

Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Ochrana životního prostředí



Alžběta Staňková

**Aluviální louky jako významný biotop střední Evropy v kontextu rostlinné diverzity,
ohrožených druhů a jejich vzájemných interakcí**

Alluvial meadows as a significant biotope of Central Europe in the context of plant diversity,
endangered species, and their interactions

Bakalářská práce

Vedoucí práce: Ing. Jaromír Kučera, Ph.D.

Praha, 2025

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně. Všechny použité prameny a literatura byly řádně citovány. Dále prohlašuji, že tato práce ani její podstatná část nebyla využita k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 19. 4. 2025

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala svému školiteli, Ing. Jaromíru Kučerovi, Ph.D., za cenné komentáře, pomoc se zorientováním se v problematice vstavačovitých a krásné fotografie, které jsou v práci použity. Dále moc děkuji Mgr. Markovi Slovákovi, Ph.D., svému konzultantovi, za vstřícný a přátelský přístup, neméně cenné komentáře, a hlavně konstruktivní a pohotovou zpětnou vazbu po celou dobu psaní. Poděkovat musím i RNDr. Milanovi Valachovičovi, DrSc. ze Slovenské akademie věd za kontrolu správného pochopení a použití fytoocenologických informací.

Abstrakt

Nížinné aluviální louky, v literatuře označované také jako mokré, nivní nebo kontinentální zaplavované, se zpravidla nacházejí podél dolních toků řek a jsou výrazně ovlivňovány pravidelnými záplavami. Jejich existence byla na většině území střední Evropy v minulém století ohrožena regulací vodních toků a převodem na intenzivně obhospodařované polní kultury. Zachování a obnova aluviálních luk patří mezi hlavní priority ochrany přírody, jelikož kromě pozitivního vlivu na vodní režim v krajině jde o velmi cenná stanoviště s výskytem velkého množství ohrožených a chráněných druhů rostlin a živočichů. Náplní bakalářské práce je rešerše poznatků o výskytu a významu tohoto biotopu v temperátní zóně se zaměřením na území České a Slovenské republiky. Pozornost je věnována především biodiverzitě, kterou zaplavované louky hostí, s důrazem na ohrožené druhy rostlin (jako jsou *Gladiolus palustris*, *Lathyrus palustris*, *Cirsium brachycephalum*, *Iris sibirica*, *Dactylorhiza incarnata* či *Anacamptis palustris*). Některé z nich, například zástupci čeledi Orchidaceae, mezi sebou často hybridizují, a nížinné aluviální louky jsou tak prostorem pro mezidruhové interakce, které patří mezi základní mechanismy evoluce cévnatých rostlin a mohou vést ke vzniku nových taxonů nebo naopak zániku vzácných druhů s malým počtem populací.

Klíčová slova: aluviální louky, záplavové oblasti, kriticky ohrožené druhy rostlin, Orchidaceae, území Natura 2000, mezidruhová hybridizace

Abstract

Lowland alluvial meadows, also known as wet meadows or continental floodplains in literature, are typically situated in river valleys and are significantly influenced by regular flooding. During the 20th century, their existence in most parts of Central Europe was threatened by river regulation and transformation into intensively cultivated agricultural land. The conservation and restoration of flooded meadows belong among the main priorities of nature protection, because apart from their positive impact on the water regime in the landscape, they are highly valuable habitats, where a high number of endangered and protected plant and animal species live. The content of this bachelor's thesis will be a literature review on the occurrence and significance of alluvial meadows in the temperate zone, emphasis put on the territory of the Czech and Slovak Republic. Attention will be dedicated especially to the plant biodiversity found in regularly flooded meadows, focused on endangered plant species (like *Gladiolus palustris*, *Lathyrus palustris*, *Cirsium brachycephalum*, *Iris sibirica*, *Dactylorhiza incarnata* or *Anacamptis palustris*). Some of these species, especially members of the Orchidaceae, often hybridize with each other, which makes lowland alluvial meadows a space for interactions between species. These interactions are one of the fundamental mechanisms of evolution of vascular plants and can lead to the formation of new taxa or, on the other hand, the extinction of a rare species with little populations.

Keywords: alluvial meadows, floodplains, critically endangered plant species, Orchidaceae, Natura 2000 areas, hybridization of species

Obsah

Úvod	6
1. Původ aluviálních luk ve střední Evropě a vliv člověka na jejich rozšíření.....	6
2. Záplavy jako hlavní faktor vzniku a udržování aluviálních luk	7
3. Reliéf a půdní poměry charakteristické pro biotop aluviálních luk	8
4. Zařazení aluviálních luk do klasifikace rostlinných společenstev a biotopů	9
5. Výskyt aluviálních luk v Evropě s důrazem na lokality v České a Slovenské republice	11
6. Ekologicko-spoolečenský význam aluviálních luk.....	13
7. Ekonomický a kulturně-spoolečenský význam aluviálních luk.....	14
8. Příčiny ohrožení biotopu aluviálních luk.....	15
8.1 <i>Regulace říčních toků vedoucí k absenci pravidelných záplav.....</i>	<i>15</i>
8.2 <i>Hrozby spojené s intenzifikací zemědělství – meliorace, přeměna na ornou půdu a hnojení ..</i>	<i>16</i>
8.3 <i>Vliv úplné nebo částečné absence managementu na zachování diverzity aluviálních luk</i>	<i>18</i>
9. Aluviální louky v kontextu druhové ochrany a ochrany biotopů	20
9.2 <i>Vybrané skupiny živočichů vázané na aluviální louky</i>	<i>20</i>
9.2 <i>Houby a mechorosty.....</i>	<i>21</i>
9.3 <i>Cévnaté rostliny – dominanty a druhy charakterizující jednotky vegetační klasifikace.....</i>	<i>21</i>
9.4 <i>Ohrožené rostlinné druhy vázané na biotop aluviálních luk</i>	<i>22</i>
9.4.1 <i>Ohrožené druhy patřící do skupiny jednoděložných rostlin.....</i>	<i>24</i>
9.4.2 <i>Ohrožené druhy patřící do skupiny dvouděložných rostlin.....</i>	<i>26</i>
9.4.3 <i>Vnitřní hrozby pro vzácné druhy rostlin – mezidruhová hybridizace a imbreeding v malých populacích</i>	<i>29</i>
10. Vhodný management a možnosti obnovy aluviálních luk s ohledem na zachování ohrožených druhů.....	33
Shrnutí a závěr	34

Úvod

Tématem mojí bakalářské práce jsou různé aspekty aluviálních luk. Jelikož se ale lze v literatuře setkat s celou řadou dalších výrazů, které tento typ biotopu popisují, chtěla bych úvodem zmínit všechny, které považuji v podstatě za synonyma slova aluviální. Těmi jsou louky nivní, lužní a kontinentální zaplavované. Naopak výrazy mokré, mokřadní a trvale podmáčené mohou označovat i louky na prameništích či okrajích rašelinišť, mnohdy v alpínském stupni, které ale nejsou předmětem mojí bakalářské práce, a budou tedy v této práci zmiňovány minimálně.

Říční aluvia jsou v literatuře hodnocena jako biotop, který ve vztahu ke své rozloze poskytuje jeden z největších souborů ekosystémových služeb (Costanza et al. 1997). Periodicky zaplavované louky, které jsou jejich součástí, zajišťují výměnu říční a podzemní vody a zprostředkovávají toky minerálních i organických látek, živin a polutantů mezi říčními a terestrickými ekosystémy (Kiedrzyńska et al. 2015) a pozitivně přispívají k vodnímu režimu krajiny. Mají hospodářské využití v podobě získávání sena a zároveň mohou být prostorem pro lidskou rekreaci. Jsou unikátním habitatem poskytujícím vhodné podmínky pro mnoho druhů rostlin a živočichů, z nichž mnohé najdeme na červených seznamech ohrožených a chráněných druhů (Stanová a Viceníková 2003). Pro ochranu přírody je tedy klíčové, aby byly aluviální louky, které patří k nejbohatším lučným biotopům střední Evropy (Hájková et al. 2007, Schindler et al. 2016), zachovány a druhy na ně vázané neztratily své přirozené prostředí. V minulosti, zejména ve druhé polovině 20. století, však ve velké míře docházelo k degradaci nebo úplnému mizení tohoto biotopu z krajiny. Příčinou byly hlavně změny vodního režimu související s regulací vodních toků a příliš intenzivní nebo naopak zcela chybějící management.

Cílem první části mojí bakalářské práce je přehledně shrnout dosavadní poznatky o charakteristických rysech a rozšíření (především střeoevropských) aluviálních luk, o jejich ekologickém, ekonomickém i kulturním významu a příčinách ohrožení. Druhá část mojí práce je věnovaná biodiverzitě aluviálních luk, konkrétně cévnatým rostlinám. Jejím cílem je sumarizovat v literatuře zachycené informace o druzích rostoucích v tomto biotopu s důrazem na vzácné a ohrožené taxony a jevy, které mohou představovat nebezpečí pro jejich zachování. Významným a velmi zajímavým fenoménem je v tomto kontextu mezidruhová hybridizace.

1. Původ aluviálních luk ve střední Evropě a vliv člověka na jejich rozšíření

Vegetace střeoevropských aluviálních luk pravděpodobně existovala od nejstaršího holocénu a tvořila spolu s lužními lesy součást pestré škály stanovišť pravěkých niv, zejména na hlinitých náplavech a v okolí napajedel zvěře (Hájková et al. 2007) nebo bobřích hrází (Hejcman et al. 2013). To je v souladu s paleoenvironmentálními studiemi, které dokládají, že určitá otevřenost krajiny byla na území střední Evropy, zejména Panonské pánve, přítomná vždy. Od období přibližně 2000 let před naším letopočtem je

v krajině detekovatelný vliv člověka, už předtím ale byla jistá míra bezlesí zajištěna klimatickými podmínkami (Kuneš et al. 2015).

Primární travinná společenstva, tedy přirozené stepi a aluviální a alpínské trávníky, tvořila před začátkem zemědělství ve střední Evropě jen malé plochy, celkově do 5 % její rozlohy. Lidská aktivita ale vedla k výraznému rozšíření polopřirozených (sekundárních) travních ploch. V období neolitu začali první zemědělci krajinu odlesňovat s cílem získat prostor pro pěstování rostlin. Dřevo využívali jako hlavní energetickou a stavební surovinu. První velké rozšíření luk zřejmě nastalo v pozdní době bronzové, tedy v období 600 až 700 let před naším letopočtem, ze kterého jsou dochované kosy. Středověká kulturní krajina byla podle makrozbytkových analýz tvořena pestrou mozaikou polopřirozených druhově pestrých luk využívaných především jako pastviny (Hejcman et al. 2013).

Přestože evropské louky nejsou výlučně biotopy sekundárního původu, drtivá většina z nich se tedy vyvinula v důsledku tradičního lidského hospodaření, jakým je kosení a pastva (Hájková et al. 2007, Hejcman et al. 2013). Mnohé z těchto polopřirozených luk dnes představují prioritní biotopy v ochraně přírody. To je především případ druhově bohatých aluviálních luk, kterým se věnuje tato práce.

2. Zápavy jako hlavní faktor vzniku a udržování aluviálních luk

Druhově bohaté aluviální louky se nacházejí v nížinách, tedy na území s nadmořskou výškou pod 200 metrů nad mořem, které patří mezi nejteplejší a nejsušší oblasti v temperátní zóně Evropy. Jedním z hlavních ekologických faktorů, který limituje jejich vegetaci, je tedy výška hladiny podzemní vody. Luční společenstva v nivách vodních toků jsou zpravidla přizpůsobená jejímu výraznému kolísání s amplitudou v blízkosti toku mezi 0,6 a 1,1 m a v širší zóně do 0,3 m. Označují se jako aluviální nebo zaplavovaná, což odkazuje ke střídání pravidelných jarních záplav a letního vysychání jako hlavnímu předpokladu pro jejich rozvoj (Holubová 1999, Ružičková et al. 2004).

Na území střední Evropy povodně přicházejí zpravidla po jarním tání sněhu v březnu až dubnu, případně po vydatných letních deštích. Pro variabilitu vegetace je rozhodující délka jejich trvání, která závisí na poloze lokality v terénu. V nejnvýše položených místech trvá zaplavení jen krátce během kulminace povodňové vlny, naopak terénní sníženiny a periodické tůně mohou být zaplaveny až několik týdnů, tedy od jara do června nebo července (Hájková et al. 2007).

Záplavový režim má podstatný vliv na koloběh živin v nivních oblastech. Zaplavení znamená přísun dostupných forem dusíku a fosforu, uvolnění živin z listového opadu a izolaci od atmosférického kyslíku, což v konečném důsledku vede k anoxii a převládou anaerobní procesy, například denitrifikace. Následné postupné vysychání území snižuje dostupnost fosforu, který má v důsledku oxidace železa v kyslíkatém prostředí zvýšenou afinitu k sedimentu. V půdě jsou zóny, kde během vysychání probíhá činnost mikrobiomu nitrifikace i denitrifikace, zásoby dusíku a fosforu se postupně přesouvají do biomasy rostlin. Úplné vyschnutí potom vede k zastavení anaerobních bakteriálních procesů a mineralizaci živin (Baldwin a

Mitchell 2000, Shrestha et al. 2014). Bylo pozorováno, že s prodlužující se dobou sucha před opětovným zvlhčením a zvýšenou mírou mineralizace roste množství fosforu uvolňovaného následně ze sedimentů do vodního sloupce (Schönbrunner et al. 2012, Kinsman-Costello 2014).

Obecně lze říct, že sezónní záplavy zajišťují pravidelný přísun živin a vláhy, díky němuž se aluviální louky řadí mezi biotopy s největší produkcí biomasy v temperátní zóně (Hájková et al. 2014, Jakrllová 1999). Záplavy dále přispívají k větší hustotě semen v půdě, vyššímu zastoupení hydrochorních druhů v semenné bance aluviálních luk a její vyšší druhové diverzitě oproti semenné bance území, kde k zaplavení nedochází (Gerard et al. 2008). Kromě přísunu semen vytvářejí záplavy i podmínky pro jejich klíčení prostřednictvím obnažení půdy nebo redistribuce živin, a mají tedy nepostradatelný vliv i na formování vegetace a její dynamiku v jednotlivých letech.

3. Reliéf a půdní poměry charakteristické pro biotop aluviálních luk

Záplavové oblasti jsou z hlediska morfologie reliéfu zpravidla ploché planiny zarovnané naplavenými usazeninami. Jediné vyvýšeniny tvoří takzvané hrůdy, které převyšují okolní terén o několik metrů a při záplavách zůstávají nad vodou. Jde o vrcholky písečných nánosů částečně fluviálního a částečně eolického původu, tedy vzniklých díky transportu materiálu vodou a větrem. Četnost jejich výskytu závisí na okolní krajině. Například mnohem více hrůdů najdeme podél řeky Dyje, jejíž povodí je tvořeno geologicky různorodým územím, než podél Moravy tekoucí převážně na karpatských flyších a přenášející uniformní sedimenty s malým množstvím písku (Chytrý et al. 2015, Havlíček 2016).

Nejtypičtější půdní typ říčních niv – fluvizemě – vzniká periodickým usazováním povodňového sedimentu a patří do referenční třídy fluvisolů. Půdotvorný proces se přerušuje a obnovuje podle záplav a kolísání hladiny podzemní vody během roku, proto je patrné vrstevnaté uložení, tedy střídání zrnitostně různých materiálů a nepravidelné rozložení organických látek s obsahem až nad 0,3 % do hloubky 0,6 metru. Rozlišuje se 10 subtypů a 4 variety, mezi nimi například kambická, arenická nebo oglejená fluvizem (Němeček et al. 2001, Pavlů 2018, Jakubínský et al. 2021).

V terénních sníženinách se nachází gleje. To jsou půdy s výrazným reduktomorfním glejovým diagnostickým horizontem v hloubce do 0,6 metru vzniklým v důsledku dlouhodobého provlhčení podzemní i povrchovou vodou a probíhajícího glejového procesu. Glejový horizont poznáme v půdním profilu na první pohled podle světle až zelenavě šedé barvy, která je způsobená přítomností redukované formy železa. Podle poměru jeho mocnosti a hloubky lze identifikovat rozdíly ve vodním režimu a určit půdní subtypy (Němeček et al. 2001, Pavlů 2018, Jakubínský et al. 2021).

V nížinných oblastech jsou dále rozšířené černosoly – tedy černozemě a černice. Oba typy se vyvinuly z karbonátových substrátů na spraších a vyznačují se mocným humusovým horizontem. U černozemí je silnější, může mít i nad 60 centimetrů do hloubky. Černice mají humusový horizont o něco mělký a odlišují se vyšším obsahem uhlíku a znaky hydromorfismu v profilu, jako jsou bročky v humusovém horizontu. Podle

World Reference Base for Soil Resources (WRB) se černice řadí do skupiny phaeozemí (Němeček et al. 2001, Pavlů 2018).

Mozaiku půd záplavových oblastí v menší míře dotváří i kambizemě a arenosoly, které se vyskytují na vyvýšeninách, a organosoly charakterizované holorganickými, hlavně rašelinnými, horizonty o mocnosti nad 50 centimetrů (Němeček et al. 2001, Chytrý et al. 2015).

Je ale potřeba mít na paměti, že klasifikační systémy půd a jejich nomenklatury se v různých částech světa liší (Rinklebe et al. 2007). Český systém, ze kterého tato práce vychází, je systémem národním. Na úrovni nejvyšších taxonů má sjednocenou nomenklaturu se systémem WRB, který vznikl pod záštitou Organizace pro výživu a zemědělství Spojených národů (FAO) a je považován za sjednocující prvek klasifikace půd v rámci Evropy. V Americe se používá systém Soil Taxonomy, který se poměrně výrazně liší terminologií i hranicemi mezi jednotlivými taxony (Pavlů 2018).

Množství živin v půdě aluviálních luk odráží složení rostlinných společenstev, která tam tvoří vegetační pokryv. Některé svazy preferují půdy s větším množstvím živin, jiné se vyskytují na chudších až středně zásobených půdách (Chytrý et al. 2010).

