

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí

Studijní program: Ochrana životního prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



Amálie Nikodýmová

Úbytek cenných lučních biotopů v souvislosti s výstavbou
Loss of valuable meadow biotopes in connection with the construction of new buildings

Bakalářská práce

Vedoucí práce: RNDr. Zdenka Křenová, Ph.D.

Praha, 2024

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma: Úbytek cenných lučních biotopů v souvislosti s výstavbou vypracovala samostatně. Veškeré literární zdroje a další podklady, které jsem použila k sepsání této práce, jsou citovány v seznamu použité literatury na konci této práce.

V Praze dne

Amálie Nikodýmová

Poděkování

Touto cestou bych chtěla poděkovat své školitelce, paní RNDr. Zdence Křenové, Ph.D. za odborné vedení, cenné rady a zejména za trpělivost při tvorbě této práce.

Abstrakt – ČJ

Ochrana přírodních biotopů je zásadní pro udržení biodiverzity a poskytování ekosystémových služeb. Navzdory snahám o ochranu v rámci soustavy Natura 2000 dochází k úbytku těchto cenných společenstev. Důvody těchto změn jsou různé a mezi ty významné patří ztráta biotopů v důsledku výstavby. Tato práce se zaměřuje na metodické postupy ochrany lučních biotopů v lokalitách soustavy Natura 2000 a zkoumá jejich vztah k urbanizaci na příkladu EVL Šumava. Součástí je testování metodiky hodnocení vlivů výstavby na biotopy a návrh řešení, která by mohla pomoci zlepšit ochranu přírodních stanovišť v kontextu současných a budoucích stavebních záměrů.

Klíčová slova: Natura 2000, biodiverzita, louky, výstavba, hodnocení vlivu záměru

Abstract – AJ

The protection of natural habitats is crucial for maintaining biodiversity and providing ecosystem services. Despite efforts to protect within the Natura 2000 network, there is a decline in these valuable communities. The reasons for these changes are varied, with significant factors including habitat loss due to construction. This work focuses on methodological approaches to protecting grassland habitats within Natura 2000 sites and examines their relationship to urbanization using the example of the special area of conservation Šumava. It includes testing a methodology for assessing the impacts of construction on habitats and proposing solutions that could help improve the protection of natural habitats in the context of current and future construction projects.

Key words: Natura 2000, biodiversity, meadows, development, the assessment of the impact of the proposal

Obsah

1. Úvod	7
2. Luční biotopy soustavy Natura 2000 v ČR	9
2.1. Soustava Natura 2000 - vymezení a význam	9
2.2. Metodika mapování (původní vs. aktualizace)	10
2.3. Nástroje ochrany, management	11
2.4. Luční biotopy Natura 2000 v EVL Šumava	16
3. Hodnocení stavu lučních biotopů v lokalitách soustavy Natura 2000	19
3.1. Důvody úbytku lučních biotopů Natura 2000	19
3.2. Dopady výstavby na ochránářsky cenné luční biotopy	21
3.3. Posuzování stavebních záměrů	22
3.4. Evidence a hodnocení úbytku lučních biotopů Natura 2000	24
4. Testování metodik pro vyhodnocení záborů lučních biotopů výstavbou v EVL Šumava.	29
4.1. Testování krkonošské metodiky	29
4.2. Testování německé metodiky	30
5. Návrhy možných řešení	32
6. Závěr	34
7. Seznam použitých zdrojů	36

Seznam použitých zkratek:

AOPK – Agentura ochrany přírody a krajiny

ČR – Česká republika

ČSÚ – Český statistický úřad

EIA – Posuzování vlivů na životní prostředí

EU – Evropská unie

EVL – Evropsky významná lokalita

CHKO – Chráněná krajinná oblast

KRNAP – Krkonošský národní park

KÚ – Katastrální území

MŽP – Ministerstvo životního prostředí

N 2000 – Natura 2000

NP – Národní park

SDF – Standardní datový formulář

SDO – Souhrn doporučených opatření

SEA – Posuzování vlivů koncepcí na životní prostředí

SR – Slovenská republika

ŠOP – Štátná ochrana přírody

TPS – Typ přírodního stanoviště

ÚP – Územní plán

ÚSOP – Ústřední seznam ochrany přírody

VMB – Vrstva mapování biotopů

ZCHÚ – Zvláště chráněná území

ZOPK – Zákon o ochraně přírody a krajiny

ŽP – Životní prostředí

1. Úvod

Přírodní biotopy, jejichž existence je podmíněna mnoha faktory, a to jak biotickými, tak abiotickými, jsou důležitou součástí prostředí, ve kterém žijeme. Konkrétně variabilita krajiny a diverzita přírodních biotopů předurčují druhovou diverzitu krajiny a ovlivňují i škálu ekosystémových služeb, které nám krajina poskytuje (Quijas et al., 2010).

Úbytek přirozených stanovišť a tím i úbytek biotopové a druhové diverzity je dlouhodobě problémem celého světa (IPBES, 2019). Za jeden z nejefektivnějších nástrojů ochrany biodiverzity a přírody celkově jsou považována chráněná území (Redford et al., 1999; Martínez-Ramos et al., 2016). Proto se často vlády jednotlivých zemí, samosprávy, soukromé společnosti, nevládní organizace i osvětlení jedinci snaží vyhlášovat nová chráněná území či zlepšit péči o ta stávající. Na úrovni Evropské Unie (EU) hraje zásadní roli soustava chráněných území Natura 2000, která v celosvětovém kontextu přináší unikátní koncept (Sundseth a Creed, 2008). Členské země EU vytvářejí na svém území podle jednotných principů soustavu chráněných území, případně území se smluvní ochranou, jejichž cílem je zabezpečit ochranu takových typů přírodních stanovišť, druhů rostlin nebo živočichů, které jsou z evropského pohledu nejcennější, nejohroženější, vzácné nebo omezené výskytem jen na určité oblasti. Členské státy EU jsou dle platných směrnic EU povinné zajistit ochranu těchto lokalit a také jejich pravidelný monitoring. Dostupná data ukazují, že v určitých oblastech se nedaří ochranu přírodních biotopů zajistit stoprocentně. K úbytku či zhoršení kvality některých přírodních biotopů dochází z různých důvodů a jedním z nich je rozšiřování zástavby, a to i ve zvláště chráněných územích (Spellerberg 1998; Giam et al., 2010; Internet 1).

Příkladem může být situace v evropsky významné lokalitě Šumava (EVL Šumava), největší lokalitě soustavy Natura 2000 v České republice. Luční biotopy, které jsou předmětem ochrany v EVL Šumava, jsou významně ovlivněny novou výstavbou. Byť osídlení regionu od konce druhé světové války podle Českého statistického úřadu klesá (Český statistický úřad [ČSÚ], 2021), plocha zastavěného území se zvyšuje, a to nejčastěji z důvodu výstavby apartmánů, turistické infrastruktury a dalších developerských projektů. Regulace výstavby, tj. procesy související s územním plánováním a vydáváním stavebních povolení, je často velmi komplikovaná. K systémovému řešení nepřispívá fakt, že Správa NP Šumava (příslušný orgán státní správy ochrany přírody) nedisponuje databází již uskutečněných záborů přírodních biotopů. Z tohoto důvodu je obtížné přesně vyčlenit úbytek cenných lučních biotopů z důvodů výstavby od celkové změny stavu přírodních biotopů v EVL Šumava.

Cílem této bakalářské práce je provést rešerši metodických postupů používaných k ochraně lučních biotopů ve velkoplošných lokalitách soustavy Natura 2000. Zvláštní pozornost je věnována záborům biotopů v souvislosti s výstavbou a možností hodnocení těchto vlivů na cenné biotopy.

Součástí bakalářské práce je testování metodiky pro vyhodnocení záborů lučních biotopů výstavbou v EVL Šumava. V závěru jsou uvedené návrhy na zlepšení aktuální situace.

2. Luční biotopy soustavy Natura 2000 v ČR

2.1. Soustava Natura 2000 - vymezení a význam

Natura 2000 je soustava chráněných území a území se smluvní ochranou vytvořená napříč všemi 27 členskými státy Evropské unie (Sundseth a Creed, 2008). Rozkládá se na více než 18 % pevniny EU a na více než 8 % jejího mořského území (Internet 2). Jejím cílem je ochrana nejcennějších, nejohroženějších, vzácných a výskytem omezených druhů a biotopů Evropy. Tím výrazně přispívá k ochraně a k péči o biologickou diverzitu významné části Evropy (Stejskal, 2006).

Soustava je založena na dvou právních předpisech, kterými jsou směrnice Rady č. 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, jinak řečeno Směrnice o stanovištích, a směrnice Evropského parlamentu a Rady č. 2009/147/ES, o ochraně volně žijících ptáků, tedy Směrnice o ptácích. Souhrnně bývají tyto dva právní předpisy nazývány „Naturové směrnice“.

V rámci vstupu ČR do EU byla jednou ze základních podmínek v oblasti ochrany životního prostředí povinnost transportovat požadavky těchto evropských směrnic do národní legislativy. Již několik let před vstupem probíhalo mapování výskytu a stavu přírodních biotopů. Území s významným výskytem přírodních stanovišť byla vyhlášena prostřednictvím nařízení vlády za evropsky významné lokality (EVL; Härtel et al., 2009), jejichž aktuálně platný seznam je uveden v Nařízení vlády č. 440/2021 Sb., kterým se mění nařízení vlády č. 318/2013 Sb., o stanovení národního seznamu evropsky významných lokalit. Dnes je na území ČR vyhlášeno celkem 1 112 EVL a zabírají plochu 795 640 ha, tedy přibližně 10 % celkové rozlohy ČR (Internet 3). Po zařazení lokality na Evropský seznam je EVL chráněna jednou z následujících forem ochrany: (1) základní ochranou (podle §45c, odst. 2 ZOPK), (2) zvláště chráněné území (ZCHÚ; §45c, odst. 4) nebo smluvní ochranou (podle §39 ZOPK), což bylo použito především pro EVL nacházející se ve vojenských újezdech. Významná část EVL je v překryvu s již dříve vyhlášenými chráněnými územími, nicméně pokud to bylo potřeba, byla pro dané lokality zajištěna ochrana prostřednictvím vyhlášení nových zvláště chráněného území. Určení kategorie ZCHÚ, které bylo potřeba vyhlásit na území EVL, bylo součástí nařízení vlády (§45c, odst. 3 ZOPK). Pro každou lokalitu byl vytvořen Standardní datový formulář (SDF), který obsahuje tabelární i prostorové informace (hranice) o dotčené lokalitě. Za přípravu SDF je zodpovědné MŽP a jeho přípravu zajišťuje AOPK. Shromážděné a průběžně aktualizované údaje o každé lokalitě jsou podkladem vytvoření Souhrnů doporučených opatření (SDO), která specifikují požadavky předmětů ochrany, potřebné způsoby obhospodařování a další péče, ohrožení atd. Případně mohou obsahovat i návrhy konkrétních opatření (např. revitalizačního zásahu). SDO připravuje AOPK ČR, schvaluje MŽP a jsou uloženy v Ústředním seznamu ochrany přírody (ÚSOP; Internet 4). V případě, že je lokalita v překryvu se ZCHÚ, jsou SDO podkladem pro plány péče o ZCHÚ.

2.2. Metodika mapování (původní vs. aktualizace)

Mapování výskytu typů přírodních stanovišť (TPS) a jejich kvality bylo nezbytným podkladem pro zajištění ochrany evropsky významných biotopů. Podle směrnice Evropské unie 92/43/EHS, o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, byly členské státy povinny vymezit lokality, které by mohly být vyhlášeny lokalitami evropského významu, a to zejména ty, které se vyznačují přítomností vybraných biotopů uvedených v této směrnici. Pro Českou republiku začala příprava vytváření soustavy Natura 2000 v roce 1999. Na základě prvních mapování byl v roce 2001 sestaven Katalog biotopů ČR (Chytrý et al., 2001), který vymezuje mapované vegetační jednotky používané pro mapování nazývané přírodní biotopy. Každý biotop charakterizuje soupisem typických druhů a podrobným popisem. Biotopy jsou v Katalogu rozřazeny do devíti skupin: V – Vodní toky a nádrže, M – Mokřady a pobřežní vegetace, R – Prameniště a rašeliniště, S – Skály, sutě a jeskyně, A – Alpínské bezlesí, T – Sekundární trávníky a vřesoviště, K – Křoviny, L – Lesy a X – Biotopy silně ovlivněné nebo vytvořené člověkem.

Katalog obsahuje také převodní klíč mapovaných přírodních biotopů na TPS uvedených v Příloze II Směrnice o stanovištích. Aktualizované vydání z roku 2010 uvádí celkem 60 typů TPS Natura 2000 (Chytrý et al., 2010). Z nich 19 je označeno za prioritní ve smyslu Směrnice o stanovištích, což značí ohrožená a vzácná stanoviště, kterým hrozí vymizení.

