

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta životního prostředí



Ekologické sítě v zemědělsky intenzivně obhospodařovaných oblastech

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Ing. Kateřina Černý Pixová, Ph. D.

Bakalant: Vojtěch Šereda

2023

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Vojtěch Šereda

Aplikovaná ekologie

Název práce

Ekologické sítě v zemědělsky intenzivně obhospodařovaných oblastech

Název anglicky

Ecological networks in agriculturally intensively managed areas

Cíle práce

Cílem práce je zpracování problematiky ekologických sítí v kontextu intenzivně obhospodařované krajiny. Student vypracuje rešerši k tématu na národní i mezinárodní (min. Evropské) úrovni. Na vybraném modelovém území pak vyhodnotí, zda vyhovuje principům ekologických sítí a je dostatečně respektováno v plánovacích procesech.

Metodika

Z hlediska ekologické stability a prvků ÚSES v krajině bude zhodnoceno území velikosti ORP (výpočet koeficientu ekologické stability). Vybráno bude území s intenzivním zemědělským využitím. V rámci dílčího zvoleného území pak proběhne detailní inventarizace prvků ÚSES a to jak v úrovni skutečně fungujících, tak i prvků pouze navržených v plánovacích dokumentacích. Součástí bude i zhodnocení celkového vlivu prvků ÚSES na krajinu zvoleného území.

Doporučený rozsah práce

60 stran

Klíčová slova

ekologické sítě, krajina, zemědělství

Doporučené zdroje informací

BRŮNA, V. – BUCHTA, I. – UHLÍŘOVÁ, L. *Identifikace historické sítě prvků ekologické stability krajiny na mapách vojenských mapování*. Ústí nad Labem: Univerzita J.E. Purkyně, 2002. ISBN 80-7044-428-2.
FORMAN, R T T. – GODRON, M. *Krajinná ekologie*. Praha: Ministerstvo životního prostředí České republiky, 1993. ISBN 80-200-0464-5.
KOVÁŘ, P. – UNIVERZITA KARLOVA. *Ekosystémová a krajinná ekologie*. Praha: Karolinum, 2012. ISBN 978-80-246-2044-2.
Randall M., Dale T., 2021. *Quantitative Analysis of Ecological Networks*. Cambridge
Schilleci F., Todaro V., Lotta F., 2017. *Connected Lands: New Perspectives on Ecological Networks Planning*.
Springer
vědecké publikace

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Kateřina Černý Pixová, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra plánování krajiny a sídel

Elektronicky schváleno dne 20. 3. 2023

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 21. 3. 2023

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 23. 03. 2023

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma Ekologické sítě v zemědělsky intenzivně obhospodařovaných oblastech vypracoval samostatně pod vedením Ing. Kateřiny Černý Pixové, Ph. D., a že jsem uvedl všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpal.

V Praze dne 30. 3. 2023

.....

Vojtěch Šereda

Seznam zkratk

ČR – Česká republika

ČSÚ – Český statistický úřad

ČÚZK – Český ústav zeměměřičský a katastrální

EU – Evropská unie

CHKO – Chráněná krajinná oblast

KES – Koeficient ekologické stability

KÚ – Katastrální území

MŽP – Ministerstvo životního prostředí

ORP – Obec s rozšířenou působností

PEEN – Pan-European Ecological Network

PR – Přírodní rezervace

ÚP – Územní plán

ÚSES – Územní systém ekologické stability

VKP – Významné krajinné prvky

ZCHÚ – Zvláště chráněná území

ZI – Zelená infrastruktura

ZPF – Zemědělský půdní fond

Abstrakt

Tato bakalářská práce se zabývá ekologickými sítěmi a jejich významem pro zemědělsky intenzivně obhospodařované oblasti. V rešeršní části předkládá základní přehled aktuálních hrozeb a příležitostí pro zemědělskou krajinu a teorii ekologických sítí zasazuje do celoevropského kontextu. Detailněji se pak zaměřuje na Územní systém ekologické stability (ÚSES), který je páteří ekologické sítě na území ČR. Aktuální stav realizace prvků ÚSES přítomných v krajině zájmového území je hodnocen na základě srovnání prvků vymezených v územních plánech obcí a jejich reálné přítomnosti v krajině. Inventarizace těchto prvků byla provedena pomocí vektorizace v programu ArcGIS Pro. Výsledky v podmínkách zájmového území odpovídají aktuálnímu stavu realizace ÚSES, jak ho popisuje soudobá odborná literatura.

Klíčová slova: ekologické sítě, ÚSES, krajina, koridory

Abstract

This bachelor thesis deals with ecological networks and their significance for agriculturally intensively managed areas. The review presents a basic overview of current threats and opportunities for the agricultural landscape and places the theory of ecological networks in a Pan-European context. It also focuses on the territorial system of ecological stability (ÚSES), which is the backbone of the ecological network in the Czech Republic. The current state of implementation of the ÚSES elements present in the landscape of the study area is evaluated by comparison of the elements defined in the spatial plans of the municipalities and their actual presence in the landscape. The inventory of these elements was carried out using vectorization in the ArcGIS Pro software. The results in the conditions of the study area correspond to the current state of implementation of the ÚSES as described by current literature and studies.

Key words: ecological networks, territorial system of ecological stability, landscape, corridors

Obsah

1. Úvod.....	9
2. Cíle práce.....	10
3. Literární rešerše.....	11
3.1 Obecný rámec ekologických sítí.....	11
3.1.1 Ekologická stabilita.....	11
3.1.2 Biodiverzita v zemědělské krajině.....	12
3.1.3 Fragmentace krajiny	13
3.1.4 Teorie ostrovní biogeografie.....	15
3.1.5 Ekosystémové služby	16
3.2 Ekologické sítě.....	18
3.2.1 Jádrová území	19
3.2.2 Koridory.....	20
3.2.3 Ekologické sítě v Evropě.....	21
3.2.3.1 Natura 2000	22
3.2.3.2 PEEN, Green Belt a další	23
3.2.3.3 Zelená infrastruktura EU.....	23
3.2.4 Ekologická síť na území ČR	24
3.3 ÚSES.....	26
3.3.1 Hierarchické členění ÚSES	26
3.3.2 Skladebné části ÚSES	27
3.3.3 Vymezování ÚSES.....	28
3.4 Stav zemědělské krajiny v ČR.....	30
4. Charakteristika zájmového území	32
4.1 Geologické a pedologické podmínky.....	32
4.2 Klimatické a hydrologické podmínky	32
4.3 Biogeografické a fyto geografické členění	33
4.4 Zemědělství	33
4.5 Územní plánování.....	34
5. Metodika.....	35
5.1 Koeficient ekologické stability	35
5.2 Inventarizace prvků ÚSES na základě územních plánů.....	37
5.3 Inventarizace prvků ÚSES na základě leteckého snímkování	37
5.4 Terénní průzkum k ověření případných rozdílů v mapování.....	38
6. Výsledky	39
6.1 Porovnání inventarizace prvků ÚSES	39

6.2 Terénní průzkum.....	43
7. Diskuse.....	46
8. Závěr.....	48
9. Seznam zdrojů.....	49
10. Přílohy.....	53

1. Úvod

V Evropě bylo v důsledku antropogenních zásahů změněno asi 85 % povrchu (Primack et al. 2011, Frouz, Frouzová 2021), 44 % evropské souše je pokryto zemědělskou půdou (Loos 2019). Antropogenní zásahy do fungování ekosystémů mají za následek pokles biodiverzity a často dochází k menší schopnosti ekosystémů poskytovat ekosystémové služby (Frouz, Frouzová 2021). Ztráta méně známých a viditelných druhů, jejichž význam dosud nebyl plně prozkoumán, přitom může mít závažné důsledky pro planetu včetně člověka (Primack et al. 2011). Dopady intenzifikace zemědělství včetně úbytku přirozených a polopřirozených stanovišť jsou patrné po celé Evropě (Loos 2019).

Pokud je intenzivní zemědělství typickým znakem nějakého území, dá se očekávat, že zde dochází k dopadům takového hospodaření na celou krajinu (Frouz, Frouzová 2021). Monokultury plodin na velkých plochách orné půdy snižují biodiverzitu, klesá obsah organické hmoty, půda je utužována těžkou technikou a nedostatečná přítomnost stabilizačních prvků v krajině urychluje její erozi. Užívání hnojiv a pesticidů podporuje eutrofizaci vodních ploch a toků, voda je zároveň odváděna pryč a vzrůstá riziko sucha a povodní (Lipský 1999, Frouz, Frouzová 2021). Takováto homogenizace má za následek zvýšenou citlivost krajiny na disturbance, které by za standardních situací měly na její fungování minimální vliv (Frouz, Frouzová 2021). Míchal (1992) často zmiňuje potřebu najít takovou míru využívání krajiny, která zároveň ještě umožní existenci ekologicky stabilních ekosystémů.

Jedním z nástrojů, které má ochrana přírody k dispozici pro zachování nebo obnovu ekologické stability v krajině, jsou ekologické sítě (Sklenička 2003, Pešout, Hošek 2012). Struktury jádrových území a koridorů propojující ekologicky hodnotné plochy mají pozitivní dopad na snižování vlivu fragmentace, hrají významnou roli při zmírňování úbytku biodiverzity a mohou být také klíčovým faktorem při zvyšování odolnosti ekosystémů proti dopadům změny klimatu (Hilty et al. 2019). V České republice je páteří ekologické sítě Územní systém ekologické stability (ÚSES) budovaný od 80. let 20. století jako reakce na intenzivní využívání zemědělské krajiny. I po více než 30 letech od zakotvení v legislativě ale prvky ÚSES zejména v zemědělské krajině na některých místech stále chybí (Pešout, Hošek 2012). Tato práce proto na případu modelového území vyhodnocuje aktuální stav realizace ÚSES v zemědělsky intenzivně obhospodařovaných oblastech.

2. Cíle práce

Cílem práce je zpracování problematiky ekologických sítí v kontextu intenzivně obhospodařované krajiny, včetně představení základních hrozeb a příležitostí vyskytujících se v současné zemědělské krajině a shrnutí základních principů teorie ekologických sítí zahrnující konkrétní příklady na evropské a české úrovni. Pro ověření aktuálního stavu budování ekologické sítě na území ČR bude vyhodnoceno modelové území z hlediska přítomnosti prvků ÚSES jak v územním plánování, tak přímo v krajině. Výstupem budou mapy znázorňující případné odlišnosti v realizaci ekologické sítě doplněné o základní vlastnosti jednotlivých prvků. Výsledky tohoto vyhodnocení budou porovnány se závěry článků a studií publikovaných na toto téma v posledních letech. Součástí práce bude také nastínění kroků, které by mohly pomoci zachovat či zlepšit aktuální stav ekologické sítě v krajině.

3. Literární rešerše

3.1 Obecný rámec ekologických sítí

3.1.1 Ekologická stabilita

Ekosystémy mají schopnost čelit pomocí vlastních autoregulačních mechanismů disturbancím a jim navzdory reprodukovat své charakteristiky. O takových ekosystémech říkáme, že jsou ekologicky stabilní. Pokud z nějakého důvodu tuto schopnost ztratí, mluvíme o nich jako o ekologicky labilních. Ekologická stabilita se v přírodě projevuje odolností ekosystémů proti disturbancím, kdy se rušivý vliv projeví jen minimální změnou, nebo jako schopnost ekosystému vrátit se po odeznění rušivého vlivu do původního stavu (Míchal 1992).

Rozlišují se čtyři základní typy ekologické stability: konstantnost, cykličnost, rezistence a resilience (Míchal 1992). V případě konstantnosti dochází jen k velmi malému kolísání ekosystému, u cykličnosti vykazuje ekosystém sám od sebe pravidelné změny. Oba tyto typy nezahrnují vliv cizích faktorů. Naopak tomu je u rezistence a resilience. Rezistence se vyznačuje odolností ekosystému vůči rušivému vlivu za přítomnosti jen malého kolísání. Nicméně při překonání hranice odolnosti se ekosystém poměrně rychle hroutí. Oproti tomu resilience je charakteristická elasticitou ekosystému, který je i při velikém a významném kolísání schopen vrátit se do původního stavu (Míchal 1992). Podstatná je v tomto případě rychlost takového návratu, která se liší i podle druhového složení stanoviště. Diametrálně odlišné budou hodnoty u krátkověkých společenstev schopných explozivního růstu a u společenstev vázaných na extrémní stanoviště s dlouhou dobou regenerace (Míchal 1992, Sklenička 2003).

V krajině téměř nikdy nenajdeme zcela neměnný stav, podle Skleničky (2003) je zde lepší mluvit o dynamické rovnováze, během níž působení rušivého vlivu vyvolá jen minimální změnu, nebo po něm dojde k spontánnímu návratu do výchozího stavu. I ekologická labilita může být pouze dočasnou vlastností při vývoji ekosystému, kdy se po odeznění rušivého vlivu ekosystém stabilizuje na jiné úrovni přizpůsobené nově vzniklým podmínkám (Míchal 1992).

Ekosystémy silně ovlivňované člověkem často potřebují pro svou stabilizaci větší množství dodatkové energie. Vliv autoregulačních mechanismů je upozaděn. Může se jednat o znečištěné vodní toky, poškozené lesy, půdu ztrácející úrodné vlastnosti. S rostoucím počtem ekosystémů s narušenou ekologickou stabilitou zároveň roste počet ekologických krizí v krajině. Ztráta biodiverzity s tím spojená přitom znamená

hrozbu pro biologické základy lidské existence (Míchal 1992). Ekologická stabilizace krajiny má v současné době největší význam právě v zemědělských oblastech, které se potýkají s největším nedostatkem stabilizačních prvků (Lipský 1999).

3.1.2 Biodiverzita v zemědělské krajině

Ekologickou stabilitu v krajině může posilovat také biologická diverzita (rozmanitost) (Mittelbach, McGill 2019). Rozmanitější ekosystémy mají tendenci lépe odolávat disturbancím. Čím pestřejší je druhové složení ekosystému, s tím větší pravděpodobností je ekosystém schopen zvládnout dopady disturbance a případně se adaptovat na nové podmínky (Plesník, Vačkář 2005).

Teorie biologie ochrany přírody chápe biodiverzitu jako soubor všech druhů organismů, jejich genetickou variabilitu a procesy odehrávající se na úrovni ekosystémů. Druh definuje na základě morfologie jako skupinu jedinců, kteří se v důležité charakteristice odlišují od dalších skupin organismů, příp. na základě biologie jako skupinu jedinců, kteří se mohou navzájem křížit a nekříží se s jedinci jiných skupin (Primack et al. 2011).

Zemědělská krajina byla historicky významným centrem biodiverzity s heterogenní strukturou a řadou prvků mimo lesní zeleně (Frouz, Frouzová 2021). Antropogenní zásahy vytvořily příznivé podmínky pro druhy, které by jinak v sukcesí ovlivněných lesních ekosystémech neměly šanci existovat. V 18. století bylo v Evropě dosaženo maxima této diverzity. S příchodem průmyslové revoluce a nástupem intenzivního zemědělství začala destrukce unikátních stanovišť často přeměňovaných na hospodářsky využitelné plochy, která vyústila v rychlou degradaci rozmanitosti v krajině (Lipský 1999).

