

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta životního prostředí



Zhodnocení potřeby a možností aktualizace konceptu ÚSES
disertační práce

Bc. Ing. **Petra Kadlecová**

Praha, 2022

školitel: doc. Federico Morelli

konzultant: Ing. Eva Voženílková

Prohlašuji, že jsem disertační práci zpracovala samostatně a na základě uvedené bibliografie.

V Praze dne 10. února 2022

Bc. Ing. Petra Kadlecová

Abstrakt

Disertační práce se zabývá současným kontextem územního systému ekologické stability (ÚSES), který je národní ekologickou sítí ČR. Rozsáhlá rešerše se věnuje současným přístupům k ochraně biodiverzity, fragmentaci krajiny a různým typům ekologických sítí na lokální, národní i mezinárodní úrovni, zejména v evropském prostoru. Strategie EU v oblasti zelené infrastruktury, přijatá v roce 2013, je současnou zastřešující evropskou politikou pro oblast životního prostředí, která má za cíl začleněním soustavy Natura 2000 do pan-evropské ekologické sítě (PEEN) rozšířit opatření na ochranu biodiverzity na celé území EU. Koncept ÚSES se samostatně vyvíjel od 70. let 20. století a byl zařazen do legislativy ČR jako koncepční nástroj ochrany přírody v roce 1992. Jeho teoretické a metodické aspekty byly vyhodnoceny formou SWOT analýzy, která společně s širším pohledem na problematiku ekologických sítí umožnila identifikovat čtyři hlavní oblasti, jejichž aktualizace by zlepšila efektivitu implementace v podmínkách ČR.

klíčová slova

územní systém ekologické stability, ÚSES, zelená infrastruktura, fragmentace krajiny, ekologické sítě, lesní a nelesní dřevinná vegetace, územní plánování, biodiverzita

Abstract

This dissertation discusses the contemporary context of the Territorial System of Ecological Stability (TSES), which is the national ecological network of the Czech Republic. It contains an extensive review focusing on recent approaches to biodiversity protection, landscape fragmentation and ecological networks at local, national and international levels, especially in Europe. The current common European environmental policy is the EU Green Infrastructure Strategy, approved in 2013, which aims to extend biodiversity conservation measures throughout the EU by integrating Natura 2000 sites into the Pan-European Ecological Network (PEEN). The TSES concept has been developing since the 1970^s and was included in the Czech law as a tool for nature protection in 1992. Its theoretical and methodological aspects are here evaluated in the form of a SWOT analysis. Four main areas suitable for updating are identified to improve the effectiveness of the implementation of TSES in the Czech Republic.

Key words

Territorial System of Ecological Stability, TSES, green infrastructure, landscape fragmentation, ecological networks, forest and non-forest woody vegetation, landscape planning, biodiversity

Obsah

1. Úvod	3
2. Východiska a cíle práce.....	4
3. Literární rešerše.....	5
3.1. Ochrana biodiverzity a ekosystémové služby.....	5
3.2. Fragmentace krajiny a ztráta habitatů	7
3.3. Ekologické sítě	10
3.3.1. Lokální a regionální ekologické sítě.....	12
3.3.2. Národní ekologické sítě	13
3.3.3. Mezinárodní ekologické sítě.....	16
3.4. Implementace a realizace ekologických sítí	27
4. Metodika	31
5. Možnosti aktualizace konceptu ÚSES.....	32
5.1. Územní systém ekologické stability.....	32
5.1.1. Historická a teoretická východiska	32
5.1.2. Metodické podklady	34
5.1.3. Vymezování, typologie a skladebné prvky	36
5.1.4. Legislativa a oprávnění	38
5.1.5. Typy dokumentací	39
5.1.6. Výzkum a publikace	42
5.2. SWOT analýza	45
5.2.1. Silné stránky	46
5.2.2. Slabé stránky	47
5.2.3. Příležitosti	47
5.2.4. Hrozby.....	47
5.2.5. Aplikace výsledků SWOT analýzy.....	48
6. Diskuze.....	58
6.1. Ekologické sítě	58
6.2. Úspěšnost implementace	58
6.3. ÚSES a zelená infrastruktura	59
6.4. Future research	60
7. Závěr.....	61
8. Bibliografie.....	62

Seznam použitých zkratk

CBD	Convention on Biological Diversity, Mezinárodní úmluva o biodiverzitě
EEA	European Environment Agency, Evropská agentura pro životní prostředí
IUCN	International Union for Conservation of Nature, Mezinárodní svaz ochrany přírody
LUCC	land use/cover changes, změny land use/cover
MAES	Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, Mapování a hodnocení ekosystémů a jejich služeb
NFWV	non-forest woody vegetation, nelesní dřevinné vegetace
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Organizace OSN pro vzdělání, vědu a kulturu
USDA	United States Department of Agriculture, Amerického ministerstva zemědělství
WWF	World Wildlife Fund, Světový fond na ochranu přírody
EGB	European Green Belt, Evropský zelený pás
ES	ekologická síť
EVSK	ekologicky významný segment krajiny
KES	kostra ekologické stability
PEEN	Pan-European Ecological Network, Panevropská ekologická síť
ÚSES	územní systém ekologické stability
ZI, GI	zelená infrastruktura, green infrastructure
AOPK ČR	Agentura ochrany přírody a krajiny ČR
ČKA	Česká komora architektů
IPR	Institut plánování a rozvoje hlavního města Prahy
KN	katastr nemovitostí
MMR	Ministerstvo pro místní rozvoj
MZE	Ministerstvo zemědělství
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
NGO	non-governmental organization, nestátní nezisková organizace
ORP	obec s rozšířenou působností
ÚAP	územně analytické podklady
ÚPD	územně plánovací dokumentace

1. Úvod

Krajinná ekologie je koncept, který propojuje přírodní vědy s humanitními a zkoumá interakci působení lidských a přírodních sil v krajině. Popisuje procesy změn v krajině v různých měřítcích jak z ekologického hlediska, tak i v socioekonomických souvislostech. Ekologické sítě jsou pak aplikací přírodovědných poznatků na problematiku ochrany životního prostředí.

Ochrana životního prostředí je nezbytným předpokladem další existence lidstva, závislého na ekosystémových službách. Povědomí o globálních dopadech lidské činnosti je relativně novou sférou lidského uvažování, které postupně proniklo z vědeckých studií do každodenního života. Planeta Země disponuje omezenými zdroji, které lidstvo sdílí a nerovnoměrně si rozděluje. Pro jedince žijícího ve svém lokálním prostředí může být těžké uvědomit si dosah svého jednání, které se s rozvojem civilizace a propojováním na všech úrovních stává stále více globálním.

Environmentální témata mají často vychýlenou komunikaci buď směrem k pozitivním emocím

Ukazujme krásu přírody: Češi milují přírodu. Podle dostupných českých dat je zajímavá mnohonásobně více než politika nebo bulvár (Krajhanzl a kol., 2018: 26-27). A marketingoví specialisté potvrzují: příroda prodává (např. osobní automobily, prací prášky, pivo, politické kandidáty a subjekty). Jen máloco totiž vyvolává takové sympatie jako příroda. Použijeme tedy fotografie přírody všude, kde to jenom jde: na webových stránkách, sociálních sítích, v kampaních (Dušek & Hošek, 2019).

nebo se naopak blíží k zastrašování,

Urbanizace, industrializace, intenzivní zemědělství, a pokračující expanze šedé infrastruktury stále více nahloďávají naše přírodní prostředí a pohlcují náš přírodní kapitál. V průběhu let se krajina stala více a více fragmentovanou a znečištěnou, což se odrazilo v narušeném stavu ekosystémů a snižující se úrovni biodiverzity (Mazza et al., 2011).

a proto není snadné najít optimální tón, který by byl dostatečně naléhavý a zároveň povzbuzující. V tomto ohledu jsou ekologické sítě jako převážně kladně přijímaný a obecně uznávaný nástroj ochrany přírody, který pomáhá rozvíjet spolupráci na různých úrovních, i vhodným komunikačním nástrojem.

Ekologické sítě vznikly jako součást řešení problémů životního prostředí a mají mnoho různých podob. V Evropské unii má společná ekologická síť formu zelené infrastruktury, což je strategie na podporu biodiverzity, zmírnění důsledků fragmentace krajiny a posílení ekosystémů pro adaptaci na klimatické změny. Její konkrétní provedení je však ponecháno na jednotlivých členských státech.

V ČR je tento přístup reprezentován „územním systémem ekologické stability“ (ÚSES), který je jednou z nejstarších ekologických sítí na světě. Koncept ÚSES se teoreticky vyvinul za „železnou oponou“ v 70. letech 20. století, ale nyní je realizován v demokratických podmínkách členského státu EU. Vznikla tedy potřeba ověření možné aktualizace konceptu ÚSES a jeho sladění s dalšími novými přístupy k ochraně životního prostředí. Koncept ÚSES je považován za silný nástroj ochrany přírody a krajiny, který má potenciál překlenout oborová specifika přírodních věd a územního plánování. Přestože implementace ekologických sítí je komplexní záležitost, v ČR se daří postupně realizovat a chránit jednotlivé skladebné části. Ačkoliv vznikají podle jednotné metodiky, současnými nástroji není možné hodnotit kvalitu plánů a projektů, ověřovat funkčnost realizovaných prvků a efektivně plánovat další rozvoj a investice. Tato disertační práce se proto snaží najít možnosti aktualizace konceptu ÚSES potenciálně aplikovatelné v českém prostředí.

2. Východiska a cíle práce

Tématem disertační práce je zhodnocení potřeby a možností aktualizace konceptu ÚSES na základě zasazení problematiky ÚSES do širšího kontextu, než v jakém je tradičně vnímán. Prioritou je identifikace relevantních teorií v oblasti ochrany přírody, jejichž aplikace na problematiku ÚSES může přispět k vylepšení opatření na ochranu biodiverzity a konektivity krajiny v České republice. Pro jejich úspěšnou implementaci jsou nezbytné efektivně nastavené plánovací, legislativní a administrativní procesy vedoucí k integritě ekologických sítí na všech úrovních, od lokální po mezinárodní. Svým zaměřením se tato práce snaží překlenout oborová specifika ochrany přírody a územního plánování tak, aby odpovídala specializaci doktorského studijního programu Aplikovaná a krajinná ekologie.

Cíle práce

- zpracovat přehledné a aktuální shrnutí informací o ekologických sítích
- analyzovat implementaci současné evropské legislativy v oblasti životního prostředí
- analyzovat implementaci teorie ekologických sítí v podmínkách ČR
- identifikovat silné a slabé stránky, příležitosti a hrozby pro koncept ÚSES (SWOT analýza)
- formulovat doporučení ke zefektivnění implementace ekologických sítí v ČR

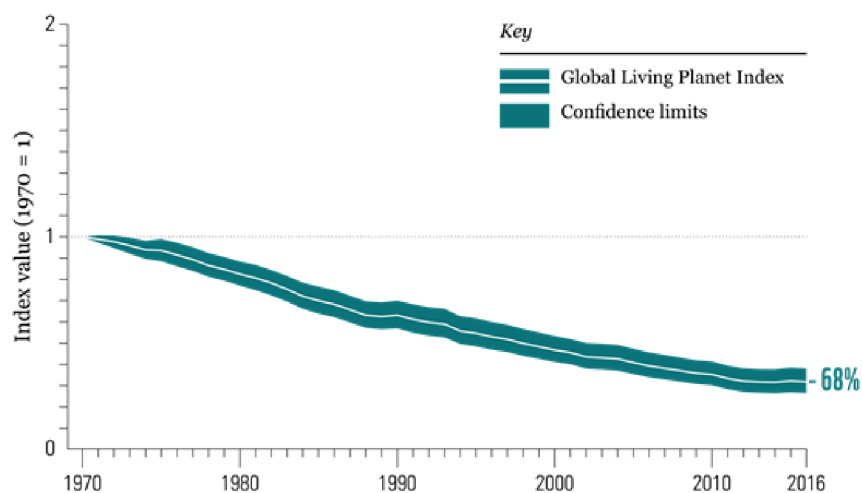
3. Literární rešerše

3.1. Ochrana biodiverzity a ekosystémové služby

Ochrana biodiverzity (druhové rozmanitosti) je jedním ze základních úkolů ochrany přírody. Vymírání druhů v holocénu akceleruje a od roku 1970 biodiverzita globálně poklesla o dalších 44% (van Goethem & van Zanden, 2021). Tématu je věnována značná pozornost, kterou od konference v Rio de Janeiro v roce 1992 celosvětově zastřešuje **Mezinárodní úmluva o biodiverzitě** (*Convention on Biological Diversity, CBD*), ratifikována již 196 zeměmi (CBD, 2021). Zatímco dříve se chránily především druhy nebo stanoviště, nyní se mluví o přechodu na tzv. ekosystémovou úroveň (Vimal et al., 2012) (Harvey et al., 2017), přistupující k přírodě jako provázanému systému, nikoli jako souboru jednotlivých součástí. V jádru ekosystémového přístupu k ochraně životního prostředí jsou vazby a interakce mezi druhy, stanovišti a zdroji, neboť **ekosystémy jsou otevřené a dynamické systémy**, které se v čase a prostoru vyvíjejí (BOITANI et al., 2007). Ekosystémový přístup je také vyjádřením úsilí o integraci činností člověka v oblastech managementu půdy, vody a dalších přírodních zdrojů tak, aby byly trvale udržitelné a přínosné pro ochranu biodiverzity (Bennett, 2004) (European Commission, 2012).

Pokles biodiverzity je označován za hrozbu pro lidstvo, které je závislé na ekosystémových službách, a proto jsou tyto souvislosti podrobně zkoumány. (Maestre et al., 2012) potvrdili, že **biodiverzita posiluje schopnost ekosystémů udržovat různé funkce** (např. koloběh uhlíku, dusíku a fosforu). Jejich experimenty se globálně zabývaly druhovou bohatostí travino-bylinných porostů a prokázaly významný pozitivní vztah mezi druhovou bohatostí a multifunkčností ekosystémů. (Kotsiras et al., 2020) testovali hodnocení ekosystémových služeb na základě 4 kategorií druhové rozmanitosti lesních a nelesních dřevinných ekosystémů v Řecku v rámci „Evropského mapování a hodnocení ekosystémů a jejich služeb“ (*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services, MAES*). Porosty dřevin poskytují významné ekosystémové služby také v urbanizovaných územích, např. formou parků nebo hřbitovů, pokud je jejich údržba prováděna tak, aby byly různorodé (Kowarik et al., 2016).

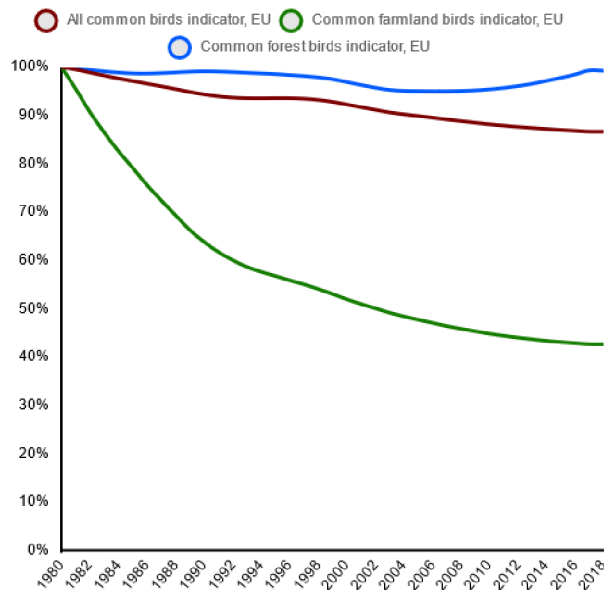
Všeobecně se současný pokles biodiverzity pokládá za **důsledek intenzivní lidské činnosti**, jak jej pravidelně od roku 2012 reportuje „Politicko-vědecká platforma pro mezivládní hodnocení biodiverzity a ekosystémových služeb“ (*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES*) (Brondizio et al., 2019), a také Světový fond na ochranu přírody (*World Wildlife Fund, WWF*) (Obrázek 1). Mezi nejsilnější tlaky na biodiverzitu v Evropské unii (EU) momentálně patří intenzivní zemědělství a lesnictví, suburbanizace a různé formy znečištění (Naumann et al., 2020). Na globální úrovni se k nim kromě změny klimatu řadí také nárůst lidské populace (McKee et al., 2004) a s tím související změny land use/cover (LUCC) (Davison et al., 2021), fragmentace krajiny (Damschen et al., 2006), intenzivní lov a rybolov (Moulllec et al., 2019), šíření invazivních druhů (Shabani et al., 2020) a další jevy.



Obrázek 1 **The 2020 Global Living Planet Index**. Index živé planety publikovaný Světovým fondem na ochranu přírody (WWF) vykazuje na základě dat o 20 811 populacích čítajících na 4 392 druhů obratlovců průměrný pokles četnosti o 68 % mezi lety 1970 a 2016 (Almond et al., 2020).

Poškození a ztráta biodiverzity se všemi svými důsledky je Evropskou unií považována za stejné nebezpečí, jako změna klimatu, a proto „Evropská agentura pro životní prostředí“ (*European Environment Agency*, EEA), sídlící v Kodani, usiluje od roku 1994 o výzkum co nejširšího záběru témat souvisejících s životním prostředím (Obrázek 2). V důsledku pokračujícího poklesu biodiverzity přijala Evropská komise dne 3. 5. 2011 „Strategii EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2020“ (*EU Biodiversity Strategy 2020*, Strategie pro biodiverzitu 2020) ("Naše životní pojistka, náš přírodní kapitál: strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2020", 2011), na kterou dále navázala „**Strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2030**“ (*EU Biodiversity Strategy 2030*, Strategie pro biodiverzitu 2030) ("Strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2030", 2020).

Za klíčový krok k úspěchu Strategie pro biodiverzitu 2020 bylo považováno rozvinutí evropské zelené infrastruktury (*Green Infrastructure*, GI) (Evropská Komise, 2013) a v současné Strategii pro biodiverzitu 2030 je tato již pevně zakotvena jako **paneurospáská ekologická síť** (*Pan-European Ecological Network*, PEEN). Ekologické sítě jsou považovány za vhodný nástroj ochrany biodiverzity na úrovni krajiny (Opdam et al., 2006) (BOITANI et al., 2007), proto zelená infrastruktura má být zastřešující vizí, která pomůže s implementací evropské ekologické sítě na regionální a lokální úrovni, kde zodpovědnost za zachování evropské biodiverzity nese okolo 120 regionálních vlád a agentur (Jongman et al., 2011).



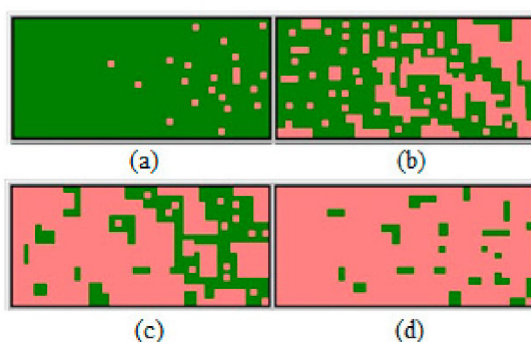
Obrázek 2 **Populace běžných druhů ptáků v EU mezi lety 1980-2018.** Data z „Celoevropského monitoringu běžných druhů ptáků“ (*PanEuropean Common Bird Monitoring*) ukazují pokles populací 168 běžných druhů ptáků (červená linie), který je výslednicí prudkého poklesu druhů zemědělské krajiny (zelená) a poměrně stabilních populací lesních druhů (modrá) (EBCC, 2021).

Ochrana biodiverzity v České republice se řídí „**Strategií ochrany biologické rozmanitosti České republiky 2016-2025**“ (Mach et al., 2016) vydanou Ministerstvem životního prostředí, konkrétní nástroje ochrany přírody a krajiny jsou pak vymezeny ve „Státním programu ochrany přírody a krajiny České republiky pro období 2020-2025“ (Mach et al., 2020). Zastřešujícím dokumentem je „Státní politika životního prostředí ČR 2030 s výhledem do 2050“ (Smrž et al., 2021), do jejíž přípravy byla zapojena i veřejnost. Vyhlášení dvou veřejných konzultací předcházela také „Analýza vhodných způsobů komunikace tématu biologické rozmanitosti“ (Dušek & Hošek, 2019), která zohlednila jak novou strategii Mezinárodní úmluvy o biodiverzitě (CBD), tak i Strategii pro biodiverzitu 2030.

3.2. Fragmentace krajiny a ztráta habitatů

Fragmentace krajiny, proces rozdělení souvislých krajinných celků do menších a izolovanějších ploch a současné vytváření nejrůznějších bariér omezujících průchodnost krajiny, je jeden z jevů ohrožujících biodiverzitu (Plesník, 2020). V případě přírodních a přírodě blízkých území obvykle **zahajuje proces vedoucí k poškození a ničení habitatů** (syn. biotop, stanoviště), který může skončit jejich úplnou ztrátou. Důsledky fragmentace jsou různé pro jednotlivé druhy organismů a typy habitatů a měly by být posuzovány individuálně (Taylor et al., 2006), souhrnně lze ale říci, že závažné negativní důsledky jsou prokázány při ztrátě 70 % původního habitatu (Lucius et al., 2011). Tento poznatek byl aplikován např. ve Velké Británii formou pravidla 30 % (*30 % Rule*) jako míra cílové pokrývnosti dřevinných společenstev zajišťujících konektivitu krajiny (Peterken, 2002). Narušením konektivity krajiny nedochází pouze k omezení pohybu na úrovni druhů (disperze, migrace), ale také ke změnám druhového složení a struktury společenstev, populační dynamiky, chování, vitality a celé škály ekosystémových procesů a služeb (Gippoliti & Battisti, 2017).

Fragmentovaná krajina obsahuje pouze drobné prvky přírodních habitatů a má vysoký podíl okrajových (ekotonových) společenstev na rozhraních mezi různými typy land use/cover (Obrázek 3). Kromě důsledků vyplývajících ze **zmenšování jádrového území habitatu** (*core area*) a **zvyšování jeho izolovanosti** je potřeba také uvažovat o intenzitě antropogenních disturbancí přicházejících z okolního prostředí a charakteru izolace (např. souvislé plochy zemědělské půdy ovlivňují konektivitu jinak než dopravní infrastruktura) (Gippoliti & Battisti, 2017). Přestože některé druhy schopné žít v širokém rozmezí podmínek (generalisté) z fragmentace mohou profitovat, většina druhů je ovlivněna negativně, nejvíce pak velcí savci s rozsáhlým teritoriem (šelmy) a druhy s úzkou nikou (specialisté) (Weber et al., 2006). Modely také ukazují, že **změna klimatu** způsobí přesun evropských druhů na sever a na západ, aby našly vhodné podmínky pro své přežití (DAVIES et al., 2006). I druhy, které za běžných okolností příliš nemigrují, se budou muset přesunout na nová stanoviště s vyhovujícím mikroklimatem.

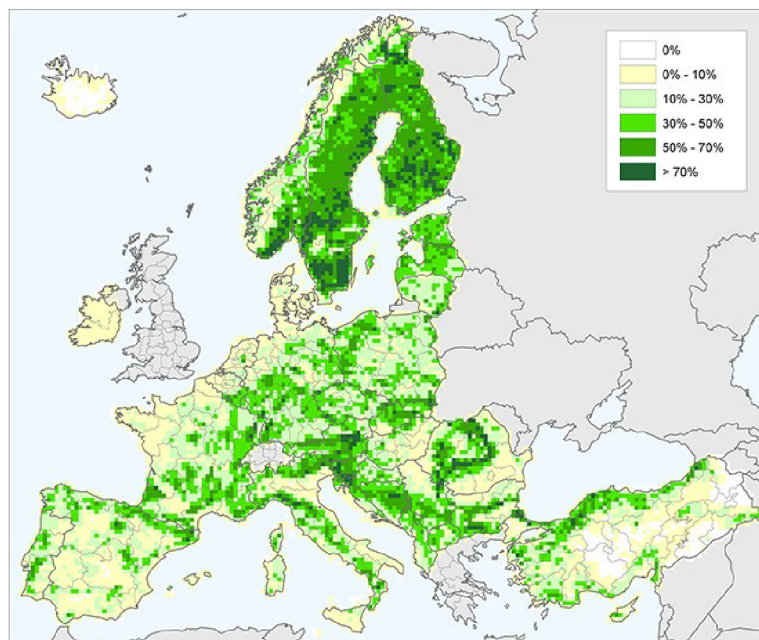


Obrázek 3 **Proces fragmentace krajiny**. Fáze procesu fragmentace jsou a) perforace, jednotlivá malá narušení b) disekce, hlouběji pronikající narušení c) disipace, rozšiřování a propojování nových ploch d) smršťování, redukce zbývajících původních ploch (Flowers et al., 2020).

Evropa je poměrně hustě zalidněným kontinentem a velká část půdy je aktivně využívána, zbylé přírodní oblasti jsou v důsledku toho vystaveny tlaku. Především se jedná o **kombinaci procesů homogenizace a fragmentace** krajiny, kdy fragmentace je způsobena různými faktory spojenými s rozšiřováním měst a budováním dopravních infrastruktur a homogenizace je důsledkem intenzifikace postupů v zemědělství a lesním hospodářství (Jongman, 2007) (Evropská Komise, 2010). Statistiky Evropské agentury pro životní prostředí (EEA) uvádějí, že během 90. let 20. století bylo „vybetonováno“ přibližně 8 000 km², což představuje nárůst uměle vytvořených povrchů o 5% za 10 let. Dále bylo mezi lety 1990 a 2003 v rámci EU vybudováno 15 000 km nových dálnic. Intenzivní rozvoj evropské civilizace tak přímo narušuje prostředí, ve kterém vznikla.

Distribuce procesů změn v krajině je **nerovnoměrná a proměnlivá**, střídají se období rozpínání a smršťování různých typů land use/cover. V urbanizovaných a úrodných oblastech jsou intenzivní a rychlé, na druhou stranu v marginálních oblastech Evropy nyní dochází k postupnému opouštění zemědělské půdy a pastvin (BOITANI et al., 2007). Z hlediska biodiverzity je tedy důležité nejenom to, jaké změny se dějí, ale také jak rychle a kde. Některé kategorie land use/cover jsou relativně malou částí zemského povrchu (např. zastavěná území, lineární infrastruktura), přesto mají závažný impakt, pokud jsou z hlediska konektivity nepropustné, nebo příliš blízko cenným jádrovým územím (Albert et al., 2020).

Jedním z důvodů, proč je fragmentace (nebo její opak: konektivita) krajiny tak často používaným ukazatelem, je možnost jejího vyjádření v různých modelech. Je však potřeba zmínit, že mnoho publikovaných studií se zabývá pouze **strukturální konektivitou** (krajinnými metrikami), tedy vzdáleností jednotlivých ploch nebo délkou koridorů. Různorodost, s jakou živé organismy interagují se svým heterogenním prostředím, však lépe vystihuje funkční konektivita (Taylor et al., 2006). Za **studie funkční konektivity** (Obrázek 4) lze považovat např. prokázání zvýšení počtu rostlinných druhů u ploch propojených koridory (Damschen et al., 2006), fungování koridoru potvrzené migrací a rozmnožováním medvědů černých na Floridě (DIXON et al., 2006) a rychlejší genetickou diverzifikaci populace motýlů na koridory propojených stanovištích (Jangjoo et al., 2016). Na druhou stranu, některé studie fungování ekologických koridorů zpochybňují či vyvrací (Horskins et al., 2006) (Pérez-Hernández et al., 2015). Vznikají tedy **meta-analýzy**, které dále porovnávají výsledky jednotlivých případových studií, srovnávají metodické přístupy a ověřují, zda koridory skutečně poskytují funkční konektivitu (Beier & Noss, 1998) (GILBERT-NORTON et al., 2010) (HADDAD et al., 2014) (Choe et al., 2021). Jejich autoři se v závěrech shodují na významném přínosu koridorů pro konektivitu krajiny, ochranu přírody a biodiverzitu.

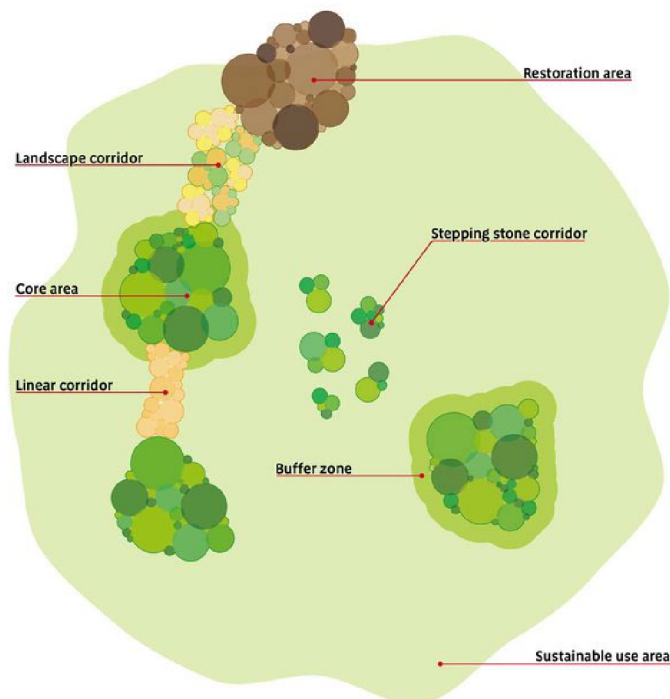


Obrázek 4 **Konektivita evropských lesů v roce 2006**. Model s velikostí buňky 25x25 km, zahrnující i drobnou dřevinnou vegetaci (1 ha), pro lesní druhy s průměrným rozptylem 1 km. Krajina s nízkou konektivitou zalesněných oblastí (<30%) tvoří 70% evropské pevniny a je potenciálně ohrožena další fragmentací (Estreguil et al., 2012).

Pro ekologickou konektivitu krajiny jsou důležité všechny přírodní a přírodě blízké krajinné prvky. V evropské intenzivně využívané krajině hrají klíčovou roli početné drobné prvky nelesní dřevinné vegetace (non-forest woody vegetation, NFWV), ať již v podobě linií či plošek. Je zadán neplatný pramen. (Kadlecová et al., 2019) ("Building a coherent Trans-European Nature Network", 2020). Modely ekologické konektivité krajiny, které je nezahrnují, nelze považovat za přesné, neboť na lokální úrovni hrají roli i ty nejmenší prvky, jako jsou solitérní stromy (Tiang et al., 2021). Dále bylo potvrzeno, že přítomnost doprovodné dřevinné vegetace, vytvářející různé druhy okrajů, zvyšuje biodiverzitu běžných mezofilních trvalých travních porostů (Duflot et al., 2018).

3.3. Ekologické sítě

Ekologické sítě (ES, *ecological networks*) jsou nástroj ochrany přírody, který zmírňuje důsledky fragmentace krajiny tím, že zvyšuje její konektivitu (Bennett, 2004) (Gippoliti & Battisti, 2017). Konceptně vychází z „teorie ostrovní biogeografie“ (MacArthur & Wilson, 1967) a „teorie metapopulací“ (Levins, 1970), které jsou dnes sice považovány za překonané, ale stály na počátku moderního přístupu k biodiverzitě (Uhlíř, 2021). Obecně se jedná o **soustavu jádrových území** (*core, hub*) **propojených koridory** (*corridors*), ale mohou zahrnovat i další prvky jako jsou nárazníkové zóny (*buffer zones*), náslapné kameny (*stepping stones*), oblasti s udržitelným hospodařením (*sustainable-use area*) nebo narušená území určená k obnově (*restoration area*) (Obrázek 5). Další obdobné koncepty považované za ekologické sítě jsou např. *wildlife corridors, landscape links, ecoducts, habitat networks, greenways* a také zelená infrastruktura (*green infrastructure*). Podstatné je, že zatímco chráněná území a rezervace jsou vždy vázána na určité specifické místo (Opdam et al., 2006) a druhová ochrana je zaměřená na určité specifické druhy (Plesník, 2005), ekologické sítě jsou obecným přírodním prostorem a umožňují rozvoj a adaptaci skrze vytváření propojení mezi jednotlivými oblastmi (Dufлот et al., 2018).



