Metodika pro vyhodnocení míry degradace ekosystémových funkcí údolních niv v České republice

Jiří Jakubínský, Lenka Štěrbová, Marcela Prokopová
a kolektiv

Zadavatel:
Ministerstvo životního prostředí ČR

Zhotovitel:
Ústav výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i.
Masarykova univerzita

Brno | 2025

Recenzenti

Mgr. Linda Blättler	Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky
Mgr. Marek Havlíček, Ph.D.	Výzkumný ústav pro krajinu, v. v. i.
Ing. Jiří Schneider, Ph.D.	Mendelova univerzita v Brně

Autoři

RNDr. Jiří Jakubínský, Ph.D.[1]
Mgr. Lenka Štěrbová[1]
Ing. Marcela Prokopová, Ph.D.[1]
prof. RNDr. Vilém Pechanec, Ph.D.[2]
Mgr. et Mgr. Jan Daněk, Ph.D.[1]
Mgr. Jan Donoval[1]
doc. RNDr. Pavel Cudlín, CSc.[1]
Ing. Ondřej Cudlín, Ph.D.[1]
Mgr. Kateřina Krásná[1]
Ing. Renata Včeláková, Ph.D.[1]
Ing. Pavel Samec, Ph.D.[1]
MSc. Simeon Vaňo, PhD.[1]
Mgr. et Mgr. Ján Babej, Ph.D.[1]
Ing. Jan Purkyt, Ph.D.[1]
doc. RNDr. Petr Pařil, Ph.D.[3]
PhDr. Jan Krajhanzl, Ph.D.[3]
Mgr. Marek Polášek, Ph.D.[3]
Mgr. Michal Straka, Ph.D.[3]

Dále spolupracovali

doc. Mgr. Martin Šlachta, Ph.D.[1], Ing. Radek Plch, Ph.D.[1], Ing. Vladana Procházková[1], Mgr. Johana Drlíková[1]

[1] Ústav výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i.
[2] Univerzita Palackého v Olomouci
[3] Masarykova univerzita

T A
Č R

Program **Prostředí pro život**

Tato metodika byla vytvořena v rámci projektu SS05010134 „Význam a ochrana údolních niv jako prostředí pro plnění ekostabilizační funkce krajiny“. Projekt byl financován se státní podporou Technologické agentury ČR a Ministerstva životního prostředí ČR v rámci Programu Prostředí pro život.

Obsah

1 Úvod 4
2 Východiska metodiky a současný stav ochrany údolních niv 8
2.1 Ekosystémové funkce a služby údolních niv a příčiny jejich degradace 8
2.2 Ochrana údolních niv a jejich vymezení v České republice 10
3 Hodnocení ekostabilizační funkce údolních niv 14
3.1 Hodnocení ekostabilizační funkce ve vymezených údolních nivách 16
3.1.1 Transformace povodňových průtoků 17
3.1.2 Retence vody 19
3.1.3 Zásoba uhlíku ve vegetaci 20
3.1.4 Evapotranspirace 23
3.1.5 Ekologická hodnota biotopů 24
3.1.6 Konektivita přírodních biotopů 27
3.1.7 Vyhodnocení ekologicko-stabilizační funkce 30
3.1.8 Indikátory antropogenních tlaků v údolních nivách 31
3.2 Webová mapová aplikace Funkční NIVA 32
3.3 Hodnocení kvality plnění ekostabilizační funkce údolních niv v dosud nevymezených nivách 36
3.3.1 Zdroje dat a jejich spolehlivost 37
3.3.2 Zpracování dat a stanovení kvality plnění jednotlivých ekosystémových funkcí údolních niv 38
3.3.3 Časová náročnost aplikace metodiky 42
4. Jaké kulturní ekosystémové služby lidé využívají v říční krajině a jaké antropogenní vlivy je ohrožují nebo podporují? 43
5 Použitá literatura 46
Příloha 1 51
Příloha 2 53

1 Úvod

Údolní nivy představují unikátní prostředí tvořené aluviálními sedimenty, formovaná v dlouhém časovém horizontu podél řek i menších vodních toků. Vzhledem k tomu, že se jedná o rovinatá, a tedy dobře přístupná území, často s přirozeně velmi úrodnou půdou, poskytují lidské společnosti dlouhodobě široké spektrum ekosystémových služeb. **Intenzivní využívání území údolních niv degraduje jejich přírodní hodnoty a výrazně snižuje potenciál k plnění ekosystémových funkcí a poskytování souvisejících služeb**. **Významná část těchto klíčových služeb souvisí se schopností niv zadržovat vodu a živiny, což lze chápat jako protipovodňovou službu a vodoretenční funkci. Přestože tyto ekosystémy plní řadu dalších základních funkcí**, **význam niv jako míst pro retenci vody při extrémních průtocích způsobených intenzivními srážkami nebo táním sněhu či jako zásoba vody v době sucha jsou v podmínkách globální environmentální a klimatické změny zásadní.** Aby se zvýšila schopnost niv plnit tyto funkce, je stále více **potřeba zachovávat konektivitu řek s okolními nivami** a přizpůsobit činnosti lidské společnosti tak, aby vedly k udržení a obnově říčních ekosystémů. Síla konektivity mezi řekou a okolním terestrickým prostředím (tedy nivou) se liší v závislosti na hydrogeomorfologickém vlivu toku vody a materiálů po proudu – jak rozpuštěných látek, tak pevných částic (Stanford a kol. 2005). Řeka by si měla zachovat průtokový režim s dostatečnou variabilitou tak, aby zahrnoval takové vodní hladiny a události, které podporují důležité procesy v nivách (Opperman a kol. 2010). Výměna mezi říčními koryty a jejich nivami, nazývaná jako **laterální konektivita**, byla identifikována jako klíčová proměnná v rozmanitosti a složení biologických společenstev, a to jak vodních (např. Desjonquères a kol. 2018, Leigh a Sheldon 2009, Paillex a kol. 2013), tak terestrických (např. Casco a de Neiff 2010, Souter a kol. 2014). Laterální konektivita také představuje klíčový prvek podporující ekosystémové procesy, jako je výměna živin a geomorfologická změna (Hein a kol. 2004, Schönbrunner a kol. 2012, Welti a kol. 2012 nebo Park 2020).

Hlavním cílem projektu „Funkční NIVA“ bylo vyvinout ucelený metodický postup pro vyhodnocení kvality ekosystémových funkcí plněných údolní nivou, jakožto území podléhajícího v České republice určité formě ochrany přírodních a krajinných hodnot, která vyplývá z existence institutu „významného krajinného prvku“ v české legislativě. V rámci projektu byly hodnoceny vybrané ekosystémové funkce niv pomocí souboru specifických indikátorů, přičemž **klíčovým výstupem je informace o míře plnění tzv. ekostabilizační funkce**, která je zde vnímána jako zastřešující pojem pro ekosystémové funkce, které za optimálních podmínek zajišťují celkovou ekologickou stabilitu území, čímž podporují schopnost ekosystému vyrovnávat změny způsobené vnějšími činiteli a udržovat tak přirozené vlastnosti daného ekosystému. Projekt svými výstupy cílí zejména na uživatele z řad zástupců orgánů ochrany přírody a krajiny, kteří se v praxi setkávají s problematikou antropogenní degradace niv a určování limitů využívání krajiny těchto ekosystémů.

Dílčím cílem projektu byla, kromě vytvoření vlastního metodického postupu, také **snaha nabídnout uživateli výsledků určitou datovou podporu**, zahrnující podklady pro vyhodnocení vybraných ekosystémových funkcí v dostatečném prostorovém rozlišení. K vyhodnocení kvality plnění ekostabilizační funkce údolní nivy, která již byla oficiálně vymezena (tj. existují veřejně dostupné datové podklady vymezující polohu hranic nivy) by tedy uživatel měl vycházet z dat vytvořených v průběhu realizace tohoto projektu a dostupných na webové stránce provozované příjemcem projektu (viz podkapitola 3.3). Snahou řešitelského týmu projektu bylo zajistit, resp. **vytvořit data pro kvantifikaci ekosystémových funkcí na celorepublikové úrovni**, tj. v rámci tzv. rámcového vymezení niv, uskutečněného v komplementárním projektu konsorcia partnerů, vedeného firmou Ekotoxa s. r. o. (projekt TAČR SS01010213 „Praktické nástroje pro plánování a ochranu VKP údolní niva“) a následně

revidovaného pro území niv všech vodních útvarů (ve smyslu páteřních vodních toků) řešitelským týmem tohoto projektu. Pro všechny navržené indikátory byly připraveny podklady s celorepublikovým pokrytím, přičemž princip kategorizace zjištěných hodnot byl verifikován v experimentálních lokalitách projektu, zachycujících nejčastěji se vyskytující typy niv na území České republiky.

Výstupy tohoto projektu svým uživatelům poskytují **orientační informace o stavu plnění ekosystémových funkcí niv** na vybraném území za předpokladu, že v daném území existuje rámcově vymezená niva. **V situaci, kdy ve vybraném území dosud není vymezena údolní niva** (tzn. niva není zobrazena v mapovém atlasu Rámcového vymezení niv dostupného na webu MŽP ani v aplikaci Funkční NIVA, vyvinuté řešitelským týmem tohoto projektu), **by zájemce o vyhodnocení stavu plnění ekostabilizační funkce vybrané nivy měl aplikovat tento metodický postup**.

Mezi předpokládané uživatele této metodiky tedy patří zejména zástupci orgánů ochrany přírody, definovaných blíže v § 75 zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, tzn. orgány územní samosprávy (obecní úřady a krajské úřady), speciální a ústřední správní úřady. Data získaná aplikací metodiky mohou představovat důležitý **podklad pro rozhodování v oblasti ochrany přírody a krajiny**, přičemž zjištěné informace mohou být také zohledněny **při plánování územního rozvoje** a tvorbě regulačních plánů měst a obcí.

Obr. 1. Údolní niva Tiché Orlice u města Králíky (poldr Lichkov)

Vysvětlení hlavních pojmů

Ekosystémové služby (dále „ES“) představují širokou škálu přínosů, které umožňují samotnou existenci lidské společnosti a jsou podstatné pro dobrou kvalitu života. ES jsou také někdy nazývány **přínosy přírody lidem** (případně **příspěvky přírody lidem**, pokud zahrnují i negativní vlivy na člověka). Tyto přínosy jsou poskytovány jednotlivými ekosystémy, krajinou nebo organismy, utvářenými přirozeně nebo i za spolupůsobení člověka (ÚVGZ 2022; Díaz a kol. 2018). ES jsou podle MEA (2003) charakterizovány jako **přímé a nepřímé příspěvky ekosystémů k lidskému blahobytu**. Existuje více přístupů ke klasifikaci ES, ale většina rozlišuje tři skupiny: regulační, materiální (zásobovací) a nemateriální (kulturní). Metodika využívá názvosloví kategorií ES, které je **v souladu s klasifikací Přínosů přírody lidem** (NCP – Nature's Contributions to People) dle Díaz a kol. (2018), a které **používá Mezivládní platforma pro biologickou rozmanitost a ekosystémové služby (IPBES)**.

Ekosystémové funkce jsou biologické, chemické a fyzikální procesy a interakce probíhající v ekosystémech, které udržují jejich strukturu a umožňují poskytování ekosystémových služeb. Mohou být vnímány jako **kapacita ekosystému k poskytování ekosystémových produktů a služeb, jež uspokojují lidské potřeby** (de Groot 2002; Jax 2005).

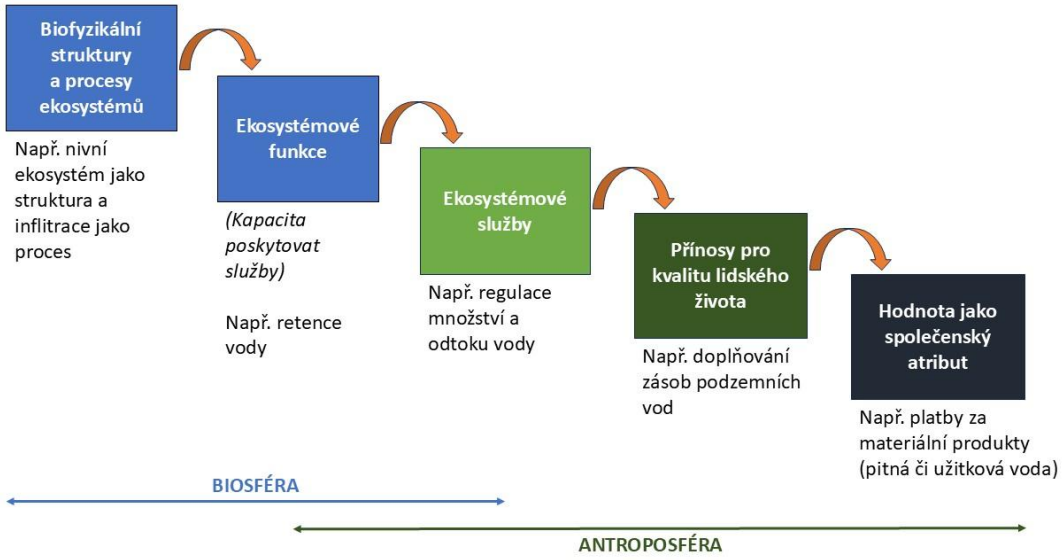
Ekostabilizační funkce (nebo také „**ekologicko-stabilizační**“ funkce) je v předložené metodice chápána jako **zastřešující pojem pro ekosystémové funkce**, které za optimálních podmínek **zajišťují celkovou ekologickou stabilitu území**, čímž podporují schopnost ekosystému vyrovnávat změny způsobené vnějšími činiteli a udržovat tak přirozené vlastnosti daného ekosystému. Zejména se jedná o přirozenou retenci a infiltraci povrchové vody, zadržování živin a splavenin, formování nivních typů půd, přírodních biotopů a migračních koridorů v krajině. Podle § 4 odst. 2 zákona č. 114/1992 Sb. (Zákon o ochraně přírody a krajiny) **mají být údolní nivy** (tj. významné krajinné prvky) **chráněny před zásahy, které by ohrozily nebo oslabily ekologicko-stabilizační funkce**.

Biofyzikální hodnocení ES vyjadřuje **přínosy ve fyzikálních jednotkách**, jako je **množství vody** zadržované v určitém území nebo **množství uhlíku** uloženého ve vegetaci a půdě, které je důležité pro regulaci klimatu. Využívají se zde metody, jako je například hydrologické modelování, půdní sondy zjišťující zastoupení organického uhlíku či další chemické metody pomocí nichž lze stanovit obsah organického uhlíku v rostlinném materiálu. Biofyzikální hodnocení může být dostatečné pro některé účely, např. při vyhodnocení regulace množství vody v suchém poldru jako protipovodňové ochrany (COŽP 2024).

Sociokulturní hodnocení ES se zaměřuje na to, **jaký význam přisuzují přínosům přírody sami lidé**. Díky využití metod jako jsou **dotazníky nebo skupinové diskuse** je možné např. vyhodnotit reálné využívání ES lidmi, zjistit preference obyvatel vůči konkrétním ES při plánování změn využívání území nebo zmapovat synergie a konflikty mezi různými ES a změnami v krajině. To může být velmi důležité zejména pro hodnocení některých kulturních ES (např. hodnota odkazu, smysl pro místo, identita, podpora zdraví), které jsou obtížně zachytitelné jinými metodami.

Vysvětlení hlavních pojmů

Kaskáda ES představuje konceptuální **model, který schematicky vysvětluje vztah mezi ekosystémovými funkcemi a službami poskytovanými lidem a jejich vliv na lidský blahobyt**. ES mohou lidé získávat díky fungování ekosystémů, které sami ovlivňují, ale které se zakládá na přírodních procesech (Blättler a Daněk 2025). Řada ES nemůže být produktem pouze ekosystémových struktur a procesů (a z nich pramenících funkcí), nýbrž musí být spoluvytvářena prostřednictvím lidských kognitivních nebo fyzických procesů, např. některé kulturní ES (Fischer a Eastwood 2016).



Obr. 2. Kaskáda ekosystémových služeb, upraveno podle Haines-Young a Potschin (2010) a Blättler a Daněk (2025).

2 Východiska metodiky a současný stav ochrany údolních niv

2.1 Ekosystémové funkce a služby údolních niv a příčiny jejich degradace

Hydrologické procesy v krajině bývají často považovány za klíčovou ekosystémovou funkci, která zvyšuje kvalitu lidského blahobytu a zároveň i míru biodiverzity (viz např. Pert a kol. 2010). **Údolní nivy zaujímají jednu z hlavních rolí v procesu utváření charakteru současného životního prostředí, plní řadu funkcí a poskytují služby lidské společnosti.** Člověk těchto služeb využívá prakticky od počátku svého bytí, postupně tyto ekosystémy však stále více také ovlivňuje (viz např. Meybeck 2003), a tím i výrazným způsobem omezuje možnost zachování nebo obnovy jejich přirozeného stavu. Proces antropogenního ovlivnění probíhá jak přímo – nejčastěji prostřednictvím zásahů do morfometrických parametrů koryt či pobřežní zóny, tak i nepřímo, obvykle změnou v charakteru využívání území v rámci celého povodí. Ekosystémy údolních niv se vyznačují vysokou biodiverzitou díky jejich sezónnímu zaplavování, což způsobuje vytváření jedinečných struktur společenstev – biota reaguje adaptacemi na změny stanovišť způsobené kolísáním hladiny (Petsch a kol. 2022). Údolní nivy zahrnují podle Jakubínského a kol. (2021) unikátní prostředí formovaná v dlouhém časovém horizontu podél řek a menších toků a tvořená aluviálními sedimenty. Jelikož jsou nivy ploché, často s velmi úrodnou a dobře přístupnou půdou, staly se přirozeným centrem zájmu lidské společnosti, zároveň poskytují řadu statků a ekosystémových služeb. **Významná část klíčových služeb poskytovaných nivami souvisí se schopností niv zadržovat vodu a ukládat povodňové sedimenty**, což lze chápat jako funkci transformace povodňových průtoků a retence vody. Ačkoli tyto ekosystémy plní řadu dalších základních funkcí, význam niv jako místa pro zadržování vody během extrémních průtoků způsobených intenzivními srážkami nebo táním sněhu a zásobování vodou v období sucha je v podmínkách globální změny zásadní.

Podle Costanzy a kol. (1997) jsou nivní ekosystémy v globálním hledisku hned po estuáriích druhým nejlépe hodnoceným typem ekosystému z hlediska jejich hodnoty pro společnosti na hektar. Přestože zaujímají <2 % zemského povrchu, **poskytují přibližně 25 % suchozemských přínosů ekosystémových služeb**, přičemž největší hodnotu představuje **ochrana před povodněmi** (Akanbi a kol. 1999). Demek a kol. (2011) považuje za nejvýznamnější služby zejména omezení počtu a intenzity povodní, podíl na utváření zásob podzemních vod, omezování plošného znečišťování vodních toků, filtrování lijákových vod v povodí, snadný přístup k pitné a užitkové vodě, vytváření vhodných biotopů pro faunu a flóru a v neposlední řadě také zajištění úrodné zemědělské půdy.

Nejvyšších hodnot plnění ekosystémových funkcí říčních krajin z hlediska jejich kvality i množství velmi často dosahují lokality těsně přiléhající k vodnímu toku – jedná se tedy o prostor tzv. příbřežní zóny. Za hlavní příčinu lze patrně označit nižší míru antropogenního tlaku, který je na tyto lokality kladen z důvodu nepříznivých podmínek pro hospodářské i jiné formy využití (obvykle jde o úzké pásy vegetace ve svažitém a obtížněji přístupném terénu na březích vodních toků). Ekologický význam příbřežních zón ve smyslu plnění funkcí na vodu vázaných ekosystémů byl již v minulosti poměrně častým předmětem studia řady autorů – např. Welcomme (1979), Naiman a Decamps (1997) nebo Naiman a kol. (2005). Velmi rozsáhlý přehled o potenciálních hodnotách ekosystémů v rámci příbřežní zóny vodních toků podává např. Malanson (1993). Samotný význam studia fluviálních ekosystémů z dlouhodobého hlediska spočívá především v procesu pochopení podstaty diskutovaných funkcí (viz např. Hynes 1975) a výzkumu charakteru interakcí mezi vodním tokem a jeho nivou (např. Amoros a Bornette 2002 nebo Décamps a kol. 1988). Dostatečně kvalifikované řešení výše uvedených

témat je však závislé na jednoznačné definici zájmového území (tj. nivy nebo říční krajiny) a jeho následném praktickém vymezení v terénu.

Antropogenní ovlivnění kvality ekosystémů údolních niv (tj. i jejich biodiverzity) se mimo jiné také projevuje svým **dopadem na ekosystémové služby**, které jsou pro fungování a blahobyt společnosti velmi důležité (Postel a Carpenter 1997). Spolu s mírou ovlivnění přirozenosti těchto ekosystémů dochází tedy ke snížení jejich původních environmentálních, socio-kulturních a ekonomických hodnot, které dlouhodobě představují významný přínos lidské společnosti (Costanza a kol. 1997, de Groot a kol. 2002). Nivní ekosystémy jsou vážně ohroženy zejména v mírných oblastech, a to hlavně kvůli regulaci vodních toků, znečištění a zavlečení invazivních druhů. Tento kontrast mezi poskytováním ekosystémových služeb a bezprostředním ohrožením, kterému nivní ekosystémy čelí, činí velmi naléhavým kvantifikaci ekosystémových služeb, které poskytují. To může pomoci ke zdůraznění významu těchto ekosystémů pro společnost a také k hledání řešení pro zmírnění dopadů antropogenních změn (Petsch a kol. 2022). Základní přístupy ke kvantifikaci ekosystémových služeb tvoří biofyzikální, sociokulturní a ekonomické hodnocení (Blättler a Daněk 2025). Tato metodika se zaměřuje zejména na biofyzikální hodnocení regulačních ekosystémových služeb, ale pro lepší zachycení významu říčních niv pro společnost byly v rámci projektu na vybraných případových studiích demonstrovány také sociokulturní hodnoty kulturních ekosystémových služeb včetně vnímaných antropogenních vlivů v krajině. Jedině s těmi lze totiž zachytit některé nemateriální hodnoty říčních niv pro člověka, které nevyplývají pouze z funkcí ekosystémů, ale jsou spoluvytvářeny lidmi v dané říční krajině (Fischer a Eastwood 2016). Tyto hodnoty mohou být např. pro místní obyvatele naprosto klíčové.

Pithart a kol. (2012) v souvislosti se službami říčních ekosystémů poukazuje na skutečnost, že **v případě transformovaných niv je na úkor většiny funkcí podpořena funkce rostlinné produkce a u zastavěných niv jsou obvykle veškeré ekosystémové funkce a služby zcela eliminovány**. Přímou souvislostí uvedených způsobů využívání prostoru říčních krajin je degradace jejich environmentálních i ekonomických hodnot. Tento jev se obvykle projevuje omezením rozsahu služeb, souvisejících s hydrologickým cyklem krajiny, nižším potenciálem tlumení průběhu povodní i sucha, nestabilním oběhem živin a také sníženou primární produkcí.