Biodiverzita čelí v současném světě zásadně ovlivněném lidskými aktivitami celé řadě hrozeb, mezi které se řadí zejména zánik stanovišť, příp. jejich fragmentace nebo degradace, změna klimatu, nadměrné využívání zdrojů a šíření nepůvodních invazních druhů (Primack et al. 2011, Baessler 2019) Přímo úměrně k množství zaniklých stanovišť mizí i volně žijící populace druhů (Primack et al. 2011). Např. mezi lety 1980-2005 došlo v evropské intenzivně obhospodařované krajině k poklesu početnosti polních druhů ptáků o 44 % (Šarapatka, Niggli 2008). Polní ptactvo negativně ovlivňují mizející prvky rozptýlené zeleně a nadměrné používání pesticidů. Tyto faktory mohou mít za následek vyšší míru predace a nedostatek potravních zdrojů (Šarapatka, Niggli 2008). Některé studie ukazují, že masivní ztráta biodiverzity může snížit stabilitu ekosystému i škálu jeho ekosystémových funkcí. Čím více druhů

vymizí, tím vyšší bude riziko neschopnosti ekosystému vykonávat plnohodnotně své funkce (Knapp 2019).

V posledních letech se v této souvislosti často zmiňuje vliv intenzifikace zemědělství a změny klimatu na diverzitu druhů opylovačů (Schweiger 2019, Frouz, Frouzová 2021), jejichž nepřítomnost v krajině může mít dalekosáhlé následky nejen pro lidskou populaci (Knapp 2019). Nedomestikované druhy včel jsou často výkonnějšími opylovači oproti včele medonosné (*Apis mellifera*), mají ale zároveň vyšší nároky na prostředí (Loos 2019). Jedním z efektivních nástrojů na zvýšení početnosti druhů opylovačů je vytváření polopřirozených stanovišť typu stromořadí podél cest, mezí, remízků, lučních pásů atd. (Schweiger 2019, Primack et al. 2011).

Heterogenní zemědělská krajina je obvykle bohatá na druhy okrajů, a i přes nižší počet druhů obývajících vnitřní prostředí plošek v ní můžeme najít celkově vysokou druhovou diverzitu. Zároveň vytváří vhodné podmínky pro druhy, které pro své fungování využívají více typů ekosystémů (Forman, Godron 1993). Některé studie zkoumající diverzitu druhů pavouků v agroekosystémech popisují pozitivní vliv okrajů polí a sebemenších neplodinových stanovišť (Knapp, Řezáč 2015, Plath et al. 2021).

Kromě prvků rozptýlené zeleně hraje v zemědělské krajině důležitou roli samotné využívání orné půdy. Biodiverzita může být tím větší, čím pestřejší je složení vysazovaných plodin a čím menší jsou plochy orné půdy (Loos 2019). Na podporu biodiverzity může mít vliv také uplatňování principů ekologického zemědělství (Šarapatka, Niggli 2008).

3.1.3 Fragmentace krajiny

Významný vliv na biologickou rozmanitost v krajině má fragmentace, během které dochází k rozdělení rozlehlejšího stanoviště na řadu menších částí. Fragmentované části původního ekosystému od sebe typicky oddělují méně hodnotné plochy, které pro řadu druhů mohou představovat nepřekonatelnou bariéru. Vysoká míra fragmentace tak může vést k izolaci biotopů a vyústit až v zánik populací vyskytujících se na daných lokalitách (Sklenička 2003).

Fragmentace prostředí má většinou tři typické znaky: místo původního stanoviště s velkou populací vznikne několik oddělených segmentů s menšími populacemi, na okrajové části případně v důsledku zmenšení celkové plochy větší část rozlohy a silí vliv okrajového efektu, středy jednotlivých oblastí se zároveň vlivem rozdělení původního celku přiblíží okrajům (Primack et al. 2011). Živočiškové vázaní na vnitřní prostředí plošek tvoří většinu ohrožených či vzácných druhů, protože právě vnitřní

prostředí bývá při fragmentaci nejvíce zasaženo a ovlivněno vnějšími podmínkami (Sklenička 2003).

Při fragmentaci krajiny dochází k narůstající rozloze okrajových částí stanovišť tzv. ekotonů, které mají odlišné podmínky prostředí oproti vnitřním částem ekosystémů. Mění se např. množství světla dopadajícího na zem, teplota, vlhkost. Pro druhy, které se těmto novým podmínkám nejsou schopny přizpůsobit, neumožňují okraje další existenci (Primack et al. 2011). Forman a Godron (1993) rozdělují okraje lesa na lem tvořený převážně bylinami na vnější straně a porostní plášť tvořený keři a nižšími stromy a chránící vnitřní prostředí lesa. Vliv a funkce těchto složek okrajů zásadním způsobem ovlivňuje jejich šířka. Pokud zasahuje obdělávaná plocha až ke stromům lesa, je lem obvykle řídký a plášť chudý. Společenstva těchto přechodových stanovišť jsou často složená z druhů typických pro oba ekosystémy a druhů charakteristických právě pro ekotony. Z toho důvodu tíhnou ekotonová společenstva k vyšší druhové diverzitě ve srovnání s okolními habitaty. V krajině mohou navíc plnit funkci koridoru, nárazníkové zóny, či půdoochranného prvku. Obecně platí, že čím je ekoton širší, tím má větší ekologickou hodnotu (Sklenička 2003).

Fragmentace krajiny negativně ovlivňuje vývoj populací, které jsou závislé na doplňování genetického materiálu ze subpopulací. Při znemožnění migrace může fragmentace zapříčinit až vyhynutí celé populace. Nejintenzivněji se tento efekt projevuje zejména u velkých savců, kteří obývají rozsáhlá území (Sklenička 2003). S tím souvisí také vyšší hrozba sražení zvěře na pozemních komunikacích, kdy dochází k výraznému omezení svobodného pohybu živočichů při migraci či pohybu za potravou a dalšími zdroji (Primack et al. 2011), příp. stavba vysokorychlostních železničních koridorů s doprovodnými ploty a protihlukovými stěnami, které se pro většinu živočichů stávají v zásadě nepropustné (Vaškovský 2020). Jako příklad typického důsledku fragmentace krajiny česká literatura často uvádí případ losího býka, který v roce 2001 nedokázal překonat dálnici D1 při migraci z Polska. Zvíře nakonec muselo být uspáno a převezeno přes dálnici na valníku (Sklenička 2003, Strnad et al., 2013). Fragmentace krajiny je celoevropským problémem, který dále prohlubuje především pokračující urbanizace a s ní spojený rozvoj dopravní infrastruktury (Strnad et al. 2013, Schilleci et al. 2017).

3.1.4 Teorie ostrovní biogeografie

Vztah rozlohy plošek a druhové diverzity v krajině řeší teorie ostrovní biogeografie, se kterou v roce 1967 přišli Robert MacArthur a Edward Wilson, a která stojí na čtyřech základních předpokladech (Hilty et al. 2019):

- Velké ostrovy mají větší druhovou diverzitu, protože u nich existuje větší pravděpodobnost, že se na nich bude vyskytovat více typů stanovišť, které na sebe mohou vázat větší množství rostlinných druhů, které znamenají více příležitostí pro živočišné druhy. Zároveň je jednodušší větší ostrovy nalézt.
- Větší biodiverzitu mají také ostrovy nacházející se blíže pevnině, protože pevnina je brána jako zdroj imigrací na ostrov a s kratší vzdáleností roste pravděpodobnost překonání potřebné vzdálenosti.
- Menší ostrovy také vykazují větší míru extinkce druhů. Malá rozloha je limitem pro velikost populace a menší populace daleko více ohrožuje extinkce.
- Ostrovy blíže pevnině vykazují menší míru extinkce bez ohledu na velikost, protože malé populace mohou být doplňovány jedinci z pevniny.

Tyto předpoklady jsou aplikovatelné i v terestrickém prostředí, ačkoli v případě terestrických ekosystémů dochází často k menšímu efektu izolace společenstev z důvodu lepší propustnosti okolní krajině matrice (Kovář 2012). Ostrovy jsou v tomto případě např. přírodní rezervace nebo menší přírodní nebo přírodě blízká stanoviště, která jsou obklopená člověkem silně pozměněnou krajinou.

Čím menší a izolovanější jsou stanoviště v krajině, tím pravděpodobněji budou místní druhy čelit hrozbě vyhynutí (Jongman et al., 2004). U metapopulací dochází k postupnému vymírání malých subpopulací, jejichž lokality jsou postupně rekolonizovány ostatními subpopulacemi. Velká míra fragmentace pro tyto metapopulace znamená hrozbu především z hlediska znemožnění opětovné rekolonizace vhodných lokalit (Sklenička 2003). Pro dlouhodobé přežití druhu je nezbytná minimální životaschopná populace, která je definovaná jako "nejmenší možná izolovaná populace, která má 99 % šanci k přežití po dobu jednoho tisíce let" (Primack et al. 2011 ex. Shaffer 1981). Některé populace zejména ohrožených druhů nejsou schopny vytvořit ani minimální životaschopnou populaci, a právě tyto malé populace jsou nejvíce ohroženy (Primack et al. 2011).

3.1.5 Ekosystémové služby

Ekosystémy a existence lidské populace jsou silně provázány z jedné strany vlivem člověka na přírodu a krajinu a z druhé strany prostřednictvím ekosystémových služeb, díky kterým může lidstvo prosperovat (Frouz, Frouzová 2021). Schrötter (2019) ekosystémové služby popisuje jako faktory hrající stěžejní roli ve vztahu přírody a lidského blahobytu. Primack et al. (2011) dodávají, že ekosystémové služby mohou generovat ekonomický zisk, aniž by bylo nutné ničit biodiverzitu.

Právě ekonomický zisk generovaný díky pozitivnímu efektu ekosystémových služeb může hrát důležitou roli při prosazování ochrany přírody na politické úrovni (Primack et al. 2011). Pro politiky a úředníky může být zásadní udržitelné hledisko s potenciálem čerpat i nadále dostatek výhod pro lidskou společnost (Schrötter 2019). Ekosystémové služby jsou proto zahrnovány do politik a strategií na národní i nadnárodní úrovni, např. Strategický plán pro biodiverzitu spadající pod Úmluvu o biologické rozmanitosti, Strategie EU pro biodiverzitu či Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky 2016-2025.

Ekosystémové služby se dělí na produkční (poskytují člověku jídlo a přírodní zdroje), regulační (regulují dopady přírodních vlivů jako změna klimatu, znečištění, riziko záplav apod.) a kulturní a sociální (nemateriální benefity v podobě sportu, estetického působení a edukačních hodnot) (Schrötter 2019, Frouz, Frouzová 2021). Zemědělská krajina poskytuje lidské společnosti přímé výhody v podobě jídla, krmiv a paliv. Vedle zemědělské produkce hraje obhospodařovaná krajina důležitou roli při ukládání uhlíku do půdy, zadržování vody, kontrole škůdců a opylování. Vedle toho také krajina poskytuje dostatek prostoru pro vytváření pracovních míst a rekreaci (Loos 2019).

V případě přírodních ekosystémů se tok látek pohybuje v uzavřené soustavě. Rozklad odumřelých organismů umožňuje uvolňování látek do půdy a jejich opětovné využití organismy, tím dochází k relativně malým ztrátám. V ekosystémech ovlivňovaných člověkem dochází k většímu či menšímu narušení těchto uzavřených soustav (Rotter 2013, Frouz, Frouzová 2021). Míchal (1992) upozorňuje na skutečnost, že v případě převládnutí ekologicky labilních ekosystémů v krajině by mohlo být v dlouhodobějším horizontu prakticky nemožné poskytovat jim dostatečné množství dodatečné energie ve snaze udržet hodnotu čerpaných ekosystémových služeb. I z toho důvodu je žádoucí, aby se pomocí fungujících autoregulačních mechanismů byla krajina schopna udržovat v ekologické rovnováze sama. Využívání krajiny za účelem čerpání ekosystémových služeb podle něj vyžaduje trvalou existenci přirozených ekosystémů,

které mohou bez nákladů v podobě dodatečné energie plnit stabilizační funkci i na nepřírodných, člověkem silně pozmeněných plochách. V tomto ohledu je ekologická stabilita jednou ze základních podmínek udržitelného rozvoje (Míchal 1992).

Zejména v případě zemědělsky intenzivně obhospodařovaných oblastí dochází často k tomu, že člověk na úkor dalších ekosystémových služeb podporuje pouze produkci plodin. To může mít za následek zhoršení kvality vody v případě eutrofizace vodních ploch a toků v blízkosti přihnojované půdy, úbytek biodiverzity při scelování polí a rušení stabilizačních prvků v krajině, či menší schopnost půdy zadržovat uhlík (Knapp 2019, Frouz, Frouzová 2021).

3.2 Ekologické sítě

Přírodní a přírodě blízká stanoviště v krajině jsou silně ovlivněna antropogenními zásahy. Fragmentace a izolovanost habitatů může být redukována pomocí tvorby ekologických sítí, které zlepšují konektivitu krajiny (Licari et al. 2022). Ekologické sítě jsou struktury přírodních nebo přírodě blízkých prvků založené na principech krajinné ekologie, které jsou tvořeny jádrovými oblastmi, koridory a ochrannými zónami kolem těchto prvků. Teorie ekologických sítí má základy v teorii metapopulací a teorii ostrovní biogeografie a tvorba těchto sítí propojuje ochranu přírody zejména s územním plánováním (Jongman 1995).

Některá chráněná území jsou v současnosti příliš malá na to, aby dokázala udržet životaschopnou populaci ohroženého druhu. Jednou z možností je tato území rozšiřovat, což ale není ve všech případech možné či žádoucí. Další možností je propojení takového území s dalšími chráněnými plochami pomocí koridorů (Hilty et al. 2019). Ekologické sítě sestávající z několika propojených chráněných území vykazují větší odolnost k celé řadě hrozeb včetně změny klimatu. Mohou být tvořeny terestrickými, sladkovodními i mořskými ekosystémy a zahrnovat širokou škálu biotopů, které mohou jednotlivé druhy využívat různým způsobem v různých částech roku i v různých stádiích svého života (Hilty et al. 2019). V krajině s velkou propojeností prvků tak může s větší pravděpodobností docházet k přežívání izolovaných populací (Kovář 2012).

