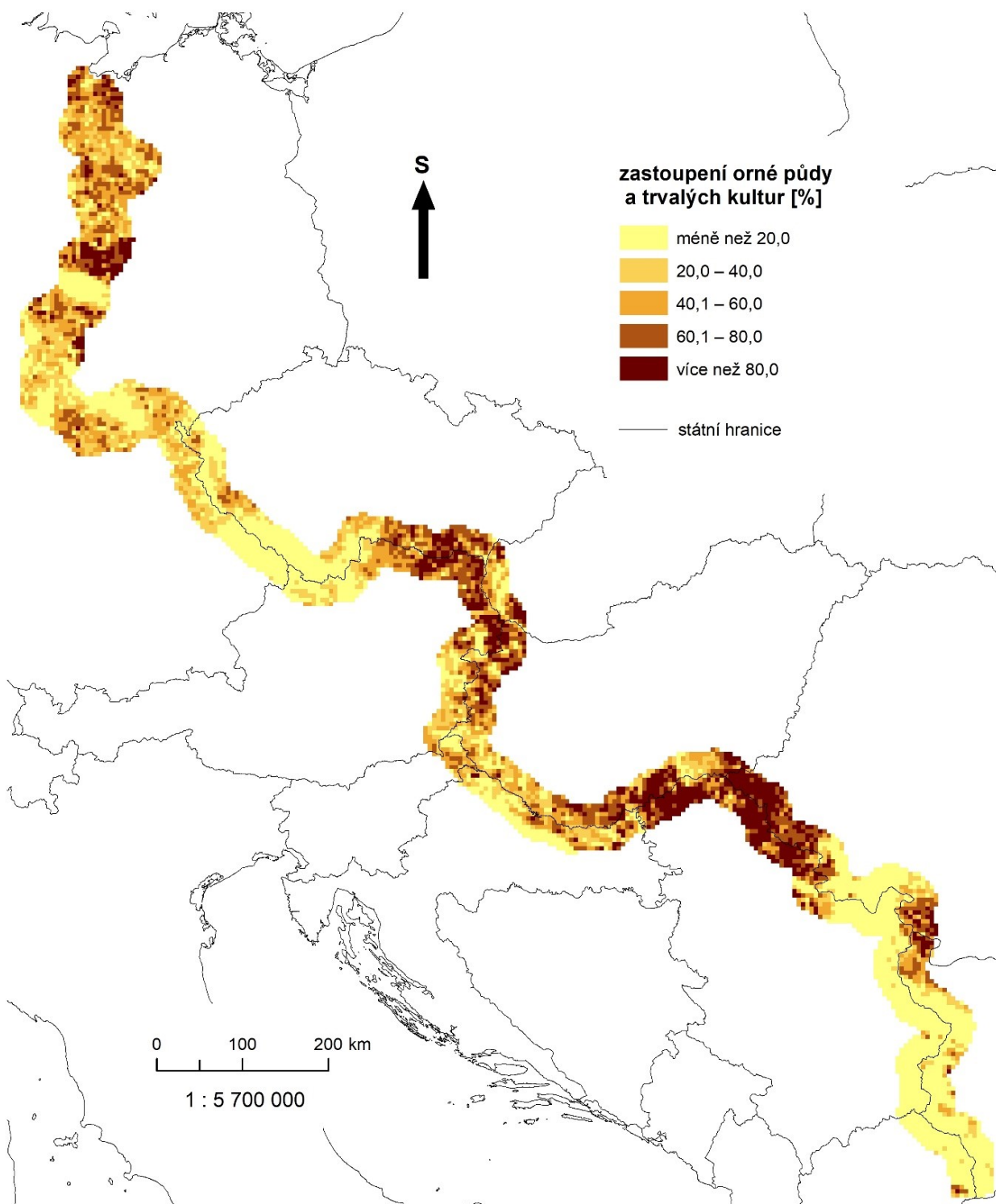
NÁRŮST ZEMĚDĚLSKÝCH PLOCH v Zeleném pásu Evropy mezi lety 1990 a 2018