Údolní nivy čelí významným hrozbám v podobě probíhajících změn a degradace způsobené zemědělstvím, urbanizací, vodní dopravou a výstavbou velkých vodohospodářských staveb (Arthington a kol., 2010; Sommerwerk a kol., 2010). I ve zbývajících aktivních územích údolních niv jsou stanovištní podmínky často nepříznivě ovlivněny lidskou činností, včetně říčního inženýrství, výstavby přehrad, fragmentace údolních niv, akumulace sedimentů, chemické kontaminace hnojivy a znečišťujícími látkami, zavlečení invazních druhů a intenzivního lesního hospodaření (Leyer, 2005; Nijland & Cals, 2001; Rinaldi a kol., 2013).

Říční mokřady byly zasaženy obzvláště napřimováním koryt a prohlubováním toků (Hesselink, 2002) a omezeny protipovodňovými opatřeními, jako jsou ochranné hráze a náspy (Henry a kol., 2002; Hey & Philippi, 1995); mnoho území údolních niv se hydrologicky oddělilo od hlavních říčních koryt (Hein a kol.., 2016). Tato izolace vedla k **úbytku dynamických typů biotopů**, které jsou nedílnou součástí ekosystémů údolních niv (Klimo, 2008). **Bez přirozených povodňových režimů** se společenstva lužních lesů často posouvají do pozdějších sukcesních stádií, přičemž **ztrácejí jak raná stádia, tak biodiverzitu** (Barnes, 1997) a stávají se zranitelnějšími vůči invazním druhům (Cowell & Dyer, 2002). Degradace údolních niv je proto hlavním faktorem rychlého úbytku biodiverzity vodních a nivních ekosystémů v důsledku změn stanovišť. Tyto změny významně narušují ekologickou integritu a

fungování ekosystémů údolních niv (Hale & Adams, 2007; Simenstad a kol., 2006; Weigelhofer a kol., 2011).

2.2 Ochrana údolních niv a jejich vymezení v České republice

Efektivita ochrany údolních niv v evropských zemích zůstává omezená. Evropské směrnice často slouží jako hlavní zastřešující opatření pro ochranu údolních niv, ale jejich praktický dopad se významně liší a je často nedostatečný (Friedrichs a kol., 2018; Hermoso a kol., 2018). K managementu údolních niv přispívají také národní zákony o ochraně přírody, i když pouze několik evropských zemí, jako jsou například **Česká republika a Švýcarsko, má specifickou národní ochranu zaměřenou na údolní nivy**. V České republice se ochranná legislativa vztahuje obecně na všechny údolní nivy. Taková komplexní legislativa se však často dostává do konfliktu se stávajícím využitím území, zejména v oblastech obytné zástavby nebo starých průmyslových areálů, vybudovaných před přijetím legislativních nástrojů zacílených na ochranu údolních niv. Tento konflikt komplikuje snahy o ochranu údolních niv, protože v mnoha intenzivně využívaných územích údolních niv pokračuje rozvoj nebo přechod k ekologicky neudržitelným praktikám i po zavedení právní ochrany. **Zásadní výzva spočívá v posouzení, zda si tyto části údolních niv zachovávají ekostabilizační funkce po předchozích lidských zásazích, nebo zda mají potenciál k obnově, který ospravedlňuje omezení dalšího rozvoje** (Jakubínský a kol., 2021). V České republice, stejně jako v mnoha dalších zemích, je nová výstavba v údolních nivách částečně **regulována kvůli povodňovému riziku**, které v záplavových územích hrozí. Tyto regulace však obvykle omezují pouze určité aktivity, jako je výstavba obytných nebo průmyslových budov, zatímco jiné škodlivé zásahy zůstávají do značné míry neregulované. Navíc **ekosystémy údolních niv jsou závislé na periodických záplavách**, přirozeném procesu, který je často narušen minulými změnami ve využití území a změnami v hydrologickém režimu vodních toků. V důsledku toho je celková účinnost zákonů na ochranu údolních niv často omezená.

V Evropě bylo zavedeno několik právních rámců pro zlepšení ekologického stavu, snížení povodňového rizika a ochranu biotopů. **Tyto rámce nyní hrají významnou roli při formování managementu řek a údolních niv** (Hornung a kol., 2019). V Evropském společenství (EC) existují hlavní směrnice, které zahrnují **Rámcovou směrnici EU o vodách (WFD), Směrnici EU o povodňových rizicích (FRD) a Směrnici EU o stanovištích (HD)** (EEA, 2016; Tockner a kol., 2010). Hlavním cílem Rámcové směrnice EU o vodách (WFD) je zlepšit ekologický stav vodních ekosystémů prostřednictvím opatření zaměřených na snížení lidských tlaků na tyto systémy (Grizzetti a kol., 2016; Jähnig a kol., 2009). Vyžaduje od členských států obnovu nebo zachování dobrého ekologického stavu říčních systémů a zavádí komplexní programy monitoringu a hodnocení (Serra-Llobet a kol., 2022). WFD poskytuje celoevropský základ pro integrované řízení vodních zdrojů a přijímá ekosystémový přístup s ohledem na druhovou rozmanitost, s důrazem na obnovu přirozené hydrologické dynamiky (Weigelhofer a kol., 2020). Jedním z jejích klíčových cílů je zachování strukturální integrity příbřežních zón (Gumiero a kol., 2013; Meyerhoff & Dehnhardt, 2007).

Naproti tomu **Směrnice EU o povodňových rizicích (FRD)** se zaměřuje na snižování povodňových rizik pro lidský blahobyt, což často vede ke kompromisům s WFD (EEA, 2016). Hlavním cílem FRD je minimalizovat nepříznivé dopady povodní na lidské zdraví, ekonomické aktivity, životní prostředí a kulturní dědictví (EK, 2007). Opatření prováděná podle FRD však musí být v souladu s cíli WFD, aby byla zajištěna konzistence mezi oběma směrnicemi (EEA, 2016; Evers & Nyberg, 2013). Cílem Směrnice EU o stanovištích (HD) je chránit vzácné, ohrožené nebo endemické druhy živočichů a rostlin,

stejně jako stanoviště v rámci vyznačených území Natura 2000, což je nástroj strategie EC pro biodiverzitu (Gumiero a kol., 2013). Tento přístup je více zaměřen na jednotlivá stanoviště nebo jednotlivé druhy (Weigelhofer a kol., 2020).

Výskyt velkých povodní na počátku tisíciletí obnovil zájem o území údolních niv, se zvláštním důrazem na posílení a optimalizaci retenční kapacity pro povodně. Vytváření nových zón pro zadržování povodňových vod prokázalo nákladově efektivní ochranu proti povodňovým škodám a současně poskytlo významné ekologické přínosy (Grossmann, 2012). V důsledku toho došlo ke změně priorit v zemědělské a environmentální politice, jak je patrné z iniciativ, jako je reforma Společné zemědělské politiky EU, WFD a integrované strategie řízení povodňových rizik typu "Making Space for Water" (DEFRA, 2005), která zdůrazňuje holistický přístup k řízení povodňových rizik (Morris a kol., 2016). Stále větší pozornost získávala opatření jako obnova mokřadů pro ochranu přírody a využití povodňových poldrů ke zmírnění záplav v nízko položených zastavěných oblastech (Maltby & Barker, 2009).

Kromě toho **Společná zemědělská politika EU** (CAP) a **Evropská úmluva o krajině** (Rada Evropy, 2000) významně **ovlivnily způsob managementu řek a údolních niv** (Hauck a kol., 2014; Seardo, 2015). Evropská komise také představila svou Strategii pro biodiverzitu 2030 (EC, 2020), která je součástí Evropské zelené dohody („Green Deal“). Tato strategie si klade za cíl dosáhnout klimatické neutrality Evropy do roku 2050, přejít na čisté oběhové hospodářství a současně obnovit biodiverzitu a snížit znečištění. Mezi klíčové cíle patří rozšíření chráněných území tak, aby pokrývala nejméně 30 % evropské pevniny a moří, a obnova nejméně 25 000 km vodních toků (Serra-Llobet a kol., 2022). Vedle evropských směrnic některé evropské státy vyvinuly národní legislativu týkající se ochrany a managementu údolních niv.

Na rozdíl od většiny Evropy **Česká republika chrání plošně všechny údolní nivy podle zákona 114/92 Sb.** a následných vyhlášek Ministerstva životního prostředí, které je klasifikují jako **významné krajinné prvky** (dále „VKP“). Ty jsou definovány jako „**ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotné části krajiny utvářející její typický vzhled nebo přispívající k udržení její stability**“ (§ 3, odst. 1, písm. b, zákona o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb.). Údolní nivy jsou potom spolu s vodními toky, rybníky, jezery, rašeliništi a veškerými lesními porosty součástí skupiny VKP, která podléhá zákonné ochraně automaticky, tedy bez nutnosti předchozí zvláštní registrace vybraného krajinného prvku. Uvedený zákon také definuje způsob nakládání s VKP, podle něhož by měly být chráněny před poškozováním či ničením a využívány jedině tak, aby nebyla narušena jejich obnova a nedošlo k ohrožení nebo oslabení jejich ekostabilizační funkce. Za takové zásahy zákon považuje například umisťování staveb, pozemkové úpravy, změny kultur pozemků, odvodňování pozemků, úpravy vodních toků a nádrží nebo také těžbu nerostů. Tato forma ochrany údolních niv je v Evropě poměrně jedinečná, protože tyto ekosystémy jsou záměrně chráněny pro zachování jejich environmentální hodnoty. Z pohledu **vymezení údolních niv v České republice** je v současné době směrodatné zejména Sdělení MŽP (Věstník MŽP, částka 8, 2007), které definuje údolní nivu jako **rovinné údolní dno aktivované při povodňovém stavu vodního toku**. Niva je dle Sdělení tvořena štěrkovitými, písčitými, hlinitými nebo jílovitými naplaveninami, jejichž úložné poměry často vykazují nepravidelnosti způsobené větvením toku, vznikem ostrovů, meandrů, náplavových kuželů a delt, sutí, svahových sesuvů apod.

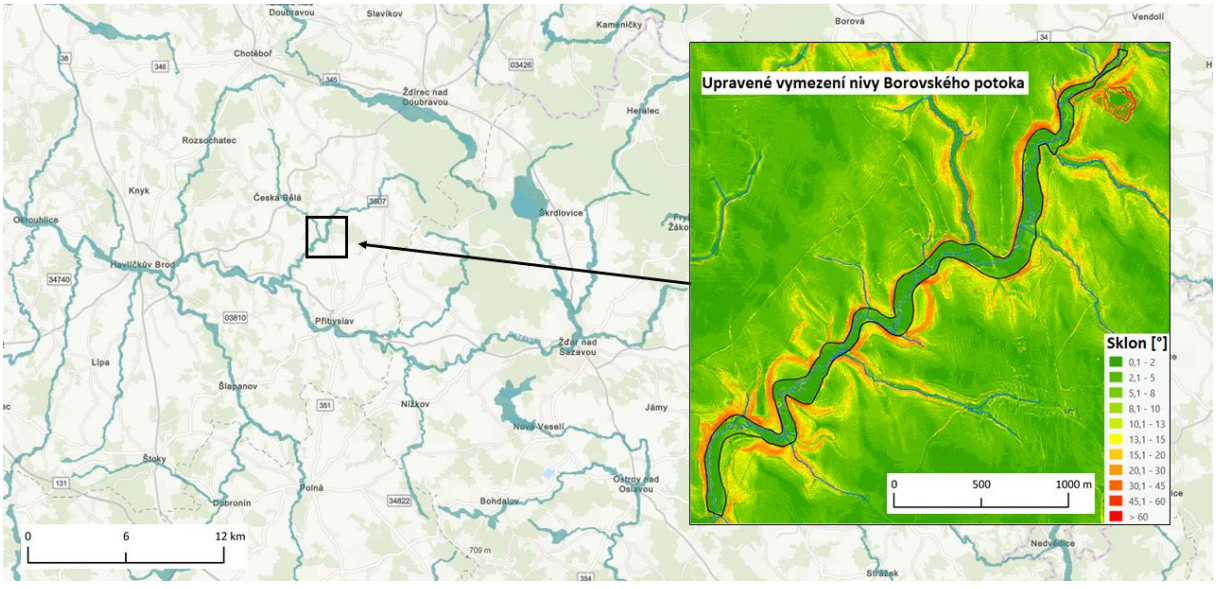
Z důvodu dlouholeté neexistence relevantních podkladů, které by vymezovaly údolní nivy pro praktické využití, bylo v rámci projektu TAČR SS01010213 „Praktické nástroje pro plánování a ochranu VKP údolní niva“ (Gisat, Ekotoxa, DHP Conservation 2023) přistoupeno k **rámcovému vymezení a kategorizaci údolních niv podél významných vodních toků ČR** (v délce cca 16 000 km). Rámcové

vymezení pokrývá území zhruba 6 550 km^2 České republiky **v přesnosti odpovídající standardu měřítka 1: 25 000**. Vymezení niv bylo realizováno s využitím morfologických parametrů (DEM), dat o krajinném pokryvu, záplavových území, fytocenologických dat, půdních typů a geologického mapování. Tento proces rozlišuje mezi aktivními a „historickými" údolními nivami (angl. „*former floodplain*") v souladu s cílem ochrany přírody.

Data rámcového vymezení jsou volně k dispozici v datovém skladu AOPK ČR a lze je využít jako podklad pro územní plánování (např. pro potřeby územních studií krajiny, rozboru udržitelného rozvoje území, resp. územně analytických podkladů) nebo pro podrobné vymezení údolních niv. Mapový výstup je rovněž prezentován k prohlížení formou digitálního atlasu v prostředí ArcGIS.

Kromě samotného vymezení niv byla v rámci předchozího projektu zpracována také **Metodika podrobného vymezování údolních niv** (Pavka a kol. 2024), která cílí na měřítko 1: 10 000, což je již rozlišení dostatečné pro potřeby zpracovatelů podkladů pro ochranu přírody a krajiny a orgány ochrany přírody jakožto zadavatele těchto podkladů. Takto vytvořené podklady by měly být využitelné z pohledu projektantů oprávněných zpracovávat územně plánovací podklady a územně plánovací dokumentace, pozemkové úpravy, dále pak podnikům povodí, orgánům územního plánování, pozemkovým úřadům a dalším orgánům veřejné správy.

Jelikož tato metodika cílí na větší detail získaných informací o ekostabilizační funkci údolních niv (měřítko Rámcového vymezení niv 1:25 000 je tedy nedostatečné), bylo přistoupeno ke **kompletní manuální revizi Rámcového vymezení niv, s cílem dosáhnout dostatečné kvality vymezení údolní nivy podél všech páteřních vodních toků** (tj. nejen významných vodních toků), která je nezbytná pro věrohodné stanovení kvality poskytovaných ekosystémových funkcí a další využití výstupů projektu například ze strany orgánů ochrany přírody a krajiny. Projekt Funkční NIVA se navíc zaměřoval na **nivy všech vodních útvarů v ČR**, takže pro některé vodní útvary či jejich části musela být niva vymezena zcela nově.



Obr. 3. Výřez mapy Rámcově vymezených niv a princip manuálního zpřesnění hranic nivy s využitím digitálního modelu terénu

Průběh hranic všech rámcově vymezených údolních niv pro páteřní vodní toky byl upraven na základě digitálního modelu reliéfu (DMR 5G), mapy sklonitosti terénu odvozené z DMR, Základní mapy

ČR 1:10 000, leteckých snímků, mapy záplavového území Q_{100}, pedologické mapy (1:50 000) a geologických map (1:25 000 a 1:50 000), vrstvy mapování biotopů (RKVES 2024), lesnické typologie a lokálně i mapy třetího vojenského mapování. Příklad revidovaného vymezení údolní nivy respektujícího průběh paty svahů identifikovaných na základě digitálního modelu reliéfu, je uveden na obr. 3. Obr. 4 zobrazuje příklad změny hranic údolní nivy Rámcového vymezení niv po revizi mapování, provedeném řešitelským týmem projektu Funkční NIVA.

Revidovaná vrstva Rámcového vymezení údolních niv pro páteřní vodní toky představovala vstup pro veškeré další analýzy, realizované v rámci projektu a všechny mapové výstupy zobrazují vyhodnocená data v rozsahu revidované vrstvy niv. Tato nově vytvořená vrstva (označená jako „Vymezené údolní nivy“) je nyní zobrazitelná ve vytvořené webové mapové aplikaci, popsané v podkapitole 3.2. **Revidovaná vrstva nenahrazuje původní Rámcové vymezení niv, které je využitelné pro jiné typy úloh, zpracovatelných v měřítku 1: 25 000**, nicméně představuje upřesnění průběhu hranic nivy významných vodních toků a doplnění hranic nivy podél páteřních vodních toků. Celkem je **údolní niva tedy vymezena podél přibližně 18 500 km vodních toků** a zaujímá plochu 7 260 km^2, což představuje 9,2 % rozlohy České republiky.

Obr. 4. Revize vrstvy Rámcového vymezení niv na příkladu úseku řeky Vltavy a Kyselé Vody u Českých Budějovic

3 Hodnocení ekostabilizační funkce údolních niv

Hlavním cílem této metodiky je vyjádřit velikost dopadu lidských aktivit v krajině, které přímo ovlivňují plnění základních funkcí a poskytování souvisejících služeb konkrétního vybraného nivního ekosystému. V případě intenzivního způsobu využívání území v nivě je tedy možné stanovit, zda daný nivní ekosystém ještě plní určité funkce, podporující ekologickou stabilitu území. Ekostabilizační funkce představuje v rámci metodiky zastřešující pojem, který v sobě zahrnuje hodnocení jednotlivých dílčích ekosystémových funkcí údolních niv, vybraných na základě předem stanovených parametrů. Vyvinutý metodický postup je založen na **vyhodnocení kvality plnění celkem 6 ekosystémových funkcí** (viz tab. 1). Mezi klíčové předpoklady výběru příslušných ekosystémových funkcí patřila především **dostupnost podkladových dat na celorepublikové úrovni v dostatečném rozlišení** a dále také relevantní **výpovědní hodnota dat**. Důležitým předpokladem výběru byl také požadavek na možnost následné **replikace postupu na jakémkoliv jiném území** v rámci České republiky. Na základě existujících datových sad je možné vyhodnotit míru plnění zmíněných ekosystémových funkcí, pomocí specifických postupů, jejichž výběr vychází z provedené rešerše a experimentálního ověření aplikovatelnosti v praxi na konkrétních datových souborech v rámci modelových lokalit projektu Funkční NIVA.

Tab. 1. Přehled ekosystémových služeb a odpovídajících ekosystémových funkcí hodnocených v rámci metodického postupu (seznam ES není vyčerpávající – zahrnuje pouze ty, u kterých bylo možné kvantitativně vyhodnotit související ekosystémové funkce v celorepublikovém měřítku)

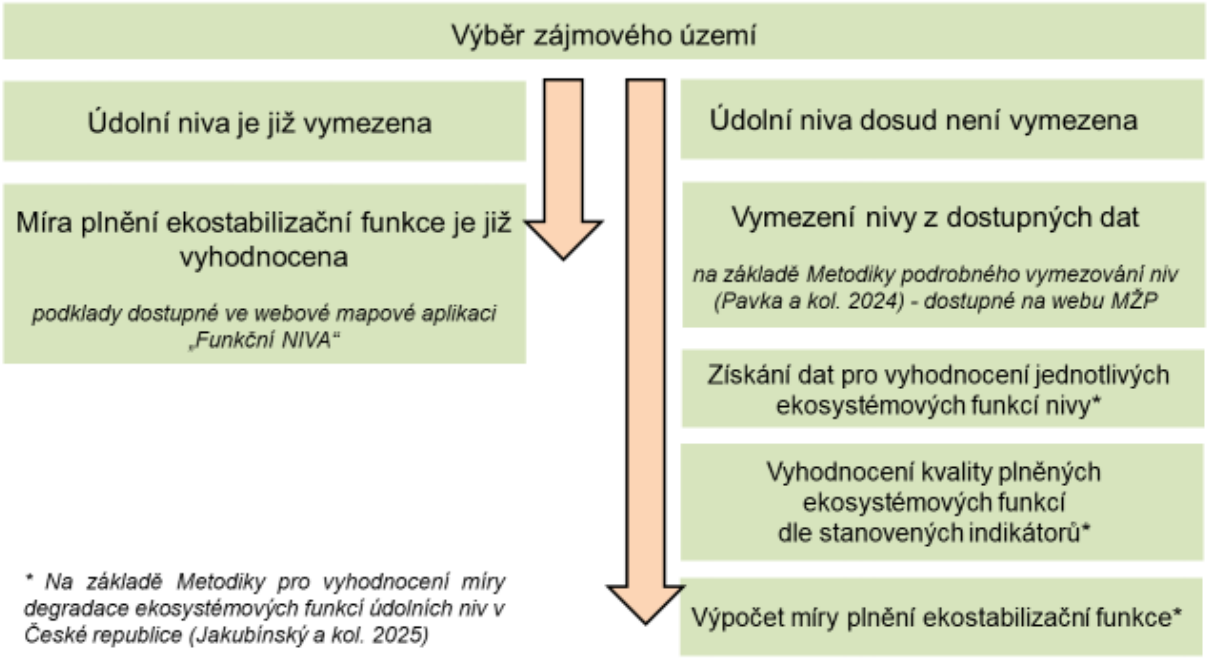
Ekosystémová služba	Související ekosystémová funkce	Stručný popis *(detailní popis je uveden v části 3.1)*
Regulace hazardů a živelních pohrom	Transformace povodňových průtoků	Výpočet se skládá ze dvou složek hodnocených v hexagonální síti – 1) podíl rozsahu záplavových území Q5, Q20 a Q100 vůči celkové rozloze vymezené nivy v daném segmentu, násobený expertně stanovenou váhou a 2) průměrnou CN hodnotou daného hexagonu.
Regulace množství a odtoku vody	Retence vody	Procentuální podíl zadržené vody v krajině z objemu spadlé srážky při průměrných podmínkách nasycenosti půdy vodou.
Regulace klimatu	Zásoba uhlíku ve vegetaci	Součet zásoby uloženého uhlíku v nadzemní, podzemní a odumřelé části rostlinné biomasy. Hodnota představuje maximální zásobu v průběhu roku.
	Evapotranspirace	Odhad kumulativní hodnoty výparu za rok (dle Sejáka, Pokorného a Seeleyho 2018).
Vytváření a udržování habitatů	Ekologická hodnota biotopů	Bodové hodnocení biotopů vychází z postupu uvedeném v Metodice hodnocení biotopů AOPK ČR (Seják a kol. 2018).
	Konektivita přírodních biotopů	Vzdálenost [m] hodnoceného místa k nejbližšímu přírodnímu nebo přírodě blízkému mokřadnímu biotopu v nivě.

*Pozn. Použité názvosloví kategorií ekosystémových služeb je **v souladu s klasifikací Přínosů přírody lidem** (NCP – Nature's Contributions to People) dle Díaz a kol. (2018), a které používá **Mezivládní***

***platforma pro biologickou rozmanitost a ekosystémové služby (IPBES)**. Přehled dalších ekosystémových služeb, respektující klasifikaci NCP, poskytují **výstupy projektu Jedna příroda** (ÚVGZ 2024).*

Uživatel metodiky se v praxi může setkat se dvěma případy, které se zásadně liší z hlediska náročnosti aplikace metodiky, a tedy i zjištění kvality plnění ekostabilizační funkce údolní nivou v jeho zájmovém území (viz schéma postupu hodnocení na obr. 5):

A) V prvním případě **existuje pro vybrané analyzované území již rámcově vymezená údolní niva**, uživatel tedy má relativně přesnou informaci o rozsahu nivy a poloze jejích hranic v terénu. V tomto případě je celý proces hodnocení značně usnadněn, jelikož v rámci projektu Funkční NIVA již byly míry plnění jednotlivých ekosystémových funkcí vyhodnoceny a byla stanovena také výsledná kvalita plnění ekostabilizační funkce niv, v relativně vysokém rozlišení (odpovídajícím přibližně měřítku 1: 10 000) pro všechny údolní nivy na území ČR.
B) V opačném případě **uživatel informaci o poloze údolní nivy v zájmovém území nemá** (údolní niva není dosud vymezena). Prvním nezbytným krokem je tedy samotné vymezení nivy v terénu, k čemuž může (v případě kdy bude mít k dispozici dostatečné množství podkladových dat) využít vytvořený metodický postup – Metodika podrobného vymezování údolních niv (Pavka a kol. 2024). Po vlastním vymezení údolní nivy by uživatel měl aplikovat tuto metodiku pro vyhodnocení míry degradace ekosystémových funkcí.