Koncepce ekologických sítí zahrnuje vymezení přirozených nebo přírodě blízkých území, která vyvažují území intenzivně využívaná. Klíčové je propojení těchto území v kompatibilní síť dostatečně prostornými koridory s vědomím toho, že jedním z klíčových faktorů pro ekologickou stabilizaci krajiny je zachování funkčního toku energie, látek a organismů (Jongman et al. 2004). Pokud není možné vytvořit v rámci sítě další velkoplošné chráněné území, mají pozitivní vliv i menší části původních habitatů, které fungují jako tzv. nášlapné kameny (stepping stones) a mohou posloužit např. jako místa odpočinku pro tažné ptáky (Primack et al. 2011).

Při návrhu ekologických sítí je potřeba počítat se všemi druhy pohybu organismů, jako je denní pohyb po domovském okrsku, disperze z domovského okrsku za účelem rozmnožení, či migrace z a do domovského okrsku často na pravidelné sezónní bázi, aby byla zajištěna dostatečná konektivita (Jongman et al. 2004). Migrační a disperzní potenciál může být s ohledem na liniové stavby fragmentující krajinu zachován či

posílen např. pomocí podchodů nebo nadchodů (ekoduktů) (Sklenička 2003, Primack et al. 2011).

Z hlediska ekologických sítí je pro zemědělskou krajinu typická izolovanost plošek s vyšší biodiverzitou, jejichž rozmístění v prostoru je nepravidelné a rozloha často navíc nedostatečná. Jedním z hlavních cílů při tvorbě ekologické sítě je proto snaha o doplnění nově navrhovaných prvků, které tyto plošky funkčně propojí v ucelený systém (Buček 2012). V zemědělské krajině hrají významnou roli také prvky rozptýlené zeleně, které jsou většinou tvořeny dřevinnými nebo smíšenými společenstvy přirozeného či antropogenního původu a plní ekostabilizační funkci. Prostorově rozdělují matrix orné půdy a slouží jako útočiště pro rostliny a živočichy, kterým zároveň umožňují pohyb a migraci. U těchto prvků bývá v důsledku ekotonálního efektu vyšší míra biodiverzity. Rozdělujeme je podle tvaru na liniové (meze, břehové porosty, aleje), plošné (lesíky, háje, remízy), a solitéry (jednotlivé stromy a malé izolované skupiny stromů) (Sklenička 2003). V případě biocenter i biokoridorů se v zemědělské krajině setkáváme s nedostatkem ekotonů, tj. přechodových zón, které tlumí působení nepříznivých vlivů okolí. Ekologicky hodnotné plochy a orná půda na sebe tak často přímo navazují (Vaškovský 2020).

3.2.1 Jádrová území

Jádrová území jsou základní stavební jednotkou ekologických sítí. Oproti koridorům zabírají spíše rozsáhlejší plochu, co se týče průměru daného území. Jedná se o plochy, které svými rozměry a ekologickými podmínkami umožňují dlouhodobý výskyt druhů (Sklenička 2003), často jde o zvláště chráněná území nebo významné krajinné prvky. Podle teorie ostrovní biogeografie také platí, že čím větší rozlohu jádrová území zabírají, tím větší mívají druhovou diverzitu.

Od tvaru jádrového území se také odvíjí vliv a síla okrajového efektu (Forman, Godron 1993). Při vytváření chráněných území je možné minimalizovat okrajový efekt pomocí správně zvoleného tvaru území. Nejvýhodnější bývá kruhový tvar se středem nejdále od okraje. Čím užší je tvar, tím je také větší okrajový efekt (Primack et al. 2011).

Sklenička (2003) v krajině rozlišuje podle původu pět skupin plošek, které mohou mít v ekologické síti následně funkci jádrového území: disturbanční plošky, zbytkové plošky, zdrojové plošky, zavlečené plošky a dočasné plošky. Z hlediska ochrany krajiny jsou podle něj nejvýznamnější zbytkové a zdrojové plošky, které umožňují

cílovým druhům potenciální zpětné šíření do okolního prostředí, resp. hrají významnou roli při stabilizaci krajinných systémů.

Značný význam v síti mají uzly v místech, kde se protínají biokoridory. I v případech, kdy nedosahují větších rozměrů s dostatečným vnitřním prostředím, mohou pozitivně působit na druhy využívající zázemí koridoru. Jinde mohou mít uzly podobu biocentra se zastoupením druhů okrajů i druhů vázaných na vnitřní prostředí (Forman, Godron 1993).

3.2.2 Koridory

Koridory jsou liniové útvary, které se liší od krajinné matrice a vzájemně propojují jednotlivé plochy. Místa, kde je koridor přerušen, jsou označovaná jako zlomy a ovlivňují pohyb organismů napříč i podél tohoto prvku (Kovář, 2014). Koridory mají v krajině čtyři základní funkce: představují stanoviště pro konkrétní druhy, umožňují pohyb podél koridorů, oddělují od sebe jednotlivá území a jsou zdrojem ekologických vlivů na krajinnou matici (Forman, Godron 1993).

Forman a Godron (1993) rozlišují tři druhy koridorů podle jejich tvaru a struktury na liniové, pásové a koridory podél vodních toků. U liniových koridorů převládají druhy okrajů v úzkých pruzích táhnoucích se krajinou. Oproti tomu širší pásové koridory mají vlastní vnitřní prostředí. Koridory podél vodních toků mají vliv na regulaci odtoku vody době sucha i při záplavách. Brání erozi břehů a odtoku minerálních živin. Nicméně pro plnění těchto funkcí by měl vedle nivy a břehů zahrnovat aspoň na jedné straně také plochu říční terasy. Šířka takového koridoru může mít také pozitivní vliv na kvalitu vody v toku (Forman, Godron 1993).

Biokoridory můžeme v případě živých plotů dělit podle vzniku na zbytkové, pěstované a regenerující. V pěstovaných či vysazovaných biokoridorech převládá zpravidla jeden druh dřeviny a vertikální i horizontální struktura bývá značně homogenní. U regenerující skupiny živých plotů hrají zásadní roli vítr a zvířata přinášející na plochu biokoridoru semena rostlin a vyskytuje se zde vysoká druhová i prostorová diverzita. Zbytkové živé ploty v krajině vzniknou po těžbě lesa, při které byla ponechána jedna řada stromů (Forman, Godron 1993). Stabilita a dynamika biokoridoru je podmíněna zejména způsobem obhospodařování, který ovlivňuje, jaké druhy jakého sukcesního stadia bude daný prvek reprezentovat (Forman, Godron 1993).

V zemědělské krajině poskytují živé ploty útočiště řadě druhů živočichů. Ti je využívají pro lov potravy i jako úkryt před dravci. Vykazují také vyšší druhovou diverzitu oproti

plochám orné půdy, a to i u některých lesních druhů, které se musely přizpůsobit téměř bezlesé krajině (Forman, Godron 1993). Jako biokoridory mohou zejména v oblastech s nižším podílem přírodních či přírodě blízkých lokalit sloužit také okraje pozemních komunikací dopravní infrastruktury. Nedávno provedený výzkum na silničních svazích jižní Moravy a středních Čech potvrdil výskyt kriticky ohrožených i ohrožených druhů bezobratlých a jejich pohyb podél těchto koridorů (Kuras et al. 2020, Vaškovský 2020). V současné době jejich význam nicméně podkopává časté sečení, výsadba nepůvodních druhů dřevin a používání chemických prostředků při likvidaci plevelů (Vaškovský, 2020).

Negativním aspektem biokoridorů je možnost rychlejšího šíření chorob a škůdců napříč lokalitami (Primack et al. 2011), nicméně v případě funkčních a zdravých ekosystémů, nebo při uplatňování správně zvolených managementových opatření je možné toto riziko výrazně snížit (Hilty et al. 2019).

3.2.3 Ekologické sítě v Evropě

Ekologické sítě slouží v řadě evropských zemí jako základní nástroje ochrany přírody, jejichž prostřednictvím je usilováno o zlepšení probíhajících ekologických procesů v přírodě a krajině. Významný vliv mohou mít také na zlepšení stavu populací, jimž umožňují prostorové šíření mezi jádrovými území. Vedle toho se podílejí na dalších ekosystémových službách. (Pešout, Hošek 2012)

Jak se v průběhu druhé poloviny 20. století zintenzivňovalo zemědělství v krajině, sílila zároveň snaha o ochranu zbývajících přírodních ekosystémů (Schilleci et al. 2017). Počátky celoevropské snahy o vytvoření ekologické sítě zahrnující podstatnou část území evropského kontinentu sahají na začátek 90. let minulého století, kdy po zhroucení komunistických režimů v zemích střední a východní Evropy došlo k zásadním politickým a hospodářským změnám. (Plesník 2012)

Všechny evropské země během 90. let implementovaly ochranu přírody do svých legislativ a od té doby na svých územích začaly ve větší či menší míře uplatňovat teorii ekologických sítí (Jongman et al. 2004). Přístup k těmto sítím budovaným na národních a regionálních úrovních se ale napříč Evropou různí podle odlišné historické zkušenosti s územním plánováním, ochranou přírody a podle priority, kterou toto téma dostává mezi politickými agendami (Jongman et al. 2004). Podstatnou roli hrají také ekonomické důvody a absence právně závazných norem

(Plesník 2012). Tato skutečnost významně ovlivňovala dosavadní snahy o vytvoření celokontinentální ekologické sítě (Jongman et al. 2004).

V roce 2012 existovalo v Evropě 45 národních a regionálních ekologických sítí v různých fázích přípravy nebo realizace (Plesník 2012). Principy ekologických sítí se do evropské legislativy dostaly v 80. letech 20. století. Největší význam a reálný dopad dosud zaznamenala soustava chráněných území Natura 2000, jejímž hlavním cílem je ochrana biodiverzity na území celé EU (Primack et al. 2011).

3.2.3.1 Natura 2000

Natura 2000 je evropská soustava chráněných území, zároveň největší soustava chráněných území na světě (Schilleci et al. 2017). Jedním z jejích hlavních cílů je zajištění dlouhodobého přežití pro z evropského pohledu nejhodnotnější a zároveň nejohroženější druhy rostlin a živočichů a přírodní stanoviště. Na budování této soustavy se podílejí všechny členské země Evropské unie. Území chráněná na národní úrovni a území soustavy Natura 2000 se často zcela nebo částečně překrývají. Na území ČR je vyhlášeno 41 ptačích oblastí a 1113 evropsky významných lokalit – dohromady pokrývají zhruba 14 % území ČR (MŽP 2021).

Pro naplňování poslání soustavy Natura 2000 jsou klíčové dvě směrnice – Směrnice Rady č. 79/409/EES o ochraně volně žijících ptáků a Směrnice Rady č. 92/43/EES, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Na základě těchto směrnic jsou vymezovány ptačí oblasti a evropsky významné lokality, na nichž se vyskytují druhy ze seznamu evropských nejzácnějších a nejohroženějších druhů. Pro jednotlivé lokality se na národní úrovni vytvářejí plány péče a obnovy (Primack et al. 2011). Směrnice o stanovištích a o ptácích musí být implementovány do národních legislativ (Vassiliki 2015).

30 % plochy soustavy Natura 2000 je zemědělsky obhospodařováno, většinou formou managementu typického pro předindustriální zemědělství (Frouz, Frouzová 2021). EU také může prostřednictvím nástrojů společné zemědělské politiky kofinancovat národní programy podporující farmáře a vlastníky pozemků ve snaze o management lokalit soustavy Natura 2000 (Vassiliki 2015).

Navzdory velkému rozsahu a pozornosti, které se soustavě Natura 2000 dostává, zůstává velká část unijního území postižena vysokou mírou fragmentace (Vassiliki 2015), na některých místech ve stejné míře jako nechráněné okolí chráněných ploch (Lawrence et al., 2021). Nejméně zasažené fragmentací jsou odlehlé a hornaté

regiony severní Evropy, Alpy, části Španělska a některé regiony východní Evropy. Nejvíce fragmentované jsou oblasti střední a západní Evropy. A to jak vně, tak uvnitř chráněných území (Lawrence et al., 2021).

Soustavu Natura 2000 rozšiřuje mimo území EU síť Smaragd (Emerald), která vzešla z Bernské úmluvy podepsané v roce 1979. Kromě evropských států se k úmluvě připojily také Senegal, Tunis a Maroko (Primack et al. 2011).

3.2.3.2 PEEN, Green Belt a další

V roce 1993 účastníci mezinárodní konference v Maastrichtu přijetím EEcoNet deklarace podpořili vytvoření celoevropské sítě, která nebude omezena hranicemi Evropské unie. Ochranu evropské biodiverzity a ekosystémů si kladla za cíl také Celoevropská strategie biologické a krajinné rozmanitosti z roku 1995, na jejímž základě vznikla koncepce největší evropské ekologické sítě PEEN (Pan-European Ecological Network) (Plesník 2012, Schilleci et al. 2017). Vedle ochrany přírodních stanovišť klade důraz také na udržitelný rozvoj a měla by tvořit doplněk již existujícím sítím Natura 2000 a Smaragd (Primack et al. 2011).

Koncepce celoevropské sítě PEEN byla vymezena ve třech mapách pro střední a východní Evropu, jihovýchodní Evropu a západní Evropu už mezi lety 2002-2006, od té doby ale zůstala realizována pouze na papíře (Hošek 2017). Za hlavní úskalí koncepce bývá označována neexistence koridorů propojujících ekologicky hodnotné lokality umocněná absencí odpovědného orgánu nebo organizační struktury, které by koncepci dokázaly prosadit i na národní úrovni (Jongman et al. 2011).

Dalším přeshraničním projektem je Green Belt, který má spojovat významné oblasti z hlediska životního prostředí v prostoru mezi Barentsovým a Černým mořem. Celková délka sítě činí 8500 km. Green Belt zahrnuje národní a regionální parky, přírodní rezervace a z přírodního hlediska zajímavé oblasti, které nejsou pod žádnou formou ochrany (Schilleci et al. 2017). Mezi menší přeshraniční sítě patří např. Transnational Ecological Network (TEN), the Alpine Ecological Network nebo the Carpathian Ecological Network.

3.2.3.3 Zelená infrastruktura EU

V posledních letech se na evropské úrovni akcentuje zejména Zelená infrastruktura EU (ZI), která je jednou z hlavních unijních koncepcí využívaných k podpoře biodiverzity a tvorbě ekologické sítě v Evropě. Jejím základem je soustava

chráněných území Natura 2000. Tato unijní koncepce silně orientovaná na ekosystémové služby má zajistit prosperitu jak chráněných ekosystémů, tak člověka. Zároveň je zamýšlena jako nástroj umožňující efektivnější adaptaci na změnu klimatu, stejně tak má např. pomoci zmírňovat riziko povodní, zabraňovat erozi půdy a podporovat ekonomiku včetně vytváření nových pracovních míst (Evropská komise 2019).

ZI je charakterizována jako strategicky plánovaná síť přírodních a polopřírodních oblastí s celou řadou ekosystémových služeb vymezována ve venkovských i urbánních oblastech. Vedle ekologických hodnot je kladen důraz také na potenciální sociální a ekonomické přínosy. Jedná se o pokračování snahy o vytvoření celoevropské ekologické sítě (Hošek 2017, Hošek 2021).