4. Zařazení aluviálních luk do klasifikace rostlinných společenstev a biotopů

Během 20. století vznikla řada prací, která se zabývala postavením vlhkých nížinných luk střední Evropy v systému klasifikace vegetace (Horvatic 1930, Passarge 1964, Balátová-Tuláčková 1965, Balátová-Tuláčková 1969). Kolem roku 2000 se začaly objevovat články, které jejich výsledky označovaly za přínosné ale nekonzistentní, závislé na rozdílných národních a regionálních fytoocenologických tradicích, a navrhovaly vypracování kompatibilnějšího systému klasifikace. Hlavním zdrojem nekompatibility starších systémů je vysoká variabilita rozlišovaných svazů a dále asociací v rámci jednoho svazu v jednotlivých státech (Bruehlheide a Chytrý 2000).

Syntéza střeoevropských fytoocenologických dat, založená na shlukové analýze, vyhodnotila louky těchto svazů jako poměrně homogenní skupinu s malými vnitřními rozdíly (Botta-Dukát et al. 2005). Byly odlišeny pouze tradiční fytoocenologické svazy *Molinion caeruleae*, *Calthion palustris* a skupina zaplavovaných luk s kontinentální tendencí, kterou se autoři rozhodli považovat za jediný svaz nazvaný nejstarším platným jménem *Deschampsion cespitosae* (Botta-Dukát et al. 2005, Hájková et al. 2007, Hájková et al. 2014). Poslední zmíněný svaz tak vlastně slučuje vegetaci tří svazů uvedených v uznávaném fytoocenologickém přehledu české vegetace (Moravec et al. 1995) a sice svazy *Alopecurion pratensis* zahrnující druhově chudé louky dominované vysokými trávami bez kontinentálních druhů na lehkých půdách, které jsou sice pravidelně zaplavované, ale je pro ně typický rychlý vsak a pokles vodní hladiny, *Cnidion venosi* zahrnující nivní louky s kontinentálními druhy a *Veronico longifoliae-Lysimachion vulgaris* tedy nivní louky s vysokými bylinami. Další souhrnná klasifikace se od předešlé liší jen samostatným vyčleněním svazu *Veronico longifoliae-Lysimachion vulgaris* (Mucina et al. 2016).

Spolu s pokračujícím výzkumem vznikají i nové souhrnné studie, které zpřesňují vymezení a zařazení jednotlivých asociací v rámci svazů, definice těchto svazů ale zachovávají (Willner et al. 2022).

Svaz *Molinion caeruleae* zahrnuje středně vysoké druhově bohaté luční porosty s hustě zapojeným bylinným patrem vyskytující se na živinově chudších půdách od nížin po pahorkatiny. Společenstvo reflektuje oblast výskytu, nadmořskou výšku i míru zamokření. Zpravidla jde o stanoviště mimo dosah běžných záplav, pro která je typická vysoká vlhkost v jarních měsících a vysychání přes léto. Nejčastější dominantu tvoří bezkolence *Molinia arundinacea* a *Molinia caerulea*, převládají traviny a běžně se vyskytují druhy vlhkých luk a druhy společné se slatinnými a rašelinnými loukami (Botta-Dukát et al. 2005, Hájková et al. 2007, Chytrý et al. 2010).

Svaz *Calthion palustris* sdružuje luční společenstva na celoročně vlhkých glejových půdách dobře zásobených živinami, v nichž dominují širokolisté byliny zejména pcháče (*Cirsium* spp.) – proto se v české literatuře označuje jako vlhké pcháčové louky. Vyskytuje se od nížin po hory na stanovištích trvale ovlivňovaných podzemní vodou, jakými jsou například svahová prameniště nebo malé potoční nivy v pahorkatinách. V nížinách se vegetace tohoto svazu vyskytuje spíše vzácně, v nivách větších toků jde o území mimo záplavovou zónu. V rámci střední Evropy se svaz vyznačuje subatlantickou distribucí, výskyt tedy převládá v České republice a Německu (Botta-Dukát et al. 2005, Hájková et al. 2007, Chytrý et al. 2010).

Svaz *Deschampsion cespitosae* zahrnuje luční porosty říčních niv na úživných hlinitých až jílovitých půdách v periodicky zaplavovaných oblastech, v nichž se uplatňují druhy se širokou ekologickou amplitudou k vlhkosti i světlu, které po narušení dobře regenerují. Dominují zpravidla vysoké trávy jako *Alopecurus pratensis* a širokolisté byliny jako *Sanguisorba officinalis*, společenstvo doplňují výrazně kvetoucí i naopak nenápadné luční druhy. Na často narušovaných místech vysoké druhy ustupují nízkým plazivým bylinám a výběžkatým travám, naopak na místech s nízkou mírou narušování převládají konkurenčně silné vysoké druhy. Do luk mohou vstupovat některé druhy mokřadní vegetace nebo naopak vegetace suchých trávníků, mechové patro zpravidla chybí. Svaz *Deschampsion cespitosae* slučuje vegetaci, která se na rozdíl od svazu *Molinion caeruleae* vyskytuje na minerálních půdách s dobrým zásobením živinami a na rozdíl od svazu *Calthion palustris* v létě v důsledku kontinentálního klimatu vysychá. Vnitřní variabilita svazu odpovídá spíše právě gradientu kontinentality než konceptům vymezení na základě diagnostických druhů používaným ve starší literatuře (Botta-Dukát et al. 2005, Hájková et al. 2007, Chytrý et al. 2010).

Některé práce však poukazují na to, že s rostoucí kontinentalitou klimatu směrem na východ Evropy se floristické a ekologické rozdíly mezi vegetací *Alopecurion* a *Cnidion* zvětšují natolik, že řadit oba typy do jednoho svazu není úplně šťastné (Goncharenko et al. 2020).

Přehledně zpracovaný Katalog biotopů České republiky je jakýmsi kompromisem mezi zachováním odborných hledisek české fytoecologické tradice a možností převést jednotlivé názvy klasifikačních

jednotek na typy přírodních stanovišť soustavy Natura 2000. Aluviální louky v něm lze najít jako aluviální psárkové louky, vlhké pcháčkové louky, kontinentální zaplavované louky, kontinentální vysokobylinnou vegetaci a střídavě vlhké bezkolencové louky (Chytrý et al. 2010).

Dále lze nížinné aluviální louky dohledat v internetových databázích flóry a vegetace. Data z území České republiky zpracovává databáze PLADIAS (Wild et al. 2019, Chytrý et al. 2021, PLADIAS 2025) a data v evropském měřítku poskytuje FloraVeg.EU (Chytrý et al. 2024).

5. Výskyt aluviálních luk v Evropě s důrazem na lokality v České a Slovenské republice

Aluviální louky s vegetací patřící ke svazům *Deschampsion cespitosae*, *Calthion palustris* a *Molinion caeruleae* jsou rozšířeny především v temperátní zóně. Jejich výskyt je nejvíce dokumentován ve střední Evropě – zejména na území České republiky (Chytrý et al. 2010), Slovenska (Ružičková et al. 2004), Rakouska (Ellmauer a Mucina 1993), Německa (Burkart et al. 2004), Polska a Maďarska (Botta-Dukát et al. 2005). Poměrně hojný výskyt a velká diverzita aluviálních luk je i v jihovýchodní Evropě, kde tyto louky najdeme ve Slovinsku (Zelnik a Čarni 2008), v kontinentální části Chorvatska, v Srbsku (Šilc et al. 2014), dále v Rumunsku (Schneider-Binder 2014) a Bulharsku (Hájek et al. 2008). Na Balkánském poloostrově se středoevropské vegetační typy včetně aluviálních a vlhkých luk často vyskytují ve vyšších nadmořských výškách, než je pro ně typické v temperátní zóně, čímž je kompenzován klimatický rozdíl (Hájek et al. 2008). V západní a severozápadní části Evropy jsou aluviální louky známé z území východní Francie (Gehu 1999), Holandska (Schaminée et al. 1996) a Anglie (Rodwell 1992), zasahují dokonce do Skandinávie (Dierßen 1996). Na východě jsou rozšířené v Pobaltí (Rūsiņa 2017), na Ukrajině (Goncharenko et al. 2020) a jejich výskyt lze předpokládat i v Rusku, odkud ale chybí údaje o východní hranici jejich rozšíření (Hájková et al. 2007).

Druhově bohaté aluviální louky jsou svým výskytem vázány na dolní toky řek a jejich nivy s volnými meandry. Na území České republiky a Slovenska je tedy najdeme na březích Labe, Cidliny, Dyje a Moravy, Dunaje, Staré Nitry, Ipľa, Hrona a Latorice (Chytrý et al. 2010, Ružičková et al. 2004, Galvánek 2007, AOPK ČR 2025, ŠOP SR 2025) v úsecích, kde geomorfologie a nepřítomnost vodohospodářských regulací umožňují pravidelné rozlévání. Naopak na řekách s tzv. zaklesnutými meandry, lze si představit například střední tok Vltavy, kde voda protéká hlubokým údolím vzniklým na tvrdých horninách, aluviální louky nenajdeme.

V Čechách jsou kontinentální zaplavované louky známy ze středního Polabí, kde tvoří spolu s lužními lesy a zbytky slatinných luk několik evropsky významných lokalit soustavy Natura 2000. Jde o Libické luhy, které se nachází na obou březích řeky Labe mezi městy Poděbrady a Kolín, Hrbáčkovy tůně u Čelákovice, Polabí u Kostelce, lužní komplex Úpor – Černínovsko na soutoku Vltavy a Labe a orchidejové louky Bohyňské lady. Dále zde leží lokalita Žehuňsko na dolní Cidlině, která je významným nalezištěm vstavačovitých rostlin na

území Čech, a bezkolencová Slatinná louka u Velenky známá jako lokalita výskytu kriticky ohrožených druhů (AOPK ČR 2025).

Bezkolencové louky svazu *Molinion* jsou dále poměrně hojně rozšířeny ve středních, jižních a jihozápadních Čechách a roztroušeně je najdeme i v pohraničních pohořích, na Českomoravské vrchovině, v Bílých Karpatech, Žďárských vrších a Železných horách (Hájková et al. 2007, Chytrý et al. 2010). Tyto travní porosty se však nacházejí na vyšších terasách údolních niv potoků a řek, v podmáčených svahových polohách, na obvodech rašelinišť nebo na odvodněných slatinách, a tak navzdory tomu, že vegetace odpovídá svazu *Molinion caeruleae*, nelze v tomto kontextu mluvit o výskytu aluviálních luk. Zpravidla zde nerostou vzácné kontinentální druhy říčních niv a vegetace má pouze průměrnou floristickou hodnotu. Jako příklad lze uvést Borkovická blata v aluviu Lužnice poblíž Soběslavi (AOPK ČR 2025).

Významné aluviální louky se nacházejí na jižní Moravě v úvalech podél dolních toků řek Moravy (přibližně mezi Hodonínem a Landžhotem) a Dyje (úsek mezi Novými Mlýny a Břeclaví) a nad jejich soutokem poblíž města Landžhot. Mezi dodnes zachované lokality patří národní přírodní rezervace Křivé jezero, která spadá pod evropsky významnou lokalitu Niva Dyje, některé části Lednicko-valtického zámeckého parku a evropsky významná území Očov a Soutok – Podluží ležící na Česko-slovensko-rakouském trojmezí. Mnoho aluviálních luk a další nivní vegetace bylo zničeno ve dvacátém století při stavbě nádrže Nové Mlýny (Chytrý et al. 2015).

Největší střeoevropský komplex aluviálních luk se nachází na západním Slovensku v Borské nížině podél řeky Moravy, která zde tvoří 71 kilometrů dlouhou státní hranici s Rakouskem (Ružičková et al. 2004). Komplex zahrnuje například evropsky významné Gajarské alúvium Moravy, Devínske alúvium Moravy s cennou lokalitou Devínske jazero a Dlhé lúky poblíž Moravského Svätého Jána. Spadá sem také území národní přírodní rezervace Abrod, která je největším komplexem bezkolencových luk a jedinou lokalitou výskytu některých vzácných a ohrožených druhů rostlin na Slovensku. Další porosty bezkolencových luk v Borské nížině jsou v povodí řeky Rudava a na území národní přírodní rezervace Červený rybník (Galvánek 2007, Stanová a Viceníková 2003, ŠOP SR 2025).

Mnoho lokalit se nachází také kolem toku Dunaje a jeho přítoků v Podunajské nížině. Evropsky významné jsou Alúvium Starej Nitry, Alúvium Ipľa, Dolný tok Ipľa a Dolný tok Hrona. Přímo v blízkosti Dunaje leží lokalita Karáb, nad soutokem řek Nitra a Žitava se nachází evropsky významná lokalita Detvice. V aluviu Hrona leží Kamenínske slanisko, které je jedním z posledních zachovalých biotopů vzácných a ohrožených halofytních druhů. Bôrček pri Brezničke v nivě řeky Ipel není součástí soustavy Natura 2000, ale také patří mezi významná botanická území Slovenska (Galvánek 2007, ŠOP SR 2025).

Na východním Slovensku jsou aluviální louky spojeny s řekou Latoricou. Jsou tu jak bezkolencové tak kontinentální zaplavované louky reprezentované například lokalitami Milič a Kováčske lúky (ŠOP SR 2025).

Na Slovensku najdeme, podobně jako v České republice, bezkolencové louky i mimo říční nivy, například Belianske lúky v ochraném pásmu TANAP (ŠOP SR 2025).



Obrázek 1: Jarní aspekt aluviální louky v NPR Abrod (foto J. Kučera)

6. Ekologicko-spoolečenský význam aluviálních luk

Jednou z hlavních funkcí aluviálních luk i jiných pravidelně zaplavovaných oblastí je právě jejich schopnost zadržovat vodu. Retenční kapacita říční nivy představuje ochranu proti povodním při vysokých srážkových úhrnech nebo při jarním tání sněhu, kdy niva pomáhá zachytávat záplavové vlny a zpomalit tak odtok. To má vliv i na snížení eroze a zmírnění přesunu sedimentů a látek, zejména živin a polutantů, dále po proudu (Gren et al. 1995, Šeffler et al. 1999a, Kiedrzyńska et al. 2015, Jakubínský et al. 2021, Petsch et al. 2023).

Naopak v suchých obdobích pomáhají pravidelně zaplavované oblasti včetně aluviálních luk doplnit zásoby podzemní vody a jsou ochranou proti nedostatku vody v krajině. Ten je považovaný za velký problém do budoucna, stejně jako extrémní stavy počasí (Gren et al. 1995, Kiedrzyńska et al. 2015, Jakubínský et al. 2021). Obecně lze tedy říct, že existence aluviálních luk je jednou z přirozených cest ke zmírnění dopadů globální klimatické změny (Kiedrzyńska et al. 2015, Jakubínský et al. 2021).

Další zásadní funkcí tohoto biotopu je filtrace a zlepšování kvality povrchové vody díky zachytávání splachů z polí a depozici říčního materiálu při záplavách. Hlavním mechanismem je sedimentace a následná asimilace živin do vegetace nebo jejich odbourávání prostřednictvím aktivity mikroorganismů při procesech probíhajících v půdě (Shrestha et al. 2014, Kiedrzyńska et al. 2015, Gordon et al. 2020).

Vegetace aluviálních luk čerpá z půdy živiny a zabudovává je do své biomasy, která je v relativně pravidelných intervalech pokosena a odvezena, čímž dochází k redukci množství živin, především dusíku a fosforu, v půdě a samočištění vody v zemědělské krajině. Vegetace navíc zpomaluje proud řeky vylité z břehů během záplav a umožňuje tak efektivnější sedimentaci (Gordon et al. 2020).

Studie zabývající se odhadem ekonomické hodnoty biotopů v nivě Dunaje uvádí, že odbourávání živin má zásadní podíl na celkové hodnotě ekosystémových služeb (Gren et al. 1995). Bylo odhadnuto, že louky v nivě řeky Moravy dokážou ve formě sena každoročně z prostředí odstranit 434 tun dusíku, což je množství dusíku odpovídající roční produkci asi 216 000 ekvivalentních obyvatel (Rybanič et al. 1999). Souhrnná práce, která provádí syntézu dat z Evropy a Severní Ameriky, uvádí průměrnou hodnotu pro odstraňování dusíku 200 kg/ha/rok a fosforu 21 kg/ha/rok (Gordon et al 2020). Studie ze Švédska dokonce vyhodnotila vzhledem k odstraňování dusíku za efektivnější investice do ochrany a obnovy mokřadů a aluviálních biotopů než investice do konvenčních čističek odpadních vod (Gren 1995).

Nejde ale jen o makronutrienty v podobě dusíku a fosforu. V aluviích řek se ukládají i další organické a anorganické polutanty, například těžké kovy, vázané na jemné částice sedimentu i organickou hmotu. Spolu s danou částicí polutanty sedimentují a akumulují se v půdě, což vede ke snížení jejich koncentrace v říční vodě (Rinklebe et al. 2007, Petsch et al. 2023).

Záplavový režim má význam i pro pedogenezi – periodické usazování povodňových sedimentů vede ke vzniku fluvizemí, dlouhodobé provlhčení indukuje glejový proces (Němeček et al. 2001, Pavlů 2018). Zvýšený obsah humusu v černicích je výsledkem akumulace sedimentující organické hmoty obsažené v říční vodě i zvýšené produkce biomasy vegetace zaplavovaných oblastí (Rinklebe et al. 2007).

7. Ekonomický a kulturně-společenský význam aluviálních luk

Další nemalý význam aluviálních luk spočívá v produkci píce, sena a steliva. I při extenzivním, ochrannářsky založeném managementu tyto louky produkují velké množství poměrně kvalitní píce, která může být využita ke krmení hospodářských zvířat. Studie provedená v Dolním Pomoraví uvádí roční výnos sena získaný ve dvou sečích kolem 11 tun na hektar, přičemž dominantní tráva *Alopecurus pratensis*, považovaná za kvalitní pícninu, představuje asi 20–50 % celkové hmotnosti a dvouděložné druhy jako například *Sanguisorba officinalis* se na celkové hmotnosti podílejí z 40–60 % (Jakrllová 1999).