Obr. 5. Schéma odlišného postupu při vyhodnocení míry plnění ekostabilizační funkce v případě již vymezené a dosud nevymezené údolní nivy

3.1 Hodnocení ekostabilizační funkce ve vymezených údolních nivách

S cílem usnadnit hodnocení a podpořit zavedení procesu hodnocení ekostabilizační funkce údolních niv do praxe **byly pro vybrané indikátory ekosystémových funkcí vytvořeny podklady, pokrývající veškeré, dosud vymezené údolní nivy na území České republiky**. Podkladová data, na jejichž základě je možné vyhodnotit jednotlivé ekosystémové funkce a také výslednou ekostabilizační funkci jsou tedy dostupná v rozsahu manuálně revidovaných rámcově vymezených údolních niv významných vodních toků (viz podkapitola 2.2), doplněných o nově vymezené nivy zbývajících páteřních vodních toků v České republice. Veškerá vytvořená geoprostorová data jsou zobrazitelná ve webové mapové aplikaci Funkční NIVA, která je detailněji popsána v podkapitole 3.2. Uvedená data byla získána aplikací tohoto metodického postupu na dosud vymezené údolní nivy. **V případě, kdy uživatel bude potřebovat vyhodnotit míru ekostabilizační funkce plněné údolní nivou v lokalitě, pro kterou dosud neexistují mapové podklady (tj. niva není vymezena), předpokládá se manuální aplikace této metodiky v podobě dílčích kroků, popsaných detailněji v podkapitole 3.3.**

K hodnocení významné části ekosystémových funkcí údolních niv je zapotřebí nejprve detailní analýza území, zejména charakteru využití území, zastoupení a kvality přítomných biotopů, a to v podobě detailního mapového podkladu. Jako mapový podklad byla využita **Zpřesněná vrstva biotopů (RKVES 2024)**, která vycházela z upravené Konsolidované vrstvy ekosystémů (KVES, © AOPK ČR 2013, 2021). Zásadními úpravami byly především:

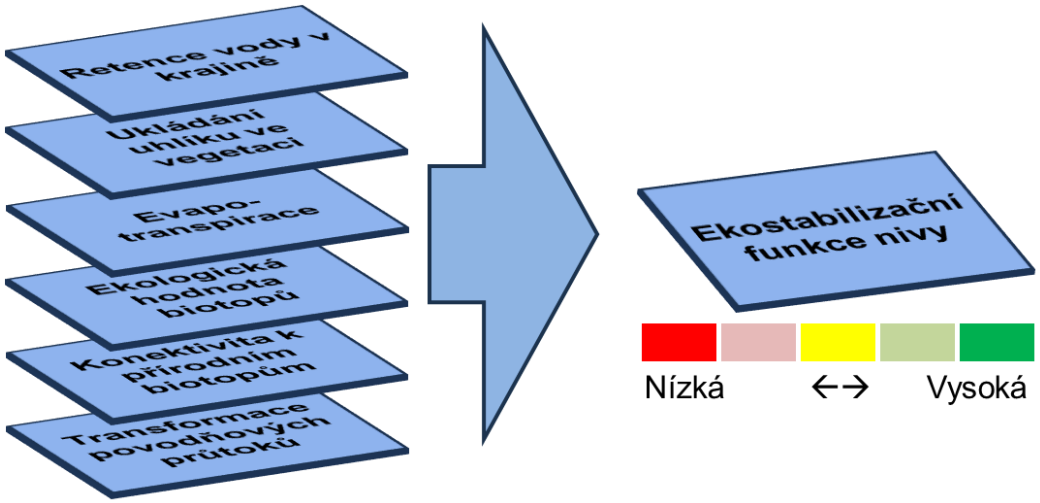
1) aktualizace KVES nekonsolidovanou vrstvou Mapování biotopů (© AOPK ČR 2022), takže vrstva zahrnuje všechny vymapované přírodní a přírodě blízké biotopy v nesníženém detailu,
2) rekonstrukce biotopů vodních toků a části vodních ploch (s využitím původních dat DIBAVOD, © VÚV TGM 2012),
3) aktualizace a nahrazení původní lesní vegetace vrstvou Převládající typ lesa 2018 (HRL, Dominant leaf type 2018, ©EEA, 2020) a zároveň modifikovanou vrstvou Růstových fází lesa 2015 (© ÚHÚL, 2015),
4) aktualizace způsobu identifikace a doplnění nových lesních holin k roku 2022.

Poslední uvedený krok byl nutný z důvodu probíhající kůrovcové kalamity, která zásadně ovlivnila strukturu lesů a tím i plnění ekosystémových funkcí lesními ekosystémy. Jako nejspolehlivější způsob aktualizace byla nakonec vybrána metoda detekce nových holin s využitím analýzy obrazových dat z družice Sentinel-2 (©ESA, 2022), v kombinaci s daty detekce těžeb poskytnutých ÚHÚL (dnes NLI) pro roky 2020-2021 (© ÚHÚL, 2023b).

Biotopy ve Zpřesněné vrstvě biotopů jsou kategorizovány podle Sejáka a kol. (2018), přičemž **zahrnují 127 přírodních a přírodě blízkých biotopů** podle Katalogu biotopů České republiky (Chytrý a kol., 2010) **a 38 nepřírodních biotopů**. Nepřírodní biotopy z Konsolidované vrstvy biotopů byly kategorizovány a převedeny na nepřírodní typy biotopů dle Sejáka a kol. (2018), nebo jejich mozaiky (u více heterogenních kategorií KVES) s využitím vlastní analýzy procentuálního zastoupení přítomných biotopů pro každou kategorii KVES nad ortofotosnímky. V případě nepřírodních lesních biotopů (kategorie XL1 a XL2) byla použita vlastní podrobnější kategorizace, která rozlišuje jehličnaté lesy, listnaté lesy, paseky (holiny) a mladé lesní porosty (zajištěné kultury).

Na základě této Zpřesněné vrstvy biotopů byly vytvořeny další vrstvy – **celorepubliková geoprostorová data o plnění vybraných ekosystémových funkcí**, které jsou detailně popsány (včetně primárních zdrojů dat, metodiky tvorby výsledných vrstev a princip jejich kategorizace) v následujících

částech této kapitoly. Data obsažená v souboru specializovaných map (vrstev), byla následně využita pro navržení výsledné, syntetické mapy míry plnění ekostabilizační funkce údolních niv. Princip vytvoření mapy ekostabilizační funkce údolních niv zjednodušeně přibližuje schéma na obr. 6.



Obr. 6. Schéma konceptu vyhodnocení celkové ekostabilizační funkce údolní nivy a vstupních dat

3.1.1 Transformace povodňových průtoků

Funkce transformace povodňových průtoků (dále „TPP“) byla analyzována jako **výsledek míry plnění dvou dílčích složek této funkce – a) Záplavová území (ZÚ), b) Typ povrchu**. První složkou byla plocha záplavového území Q_5, Q_{20} a Q_{100} v údolní nivě vodního toku. Tato složka vypovídá o tom, **jak často dochází na vymezeném území k rozlivu při povodních**. Druhá složka zahrnovala přiřazení CN hodnot (*curve number*) jednotlivým typům povrchů, které měly vyjádřit **schopnost povrchu zadržovat vodu**. Všechny výstupy byly zpracovány v softwaru ArcGIS Pro. Funkce byla vypočtena pro **hexagony o ploše 10 ha** (jako tvary nejlépe reprezentující prostorovou distribuci analyzovaných jevů), na které bylo území údolních niv rozděleno. V případě, že do údolní nivy nezasahoval celý hexagon, přepočet byl proveden pouze na plochu hexagonu zasahující do údolní nivy.

a) Záplavová území (Q_5, Q_{20} a Q_{100})

Vrstvy záplavových území byly získány ze systému HEIS (VÚV TGM). Z ploch záplavových území **byly vyjmuty budovy** – pro extrakci byla použita vrstva objektu 1.02 „*Budova jednotlivá nebo blok budov*“ z databáze ZABAGED® (Základní báze geografických dat), spravované ČÚZK. Pro každý hexagon v nivě byl vypočten **procentuální podíl plochy záplavových území Q_5, Q_{20} a Q_{100} a také plochy ležící mimo záplavová území**. V místech překryvů vrstev vstupovala do výpočtu pouze plocha ZÚ s nižší N-letostí. Hodnoty **N-letosti při povodních byly rozčleněny do pěti kategorií**, které vykazují míru plnění dané složky funkce (Tab. 2), k nim byly následně přiřazeny jednotlivé plochy Q_5, Q_{20} a Q_{100} a plocha ležící mimo ZÚ.

Tab. 2. Rozčlenění ploch záplavových území Q_5, Q_{20} a Q_{100} do hodnotících kategorií (složka $MP_{ZÚ}$)

Kategorie míry plnění		→	Záplavové území (ZÚ)		
N-letost	Kategorie hodnocení			N-letost	Průměr (roky)
<5	5 – velmi vysoká		Q_5	5 a méně	2,5

5-20	4 – vysoká		Q_{20}	5–20	12,5
20-50	3 – střední		-	-	-
50-100	2 – nízká		Q_{100}	20–100	60
> 100	1 – velmi nízká		mimo ZÚ	více než 100	-

Dle výše uvedené tabulky byl vytvořen vzorec pro výpočet míry plnění této složky funkce TPP:

$$MP_{ZÚ} = ((Q_5 \times 5) + (Q_{20} \times 4) + (Q_{100} \times 2) + (X_{ZÚ} \times 1)) / 100,$$

kde:

$MP_{ZÚ}$ = míra plnění složky a) Záplavová území v hexagonu,
Q_5, Q_{20} a Q_{100} vyjadřuje zastoupení daného záplavového území v hexagonu (%),
$X_{ZÚ}$ označuje zastoupení plochy mimo uvedená záplavová území v hexagonu (%),
5, 4, 2, 1 označuje kategorii hodnocení záplavového území dle Tab. 2.

Pro některé údolní nivy nejsou k dispozici vrstvy záplavových území[1]. Za tyto nivy vstupovala do výsledného výpočtu hodnota **$MP_{ZÚ}$ 2.33**, která byla získána jako **průměr hodnot $MP_{ZÚ}$ v údolních nivách, pro něž záplavová území vymezena byla**. Výsledná hodnota funkce TPP je tak v těchto údolních nivách **hodnocena s nižší spolehlivostí**. Při vyhodnocení se rovněž ukázalo jako problematické území vodních nádrží. Na území některých vodních nádrží bylo záplavové území vymezeno, na jiných nikoliv. Pro sjednocení byly všechny hexagony, které se na území vodních nádrží nacházely, vyhodnoceny vždy jako plochy bez záplavového území, tedy s hodnotou $MP_{ZÚ}$ 1.

b) Typ povrchu

Jako základ pro vyhodnocení míry plnění složky b) Typ povrchu byla využita databáze ZABAGED® (ČÚZK). Pro jednotlivé kategorie databáze ZABAGED **byly stanoveny odpovídající kategorie dle charakteru využití území – tzv. „LULC“** (*Land-use/Land cover*). Jednotlivým kategoriím byla poté **přiřazena hodnota CN** odpovídající hydrologické skupině půd (HSP) D – tedy půdám s velmi nízkou rychlostí infiltrace, které nejčastěji odpovídají nivním půdám. Výsledné **kategorie s přiřazenými CN hodnotami byly rozděleny do pěti skupin** (kategorií hodnocení), které určují míru plnění zmíněné složky funkce TPP (Tab. 3, Příloha 1).

Tab. 3. Kategorizace CN hodnot pro stanovení míry plnění ekosystémové funkce transformace povodňových průtoků (složka MP_{TP})

Míra plnění ekosystémové funkce transformace povodňových průtoků	CN hodnota
velmi nízká	>96
nízká	92-96
střední	87-92
vysoká	82-87
velmi vysoká	77-82

[1] Aktuální data o rozsahu vymezených záplavových území (ve formátu .shp a .xml) jsou dostupná na webu VÚV TGM: https://heis.vuv.cz/data/webmap/datovesady/isvs/zaplavuzemi/HTML_ISVS$zaplavuzemi$stazeni.asp?doc=full

Pro výpočet hodnot jednotlivých hexagonů byl použit následující vzorec:

$$MP_{TP} = ((K5 \times 5) + (K4 \times 4) + (K3 \times 3) + (K2 \times 2) + (K1 \times 1)) / 100,$$

kde:

- MP_{TP} vyjadřuje míru plnění složky b) Typ povrchu
- K1–K5 vyjadřuje zastoupení povrchů dané kategorie hodnocení v hexagonu (%),
- 1–5 vyjadřuje váhu dané kategorie hodnocení

Výpočet výsledné míry plnění funkce transformace povodňových průtoků

Hodnoty výpočtů dvou dílčích složek funkce TPP pokrývají rozmezí 1–5 a do výsledného výpočtu míry plnění funkce TPP vstupují jako nezaokrouhlená hodnota. Míra plnění funkce byla vypočtena jako **aritmetický průměr výsledků výpočtu dvou dílčích složek**:

$$MP_{TPP} = (MP_{ZÚ} + MP_{TP}) / 2,$$

kde:

- MP_{TPP} = míra plnění funkce transformace povodňových průtoků
- $MP_{ZÚ}$ = míra plnění složky a) Záplavová území
- MP_{TP} = míra plnění složky b) Typ povrchu

Výsledné hodnotě byla přiřazena kategorie míry plnění funkce dle Tab. 4.

Tab. 4. Přiřazení výsledné hodnoty míře plnění funkce transformace povodňových průtoků

Míra plnění	Hodnota MP_{TPP}
1 – velmi nízká	<1,5
2 – nízká	1,5-2,5
3 – střední	2,5-3,5
4 – vysoká	3,5-4,5
5 – velmi vysoká	>4,5

3.1.2 Retence vody

Pro hodnocení (kvantifikaci a následnou kategorizaci) vodoretenční funkce bylo v první fázi řešení, na základě literární rešerše, vybráno několik indikátorů, které se standardně využívají pro hodnocení v příbuzných metodických přístupech. Na základě detailní analýzy v 15 experimentálních lokalitách, kdy byly jednotlivé indikátory spočteny a porovnány jednak navzájem a jednak s hodnotami pro části území mimo aktivní nivu byl vybrán jeden indikátor, který nejlépe vyjadřuje plnění této funkce nivami. Hodnocenými indikátory byly 1) planární křivost, 2) profilová křivost, 3) sklon svahu [°], 4) hydrologická skupina půd (HSP) a 5) maximální potenciální retence [mm]. Planární křivost reliéfu vyjadřuje zakřivení ve směru vrstevnice a profilová křivost představuje zakřivení ve směru spádnice. Jedná se o bezrozměrné parametry, kde kladné hodnoty značí konvexní tvary, záporné hodnoty konkávní tvary a nulové hodnoty planární povrch. Výskyt konkávních tvarů spolu s nízkou sklonitostí podporují

vsakování srážkových vod. Kvantifikace vodoretenční funkce pomocí planární křivosti se ukázala být nevhodná pro úseky aktivních niv s vysokým podílem orné půdy.

HSP vyjadřuje členění půdy do kategorií A–D, které je založené na stanovení minimální rychlosti infiltrace vody do půdy bez vegetace při dlouhodobém sycení (VÚMOP, 2016). HSP byla vybrána jako indikátor jedné ze složek celkové retence (Dumbrovský a kol., 2020), neboť zejména spolu s geologickým podložím (ale i dalšími charakteristikami, např. geomorfologickými poměry) umožňuje vymezení ploch s vysokým potenciálem infiltrace srážkových vod do vod podzemních. Dle Datla, Hrabánkové a Strouhala (2021) jsou z hlediska infiltrace nejvhodnějšími hydrologickými skupinami půd A a B. Podobně VÚMOP (2016) uvádí, že skupiny A a B jsou nejvýznamnější pro minimalizaci povrchového odtoku a vodní eroze. **Nejvhodnějším indikátorem se ukázala být maximální potenciální retence (A), která je založena na metodě CN křivek** (Janeček a kol., 2012). Hodnota indikátoru byla vypočtena podle vztahu A = 25,4*(1000/CN-10) [mm], kde CN vyjadřuje číslo odtokové křivky v daném území. **Hodnota CN se stanoví kombinací informací o předchozích vláhových podmínkách, aktuálního využití země, aktuálních hydrologických podmínek a hydrologické skupině půd (HSP)**. Princip výpočtu základní metody CN popisuje detailněji např. Smelík (2016). Náš výpočet uvažoval průměrné vláhové podmínky a byl počítán pro každý segment krajiny o velikosti 100 m^2 Aktuální využití země a aktuální hydrologické podmínky (vycházející z kombinace drsnosti a vlhkosti povrchu) byl stanoven pomocí obrazové analýzy multispektrálních dat družice Sentinel-2A.

Aplikovaný výpočet vodoretenční funkce údolních niv je založen **na modifikované metodice CN křivek a následného vyjádření rozdílu mezi odtékající a zadrženou srážkou (100 - CN)**. Platí, že čím vyšší hodnoty zadržení vody krajinný segment dosahuje, tím je z pohledu fungování krajiny dané území nivy cennější. Spadlá srážka se v území zdrží delší čas, během kterého má větší potenciál se infiltrovat do půdy a začlenit se do malého vodního cyklu. Dochází k pomalejšímu a menšímu odtoku vody z území. Zařazení hodnot procentuálního podílu zadržené srážkové vody do stanovených kategorií určujících míru plnění ekosystémové služby regulace a množství odtoku vody, je uveden v tab. 5.

Tab. 5. Přiřazení CN hodnot, resp. podílů zadržené srážkové vody ke kategoriím míry plnění ekosystémové funkce retence vody

Míra plnění ekosystémové funkce retence vody	Retence vody (% zadržené srážky)
velmi nízká	<10
nízká	10-30
střední	30-50
vysoká	50-69
velmi vysoká	>70

3.1.3 Zásoba uhlíku ve vegetaci

Množství uhlíku uloženého v biomase odráží **schopnost vegetace vázat do svých struktur především atmosférický) uhlík** a napomáhat tak zmírňování změn klimatu v širším kontextu – tento mechanismus tedy přispívá k poskytování ekosystémové služby regulace klimatu. Množství uhlíku v biomase bylo stanoveno na základě **množství sušiny pro každý typ biotopu**, a následně **přepočteno na čistý uhlík** pomocí koeficientu 0,46, resp. 0,5 pro biomasu lesů (Cienciala a kol., 2006). Zásoby uhlíku byly uvažovány ve třech skupinách: **nadzemní biomasa, podzemní biomasa a mrtvá biomasa**. K hodnocení

služby ukládání uhlíku v biomase jsme použili **celkové množství uhlíku získané součtem tří výše uvedených zásobníků**. Uvedené hodnoty zároveň představují maximální zásobu uhlíku ve vegetaci v průběhu roku a byly vyhodnoceny na základě dostupných národních zdrojů dat, přehledu literatury a vlastních experimentálních měření (Stará a kol., 2011).

Pro výpočet celkové biomasy na orné půdě byla použita sklizňová plocha a hektarový výnos plodin poskytovaný Českým statistickým úřadem (ČSÚ, 2021). Biomasa vedlejších rostlinných produktů byla odhadnuta pomocí koeficientů podle ČZU (ČZU, 2001) a biomasa posklizňových zbytků pomocí průměrných hodnot pro jednotlivé plodiny, jak je uvádí Forchtsam, Prchal a kol. (1961). Základní údaje o zásobě hroubí lesních porostů pro rok 2019 byly převzaty ze zprávy Národní inventarizace lesů ČR (Adolt a kol., 2020). Údaje o celkové nadzemní biomase, stojících odumřelých stromech, pařezech, ležícím mrtvém dřevě a také biomase stromů rostoucích mimo lesní pozemky byly doplněny z výsledků projektu inventarizace krajiny ČR Terra za rok 2014/2015 (Cienciala a kol., 2015; CzechTerra, 2015). Podzemní biomasa stromů byla získána vynásobením nadzemní biomasy koeficientem 0,2 (Cienciala a kol., 2006). Dále byla vypočtena biomasa jemných kořenů odhadnutá podle Wang a kol. (2018). Biomasa bylinného podrostu, opad dřevin a bylinného podrostu, odumřelá podzemní biomasa a zbytky ponechané po těžbě byly odhadnuty podle údajů Staré a kol. (2011). Výše uvedenou metodou byly získány expertní koeficienty pro jednotlivé typy stanovišť, a tyto byly následně načteny k jednotlivým mapovým segmentům Zpřesněné biotopové mapy metodou „look-up table“ (Pechanec a kol., 2022). Mapové vrstvy byly vytvořeny v GIS pomocí programu ArcGIS Pro 2.9.5. Zařazení hodnot zásob uhlíku do stanovených kategorií určujících míru plnění ekosystémové funkce ukládání uhlíku je uvedeno v tab. 6.

Tab. 6. Přiřazení zásob uhlíku k jednotlivým kategoriím míry plnění ekosystémové funkce ukládání uhlíku

Míra plnění ekosystémové funkce ukládání uhlíku	Zásoba uhlíku (tC / ha)
velmi nízká	0-5
nízká	5-15
střední	15-35
vysoká	35-80
velmi vysoká	80-165

Pro další srovnání a vyhodnocení EF v nivách **byla využita typologie krajiny dle Löwa a kol. (2005)**. Podle této typologie lze krajinu ČR rozdělit do pěti nejčastějších typů využití: **zemědělská (Z), lesní (L), lesozemědělská (M), rybniční (R) a urbanizovaná krajina (U)**, přičemž nivy se vyskytují ve všech těchto typech krajiny. EF v nivách byly vyhodnoceny také pro chráněná území: velkoplošná zvláště chráněná území (NP a CHKO), maloplošná zvláště chráněná území, Evropsky významné lokality (EVL) a Ptačí oblasti (PO) (data dostupná z: https://data.nature.cz/). Chráněná území jsou v tomto hodnocení uvažovaná bez ochranných pásem, není-li výslovně uvedeno jinak.