ZI sestává z několika hierarchických úrovní. Nadnárodní úroveň zahrnuje území soustavy Natura 2000, velké řeky a přímořská území. Do regionální úrovně spadají zvláště chráněná území zejména regionálního významu. Na lokální úrovni se charakteristika prvků proměňuje v závislosti na místních poměrech a umístění v rámci EU a jejich škála je tak značně široká. Obecně lze do této úrovně zařadit prvky typu louky, meze, živé ploty, stejně tak do ní ale patří např. zelené střechy, zahrady či ekodukty. Do ZI jsou automaticky zařazeny i prvky tzv. modré infrastruktury, tj. vodní plochy a toky (Projekt Interreg Central Europe MaGICLandscapes, 2019).

V národním a regionálním plánování zemí střední Evropy není pojem ZI běžně používán, přestože mezi odborníky z oblastí ochrany přírody a územního plánování je tento termín rozšířen (Projekt Interreg Central Europe MaGICLandscapes, 2019). Zpráva Evropské komise v tomto ohledu zmiňuje potřebu implementace národních strategií ZI na úrovni členských států, stejně jako větší důraz na obnovu degradovaných ekosystémů (Evropská komise 2019). V české legislativě není ZI dosud zmiňována. Vyskytuje se např. v Národním akčním plánu adaptace na změnu klimatu.

3.2.4 Ekologická síť na území ČR

Páteří ekologické sítě v ČR je Územní systém ekologické stability (ÚSES), kterému je věnována samostatná kapitola níže. Důležitými součástmi této sítě jsou také další nástroje a prvky ochrany přírody, které pozitivně ovlivňují konektivitu krajiny, její ekologickou stabilitu a prosperitu jednotlivých druhů. Jedná se např. o zvláště chráněná území, lokality soustavy Natura 2000, významné krajinné prvky a interakční

prvky místní úrovně ÚSES. Součástí obecné ochrany přírody jsou podle zákona č. 114/1992 Sb. také přírodní parky či přechodné chráněné plochy. Jen kombinace všech těchto prvků může naplno podpořit ekostabilizační funkce a ochranu biodiverzity v krajině (Hlaváč, Pešout 2012). Vzhledem k časté absenci těchto prvků v zemědělských oblastech nicméně zůstává ekologická síť na některých místech intenzivně obhospodařovaných regionů České republiky nedokončená i přes vymezení v rámci územně plánovací dokumentace (Pešout, Hošek 2012).

Pro českou zemědělskou krajinu je typická izolovanost plošek s vyšší biodiverzitou, jejichž rozmístění v prostoru je nepravidelné a rozloha často navíc nedostatečná. Jedním z hlavních cílů při tvorbě ekologické sítě by proto měla být snaha o doplnění nově navrhovaných prvků, které tyto plošky funkčně propojí v ucelený systém (Buček 2012).

Mezi nejhodnotnější ekosystémy pozitivně působící na ekologickou stabilitu patří biotopy s výskytem přírodních nebo člověkem podmíněných přirozených společenstev. V českém prostředí se jedná především o zbytky pralesních, skalních a rašeliništních společenstev, resp. louky, sady, rybníky či mokřady. Pro udržení a zlepšování stavu ekologické stability v člověkem degradovaných ekosystémech se také využívají území z hlediska biodiverzity méně hodnotná, tj. např. remízy, meze nebo stromořadí (Buček 2012).

Ekologická síť v ČR je také značně ovlivněná fragmentací krajiny. Nejvíce postižené jsou zejména druhy živočichů využívající při svém denním pohybu velká území a zároveň migrující na dlouhé vzdálenosti. Především se jedná o velké šelmy (vlk, rys ostrovid, medvěd hnědý), jejichž areály výskytu jsou od sebe často vzdáleny desítky kilometrů, nebo např. jihočeská populace losa evropského, která je závislá na migraci jedinců z populací na severovýchodě Polska. Pro losy to znamená překonat 800 km středoevropské krajiny protkané hustou sítí dopravní infrastruktury a sídel (Strnad et al. 2013).

3.3 ÚSES

V České republice tvoří základ ekologické sítě Územní systém ekologické stability (dále jen ÚSES), který je mimo jiné zakotven v zákoně č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny jako „vzájemně propojený soubor přirozených i pozměněných, avšak přírodě blízkých ekosystémů, které udržují přírodní rovnováhu.“

Cílem tohoto systému je propojení ekologicky hodnotnějších ploch za účelem zajištění vhodných podmínek pro dlouhodobé uchování a reprodukci přírodního bohatství, podpory ekologické stability krajiny a jejích dalších krajinných funkcí. Koncepce ÚSES při tom vychází z teorie ostrovní biogeografie. K propojení dochází na úrovni nadregionální, regionální a místní a využívají se k němu plochy biocenter a biokoridorů, stabilizační funkce mají také jednotlivé interakční prvky. Na spojitost celého systému mají zásadní vliv především člověkem vytvořené migrační bariéry jako hustá silniční síť nebo urbanizovaná území (MŽP 2017).

ÚSES patří zejména díky propojení tří úrovní skladebných částí k nejvíce propracovaným ekologickým sítím v Evropě (Sklenička 2003). Počátky tvorby koncepce systému ekologické stability na našem území sahají do 70. a 80. let minulého století. Potřeba vypořádat se s dopady intenzifikace zemědělství vedla k prvním konkrétním projektům na jižní Moravě. Po zakotvení v legislativě v roce 1992 začaly vznikat tzv. generely místního ÚSES pro celé území České republiky (MŽP 2017). Přesto, že jsou v současnosti plány ÚSES zpracovány téměř pro celé území, z významné části nebyly dosud i kvůli majetkoprávním vztahům a nedostatečné motivaci obcí a hospodářů realizovány (Pešout, Hošek 2012).

3.3.1 Hierarchické členění ÚSES

Jak už bylo řečeno výše, ÚSES je vymežován ve třech hierarchických úrovních – nadregionální, regionální a místní. Každá z nich má své specifické postavení v krajině, liší se svým významem i charakteristickými vlastnostmi a je vymežována a hodnocena odlišnými orgány státní správy. Obecně platí, že součástí nižších úrovní jsou zároveň i prvky úrovní vyšších, tzn. součástí místního ÚSES jsou i skladebné části regionálního a nadregionálního ÚSES.

Nadregionální ÚSES vymezuje a hodnotí Ministerstvo životního prostředí ČR (dále jen MŽP). Jeho skladebné části jsou vytyčovány tak, aby co nejlépe chránily přirozený genofond krajiny včetně druhů s největšími prostorovými nároky. Ze zmiňovaných tří úrovní má nejmenší hustotu sítě, tím je dán rovněž nejmenší význam pro ekologickou stabilizaci krajiny (MŽP 2017).

Regionální ÚSES vymezují a hodnotí jednotlivé krajské úřady (mimo území Národních parků a CHKO). Svým významem pro ekologickou stabilizaci krajiny stojí mezi nadregionální a místní úrovní ÚSES. Ochranu genofondu zajišťuje s výjimkou druhů s největšími prostorovými nároky.

Místní ÚSES je vymezován a hodnocen obecními úřady obcí s rozšířenou působností (mimo území Národních parků a CHKO). Zpravidla má největší hustotu sítě a slouží především k ekologické stabilizaci krajiny, zejména pak v zemědělsky intenzivně obhospodařovaných oblastech. Z hlediska přímého vlivu na krajinu je místní ÚSES nejvýznamnější úrovní celého systému (Sklenička 2003). Místní úroveň ÚSES se zároveň opírá o přítomnost interakčních prvků. Skladebné části místního ÚSES mohou mít v krajině více funkcí. Vedle zachování biodiverzity a podpory ekologické stability také např. funkci hospodářskou nebo protierozní. Nicméně tyto funkce nesmí mít na výše jmenované negativní vliv (Buček 2012).

3.3.2 Skladebné části ÚSES

ÚSES je v krajině tvořen sítí biocenter a biokoridorů, jejichž vlastnosti se liší v závislosti na hierarchickém členění. Rozlišují se proto nadregionální, regionální a místní biocentra a biokoridory. Přesné limitující hodnoty pro výměru biocenter a šířku a délku biokoridorů stanovuje Metodika vymezování Územního systému ekologické stability (MŽP 2017). Naopak pro interakční prvky žádné limitní hodnoty stanoveny nejsou.

Biocentra jsou v rámci ÚSES základními stavebními jednotkami, které umožňují trvalou existenci společenstev přirozeného genofondu krajiny. Zásadními parametry jsou tvar a rozloha. Tvar biocentra hraje klíčovou roli u menších ploch místní úrovně, kde se zvětšuje význam okrajového efektu. Pro biocentra jednotlivých hierarchických úrovní je stanovena minimální výměra, maximální přípustné výměry stanoveny nejsou. Biokoridory zajišťují propojení biocenter a umožňují pohyb organismů. Zásadními parametry jsou šířka a délka, jejichž minimální, resp. maximální hodnoty je potřeba dodržet pro zajištění funkce biokoridoru. Pokud délka navrhovaného biokoridoru překračuje limitující hodnotu, je potřeba do něj vložit další biocentra. Vzniká tak biokoridor složený.

Interakční prvky nemusí být nutně přímo spojeny s biocentry nebo biokoridory. Mají často liniový charakter a velikostně se jedná o prvky drobnější. Jejich přesná charakteristika stanovena není. V územních plánech bývají zahrnovány do kategorií ostatní zeleň, ochranná zeleň apod. (Lacina 2021). V krajině hrají důležitou roli při

podpoře vazeb mezi organismy a prostředím, ve kterém se vyskytují. A to i přes často menší rozlohu ve srovnání s biokoridory a biocentry. Organismy v nich mohou nacházet zdroje potravy, úkryt při odpočinku nebo vyvážení mladých jedinců, případně slouží jako orientační body při pohybu krajinou. Tvořeny mohou být remízy, alejemi, skupinami stromů i soliterními stromy, mezemi, či břehovými porosty drobných vodních toků. Obvyklé je i hospodářské využití těchto prvků (Hájek 2012).

Na plochy vymezené jako skladebné části ÚSES mají obce nebo kraje ze zákona předkupní právo, v krajním případě mohou pozemky za účelem založení prvků ÚSES vyvlastnit, k tomu však dochází zřídka. Zároveň na takto vymezených plochách nemůže docházet k přetváření území např. z hospodářských důvodů (Hátle 2012).

3.3.3 Vymezování ÚSES

Základem výběru nových území pro zařazení do ÚSES je průzkum krajiny pomocí mapování biotopů. Vyhledávána jsou přírodní a přírodě blízká společenstva vyšších sukcesních stádií, která již v krajině plní významnější ekostabilizační funkci, doplňována zejména v zemědělských oblastech o prvky ekologicky méně hodnotné (Buček 2012). Navrhování nových částí systému se opírá o sedm principů stanovených metodikou, které musí být při vymezování ÚSES dodrženy. Pořadí jejich uplatnění nelze přímo stanovit, jelikož použití těchto principů se při vymezování ÚSES navzájem prolíná. Přesto největší roli hrají principy biogeografické reprezentativnosti a funkčních vazeb ekosystémů, které společně vymezují základní reprezentativní síť ÚSES (MŽP 2017).

Podle prvního principu musí být skladebné prvky tvořeny tak, aby ve výsledku dohromady zahrnovaly typické ukázky všech přirozených společenstev. Princip funkčních vazeb zase říká, že mají být preferovány migrační trasy s minimálním zastoupením přirozených bariér. Požadované rozměry jednotlivých skladebných částí ukládá princip přiměřených prostorových nároků. Podle principu aktuálního stavu krajiny mají být přednostně zapojovány již existující ekologicky hodnotné biotopy s cílem ušetřit čas i finanční prostředky. Princip zohlednění jiných limitů a zájmů v krajině má pomoci odhalit nevhodná nebo problémová místa, která jsou v dlouhodobých koncepcích vymezena pro jiné účely. Princip posloupnosti a vzájemné návaznosti zdůrazňuje potřebu přímého a funkčního propojení jednotlivých hierarchických úrovní ÚSES s cílem vytvořit co nejvíce kompatibilní systém. A nakonec princip přiměřené konzervativnosti klade důraz na co nejmenší zásahy do již vymezených prvků ÚSES (MŽP 2017).

Na základě těchto principů jsou zpracovávány plány ÚSES, závazné pro následnou tvorbu územně plánovací dokumentace. Plány ÚSES vznikají ve dvou úrovních. Nadmístní úroveň zahrnuje nadregionální a regionální prvky a je začleňována do zásad územního rozvoje pořizovaných pro území jednotlivých krajů. Místní úroveň zahrnuje všechny hierarchické úrovně ÚSES doplněné o případné interakční prvky a slouží jako podklad pro vymezení v územních plánech.

Někteří odborníci vytýkají koncepci ÚSES nedostatečně využitý potenciál. Při vymezování nových částí systému je podle nich kladen důraz především na potenciální vegetaci a teoretickou podobu ekosystémů, zatímco aktuální stav a reálný výskyt druhů v krajině metodika pro vymezování pomíjí. Z toho důvodu dochází k nadbytečné podpoře lesních ekosystémů, které by se na našem území vyvinuly bez přítomnosti antropogenních vlivů, na úkor nelesních stanovišť, jejichž zástupci patří často mezi ohrožené (Hlaváč, Pešout 2017, Roth 2021).

3.4 Stav zemědělské krajiny v ČR

S nástupem komunistického režimu k moci v roce 1948 došlo k zpretrhání po staletí budovaných přímých vazeb obyvatel venkova na krajinu. Kolektivizace zemědělství upozadila důraz na péči o půdu a krajinné prvky. Změna způsobu hospodaření měla za následek likvidaci mezí, remízků, cest, mokřadů. Tvořeny byly rozsáhlé lány polí, intenzivně hnojené a stříkané pesticidy. Pomocí masivních meliorací byla odváděna voda do napřimovaných vodních toků (Lipský 1999, Šarapatka, Niggli 2008, Prach, Jongepierová 2020).

I po roce 1989 se česká krajina potýkala se slábnoucím vztahem obyvatel k půdě, a to i v případě některých vlastníků, kterým byla navracena. Půda se pro ně stala obchodním artiklem. K degradaci organické složky dál přispívalo užívání herbicidů a pesticidů, zhutňování těžkou technikou a pokračující odvodňování (Salzmann et al. 2020, Kuras et al. 2020). Výsledkem je nedostatečná schopnost krajiny zadržet vodu v obdobích sucha i během vydatných dešťů, dochází také k významné erozi půdy a úbytku druhové rozmanitosti (Prach, Jongepierová 2020). S podobnými problémy se potýkaly a potýkají patrně všechny významné zemědělské oblasti v České republice. Jednou z nich je Polabská nížina rozprostírající se podél středního toku Labe.