Píce z aluviálních luk (nebo seno z ní připravené) splňuje při správném načasování sklizně požadavek na obsah většiny minerálních látek v krmné dávce. U některých skupin hospodářských zvířat, například u dobytka v období gestace a laktace vyžadujícího píci vysoké kvality, nemusí samotné seno z aluviálních luk poskytovat dostatečné množství energie, bílkovin a dalších látek. Lze ho ale využít například ke krmení koní, u kterých může být nižší kvalita píce kompenzovaná zvětšením krmné dávky (Donath 2004). Porosty s vyšším podílem šáchorovitých rostlin nebo s nižší kvalitou získané píce mohou sloužit jako zdroj steliva (Donath et al. 2004, Hájková et al. 2014).

Obnova druhově bohatých aluviálních luk tak nemusí nutně znamenat snížení produkčního potenciálu ve vztahu k zemědělskému využití a existuje tedy myšlenka, že lze vyvážit potřeby zemědělců i ochrany přírody. Možnosti začlenění extenzivně obhospodařovaných aluviálních luk do zemědělského systému ale

závisí na jeho vlastní intenzitě a požadavcích, jistě se však stávají atraktivnějšími v kontextu kompenzačních agri-environmentálních opatření (Donath et al. 2015).

Aluviální louky mají i kulturní význam, který souvisí především s možnostmi rekreace a vzdělávání. Jejich nepopiratelná estetická hodnota i možnost pozorování širokého spektra volně žijících organismů motivují ekoturismus (Petsch et al. 2023). Kromě pěší turistiky jsou oblíbenými aktivitami například birdwatching nebo fotografování přírody. Je prokázáno, že pobyt na druhově bohatých loukách (výzkum probíhal na horských loukách v Alpách v kontextu vlivu managementu na biodiverzitu, ale věřím, že jeho výsledky lze vztáhnout na všechny luční ekosystémy) má větší pozitivní vliv na lidské zdraví, psychiku a well-being než pobyt na loukách s nižší biodiverzitou. Jde například o obnovení schopnosti koncentrace a snížení hladiny stresu (Hussain et al. 2019).

Návštěva druhově bohatých aluviálních luk navíc může představovat cennou zkušenost pro děti, žáky a studenty. Ve Finsku bylo zjištěno, že terénní exkurze jsou hlavním faktorem, který u žáků koreluje s celkovým zájmem o biologii. Teoretická výuka by tedy v ideálním případě měla být doplněna pravidelnou terénní částí, která je považovaná za atraktivnější a názornější formu uvedení do problematiky (Uitto et al. 2006). Zúčastnění navíc mají nejen šanci se s ekologicky hodnotným biotopem a organismy v něm žijícími seznámit, ale i posílit na základě tohoto zážitku svůj vztah k přírodě. Tímto způsobem jsou stimulováni k environmentálně zodpovědnějšímu chování, což může mít v současné době ohromný význam. U všech environmentálních edukačních programů by tedy mělo být podporováno formování vztahu k přírodě skrze osobní zážitky (Frantz a Mayer 2014).

8. Příčiny ohrožení biotopu aluviálních luk

Říční systémy jsou jedním z nejzranitelnějších krajinných prvků (Brázdil et al. 2011). V minulosti byly (a v současné době stále jsou) místem mnoha antropogenních zásahů a modifikací, které v mnoha případech pozměnily fungování přirozených mechanismů s negativními důsledky na kvalitu a rovnováhu biotopů vázaných na řeky a jejich záplavové oblasti. Jde zejména o stavební činnost a formu managementu.

8.1 Regulace říčních toků vedoucí k absenci pravidelných záplav

Jednou z hlavních příčin mizení druhově bohatých aluviálních luk z krajiny střední Evropy jsou regulace říčních toků. Patří mezi ně napřimování toků, odřezávání meandrů a bočních ramen, rozšiřování hlavního koryta, opevňování břehů i výstavba ochranných a přehradních hrází budovaných s cílem předcházet povodním a vytvářet vhodné podmínky pro provoz vodních elektráren. Všechny tyto úpravy obecně vedou ke ztrátě propojení řeky s okolní zaplavovanou oblastí, výraznému snížení frekvence, rozsahu i trvání záplav, ke kterým na mnoha místech dochází už jen v případě extrémních povodňových událostí, a poklesu hladiny povrchové i podzemní vody (Holubová 1999, Holubová et al. 2005, Klaus et al. 2011).

Podle studie zaměřené na region Strážnického Pomoraví lze říct, že před výraznou antropogenní modifikací toku a okolní krajiny započatou ve 30. letech 20. století byly záplavy pravidelným jevem objevujícím se

alespoň jednou ročně, často ale i vícekrát. Jejich ústup v následujících dekádách byl v této oblasti způsoben přeměnou říčního systému složeného z mnoha bočních ramen do jednoho hlavního koryta s výrazně větší kapacitou (Brázdil et al. 2011).

Vegetace dříve plynule navazující na říční tok a adaptovaná na výrazné fluktuace vodní hladiny odrážející roční výkyvy ve vodním režimu řeky se po ztrátě kontaktu s vodním tokem ocitá v hydrologicky stabilních podmínkách s nižší hladinou podzemní vody, což má významný (často) negativní dopad na většinu aluviálních vlhkomilných druhů rostlin (Leyer 2005). Studie z Německa provedená v záplavovém území Labe uvádí, že byly vlivem snížení fluktuací vodní hladiny pozorovány podstatné změny v prostorové distribuci a druhovém složení vegetace. Vegetace na vyvýšeninách byla v jarním období najednou vystavena stresu suchem, zatímco terénní prohlubně měly tendenci být trvale zaplavené a populace rostlin v nich žijící se buď přesunuly do vyšších míst nebo zanikly. Populace časně kvetoucích druhů jako *Cardamine pratensis* získaly absencí jarních záplav výhodu. Hydrochorní druhy a druhy vyžadující ke svému vyklíčení narušení vegetačního pokryvu byly naopak vystaveny ztíženým podmínkám (Leyer 2005).

K poškození nebo úplné ztrátě přirozené lužní krajiny došlo v důsledku regulací vodních toků u většiny velkých řek střední Evropy. Rýn, Dunaj nebo Labe přišly o většinu svých záplavových oblastí (Leyer 2005). Výrazně zregulovány byly i přítoky Dunaje – řeky Morava a Hron (Holubová et al. 2005).

Řeka Hron byla na svém dolním toku napřímena odřezáním meandrů, čímž došlo k jejímu zkrácení o více než 5 km (Holubová et al. 2005). Slovenská část toku řeky Moravy, která je místem výskytu obzvláště cenných aluviálních luk, byla v polovině 20. století v rámci „Generálního projektu regulácie hraničného úseku rieky Moravy“ zkrácena přibližně o 10 km odřezáním 23 meandrů v důsledku čehož došlo i ke zvýšení sklonu koryta. Cílem bylo zlepšit podmínky pro plavbu a stabilizovat státní hranici procházející středem řeky. Důsledkem úprav ale bylo i zastavení morfologického vývoje toku v horizontálním směru, zrychlení proudu a zvýšená transportní schopnost koryta vedoucí k hlubokému zaklesnutí dna ve středním úseku řeky, výrazné zmenšení zaplavovaného území a degradace okolních biotopů (Holubová 1999).

K celkovému stavu Moravy přispěly i regulace jejích přítoků (Holubová 1999). Výstavba přehrady Nové Mlýny na soutoku Dyje, Svratky a Jihlavy zapříčinila zvýšení hladiny v řece Moravě v oblasti kolem Brodu nad Dyjí. Dyje byla také na přelomu 70. a 80. let upravena odřezáním meandrů a opevněním břehů a v jejím aluviu bylo vybudováno mnoho odvodňovacích kanálů (Skokanová 2008).

8.2 Hrozby spojené s intenzifikací zemědělství – meliorace, přeměna na ornou půdu a hnojení

Další skupinou faktorů ohrožujících druhově bohaté aluviální louky jsou změny land-use a managementu, které s sebou přinesla intenzifikace zemědělství probíhající v Evropě od 50. let 20. století. Jde především o aplikaci hnojiv, díky které je možná vyšší frekvence sečí za rok, aplikaci pesticidů a rozsáhlá meliorační opatření umožňující rozorání luk a jejich přeměnu v pole (Prach 1996, Krause et al. 2011). Rizika představují i zalesnění luk nebo jejich přesetí komerční travní směsí (Chytrý et al. 2010) či permanentní pastva, která

může vést k zániku některých skupin rostlinných druhů a ke změně habitatu pro některé druhy živočichů (Ružičková et al. 2004). Velkým problémem je také rostoucí fragmentace území, která je vlastně fragmentací habitatů nepříznivě ovlivňující biodiverzitu (rostoucí okrajový efekt, malé izolované populace ohrožené genetickým driftem, malá vzdálenost šíření vzácných druhů) (Krause et al. 2011).

Většina aluviálních luk v Československu byla po zemědělské kolektivizaci v 50. letech odvodněna a rozorána. Studie zaměřená na změny ve využití krajiny v záplavové oblasti řeky Dyje uvádí, že během 20. století plocha orné půdy vzrostla na úkor luk a pastvin o více než 25 % (Skokanová 2008). Alternativou byla přeměněna na intenzivní pastviny, které byly s cílem zvýšení výnosů hnojeny.

Situace v okolních státech byla podobná. Severoněmecká studie uvádí, že navzdory rozdílným politickým systémům ve Východním a Západním Německu, které nastavili zemědělství odlišné rámce, došlo během 20. století ke srovnatelnému úbytku, degradaci a fragmentaci aluviálních luk na všech nechráněných územích. Podle této studie se během 2. poloviny 20. století v severním Německu v průměru zmenšily plochy druhově bohatých aluviálních luk o více než 80 %. Většina z nich byla nahrazena intenzivně obhospodařovanými druhově chudými trávníky nebo ornou půdou, část byla také zatopena při stavbě přehradních nádrží (Krause et al. 2011).

Na nebezpečí hnojení aluviálních luk dusíkem, fosforem a draslíkem poukázal dlouhodobý experiment realizovaný v Černíkovcích ve druhé polovině 20. století. Z jeho výsledků vyplývá, že na plochách hnojených dusíkem mají jednoděložné oddenkaté trávy jako *Alopecurus pratensis* průkazně vyšší pokryvnost než na plochách nehnojených nebo hnojených pouze fosforem a draslíkem. Nejvyšší pokryvnost dvouděložných bylin byla naopak pozorována v nehnojené kontrole, kde i nižší druhy dokázaly přežít vedle kompetičně zdatných trav. V nehnojené kontrole byla zároveň třikrát vyšší diverzita cévnatých rostlin než na ploše, kam byla aplikována nejvyšší dávka hnojiva. Na zvýšené množství dusíku v půdě reagovaly velmi výrazně především bobovité rostliny, které z hnojených ploch téměř vymizely. Pokles druhové bohatosti byl spojený s nárůstem výšky porostu (a tedy i množstvím biomasy) a dále stoupající pokryvností mechrostů na hnojených plochách (Honsová et al. 2007). Přes 70 let trvajícím Admontským experimentem v Rakousku měl podobné výsledky co se týče pokryvnosti trav, bylin a bobovitých rostlin. Na rozdíl od Černíkovické studie ale nezaznamenal souvislost mezi poklesem biodiverzity a výškou porostu a došel k závěru, že mechová vrstva na hnojených plochách naopak mizí v důsledku zastínění vyššími rostlinami a jejich kompetičního tlaku (Pavlů et al. 2022). Je tedy otázkou, co zapříčinilo nárůst mechů v Černíkovcích, možná šlo o vlhkost, která se ukazuje být pro pokryvnost mechů zásadním faktorem (Petrášová et al. 2015).

Pravidelně zaplavované plochy v bezprostřední blízkosti toku jsou navíc průkazně ovlivněny eutrofizací řek, zejména vysokými koncentracemi fosforu, který při záplavách sedimentuje. To může působit komplikace při projektech zaměřených na obnovu druhově bohatých aluviálních luk. Podle studie z horního Porýní ale už vegetace vzdálená dále než 300 m od říčního koryta není tímto nadměrným přísunem živin zasažena a

nebyl u ní pozorován pokles biodiverzity. Studie dále uvádí, že délka záplav nemá na míru eutrofizace zásadní vliv (Klaus et al. 2011).

Bylo pozorováno, že v chráněných územích, která byla využita jako referenční biotopy, došlo během 2. poloviny 20. století jen k malým změnám vegetace aluviálních luk. To naznačuje, že hlavními hrozbami pro existenci a druhovou bohatost aluviálních luk jsou regionální hnojení a vysoušení motivované zemědělskou produkcí, nikoli další vlivy, které k degradaci přispívají, jako například atmosférická depozice dusíku nebo globální oteplování (Krause et al. 2011).

8.3 Vliv úplné nebo částečné absence managementu na zachování diverzity aluviálních luk

Opakem intenzivního využívání luk je ponechání travních porostů zcela bez managementu, což ale také vede k jejich degradaci (Prach 1996). Pokud vlastníci luk ztratí o využívání daného území zájem, například v důsledku poklesu výnosů sena způsobeného limity na hnojení, využití těžké techniky a omezení období či množství sečí v roce ze strany ochrany přírody, mohou přestat louky kosit. To ale znamená nárůst biomasy konkurenčně nejsilnějších jednoděložných trav a dominantních dvouděložných bylin, které během několika desítek let (10-30) převládají (Prach 1996). Pro společenstva ohrožených konkurenčně méně zdatných druhů je tento stav mnohdy fatální. Na nekosených lukách výrazně klesá diverzita druhů a objevují se zde především ruderalní druhy (Prach 1996).

Kromě toho je při absenci kosení velkým problémem pro udržení diverzity aluviálních luk náchylnost biotopů říčních niv k rostlinným invazím. Pravidelné záplavy představují zdroj disturbancí tvořících otevřené plochy v přirozeném vegetačním krytu a současně zdroj přísunu diaspor v prostředí, kde je malá limitace živinami i dostupností vody. Řeky fungují jako koridory šíření organismů v krajině, diaspory nepůvodních druhů rostlin se sbírají v celé ploše povodí, a to zvyšuje pravděpodobnost jejich kolonizace na dolním toku. V opačné směru probíhá šíření například prostřednictvím zoochorie nebo anemochorie (Kalusová 2009). Invazní druhy mohou pro původní druhy představovat přímé ohrožení prostřednictvím kompetice nebo mohou měnit podmínky v biotopech a populace původních druhů ovlivňovat nepřímo například tím, že je zastíní.

Problematiku vysoké kompetice mezi domácími původními druhy, k níž při absenci managementu dochází, naznačuje studie zabývající se zarůstáním luk rákosem *Phragmites australis*. Její autoři došli k závěru, že přítomnost rákosu sice nevede přímo k poklesu biodiverzity, ale může vést ke změně kompetičních vztahů ve prospěch ke stínu tolerantních rostlin (Güsewell a Edwards 1999).

Studie zaměřující se na introdukci invazní *Impatiens glandulifera* uvádí záplavy jako jeden z hlavních faktorů umožňujících její šíření a zmiňuje, že výskyt této netýkavky v nezaplavovaných lokalitách je asi poloviční oproti těm zaplavovaným (Čuda et al. 2017). Další obávaná invazní rostlina, *Reynoutria japonica*, má obrovskou regenerační schopnost, díky níž se velmi často šíří pomocí úlomků oddenků. Bylo pozorováno, že její šíření výrazně přispívá k destabilizaci říčních břehů a jejich zvýšené erozi tím, že křídlatka nahrazuje

rozmanitost kořenových systémů původní vegetace svými mělkými oddenky bez kořenového vlášení a také snižuje vegetační pokryv, zvláště v zimních měsících, kdy její nadzemní část odumírá. Postupná eroze říčních břehů tak oddenky křídlatky po určité době odhaluje a tím vlastně umožňuje jejich odlomení a další šíření říčním korytem (Colleran et al. 2020). Jiným dopadem rozšíření invazních druhů v záplavových oblastech může být zvýšení povodňové hladiny způsobené změnou vegetačního krytu. Akátu příbuzný invazní keř *Amorpha fruticosa* pocházející ze severní Ameriky dokáže podle maďarské studie natolik zvýšit hustotu vegetačního pokryvu a zpomalit tím odtok rozlité vody, že by při jeho odstranění z vegetace hladina při povodňovém stavu klesla v některých místech až o 34 centimetrů (Kiss et al. 2019). V biotopu aluviálních luk střední Evropy je velkým problémem zejména šíření invazních, alelopatické látky produkujících astříček *Symphyotrichum* (syn. *Aster*) *novi-belgii* a *S. lanceolatum*. Tyto nitrofilní heliofytní trvalky zavlečené ze severní Ameriky jako okrasné rostliny vytvářejí velké monotónní porosty zejména na nekosených místech v povodí Moravy a dalších přítoků Dunaje a je odhadováno, že oteplení a prodloužení vegetační sezóny v důsledku klimatické změny bude v budoucnu podporovat jejich další šíření (Šeffler et al. 1999c, Michalová et al. 2024).

V lokalitách, kde jsou původní ohrožené druhy předmětem ochrany, je introdukce nepůvodních druhů (invazních i neinvazních) jednoznačně nežádoucím fenoménem. Záplavové oblasti se navíc mohou následně stát tzv. stepping stones pro další šíření invazních druhů do okolní krajiny (Čuda et al. 2017). Přirozeným mechanismem působícím proti zarůstání aluviálních luk je zaplavení až na několik týdnů v roce (Holubová et al. 2005). Snížení frekvence a zkrácení trvání záplav tedy také může napomáhat introdukci nepůvodních druhů, stejně jako jiné změny disturbančního režimu zapříčiněné lidskou činností, například odvodnění nebo mechanické narušení při stavbě hrází (Kalusová 2009).