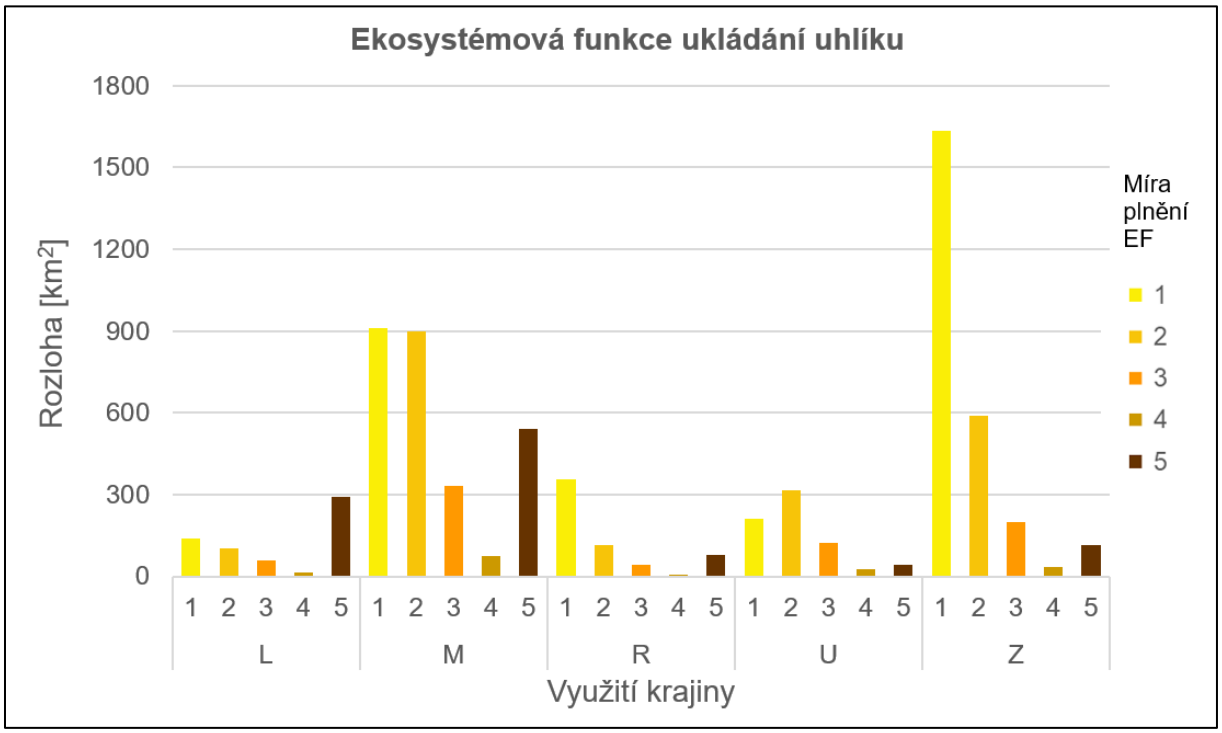
Průměrné zásoby uhlíku v biomase v nivách byly vypočítány na 29,5 tC.ha^{-1}, což odpovídá střednímu plnění EF (kategorie 3). **Nejvyšší hodnoty zásob uhlíku vykazují obecně lesní porosty**, které dosahují v průměru 154 - 164 tC.ha^{-1}. Tato skutečnost se odráží v lesním typu využití krajiny podle Löwa (2005), kde průměrná hodnota uhlíku uloženého ve vegetaci byla 80,6 tC.ha^{-1}, což již odpovídá kategorii

5 s velmi vysokým plněním EF. Je však důležité poznamenat, že hodnota pro samotná lesní stanoviště je přibližně dvojnásobná ve srovnání s průměrem pro lesní krajinu. Tento rozdíl je daný jednak přítomností celé řady nelesních typů biotopů, které jsou v lesním typu krajiny taktéž zastoupeny, a dále přítomností pasek a mladých kultur, s výrazně nižšími zásobami uhlíku.

Naopak **nejnižší průměrné zásoby uhlíku ve vegetaci byly zaznamenány v zemědělské krajině**, kde dosahují hodnoty 13,3 tC.ha^{-1} (kategorie 2). To je způsobeno zejména vysokou mírou zastoupení orné půdy, která neumožňuje trvalejší postupnou akumulaci rostlinné biomasy. Nízké zásoby uhlíku jsou rovněž typické pro urbanizované krajiny, kde činí 17,9 tC.ha^{-1} (kategorie 3). Přehled rozloh jednotlivých kategorií plnění ekosystémové funkce regulace klimatu (na základě zásob uhlíku ve vegetaci), v závislosti na typu převládajícího využití území, je uveden v grafu na obr. 7.

Ve velkoplošných chráněných územích byla průměrná hodnota ukládání uhlíku vypočítána na 48,0 tC.ha^{-1}, to odpovídá kategorii 4 s vysokým plněním EF. Národní parky tuto hodnotu výrazně překračují s průměrnými zásobami uhlíku 77,0 tC.ha^{-1}, zatímco CHKO dosahují průměru 48,0 tC.ha^{-1}. Obdobně vysoké hodnoty jako v NP byly zaznamenány v maloplošných chráněných územích, kde činí průměr 73,0 tC.ha^{-1}. Významné zásoby uhlíku vykazují i evropsky významné lokality (EVL) s průměrem 64,0 tC.ha^{-1} a ptačí oblasti (55 tC.ha^{-1}). Vzhledem k relativně širokému rozpětí hodnot v rámci kategorie 4 spadají všechny tyto stupně ochrany do této kategorie vysokého plnění EF.

Z hlediska akumulace organického uhlíku ve vegetaci mají tedy klíčový význam především **přirozené nivy s vysokým podílem lesů a doprovodné dřevinné vegetace**.



Obr. 7. Rozlohy jednotlivých kategorií (1 – velmi nízká, 2 – nízká, 3 – střední, 4 – vysoká, 5 – velmi vysoká) plnění ekosystémové funkce ukládání uhlíku ve vegetaci), v závislosti na typu převládajícího využití území (klasifikace dle Löwa a kol., 2005: L – lesní, M – lesozemědělské, R – rybniční, U – urbanizované, Z – zemědělské krajiny)

3.1.4 Evapotranspirace

Regulace lokálního klimatu je dále vyjádřena také hodnotou evapotranspirace (ET), která představuje základní mechanismus chladící funkce vegetace. ET je zároveň jedním z hlavních procesů regulujících lokální mikroklima, za předpokladu, že má vegetace k dispozici dostatek vody. Jedná se o **maximální kumulativní hodnotu výparu z povrchů a transpirace vegetace za rok v jednotkách l.m^{-2}.rok^{-1}** a je tedy kombinací fyzikálního a fyziologického procesu v krajině. Hodnoty ET byly **expertně stanoveny pro každý typ biotopu**, s využitím intervalu hodnot ET pro 24 funkčních skupin biotopů uvedených v publikaci Seják, Pokorný a Seeley (2018). Každý biotop byl zařazen do jedné, případně více funkčních skupin biotopů a následně dle výše zmíněné publikace stanovena jeho roční ET. **Čím vyšší jsou hodnoty ET, tím intenzivněji přispívá biotop (v případě optimální dostupnosti vody) k regulaci lokálního klimatu.**

Průměrná hodnota evapotranspirace v nivách byla spočítána na 370 l.m^{-2}.rok^{-1}, to odpovídá střednímu plnění EF (kategorie 3). Nejvyšších hodnot evapotranspirace (nad 700 l.m^{-2}.rok^{-1}) dosahují **stanoviště tvrdých a měkkých luhů nížinných řek** (L2.3, L2.4), **mokřadní olšiny** (L1) a také **rákosiny eutrofních stojatých vod** (M1.1). Vysokou ET mají také Údolní jasanovo-olšové luhy (L2.2), Rašelinné a podmáčené smrčiny (L9.2) a další mokřadní a rašelinná stanoviště.

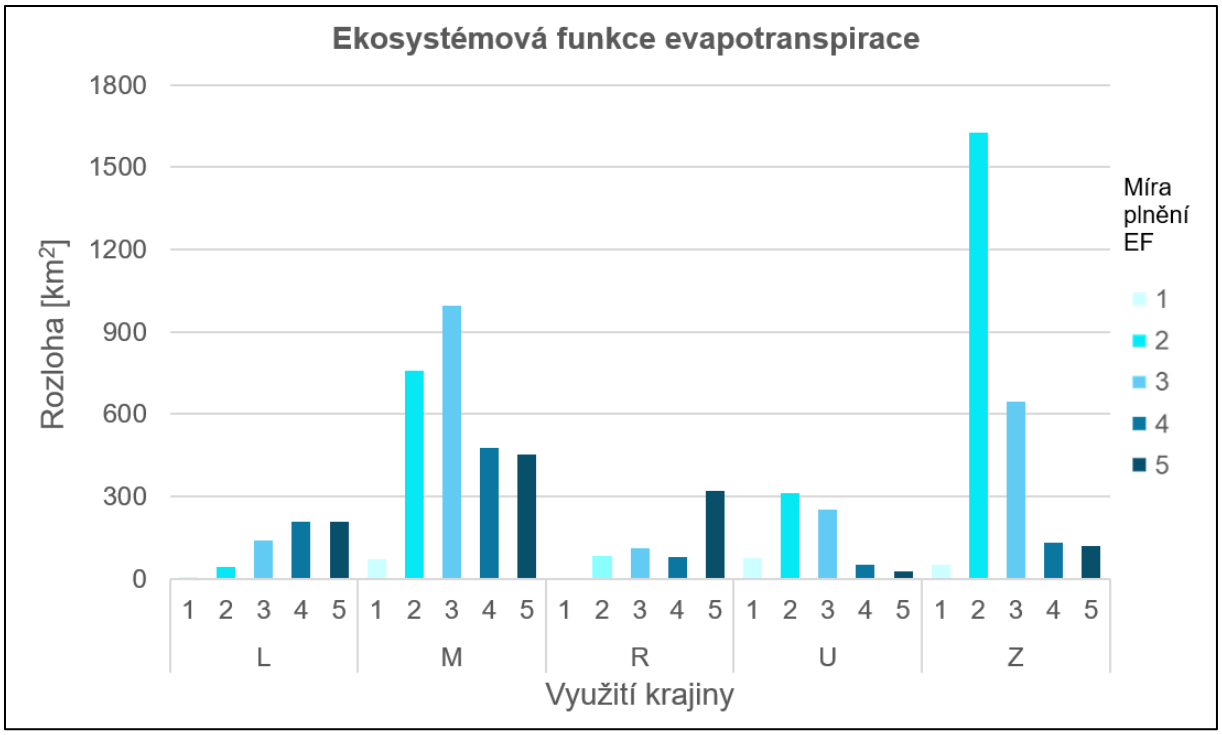
Typem krajiny s **největší mírou evapotranspirace jsou shodně Lesní krajina a Rybniční krajina**, přičemž dosáhly obě průměrné hodnoty evapotranspirace kolem 500 l.m^{-2}.rok^{-1}.

Nejvyšší hodnoty evapotranspirace, odpovídající 5. kategorii plnění ekosystémových funkcí (EF), jsou rovnoměrně rozmístěny po území České republiky. Podobně jsou na celém území pravidelně rozloženy i ostatní kategorie plnění EF spojené s evapotranspirací. Nejnižší hodnoty, odpovídající kategorii 1 s velmi nízkým plněním EF, jsou stejně jako u ekologické hodnoty vázány na zastavěné a zpevněné plochy. Zpevněné plochy dosahují evapotranspirace pouze kolem 50 l.m-^{2}.rok^{-1}, přičemž hodnota není nulová, protože i na těchto typech povrchů dochází k výparu (nikoliv ovšem k transpiraci).

Nízká hodnota ET na zastavěných a zpevněných plochách odpovídá i za nejnižší hodnoty evapotranspirace v urbanizovaném typu využití krajiny (Löw a kol., 2005) - 272 l.m^{-2}.rok^{-1} (kategorie 3). Podobně **nízké hodnoty byly zaznamenány i zemědělském typu krajiny** (304 l.m^{-2}.rok^{-1}, kategorie 3), kde je nízká hodnota evapotranspirace způsobena především významným zastoupením orné půdy. Přehled rozloh jednotlivých kategorií plnění ekosystémové funkce regulace klimatu (na základě hodnot evapotranspirace), v závislosti na typu převládajícího využití území, je uveden v grafu na obr. 8.

Ve všech analyzovaných typech chráněných území byly zjištěny vysoké průměrné hodnoty ET (průměrně spadaly do kategorie 4). Nejvyšší hodnoty ET byly vypočteny pro maloplošná CHÚ (průměrně 574 l.m^{-2}.rok^{-1}). Vysoké hodnoty byly zaznamenány i u evropsky významných lokalit (EVL), s průměrem 530 l.m^{-2}.rok^{-1}. Relativně nižší hodnoty ET byly vypočteny pro CHKO (457 l.m^{-2}.rok^{-1}) a Ptačí oblasti (488 l.m^{-2}.rok^{-1}). Národní parky pak mají hodnoty ET poměrně vysoké (520 l.m^{-2}.rok^{-1}), blížící se hodnotám EVL.

Evapotranspirace v údolních nivách je významnou složkou v ovlivňování lokálního i regionálního klimatu a udržování vodního režimu. Vzhledem k hydrologickým vlastnostem niv, jako je vysoká hladina podzemní vody a častá přítomnost mokřadních stanovišť, bývají nivy z hlediska evapotranspirace klíčovými oblastmi.



Obr. 8. Rozlohy jednotlivých kategorií (1 – velmi nízká, 2 – nízká, 3 – střední, 4 – vysoká, 5 – velmi vysoká) plnění ekosystémové funkce evapotranspirace, v závislosti na typu převládajícího využití území (klasifikace dle Löwa a kol., 2005: L – lesní, M – lesozemědělské, R – rybniční, U – urbanizované, Z – zemědělské krajiny)

Tab. 7. Přiřazení hodnot evapotranspirace k jednotlivým kategoriím míry plnění příslušné ekosystémové funkce

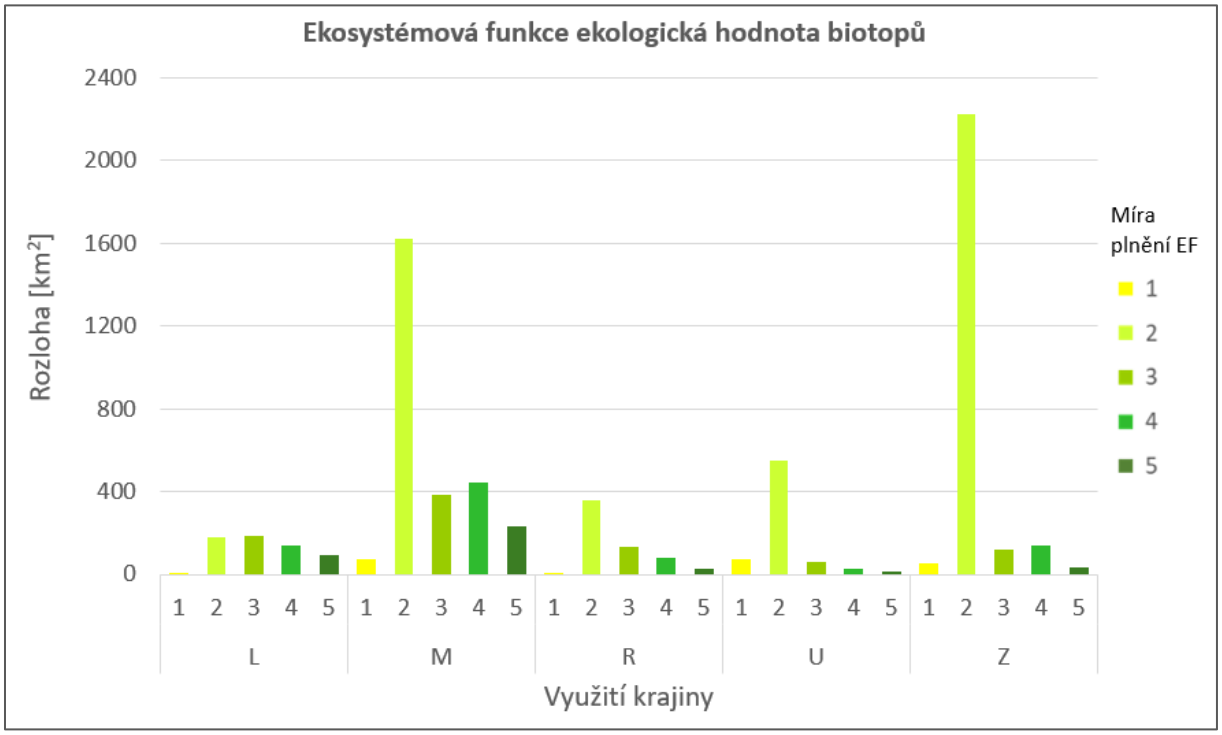
Míra plnění ekosystémové funkce evapotranspirace	Evapotranspirace ($l.m^{-2}.rok^{-1}$)
velmi nízká	0–100
nízká	100–250
střední	250–450
vysoká	450–600
velmi vysoká	>600

3.1.5 Ekologická hodnota biotopů

Ekologická hodnota a s ní spojená biodiverzita biotopů **byly hodnoceny metodou BVM (Seják a kol., 2018)**. Tato metoda přiřazuje každému typu biotopu bodovou hodnotu, která představuje jeho **relativní ekologickou hodnotu ve srovnání s ostatními biotopy**. Bodové hodnoty byly odvozeny z osmi ekologických charakteristik: (1) zralost, (2) přirozenost, (3) druhová rozmanitost rostlin, (4) druhová rozmanitost živočichů, (5) vzácnost biotopu, (6) vzácnost druhů, (7) zranitelnost a (8) ohroženost. Výslednou bodovou hodnotu lze chápat zároveň jako měřítko ekosystémové služby „Vytváření a udržování habitatů“ (tj. poskytování území pro organismy), která je s biodiverzitou úzce spjata.

Průměrná ekologická hodnota biotopů v nivách byla vypočtena na 18,2 bodů.m^{-2} (kategorie 3, střední míra plnění EF). Nejvyšší bodové hodnoty dosahují mají Slaniska (T7; 73 bodů.m^{-2}), která se vyskytují na jižní Moravě, a vyšší počet segmentů byl zaznamenán také na Mostecku a Lounsku. Jedná se však o biotop marginální s velmi malým plošným zastoupením. Z přírodních biotopů jsou v nivách nejvíce zastoupené Tvrdé luhy nížinných řek (L2.3; 66 bodů.m^{-2}) a Údolní jasanovo-olšové luhy (L2.2; 44 bodů.m^{-2}), přičemž tyto mají velmi vysokou nebo v případě L2.2 vysokou míru plnění EF. Dalšími hojněji zastoupenými biotopy jsou pak mezofilní louky (T1.1; 33 bodů.m^{-2}), Aluviální psárkové louky (T1.4; 50 bodů.m^{-2}) a Vlhké pcháčové louky (T1.5; 49 bodů.m^{-2}). Jasnou většinu, zhruba tři čtvrtiny území, však v nivách tvoří biotopy nepřírodní a člověkem silně přeměněné. Jednoznačně nejhojnějším biotopem je s 32% zastoupením Orná půda (9 bodů.m^{-2}), následovaná Hospodářskými loukami s 16% zastoupením (15 bodů.m^{-2}), obojí s nízkou mírou plnění EF vytváření a udržování habitatů (ekologické hodnoty). Přehled procentuálního zastoupení nejčastěji se vyskytujících biotopů v nivách je uveden v tabulce 9. Všechny kategorie plnění EF vytváření a udržování habitatů údolních niv (1–5) jsou rovnoměrně rozmístěny po celém území ČR.

Nejvyšší průměrné ekologické hodnoty (29,6 bodů.m^{-2}; kategorie 3) vykazují lesní krajiny. Nejnižších hodnot dosahují urbanizované krajiny (11,2 bodů.m^{-2}; kategorie 2), které jsou naopak vystaveny vysokému antropogennímu tlaku, kterému odpovídají i nízké hodnoty plnění EF funkcí. Zemědělská krajina vykazuje podobně nízké hodnoty (12,9 bodů.m^{-2}; kategorie 2), které jsou ovlivněny intenzivním hospodařením a ztrátou přírodních biotopů.



Obr. 9. Rozlohy jednotlivých kategorií (1 – velmi nízká, 2 – nízká, 3 – střední, 4 – vysoká, 5 – velmi vysoká) plnění ekosystémové funkce ekologické hodnoty biotopů, v závislosti na typu převládajícího využití území (klasifikace dle Löwa a kol., 2005: L – lesní, M – lesozemědělské, R – rybniční, U – urbanizované, Z – zemědělské krajiny)

Nivy nacházející se na územích s nějakým stupněm ochrany vykazují vyšší průměrné ekologické hodnoty, než je celorepubliková průměrná ekologická hodnota niv (17,7 bodů.m^{-2}). Vysokých

průměrných hodnot (41 bodů.m^{-2}; kategorie 4 – vysoké plnění EF) dosahují **národní parky** (NP). Výjimku tvoří Krkonošský NP (29 bodů.m^{-2}), který však stále vykazuje vyšší hodnotu než jeho ochranné pásmo (15 bodů.m^{-2}). **Chráněné krajinné oblasti (CHKO)** spadají do kategorie 3 (průměrná bodová hodnota 24,1 bodů.m^{-2}), výjimku představují CHKO Kokořínsko-Máchův kraj a Litovelské Pomoraví, které dosahují vyšší kategorie 4. **Maloplošná zvláště chráněná území** (MZCHÚ) také vykazují vysoké průměrné ekologické hodnoty (38,3 bodů.m^{-2}, kategorie 4). Oblasti s nižším stupněm ochrany dosahují zároveň i nižších průměrných ekologických hodnot: Evropsky významné lokality (EVL, 35,1 bodů.m^{-2}; kategorie 4) a Ptačí oblasti (29,2 bodů.m^{-2}; kategorie 3).

Průměrná ekologická hodnota niv byla stanovena na 18,2 bodů.m^{-2}, což odpovídá nižším hodnotám kategorie 3 plnění ekosystémových funkcí. Tato hodnota se může zdát relativně nízká, avšak je důležité zohlednit specifické podmínky a vlivy, které k tomuto výsledku přispívají. Např. nulové bodové hodnoty zastavěných a zpevněných ploch, které jsou časté jak v širokých nivách v blízkosti sídel, tak i v úzkých údolích, kde se v těsné blízkosti toků již historicky koncentrují zástavba a komunikace. Kromě toho se v nivách, v nezastavitelných částech obcí, často nachází biotopy s nízkým ekologickým hodnocením. Jedná se například o trávníky sportovišť, ve volné krajině pak již zmiňovaná převažující orná půda a degradované travní porosty. Významný podíl na nízké bodové hodnotě má také kvalita samotných vodních toků: nepřírodní, a upravené vodní toky dosahují průměrné hodnoty 17 bodů.m^{-2}, zatímco přírodní nebo přírodě blízké vodní toky jako např. biotop V4 – Makrofytní vegetace vodních toků s aktuálním výskytem makrofyt dosahují ekologické hodnoty 56 bodů.m^{-2} (kategorie 5). Přehled rozloh jednotlivých kategorií (1–5) plnění ekosystémové funkce vytváření a udržování habitatů (na základě ekologické hodnoty), v závislosti na typu převládajícího využití území, je uveden v grafu na obr. 9.

Přestože celková průměrná ekologická hodnota niv je významně ovlivněna stanovišti s velmi nízkou nebo nízkou ekologickou hodnotou, představují nivy území, které je i z pohledu ekologické hodnoty významným prvkem krajiny, jak dokládají výsledky publikace Krásná a kol. (2023), vzniklé v rámci projektu Funkční NIVA, nebo porovnání 15 experimentálních lokalit projektu. Přehledy plnění výše popsaných ekosystémových funkcí niv, v závislosti na typu krajiny z hlediska převládajícího způsobu využití, včetně zařazení do konkrétních kategorií, jsou uvedeny v tab. 8. Intervaly hodnot jednotlivých indikátorů (ekologická hodnota, evapotranspirace a zásoba uhlíku ve vegetaci), na jejichž základě jsou přiřazeny příslušné kategorie plnění ekosystémové funkce (EF), jsou uvedeny v tab. 9. Souhrnný přehled zastoupení jednotlivých biotopů ve všech vyhodnocených údolních nivách je uveden v tab. 10.