V okrajových a méně úrodných částech státu produkce spíše klesá, zatímco v centrálních a nížinných regionech tlak na hospodářské využívání krajiny stoupá. Díky tlaku na intenzifikaci postupuje kvalitativní degradace krajiny jako celku (eutrofizace, ztráta kvality půdy, eroze, fragmentace). To má přímý vliv na biodiverzitu. V důsledku intenzivního konvenčního způsobu zemědělského a lesnického hospodaření dochází k homogenizaci krajiny (MŽP 2016).

Každoročně dochází ke zmenšování rozlohy zemědělské půdy na úkor rozlohy zastavěných ploch, které souvisí také s urbanizací a suburbanizací (Štych 2019). Zemědělský půdní fond (ZPF) tvořil v roce 2020 53,3 % z celkové výměry ČR. V roce 1947 to bylo 60,8 % (MZE 2020). V současnosti je v ČR k zemědělské produkci přistupováno především s ohledem na vysoké výnosy. Běžné jsou monokultury plodin na desetihektarových lánech polí (Šarapatka, Niggli 2008).

Ve světovém srovnání patří Česká republika k zemím s největší průměrnou velikostí zemědělských podniků (MZE 2022). Fyzické osoby hospodařily v roce 2020 zhruba na 30 % zemědělské půdy (MZE 2020). Zároveň se v české krajině nacházejí jedny z největších polí v Evropě. V roce 2021 mělo téměř 10 % půdních bloků velikost větší

než 60 ha. Vodní erozí je potenciálně ohrožená více než polovina zemědělské půdy (CENIA 2022).

Při intenzivním obhospodařování zemědělské půdy je na tradičně velkých plochách orné půdy používáno velké množství minerálních hnojiv (mezi lety 2000-2021 nárůst o 37,3 %) (CENIA 2022). Problém je také hnojení a užívání pesticidů. Užívání herbicidů, zejména glyfosátu, se v ČR od 90. let více než ztrojnásobilo (Hruška 2019). Pokračuje také zmenšování ploch přírodních ekosystémů, které je spojeno např. s úbytkem ptačích populací v zemědělské krajině. Početnost ptáků zemědělské krajiny poklesla od roku 1982 o 31,8. % (CENIA 2022). Trvalý pokles nicméně vykazuje druhová diverzita zemědělské krajiny jako celek (MŽP 2016).

V roce 2020 bylo v ČR hospodařeno ekologicky na 15 % ploch ZPF s dominantním zastoupením trvalých travních porostů (přes 80 %). ČR patří mezi 20 zemí světa s největší výměrou půdy v ekologickém zemědělství. Nicméně nárůst počtu ekologicky obhospodařovaných ploch je v rámci EU v současnosti jedním z nejnižších (MZE 2022).

4. Charakteristika zájmového území

Pro účely této práce bylo vybráno zájmové území nacházející se v okrese Nymburk (v roce 2020 zabírala zemědělská půda v okrese Nymburk podle dat ČSÚ 69,3 % z celkové rozlohy, z toho 91,7 % připadlo na ornou půdu) a spadající pod správu obecních úřadů obcí s rozšířenou působností Nymburk a Lysá nad Labem (viz Obrázek 1). Konkrétně se jedná o katastrální území osmi obcí Ostrá, Stratov, část obce Milovice, Kostomlaty nad Labem, Zbožíčko, Čilec, Dvory a Kamenné zboží.



Obrázek 1: Zjednodušená mapa umístění zájmového území (fialová barva) na mapě ČR.

4.1 Geologické a pedologické podmínky

Zájmové území se nachází v regionu České křídové pánve konkrétně v okrsku Milovické tabule. Podloží je tvořeno především vápnitými jílovci, slínovci a méně jílovitými vápenci, v blízkosti vodních toků se vyskytují také nivní sedimenty. Z hlediska pedologie zde převládají kambická a modální pararendzina, zastoupeny jsou také velmi úrodná černice a regozem. V blízkosti Labe převládají fluvizemě.

4.2 Klimatické a hydrologické podmínky

Zájmové území se nachází v nadmořské výšce 175-210 m n. m. v suché a teplé oblasti Středních Čech s průměrnými ročními úhrny srážek pohybujícími se okolo 500 mm. V rámci ČR patří k oblastem s nejvyššími průměrnými ročními teplotami vzduchu 9-10 °C. Na jižním okraji je území ohraničeno protékajícím tokem Labe se zvýšeným výskytem mokřadních biotopů. Střední a severní část území je odvodňována menším počtem malých toků, z nichž největší význam má říčka Vlkava protékající celým zájmovým územím a vlévající se do Labe.

4.3 Biogeografické a fyto geografické členění

Vybrané území leží v termofytiku a spadá do Polabského bioregionu na území hercynské biogeografické podprovincie, konkrétně fyto geografického okresu Střední Polabí. Co se týče potenciální přirozené vegetace, vyskytovaly by se na daném území dubohabřiny, borové doubravy a luhy a olšiny (Mikyška et al., 1968). Za poslední dvě století došlo vlivem intenzivního hospodaření a vodohospodářských úprav k razantní proměně oblasti. V krajině převládla společenstva kulturní stepi a druhotná lesní stanoviště menšího rozsahu, lesnatost je jinak velmi nízká. Znatelný je i úbytek původní fauny, kterou tvoří např. ježek západní (*Erinaceus europaeus*), ropucha krátkonohá (*Epidalea calamita*), výjimečně ještěrka zelená (*Lacerta viridis*) (Culek et al., 2013). Na extrémně chudých stanovištích se v ojedinělých případech nacházejí bory, jinak převládají porosty bukodubového vegetačního stupně s většinovým zastoupením dubu (*r. Quercus*), habru (*r. Carpinus*), topolu (*r. Populus*), lípy (*r. Tilia*) a javoru (*r. Acer*). V nivách toků najdeme lužní lesy s výskytem chráněných ladoňky dvoulisté (*Scilla bifolia*) či kruštíka polabského (*Epipactis albensis*). Z běžných druhů několik pcháčů (*r. Cirsium*), svízel severní (*Galium boreale*) nebo škardu bahenní (*Crepis paludosa*). Mezi živočichy najdeme také rosničku zelenou (*Hyla arborea*) a ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*). Na slatinách olšiny. Louky jsou spíše vzácností. V nivě Labe se nachází PR Mydlovarský luh s eutrofními vodními nádržemi, přechodovými rašeliništi a lužními lesy, který je také vymezen jako EVL soustavy Natura 2000 pro ochranu hořavky duhové (*Rhodeus sericeus*).

4.4 Zemědělství

Dle klasifikace CORINE Land Cover dnes na daném území z hlediska krajinného pokryvu převládá orná půda (CENIA 2017) a je dominantní složkou celkové výměry půdního fondu. Hodnoty pro jednotlivé obce ukazuje přiložená tabulka (viz Tabulka 1). Obce Ostrá a Kostomlaty nad Labem s podílem orné půdy pod 70 % zasahují svým územím až k toku Labe, kde je vyšší výskyt přírodních a přírodě blízkých biotopů. U obce Milovice nad Labem je celková hodnota 31,3 % silně ovlivněna zbylým územím obce, které není do zájmového území pro potřeby této práce zahrnuto. Část obhospodařované půdy je zároveň odvodňována pomocí systému melioračních opatření.

Název obce	Čilec	Dvory	Kamenné zboží	Kostomlaty n. Labem	Milovice	Ostrá	Stratov	Zbožíčko
Orná půda (v %)	91,7	80,6	89	64	31,3	62,5	85,4	85,4

Tabulka 1: Tabulka podílu orné půdy v jednotlivých KÚ obcí zájmového území. Zdroj dat: ČÚZK.

4.5 Územní plánování

Územní plány pro jednotlivé obce vstupovaly v platnost mezi lety 2003-2018 a byly zpracovávány různými subjekty. Liší se tak jejich grafická podoba i označení kategorií prvků. Ve všech zkoumaných územních plánech jsou vymezeny prvky místní úrovně ÚSES. V textových částech se liší míra detailnosti jejich popisu.

5. Metodika

5.1 Koeficient ekologické stability

Pro splnění podmínky výběru zkoumaného území v zemědělské oblasti byl nejprve podle celkové plochy orné půdy vybrán okres Nymburk. V něm bylo zapotřebí vytipovat obce, které by mohly být označeny za intenzivně zemědělsky obhospodařované. K tomu byl použit výpočet koeficientu ekologické stability (KES), jenž ukazuje ekostabilizační potenciál území. Podle metodiky ČSÚ se vypočítá jako podíl ekologicky příznivých ploch a ploch, které zatěžují životní prostředí.

$$KES = \frac{\text{chmelnice+vinice+zahrady+ovocné sady+TTP+pastviny+les+vodní plocha}}{\text{orná půda+zastavěné plochy+ostatní plochy}}$$

Čím vyšší je hodnota koeficientu, tím lepší podmínky se dají předpokládat pro dosažení ekologické stability. Jeho výpovědní hodnota je značně omezená, proto byl použit pouze pro základní orientaci v prostředí. Průměrná hodnota pro Českou republiku je 1,05 (ČÚZK, 2022). Výsledné hodnoty jsou podle ČSÚ klasifikovány následovně:

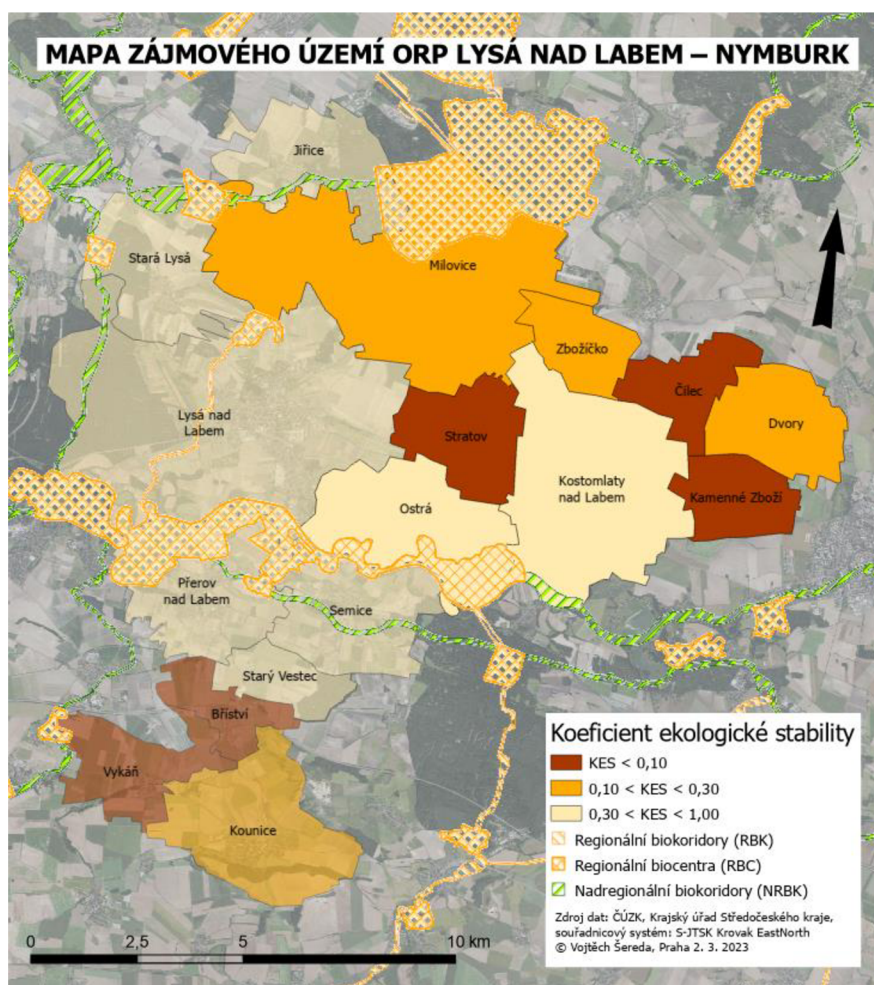
- $KES < 0,10$ = území s maximálním narušením přírodních struktur
- $0,10 < KES < 0,30$ = území nadprůměrně využívání, se zřetelným narušením přírodních struktur
- $0,30 < KES < 1,00$ = území intenzivně využívané, zejména zemědělskou velkovýrobou
- $1,00 < KES < 3,00$ = vcelku vyvážená krajina, technické objekty relativně v souladu s dochovanými přírodními strukturami
- $KES > 3,00$ = přírodní a přírodě blízká krajina s výraznou převahou ekologicky stabilních struktur

Pro výpočet KES byla použita veřejně dostupná data o úhrnných hodnotách pozemků poskytnutá ČÚZK a aktualizovaná 2. 1. 2023. Z hodnocených KÚ bylo vybráno území navzájem sousedících obcí s nejnižšími hodnotami KES a vysokým podílem orné půdy, jejichž území se dá označit za zemědělsky intenzivně obhospodařované (viz Tabulka 2). Pro lepší výpovědní hodnotu získaných dat byly u obcí Milovice, Ostrá a Kostomlaty nad Labem využity jen ty části jejich KÚ, které vykazovaly vysoký podíl orné půdy. U Milovic se jedná o východní cíp, u Kostomlat a obce Ostrá nebylo zkoumáno území na jih od železniční trati spojující Nymburk a Lysou nad Labem.

Název obce	KES		Název obce	KES
Bříství	0,04533		Ostrá	0,37679
Čilec	0,03707		Přerov nad Labem	0,42173
Dvory u Nymburka	0,10807		Semice nad Labem	0,32623
Jiřice	0,85857		Stará Lysá	0,79329
Kamenné Zboží	0,03252		Starý Vestec	0,38719
Kostomlaty nad Labem	0,31405		Stratov	0,04693
Kounice	0,14672		Vykáň	0,02434
Lysá nad Labem	0,58161		Zbožičko	0,10897
Milovice nad Labem	0,17487			

Tabulka 2: KES vypočítaný pro všechny obce ORP Lysá nad Labem a část ORP Nymburk. Zeleně jsou vyznačeny obce, které byly zahrnuty do finálního zájmového území.

Pro základní orientaci v daném území byly také využity prvky vyšších úrovně ÚSES poskytnuté Krajským úřadem Středočeského kraje (viz Obrázek 2). Z důvodu absence těchto prvků v zájmovém území se všechny následující kroky věnovaly pouze místní úrovni ÚSES a zohledňovaly kritéria nastavená právě pro tuto úroveň.



Obrázek 2: Mapa zájmového území s vyobrazením širšího zasazení do nadregionální a regionální úrovně ÚSES. Barevně jsou rozlišeny KÚ obcí podle výsledné hodnoty KES. Sytou barvou jsou zvýrazněny obce na jejichž území se nachází finální zájmové území.

5.2 Inventarizace prvků ÚSES na základě územních plánů

Pro hodnocení aktuálního stavu realizace prvků ÚSES v krajině zájmového území bylo nejprve potřeba zmapovat všechny tyto prvky zanesené do ÚP obcí. K inventarizaci byl využit program ArcGIS Pro. Vrstva ÚP byla získána v rozhraní WMS služby poskytované Krajským úřadem Středočeského kraje. Podkladová mapa hranic obcí byla ve formátu shapefile stažena z volně dostupné Topografické databáze České republiky (Data200) na webu ČÚZK. Při zjišťování typu krajinného pokryvu bylo využito informací z textových částí územních plánů obcí.