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

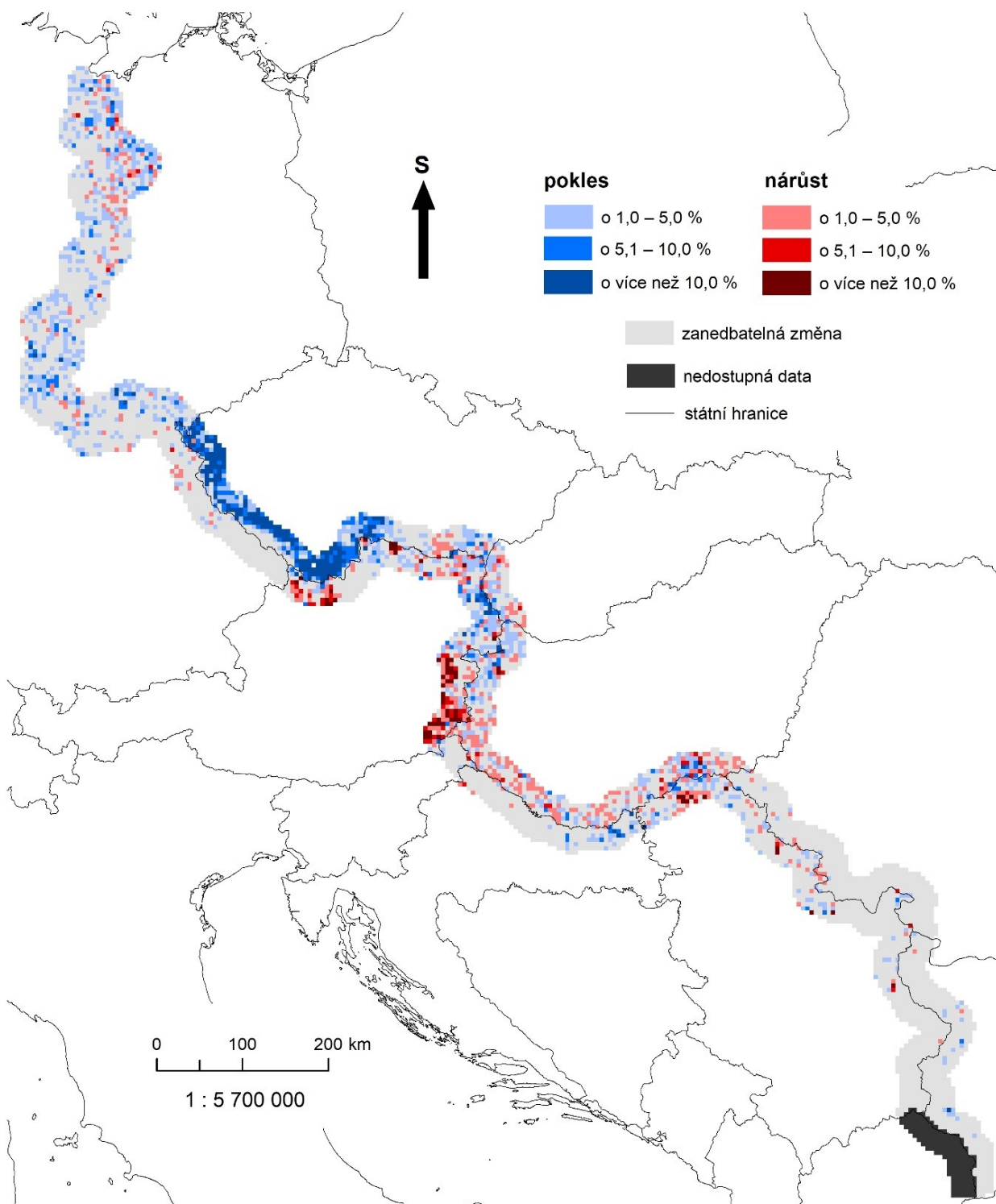
ORNÁ PŮDA A TRVALÉ KULTURY v Zeleném pásu Evropy v roce 1990



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

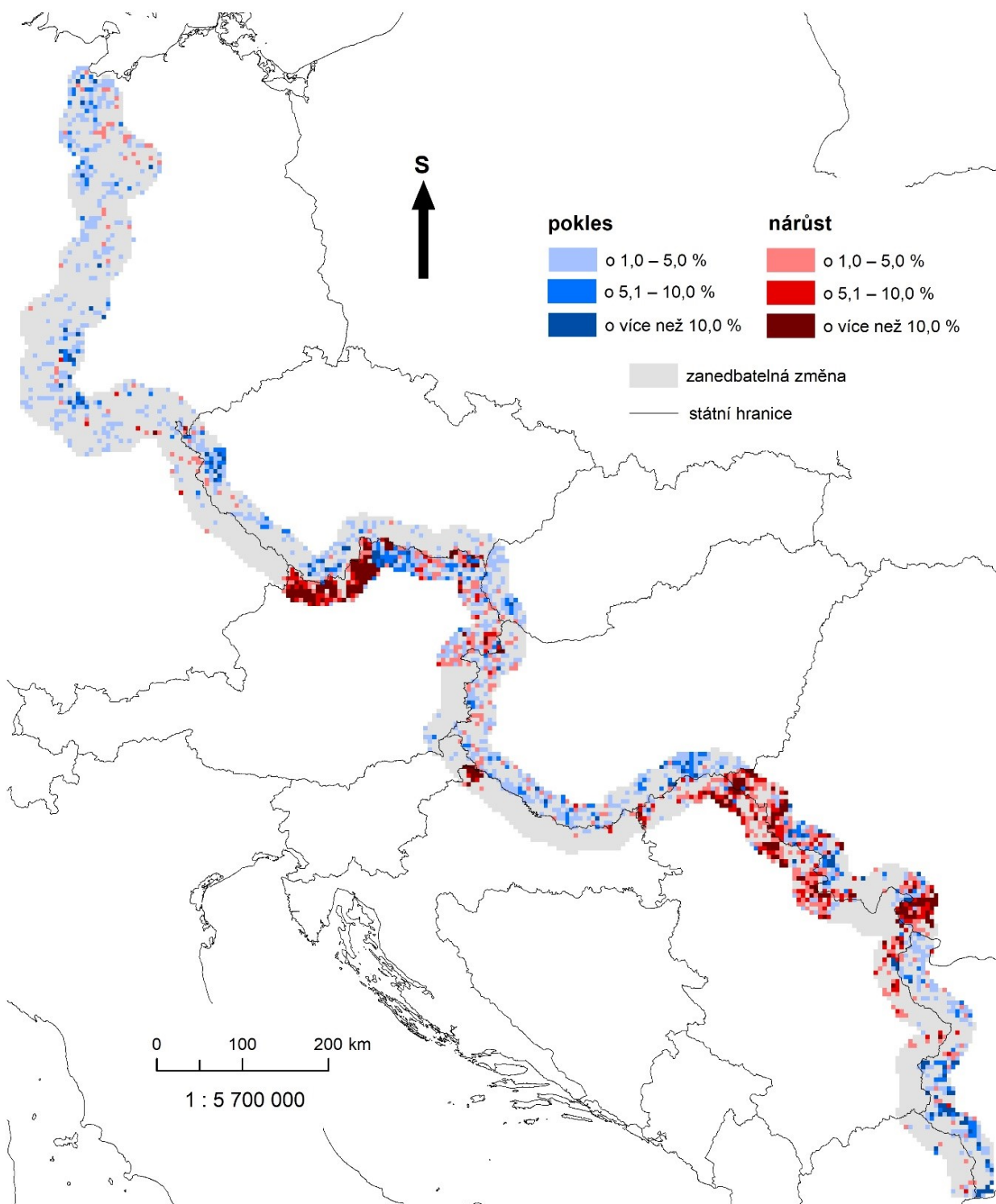
ZEMĚDĚLSKÁ INTENZIFIKACE v Zeleném pásu Evropy v letech 1990 až 2000