První mapování přírodních biotopů probíhalo mezi lety 2000 a 2005 a ze získaných výsledků se podařilo vytvořit první databázi, tzv. výchozí vrstvu mapování biotopů (VMB). Ta obsahovala základní informace o biotopech a jejich rozšíření. 15. dubna 2005 byl na základě těchto podkladů v rámci Nařízení vlády č. 132/2005 Sb. stanoven seznam EVL (Internet 5). Ten obsahoval 863 lokalit a byl rozdělen na panonskou část, která zasahuje do velké části Jihomoravského a Zlínského kraje, a kontinentální, která pokrývá téměř celé území ČR. Pro každou z těchto oblastí byly návrhy lokalit provedeny zvlášť. Ty byly pak odborně posouzeny na tzv. biogeografických seminářích. Po sestavení tohoto seznamu bylo nutné provést kontrolu dokumentu z hlediska úplnosti. Bylo totiž potřeba zjistit, zda byly podklady dostatečně v souladu s podmínkami směrnice o stanovištích (Internet 6). Téměř kompletní seznam potenciálních EVL pak v roce 2008 nabyl účinnosti na evropské úrovni. Platné směrnice EU ukládají členským státům kromě zajištění vhodné péče o vyčleněné lokality také zajistit jejich pravidelný monitoring a reporting o jejich stavu. Z toho důvodu zajišťuje AOPK ČR mimo jiné i pravidelné aktualizace mapování (Lustyk a Oušková, 2011). Tento krok je nezbytný zejména z důvodu neustálých proměn v krajině a zároveň pro případné opravení chyb, které mohly vzniknout při předešlých mapováních. Přestože původním smyslem aktualizací bylo sledování a vyhodnocování degradace biotopů a jejich typických druhů, získali jsme mimo jiné i cenné informace v oblasti sledování ohrožených druhů nebo např. i diverzity (Härtel et al., 2009). Aktualizace probíhají každý rok a během této doby se povede znovu zmapovat přibližně jednu dvanáctinu území. Výstupy aktualizací mohou být podkladem i pro

vyhlášení nových EVL. K roku 2011 byl jejich celkový počet 1 082 (Hošek et al., 2010). K dnešku, jak již bylo zmíněno výše, obsahuje seznam celkem 1 112 EVL.

První mapování, začínající v roce 2000, mělo za cíl zejména shromáždit informace o biotopech. Probíhalo podle první metodiky mapování biotopů soustavy Natura 2000 a Smaragd (Guth, 2002). Ve dvanáctiletých cyklech probíhající aktualizace mapování biotopů je prováděna podle aktualizované metodiky (Lustyk, 2023). Ta se liší například sledováním prostorové a věkové struktury stromového a keřového patra nebo navíc hodnotí biotop v regionálním kontextu. Součástí aktualizované metodiky je nepovinně i zhodnocení uplatňovaného managementu.

Aktualizovaná vrstva mapování biotopů v dnešní podobě má mnohem širší využití, než když byla pouhým podkladem pro vymezení EVL. Dnes jsou data na žádost poskytnuta komukoliv v rámci práva na informace o ŽP. Aktivně je využívá veřejná správa, výzkumné instituce nebo například komerční subjekty. Samotná zjednodušená, ale i kompletní verze vrstvy mapování biotopů je veřejně přístupná na stránkách AOPK ČR (Lustyk, 2020).

2.3. Nástroje ochrany, management

Jak již bylo zmíněno výše, pro jednotlivé typy EVL byla vyhlášena rámcová doporučení způsobu péče. Péči o biotopy bezlesí shrnují Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy Natura 2000 (Háková et al., 2004). Tyto podklady předkládají způsoby péče o nelesní přírodní stanoviště EVL, které mají zajistit nezhoršení stavu předmětů ochrany v daných EVL (Internet 7). Podstatné je, že jde o rámcová doporučení. V případě managementu konkrétních lokalit je nezbytné přizpůsobit četnost a sílu lidského zásahu nebo i celkovou péči o ně, vzhledem ke stavu biotopu či míře a způsobu ohrožení. Nutno také zmínit, že ne všechna nelesní stanoviště vyžadují lidský zásah, a tedy konkrétní management, nicméně převážná většina nelesních přírodních biotopů je tvořena biotopy tzv. sekundárního bezlesí, tzn. loukami a pastvinami vzniklými v důsledku historického obhospodařování (Roučková, 2021). V kontextu Evropy jsou tyto biotopy považované za jedny z nejbohatších z hlediska druhové biodiverzity a jsou spojeny s výskytem velkého množství chráněných druhů a rostlin (Křenová a Kiener, 2012; Bláha et al., 2013; Dickie et al., 2014). Ve jménu ochrany diverzity lučních společenstev je nutné zachovat stávající, obnovit opuštěné a zakládat nové luční biotopy.

K základním managementovým opatřením, uplatňovaným při péči o cenné nelesní biotopy, patří pastva hospodářských zvířat, seč, narušení půdního povrchu a dodatečné hnojení či vápnění. K dalším, méně častým patří odstraňování invazivních druhů rostlin, odstraňování náletových dřevin nebo třeba mulčování.

Pastva

Pastva hospodářských zvířat ovlivňuje naši krajinu již od neolitu. Přibližně do doby železné byla jediným způsobem chovu hospodářských zvířat. Od konce 18. století se začala zvířata zavírat do chlévů a stájí a nelesních biotopů z toho důvodu začalo postupně ubývat (Gaisler et al., 2006). Dnes je ale pastva zvířat klíčovým managementem v záchraně lučních biotopů, kdy nabízí obousměrně prospěšné využití. Běžně chovaná hospodářská zvířata mají výživově hodnotný zdroj potravy a zároveň je spásání vhodným nástrojem pro udržení nebo obnovení biodiverzity otevřené krajiny (Metera et al., 2010). Principem pastvy je totiž selektivní výběr potravy v důsledku dietních voleb pasených zvířat, částečný sešlap porostu, koloběh živin a šíření semen, což vede k udržování a posilování heterogenity porostů (Rook a Tallowin, 2003).

Proto, aby byla pastva účinná, je potřeba dobře stanovit počet zvířat a jejich druhové zastoupení na danou velikost a stav lokality. Počet zvířat, která uживíme na dané pastevní ploše, můžeme vypočítat podle produktivity porostu a spotřeby biomasy (Frouz a Frouzová, 2021). Co se týče výběru druhů zvířat, bere se v úvahu způsob pastvy, a to buď pastva nátlaková, tedy pastva bez možnosti výběru porostu, a volná, při které mají zvířata k dispozici různé typy porostů. Frost a Launchbaugh (2003) rozdělují nejčastěji používané druhy zvířat podle skladby a výšky vzrůstu biomasy. Představují obecné podmínky zejména pro pastvu ovcí, koz, koní a krav.

Dále je potřeba zvolit vhodný pastevní systém. V případě rotační pastvy dochází ke spásání dvou a více pastvin, a to způsobem střídání pastevního období a období obrůstání. Délka daného období záleží na počtu zvířat na pastvině, abiotických podmínkách prostředí a na obrůstání spásaného porostu. Při rotačním způsobu pastvy mají trávy a jiné luční druhy rostlin lepší přístup k živinám a vodě a také více času pro opětovný růst, což vede k vyššímu výnosu a k vyšší kvalitě píce (Williams et al., 2020). Příkladem může být sezonní pastva ve vysokohorských podmínkách, kde přes léto zvířata spásají pastviny nad horní hranicí lesa a přes zimu, kdy jsou tyto oblasti často pod sněhem, přezimují zvířata níže v údolích. V případě menších pastevních ploch se používá systém oplůtků, které se pravidelně střídají. Rotační způsob pastvy je považován za efektivnější a udržitelnější oproti kontinuální pastvě (Ravetto-Enri et al., 2017). Kontinuální pastva, tzn. nepřetržité pasení dobytka na jedné pastvině, je na druhou stranu z hlediska hospodaření značně jednodušší a finančně výhodnější. Využívá se při ní rozsáhlých celků s nízkým zatížením nebo menších, intenzivně obhospodařovaných pastvin. V případě větších pastvin ale dochází často k problému intenzivního vypásání zvýhodněných oblastí, a naopak ponechání nebo jen částečnému spásání hůře dostupných ploch nebo míst vzdálenějších od vodních zdrojů (Sandhage-Hofmann et al., 2015). Intenzivní pastvou vybraných míst pak klesá druhová diverzita rostlin (Plantureux et al., 2005).

Seč

Podobně jako pastva hospodářských zvířat má seč nelesních biotopů na našem území dlouholetou tradici. Ačkoli jejím původním smyslem bylo získání píce pro hospodářská zvířata, dnes je běžným nástrojem pro zachování struktury krajiny i ochranu biodiverzity. Sečení nelesních pozemků má přínosy ekonomické i estetické. V praxi se kosení používá z hlediska ochrany bezlesí zejména jako nástroj k zabránění sukcese. Yang et al. (2012) ve svém sedmiletém projektu zjistil, že optimální sečení nelesních stanovišť má pozitivní vliv na celkovou stabilitu ekosystému i na biodiverzitu. Mechanismus je do jisté míry podobný jako v případě pastvy hospodářských zvířat, takže se velmi často nabízí jako druhá možnost. I v mnoha ochrannářsky cenných lokalitách, pokud pastva není ve veřejném zájmu nebo ji není možné v dané lokalitě zajistit, je uplatňována seč, coby náhradní způsob péče.

Stejně jako v případě pastvy i efektivitu kosení ovlivňuje vícero faktorů. Jedním z nich je období a počet sečí, které závisí zejména na typu porostu, svažitosti plochy, klimatických a půdních podmínkách a na typu užívaných nástrojů. V ČR se hospodářsky využívané travní plochy kosí zpravidla dvakrát až třikrát ročně, a to v období přibližně od poloviny května do začátku srpna. U lučních biotopů, které jsou chráněné např. z důvodu zvláště ohroženého rostlinného druhu, se zpravidla četnost sečí a jejich načasování liší. Někdy je nejpříhodnější seč jednou za několik let a někdy naopak vícekrát do roka (Háková et al., 2004). Četnost sečí obecně vychází zejména z přírůstku biomasy, konkrétně výšky rostlin. Při nízkém sečení může dojít k poškození přizemních růžic, jež má za následek vegetativní rozmnožení snadno konkurujících druhů. Vysoká seč naopak ztěžuje nárůst nové přizemní biomasy. Oba tyto problémy mají za následek postupné snížení biodiverzity. V případě lokalit, kde je prioritním cílem hospodaření ochrana nebo zvýšení diverzity, a to jak rostlin, tak hmyzu, je za nejvhodnější management považováno mozaikové a časově heterogenní sečení (Johansen et al., 2019).

Dalším důležitým faktorem pro optimalizaci vlivu kosení je vhodný výběr nástrojů, adekvátní k seči. Na rozdíl od minulosti, kdy byly používány ruční nástroje jako je srp nebo kosa, se dnes přechází k technickým, a to od lehčích, jako jsou motorové ruční či malé pojezdové sekačky, až po ty těžší a mohutnější, k jejichž pohonu se využívají například traktory. Výběr techniky by měl vždy odpovídat typu stanoviště a také cílům managementu, protože špatně zvolený způsob sečení může ovlivnit druhovou skladbu a pokryvnost porostu nebo dominanci vybraných druhů (Bomanowska et al., 2019). Při výběru nástroje je nutné stanovit cíle, resp. předměty ochrany a zohlednit veškeré podmínky, které jeho existenci umožňují. Důležité je ale také najít řešení, které je ekologické a zároveň i co nejvíce ekonomické. Nelze tedy vybrat způsob, který by byl nejpříhodnější pro všechny typy lokalit. Seč jakožto nástroj ochrany konkrétních EVL je proto upravena pro každý typ lokality v plánu péče, souboru doporučených opatření či jiném adekvátním dokumentu.

Narušení půdního povrchu

Narušení půdního povrchu je disturbance, neboli mechanický zásah do ekosystému, který v něm způsobuje podstatnou změnu. Vytváří se nové stanovištní podmínky, které následně ovlivní druhové složení dané plochy, a to skrze např. změny ve vlhkosti půdy, potlačení konkurence při klíčení semenáčků nebo dostupnosti živin. Narušení půdního povrchu může pozitivně přispívat ke zvýšení biodiverzity (Schnoor a Olsson, 2010). Při středních frekvencích a intenzitách disturbance nastává totiž rovnováha mezi konkurenčním vyloučením a ztrátou konkurenčních dominantních druhů. Tím je podpořena koexistence vícero druhů, tedy vzrůstá biodiverzita (Mackey a Currie, 2001).

Disturbance obecně může být přirozená, jako např. povodně či sešlap způsobený zvěří, nebo může být jednou z metod cílených ochranných opatření, tedy nastává vlivem člověka. Rozdělit ji můžeme i podle velikosti plochy, na které probíhá. Maloplošné disturbance, jako mechanické narušování drnu nebo třeba pastva, mají relativně mírný impakt a výrazněji nemění samotný půdní povrch. V principu jde nejčastěji o kypření, promíchávání nebo horizontální přesouvání půdy. Velkoplošné disturbance jsou naproti tomu rozsáhlé a značně silnější. Cílem těchto zásahů je razantní narušení stávajícího porostu, aby bylo možné dát vzniknout nové druhové skladbě. V ochránářsky cenných lokalitách se často používá pomístní narušení drnu k podpoření klíčení konkurenčně slabších druhů (Janečková et al., 2019). Často je také uplatňováno bránování, jehož cílem je důkladně vyhrabat stařinu a zároveň přiměřeně narušit travní drn, tj. vytvořit drobné gapy, nezbytné pro klíčení mnoha vzácných druhů. Ve větších plochách se stržení drnu uplatňuje v případě snahy o obnovení raných sukcesních stádií (Walker a Wardle, 2014).