Na základě těchto dat byly zvektorizovány všechny prvky ÚSES vyskytující se v ÚP pro dané území a byla vytvořena vrstva polygonů. Ke každému polygonu byly v atributové tabulce přiřazeny informace o názvu prvku vycházejícího z jednotlivých ÚP (NAZEV), příslušnosti k dané obci (OBEC), typu prvku ÚSES biocentrum/biokoridor (TYP), typu krajinného pokryvu (POKRYV) a o rozloze (ROZLOHA). Jednotlivým kategoriím prvků byla následně přiřazena barva nejlépe vystihující typ daného krajinného pokryvu.

Do inventarizace nebyly zahrnuty interakční prvky, u kterých nebylo bez hlubší analýzy možné jasně říci, které z nich mají jak velký vliv na fungování sítě biocenter a biokoridorů. Zároveň v ÚP nejsou zakresleny všechny prvky, které mají potenciál pozitivně ovlivňovat zvyšování ekologické stability krajiny. Inventarizace interakčních prvků by proto měla být provedena spíše přímo v terénu nejlépe ve vegetačním období, kdy budou jednotlivé prvky v krajině dobře identifikovatelné.

5.3 Inventarizace prvků ÚSES na základě leteckého snímkování

Při inventarizaci prvků ÚSES zjištěných na základě leteckého snímkování byl použit stejný postup jako v předešlém kroku. Jako podkladová mapa byla použita volně dostupná ortofotomapa z roku 2021 poskytnutá prostřednictvím WMS služby ČÚZK. Již vytvořená vrstva zvektorizovaných polygonů byla nakopírována na ortofotomapu a hranice polygonů byly upraveny podle vyobrazeného výskytu prvků ÚSES.

Dosud nevytvořené prvky ÚSES byly z vrstvy smazány úplně. Existující části těchto prvků byly v mapě zachovány, v atributové tabulce ale byly v nově vytvořeném sloupci ORTOFOTO aktualizovány jejich parametry. Stejně tak byl do atributové tabulky přidán sloupec STAV, ve kterém bylo pomocí hodnot vytvořen/nevytvořen/částečný zaznamenán stav aktuální realizace prvků v krajině.

5.4 Terénní průzkum k ověření případných rozdílů v mapování

Od roku 2012 je Česká republika letecky snímkována ve dvouleté periodě. Tzn. každý rok je nově snímkována asi polovina území, které je rozděleno podle hranic krajů na západní a východní část. Západní část, ve které se nachází i zájmové území této práce, byla naposledy snímkována v polovině roku 2021.

Vzhledem k neaktuálnosti leteckého snímkování z roku 2021 a možným změnám v realizaci krajinných prvků v průběhu času byla místa s rozdílným zastoupením nebo odlišným stavem realizace prvků ÚSES mapovaných v předchozích dvou krocích prozkoumána přímo v terénu s cílem ověřit aktuální stav.

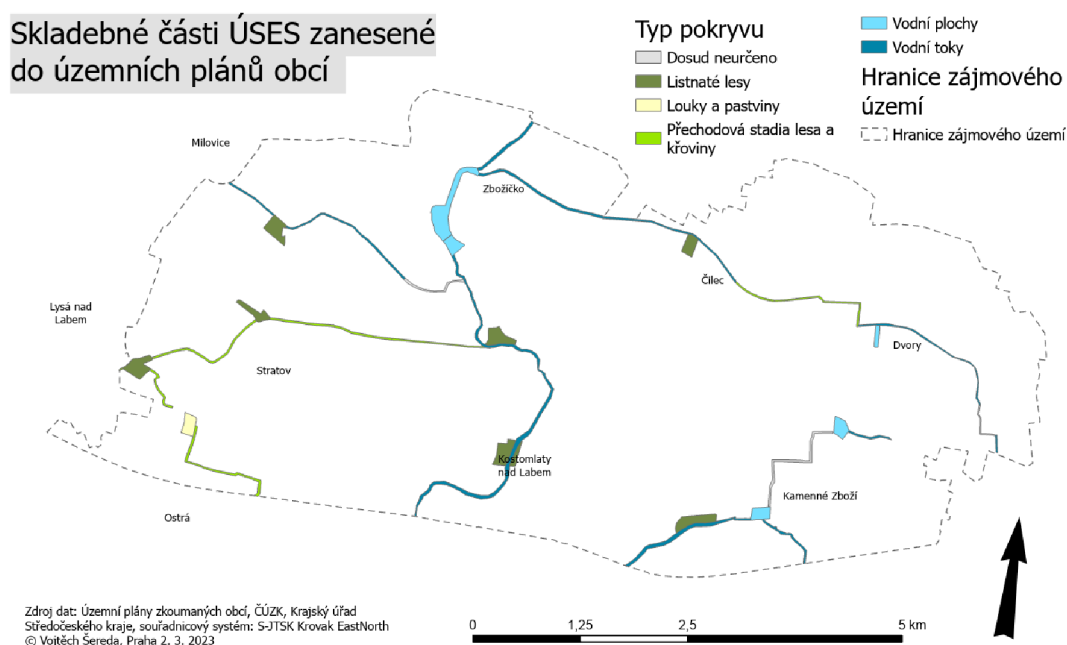
Terénní průzkum byl proveden 4. března 2023 v období vegetačního klidu bez sněhové pokrývky v krajině. Zahrnul čtyři lokality, které vykazovaly nejvyšší úbytek prvků ÚSES. Vybrány byly oblasti nacházející se v západní i východní části území tak, aby reprezentovaly odlišné KÚ.

6. Výsledky

6.1 Porovnání inventarizace prvků ÚSES

Při srovnání obou mapových výstupů jsou na první pohled znatelné nesrovnalosti. Některé prvky neodpovídají rozlohou vymezení v rámci územních plánů, některé v krajině zcela chybí (viz obr. 3 a 4). V územních plánech je každé biocentrum napojeno aspoň na jeden biokoridor, který je spojen s dalším biocentrem, často přes hranice KÚ zkoumaných obcí. Toto napojení existuje i směrem za vnější hranice zájmového území a ukotvuje danou oblast v širším systému ÚSES a jeho zbylých hierarchických úrovních.

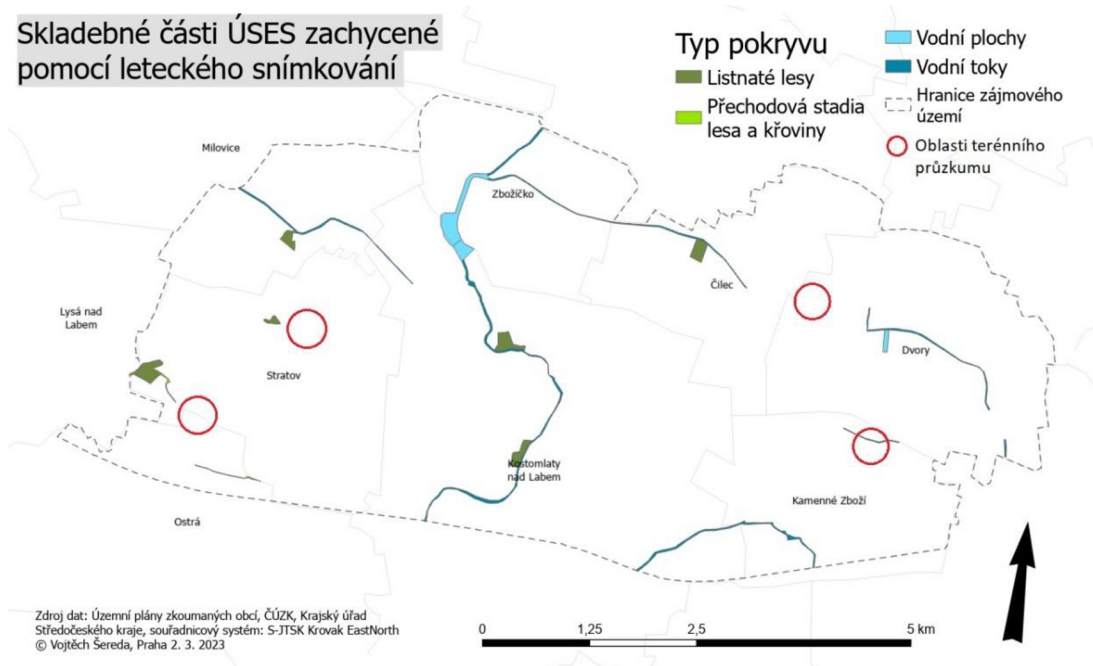
Prvky jsou vymezovány tak, aby utvářely jednotnou síť. U biocenter dominují společenstva listnatých lesů, zastoupeny jsou i vodní ekosystémy a v jednom případě má biocentrum charakter lučního ekosystému. Často jsou tyto prvky v ÚP zakreslovány na plochách orné půdy a protínají pozemní komunikace.



Obrázek 3: ÚSES v zájmovém území zakreslený podle vymezení v územních plánech. Barevně je odlišen dominantní typ krajinného pokryvu.

Při pohledu na ortofotomapsu je znatelný především úbytek biokoridorů a zmenšení rozlohy některých biocenter. V několika případech nebyla zatím plánovaná biocentra realizována vůbec. Z prvků ÚSES také zmizelo dominantní zastoupení lučních společenstev. U biocenter převládá pokryv listnatých lesů, funkci biokoridorů plní zejména vodní toky a břehové porosty na ně vázané, které jsou na některých místech oproti zákresu v územních plánech užší a téměř přímo sousedí s ornou půdou.

Jednotlivé prvky ÚSES už spolu také neutvářejí kompaktní síť. Některá biocentra se stala izolovanými ostrovy obklopenými rozsáhlými plochami orné půdy, v některých případech je také patrná absence spojení přesahující hranice obcí. Jediná celistvá struktura zůstala zachována v okolí toků Vlkava a Hronětický náhon protékajících obcemi Zbožíčko a Kostomlaty nad Labem.



Obrázek 4: ÚSES v zájmovém území zakreslený podle výskytu na ortofotomapě. Barevně je odlišen dominantní typ krajinného pokryvu.

Z 37 prvků ÚSES zanesených do ÚP je jich v krajině přítomno 19, částečně je realizováno 7 a zcela chybí 11 (viz Tabulka 3). V každé z osmi zkoumaných obcí s výjimkou KÚ Zbožíčko se nachází alespoň jeden prvek, jehož stávající stav se významně liší oproti vymezení v ÚP.

Naměřeny byly také odlišné hodnoty pro rozlohu u prvků, které jsou označeny jako vytvořené. To je dáno zejména korekcí obecnějšího zákresu v ÚP na základě leteckých snímků. V některých případech byl naměřený rozdíl nepatrný, jinde se ale hodnoty liší do té míry, že se dostávají na hranu, příp. za hranu limitů rozlohy stanovených v metodice a potřebných pro správné plnění funkcí skladebných částí ÚSES (u lokálních biocenter 3 ha pro lesní ekosystémy a 1 ha pro ekosystémy mokřadů, u lokálních biokoridorů šířka alespoň 20 m a maximální délka 2000 m). Pro nedostatek existujících dat a omezené možnosti sběru vlastních dat nebyla nicméně funkčnost jako samostatná kategorie hodnocena.

ÚZEMNÍ PLÁNY					ORTOFOTO	
NAME	OBEC	TYP	POKRYV	ROZLOHA	ROZLOHA	STAV
BC8	Čilec	Biocentrum	Listnaté lesy	3,04	3,34	vytvořen
BK2	Čilec	Biokoridor	Vodní toky s břehovými porosty	3,64	2,41	vytvořen
II BK3	Čilec	Biokoridor	Přechodová stadia lesa a křoviny	0,98	0	nevytvořen
II LBC 9	Dvory	Biocentrum	Vodní plochy s břehovými porosty	1,27	1,27	vytvořen
II LBK 3 a	Dvory	Biokoridor	Vodní toky s břehovými porosty	0,38	0,39	vytvořen
II LBK 3 b	Dvory	Biokoridor	Dosud neurčeno	0,64	0	nevytvořen
II LBK 3 c	Dvory	Biokoridor	Vodní toky s břehovými porosty	3,07	2,82	vytvořen
II LBK 3 d	Dvory	Biokoridor	Přechodová stadia lesa a křoviny	2,28	0,33	částečný
LBC 1 Hluboký příkop	Kamenné zboží	Biocentrum	Vodní plochy s břehovými porosty	3,01	0	nevytvořen
LBC 2 Zbožské pastviny	Kamenné zboží	Biocentrum	Vodní plochy s břehovými porosty	3,09	0	nevytvořen
LBK 3 V Bažantnici – Hluboký příkop	Kamenné zboží	Biokoridor	Vodní toky s břehovými porosty	0,47	0,59	vytvořen
LBK 4 Hluboký příkop – Drahelice	Kamenné zboží	Biokoridor	Vodní toky s břehovými porosty	1,84	1,52	vytvořen
LBK 5 Hluboký příkop – Zbožské pastviny	Kamenné zboží	Biokoridor	Dosud neurčeno	3,66	0	nevytvořen
LBK 6 Zbožské pastviny – Liduška	Kamenné zboží	Biokoridor	Vodní toky s břehovými porosty	1,15	0,65	vytvořen
LC 1 V Bažantnici	Kostomlaty n. Labem	Biocentrum	Listnaté lesy	6,79	0	nevytvořen
LC 2 Na spraši	Kostomlaty n. Labem	Biocentrum	Listnaté lesy	7,41	2,91	částečný
LC 3 Na bahnech	Kostomlaty n. Labem	Biocentrum	Listnaté lesy	5,59	4,84	částečný
LC 4 Vápensko	Kostomlaty n. Labem	Biocentrum	Vodní plochy s břehovými porosty	2,96	2,96	vytvořen
LK 1 Vlkava – Hluboký příkop	Kostomlaty n. Labem	Biokoridor	Vodní toky s břehovými porosty	5,43	2,82	vytvořen
LK 2 Hronětický náhon	Kostomlaty n. Labem	Biokoridor	Vodní toky s břehovými porosty	15,56	10,05	vytvořen
LK 3 Mlynařice	Kostomlaty n. Labem	Biokoridor	Vodní toky s břehovými porosty	1,7	0,65	vytvořen
LK 3 Mlynařice II	Kostomlaty n. Labem	Biokoridor	Dosud neurčeno	1,57	0	nevytvořen
LK 4 Ke Stratovu	Kostomlaty n. Labem	Biokoridor	Přechodová stadia lesa a křoviny	1,67	0	nevytvořen
LBC3	Milovice	Biocentrum	Listnaté lesy + mokřadní ekosystémy	4,73	2,25	částečný
LBK3	Milovice	Biokoridor	Vodní toky s břehovými porosty	1,33	1,68	vytvořen
LBK4	Milovice	Biokoridor	Vodní toky s břehovými porosty	1,96	1,75	vytvořen
LBC 6 U Kamenné hůrky	Ostrá	Biocentrum	Louky a pastviny	3,26	0	nevytvořen
LBK 11 Na Lysku – Loužek	Ostrá	Biokoridor	Přechodová stadia lesa a křoviny	3,69	0,48	částečný
LC1 Nad Lyskem	Stratov	Biocentrum	Listnaté lesy + louky a pastviny	3,11	1,03	částečný
LC2 Habeš	Stratov	Biocentrum	Listnaté lesy	5,19	5,26	vytvořen
LK1 Na Babsku	Stratov	Biokoridor	Přechodová stadia lesa a křoviny	3,23	0	nevytvořen
LK2 Habeš – Nad Lyskem	Stratov	Biokoridor	Přechodová stadia lesa a křoviny	3,24	0	nevytvořen
LK3 Doubrava I.	Stratov	Biokoridor	Přechodová stadia lesa a křoviny	0,06	0,08	vytvořen
LK4 Habeš – U Kamenné hůrky	Stratov	Biokoridor	Přechodová stadia lesa a křoviny	1,38	0,48	částečný
BC 1 Niva Vlkavy	Zbožičko	Biocentrum	Vodní plochy + listnaté lesy	11,13	9,92	vytvořen
BK 1 Niva Vlkavy	Zbožičko	Biokoridor	Vodní toky s břehovými porosty	2,89	1,88	vytvořen
BK 2 Stračí potok	Zbožičko	Biokoridor	Vodní toky s břehovými porosty	4,54	1,94	vytvořen

Tabulka 3: Tabulka vytvořená na základě atributových tabulek vrstev mapovaných ÚP a prvků ÚSES na ortofotomapě. Prvky jsou řazeny abecedně podle příslušnosti k dané obci. Hodnoty ve sloupcích ROZLOHA udávají rozlohu v hektarech.

Z celkem 13 biocenter vymezených v rámci ÚP jich je v krajině v úplné nebo částečné výměře přítomno 9, tedy přes 69 %. Biokoridorů je z celkem 24 realizováno v úplné nebo částečné výměře 18, tedy 75 % (viz Tabulka 4).

Typ ÚSES	Územní plán	Ortofotomapa	Realizováno
Biocentrum	13	9	69,2%
Biokoridor	24	18	75,0%

Tabulka 4: Podíl realizovaných prvků ÚSES v krajině.

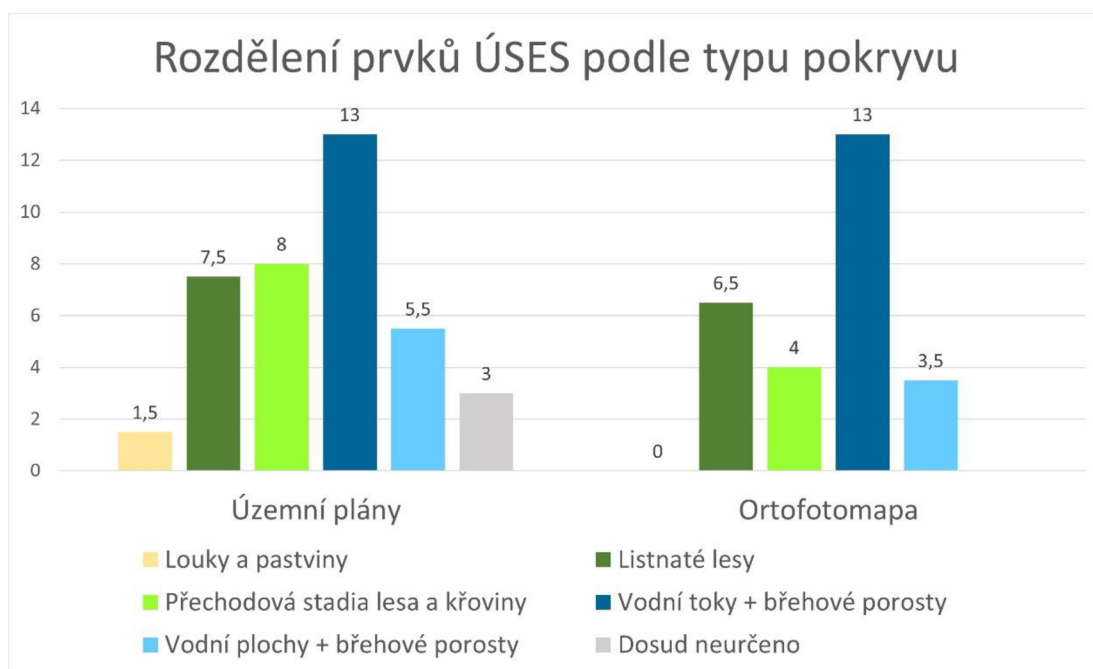
Pokud ale vezmeme v úvahu limitující hodnoty prvků tak, jak je stanovuje Metodika vymezování ÚSES, a vynecháme částečně realizované prvky, v případě biocenter je v krajině funkčních 38,5 % z nich. U biokoridorů je to 58,3 % (viz Tabulka 5).

Typ ÚSES	Územní plán	Ortofotomapa	Funkční
Biocentrum	13	5	38,5%
Biokoridor	24	14	58,3%

Tabulka 5: Podíl funkčních prvků ÚSES v krajině.

Co se týče typu pokryvu prvků řešených v ÚP a na základě leteckých snímků, mají v obou případech největší zastoupení vodní toky s břehovými porosty, které ve všech případech plní funkci biokoridorů (viz Graf 1). Mezi realizovanými prvky je to téměř polovina (viz Tabulka 6). Jedná se především o drobné vodní toky s napřímeným korytem, jejichž břehy nejčastěji pokrývají křoviny a vzrostlé stromy, které od okolní orné půdy oddělují úzké pásy travinobylinných společenstev.

Listnaté lesy pokrývají plochy biocenter a jejich počet se při srovnání téměř nezměnil. Nicméně oproti vymezení v ÚP se v některých případech významně snížila rozloha těchto prvků. ÚP mnohdy počítají s rozšířením stávajících lesních ekosystémů na plochy zemědělské či nevyužívané, ale stále nezalesněné. Přechodová stadia lesa a křoviny připadají výhradně na biokoridory. Do této kategorie byly zařazeny také plánované pásy vegetace se zamýšlenou výsadbou dřevin a bylin, u nichž nebyl zmiňován konkrétní záměr budování lučních ekosystémů ani formy případného managementu. Dá se tedy předpokládat, že takové plochy postupnou sukcesí zarostou vyššími formami vegetace.



Graf 1: Prvky ÚSES rozdělené podle typu pokryvu. Hodnoty vycházejí z tabulky uvedené výše, při dominantním postavení byl prvek hodnocen 1, při nedominantním, ale významném zastoupení daného pokryvu byl prvek hodnocen 0,5. U pravé části grafu zobrazující výsledky z leteckých snímků není záměrně uváděna kategorie Dosud neurčeno.

Do kategorie vodní plochy jsou zařazeny především menší rybníky a mokřady na ně navázané, příp. mokřady vyskytující se na prameništích. Břehové porosty mají podobu litorální vegetace a bylin či dřevin vyskytujících se v okolí těchto ploch. U dvou

plánovaných biocenter v obci Kamenné zboží počítá ÚP i s případnou revitalizací vodních toků za účelem zadržení vody v krajině.

Louky a pastviny se v zájmovém území ve formě prvků ÚSES nevyskytují. ÚP obce Ostrá počítá s vytvořením samostatného biocentra vyhrazeného pro travinobylinná společenstva. Obec Stratov v rámci části plánovaného biocentra LC1 Nad Lyskem počítá se začleněním lučních porostů. Aktuálně ale cílená podpora těchto biotopů v ÚP převážně chybí.

Typ pokryvu	Podíl v ÚP	Podíl v krajině
Louky a pastviny	3,9%	0,0%
Lesy	19,5%	24,1%
Přechodová stadia lesa a křoviny	20,8%	14,8%
Vodní toky + břehové porosty	33,8%	48,1%
Vodní plochy + břehové porosty	14,3%	13,0%
Dosud neurčeno	7,8%	–

Tabulka 6: Podíl jednotlivých typů pokryvu vymezených v územním plánování a přítomných v krajině.

6.2 Terénní průzkum

Terénní průzkum provedený na čtyřech lokalitách potvrdil výsledky získané na základě porovnání leteckého snímkování. Na žádné z navštívených lokalit nebyly zaznamenány realizované ani připravované prvky ÚSES vymezené v ÚP obcí. Na jejich místě se ve všech případech nacházela orná půda v různých fázích obhospodařování.

V případě zamýšleného biocentra LBC 6 U Kamenné hůrky v KÚ obce Ostrá má podle územního plánu z roku 2015 dojít k přeměně orné půdy na travinobylinná společenstva. S územím na jih od železniční trati Lysá nad Labem-Nymburk má být toto biocentrum spojeno koridorem LBK 11 Na Lysku-Loužek tvořeným převážně stávající zelení doplněnou o travinobylinná společenstva a dřeviny domácího původu. V současné době biocentrum ani biokoridor na daném místě realizovány nejsou. Místo travinobylinných společenstev se zde nachází obhospodařovaná orná půda. V místě navrhovaného koridoru se nachází polní cesta bez vegetace a orná půda (viz Obrázek 5).



Obrázek 5: Místo v KÚ obce Ostrá, kde má být vytvořeno LBC 6 U Kamenné hůrky. Vlevo pohled směrem na jih, podél polní cesty má vést biokoridor LBK 11 Na Lysku-Loužek. Vpravo je severní okraj biocentra ohraničený pozemní komunikací spojující Stratov a Lysou nad Labem.

Dalším případem je biokoridor LK1 Na Babsku v KÚ obce Stratov. Na místě má podle územního plánu z roku 2017 vzniknout biokoridor propojující biocentrum Nad Lyskem s prvky ÚSES v sousední obci Kostomlaty nad Labem. Vytvořen má být na orně půdě. Územní plán zmiňuje jako navrhované opatření “zavedení listnaté složky do porostů”. Nyní se na obou stranách silnice spojující Stratov a Milovice v místě navrhovaného biokoridoru nachází orná půda (viz Obrázek 6).



Obrázek 6: Místo v KÚ obce Stratov, kde má pozemní komunikaci spojující Stratov a Milovice protnout biokoridor LK1 Na Babsku. Vlevo pohled směrem na západ, na horizontu je vidět část biocentra LC1 Nad Lyskem. Vpravo pohled směrem na východ v trase plánovaného biokoridoru.

V KÚ obce Kamenné zboží je mimo jiné plánováno biocentrum LBC 2 Zbožské pastviny. Podle územního plánu z roku 2015 má být vytvořeno na místě v minulosti zaniklého rybníka buď v podobě vodní plochy či mokřadu. Zmiňována je také případná revitalizace vodního toku, který územím protéká. V jeho bezprostředním okolí se dnes nachází orná půda. Zejména v okolí pozemní komunikace pak vodoteč vykazuje viditelné známky znečištění odpadem. Stejně jako biocentrum není dosud realizovaný ani biokoridor spojující tuto lokalitu s biocentrem LBC 1 Hluboký příkop (viz Obrázek 7).



Obrázek 7: Pohled od jihu na lokalitu plánovaného biocentra LBC 2 Zbožské pastviny v KÚ obce Kamenné zboží. Vlevo je vidět místo po pravé straně cesty, kde má vzniknout zatím bližší neurčený vodní ekosystém. Vpravo pohled na znečištění vodoteče, která lokalitou protéká.

Mezi obcemi Čilec a Dvory je v územních plánech z let 2010, resp. 2009 vymezená dvojice biokoridorů II BK 3 a II LBK 3, které mají propojit Čilecký potok a potok Liduška. Tvořit je mají společenstva dřevin a křovin. Na území Čilce i Dvorů je ve vymezeném prostoru orná půda. Osu plánovaného koridu protíná pozemní komunikace spojující obě obce (viz Obrázek 8).



Obrázek 8: Místo, kde má biokoridor spojující Čilec a Dvory křížovat pozemní komunikaci. Vlevo je pohled směrem na Čilec, v pravé horní části je vidět konec biokoridoru BK2. Vpravo pohled severovýchodním směrem v trase plánovaného biokoridoru.

7. Diskuse

Výsledky práce ukazují nedostatečnou realizaci prvků ÚSES v krajině zájmového území. Velká část prvků plní v rámci ekologické sítě pouze částečnou funkci, případně zcela chybí. A to i v případech, kdy jsou v územních plánech vymezeny i více než 15 let. Tato skutečnost koresponduje se závěry Pešouta a Hoška (2012), kteří upozorňují na nevyužitý potenciál koncepce ÚSES i přes téměř stoprocentní vymezení v územním plánování. Srovnání inventarizovaných prvků ÚSES ukázalo v případě reálného výskytu v krajině značnou izolovanost biocenter nebo jejich částí v matrix orné půdy. Z výzkumu také vyplynulo, že v sedmi z osmi zkoumaných obcí chybí úplně nebo částečně alespoň jeden prvek ÚSES. Pešout a Hošek (2012) vidí při realizaci prvků ÚSES také problém v majetkoprávních vztazích. V tomto ohledu by mohlo mít přínos zpracování detailního přehledu vlastnických práv u pozemků, na jejichž území jsou dané prvky vymezeny.

V článku Nová metodika vymezení ÚSES – promarněná příležitost Hlaváč a Pešout (2017) uvádí nedostatečnou přítomnost nelesních stanovišť mezi vymezenými prvky ÚSES z důvodu jejich navrhování na základě jednotek potenciální vegetace, které zahrnují především lesní ekosystémy. A to i přesto, že nelesní ekosystémy bývají často druhově bohatší a ohroženější. Podle Hlaváče a Pešouta (2017) mají navíc lesní prvky v intenzivně obhospodařované krajině jen omezený efekt kvůli tomu, že druhy vázané na lesní ekosystémy do okolní otevřené krajiny zpravidla nepronikají, a zároveň neposkytují vhodné podmínky ohroženým druhům stepí a lesostepí. Výzkum provedený v zájmovém území ukázal výraznou absenci nelesních stanovišť mezi prvky ÚSES. V krajině zájmového území není aktuálně přítomen jediný prvek s převahou nelesních ekosystémů. V územních plánech je vymezeno pouze jedno biocentrum s dominantním pokryvem travinobylinných společenstev. Nicméně z dostupné dokumentace není zřejmé, jestli a jakou formou managementu by byla lokalita v budoucnu spravovaná. Stejně tak ve zkoumaném území dosud chybí významnější mokřadní ekosystémy. Neměnný počet prvků zůstal pouze v případě vodních toků s břehovou vegetací.