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

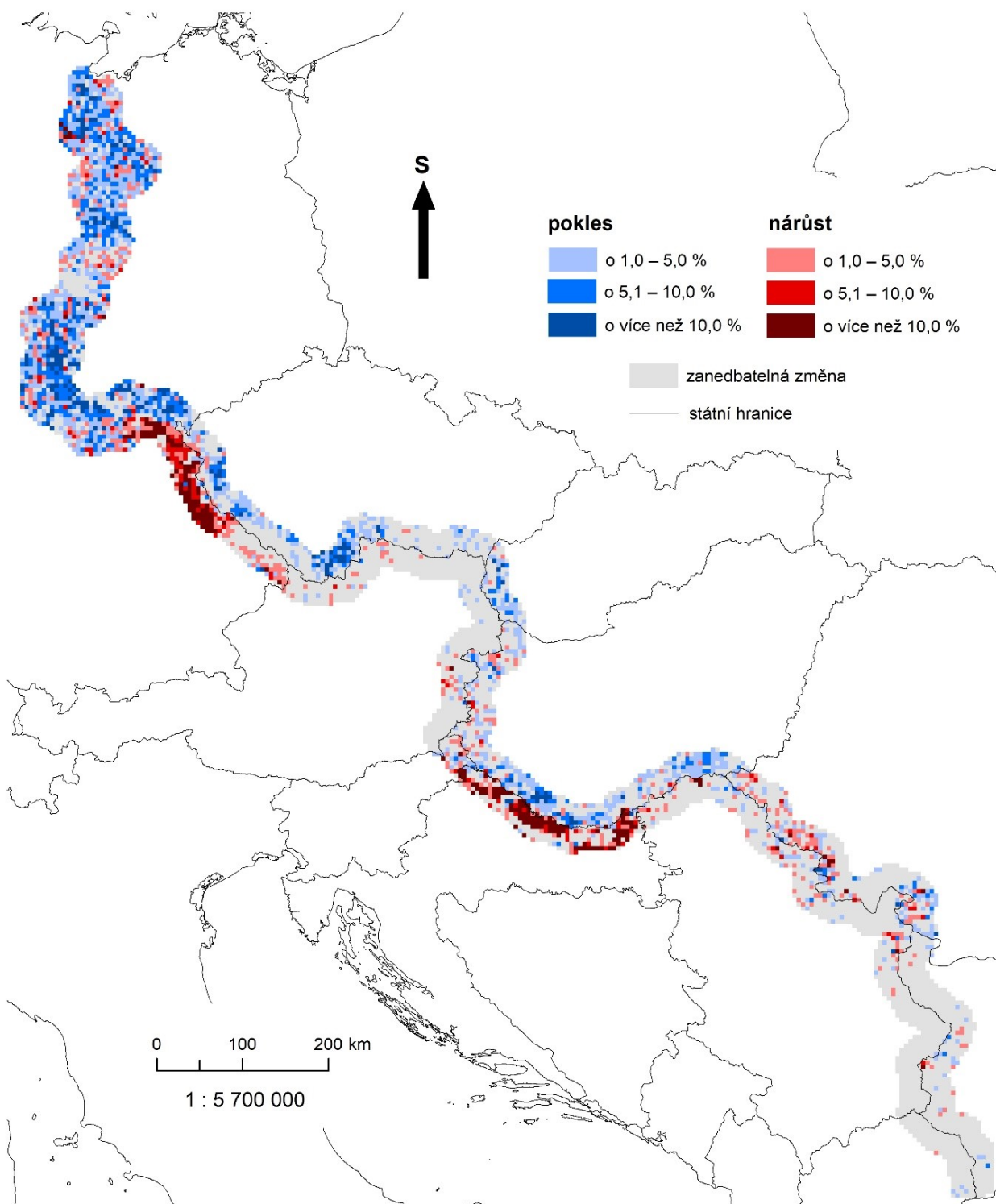
ZEMĚDĚLSKÁ INTENZIFIKACE v Zeleném pásu Evropy v letech 2000 až 2006



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

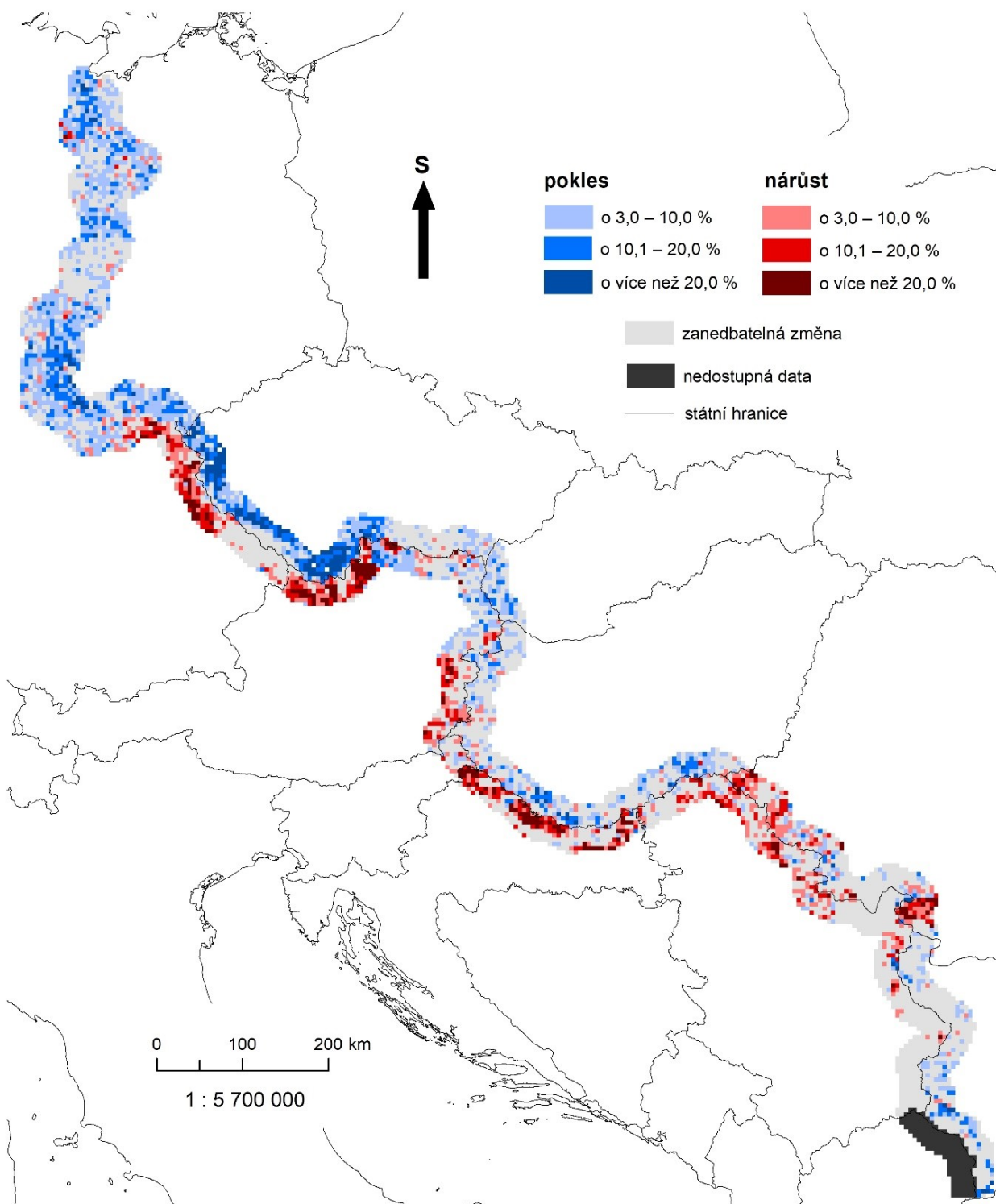
ZEMĚDĚLSKÁ INTENZIFIKACE v Zeleném pásu Evropy v letech 2006 až 2012



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

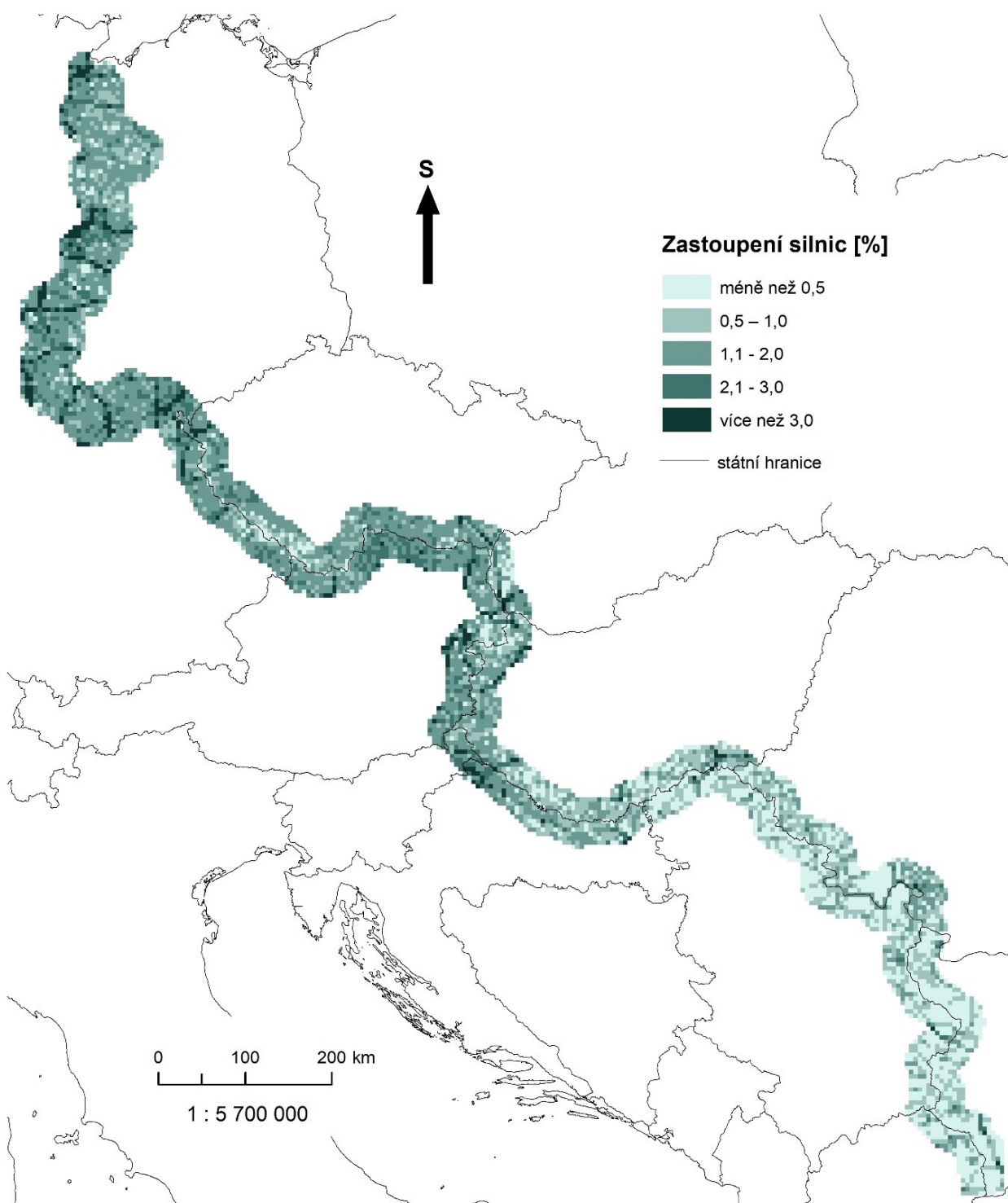
ZEMĚDĚLSKÁ INTENZIFIKACE v Zeleném pásu Evropy v letech 1990 až 2018