Tab. 8. Přehled plnění vybraných EF v typech využití krajiny dle Löwa a kol. (2005) a jejich zařazení do kategorie plnění EF

Typy využití krajiny	**Ekologická hodnota**		**Evapotranspirace**		**Zásoba uhlíku**	
Löw a kol. (2005)	[body.m^{-2}]	Kategorie plnění EF	[l.m^{-2}. rok^{-1}]	Kategorie plnění EF	[tC.ha^{-1}]	Kategorie plnění EF
L. Lesní	29,6	3	499	4	80,6	5
M. Lesozemědělská	21,7	3	399	3	37,6	4
R. Rybniční	21,6	3	501	4	24,4	3
U. Urbanizovaná	11,2	2	272	3	17,9	3
Z. Zemědělská	12,9	2	304	3	13,3	2
Průměr ČR	**18,2**	**3**	**370**	**3**	**29,5**	**3**

Tab. 9. Kategorie – míra plnění EF na základě ekologické hodnoty biotopů, evapotranspirace a zásob uhlíku ve vegetaci

Míra plnění EF		Ekologická hodnota [body.m^{-2}]	Evapotranspirace [l.m^{-2}. rok^{-1}]	Zásoba uhlíku [tC.ha^{-1}]
1	velmi nízká	0–5	0–100	0–5
2	nízká	5–15	100–250	5–15
3	střední	15–30	250–450	15–35
4	vysoká	30–50	450–600	35–80
5	velmi vysoká	50–85	600–700	80–165

Tab. 10. Procentuální zastoupení typů biotopů v údolních nivách České republiky

Typ biotopu	Rozloha [%]
Orná půda	31,6
Hospodářské louky	15,8
Nesouvislá městská zástavba	5,9
Vodní plochy – nepřírodní	4,6
Průmyslové a obchodní jednotky	3,5
Zpevněné plochy	2,9
Souvislá městská zástavba	2,8
Tvrdé luhy nížinných řek	2,8
Hospodářské lesy – jehličnaté	2,4
Hospodářské lesy – listnaté	2,4
Údolní jasanovo-olšové luhy	2,0
Vodní plochy – přírodní	1,7
Vodní toky – nepřírodní	1,5
Mezofilní ovsíkové louky	1,2
Aluviální psárkové louky	1,2
Účelové porosty dřevin v zastavěném území	1,1
Sportovní a rekreační plochy	1,0
Vlhké pcháčové louky	1,0

3.1.6 Konektivita přírodních biotopů

Metoda pro stanovení konektivity přírodních biotopů údolních niv není cílená na migraci konkrétního druhu/druhů; spíše vypovídá o obecné podpoře migrační funkce pro rostlinné i živočišné druhy přírodních a přírodě blízkých biotopů, které jsou typické pro nivní prostředí a hostí převážně vlhkomilné druhy. Zaměřujeme se na **funkční konektivitu krajiny údolních niv**. Z existujících metod pro hodnocení konektivity území byla vybrána metoda „**Distance to nature – D2N**“ (vzdálenost k přírodě), navrženou autory Rüdisser a kol. v roce 2012, která hodnotí obecnou konektivitu krajiny a pro daný účel má několik výhod:

1. Je obecná, nezaměřuje se pouze na pár vybraných druhů a jejich konkrétní požadavky a migrační možnosti.

2. Je relativně jednoduchá z hlediska výpočtu, a tudíž bylo možné zpracovat hodnocení pro celou ČR

3. Předmětem hodnocení nejsou pouze vybrané mokřadní přírodní a přírodě blízké biotopy, ale i biotopy, tvořící matrici, hodnocení je tedy komplexní.

4. Výsledek hodnocení je převeditelný do grafické podoby – plošné mapy, která pokrývá celé území a názorně ukazuje rozdíly mezi podporou migrační funkce v jednotlivých částech území.

5. Metoda není zaměřena pouze na vybraný typ biotopu, ale řeší napojení různých typů mokřadních přírodních biotopů. Proto je tedy vhodná pro nivy, u kterých se (z principu) vyskytuje vlhkostní i teplotní gradient (od nížin do vyšších poloh) a tudíž také pestrá mozaika různých typů mokřadních biotopů, v rámci kterých mohou migrovat druhy se specifickými nároky na vlhkost, pro které jsou nivní biotopy klíčové.

Metoda D2N (Rüdisser a kol. 2012) je založena na **hodnocení průměrné vzdálenosti k nejbližšímu cennému biotopu** (cenné biotopy náleží do vybraných typů biotopů, jež jsou předmětem konektivity) **a na hodnocení přírodnosti území, včetně matrice**. Tato metoda byla modifikována pro použití hodnocení migrační funkce v nivách ČR (modifikace použití podkladových dat, předmětu konektivity, uzpůsobení kategorií přírodnosti, limitní vzdálenosti). Jako vstupní data pro analýzy byl použit dataset RKVES (zpřesněná biotopová vrstva, ©CzechGlobe, ©AOPK ČR 2013), rozlišující všechny typy biotopů, vyskytující se na území ČR, přírodní a přírodě blízké podle Katalogu biotopů České republiky (Chytrý a kol. 2010) a nepřírodní podle Metodiky hodnocení biotopů (BVM, Seják a kol. 2018). Na mapě byly vybrány **polygony mokřadních přírodních a přírodě blízkých biotopů**, které považujeme za cenné biotopy (a tudíž za předmět konektivity niv, viz seznam mokřadních přírodních biotopů, tab. 11).

Tab. 11. Seznam vybraných mokřadních přírodních a přírodě blízkých biotopů, které jsou považované za cenné biotopy a jsou předmětem konektivity niv

A4.2 Subalpínské vysokobylinné nivy	M2.4 Vegetace jednoletých slanomilných trav
A4.3 Subalpínské kapradinové nivy	M3 Vegetace vytrvalých obojživelných bylin
K1 Mokřadní vrbiny	M4.1 Štěrkové náplavy bez vegetace
K2.1 Vrbové křoviny hlinitých a písčitých náplavů	M4.2 Štěrkové náplavy s židoviníkem německým
K2.2 Vrbové křoviny štěrkových náplavů	M4.3 Štěrkové náplavy s třtinou pobřežní
L1 Mokřadní olšiny	M5 Devětsilové lemy horských potoků
L10.1 Rašelinné březiny	M6 Bahnité říční náplavy
L10.2 Rašelinné brusnicové bory	M7 Bylinné lemy nížinných řek
L10.3 Suchopýrové bory kontinentálních rašelinišť	R1.1 Luční pěnovcová prameniště
L10.4 Blatkové bory	R1.2 Luční prameniště bez tvorby pěnovců
L2.1 Horské olšiny s olší šedou (Alnus incana)	R1.3 Lesní pěnovcová prameniště
L2.2 Údolní jasanovo-olšové luhy	R1.4 Lesní prameniště bez tvorby pěnovců
L2.3 Tvrdé luhy nížinných řek	R1.5 Subalpínská prameniště
L2.4 Měkké luhy nížinných řek	R2.1 Vápnitá slatiniště
L7.2 Vlhké acidofilní doubravy	R2.2 Nevápnitá mechová slatiniště

L9.2 Rašelinné a podmáčené smrčiny	R2.3 Přechodová rašeliniště
L9.2 Rašelinné a podmáčené smrčiny	R2.4 Zrašelinělé půdy s hrotnosemenkou bílou
M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod	R3.1 Otevřená vrchoviště
M1.2 Slanomilné rákosiny a ostřicové porosty	R3.2 Vrchoviště s klečí (Pinus mugo)
M1.3 Eutrofní vegetace bahnitých substrátů	R3.3 Vrchovištní šlenky
M1.4 Říční rákosiny	R3.4 Degradovaná vrchoviště
M1.5 Pobřežní vegetace potoků	T1.10 Vegetace vlhkých narušovaných půd
M1.6 Mezotrofní vegetace bahnitých substrátů	T1.4 Aluviální psárkové louky
M1.7 Vegetace vysokých ostřic	T1.5 Vlhké pcháčové louky
M1.8 Vápnitá slatiniště s mařicí pilovitou	T1.6 Vlhká tužebníková lada
M2.1 Vegetace letněných rybníků	T1.7 Kontinentální zaplavované louky
M2.2 Jednoletá vegetace vlhkých písků	T1.8 Kontinentální vysokobylinná vegetace
M2.3 Vegetace obnažených den teplých oblastí	T1.9 Střídavě vlhké bezkolencové louky

Pozn.: ostatní biotopy představují krajinnou matrici

Na základě Metodiky hodnocení biotopů (BVM, Seják a kol. 2018) **byla všem typům biotopů (včetně biotopů matrice) přiřazena kategorie přírodnosti 1–5** (přírodní, přírodě blízké, přírodě vzdálené, přírodě cizí a znehodnocené biotopy). Kategorie přírodnosti byly **normalizované do škály 0-1** a tvoří **hodnotu Přírodnosti Nd** (viz tab. 12).

Tab. 12. Kategorie přírodnosti podle Sejáka a kol. (2018)

Označení kategorie	Kategorie přírodnosti	Charakteristika/ příklady biotopů	Hodnota Nd
1	**Přírodní**	Biotopy z Katalogu biotopů České republiky, Chytrý a kol. 2010, pouze přírodní biotopy (např. přírodní biotopy lesní, přirozené bezlesí – mokřadní, stepní, alpinské biotopy)	0
2	**Přírodě blízké**	Biotopy z Katalogu biotopů České republiky, Chytrý a kol. 2010, pouze přírodě blízké biotopy (např. druhově bohaté louky a pastviny, přírodě blízké vodní nádrže)	0,25
3	**Přírodě vzdálené**	Degradované louky a pastviny, stálé kultury (extenzivní sady, vinice), vodní nádrže, rybníky a vodní toky ovlivněné člověkem, remízy, liniová zeleň v krajině, produkční lesy…	0,5
4	**Přírodě cizí**	Silně upravené vodní toky a nádrže, orná půda, intenzivní trávníky, intenzivní užitkové zahrady, intenzivní sady a vinice, ruderální vegetace…	0,75
5	**Znehodno-cené**	Zatrubněné toky, zástavba, plochy s minimem vegetace, nepropustné plochy, skládky, chemicky znehodnocené plochy…	1

Mapa, obsahující polygony s ohodnocenou přírodností a s vylišenými cennými biotopy (tj. polygony s vybranými typy mokřadních přírodních a přírodě blízkých biotopů), byla převedena do rastru o velikosti pixelu 10x10 m. Pro každý pixel mapy se **ohodnotily dva indikátory: a) Přírodnost (Nd)**, podle tabulky 12 a **b) Vzdálenost k cennému biotopu (Dn)**. Dn je počítána na základě euklidovské vzdálenosti pixelu k nejbližšímu pixelu cenného biotopu, tedy přírodního nebo přírodě blízkého mokřadního biotopu.

Obě hodnoty (Nd a Dn) byly **normalizované do škály 0-1**. Pro usnadnění normalizace u indikátoru Dn, který vychází z reálné vzdálenosti (která může být libovolně velká, a tudíž nemá pevně danou škálu) se stanovila **limitní vzdálenost 150 m**. Veškerým pixelům, jejichž vzdálenost k nejbližšímu cennému biotopu přesahuje tuto limitní vzdálenost, byla přiřazena maximální hodnota (1), u pixelů, jejichž vzdálenost k nejbližšímu cennému biotopu limitní vzdálenost nepřesahuje, představuje hodnota

Dn **procento z limitní vzdálenosti**. Limitní vzdálenost 150 m byla stanovena po zkušebním výpočtu D2N pro 15 studovaných niv. Zvolená vzdálenost vykazovala nejvíce diverzifikované výsledky ze zkušební aplikace čtyř limitních vzdáleností (150, 250, 500 a 1000 m). Navíc představuje **vzdálenost, na kterou se dokáže šířit většina rostlinných druhů.**

Hodnota D2N pro každý pixel je kombinací (součinem) parametrizovaných hodnot indikátorů Nd a Dn. Celková D2N za celé zájmové území je průměrnou hodnotou hodnot D2N jednotlivých pixelů. Výsledné hodnoty se pohybují v rozmezí od 0 do 1; nula indikuje přírodní biotop s nulovou vzdáleností k dalšímu přírodnímu biotopu (míra plnění ekosystémové funkce konektivity je velmi vysoká), zatímco jednička značí umělý (znehodnocený) biotop s velkou vzdáleností k přírodnímu biotopu, přesahující limitní vzdálenost a velmi nízkou mírou plnění příslušné ekosystémové funkce (viz tab. 13). Z map výsledného indexu D2N je zřetelně vidět význam niv při plnění migrační funkce; niva tvoří často přirozený migrační koridor v jinak málo až středně propojené krajině.

Tab. 13. *Přiřazení hodnot indexu D2N k jednotlivým kategoriím míry plnění ekosystémové funkce konektivity biotopů*

Míra plnění ekosystémové funkce konektivity biotopů	Index D2N (funkční vzdálenost k mokřadnímu přírodnímu a přírodě blízkému biotopu)
velmi nízká	0,8-1,0
nízká	0,6-0,8
střední	0,4-0,6
vysoká	0,2-0,4
velmi vysoká	0,0-0,2

3.1.7 Vyhodnocení ekologicko-stabilizační funkce

Údaje o kvalitě plnění ekologicko-stabilizační funkce údolních niv představují výsledný indikátor, který v sobě zahrnuje **informace o všech hodnocených dílčích funkcích**. Na základě tohoto indikátoru lze tedy mj. identifikovat lokality s významně degradovanými ekosystémovými funkcemi niv, do kterých je žádoucí cílit návrhy revitalizačních akcí, případně naopak lokality s vysokou schopností plnit ekosystémové funkce, u kterých je opodstatněné chránit je před degradací environmentálních hodnot, způsobenou antropogenními zásahy. Hodnoty indikátorů jednotlivých výše popsaných ekosystémových funkcí byly zařazeny **do jedné z pěti kategorií míry plnění příslušné funkce** (velmi nízká–velmi vysoká). Součtem hodnot zjištěných kategorií (1–5) pro všechny hodnocené funkce (tj. celkem 6 funkcí) lze získat **informaci o míře plnění celkové ekostabilizační funkce údolní nivy** (**nabývá hodnot v rozmezí 6–30**). Přehled mezních hodnot použitých indikátorů jako podklad pro přiřazení konkrétní kategorie míry plnění dané ekosystémové funkce je uveden v tab. 14.

Tab. 14. Přehled kategorizace hodnot indikátorů využitých v metodice pro vyhodnocení míry plnění jednotlivých ekosystémových funkcí údolních niv

Ekosystémová služba a příslušná funkce	**Indikátor**		**Míra plnění**				
			velmi nízká	**nízká**	**střední**	**vysoká**	**velmi vysoká**
Regulace klimatu – ukládání uhlíku	Zásoba uhlíku (tC / ha)		0-5	5-15	15-35	35-80	80-165
Regulace klimatu – evapotranspirace	Rozmezí evapotranspirace (litr /m^2 * rok^{-1})		0-100	100-250	250-450	450-600	>600
Vytváření a udržování habitatů – ekologická hodnota	Hodnota bodu [m^2]		0-5	5-15	15-30	30-50	50-85
Vytváření a udržování habitatů – konektivita	Index D2N (funkční vzdálenost k přírodnímu biotopu)		0,8-1,0	0,6-0,8	0,4-0,6	0,2-0,4	0,0-0,2
Regulace množství a odtoku vody – retence vody	Retence vody (%)		<10	10-30	30-50	50-69	70
Regulace hazardů a živelních pohrom – transformace povodňových průtoků	Kombinace dvou indikátorů: a) Záplavová území (N-letost) a b) Typ povrchu (CN hodnota)	a)	>100	50–100	20–50	5–20	<5
		b)	>96	92–96	87–92	82–87	77–82
Ekostabilizační funkce nivy	Součet kategorií míry plnění jednotlivých funkcí		6–10	11–15	16–20	21–25	26–30

Informace o míře plnění **ekologicko-stabilizační (tzv. „ekostabilizační“) funkce údolní nivy** je získána podle následujícího vzorce:

$$\boldsymbol{ESF = C + ET + HB + KN + RV + TPP}$$

přičemž jednotlivé prvky rovnice vyjadřují tyto funkce:

ESF výsledná ekostabilizační funkce nivy,
C ukládání uhlíku,
ET evapotranspirace,
HB ekologická hodnota biotopu,
KN konektivita k přírodním biotopům,
RV retence vody,
TPP transformace povodňových průtoků.

3.1.8 Indikátory antropogenních tlaků v údolních nivách

Rekreační funkce, resp. příslušný indikátor pro její kvantifikaci (tj. počet rekreačních objektů) **přímo nevstupuje do vytvořeného metodického postupu**, jelikož tento ukazatel z praktického hlediska vypovídá spíše o míře antropogenního tlaku na krajinu údolních niv a je tedy ve své podstatě **v opozici**

vůči ostatním indikátorům. Ukazatel sice nepřímo vypovídá také o atraktivitě daného území z pohledu lidské společnosti, nicméně ve výsledku z pohledu zájmů ochrany přírody a krajiny se jedná spíše o negativní faktor. Na základě diskuzí s aplikačním garantem projektu Funkční NIVA (MŽP) bylo rozhodnuto, že indikátor vypovídající o rekreační ekosystémové funkci tedy nebude vstupovat do metodiky. Vytvořená mapová aplikace „Funkční NIVA" však přesto obsahuje vrstvu „Rekreační objekty" (viz obr. 12) a „Turistické stezky", které lze po jejich zviditelnění využít pro **orientační stanovení předpokládaného antropogenního tlaku na krajinu údolních niv** (s rostoucím počtem rekreačních objektů a přítomností turistických stezek v okolí hodnocené lokality se zvyšuje míra tlaku) a tedy i určitého rizika degradace ostatních ekosystémových funkcí..

Pro potřeby tvorby vrstvy „**Rekreační objekty**" byla využita data Adresních bodů Českého statistického úřadu (ČSÚ), vrstva „bud_vchody_tep_010423", ze které byla vybrána data způsobu využití budov (sloupec „ZPVYBU") kódů 8 „stavba pro rodinnou rekreaci" a 11 „stavba ubytovacího zařízení". Výběr objektů byl proveden pro území niv s rozšířením o „buffery" lemující nivy (150 m). Buffer je zde zvolen z důvodu velkého množství těchto objektů, které jsou navázány na blízkost nivy, ale stojí až za její hranicí (jelikož se velmi často jedná o záplavové území).

Pro potřeby tvorby vrstvy „**Turistické stezky**" byla využita data OpenStreetMap (OSM), aktualizovaná v roce 2024. Do OSM jsou zařazovány trasy, které jsou značené, nebo jinak identifikovatelné v terénu, dále pokud trasa je zřízena, zdokumentována a/nebo udržována organizací, která je dobře známá nebo oficiálně odpovědná za tuto funkci (např. horolezecké kluby, turistické spolky atd.), také pokud je trasa společnou znalostí značného počtu lidí, kteří nejsou všichni vzájemně propojeni. Z datasetu byly vybrány pouze turistické stezky za pomocí klíče (Key) „route" a hodnoty (Value) „hiking". Byly vybrány jen liniové vrstvy, které byly oříznuty vrstvou niv. V rámci zvoleného (Key) „route" a hodnoty (Value) „hiking" se v nivách vyskytují jak turistické trasy Klubu českých turistů (KČT), tak místní turistické trasy, mezinárodní trasy, tematické stezky (jako např. naučné stezky) a další stezky. Do OSM jsou zařazovány trasy, které jsou značené, nebo jinak identifikovatelné v terénu, dále pokud trasa je zřízena, zdokumentována a/nebo udržována organizací, která je dobře známá nebo oficiálně odpovědná za tuto funkci (např. horolezecké kluby, turistické spolky atd.), také pokud je trasa společnou znalostí značného počtu lidí, kteří nejsou všichni vzájemně propojeni.

3.2 Webová mapová aplikace Funkční NIVA

Postup pro kvantifikaci míry plnění jednotlivých ekosystémových funkcí byl v rámci projektu aplikován na všechny dosud vymezené údolní nivy (revidovaná a doplněná vrstva Rámcově vymezených niv – viz popis v podkapitole 2.1) v celé České republice. Získané podklady byly **volně zpřístupněny prostřednictvím webové mapové aplikace „Funkční NIVA"**. Jedná se o podpůrný nástroj, jehož hlavním cílem je v maximální míře **usnadnit uživatelům Metodiky její aplikaci v praxi** a tím i podpořit zavádění konceptu hodnocení ekosystémových funkcí a služeb při řešení praktických otázek ochrany přírody a krajiny v ČR. Aplikace je vyvinuta pomocí „Enterprise" technologií společnosti Esri Inc. a provozována v prostředí cloudové služby. Jedná se o technologie a prostředí, které je dlouhodobě využíváno (nejen) v resortu MŽP a má autorizaci od Digitální a informační agentury (DIA), jakožto prověřené prostředí pro provoz kritické infrastruktury státu. Návrh technického řešení a jeho kompletní realizaci v rámci projektu zajistila **Katedra geoinformatiky Univerzity Palackého v Olomouci**.

Aplikace umožňuje uživateli zobrazit následující informace:

- míru plnění všech hodnocených ekosystémových funkcí údolních niv na celorepublikové úrovni, včetně výsledné ekostabilizační funkce (každá ekosystémová funkce je klasifikována do 5 kategorií a po kliknutí do mapového pole je v případě většiny vrstev možné zjistit konkrétní spočítanou hodnotu příslušného indikátoru, pomocí kterého byla daná ekosystémová funkce vyjádřena, dále se zobrazí krátký návod na interpretaci uvedeného indikátoru, odkaz na využitou metodiku a také použitá kategorizace);
- hranice administrativních celků (obce, ORP a kraje);
- informace o prostorové distribuci rekreačních objektů a turistických stezek v rámci údolních niv a v jejich těsné blízkosti (pás do vzdálenosti 150 m[2] od vymezené hranice nivy), na jejichž základě je možné usuzovat na míru atraktivity dané části krajiny a rovněž předpokládaný zvýšený antropogenní tlak na environmentální hodnoty;
- vymezené údolní nivy, tj. revidovaná celorepubliková vrstva údolních niv podél páteřních vodních toků (detailní popis je uveden v podkapitole 3.1)

Veškeré výše uvedené informace lze zobrazit na podkladu topografické mapy, případně ortofotomapy. Aplikace nabízí také funkci vyhledávání libovolné adresy či zeměpisného místa. Z důvodu efektivnějšího prohlížení (rychlejší načítání dat) má aplikace nastaveno měřítkové omezení, tzn. data jsou viditelná až od určitého měřítka přiblížení, přičemž pro některé vrstvy se mezní hodnota pro zobrazení liší.

➔ Aplikace je volně dostupná na webu www.funkcnikrajina.com, (záložka „Údolní nivy“).