Naopak antropogenním zásahem, který je silně žádoucí ne-li přímo nutný pro udržování aluviálních luk nejen ve vztahu k zarůstání invazními rostlinami, je udržování porostů pravidelnou sečí (Hájková et al. 2007). Tato periodická disturbance by měla být spojena s exportem živin, není tedy vhodné, aby byla pokosená biomasa ponechána na louce.

Na mnoha místech bývalého Československa vznikl problém absence managementu v 90. letech, kdy byly státní zemědělské pozemky navraceny v rámci restituce a privatizace původním vlastníkům. Podíl travních porostů vzrostl na úkor orné půdy, poptávka po píce však klesla úměrně poklesu stavů chovaného skotu. Situaci ilustruje údaj ze záplavové oblasti řeky Dyje, kde podíl neobhospodařované půdy vzrostl na konci 20. století o necelých 6 %. Řada luk zde byla opuštěna a ponechána přirozené sukcesi nebo postupně přeměněna v lesní plochy (Skokanová 2008).

V současné době je důležité, aby orgány ochrany přírody komunikovaly se zemědělci potažmo vlastníky daných luk a nechyběl systém dotací kompenzujících ekonomické ztráty vzniklé ochranněsky vhodným managementem těchto území (Ružičková et al. 2004).

9. Aluviální louky v kontextu druhové ochrany a ochrany biotopů

Ztráta přirozených biotopů je celosvětovým problémem. Nejrůznějšími antropogenními zásahy do krajiny dochází k jejich degradaci a izolaci, v krajních případech pak k jejich částečnému nebo úplnému zániku. Problém představuje i fragmentace biotopů, často spojená se zvýšením okrajového efektu. Celé biotopy se tak stávají ohroženými prvky a probíhá jejich ochrana a monitoring, které jsou zakotveny i v evropské legislativě v podobě směrnice Rady 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin, která předepisuje členský státům EU tvořit soustavu evropsky významných biotopů Natura 2000 a pravidelně sledovat jejich změny na celém území státu (Chytrý et al. 2010, ŠeffEROVÁ StanOVÁ et al. 2015). S ochranou biotopů velmi úzce souvisí i ochrana druhová, protože druhy ohrožené právě ztrátou přirozeného habitatu najdeme prakticky ve všech skupinách rostlin a živočichů. Středoevropské druhově bohaté aluviální louky patří mezi velmi ohrožené biotopy, které navíc hostí obrovské množství ohrožených druhů. Jde o ptáky, bezobratlé a především cévnaté rostliny, na které je moje práce zaměřená.

9.2 Vybrané skupiny živočichů vázané na aluviální louky

Na přítomnost aluviálních luk v krajině je různým způsobem vázáno velké množství ptačích druhů. Ptáci jejich území využívají k hnízdění, odpočinku během migrace, jako zimoviště nebo k získávání potravy, především různých skupin hmyzu (například Orthoptera), který je na pokosených loukách velmi dobře dostupný. Složení ptačích společenstev odráží dynamiku vodního režimu lokality a může se výrazně lišit v suchých, a naopak na záplavy bohatých letech (Tomovčik et al. 1999, Ružičková et al. 2004).

Mezi ochránářsky zvláště významné druhy hnízdící (nepravidelně) na aluviálních loukách ve střední Evropě patří silně ohrožený chřástal polní (*Crex crex*) a kalous pustovka (*Asio flamens*), který hnízdí v závislosti na stavu místní populace hraboše polního nebo jiných drobných hlodavců. Hlavní hrozbou je pro oba ptačí druhy kromě ztráty domovského biotopu mechanizace, a především dřívější termín seče, který znamená ničení hnízd a usmrcování mláďat. Nepříznivý vliv má i zvyšující se návštěvnost v biotopech (Tomovčik et al. 1999, Ružičková et al. 2004, AOPK ČR 2025).

Mezi evropsky významné druhy aluviálních luk dále patří čápi (*Ciconia ciconia*, *Ciconia nigra*). Ze skupiny bahňáků, která je pro tento biotop velmi typická a vyhledává ho při svých migračních zastávkách i jako hnízdiště, jsou kriticky ohrožení koliha velká (*Numenius arquata*), vodouš rudonohý (*Tringa totanus*) a břehouš černoocasý (*Limosa limosa*) (AOPK ČR 2025). Kriticky ohrožené druhy najdeme i mezi ptáky, kteří aluviální louky navštěvují v rámci potravních záletů jako například luňák červený (*Milvus milvus*) (Tomovčik et al. 1999).

Nejen ptáci, ale i společenstva terestrického hmyzu svým druhovým složením reflektují záplavový režim v aluvii. Mnohem větší vliv než přímá mortalita způsobená zaplavením, která postihuje hlavně nepohyblivá a nelétavá stadia vývoje, má ale druhové složení vegetace, na níž je hmyz vázaný. Často jde o vazbu potravní

– například motýli (*Lepidoptera*) se v larválním stadiu živí herbivorně a jako dospělci pak nektarem produkovaným v květech rostlin (Fies et al. 2016). Z tohoto důvodu společenstva motýlů a dalšího hmyzu reflektují i stav a management aluviálních luk.

Louky s vysokou mírou hnojení a pastvy se vyznačují menší diverzitou motýlů a převažujícím výskytem druhů s širokou ekologickou valencí jako například *Autographa gamma* (Ružičková et al. 2004). Je dokumentován i selektivní efekt intenzivního hnojení a pastvy na jednotlivé druhy. Naopak vzácné vlhkomilné druhy jako například evropsky významní modrásci *Phengaris* (syn. *Maculinea*) *teleius* a *P. (M.) nausithous* upřednostňují tradičně obhospodařované (nehnojené, mozaikovitě kosené) plochy, především porosty ostřic a louky patřící do svazu *Molinion* s porosty *Sanguisorba officinalis*, které jsou hostitelskými rostlinami jejich larválních stadií (Kulfan a Kalivoda 2003). Vliv sešlapu návštěvníky na motýli byl vyhodnocen jako zanedbatelný (Ružičková et al. 2004).

9.2 Houby a mechorosty

Z mykoflóry na aluviálních loukách najdeme skupiny vázané na vlhké travní porosty – jako například rody závojenka (*Entoloma*), voskovka (*Hygrocybe*) a jazourek (*Trichoglossum*) - nebo na porosty vysokých ostřic a rákosin jako některé špičky – například druh *Marasmius limosus*. Je uváděno, že na některých lokalitách, například v národní přírodní rezervaci Abrod, může počet druhů makroskopických hub dokonce převyšovat počet druhů cévnatých rostlin (Adamčík a Hagara 2003).

Pokryvnost a druhová diverzita mechového patra je na různých typech aluviálních luk značně proměnlivá. Rozhoduje o ní zejména vlhkost daného stanoviště (nejvýrazněji u svazu *Molinion*). Na některých z aluviálních luk tak může být mechové patro druhově bohaté s poměrně velkou pokryvností (především u svazu *Calthion*), na jiných může být vyvinuto jen slabě nebo zcela chybět (především u svazu *Deschampsion*). Mezi nejčastější mechy aluviálních luk patří *Calliergonella cuspidata*, *Climacium dendroides*, *Brachythecium rutabulum*, *Plagiomnium affine* a *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hájková et al. 2007, Chytrý et al. 2010, Petrášová et al. 2015, Pavlů et al. 2022).

9.3 Cévnaté rostliny – dominanty a druhy charakterizující jednotky vegetační klasifikace

Jednou z hlavních a nejvíce pestrých složek biodiverzity aluviálních luk jsou cévnaté rostliny. Druhy, které mají v daném společenstvu největší pokryvnost, se označují jako dominanty. Jsou to zpravidla druhy kompetičně zdatné, které by při absenci pravidelného kosení v lučních porostech postupně převládly a vytlačily méně konkurence schopné (často vzácné) druhy. Na aluviálních loukách mezi dominanty patří především zástupci jednoděložných trav (Poaceae) - nejčastěji se lze setkat s *Alopecurus pratensis*, *Festuca pratensis* a *F. rubra*, *Molinia arundinacea* a *M. caerulea*, *Deschampsia cespitosa*, *Poa palustris*, *P. trivialis* i nejběžnější *P. pratensis*, *Elytrigia repens* či *Holcus lanatus* (Hájková et al. 2007, Chytrý et al. 2010, Hájková et al. 2014, Chytrý et al. 2021, PLADIAS 2025). Na nejvlhčích místech, často permanentně zamokřených, může dominantu tvořit *Phalaris arundinacea* (Hájková et al. 2007).

Druhy z čeledi Poaceae jsou ve významné míře doplněny dalšími graminoidy, konkrétně ostřicemi (Cyperaceae) - zejména *Carex acuta*, *C. acutiformis*, *C. praecox*, *C. disticha*, *C. melanostachya*, *C. vulpina* aj. - a také sítinami (Juncaceae), z nichž nejběžnější jsou *Juncus conglomeratus* či *J. effusus*. Některé ostřice a sítiny jsou naopak velmi vzácné, ke kriticky ohroženým druhům patří například *Juncus atratus*. Podíl ostřic a sítin se mění v závislosti na vlhkosti, dostupnosti živin a četnosti sečí, ale obecně platí, že dominují hlavně ve sníženinách nebo na nejvlhčích místech aluviálních luk (Hájková et al. 2007, Chytrý et al. 2010, Hájková et al. 2014, Chytrý et al. 2021, PLADIAS 2025).

Další z dominant tvoří vytrvalé vlhkomilné širokolisté byliny. Mezi nejtypičtější patří *Sanguisorba officinalis* a *Cirsium* spp. (např. *Cirsium palustre*), dále *Symphytum officinale*, *Lysimachia nummularia* nebo *Filipendula ulmaria*. Na živiny bohatá místa zarůstají nitrofilní druhy, například *Ranunculus repens*, *Rumex obtusifolius*, *Glechoma hederacea* a další (Hájková et al. 2007, Chytrý et al. 2010, Hájková et al. 2014, Chytrý et al. 2021, PLADIAS 2025).

Z fytoocenologického hlediska jsou zásadní tzv. diagnostické druhy. Jejich společná přítomnost na stanovišti indikuje určité podmínky prostředí (ekologické indikační hodnoty) a umožňuje klasifikaci vegetace. Některé z nich patří mezi dominanty, jiné naopak mezi vzácné a ohrožené druhy vyskytující se v tomto biotopu. Pro louky řazené do svazu *Deschampsion cespitosae* jsou jimi zejména *Allium angulosum*, *Cardamine matthioli*, *Carex praecox*, *Cnidium dubium*, *Pseudolysimachion maritimum*, *Scutellaria hastifolia* a vzácné taxony jako *Gratiola officinalis*, *Lathyrus palustris*, *Viola pumila* a *Viola stagnina*. Pro louky řazené do svazu *Molinion caeruleae* se jako diagnostické uvádějí druhy *Betonica officinalis*, *Briza media*, *Festuca rubra*, *Galium boreale*, *Molinia caerulea*, *Sanguisorba officinalis*, *Scorzonera humilis*, *Selinum carvifolia*, *Serratula tinctoria*, *Succisa pratensis*. Za diagnostické druhy luk svazu *Calthion palustris* jsou považovány *Angelica sylvestris*, *Caltha palustris*, *Galium uliginosum*, *Ranunculus auricomus* agg., *Scirpus sylvaticus* (Stanová et al. 1999, Hájková et al. 2007, Chytrý et al. 2010, Hájková et al. 2014, Chytrý et al. 2021, PLADIAS 2025).

Charakteristiku společenstva často doplňuje i výčet druhů tzv. konstantních. Ty se v dané vegetační jednotce vyskytují s vysokou frekvencí (ačkoli nepatří mezi druhy s nejvyšší pokryvností) a mohou například tvořit nápadný barevný aspekt v době květu. Takovým druhem je *Lychnis flos-cuculi*, *Myosotis palustris* agg., *Lathyrus pratensis* (Hájková et al. 2007), *Iris sibirica* a na posečených loukách v pozdním létě také *Colchicum autumnale* a *Inula britannica* (Chytrý et al. 2010).

9.4 Ohrožené rostlinné druhy vázané na biotop aluviálních luk

Z hlediska ochrany přírody je nejvíce pozornosti věnováno druhům ohroženým, protože ty představují nejzranitelnější složky biologické rozmanitosti. Mohou to být druhy vzácné, které se vyskytují jen na několika málo lokalitách, nebo druhy s výrazným trendem mizení, u nichž dochází k ústupu oproti historicky známému rozšíření. Důležitým nástrojem pro hodnocení míry nebezpečí vyhynutí nebo vymizení určitého druhu je pak červený seznam ohrožených druhů. Mezinárodní unie ochrany přírody (IUCN), která je

nejvýznamnější nevládní ochranářskou organizací, stála u vzniku globálních červených seznamů a je tvůrcem kritérií i metodických pokynů pro klasifikaci druhů do kategorií ohroženosti (Grulich a Chobot 2017).

Aktuální verze českého červeného seznamu z roku 2017 (Grulich a Chobot 2017) uvádí jak kategorie ohroženosti vycházející ze systému hodnocení IUCN, tak i kategorie české národní klasifikace ohrožených druhů, což umožňuje tyto dva typy vzájemně nepřevoditelné klasifikace porovnat (viz Tabulka 1). Aktuální verze červeného seznamu na Slovensku z roku 2015 (Eliáš et al. 2015) plně respektuje kategorie IUCN (poprvé v historii slovenských červených seznamů).

Tabulka 1: Přehled kategorií ohroženosti (vychází z Grulich a Chobot 2017)

Přehled kategorií ohroženosti			
klasifikace dle IUCN		česká národní klasifikace	
EX	vyhynulý nebo vyhubený	A1	vyhynulý
RE	regionálně vyhynulý nebo vyhubený	A2	nezvěstný
EW	vyhynulý nebo vyhubený v přírodě	A3	nejasné případy vyhynulých či nezvěstných*
CR	kriticky ohrožený	C1r	kriticky ohrožený vzácný
		C1t	kriticky ohrožený ustupující
		C1b	kriticky ohrožený vzácný i ustupující
EN	ohrožený	C2r	silně ohrožený vzácný
		C2t	silně ohrožený ustupující
		C2b	silně ohrožený vzácný i ustupující
VU	zranitelný	C3	ohrožený
NT	téměř ohrožený		
LC	málo dotčený	C4a	vyžadující další pozornost**
DD	chybí údaje	C4b	nedostatečně prostudovaný
NE	nevyhodnocený	* existují pochybnosti o správné determinaci atd. **lokálně ustupující, jinde se šíří	
NA	nevhodný pro hodnocení*		
	* nepůvodní atd.		

V České republice vychází ochrana druhů ze zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů. Ten ve své příloze obsahuje seznam zvláště chráněných druhů, rozdělených podle míry ohrožení do tří kategorií (kriticky ohrožené, silně ohrožené a ohrožené), kterým poskytuje přísnější ochranu zahrnující zákazy určitých pro tyto druhy potenciálně nebezpečných aktivit.

Faktorů, které ohrožují existenci vzácných druhů, je široké spektrum. Nejčastěji jde o ohrožení spojené s úplnou ztrátou, degradací nebo změnou podmínek v přirozeném habitatu. Další nebezpečí představuje tlak okolí v podobě setkání s herbivory nebo parazity, přispívá i stres způsobený klimatickou změnou či neschopnost konkurovat ostatním druhům. Mnoho vzácných druhů je navíc vystaveno i řadě vnitřních nebezpečí, která vyplývají z jejich vlastních biologických vlastností a možností interagovat v daných podmínkách s okolím. Některým ze vzácných druhů aluviálních luk dokonce hrozí lokální vyhynutí.

9.4.1 Ohrožené druhy patřící do skupiny jednoděložných rostlin

Mezi jednoděložnými rostlinami aluviálních luk najdeme kromě graminoidů i mnoho zástupců s výraznými květy. Z rodu mečík (*Gladiolus*) je to druh *G. palustris*, jehož výskyt je na území České republiky dokumentován jen na třech lokalitách (a sice Slatinná louka u Velenky v Polabí, kde je dokumentována vitální a početná populace, Hodonínská Dúbrava s několika menšími populacemi a Čertoryje na jižní Moravě) (Rybka et al. 2005). Na Slovensku je v současné době *G. palustris* zaznamenán pouze na čtyřech lokalitách v rámci Záhorské nížiny (vitální populace složená z asi tisíce jedinců v národní přírodní rezervaci Abrod, menší populace v PR Bezodné a u obce Sološnica a zanikající populace s pouze třemi kvetoucími jedinci mezi Holíčem a Adamovem) (Kollár et al. 2005, Galvánek 2007, Mered'a a Hodálová 2011, Šefferová Stanová et al. 2015). V některých evropských státech (Litva, Lucembursko) už zcela vyhynul (AOPK ČR 2025). Jeho stanovištěm jsou zpravidla střídavě vlhké louky společenstva *Molinion caeruleae*, vzácně se vyskytuje i na světlých a vlhkých místech v lesích. Mizení *G. palustris* je spojeno s degradací biotopů způsobenou zejména odvodněním a přesycháním luk, intenzivním hnojením v bezprostředním okolí lokalit výskytu či nedostatečným kosením. Negativně přispívá i sběr rostlin, které jsou v době květu (červen, červenec) velmi atraktivní (Šefferová Stanová et al. 2015). Zajímavé je, že často vykvete jen menší část populace, což může částečně zkreslit představu o rozšíření druhu, pokud jsou nekvetoucí jedinci přehlédnuti. Pro zachování populace *G. palustris* je zásadní udržení vodního režimu a ne příliš časně kosení (nejdříve koncem července), které umožní dostatečné vysemenění rostlin (Rybka et al. 2005). Druh se objevuje na českém červeném seznamu z roku 2017 v kategorii C1b a EN, je chráněn jako kriticky ohrožený druh i legislativně (Grulich a Chobot 2017). Jeho příbuzný, *Gladiolus imbricatus*, má optimum výskytu na aluviálních loukách ve vegetaci svazu *Molinion caeruleae* a *Calthion palustris* (Chytrý et al. 2021, PLADIAS 2025). Ten je na červeném seznamu v kategorii C2b, VU a zákonem je chráněn jako silně ohrožený taxon (Grulich a Chobot 2017). Příčiny ohrožení jsou podobné jako u *G. palustris*.