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

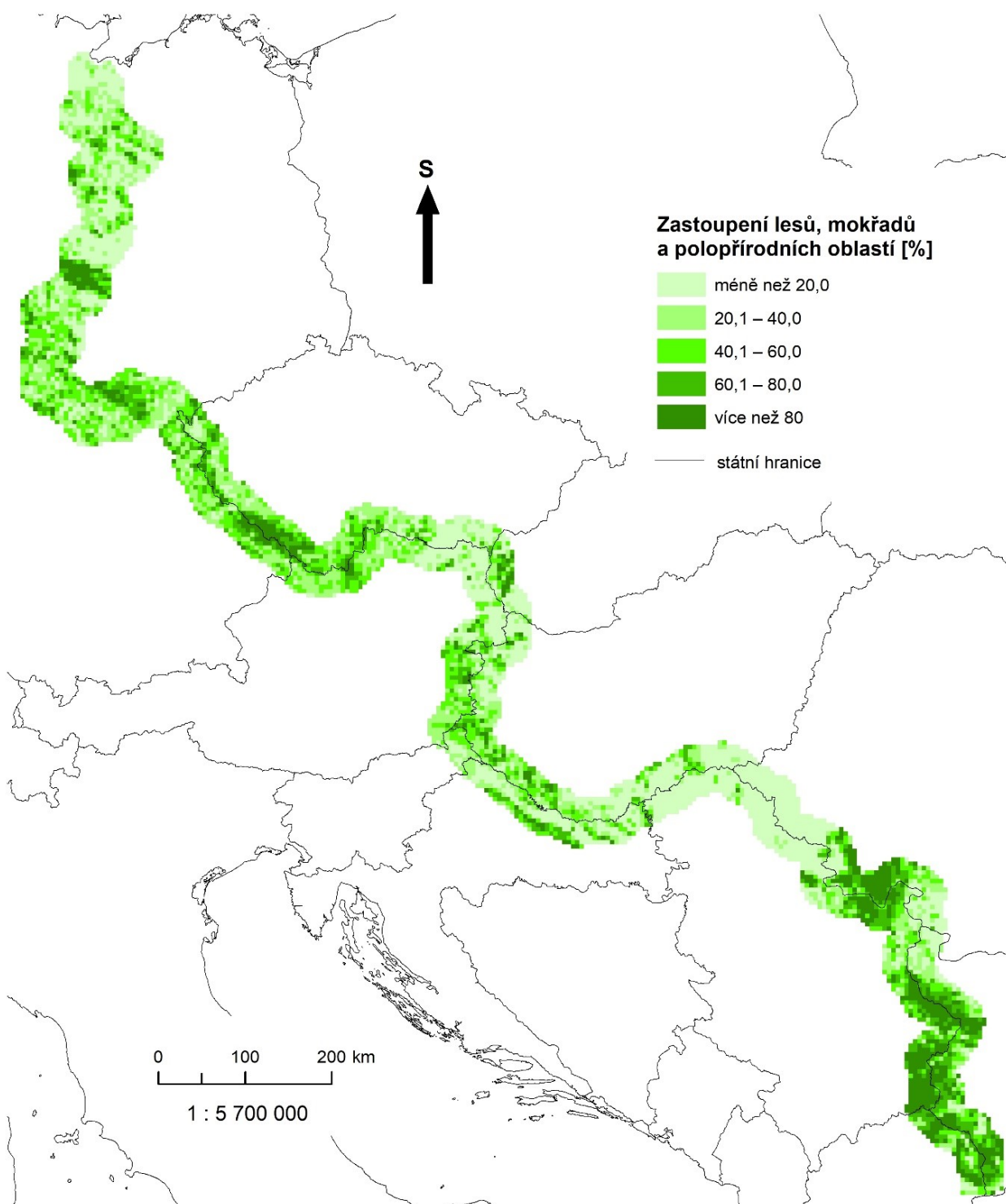
SILNICE v Zeleném pásu Evropy v roce 2018