Obrázek 5 Schéma ekologické sítě (Lawton et al., 2010)

Primárním účelem ekologických sítí je ochrana biodiverzity vybudováním soustavy jádrových území a propojovacích prvků, které umožňují rozptýlení, migraci a genetickou výměnu mezi lokálními populacemi (Bennett et al., 2010). Ekologické sítě mají **potenciál poskytovat i další ekosystémové služby** v rámci jedné plochy, např. kompenzaci vlivů šedé infrastruktury, regulaci klimatu a vody

v krajině nebo udržování kvality ovzduší. Studie také popisují kulturní benefity, jako jsou prohloubení propojení s místem, rekreace, turismus a posílení estetické hodnoty krajiny (často měřené zvýšením hodnoty nemovitostí v okolních lokalitách) (Xu et al., 2019). Cíle společné všem programům tvorby ekologických sítí dle (Bennett & Mulongoy, 2006) jsou:

- ochrana biodiverzity na úrovni ekosystému, krajiny nebo regionu
- důraz na udržování nebo posílení konektivity
- obnova vybraných degradovaných ekosystémů a společenstev
- zajištění ochrany významných území před případnými škodlivými vlivy z jejich okolí
- podpora udržitelného přístupu.

I přes mnohé prokázané i předpokládané přínosy je potřeba opatrnosti se zjednodušenou aplikací teorie konektivity a modelu ekologických sítí (BOITANI et al., 2007), neboť potřeby jednotlivých druhů jsou velmi specifické. **Koncept ekologických sítí není univerzální**, neboť základní výzkum byl prováděn převážně v Evropě a Severní Americe, nejčastěji na lesních porostech v podmínkách mírného klimatu, a pro mnoho jiných typů biomů se nehodí (Gippoliti & Battisti, 2017). Přesto se ekologické sítě plánují ve většině zemí světa, bez ohledu na jejich ekonomickou vyspělost. Jsou to často právě méně rozvinuté státy, které jsou více závislé na primárních přírodních zdrojích, nebo státy se silně narušeným životním prostředím, jako např. Čína (Shi et al., 2020) (Wang et al., 2021) (Mu et al., 2022). Ne všechny ekologické sítě jsou však zřízeny vládními programy, některé jsou dílem neziskových organizací a výzkumných institucí (Tabulka 1).

Tabulka 1 **Příklady ekologických sítí v evropských zemích dle zřizovatele** (Bennett et al., 2010)

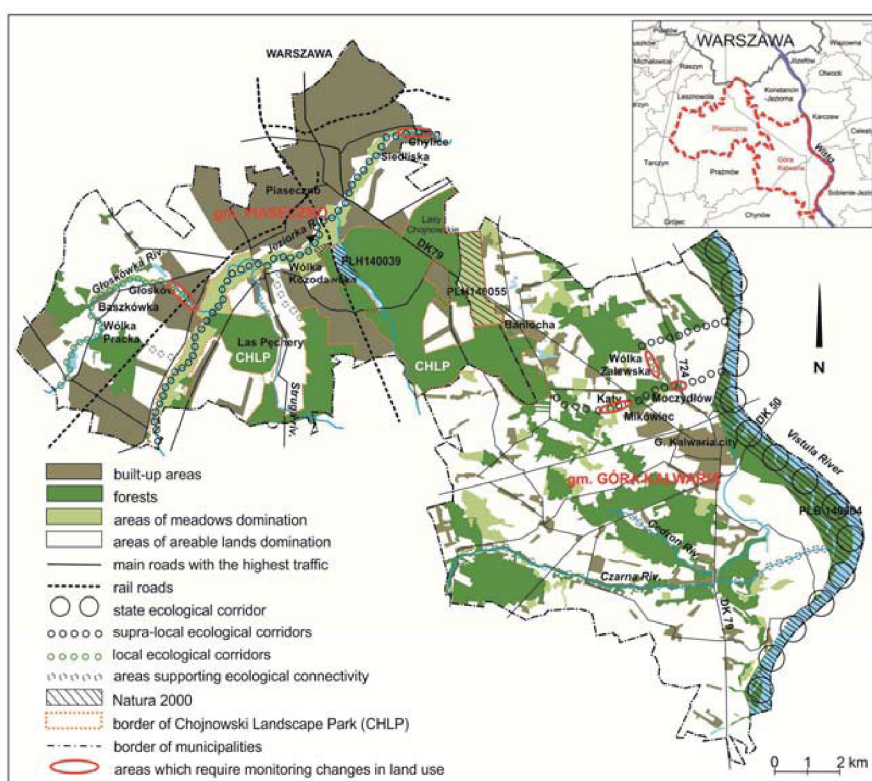
vládní ekologické sítě	ekologické sítě neziskových a výzkumných organizací
<ul style="list-style-type: none"> • ČR, Slovensko, Maďarsko • Francie, Německo, Nizozemí • Estonsko, Finsko, Litva, Lotyšsko • Evropská ekologická síť (PEEN) • Karpatská úmluva 	<ul style="list-style-type: none"> • Danish Nature Network • Scottish Forest Habitat Network • Bialowieza Forest (Polsko/Bělorusko) • Sava River (Slovinsko) • European Green Belt

Publikované údaje o počtech ekologických sítí se liší a jejich počet dále roste, např. (Bennett, 2004) dohledal **více než 150 regionálních nebo oblastních ekologických sítí** po celém světě. V roce 1995 (Jongman, 1995) srovnával 15 evropských ekologických sítí (z toho 9 regionálních nebo lokálních), (BOITANI et al., 2007) jich v Evropě uvádějí 42 (z čehož 7 na národní úrovni) a (Xu et al., 2019) ve své studii identifikovali 92 různých typů koridorů a jejich sítí v Evropě. Údaje se různí také podle toho, jak široce si autor vymezí pojem ekologická síť a jaké si pro svou práci zvolí měřítko. V odborných článcích jsou ekologické sítě často pojednány na úrovni krajiny (*landscape level*), což je **proměnlivé měřítko** stanovené individuálně podle zaměření studie či charakteru krajiny. Ekologické studie mohou být modelovány i pro území vymezené rozvodnicí (*watershed-scale*). Tato měřítka se nevztahují k žádné územně-správní jednotce. Reálně se častěji setkáváme s ekologickými sítěmi v rámci katastru obce, hranic regionu či jiných územních celků, národními sítěmi vymezenými legislativně pro celý stát a jejich zapojováním do mezinárodních sítí formou různých úmluv.

3.3.1. Lokální a regionální ekologické sítě

Drobné projekty na podporu místní biodiverzity jsou **nejčastějším typem** ekologických sítí. Autoři (von Haaren & Reich, 2006) analyzovali vědecké články o různých aspektech konektivity habitatů, zahrnuté do konce roku 2003 do databáze německé Federální agentury na ochranu přírody. Celých 85% článků se věnovalo lokálním ES a 11% ES na regionální úrovni jednotlivých spolkových zemí. Pouhá 4% publikací se zabývala jejich národními nebo mezinárodními aspekty, a to převážně v souvislosti se soustavou Natura 2000. Přestože lokální a regionální ES nezajišťují konektivitu krajiny v dostatečném rozsahu a mohou postrádat napojení vně řešeného území či použitého konceptu, mezi jejich přínosy patří častější zapojení veřejnosti i místních subjektů a jednodušší koordinace všech aktérů při plánování, realizaci a managementu ES. Zároveň jsou však některé specifické lokální podmínky závislé na individuálních rozhodnutích a místní politice, a tím proměnlivé a předem neodhadnutelné (de Chazal and Rounsevell 2009) in (Albert et al., 2020).

Jako typické příklady lze uvést bývalá těžební území (Xu et al., 2021), **silně urbanizovaná území a regiony** (Obrázek 6) (De Montis et al., 2016) (Hüse et al., 2016) (Pawłat-Zawrzykraj & Podawca, 2016) (Sahraoui et al., 2021), intenzivní zemědělské oblasti (Ma et al., 2019) nebo různé lokální koridory (*small-scale corridors*) (Biscaya & Elkadi, 2021) (Kietzka et al., 2021) (Puri et al., 2021). Kromě klasického krajině-ekologického přístupu lze najít i kombinaci ekologie a sociologie, zohledňující původní obyvatelstvo a využívání přírodních zdrojů (Ayaviri Matuk et al., 2019) (Torres-Abreu et al., 2019). Dále sem patří ekologické sítě navržené pro určitou specifickou část území, jako např. ES ve Skotsku (Gimona et al., 2020), implementace ES v italské Kalábrii (Modica et al., 2021) nebo v oblasti *New South Wales* v Austrálii (Scotts & Drielsma, 2002).



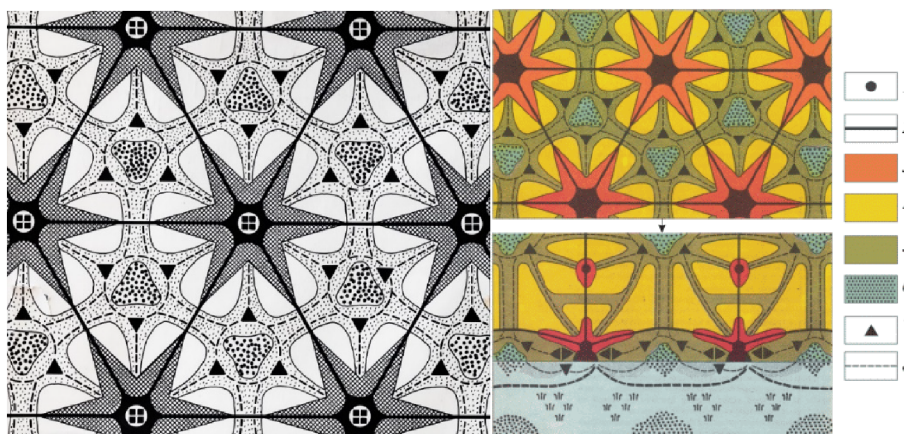
Obrázek 6 Lokální ekologická síť ve správních územích *Piaseczno* a *Góra Kalwaria*, Polsko (Pawłat-Zawrzykraj & Podawca, 2016)

3.3.2. Národní ekologické sítě

Ekologické sítě jednotně **připravené pro území celého státu** jsou především v Evropě považovány za „zlatou střední cestu“, vhodně kombinující rozsah ekologické sítě a podmínky pro její realizaci. V zemích střední a východní Evropy bylo od sedmdesátých let dvacátého století vyvinuto několik národních programů ekologických sítí, které byly inspirovány „**teorií polarizované krajiny**“ ruského geografa Borise Rodomana (Obrázek 7 a Obrázek 8). Tento eko-stabilizační přístup navrhoval, že krajina by měla být rozplánována tak, aby intenzivně využívaná území byla vyvážena přírodními oblastmi, fungujícími jako jednotný, samo-regulační celek (Bennett et al., 2010) (Vodová, 2012). Estonské „Ekologické kompenzační oblasti“ (nyní Zelená síť, *Green network*) a Československé „Územní systémy ekologické stability“ (ÚSES), navržené podle tohoto principu, jsou považovány za první ekologické sítě vůbec. Obdobnou ekologickou sítí mají i Lotyšsko a Litva a jejich společnou předností je, že byly od začátku tvořeny jako nástroj územního plánování (Bennett, 2004).



Obrázek 7 Boris Rodoman (Wikimedia Commons, 2014)



Obrázek 8 Teorie polarizované krajiny (Smirnov, 2019) (Zarya, 2019) (Rodoman, 2021)

V USA, Austrálii a západní Evropě se v 90. letech 20. století model ekologických sítí vyvinul v rámci nově formulovaného **oboru krajinné ekologie** (Zonneveld & Forman, 1990) (Forman & Godron, 1991) (Forman, 1995) na základě ekologických teorií (ostrovní biogeografie, teorie metapopulací) které implikovaly, že fragmentace stanovišť ohrožuje populace zmenšováním rozlohy habitatu dostupného pro lokální populace (Hanski, 1999). Za jednu z nejpropracovanějších na světě je označována **nizozemská národní ekologická síť**, vyhlášená Politikou životního prostředí (*Nature Police Plan*) z roku 1990. Tato síť zapojuje široké spektrum organizací, a to jak vládní, tak i výzkumné a neziskové instituce a soukromé subjekty (Bennett et al., 2010). Skládá se z jádrových území, koridorů a nárazníkových zón, jejichž primárním účelem je ochrana přírody, ale v rámci implementačních projektů jsou doplňovány další funkce, jako např. ochrana před přírodními katastrofami. Zahrnuje jak stávající přírodní území, tak místa, kde má být land use nově přizpůsobeno funkci ochrany přírody (*nature-development areas*).

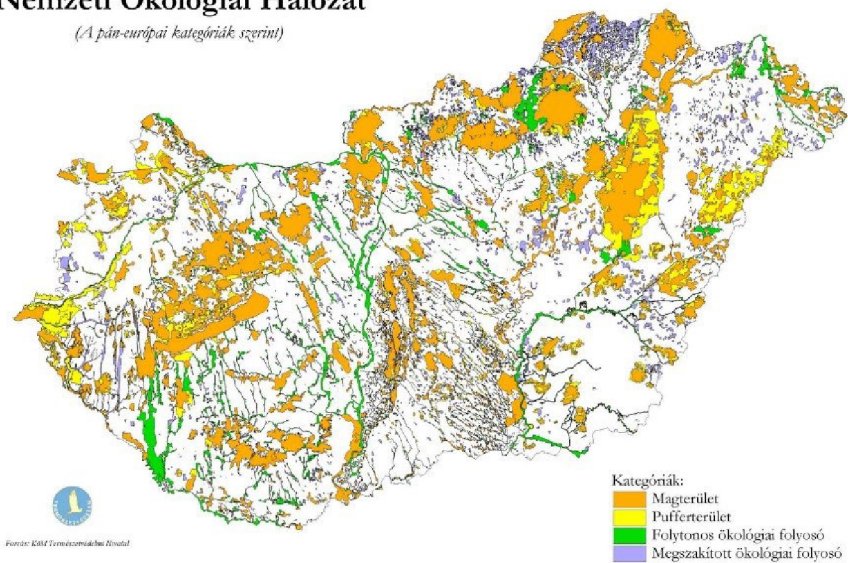
V Německu je ekologická síť považována především za nástroj ke zmírnění důsledků fragmentace krajiny, který vzájemně kombinuje systém územního plánování (zaměřeného na rekreaci a klimatické funkce formou *multifunctional greenways*) a ochranu přírody (opatření na ochranu druhů a habitatů). Zákon o ochraně přírody ustanovující ekologickou síť na federální úrovni je z roku 2002 a určuje, že ekologická síť má pokrývat 10% rozlohy Německa. Implementace je však založena na zákonech každé spolkové země, které se liší. Přestože na odborné úrovni jsou často diskutovány optimální parametry ekologické sítě, v praxi hrají minimální roli, neboť hlavním problémem je nedostatek volné půdy (von Haaren & Reich, 2006).

Ekologická **síť v Anglii** byla podrobně hodnocena v roce 2010 (*A review of England's Wildlife Sites and Ecological Network*) (Lawton et al., 2010) s cílem objasnit, zda-li anglická přírodní území spolu tvoří souvislou a odolnou síť, a pokud ne, tak navrhnout cesty k dosažení tohoto stavu. Jedná se o koncept ekologické sítě, který v sobě spojuje různé druhy již existující územní ochrany divoké přírody (*wildlife*) a některé krajinné prvky. Jejich modifikací směrem ke kvalitnějším habitatům, větší rozloze, vyšší hustotě a konektivitě (*Better, Bigger, More and Joined*) má dojít k dlouhodobému posílení odolnosti (*resilience*) vůči různým změnám a narušením tak, jak je stanoveno v „Plánu pro životní prostředí na 25 let“ (*25 Year Environment Plan*) (Isaac et al., 2018).

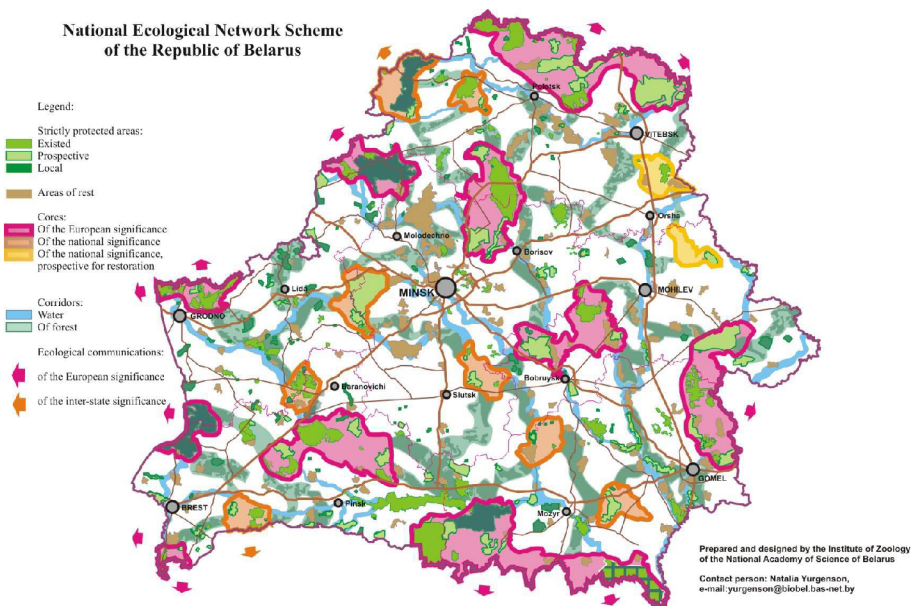
Přestože obecný koncept plánování ekologických sítí je jednotný, **přístupy k implementaci** v jednotlivých zemích jsou velmi různé (Obrázek 9 a Obrázek 10). Zatímco v Portugalsku teprve probíhá mapování ekosystémů, které by měly tvořit základ ekologické sítě (Cunha & Magalhães, 2019), ve Španělsku již porovnávají funkční konektivitu jednotlivých koridorů (de la Fuente et al., 2018). Národní ekologickou síť také postupně zavádí v Srbsku (Curcic & Djurdjic, 2013), kde bylo vymezeno 101 jádrových území (*Ecologically important areas*), které by s dalšími prvky měly pokrývat 21 % území Srbska.

Nemzeti Ökológiai Hálózat

(A párt-európai kategóriák szerint)



Obrázek 9 **Rozšíření maďarské Národní ekologické sítě**, stanovené Národním územním plánem dle nového zákona o územním plánování (*Act CXXXIX of 2018*) (Máté, 2019).



Obrázek 10 **Schéma ekologické sítě v Bělorusku** (Yurgenson, 2011).

3.3.3. Mezinárodní ekologické sítě

Mezinárodní ekologické sítě jsou projekty propojující různé geografické oblasti zasahující na území více států. Často se jedná o **pásma pohoří nebo povodí** a lze je najít na všech kontinentech, např. v Jižní a Severní Americe (*Vilcabamba-Amboró Conservation Corridor* (Bucklin, 2010), *Y2Y Yellowstone to Yukon* (Hebblewhite et al., 2021)), Africe (Naidoo et al., 2018) i Asii (*Far East Ecoregion conservation plan* (Darman & Williams, 2003)). Kromě zajištění konektivity rozlehlých území je jejich smyslem také stimulace regionálních a lokálních aktivit, které koncepčně zastřešují. (Bennett, 2004) shrnuje 6 mezinárodně uznávaných konceptů založených na ekosystémovém přístupu k ochraně přírody, splňujících cíle Úmluvy o ochraně biodiverzity (CBD):

- **biosférické rezervace** (*Biosphere Reserves*) byly uvedeny v roce 1974 programem Člověk a biosféra (UNESCO), který vyjádřil potřebu sladit ochranu druhově rozmanitých oblastí s lokálními způsoby využití půdy, a učinil tak prostřednictvím vymezení jádrových oblastí, nárazníkových a přechodových zón;
- **ekologické sítě** (Ecological networks) byly vymezeny v některých evropských zemích v 70. a 80. letech 20. století, kde silná tradice územního plánování napomohla institucionalizaci distribuce funkcí v krajině, především jako opatření na zmírnění důsledků intenzivního ekonomického rozvoje;
- **soustavy rezervací** (*Reserve networks*) byly vyvinuty v USA v 80. letech 20. století s cílem zachovat biologickou rozmanitost na úrovni regionů, zejména v oblastech divoké přírody;
- **plánování podle bioregionů** (*Bioregional planning*) se zaměřuje na procesy plánování a managementu ekosystémových služeb a biodiverzity v měřítku bioregionů – geografických oblastí, které tvoří vhodnou jednotku pro management na základě své ekologie, komunitní a administrativní struktury;
- **přírodní (nebo chráněné) koridory** (Biological or conservation corridors) jsou další obdobný přístup, který se od 80. let 20. století používá v rozvojových zemích;
- **ochrana ekologických regionů** (*Ecoregion-based conservation*) je přístup navržený WWF na konci 90. let 20. století, který identifikoval 238 regionů se specifickými druhy, společenstvy a přírodními podmínkami.

Mezinárodní ekologické sítě jsou zakládány také v Evropě, neboť i přes politickou podporu a úsilí členských států EU pokračuje degradace ekosystémů a pokles biodiverzity ("Building a coherent Trans-European Nature Network", 2020). Nová „Strategie pro biodiverzitu 2030“ adresuje tomuto problému aktualizovaný plán na vybudování **ucelené evropské ekologické sítě** (*Pan-European Ecological Network*, PEEN) prostřednictvím zelené infrastruktury, čemuž je věnována samostatná kapitola. Kromě této Strategie EU ale existují i další evropské ekologické sítě.

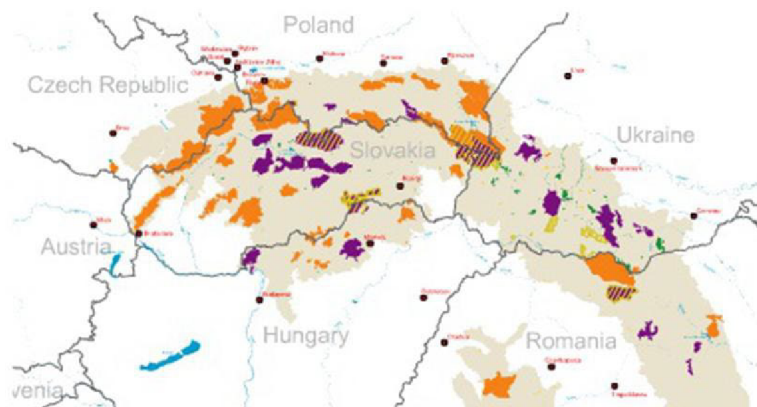
Evropský zelený pás (*European Green Belt*, EGB) probíhá místy, kudy dříve vedla Železná opona (Obrázek 11). V celkové délce více než 12 500 km prochází přes 24 zemí od Barentsova po Černé moře. Jako ekologická síť byl formálně ustanoven na konferenci v Bonnu v roce 2003 s myšlenkou, aby se místa, která téměř 40 let rozdělovala evropský kontinent na východ a západ, stala sdíleným přírodním bohatstvím a uchovala se jako krajinná památka (*European Green Belt*, 2018). Kromě kulturního rozměru se jedná o místa s vysokou druhovou rozmanitostí, která se rozvinula díky sníženému antropickému tlaku v době, kdy pohraničí bylo uzavřenou oblastí. Přestože nyní jsou hranice otevřené, jedná se často o odlehlá území, která nejsou intenzivně využívána.



Obrázek 11 Evropský zelený pás procházející místy bývalé Železné opony (Kortelainen, 2010)

Alpská úmluva (*Alpine convention*) byla uzavřena v listopadu 1991 v Salzburku mezi Německem, Francií, Itálií, Slovinskem, Lichtenštejnskem, Rakouskem, Švýcarskem a Evropským hospodářským společenstvím (předchůdcem dnešní EU) za účelem spolupráce na ochraně a udržitelném rozvoji Alp (*Alpine convention*, 1991). Jedná se o nástroj k zavedení principů udržitelného života v Alpách, záchrany citlivých alpských ekosystémů, regionálních kulturních identit, dědictví a tradic Alp, ale také na vypořádání se s aktuálními tématy, jako např. klimatická změna. Ve spolupráci s dalšími organizacemi byl na základě této úmluvy v letech 2008-2011 řešen projekt „Econnect“, usilující o propojení alpských biotopů a přípravu jednotné GIS platformy pro získávání a zpracování kompatibilních dat, s pilotní implementací na sedmi modelových územích (*Pilot regions*, 2011).

Velmi podobně koncipovaná **Karpatská úmluva** (*Carpathian convention*) byla přijata v květnu 2003 v Kyjevě za účelem ochrany a udržitelného rozvoje Karpat na území ČR, Maďarska, Polska, Rumunska, Srbska, Černé Hory, Slovenska a Ukrajiny (Obrázek 12) (*Carpathian Convention*, 2003). Za účelem jejího naplňování bylo mimo jiné uspořádáno již šest ročníků konference *Forum Carpathicum*, která se věnuje konektivě krajiny na různých úrovních, včetně zapojení prvků zelené infrastruktury do prostorové stability a biodiverzity krajiny (Mikolajczyk, 2021) (Moyzeová et al., 2021). Na možnostech vytvoření karpatské ekologické sítě v letech 2006 – 2009 pracovali řešitelé projektu *Development of an Ecological Network for the Carpathians*, jehož výstupy obsahují jak návrh systém sběru a organizace dat (*Carpathian Biodiversity Information System*), tak i design „Karpatské ekologické sítě“, propojené s PEEN (Zingstra, 2009).



Obrázek 12 **Chráněná území v Karpatech** (Strnad, 2013). Národní parky (fialová), CHKO (oranžová), přírodní rezervace (zelená), ostatní chráněná území na národní úrovni (žlutá), Biosférická rezervace UNESCO (šrafo) tvoří soustavu v celém pásu Karpat (běžová) o jejíž větší propojení usiluje Karpatská úmluva

Ani mezinárodní sítě nejsou zárukou prostupnosti rozsáhlého území, pokud v něm existují bariéry. Jako spojovací článek mezi dvěma hotspoty evropské biodiverzity plánují řešitelé projektu *INTERREG Alpine Carpathian Ecological Network* (2021-2022) doplnit a posílit **alpsko-karpatskou ekologickou síť** tak, aby fungovala jako spolehlivý biokoridor, přestože v něm leží metropole Vídeň a Bratislava (*Alpine Carpathian Ecological Network*, 2021). Projekt by měl také pomoci předcházet konfliktům zájmů a integrovat ekologické koncepce do místních strategií územního plánování.

3.3.3.1. Zelená infrastruktura

3.3.3.1.1. Příprava Strategie EU

Zelená infrastruktura (*Green infrastructure*, GI) je současnou zastřešující politikou EU pro oblast životního prostředí, která je novou formou mezinárodní ekologické sítě. Byla **dlouho a pečlivě připravována** – záměr vytvořit evropskou zelenou infrastrukturu byl ustanoven v roce 2010 na základě cíle EU v oblasti ochrany biologické rozmanitosti „Strategie pro biodiverzitu 2020“ (*EU Biodiversity Strategy 2020*) (Evropská Komise, 2010) a k jejímu **zformování, hodnocení a implementaci** bylo vypracováno šest podrobných studií (*Green Infrastructure Studies*, 2021):

- *Towards a Green Infrastructure for Europe: Integration of Nature 2000 into the wider countryside*
- *Design, Implementation and Cost Elements of Green Infrastructure Projects* (Naumann et al., 2011)
- *Green Infrastructure Implementation and Efficiency* (Mazza et al., 2011)
- *The assessment of the potential of ecosystem-based approaches to climate change adaptation and mitigation in Europe*
- *Science for Environment Policy – In-depth report on Green Infrastructure*
- *Integrating nature & biodiversity and land use data.*

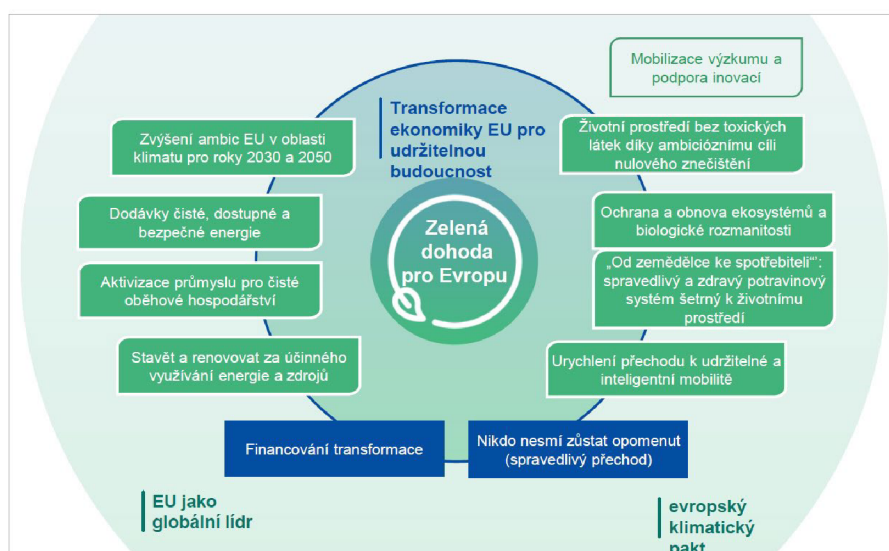
Strategie „Zelená infrastruktura – zlepšování přírodního kapitálu Evropy“ byla přijata Evropskou komisí dne 6. května 2013 v Bruselu. Evropská komise (Evropská Komise, 2013) v ní poukazuje na „využívání ekosystémových služeb takovým způsobem, jako by existovaly v neomezené míře a na zacházení s nimi jako bezplatnými komoditami“ a dále varuje před ničením přírodního

kapitálu, které ohrožuje dlouhodobou udržitelnost a oslabuje odolnost vůči ekologickým extrémům. Zelená infrastruktura je zde prezentována především jako **nástroj k poskytování ekologických, hospodářských a sociálních přínosů v součinnosti s přírodou.**

Dalším souvisejícím dokumentem je „Zelená dohoda pro Evropu“ (*European Green Deal*), **integrující ochranu životního prostředí a ekonomické otázky** (Obrázek 13). Jedná se o novou strategii růstu EU, která ji má transformovat na moderní, konkurenceschopnou ekonomiku, kde:

- se do roku 2050 nebudou produkovat žádné čisté emise skleníkových plynů
- bude hospodářský růst oddělen od využívání zdrojů
- nebude opomenut žádný jednotlivec ani region.

Zelená dohoda opětovně formuluje odhodlání Evropské komise řešit problémy způsobené změnou klimatu a životního prostředí tak, aby zachovávala a posilovala přírodní kapitál EU, a tím chránila zdraví a blahobyt svých občanů před environmentálními riziky a dopady ("Zelená dohoda pro Evropu", 2019).



Obrázek 13 **Zelená dohoda pro Evropu** ("Zelená dohoda pro Evropu", 2019)

3.3.3.1.2. Formulace pojmu a cílů

Zelená infrastruktura (ZI) je definována jako **strategicky plánovaná síť přírodních a polopřírodních oblastí** s rozdílnými environmentálními rysy, jež byla navržena a je spravována s cílem poskytovat širokou škálu ekosystémových služeb (Tabulka 2), souvisejících například s kvalitou vody a ovzduší, místy pro rekreaci nebo zmírněním a adaptací na klima (Evropská Komise, 2013). Zahrnuje zelené nebo modré plochy (jde-li o vodní ekosystémy) a jiné fyzické prvky v pevninských, pobřežních a mořských oblastech. Na pevnině se zelená infrastruktura může nacházet jak ve venkovské krajině, tak i v městském prostředí.