Buček (2012) uvádí, že tvorba plně funkčního a kompaktního ÚSES bude trvat několik desetiletí. Důraz klade zejména na zabezpečení potřebného prostoru v krajině pro prvky ekologické sítě. V tomto ohledu je pro zájmové území v územním plánování vymezena celistvá síť prvků ÚSES. Nicméně hodnotit její potenciální funkčnost pouze na základě analýzy územních plánů a leteckých snímků se autor této práce neodvažuje.

Pešout a Hošek (2012) také upozorňují, že je potřeba se na ekologickou síť na území ČR dívat jako na kompaktní systém ÚSES, ZCHÚ, lokalit soustavy Natura 2000, VKP, přírodních parků a liniových i plošných prvků nelesní zeleně s tím, že ÚSES nadále plní páteřní funkci ekologické sítě. Z tohoto pohledu mají zejména v zemědělské krajině nesporný význam interakční prvky, které často plní ekostabilizační funkci. V rámci této práce nebyla přítomnost interakčních prvků hodnocena z toho důvodu, že často nejsou zakresleny v územních plánech a nebylo by možné porovnávat jejich vymezení v ÚP a reálný výskyt v krajině. Pro budoucí výzkum nicméně mají interakční prvky velký potenciál, vhodný by v tomto ohledu mohl být zejména terénní průzkum během vegetačního období.

Zjevným nedostatkem při hodnocení stavu ekologické sítě v případě zájmového území se ukázala různá stadia přípravy či realizace ÚSES v územních plánech jednotlivých obcí, různá kvalita zpracování a aktuálnost územních plánů i nejednotná legenda map. V textových částech územních plánů také často chyběly podrobnější informace o navrhovaných či již existujících prvcích ÚSES. Hodnocení významu a kvality interakčních prvků chybělo téměř úplně, stejně tak popis případných managementových opatření volených pro jednotlivé lokality. Pro budoucí vyhodnocování funkčnosti jednotlivých prvků ekologické sítě by určitě bylo vhodné vytváření dokumentů detailně popisujících stávající a případně žádoucí stav, včetně managementových opatření a potenciálního vlivu na životní prostředí.

8. Závěr

Sílicí tlak fragmentace, úbytku biodiverzity a ohrožení změnou klimatu zmiňují v souvislosti se zemědělskou krajinou Evropy téměř všechny zdroje citované v této práci. Ekologické sítě představují efektivní nástroj pro snižování vlivů těchto negativních faktorů. Zároveň umožňují obnovu či udržení ekologicky stabilních ekosystémů, které lidské společnosti poskytují významné množství ekosystémových služeb potřebných k její prosperitě, v krajním případě i samotné existenci.

Koncepce ekologických sítí zaznamenala v posledních 30 letech na celoevropské i národní úrovni znatelný rozvoj. Přesto se dosud nepodařilo sjednotit priority a závazky národních vlád k vytvoření kompaktní a funkční přeshraniční sítě ekologicky hodnotných ploch. Nejbližší k tomuto cíli má soustava chráněných území Natura 2000, v posledních letech je vkládána velká naděje také do koncepce Zelené infrastruktury EU, nicméně v ČR zatím nebyla tato strategie ukotvena v legislativě. Páteří ekologické sítě v Česku je nadále ÚSES, který v některých zemědělsky intenzivně obhospodařovaných oblastech zůstává do značné míry pouze vymezený v územně plánovací dokumentaci. Na příkladu zájmového území bylo ukázáno, že častým nedostatkem místní úrovně ÚSES v zemědělské krajině může být absence biokoridorů propojujících biocentra, nedostatečná rozloha biocenter, upřednostňování lesních společenstev před nelesními a chybějící systematická evidence interakčních prvků bez ohledu na stáří platných územních plánů zkoumaných obcí.

Dosažené výsledky by mohly být použity jako podkladový dokument pro analýzu fungování ÚSES na úrovni ORP. Pro větší výpovědní hodnotu by mohly být rozšířeny o data popisující vliv jednotlivých prvků na životní prostředí, aktuální stav vegetace na jednotlivých lokalitách, či majetkové poměry vztahující se k plochám určeným pro prvky ÚSES. Nicméně pro použití výsledků v širším kontextu by bylo zapotřebí rozšířit plochu zájmového území nebo zvýšit počet zkoumaných oblastí, aby se dala získaná data využít k obecnějším závěrům.

Tato práce také ukázala, že posuzování stavu ekologické sítě pouze podle skladebných částí ÚSES nemusí mít v zemědělské krajině dostatečně výpovědní hodnotu. Z toho důvodu by mohlo být žádoucí klást v územním plánování větší důraz na tvorbu zejména interakčních prvků (např. meze, remízy, stromořadí) s cílem propojovat je v kompaktní sítě, které by mohly v krajině plnit ekostabilizační funkce. Zároveň by jejich realizace nemusela trvat dlouhé desítky let.

9. Seznam zdrojů

Odborné publikace:

Baessler C., 2019: Drivers and their Risks for Ecosystems, their Functions and Services. In: Schrötter M., Bonn A., Klotz S., Seppelt R., Baessler C.: Atlas of Ecosystem Services: Drivers, Risks and Societal Responses. 2019. Springer Cham.

Buček A., 2012: Východiska a vývoj tvorby ekologických sítí v ČR. Ochrana přírody. Zvláštní číslo: 13-17.

Culek M., Grulich V., Laštůvka Z., Divíšek J., 2013: Biogeografické regiony České republiky. Brno: Masarykova univerzita.

Forman R., Godron M., 1993: Krajinná ekologie: z angl. přel. Jan Těšitel. Praha: Academia, Ministerstvo životního prostředí.

Frouz J., Frouzová J., 2021: Aplikovaná ekologie. Praha: Nakladatelství Karolinum.

Hájek M., 2012: Plánování územních systémů ekologické stability. Ochrana přírody. Zvláštní číslo. 22-25.

Hátle M., 2012: ÚSES v územním plánování. Ochrana přírody. Zvláštní číslo. 26-27.

Hilty J., Keely A., Lidicker W., Merenlender A., 2019: Corridor Ecology: Linking Landscapes for Biodiversity Conservation and Climate Adaptation. 2. vyd., Washington: Island Press.

Hlaváč V., Pešout P., 2017: Nová metodika vymezování ÚSES – promarněná příležitost. Ochrana přírody 72/4: 6-9.

Hošek M., 2017: Zelená infrastruktura: co a proč se ztratilo v překladu? Ochrana přírody. 72/2: 21-24.

Hošek M., 2021: Zelená infrastruktura: Příležitost nebo hrozba? Fórum ochrany přírody 1: 3-5.

Hruška J., 2019: Přehlížená proměna zemědělství. Vesmír 98. 210-213.

Jongman R. H. G., 1995: Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. Landscape and Urban Planning 32/3. p. 169-183.

Jongman R. H. G., Külvik M., Kristiansen I., 2004: European ecological networks and greenways. Landscape and Urban Planning 68/2. p. 305-319.

Jongman R. H. G., Bouwma I., Griffieon A., Jones-Walters L., Van Doorn A. M., 2011: The Pan European Ecological Network: PEEN. Landscape Ecology 26. p. 311-326.

Knapp M., Řezáč M., 2015: Even the smallest non-crop habitat islands could be beneficial: distribution of carabid beetles and spiders in agricultural landscape. PLoS One 10/4.

Knapp S., 2019: The Link Between Diversity, Ecosystem Functions and Ecosystem Services. In: Schrötter M., Bonn A., Klotz S., Seppelt R., Baessler C.: Atlas of Ecosystem Services: Drivers, Risks and Societal Responses. 2019. Springer Cham.

- Kovář, P., 2014: Ekosystémová a krajinná ekologie. 2. vyd., Praha: Karolinum.
- Kuras T., Mazalová M., Chaudron C.: 2020: I cesta může být cíl: Význam komunikací pro podporu rozmanitosti v krajině. Živa 5. 235-238.
- Lacina D., 2021: ÚSES jako součást zelené infrastruktury – dnešní stav a výhled do budoucnosti. Fórum ochrany přírody 1. 11-14.
- Lawrence A., Friedrich F., Beierkuhnlein C., 2021: Landscape fragmentation of the Natura 2000 network and its surrounding areas. PLoS ONE 16/10.
- Licari F., Boscutti F., Bacaro G., Sigura M., 2022: Connectivity, landscape structure, and plant diversity across agricultural landscapes: novel insight into effective ecological network planning. Journal of Environmental Management 317. p. 1-13.
- Lipský Z., 1999: Sledování změn v kulturní krajině: učební text pro cvičení z předmětu Krajinná ekologie.
- Loos J., 2019: Vulnerability of Ecosystem Services in Farmland Depends on Landscape Management. In: Schrötter M., Bonn A., Klotz S., Seppelt R., Baessler C.: Atlas of Ecosystem Services: Drivers, Risks and Societal Responses. 2019. Springer Cham.
- Míchal I., 1992: Ekologická stabilita. Brno: Veronica.
- Mikyška R., 1968: Geobotanická mapa ČSSR. 1. díl, České země, edice Vegetace ČSSR. Praha: Academia.
- Mittelbach G., McGill B., 2019: Community ecology. Oxford: Oxford University Press.
- MŽP, 2017: Metodika vymezení Územního systému ekologické stability. MŽP ČR, Praha, 186 s.
- Pešout P., Hošek M., 2012: Ekologická síť v podmínkách ČR. Ochrana přírody. Zvláštní číslo: 2-8.
- Petříček V., Plesník J., 2012: Významné krajinné prvky a ekologická stabilita. Ochrana přírody. Zvláštní číslo. 41-44.
- Plath E., Rischen T., Mohr T., Fischer K., 2021: Biodiversity in agricultural landscapes: Grassy field margins and semi-natural fragments both foster spider diversity and body size. Agriculture, Ecosystems & Environment 316. p. 1-8.
- Plesník J., Vačkář D., 2005: Biodiverzita a fungování ekosystémů: Jak hlouběji pochopit, co se v ekosystému děje? Vesmír 84. 32-37.
- Plesník J., 2012: Celoevropská ekologická síť a zelená infrastruktura. Ochrana přírody. Zvláštní číslo: 9-12.
- Prach K., Jongepierová I., 2020: Ekologická obnova krajiny. Co člověk poničil, měl by zase napravit. Živa 5. 243-245.
- Primack R., Kindlmann P., Jersáková J., 2011: Úvod do biologie ochrany přírody. Praha: Portál.

Roth P., 2021: ÚSES aneb císařovy nové šaty po Česku. Fórum ochrany přírody 1. 6-10.

Rotter P., 2013: Stabilita ekologických systémů. Brno: Masarykova univerzita.

Salzmann K., Jeníková E., Semančíková E., 2020: Krajina jako veřejný prostor – plánování krajiny. Živa 5. 115-118.

Schilleci F., Todaro V., Lotta F., 2017: Connected Lands: New Perspectives on Ecological Networks Planning. Springer Cham.

Schrötter M., 2019: The Ecosystem Service Concept: Linking Ecosystems And Human Wellbeing. In: Schrötter M., Bonn A., Klotz S., Seppelt R., Baessler C.: Atlas of Ecosystem Services: Drivers, Risks and Societal Responses. 2019. Springer Cham.

Schweiger O., 2019: Minimising Risks of Global Change by enhancing Resilience of Pollinators in Agricultural Systems. In: Schrötter M., Bonn A., Klotz S., Seppelt R., Baessler C.: Atlas of Ecosystem Services: Drivers, Risks and Societal Responses. 2019. Springer Cham.

Sklenička P., 2003: Základy krajinného plánování. 2. vyd., Praha: Naděžda Skleničková.

Strnad M., et al., 2012: Migrační koridory velkých savců v ČR. Ochrana přírody. Zvláštní číslo: 50-53.

Šarapatka B., NIGGLI U., 2008: Zemědělství a krajina: cesty k vzájemnému souladu. Olomouc. Univerzita Palackého v Olomouci.

Štych P., Laštovička J., Paluba D., 2019: Změny české krajiny okem družic. Vesmír 98. 218-221.

Vassiliki K., et al., 2015: The challenge of implementing the European network of protected areas Natura 2000. Conservation Biology 29, p. 260-270.

Vaškovský A., 2020: Krajinné linie a jejich funkce aneb je volný pohyb organismů v krajinně stále tak volný? Živa 5. 232-234.

Legislativní zdroje:

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

Internetové zdroje:

CENIA, ©2017: Vývoj krajinného pokryvu dle CORINE Land Cover na území ČR v letech 1990–2012 (online) [cit. 2023.03.30], dostupné z https://www.cenia.cz/wp-content/uploads/2019/04/Vyvoj_krajinneho_pokryvu_CORINE_Land_Cover_CR_1990-2012.pdf

CENIA, ©2022: Česká informační agentura životního prostředí: Zpráva o životním prostředí České republiky 2021 (online) [cit. 2023.03.30], dostupné z <https://www.cenia.cz/publikace/zpravy-o-zp/>.

Evropská komise, ©2019: Zpráva Komise Evropskému parlamentu, Radě, Evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru a Výboru regionů: Přezkum pokroku při provádění strategie EU pro zelenou infrastrukturu (online) [cit. 2023.03.30], dostupné z <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:52019DC0236&qid=1562053537296>

MZE, ©2020: Ministerstvo zemědělství: Zpráva o stavu zemědělství ČR za rok 2020 (online) [cit. 2023.03.30], dostupné z https://eagri.cz/public/web/file/700907/ZZ20_V3_TEXT_07_07_2021.pdf.

MZE, ©2022: Ministerstvo zemědělství: Ročenka 2020 - Ekologické zemědělství v ČR (online) [cit. 2023.03.30], dostupné z https://eagri.cz/public/web/file/697723/Rocenka_ekologickeho_zemedelstvi_2020_w_eb.pdf.

MŽP, ©2016: Ministerstvo životního prostředí: Strategie ochrany biologické rozmanitosti České republiky 2016-2025 (online) [cit. 2023.03.30], dostupné z [https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/4A46CA81084E521FC1258050002DAE0C/\\$file/SOBR_CR_2016-2025.pdf](https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/4A46CA81084E521FC1258050002DAE0C/$file/SOBR_CR_2016-2025.pdf).

MŽP, ©2021: Prioritní akční rámec pro soustavu Natura 2000 v ČR (online) [cit. 2023.03.30], dostupné z [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/akcni_ramec_natura_2000/\\$FILE/ODO_IMZ-CZ_paf_20201008.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/akcni_ramec_natura_2000/$FILE/ODO_IMZ-CZ_paf_20201008.pdf)

Projekt Interreg Central Europe MaGICLandscapes, ©2019: Příručka zelené infrastruktury – koncepční a teoretické základy, termíny a definice (Česká zkrácená verze) (online) [cit. 2023.03.30], dostupné z https://www.ekologie-krajiny.cz/sites/default/files/publikace-pdf/CE897_D.C.6.1_O.T1.1_Handbook_SHORT_CES_WEB.pdf.

10. Přílohy