Zdroje dat:
OpenStreetMap, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

LESY, MOKŘADY A POLOPŘÍRODNÍ OBLASTI v Zeleném pásu Evropy v roce 2018

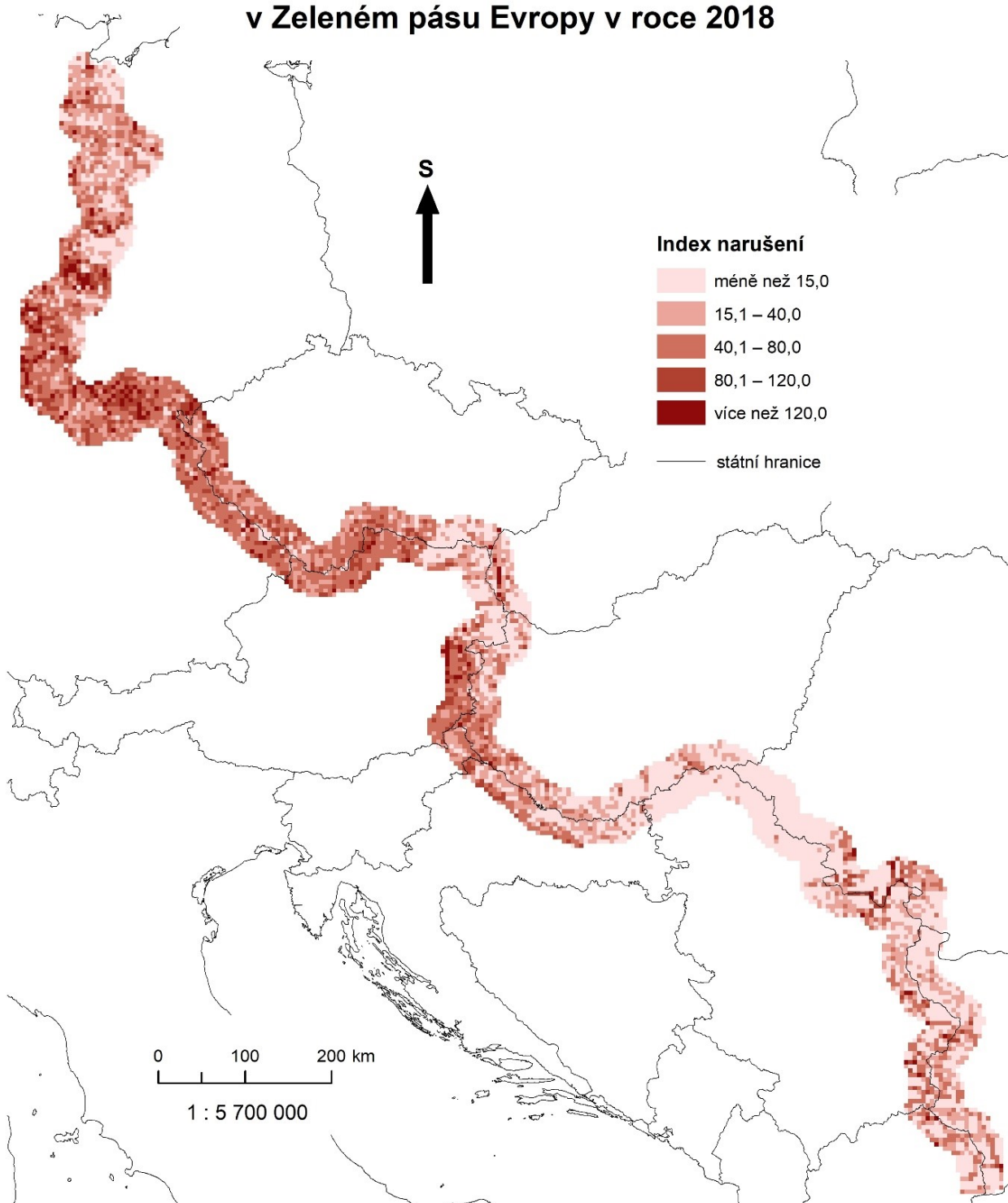


Zdroje dat:
CORINE Land Cover, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