Mezi disturbanční managementy, které jsou aktuálně v české ochránářské komunitě diskutovány, patří také řízené vypalování. Periodicky opakované vypalování, při kterém dochází k odstranění veškeré biomasy, může mít následně vliv např. na změnu konkurenčních vztahů a na dormanci semen nacházejících se v půdě. Důležitý je i proces mineralizace, ke kterému dochází díky akumulaci minerálních prvků a jejich solí ze spálené organické hmoty. Jedná se o specifický typ managementu využitelný pouze v některých typech nelesních biotopů, například vřesovištích. Vliv této disturbance na prostředí záleží na vícero faktorech jako jsou míra využití nebo klimatické podmínky. Co se týče načasování, nejpříhodnější období pro vypalování je za holomrazu, kdy nehrozí šíření požáru a odstraněna je jen nadzemní část biomasy. Nedochozí tedy zpravidla k narušení schopnosti regenerace rostlin a je tak podpořeno vegetativní rozmnožování. Klíčová je ale i frekvence hoření. Pro zachování biodiverzity je nejvhodnější vypalování po dvou až třech letech. K eliminaci invazivních druhů může být ale doporučeno každoročně nebo častěji (Valkó et al., 2014). Pozitivní vliv na biodiverzitu a kvalitu lučních biotopů má také střídání vypalování s pastvou (Koyama et al., 2017). V každém případě je klíčový monitoring ploch, který by měl nastat bezprostředně po samotném zásahu.

Hnojení a vápnění

Úbytek úrodnosti půdy, zejména pak úbytek živin na zemědělských plochách, je čím dál častějším problémem. Bohužel se dnes velmi často týká i travních porostů. Na loukách k němu dochází zejména při sklizni a následném odvozu sena, resp. biomasy. Z toho důvodu přichází tyto plochy o přirozený zdroj živin a pro udržení nebo zlepšení úrodnosti je nutné louky přihnojovat.

Hnojení se využívá i za účelem ochrany nebo podpory růstu vzácných druhů rostlin nebo pro udržení celkového biotopu. Pro chráněné plochy je nutné zejména dobře zvážit potřebu hnojení a jeho intenzitu. Důležité je brát ohled i na jiné způsoby, jakými ke hnojení může docházet. Příkladem může být splach z polí nebo v případě pastvy exkrece hospodářských zvířat. Dále pak nesmí hrozit nebezpečí kontaminace okolních vodních toků, zejména podzemních vod. Nebezpečnější než postupná ztráta úrodnosti je rychlé přehnojení. V případě dusíkatých hnojiv je výrazně podporována expanze trav. Ta může být žádoucí v místech určených pro rekultivaci, protože travinná expanze potlačuje jiné expanzivní druhy, které reagují na vysoký přísun živin pomaleji. Obecně platí, že pro dosažení maximální produkce u intenzivně obhospodařovaných travních porostů je hnojení zpravidla nutné. To je ale na úkor diverzity, která tím rapidně klesá (Müller et al., 2016).

Dalším častým managementem lučních biotopů je vápnění. To zajišťuje dodání vápníku jak rostlinám, tak půdním organismům. Dále zmírňuje degradaci, resp. acidifikaci, půdy díky své pufrční kapacitě, zlepšuje propustnost půdy a celkově zlepšuje její strukturu. V neposlední řadě i pozitivně ovlivňuje aktivitu žížal (Keiblinger a Kral, 2018). Zejména díky těmto vlastnostem vápenatých hnojiv, která vcelku výrazně zasahují do půdního prostředí, se v ochranářském managementu lučních biotopů vápnění příliš často nepoužívá. Většina chráněných travinných společenstev je totiž na množství vápníku v půdě citlivá.

Další managementy

Mezi ochranářské managementy lučních biotopů bychom mohli zařadit i další, dá se říct méně časté. Patří sem např. odstraňování invazivních druhů rostlin. Nebezpečí zde spočívá zejména v ohrožení našich původních druhů. Samotný proces jejich odstraňování je komplexní problém. Pro úplnou likvidaci je potřeba vyhubit nejen populaci v místě chráněného území, ale i v jeho blízkém okolí. Navíc je potřeba vymýtit veškeré jedince včetně jejich částí pro zamezení případného vegetativního rozmnožování. Přitom nesmí dojít k ohrožení stávajícího původního porostu. Často se tedy jedná o složitý zásah.

Dále sem patří zabraňování sekundární sukcese, tedy zejména odstraňování náletových dřevin. Sukcese je přirozeným jevem, při kterém na pravidelně neobhospodařovaných loukách dochází postupně k zarůstání vyššími bylinami, keři a nakonec např. i stromy. Během sukcese se tedy mění složení rostoucí

biomasy, a tudíž i celý ekosystém. Pro zabránění sukcese je potřeba konzistentní péče, tedy zejména pravidelné odstraňování náletů a vegetativních výmladků.

V neposlední řadě sem můžeme zařadit i mulčování. Jedná se o proces, který spočívá v sečení nadzemní vegetace, jeho nasekání na malé kousky a v následném ponechání v tenké vrstvě na posečené vegetaci. Tento způsob mulčování, při kterém se posečená biomasa postupně rozkládá, podporuje koloběh živin uvnitř travních porostů (Oelmann et al., 2017). Je považováno za ekonomický i ekologický způsob managementu, protože se nemusí jinak likvidovat nebo odvážet posečená vegetace.

2.4. Luční biotopy Natura 2000 v EVL Šumava

EVL Šumava se rozkládá na ploše 171 925 ha, což je téměř 22 % celkové rozlohy všech EVL v ČR (Internet 8). Předmětem ochrany EVL Šumava je 21 TPS, z nich 15 je nelesních (Tab. 1). Asi 8 % z celkové rozlohy EVL Šumava tvoří biotopy travních porostů (Křenová et al., 2022). V rámci této práce bylo vybráno zejména následujících pět habitatů: bezkolencové louky na vápnitých, rašelinných nebo hlinito-jílovitých půdách (6410), druhově bohaté smilkové louky (6230), extenzivní sečené louky nížin až podhůří (6510), horské sečené louky (6520) a vlhkomilná vysokobylinná lemová společenstva nížin a horského až alpínského stupně (6430).

Tabulka 1: Přehled typů přírodních stanovišť, jejich priority a rozlohy v rámci EVL Šumava.

Data jsou převzata ze Standardního datového formuláře (SDF) EVL Šumava (2021).

Zeleně jsou vyznačeny luční biotopy, oranžově navíc zbývající nelesní.

Kód	Název stanoviště	Prioritní	Rozloha (ha)
3130	Oligotrofní až mezotrofní stojaté vody nížinného až subalpínského stupně kontinentální a alpínské oblasti a horských poloh a jiných oblastí, s vegetací tříd <i>Littorelletea uniflorae</i> nebo <i>Isoëto-Nanojuncetea</i>		32,71
3150	Přirozené eutrofní vodní nádrže s vegetací typu <i>Magnopotamion</i> nebo <i>Hydrocharition</i>		39,19
3160	Přirozená dystrofní jezera a tůně		7,22
3260	Nížinné až horské vodní toky s vegetací svazů <i>Ranunculion fluitantis</i> a <i>Callitricho-Batrachion</i>		86,81
4030	Evropská suchá vřesoviště		132,97
5130	Formace jalovce obecného (<i>Juniperus communis</i>) na vřesovištích nebo vápnitých travních		14,94
6230	Druhově bohaté smilkové louky na silikátových podloží v horských oblastech (a v kontinentální Evropě v podhorských oblastech)	*	1413,67
6410	Bezkolencové louky na vápnitých, rašelinných nebo hlinito-jílovitých půdách (<i>Molinion caeruleae</i>)		482,99
6430	Vlhkomilná vysokobylinná lemová společenstva nížin a horského až alpínského stupně		1187,29

6510	Extenzivní sečené louky nížin až podhůří (<i>Arrhenatherion, Brachypodio-Centaureion nemoralis</i>)		3698,74
6520	Horské sečené louky		5230,88
7110	Aktivní vrchoviště	*	386,09
7120	Degradovaná vrchoviště (ještě schopná přirozené obnovy)		166,93
7140	Přechodová rašeliniště a třasoviště		1422,83
8220	Chasmoxytická vegetace silikátových skalnatých svahů		236,89
9110	Bučiny asociace <i>Luzulo-Fagetum</i>		27397,31
9130	Bučiny asociace <i>Asperulo-Fagetum</i>		3188,73
9180	Lesy svazu <i>Tilio-Acerion</i> na svazích, sutích a v roklicích	*	346,82
91D0	Rašelinný les	*	3822,18
910E	Směšené jasanovo-olšové lužní lesy temperátní a boreální Evropy (<i>Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae</i>)	*	1283,69
9410	Acidofilní smrčiny (<i>Vaccinio-Piceetea</i>)		21314,96

Bezkolencové louky na vápnitých, rašelinných nebo hlinito-jílovitých půdách (6410)

Jedná se o střídavě vlhké habitaty s dominantním zastoupením trav rodu bezkolenek (*Molinia*). Jejich rozloha v EVL Šumava je 482,99 ha (Tab. 1). Vyznačuje se druhově pestrou skladbou bylinného patra. Vyskytují se roztroušeně, např. v horské nivě horní Vltavy (Sádlo a Bufková, 2002), a dnes je jejich výskyt poměrně vzácný. Optimálním managementem pro jejich zachování je seč se sklizní biomasy jednou za rok, ideálně od června do srpna. Habitaty jsou charakteristické přítomností biotopů kategorie T1.9, tedy střídavě vlhké bezkolencové louky. (Chytrý et al., 2010).

Druhově bohaté smilkové louky (6230)

Tyto prioritní habitaty pokrývají plochu 1413,67 ha (Tab. 1) a vyskytují se zpravidla v podhorských, horských až subalpínských polohách, tedy zejména v sudetských pohořích. Smilkové louky, tvořené zejména rodem trav *Nardus*, doplňují společenstva horských, nížinných i obhospodařovaných luk. Tvoří tak přechodný pás mezi přirozenými smilkovými porosty a horskými loukami. Pro zachování těchto biotopů je nejvhodnějším managementem rotační pastva, popř. kombinace jiných zásahů jako je bránování, mulčování a seč. Charakterizují je zejména biotopy T2.1 – subalpínské smilkové trávníky a T2.2 – horské smilkové trávníky s alpínskými druhy (Chytrý et al., 2010).

Extenzivní sečené louky nížin až podhůří (6510)

Extenzivní sečené louky, rozkládající se na celkové ploše 3698,74 ha (Tab. 1), jsou charakteristické společnou existencí vysokostébelných travin a rostlinných druhů obývajících vyšší nadmořské výšky, vlhká stanoviště a běžné luční biotopy. Tím vzniká druhově pestrá skladba těchto stanovišť. Jedná se o nejrozšířenější typ polopřirozených luk. Nacházejí se na svazích, náspech, v místech bývalých polí nebo

na zatravněných úhorech i v blízkosti antropogenních sídel. Nejvhodnějším managementem je seč s odvozem sena jednou až třikrát do roka v průběhu léta. Možné je nahradit jednu seč pastvou. Typickým biotopem jsou mezofilní ovsíkové louky, T1.1 (Chytrý et al., 2010).

Horské sečené louky (6520)

Biotopy o rozloze 5230,88 ha (Tab. 1), se nacházejí zpravidla od 600 m. n. m. až po horní hranici lesa. Často se nachází roztroušeně v okolí horských sídel v okrajových sudetských pohořích. Dominantními druhy jsou trávy spolu s drobnými bylinami. Mezi optimální management tohoto prioritního habitatu patří seč jednou až dvakrát do roka od června do září. Dále je možné vymezit biotopy pro rotační pastvu hospodářských zvířat, také v letních měsících. Charakterizuje je biotop T1.2, horské trojštětové louky (Chytrý et al., 2010).

Vlhkomilná vysokobylinná lemová společenstva nížin a horského až alpínského stupně (6430)

Sem patří zejména biotopy tzv. kontinentální vysokobylinné vegetace. Jedná se o zaplavované nebo celoročně vlhké louky podél vodních toků s převahou širokolistých bylin. Jejich celková plocha v EVL Šumava je 1187,29 ha (Tab. 1). Druhové složení rostlin se může výrazně lišit v závislosti např. na geologickém podloží. Vhodným managementem je seč od července do září přibližně jednou za dva roky. Dále je nutná pravidelná likvidace náletových dřevin, nejlépe v průběhu zimy, od listopadu do února. Mezi nejtypičtější biotopy patří subalpínské vysokobylinné nebo vysokostébelké trávníky, A4.1 a A4.2 a vlhká tužebníková lada, T1.6 (Chytrý et al., 2010).

3. Hodnocení stavu lučních biotopů v lokalitách soustavy Natura 2000

3.1. Důvody úbytku lučních biotopů Natura 2000

Většinu lučních biotopů Natura 2000, které se vyskytují na našem území, tvoří plochy sekundárního bezlesí vzniklé činností člověka (Chytrý et al., 2010). Jejich zachování je podmíněno zajištěním vhodného obhospodařování (Boob et al., 2019). Luční biotopy v dnešní době obecně nejvíce ohrožuje úplná absence obhospodařování nebo nedostatečný management, dále příliš intenzivní management (např. příliš intenzivní pastva, hnojení apod.) a v neposlední řadě také změna využití pozemku. V současnosti za hlavní tři faktory ohrožení sekundárních nelesních společenstev chráněných v lokalitách Natura 2000 bývá označována eutrofizace, sukcese a šíření invazivních druhů (Háková et al., 2004). Navíc jdou tyto faktory velmi často ruku v ruce a působí synergicky. Různými vlivy může docházet jak ke zhoršení kvality chráněných biotopů, tak k jejich absolutnímu úbytku, který může být způsoben přímým zábořem biotopu např. z důvodu výstavby nebo zničení z důvodu nevhodného managementu. V evidenci podchycený úbytek může být do určité míry způsoben také vlivem aktualizace vrstvy mapování (Lustyk a Oušková, 2011), protože došlo například ke změně klasifikace konkrétního porostu na jiný biotop, případně částečnému úbytku v souvislosti posunu hranic mapového segmentu. Absence databáze, která by evidovala skutečně zabor lučních biotopů v jednotlivých EVL, tak jak to například zahájila Štátní ochrana přírody (ŠOP) na Slovensku (Saxa a Žiačikova, 2023), dnes výrazně ztěžuje hledání důvodů jejich úbytku.