Z rodu kosatec (*Iris*) je v kontextu aluviálních luk významný především druh *Iris sibirica*. V České republice roste roztroušeně prakticky na celém území, koncentrovanější výskyt má například v Brdech nebo v moravských úvalech (Wild et al. 2019, Chytrý et al. 2021, PLADIAS 2025, AOPK ČR 2025). Na Slovensku je jeho výskyt soustředěn zejména na jihozápadě v záplavovém území řeky Moravy (například v komplexu luk na lokalitě Devínske jazero) a na jihu středního Slovenska v aluviu řeky Ipel' (například na lokalitě Borček pri Brezničke) (Galvánek 2007, Hrivnák et al. 2024). *Iris sibirica* vyhovují všechny typy zaplavovaných nebo vlhkých luk, tvoří součást svazů *Calthion palustris*, *Molinion caeruleae* i *Deschampsion cespitosae* (Hrivnák et al. 2024). Dříve šlo o hojný druh, který ale výrazně ustoupil vlivem odvodňování a rozorávání nebo naopak zarůstání luk. V současné době je *I. sibirica* zařazen na červeném seznamu z roku 2017 v kategorii C3 a VU, v České republice je navíc zákonem chráněn jako silně ohrožený taxon (Grulich a Chobot 2017). Pro svůj atraktivní vzhled byl vybrán Českou botanickou společností jako rostlina roku 2024, což je iniciativa organizovaná s cílem seznámit širokou veřejnost s ohroženými nebo jinak zajímavými druhy české flóry.

Vstavačovitě (Orchidaceae) patří mezi nejrozmanitější, nejohroženější a nejvíce studované rostlinné čeledi. V areálu střední Evropy jsou to konkurenčně slabé terrestrické rostliny závislé na mykorrhize, která je pro jejich přežití klíčová zejména v raných stádiích jejich poměrně dlouhého a složitého životního cyklu (Průša a Šedivý 2022). Malá semena bez zásobních látek typická pro tuto čeleď totiž bez kontaktu s vhodným druhem mykorrhizní houby v přírodě na rozdíl od umělé kultivace nevyklíčí.

V souvislosti se ztrátou a fragmentací přirozených habitatů byl ve střední Evropě u vstavačovitých zaznamenán výrazný pokles početnosti a lokalit, kde se vyskytují. Některé druhy dokonce na území Československa v průběhu 20. století vyhynuly, jako příklad lze uvést *Spiranthes aestivalis*. Poslední údaj o výskytu této dříve na Záhoří roztroušeně rostoucí orchideje (Procházka 1980) pochází z roku 1958, kdy byl *S. aestivalis* zaznamenán při železniční trati v okolí obce Šajdíkové Humence. I tato lokalita byla ale počátkem sedmdesátých let odvodněna, čímž byly zbytky slatinné vegetace zničeny (Procházka a Velísek 1983). Příkladem druhu, který se dnes vyskytuje na méně než 20 % svých původních českých lokalit (o 51 lokalit představujících asi 30 % přišel během 70. a 80. let 20. století), je kriticky ohrožený *Anacamptis palustris* (Štípková a Kindlmann 2021). V současné době je jeho výskyt koncentrován pouze na několika lokalitách středního Polabí (např. Slatinná louka u Libic) (AOPK ČR 2025). Na Slovensku je *A. palustris* dokumentován jako kriticky ohrožený taxon, který lze najít na třech posledních lokalitách – a sice v NPR Abrod, PR Čistiny a Komárno (Vlčko et al. 2003a, Eliáš et al. 2004, Melečková et al. 2013, Ivicsicsová et al. 2018). V českém červeném seznamu (Grulich a Chobot 2017) a některé další literatuře (Vlčko et al. 2003a, Melečková et al. 2013) je *A. palustris* uvedený pod synonymem *Orchis palustris*, což odpovídá jeho českému názvu vstavač bahenní. To je však do jisté míry zavádějící, protože *Anacamptis* a *Orchis* jsou dva odlišné rody, které se liší nejen na základě genetických analýz, ale i na základě mikromorfologie osemení (Gamarra et al. 2012). V případě *A. palustris* versus *O. palustris* jde ale čistě o nomenklatorický problém, protože obě jména označují stejný biologický druh.

Mnoho vzácných druhů lze najít v rámci rodu *Dactylorhiza*. Je to například druh vápničných slatinišť a bezkolencových luk *D. incarnata*, u něhož je rozlišována řada poddruhů. Mezi nejvzácnější z nich patří taxon s bledožlutými květy označovaný jako *D. incarnata subsp. orcholeuca* (rozpoznávaný také na druhové úrovni jako *D. orcholeuca*), jehož jediná lokalita výskytu na Slovensku je NPR Abrod. Podle údajů z první poloviny 20. století se tam vyskytoval hojně, ale poté zmizel a v 80. letech byly dokonce veškeré záznamy o jeho výskytu v Československu označeny za chybné. V roce 1995 byly však nalezeny dva kvetoucí exempláře, v roce 2002 bylo v Abrodu zaznamenáno 9 kvetoucích a 14 sterilních jedinců (Vlčko et al. 2003a).



Obrázek 2: *Dactylorhiza orcholeuca* (foto J. Kučera)

Dalším vzácným druhem z tohoto rodu je bíle i růžově kvetoucí *Dactylorhiza maculata* subsp. *transsilvanica*. Tento prstnatec je v kategoriích ohroženosti C1, EN a v rámci České republiky roste pouze v oblasti Beskyd a Bílých Karpat (Wild et al. 2019, Chytrý et al. 2021, PLADIAS 2025). Početnost jedinců v populacích je velmi rozdílná, pohybuje se od jednotlivých rostlin až po tisíce jedinců. Největší populace Slovenska se nachází na lokalitě Trstie v Slovenskom rudohorí, další velká populace je v NPR Abrod na Záhorské nížině. Ostatní slovenské populace jsou malé a mnoho z nich svým vývojem směřuje k zániku (Vlčko et al. 2003a, Kochjarová et al. 2004). V minulosti byl taxon *D. maculata* subsp. *transsilvanica* často zaměňován s *D. fuchsii* subsp. *soóiana* (Vlčko et al. 2003b), což vysvětluje jeho údajný výskyt po celých Karpatech (Procházka 1980, Procházka a Velíšek 1983).

Hojnějším druhem, který najdeme od nížin po hory roztroušeně po celém území České republiky, je *D. majalis* (Průša a Šedivý 2022). Roste zpravidla na rašelinných, slatinných a vlhkých loukách s vegetací svazů *Calthion palustris* a *Molinion caeruleae* (Chytrý et al. 2021, PLADIAS 2025). Jedinci mohou být značně variabilní, což nejspíš pramení z allotetraploidního původu tohoto taxonu. *D. majalis* vznikl nejspíš na více místech současně hybridizací druhů *D. incarnata* a *D. maculata* (Průša a Šedivý 2022).

Rod *Dactylorhiza* je charakteristický velkým počtem hybridních taxonů, které vznikají především kombinací druhů *D. incarnata*, *D. majalis* a morfologicky velmi variabilního *D. maculata* agg., respektive některých z jejich četných poddruhů. V rámci *D. maculata* agg. by ve střední Evropě mohlo být na základě morfologických, ekologických, geografických i karyologických charakteristik rozlišováno dokonce osm různých poddruhů (Taraška et al. 2023). Pokud se na dané lokalitě vyskytují oba současně kvetoucí rodiče, je pravděpodobné, že tam najdeme i jejich hybridy.

Vzhledem k množství vnitřních interakcí mezi druhy i rody uvnitř čeledi, jsou vstavačovitě taxonomicky velmi těžko uchopitelnou skupinou. To je obtížnou výchozí situací pro ochranu přírody, která musí vhodně vyhodnotit data o výskytu jednotlivých skupin a jejich příspěvku k celkové biodiverzitě a na základě těchto informací správně nastavit priority ochrany. V literatuře se objevuje myšlenka, že alternativou druhového bohatství pro měření biologické rozmanitosti může být u některých skupin jejich evoluční historie, která je ukazatelem genetické diverzity bez nutnosti znát přesné taxonomické vztahy (Pillon et al. 2006).

9.4.2 Ohrožené druhy patřící do skupiny dvouděložných rostlin

Mnoho vzácných a ohrožených druhů aluviálních luk je i mezi dvouděložnými rostlinami. Příkladem zástupce čeledi bobovité (Fabaceae) je *Lathyrus pannonicus*, který kvete bíle a je charakteristickým druhem společenstva *Molinion caeruleae*. V celém svém areálu, který tvoří střední a jihovýchodní Evropa, je velmi vzácný a ustupuje. Jako bobovitá rostlina je ohrožen především hromaděním živin a travní hmoty v porostech, špatně snáší i odvodňování (AOPK ČR 2025). *L. pannonicus* je kriticky ohrožený a chráněný jak v České republice, kde je jeho výskyt znám z jihovýchodní Moravy a sice několika lokalit v okolí vodní nádrže Nové Mlýny a v oblasti Bílých Karpat (Chytrý et al. 2015), tak i na Slovensku, kde pouze dvě z celkem pěti

lokalit jeho výskytu hostí stabilní populace (NPR Abrod a PR Buková v povodí Rudavy) (Čeřovský a Grulich 1999, Stanová 2003, Eliáš 2005).

Příbuzný a rovněž ohrožený růžově kvetoucí *Lathyrus palustris* roste nejčastěji ve vegetaci vysokých ostřic tvořících součást aluviálních nebo slatinných luk. Jeho výskyt v České republice je koncentrován v Polabí a v moravských úvalech (AOPK ČR 2025), patří do kategorií ohroženosti C1 a EN, zákon ho chrání jako kriticky ohrožený taxon (Grulich a Chobot 2017). Na Slovensku se vyskytuje v horním Pohroní a na Borské (NPR Abrod), Podunajské a Východoslovenské nížině (Stanová 2003).

Výskyt zástupců rozsáhlého rodu pcháč (*Cirsium*) je velmi typický pro všechny typy vlhkých luk, zejména pak pro vegetaci svazu *Calthion palustris*. Ve střední Evropě kriticky ohrožený druh *Cirsium brachycephalum* však vyhledává v současné době velmi vzácná narušovaná stanoviště na těžkých půdách s vyšším obsahem solí, která jsou po část roku zaplavena vodou. Kromě nížinných aluviálních luk ho tedy najdeme ve slanomilných rákosinách nebo na vnitrozemských zasolených slatinách (Chytrý et al. 2021, PLADIAS 2025, AOPK ČR 2025). Jde o endemit Panonské nížiny s centrem výskytu v Maďarsku, celkový počet jeho lokalit ale neustále klesá vlivem změn vodního režimu a konkurence dalších druhů (Rybka et al. 2005, Šeffero­vá Stanová et al. 2015). Monokarpický *C. brachycephalum* nesnáší uzavřené porosty, jeho zachování tedy vyžaduje delší zaplavení narušující vegetační kryt nebo aktivní management (Prokešová 2013). V České republice, která je okrajem jeho distribučního areálu, má v současné době pouze dvě lokality poblíž obce Rakvice (Rybka et al. 2005), na Slovensku, kde je řazen v kategorii ohroženosti EN, je rozšířen jen na Záhorské, Podunajské (například evropsky významná lokalita Martovce) a Východoslovenské nížině u hranic s Maďarskem (Šeffero­vá Stanová et al. 2015).

Vysoce atraktivní druh kvetoucí v pozdním létě a na podzim, *Gentiana pneumonanthe*, typicky tvoří součást nehnojených střídavě vlhkých luk společenstva *Molinion caeruleae* (Šeffero­vá Stanová et al. 2015). Tato zákonem chráněná vytrvalá rostlina na českém červeném seznamu figuruje v kategoriích C2 a EN (Grulich a Chobot 2017), na Slovensku v kategorii NT (Eliáš et al. 2015). Mnoho stanovišť vhodných pro její výskyt ze střední Evropy v minulosti vymizelo, především v souvislosti s melioracemi, zarůstáním neobhospodařovaných ploch a plošnou eutrofizací (AOPK ČR 2025). Jde o živnou rostlinu ohroženého modráska *Phengaris (Maculinea) alcon*, který pro své přežití potřebuje četné a obnovující se populace *G. pneumonanthe* rovnoměrně rozptýlené v krajině, kde jsou zároveň přítomná hnízda mravenců *Myrmica ruginodis* (Habel et al. 2007).

Na vlhkých aluviálních loukách je možné nalézt také ohrožené druhy violek (Violaceae). Významné jsou především *Viola pumila* a *V. stagnina*, které jsou diagnostickými taxony svazu *Deschampsion cespitosae* a zároveň druhy řazenými na českém červeném seznamu do kategorií ohroženosti C2 a EN (Grulich a Chobot 2017). Na Slovensku *V. pumila* spadá do kategorie EN a *V. stagnina* do kategorie VU, oba druhy jsou chráněny zákonem (Eliáš et al. 2015). V různých částech Evropy spontánně hybridizují mezi sebou nebo

s jinými druhy violek, například s *V. elatior*, vzniklí hybridi nalezení v záplavové oblasti řek Rýn a Morava byli ale velmi často sterilní (Eckstein et al. 2006).

Z čeledi Apiaceae je vzácným druhem aluviálních luk typickým pro svaz *Deschampsion cespitosae* jarva *Cnidium dubium*. Přestože patří do kategorií ohroženosti C2, VU, zákonná ochrana se na něj v ČR nevztahuje (Grulich a Chobot 2017). Na Slovensku je druh řazen do kategorie NT (Eliáš et al. 2015). Bylo prokázáno, že *C. dubium* dokáže reagovat na kompetici okolních rostlin s poměrně velkou mírou fenotypové plasticity a rostliny z různých oblastí vykazují odlišné růstové znaky, což může být důsledkem lokální adaptace nebo epigenetického efektu. Celkově tedy tento druh vykazuje schopnost přizpůsobovat se měnícím se podmínkám, což zvyšuje jeho šanci na přežití v kontextu globální klimatické změny (Hanke et al. 2015).

Velmi krásným zástupcem čeledi Caryophyllaceae na bezkolencových loukách je silně ohrožený ustupující *Dianthus superbis* subsp. *superbus*, kterému se daří na minerálně bohatých jílovitých půdách od nížin do podhůří (ve vyšších polohách ho střídá druhý z poddruhů tohoto hvozdíku – *D. superbis* subsp. *alpestris*). Kromě vlhkých luk se *D. superbis* subsp. *superbus* může vyskytovat i ve světlých listnatých lesích, například v teplomilných doubravách (Chytrý et al. 2021, PLADIAS 2025, AOPK ČR 2025). Na území České republiky roste roztroušeně, mezi významné lokality jeho výskytu patří PR Bohyňská lada (AOPK ČR 2025) nebo NPP Hodonínská Důbrava (Chytrý et al. 2015). Na Slovensku je jeho výskyt soustředěn zejména na Záhorí, početná populace byla ale zaznamenána i pod Tatrami poblíž obce Gerlachov, několik mikropopulací pak na Horehroní (mezi obcemi Bacúch a Polomka) nebo v oblasti Rejdovej v Slovenskom rudohorí (Dítě et al. 2013).



Obrázek 3: *Dianthus superbis* subsp. *superbus* (foto J. Kučera)

D. superbis subsp. *superbus* je příkladem ohroženého druhu aluviálních luk, pro který je rizikem fytopatologie (houbová choroba). Studie zkoumající vliv patogenních hub na jeho rozmnožování testovala klíčivost semen a životaschopnost vyklíčených semenáčků odebraných z reprodukčních orgánů napadené populace rostoucí v Litovelském Pomoraví. In vitro pěstování odhalilo přítomnost patogenních druhů *Alternaria dianthicola*, *Fusarium oxysporum*, *Fusarium dianthi* a *Verticillium albo-atrum*, které přežívají a šíří se v půdě na poměrně velkou vzdálenost, mezi napadenými jedinci byly rozestupy kolem 20 metrů. Bylo

prokázáno, že napadená semena mají výrazně nižší klíčivost a semenáčky výrazně nižší životaschopnost, přítomnost napadené rostliny mezi zdravými semenáčky snížila pravděpodobnost jejich přežití během 25 dní na pouhých 20 %. Houby vstupují do rostliny skrze kořeny a šíří se vodivými pletivy, která ucpávají a ničí. Napadení tedy napomáhají poškození a stres kořenů, například v důsledku sucha. Disturbance a podmínky v habitatu tedy mohou nepřímo ovlivňovat přežití *D. superbis* subsp. *superbis* skrze jeho náchylnost k napadení patogeny (Mikulík et al. 2002).

Podmínky prostředí mohou mít vliv také na interakce rostlin s herbivorním hmyzem. Příkladem z aluviálních luk jsou výše zmíněné pcháče, u nichž se setkáváme s fenoménem gynodiecie, tedy stavem, kdy v populacích vedle sebe koexistují oboupohlavné a pouze samičí rostliny. I v populaci vzácného druhu *C. brachycephalum*, je podíl samičích rostlin poměrně vysoký (přes 60 %) a bylo zjištěno, že koreluje se zvýšeným stresem v podobě menší dostupnosti vody a vyšší salinity stanoviště. Zároveň bylo pozorováno, že samičí úbory nejsou oproti oboupohlavným tak často napadány hmyzem navzdory vyššímu obsahu nažek, což autorka přisuzuje vyšší atraktivitě oboupohlavných úborů pro parazity díky produkci pylu (Prokešová 2013). Pcháče jsou živnými rostlinami mnoha druhů herbivorního hmyzu, jehož larvy parazitují na různých částech rostlin včetně úborů s nažkami. Tím může být negativně ovlivněna úspěšnost pohlavního rozmnožování a v konečném důsledku i populační dynamika pcháčů (Prokešová 2013).