NARUŠENÍ LESŮ, MOKŘADŮ A POLOPŘÍRODNÍCH OBLASTÍ SILNIČNÍ SÍTÍ

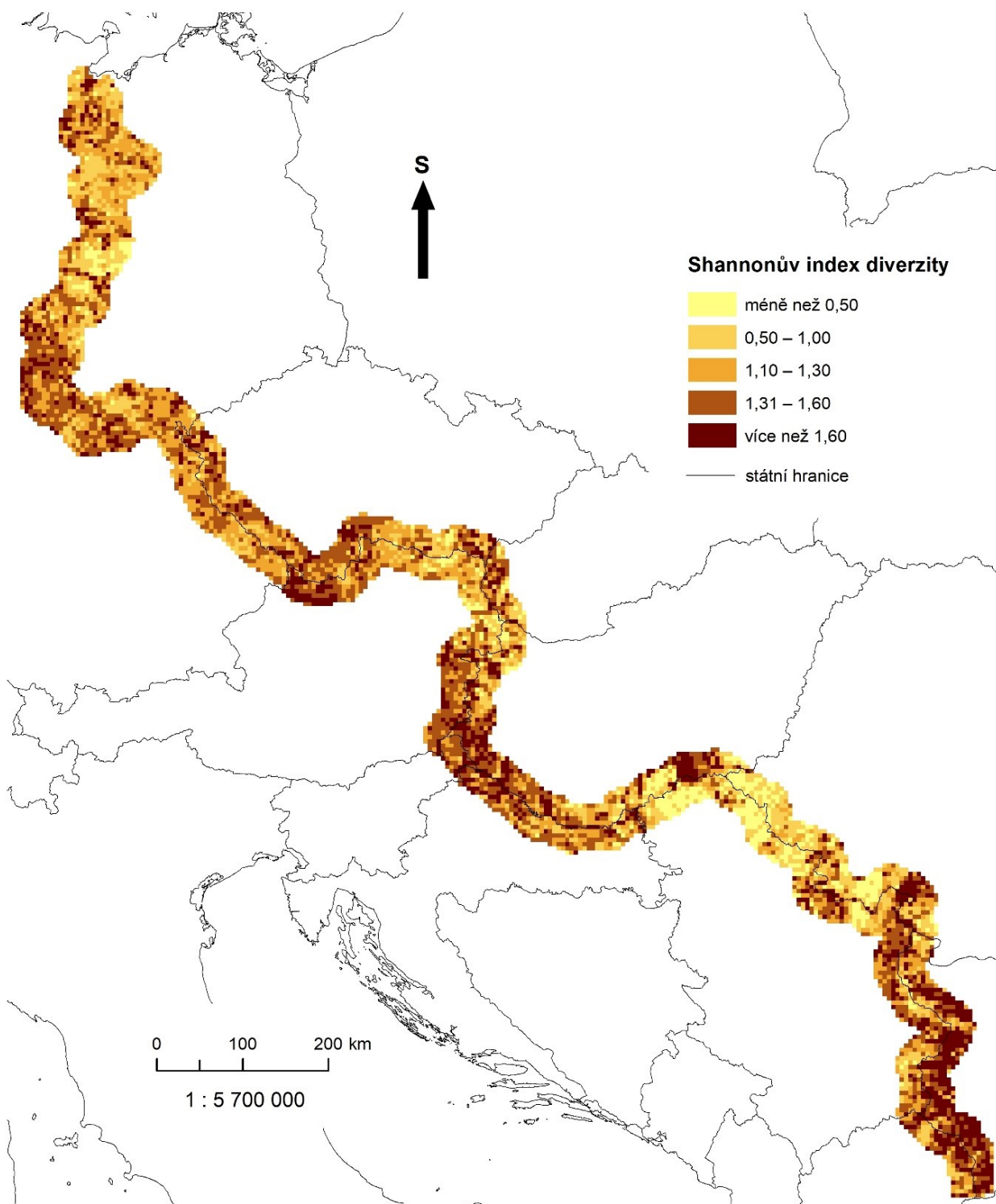
v Zeleném pásu Evropy v roce 2018



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, OpenStreetMap, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

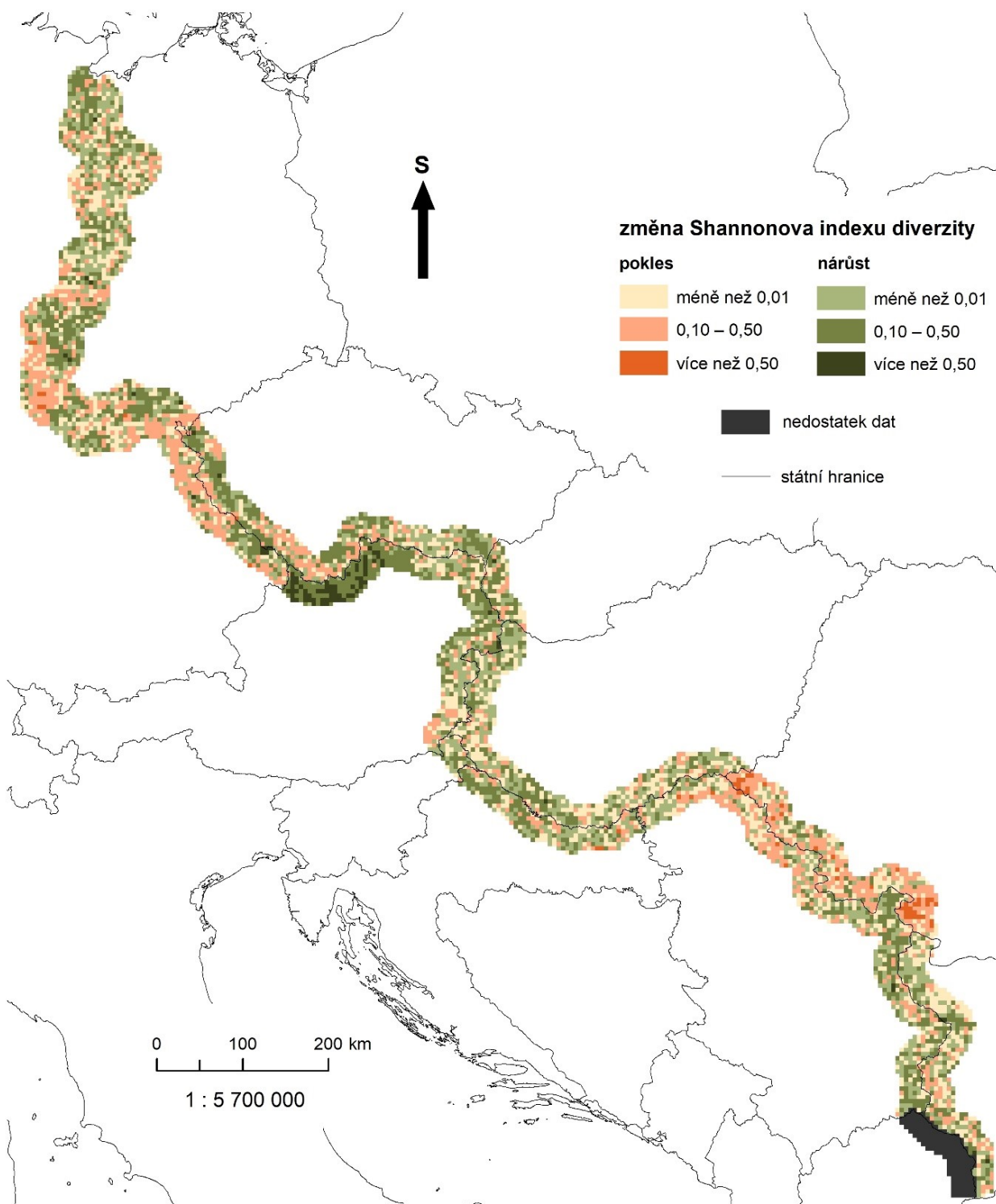
DIVERZITA KRAJINNÉHO POKRYVU v Zeleném pásu Evropy v roce 2018



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

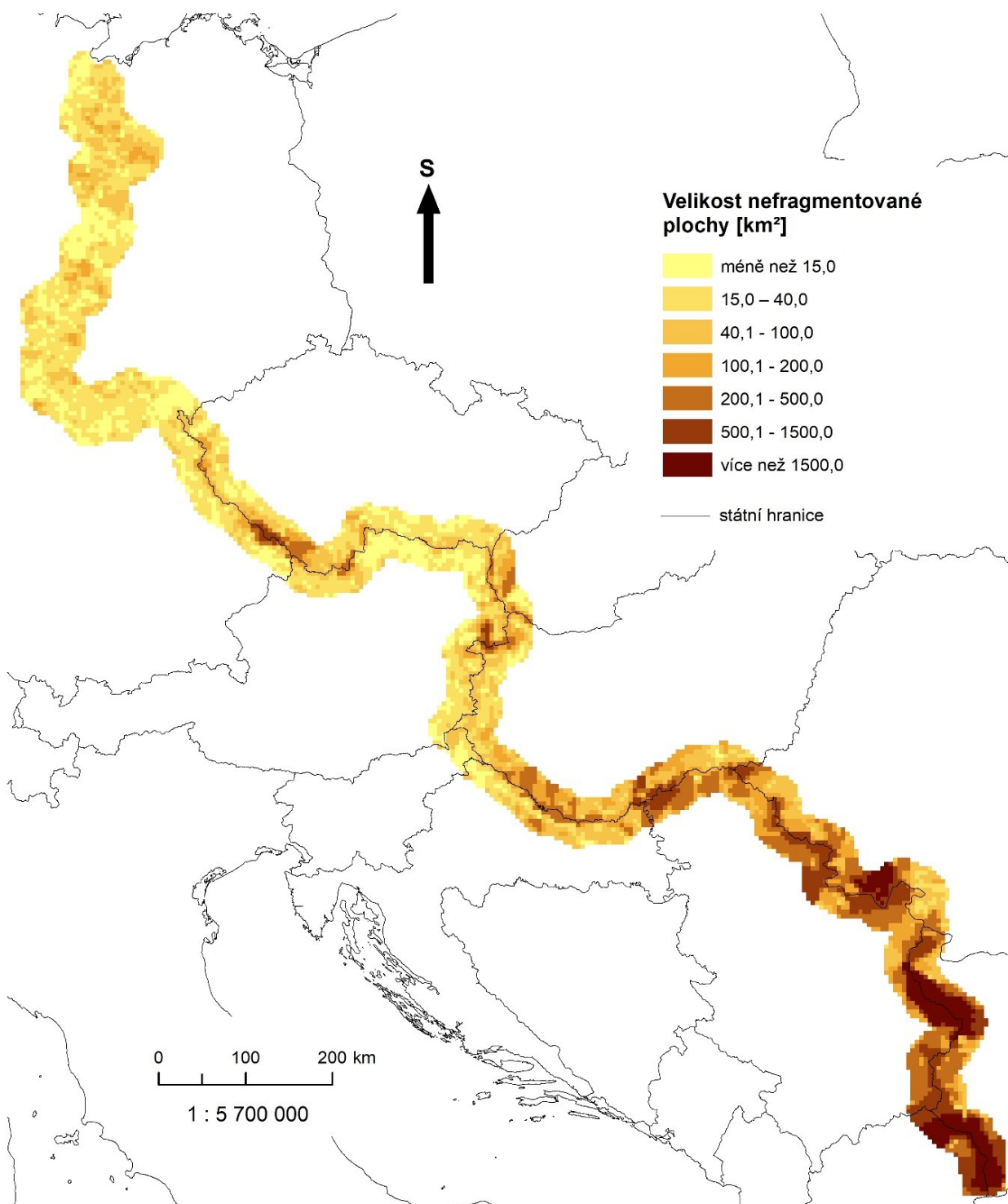
ZMĚNA DIVERZITY KRAJINNÉHO POKRYVU v Zeleném pásu Evropy mezi lety 1990 a 2018



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019

FRAGMENTACE KRAJINY v Zeleném pásu Evropy v roce 2018



Zdroje dat:
CORINE Land Cover, OpenStreetMap, Eurostat

Vojtěch ANDRŠ
Islámábád 2019