Největší zlom v úbytku lučních biotopů vlivem sukcese jsme na našem území zaznamenali po konci druhé světové války, kdy byly mnohé, původně převážně extenzivně obhospodařované plochy sekundárního bezlesí opuštěny a začaly tak postupně zarůstat. Právě ukončení obhospodařování je spolu s eutrofizací označeno mnoha experimentálními studiemi za nejčastější příčiny degradace a zejména úbytku taxonomické i funkční diverzity těchto biotopů (Pavlů et al., 2007; Ceulemans et al., 2011; Janeček et al., 2013). Jak již bylo zmíněno, úplná ztráta nebo nedostatečná míra managementu znamená nejčastěji postupnou sukcesí. Při nedostatečné seči, stejně jako např. při nedostatečné pastvě, postupně mizí konkurenčně slabší druhy a dochází tak k hromadění odumřelé rostlinné hmoty, čímž je negativně ovlivněna mimo jiné klíčivost semen (Plantureux et al., 2005). Vyšší vegetace postupně převyšuje a zastíňuje nižší druhy a stává se tak dominantnější a mimo to také snadněji expanduje. Postupně tak dochází k sekundární sukcesí, v původně zcela bylinných společenstvech se postupně uplatňuje více a více dřevin.

Přehnaným managementem se myslí zejména intenzivní pastva nebo intenzivní seč. Obecně je nárůst intenzity využívání zemědělských pozemků považován za jednu z nejčastějších příčin poklesu

biodiverzity (např. Dietschi et al., 2007). Dále ale může vést k snížení množství píce, tedy jejímu přírůstku, může docházet i ke zvýšení rizika napadení parazity nebo znehodnocení pastvy (Di Grigoli et al., 2012). Degradaci pastevních ploch zapříčiňuje nejčastěji příliš vysoký počet zvířat na jednotku plochy. Pokud stáda nejsou pravidelně přeháněna, dochází na těchto loukách nejen ke kompletnímu vypasení travního porostu, ale také k jeho sešlapu. Sešlap poté způsobuje poškození rostlinných pletiv, zvyšuje utužení půdy a zpomaluje vsakování vody (Wang et al., 2016). Dojít může až ke vzniku či rozšiřování eroze (Nicu, 2018). Finálním stadiem může být holá půda nebo homogenní a dlouhodobě neměnné porosty, složené z odolných rostlinných druhů, jako je například jitrocel větší (*Plantago major*) nebo truskavec ptačí (*Polygonum aviculare*) (Olff a Ritchie, 1998). Při intenzivní seči problematika spočívá v pravidelné sklizni biomasy v krátkých intervalech. Jejím cílem je udržování krátké vegetace, což může podpořit zahuštění travního porostu (Frouz a Frouzová, 2021). Kromě toho ale vlivem častého odnosu biomasy dochází k odnosu živin, tedy postupné degradaci půdy. Zároveň takto intenzivní seč může omezit růst a rozmnožování některých druhů rostlin, a tudíž může dojít i ke snížení diverzity (Entsminger et al., 2017).

Velkým problémem je také přehnojování lučních porostů. To způsobuje změnu složení látek v půdě a tedy obecně zvýšení dostupnosti živin pro rostliny. Limitujícím faktorem pro růst rostlin se pak v tomto případě nestávají živiny, ale například světlo. K přehnojení může docházet nejen v zemědělství, ale také v případě výše zmiňované intenzivní pastvy. Ta přináší riziko přehnojení nadměrným množstvím výkalů. Například tmavě zelená místa na pastvinách znamená nadměrné množství dusíku, tedy typický příklad přehnojení. Tato místa velcí herbivoři nespásají a dochází tak na nich např. k postupné sukcesi (Šarapatka et al., 2010). Dalším problémem je riziko kontaminace vodních toků výkaly a také dysbalance pH půdy. To vše vede k postupnému úbytku diverzity rostlinných druhů (Plantureux et al., 2005).

Ke změně výskytu a evidované kvality biotopu může také docházet s ohledem na realizovaný management nebo z důvodu změny využívání pozemku.

Hodnocení naturových biotopů se neustále vyvíjí, a tak není překvapující, že v rámci aktualizací mapování zjištěná změna ve výměře sledovaných biotopů může být také důsledkem nového metodického náhledu (Lustyk, 2016), který může přinést novou definici jednotlivých biotopů, tak i nahlížení na kvalitu biotopu. Určitou roli hraje i změna v samotném postupu při mapování. Je to např. z důvodu stále vyspělejších technologií, díky kterým se nám dostává možnosti přesnějšího měření. Nutno ale zmínit, že přesnější měření může poskytovat i vyšší výsledky rozlohy, tedy nejen úbytek. Krajina nenabízí přesné hranice jednotlivých biotopů, a tak je někdy těžké rozeznat, kde jeden končí a začíná druhý. Dále hraje roli v postupu při mapování i rozdílnost mapovatelů. Mapování probíhá fyzickou přítomností mapovatelů v terénu, tudíž je zřejmé, že výsledek je částečně ovlivněn subjektivním náhledem mapovatele. V neposlední řadě má na úbytek vliv i změna kvality nelesních biotopů. Ta může být zapříčiněna špatným managementem na původně přírodních stanovištích nebo např. přísnějším, resp. mírně odlišným mapováním. Zřejmým důvodem úbytku nelesních biotopů je i změna využití. Příkladem může být převod

těchto biotopů na intenzivně využívané pastviny, při kterých je využívána jen část pozemku. Okrajové části enkláv, které zarůstají náletem, jsou ponechány sukcesi (Střelec, 2020).

V případě Šumavy významnou změnu ve výměře lučních TPS mezi prvním mapováním a provedenou aktualizací mapování zaznamenali například Volfová et al. (2021) při revizi stavu nelesních TPS. Bylo zjištěno, že z důvodu zpřísnění podmínek klasifikace přešla podstatná část trojštětových trávníků (biotop T1.2, TPS 6520) na smilkové (biotop T2.3B, TPS 6230). Nicméně celkově došlo k úbytku naturových lučních porostů. Zjištěná změna je důsledkem také prováděného managementu a částečně je úbytek lučních biotopů způsoben zábořem pozemků pro výstavbu rekreačních objektů, především v centrální části Šumavy (Volfová et al., 2021). Pravděpodobně nejaktuálnějším problémem nejen na území EVL Šumava je střet zájmů ochrany přírody se strategiemi regionálního rozvoje, které zastupují obce a jiné rozvojové instituce, ve kterých projevují různé developerské zájmy (Gorner et al., 2012). Z nich pravděpodobně nejzávažnější problematikou je urbanistický rozvoj. Nevratný úbytek biotopů spojený s výstavbou rekreačních objektů, rodinných sídel nebo infrastruktury vážně ohrožuje cenné biotopy EVL Šumava. Podle Volfové et al. (2021) bylo od roku 2005 jen na katastrálním území Kvilda zabráno za účelem zástavby celkem 18 ha lučních typů přírodních stanovišť. Z toho bylo dotčeno v největší míře 9,3 % habitatu druhově bohaté smilkové louky (TPS 6230) a 7 % habitatu horské sečené louky (TPS 6520). Takový příklad představuje důležitost této problematiky a významnou potřebu nalézt řešení.

3.2. Dopady výstavby na ochranně cenné luční biotopy

V posledních desetiletích působí rostoucí expanze lidských potřeb nárůst zastavěných území a s ním spojenou značnou ztrátu přírodních stanovišť a biodiverzity (Foley et al., 2011). Tomuto celosvětovému trendu nejsou ušetřeny ani přírodně hodnotné a turisticky atraktivní oblasti v ČR (Materna et al., 2023). Stavební řízení v ČR podléhá zákonu č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu, který dělí fázi stavby na územní a stavební část. V rámci územního plánování je nutné zajistit potřebné podklady a studie, textovou a grafickou dokumentaci a územní rozhodnutí stavebního úřadu. Součástí je i posouzení vlivů na životní prostředí, resp. posouzení vlivů na předměty ochrany a celistvost EVL. Pro takové posouzení je potřeba zohlednit nejen vliv samotné stavby na zastavěné území a blízké okolí, ale zejména i samotný proces výstavby a dále pak např. účel stavby (Svobodová et al., 2004). Každý z těchto vlivů může znamenat velké riziko pro dotčenou krajinu. V rámci stavební části musí být vydáno stavební povolení a po dokončení stavby musí dojít ke kolaudaci.

Kormě samotných jednotlivých staveb je nezbytné hodnotit také kumulativní vlivy stavebních záměrů, tj. změny v prostředí způsobené mnohočetnými interakcemi mezi lidskými aktivitami a přírodními procesy, které se hromadí v prostoru a čase (Internet 9). Zpočátku může jít o dopady výstavby, které se

jeví individuálně jako nevýznamné. V součtu však mohou mít významný negativní vliv na ekologickou integritu stanoviště, protože dochází ke kumulaci vlivu v důsledku záboru (tj. absolutní ztráty) nebo zhoršení kvality přírodních stanovišť v lokalitě.

Konkrétním a dobře pozorovatelným příkladem negativního dopadu výstavby může být poškození nebo ztráta habitatů a změna rozmístění nebo definitivní zánik druhů (Krtička et al., 2018). Dále je to pak fragmentace krajiny, zejm. výstavbou infrastruktury (Jaeger et al., 2016). Jednotlivé biotopy se tak zmenšují a izolují a dochází tak ke ztížení migrace živočišných a rostlinných druhů (De Montis et al., 2017). To může mít negativní dopad např. na vitalitu populací významných druhů a následně na biodiverzitu druhovou i biotopovou (Gibson et al., 2013). V posledních dvou desetiletích se více dbá na tuto problematiku (Roth, 2017) a rostou snahy o lepší naplňování směrnice o stanovištích, která ukládá členským státům povinnost dbát mimo jiné na tuto problematiku.

3.3. Posuzování stavebních záměrů

Ve směrnici o stanovištích (Council Directive 92/43/EEC, 1992) hrají klíčovou roli články 6.3 a 6.4, které ukládají povinnosti související s hodnocením plánů, které by mohly mít významný vliv na lokality soustavy Natura 2000. Směrnice dále však nespécifikuje konkrétní formu jejich naplňování, a tedy následné praktické provedení ponechává na členských státech. Jinými slovy směrnice zavazuje členské státy k odpovědnosti za zkoumání významných vlivů, avšak formy a metody následného řešení si může každý členský stát, resp. vnitrostátní orgán pověřený naplňováním směrnice zvolit sám.

Na základě toho lze zvažovat hodnocení zvolených metod v několika rovinách, a to zejména na úrovni národní legislativy jednotlivých členských států, dále pomocí právních mechanismů a správních postupů a v neposlední řadě pak konkrétním rozsahem a kvalitou samotných tzv. naturových posouzení.

Samotná implementace článku 6.3 v jednotlivých členských státech závisí na mnoha faktorech, mimo jiné na vládní struktuře dané země, rozložení kompetencí v oblasti ŽP mezi jednotlivými orgány atd. Obecně však lze říci, že v silně federalizovaných státech jako je Německo, Rakousko nebo Belgie nese odpovědnost za naplňování článku 6.3 většinou samotná země nebo její regiony. Konkrétně v Německu provádějí implementaci především jednotlivé spolkové země, které mají své vlastní zákony na ochranu přírody (Ssymank, 2022; Borrass, 2014). Významnou roli hraje také Spolková agentura pro ochranu přírody (BfN), která poskytuje vládě vědecký základ pro ochranu přírody a zajišťuje uplatňování zákona o ochraně přírody (Internet 10). V mnoha zemích jako je např. Polsko, Francie nebo Nizozemsko, byl článek 6.3 implementován do vnitrostátního práva (Frederiksen et al. 2017). Často dostaly pro posuzování méně rozsáhlých plánů pravomoc i úřady nižší správní úrovně.

Naproti tomu spíše centralizovaný přístup zvolili zejména menší země, jako je Kypr nebo Slovinsko. Zpracovatelem naturového posouzení bývá v jejich případě často státem určená instituce (Ciglič a Perko, 2013).

Rozdíly v implementaci bývají také ovlivněny skutečností, zda členské státy upřednostnily vytvoření zcela nového právního předpisu, nebo se snažily o začlenění do stávající legislativy, jako jsou procesy EIA/SEA. V některých zemích EU existuje úzké propojení mezi posouzením vlivů na životní prostředí a naturovým posouzením, jako např. v České republice, kde jsou oba procesy upraveny zákonem č. 100/2001 Sb. o posuzování vlivů na ŽP. Podobně jako v ČR také v Polsku a Bulharsku je naturové posouzení integrováno přímo do procesu posuzování vlivů na životní prostředí (EIA/SEA). V jiných zemích, kde není EIA/SEA vyžadována, se naturové posouzení řeší samostatně v souladu s požadavky článku 6.3 Směrnice o stanovištích. Propojení naturového posouzení a EIA/SEA je však v EU považováno za celkově užitečné, avšak může to nést i svá negativa jako např. možné prodloužení a tím i prodražení celkového procesu (Sundseth a Roth, 2013).

V návaznosti na naturová posouzení a procesy EIA a SEA vzniklo ve Spojených státech na konci 20. století hodnocení kumulativních účinků CEA. Vzniklo jako reakce na nedostatky EIA. Cílem EIA bylo udržení environmentálních hodnot v momentě, kdy hrozila jejich ztráta nebo značné poškození. Hodnocení však bylo obvykle velmi úzké, zaměřovalo se na hodnotnou složku ekosystému a jeden konkrétní plán, který ji ohrožoval. Nebralo už tolik v úvahu možnost kumulativních vlivů s ostatními projekty (Duinker a Greig, 2006). Cílem CEA bylo systematicky analyzovat a zhodnotit kumulativní vlivy a začlenit je do rozhodovacích procesů v oblasti ochrany ŽP (Hanna, 2022). V praxi však na základě několika zdrojů nedosáhla takových výsledků, jak bylo předpokládáno, a to zejména z důvodu nedostatku výchozích dat a nejisté předpovědi závažnosti vlivů na biotop, které bylo způsobeno mimo jiné i nedostatečně pochopenými ekologickými procesy. Přinášela jen malé zlepšení nebo velmi malé zpomalení ekologické degradace (Duinker a Greig, 2006; Shackelford et al., 2018). Navzdory rostoucí relevanci dosud neexistují žádné obecně využitelné metodiky pro hodnocení kumulativních vlivů (Jones, 2016). Podstatné části CEA však byly v mnoha státech implementovány do EIA nebo jiných procesů environmentálního posouzení. Stalo se tak např. v Kanadě, Austrálii nebo částečně i v EU (Foley et al., 2017).

Jak již bylo uvedeno, v ČR byly Naturové směrnice implementovány do zákona č. 218/2004 Sb., kterým se změnil zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Z hlediska posuzování vlivu záměrů na lokality soustavy Natura 2000 je klíčový § 45i, který stanoví, že plánovaný záměr je nutné předložit orgánu ochrany přírody a krajiny pro posouzení, zda může mít samostatně nebo ve spojení s jinými záměry významný vliv na EVL. V případě, že nelze významný negativní vliv vyloučit, je předkladatel povinen zpracovat varianty řešení s cílem významný vliv eliminovat nebo alespoň zmírnit. V případě, že taková ekvivalentní řešení neexistují, je možné daný záměr provést pouze v případě převažujícího veřejného

zájmu s povinností splnění dostatečných kompenzačních opatření. Ta uděluje orgán ochrany přírody a krajiny, který neprodleně informuje Ministerstvo životního prostředí.

3.4. Evidence a hodnocení úbytku lučních biotopů Natura 2000

Podmínkou kvalitního a spravedlivého procesu posouzení vlivu záměru na lokality evropského významu je dostupnost dostatečně kvalitních podkladů. Autorizované osoby i dotčené orgány státní správy potřebují pro kvalitní rozhodování dobré a aktualizované podklady o aktuálním stavu potenciálně dotčených předmětů ochrany a také evidenci již v minulosti umožněných či jinak vzniklých ztrát. Pouze na základě dostatečných podkladů lze vyhodnotit vliv záměru nebo jeho kumulativní vlivy na dané území.

3.4.1. Spolková republika Německo

Podobně jako posuzování stavebních záměrů se i hodnocení a evidence úbytků lučních biotopů Natura 2000 liší napříč státy EU. Nejdále v tomto ohledu došla bezpochyby Spolková republika Německo, která po šesti letech vědecké práce vytvořila metodický pokyn použitelný pro veškerá stanoviště a druhy uvedené ve směrnici o stanovištích a ptácích vyskytujících se na území Německa (Křenová, 2015).

Cílem německé koncepce bylo stanovit univerzální podmínky pro hodnocení významnosti vlivů na ŽP, tedy co největší omezení subjektivity v tomto ohledu. Přesto je však zdůrazněna nutnost individuálního přístupu ke každému jednotlivému záměru. Metodika je založena na předpokladu, že jakákoliv trvalá ztráta typů přírodních stanovišť nacházejících se v lokalitě N 2000 by měla být považována za významný vliv. Pro vyloučení významnosti vlivu je nutné splnění následujících 5 podmínek:

1. Kvalitativní hodnota – záměr nezmění specifické rysy daného stanoviště
2. Kvantitativní hodnota – nedosáhne se absolutní ztráty území
3. Kvantitativní (doplňková) hodnota – relativní ztráta území nepřekročí hodnotu 1%
4. Kumulativní účinky s dalšími projekty nepovedou k překročení výše uvedených hodnot
5. Kumulativní účinky s jinými faktory se nebudou vyskytovat

Pokud by jen jediná podmínka nebyla splněna, nelze vyloučit významný vliv na dané stanoviště a tedy jakákoliv ztráta je nepřijatelná. Při aplikaci výše zmíněných podmínek je v Německu 21 typů přírodních stanovišť z celkových 91, pro které je nepřípustná jakákoliv ztráta. Pro zbylá stanoviště platí limity, které stanovují maximální možnou výměru, kterou lze ztratit, aniž by to narušilo funkci stanoviště. Německá koncepce vyčleňuje celkem 5 tříd možného narušení pro terestrická přírodní stanoviště, kde 1. třída

znamená nejpřísnější ochranu, tedy že nelze v žádném případě stanoviště narušit, 5. třída naopak stanovuje rozmezí 250-2500 m² z celkové rozlohy, které lze narušit.

Jako příklad lze uvést typ přírodního stanoviště druhově bohaté smilkové louky (TPS 6230), které spadají podle německé koncepce do 2. kategorie, tedy jejich maximální ztráta rozlohy se pohybuje mezi 25-250 m². Podstatně benevolentnější je limit maximální ztráty rozlohy v případě extenzivních sečených luk nížin a podhůří (TPS 6510), které jsou zařazeny do 4. kategorie.

Rozdělení do 5 kategorií bylo založeno na 3 hlavních a 4 vedlejších kritériích. Mezi hlavní kritéria patří minimální ekologicky funkční velikost stanoviště, průměrná velikost přírodních stanovišť v území N 2000 a celková výměra přírodních stanovišť v Německu. Mezi vedlejší kritéria patří frekvence výskytu, priorita, ohrožení a schopnost regenerace stanoviště. Veškeré hodnoty kritérií byly odvozeny z podkladů vzniklých při mapování a z údajů používaných jednotlivými orgány OP při mapování chráněných biotopů před implementací N 2000 a nabízejí tak přesnou číselnou hodnotu. Stále ale platí, že je třeba ke každému případu přistupovat individuálně, a tedy zohlednit význam hodnocené lokality, její aktuální stav atd. (Lambrecht a Trautner, 2007).

3.4.2. Slovenská republika

Podobně jako v ČR je také na Slovensku článek 6.3 směrnice o stanovištích implementován v rámci zákona o ochraně přírody a krajiny, konkrétně jej upravuje zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny. Jak popisuje § 28 odst. 5, jakýkoliv záměr, který může mít samostatně nebo v kombinaci s jiným plánem významný vliv na stanoviště, která jsou předmětem ochrany lokality soustavy N 2000, musí podstoupit hodnocení vlivů území evropského významu z hlediska jeho cílů ochrany, které uskutečňuje na žádost orgánů ochrany přírody. Na základě odborného stanoviska, povolení nebo zákazu lze následně daný záměr provést či nikoliv.

Samotné hodnocení má čtyři fáze. Nejprve dochází k zjišťovacímu řízení, neboli screeningu, které má za cíl zhodnotit vliv záměru s cíli ochrany daného stanoviště a popř. zda je možné významnému vlivu na něj předejít. Druhá fáze je samotné posouzení, tedy pokud nelze významný vliv vyloučit, je potřeba zhodnocení, jak velký bude mít záměr vliv na dané stanoviště a jak bude ovlivněna integrita území. Součástí této fáze je i návrh zmírňujících opatření a závěrečné stanovisko. Ve třetí fázi dochází k hodnocení, resp. hledání alternativních řešení. Snaha je nalézt alternativu, která by měla minimální nebo žádný vliv na stanoviště. Pokud je alternativní řešení možné, je nutné jej posoudit v 2. fázi a při menším nebo žádném vlivu jej upřednostnit před původním projektem. Čtvrtá fáze hodnocení popisuje, kdy je možné udělit výjimku z článku 6.3 směrnice o biotopech. K tomu dochází pouze ve výjimečných případech, pokud neexistuje alternativní řešení a zároveň pokud existují naléhavé důvody vyššího veřejného zájmu

a jsou přijata kompenzační opatření pro zabezpečení ochrany celkové koherence soustavy N 2000 (Žiačiková et al., 2023).

Hodnocení posuzuje veškeré relevantní údaje, a to jak o územích soustavy N 2000 a předmětech a cílech jejich ochrany, tak o daných záměrech a jejich možných kumulativních vlivech. Identifikují se území a předměty ochrany, které budou projektem dotknuté, a zkoumá se míra intenzity vlivu pro každý předmět ochrany zvlášť. Hodnocení se vypracovává na základě žádosti o odborné stanovisko podle § 28 ods. 7 zákona o ochraně přírody nebo v rámci procesu EIA/SEA, provádí jej autorizovaná osoba.

Součástí zákona č. 543/2002 Z. z. o ochraně přírody a krajiny byl vydán seznam biotopů chráněných soustavou N 2000, který je možné nalézt v příloze 1 vyhlášky 170/2021 Z. z. Zvláště označené jsou biotopy, které jsou nejvíce ohrožené a je v nich zakázán jakýkoliv zásah. Takto označený je např. TPS 6410, bezkolencové louky (Saxa, ŠOPK, ústní sdělení). Nejrozsáhlejší stavební činnost je evidována v rámci biotopu TPS 6510, sečené louky nížin a podhůří, který je však na Slovensku nejrozsáhlejším biotopem evropského významu.

Jak uvedli Saxa a Žiačiková (2023) ve své prezentaci, pro Slovensko se právě připravuje Evidencia a záber biotopov, tedy databáze, která by evidovala veškerý záběr, poškození, revitalizaci a obnovu biotopů. Ke každému záznamu by bylo přiloženo stanovisko vztahující se k plánovanému záměru, následně by byl přiřazen příslušný zodpovědný orgán a doplněn účel, resp. oblast investiční činnosti. Součástí databáze by mělo být i hodnocení kumulativních vlivů záměrů, pro něž by se data získávala z vícero zdrojů, včetně Enviroportálu, informačního portálu MŽP SR, či na základě ortofoto analýz. Tato databáze by tedy měla sloužit zejména jako podklad pro vyhodnocování dalších možných stavebních záměrů a jiných záborů biotopů. Přímo tedy neřeší problém úbytku lučních biotopů, ale nabízí solidní podklad pro další možná řešení, resp. plánování metodiky.

3.4.3. Česká republika

Jak již bylo zmíněno výše, Natureové směrnice byly v ČR implementovány do zákona č. 218/2004 Sb., kterým se změnil zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Každý stavební záměr ohrožující lokality soustavy N 2000 tedy podléhá hodnocení významnosti vlivů. Postup je obdobný jako v případě SR, kdy se na základě žádosti posuzuje vliv záměru. Jak již bylo zmíněno výše, v případě, že orgán ochrany přírody nevyloučí významný vliv koncepce, je žadatel povinen vypracovat varianty řešení, které negativní vliv vyloučí nebo alespoň zmírní. Následné posouzení provádí autorizovaná osoba, držitel autorizačního oprávnění. V případě, že hrozí negativní vliv, ale žádná zmírňující řešení neexistují, lze daný záměr provést pouze v případě převažujícího veřejného zájmu a za uložení kompenzačních opatření. Pokud by měl negativní vliv ohrozit prioritní stanoviště soustavy N 2000, lze daný záměr provést pouze z důvodů

týkajících se veřejného zdraví, veřejné bezpečnosti nebo příznivých důsledků nesporného významu pro ŽP.

Hodnocení ztrát biotopů vyplývá z výsledků jejich mapování. Jak bylo zmíněno výše, k mapování dochází pravidelně, a tak je možné i pravidelně pozorovat, jak se biotopy mění a vyvíjí. Zejména pro kvantifikaci ekologické újmy biotopů vznikla v ČR příručka Metodika oceňování biotopů AOPK ČR (Internet 11), která u každého biotopu posuzuje několik kategorií. Pomocí výsledků se následně hodnotí stav biotopu. Samotné hodnocení se skládá z biologické části, která posuzuje biologickou diverzitu a snaží se ji nadále zajistit a z ekonomické části, která má za cíl vyčíslit ekologické hodnoty biotopů a jejich narušení (Roth, 2007).

V rámci biologické části se posuzuje konkrétně ontogenetická zralost, tedy stav biotopu na škále od jeho vzniku ke 100 % plnění ekosystémových funkcí, a přirozenost, tedy přítomnost synantropních druhů. Dále se hodnotí nasycenost struktur, jakožto stav biotopu z hlediska narušení nebo úplné absence vegetačních pater, nasycenost taxonů, tedy přítomnost a četnost indikačních druhů, a nasycenost, neboli přítomnost, ohrožených a chráněných druhů. Na závěr se posuzuje integrita a to v souvislosti s plochou konkrétního biotopu, v souvislosti postavení daného biotopu v krajině a v souvislosti s potenciálním zastoupením typu biotopu v daném bioregionu (Roth, 2007). Na základě těchto posouzení je pak možné zhodnotit úbytek lučních stanovišť.

Zejména pomocí hodnocení biotopů, byla v roce 2010 pro KRNAP sestavena v rámci Příručky pro hodnocení významnosti vlivů na předměty ochrany lokalit ochrany N 2000 Koncepte ochrany lučních typů přírodních stanovišť v EVL Krkonoše. Ta přináší limity, resp. stanovuje procento z celkové rozlohy lučního stanoviště o dané kvalitě, které může být postrádáno, aniž by samotný biotop zanikl nebo byl výrazně poškozen. Tedy stanovuje určitou únosnou mez ztráty nebo výrazného negativního vlivu. Vzhledem k tomu, že hodnota procent vychází i z kvality daného stanoviště, bude platit, že pro prioritní stanoviště bude plocha, kterou je možné pro zachování biotopu postrádat menší, než pro neprioritní stanoviště. Jen za dva roky od zavedení této koncepce byly zaznamenány příznivé výsledky. Pomocí koncepce byla hodnocena většina návrhů územních plánů a díky tomu se podařilo významně regulovat výstavbu na desítkách hektarů luk (Březina et al., 2011). Kromě únosné ztráty je velkým bonusem koncepce i možnost evidovat veškeré zřízené stavby.

Vedle německé se staví krkonošská koncepce jako její zjednodušená verze. Přesto má velmi důležitý podíl na ochraně lučních biotopů na našem území a stává se velmi důležitým a nejspíše nepostradatelným začátkem řešení této problematiky. Veliký problém však představuje absence podobné koncepce v EVL Šumava. Přestože byla jmenovitě uvedena ve výše zmíněné Příručce jako lokalita, kde by podobná koncepce měla vzniknout, bohužel zde žádná nevznikla. Vzhledem k tomu, že vznik krkonošské

koncepte je považován za pozdní, v případě Šumavy pravděpodobně k překročení limitů již dávno došlo (Březina et al., 2011).

4. Testování metodik pro vyhodnocení záborů lučních biotopů výstavbou v EVL Šumava.

S cílem ověřit využitelnost krkonošské a německé metodiky v prostředí EVL Šumava jsem využila aktuálně připravovaný nový územní plán obce Horní Vltavice a provedla hodnocení jeho vlivu na luční biotopy nacházející se ve správním území obce Horní Vltavice. Tento ÚP pokrývá celkem šest katastrálních území, a to Březová Lada, Horní Vltavice, Polka, Račí, Slatina u Horní Vltavice a Žlábky. Na ploše těchto území bylo zmapováno několik různých typů biotopů, včetně výše zmíněných mezofilních ovsíkových luk (T1.1) reprezentující habitat 6510, horských trojštětových luk (T2.2) příslušející do TPS 6520, vlhké tužebníkové lady (T1.6), TPS 6430, a horských smilkových trávníků (T2.3B) habitatu 6230. Na základě mapování biotopů a její následné aktualizace byla vymezena výměra pro každý typ biotopu v celé EVL Šumava a ve správním území obce Horní Vltavice (Tab. 2). Rozdílná výměra před aktualizací a po ní vystihuje problematiku posunu v mapování popsanou v kapitole 3.1.

4.1. Testování krkonošské metodiky

Při hodnocení vlivu posuzovaného ÚP na přírodní biotopy podle metodiky používané v Krkonoších byl hodnocen podíl záboru (tj. plochy již zastavěné za předchozí období plus plochy plánované k záboru podle nového ÚP) z výměry biotopu v EVL a v rámci dotčeného správního území obce Horní Vltavice (tab. 2). Byla uvedena procenta záboru v jednotlivých typech habitatů a ta byla porovnána s limity Krkonošské koncepce.

Jako příklad lze uvést habitat 6510, mapovaný jako biotop T1.1. Celková výměra v rámci celé EVL Šumava je po aktualizaci mapování 40 209 081 m², v rámci správního území obce Horní Vltavice je to 1 878 595 m². Výměra zastavěné a zastavitelné plochy týkající se tohoto biotopu je 60 820 m², tedy celkem 3,2 % z celkové rozlohy správního území obce Horní Vltavice. Na základě parametrů krkonošské koncepce lze uvést, že limit pro nejvyšší kvalitu, tedy kvalitu I, byl překročen, avšak limit pro kvalitu I+II nikoliv. Na plochách potenciálně dotčených zábořem se nevyskytují biotopy nejvyšší kvality, převážně se jedná o kvalitu II. A proto je možné konstatovat, že nový ÚP nepředstavuje významně negativní záměr na habitat 6510, který je předmět ochrany EVL Šumava. Jiná situace nastala v případě habitatu 6230*, protože plánovaný zábor oba limity výrazně překročil (Tab. 2). ÚP v této verzi by tedy znamenal významně negativní vliv na habitat 6230*a nebylo by ho možné v souladu s platnou legislativou schválit.

Tabulka 2: Výměra biotopů a limity stavebních záměrů na území EVL Šumava a správního území obce Horní Vltavice.

Data byla poskytnuta firmou Geo Vision s.r.o. připravující posouzení ÚP Horní Vltavice

Kód habitatu	6510	6520	6430	*6230
biotop	T1.1	T1.2	T1.6	T2.3B
celá EVL Šumava – původní map. (m ²)	36 984 492	53 192 229	11 555 235	12 036 961
celá EVL Šumava – aktualizace (m ²)	40 209 081	5 181 252	3 393 435	26 720 780
původní mapování N 2000 celé správní území obce Horní Vltavice (m ²)	908 784	2 499 891	1 038 491	358 075
aktualizace map. N 2000 celé správní území obce H. Vltavice (m ²)	1 878 595	207 722	226 743	383 408
aktualizace N 2000 KÚ Horní Vltavice - zastavěná + zastavitelná plocha v novém ÚP (m²)	60 820	1 373	4 308	11 006
% z celá EVL Šumava - původní map.	0,164	0,003	0,037	0,091
% z celá EVL Šumava - aktualizace	0,151	0,026	0,127	0,041
% z původního mapování N 2000 celé správní území obce Horní Vltavice	6,692	0,055	0,415	3,074
% z aktualizace N 2000 celé správní území obce Horní Vltavice	3,238	0,661	1,900	2,871
KRNAP %				
limit kvalita I	3	3	3	1
limit kvalita I+II	6	6	6	2

4.2. Testování německé metodiky

Německá koncepce je na rozdíl od krkonošské komplexnější. Pro aplikaci německé koncepce by bylo nejprve nezbytné posoudit všech 5 základních podmínek, které musí být bez výjimky splněny, aby bylo možné postoupit dále ve stavebním řízení. Jak bylo uvedeno výše, mezi podmínky patří nezměnění specifických rysů daného stanoviště, nepřipuštění absolutní ztráty území a nepřekročení relativní ztráty území o hodnotě 1 %. V souvislosti s kumulativními účinky nesmí dojít k překročení daných hodnot ani ke kumulativním účinkům v kombinaci s jinými faktory. Německá koncepce tedy hodnotí oproti krkonošské každý TPS v širší perspektivě. Kromě toho je i podstatně přísnější. Na rozdíl od krkonošského dvoustupňového rozřazení limitů kvality TPS obsahuje německá koncepce celkem 5 tříd, tedy 5 rozmezí možného narušení.

Podle německé metodiky by byly TPS ÚP obce Horní Vltavice následně zařazeny do tříd možného narušení, jak je uvedeno v tabulce (Tab. 3), tedy např. stanoviště 6230* by patřilo do 2. třídy, a tedy by jeho narušení bylo možné v nejmenší míře. Naproti tomu v případě stanoviště 6510, spadajícího do 4. třídy, by byl možný zábor v rozmezí 100 až 1 000 m². Nutno však zmínit, že se jedná o zařazení založené na německé metodice, tedy na datech sbíraných v Německu. v ČR by se jednotlivé třídy možného narušení pravděpodobně částečně lišily.

Tabulka 3: Přírodní stanoviště a jejich třídy možného narušení

Data jsou převzata z německé metodiky (Labrecht a Trautner, 2007)

TPS	Třída možného narušení	Rozpětí možného narušení (m ²)
6510	4	100 – 1000
6520	3	50 - 500
6430	3	50 - 500
6230*	2	25 - 250

5. Návrhy možných řešení

Úbytek biotopů související s jejich zástavbou je téma velmi aktuální. Jedná se o problematiku velmi komplexní, a proto není snadné najít jednoduché a univerzální řešení. Nicméně existují příklady řešení této problematiky, a to jak ze zahraničí, tak z území České republiky (např. krkonošská koncepce). Některé analýzy (Volfová et al. 2021) naznačují, že limity výstavby v EVL Šumava ve vybraných biotopech již byly nejspíš překročeny, a proto je třeba, aby ke vzniku koncepce, nebo při nejmenším limitů výstavby, bylo překročeno co nejdříve.

Správa NP Šumava a AOPK ČR disponují podrobnými mapovými podklady, které jsou průběžně aktualizovány. Doposud však není zcela dokončena evidence již v minulosti povolených staveb a vzniklých záborů habitatů. Tato skutečnost komplikuje možnosti hodnocení kumulací vlivů. Zcela nezbytné je vytvoření transparentních limitů výstavby. Při vzniku koncepce by bylo důležité její ukotvení v rámci územních plánů. To je jedna z nejdůležitějších podmínek koncepce, a to nejen proto, že pomocí nich bude moct každá samosprávná obec evidovat ztrátu biotopů.

V rámci ochrany lučních biotopů by mohlo také dojít ke stanovení nových nebo rozšíření stávajících ochranných zón, k omezení stavební činnosti na jejich území a nakonec k podpoření udržitelného rozvoje, tedy k podpoře ekologické rovnováhy a kulturního dědictví. V neposlední řadě by mohla být řešením ekologická kompenzace, která by zajistila náhradu za ztrátu daného biotopu. V praxi by to mohlo znamenat projekty, které by obnovovaly nebo zlepšovaly společné zdroje skrze např. obnovu stanovišť a druhů (Cole et al., 2021).

Pro lepší pochopení a představení problematiky by bylo velmi přínosné zpracování studií, které by zahrnovaly vlivy výstavby na vybrané biotopy a jejich okolí. Nejlépe pak porovnat stav stanovišť před výstavbou a stav po ní, jako se o to u vybraných biotopů částečně pokusila Volfová et al. (2021). Ta ve své práci porovnává zejména rozlohu biotopů. Kromě toho by mohlo být přínosné porovnání výskytu druhů rostlin a živočichů a funkčnost ekosystému jako celku. Dále také vliv stavby na abiotické podmínky zasaženého prostředí (Smith et al., 1993). Vzhledem k pravidelným mapováním by k tomu již mohla být shromážděna určitá data. Použít by se dal i dálkový průzkum země, který se dnes často k hodnocení biotopů využívá. Důležitou úlohu sehrál např. při mapování biotopů během kůrovcové kalamity mezi lety 2004 a 2011 (Štych a Šandera, 2018).

Jako nejjednodušší a v tuto chvíli nejpříhodnější řešení se jeví využití německé metodiky. To je však limitováno zejména dostupností a pravdivostí relevantních datových podkladů, a to jak co se týče samotných stanovišť, tak dat spojených s kumulativními vlivy ostatních stavebních záměrů. Kromě toho by bylo potřeba zohlednit rozdíly v historii managementu, v ekologické zátěži, v izolovanosti výskytu apod.

Na základě kritérií uvedených výše lze zhodnotit potřebu úpravy a doplnění stávající české verze koncepce či vytvoření její nové podoby. Jak píše Křenová (2015), prvním problémem je rozdílnost v mapování, která vede k velkým rozdílům ve vyhodnocování minimální ekologicky funkční velikosti stanovišť (Podmínka 2 německé metodiky). Jako vhodné se zde jeví využití systému velikostních tříd, které rozřazují stanoviště na základě kombinace vícero dostupných parametrů. Takový systém využívá německá koncepce a jeho implementace by mohla být pro českou verzi koncepce velmi přínosná. Další kritérium hodnotí průměrnou velikost přírodních stanovišť. Toto kritérium by mohlo být do české koncepce převzato beze změny. Posledním, tzv. hlavním kritériem je celková výměra přírodních stanovišť. Toto kritérium lze opět převést do české koncepce, avšak bylo by vhodné zaměřit se pouze na výměru těch stanovišť, jež jsou předmětem ochrany soustavy N 2000. Nelze tedy použít celkovou výměru všech mapovaných přírodních stanovišť v rámci ČR. Vzhledem k rozdílu v celkové rozloze a v rozloze přírodních stanovišť v ČR a v Německu bylo navrženo čtyřnásobné zmenšení velikostních intervalů. Mezi vedlejší kritéria pak patří vzácnost, resp. frekvence výskytu stanovišť, které lze využít pouze s modifikací na české poměry. Přírodní stanoviště jsou podobně jako v Německu značně rozptýlená a i jejich počet se velmi liší. Proto je nutné toto kritérium uzpůsobit českým podmínkám. Kritéria hodnotící prioritu biotopů lze naopak využít v české verzi koncepce bez jakýchkoliv modifikací. Ohrožení biotopu je kritérium, které nese značné komplikace. Jako takové je v českých podmínkách použitelné, avšak prozatím zůstává překážkou absence kompletních dat. Podobný problém nastává i v případě posledního vedlejšího kritéria, schopnost regenerace biotopu. Potřebná data jsou opět v tomto případě nekompletní, avšak lze předpokládat, že by mohla být regenerační schopnost stanovišť srovnatelná v ČR i v Německu (Křenová, 2015).

Pro shrnutí lze tedy předpokládat, že metodický postup z německé koncepce je využitelný v případě vytvoření jejího ekvivalentu v ČR. Jako největší úskalí se jeví zhodnocení nejmenší ekologicky funkční velikosti biotopu. Tu lze stanovit vícero postupy, kde je však těžké rozhodnout, který je nejvhodnější. Důležitý je však podobný výsledný trend. Potřeba je také klást důraz na nezávaznost koncepce. Má sloužit pouze jako vodítko k dosažení orientačních hodnot. Následně je velmi důležité každou z lokalit posuzovat individuálně.

Pokud by bylo rozhodnuto o aplikaci německé metodiky, bylo by také nezbytné zajistit, aby zpřísnění limitů bylo dobře odborně zdůvodněné a dostatečně včas i kvalitně komunikováno s představiteli samospráv, stavebními úřady, zpracovateli územních plánů a investory.

6. Závěr

Na závěr této práce je potřeba zdůraznit komplexnost této problematiky. Jedná se o náročný a citlivý problém, který vyžaduje komplexní přístup a respektování různých aspektů. Jasně ale je, že ochrana přírodních hodnot, zachování biodiverzity, kulturního dědictví a funkčnosti ekosystémů jsou klíčové pro udržitelnost EVL Šumava. Zároveň je ale důležité neopomíjet potřebu neustálého rozvoje a hospodářského růstu, což může přinášet ekonomickou prosperitu a zlepšení životních podmínek místního obyvatelstva. Klíčová je tedy spolupráce a vzájemné pochopení obou záměrů.

V první části práce byly vymezeny luční biotopy jako takové a metodické postupy používané k jejich vymezení. Jejich význam pro ochranu biodiverzity není zanedbatelný. Celosvětově probíhá zájem o sekundární bezlesí a jeho ochranu. Na území EU spadají tato stanoviště z velké části do systému EVL, čímž automaticky nabývají evropského významu a jsou tak pod určitou legislativní ochranou EU. Pro jejich ochranu je však potřeba jejich správný management. Práce se zabývá zejména pozitivními vlivy pastvy a seče, které byly pro tato stanoviště z dlouhodobého hlediska přirozené. Dále byla vysvětlena metoda narušení půdního povrchu a problematika hnojení. Krátce byly představeny i ostatní způsoby managementu, jako je odstraňování invazivních druhů rostlin nebo zabraňování sekundární sukcese. Závěrem první části bylo představeno pět zástupců nelesních habitatů EVL Šumava.

Druhá část práce se zabývá hodnocením stavu lučních biotopů. Představeny jsou nedřívě nejčastější důvody dnešního úbytku lučních biotopů, a to úplná nebo částečná ztráta managementu a následný vliv sukcese. Poté byla popsána problematika přehnaného managementu, a to na příkladech intenzivní pastvy, resp. seče, a intenzivního hnojení. V neposlední řadě byl popsán úbytek těchto biotopů z důvodu změny v metodice hodnocení a změny v klasifikačním pojetí. Nakonec úbytek těchto biotopů zapříčiňuje jejich změna využití, čímž se často stává zástavba, která je jedním z hlavních témat této práce. Nejčastější dopady výstavby popisuje navazující kapitola. Mezi nimi je to např. narušení habitatů či fragmentace krajiny. V následující kapitole je popsán proces posuzování stavebních záměrů, tedy interpretace implementace článku 6.3 a 6.4 Směrnice o stanovištích. Dále jsou řešeny podobné případy úbytku v jiných státech EU a je zde mimo jiné popsáno, jak se takové případy daří nebo již podařilo do jisté míry regulovat.

Třetí část práce popisuje testování metodiky pro vyhodnocení záborů lučních biotopů výstavbou na území EVL Šumava, konkrétně na příkladu nově vznikajícího územního plánu Horní Vltavice. Využita je k tomuto účelu krkonošská a německá metodika.

Čtvrtá část práce sama o sobě hodnotí možná řešení, jak zabránit nebo alespoň utlumit pokračující problematiku úbytku lučních biotopů v EVL Šumava. Za klíčový je považován vznik koncepce, která by stanovovala limity zástavby na ploše jednotlivých biotopů o dané kvalitě. V této kapitole se pohlíží i na praktické ukotvení takové koncepce, tedy legislativní rámec, popř. vazba na územní plánování. Za

nejpříhodnější řešení je považován vznik obdoby německé koncepce. Přes veškerá rizika spojená s jejím vznikem je to v tuto chvíli nejjednodušší a nejefektivnější řešení.

Pro zachování přírodních hodnot je regulace výstavby nezbytná. Nyní částečně probíhá formou územního plánování a posouzení vlivů na ŽP. Do budoucna by bylo potřeba navíc zavést podobné limity, jaké byly definovány v případě krkonošské koncepce. Kompenzační opatření a revitalizace by pak mohly být klíčovými nástroji pro vyvážení protichůdných zájmů.

7. Seznam použitých zdrojů

Bláha, J., Romportl, D., Křenová, Z., 2013. Can Natura 2000 mapping be used to zone the Šumava National Park? EUROPEAN JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES 3: 57–64. doi:10.14712/23361964.2015.25

Bomanowska, A., Adamowski, W., Rewicz, A., 2019. The effects of different mowing regimes on diversity of grasses in lowland meadows. Turkish Journal of Botany 43: 80–89. doi:10.3906/bot-1807-33

Boob, M., Truckses, B., ... Lewandowski, I., 2019. Management effects on botanical composition of species-rich meadows within the Natura 2000 network. Biodiversity and Conservation 28: 729–750. doi:10.1007/s10531-018-01689-1

Borrass, L., 2014. Varying practices of implementing the Habitats Directive in German and British forests. Forest Policy and Economics 38, 151–160. doi:10.1016/j.forpol.2013.05.008

Březina, S., Bauer, P., ... Vaněk, J., 2011. Kumulace vlivů zástavby na krkonošských loukách. Ochrana přírody a krajiny 11 (2): 12-15.

Ceulemans, T., Merckx, R., ... Honnay, O., 2011. A trait-based analysis of the role of phosphorus vs. nitrogen enrichment in plant species loss across North-west European grasslands. Journal of Applied Ecology 48: 1155–1163. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.02023.x

Ciglič, R., Perko, D., 2013. Europe's landscape hotspots. Acta Geographica Slovenica 53: 117–139. doi:10.3986/AGS53106

Cole, S., Moksnes, P.O., ... Bergström, L., 2021. Environmental compensation for biodiversity and ecosystem services: A flexible framework that addresses human wellbeing. Ecosystem Services 50. doi:10.1016/j.ecoser.2021.101319

ČESKO. § 1 nařízení vlády č. 132/2005 Sb., nařízení vlády, kterým se stanoví národní seznam evropsky významných lokalit - znění od 3. 11. 2009. In: Zákony pro lidi.cz [online]. © AION CS 2010–2024 [cit. 27. 4. 2024]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2005-132#p1>

ČESKO. § 16 odst. 1 písm. d) zákona č. 114/1992 Sb., České národní rady o ochraně přírody a krajiny - znění od 1. 2. 2022. In: Zákony pro lidi.cz [online]. © AION CS 2010–2023 [cit. 1. 8. 2023]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-114#p16-1-d>

ČESKO. § 4 odst. 1 zákona č. 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí a o změně některých souvisejících zákonů (zákon o posuzování vlivů na životní prostředí) - znění od 1. 2. 2022. In: Zákony pro lidi.cz [online]. © AION CS 2010–2023 [cit. 10. 8. 2023]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2001-100#p4-1>

ČESKO. fragment #f2542134 zákona č. 218/2004 Sb., zákon, kterým se mění zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů, zákon č. 50/1976 Sb., o územním plánování a o stavebním řádu (stavební zákon), ve znění pozdějších předpisů, a zákon č. 219/2000 Sb., o majetku České republiky a jejím vystupování v právních vztazích, ve znění pozdějších předpisů - znění od 1. 1. 2007. In: Zákony pro lidi.cz [online]. © AION CS 2010–2024 [cit. 1. 3. 2024]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2004-218#f2542134>

ČESKO. fragment #f3030563 zákona č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon) - znění od 1. 7. 2023. In: Zákony pro lidi.cz [online]. © AION CS 2010–2023 [cit. 10. 8. 2023]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2006-183#f3030563>

- ČESKO. fragment #f7331262 nařízení vlády č. 440/2021 Sb., nařízení vlády, kterým se mění nařízení vlády č. 318/2013 Sb., o stanovení národního seznamu evropsky významných lokalit, ve znění pozdějších předpisů - znění od 23. 12. 2021. In: *Zákony pro lidi.cz* [online]. © AION CS 2010–2024 [cit. 15. 4. 2024]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2021-440#f7331262>
- ČSÚ, 2021. Počet obyvatel podle výsledků sčítání od roku 1869 v krajích, okresech a správních obvodech ORP ČR. [citováno 2023-08-04]. Dostupný z: <https://vdb.czso.cz/vdbvo2/faces/shortUrl?su=923c8dd2>.
- De Montis, A., Martín, B., ... Serra, V., 2017. Landscape fragmentation in Mediterranean Europe: A comparative approach. *Land Use Policy* 64: 83–94. doi:10.1016/j.landusepol.2017.02.028
- Di Grigoli, A., Todaro, M., ... Bonanno, A., 2012. Effects of continuous and rotational grazing of different forage species on ewe milk production. *Small Ruminant Research* 106. doi:10.1016/j.smallrumres.2012.04.030
- Dickie, I., Whiteley, G., ... Bláha, J., 2014. An outline of economic impacts of management options for Šumava National Park. *EUROPEAN JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES* 4: 5–29. doi:10.14712/23361964.2015.1
- Dietschi, S., Holderegger, R., ... Linder, P., 2007. Agri-environment incentive payments and plant species richness under different management intensities in mountain meadows of Switzerland. *Acta Oecologica* 31: 216–222. doi:10.1016/j.actao.2006.10.006
- Duinker, P.N., Greig, L.A., 2006. The impotence of cumulative effects assessment in Canada: Ailments and ideas for redeployment. *Environmental Management*. doi:10.1007/s00267-004-0240-5
- EC, 2007. Council Directive 92/43/EEC on the Conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Communities L 269*: 1–15.
- Entsminger, E.D., Jones, J.C., ... Leopold, B.D., 2017. Evaluation of mowing frequency on right-of-way plant communities in Mississippi. *Journal of Fish and Wildlife Management* 8: 125–139. doi:10.3996/062016-JWFM-051
- Foley, J.A., Ramankutty, N., ... Zaks, D.P., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478: 337–342. doi:10.1038/nature10452
- Foley, M.M., Mease, L.A., ... Wojcik, D., 2017. The challenges and opportunities in cumulative effects assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 62, 122–134. doi:10.1016/j.eiar.2016.06.008
- Frederiksen, P., van der Sluis, T., ... Pedrolí, B., 2017. Misfits and compliance patterns in the transposition and implementation of the Habitats Directive—four cases. *Land Use Policy* 62: 337–350. doi:10.1016/j.landusepol.2016.12.010
- Frost, R.A., Launchbaugh, K.L., 2003. Prescription grazing for rangeland weed management. *Rangelands* 25: 43–47. doi:10.2458/azu_rangelands_v25i6_frost
- Frouz, J., Frouzová, J., 2021. *Aplikovaná ekologie*. Nakladatelství Karolinum, Praha, 432pp.
- Gaisler, J., Hejcman, M., Mládek, J., Pavlů, V., 2006. *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha, 104pp.
- Giam, X., Bradshaw, C.J., ... Sodhi, N.S., 2010. Future habitat loss and the conservation of plant biodiversity. *Biological Conservation* 143: 1594–1602. doi:10.1016/j.biocon.2010.04.019
- Gibson, L., Lynam, A.J., ... Laurance, W.F., 2013. Near-complete extinction of native small mammal fauna 25 years after forest fragmentation. *Science* 341: 1508–1510. doi:10.1126/science.1240495

- Gorner, T., Najmanova, K., Cihar, M., 2012. Changes in Local People's Perceptions of the Sumava National Park in the Czech Republic over a Ten Year Period (1998-2008). *Sustainability* 4: 1354–1370. doi:10.3390/su4061354
- Guth, J., 2002. Metodiky mapování biotopů soustavy Natura 2000 a Smaragd. Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha, 38pp.
- Háková, A., Klauďisová, A., Sádlo, J., 2004. Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy natura 2000. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 75pp.
- Hanna, K., 2022. *Routledge Handbook of Environmental Impact Assessment*, Routledge Handbook of Environmental Impact Assessment. Routledge. doi:10.4324/9780429282492
- Härtel, H., Hošek, M., Lončáková, J., 2009. Mapování biotopů v České republice : východiska, výsledky, perspektivy. Agentura přírody a krajiny ČR, Praha, 195pp.
- Hošek, M., Drábková, J., Dostálová, A., 2010. Doplnění národního seznamu evropsky významných lokalit pro kontinentální biogeografickou oblast. *Ochrana přírody* 2 (1): 1-4.
- Chytrý, M., Kučera, T., ... Lustyk, P., 2010. Katalog biotopů České republiky. Agentura přírody a krajiny ČR, Praha, 308pp.
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., 2001. Katalog biotopů České republiky: interpretační příručka k evropským programům Natura 2000 a Smaragd. Agentura přírody a krajiny ČR, Praha, 304pp.
- IPBES, 2019. Bongaarts, J., 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *Population and Development Review* 45: 680–681. doi:10.1111/padr.12283
- Jaeger, J.A., Soukup, T., ... Kienast, F.G., 2016. Landscape fragmentation in Europe, in: *European Landscape Dynamics: CORINE Land Cover Data*. CRC Press, pp. 157–198. doi:10.1201/9781315372860
- Janeček, Š., de Bello, F., ... Klimešová, J., 2013. Effects of land-use changes on plant functional and taxonomic diversity along a productivity gradient in wet meadows. *Journal of Vegetation Science* 24: 898–909. doi:10.1111/jvs.12012
- Janečková, P., Janeček, Š., ... Hrázský, Z., 2019. Reproductive system of the critically endangered taxon *Gentianella praecox* subsp. *Bohemica*. *Preslia* 91: 77–92. doi:10.23855/preslia.2019.077
- Johansen, L., Westin, A., Lennartsson, T., 2019. Traditional semi-natural grassland management with heterogeneous mowing times enhances flower resources for pollinators in agricultural landscapes. *Global Ecology and Conservation* 18. doi:10.1016/j.gecco.2019.e00619
- Jones, F.C., 2016. Cumulative effects assessment: Theoretical underpinnings and big problems. *Environmental Reviews*. doi:10.1139/er-2015-0073
- Keiblinger, K.M., Kral, R.M., 2018. Sustainable intensification of agricultural production: A review of four soil amendments. *Bodenkultur* 69: 141–153. doi:10.2478/boku-2018-0013
- Koyama, A., Koyanagi, T.F., Okabe, K., 2017. Combined burning and mowing for restoration of abandoned semi-natural grasslands. *Applied Vegetation Science* 20: 40–49. doi:10.1111/avsc.12268
- Krtička, L., Tomčíková, I., Rakytová, I., 2018. Development versus conservation: evaluation of landscape structure changes in Demänovská Valley, Slovakia. *Journal of Mountain Science* 15: 1153–1170. doi:10.1007/s11629-018-4870-0

- Křenová, Z., 2015. Standardizace hodnocení významnosti vlivu záměrů. Centrum výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i., 87pp.
- Křenová, Z., Grulich, V., Vydrová, A., 2022. MONITORING OF NATURA 2000 GRASSLAND HABITATS IN SAC ŠUMAVA. *European Journal of Environmental Sciences* 12: 21–38. doi:10.14712/23361964.2022.3
- Křenová, Z., Kiener, H., 2013. Europe's Wild Heart – still beating? Experiences from a new transboundary wilderness area in the middle of the Old Continent. *EUROPEAN JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES* 2: 115–124. doi:10.14712/23361964.2015.32
- Lambrecht, H., Trautner, J., 2007. Fachinformationssystem und Fachkonventionen zur Bestimmung der Erheblichkeit im Rahmen der FFV-VP – Endbericht zum Teil Fachkonventionen. FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz and Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Hannover und Filderstadt: 1-239.
- Lustyk, P., 2020. Mapování biotopů v České republice. *Fórum ochrany přírody* 20 (4): 17-19.
- Lustyk, P., 2023. Metodika mapování biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 47pp.
- Lustyk, P., Oušková, V., 2011. Vrstva mapování biotopů a její aktualizace – první možnosti srovnání dat. *Ochrana přírody* 4: 20-22.
- Mackey, R.L., Currie, D.J., 2001. The diversity-disturbance relationship: Is it generally strong and peaked? *Ecology* 82: 3479–3492. doi:10.1890/0012-9658(2001)082[3479:TDDRII]2.0.CO;2
- Martínez-Ramos, M., Pingarroni, A., ... Bongers, F., 2016. Natural forest regeneration and ecological restoration in human-modified tropical landscapes. *Biotropica*. doi:10.1111/btp.12382
- Materna, J., Březina, S., ... Josefovičová, A., 2023. Nejistá budoucnost krkonošské tundry. *Ochrana přírody* 2: 10-15.
- Metera, E., Sakowski, T., ... Romanowicz, B., 2010. Grazing as a tool to maintain biodiversity of grassland - a review. *Animal Science Papers and Reports*.
- Müller, I.B., Buhk, C., ... Schirmel, J., 2016. Contrasting effects of irrigation and fertilization on plant diversity in hay meadows. *Basic and Applied Ecology* 17: 576–585. doi:10.1016/j.baae.2016.04.008
- Nicu, I.C., 2018. Is overgrazing really influencing soil erosion? *Water (Switzerland)* 10. doi:10.3390/w10081077
- Oelmann, Y., Brauckmann, H.J., ... Broll, G., 2017. 40 years of succession or mulching of abandoned grassland affect phosphorus fractions in soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 237: 66–74. doi:10.1016/j.agee.2016.12.014
- Olf, H., Ritchie, M.E., 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution*. doi:10.1016/S0169-5347(98)01364-0
- Pavů, V., Hejcman, M., ... Gaisler, J., 2007. Restoration of grazing management and its effect on vegetation in an upland grassland. *Applied Vegetation Science* 10: 375–382.
- Plantureux, S., Peeters, A., McCracken, D., 2005. Biodiversity in intensive grasslands : Effect of management , improvement and challenges. *Agronomy Research* 3: 153–164.
- Quijas, S., Schmid, B., Balvanera, P., 2010. Plant diversity enhances provision of ecosystem services: A new synthesis. *Basic and Applied Ecology* 11: 582–593. doi:10.1016/j.baae.2010.06.009

- Ravetto-Enri, S., Probo, M., ... Dumont, B., 2017. A biodiversity-friendly rotational grazing system enhancing flower-visiting insect assemblages while maintaining animal and grassland productivity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 241: 1–10. doi:10.1016/j.agee.2017.02.030
- Redford, K.H., Richter, B.D., 1999. Conservation of biodiversity in a world of use. *Conservation Biology*. doi:10.1046/j.1523-1739.1999.97463.x
- Rook, A.J., Tallowin, J.R.B., 2003. Grazing and pasture management for biodiversity benefit, . in: *Animal Research*. EDP Sciences 52 (2): 181–189. doi:10.1051/animres:2003014
- Roth, P., 2007. Metodika hodnocení významnosti vlivů při posuzování podle § 45i zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny ve znění pozdějších předpisů. *Věstník Ministerstva životního prostředí* 12 (11): 1-23.
- Roth, P., 2017. Ekodukty v české republice – smysluplné řešení, nebo nesmyslný luxus? *Fórum ochrany přírody* 17: 25-29.
- Roučková, R., 2021. Šumavské louky a pastviny. *Ochrana přírody* 21 (3): 14-19.
- Sádlo, J., Bufková, I., 2002. Vegetace Vltavského luhu na Šumavě a problém reliktních praluk. *Preslia* 74: 67–83.
- Sandhage-Hofmann, A., Kotzé, E., ... Amelung, W., 2015. Rangeland management effects on soil properties in the savanna biome, South Africa: A case study along grazing gradients in communal and commercial farms. *Journal of Arid Environments* 120: 14–25. doi:10.1016/j.jaridenv.2015.04.004
- Saxa, A., Žiačikova, R., 2023. Habitat take and damage evidence. State Nature Conservancy of the Slovak Republic. Ústní sdělení.
- Shackelford, N., Standish, R.J., ... Starzomski, B.M., 2018. Threats to biodiversity from cumulative human impacts in one of North America's last wildlife frontiers. *Conservation Biology* 32 672–684. doi:10.1111/cobi.13036
- Schnoor, T.K., Olsson, P.A., 2010. Effects of soil disturbance on plant diversity of calcareous grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139: 714–719. doi:10.1016/j.agee.2010.10.018
- SLOVENSKO. § 1 vyhlášky č. 170/2021 Z. z. vyhláška, ktorou sa vykonáva zákon č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny - znenie účinné od 01.01.2023. . In: *Zákony pre ľudí.sk* [online]. [cit. 7. 3. 2024]. Dostupné z: <https://www.zakonypreludi.sk/zz/2021-170#f5309756>
- SLOVENSKO. § 28 ods. 5 zákona č. 543/2002 Z. z. o ochrane prírody a krajiny - znenie účinné od 01.12.2022. In: *Zákony pre ľudí.sk* [online]. [cit. 7. 3. 2024]. Dostupné z: <https://www.zakonypreludi.sk/zz/2002-543>
- Smith, E.P., Orvos, D.R., Cairns, J., 1993. Impact assessment using the before-after-control-impact (BACI) model: concerns and comments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 627–637. doi:10.1139/f93-072
- Spellerberg, I.F., 1998. Ecological Effects of Roads and Traffic: A Literature Review. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 317. doi:10.2307/2997681
- Ssymank, A., 2022. Goals and concepts of nature conservation in the EU. *NATURA 2000 IN GERMANY* 22: 10-14.
- Stejskal, V., 2006. Úvod do právní úpravy ochrany přírody a péče o biologickou rozmanitost. Linde, Praha, 592pp.

Střelec, M., 2020. Změny ve využití a struktuře krajiny na vybraných lučních enklávách. Project report: Danube Transnational Programme. Depon In: Šumava NP Administration, Vimperk.

Sundseth, K., Creed, P., 2008. Natura 2000: Protecting Europe's Biodiversity. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 296pp.

Sundseth, K., Roth, P., 2013. EC Study on evaluating and improving permitting procedures related to Natura 2000 requirements under Article 6.3 of the Habitats Directive 92/43/EEC. Ms. depon in EC, Brussels, 104 pp.

Svobodová, J., Dusík, J., ... Tichá, M., 2004. Metodika posuzování vlivů koncepcí na životní prostředí. Edice planeta, Praha, 52pp.

Šarapatka, B., Abrahamová, M., ... Žalud, Z., 2010. Agroekologie – Východiska pro udržitelné zemědělské hospodaření. Bioinstitut, o.p.s., Olomouc, 440pp.

Štych, P., Šandera, J., 2018. Dálkový průzkum země pomáhá sledovat zdravotní stav lesů. Geografické rozhledy, 28 (2): 28–31.

Valkó, O., Török, P., Tóthmérész, B., 2014. Review: Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands. Basic and Applied Ecology. doi:10.1016/j.baae.2013.11.002

Volfová, E., Vydrová, A., ... Volf, O., 2021. Koncept ochrany nelesních přírodních stanovišť v Evropsky významné lokalitě Šumava. Project report: Danube Transnational Programme. Depon In: Šumava NP Administration, Vimperk.

Walker, L.R., Wardle, D.A., 2014. Plant succession as an integrator of contrasting ecological time scales. Trends in Ecology and Evolution 29: 504–510.

Wang, T., Teague, W.R., Park, S.C., 2016. Evaluation of Continuous and Multipaddock Grazing on Vegetation and Livestock Performance - A Modeling Approach. Rangeland Ecology and Management 69: 457–464. doi:10.1016/j.rama.2016.07.003

Williams, C.A., Kenny, L.B., ... Robson, M.G., 2020. Effects of 27 mo of rotational vs. continuous grazing on horse and pasture condition. Translational Animal Science 4. doi:10.1093/tas/txaa084

Yang, H., Jiang, L., Wan, S., 2012. Diversity-dependent stability under mowing and nutrient addition: Evidence from a 7-year grassland experiment. Ecology Letters 15: 619–626. doi:10.1111/j.1461-0248.2012.01778.x

Žiačiková, R., Saxa, A., ... Saxová, A., 2023. Metodika primeraného hodnotenia vplyvov plánov, programov a projektov na územia sústavy Natura 2000. Slovenská agentúra životného prostredia, Banská Bystrica, 68pp.

Internetové zdroje:

Internet 1 (cit. 4.8.2023): <https://climateactiontool.org/content/development-and-habitat-loss>

Internet 2 (cit. 4.8.2023): https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm

Internet 3 (cit. 4.8.2023): https://www.mzp.cz/cz/evropsky_vyznamne_lokality

Internet 4 (cit. 15.4.2024): <https://drusop.nature.cz/portal/>

Internet 5 (cit. 4.8.2023):

[https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/implementace_soustavy_natura/\\$FILE/ODOIMZ-
implementace_Natura2000-20230503.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/implementace_soustavy_natura/$FILE/ODOIMZ-
implementace_Natura2000-20230503.pdf)

Internet 6 (cit. 4.8.2023): https://www.mzp.cz/cz/evropsky_vyznamne_lokality

Internet 7 (cit. 4.8.2023):

[https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/zasady_pece_nelesni_biotopy/\\$FILE/OMOB-
managementove_zasady_nelesni_biotopy_1-2004.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/zasady_pece_nelesni_biotopy/$FILE/OMOB-
managementove_zasady_nelesni_biotopy_1-2004.pdf)

Internet 8 (cit. 4.8.2023): <https://natura2000.cz/Lokalita/ExportPruvodkyJS?pruvodkaId=1669>

Internet 9 (cit. 4.4.2024): <https://ccme.ca/en/res/cedefinitionsandprinciples1.0e.pdf>

Internet 10 (cit. 4.4.2024): <https://www.bfn.de/thema/ueber-das-bfn>

Internet 11 (cit. 4.8.2023):

http://users.prf.jcu.cz/kucert00/HABIT/METODIKA_OCENOVANI_BIOTOPU.pdf

Tab. 1: AOPK ČR, 2021 [cit. 10. 8. 2023]. Standardní datový formulář. Dostupné z:

<https://natura2000.eea.europa.eu/Natura2000/SDF.aspx?site=CZ0314024#top> [online].

Tab. 2: Geo Vision s.r.o., 2022 [cit. 19.4.2024]. Ústní sdělení.

Tab. 3: Lambrecht, H., Trautner, J., 2007. Fachinformationssystem und Fachkonventionen zur Bestimmung der Erheblichkeit im Rahmen der FFV-VP – Endbericht zum Teil Fachkonventionen. FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz and Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Hannover und Filderstadt: 70.