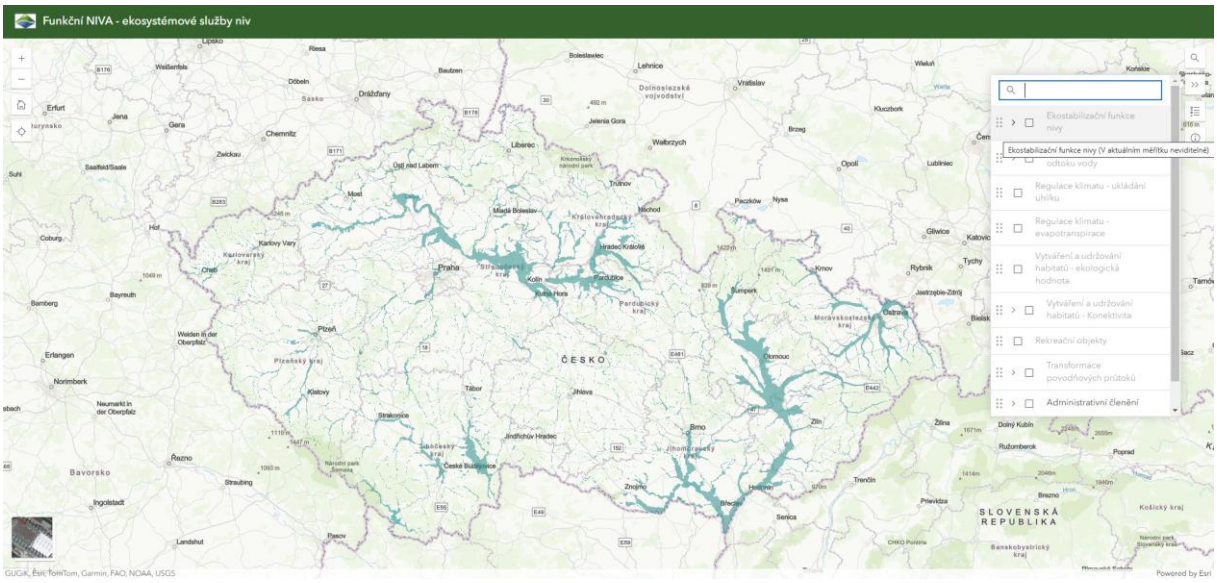
Princip vzniku jednotlivých mapových vrstev (tj. metodický postup získání dat) je detailněji popsán v podkapitole 3.1. Z hlediska hlavního účelu je klíčová zejména vrstva „Ekostabilizační funkce nivy“, která představuje syntézu všech získaných dat, vypovídajících o kvalitě plnění jednotlivých dílčích ekosystémových funkcí údolních niv. Ukázka základního vstupního rozhraní webové mapové aplikace je uvedena na obr. 10 (defaultně je zobrazena mapa revidovaného a doplněného rámcového vymezení údolních niv). Obr. 11 ukazuje vyskakovací okno s uvedenou hodnotou zobrazeného indikátoru pro vybraný polygon mapy, níže pod hodnotou indikátoru je krátké vysvětlení významu daného indikátoru a návod na interpretaci zobrazené hodnoty. Na obr. 13 je zobrazena ukázka výsledné prostorové distribuce hodnot ekostabilizační funkce nivy.

Aplikace Funkční NIVA nabízí svým uživatelům následující funkcionality:

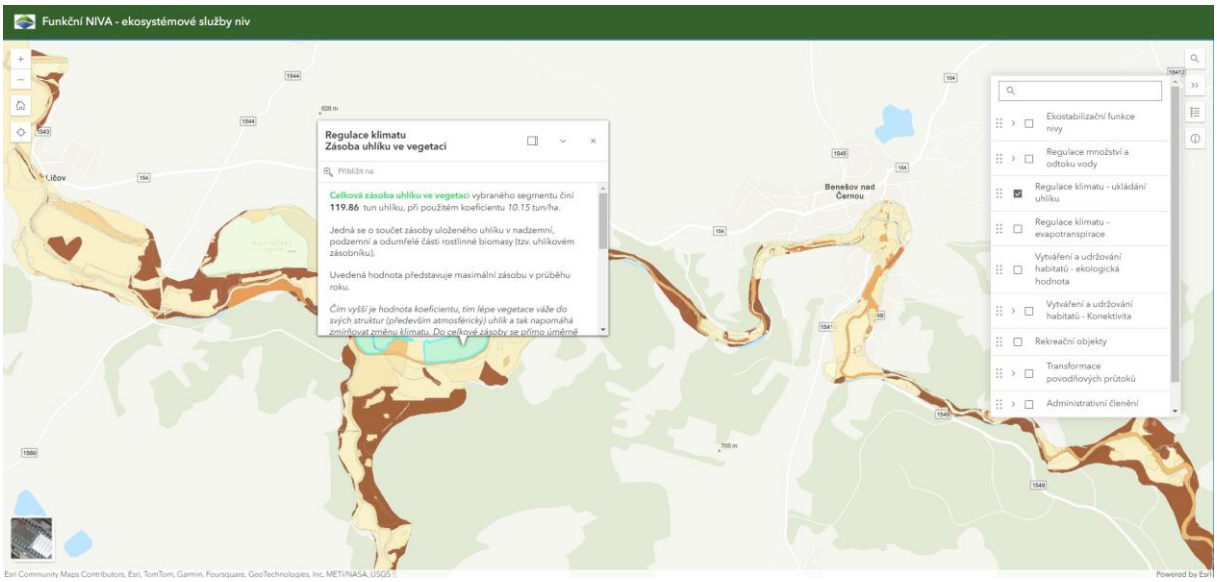
- změna výřezu a změna přiblížení obrazu (zoom in/out, extent; pan),
- vypnutí/zapnutí operačních vrstev: vymezené údolní nivy, administrativní členění, ekostabilizační funkce nivy, retence vody, ukládání uhlíku, evapotranspirace, ekologická hodnota, konektivita, rekreační objekty a turistické stezky,
- uživatelská změna pořadí zobrazených vrstev,
- vypnutí/zapnutí legendy jednotlivých operačních vrstev,

[2] Vzdálenost 150 m od hranice vymezené údolní nivy byla stanovena na základě provedené analýzy a verifikace v experimentálních lokalitách projektu Funkční NIVA. Jedná se o území v těsné blízkosti údolní nivy, které však již není přím ohroženo vybřežením vodního toku do inundačního území při vyšších vodních stavech.

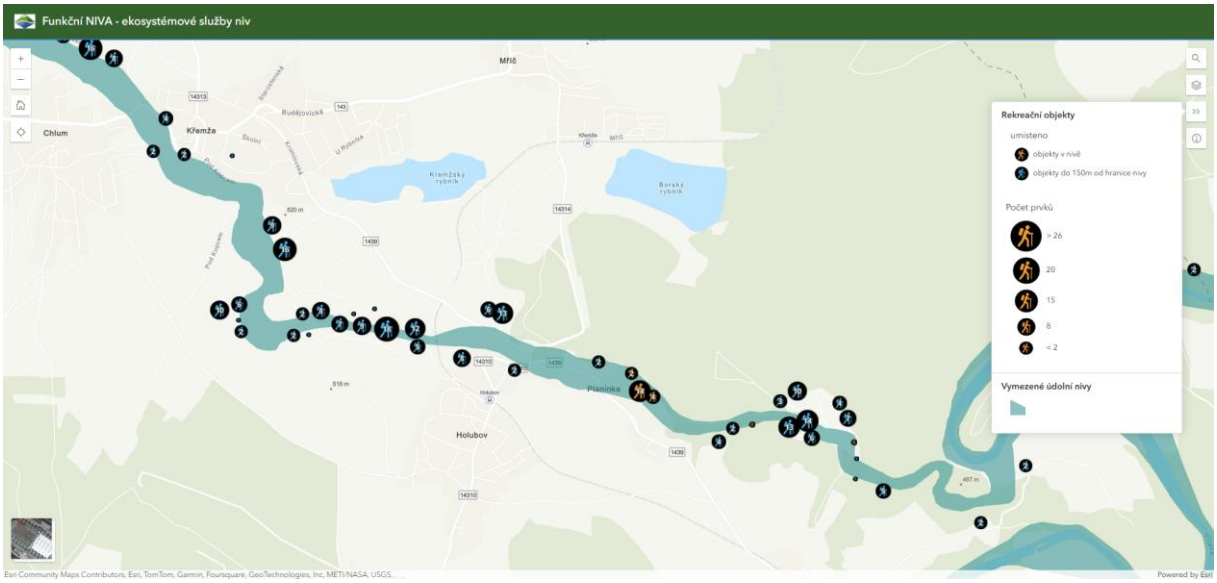
- zobrazení atributových informací pro jednotlivé polygony (Identify),
- volba podkladové mapy – topografická nebo ortofotomapa
- vycentrování obrazu pomocí GPS nebo asistovaného určení polohy,
- vyhledání libovolné lokality na základě zadání adresy nebo názvu místa,
- základní informace o aplikaci.



Obr. 10. Vstupní rozhraní webové aplikace Funkční NIVA se zobrazenou revidovanou a doplněnou vrstvou rámcově vymezených údolních niv ČR



Obr. 11. Ukázka mapového okna aplikace zobrazujícího vrstvu Regulace klimatu – zásoba uhlíku ve vegetaci a vyskakovací okno s informacemi o vybraném polygonu v mapě



Obr. 12. Ukázka mapového okna aplikace zobrazující vrstvu rekreačních objektů (zvlášť pro objekty situované přímo v nivě a ve vzdálenosti do 150 m od okraje vymezené nivy), jako indikátor potenciálního antropogenního tlaku na nivní ekosystémy

Obr. 13. Ukázka mapového okna webové aplikace „Funkční NIVA“, zobrazující míru plnění ekostabilizační funkce nivy na podkladu ortofotomapy

3.3 Hodnocení kvality plnění ekostabilizační funkce údolních niv v dosud nevymezených nivách

Při aplikaci metodiky na území, ve kterém dosud není vymezena údolní niva (tzn. niva není obsažena ve vrstvě „Vymezené údolní nivy“ ve webové mapové aplikaci Funkční NIVA), je doporučeno postupovat podle informací uvedených níže.

V prvním kroku by zájemce o vyhodnocení míry degradace ekosystémových funkcí údolní nivy měl samotnou **nivu manuálně vymezit na základě existujících dat**, případně ověřením morfologických znaků nivy terénním průzkumem analyzované lokality. K vlastnímu vymezení nivy je doporučeno využít existující **Metodiku podrobného vymezování údolních niv (Pavka a kol. 2024)**, dostupnou na webu MŽP (https://www.mzp.cz/cz/udolni_niva). V případě, kdy uživatel například z důvodu nedostupnosti dostatečně podrobných vstupních dat nebo přílišné časové náročnosti **nepřistoupí k technickému vymezení nivy** (tj. nebude mít k dispozici geoprostorovou informaci o rozsahu nivy a poloze jejích hranic), **je přesto možné předloženou metodiku aplikovat, avšak jen s nižší spolehlivostí vyhodnocení ekosystémové funkce „Transformace povodňových průtoků“**. Důvodem je skutečnost, že pro plnohodnotné vyhodnocení uvedené ekosystémové funkce je nezbytně nutné disponovat **informacemi o rozsahu údolní nivy a dále také o záplavovém území (Q_5, Q_{20} a Q_{100})**. Jelikož je vymezení již stanovených niv založeno částečně také na rozsahu záplavového území 100leté vody (Q_{100}), pravděpodobnost dostupnosti těchto dat mimo vymezené nivy je nízká.

Zatímco přibližný rozsah údolní nivy může uživatel metodiky stanovit na základě dalších, zejména vizuálních znaků terénu (např. přítomnost říčních teras nebo antropogenních tvarů reliéfu, omezujících rozsah recentní nivy), rozsah záplavových území pro jednotlivé n-leté průtoky není možné odhadnout a je nutné vycházet z výstupů hydraulického modelování, které pravděpodobně uživatel metodiky nebude mít k dispozici[3]. V tomto případě (kdy **uživatel vymezí nebo alespoň odhadne přibližný rozsah údolní nivy, ale nemá k dispozici data o rozsahu záplavových území**) lze k vyhodnocení funkce transformace povodňových průtoků přistoupit alternativně a **namísto výpočtu složky „záplavové území“ v rámci příslušného indikátoru** (viz popis v podkapitole 3.1.1) **využít průměrnou hodnotu míry plnění této funkce**, zjištěnou v údolních nivách s již vymezenými záplavovými územími (tj. **$MP_{ZÚ}$ = 2,33**). Výpočet, resp. odvození hodnoty druhé složky tohoto indikátoru (tj. „typ povrchu“) zůstává beze změny. Je třeba vzít v potaz, že při tomto postupu (využití průměrné celorepublikové hodnoty namísto specifické hodnoty pro danou lokalitu) se ovšem snižuje spolehlivost stanovení funkce transformace povodňových průtoků, což se následně promítá také do míry spolehlivosti indikátoru výsledné ekostabilizační funkce nivy. V případě požadavku na vysokou spolehlivost získaných dat je **proto vhodné poskytované ekosystémové funkce (a výslednou ekostabilizační funkci údolní nivy) vyhodnotit v rozsahu dostupných dat**, jejichž doporučené zdroje a způsoby zpracování jsou uvedeny v další části této metodiky.

[3] Rozsahy vymezených záplavových území a hranice aktivních zón záplavových území jsou pravidelně aktualizovány a doplňovány o další vodní toky – tzn. je možné, že do budoucna budou dostupná rovněž záplavová území pro lokality, ve kterých údolní niva dosud není vymezena. Existenci případných nových dat záplavových území je vhodné ověřit na webu HEIS VÚV TGM: https://heis.vuv.cz/data/webmap/datovesady/isvs/zaplavuzemi/HTML_ISVS$zaplavuzemi$stazeni.asp?doc=full

3.3.1 Zdroje dat a jejich spolehlivost

Klíčovou informaci pro vyhodnocení většiny ekosystémových funkcí údolních niv pomocí této metodiky představují **data o aktuálním charakteru využití území, resp. krajinném pokryvu** v rámci hodnocené lokality. Jelikož metodika cílí na vyhodnocení kvality ekosystémových funkcí ve vysokém rozlišení (zhruba odpovídajícímu měřítku 1: 10 000), relativně vhodný podklad dostupný na celorepublikové úrovni představuje **Konsolidovaná vrstva ekosystémů – KVES** (AOPK ČR 2023), disponující potenciálem pravidelné aktualizace do budoucnosti (za účelem zvýšení kvality a úrovně zpracování vstupních dat). Z důvodu nižší spolehlivosti obsažených dat a jejich konsolidace do skupin biotopů **je však vhodné průběh hranic jednotlivých biotopů, případně jejich typové určení, ověřit terénním průzkumem**. Zejména plošně méně rozsáhlé biotopy tvořící příbřežní zóny vodních toků, které ve vrstvě KVES nejsou z důvodu nedostupnosti dat zachyceny. K jednotlivým zjištěným biotopům může uživatel metodiky následně **přiřadit konkrétní přibližné hodnoty indikátorů, vypovídajících o kvalitě ekosystémové služby regulace klimatu** (funkce ukládání uhlíku a evapotranspirace) **a vytváření a udržování habitatů** (funkce ekologická hodnota biotopů). Ke stanovení uvedených hodnot je doporučeno využít tabulku uvedenou v podkapitole 3.3.2 (v případě kdy uživatel nedisponuje přesnějšími daty z případných vlastních měření).

Pro potřeby kvantifikace **ekosystémové funkce retence vody** je vhodné využít informace o prostorové distribuci jednotlivých kategorií využití území, které lépe reflektují zejména omezenou infiltrační schopnost půdy a míru utužení povrchu (tzv. „*soil sealing*“). Jako nejvhodnější zdroj dat pro tyto účely se v současné době jeví **vrstva ZABAGED® (Základní báze geografických dat), spravovaná ČÚZK**. Na základě převodní tabulky obsažené v podkapitole 3.3.2 uživatel může jednotlivým geografickým objektům databáze ZABAGED® přiřadit konkrétní kategorii retence vody, analogickou s kategoriemi zobrazenými v mapové aplikaci Funkční NIVA. Tímto postupem uživatel bez nutnosti aplikace poměrně složitého postupu, nastíněného v podkapitole 3.1.2 stanoví **přibližnou míru plnění této ekosystémové funkce**. Stejně jako v případě výše zmíněné vrstvy KVES je vhodné i v tomto případě ověřit zejména správnost polohy hranic jednotlivých objektů ZABAGED prostřednictvím terénního průzkumu hodnocené lokality. Pravděpodobnost chybné klasifikace geografického objektu v databázi je nízká – relativně vyšší pravděpodobnost výskytu chyby se týká zejména již zmíněné polohy hranic objektů a dále také přesnosti určení průběhu břehových linií vodních toků – tyto je doporučeno ověřit a případně upravit v mapovém podkladu. Je důležité upozornit, že stanovené kategorie a příslušné hodnoty retence vody představují **přibližné procentuální podíly zadržení srážkové vody při průměrných podmínkách nasycenosti půdy vodou**. V případě potřeby vyšší přesnosti dat, lépe odpovídající lokálním podmínkám v daném čase a prostoru, je nezbytné data verifikovat terénním měřením v hodnocené lokalitě a následnými výpočty CN hodnot.

Princip stanovení kategorie **ekosystémové funkce konektivity přírodních biotopů** (resp. konektivity k mokřadním přírodním a přírodě blízkým biotopům) vychází z metody *Distance to nature – D2N* („vzdálenost k přírodě“), navrženou autory Rüdisser a kol. (2012), popsané detailněji výše v podkapitole 3.1.6. Z důvodu značné obtížnosti výpočtu, který uživatel metodiky pravděpodobně nebude opakovat, bylo přistoupeno k **vygenerování mapové vrstvy konektivity biotopů, pokrývající plošně celou republiku**. Tato vrstva s názvem „Vytváření a udržování habitatů – Konektivita (celá ČR), je volně dostupná k prohlížení ve webové mapové aplikaci Funkční NIVA a uživatel tedy může snadno zjistit kategorii konektivity (totožnou s kategoriemi v již vymezených nivách) pro jakékoliv vybrané území v České republice. Konkrétní doporučené primární datové zdroje pro získání informací ke kvantifikaci všech uvedených ekosystémových funkcí a souvisejících služeb, jsou uvedeny v tab. 15.

Tab. 15. Přehled doporučených zdrojů primárních dat pro vyhodnocení ekosystémových služeb a příslušných funkcí údolních niv v lokalitách s dosud nevymezenou údolní nivou

Ekosystémová služba a příslušná funkce	**Hodnocená prostorová jednotka**	**Doporučený zdroj dat**	
		Prostorová distribuce	**Hodnota indikátoru**
Regulace klimatu – ukládání uhlíku	Biotop	Konsolidovaná vrstva ekosystémů – KVES (AOPK)[1]	Metodika projektu Funkční NIVA (Jakubínský a kol. 2025)
Regulace klimatu – evapotranspirace			
Vytváření a udržování habitatů – ekologická hodnota			
Vytváření a udržování habitatů – konektivita	Pixel	Mapová aplikace Funkční NIVA (ÚVGZ a UPOL)[2]	
Regulace množství a odtoku vody – retence vody	Geografický objekt	ZABAGED® (ČÚZK)[3]	Metodika projektu Funkční NIVA (Jakubínský a kol. 2025)
Regulace hazardů a živelních pohrom – transformace povodňových průtoků	Pixel	HEIS (VÚV TGM)[4], ZABAGED® (ČÚZK)[3] + vlastní výpočty[5]	
Ekostabilizační funkce nivy	Dle preferencí uživatele		

[1] https://data.nature.cz/

[2] https://funkcnikrajina.com/nivy.php

[3] https://geoportal.cuzk.cz/

[4] https://heis.vuv.cz/data/webmap/datovesady/isvs/zaplavuzemi/HTML_ISVS$zaplavuzemi$stazeni.asp?doc=full

[5] *z důvodu obtížnosti výpočtu (viz popis v úvodu podkapitoly 3.3) je v případě neexistence vymezeného záplavového území doporučeno vynechat tuto ekosystémovou funkci z hodnocení a výpočtu celkové ekostabilizační funkce*

3.3.2 Zpracování dat a stanovení kvality plnění jednotlivých ekosystémových funkcí údolních niv

V případě zajištění výše uvedených datových zdrojů (zejména vrstva obsahující geoprostorové informace o typu biotopu a vrstva s informacemi o charakteru využití území v detailu odpovídajícímu existujícím vrstvám KVES, resp. ZABAGED®), je **proces vlastního vyhodnocení jednotlivých ekosystémových funkcí a finální ekologicko-stabilizační funkce údolní nivy relativně nenáročný**. Za účelem zjištění míry plnění ekosystémových funkcí v rámci vybraného území (definovaného úseku údolní nivy či pouze konkrétní „bodové“ lokality) je třeba nejprve **identifikovat typy biotopů (KVES) a kategorie využití území (ZABAGED®)**, vyskytující se v hodnoceném území. Zjištěným prostorovým jednotkám je následně třeba přiřadit hodnoty indikátorů, resp. kategorie hodnocení jednotlivých ekosystémových funkcí – k tomuto kroku slouží **převodní tabulky obsažené v přílohách této metodiky** (týká se funkce ukládání uhlíku, evapotranspirace, ekologická hodnota a retence vody). V případě funkce **konektivity** k mokřadním přírodním (a přírodě blízkým) biotopům je pro účely stanovení konkrétní kategorie míry plnění této funkce vhodné využít vytvořenou mapu s celorepublikovým pokrytím, dostupnou ve webové aplikaci Funkční NIVA (vrstva „Vytváření a udržování habitatů – Konektivita (celá ČR)“). Postup stanovení hodnoty pro funkci **transformace povodňových průtoků** je detailně popsán v podkapitole 3.1.1 a doporučený postup v případě chybějících dat (vymezení údolní nivy a/nebo vymezení záplavových území) je popsán v úvodu podkapitoly 3.3. Tabulka 16 přibližuje

princip přiřazení kategorií (1–5, resp. 0,5–2,5 v případě dvou složek funkce transformace povodňových průtoků) k jednotlivým intervalům hodnot příslušných indikátorů.

Tab. 16. Přehled hodnot jednotlivých ekosystémových funkcí a příslušných kategorií míry plnění těchto funkcí

Míra plnění ekosystémové funkce		**Ekosystémová funkce (hodnota / kategorie)**							
		C	**ET**	**HB**	**KN**	**RV**	**TPP (a)**	**TPP (b)**	**TPP**
Velmi nízká	hodnota	0–5	0–100	0–5	0,8–1,0	<10	>100	>96	1,0–1,5
	kategorie	**1**					**0,5**		**1**
Nízká	hodnota	5–15	100–250	5–15	0,6–0,8	10–30	50–100	92–96	1,5–2,5
	kategorie	**2**					**1**		**2**
Střední	hodnota	15–35	250–450	15–30	0,4–0,6	30–50	20–50	87–92	2,5–3,5
	kategorie	**3**					**1,5**		**3**
Vysoká	hodnota	35–80	450–600	30–50	0,2–0,4	50–69	5–20	82–87	3,5–4,5
	kategorie	**4**					**2**		**4**
Velmi vysoká	hodnota	80–165	>600	50–85	0,0–0,2	70	<5	77–82	4,5–5,0
	kategorie	**5**					**2,5**		**5**

C – ukládání uhlíku, ET – evapotranspirace, HB – ekologická hodnota biotopu, KN – konektivita k přírodním biotopům, RV – retence vody, TPP (a) – transformace povodňových průtoků (záplavové území), TPP (b) – typ povrchu, TPP – transformace povodňových průtoků (finální hodnota)

Celková míra plnění ekologicko-stabilizační funkce údolní nivy ve vybraném území je následně vypočítána jako prostý **součet hodnot kategorií (1–5, resp. 0,5–2,5 v případě hodnocení pouze jedné složky TPP)** za jednotlivé hodnocené ekosystémové funkce (rovnice je uvedena v podkapitole 3.1.7). Výsledkem je tedy **hodnota v intervalu 6–30** v případě uvažování všech 6 definovaných funkcí, resp. **v intervalu 5–25** v případě nezahrnutí funkce transformace povodňových průtoků do výpočtu (z důvodu nedostatku vstupních dat). K vypočtené hodnotě celkové ekologicko-stabilizační funkce lze přiřadit jednu z pěti kategorií, uvedených v tab. 17.

Tab. 17. Intervaly hodnot pro kategorizaci míru plnění celkové ekostabilizační funkce nivy při zohlednění všech 6 hodnocených funkcí a při vyjmutí funkce transformace povodňových průtoků z hodnocení

Míra plnění ekostabilizační funkce	Interval hodnot	
	Hodnoceny všechny funkce (tj. 6 funkcí)	Funkce TPP nehodnocena (tj. 5 funkcí)
Velmi nízká	6–10	5–8
Nízká	11–15	9–12
Střední	16–20	13–16
Vysoká	21–25	17–20
Velmi vysoká	26–30	21–25

Aplikováním uvedeného postupu (varianta zohledňující všech 6 ekosystémových funkcí) získá uživatel metodiky **hodnoty odpovídající údajům zjištěným pro již vymezené údolní nivy**, dostupným ve webové mapové aplikaci. Je předpokládáno, že metodika bude v praxi aplikována na **plošně méně rozsáhlá území**, například za účelem vyhodnocení dopadu potenciálního posuzovaného stavebního záměru či změny využití území na kvalitu plnění ekostabilizační funkce údolní nivy, případně za účelem získání informací o poloze ekologicky cenných úseků údolních niv na katastrálním území vybrané obce. V případě, kdy se nejedná pouze o bodové vyhodnocení konkrétního místa by uživatel měl zjistit **rozlohy jednotlivých biotopů (KVES), resp. objektů (ZABAGED®)** zasahujících do vybraného území a výsledný údaj o celkové kvalitě plnění ekostabilizační funkce údolní nivy následně získá jako **plochou vážený průměr hodnot (kategorií)**. Porovnáním současného stavu a předpokládaného budoucího stavu (v případě změny využití území či realizace jiného stavebního záměru) lze získat **informaci o potenciálním dopadu realizace příslušného záměru**.

Příklad vzorového postupu hodnocení v lokalitě s dosud nevymezenou údolní nivou

Zadání: Vyhodnotit míru plnění ekostabilizační funkce vybrané lokality v předpokládané údolní nivě.

Uživatel metodiky na základě dostupných mapových podkladů (např. v mapové prohlížečce AOPK, záložka „Přírodní poměry“) zjistil, že v zájmové lokalitě se vyskytuje **pouze jeden biotop** z Konsolidované vrstvy ekosystémů (KVES). Konkrétně se jedná o biotop „**Mezofilní louka**“. Z tabulky v Příloze 2 této metodiky je patrné, že **průměrná celková zásoba uhlíku ve vegetaci (C)** v uvedeném biotopu činí **9 tun/ha** a podle tab. 16 je tedy přiřazena **kategorie 2** (nízká míra plnění této funkce). Průměrná hodnota **evapotranspirace (ET)** tohoto biotopu dosahuje **425 $l.m^{-2}.rok^{-1}$**, což odpovídá **kategorii 3** (střední míra plnění funkce). Průměrná **ekologická hodnota (HB)** biotopu činí **35 bodů/m^2**, které lze zařadit do **kategorie 4** (vysoká míra plnění funkce). **Konektivita k přírodním mokřadním biotopům (KN)** v dané lokalitě nabývá podle vrstvy dostupné v aplikaci Funkční NIVA intervalu hodnot **0,4–0,6**, odpovídajícímu **kategorii 3** (střední míra plnění funkce). Za účelem kvantifikace funkce **retence vody (RV)** uživatel z vrstvy ZABAGED zjistil, že vybraná lokalita je v mapě kategorizována jako „**trvalý travní porost**“ a této kategorii následně na základě tabulky v Příloze 1 přiřadil **hodnotu 5** (tj. velmi vysoká míra plnění této funkce). Jelikož pro danou lokalitu **nemá uživatel k dispozici vymezené záplavové území**, za složku „**a) Záplavové území**“ (TPP a) v rámci vyhodnocení funkce transformace povodňových průtoků dosadil **průměrnou hodnotu 2,33** a ke složce „**b) Typ povrchu**“ (TTP b) dosadil opět **hodnotu 5** (viz Příloha 1). **Průměr dvojice složek TPP tedy činí 3,67**, což odpovídá **kategorii 4** (vysoká míra plnění funkce).
Součtem všech výše uvedených hodnot (tj. 2+3+4+3+5+4) uživatel získal **výslednou hodnotu 21**, která na základě tab. 17 **odpovídá „vysoké míře plnění ekostabilizační funkce“**.

Výsledek: Vybraná lokalita přispívá ve vysoké míře k plnění ekostabilizační funkce údolní nivy.

Hodnocená lokalita je z hlediska plněných ekosystémových funkcí významná zejména z důvodu míry plnění **vodoretenční funkce** (velmi vysoká míra plnění), dále potom **funkce transformace povodňových průtoků a ekologická hodnota** (vysoké míry plnění u obou indikátorů). Naopak relativně nejnižší je kvalita vybrané lokality z hlediska plnění funkce ukládání uhlíku ve vegetaci (nízká míra plnění). Celkově lze tuto modelovou lokalitu považovat za **nadprůměrně cennou z pohledu plnění ekosystémových funkcí** a například v případě rozhodování o potenciálním stavebním záměru (nebo změně využití území) **je vhodné vyhnout se degradaci této lokality** a pro umístění případného záměru hledat alternativní řešení.

3.3.3 Časová náročnost aplikace metodiky

Časové nároky na aplikaci této metodiky v praxi jsou obecně relativně nízké. Stejně tak nejsou kladeny **žádné speciální nároky na přístrojové vybavení (hardware i software)**, kterým uživatel disponuje. Nejsnazší možnost aplikace metodiky se nabízí v případě již vymezených údolních niv, pro které existují datové podklady v celorepublikovém rozsahu, volně dostupné ve vytvořené webové mapové aplikaci Funkční NIVA. **Aplikace představuje podpůrný nástroj pro minimalizaci nároků na vstupní data a odborné znalosti uživatele**. V případě využití aplikace uživatel prakticky nemusí metodiku využívat, jelikož veškeré zde popsané postupy byly již aplikovány na nejpodrobnější a aktuální dostupná data, a výstupy výpočtů pro všechny analyzované ekosystémové funkce údolních niv jsou zpřístupněné prostřednictvím aplikace. Pokud uživatel potřebuje vyhodnotit míru plnění ekostabilizační funkce v lokalitě, kde dosud údolní niva nebyla vymezena, je nutné aplikovat předloženou metodiku – optimálně v kombinaci s Metodikou podrobného vymezování údolních niv (Pavka a kol. 2024). **Manuální aplikace metodiky je logicky časově náročnější**, avšak vyhodnocení nepředstavuje po nastudování metodiky obtížný úkol. **Veškerá vstupní data jsou volně dostupná** u uvedených poskytovatelů, kteří rovněž garantují pravidelnou aktualizaci. **Zvýšené časové nároky souvisejí pouze s vyjádřením míry plnění ekosystémové funkce transformace povodňových průtoků**, avšak v metodice jsou detailně popsány možné alternativy řešení situace v případě neexistence vstupních dat (tj. informace o rozsahu záplavových území Q_5, Q_{20} a Q_{100}). Přehled přibližných časových nároků na kvantifikaci jednotlivých ekosystémových funkcí je uveden v tab. 18.

Tab. 18. Přehled předpokládané průměrné časové náročnosti vyhodnocení jednotlivých ekosystémových funkcí údolních niv a získání podkladových dat pro území s dosud nevymezenou údolní nivou

<table>
<tr><th rowspan="2">Ekosystémová služba a příslušná funkce</th><th colspan="2">Časová náročnost získání dat</th></tr>
<tr><th>Prostorová distribuce (geometrie)</th><th>Vyhodnocení indikátoru</th></tr>
<tr><td>Regulace klimatu – ukládání uhlíku</td><td rowspan="3">Nízká
(bez ověření validity dat terénním průzkumem)</td><td rowspan="3">Velmi nízká</td></tr>
<tr><td>Regulace klimatu – evapotranspirace</td></tr>
<tr><td>Vytváření a udržování habitatů – ekologická hodnota</td></tr>
<tr><td>Vytváření a udržování habitatů – konektivita</td><td colspan="2">Velmi nízká</td></tr>
<tr><td>Regulace množství a odtoku vody – retence vody</td><td colspan="2">Nízká</td></tr>
<tr><td>Regulace hazardů a živelních pohrom – transformace povodňových průtoků</td><td>Vysoká</td><td>Střední</td></tr>
<tr><td>Ekostabilizační funkce nivy</td><td>Závisí na uživatelské volbě podkladové vrstvy a rozloze hodnoceného území</td><td>Nízká</td></tr>
</table>

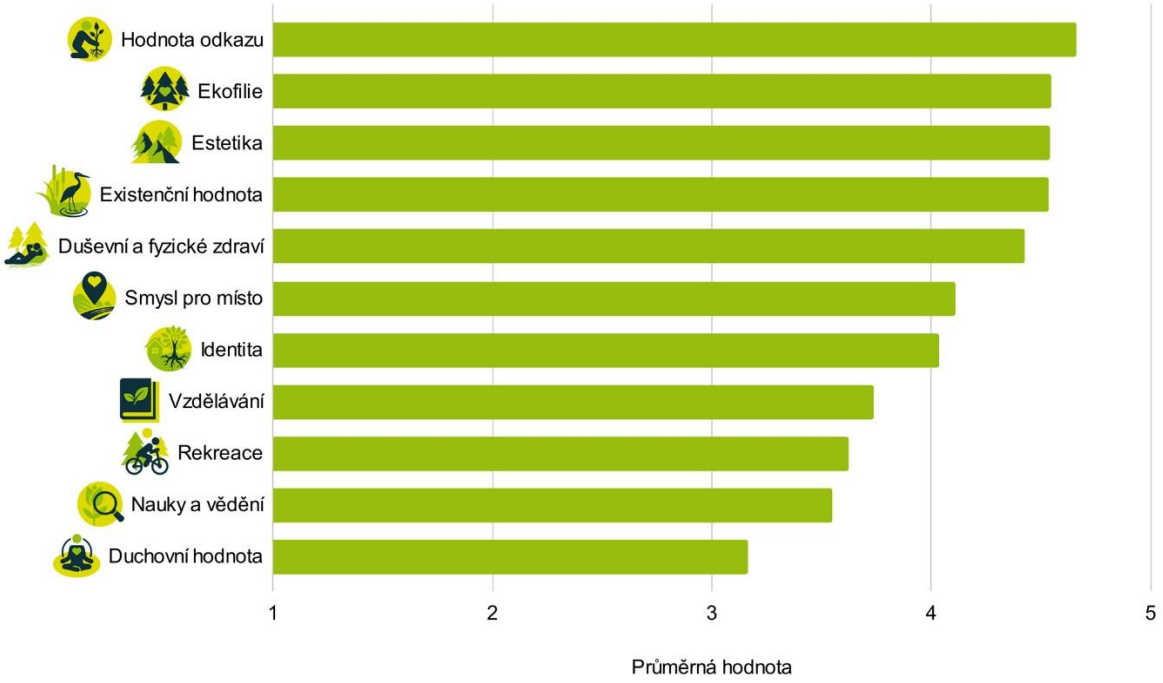
Výpočet výsledné hodnoty míry plnění celkové ekostabilizační funkce hodnoceného území v údolní nivě představuje nenáročný úkon. Časové nároky na vyhodnocení vybraného území se odvíjejí zejména od jeho rozlohy, resp. počtu typů biotopů (KVES) a geografických objektů (ZABAGED®), nacházejících se v daném území. **V případě výskytu více než jednoho typu biotopu, resp. geografického objektu** je žádoucí získat informaci o **rozlohách jednotlivých entit** a tyto následně využít jako **váhu při výpočtu průměrné hodnoty za celé analyzované území**. V časových nárocích na aplikaci metodiky není zahrnuta případná **verifikace vstupních dat v terénu** (např. ověření průběhu hranic jednotlivých biotopů a jejich typové určení, případně další analýzy s využitím specializovaného přístrojového vybavení), která je sice doporučena, nicméně pro potřeby rámcového stanovení přibližných hodnot využitých indikátorů není zcela nezbytná.

4. Jaké kulturní ekosystémové služby lidé využívají v říční krajině a jaké antropogenní vlivy je ohrožují nebo podporují?

Sociokulturní hodnocení kulturních ES **nevstupuje do vytvořeného metodického postupu**, protože je založeno na participativním a místně specifickém výzkumu, jehož výstupy nelze jednoduše přenášet do jiného kontextu. Díky zapojení veřejnosti a aktérů do hodnocení ale přináší zajímavá zjištění ohledně vnímání kulturních ES říční krajiny, resp. údolní nivy v pěti výzkumných lokalitách (řeka Berounka, Dřevnice, Lužnice, Morava, Morávka), které odhaluje využívání kulturních ES lidmi (na rozdíl od vyhodnocení potenciálu území nějaké služby poskytovat). Tento sociálně-ekologický výzkum kombinoval různé metody (analýza aktérů, skupinové diskuse *focus groups*, dotazníkové šetření) a přináší poznatky o tom, (1) **jaké kulturní ES vnímají lidé (aktéři) v říční krajině jako důležité** a (2) **jak jsou tyto služby ovlivňovány vnímanými změnami v říční krajině** (pozitivní a negativní vlivy). Popis a příklady použitých kategorií kulturních ES vychází klasifikace CultES dle Daněk a kol. (2022).[4]

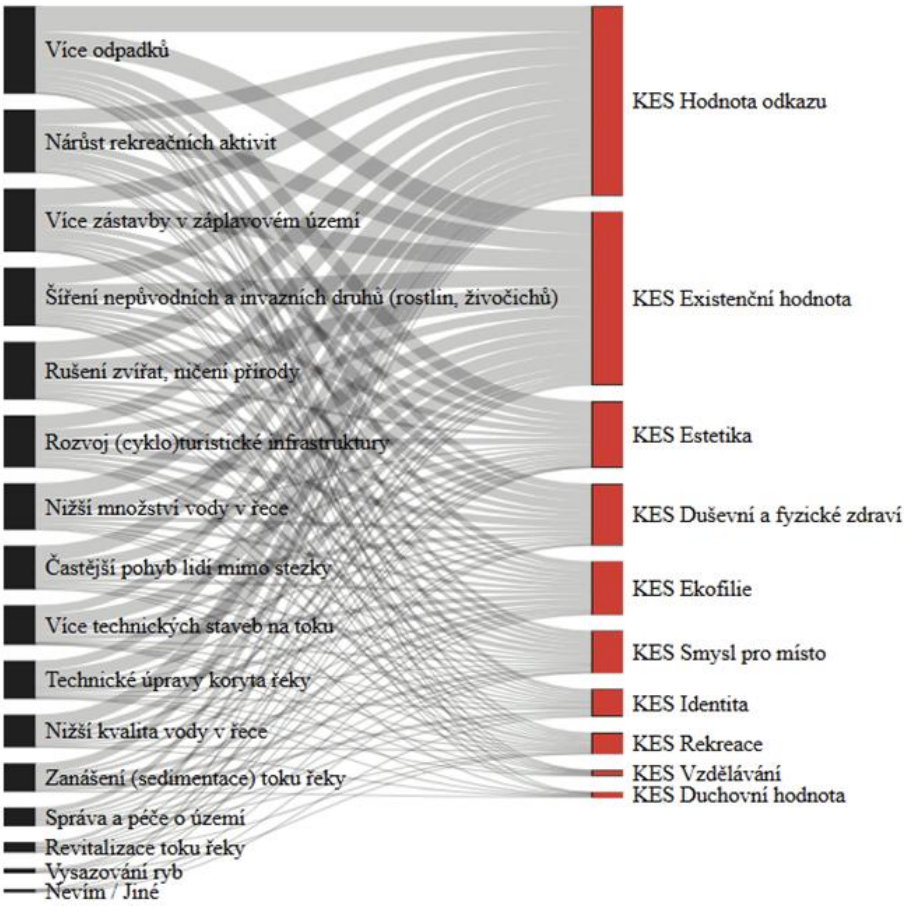
Výsledky hodnocení kulturních ES ukazují, jaké nemateriální hodnoty lidé v říčních nivách nacházejí a zdůrazňují, že se zdaleka nejedná jen o rekreační využití území, ale že lidé oceňují řadu jiných přínosů včetně **ocenění důležitosti existence přírody samotné**. Hodnota zachovat přírodu pro další generace se umístila jako nejdůležitější ze všech hodnocených přínosů (obrázek 14). Respondenti tedy vnímají důležitost ochrany přírody v říční krajině a její zachování, což reflektují hned dvě vysoce hodnocené služby – Hodnota odkazu a Existenční hodnota. Z hlediska dalších služeb, které nejvíce přispívají k nemateriálním hodnotám a blahobytu lidí v říční krajině, se jedná zejména o estetické prožitky, možnost kontaktu s přírodou a přínosy pro duševní a fyzické zdraví. Nejvýznamnější kulturní ES v říčních nivách tak podtrhují důležitost ochrany přírody a její zachování a mohou tak sloužit například jako **podpůrné argumenty pro ochranu niv jako významných krajinných prvků**.

[4] https://drive.google.com/file/d/1xkidU-sEvOtC-O8V6cJmsQyYPkaZft7s/view?usp=drive_link



Obr. 14. Výsledky preferenčního hodnocení kulturních ekosystémových služeb s průměrnými hodnotami důležitosti jednotlivých kategorií ve všech 5 výzkumných lokalitách (řeka Berounka, Dřevnice, Lužnice, Morava, Morávka). Hodnocení probíhalo dle vnímané osobní důležitosti na škále 1 bod (nejméně důležité) až 5 bodů (nejvíce důležité) (počet respondentů = 237).

Z hlediska **nejvíce negativně ovlivněných kulturních ES** různými změnami v krajině se jedná o hodnotu **zachování přírody pro další generace a prostor pro přírodu a život i jiných tvorů** (rostlin i zvířat) (obrázek 15). Tyto dva přínosy získali asi polovinu všech záznamů negativních vlivů a jsou jedním z klíčových výsledků hodnocení kulturních ES. Navíc výsledky jsou konzistentní u všech výzkumných lokalit, kdy se KES Hodnota odkazu a KES Existenční hodnota umístili na prvních dvou místech. Respondenti napříč různými říčními nivami tedy poukazují na to, že lidé vnímají (a oceňují) existenční hodnotu přírody v říčních nivách a důležitost jejího zachování, a poukazují na řadu antropogenních negativních vlivů, které tyto přínosy ohrožují.



Obr. 15. Vizualizace negativního vlivu změn v krajině na kulturní ekosystémové služby (KES). Síla vlivu je daná tloušťkou spojovacích linií, která odpovídá četnosti daného vztahu mezi změnami v krajině jako zdroje a KES jako cíle vlivu, s celkovým počtem 934 záznamů. Kumulativní data za všechny výzkumné lokality (řeka Berounka, Dřevnice, Lužnice, Morava, Morávka).

Hodnocení kulturních ES v kontextu změn v krajině může být cenným podkladem pro diskusi s místními zájmovými skupinami v souvislosti např. s plánovanými změnami využití území nebo u různých rozvojových záměrů v území. **Antropogenní změny v krajině mohou být s těmito výsledky vnímány novou optikou** – pozitivním či negativním vlivem na lidmi využívané kulturní ES. V neposlední řadě mají tyto výsledky hodnotu vzdělávací, kdy umožňují šíření povědomí o nemateriálních přínosech přírody říčních niv, a to z pohledu využívání těchto přínosů lidmi. Kompletní informace o postupu a výsledcích této studie viz Daněk a Vaňo (2025).[5]

[5] https://sustainablecz.org/2025/02/14/kulturni-ekosystemove-sluzby-v-ricni-krajine-vysledky-z-pripadovych-studii-projektu-niva/

5 Použitá literatura

ADOLT, R., KOHN, I., STREJČEK, R., KŘÍSTEK, Š., MLČOUŠEK, M., & HEJLOVÁ, V. (2020). Odhad zásob dříví v lesích na území České republiky na základě dat SSVLE z roku 2019. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů. https://nil.uhul.cz/downloads/vysledky_projektu_nil3/2020_05_18_zasoby_drivi_ssvle_2019.pdf

AKANBI, A. A., LIAN, Y. Q., SOONG, T. W. (1999). An analysis on managed flood storage options for selected levees along the lower Illinois river for enhancing flood protection. Report No 4: Flood Storage Reservoirs and Flooding on the Lower Illinois River. Illinois State Water Survey. Contract Report 645.

AMOROS, C., & BORNETTE, G. (2002). Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. Freshwater Biology, 47(4), 761–776.

ARTHINGTON, A. H., NAIMAN, R. J., MCCLAIN, M. E., & NILSSON, C. (2010). Preserving the biodiversity and ecological services of rivers: New challenges and research opportunities. Freshwater Biology, 55(1), 1–16.

BARNES, W. J. (1997). Vegetation Dynamics on the Floodplain of the Lower Chippewa River in Wisconsin. Journal of the Torrey Botanical Society, 124(2), 189.

BLÄTTLER, L., DANĚK, J. (2025). Od funkcí krajiny přes ekosystémové služby až po příspěvky přírody lidem. Ochrana přírody, 1, 14–17.

CASCO, S. L., NEIFF, J. J., & DE NEIFF, A. P. (2010). Ecological responses of two pioneer species to a hydrological connectivity gradient in riparian forests of the lower Parana River. Plant Ecology, 209(1), 167–177.

CIENCIALA, E., ČERNÝ, M., RUSS, R., ZATLOUKAL, V., HOLÁ, Š., & PALÁN, Š. (2015). Landscape Inventory CzechTerra, Selected Inventory Results 2008/2009 and 2014/2015. IFER Supplement in Lesnická Práce 10/2015.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R. V., PARUEDO, J., RASKIN, R. G., SUTTON, P., & VAN DEN BELT, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 15 (387), 253–260.

COWELL, C. M., & DYER, J. M. (2002). Vegetation Development in a Modified Riparian Environment: Human Imprints on an Allegheny River Wilderness. Annals of the Association of American Geographers, 92(2), 189–202.

COŽP (2024). Hodnocení ekosystémových služeb v kontextu péče o chráněná území – leták projektu Jedna příroda (LIFE-IP: N2K Revisited). Centrum pro otázky životního prostředí Univerzity Karlovy.CZECHTERRA. (2015). Inventarizace krajiny. https://www.czechterra.cz/vystupy2.php#2015

DANĚK, J., SLOVÁK, Ľ., DANĚK, T., PÁNEK, J., & SCHLOSSAREK, M. (2022). Hodnocení a mapování kulturních ekosystémových služeb v krajině. Souhrnná výzkumná zpráva. Ústav výzkumu globální změny AV ČR.