Tabulka 2 **Cíle a úkoly Zelené infrastruktury** (European Commission, 2012)

- Zvýšit, zachovat a obnovit biologickou rozmanitost mimo jiné zvýšením prostorové a funkční konektivity mezi přírodními a polo-přírodními oblastmi, zlepšením prostupnosti krajiny a zmírněním fragmentace.
- Udržovat, posilovat a tam, kde je to vhodné, obnovovat příznivé fungování ekosystémů s cílem zajistit poskytování rozmanitých ekosystémových a kulturních služeb.
- Uznat ekonomickou hodnotu ekosystémových služeb a zvýšit jejich hodnotu jako takovou posílením jejich funkčnosti.
- Posílit společenské a kulturní spojení s přírodou a biodiverzitou, uznat a zvýšit ekonomickou hodnotu ekosystémových služeb a vytvořit pobídky pro místní subjekty a komunity k jejich poskytování.
- Minimalizovat rozrůstání měst a jeho negativní dopady na biologickou rozmanitost, ekosystémové služby a životní podmínky obyvatel.
- Zmírnit změnu klimatu a přizpůsobit se jí, snížit zranitelnost a zvýšit odolnost vůči rizikům přírodních katastrof – povodní, nedostatku vody a sucha, pobřežní eroze, lesních požárů, sesuvů půdy a lavin, a také tepelným ostrovům měst.
- Nastavit nejlepší možné využívání limitované rozlohy půdy v Evropě.
- Přispívat ke zdravému životnímu stylu, tvořit lepší místa k žití, zajišťovat veřejná prostranství a příležitosti k rekreaci, posilovat propojení mezi městem a venkovem, podporovat udržitelné dopravní systémy a upevňovat smysl pro komunitu.

Zelená infrastruktura pracuje se zavedenými pojmy jako jsou biodiverzita, habitat, ekosystém, resilience, konektivita, ekologické sítě, ekosystémové služby a přírodní kapitál, které dává **do nového kontextu** formou Strategii a Politik. Strategie ZI má zachovat, rozvíjet a posílit zelenou infrastrukturu tak, aby se zastavilo snižování biodiverzity a ekosystémy mohly poskytovat ekosystémové služby lidem a přírodě. Investice do zelené infrastruktury podporující zelenou ekonomiku (*Tools to support green infrastructure planning and ecosystem restoration*, 2019) mají **obnovit kondici ekosystémů**, zajistit jejich propojení a umožnit tak všem druhům prospívat na jejich přirozených stanovištích.

3.3.3.1.3. Skladebné prvky

Základem evropské zelené infrastruktury je soustava Natura 2000, zabírající 18% rozlohy pevniny EU, jejímž rozvinutím a začleněním do širšího okolí se mají rozšířit opatření na ochranu biodiverzity i na území, které není do soustavy zařazeno (*Towards a European Green Infrastructure*, 2010). Jelikož je **soustava Natura 2000 tvořena jednotlivými chráněnými stanovišti, má dojít pomocí zelené infrastruktury k jejich propojení** s ostatními přírodními a polo-přírodními strukturami, jako např. remízky a parky ("Connecting protected areas with green infrastructure would strengthen Europe's ecosystems", 2020). Vzniklá zelená infrastruktura má být ekvivalentem sítí pro dopravu, energetiku, informační a komunikační technologie, tedy tzv. šedou infrastrukturu. Kromě přírodně cenných území však do zelené infrastruktury spadá i **celá řada dalších prvků a opatření**. Skladebné části zelené infrastruktury jsou vymezeny jako čtyři oblasti ("Technical information on Green Infrastructure (GI). COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT", 2013):

- Prvky: tvoří propojenou síť, ve které jsou udržovány přírodní funkce a procesy (podrobně Tabulka 3). Kromě soustavy Natura 2000 zahrnují na lokální úrovni **druhově bohaté zahrady, parky, lesíky, rybníčky či rekultivovaná území**, pokud poskytují ekosystémové služby. Na

regionální úrovni to mohou být např. národní parky, jezera, významné lesní porosty a extenzivní pastviny. V měřítku celé EU se jedná o přeshraniční prvky jako jsou povodí, pohoří nebo lesní komplexy.

- **Projekty:** jedná se o stovky projektů v Evropě, **z nichž mnohé ani nejsou označeny jako zelená infrastruktura**, jejichž náplní jsou opatření na ochranu přírody, včetně funkcí a procesů vedoucích k zajištění ekosystémových služeb pro lidskou společnost.
- **Plánování:** integruje ochranu přírody, přírodních funkcí a procesů do **prostorového plánování a územního rozvoje** tak, aby bylo zajištěno udržitelné dodávání přidružených benefitů pro lidskou společnost.
- **Nástroje:** zahrnují **metody a způsoby**, které pomáhají porozumět hodnotám poskytovaných přírodou lidské společnosti a podporují mobilizaci investic nutných pro udržení a posílení těchto benefitů.

Přestože zelená infrastruktura může mít mnoho různých podob, **nejčastěji je chápána hlavně jako ekologická síť**. Ze 100 konkrétních příkladů prvků zelené infrastruktury napříč Evropskou unií v implementační studii (Naumann et al., 2011) bylo nejvíce evidovaných projektů ZI zařazeno mezi ekologické sítě (35%), za kterými následovala opatření na management mokřadů a sladkovodních ekosystémů (15%), městská ZI zastavěných území (10%), mimoprodukční funkce lesa (6%) a další. Postupně také došlo ke spojení s termínem „modrá infrastruktura“ (*POČÍTÁME S VODOU 2021: SYSTÉM MODRO-ZELENEJ INFRASTRUKTURY JAKO INVESTICE DO MĚST, 2021*) a význam se, převážně v urbanizovaném prostředí, **obohatil o hospodaření s dešťovou vodou a opatřeními na zmírnění důsledků klimatických změn** (*Plánování a navrhování zelené a modré infrastruktury: Jak tvořit klimaticky odolné město, 2019*).

Tabulka 3 Prvky zelené infrastruktury přispívající k ochraně ekosystémů a biodiverzity (European Commission, 2012)

- Přírodně bohaté oblasti, které fungují jako jádra a centra ZI. Tyto oblasti jsou často chráněny jako lokality Natura 2000, nebo jako oblasti volné přírody a přírodní rezervace, např. mořské rezervace a zvláště chráněná území.
- Rezervace divoké přírody a přírodní oblasti, bezzásahové i s různými režimy managementu; některé z nich je potřeba dále chránit, udržovat, zlepšovat nebo obnovovat.
- Oblasti zvýšeného významu pro biologickou rozmanitost a kondici ekosystémů mimo chráněné oblasti jako jsou nivy, mokřady, pobřežní bažiny, extenzivní travní porosty a lesy.
- Ekologické koridory nebo pásy vegetace využívané zvířaty k pohybu mezi dvěma oblastmi. Obecně existují tři typy koridorů: Lineární koridory jsou dlouhými pruhy vegetace jako jsou živé ploty, pásy lesa a pobřežní vegetace; *Stepping-stones* (nášlapné kameny) jsou řadou malých, vzájemně nepropojených habitatů; Krajinné koridory různorodých, nepřerušovaných krajinných prvků (např. pobřežní pásma).
- *Greenways* (koridory volné půdy) a zelené pásy parků nebo venkovské krajiny obklopující města.
- Ekodukty nebo zelené mosty a další stavby, které spojují dvě přírodní oblasti a umožňují divoké zvěři migrovat přes bariéry jako jsou silnice a železnice.
- Rybí přechody či průchody jsou sérií tůň na straně toku, které umožňují sladkovodním organismům plavat proti proudu např. kolem přehrady nebo jiné překážky.
- Ekologické „nášlapné kameny“ jsou řadou obvykle malých, vzájemně nepropojených habitatů, které umožňují zvířatům přemísťovat se z jednoho biotopu do druhého.

- Ekologické nárazníkové zóny obklopují ekologicky hodnotné oblasti, a tím minimalizují dopady intenzivního využití okolní půdy.
- Obnova krajiny a ekosystémů. Může být pasivní, kdy poškozující činnost ustane, nebo aktivní, což jsou cílené činnosti, jako např. výsadba zeleně na brownfieldech. Příklady biotopů, které jsou často obnovovány, jsou rašeliniště a slatiny, travní porosty, vodní toky, mokřady a lesy.
- Městské prvky, jakými jsou např. parky, zahrady, hřbitovy, sportovní hřiště, zelené proluky, městské rybníky a kanály, zelené střechy a zelené stěny.
- Zemědělská půda, která je obhospodařována udržitelně a s ohledem na ochranu biodiverzity i ekosystémů.

3.3.3.1.4. Financování projektů

Přírodní a kulturní dědictví je považováno za součást územního kapitálu EU a její identity, a proto jsou považovány „ekologické hodnoty, kvalita životního prostředí a kulturní statky za nezbytné pro blahobyt lidí a hospodářský rozvoj, a nadměrné čerpání těchto přírodních zdrojů je vnímáno jako hrozba pro územní rozvoj“ („Územní agenda Evropské unie 2020“, 2011). Projekty zelené infrastruktury, prováděné v souladu s přírodou a zachovávající identitu dané lokality, jsou proto **považovány za nákladově efektivní**.

Zelená infrastruktura má mobilizovat investice k zachování a zvýšení potenciálu přírody. V rámci regionální politiky EU je ZI označena za jednu z investičních priorit, přičemž za obzvláště důležitou je ZI považována v městském prostředí (Evropská Komise, 2013). **Primárně se k budování zelené infrastruktury mají využít stávající finanční nástroje EU** (strukturální a investiční fondy, unijní programy) (Evropská Komise, 2010), protože ZI je především strategií na začleňování problematiky biologické rozmanitosti do ostatních politik (zemědělství, lesnictví, vodohospodářství, doprava, energetika).

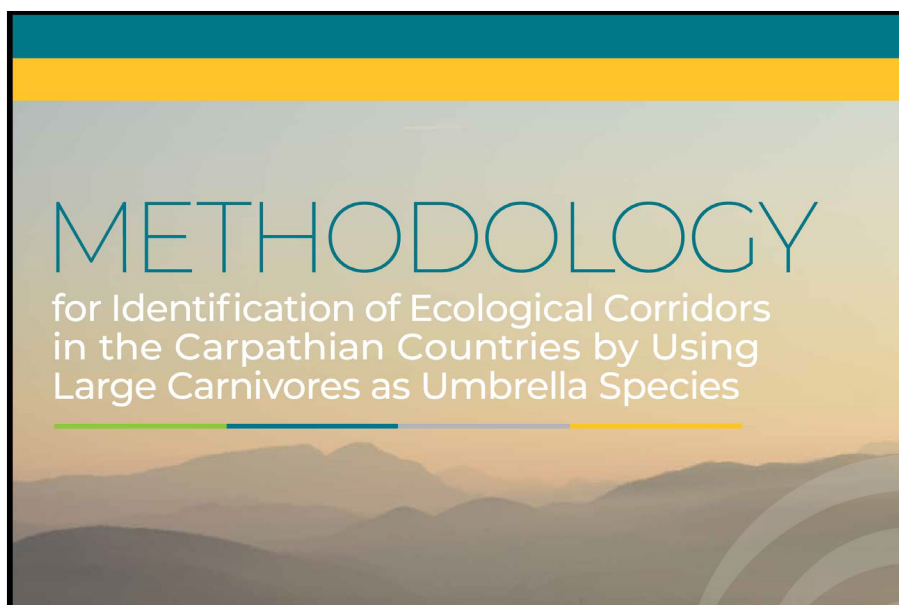
Jako příklady se zapojením ČR lze uvést projekty financované z „**Programu nadnárodní spolupráce**“ (*Interreg*). Na přípravu konceptu zelené infrastruktury v EU probíhající v letech 2010-2012 metodicky navázal projekt *Interreg Central Europe* s názvem *MaGICLandscapes: Managing Green Infrastructure in Central European Landscapes (2017–2020)* (*Managing Green Infrastructure in Central European Landscapes, 2020*), ve kterém země ČR, Německo, Rakousko, Itálie a Polsko vytvořily modely pro propojení zeleně ve volné krajině okolo měst a obcí. Projekt se zabýval způsoby, jak zelenou infrastrukturu identifikovat, chránit a rozvíjet ve prospěch společnosti. Výstupem jsou publikace v několika jazykových mutacích:

- Příručka zelené infrastruktury (John et al., 2019)
- Manuál pro nadnárodní hodnocení zelené infrastruktury (Neubert & John, 2019)
- Manuál hodnocení funkčnosti zelené infrastruktury (Danzinger et al., 2020)
- Manuál pro vytváření strategií a akčních plánů na základě faktických podkladů (Rossi et al., 2020)

Program *Interreg Danube* v programovém období *Interreg VI 2021-2027* podpořil projekt *SaveGREEN: Safeguarding the functionality of transnationally important ecological corridors in the Danube basin (2020-2022)* (*Safeguarding the functionality of transnationally important ecological corridors in the Danube basin, 2021*), na kterém **spolupracuje 33 partnerských organizací z 9 zemí**. Navazuje na projekty předchozího programového období *Interreg V 2014-2020*, které pojednaly zelenou infrastrukturu jako prvek eliminující negativní vliv dopravy na fragmentaci krajiny a migraci zvířat:

- **TransGREEN:** *Integrated Transport and Green Infrastructure Planning in the Danube-Carpathian Region for the Benefit of People and Nature (2017-2019)* (*TRANSGREEN: Zelená a šedá infrastruktura v Karpatech*, 2019) propojil 12 partnerů z osmi zemí, mezi nimi jak nevládní neziskové organizace (Hnutí DUHA Olomouc), tak i Ministerstvo životního prostředí a Agenturu ochrany přírody a krajiny ČR;
- **HARMON:** *Harmonization of Green and Grey Infrastructure in Danube Region (2018-2019)* (*Harmonizace zelené a šedé infrastruktury v dunajském regionu*, 2018) přispěl propojením 8 partnerů ze čtyř zemí ke sjednocení sběru, uchování a hodnocení dat;
- **ConnectGREEN:** *Restoring and managing ecological corridors in mountains as the green infrastructure in the Danube basin (2018-2021)* (*ConnectGREEN Restoring and managing ecological corridors in mountains as the green infrastructure in the Danube basin*, 2021) propojil 23 partnerských organizací z devíti zemí za účelem sladění jejich spolupráce v celém regionu (Obrázek 14).

Další projekty ohledně zelené infrastruktury v České republice lze najít v různých dotačních titulech, fondech a grantových agenturách, jako např. „Metodika pro ekonomické hodnocení zelené a modré infrastruktury v lidských sídlech“ (Macháč et al., 2019) podpořená TAČR nebo projekt „UrbanAdapt“ (2015-2016) podpořený Fondy EHP a Norska, jehož výstupy jsou součástí „**Zásad pro rozvoj adaptací na změnu klimatu ve městě Brně** s využitím ekosystémově založených přístupů“ (2016).



Obrázek 14 Výstup z projektu **ConnectGREEN** „Metodika na identifikaci ekologických koridorů pro deštníkové druhy velkých šelem v Karpatech“ (Okániková et al., 2021)

Kromě velkých projektů se zelená infrastruktura dotýká **mnoha drobných investičních akcí**, pro jejichž realizaci jsou potřeba nejen veřejné, ale i soukromé investice, které však mohou vyžadovat dodatečné pobídky ("Stanovisko Evropského hospodářského a sociálního výboru ke sdělení Komise Evropskému parlamentu, Radě, Evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru a Výboru regionů Zelená infrastruktura – zlepšování přírodního kapitálu Evropy", 2014). V implementační studii (Naumann et al., 2011) bylo na příkladu 127 iniciativ ZI napříč EU zjištěno, že:

- většina iniciativ byla lokálních nebo regionálních, dále 52 národních iniciativ a 10 mezinárodních
- převažují vládní iniciativy, ale 15 bylo realizováno neziskovými a výzkumnými organizacemi, a několik dokonce v soukromé sféře.

Většina rozpočtů na projekty ZI se pohybuje v rozmezí od 0,5 do 5 milionů Eur. V ideálním případě by ZI měla být **integrální součástí jiných projektů** (European Commission, 2012), např. v územním plánování nebo projektování staveb, aby náklady na její vybudování byly redukovány zohledněním již od samého počátku.

3.3.3.1.5. Implementace Strategie v ČR

Chápání zelené infrastruktury není v české odborné veřejnosti konzistentní (Fejfar & Lacina, 2017), lze však vysledovat **dva základní směry a celou škálu názorů mezi nimi**. První pracuje s širším kontextem, zahrnujícím i prvky modré infrastruktury a opatření na zmírnění probíhajících klimatických změn. Druhý se zaměřuje na ZI jako na ekologickou síť, prostředek ke zlepšení stavu přírodních a přírodě blízkých ekosystémů a způsob využívání ekosystémových služeb. I přes zdánlivý nesoulad slouží variabilita přístupů k naplnění výzvy Evropské komise ("Technical information on Green Infrastructure (GI). COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT", 2013) ke komunikaci různých autorit v oblasti ochrany přírody, územního plánování a zemědělství, a k většímu důrazu na lokální rozhodování a zapojení regionálních institucí. Nalezení jednoho univerzálního přístupu není cílem této Strategie EU.

Evropská komise (Evropská Komise, 2013) uvádí, že „ochrana přírody, přírodních procesů a ekosystémových služeb musí být vědomě začleněny do územního plánování a rozvoje“. Evropský hospodářský a sociální výbor (EHSV) k tomu ve svém Stanovisku ("Stanovisko Evropského hospodářského a sociálního výboru ke sdělení Komise Evropskému parlamentu, Radě, Evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru a Výboru regionů Zelená infrastruktura – zlepšování přírodního kapitálu Evropy", 2014) vznáší připomínku, že v „akčním plánu chybí konkrétní opatření v tomto směru“, přestože „právě územní, krajinné a urbanistické plánování na místní úrovni má značný dopad na realizaci ZI“ (Obrázek 15) a vyžaduje tedy jako opatření pro implementaci ZI „**zpracovat metodický pokyn na vymezení ZI** (zahrnující systém zeleně, systém vodních toků a ploch, prostupnost krajiny a veřejná prostranství) v rámci územně plánovacích dokumentací“.

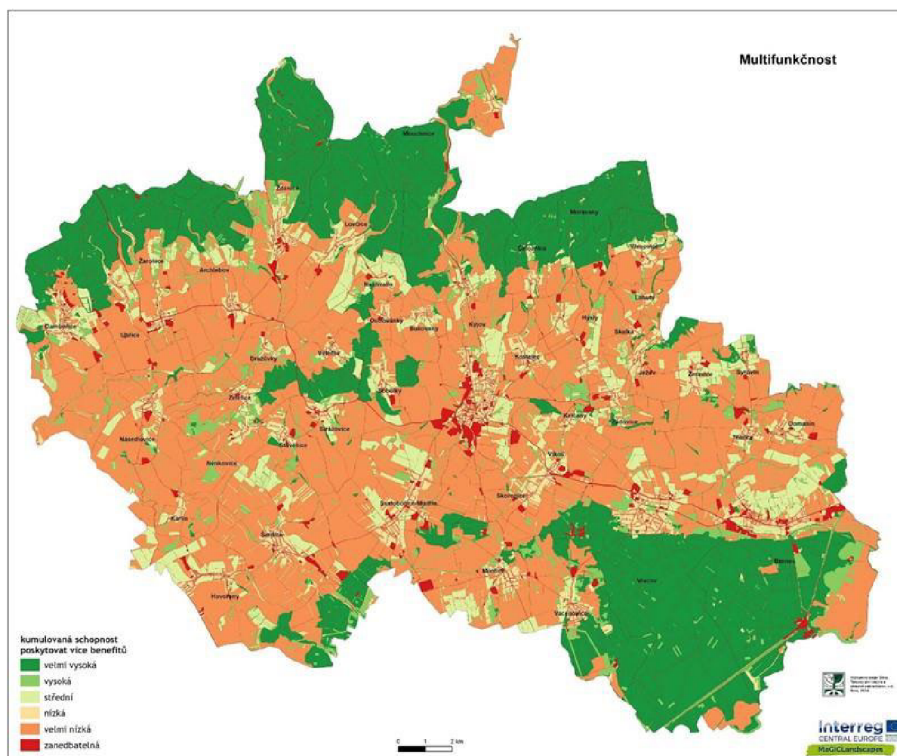


Obrázek 15 **Návrh „zelené páteře“ podél biokoridoru** v obci Vestec u Prahy (Salzmann & kol., 2014) in (Salzmann, 2021)

Tento požadavek na národní úrovni naplňuje Česká komora architektů (ČKA). Dokument **„Návrh strategie ČKA pro Zelenou infrastrukturu v České republice“** (Salzmann, 2015), který kromě jiného vidí „integrovanou povahu projektů Zelené infrastruktury s důrazem na včasné a aktivní zapojení veřejnosti jako příležitost ke skutečnému zavedení Evropské úmluvy o krajině do praxe“, formuloval šest základních úkolů pro nejbližší období. Jejich plnění vzápětí započalo vydáním Bulletinu ("BULLETIN ČESKÉ KOMORY ARCHITEKTŮ", 2015), který se ZI systematicky věnuje na 35 stranách. V současné době pokračuje např. cyklem webinářů „Šetrná řešení v praxi“ („Případová studie zelené infrastruktury“; „Modrozelená infrastruktura... aneb vize, technická řešení a legislativa na modro-zelené téma“) v rámci celoživotního profesního vzdělávání ČKA (*Vzdělávací akce CPV v roce 2020*, 2020).

V rámci ČKA působí **pracovní skupina Krajinářská architektura**, která se mimo jiné podrobně věnovala vztahu zelené infrastruktury a ÚSES diskusní formou (Doubrava & Lacina, 2015) a na odborném semináři „Postavení územního systému ekologické stability v zelené infrastruktuře krajiny“ (21.6.2017) (*PS Krajinářská architektura*, 2021), z něž pak byl publikován stejnojmenný článek (Lacina, 2018). Dále také vznikly dokumenty ve formě **„Strategie zelené infrastruktury“** pro různé územní celky:

- Strategie zelené infrastruktury na území ORP Kyjovsko vč. akčních plánů ZI pro 30 obcí (Obrázek 16) (Skokanová et al., 2020)
- Strategie zelené infrastruktury města České Budějovice (Šimko, 2018)
- Strategie zelené infrastruktury hl. m. Prahy (rozpracováno) (*Kancelář krajiny a zelené infrastruktury*, 2021)
- Strategie zelené infrastruktury KRNAP (*Strategie zelené infrastruktury KRNAP a jeho ochranného pásma*, 2020)



Obrázek 16 Kumulovaná schopnost krajinných prvků poskytovat více benefitů, Kyjovsko (Skokanová et al., 2020).

Kromě ČKA se zelenou infrastrukturou zabývají i **další odborné společnosti**. „Česká společnost pro krajinnou ekologii“ (IALE-CZ) a „Společnost pro ekologickou stabilitu krajiny“ se tématu dlouhodobě věnují především z pohledu ÚSES, a to jak na společných seminářích „ÚSES – zelená páteř krajiny“ (*Postavení územního systému ekologické stability v zelené infrastruktuře krajiny*, 2019), tak ve svém bulletinu a na výročních konferencích (*Venkovská krajina: Vize, mise a problémy venkovské krajiny – krajina pro budoucnost nebo pro experimenty minulosti?*, 2021). „Společnost pro zahradní a krajinářskou tvorbu“ ve spolupráci s „Institutem plánování a rozvoje hlavního města Prahy“ (IPR) pořádali 1. dubna 2019 konferenci (*Plánování a navrhování zelené a modré infrastruktury: Jak tvořit klimaticky odolné město*, 2019), na kterou navazoval dvoudenní praktický workshop s projektanty se zkušenostmi projektování modrozelené infrastruktury ze Švédska (*Plánování a navrhování modrozelené infrastruktury*, 2019).

Příspěvky na téma zelené infrastruktury publikoval server *ekolist.cz*, který plánoval i ucelenou sérii článků, z níž byl zatím zveřejněn pouze první článek „Zelená infrastruktura? To jsou jako ty stromy v ulicích?“ (Rous, 2020) uvádějící do problematiky a vysvětlující související termíny v mezinárodním kontextu. **Časopis Ochrana přírody**, vydávaný AOPK ČR, vydal kromě několika článků, např. „Zelená infrastruktura: co a proč se ztratilo v překladu?“ (Hošek, 2017) nebo recenze na publikaci IUCN „Ekologická síť půl století poté“ (Plesník, 2020), také zvláštní číslo „Ekologická síť v podmínkách ČR“, které se zabývá zelenou infrastrukturou a ÚSES (*„Ochrana přírody“*, 2012). Celé číslo na stejné téma vydalo i Fórum ochrany přírody (*„Fórum ochrany přírody“*, 2021).

Zelená infrastruktura se stala také námětem **závěrečných prací**, jako např. „Zelená infrastruktura střední Evropy“ (Fňukalová, 2016), „Návrh metodiky zelené infrastruktury pro přípravu

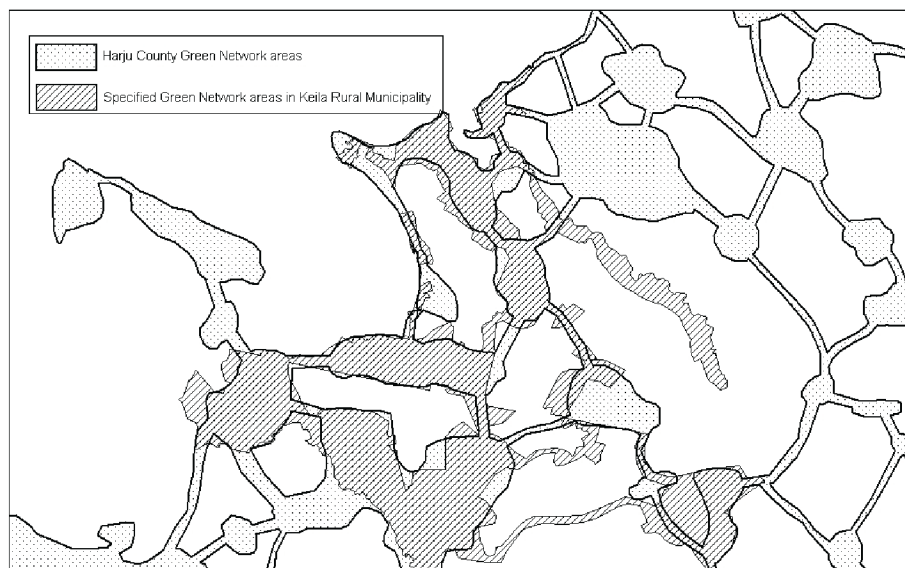
Strategie zelené infrastruktury města České Budějovice“ (Šimko, 2018) nebo „Hodnocení zelené infrastruktury městského obvodu Plzeň 2“ (Taitl, 2018). Většina z nich se zabývá ZI v urbanizovaných územích.

3.4. Implementace a realizace ekologických sítí

Všechny koncepty ekologických sítí vznikají za účelem jejich realizace v krajině. Kromě návrhu ES je pro realizaci nutná vhodně zvolená implementace, která určuje mechanismy a opatření, jejichž prostřednictvím dochází ke koordinaci a praktické realizaci cílů. Kvalitně nastavené koncepce obsahují i mechanismy hodnocení a prvky kontroly realizace (Komárová & Mrkývková, 2020). Jelikož jsou ekologické sítě **nástrojem ochrany přírody mimo chráněná území**, není snadné najít cesty ke spolupráci mezi různými uživateli krajiny, kteří mají často odlišné představy o jejím využívání.

Jedním z důvodů **úspěchu konceptu ekologických sítí** je jejich relativně jednoduché přenesení do různých plánů a strategií (Beunen & Hagens, 2009), které ale na druhé straně vede ke kritice nejednoznačnosti ohledně jejich provedení. Ekologické sítě jsou založeny na poznatcích přírodních věd, pro jejich úspěšnou implementaci a realizaci je však potřeba také **testování různých scénářů** formou implementačních a případových studií (Beunen & Hagens, 2009) (Naumann et al., 2011) (Tillemann & Suškevičs, 2021), vývoj technických řešení (Jongman, 2007), integrace problematiky do strategií a rozhodovacích procesů, a v neposlední řadě také zapojení místních subjektů a veřejnosti formou participace či vzdělávání (Rapp, 1997) in (Curcic & Djurdjic, 2013).

Přestože ekologické sítě jsou konceptem ochrany přírody, jejich realizace je spojena s **územním plánováním** (Bennett, 2004) (Opdam et al., 2006), hledajícím v území rovnováhu mezi mnoha záměry. Implementace do principů územního plánování je zpravidla komplikovaná (Jakiel & Bernatek, 2015), neboť ES jsou ambiciózní dlouhodobý záměr, který se dotýká velkého množství institucí a subjektů působících v daném území (Bennett, 2004). Úspěšná implementace ES vyžaduje zapojení různých zájmových stran ve všech fázích procesu tak, aby byl dlouhodobě udržitelný a přijatý těmito skupinami (Tillemann & Suškevičs, 2021). Místní subjekty a veřejnost by měli být viděni jako experti na lokální podmínky (Bennett, 2004). Pro vznik ES je také velmi důležité **vhodné právní prostředí**, v ideálním případě ukládající povinnost zahrnout ekologické sítě do lokálních územních plánů (či obdobných dokumentů) a chránící území označené za součást ES. Absence vhodného právního rámce je častou příčinou nedostatečné implementace ES, jak uvádí např. autoři z Polska (Jakiel & Bernatek, 2015) (Pawłat-Zawrzykraj & Podawca, 2016).



Obrázek 17 **Lokální ekologická síť a vymezení regionálního tematického plánu**, místní samospráva Keila, správní oblast Harju, Estonsko (Tillemann & Suškevičs, 2021)

Při návrhu ekologické sítě je potřeba zachovat konzistenci dokumentů na všech úrovních tak, aby konceptuálně propojovala dostatečně rozsáhlé území (až na úroveň biomu či kontinentu) a zároveň byla umožněna realizace na regionální a lokální úrovni (Obrázek 17). **Vlastnictví pozemků** nutných k zajištění konektivity krajiny může být jak veřejné, tak soukromé, pokud jsou vlastníci v souladu s dlouhodobým záměrem ES. Dále je důležité, aby návrh vhodně kombinoval účel ES s místními podmínkami a historií krajiny, neboť tradiční zemědělské oblasti, kultivované po tisíciletí, potřebují odlišný přístup od přírodních území. Pro člověkem významně přeměněnou krajinu se používá koncept metapopulací, přičemž **principy pro navrhování ES zajišťující úspěšnou realizaci a funkci** dle (Jongman, 2007) jsou:

- určení minimální šířky, přičemž širší koridory poskytují více funkcí
- zajištění konektivity (vyhodnocením podélného profilu koridoru a bariér)
- zohlednění různých nároků (druhů během dne, ročních období)
- různé typy habitatů začleněné do ekologických koridorů.

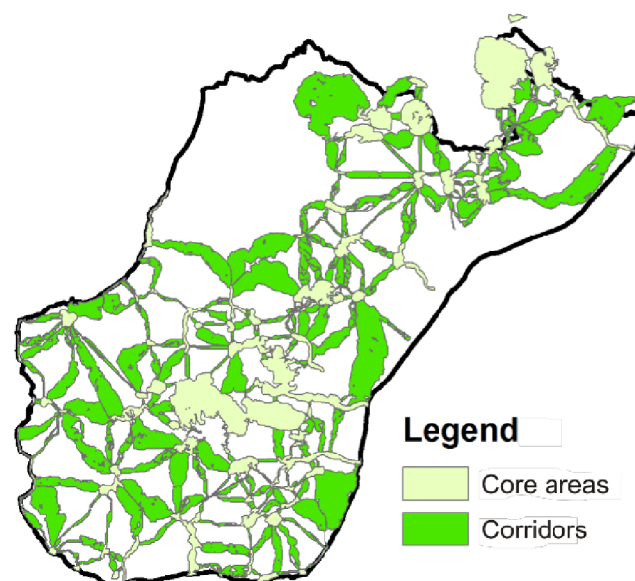
Ekologické sítě jsou zpravidla popisovány obecně jako přírodní území a konkrétně navrhovány buď pro cílové společenstvo (např. lesní, mokřadní), nebo druh (např. deštníkový, indikační). V mnoha případech jsou ES pouze vyznačeny na již **existujících chráněných územích**, jako jsou lesy, přírodní rezervace nebo lokality Natura 2000 (BOITANI et al., 2007). K jejich realizaci na nových místech formou zakládání výsadby a tvořením nových stanovišť dochází poměrně málo (Beunen & Hagens, 2009). Prostorové uspořádání koridorů a rozloha jádrových území jsou považovány za individuální v závislosti na typu habitatu a kombinaci druhů, pro které jsou určeny (Vos et al., 2002). Někteří autoři rozlišují cíleně vysazené koridory a již existující krajinné prvky poskytující konektivitu (Tabulka 4) (Johnson, 1999) (Hilti et al., 2006).

Tabulka 4 **Typy koridorů podle jejich původu** (Johnson, 1999)

typy koridorů	charakteristika
přírodní (<i>environmental corridors</i>)	nenarušená přírodní území, např. kolem toků nebo rozsáhlé lesy
zbytkové (<i>remnant corridors</i>)	pozůstatky společenstev, které se zachovaly po změně land use/cover na okolních plochách
obnovené (<i>regenerated corridors</i>)	opuštěná území znovu zarůstající vegetací, např. zrušené železniční tratě
narušované (<i>disturbance corridors</i>)	společenstva vzniklá narušováním vegetace, např. sekáním podél cest
vytvořené (<i>introduced corridors</i>)	pásky vegetace vysazené pro účely ochrany přírody, nebo jako větrolamy, filtrační území nebo břehová společenstva

V Austrálii se při tvorbě koridorů řídí zásadou, že **koridor by měl být co možná nejširší**, přičemž pro nejvyšší úroveň (regionální), zajišťující primární konektivitu krajiny mezi velkými přírodními územími, jsou koridory navrhovány v šířce >500 m, sub-regionální koridory v šířce >300 m a drobné lokální koridory mohou mít i méně než 50 m, pokud okolní podmínky neumožňují více (Scotts & Drielsma, 2002). Příručka „Amerického ministerstva zemědělství“ (*United States Department of Agriculture, USDA*) doporučuje pro lokální koridory, např. v rámci farmy, šířku v řádech stovek metrů, koridory pro divokou přírodu a zvěř mají dosahovat širě až 2 km a propojení rozsáhlých variabilních ekosystémů mají být „ještě širší“ (Johnson, 1999). Kromě šířky koridorů však metodika rozlišuje i jejich různou kompozici:

- lineární (*linear corridors*), dlouhý nepřerušovaný pás vegetace, jako např. pruh lesa nebo pobřežní vegetace;
- nášlapné kameny (*stepping stones corridors*), řada malých, za sebou poskládaných habitatů, které nejsou propojené;
- krajinné (*landscape corridors*), série různých na sebe navazujících krajinných prvků.



Obrázek 18 **Návrh prostorového uspořádání ekologické sítě v Kalábrii (Itálie)**, integrující analýzu land use a kritérium antropogenního tlaku (Fichera et al., 2010)

Parametry ekologických sítí relevantní pro Evropu specifikuje (Jongman, 2007) s tím, že „šířka se liší pro terestrické a říční koridory“ a dále uvádí, že „šířka sahá od 15 m v urbanizovaných územích po 200 m ve volné krajině, přičemž v některých případech může dosáhnout až 1000 m“ (Obrázek 18). Koridory v původním plánu nizozemské ekologické sítě byly **navrženy formou „propojovacích území“** (*connecting zones*), které nemusely být vždy lineárním koridorem (Obrázek 19, Tabulka 5). Zakládaly se na znalostech prostorových nároků dostupných v 90. letech 20. století pouze pro několik druhů a jejich populací a předpokládalo se, že z konektivity pro tyto populace budou profitovat také ostatní druhy (Bennett et al., 2010).



Obrázek 19 **Ekologický koridor pro jezevce**, navržený formou krajinného koridoru s nášlapnými kameny (Beunen & Hagens, 2009)

Tabulka 5 **Přehled krajinných modelů pro ekologické koridory** v provincii Gelderland (Nizozemí) založené na krajinných strukturách a požadavcích na stanoviště (Bolck et al., 2004) in (Jongman, 2007)

krajinný model	cílové druhy/habitaty	charakteristika krajinné zóny	šířka
Jezevec lesní (<i>Meles meles</i>)	malí savci	svahy porostlé dřevinami, 8% menších lesních porostů	500 m
Čolek velký (<i>Triturus cristatus</i>)	obojživelníci	koridor, stepping stones, rybníčky	250 m
Ještěrka živorodá (<i>Zootoca vivipara</i>)	plazi, motýli	koridor, stepping stones (velikosti 1 ha a 10 ha), olig.trávníky, vřesoviště	250 m
Ohniváček černokřídlý (<i>Lycaena phlaeas</i>)	motýli	stepping stones (velikosti 0,5 ha a 4 ha), olig. trávníky, vřesoviště	250 m
Bělopásek dvouřadý (<i>Limenitis camilla</i>)	motýli	stepping stones, dobře strukturovaná krajina, vlhké lesy	250 m
Rákosník proužkovaný (<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>)	ptáci (rákosníkovití)	stepping stones (velikosti 2,5 ha a 25 ha), rákosina	x
Jelec jesen (<i>Leuciscus idus</i>)	potoky, vodní toky	přirozené břehy, místa vhodná pro tření	x

4. Metodika

Předmětem této práce je komplexní analýza konceptu ÚSES, kdy získání znalostí o současném stavu a pochopení fungování ÚSES je výchozím předpokladem pro jeho možnou optimalizaci. Zhodnocení potřeby aktualizace konceptu ÚSES je založeno na SWOT analýze relevantních informací a podkladů, umožňujících následně formulovat možnosti jeho modifikace. Práce má charakter **rozboru s komentářem**, strukturovaného obdobně jako publikace autorů (von Haaren & Reich, 2006) (Harvey et al., 2017) a (Tillemann & Suškevičs, 2021).

Rozsah studie sahá **od vzniku konceptu** ekologické sítě v tehdejší Československu (okolo roku 1970), realizace prvních částí ÚSES v ČR a vzniku legislativy v 90. letech 20. století, až po současnou novelizaci, aktualizaci metodiky a výzkumné projekty. Do analýzy byly zahrnuty odborné i populárně naučné publikace, časopisy (Fórum ochrany přírody, Ochrana přírody, Veronica), legislativní dokumenty, dokumenty Ministerstva životního prostředí, Ministerstva pro místní rozvoj a Ministerstva zemědělství včetně jejich organizací, akademické závěrečné práce, sborníky z konferencí (ÚSES – zelená páteř krajiny, Venkovská krajina) a různé výstupy z projektů.

Zvláštní pozornost byla věnována **územně plánovacím podkladům a dokumentům** na všech úrovních a projektům ÚSES, které byly analyzovány z hlediska obsahu. Při analýze nástrojů ochrany životního prostředí bylo následováno rozdělení dle (Dienstbier, 2011), který rozlišuje:

- administrativně právní nástroje
- koncepční (plánovací) nástroje
- ekonomické nástroje
- informační nástroje, výchova a osvěta
- organizační nástroje (založení a kompetence institucí)
- dobrovolné nástroje (EMAS, ecolabeling).

Pro celkové zhodnocení konceptu ÚSES byla zvolena **SWOT analýza** (Půček, 2020). Jedná se o komplexní metodu kvalitativního hodnocení, která klasifikuje a hodnotí jednotlivé faktory buď jako silnou nebo slabou stránku (*Strengths, Weaknesses*), nebo jako možné vnější jevy ve formě příležitostí a hrozeb (*Opportunities, Threats*). SWOT analýza umožňuje formulovat opatření a strategické kroky, které mají vést k

- rozvoji silných stránek
- odstranění slabých stránek
- využití příležitostí
- eliminaci hrozeb.

Pro analýzu ÚSES je vhodná především proto, že se jedná o metodu dlouhodobého strategického plánování, což odpovídá pojetí ekologických sítí jako koncepčního nástroje. SWOT analýza se také používá k rozboru udržitelného rozvoje území při aktualizaci ÚAP (ÚÚR, 2007).

5. Možnosti aktualizace konceptu ÚSES

5.1. Územní systém ekologické stability

5.1.1. Historická a teoretická východiska

Územní systém ekologické stability (ÚSES) je **národní ekologická síť v České republice**, která postupně vznikala od 70. let 20. století a svou současnou podobu získala v 90. letech, do kterých spadá největší rozvoj tohoto konceptu. Teorie vymezování ÚSES je z přírodovědného hlediska založena především na pojmu „ekologická stabilita krajiny“ tak, jak ji ve své knize charakterizuje Igor Míchal (Míchal, 1994), biogeografickém členění krajiny (Culek, 1995) a geobiocenologické typologii (Buček & Lacina, 1999). ÚSES je také název národní ekologické sítě Slovenska, kde se po rozdělení Československa vyvinul v odlišnou legislativní a metodickou podobu.

ÚSES vznikl kombinací vnějších vlivů a vnitřních motivací svých tvůrců. V úplném počátku se jednalo především o **reakci na devastaci krajiny** v socialistickém Československu, typicky reprezentovanou tzv. kolektivizací (procesem přeměny soukromého zemědělství na společné, kolektivní) v 50. letech 20. století a jedním z jejích důsledků – mizení míst přírodního charakteru (Zimová, 2021). Zároveň se v té době vyskytly první územní plány, které kromě intravilánu řešily i okolní nezastavěné území.

V roce 1978 je tento nástroj územního plánování využit pro městys Drnholec, kde územní plán zpracoval Ing. arch. Jiří Löw, zaměstnaný v Agroprojektu s.p. Brno, a poprvé se zde objevuje pojem „biologické centrum“ a „biologický koridor“ (Zimová, 2021).

Pořízení nového územního plánu s ekostabilizačními funkcemi v Drnholci na Břeclavsku souvisí s dokončením přehradní nádrže Mušov. Jedná se o první ze tří kontroverzních Novomlýnských nádrží (Obrázek 20), která byla v tomto katastrálním území dokončena v roce 1978.



Obrázek 20 Václav Havel a Jiří Löw v roce 1990 u vodních nádrží Nové Mlýny (Wikipedia, 2020)

Odborníci z přírodovědných oborů a územního plánování se na počátku 80. let začali sdružovat okolo Jiřího Löwa v pracovní skupině nazvané „Komplexní racionalizační brigáda“ (Obrázek 21), kdy

formou dobrovolnictví pracovali na konceptu ÚSES ve jménu racionalizace zemědělské výroby (Zimová, 2021). Jako historicky **první nově vysazený** prvek ÚSES je uváděn biokoridor Vracov na Hodonínsku s počátkem realizace v roce 1990 a dokončením výsadeb na podzim 1991 (Maděra & Zimová, 2005). Legislativa ustanovující ÚSES v ČR byla přijata v roce 1992, v době úřadování ministra životního prostředí Ivana Dejmala, který mimo jiné vedl ekologickou komisi Charty 77 (Wikipedia, 2022).



Obrázek 21 Zasedání Komplexní racionalizační brigády na počátku 80. let, v detailu Jiří Löw a prof. Martínek (Zimová, 2021)

Principem ÚSES je „zvyšování **ekologické stability** krajiny“ prostřednictvím „účelného prostorového rozmístění ekologicky stabilnějších segmentů krajiny“ za účelem „dosažení stavu harmonické kulturní krajiny“. To vychází z předpokladu, že v kulturní krajině převažují „z ekologického hlediska méně stabilní a nestabilní ekosystémy“ (Bínová et al., 2017). Podle Metodiky mapování krajiny (Vondrušková, 1994) se ekologická stabilita snižuje s rostoucí mírou antropického zatížení, takže urbanizovaná území, pole či kulturní lesy jsou považovány pro ekologickou stabilitu za málo významné, zatímco na opačné straně šestistupňové škály stojí přirozené a přírodě blízké lesy, louky, mokřady a další společenstva.

V současnosti existující segmenty krajiny s vyšší ekologickou stabilitou jsou považovány za tzv. **kostru ekologické stability**, jejímž doplněním o další skladebné části dle metodicky určených parametrů vznikne kompletní územní systém ekologické stability krajiny. Tento systém je zamýšlen jako do značné míry bezúdržbový, kdy po ukončení rozvojové péče (cca 3-5 let od založení) budou fungovat samoregulační přírodní procesy. Toho má být dosaženo vhodnou druhovou skladbou výsadeb, navrženou dle potenciální přirozené vegetace pro tzv. stabilní ekologické podmínky.

Starší metodiky (Löw, 1995) (Maděra & Zimová, 2005) představují ÚSES v kulturní krajině jako nástroj na zabezpečení základních **krajinotvorných funkcí**, který má:

- být zdrojem obnovy a péče o genofond
- podporovat ekologickou stabilitu krajiny
- podporovat polyfunkční využití krajiny
- uchovávat významné krajinné fenomény.

Současná metodika (Bínová et al., 2017) formuluje účel vymezování ÚSES z hlediska krajiny a krajinných funkcí ve čtyřech bodech:

1. vymezení dostatečně velkých ploch pro přežití naprosté většiny druhů přirozeného genofondu krajiny a pro zachování možností jeho relativně přirozeného vývoje, neboť druhy přirozeného genofondu a jejich vývoj jsou hodnotou samy o sobě;
2. vymezení základních tras relativně nerušeného pohybu přirozených druhů krajinou;
3. vytvoření optimálního prostorového základu ekologicky stabilnějších ploch v krajině, z hlediska zabezpečení jejich maximálního kladného působení na okolní méně stabilní části;
4. rozčlenění ekologicky labilních ploch a zajištění dostatečně velkého kontaktu mezi přirozenou biotou ÚSES a ekologicky nestabilními plochami.

Přestože se formulace účelu, úkolů či dokonce poslání ÚSES vyskytují v literatuře v různých obměnách, jejich autoři se shodují na potřebě vytvoření ekologické sítě, pomáhající **udržovat přírodní rovnováhu** v celé člověkem intenzivně využívané krajině, nikoli pouze ve zvláště chráněných územích.

5.1.2. Metodické podklady

Územní systém ekologické stability je vymezován na základě podrobné metodiky, která je uzpůsobená přírodním podmínkám ČR a implementuje ÚSES do dalších typů dokumentací, především územního plánování. **První metodické materiály** byly vypracovány Jiřím Löwem v Agroprojektu Praha, pobočka Brno, v roce 1986 s názvem „Úvod do problematiky vymezování a navrhování ÚSES“ a v roce 1990 vznikla podniková metodika „Návod na navrhování územních systémů ekologické stability krajiny“ (Zimová, 2021).

První komplexní publikací je **Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability** (Löw, 1995). Přestože název odkazuje pouze na místní úroveň, publikace se podrobně zabývá celou koncepcí ÚSES. Začíná přírodovědnými východisky, především ekologickou stabilitou krajiny a biogeografií, a dále pokračuje společenskými aspekty péče o životního prostředí. Přestože teoretické části dominuje přírodovědný pohled na problematiku, věnuje se podstatná část Rukověti implementaci ÚSES do právního prostředí, veřejné správy, územního plánování a nevyhýbá se ani otázce majetkových vztahů.

Metodická část pro vymezování a realizaci místního ÚSES uvádí pět kritérií (Löw, 1995), která shrnují faktory rozhodující o výsledném rozmístění ÚSES. Tato kritéria byla aktualizována a doplněna (Tabulka 6) na **sedm principů vymezování ÚSES** (Bínová et al., 2017). Někteří autoři navrhují další úpravy těchto tezí, např. kritérium schémat struktury ÚSES (Kovář, 2011).

Tabulka 6 **Kritéria a principy vymezování ÚSES**

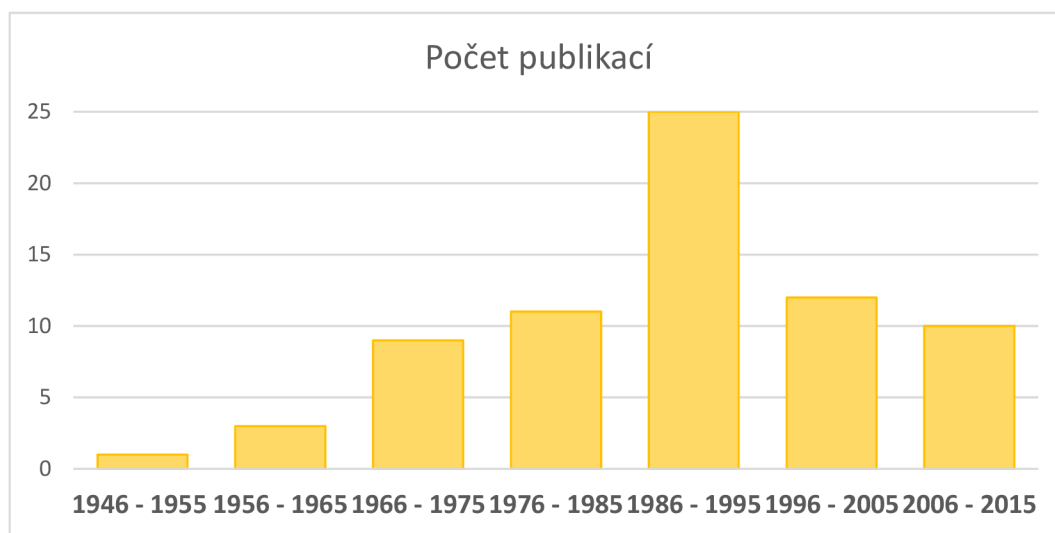
<ul style="list-style-type: none"> • kritérium rozmanitosti potenciálních ekosystémů • kritérium prostorových vztahů potenciálních ekosystémů • kritérium aktuálního stavu krajiny • kritérium nezbytných prostorových parametrů • kritérium společenských limitů a záměrů 	<ul style="list-style-type: none"> • princip biogeografické reprezentativnosti • princip funkčních vazeb ekosystémů • princip přiměřených prostorových nároků • princip zohlednění aktuálního stavu krajiny • princip zohlednění jiných limitů zájmů v krajině • princip posloupnosti a vzájemné návaznosti hierarchických úrovní ÚSES • princip přiměřené konzervativnosti
---	--

Místní ÚSES má za cíl upřesnit regionální úroveň tak, aby se mohla stát závaznou součástí schválené územně plánovací dokumentace, a tím podkladem pro realizaci biotechnických opatření v rámci vlastnických a uživatelských vztahů. Vymezení místního ÚSES je Rukověť podrobně popsáno jako 30 kroků ve třech etapách, které vedou k vytvoření mapy, tabulkové části a průvodní zprávy:

- I. tvorba mapy vztahů potenciálních společenstev
- II. zpracování generelu místního ÚSES
- III. výsledné znění plánu místního ÚSES.

Dodnes významná Rukověť projektanta byla nejprve aktualizována formou multimediální učebnice **Metodické postupy projektování lokálního ÚSES** (Maděra & Zimová, 2005), rozšířené o kapitoly „Metodické principy realizace – projekty ÚSES“ a „Příklady realizací prvků ÚSES“. V březnu 2017 byla Ministerstvem životního prostředí vydána zatím nejnovější Metodika vymezení územního systému ekologické stability (Bínová et al., 2017), jako metodický podklad pro zpracování plánů ÚSES v rámci PO4 OPŽP 201-2020.

Přestože se autoři Bínová a kol. (Bínová et al., 2017) pokusili po více než dvaceti letech od vydání první metodiky **aktualizovat a doplnit koncept**, který vznikl dokonce už v 70. letech 20. století, nová metodika nenaplnila očekávání odborné veřejnosti, což ve svém článku shrnují (Hlaváč & Pešout, 2017) jako „promarněnou příležitost“. Nová metodika se zpracováním, strukturou i rozsahem drží konceptu předchozích metodických materiálů, aniž by je posunula do současného kontextu. Neaktuálnost dokládá i seznam v metodice citované literatury o 71 položkách, z nichž pouze 10 publikací bylo vydáno po roce 2005 a většina spadá do období na přelomu 80. a 90. let 20. století (Obrázek 22). Novější zahraniční literatura zcela chybí a celých 40 % jmen v seznamu literatury je tvořeno opakujícími se šesti nejčastějšími autory.



Obrázek 22 **Publikace citované v nejnovější metodice vymezení ÚSES**

Problematikou ÚSES se zabývají i různé **oborové metodiky**, jako např. Zásady navrhování územních systémů ekologické stability v rámci procesu KPU (Dumbrovský, 1995), dokumenty Státního pozemkového úřadu (Metodický návod k provádění pozemkových úprav, Technický standard plánu

společných zařízení), materiály Ústavu územního rozvoje (Metodika zpracování ÚSES do územních plánů obcí, příručka Limity využití území a další), Zásady hospodaření v lesích zvláštního určení (Hruban et al., 2020) a Metodika zpracování ÚSES do územních plánů obcí Zlínského kraje (Pospíšil & Švarc, 2017). Tyto materiály slouží k lepšímu propojení plánů ÚSES s dalšími specifickými oblastmi plánování.

Další **metodické příručky** se zabývají realizací a údržbou nově založených prvků ÚSES, jako např. Zásady pro zpracování technologických postupů údržby TTP v ÚSES (Burg & Zemánek, 2008) nebo Realizace skladebných částí územních systémů ekologické stability (Kosejk et al., 2009).

5.1.3. Vymezování, typologie a skladebné prvky

Vymezení ÚSES a návrh jeho skladebných částí je **komplexní záležitost**. Ani více než stostránkové metodiky nevysvětlují všechny detaily související s dokumentací a ÚSES, která se zpracovává pro území celé ČR, kraje, obce s rozšířenou působností nebo jednotlivá katastrální území. ÚSES je navrhován nejdříve formou koncepce, obsahující návrh polohy prvků ÚSES a tras biokoridorů, poté je optimálně vymezen dle prostorově-funkčních kritérií z biogeografického hlediska, a následně zpřesněn zpracováním do nástrojů územního plánování.

Biogeografická diferenciacie krajiny v geobiocenologickém pojetí (Buček & Lacina, 1999) je **způsob analýzy krajiny** založený na teorii typu geobiocénu, klasifikačním systémem prof. Aloise Zlatníka. Na základě porovnání potenciálního přírodního stavu území (při vyloučení dalšího vlivu lidské činnosti) a současného stavu geobiocenóz se vyhodnotí jejich ekologická stabilita a míra antropického ovlivnění (Obrázek 23). Segmenty vyhodnocené jako ekologicky stabilní a významné dohromady tvoří kostru ekologické stability (KES) – základ pro návrh ÚSES. Vymezení kostry ekologické stability může být provedeno i na základě sozologické mapy (tematická mapy ukazující stav životního prostředí a různé způsoby ochrany přírody a krajiny, vymezující limity využití území z hlediska ochrany přírody).



Obrázek 23 Mapa skupin typů geobiocénů na rozmezí dvou jednotek potenciální přirozené vegetace (Bareš & Štádlerová, 2009)

Ekologická síť ÚSES se skládá z **biocenter a biokoridorů**, které jsou základními skladebnými prvky, a dále může být doplněna interakčními prvky. Biocentra jsou území, která svou velikostí mají umožňovat trvalou existenci daného ekosystému, zatímco biokoridory jsou propojovací prvky umožňující migraci mezi biocentry. Interakční prvky jsou úzké lineární prvky nebo malé přírodní prvky, fungující jako tzv. „nášlapné kameny“.

Typologie ÚSES je podrobně rozpracovaná z mnoha hledisek. Především se však na základě biogeografického členění ČR rozlišují tři **hierarchické úrovně ÚSES**:

- nadregionální (pro biogeografické podprovincie)
- regionální (pro bioregiony)
- místní (pro biochory nebo skupiny typů geobiocénů).

Dále se rozlišuje ÚSES „přírodní a antropogenně podmíněný“, „terestrický a vodní“ nebo „hydrofilní, xerofilní a mezofilní“. Biocentra jsou podle typu ekosystému označována jako „reprezentativní a unikátní“, podle funkce v rámci ekologické sítě jako „kontaktní a vložená“. Reprezentativnost biocentra se určuje dle náležitosti k individuální jednotce (podprovincii, bioregionu) a v detailu i typologické jednotce (biochoře). Biokoridory mohou být „jednoduché a složené“ nebo „modální a kontrastní“. Jedna konkrétní skladebná část ÚSES může spadat i do několika kategorií.

Metodicky jsou rozměry biocenter a biokoridorů stanoveny formou „**limitujících hodnot**“, které jsou považovány za minimální prostorové parametry nezbytné pro vytvoření funkčního ÚSES. Hodnoty jsou stanoveny zvláště pro přírodní a antropogenně podmíněné ÚSES jako minimální výměra biocentra, minimální šířka a maximální délka biokoridoru, popř. maximální délka dílčího úseku složeného biokoridoru. Systém je odstupňován nejen podle úrovně ÚSES (nadregionální, regionální, místní), ale také podle cílového ekosystému (Tabulka 7 a Tabulka 8).

Tabulka 7 **Minimální šířky biokoridorů přírodního ÚSES** (Bínová et al., 2017)

Cílové ekosystémy	Typ biokoridoru	Minimální šířka
lesní ekosystémy	nadregionální	40 m
	regionální	40 m
	místní	15 m
ekosystémy bezlesých mokřadů	regionální	40 m
	místní	20 m

Tabulka 8 **Minimální výměry biokoridorů přírodního ÚSES** (rozměry regionálních biocenter lesních ekosystémů se podrobněji rozlišují pro vegetační stupně a biochory) (Bínová et al., 2017)

Cílové ekosystémy	Typ biocentra	Minimální výměra
Lesní ekosystémy	Nadregionální	1000 ha
	Regionální	13-46 ha
	Místní	3 ha
Ekosystémy bezlesých mokřadů	Regionální	10 ha
	Místní	1 ha

5.1.4. Legislativa a oprávnění

Plánovací (koncepční) nástroje ochrany přírody jsou považovány za esenciální pro zajištění komplexních a dlouhodobých cílů ochrany ŽP, neboť se zaměřují na budoucnost. Dlouhodobé rámcové koncepce jsou označovány jako **politika** (Státní politika životního prostředí), dále se používají střednědobé **plány** a krátko-střednědobé **programy** (např. územní plán, Akční plán povodí Odry, Státní program ochrany přírody a krajiny ČR pro období 2020-2025). Můžou se však vyskytnout koncepční materiály i s jinými názvy (Koncepce ochrany před následky sucha).

Územní systém ekologické stability je koncepční nástroj ochrany životního prostředí, který je legislativně definován jako „vzájemně propojený soubor přirozených i pozměněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů, které udržují přírodní rovnováhu“ a dále je vytváření územního systému ekologické stability podle § 4 odst. 1) zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů (

Obrázek 24), **veřejným zájmem**, na kterém se podílejí vlastníci pozemků, obce i stát. Vymezení a hodnocení ÚSES se provádí podle vyhlášky č. 395/1992 Sb.

Vymezení ÚSES ve vydané územně plánovací dokumentaci s sebou může nést určité právní důsledky. Pokud je vymezen jako veřejně prospěšné opatření ve smyslu § 2 odst. 1 písm. m) stavebního zákona, má příslušná obec nebo kraj k pozemkům, na nichž je skladebná část ÚSES vymezena, **předkupní právo** (§ 101 odst. 1 stavebního zákona). Podle § 170 odst. 1 písm. b) lze pro veřejně prospěšné opatření spočívající v založení prvků ÚSES dotčený pozemek dokonce vyvlastnit. V praxi se však těchto nástrojů příliš nevyužívá (Hátle, 2012).

Za návrh vymezení systému ekologické stability jsou odpovědné orgány ochrany přírody, závaznost ÚSES v konkrétním území však nevzniká správním aktem orgánu ochrany přírody příslušného k vymezení, ale **vydáním příslušné územně plánovací dokumentace** formou opatření obecné povahy, ve které je ÚSES vymezen, nebo rozhodnutím o pozemkové úpravě. Tyto procesy ošetřuje zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu, ve znění pozdějších předpisů a jeho prováděcích vyhlášek, zejména vyhlášky č. 13/2018 Sb., o územně analytických podkladech, územně plánovací dokumentaci a způsobu evidence územně plánovací činnosti (novela vyhlášky č. 500/2006 Sb.) a vyhlášky č. 360/2021 Sb. o obecných požadavcích na využívání území (novela vyhlášky č. 501/2006 Sb.). Dále se problematiky týká zákon č. 139/2002 Sb., o pozemkových úpravách a pozemkových úřadech a o změně zákona č. 229/1991 Sb., o úpravě vlastnických vztahů k půdě a jinému zemědělskému majetku, ve znění pozdějších předpisů.

114/1992 Sb.

ZÁKON

České národní rady

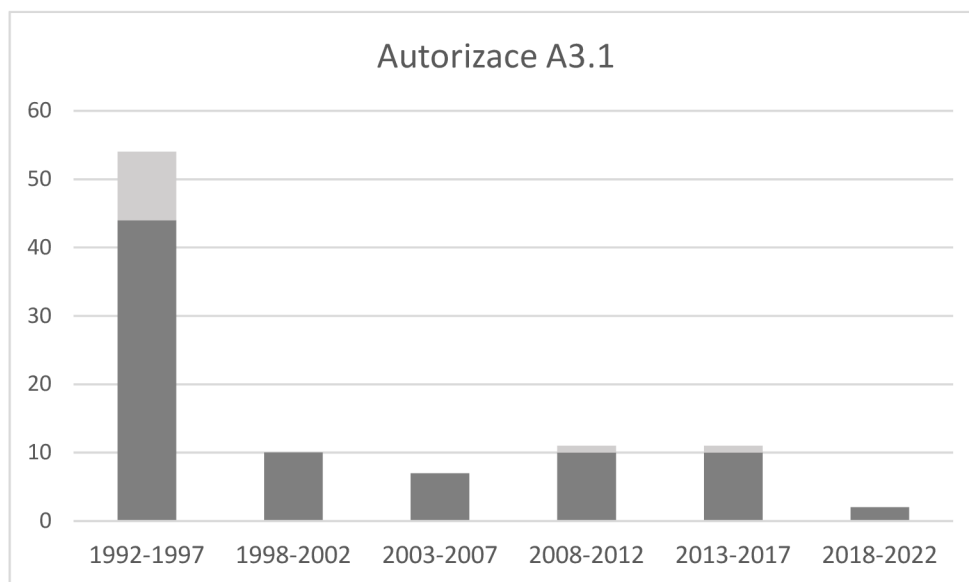
ze dne 19. února 1992

o ochraně přírody a krajiny

ve znění zákona č. 347/1992 Sb., zákona č. 289/1995 Sb., zákona č. 3/1997 Sb., zákona č. 16/1997 Sb., zákona č. 123/1998 Sb., zákona č. 161/1999 Sb., zákona č. 238/1999 Sb., zákona č. 132/2000 Sb., zákona č. 76/2002 Sb., zákona č. 320/2002 Sb., zákona č. 168/2004 Sb., zákona č. 218/2004 Sb., zákona č. 100/2004 Sb., zákona č. 387/2005 Sb., zákona č. 444/2005 Sb., zákona č. 222/2006 Sb., zákona č. 186/2006 Sb., zákona č. 124/2008 Sb., zákona č. 167/2008 Sb., zákona č. 312/2008 Sb., zákona č. 291/2009 Sb., zákona č. 349/2009 Sb., zákona č. 223/2009 Sb., zákona č. 381/2009 Sb., zákona č. 227/2009 Sb., zákona č. 281/2009 Sb., zákona č. 350/2012 Sb., zákona č. 64/2014 Sb., zákona č. 175/2014 Sb., zákona č. 250/2014 Sb., zákona č. 39/2015 Sb., zákona č. 15/2015 Sb., zákona č. 319/2016 Sb., zákona č. 123/2017 Sb., zákona č. 183/2017 Sb. a zákona č. 225/2017 Sb.