9.4.3 Vnitřní hrozby pro vzácné druhy rostlin – mezidruhovú hybridizace a imbreeding v malých populacích

Jednou z nejvýraznějších vnitřních hrozeb pro přežití, fitness a diverzitu vzácných druhů včetně těch, které se vyskytují v biotopu aluviálních luk, je mezidruhovú hybridizace. Jde o přirozený proces zahrnující výměnu genů mezi geneticky odlišnými populacemi i taxonomickými jednotkami, který má významný evoluční dopad například v podobě hybridní speciace, adaptivní introgrese nebo dokonce adaptivní radiace a diverzifikace celých evolučních linií (Soltis a Soltis 2009, Meier et al. 2019). Je odhadováno, že 30-70 % ze všech rostlinných druhů zažilo ve své evoluční historii události zahrnující hybridizace (Soltis a Soltis 2009). Podle toho, zda spolu interagují jedinci se stejným a nebo různým počtem chromozomů, označujeme vzniklé hybridy za homoploidní nebo heteroploidní. Příkladem heteroploidních hybridů jsou triploidní jedinci vzniklí hybridizací mezi diploidními a tetraploidním rodiči (Ramsey a Schemske 1998, Kolář et al. 2017). Mechanismem navazujícím na hybridizaci je introgrese, tedy vnesení genů jednoho organismu do genomu druhého skrze hybridizaci a následné zpětné křížení (Anderson a Hubricht 1938). U homoploidů je míra introgrese často vysoká a vznikají hybridní roje, v nichž je velmi obtížné rozeznat hybridy od původního druhu (Abbott 2017). U heteroploidní hybridizace naopak může docházet ke vzniku cytotypů s lichým počtem chromozómových sad (který je zpravidla problematický z hlediska průběhu meiosis) a hybridy jsou pak méně plodní až sterilní a také málo životaschopní (Ramsey a Schemske 1998). Negativním důsledkem následné introgrese může být například snížení životaschopnosti produkovaného pylu, které bylo

pozorováno v populaci pcháčů obsahujících hybridní jedince oproti populacím, kde se hybridi nevyskytovali (Bureš et al. 2010).

K mezidruhovému křížení dochází, pokud jsou překonány všechny bariéry, které se zpravidla dělí na vnitřní (prezygotické jako nekompatibilní gamety i postzygotické jako produkce sterilních potomků se ztrátou schopnosti produkovat životaschopný pyl nebo semena) a vnější (rozdílné geografické areály a preference ohledně habitatu, odlišná doba kvetení aj.) V důsledku lidské činnosti může být překonání těchto bariér usnadněno například introdukcí nepůvodních druhů (pěstovaných i invazních), díky němuž je umožněn kontakt dvou druhů přirozeně oddělených geograficky nebo změnou podmínek, která zvýhodňuje hybridní jedince. Vliv klimatické změny v kontextu hybridizace je ale zatím hodnocen jako vzácný (Todesco et al. 2016).

V malých populacích vzácných a ohrožených druhů rostoucích v blízkosti početnějších příbuzných může intenzivní hybridizace způsobit jejich oslabení, v krajním případě až extinkci, a snížit tak šance na jejich zachování. K tomu dochází, pokud se rodičovská populace vyčerpává tvorbou málo života a reprodukce schopných hybridních jedinců (tzv. outbreeding depression), kteří pro ni navíc mohou představovat riziko v podobě kompetice o opylovače nebo situace, kdy se jejich pyl vypotřebuje na opylení hybridů neschopných tvořit funkční semena a zbude ho méně pro tvorbu nehybridních potomků (Jacquemyn et al. 2016). Málo početný rodičovský druh tedy důsledkem produkce a přítomnosti hybridů méně investuje do svého vlastního vnitrodruhového pohlavního rozmnožování, až může dojít k jeho úplnému vymizení z populace. Tento proces se označuje termínem demographic swamping (Todesco et al. 2016). Pokud naopak rodičovský druh produkuje hybridy s vysokým fitness schopné tvořit životaschopné potomky, hrozí mu nebezpečí označované jako genetic swamping, které spočívá v tom, že potomci těchto hybridů skrze introgresi postupně nahradí rodičovskou populaci. Druhá varianta je podle literatury častější a riziko extinkce je obecně vyšší u živočichů než u rostlin. Zároveň platí, že je ohrožený druh více postižen, pokud je v roli mateřského druhu, který do produkce (hybridních) potomků investuje více (Todesco et al. 2016).

Vliv mezidruhové hybridizace ale může být i pozitivní v tom smyslu, že povede ke genetickému obohacení ohrožených druhů, usnadní jim přežívání nebo dokonce umožní expanzi do širšího areálu (Arnold et al. 1999). Také může být cestou ke zmírnění imbrední deprese v malých izolovaných populacích, a ve vzácných případech, kdy je genový tok časově omezen nebo selekční tlak zajišťuje zvýhodnění rodičovského druhu nad hybridy, může existenci takové populace dokonce zachránit (Todesco et al. 2016).

Fenomén hybridizace se ve spojení s aluviálními loukami hojně objevuje například u rodu *Cirsium* a střední Evropa je pro tento rod místem jejího nejhojnějšího výskytu. Bylo pozorováno kolem 70ti různých hybridů vzniklých spontánní hybridizací mezi 17 původními středoevropskými druhy (Bureš et al. 2010). Hybridní jedinci byli nalezeni i u druhů považovaných v rámci rodu za neochotně hybridizující výjimky, například

u vzácného druhu aluviálních luk *C. brachycephalum* (např. x *C. canum* za vzniku *C. borbásii*) (Prokešová 2013).

Někteří hybridi pcháčů jsou velmi úspěšní a hojně rozšíření. Příkladem může být invazní druh *C. vulgare*, u nějž byl v nedávné době prokázán allotetraploidní původ. *C. vulgare* vznikl hybridizací mateřské rostliny pcháče z rodu *Cirsium* s paternální rostlinou pcháče z rodu *Lophiolepis* a s oběma rodiči sdílí část svého jaderného genomu. Sám je tak schopen další hybridizace s oběma rodičovskými rody (Bureš et al. 2024) a zároveň je příkladem nejen mezidruhového ale dokonce mezirodového hybridu, kteří tvoří 3,5 % z celkového počtu celosvětově zaznamenaných hybridů se vyskytují u 13 rostlinných čeledí (Whitney et al. 2010).

Hybridizace je častým jevem a mechanismem vzniku nových druhů u čeledi Orchidaceae, do níž patří řada vzácných druhů aluviálních luk. K obzvláště komplexnímu mezidruhovému (i mezirodovému) genovému toku dochází u rodu *Dactylorhiza*. Příkladem homoploidního hybridu je *D. x kerneriorum*, taxon vzniklý interakcí diploidní *D. incarnata* a diploidní *D. fuchsii* (Procházka a Velísek 1983, Chytrý et al. 2021, PLADIAS 2025). Heteroploidní hybridizaci spojenou také s introgresí v rámci aluviálních luk ilustruje hybridní taxon *Dactylorhiza x aschersoniana* a jeho rodiče – tetraploidní *D. majalis* a diploidní *D. incarnata* (Průša a Šedivý 2022). Jedinci *D. x aschersoniana* jsou díky zpětnému křížení schopni vytvořit téměř plynulý přechod znaků mezi oběma rodiči. Intenzivní introgrese s rodičovským druhem *D. majalis* byla pozorována v NPR Abrod, stejně tak méně častá introgrese s druhým rodičem *D. incarnata* (Vlčko et al. 2003a). Dalším příkladem hybridizace *D. majalis* a *D. incarnata* je touto cestou vzniklý taxon *Dactylorhiza incarnata* subsp. *haematodes* se skvrnitými listy, který se na Záhorské nížině dále kříží s *D. majalis* (Procházka 1980, Procházka a Velísek 1983).

V Belgii byli pozorováni i hybridy se třemi různými rodiči s rozdílnou ploidní úrovní, a sice *Dactylorhiza incarnata*, *D. fuchsii* a *D. praetermissa*. V populaci, kde byl podle molekulárních a průtokovou cytometrií získaných dat převažující podíl hybridů první generace (F1), naznačovala přítomnost trojitých hybridů možnosti sekundárního genového toku a zpětného křížení. Pro většinu hybridů byla ale typická nízká životaschopnost semen, která brání splnutí druhů navzdory jejich častému křížení a je tak silnou reprodukční (postzygotickou) bariérou (De Hert et al. 2012). Další publikace uvádí trojité hybridy *D. x oravica* a *D. x genevensis* (Potůček a Čačko 1996).

Mezirodové hybridizace rodu *Dactylorhiza* probíhají například s rodem *Gymnadenia* a *Pseudorchis*. Tyto interakce reprezentují hybridní taxony známé z Rakouska - *D. x gracilis* (vzniklý z *Dactylorhiza fuchsii* x *Gymnadenia conopsea*) a *Pseudorhiza x bruniana* (což je hybrid *Dactylorhiza fuchsii* x *Pseudorchis albida*) (Griebel 2008).

Nehybridizují ale pouze pcháče a orchideje. V Polsku (konkrétně v rezervaci łąka Sulistrowicka) bylo objeveno, že přirozeně hybridizuje *Gladiolus palustris* s *G. imbricatus*. Objev je podložen molekulárními



Obrázek 4: *Gladiolus palustris* (foto J. Kučera)

daty (jde o chloroplastovou a jadernou ribozomální DNA), podle kterých je v tomto mezidruhovém křížení *G. imbricatus* donorem pylu a *G. palustris* mateřskou rostlinou, jelikož všechny hybridní rostliny měly identický chloroplastový haplotyp, který sdílely právě s *G. palustris*. Byl tedy popsán *G. × sulistrovicus* s genomickými fragmenty od obou rodičů. Morfologicky jsou hybridy buď podobné *G. imbricatus*, anebo vykazují fenotypové charakteristiky intermediární mezi oběma rodiči. Jasně rozeznatelní jsou podle hlíz a tobolek. Přestože je jejich úspěšnost generativního rozmnožování menší než úspěšnost obou rodičů, asi polovina pylu a semen produkovaných *G. × sulistrovicus* je životaschopná. Mohou tedy vznikat další generace hybridů. Hybridní jedinci *G. × sulistrovicus* se navíc velmi efektivně množí vegetativně, dokonce efektivněji než mateřský vzácný druh *G. palustris* a představují pro něj tedy potenciální hrozbu (Szczepaniak et al. 2016).

V souvislosti s mizením a výraznou fragmentací vhodných habitatů vzniká otázka životaschopnosti malých izolovaných populací. Ty jsou obecně náchylnější k výkyvům vnějších podmínek než populace velké a početné, a zároveň v nich může docházet k fenoménu zvanému imbreďní deprese. Jde o pokles fitness jedinců způsobený tím, že po mnoho generací nedochází k obohacení genetického fondu dané populace o nový materiál. Vlivem genetického driftu se tak zcela náhodně fixují některé alely a jiné naopak mizí, což může z dlouhodobého hlediska vést k nedostatku genetické variability potřebné pro adaptivní evoluci. Zároveň dochází k akumulaci mutací vlivem snížení selekce v malé populaci a častému křížení příbuzných jedinců označovanému termínem imbreďing, jehož výsledkem je vyšší podíl homozygotů (jedinců se stejným typem alel u sledovaného znaku) v populaci. Všechny tyto jevy mohou ovlivnit nejen životaschopnost jedinců v rámci dané populace, ale i její životaschopnost jako celku a její populační dynamiku (Keller a Waller 2002).

Vliv imbreďní deprese byl v rámci vzácných druhů vyskytujících se v biotopu aluviálních luk pozorován u populací *Gentiana pneumonanthe*. Jedinci z malých populací produkovali méně zdatné potomky v podobě lehčích semen a semenáčků s vyšší mortalitou, k čemuž mohl přispívat environmentální stres působící na rodičovské rostliny. Jelikož ale pokles fitness prokazatelně koreloval s klesajícím podílem heterozygotů v populaci a nikoli s její celkovou velikostí, autoři jej vyhodnotili jako důsledek imbreďingu. Také se u potomků z těchto populací objevovala vyšší fenotypová variabilita, kterou si autoři článku vysvětlují jako další z možných efektů imbreďní deprese, jenž podle nich reflektuje ztrátu schopnosti jedinců stabilně se vyvíjet v závislosti na působících podmínkách prostředí a způsobuje tak jejich odchýlení od průměrného fenotypu (Oostermeijer et al. 1994).

Další studie tohoto hořce doplňuje, že menší reprodukční úspěch malých populací může být způsoben jejich menší atraktivitou pro opylovače (čmeláky). Malé populace *G. pneumonanthe* se navíc zpravidla vyskytovaly na stanovištích s vyšším obsahem živin a nižší hladinou podzemní vody v půdě dominovaných travami, kde celkově pokleslo množství entogamních rostlin a výskyt opylovačů byl v návaznosti na to nižší. Celkový stav habitatu tedy nepochybně ovlivňuje životaschopnost populací vzácných druhů a správný management je pro jejich zachování klíčový bez ohledu na míru ohrožení vnitřními faktory (Oostermeijer et al. 1998).

10. Vhodný management a možnosti obnovy aluviálních luk s ohledem na zachování ohrožených druhů

Základním předpokladem pro zachování vysoké biodiverzity na stanovišti je jeho správný management. Stejně jako všechny polopřirozené luční porosty vyžaduje vegetace aluviálních luk pravidelné kosení, které je účinným mechanismem obrany proti zarůstání lokalit nepůvodními invazními rostlinami nebo konkurenčně zdatnými domácimi (a tudíž dominantními) druhy. Za tímto účelem je potřeba seč s odstraněním biomasy provádět jednou až dvakrát ročně (Chytrý et al. 2010, ŠeffEROVÁ StanOVÁ 2015). Vzhledem k zamokření a podmáčení lokalit nelze k sečení používat těžkou techniku, protože to by vedlo k utužení půdy. Velký význam má termín seče, který musí zohlednit nejen nepřístupnost terénu v období jarních záplav ale i nároky druhů, které jsou na biotopu závislé. Mezi ty patří například čas líhnutí mláďat na zemi hnízdících ptáků či možnosti rostlin vykvést a vytvořit semena před odvozem sena z lokality. Vhodné jsou proto pozdější (letní) termíny seče, v ideálním případě první koncem června a druhý začátkem září. Rychlé mechanizované kosení by nikdy nemělo být prováděno ve směru od obvodu louky dovnitř, protože potom se stává příčinou téměř sto procentních ztrát mladých ptáků, kteří se v porostu do poslední chvíle schovávají (TomovčÍk et al. 1999). Udržení vysoké diverzity bezobratlých živočichů napomáhá mozaikovitě kosení, které zanechává vždy určitý podíl nepokosených míst poskytujících potravu a úkryt (Průša a Šedivý 2022).

Pasení se v případě aluviálních luk uvádí jen jako forma doplňkového managementu v pozdním létě, která se příliš nedoporučuje, protože přítomnost dobytka vede ke koncentraci živin, a to může mít negativní dopad především na společenstva svazu *Molinion caeruleae* (ŠeffEROVÁ StanOVÁ 2015). Ze stejného důvodu je nepřijatelné i jakékoli hnojení lučních porostů a v ideálním případě by nemělo být hnojeno ani jejich bezprostřední okolí.

Jak již bylo zmíněno na začátku práce, klíčovým faktorem pro udržování aluviálních luk a jejich vegetace jsou pravidelné záplavy. Velká pozornost by tedy měla být věnována také udržení přirozeného vodního režimu dané lokality a předcházení zásahům vedoucím k jejímu odvodnění.

Je dobrou zprávou, že obnova aluviálních luk je po ustanovení vhodného managementu možná poměrně rychle (Prach 1996). To je dáno tím, že se jedná o dynamický ekosystém, který je adaptován na určitou míru

pravidelného narušování. Obnovu na orné půdě lze provádět přeseťím lokální semennou směsí nebo přenosem svrchní vrstvy půdy s drny. Terénní experiment v nivě Moravy testoval kombinaci těchto dvou metod s velmi úspěšnými výsledky. Půda s drny byla přenesena ze zdrojové plochy na plochu obnovovanou v poměru 1:4 a 1:8, a v obou případech v následujícím roce přenesená vegetace včetně některých vzácných druhů pokryla minimálně 90% takto obnovované plochy, z níž se poté mnoho druhů rozšířilo i do okolního prostoru obnovovaného méně efektivním vysetím semen (Šeffler et al. 1999b). V každém případě je ale pro obnovu důležité, aby byly v okolní krajině přítomné zdrojové lokality, z nichž bude možné semena či půdu s drny získat. I z tohoto důvodu musí být dobře zachovalé druhově bohaté aluviální louky, které se na území střední Evropy nacházejí, předmětem ochrany přírody.

Shrnutí a závěr

Aluviální louky představují jeden z nejcennějších a zároveň nejohroženějších biotopů střední Evropy. Jejich existence je podmíněná přirozenými procesy vycházejícími z dynamiky říčních toků, zejména výrazným kolísáním hladiny podzemní vody a pravidelnými záplavami, které přinášejí živiny, jsou vektorem šíření semen i disturbancí vytvářející mezery ve vegetačním pokryvu. Výskyt aluviálních luk je tedy soustředěn v nivách řek, hlavně v úsecích, které nebyly v minulosti výrazně regulovány. V rámci střední Evropy je největším a nejzachovalejším komplexem aluviálních luk oblast kolem řeky Moravy na hranicích České republiky, Slovenska a Rakouska, což je dáno geomorfologií i historicko-politickým vývojem tohoto území. Vegetace aluviálních luk je řazena do svazů *Deschampsion cespitosae*, *Molinion caeruleae* a *Calthion palustris*, jejichž součástí je velké množství vzácných a ohrožených kontinentálních druhů rostlin jako například *Gladiolus palustris*, *Viola pumila*, *Dianthus superbus* subsp. *superbus*, *Anacamptis palustris* či *Dactylorhiza orcholeuca*.

Přítomnost aluviálních luk v krajině má mnoho pozitivních aspektů, mezi něž patří zachytávání povodňových vln, zadržování vody i zlepšování její kvality prostřednictvím odstraňování živin asimilací i mikrobiálními procesy. Hospodářský význam aluviálních luk spočívá v produkci sena a steliva, která může být prováděna v souladu se zásadami trvale udržitelného a z hlediska ochrany přírody vhodného managementu. Aluviální louky také poskytují prostředí pro rekreaci, ekoturismus a poznání.