DANĚK, J., VAŇO, S. (2025) Kulturní ekosystémové služby v říční krajině. Výsledky dotazníkového šetření v případových studiích projektu „NIVA“ – shrnutí pro aktéry a respondenty. Výzkumná zpráva. Ústav výzkumu globální změny AV ČR.

DATEL, J. V., HRABÁNKOVÁ, A., & STROUHAL, L. (2021). Tvorba podzemní vody v okrajových částech Prahy. VTEI, č. 2, s. 8–14.

DE GROOT, R. S., WILSON, M. A., BOUMANS, R. M. J. 2002. A Typology for the Classification, Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services. Ecological Economics, 41 (3). pp. 393–408.

DÉCAMPS, H. A., FORTUNE, M., GAZELLE, F., PAUTOU, G. 1988. Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. Landscape Ecology, 1. pp. 163–173.

DEFRA. (2005). Making space for water—Taking forward a new Government strategy for flood and coastal erosion risk management in England. First Government response to the autumn 2004 Making space for water consultation exercise. Department for Environment, Food and Rural Affairs, London.

DEMEK, J., HAVLÍČEK, M., MACKOVČIN, P., SLAVÍK, P. 2011. Změny ekosystémových služeb poříčních a údolních niv v České republice jako výsledek vývoje využívání země v posledních 250 letech. Acta Pruhoniciana, 98. s. 47–53.

DESJONQUÈRES, C., RYBAK, F., CASTELLA, E., LLUSIA, D., & SUEUR, J. (2018). Acoustic communities reflects lateral hydrological connectivity in riverine floodplain similarly to macroinvertebrate communities. Scientific Reports, 8(1), 1–11.

DÍAZ, S., PASCUAL, U., STENSEKE, M., MARTÍN-LÓPEZ, B., WATSON, R. T., MOLNÁR, Z., ... & SHIRAYAMA, Y. (2018). Assessing nature's contributions to people. Science, 359(6373), 270-272.

DUMBROVSKÝ, M., ŠARAPATKA, B., PODHRÁZSKÁ, J., SOBOTKOVÁ, V., KUČERA, J., & KARÁSEK, P. (2020). Retenční schopnosti krajiny a její řešení v procesu pozemkových úprav. Certifikovaná metodika. Vysoké učení technické v Brně, Univerzita Palackého v Olomouci, & Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.

EEA. (2016). Flood risks and environmental vulnerability—Exploring the synergies between floodplain restoration, water policies and thematic policies. Copenhagen: EEA – European Environment Agency. Report No 1/2016.

EK. (2007). Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2007/60/ES ze dne 23. října 2007 o vyhodnocování a zvládání povodňových rizik. Úř. věst. L 288, 6.11.2007, 27–34.

EVERS, M., & NYBERG, L. (2013). Coherence and inconsistency of European instruments for integrated river basin management. International Journal of River Basin Management, 11(2), 139–152.

FORCHTSAM, V., & PRCHAL, J. A KOL. (1961): Zemědělská výroba v kostce. Státní zemědělské nakladatelství.

FISCHER, A., EASTWOOD, A. (2016). Coproduction of ecosystem services as human–nature interactions—An analytical framework. Land Use Policy, 52, 41–50.

FRIEDRICHS, M., HERMOSO, V., BREMERICH, V., & LANGHANS, S. D. (2018). Evaluation of habitat protection under the European Natura 2000 conservation network – The example for Germany. PLOS ONE, 13(12), e0208264.

GRIZZETTI, B., LANZANOVA, D., LIQUETE, C., REYNAUD, A., & CARDOSO, A. C. (2016). Assessing water ecosystem services for water resource management. Environmental Science & Policy, 61, 194–203.

GROSSMANN, M. (2012). Economic value of the nutrient retention function of restored floodplain wetlands in the Elbe River basin. Ecological Economics, 83, 108–117.

GUMIERO, B., MANT, J., HEIN, T., ELSO, J., & BOZ, B. (2013). Linking the restoration of rivers and riparian zones/wetlands in Europe: Sharing knowledge through case studies. Ecological Engineering, 56, 36–50.

HALE, B. W., & ADAMS, M. S. (2007). Ecosystem management and the conservation of river–floodplain systems. Landscape and Urban Planning, 80(1–2), 23–33.

HAUCK, J., SCHLEYER, C., WINKLER, K. J., & MAES, J. (2014). Shades of Greening: Reviewing the Impact of the new EU Agricultural Policy on Ecosystem Services. Change and Adaptation in Socio-Ecological Systems, 1(1).

HEIN, T., BARANYI, C., RECKENDORFER, W., & SCHIEMER, F. (2004). The impact of surface water exchange on the nutrient and particle dynamics in side-arms along the River Danube, Austria. Science of the Total Environment, 328, 207–218.

HEIN, T., SCHWARZ, U., HABERSACK, H., NICHERSU, I., PREINER, S., WILLBY, N., & WEIGELHOFER, G. (2016). Current status and restoration options for floodplains along the Danube River. Science of The Total Environment, 543, 778–790. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.073

HENRY, C. P., AMOROS, C., & ROSET, N. (2002). Restoration ecology of riverine wetlands: A 5-year postoperation survey on the Rhône River, France. Ecological Engineering, 18(5), 543–554.

HERMOSO, V., MORÁN-ORDÓÑEZ, A., & BROTONS, L. (2018). Assessing the role of Natura 2000 at maintaining dynamic landscapes in Europe over the last two decades: Implications for conservation. Landscape Ecology, 33(8), 1447–1460.

HESSELINK, A. W. (2002). History makes a river: Morphological changes and human interference in the river Rhine, The Netherlands. Koninklijk Nederlands Aadrijkskundig Genootschap [u.a.].

HEY, D. L., & PHILIPPI, N. S. (1995). Flood Reduction through Wetland Restoration: The Upper Mississippi River Basin as a Case History. Restoration Ecology, 3(1), 4–17.

HORNUNG, L. K., PODSCHUN, S. A., & PUSCH, M. (2019). Linking ecosystem services and measures in river and floodplain management. Ecosystems and People, 15(1), 214–231.

HYNES, H. B. N. 1975. The stream and its valley. Verh. Int. Ver. Theor. Ang. Limnol., 19. pp. 1–15.

CHYTRÝ M., KUČERA, T., KOČÍ, M., GRULICH, V., & LUSTYK, P. (eds.) (2010). Katalog biotopů České republiky (2nd Ed.). Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

JÄHNIG, S. C., LORENZ, A. W., & HERING, D. (2009). Restoration effort, habitat mosaics, and macroinvertebrates—Does channel form determine community composition? Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 19(2).

JAKUBÍNSKÝ, J., PROKOPOVÁ, M., RAŠKA, P., SALVATI, L., BEZAK, N., CUDLÍN, O., CUDLÍN, P., PURKYT, J., VEZZA, P., CAMPOREALE, C., DANĚK, J., PÁSTOR, M., LEPEŠKA, T. 2021. Managing floodplains using nature-based solutions to support multiple ecosystem functions and services. WIREs Water, 5, 8, e1545.

JANEČEK, M. (2012). Metodika–Ochrana zemědělské půdy před erozí. Praha: Česká zemědělská univerzita.

KLIMO, E. (2008). Floodplain forests of the temperate zone of Europe: Vol. Lesnická práce. Publishing House for Forestry.

LEIGH, C., & SHELDON, F. (2009). Hydrological connectivity drives patterns of macroinvertebrate biodiversity in floodplain rivers of the Australian wet/dry tropics. Freshwater Biology, 54(3), 549–571.

LEYER, I. (2005). Predicting plant species' responses to river regulation: The role of water level fluctuations. Journal of Applied Ecology, 42(2), Article 2.

LÖW, J. a kol. (2005): Typologie české krajiny. Závěrečná zpráva projektu VaV MŽP ČR č. 640/1/03. Löw a spol. s.r.o., Brno

MALANSON, G. P. 1993. Riparian Landscapes. Cambridge Studies in Ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 308 p.

MALTBY, E., & BARKER, T. (Eds.). (2009). The wetlands handbook. Wiley-Blackwell.

MEA (2003). Ecosystems and Human Well-being. A framework for assessment. Millenium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC.

MEYBECK, M. 2003. Global analysis of river systems: from Earth system controls to Anthropocene syndromes. Philosophical Transactions of the Royal Society of London, 358 (1440). pp. 1935–1955.

MEYERHOFF, J., & DEHNHARDT, A. (2007). The European Water Framework Directive and economic valuation of wetlands: The restoration of floodplains along the River Elbe. European Environment, 17(1), 18–36.

MŽP. 2007. Společné sdělení odboru ekologie krajiny a lesa a odboru legislativního k výkladu pojmu „údolní niva" [§ 3 písm. b) zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny]. Věstník Ministerstva životního prostředí, 17 (8). s. 1.

NAIMAN, R. J., DECAMPS, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. Annual Review Ecology and Systematics, 28. pp. 621–658.

NAIMAN, R. J., DÉCAMPS, H., MCCLAIN, M. E. 2005. Riparia, Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities. Elsevier Academic Press, London. 430 p.

NIJLAND, H. J., & CALS, M. J. R. (2001). River restoration in Europe: Practical approaches. Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment.

OPPERMAN, J. J., LUSTER, R., MCKENNEY, B. A., ROBERTS, M., & MEADOWS, A. W. (2010b). Ecologically functional floodplains: Connectivity, flow regime, and scale 1. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 46(2), 211–226.

PAILLEX, A., DOLÉDEC, S., CASTELLA, E., MÉRIGOUX, S., & ALDRIDGE, D. C. (2013). Functional diversity in a large river floodplain: Anticipating the response of native and alien macroinvertebrates to the restoration of hydrological connectivity. Journal of Applied Ecology, 50(1), 97–106.

PARK, E. (2020). Characterizing channel-floodplain connectivity using satellite altimetry: Mechanism, hydrogeomorphic control, and sediment budget. Remote Sensing of Environment, 243, 111783.

PAVKA, P., PAVKOVÁ, K., KADLUBIEC, R., BARTALOŠ, T., HOŠEK, M., KEŠNER, M., TROJÁČEK, P. 2024. Metodika podrobného vymezování údolních niv. Ministerstvo životního prostředí. 94 s.

PECHANEC, V., ŠTĚRBOVÁ, L., PURKYT, J., PROKOPOVÁ, M., VČELÁKOVÁ, R., CUDLÍN, O., VYVLEČKA, P., CIENCIALA, E., & CUDLÍN, P. (2022). Selected aspects of carbon stock assessment in aboveground biomass. Land, 11(1).

PERT, P. L., BUTLER, J. R. A., BRODIE, J. E., BRUCE, C., HONZÁK, M., KROON, F. J., METCALFE, D., MITCHELL, D., WONG, G. 2010. A catchment-based approach to mapping hydrological ecosystem services using riparian habitat: A case study from the Wet Tropics, Australia. Ecological Complexity, 7. pp. 378–388.

PETSCH, D.K., CIONEK, V.D., THOMAZ, S.M., CARNEIRO, N. S. 2022. Ecosystem services provided by river-floodplain ecosystems. Hydrobiologia 850, pp. 2563–2584

PITHART, D., DOSTÁL, T., LANGHAMMER, J., JANSKÝ, B. [eds.] 2012. Význam retence vody v říčních nivách. Daphne ČR – Institut aplikované ekologie, České Budějovice. 141 s.

POSTEL, S., CARPENTER, S. 1997. Freshwater Ecosystem Services. In: DAILY, G. C. [ed.] Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Island Press, Washington D. C. pp. 195–214.

RINALDI, M., WYŻGA, B., DUFOUR, S., BERTOLDI, W., & GURNELL, A. (2013). 12.4 River Processes and Implications for Fluvial Ecogeomorphology: A European Perspective. In Treatise on Geomorphology (pp. 37–52). Elsevier.

RÜDISSER, J., TASSER, E., & TAPPEINER, U. (2012). Distance to nature—a new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. Ecological Indicators, 15(1), 208-216.

SEARDO, B. M. (2015). Biodiversity and Landscape Policies: Towards an Integration? A European Overview. In R. Gambino & A. Peano (Eds.), Nature Policies and Landscape Policies (pp. 261–268). Springer International Publishing.

SEJÁK, J., CUDLÍN, P., PETŘÍČEK, V., PROKOPOVÁ, M., CUDLÍN, O., HOLCOVÁ, D., KAPROVÁ, K., MELICHAR, J., ŠKARKOVÁ, P., ŽÁKOVSKÁ, K., & BIRKLEN, P. (2018). Metodika hodnocení biotopů AOPK ČR 2018 (6. verze). AOPK ČR. Dostupné z http://imalbes.cz/file/metodika_BVM.pdf

SEJÁK, J., POKORNÝ, J., ZAPLETAL, M., PETŘÍČEK, V., GUTH, J., CHUMAN, T., ROMPORTL, D., SKOŘEPOVÁ, I., VACEK, V.; ČERNÝ, K., et al. (2010). Hodnocení Funkcí a Služeb Ekosystémů České Republiky. Fakulta životního prostředí, Universita Jana Evangelisty Purkyně, Ústí nad Labem.

SEJÁK, J., POKORNÝ, J., SEELEY, K. (2018). Achieving Sustainable Valuations of Biotopes and Ecosystem Services. Sustainability 2018, 10, 4251. Dostupné z https://doi.org/10.3390/su10114251.

SERRA-LLOBET, A., TOURMENT, R., MONTANÉ, A., & BUFFIN-BELANGER, T. (2022). Managing residual flood risk behind levees: Comparing USA, France, and Quebec (Canada). Journal of Flood Risk Management, 15(2), e12785

SCHÖNBRUNNER, I. M., PREINER, S., & HEIN, T. (2012). Impact of drying and re-flooding of sediment on phosphorus dynamics of river-floodplain systems. Science of the Total Environment, 432, 329–337.

SIMENSTAD, C., REED, D., & FORD, M. (2006). When is restoration not? Ecological Engineering, 26(1), 27–39.

SMELÍK, L. (2016). Analýza změn odtokových poměrů pro Českou republiku. Vodohospodářské technicko-ekonomické informace, 58(4), 7-12.

SOMMERWERK, N., BLOESCH, J., PAUNOVIĆ, M., BAUMGARTNER, C., VENOHR, M., SCHNEIDER-JACOBY, M., HEIN, T., & TOCKNER, K. (2010). Managing the world's most international river: The Danube River Basin. Marine and Freshwater Research, 61(7), 736.

SOUTER, N. J., WALLACE, T., WALTER, M., & WATTS, R. (2014). Raising river level to improve the condition of a semi-arid floodplain forest. Ecohydrology, 7(2), 334–344.

STANFORD, J. A., LORANG, M. S., & HAUER, F. R. (2005). The shifting habitat mosaic of river ecosystems. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen, 29(1), 123-136.

STARÁ, L., MATĚJKA, K., CUDLÍN, P., BODLÁK, L., POKORNÝ, J., STŘEDA, T., ČÍŽKOVÁ, H., PECHAR, L., BUREŠOVÁ, R., & ZEMEK, F. a kol. (2011). Carbon supply in the vegetation of the Czech Republic and model carbon balance of the landscape. In M. V. Marek (Ed.), Carbon in the Ecosystems of the Czech Republic under Changing Climate. Academia.

TOCKNER, K., PUSCH, M., BORCHARDT, D., & LORANG, M. S. (2010). Multiple stressors in coupled river–floodplain ecosystems. Freshwater Biology, 55(s1), 135–151.

ÚVGZ (2022). Přínosy přírody lidem – leták projektu Jedna příroda (LIFE-IP: N2K Revisited). Ústav výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i. (CzechGlobe)

WANG, C., CHEN, Z., BRUNNER, I., ZHANG, Z., XIANJIN, Z., JIANDONG, L., HONG, Y., WEI, G., TIANHONG, Z., ZINGBO, Z., SHUQI, W., ZHENZHEN, G., SI, S., DAMING, J., & MAI-HE, L. (2018). Global patterns of dead fine root stocks in forest ecosystems. Journal of Biogeography, 45(6), 1378–1394.

WEIGELHOFER, G., FELDBACHER, E., TRAUNER, D., PÖLZ, E., HEIN, T., & FUNK, A. (2020). Integrating Conflicting Goals of the EC Water Framework Directive and the EC Habitats Directives Into Floodplain Restoration Schemes. Frontiers in Environmental Science, 8, 538139.

WEIGELHOFER, G., HEIN, T., KUCERA-HIRZINGER, V., ZORNIG, H., & SCHIEMER, F. (2011). Hydrological improvement of a former floodplain in an urban area: Potential and limits. Ecological Engineering, 37(10), 1507–1514.

WELCOMME, R. L. 1979. Fisheries Ecology of Floodplain Rivers. Longman Group, Ltd., London, UK. 317 p.

WELTI, N., BONDAR-KUNZE, E., TRITTHART, M., PINAY, G., & HEIN, T. (2012). Nitrogen dynamics in complex Danube River floodplain systems: Effects of restoration. River Systems, 20(1–2), 71–85.

Příloha 1. *Přehled hodnotících kategorií ke kvantifikaci ekosystémové funkce transformace povodňových průtoků (složka b. Typ povrchu) a ekosystémové funkce retence vody, pro jednotlivé geografické objekty databáze ZABAGED® (ČÚZK)*

Kategorie ZABAGED	Typ povrchu – kategorie hodnocení	Kategorie ZABAGED	Typ povrchu – kategorie hodnocení
ArealUceloveZastavby	viz níže	OstatniPlochaVSidlech	2
ArealZeleznicniStaniceZastavky	2	OvocnySadZahrada	4
BazinaMocal	0	ParkovisteOdpocivka	1
BudovaJednotlivaNeboBlokBudov	1	PovrchovaTezbaLom	2
Elektrarna	viz níže	PozemniNadrz	1
Heliport	2	PrecerpavaciStaniceProduktovodu	1
Hrad	1	Raseliniste	0
Hrbitov	4	RozvalinaZricenina	2
ChladiciVez	1	RozvodnaTransformovna	2
Chmelnice	3	SesuvPudySut	4
Kolejiste	1	SkalniUtvary	1
KulnaSklenikFoliovnikPristresek	1	Skladka	2
LesniPudaSeStromy	5	StavebniObjektZakryty	1
LesniPudaSeStromyKategorizovana	5	Tribuna	1
LesniPudaSKosodrevinou	5	TrvalyTravniPorost	5
LesniPudaSKrovinatymPorostem	5	UlozneMisto	2
Letiste	4	VezovitaStavba	1
NadzemniZasobniNadrz	1	Vinice	4
ObvodLetistniDrahy	5	VodniPlocha	0
OkrasnaZahradaPark	5	Zamek	1
OrnaPudaAOstatniDale NespecifikovanePlochy	3	ZeleznicniTocnaPresuvna	1

Podtypy kategorie „Elektrarna“

Kategorie ZABAGED: Elektrarna ("podtypel_p")	Typ povrchu – kategorie hodnocení	Kategorie ZABAGED: Elektrarna ("podtypel_p")	Typ povrchu – kategorie hodnocení
Jaderná	2	Solární	5
Parní	2	Větrná	4
Paroplynová	2	Vodní	2
Plynová a spalovací	2	Vodní přečerpávací	2

Příloha 1. *Pokračování*

Podtypy kategorie „ArealUceloveZastavby“

Kategorie ZABAGED: ArealUceloveZastavby ("typzast_p")	Typ povrchu – kategorie hodnocení	Kategorie ZABAGED: ArealUceloveZastavby ("typzast_p")	Typ povrchu – kategorie hodnocení
areál hradu (zřícenin)	4	nemocnice	2
areál zámku	4	ostatní, nerozlišený průmysl	2
archeologické naleziště	5	plavecký areál	2
auto-moto-cyklo areál	3	plochy pro SLZ	5
autobusové nádraží	1	policejní areál	2
botanická zahrada	5	polygrafický průmysl	2
camping	5	potravinářský průmysl	2
čerpací stanice pohonných hmot	1	průmysl skla, keramiky a staveb. hmot	2
čistírna odpadních vod	2	přístav	1
další zdravotní a sociální zařízení	2	rekreační zástavba	4
depo	1	skanzen	4
dostihový areál, parkur	5	sklad, hangár	1
dřevozpracující a papírenský průmysl	2	skleníkové pěstování plodin	2
golfový areál	5	skupinové garáže	1
hasičská stanice, zbrojnice	1	sportovní areál	4
hlubinná těžba	2	stadión	4
hřiště	5	strojírenský průmysl	2
hutnický průmysl	2	střelnice	3
hvězdárna	4	škola	3
chatová kolonie	3	školské zařízení	3
chemický průmysl	2	technické služby	2
chov hospodářských zvířat	4	textilní, oděvní a kožedělný průmysl	2
kasárny a vojenské objekty	2	úpravna vody	2
klášter	3	věznice	2
kostel	3	vodojem zemní	1
koupaliště	3	vysílač	1
kulturní objekt ostatní	3	výstaviště	1
kynologické cvičiště	5	zábavní park	4
letní scéna	3	zemědělský areál ostatní	2
meteorologická stanice	5	zoo, safari	3
muzeum	2		

Příloha 2. *Přehled hodnot indikátorů pro vyjádření míry plnění ekosystémové funkce evapotranspirace, ukládání uhlíku ve vegetaci a ekologické hodnoty biotopů, pro jednotlivé biotopy obsažené v Konsolidované vrstvě ekosystémů KVES (AOPK 2024). Uvedené hodnoty představují* ***celorepublikový průměr*** *hodnot daných ekosystémových funkcí.*

Přírodní konsolidované biotopy	Evapotranspirace ($l.m^{-2}.$ rok^{-1})	Uhlík ve vegetaci ($tC.ha^{-1}$)	Ekologická hodnota biotopu ($body.m^{-2}$)
Alpínské louky	300	17	55
Aluviální a vlhké louky	506	12	49
Bučiny	511	148	40
Doubravy a dubohabřiny	419	151	47
Lužní a mokřadní lesy	637	145	42
Makrofytní vegetace stojatých vod	601	1	33
Mezofilní louky	425	9	35
Mokřady a pobřežní vegetace	652	17	29
Přírodní kosodřevina	341	109	58
Přírodní křoviny	385	20	34
Rašeliniště a prameniště	522	33	55
Rašelinné lesy	465	158	55
Skály, sutě	200	45	43
Smrčiny	551	154	38
Suché bory	295	150	40
Suché trávníky	296	10	50
Suťové lesy	530	148	41
Vřesoviště	267	19	42
Nepřírodní konsolidované biotopy			
Bažina, močál	550	12	19
Degradovaný travní porost	400	10	13
Dopravní síť	50	0	0
Hospodářské lesy jehličnaté	500	164	20
Hospodářské lesy listnaté	500	154	20
Hospodářské lesy smíšené	500	159	20
Chmelnice	250	13	9
Městské zelené plochy, okrasná zahrada, park, hřbitov	325	18	10
Nepůvodní kosodřevina	380	58	17
Nepůvodní křoviny	400	17	20
Nesouvislá zástavba	318	18	11
Orná půda	250	4	9
Ovocný sad, zahrada	342	33	10
Průmyslové a obchodní jednotky	217	9	7
Rozptýlená zeleň	377	32	14
Rybníky a nádrže	600	1	14
Skály, lomy (umělé)	153	4	9
Skládky a staveniště	247	9	11
Souvislá zástavba	258	16	8
Sportovní a rekreační plochy	257	9	9
Vinice	250	13	9
Vodní toky	550	0.06	17