Obrázek 24 Titulní strana zákona č. 114/1992 Sb.

ÚSES může navrhovat pouze osoba autorizovaná Českou komorou architektů. Autorizace se vydává na základě rozhodnutí „**Autorizační rady**“, která jmenuje zkušební komisi a stanovuje obsah zkoušek. Doposud bylo vydáno 95 autorizací pro samostatnou specializaci projektování ÚSES (A 3.1), které v rámci oboru Krajinářská architektura (A.3) opravňují užívat označení „autorizovaný projektant územních systémů ekologické stability“. Méně obvyklé, ale možné, je navrhovat ÚSES i v rámci autorizace se všeobecnou působností (A.0). Většina autorizací A3.1 byla vydána v prvních pěti letech od uzákonění ÚSES, za posledních pět let byly vydány pouze dvě nové autorizace (Obrázek 25).



Obrázek 25 Počet autorizací A3.1 vydaných ČKA s vyznačeným podílem pozastavených a neplatných autorizací

5.1.5. Typy dokumentací

Dle vyhlášky Ministerstva životního prostředí č. 395/1992 Sb. jsou typy dokumentace „plán ÚSES“ a „projekt ÚSES“. **Základní dokumentací je plán ÚSES**, který je závazný pro vymezení ÚSES v územně plánovací dokumentaci a zapracovává se do dalších typů dokumentací. Zpracovává se zvláště pro nadmístní (nadregionální a regionální) a místní ÚSES. Plán nadmístního ÚSES je podklad pro vymezení ÚSES v zásadách územního rozvoje (ZÚR) formou koncepčního řešení nadregionálního a regionálního ÚSES, vymezený buď Ministerstvem životního prostředí (nadregionální), nebo krajskými úřady (regionální ÚSES). Plán místního ÚSES pořizují obce s rozšířenou působností a je určen pro vymezení všech hierarchických úrovní a interakčních prvků v územních plánech. ÚSES se vymezuje zvláště pro území a ochranná pásma národních parků, chráněných krajinných oblastí a vojenské újezdy.

Zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon), definuje jako nástroje územního plánování mj. Politiku územního rozvoje, územně plánovací podklady (ÚPP) a územně plánovací dokumentaci (ÚPD). V literatuře se lze setkat i se staršími názvy dokumentací jako jsou generel a územně-technický podklad (např. Generel regionálního ÚSES ČR). **Politika územního rozvoje ČR** je celostátní nástroj územního plánování, sloužící zejména pro koordinaci územního rozvoje na celostátní úrovni a pro koordinaci územně plánovací činnosti především krajů, a také je zdrojem důležitých argumentů při prosazování zájmů ČR v rámci územního rozvoje Evropské unie. ÚSES figuruje také v „Republikových prioritách územního plánování pro zajištění udržitelného rozvoje území“, které určují požadavky na konkretizaci obecně formulovaných cílů a úkolů územního plánování (odstavec 20):

Vytvářet územní podmínky pro implementaci a respektování územních systémů ekologické stability a zvyšování a udržování ekologické stability a k zajištění ekologických funkcí i v ostatní volné krajině a pro ochranu krajinných prvků přírodního charakteru v zastavěných územích, zvyšování a udržování rozmanitosti venkovské krajiny (MMR, 2021).

Územně plánovací podklady dle § 25 stavebního zákona tvoří **územně analytické podklady** (ÚAP), které zjišťují a vyhodnocují stav a vývoj území, a **územní studie**, které ověřují možnosti a podmínky změn v území. Slouží jako podklad k pořizování politiky územního rozvoje, územně plánovací dokumentace, jejich změně a pro rozhodování v území. ÚAP obcí i krajů měly dvouletý cyklus úplné aktualizace (Kučerová & Tušer, 2014), který byl novelizací stavebního zákona (zákonem č. 225/2017 Sb.) prodloužen na čtyři roky. Tím se zvýšil význam průběžných aktualizací (Vodný, 2018). ÚSES je v ÚAP sledován jako ukazatel č. 21 (Obrázek 26) a zakreslen jako limit využití území. Poskytováním podkladů ÚSES pro ÚAP jsou v případě koncepce místního a regionálního ÚSES jednotlivá regionální pracoviště AOPK ČR, nadregionální ÚSES poskytuje ústředí AOPK ČR prostřednictvím mapové aplikace. Územně analytické podklady obcí s rozšířenou působností zpravidla přebírají vymezení regionálního a nadregionálního ÚSES ze ZÚR kraje ve formě ploch biocenter a os biokoridorů, ale mohou být také zpracovány na úrovni místního ÚSES pro celé území ORP.

Řádek číslo (dle přílohy č. 1 k vyhlášce 500/2006 Sb., část A)	Typ jevu		
21	U	Z	D
Sledovaný jev:			
Územní systém ekologické stability			
Poskytovatel údaje o území:		Spolupracující subjekt:	
Příslušná obec prostřednictvím pořizovatele Újezdní úřad	Krajský úřad prostřednictvím pořizovatele	Orgán ochrany přírody a krajiny	
Odkaz na právní předpis / dokument:			
<ul style="list-style-type: none"> → Zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon), ve znění pozdějších předpisů, § 36, § 43. → Vyhláška č. 500/2006 Sb., o územně analytických podkladech, územně plánovací dokumentaci a způsobu evidence územně plánovací činnosti, ve znění vyhl. č. 13/2018 Sb., § 6, § 11 a Příloha č. 4 a 7. → Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů, § 3, § 4, § 59, § 68, § 76, § 77a, § 78, § 78a, § 79. → Vyhláška č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona č. 114/1992 Sb., ve znění pozdějších předpisů, § 1 až § 6. → Metodika vymezení územního systému ekologické stability, Metodický podklad pro zpracování plánů územního systému ekologické stability v rámci PO4 OPŽP 2014-2020, březen 2017. 			
Komentář:			

Obrázek 26 Standard sledovaných jevů pro územně analytické podklady (MMR, 2019).

Územně plánovací dokumentaci tvoří zásady územního rozvoje (ZÚR), územní plán (ÚP) a regulační plán (RP). Zásady územního rozvoje (ZÚR) kraje jsou zpracovány na základě ÚAP kraje, vycházejí z Politiky územního rozvoje a jsou nadřazené územním plánům obcí (Obrázek 27). Pravidelná aktualizace je předepsána stavebním zákonem nejpozději každé 4 roky. ÚSES je dle vyhlášky Ministerstva pro místní rozvoj č. 500/2006 Sb., novelizované vyhláškou č. 13/2018 Sb., závaznou součástí územně plánovacích dokumentací (různého druhu) jako součást celkové koncepce uspořádání krajiny.

Územní plány jsou z hlediska ÚSES klíčovým dokumentem, který obsahuje upřesněnou, projednanou a schválenou podobu všech skladebných částí ÚSES. Jednotlivé skladebné části ÚSES

mohou být doplněny o informaci, zda se jedná o prvky funkční nebo nefunkční (neexistující či nedosahující stanovených prostorových parametrů). Chybějící části ekologické sítě jsou zpravidla umísťovány do blízkosti vodních toků, na zemědělské a lesní plochy. Využívání ploch určených k plnění funkce ÚSES je limitováno tak, aby nedošlo ke snížení jejich ekologické stability, což především znamená, že na ně nelze umísťovat stavby.

4.7 PLOCHY A KORIDORY ÚZEMNÍHO SYSTÉMU EKOLOGICKÉ STABILITY

4.7.1 NADREGIONÁLNÍ ÚSES

(65) ZÚR stanovují tyto **plochy a koridory skladebných prvků nadregionálního územního systému ekologické stability**, vymezené v kap. 7.2 jako VPO pod kódy **PU01** až **PU24**:

Číslo	Název	Číslo	Název
Nadregionální biocentra		Nadregionální biokoridory	
93	Ždánický les	134	Buchlovské lesy - K 132
94	Buchlovské lesy	137	Buchlovské Lesy - Ždánický les
95	Hluboček	141	Buchlovské lesy - Spálený
96	Kostecké polesí	142	Chropýňský luh - Soutok
99	Javořina	143	Chropýňský luh - Oderská niva
100	Spálený	144	Jezernice – Hukvaldy
101	Kelčský Javorník	145	Radhošť - Kněhyně - K 144
102	Makýta	146	Radhošť - Kněhyně - K 147
103	Radhošť - Kněhyně	147	Makýta - hranice ČR
104	Chropýňský luh	148	Makýta - Spálený
		149	Kelčský Javorník - K 148
		150	Makýta - Javořina
		152	Kostecké polesí - Hluboček
		154	Hluboček - Čertoryje

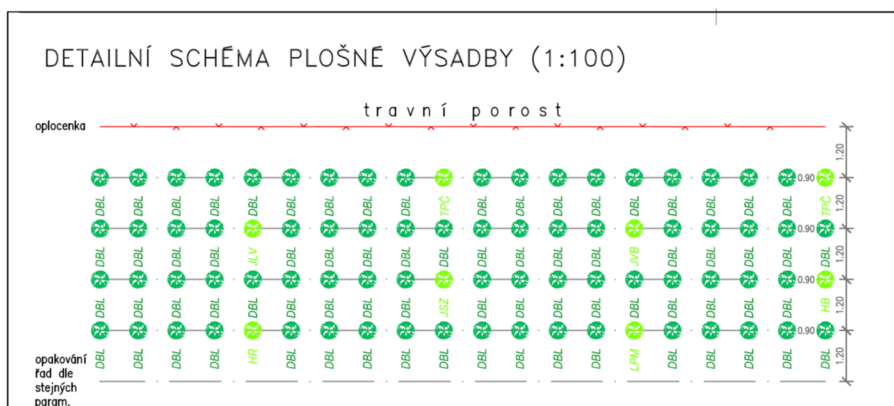
Obrázek 27 Nadregionální ÚSES v ZÚR Zlínského kraje (Zlínský kraj, 2018)

Dalšími typy dokumentací obsahující ÚSES jsou **pozemkové úpravy**. Provádějí se především v zemědělské krajině a pracují s parcelami katastru nemovitostí. ÚSES je součástí „Plánu společných zařízení“, který je vždy zpracován v rámci komplexních pozemkových úprav, ale může být součástí i jednoduchých pozemkových úprav. ÚSES je součástí také **lesnické dokumentace** (Oblastní plány rozvoje lesů, Lesní hospodářský plán, Lesní hospodářské osnovy), kde plochy ÚSES mohou být zařazeny mezi „lesy zvláštního určení pro zachování biodiverzity“.

U všech typů dokumentací je potřeba důsledně rozlišovat, zda se jedná o nezávazný koncepční plán ÚSES (popř. záměr na upřesnění, změnu vymezení), nebo **závazné vymezení** ÚSES v ÚPD, vydaném územním rozhodnutím, schválených pozemkových úpravách a přijatém lesním hospodářským plánem.

Projekty ÚSES jsou plány ÚSES a konkrétní projektové dokumentace k realizaci jednotlivých prvků ÚSES. Obecně mají projekty ÚSES textovou, tabulkovou a výkresovou část. Obsah projektů je z věcného hlediska vymezen metodikou (Bínová et al., 2017), jejich konkrétní provedení však do značné míry závisí na zpracovateli (Obrázek 28). Za účelem jejich sjednocení vznikly Standardy péče o přírodu

a krajinu, řada C, Vytváření ÚSES (plány a projekty) (Kovář & Kocián & Sucharda, & Kupec, 2019), které zatím nejsou schválené a existují pouze ve formě konceptu.



Obrázek 28 Detail projektové dokumentace lokálního biocentra LBC 3 v katastrálním území Chvojenec (Kunc, 2015).

5.1.6. Výzkum a publikace

Výzkum a jeho publikace jsou nezbytnými předpoklady pro **prohlubování znalostí** ve všech oblastech. Aplikovaný výzkum specializovaný na problematiku ÚSES probíhal převážně v 90. letech 20. století. Jako nejvýznamnější granty uvádí (Kovář, 2011):

- Obnova ekologické stability krajiny (B 5.1/01.4, 1992)
- Revitalizace systému trvalé vegetace v zemědělské krajině (GA 1180/93, 1993)
- Stanovení struktury a minimálních prostorových parametrů regionálních a nadregionálních biocenter (VaV/610/2/96-56/02/06, 1998)
- Informační systém ÚSES (VaV/640/5/02, 2002).

Postupně se téma ÚSES stávalo součástí obecněji formulovaných výzkumů a dnes lze čerpat poznatky hlavně z projektů, které řeší některá společná teoretická východiska nebo zelenou infrastrukturu:

- Strategie a metodické podpora údržby a rozvoje zeleně v urbanizovaném prostoru (VaV/600/1/02, 2002)
- Fragmentace biotopů v ČR (EHP-CZ02-OV-1-027-2015, 2015-2016)
- Komplexní přístup k ochraně fauny terestrických ekosystémů před fragmentací krajiny v ČR (EHP-CZ02-OV-1-028-2015, 2015-2017)
- Opatření pro zastavení úbytku biodiverzity na celostátní a regionální úrovni (EHP-CZ02-OV-1-026-2015, 2015-2017)
- *MaGICLandscapes: Managing Green Infrastructure in Central European Landscapes* (Interreg CE897, 2017–2020).

Očekávané jsou nyní výsledky grantu uděleného Technologickou agenturou ČR teamu z Mendelovy univerzity v Brně:

- Funkčnost územního systému ekologické stability a její perspektiva v podmínkách globální změny klimatu (TAČR SS01010174, 2020-2023).

Ve srovnání s jinými oblastmi je počet výzkumných projektů na téma ÚSES nízký. Nedostatek výzkumu zaměřeného na ÚSES lze označit za příčinu malého počtu odborných a na ně navazujících popularizačních a informativních textů, a tím postupného **vymizení tématu** z odborné i společenské debaty (Obrázek 29). Z odborných publikací se jedná téměř výhradně o články v českém jazyce, publikované v přírodovědných časopisech (Veronica, Ochrana přírody, Fórum ochrany přírody, *Acta Pruhoniciana* aj.) jak průběžně, tak formou mimořádných čísel. Celkové množství prací je sice limitováno tím, že téma ÚSES je specifické pro Česko a Slovensko, literatury o ekologických sítích obecně a jejich různých lokálních variantách je však velké množství. Slovenští autoři v poslední době publikovali odborné články v angličtině např. o ÚSES v kontextu pozemkových úprav (Moyzeová, & Kenderessy, 2015), vhodnosti použití nelesní dřevinné vegetace pro vymezení ÚSES (Hricková, 2013) a také monografii *Ecological Networks and Territorial Systems of Ecological Stability* (Miklos & Diviaková, & Izakovicova, 2019).

Nevertheless, if an EN were given a precise and quantified objective, it should be possible to gather evidence when the objective has been reached and this would allow at least some inference regarding the potential role played by the EN. The earliest ENs are more than 20–30 years old such as those Latvia, Lithuania, Estonia, and The Netherlands (Jongman & Kristiansen 2001), and some

Obrázek 29 Výstřižek článku, který opomíjí ÚSES v ČR a SR (Opdam & Steingröver, & Rooij, 2006)

Téma ÚSES je zastoupeno v celé škále neformálně publikovaných dokumentů, tzv. **šedé literatuře**, mezi kterou se řadí různé výroční a výzkumné práce, vysokoškolské kvalifikační práce (Tabulka 9), studijní a konferenční materiály a firemní literatura. U řady závěrečných prací jsou hodnotné poznatky i v oponentských posudcích, které jsou veřejně dostupné u většiny z nich.

Tabulka 9 Přehled vysokoškolských kvalifikačních prací

Bakalářské práce

- Mapování krajinných prvků s potenciálem plnit funkci biokoridoru (Černovský, 2016)
- Kartografická analýza vybraných prvků zelené infrastruktury na území města Brna (Knebllová, 2017)
- Územní systém ekologické stability, evidence a analýza nově založených prvků ÚSES v konkrétním území (Hofman, 2019)

Diplomové práce

- Posouzení vlivu ÚSES na stabilizační funkce v krajině (Dvořáková, 2011)
- Revize a optimalizace ÚSES v CHKO Moravský kras a přiléhajícím okolí (Krásenská, 2013)
- Hodnocení skladebných částí územního systému ekologické stability krajiny v okolí bývalého Kobylského jezera (Bukovský, 2014)

- Krajinná ekologie urbánního a suburbánního Brna: Fyzickogeografický přístup (Mackovčín, 2006)
- Geobiocenologické podklady a tvorba ekologické sítě v urbanizované krajině (Kovář, 2011)
- Optimalizace ekologické sítě Brtnicka na základě biogeografických podkladů (Vodová, 2012)

Důležitým komunikačním kanálem jsou **odborné konference**. Ke 20. výročí tvorby ÚSES se v listopadu 2001 konala mezinárodní konference v Brně. Příspěvky ze čtyř tematických bloků (Koncepte a přírodovědné základy ÚSES; Tvorba a fungování biocenter a biokoridorů; Péče o biocentra a biokoridory; Zkušenosti s tvorbou ekologických sítí v zahraničí) byly publikovány jako sborník „Ekologické sítě“ z řady Geobiocenologické spisy (Maděra, 2002). Od roku 2002 se v Brně pravidelně konají semináře „ÚSES – zelená páteř krajiny“, jejichž sborníky dostupné na webové stránce Společnosti pro ekologickou stabilitu krajiny (SESK, 2018) tvoří sice neuspořádanou, ale unikátní sbírku příspěvků o ÚSES za posledních 20 let. Tématem ÚSES v ČKA se zabývá pracovní skupina Krajinářská architektura, která pořádá pracovní semináře, workshopy a další vzdělávací aktivity, jejichž výstupy publikuje online a ve svém bulletinu (ČKA, 2021).

Webových stránek obsahujících spojení „územní systém ekologické stability“ je přibližně 125 000. Základní informace jsou pro veřejnost dostupné na **webových stránkách** Ministerstva životního prostředí a Agentury ochrany přírody a krajiny ČR, některých chráněných území a místních samospráv. Online dostupných informací o ÚSES je velké množství, jejich problémem je však různá odborná úroveň, doba vzniku a nedostatečná aktualizace, přičemž tento problém se týká i dnes běžně používané otevřené encyklopedie Wikipedie.

5.2. SWOT analýza

Hodnocení konceptu ÚSES z hlediska silných a slabých stránek, příležitostí a hrozeb shrnuje Tabulka 10.

Tabulka 10 SWOT analýza konceptu ÚSES

Silné stránky	Slabé stránky
<ul style="list-style-type: none"> • ukotvení v legislativě, zřizováno státem jako veřejný zájem • nedílná součást dokumentací pro územní plánování, pozemkové úpravy a lesní hospodářství • ochrana vymezených pozemků a koncept pro rozvoj ekologických funkcí krajiny • hierarchický systém konzistentní od úrovně biomu až po lokální detail parcely KN • koncept kompatibilní s dalšími evropskými ekologickými sítěmi • vhodný prvek pro <i>EU Strategy on Green Infrastructure</i>, nezbytný pro dosažení cílů <i>EU Biodiversity Strategy 2030</i> • ES jsou všeobecně akceptovaný nástroj ochrany biodiverzity a obecné ochrany přírody, vhodný pro začlenění do kulturní krajiny • prokazatelně zmírňuje důsledky fragmentace krajiny • detailní metodika založená na biogeografii, tradiční vědecké disciplíně • zpracovaná dokumentace pro celé území ČR, zkušenosti s implementací • efektivní systém autorizace projektantů ČKA • téměř 50 let kontinuálního akademického přístupu uplatněných v praxi • možnost hodnocení běžnými krajinnými metrikami nebo nástroji k evaluaci zelené infrastruktury • multifunkční potenciál (ekosystémové služby, estetická funkce, rekreace) 	<ul style="list-style-type: none"> • metodika adekvátně nereflektuje aktuální poznatky o ekologických sítích • vymezení pomocí STG dostatečně nezohledňuje dlouhodobou přítomnost člověka v evropské krajině • výrazně převažující lesní ekosystémy • rigidita v případě nelesních stanovišť a urbanizovaných oblastí • nepanuje názorová shoda na prostorových parametrech biocenter a biokoridorů • formální vymezení v lesních porostech • nedostatečná digitalizace agendy, špatná dostupnost veřejně přístupných dat • minimální zapojení lokálních subjektů, veřejnosti a NGO do plánovacích procesů • kritický nedostatek výzkumných projektů a vědeckých publikací • málo konferencí, seminářů a dalších způsobů zvyšování odborné kvalifikace • nevýrazná popularizace tématu • nekoncepční postup při realizaci ekologické sítě bez určení prioritních oblastí • není definován časový horizont dosažení dílčích cílů ani kompletní realizace • nedokončené a neschválené Standardy AOPK ČR • nejsou vytvořeny nástroje pro evaluaci • chybí dlouhodobý koncept managementu a monitoringu existujících skladebných částí • nepřesnost a mnohoznačnost ustálené terminologie • časté překrývání s dalšími režimy ochrany území v jiných hranicích

Příležitosti	Hrozby
<ul style="list-style-type: none"> • dostupné nové vědecké poznatky o ekologických sítích • open source data a publikace • více známých metod designu, implementace a evaluace ES • využití stávající e-infrastruktury • dostupné dotační tituly na výzkum a implementaci • funkční nástroje environmentální politiky v zemědělství i lesnictví • dobrovolné zavádění prvků zelené infrastruktury • přibývání lesní i nelesní dřevinné vegetace • možnost jednoduché a srozumitelné komunikace pro širokou veřejnost • společenská poptávka po ekologických službách krajiny 	<ul style="list-style-type: none"> • důsledky globální změny klimatu • změna politického a právního prostředí, recese ekonomiky • vlivný lobbying vzájemně se vylučujících záměrů na všech úrovních • nedostatečná ochrana vůči rozvoji území např. formou turistické infrastruktury • opomíjení zainteresovaných subjektů v procesech plánování na místní úrovni • nedostatek pozemků vhodných pro umístění skladebných částí související s vlastnickou strukturou • zvyšování nákladů na realizaci nových skladebných částí • větší důraz na zvláštní ochranu přírody

5.2.1. Silné stránky

Územní systém ekologické stability je důležitým nástrojem ochrany přírody, jehož hlavní silnou stránkou je **ukotvení v legislativě**. Od roku 1992 je tak možné v rámci územního plánování chránit pozemky určené k plnění funkce ÚSES, včetně použití institutů jako jsou předkupní právo, vyvlastnění a zákaz umístování staveb. Takto silná pozice nástroje obecné ochrany přírody není v rámci EU ani dalších zemích běžná a je pro stabilitu celého prostředí ÚSES klíčová. Stejně tak i kodifikovaný způsob implementace do plánů společných zařízení pozemkových úprav, lesních hospodářských plánů a dalších dokumentů neumožňuje opomenutí ÚSES při hlavních plánovacích činnostech moderujících změny v krajině.

Přestože je způsob vymezení skladebných částí ÚSES specifický pro ČR, koncept ÚSES je **kompatibilní** s dalšími ekologickými sítěmi a strategiemi EU. To jej činí integrální součástí evropského prostoru, ve kterém je kladen důraz na ochranu životního prostředí a přírodních zdrojů. Ačkoliv ekologické sítě nejsou „záračným všelékem“, významně přispívají k řešení globálních problémů jako jsou pokles biodiverzity, fragmentace krajiny a změna klimatu. Tím, že je ÚSES navrhován a postupně zpřesňován od nadregionální úrovně po místní, převádí ambiciózní nadnárodní koncept do uskutečnitelného lokálního jednání.

Přístup k ÚSES je mezi odborníky na vymezení a projektování ÚSES dlouhodobě **konstantní**, což je zaznamenáno v řadě navazujících publikací a postupně aktualizovaných metodikách. Struktura ÚSES umožňuje jeho hodnocení a srovnávání z mnoha různých hledisek týkajících se biodiverzity, konektivity krajiny a ekosystémových služeb. Systém je také možné adaptovat na přicházející výzvy a problémy, neboť jako nástroj územního plánování umožňuje zavést opatření směřující do budoucnosti. Kromě expertů se s konceptem ÚSES během jeho vývoje a implementace setkala značná část obyvatelstva, především vlastníci pozemků, členové místních samospráv a pracovníci orgánů státní správy. Téma je tedy možné bez obav z nesrozumitelnosti sdílet všemi současnými komunikačními kanály na různých úrovních odbornosti.

5.2.2. Slabé stránky

Přes neoddiskutovatelné přínosy ekologických sítí obsahuje koncept ÚSES řadu přinejmenším sporných míst. První skupina problémů se týká **metodického přístupu**, kdy způsob vymezení ÚSES vede ke vzniku stanovišť převážně lesního charakteru, které sice odpovídají potenciální přirozené vegetaci, neřeší však problematiku celé kulturní krajiny a sídel, do kterých ÚSES také nutně vstupují. Čím méně se metodický přístup přizpůsobuje moderním poznatkům a současným potřebám, tím více může být vnímán jako neaktuální a potenciálně zbytečný nebo nahraditelný.

Přestože pro státní správu i akademickou sféru je typická jistá setrvačnost, zpoždění vývoje konceptu ÚSES již dalece přesáhlo obvyklou mez, především v oblasti **digitalizace** celé agendy. Nedostatek snadno přístupných dat je počáteční příčinou řady problémů, od různé kvality oborových dokumentací, přes neefektivní implementaci, až po neexistující evaluaci a monitoring jednotlivých skladebných částí i celé ekologické sítě.

Koncept ÚSES vzešel z občanských a výzkumných aktivit na ochranu životního prostředí, které dnes sice mají jinou formu, o to jsou ale více přítomné v celém společenském prostoru. Vymizení tématu z vědeckých prací vede ke vzniku menšího počtu jejich derivátů, jako jsou popularizační články, přednášky nebo kvalifikační práce. Pro dlouhodobou životnost konceptu je podstatné, aby počáteční nadšení bylo nahrazeno **mechanismy** umožňujícími pečovat o již vybudované skladebné části a na základě zpětné vazby efektivně směřovat další rozvoj ekologické sítě.

5.2.3. Příležitosti

Zatím nevyužité možnosti pro rozvoj konceptu ÚSES spočívají především v **dostupnosti** nových vědeckých poznatků na téma ekologických sítí. Velké množství dat, studií a publikací je volně přístupných, což umožňuje i provedení metaanalýz. Potřebné technologie a infrastruktura pro jejich využívání i sdílení jsou v ČR běžně dostupné. Příležitostí jsou také dotační tituly a granty veřejných i soukromých institucí, které se vyhláší pro široké spektrum environmentálních opatření, především výsadbu zeleně. Spolu s nástroji environmentálních politik a všeobecným chápáním těchto opatření jako prospěšných přispívají k nárůstu různých dřevinných vegetačních prvků v krajině.

5.2.4. Hrozby

Negativní vlivy vnějšího prostředí na ÚSES a jejich důsledky nelze přesně odhadnout, na druhou stranu by ale neměly být opomíjeny jako zcela nepravděpodobné, už proto, že na počátku dříve surreální a nyní přítomné změny klimatu se již nacházíme. **Proměnlivost** prostředí není pouze ekologickou záležitostí, ale projevuje se i různými společenskými jevy, kde mohou momentální zájmy jednotlivců převážit nad dlouhodobou koncepcí ochrany životního prostředí. Preventivně v tomto směru působí především otevřená komunikace záměrů v území a zapojení veřejnosti a místních zainteresovaných subjektů do plánovacích a schvalovacích procesů. Přestože obecná ochrana přírody není tak populární jako např. vzácné druhy či jedinečné přírodní úkazy, vztah k půdě či místu bydliště může být silnou motivací k lokálním ochranným aktivitám.

5.2.5. Aplikace výsledků SWOT analýzy

Výsledky SWOT analýzy obvykle slouží jako podklad strategického plánování pro tvorbu vize, cílů a opatření. Při strategii „maximalizace užitku“ jsou kombinovány příležitosti a silné stránky za účelem eliminace slabých stránek a snížení rizik plynoucích z vnějších hrozeb. V praxi se však uplatňují především strategie v různém poměru kombinující dvojice vzniklé ze silných a slabých stránek, příležitostí a hrozeb. Na vybrané aspekty konceptu ÚSES budou aplikovány formou doporučení s variantním řešením.

5.2.5.1. Terminologie

Aby bylo možné téma srozumitelně komunikovat a sdílet informace na různých úrovních od odborné po laickou, je nezbytné držet se jednotné terminologie. V současnosti se s ÚSES pojí některé pojmy, které mohou být vnímány jako mnohoznačné nebo příliš blízké jiným agendám. Vyhláška č. 395/1992 Sb. vymezuje pouze **biocentra a biokoridory** v rámci místní, regionální a nadregionální úrovně. V literatuře i metodikách vymezování ÚSES se však objevují další části ekologické sítě, jako např. zóny zvýšené péče o krajinu, EECONET, interakční prvky a lokální ÚSES. Vyjasnění těchto termínů by mělo přispět k jejich správnému uchopení.

Sklenička (Sklenička, 2003) ve svém vysokoškolském učebním textu Základy krajinného plánování uvádí **zóny zvýšené péče o krajinu** jako klíčovou část nadregionálního ÚSES, přiřazuje je k pojmům *buffer zones* a *restoration areas* ekologických sítí a z hlediska EECONET na ně poukazuje jako na plošně nejvýznamnější součást této sítě pro ochranu biologické a kulturní rozmanitosti. Zóny zvýšené péče o krajinu, dle různých zdrojů zahrnující okolo 26% území ČR, vysvětlují (Pešout & Fišer, 2012) takto:

„S využitím dřívějších bilancí přírodních a kulturních hodnot krajiny a výše zmíněné koncepce urbanizace a vývoje osídlení krajů ČSSR, navrhl v roce 1994 kolektiv autorů pod vedením L. Bínové (v rámci projektu Českého koordinačního střediska IUCN „Národní ekologická síť v ČR“) vymezení zón zvýšené péče o krajinu. Tyto zóny vymezil jako jeden ze tří typů skladebných prvků navrhovaného konceptu Evropské ekologické sítě. Zóny byly bilancovány do téměř 250 samostatných částí a zahrnovaly přírodními hodnotami nejcennější části území státu se závazně regulovanými režimy hospodaření podle různých legislativních norem (nejen ochrany přírody).“

Naopak MŽP ve statistické ročence z roku 2006 za zónu zvýšené péče o krajinu označuje pouze ÚSES samotný, bez zahrnutí okolních ploch.

Pojem **EECONET** (*European ecological network*) se v souvislosti s ÚSES opakovaně objevuje jako zkratka pro evropskou ekologickou síť. Jedná se však o zažitý český název pro reálně neimplementovanou ekologickou síť, ke které existuje minimum zahraničních referencí (Bennett, 1991) (Jongman & Kristiansen, 2001). Nejpodrobněji byl EECONET popsán v časopise Vesmír (Kopecká et al., 1996), kde je prezentován jako projekt IUCN pro Polsko, Maďarsko, Slovensko a ČR z roku 1993 a zároveň zmíněn v souvislosti s „politickým dokumentem Rady Evropy, nazvaném Evropská strategie biologické a krajinné diverzity (Štrasburk 1995)“. V současné době je za evropskou ekologickou síť považován PEEN (Pan European Ecological Network) (Jongman et al., 2011).

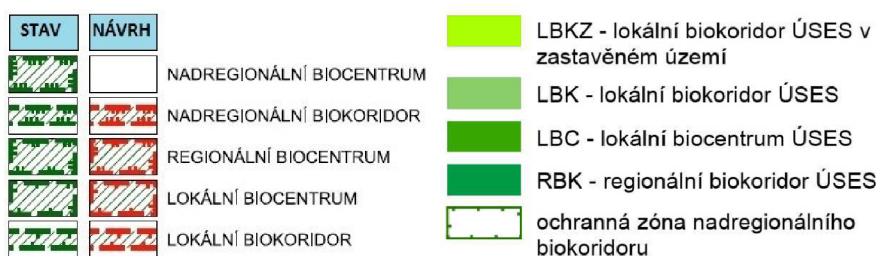
Interakční prvky jsou metodicky vymezenou skladebnou částí ÚSES, nejsou však specifikovány vyhláškou č. 395/1992 Sb., a proto se vyskytují v nejrůznějších formách. Krajinné prvky odpovídající definici interakčních prvků jsou dnes chráněny především jako „ekologicky významné prvky“, „významné krajinné prvky“ nebo „plochy zeleně“ v územních plánech (Obrázek 30).

- **Ekologicky významné prvky** jsou vedeny v Evidenci využití půdy (LPIS) podle Nařízení vlády č. 307/2014 Sb. a podle § 5 se jedná buď o krajinotvorný sad nebo některý z krajinných prvků
 - mez, terasa, travnatá údolnice, příkop
 - skupina dřevin, stromořadí
 - solitérní dřevina
 - mokřad.
 Může tam však být zařazena i plocha s rychle rostoucími dřevinami pěstovanými ve výmladkových plantážích podle § 3 odst. 10, nebo zalesněná půda podle § 3 odst. 12.
- **Významné krajinné prvky** (VKP) definuje § 3, odst. 1, písm. b zákona č. 114/1992 Sb. jako „ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotnou část krajiny utvářející její typický vzhled nebo přispívající k udržení její stability.“ Ze zákona se jedná o všechny lesy, rašeliniště, vodní toky, rybníky, jezera a údolní nivy. Kdokoliv však může dát podnět k registraci jiného VKP, který buď
 - utváří typický vzhled krajiny,
 - přispívá k její estetické hodnotě, nebo
 - přispívá k udržení její ekologické stability
 na příslušný orgán ochrany přírody (tj. obec s pověřeným obecním úřadem). Nový prvek vznikne zápisem do seznamu VKP a vydáním rozhodnutí o jeho registraci.



Obrázek 30 **Významný krajinný prvek Lípy malolisté ve Sněhově** (Malá Skála, 2022) a **ekologicky významný prvek registrovaný v LPIS** dle Českého svazu chovatelů masného skotu (Malát, 2020)

Dalším nekonzistentně používaným termínem je označení nejpodrobnější úrovně ÚSES jako **místní nebo lokální**. Názvy úrovní dané vyhláškou č. 395/1992 Sb. jsou místní, regionální a nadregionální ÚSES. Výraz lokální se častěji používá jako je obecný pojem (převážně ve formě slovního spojení „na lokální úrovni“), přesto se objevuje např. v názvu publikace Metodické postupy projektování lokálního ÚSES (Maděra & Zimová, 2005) a jako název prvků v mnoha projektových dokumentacích, především ve formě zkratk LBK a LBC (Obrázek 31).



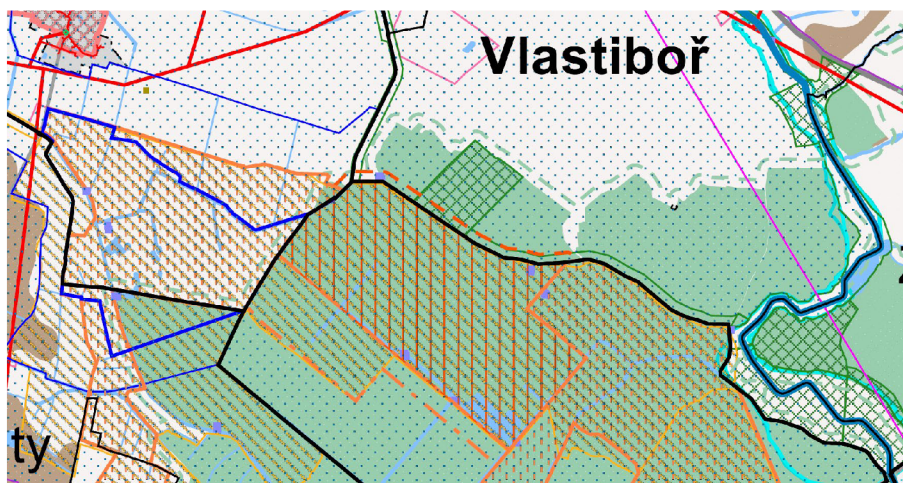
Obrázek 31 Lokální biokoridor a lokální biocentrum v ÚPD (Město Krnov, 2019) (Tunková et al., 2018)

Plány a projekty ÚSES také nemá ustálenou formu **grafické komunikace**. Za částečné řešení lze pokládat připravované Standardy ochrany přírody a krajiny, řada C, ÚSES a krajinné prvky – vytváření ÚSES (plány a projekty) (Kovář et al., 2019), které obsahují „Doporučené kartografické symboly a značení“. Zatím však nejsou kompletní a schválené, navíc mají pouze povahu doporučení. Závaznou strukturu dle vyhlášky č. 13/2018 Sb. mají územní a regulační plány, přičemž tyto veřejné listiny závazné pro rozhodování v území musejí být jednoznačné a srozumitelné pro všechny aktéry, kteří do území vstupují. ÚPD není uměleckým dílem a kreativní přístup projektanta by měl být vyjádřen především v návrhu koncepcí (Vodný, 2018).

5.2.5.2. Digitalizace

Snadná dostupnost dat v **digitálním formátu** je dnes běžným standardem. Kvalitní podklady jsou nejen základem dobrých plánů a projektů (Obrázek 32), ale také umožňují efektivní řízení celého procesu implementace ÚSES, včetně jeho evaluace a zpřesňování na základě zpětné vazby. Dostupná data také usnadňují vznik nových studií a publikací. Databází a mapových portálů s informacemi o krajině existuje celá řada, jako příklady lze uvést „Informační systém EIA“ nebo „Portál pozemkových úprav“, kde lze dohledat podrobnosti o pozemkových úpravách pro jednotlivá katastrální území.

Data dostupná **pro celé území ČR** na „Národním geoportálu INSPIRE“ ve formě kompozice „MŽP ÚSES“ obsahují vrstvy regionálního a nadregionálního ÚSES ve stavu k roku 2006. Dále je dostupná aktualizace hranic nadregionálních biocenter poskytnutých AOPK ČR v roce 2020 a několik dalších kompozic, které jsou buď staršího data, nebo pouze pro konkrétní oblasti. Nadregionální a regionální ÚSES je také součástí ÚAP krajů ČR. Místní úroveň ÚSES je obsahem ÚAP podkladů pro jednotlivé ORP a následně obsahem ÚPD, především územních plánů. Tyto dokumenty, respektive data, je možné získat pouze na základě individuálního požadavku na příslušném úřadě.



Obrázek 32 Vymezení ÚSES v ÚAP ORP Soběslav (5. aktualizace) (Mufová, 2020)

Vytvoření informačního systému ÚSES bylo označeno za naléhavé již v roce 2012 (Šmídová et al., 2012), a poté aktualizováno formou příspěvku „K čemu by nám mohl sloužit IS ÚSES“ (Glos, 2018). Autor velmi stručně, ale přehledně, vyjmenovává 14 základních skupin subjektů (orgány územního plánování a ochrany přírody, krajské úřady, odborně způsobilé osoby a další), kterým by takovýto informační systém usnadnil činnost a uvádí i klíčové procesy navrhování, realizace a hodnocení ÚSES, které by se tímto zlepšily.

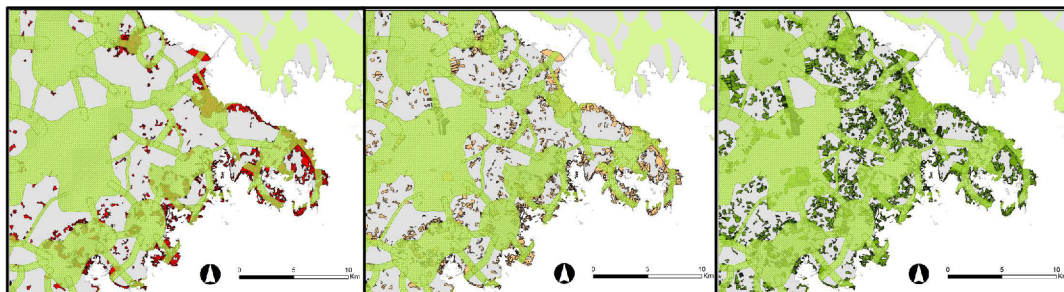
5.2.5.3. Prioritizace

Aparát ÚSES obsahuje velké množství prvků na celém území ČR. Přestože jeho skladebné části a plánování mají hierarchický systém, samotná **implementace** ÚSES probíhá nahodile. Neefektivní vynakládání prostředků a nesystematický přístup jsou rizika, kterým je možné předejít vyhodnocením současného stavu implementace a na základě dat za období 30 let určit prioritní oblasti pro další období.

Priority mohou být stanoveny několika způsoby, jako **první možnost** se nabízí postupovat od nadregionální a regionální úrovně, která bude postupně doplňována na místní úrovni. Dále je možné využít výsledků projektu Fragmentace krajiny (EHP-CZ02-OV-1-028-2015, 2015-2017) a posílit nejdříve konektivitu tam, kde je nejslabší. Obdobně lze zohlednit další již známé proměnné, jako jsou ukazatele úrovně biodiverzity, potenciální ohroženost orné půdy erozí, analýza LUCC z hlediska dřevinné vegetace (Estreguil et al., 2012) a další.

Rozhodování by mělo být podpořeno **modelovými scénáři**, např. ohledně ekosystémových služeb a biodiverzity (*Scenarios of Biodiversity and Ecosystem Services*, BES). Ty jsou založeny na socioekonomických a environmentálních modelech a lze je kombinovat i s předpokládanými nebo plánovanými změnami land use (Albert et al., 2020). Scénáře BES lze připravit v různém rozsahu, nejčastěji se však používají pro regionální a lokální ekologické sítě ve střednědobého horizontu (10-40 let). Krátkodobý horizont (méně než pět let) lze použít pro okamžitá rozhodnutí politických autorit na lokální a regionální úrovni, a naopak dlouhodobý horizont (více než šedesát let), zatížený velkou nejistotou v modelech, je vhodný pro plánování adaptace a zmírnění důsledků změn klimatu pro větší území.

V Estonsku (Villoslada, 2019) srovnával tři různé scénáře zapojení trvalých travních porostů do ekologické sítě (Obrázek 33), které mají se zvyšující se konektivitou stoupající příznivý vliv na opylovače a šíření semen, udržení habitatů, regulaci klimatu a produkci léčivých rostlin, přičemž varianta s nejvyšší konektivitou (koherencí) je dostatečná i pro kontrolu eroze půdy, zvýšení kvality filtrace a akumulace vody a bio-remediaci.



Obrázek 33 Tři scénáře zapojení trvalých travních porostů do ekologické sítě v Estonsku od základního minima, přes střední po vysokou soudržnost (koherenci) (Villoslada, 2019)

5.2.5.4. Evaluace

Jedním z nejslabších míst celého konceptu ÚSES je jeho **nedostatečné vyhodnocování** na všech úrovních, od plánů a projektů přes nově realizované skladebné části až po monitoring funkcí ekologické sítě. To přináší celou řadu problémů, kterým je možné předejít stanovením a implementací metod pro evaluaci ÚSES. Přestože někteří autoři se domnívali, že ekologické sítě není možné exaktně hodnotit (BOITANI et al., 2007), nebo že i přes velký počet plánovaných i existujících ES není dostupný žádný efektivní model jejich hodnocení (Bennett, 2004), nyní je již známa celá řada potenciálně vhodných nástrojů a dílčích studií. Většina nástrojů na modelování a hodnocení ES využívá GIS.

V současnosti existující kodifikované **nástroje hodnocení ÚSES** jsou omezené pouze na „oponenturu řešení ÚSES“, která je ve 185-stránkové metodice popsána na rozsahu půl stránky (s. 122) a jedná se o „posouzení věcné správnosti vymezení ÚSES“ (Bínová et al., 2017). Dále některá data z plánů ÚSES (nebo jiných dokumentů) v sobě zahrnují informaci, zda se jedná o skladebnou část existující nebo navrženou, popř. jestli je funkční nebo nefunkční z hlediska dosažených minimálních prostorových parametrů daných metodikou. Za účelem podpory rozhodovacích a kontrolních procesů v žádostech o dotace jsou připravovány Standardy AOPK ČR.

V rámci projektu IGA na Mendelově univerzitě v Brně vznikla **metodika hodnocení skladebných částí ekologické sítě** publikovaná jak anglicky **Je zadán neplatný pramen.**, tak i česky formou konferenčního příspěvku „Metodika hodnocení ekologické sítě v krajině“ (Drobilová, 2010), která uvádí, že v omezené míře je možné hodnotit skladebné prvky ÚSES podle metodiky hodnocení maloplošných ZCHÚ **Je zadán neplatný pramen.** Kromě toho na vzorku 9 lokálních a jednoho regionálního prvku ÚSES v ORP Kuřim (Drobilová, 2010) navrhuje a testuje koeficienty pro 15 kritérií hodnocení existujících „ekologicky významných segmentů krajiny“ (EVSK), rozdělených do čtyř skupin:

- prostorově strukturní,
- hodnocení současného stavu,
- hodnocení biologické rozmanitosti,
- doplňková.

Jednotlivá kritéria mají různou váhu a součtem bodů v rozmezí 0-100 poskytují procentuální výsledek stavu EVSK (Tabulka 11). Metodika však zůstala ve formě návrhu.

Tabulka 11 **Stupnice výsledného hodnocení stavu EVSK** (Drobilová, 2010)

Výsledné hodnocení EVSK v %	Slovní vyjádření stavu EVSK
71-100	zcela vyhovující
51-70	vyhovující
31-50	málo vyhovující
0-30	nevyhovující

Většina ekologických sítí neměla při svém vzniku stanovený **soubor indikátorů**, kterými by měla být průběžně vyhodnocována. Žádný způsob monitorování nebyl zpočátku stanoven ani v Nizozemí (Bennett et al., 2010). Plány ES také často postrádají konkrétně definované cíle a specifikaci benefitů, které mají poskytnout. Rešerší téměř 130 projektů zelené infrastruktury (Naumann et al., 2011) bylo zjištěno, že přínosy ES jsou většinou popsány kvalitativně (nebo úplně opomenuty), a že pouze 15 % autorů vyhodnotilo benefity kvantitativně.

Přibývající publikace na téma **evaluace ES** potvrzují názory **Je zadán neplatný pramen.** (Vimal et al., 2012), že ekologické sítě by měly mít identifikovány nezbytné ekologické funkce, jejichž plnění pak může být hodnoceno. Hledání univerzální metody nebo snaha o prokázání pozitivního vlivu na úroveň biodiverzity však může být ve výsledku spíše matoucí (BOITANI et al., 2007). Jelikož se jedná o komplexní problematiku, jedním z možných přístupů je nesnažit se hodnotit ekologickou síť jako celek, ale stanovit různé parametry pro její jednotlivé části.

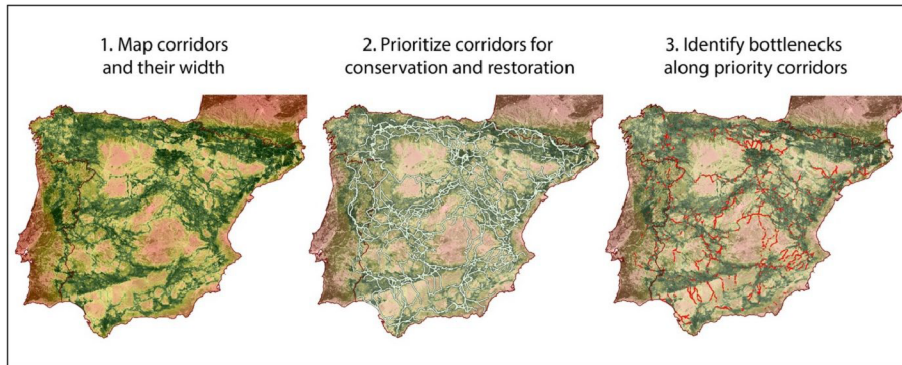
Při výběru **vhodných metod** hodnocení ekologických sítí lze také čerpat z již publikovaných studií, které byly provedeny v mnoha evropských zemích (Kůlvik, 2014) (de la Fuente et al., 2018) (Villoslada, 2019), nebo pro celou EU **Je zadán neplatný pramen..** To se týká obzvláště způsobů evaluace zelené infrastruktury na úrovni ekosystémů, které zpravidla obsahují i hodnocení nákladů a přínosů (*costs and benefits*).

5.2.5.4.1. Krajinné metriky

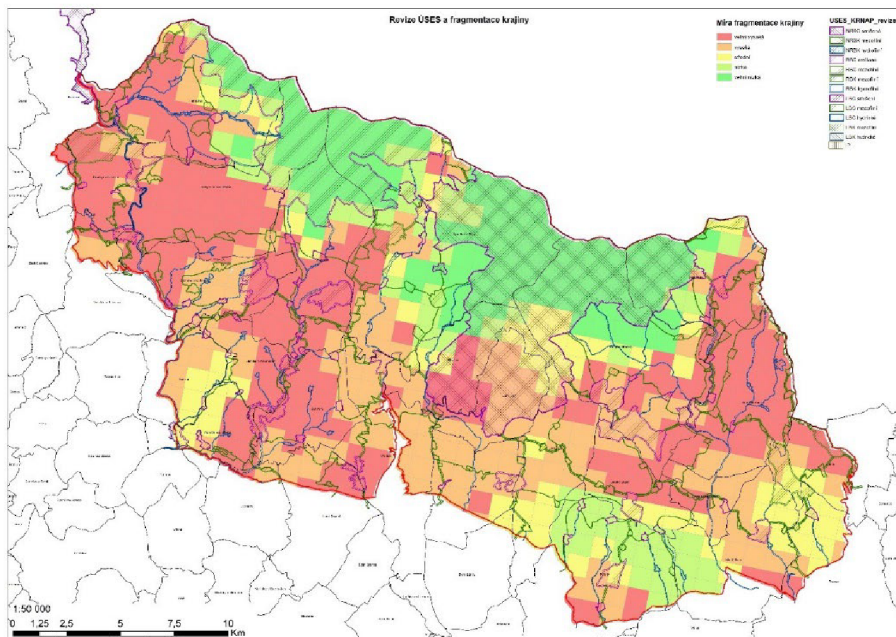
Nejsnáze dostupné metody vhodné pro hodnocení ekologických sítí jsou **krajinné metriky**, které různými způsoby hodnotí konektivitu krajiny, nebo její opak – míru fragmentace. Fragmentace přírodních a přírodě blízkých území je jedním z indikátorů biodiverzity SEBI (*Streamlined European Biodiversity Indicators*) používaný EEA pro hodnocení stavu a zastavení ztráty biodiverzity v Evropě. Je postavený na současném monitoringu a dostupných datech tak, aby se předešlo duplicitním studiím a byl vhodně doplněn o další aktivity. Indikátor č. 13 byl určen na základě dat CORINE Land Cover z let 1990-2000-2006 tak, aby poskytl informaci o procesu fragmentace krajiny (Estreguil et al., 2012).

Existuje mnoho metod **hodnocení konektivity krajiny** a jejich vzájemného porovnání (Obrázek 34 a Obrázek 35), jednou z nejběžnějších je určení hodnoty *Effective mesh size* (m_{eff}), popř. *Effective mesh density* (s_{eff}). Tato metoda kvantifikuje míru fragmentace krajiny tím, že vyjadřuje pravděpodobnost nepřerušeno propojení dvou náhodně zvolených bodů. Byla úspěšně použita

v mnoha studiích, např. *Swiss Monitoring System of Sustainable Development* (Jaeger et al., 2008), *Landscape fragmentation in Europe* (Jaeger et al., 2011), *Facing the ongoing landscape fragmentation* (Romportl, 2016), *Comparing the Landscape Fragmentation and Accessibility of Green Spaces in Territories-in-Between across Europe* (Wandl, 2017).



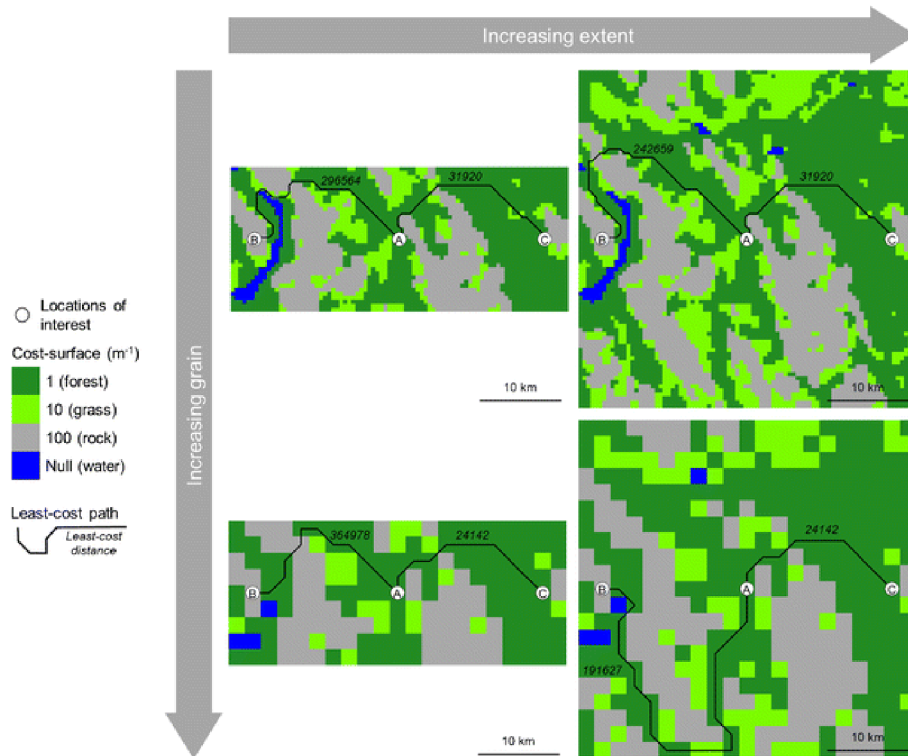
Obrázek 34 Kombinace metod pro hodnocení konektivity soustavy Natura 2000 a porostů dřevin ve Španělsku (de la Fuente et al., 2018)



Obrázek 35 Míra fragmentace krajiny a zelené infrastruktury KRNAP a jeho ochranného pásma včetně návrhu revize ÚSES (Janata & Hanuš, 2020)

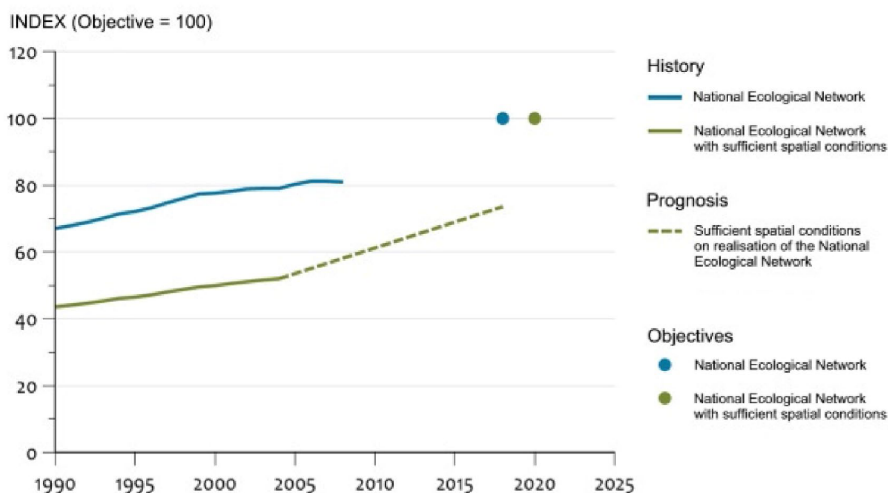
5.2.5.4.2. Prostorové analýzy

Nástroje GIS na modelování a hodnocení ekologických sítí *least cost analysis* a *friction analysis* umožňují dát různou váhu parametrům (struktura krajiny, typ vegetace, svažitost atd.), a tím **modelovat podmínky pro migraci** jednotlivých druhů (Jakiel & Bernatek, 2015). Aplikaci metody *least-costs modelling* v krajinné ekologii se věnovali (Bouyer et al., 2015), (Etherington, 2016) a (Balbi et al., 2019) a považují ji za jednoduchý nástroj pro ověření konektivity krajiny a identifikaci bariér pro pohyb organismů (Obrázek 36).



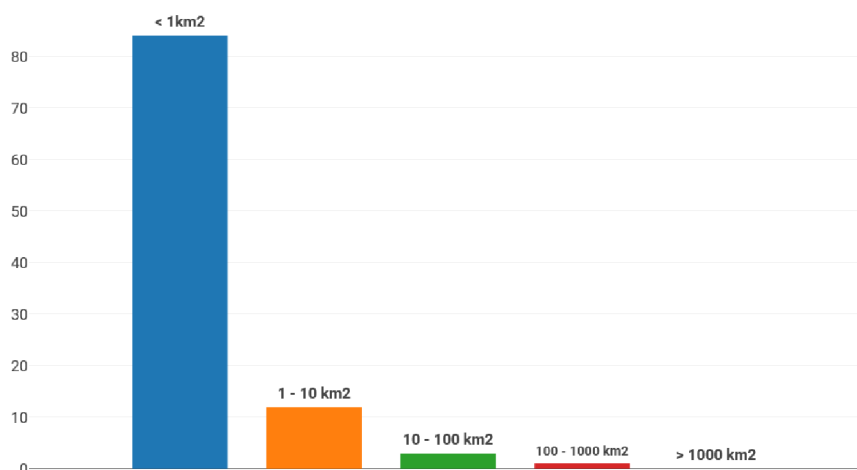
Obrázek 36 Efekt změny měřítka při použití metody *least-cost modelling* (Bennett et al., 2010)

Funkčnost koridorů může být také hodnocena podle míry dosažení stanovených prostorových parametrů. Takto byly opakovaně hodnoceny koridory v Nizozemí (Obrázek 37). V původním návrhu z počátku devadesátých let bylo pilotně navrženo 267 koridorů, z toho 43 s přeshraniční návazností. Již v roce 1998 se však ukázalo, že jejich reálná efektivita není taková, jak se očekávalo a program na tvorbu koridorů byl posílen s cílem dosažení **větší robustnosti** ekologické koridorů (Bennett et al., 2010).



Obrázek 37 **Stupeň dosažení dostatečných prostorových parametrů pro navržené cílové druhy (zeleně) ve vztahu k celkové rozloze národní ekologické sítě (modře) v Nizozemí (Planbureau voor de Leefomgeving, 2010) in (Bennett et al., 2010)**

Efektivita ekologických sítí závisí nejen na jejich konektivitě, ale také na velikosti jádrových území. Chráněná území v Evropě, považovaná za **jádrová území** zelené infrastruktury, jsou obecně menší než jinde ve světě, což je spojováno s vyšší mírou fragmentace evropské krajiny. V rámci celé EU je 50% chráněných území menších než 1 km², v ČR je však podíl této kategorie 84% (Obrázek 38).



Obrázek 38 **Distribuce rozlohy chráněných území v ČR (BISE, 2021)**

5.2.5.4.3. Ochrana vybraných druhů

Druhová rozmanitost nebo přítomnost vybraných druhů jsou další možností, jak hodnotit ekologické sítě. Ochrana druhů je založena především na **ochraně jejich biotopů** a ekosystémových vazeb. Pozornost se tradičně zaměřuje na péči o populace vzácných nebo ohrožených druhů, které se však pro hodnocení ekologických sítí nehodí, jelikož je těžké je efektivně vzorkovat a získávat (Gippoliti & Battisti, 2017). Všechny vzácné druhy také nemusí být ohrožené, některé populace jsou přirozeně málo početné. (Plesník, 2005) uvádí členění planě rostoucích rostlin a volně žijících živočichů z hlediska ochrany přírody do následujících skupin, přičemž některé druhy mohou spadat i do několika z nich:

- vzácné druhy
- druhy v různém stupni ohrožené vyhubením nebo vyhynutím
- klíčové druhy
- vlajkové druhy
- endemické druhy
- deštníkové druhy
- ohniskové druhy
- zranitelné migrující druhy
- druhy významné z hlediska člověka
- fylogeneticky a taxonomicky významné druhy
- indikační druhy
- reliktní druhy
- reprezentativní druhy
- ochránářsky významné druhy

Mnohé jsou nějakým způsobem vhodné pro evaluaci ekologických sítí, kdy cíle a opatření jsou formulovány specificky pro vybranou skupinu, nejčastěji pro **vlajkové druhy**.

Použití **klíčových druhů** jako osvědčené metody pro hodnocení ekologických sítí navrhuje (Harvey et al., 2017). Metriky ES považuje za nedostatečně vyzkoušené a vyžadující další ověřování interakcí druhů vůči nim, zatímco ochrana klíčových druhů je podle něj jednoznačným a srozumitelným cílem. **Je zadán neplatný pramen.** ve své rešerši doporučují pro jednu lokalitu použít kombinaci několika ohniskových druhů, neboť jednotlivé **deštníkové druhy** nemohou zabezpečit ochranu všech na stejné lokalitě či v oblasti se vyskytujících druhů, neboť některé z nich jsou nevyhnutelně limitovány ekologickými činiteli, které s deštníkovými druhy nesouvisejí.

5.2.5.5. Další aspekty

Existuje mnoho dalších oblastí, které by mohly využít silné stránky a příležitosti nebo eliminovat slabé stránky a hrozby pro úspěšnou implementaci konceptu ÚSES. Jejich provedení však nelze upřesnit na základě této disertační práce, nebo se jim podrobně věnovali jiní autoři. Nejčastěji je diskutována možnost **modifikace metodiky** vymezení ÚSES

- v urbanizovaných územích (Kovář, 2011) (Kocián, 2018)
- na nelesních stanovištích (Hlaváč & Pešout, 2017) (Janata & Hanuš, 2020) a
- úprava parametrů biocenter a biokoridorů (Vos et al., 2002).

Aktuálním tématem by mělo být také **zapojení veřejnosti**, místních subjektů a nevládních neziskových organizací do procesů plánování a implementace ÚSES a také využití ekonomických nástrojů k získávání nových vhodných **pozemků pro realizaci** skladebných částí (např. formou daňové úlevy).

Za nedořešené lze považovat vzájemné vztahy mezi různými režimy ochrany přírody (zvláště chráněná území, Natura 2000, zelená infrastruktura) a potenciální další funkce ÚSES, jako jsou environmentální vzdělávání, ochrana historických krajinných struktur a posílení estetických hodnot krajiny. V neposlední řadě je potřeba se zabývat tím, zda prostředky na vytváření ÚSES jsou vynakládány efektivně, a zda poskytované benefity a ekosystémové služby odpovídají investovaným prostředkům.

6. Diskuze

6.1. Ekologické sítě

Přestože většina autorů se shoduje na tom, že ekologické sítě **zlepšují konektivitu** a zmírňují důsledky fragmentace habitatů, nelze na ekologické sítě spoléhat jako na jediný prostředek ochrany biodiverzity. Konektivita krajiny sama o sobě není ani dobrá, ani špatná. V závislosti na specifickém druhu či kontextu může být k ochraně biodiverzity vztažena jak pozitivně, tak i negativně (Taylor et al., 2006). Často užívaným indikátorovým druhem konektivity v Evropě jsou vlci, kteří jsou ovšem generalisté schopní přizpůsobit se široké škále habitatů.

Strukturální konektivita není zárukou funkční konektivity a **migrace** je pouze jedním z ukazatelů populační ekologie. Pro mnoho druhů je problémem především kvalita a velikost jádrových území (např. pro medvědy). Dále je potřeba nepodceňovat roli matrixu, který ekologické sítě obklopuje (BOITANI et al., 2007) (Gippoliti & Battisti, 2017), neboť může být zdrojem disturbancí. Některé typy ekologických sítí se proto snaží vytvářet i území s udržitelným *land use* a další aktivity implementující principy udržitelnosti (*sustainability*) do různých oblastí lidské činnosti s vlivem na životní prostředí.

Ohledně ekologických sítí panují obavy, aby kromě funkcí, pro které byly navrženy, se nestaly i prostředkem nezamýšlených jevů s **negativními důsledky**, jako je např. šíření invazivních druhů (Szilassi et al., 2021) nebo nové interakce rostlinných společenstev (Losapio et al., 2019). Ekologické koridory plní svou funkci pouze pokud jsou prostupné po celé své délce a na místech, kde dojde ke „zúžení hrdla“ nebo přerušení, hrozí více konfliktů mezi lidmi a přírodou (van der Grift et al., 2008).

Opakovaně se objevující otázky, zda ekologické sítě opravdu poskytují to, co se od nich očekává, vedly k rozvoji metod **hodnocení funkčnosti ekologických sítí**. Jisté nadhodnocení přínosů ekologických sítí uvádějí např. (Damschen et al., 2006) (Gippoliti & Battisti, 2017). Rizikem je především zjednodušená aplikace teorie konektivity a konceptu ekologických sítí, které byt dostatečně teoreticky podložené, při implementaci vyžadují úpravy a přizpůsobení lokálním podmínkám.

Přestože je stanovení **prostorových parametrů** ekologické sítě základní otázkou pro jejich realizaci, k tomuto tématu se podařilo dohledat jenom málo konkrétních informací. Pravděpodobně jsou tyto údaje publikovány především jako metodické materiály v národních jazycích, nebo nejsou specifikovány.

6.2. Úspěšnost implementace

O prvenství mezi ekologickými sítěmi, které vznikly počátkem 90. let 20. století, se vedou polemiky, obvykle jsou mezi prvními uváděny ES **Estonska a Nizozemí**. Jak uvádí (Bennett, 2004), estonské zákony, které začlenily ekologickou síť do územního plánování a ochrany přírody, byly přijaty v roce 1994 a 1995 (Zákon o trvale udržitelném rozvoji, Zákon o ochraně přírodních prvků, Zákon o plánování a výstavbě). V Nizozemí byl na národní úrovni vznik národní ekologické sítě určen plánem „Politiky životního prostředí“ v roce 1990 (Beunen & Hagens, 2009), implementace do legislativy na regionální úrovni však probíhala postupně. Zákon č. 114/1992 o ochraně přírody a krajiny tedy také řadí ÚSES mezi první ekologické sítě. Z pohledu ochrany přírody však není podstatné, kdo první ES vyhlásil, ale jak úspěšně byly implementovány a zda-li poskytují očekávané benefity.

Nizozemí i Estonsko měly stanovený **časový horizont** pro implementaci ekologické sítě. V Nizozemí měla být ES kompletní do roku 2018, což bylo zatím posunuto na rok 2025 a další zpoždění jsou předpokládána (Bakker et al., 2015). Regionální plány ES v Estonsku byly dokončeny v roce 2007,

o pět let později, než bylo naplánováno. Tím se zpozdila implementace do environmentálních plánů všech obcí, která byla původně určena na rok 2013 (Külvik, 2014). Přestože se termíny nepodařilo dodržet, jejich stanovení poskytlo mezníky pro vyhodnocování a zpřesňování.

Estonská ES byla **hodnocena** z hlediska poskytovaných ekosystémových služeb společně se soustavou Natura 2000 (Külvik, 2014). V Nizozemí byla efektivita ekologické sítě hodnocena na základě modelování stanovišť pro cílové druhy. Jejich rozloha byla vyhodnocena jako nedostatečná, a proto byla ES upravena zvětšením jádrových území a doplněna o tzv. robustní koridory (van der Grift, 2005), které umožňují migraci i druhům s pomalejší disperzí. Další země hodnotící své ES jsou Velká Británie, která má stanovené indikátory pro sledování změn životního prostředí (OGL, 2019) a Německo (von Haaren & Reich, 2006), které má určené i prioritní oblasti.

Jak ukázala studie (Tillemann & Suškevičs, 2021), **efektivita** plánování a implementace ekologických sítí není dána pouze kvalitou legislativních nástrojů, ale také mírou spolupráce mezi různými úrovněmi jejich správy. Různá kvalita plánovací dokumentace, nedostatečné použití participativních nástrojů pro zapojení místních subjektů a nerovné postavení NGO v plánovací fázi negativně ovlivňují procesy rozhodování o využívání území na lokální úrovni.

6.3. ÚSES a zelená infrastruktura

Literární rešerše se zelené infrastruktuře (ZI) věnuje podrobně, neboť se jedná o aktuální koncept evropské ekologické sítě, primárně zaměřený na zachování biodiverzity a krajinné konektivity. Na rozdíl od soustavy Natura 2000, ustanovené na základě Směrnice Rady 92/43/EHS (o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin) a Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2009/147/ES (o ochraně volně žijících ptáků), **zelená infrastruktura je strategie**, publikovaná formou Sdělení komise Evropskému parlamentu (*communication*), stejně jako „Strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2030“. Strategie je nezávazný politický dokument, který nemá právní účinnost a upřednostňuje dobrovolné jednání.

Zelená infrastruktura především oživila diskuzi i bádání v oblasti ekologických sítí a je současnou **platformou pro spolupráci** v rámci EU na tématech týkajících se konektivity krajiny a ochrany životního prostředí. Přestože se jedná o detailně připravený koncept, možnosti jeho konkrétní provedení jsou téměř neomezené a neobsahuje žádné předepsané prvky (*multifunction multiobjective tool*). Hlavním přínosem ZI pro koncept ÚSES je možnost transferu metod evaluace ZI (Macháč et al., 2019) a způsobů implementace ZI, především spolupráce s nevládními neziskovými organizacemi (NGO) a veřejností.

Přes kritiku mnohoznačné definice zelené infrastruktury, především koridorů, které by měly propojit jednotlivé lokality Natura 2000, poskytuje ZI prostor pro **vlastní interpretaci**, neboť Evropská Komise počítá s tím, že většina rozhodnutí týkajících se projektů zelené infrastruktury se bude přijímat na místní a regionální úrovni. Zelená infrastruktura také netrvá na vytváření nových fyzických prvků v krajině, ale podporuje zavádění environmentálních opatření v zemědělství a při plánování rozvoje venkova na stávajících plochách.

Variabilita pojetí ZI a důraz na problematiku hospodaření s vodou (modrá infrastruktura) umožnila dominanci ZI v **urbanizovaných oblastech**. Přestože se někteří obávali pohlcení ÚSES zelenou infrastrukturou, nakonec se ustálilo pojetí, že ÚSES je podmnožinou zelené infrastruktury (Fejfar & Lacina, 2017). Ačkoliv skladebné části ÚSES odpovídají prvkům zelené infrastruktury, jejich vzájemný vztah lze popsat jako paralelní koexistenci.

6.4. Future research

Psaní disertační práce provázely pochybnosti, které byly využity jako příležitost k hlubšímu bádání a korekci některých dílčích záměrů. V první řadě se nabízela celá řada témat, která by se dala zpracovat formou **případové studie**. Jejich zařazení bylo ale vyhodnoceno jako *off-topic* (odbíhání od tématu), kdy vyřešení dílčí problematiky v rámci modelového území by bylo sice zajímavé, ale neprůkazné pro stanovené cíle práce, a to zachycení širší souvislosti konceptu ÚSES (*big picture*).

Co se týče zvolené metodiky, **SWOT analýza** je obecně známou metodou, původně používanou v ekonomii pro hodnocení strategických záměrů. Její aplikace se postupně rozšířila na další oblasti a vznikly i její varianty, např. obsahující hodnotící faktor. Formou SWOT analýzy vyhodnotili (Bull et al., 2016) koncept ekosystémových služeb, (Tóth et al., 2016) zelenou infrastrukturu na slovenském venkově a stala se také součástí hodnocení krajinného rázu a udržitelného rozvoje v Řecku (Gkoltsiou & Mouggiakou, 2021). V územním plánování ČR se používá především pro analýzu udržitelného rozvoje území. (Vodný, 2018) poukazuje na to, že není možné hodnotit udržitelný rozvoj území z hlediska vnějších příležitostí a hrozeb a doporučují zjednodušení na vyhodnocení pouze pozitivních a negativních stránek území. Přesto se SWOT analýza dál používá i ve své původní podobě.

Disertační práce částečně rozkrývá řadu témat, která by si zasloužila více pozornosti. Některá z nich jsou spíše záležitostí organizace státní správy (digitalizace, prioritizace), nalezení vhodných metod hodnocení ÚSES je však příležitostí k **aplikovanému výzkumu**. Shrnutí vývoje konceptu ÚSES i revize jeho teoretických východisek jsou vhodné náměty na odborné články.

7. Závěr

Ekologické sítě jsou nedílnou součástí konceptu ochrany přírody jako jeden ze způsobů řešení problémů souvisejících s poklesem biodiverzity, fragmentací krajiny a změnami land use/cover, který je založen na posílení konektivity krajiny a ochraně jádrových území. Z hlediska konektivity krajiny je potřeba klást důraz nejen na vzájemnou provázanost jednotlivých přírodních prvků v krajině, ale především na tzv. funkční konektivitu, zohledňující různé interakce organismů s okolním prostředím.

Kvalita životního prostředí je širší pojem, než ochrana přírody, a přírodní složky nelze zcela vyloučit ani z urbanizovaných a hospodářsky intenzivně využívaných oblastí. Současným paradigmatickým přístupem ochrany přírody je ekosystémový přístup, kdy je příroda považována za komplexní propojený systém, zahrnující i činnost člověka, který využívá ekosystémové služby. Hlavním rysem ekologických sítí je vytvoření struktury, která nechrání pouze vybrané ohrožené druhy nebo specifické lokality, ale celou krajinu tím, že je rozmístěna po celé její ploše včetně intenzivně využívaných oblastí, nikoli pouze do přírodních území. ES tak usilují tak o ochranu všech habitatů a migračních tras, což je odlišuje od zvláště chráněných území.

Ekologické sítě jsou velmi variabilní ve svém rozsahu i provedení, neboť zatím nebyl stanoven žádný obecný přístup nebo metodika. Jsou založeny ve většině zemí světa, nemusí se však jednat pouze o vládní programy. Nejčastěji vznikají v lokálním a regionálním měřítku, ale účinnou konektivitu krajiny posilují až zapojením do národních a mezinárodních sítí, propojujících dostatečně rozsáhlá území. Většina ekologických sítí hledá rovnováhu mezi integrací všech aspektů problematiky ochrany přírody a srozumitelností koncepce, kterou bude reálně možné implementovat formou konkrétních opatření. Čím je ekologická síť jednodušeji navržena, tím snadnější je její implementace, pravděpodobně ale postrádá některé prvky, které se později mohou ukázat jako esenciální. Na druhou stranu realizace komplexní multikriteriální ekologické sítě není za běžných podmínek uskutečnitelná.

Koncept ÚSES je v evropském prostoru jednou z neúspěšnějších ekologických sítí, s dlouhou tradicí, dostatečnými metodickými podklady a efektivními nástroji pro implementaci. Pro množství nově založených skladebných částí ekologické sítě v ČR se jen těžko hledá srovnání. Koncept ÚSES však na rozdíl od ekologických sítí v jiných zemích od doby svého vzniku prošel pouze minimálními úpravami, zatímco politické i přírodní podmínky, ve kterých je nyní realizován, se změnily.

Hodnocení konceptu ÚSES prostřednictvím SWOT analýzy ukázalo jeho silné a slabé stránky, které mohou být kombinovány s identifikovanými příležitostmi a hrozbami. Navrhovaná doporučení diskutují různé přístupy, které lze aplikovat v současných podmínkách ČR. Na základě zjištěných skutečností je možné konstatovat, že koncept ÚSES je potřeba aktualizovat, přičemž nejdůležitějšími tématy jsou digitalizace agendy umožňující vyhodnocení současného stavu skladebných částí ÚSES, určení priorit pro další rozvoj ekologické sítě a nastavení intervalů a metod evaluace.

8. Bibliografie

- Albert, C., Hervé, M., Fader, M., Bondeau, A., Leriche, A., Monnet, A., & Cramer, W. (2020). What ecologists should know before using land use/cover change projections for biodiversity and ecosystem service assessments. *Regional Environmental Change*, 20(3). <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01675-w>
- Almond, R., Grooten, M., & Petersen, T. (eds.). (2020). *Living Planet Report 2020: Bending the curve of biodiversity loss*. WWF.
- Alpine Carpathian Ecological Network. (2021). Retrieved 2021-08-26, from <https://keep.eu/projects/25493/Alpine-Carpathian-Ecological-EN/>
- Alpine convention. (1991). Retrieved 2022-02-20, from <https://www.alpconv.org/en/home/convention/framework-convention/>
- Ayaviri Matuk, F., Behagel, J., Gonçalves Reynaud Schaefer, C., Duque-Brasil, R., & Turnhout, E. (2019). Deciphering landscapes through the lenses of locals: The “Territorial Social-Ecological Networks” Framework applied to a Brazilian maroon case. *Geoforum*, 100, 101-115. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2019.02.005>
- Bakker, M., Alam, S., van Dijk, J., Rounsevell, M., Spek, T., & van den Brink, A. (2015). The feasibility of implementing an ecological network in The Netherlands under conditions of global change. *Landscape Ecology*, 30(5), 791-804. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0145-5>
- Bareš, L., & Štádlerová, M. (2009). Horní Bělá - územní plán. PAFF architekti.
- Beier, P., & Noss, R. (1998). Do Habitat Corridors Provide Connectivity?. *Conservation Biology*, 12(6), 1241-1252. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.98036.x>
- Bennett, G. (1991). *Towards a European Ecological Network*. IUCN.
- Bennett, G. (2004). *Integrating Biodiversity Conservation and Sustainable Use: Lessons Learned From Ecological Networks*. IUCN.
- Bennett, G., McConville, A., & Gantioler, S. (2010). *Green infrastructure in-depth case analysis: Ecological networks*. Green infrastructure implementation and efficiency.
- Bennett, G., & Mulongoy, K. (2006). *Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones* (Technical Series No. 23). Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Beunen, R., & Hagens, J. (2009). The Use of the Concept of Ecological Networks in Nature Conservation Policies and Planning Practices. *Landscape Research*, 34(5), 563-580. <https://doi.org/10.1080/01426390903184280>
- Bínová, L., Culek, M., Glos, J., Kocián, J., Lacina, D., Novotný, M., & Zimová, E. (2017). METODIKA VYMEZOVÁNÍ ÚZEMNÍHO SYSTÉMU EKOLOGICKÉ STABILITY: Metodický podklad pro zpracování plánů územního systému ekologické stability v rámci PO4 OPŽP 2014-2020 (aktivity 4.1.1 a 4.3.2). Ministerstvo životního prostředí.
- Biscaya, S., & Elkadi, H. (2021). A smart ecological urban corridor for the Manchester Ship Canal. *Cities*, 110. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2020.103042>
- BISE. (2021). *Biodiversity Information System for Europe: Protected areas - Czechia*. Retrieved 2021-12-15, from <https://biodiversity.europa.eu/countries/czechia>

- BOITANI, L., FALCUCCI, A., MAIORANO, L., & RONDININI, C. (2007). Ecological Networks as Conceptual Frameworks or Operational Tools in Conservation. *Conservation Biology*, 21(6), 1414-1422. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00828.x>
- Brondizio, E., Diaz, S., Settele, J., & Hien T., N. (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 1-56. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Bucklin, D. (2010). Forest Clearance in and around Amboró National Park, Bolivia. *Oregon State University*.
- Buček, A., & Lacina, J. (1999). *Geobiocenologická typologie České republiky*. Mendelova zemědělská a lesnická univerzita.
- Building a coherent Trans-European Nature Network. (2020). In *European Environment Agency*. EEA Briefing no. 05/2020. <https://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/green-infrastructure/building-a-coherent-trans-european>
- Bukovský, O. (2014). *Hodnocení skladebných částí územního systému ekologické stability krajiny v okolí bývalého Kobylského jezera* [diplomová práce]. Mendelova univerzita v Brně, Zahradnická fakulta.
- BULLETIN ČESKÉ KOMORY ARCHITEKTŮ: oficiální čtvrtletník autorizovaných architektů ČR. (2015).
- Bull, J., Jobstvogt, N., Böhnke-Henrichs, A., Mascarenhas, A., Sitas, N., Baulcomb, C., Lambini, C., Rawlins, M., Baral, H., Zähringer, J., Carter-Silk, E., Balzan, M., Kenter, J., Häyhä, T., Petz, K., & Koss, R. (2016). Strengths, Weaknesses, Opportunities and Threats: A SWOT analysis of the ecosystem services framework. *Ecosystem Services*, 17, 99-111. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.11.012>
- Burg, P., & Zemánek, P. (2008). Zásady pro zpracování technologických postupů údržby TTP v ÚSES. *Mendelova univerzita v Brně*.
- Carpathian Convention*. (2003). Retrieved 2021-08-26, from <http://www.carpathianconvention.org/the-convention-17.html>
- CBD: List of Parties*. (2021). Retrieved 2021-08-20, from <https://www.cbd.int/information/parties.shtml>
- Cihlář, J. (ed.). (2021). Územně plánovací dokumentace na regionální úrovni. In J. Kugl, *Člověk, stavba a územní plánování 15* (pp. 12-13). ČVUT.
- ConnectGREEN Restoring and managing ecological corridors in mountains as the green infrastructure in the Danube basin*. (2021). Retrieved 2021-08-09, from <http://www.interreg-danube.eu/approved-projects/connectgreen>
- Connecting protected areas with green infrastructure would strengthen Europe's ecosystems: EEA briefing. (2020). <https://www.eea.europa.eu/highlights/connecting-protected-areas-with-green>
- Culek, M. (1995). *Biogeografické členění České republiky*. Ministerstvo životního prostředí.
- Cunha, N., & Magalhães, M. (2019). Methodology for mapping the national ecological network to mainland Portugal: A planning tool towards a green infrastructure. *Ecological Indicators*, 104, 802-818. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.050>
- Curcic, N., & Djurdjic, S. (2013). The actual relevance of ecological corridors in nature conservation. *Journal of the Geographical Institute Jovan Cvijic, SASA*, 63(2), 21-34. <https://doi.org/10.2298/IJGI1302021C>

Černovský, J. (2016). *Mapování krajinných prvků s potenciálem plnit funkci biokoridoru* [Bakalářská práce]. Masarykova univerzita.

ČKA. (2021). Krajinářská architektura. *Bulletin ČKA: oficiální čtvrtletník České komory architektů*, 26(1).

Damschen, E., Haddad, N., Orrock, J., Tewksbury, J., & Levey, D. (2006). Corridors Increase Plant Species Richness at Large Scales. *Science*, 313(5791), 1284-1286. <https://doi.org/10.1126/science.1130098>

Danzinger, F., Drius, M., Fuchs, S., Wrbka, T., & Marrs, C. (2020). *MANUÁL HODNOCENÍ FUNKČNOSTI ZELENÉ INFRASTRUKTURY: NÁSTROJ PRO PODPORU ROZHODOVÁNÍ*. Technische Universität Dresden.

Darman, Y., & Williams, L. (2003). CONSERVATION ACTION PLAN FOR THE RUSSIAN FAR EAST ECOREGION COMPLEX, 1-81.

DAVIES, Z., WILSON, R., COLES, S., & THOMAS, C. (2006). Changing habitat associations of a thermally constrained species, the silver-spotted skipper butterfly, in response to climate warming. *Journal of Animal Ecology*, 75(1), 247-256. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01044.x>

Davison, C., Rahbek, C., & Morueta-Holme, N. (2021). Land-use change and biodiversity: Challenges for assembling evidence on the greatest threat to nature. *Global Change Biology*, 27(21), 5414-5429. <https://doi.org/10.1111/gcb.15846>

de la Fuente, B., Mateo-Sánchez, M., Rodríguez, G., Gastón, A., Pérez de Ayala, R., Colomina-Pérez, D., Melero, M., & Saura, S. (2018). Natura 2000 sites, public forests and riparian corridors: The connectivity backbone of forest green infrastructure. *Land Use Policy*, 75, 429-441. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.002>

De Montis, A., Caschili, S., Mulas, M., Modica, G., Ganciu, A., Bardi, A., Ledda, A., Dessena, L., Laudari, L., & Fichera, C. (2016). Urban–rural ecological networks for landscape planning. *Land Use Policy*, 50, 312-327. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.10.004>

Dienstbier, F. (2011). Nástroje ochrany životního prostředí - role práva. In *Iuridicum Olomoucense* (p. 73).

DIXON, J., OLI, M., WOOTEN, M., EASON, T., McCOWN, J., & PAETKAU, D. (2006). Effectiveness of a Regional Corridor in Connecting Two Florida Black Bear Populations. *Conservation Biology*, 20(1), 155-162. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00292.x>

Doubrava, D., & Lacina, D. (2015). *Zelená infrastruktura nejen ve vztahu k ÚSES: Záznam diskuse k tématu postavení ÚSES v Zelené infrastruktuře*. Česká komora architektů. <https://www.cka.cz/cs/cka/kontakty/pracovni-skupiny/ps-krajinarska-architektura/zapisy-z-jednani>

Drožilová, L. (2010). METODIKA HODNOCENÍ EKOLOGICKÉ SÍTĚ V KRAJINĚ. In *ÚSES - zelená páteř krajiny* (pp. 23-31).

Duflot, R., Daniel, H., Aviron, S., Alignier, A., Beaujouan, V., Burel, F., Cochard, A., Ernoult, A., Pain, G., & Pithon, J. (2018). Adjacent woodlands rather than habitat connectivity influence grassland plant, carabid and bird assemblages in farmland landscapes. *BIODIVERSITY AND CONSERVATION*, 27(8), 1925-1942. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1517-y>

Dumbrovský, M. (1995). *Zásady navrhování územních systémů ekologické stability v rámci procesu KPU: Metodika 16*. VÚMOP.

Dušek, J., & Hošek, M. (eds.). (2019). *Analýza vhodných způsobů komunikace tématu biologické rozmanitosti*. DHP Conservation s.r.o. - Ministerstvo životního prostředí.

Dvořáková, R. (2011). *Posouzení vlivu ÚSES na stabilizační funkce v krajině* [Diplomová práce]. Jihočeská univerzita.

EBCC: *PanEuropean Common Bird Monitoring Scheme*. (2021). Retrieved 2021-12-02, from <https://pecbms.info/trends-and-indicators/indicators/>

Estreguil, C., Caudullo, G., & Whitmore, C. (2012). *Habitat landscape pattern and connectivity indices: Used at varying spatial scales for harmonized reporting in the EBONE project*. Alterra report.

Estreguil, C., Caudullo, G., de Rigo, D., & San Miguel, J. (2012). *Forest Landscape in Europe: Pattern, Fragmentation and Connectivity: Executive report*. Joint Research Centre: Institute for Environment and Sustainability, 1-18. <https://doi.org/10.2788/77842>

European Commission. (2012). *The multifunctionality of Green Infrastructure: In-depth report*. Science for Environmental Policy. https://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/indepth_reports.htm

European Green Belt: Ecological network. (2018). Retrieved 2021-08-24, from <https://www.europeangreenbelt.org/european-green-belt/ecological-network/>

Evropská Komise. (2010). *Zelená infrastruktura: Příroda - životní prostředí*. Úřad pro publikace. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiai4aQr5zyAhUI-qQKHYYTFB8UQFnoECAYQAw&url=https%3A%2F%2Fec.europa.eu%2Fenvironment%2Fpubs%2Fpdf%2Ffactsheets%2Fgreen_infra%2Fcs.pdf&usg=AOvVaw3nmp9QSB0lw49tcA0-V-g6

Evropská Komise. *Zelená infrastruktura – zlepšování přírodního kapitálu Evropy: SDĚLENÍ KOMISE EVROPSKÉMU PARLAMENTU, EVROPSKÉ RADĚ, RADĚ, EVROPSKÉMU HOSPODÁŘSKÉMU A SOCIÁLNÍMU VÝBORU A VÝBORU REGIONŮ*, (2013). Evropská komise.

Fejfar, M., & Lacina, D. (2017). *POSTAVENÍ ÚZEMNÍHO SYSTÉMU EKOLOGICKÉ STABILITY V ZELENEJ INFRASTRUKTUŘE KRAJINY*. Pracovní skupina pro krajinářskou architekturu ČKA. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwiEpdO7J7yAhV2hPOHHRPBBK0QFn oEACaQAw&url=https%3A%2F%2Fwww.cka.cz%2Fcs%2Fcka%2Fkontakty%2Fpracovni-skupiny%2Fps-krajinarska-architektura%2Fzapisy-z-jednani%2F170621-seminar.pdf%2Fview&usg=AOvVaw1rZijVC_3wKuiojY81SQGS

Fichera, C., Laudari, L., & Modica, G. (2010). FROM THE CONSTRUCTION OF AN ECOLOGICAL NETWORK TO THE DEFINITION OF AN ENVIRONMENTALLY SUSTAINABLE PLANNING MODEL FOR PERIURBAN SPACE. *XVIIth World Congress of the International Commission of Agricultural Engineering*, 1-10.

Flowers, B., Huang, K., & Aldana, G. (2020). Analysis of the Habitat Fragmentation of Ecosystems in Belize Using Landscape Metrics. *Sustainability*, 12(7). <https://doi.org/10.3390/su12073024>

Fňukalová, E. (2016). *Zelená infrastruktura střední Evropy* [Diplomová práce]. Univerzita Karlova v Praze.

Forman, R. (1995). *Land mosaics : the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.

Forman, R., & Godron, M. (1991). *Landscape Ecology*. Wiley.

Fórum ochrany přírody. (2021).

GILBERT-NORTON, L., WILSON, R., STEVENS, J., & BEARD, K. (2010). A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. *Conservation Biology*, 24(3), 660-668. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x>

Gimona, A., Wright, P., Eastwood, A., Gallego, A., & Hester, A. (2020). Ecological Networks - Connecting Scotland's nature at the landscape scale. *NatureScot*, 1-37.

- Gippoliti, S., & Battisti, C. (2017). More cool than tool: Equivoques, conceptual traps and weaknesses of ecological networks in environmental planning and conservation. *Land Use Policy*, 68, 686-691. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.08.001>
- Gkoltsiou, A., & Mougiakou, E. (2021). The use of Islandscape character assessment and participatory spatial SWOT analysis to the strategic planning and sustainable development of small islands. The case of Gavdos. *Land Use Policy*, 103. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105277>
- Glos, J. (2018). K ČEMU BY NÁM MOHL SLOUŽIT IS ÚSES. In *ÚSES - zelená páteř krajiny* (pp. 38-42). *Green Infrastructure Studies*. (2021). European Commission website. Retrieved 2021-08-06, from <https://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/studies.htm#assess>
- HADDAD, N., BRUDVIG, L., DAMSCHEN, E., EVANS, D., JOHNSON, B., LEVEY, D., ORROCK, J., RESASCO, J., SULLIVAN, L., TEWKSBURY, J., WAGNER, S., & WELDON, A. (2014). Potential Negative Ecological Effects of Corridors. *Conservation Biology*, 28(5), 1178-1187. <https://doi.org/10.1111/cobi.12323>
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford University Press.
- Harmonizace zelené a šedé infrastruktury v dunajském regionu*. (2018). Retrieved 2020-08-28, from <https://www.selmy.cz/ohrozeni/fragmentace-krajiny/harmonizace-zelene-a-sede-infrastruktury-v-dunajskem-regionu-dtp-smf1-133-harmon/>
- Harvey, E., Gounand, I., Ward, C., Altermatt, F., & Cadotte, M. (2017). Bridging ecology and conservation: from ecological networks to ecosystem function. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 371-379. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12769>
- Hátle, M. (2012). ÚSES v územním plánování. *Ochrana přírody*, .
- Hebblewhite, M., Hilty, J., Williams, S., Locke, H., Chester, C., Johns, D., Kehm, G., & Francis, W. (2021). Can a large-landscape conservation vision contribute to achieving biodiversity targets?. *Conservation Science and Practice*. <https://doi.org/10.1111/csp2.588>
- Hilti, J., Lidicker, W., & Merenlender, A. (2006). *Corridor Ecology: The Science and Practice of Linking Landscapes for Biodiversity Conservation*. Island Press.
- Hlaváč, V., & Pešout, P. (2017). Nová metodika vymezení ÚSES – promarněná příležitost. *Ochrana přírody*, (4), 6-9.
- Hofman, M. (2019). *Územní systém ekologické stability, evidence a analýza nově založených prvků ÚSES v konkrétním území* [Bakalářská práce]. Univerzita Karlova.
- Horskins, K., Mather, P., & Wilson, J. (2006). Corridors and connectivity: when use and function do not equate. *Landscape Ecology*, 21(5), 641-655. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-5203-6>
- Hošek, M. (2017). Zelená infrastruktura: co a proč se ztratilo v překladu?. *Ochrana přírody*, (2).
- Hricková, L. (2013). Interpretations of ecological functions non-forest woody vegetation for needs of territorial system of ecological stability / Interpretácie ekologických funkcií biotopov nelesnej drevinovej vegetácie pre potreby územných systémov ekologickej stability. *Acta Facultatis Ecologiae*, 28(1).
- Hruban, R., Krystýn, V., Mansfeld, V., Dujka, P., Vokoun, M., & Jiráková, J. (2020). *Zásady hospodaření v lesích zvláštního určení: Oblastní plán rozvoje lesů*. ÚHÚL.

- Hüse, B., Szabó, S., Deák, B., & Tóthmérész, B. (2016). Mapping an ecological network of green habitat patches and their role in maintaining urban biodiversity in and around Debrecen city (Eastern Hungary). *Land Use Policy*, 57, 574-581. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.06.026>
- Choe, H., Keeley, A., Cameron, D., Gogol-Prokurat, M., Hannah, L., Roehrdanz, P., Schloss, C., & Thorne, J. (2021). The influence of model frameworks in spatial planning of regional climate-adaptive connectivity for conservation planning. *Landscape and Urban Planning*, 214. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104169>
- Isaac, N., Brotherton, P., Bullock, J., Gregory, R., Boehning-Gaese, K., Connor, B., Crick, H., Freckleton, R., Gill, J., Hails, R., Hartikainen, M., Hester, A., Milner-Gulland, E., Oliver, T., Pearson, R., Sutherland, W., Thomas, C., Travis, J., Turnbull, L. et al. (2018). Defining and delivering resilient ecological networks: Nature conservation in England. *Journal of Applied Ecology*, 55(6), 2537-2543. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13196>
- Jakiel, M., & Bernatek, A. (2015). Assessment of an Ecological Network at Local Scale in the Context of Landscape Changes: A Case Study from NE Poland. *Landscape Analysis and Planning*, 245-256. https://doi.org/10.1007/978-3-319-13527-4_14
- Janata, T., & Hanuš, D. (2020). Revize územních systémů ekologické stability na území KRNAP a jeho OP. *Interreg Central Europe: MaGICLandscapes*, 1-19.
- Jangjoo, M., Matter, S., Roland, J., & Keyghobadi, N. (2016). Connectivity rescues genetic diversity after a demographic bottleneck in a butterfly population network. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(39), 10914-10919. <https://doi.org/10.1073/pnas.1600865113>
- John, H., Marrs, C., & Neubert, M. (2019). *PŘÍRUČKA ZELENÉ INFRASTRUKTURY: KONCEPČNÍ A TEORETICKÉ ZÁKLADY, TERMÍNY A DEFINICE*. Technische Universität Dresden.
- Johnson, C. (1999). *Conservation Corridor Planning at the Landscape Level: Managing for Wildlife Habitat*. USDA.
- Jongman, R. (2007). Ecological Networks, from Concept to Implementation. *Landscape Ecological Applications in Man-Influenced Areas*, 57-69. https://doi.org/10.1007/1-4020-5488-2_4
- Jongman, R., & Kristiansen, I. (2001). *National and Regional Approaches for Ecological networks in Europe*. Council of Europe.
- Jongman, R. (1995). Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning*, 32.
- Jongman, R., Bouwma, I., Griffioen, A., Jones-Walters, L., & Van Doorn, A. (2011). The Pan European Ecological Network: PEEN. *Landscape Ecology*, 26(3), 311-326. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9567-x>
- Kadlecová, P., Bělunková, Š., Kumble, P., & Skaloš, J. (2019). Changes in forest and non-forest woody vegetation in Bohemia between mid 19th century and 2015. *Fresenius Environmental Bulletin*, 28(8), 5836-5846.
- Kancelář krajiny a zelené infrastruktury*. (2021). Retrieved 2021-08-12, from <https://www.iprpraha.cz/kancelarkzi>
- Kietzka, G., Pryke, J., Gaigher, R., & Samways, M. (2021). Webs of well-designed conservation corridors maintain river ecosystem integrity and biodiversity in plantation mosaics. *Biological Conservation*, 254. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108965>

- Knebllová, V. (2017). *Kartografická analýza vybraných prvků zelené infrastruktury na území města Brna* [Bakalářská práce]. Masarykova univerzita.
- Kocián, J. (2018). VYHODNOCENÍ A REVIZE KONCEPCE NADREGIONÁLNÍHO ÚZEMNÍHO SYSTÉMU EKOLOGICKÉ STABILITY V PRAZE. In *ÚSES - zelená páteř krajiny* (pp. 1-14).
- Komárová, K., & Mrkývková, N. (2020). Právní nástroje ochrany biodiverzity v zemědělsky obhospodařované krajině. *Právní prostor*. <https://www.pravniprostor.cz/clanky/ostatni-pravo/pravni-nastroje-ochrany-biodiverzity-v-zemedelsky-obhospodarovane-krajine>
- Kopecká, V., Plesník, J., & Míchal, I. (1996). Krajina očima ekologů: Hledání klíčů od domova pro příští tisíciletí. *Vesmír*, 75(4).
- Kortelainen, J. (2010). The European Green Belt: Generating Environmental Governance - Reshaping Border Areas. *QUAGEO*, 29(4), 27-40. <https://doi.org/10.2478/v10117-010-0029-y>
- Kosejk, J., Petříček, V., Klápště, J., & Franková, L. (2009). *Realizace skladebných částí územních systémů ekologické stability (ÚSES)*. AOPK ČR.
- Kotsiras, K., Kokkoris, I., Strid, A., & Dimopoulos, P. (2020). Integrating Plant Diversity Data into Mapping and Assessment of Ecosystem and Their Services (MAES) Implementation in Greece: Woodland and Forest Pilot. *Forests*, 11(9). <https://doi.org/10.3390/f11090956>
- Kovář, M. (2011). *Geobiocenologické podklady a tvorba ekologické sítě v urbanizované krajině* [disertační práce]. Mendelova univerzita v Brně.
- Kovář, M., Kocián, J., Sucharda, M., & Kupec, P. (2019). Standardy péče o přírodu a krajinu: Vytváření ÚSES (plány a projekty): Koncept. *AOPK ČR*, 1-21.
- Kowarik, I., Buchholz, S., von der Lippe, M., & Seitz, B. (2016). Biodiversity functions of urban cemeteries: Evidence from one of the largest Jewish cemeteries in Europe, 19, 68-78. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.06.023>
- Krásenská, E. (2013). *Revize a optimalizace ÚSES v CHKO Moravský kras a přiléhajícím okolí* [Diplomová práce]. Masarykova univerzita.
- Kučerová, Z., & Tušer, J. (2014). *Požizování územně analytických podkladů a jejich aktualizací* (3 ed.). Ministerstvo pro místní rozvoj - Ústav územního rozvoje.
- Külvik, M. (2014). Implementation of Green network plan in Estonia: Assessing delivery of biodiversity services. In *Green Infrastructure - Preserving our Natural Capital: Policy and Practice* (pp. 1-31). Estonian University of Life Sciences.
- Kunc, P. (2015). *Lokální biocentrum LBC 3 v k.ú. Chvojenec: Průvodní zpráva*. Státní pozemkový úřad.
- Lacina, D. (2018). Postavení územního systému ekologické stability v zelené infrastruktuře. *Životné prostredie*, 52(1), 19-22.
- Lawton, J., Brown, V., Elphick, C., Fitter, A., Forshaw, J., Haddow, R., Hilborne, S., Leafe, R., Mace, G., Southgate, M., Sutherland, W., Tew, T., Varley, J., & Wynne, G. (2010). *Making Space for Nature: a review of England's wildlife sites and ecological network*. Report to Defra.
- Levins, R. (1970). Extinction. *Lecture Notes in Mathematics*, 2, 75-107.
- Losapio, G., Montesinos-Navarro, A., & Saiz, H. (2019). Perspectives for ecological networks in plant ecology, 12(2), 87-102. <https://doi.org/10.1080/17550874.2019.1626509>

- Löw, J. (1995). *Rukověť projektanta místního územního systému ekologické stability: metodika pro zpracování dokumentace* (1.vyd). Doplněk.
- Lucius, I., Dan, R., & Caratas, D. (2011). *Green Infrastructure: Sustainable Investments for the Benefit of Both People and Nature*. SURF nature project.
- Ma, A., Lu, X., Gray, C., Raybould, A., Tamaddoni-Nezhad, A., Woodward, G., & Bohan, D. (2019). Ecological networks reveal resilience of agro-ecosystems to changes in farming management, *3*(2), 260-264. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0757-2>
- MacArthur, R., & Wilson, E. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- Mackovčín, P. (2006). *Krajinná ekologie urbánního a suburbánního Brna: Fyzickogeografický přístup* [Disertační práce]. Masarykova univerzita.
- Maděra, P. (2002). *Ekologické sítě. Sborník příspěvků z mezinárodní konference: Geobiocenologické spisy* (Vol. 6). MZLU.
- Maděra, P., & Zimová, E. (eds.). (2005). *Metodické postupy projektování lokálního ÚSES. ÚLBDT LDF MZLU v Brně*.
- Maestre, F., Quero, J., Gotelli, N., Escudero, A., Ochoa, V., Delgado-Baquerizo, M., Garcia-Gomez, M., Bowker, M., Soliveres, S., Escolar, C., Garcia-Palacios, P., Berdugo, M., Valencia, E., Gozalo, B., Gallardo, A., Aguilera, L., Arredondo, T., Blones, J., Boeken, B. et al. (2012). Plant Species Richness and Ecosystem Multifunctionality in Global Drylands. *Science*, *335*(6065), 214-218. <https://doi.org/10.1126/science.1215442>
- Macháč, J., Dubová, L., Louda, J., Hekrle, M., Zaňková, L., & Brabec, J. (2019). Metodika pro ekonomické hodnocení zelené a modré infrastruktury v lidských sídlech. *Institut pro ekonomickou a ekologickou politiku*, *1*(1), 1-67.
- Mach, J., Pešout, P., Rolfová, E., & Chocholoušková, H. (eds.). (2020). *Státní program ochrany přírody a krajiny České republiky pro období 2020–2025*. Ministerstvo životního prostředí.
- Mach, J., Pojer, F., Plesník, J., Hošek, M., Dušek, J., & Trubačiková, R. (eds.). (2016). *Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky 2016–2025*. Ministerstvo životního prostředí.
- Malá Skála. (2022). *Český ráj, Pojizeří a Podkrkonoší – informace z regionů*. Retrieved 2022-01-12, from <https://www.cesky-raj.cz/priroda/vyznamne-krajinne-prvky/lipy-maloliste-ve-snehove/>
- Malát, K. (2020). *Evidence ekologicky významných prvků*. Retrieved 2022-01-12, from <http://www.cschms.cz/index.php?page=novinka&id=2840>
- Managing Green Infrastructure in Central European Landscapes: Interreg Central Europe programme*. (2020). Retrieved 2021-02-07, from <http://interreg-central.eu/Content.Node/MaGICLandscapes.html>
- Máté, K. (2019). *ConnectGREEN - The National Ecological Network and its important role in Hungarian spatial planning*. Retrieved 2021-12-19, from <https://www.interreg-danube.eu/news-and-events/programme-news-and-events/4265>
- Mazza, L., Bennet, G., De Nocker, L., Gantioler, S., & Losarcos, L. (2011). *Green Infrastructure Implementation and Efficiency*. Institute for European Environmental Policy (IEEP).
- McKee, J., Sciulli, P., Fooce, C., & Waite, T. (2004). Forecasting global biodiversity threats associated with human population growth. *Biological Conservation*, *115*(1), 161-164. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00099-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00099-5)

- Město Krnov. (2019). *Územní systém ekologické stability*. Retrieved 2022-01-15, from <https://www.krnov.cz/uzemni-system-ekologicke-stability-uses/d-3646>
- Míchal, I. (1994). *Ekologická stabilita* (2., rozš. vyd.). Veronica.
- Miklos, L., Diviaková, A., & Izakovicova, Z. (2019). *Ecological Networks and Territorial Systems of Ecological Stability*.
- Mikolajczyk, P. (2021). Enhancement of green infrastructure in Polish Carpathians for ecological benefits and sustainable local development. In *Forum Carpaticum*.
- MMR. (2019). *Metodika sledovaných jevů pro územně analytické podklady: Metodický návod k příloze č. 1 vyhlášky č. 500/2006 Sb.*. Ministerstvo pro místní rozvoj.
- MMR. (2021). *POLITIKA ÚZEMNÍHO ROZVOJE České republiky: Úplné znění závazné od 1. 9. 2021*. Ministerstvo pro místní rozvoj - Ústav územního rozvoje.
- Modica, G., Praticò, S., Laudari, L., Ledda, A., Di Fazio, S., & De Montis, A. (2021). Implementation of multispecies ecological networks at the regional scale: analysis and multi-temporal assessment. *Journal of Environmental Management*, 289. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112494>
- Moullec, F., Velez, L., Verley, P., Barrier, N., Ulses, C., Carbonara, P., Esteban, A., Follesa, C., Gristina, M., Jadaud, A., Ligas, A., Díaz, E., Maiorano, P., Peristeraki, P., Spedicato, M., Thasitis, I., Valls, M., Guilhaumon, F., & Shin, Y. (2019). Capturing the big picture of Mediterranean marine biodiversity with an end-to-end model of climate and fishing impacts. *Progress in Oceanography*, 178. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2019.102179>
- Moyzeová, M., & Kenderessy, P. (2015). Territorial Systems of Ecological Stability in Land Consolidation Projects (Example of Proposal for the LSES of Klasov Village, Slovak Republic): Milena. *Ekológia (Bratislava)*, 34(4), 356-370. <https://doi.org/10.1515/eko-2015-0032>
- Moyzeová, M., Kočický, D., & Šíbllová, Z. (2021). Green infrastructure as an active tool of support to spatial stability and biodiversity of landscape. In *Forum Carpaticum*.
- Muřová, A. (2020). *ÚAP ORP Soběslav 2020*. Retrieved 2022-01-12, from <https://www.musobeslav.cz/urad/uzemni-planovani/uap-orp-sobeslav/>
- Mu, H., Li, X., Ma, H., Du, X., Huang, J., Su, W., Yu, Z., Xu, C., Liu, H., Yin, D., & Li, B. (2022). Evaluation of the policy-driven ecological network in the Three-North Shelterbelt region of China. *Landscape and Urban Planning*, 218. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104305>
- Naidoo, R., Kilian, J., Du Preez, P., Beytell, P., Aschenborn, O., Taylor, R., & Stuart-Hill, G. (2018). Evaluating the effectiveness of local- and regional-scale wildlife corridors using quantitative metrics of functional connectivity. *Biological Conservation*, 217, 96-103. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.037>
- Naše životní pojistka, náš přírodní kapitál: strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2020: SDĚLENÍ KOMISE EVROPSKÉMU PARLAMENTU, EVROPSKÉ RADĚ, RADĚ, EVROPSKÉMU HOSPODÁŘSKÉMU A SOCIÁLNÍMU VÝBORU A VÝBORU REGIONŮ, (2011). Evropská komise. https://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/strategy_2020/index_en.htm
- Naumann, S., McKenna, D., Holger, G., Herbert, S., & Landgrebe-Trinkunaite, R. (2011). *Design, implementation and cost elements of Green Infrastructure projects.: Final report to the European Commission, DG Environment, Contract no. 070307/2010/577182/ETU/F.1*. Ecologic institute and GHK Consulting.

- Naumann, S., Noebel, R., & Gaudillat, Z. (2020). *State of nature in the EU: Results from reporting under the nature directives 2013-2018*. European Environment Agency.
- Neubert, M., & John, H. (2019). *MANUÁL PRO NADNÁRODNÍ HODNOCENÍ ZELENÉ INFRASTRUKTURY: NÁSTROJ PRO PODPORU ROZHODOVÁNÍ*. Technische Universität Dresden.
- OGL. (2019). *Measuring environmental change: outcome indicator framework for the 25 Year Environment Plan*. Department for Environments, Food&Rural Affairs. <https://www.gov.uk/government/publications/25-year-environment-plan>
- Ochrana přírody: Ekologická síť v podmínkách ČR. (2012).
- Okániková, Z., Romportl, D., Kluchová, A., Hlaváč, V., Strnad, M., Vlková, K., Janák, M., Kadlečík, J., & Papp, C. (2021). *Methodology for Identification of Ecological Corridors in the Carpathian Countries by Using Large Carnivores as Umbrella Species: Danube Transnational Programme ConnectGREEN Project "Restoring and managing ecological corridors in mountains as the green infrastructure in the Danube basin"*. State Nature Conservancy of the Slovak Republic.
- Opdam, P., Steingröver, E., & Rooij, S. (2006). Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 75(3-4), 322-332. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.015>
- Pawłat-Zawrzykraj, A., & Podawca, K. (2016). Implementation of ecological network in existing conditions of municipal spatial management. *Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW. Land Reclamation*, 48(4), 299-312. <https://doi.org/10.1515/ssgw-2016-0023>
- Pérez-Hernández, C., Vergara, P., Saura, S., & Hernández, J. (2015). Do corridors promote connectivity for bird-dispersed trees? The case of *Persea lingue* in Chilean fragmented landscapes. *Landscape Ecology*, 30(1), 77-90. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0111-2>
- Pešout, P., & Fišer, B. (2012). Zacílení podpory péče o ekologickou síť v ČR. *Ochrana přírody*, (1).
- Peterken, G. (2002). *Reversing the habitat fragmentation of British woodlands*. WWF. https://wwf.panda.org/wwf_news/?5488/UK-Forest-Fragmentation-Report-Reversing-the-habitat-fragmentation-of-British-woodlands
- Pilot regions*. (2011). Retrieved 2021-08-26, from http://www.econnectproject.eu/pilot_regions.php
- Plánování a navrhování modrozelené infrastruktury*. (2019). Retrieved 2021-08-11, from <https://szkt.cz/workshop/planovani-a-navrhovani-modrozeleno-infrastruktury-4-2019>
- Plánování a navrhování zelené a modré infrastruktury: Jak tvořit klimaticky odolné město*. (2019). Retrieved 2021-08-13, from <https://www.iprpraha.cz/jaktvoritodolnemesto>
- Plesník, J. (2005). Dilema druhové ochrany: co vlastně chránit?. *Ochrana přírody*, (8), 227-234.
- Plesník, J. (2020). Ekologická síť půl století poté. *Ochrana přírody*, (5).
- POČÍTÁME S VODOU 2021: SYSTÉM MODRO-ZELENÉ INFRASTRUKTURY JAKO INVESTICE DO MĚST: Mezinárodní online konference o hospodaření s dešťovou vodou*. (2021). Retrieved 2021-08-11, from <https://www.pocitamesvodou.cz/akce/konference/>
- Pospíšil, J., & Švarc, J. (2017). Metodika zpracování úses do územních plánů obcí Zlínského kraje.
- Postavení územního systému ekologické stability v zelené infrastruktuře krajiny*. (2019). Retrieved 2021-08-13, from <http://www.uses.cz/?lang=1&kod=70>

PS Krajinářská architektura: Zápisy z jednání. (2021). Retrieved 2021-06-06, from <https://www.cka.cz/cs/cka/kontakty/pracovni-skupiny/ps-krajinarska-architektura>

Půček, J. (2020). Techniky efektivního řízení měst a obcí: část „SWOT analýza“ (metodika). *Operační program Zaměstnanost, 034740000150250015618*, 1-24.

Puri, M., Srivathsa, A., Karanth, K., Patel, I., & Kumar, N. (2021). Links in a sink: Interplay between habitat structure, ecological constraints and interactions with humans can influence connectivity conservation for tigers in forest corridors. *Science of The Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151106>

Raet, J., Sepp, K., Kaasik, A., Kuusemets, V., & Külvik, M. (2010). Distribution of the Green Network of Estonia. *Forestry Studies / Metsanduslikud Uurimused*, 53(2010), 66-74. <https://doi.org/10.2478/v10132-011-0090-x>

Rodoman, B. (2021). “Polarized Landscape”: Half a Century Later. *Regional Research of Russia*, 11(3), 315-326. <https://doi.org/10.1134/S2079970521030102>

Rossi, G., Ciadamidaro, S., Neubert, M., Danzinger, F., & Marrs, C. (2020). *Manuál pro vytváření strategií a akčních plánů na základě faktických podkladů: Nástroj pro podporu místního plánování*. Technische Universität Dresden.

Rous, V. (2020). Zelená infrastruktura? To jsou jako ty stromy v ulicích?. *ekolist.cz*. <https://ekolist.cz/cz/publicistika/nazory-a-komentare/vitek-rous-zelena-infrastruktura-to-jsou-jako-ty-stromy-v-ulicich>

Safeguarding the functionality of transnationally important ecological corridors in the Danube basin. (2021). Retrieved 2021-08-09, from <http://www.interreg-danube.eu/approved-projects/savegreen>

Sahraoui, Y., De Godoy Leski, C., Benot, M., Revers, F., Salles, D., van Halder, I., Barneix, M., & Carassou, L. (2021). Integrating ecological networks modelling in a participatory approach for assessing impacts of planning scenarios on landscape connectivity. *Landscape and Urban Planning*, 209. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104039>

Salzmann, K. (2015). *Návrh strategie ČKA pro „Zelenou infrastrukturu“ v České republice..* Pracovní skupina pro krajinářskou architekturu ČKA. <https://www.cka.cz/cs/cka/tema-CKA/strategie-zelene-infrastruktury>

Salzmann, K. (2021). ZELENÁ INFRASTRUKTURA A JEJÍ IMPLEMENTACE V ČESKÉ REPUBLICĚ. *Fórum ochrany přírody*, (1).

Scotts, D., & Drielsma, M. (2002). Developing landscape frameworks for regional conservation planning: an approach integrating fauna spatial distributions and ecological principles. *Pacific Conservation Biology*, 8(4), 235-254. <https://doi.org/10.1071/pc030235>

SESK. (2018). *Společnost pro ekologickou stabilitu krajiny*. Retrieved 2022-01-04, from <http://www.uses.cz/1.34-predchozi-rocniky>

Shabani, F., Ahmadi, M., Kumar, L., Solhjoui-fard, S., Shafapour Tehrany, M., Shabani, F., Kalantar, B., & Esmaeili, A. (2020). Invasive weed species' threats to global biodiversity: Future scenarios of changes in the number of invasive species in a changing climate. *Ecological Indicators*, 116. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106436>

Shi, F., Liu, S., Sun, Y., An, Y., Zhao, S., Liu, Y., & Li, M. (2020). Ecological network construction of the heterogeneous agro-pastoral areas in the upper Yellow River basin, 302. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107069>

Sklenička, P. (2003). *Základy krajinného plánování* (Vyd. 2.). Naděžda Skleničková.

Skokanová, H., Pokorná, P., Slach, T., Havlíček, M., & Vymazalová, M. (2020). *STRATEGIE ZELENÉ INFRASTRUKTURY NA ÚZEMÍ ORP KYJOV*. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i.

Smirnov, N. (2019). Meta- geography and the Navigation of Space. *e-flux*, (101).

Smrž, V., Pasková, A., & Kepka, J. (eds.). (2021). *Státní politika životního prostředí České republiky 2030 s výhledem do 2050*. Ministerstvo životního prostředí.

Stanovisko Evropského hospodářského a sociálního výboru ke sdělení Komise Evropskému parlamentu, Radě, Evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru a Výboru regionů Zelená infrastruktura – zlepšování přírodního kapitálu Evropy: Úřední věstník Evropské unie, (2014/C 67/31) (2014).

Strategie EU v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2030: Navrácení přírody do našeho života, COM(2020) 380 finalSDĚLENÍ KOMISE EVROPSKÉMU PARLAMENTU, RADĚ, EVROPSKÉMU HOSPODÁŘSKÉMU A SOCIÁLNÍMU VÝBORU A VÝBORU REGIONŮ (2020). Evropská komise.

Strategie zelené infrastruktury KRNAP a jeho ochranného pásma: Výstup projektu CE897 MaGICLandscapes. (2020).

Strnad, M. (2013). *Konference Karpatské soustavy chráněných území*. Retrieved 2021-12-19, from <https://www.ochranaprirody.cz/o-aopk-cr/aopk-cr-informuje/aktuality/konference-karpatske-soustavy-chranenych-uzemi/>

Szilassi, P., Soóky, A., Bátor, Z., Hábczyus, A., Frei, K., Tölgyesi, C., van Leeuwen, B., Tobak, Z., & Csikós, N. (2021). Natura 2000 Areas, Road, Railway, Water, and Ecological Networks May Provide Pathways for Biological Invasion: A Country Scale Analysis. *Plants*, 10(12). <https://doi.org/10.3390/plants10122670>

Šimko, L. (2018). *Návrh metodiky zelené infrastruktury pro přípravu „Strategie zelené infrastruktury města České Budějovice“* [bakalářská práce]. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

Šmídová, J., Škapec, L., & Zárbynický, J. (2012). Digitální data ÚSES a informační systém ochrany přírody. *Ochrana přírody*, ().

Taitl, L. (2018). *Hodnocení zelené infrastruktury městského obvodu Plzeň 2* [bakalářská práce]. Západočeská univerzita v Plzni.

Taylor, P., Fahrig, L., & With, K. (2006). Landscape connectivity: a return to the basics. *Connectivity Conservation*, 29-43. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821.003>

Technical information on Green Infrastructure (GI). COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT: COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS, (2013). Evropská komise.

Tillemann, K., & Suškevičs, M. (2021). ECOLOGICAL NETWORK AS A MULTI-LEVEL SPATIAL PLANNING TOOL FOR BIODIVERSITY CONSERVATION: ANALYSIS OF AN ESTONIAN CASE STUDY. *Tiltai*, 70(1), 83-98. <https://doi.org/10.15181/tbb.v69i1.1052>

- Tools to support green infrastructure planning and ecosystem restoration.* (2019). European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/themes/biodiversity/green-infrastructure/tools-to-support-green-infrastructure>
- Torres-Abreu, A., Reyes-Díaz, A., Rodríguez, M., & Santiago, F. (2019). Exploring Local Ontologies: Knowledge, Practice, and Community Views Regarding Puerto Rico's Northeast Ecological Corridor. *Human Organization*, 78(3), 192-204. <https://doi.org/10.17730/0018-7259.78.3.192>
- Tóth, A., Štěpánková, R., & Feriancová, L. (2016). Landscape Architecture and Green Infrastructure in the Slovak Countryside. <https://doi.org/10.15414/2016.9788075680082>
- Towards a European Green Infrastructure: Developing new concepts for integration of Natura 2000 network into a broader countryside.* (2010). European Commission study ENV.B.2/SER/2007/0076. <https://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/studies.htm#assess>
- TRANSGREEN: Zelená a šedá infrastruktura v Karpatech.* (2019). Retrieved 2021-08-09, from <https://www.ochranaprirody.cz/druhova-ochrana/transgreen-zelena-a-seda-infrastruktura-v-karpatech/>
- Tunková, M., Mejsnarová, J., & Franke, D. (2018). *VIDIM: Územní plán - návrh - textová část*. Městský úřad Mělník.
- Uhlíř, M. (2021). Darwinův dědic. Zemřel evoluční biolog E. O. Wilson. *Respekt*, (47).
- ÚÚR. (2007). Metodický návod pro tvorbu SWOT analýz s příkladem. Ústav územního rozvoje.
- Územní agenda Evropské unie 2020: K inteligentní a udržitelné Evropě rozmanitých regionů podporující začlenění Schváleno na neformálním setkání ministrů odpovědných za územní plánování a územní rozvoj 19. května 2011 v Gödöllő, Maďarsko (2011). Ústav územního rozvoje. [https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwjM-e_bppzyAhVB-aQKHRNFCHsQFnoECAIQAw&url=https%3A%2F%2Fwww.mmr.cz%2Fgetmedia%2F3c847584-d4f1-4c03-b808-f9c3b31b3212%2Fuzemni-agenda-2020-\(CZ-verze\)&usq=AOvVaw2dpS4QUUq1Yut296EWuMNMK](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwjM-e_bppzyAhVB-aQKHRNFCHsQFnoECAIQAw&url=https%3A%2F%2Fwww.mmr.cz%2Fgetmedia%2F3c847584-d4f1-4c03-b808-f9c3b31b3212%2Fuzemni-agenda-2020-(CZ-verze)&usq=AOvVaw2dpS4QUUq1Yut296EWuMNMK)
- van der Grift, E. (2005). Defragmentation in the Netherlands: A Success Story?. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 14(2), 144-147. <https://doi.org/10.14512/gaia.14.2.16>
- van der Grift, E., Biserkov, V., & Simeonova, V. (2008). *Restoring Ecological Networks Across Transport Corridors in Bulgaria, Identifications of Bottleneck locations and practical solutions*. Alterra.
- van Goethem, T., & van Zanden, J. (2021). Biodiversity trends in a historical perspective. In . OECD, *How Was Life?: New Perspectives on Well-being and Global Inequality since 1820* (Volume II). OECD Publishing.
- Villoslada, M. (2019). Green network in Estonia. In *Viva Grass Integrated Planning Tool* (pp. 1-7). LIFE - Viva Grass.
- Vimal, R., Mathevet, R., & Thompson, J. (2012). The changing landscape of ecological networks. *Journal for Nature Conservation*, 20(1), 49-55. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.08.001>
- Vodný, R. (2018). Vyhláška č. 13/2018 Sb. *Urbanismus a územní rozvoj*, (1), 3-9.
- Vodová, L. (2012). *OPTIMALIZACE EKOLOGICKÉ SÍŤE BRTNICKA NA ZÁKLADĚ BIOGEOGRAFICKÝCH PODKLADŮ* [disertační práce]. Masarykova univerzita, Přírodovědecká fakulta.
- von Haaren, C., & Reich, M. (2006). The German way to greenways and habitat networks. *Landscape and Urban Planning*, 76(1-4), 7-22. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.09.041>

- Vondrušková, H. (1994). *Metodika mapování krajiny*. Český ústav ochrany přírody.
- Vos, C., Baveco, H., & Grashof-Bokdam, C. (2002). Corridors and Species Dispersal. In K. Gutzwiller (ed.), K. Gutzwiller, *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation* (pp. 84-104). Springer.
- Vzdělávací akce CPV v roce 2020. (2020). Retrieved 2021-08-13, from <https://www.cka.cz/cs/pro-architektky/celozivotni-vzdelavani/vzdelavaci-akce-cpv-v-roce-2020>
- Wang, S., Wu, M., Hu, M., Fan, C., Wang, T., & Xia, B. (2021). Promoting landscape connectivity of highly urbanized area: An ecological network approach. *Ecological Indicators*, 125. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107487>
- Weber, T., Sloan, A., & Wolf, J. (2006). Maryland's Green Infrastructure Assessment: Development of a comprehensive approach to land conservation. *Landscape and Urban Planning*, 77(1-2), 94-110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.002>
- Wikimedia Commons. (2014). Retrieved 2021-08-25, from https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Boris_Rodoman_video_2.ogv
- Wikipedia. (2020). *Jiří Löw je český urbanista, architekt, akademik a politik, zakladatel projekční kanceláře Löw a spol: Sachr7 – Vlastní dílo, CC BY-SA 4.0.* Retrieved 2022-01-15, from <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=94194315>
- Wikipedia. (2022). *Ivan Dejmal (17. října 1946 Ústí nad Labem – 6. února 2008 Praha) byl český politik a ekologický odborník.* Retrieved 2022-01-14, from https://cs.wikipedia.org/wiki/Ivan_Dejmal
- Xu, H., Plieninger, T., & Primdahl, J. (2019). A Systematic Comparison of Cultural and Ecological Landscape Corridors in Europe. *Land*, 8(3). <https://doi.org/10.3390/land8030041>
- Xu, W., Wang, J., Zhang, M., & Li, S. (2021). Construction of landscape ecological network based on landscape ecological risk assessment in a large-scale opencast coal mine area. *Journal of Cleaner Production*, 286. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125523>
- Yurgenson, N. (2011). *National Ecological Network Scheme of the Republic of Belarus*. Institute of Zoology. Retrieved 2022-01-04, from <http://www.mappery.com/map-of/Belarus-National-Ecological-Network-Map>
- Zarya, A. (2019). METAGEOGRAPHY: ORIENTALISM AND DREAMS OF ROBINSONS. *Center for Contemporary Art*. <http://zaryavladivostok.ru/en/exhibitions/post/1856>
- Zásady pro rozvoj adaptací na změnu klimatu ve městě Brně: s využitím ekosystémově založených přístupů: Východiska pro zpracování Strategie pro Brno 2050, (2016). UrbanAdapt.
- Zelená dohoda pro Evropu: SDĚLENÍ KOMISE EVROPSKÉMU PARLAMENTU, EVROPSKÉ RADĚ, RADĚ, EVROPSKÉMU HOSPODÁŘSKÉMU A SOCIÁLNÍMU VÝBORU A VÝBORU REGIONŮ, (2019). Evropská komise. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?qid=1576150542719&uri=COM%3A2019%3A640%3AFIN>
- Zimová, E. (2021). Trocha historie územních systémů ekologické stability: Z pohledu pamětnice a plánovačky. *Fórum ochrany přírody*, (1), 15-16.
- Zingstra, H. (ed.). (2009). *Towards and Ecological Network for the Carpathians*.
- Zlínský kraj. (2018). *Aktualizace č.2 Zásad územního rozvoje Zlínského kraje*.
- Zonneveld, I., & Forman, R. (eds.). (1990). *Changing Landscapes: An Ecological Perspective*. University of Michigan.