Zachování aluviálních luk je navíc klíčové v kontextu druhové ochrany. Tento biotop totiž poskytuje poměrně pestré a specifické podmínky nutné pro přežití mnoha vzácných druhů, které jsou velmi často ohroženy právě mizením nebo degradací vhodných stanovišť. To reflektuje jejich zařazení na červených seznamech ohrožených druhů a v mnohých (i když zdaleka ne všech) případech i zákonná ochrana. Hlavními příčinami degradace aluviálních luk, na kterých se pak vzácné druhy přestávají vyskytovat, jsou regulace vodních toků (zejména odřezávání meandrů, opevňování břehů a stavba přehradních hrází), jejichž důsledkem je omezení přirozených záplav a pokles hladiny podzemní vody, meliorace a přeměna na ornou

půdu či intenzivní hnojení (související s intenzifikací zemědělství ve druhé polovině 20. století) nebo naopak absence kosení, která vede k zarůstání luk konkurenčně zdatnými a invazními druhy.

Z hlediska managementu je tedy pro zachování biodiverzity aluviálních luk důležité, aby byly porosty každoročně extenzivně koseny, ideálně mozaikovitě a až během letních měsíců, aby nebyly hnojeny a nedocházelo k zásahům do jejich vodního režimu. Zajištění vhodného managementu usnadňuje, pokud oblasti s výskytem aluviálních luk jsou (anebo se v blízké době stanou) součástí chráněných území, díky čemuž je praktická ochrana lokalit zajištěna prostřednictvím národní legislativy a na aktivní opatření ochrany (kosení luk aj.) mohou být poskytnuty finanční příspěvky. Z tohoto důvodu je jistě pozitivní, že bylo nařízením vlády č. 55/2025 Sb. (které nabyde účinnosti dne 1.7. 2025) vyhlášeno CHKO Soutok v místě evropsky významných lokalit Soutok-Podluží a Niva Dyje a ptačí oblasti Soutok-Tvrdonicko.

Kromě vnějších faktorů souvisejících s podmínkami prostředí mohou být vzácné rostlinné druhy aluviálních luk také ohroženy napadením patogeny nebo hmyzími škůdci, nedostatkem opylovačů a dále jevy provázejícími vnitrodruhové i mezidruhové křížení, zejména hybridizací.

Interakce vzájemně hybridizujících druhů jsou velmi zajímavé nejen z hlediska ochrany daných druhů, ale i v kontextu studia mechanismů evoluce cévnatých rostlin. Toto téma navíc poskytuje mnoho prostoru pro další výzkum, zvláště u taxonomicky komplikovaných skupin, jakou je například rod *Dactylorhiza*. V rámci tohoto rodu spolu často hybridizují všechny druhy přítomné na lokalitě a vznikají hybridní jedinci schopní různou intenzitou introgrese zpětně ovlivňovat rodičovské populace. Vzhledem k tomu, že v každé lokalitě tedy může být hybridní roj s odlišným genetickým pozadím, bylo by jistě zajímavé a přínosné pokusit se popsat alespoň několik z nich, zejména u populací vyskytujících se ve významných (dobře zachovalých a na druhy tedy nejbohatších) lokalitách střední Evropy, jakými je například NPR Abrod na západním Slovensku nebo PR Bohyňská lada ležící jihozápadně od severočeského města Děčín. Studie zaměřené na vývoj hybridních populací v přírodě a jejich dlouhodobý monitoring (chybějící zatím podle mého názoru v literatuře) by mohly přispět k vyhodnocení míry nebezpečí nebo naopak evolučního potenciálu, které hybridizace pro vzácné druhy představuje. Také by v případě vstavačovitých mohly přispět k porozumění vztahů mezi jednotlivými taxony.

Další studium by pak mohlo být věnováno vlivu mezidruhové hybridizace na interakce vzácných druhů rostlin s entomofaunou, protože ty mohou být pro jejich zachování klíčové. Na rozdíl od rostlin využívaných v zemědělství jsou však efekty hybridizace s dopadem na vztahy rostlin a hmyzu u vzácných druhů zkoumány jen okrajově. Zajímavé by jistě bylo například porovnat míru napadení parazity u úborů hybridů a jejich rodičovských druhů z rodu *Cirsium* nebo se zabývat tím, jak změny morfologie či fenologie květů související s hybridizací mění atraktivitu vzácných druhů (například orchidejí) pro opylovače.

Seznam použité literatury

- Abbott, R.J. 2017. Plant speciation across environmental gradients and the occurrence and nature of hybrid zones. *Journal of Systematics Evolution*, 55, 238–258.
- Adamčík, S., Hagara, L. 2003. Macrofungi (Macromycetes). In: Stanová, V., Viceníková, A. (eds.) 2003. *Biodiversity of Abrod – State, Changes and Restoration*. DAPHNE – Institute of Applied Ecology, Bratislava. 72–86.
- Anderson, E., Hubricht, L. 1938. Hybridization in *Tradescantia*. III. The Evidence for Introgressive Hybridization. *American Journal of Botany*. 25(6), 396–402.
- Arnold, M.L., Bulger, M.R., Burke, J.M., Hempel, A.L., Williams, J.H. 1999. Natural hybridization: how low can you go and still be important? *Ecology*, 80, 371–381.
- Balátová-Tuláčková, E. 1965. *Cnidion venosi*, ein neuer *Molinietalia*-Verband (Vorläufige Mitteilung). *Biológia*. 20, 294–295.
- Balátová-Tuláčková, E. 1969. Beitrag zur Kenntnis der tschechoslowakischen *Cnidion venosi*-Wiesen. *Plant Ecology*. 17, 200–207.
- Baldwin, D.S., Mitchell, A.M. 2000. The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river-floodplain systems: a synthesis. *Regulated Rivers: Research and Management* 16, 457–467.
- Botta-Dukát, Z., Chytrý, M., Hájková, P., Havlová, M. 2005. Vegetation of lowland wet meadows along a climatic continentality gradient in Central Europe. *Preslia*. 77, 89–111.
- Brázdil, R., Máčka, Z., Řezníčková, L., Soukalová, E., Dobrovolný, P., Matys Grygar, T. 2011. Floods and floodplain changes of the River Morava, the Strážnické Pomoraví region (Czech Republic) over the past 130 years. *Hydrological Sciences Journal* 56(7), 1166–1185.
- Bruelheide, H., Chytrý, M. 2000. Towards unification of national vegetation classifications: A comparison of two methods for analysis of large data sets. *Journal of Vegetation Science*. 11, 295–306.
- Bureš, P., Šmerda, P., Rotreklová, O., Oberreiter, M., Burešová, M., Konečný, J., Knoll, A., Fajmon, K., Šmerda, J. 2010. Pollen viability and natural hybridization of Central European species of *Cirsium*. *Preslia* 82, 391–422.
- Bureš, P., Del Guacchio, E., Šmerda, J., Özcan, M., Blizňáková, P., Vavrínek, M., Michálková, E., Veselý, P., Veselá, K., Zedek, F. 2024. Intergeneric hybrid origin of the invasive tetraploid *Cirsium vulgare*. *Plant Biology Journal*. 26, 749–763.
- Burkart, M., Dierschke, H., Hölzel, N., Nowak, B., Fartmann, T. 2004. *Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands*. Heft 9. *Molinio–Arrhenatheretea* (E1). Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 2: *Molinietalia*. Futter– und Streuwiesen feucht–nasser Standorte und Klassenübersicht *Molinio–Arrhenatheretea*. Floristisch–soziologische Arbeitsgemeinschaft, Göttingen.
- Colleran, B., Lacy, S.N., Retamal, M.R. 2020. Invasive Japanese knotweed (*Reynoutria japonica* Houtt.) and related knotweeds as catalysts for streambank erosion. *River Research and Applications*. 36, 1962–1969.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R. et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387, 253–260.
- Čeřovský, J., Grulich, V. 1999. *Lathyrus pannonicus* (Jacq.) Garcke. In: Čeřovský, J. et al. (eds.) 1999. *Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů SR a ČR*. 5. *Vyšší rostliny*. Příroda, Bratislava, p. 212.
- Čuda, J., Rumlerová, Z., Brůna, J., Skálová, H., Pyšek, P. 2017. Floods affect the abundance of invasive *Impatiens glandulifera* and its spread from river corridors. *Diversity and Distributions* 23(4), 342–354.

- De Hert, K., Jacquemyn, H., Van Glabeke, S., Roldán-Ruiz, I., Vandepitte, K., Leus, L., Honnay, O. 2012. Reproductive isolation and hybridization in sympatric populations of three *Dactylorhiza* species (Orchidaceae) with different ploidy levels. *Annals of Botany* 109(4), 709–720.
- Dierßen, K. 1996. *Vegetation Nordeuropas: 112 Tabellen*. Ulmer.
- Dítě, D., Galvánek, D., Eliáš, P. jun., Polák, P. 2013. Large Pink (*Dianthus superbus* subsp. *superbus*) – new taxon in the Tatra region in the context of species occurrence in Slovakia. *Naturae tutela*, Liptovský Mikuláš. 17(2), 147–152.
- Donath, T.W., Hölzel, N., Bissels, S., Otte, A. 2004. Perspectives for incorporating biomass from non-intensively managed temperate flood-meadows into farming systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104(3), 439–451.
- Donath, T., Schmiede, R., Otte, A. 2015. Alluvial grasslands along the northern upper Rhine – nature conservation value vs. agricultural value under non-intensive management. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200, 102–109.
- Eckstein, R.L., Hölzel, N., Danihelka, J. 2006. Biological Flora of Central Europe: *Viola elatior*, *V. pumila* and *V. stagnina*. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 8(1), 45–66.
- Eliáš, P., Dítě, D., Sádovský, M. 2004. Floristické poznámky z JZ Slovenska: ohrozené a vzácne taxóny cievnatých rastlín. *Bull SBS* 26, 105–110.
- Eliáš, P. jun. 2005. *Lathyrus pannonicus* (Jacq.) Garcke. In: Hoskovec, L. (ed.) *Chráněné rostliny České a Slovenské republiky*. Computer Press, Brno, 182.
- Eliáš, P. jun., Dítě, D., Kliment, J., Hrivnák, R., Feráková, V. 2015. Red list of ferns and flowering plants of Slovakia, 5th edition (October 2014). *Biologia* 70(2), 218–228.
- Ellmayer, T., Mucina, L. 1993. *Molinio-Arrhenatheretea*. In: Mucina, L., Grabherr, G., Ellmayer, T. (eds.) 1993. *Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation*. Gustav Fischer Verlag, Jena, p. 297–401.
- Fies, R., Rabl, D., Schulze, C.H., Fiedler, K. 2016. Summer floods shape meadow butterfly communities in a floodplain nature reserve in Central Europe. *Journal of Insect Conservation* 20, 433–445.
- Frantz, C., Mayer, F.S. 2014. The importance of connection to nature in assessing environmental education programs. *Studies in Educational Evaluation* 41, 85–89.
- Galvánek, D. (ed.) 2007. *Významné botanické územia na Slovensku*. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 51 stran.
- Gamarra, R., Ortúñez, E., Galán Cela, P. et al. 2012. *Anacamptis* versus *Orchis* (Orchidaceae): seed micromorphology and its taxonomic significance. *Plant Systematics and Evolution* 298, 597–607.
- Gehu, J. 1999. Synsystematique des prairies de France (Synsystematic of the Meadows of France). *Annali Di Botanica*. 57.
- Gerard, M., El Kahloun, M., Mertens, W. et al. 2008. Impact of flooding on potential and realised grassland species richness. *Plant Ecology* 194, 85–98.
- Goncharenko, I., Kozyr, M., Senchylo, O. 2020. Classification of the floodplain meadows of the Szym and the Dnieper river valleys in the north–eastern part of Ukraine. *Biologia* 75, 53–70.
- Gordon, B.A., Dorothy, O., Lenhart, C.F. 2020. Nutrient retention in ecologically functional floodplains: a review. *Water* 12(10), 2762.
- Gren, I. M. 1995. The Value of Investing in Wetlands for Nitrogen Abatement. *European Review of Agricultural Economics* 22, 157–172.

- Gren, M., Groth, K.H., Sylvén, M. 1995. Economic values of Danube floodplains. *Journal of Environmental Management*. 45(4), 333–345.
- Griebel, A. 2008. Vorkommen und Verbreitung der Gattung *Dactylorhiza* in Österreich. *Berichte des Arbeitskreises Heimische Orchideen* 25(2), 80–118.
- Grulich, V., Chobot, K. 2017. Červený seznam ohrozených druhů České republiky. Cévnaté rostliny. Praha – Agentura ochrany přírody a krajiny.
- Güsewell, S., Edwards, P. 1999. Shading by *Phragmites australis*: a threat for species-rich fen meadows? *Applied Vegetation Science* 2, 61–70.
- Habel, J.C., Schmitt, T., Härdtle, W., Lütkepohl, M., Assmann, T. 2007. Dynamics in a butterfly-plant-ant system: influence of habitat characteristics on turnover rates of the endangered lycaenid *Maculinea alcon*. *Ecological Entomology* 32 (5), 536-543.
- Hájek, M., Hájková, P., Sopotlieva, D. et al. 2008. The Balkan wet grassland vegetation: a prerequisite to better understanding of European habitat diversity. *Plant Ecology* 195, 197–213.
- Hájková, P., Hájek, M., Blažková, D., Kučera, T., Chytrý, M., Řezníčková, M., Šumberová, K., Černý, T., Novák, J., Simonová, D. 2007. Louky a mezofilní pastviny (*Molinio–Arrhenatheretea*). *Meadows and mesic pastures*. In: Chytrý, M. (ed.) *Vegetace České republiky. 1. Travná a keříčková vegetace [Vegetation of the Czech Republic. 1. Grassland and Heathland Vegetation]*. Academia, Praha, 166–280.
- Hájková, P., Zaliberová, M., Uhliarová, E., Hegedúšová Vantarová, K., Řezníčková, M., Dúbravková, D., Janišová, M., Ujházy, K., Škodová, I., Hájek, M. 2014. *Molinio–Arrhenatheretea*. In: Hegedúšová Vantarová, K., Škodová, I. (eds.) 2014. *Rastlinné spoločenstvá Slovenska. 5. Travinno–bylinná vegetácia*. Veda, Bratislava, 193–382.
- Hanke, J.M., Ludewig, K., Jensen, K. 2015. Effects of water level and competition on the endangered river corridor plant *Cnidium dubium* in the context of climate change. *Wetlands Ecology and Management* 23, 215–226.
- Havlíček, P., Břízová, E., Hošek, J., Sidorinová, T. 2016. Geologický výzkum na soutoku Dyje, Kyjovky a Moravy. *Geoscience Research Reports* 49, 225-232.
- Hejcman, M., Hejcmanová, P., Pavlů, V., Beneš, J. 2013. Origin and history of grasslands in Central Europe – a review. *Grass and Forage Science* 68, 345–363.
- Holubová, K. 1999. Hydrológia a úpravy rieky. In: Šeffler, J., Stanová, V. (eds.) *Aluviálne lúky rieky Moravy – význam, obnova a manažment*. DAPHNE – Centrum pre aplikovanú ekológiu, Bratislava, 139–146.
- Holubová, K., Hey, R.D., Lisicky, M.J. 2005. Middle Danube tributaries: constraints and opportunities in lowland river restoration. *Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Large Rivers* 15(1–4), 507–519.
- Honsová, D., Hejcman, M., Klauďisová, M., Pavlů, V., Kocourková, D., Hakl, J. 2007. Species composition of an alluvial meadow after 40 years of applying nitrogen, phosphorus and potassium fertilizer. *Preslia* 79, 245–258.
- Horvatić, S. 1930. Soziologische Einheiten der Niederungswiesen in Kroatien und Slavonien. *Acta Botanica. Institutum Botanicae Universitatis Zagreb* 5, 57–118.
- Hrivnák, R., Slezák, M., Dudáš, M., Galvánek, D., Labovská, T., Miháliková, T. 2024. Distribution of plant species *Iris sibirica* and its vegetation affinity in Slovakia. *Biologia* 79, 2649–2664.
- Hussain, R.I., Walcher, R., Eder, R., Allex, R., Wallner, P., Hutter, H.P., Bauer, N., Arnberger, A., Zaller, J.G., Frank, T. 2019. Management of mountainous meadows associated with biodiversity attributes, perceived health benefits and cultural ecosystem services. *Scientific Reports* 9, 14977.

- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M., Grulich, V., Lustyk, P. (eds.) 2010. *Katalog biotopů České republiky*. Ed. 2. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Chytrý, M., Danihelka, J., Michalcová, D. (eds.) 2015. *Botanical excursions in Moravia. Field guide for the 58th IAVS Symposium*. Masaryk University, Brno, CZ.
- Chytrý, M., Danihelka, J., Kaplan, Z., et al. 2021. Pladias Database of the Czech Flora and Vegetation. *Preslia* 93, 1–87.
- Chytrý, M., Řezníčková, M., Novotný, P. et al. 2024. FloraVeg.EU – an online database of European vegetation, habitats and flora. *Applied Vegetation Science* 27, e12798. Dostupné z: <https://floraveg.eu/>
- Ivicsicsová, L., Ďurišová, L., Eliáš, P. 2018. Contribution to the flora of the flowering plants in the Komárno settlement (SW Slovakia). 16, 80–91.
- Jacquemyn, H., van der Meer, S., Brys, R. 2016. The impact of hybridization on long-term persistence of polyploid *Dactylorhiza* species. *American Journal of Botany* 103, 1829–1837.
- Jakubínský, J., Prokopová, M., Raška, P., Salvati, L., Bezak, N., Cudlín, O., Cudlín, P., Purkyt, J., Vezza, P., Camporeale, C., Daněk, J., Pástor, M., Lepeška, T. 2021. Managing floodplains using nature-based solutions to support multiple ecosystem functions and services. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 8(5), e1545.
- Jakrlová, J. 1999. Produkce biomasy aluviálních luk. In: Šeffler, J., Stanová, V. (eds.) *Aluviálne lúky rieky Moravy – význam, obnova a manažment*. DAPHNE – Centrum pre aplikovanú ekológiu, Bratislava, 139–146.
- Kalusová, V. 2009. Rostlinné invaze v aluviálních biotopech Moravy a Dyje. Diplomová práce. Masarykova univerzita, Brno.
- Keller, L.F., Waller, D.M. 2002. Inbreeding effects in wild populations. *Trends in Ecology and Evolution* 17(5), 230–241.
- Kiedrzyńska, E., Kiedrzyński, M., Zalewski, M. 2015. Sustainable floodplain management for flood prevention and water quality improvement. *Natural Hazards* 76, 955–977.
- Kinsman–Costello, L.E., O'Brien, J., Hamilton, S.K. 2014. Re-flooding a historically drained wetland leads to rapid sediment phosphorus release. *Ecosystems* 17, 641–656.
- Kiss, T., Nagy, J., Fehérváry, I., Vaszkó, C. 2019. (Mis)management of floodplain vegetation: the effect of invasive species on vegetation roughness and flood levels. *Science of The Total Environment* 686, 931–945.
- Klaus, V.H., Sintermann, J., Kleinebecker, T., Hölzel, N. 2011. Sedimentation-induced eutrophication in large river floodplains – an obstacle to restoration? *Biological Conservation* 144(1), 451–458.
- Kochjarová, J., Turis, P., Blanár, J., Hrivnák R., Kliment, J., Vlčko J. 2004. Cievnaté rastliny Muránskej planiny. *Biodiverzita Národného parku Muránska planina*. Reussia 1, Supplement 1, 91–190.
- Kolář, F., Čertner, M., Suda, J., Schönswetter, P., Husband, B.C. 2017. Mixed-Ploidy Species: Progress and Opportunities in Polyploid Research. *Trends in Plant Science* 22 (12), 1041–1055.
- Kollár, J., Šimonovič, V., Kubíček, F., Mazúrová, A. 2005. Zaujímavé nálezy cievnatých rastlín zo Záhorskej nížiny. *Bulletin Slovenskej Botanickej Spoločnosti*, Bratislava, 27, 49–52.
- Krause, B., Culmsee, H., Wesche, K., Bergmeier, E., Leuschner, C. 2011. Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s. *Biodiversity and Conservation* 20, 2347–2364.
- Kulfan, M., Kalivoda, H. 2003. Butterflies and burnets (Papilionoidea, Hesperioidea and Zygaenoidea). In: Stanová, V., Viceníková, A. 2003. *Biodiversity of Abrod – State, Changes and Restoration*. DAPHNE – Institute of Applied Ecology, Bratislava. 249–252.

- Kuneš, P., Svobodová–Svitavská, H., Kolář, J., Hajnalová, M., Abraham, V., Macek, M., Tkáč, P., Szabó, P. 2015. The origin of grasslands in the temperate forest zone of east–central Europe: long–term legacy of climate and human impact. *Quaternary Science Reviews* 116, 15–27.
- Leyer, I. 2005. Predicting plant species' responses to river regulation: the role of water level fluctuations. *Journal of Applied Ecology* 42, 239–250.
- Meier, J.I., Stelkens, R.B., Joyce, D.A. et al. 2019. The coincidence of ecological opportunity with hybridization explains rapid adaptive radiation in Lake Mweru cichlid fishes. *Nature Communications* 10, 5391.
- Melečková, Z., Dítě, D., Eliáš, P. jun., Galvánek, D. 2013. Flóra a vegetácia PR Čistiny – minulosť a súčasnosť. *Bulletin Slovenskej Botanickéj Spoločnosti* 35(1), 61–75.
- Mereďa, P. jun., Hodálová, I. 2011. Cievnaté rastliny. In: Ambróz et al. 2011. *Atlas druhov európskeho významu pre územia NATURA 2000 na Slovensku*. Slovart, Bratislava, 36–119.
- Michalová, M., Hrabovský, M., Kubalová, S., Miháliková, T. 2024. Modelling the *Symphyotrichum lanceolatum* invasion in Slovakia, Central Europe. *Modeling Earth Systems and Environment* 10, 2749–2759.
- Mikulík, J., Sedlářová, M., Vinter, V. 2002. Pathogenic fungi on *Dianthus superbus* subsp. *superbus* and their influence on host plants germination and survival. *Biologica* 39-40, Univerzita Palackého v Olomouci, 19–25.
- Moravec, J., Balátová–Tuláčková, E., Blažková, D., Hadač, E., Hejný, S., Husák, Š., Jeník, J., Kolbek, J., Krahulec, F., Kropáč, Z., Neuhäusl, R., Rybníček, K., Řehořek, V., Vicherek, J. 1995. *Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení*. Ed. 2. Severočeskou Přír., Příl. 1995, 1–206.
- Mucina, L., Bültmann, H., Dierßen, K., Theurillat, J.–P., Raus, T., Čarni, A., Šumberová, K., Willner, W., Dengler, J., García, R.G., Chytrý, M., Hájek, M., Di Pietro, R., Iakushenko, D., Pallas, J., Daniëls, F.J.A., Bergmeier, E., Santomeređas Guerra, A., Ermakov, N., Valachovič, M., Schaminée, J.H.J., Lysenko, T., Didukh, Y.P., Pignatti, S., Rodwell, J.S., Capelo, J., Weber, H.E., Solomeshch, A., Dimopoulos, P., Aguiar, C., Hennekens, S.M., Tichý, L. 2016. Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Applied Vegetation Science* 19, 3–264.
- Němeček, J., Vokoun, J., Smejkal, J., Macků, J., Kozák, J., Němeček, K., Borůvka, L. 2001. *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. ČZU a VÚMOP, Praha, 79 stran.
- Oostermeijer, J.G.B., van Eijck, M.W., den Nijs, J.C.M. 1994. Offspring fitness in relation to population size and genetic variation in the rare perennial plant species *Gentiana pneumonanthe* (Gentianaceae). *Oecologia* 97, 289–296.
- Oostermeijer, J.G.B., Luijten, S.H., Křenová, Z.V., den Nijs, H.C.M. 1998. Relationships between population and habitat characteristics and reproduction of the rare *Gentiana pneumonanthe* L. *Conservation Biology* 12, 1042–1053.
- Passarge, H. 1964. *Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes I*. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Pavlů, L. 2018. *Základy pedologie a ochrany půdy*. Česká zemědělská univerzita, Praha, 76 stran.
- Pavlů, L., Poetsch, E.M., Pavlů, V.V., Titěra, J., Hejcman, M., Gaisler, J., Hopkins, A. 2022. The Admont Grassland Experiment: 70 years of fertilizer application and its effects on soil and vegetation properties in an alluvial meadow managed under a three–cut regime. *Science of The Total Environment* 808, 152081.
- Petrášová, A., Hrivnák, R., Slezák, M. 2015. Bryophyte responses to a moisture gradient within two different spatial scales in mown meadows and mesic pastures. *Grassland Science* 61, 28–33.
- Petsch, D.K., Cionek, V.d., Thomaz, S.M. et al. 2023. Ecosystem services provided by river–floodplain ecosystems. *Hydrobiologia* 850, 2563–2584.

- Pillon, Y., Fay, F.F., Shipunov, A.B., Chase, M.W. 2006. Species diversity versus phylogenetic diversity: A practical study in the taxonomically difficult genus *Dactylorhiza* (Orchidaceae). *Biological Conservation* 129(1), 4–13.
- Potůček, O., Čačko, L. 1996. *Všetko o orchideách*. Slovart, Bratislava. 96 stran.
- Prach, K. 1996. Degradation and restoration of wet and moist meadows in the Czech Republic: general trends and case studies. *Acta Botanica Gallica* 143(4–5), 441–449.
- Procházka, F. 1980. *Naše orchideje*. Krajské muzeum východních Čech, Pardubice. 1. vydání, 296 stran.
- Procházka, F., Velíšek, V. 1983. *Orchideje naší přírody*. Academia, Praha, 1. vydání, 284 stran.
- Prokešová, H. 2013. Jak prostředí a parazitace ovlivňují frekvenci samic v populacích gynodioecického druhu *Cirsium brachycephalum* (Asteraceae)? Diplomová práce. Masarykova univerzita, Brno.
- Průša, D., Šedivý, V. 2022. *Orchideje jižních Čech*. Jihočeský kraj – České Budějovice, 1. vydání, 568 stran.
- Ramsey, J., Schemske, D.W. 1998. Pathways, mechanisms, and rates of polyploid formation in flowering plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, 467–501.
- Rinklebe, J., Franke, C., Neue, H.U. 2007. Aggregation of floodplain soils based on classification principles to predict concentrations of nutrients and pollutants. *Geoderma* 141(3–4), 210–223.
- Rodwell, J.S. (ed.) 1992. *British Plant Communities – vol. 3 Grasslands and Montane communities*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rūsiņa, S. (ed.) 2017. *Outstanding semi-natural grassland sites in Latvia: biodiversity, management, restoration*. University of Latvia, Riga.
- Ružičková, H., Banášová, V., Kalivoda, H. 2004. Morava River alluvial meadows on the Slovak–Austrian border (Slovak part): plant community dynamics, floristic and butterfly diversity – threats and management. *Journal for Nature Conservation* 12(3), 157–169.
- Rybanič, R., Šeffler, J., Čierna, M. 1999. Ekonomické hodnotenie prínosov ochrany a obnovy aluviálnych lúk. In: Šeffler, J., Stanová, V. (eds.) 1999. *Aluviálne lúky rieky Moravy – význam, obnova a manažment*. DAPHNE – Centrum pre aplikovanú ekológiu, Bratislava, 147–160.
- Rybka, V., Rybková, R., Pohlová, R. 2005. *Plants of the Natura 2000 network in the Czech Republic*. Sagittaria, Olomouc, Praha.
- Schaminée, J.H.J., Stortelder, A.H.F., Weeda, E.J. 1996. *De Vegetatie van Nederland. Deel 3: Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en droge heiden*. Opulus.
- Schindler, S., O'Neill, F.H., Biró, M. et al. 2016. Multifunctional floodplain management and biodiversity effects: a knowledge synthesis for six European countries. *Biodiversity and Conservation* 25, 1349–1382.
- Schneider–Binder, E. 2014. Comparative study of alluvial Cnidion–type meadows in the Lower Danube River Basin. *Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research*, Lucian Blaga University of Sibiu 16(2), 39–54.
- Schönbrunner, I.M., Preiner, S., Hein, T. 2012. Impact of drying and re-flooding of sediment on phosphorus dynamics of river–floodplain systems. *Science of the Total Environment* 432, 329–337.
- Shrestha, J., Niklaus, P.A., Pasquale, N., Huber, B., Barnard, R.L., Frossard, E., Schleppei, P., Tockner, K., Luster, J. 2014. Flood pulses control soil nitrogen cycling in a dynamic river floodplain. *Geoderma* 228–229, 14–24.
- Skokanová, H. 2008. Land use changes of River Dyje floodplain in reaches Nový Přerov–Brod nad Dyjí and Nové Mlýny–Lednice, Czech Republic, in the period of 1830–2001 as a reaction to the river Dyje channel regulations. *Ekológia (Bratislava)* 27(1), 82–98.

- Soltis, P.S., Soltis, D.E. 2009. The role of hybridization in plant speciation. *Annual Review of Plant Biology* 60, 561–588.
- Stanová, V., Šeffler, J., Lasák, R., Galvánek, D., Viceníková, A. 1999. Grassland vegetation of floodplain area In: Šeffler, J., Stanová, V. (eds.) 1999. *Morava River Floodplain Meadows – Importance, Restoration and Management*. DAPHNE – Centre for Applied Ecology, Bratislava. 79–101.
- Stanová, V. 2003. Flora of vascular plants. In: Stanová, V., Viceníková, A. (eds.) 2003. *Biodiverzita Abrodu: stav, zmeny a obnova*. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie. 108–115.
- Stanová, V., Viceníková, A. (eds.) 2003. *Biodiverzita Abrodu: stav, zmeny a obnova*. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie. 270 stran.
- Szczepaniak, M., Kamiński, R., Kuta, E., Słomka, A., Heise, W., Cieślak, E. 2016. Natural hybridization between *Gladiolus palustris* and *G. imbricatus* inferred from morphological, molecular and reproductive evidence. *Preslia* 88(1).
- Šeffler, J., Stanová, V., Valachovič, D. 1999. Introduction – the importance and functions of floodplain meadows, nature conservation. In: Šeffler, J., Stanová, V. (eds.) 1999. *Morava River Floodplain Meadows – Importance, Restoration and Management*. DAPHNE – Centre for Applied Ecology, Bratislava. 1–6.
- Šeffler, J., Stanová, V., Mertanová, S. 1999. Restoration of species-rich floodplain meadows – experimental approach. In: Šeffler, J., Stanová, V. (eds.) 1999. *Morava River Floodplain Meadows – Importance, Restoration and Management*. DAPHNE – Centre for Applied Ecology, Bratislava. 119–128.
- Šeffler, J., Čierna, M., Stanová, V., Lasák, R., Galvánek, D. 1999. Large-scale restoration of floodplain meadows. In: Šeffler, J., Stanová, V. (eds.) 1999. *Morava River Floodplain Meadows – Importance, Restoration and Management*. DAPHNE – Centre for Applied Ecology, Bratislava. 129–138.
- Šefflerová Stanová, V. (ed.) 2015. *Manažmentové modely pre údržbu, ochranu a obnovu mokradňových biotopov*. Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, Banská Bystrica, 200 stran.
- Šefflerová Stanová, V., Galvánková, J., Rizman, I. 2015. *Monitoring rastlín a biotopov európskeho významu v Slovenskej republike. Výsledky a hodnotenie za roky 2013–2015*. Banská Bystrica – Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, 300 stran.
- Šilc, U., Ačić, S., Škvorc, Ž., Krstonošić, D., Franjić, J., Dajić Stevanović, Z. 2014. Grassland vegetation of the *Molinio–Arrhenatheretea* class in the NW Balkan Peninsula. *Applied Vegetation Science* 17, 591–603.
- Štípková, Z., Kindlmann, P. 2021. Orchid extinction over the last 150 years in the Czech Republic. *Diversity* 13 (2), 78.
- Taraška, V., Duchoslav, M., Hroneš, M., Batoušek, P., Lamla, F., Temsch, E.M., Weiss-Schneeweis, H., Trávníček, B. 2023. *Dactylorhiza maculata* agg. (Orchidaceae) in Central Europe: Intricate Patterns in Morphological Variability, Cytotype Diversity and Ecology Support the Single-Species Concept. *Folia Geobotanica* 58, 151–188.
- Todesco, M., Pascual, M.A., Owens, G.L., Ostevik, K.L., Moyers, B.T., Hübner, S., Heredia, S.M., Hahn, M.A., Caseys, C., Bock, D.G., Rieseberg, L.H. 2016. Hybridization and extinction. *Evolutionary Applications* 9, 892–908.
- Tomovčík, M., Darolová, A., Kürthy, A., Vongrej, S., Chavko, J., Noga, M. 1999. Ecological relations of birds and floodplain meadow habitats. In: Šeffler, J., Stanová, V. (eds.) 1999. *Morava River Floodplain Meadows – Importance, Restoration and Management*. DAPHNE – Centre for Applied Ecology, Bratislava. 139–146.
- Uitto, A., Juuti, K., Lavonen, J., Meisalo, V. 2006. Students' interest in biology and their out-of-school experiences. *Journal of Biological Education* 40(3), 124–129.

Vičko, J., Dítě, D., Kolník, M. 2003. Orchids (*Orchidaceae*). In: Stanová, V., Viceníková, A. (eds.) 2003. *Biodiversity of Abrod – State, Changes and Restoration*. DAPHNE – Institute of Applied Ecology, Bratislava. 123–127.

Vičko, J., Dítě, D., Kolník, M. 2003. *Vstavačovitě Slovenska (Orchids of Slovakia)*. ZO SZOPK Orchidea, Zvolen. 120 stran.

Whitney, K. D., Ahern, J. R., Campbell, L. G., Albert, L. P., King, M. S. 2010. Patterns of hybridization in plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12(3), 175–182.

Wild, J., Kaplan, Z., Danihelka, J., Petřík, P., Chytrý, M., Novotný, P., Rohn, M., Šulc, V., Brůna, J., Chobot, K., Ekrt, L., Holubová, D., Knollová, I., Kocián, P., Štech, M., Štěpánek, J., Zouhar, V. 2019. Plant distribution data for the Czech Republic integrated in the Pladias database. *Preslia* 91, 1–24.

Willner, W., Kadlec, G., Staudinger, M., Sauberer, N., Vantarová, K.H., Škodová, I., Zuna–Kratky, T., Schratt–Ehrendorfer, L. 2022. Syntaxonomic revision of the Pannonian grasslands of Austria – Part III: Danube and March–Thaya floodplain (including the Slovak side of the river March/Morava). *Tuexenia* 42.

Zelnik, I., Čarni, A. 2008. Wet meadows of the alliance *Molinion* and their environmental gradients in Slovenia. *Biologia* 63(2), 187–196.

Internetové zdroje:

AOPK ČR. 2025. *Portál ISOP* [online databáze]. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, ©2025 [cit. 15. 4. 2025]. Dostupné z: <https://portal.nature.cz/uvod>

PLADIAS – databáze české flóry a vegetace [online]. Brno: Masarykova univerzita, Botanický ústav AV ČR, Jihočeská univerzita, ©2025 [cit. 15. 4. 2025]. Dostupné z: <https://www.pladias.cz>

ŠOP SR. 2025. *Natura 2000 – sústava chránených území členských krajín EÚ* [online databáze]. Banská Bystrica: ŠOP SR, ©2025 [cit. 15. 4. 2025]. Dostupné z: <https://www.sopsr.sk/natura/index1.php?p=4&lang=sk&sec=13>

Právní předpisy:

směrnice Rady 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin

zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny