



Česká zemědělská univerzita v Praze

**Fakulta životního  
prostředí**

## **Studie bahnitých říčních náplavů**



**2018**

Autoři: Vladimír Bejček, Bohumil Mandák

Spolupráce: Karel Boublík, Štěpánka Čížková, Jan Dušek, Veronika Kalníková, Michal Kešner, Karel Kubát, Petr Roth, Jan Rottenborn, Ondřej Volf, Eva Volfová, Vladimír Zdražil

Studie byla zpracována na základě zadání Agentury ochrany přírody a krajiny ČR autorským kolektivem během května a června 2018. Cílem bylo shromáždit maximum informací a zdrojů k tématice bahnitých říčních náplavů.

Zadání studie:

### I. Rešerše

a) Detailní rešerše existující literatury týkající se problematiky bahnitých říčních náplavů, jejich ochrany a dopadů regulace vodních toků na jejich zachování, včetně zahraničních přístupů a zkušeností.

- Rešerše bude navazovat na již provedené práce (Kalníková et al. 2017 a Chvojková a Marková 2009). Zaměří se také na zahraniční publikace (Německo, Rakousko, Francie, USA atd.). Vyhledání literatury k tématům bahnitých náplavů, evropskému stanovišti 3270, drobnokvětů pobřežnímu (*Corrigiola littoralis*), uměle vytvořeným výhonům, managementu náplavů, vlivu vlnování na vegetaci bahnitých říčních náplavů atd.

### II. Bahnité náplavy a drobnokvět pobřežní, říční kontinuum

a) Podrobné vyhodnocení významu stanoviště v rámci ČR a v širším kontextu střední Evropy.

b) Specifikace území, kde se bahnité říční náplavy na základě (historických) map, pozorování a dalších podkladů v České republice kontinuálně přirozeně vyskytovaly a vyskytují s důrazem na oblast českého dolního Labe, resp. EVL Labské údolí a EVL Porta Bohemica.

c) Dynamika a fungování populace drobnokvětů pobřežního na Labi.

d) Význam kontinua výskytu bahnitých říčních náplavů v kontextu ekosystému řeky Labe pro zajišťování ekologických funkcí stanoviště.

- Shrnutí dosavadních poznatků. Pojednání o metapopulačním charakteru náplavů a důležitosti říčního kontinua, konektivity řeky a dalších ekologických funkcích stanoviště.

### III. Lidské zásahy do bahnitých náplavů

a) Zhodnocení výsledků existujících snah o uměle vytváření náplavů s cílem vytvořit plnohodnotnou, funkční a trvale udržitelnou náhradu.

- Analýza monitorovacích zpráv ŘVC zejména s ohledem na funkčnost uměle vytvářených náplavů. Analýza druhového složení rostlin a bezobratlých, hydrologické zprávy. Hodnocení kvality zpracování a reprezentativnost složení druhů pro bahnité náplavy. Součástí rešerše (bod I.) bude též přehled snah o vytvoření umělých náplavů v zahraničí.

b) Problematika managementu náplavů, včetně ukládání štěrku (z prohrábek atp.) na recentních přirozených náplavech ve vztahu k jejich morfologii a k dynamice změn vegetace v místech ukládání štěrku.

Analýza podkladů z monitorovacích zpráv, včetně hydrologického modelu, konzultace s hydrology a návrh možností řešení.

### IV. Možnost kompenzačních opatření

Zadání: a) Stanovení rozlohy bahnitých říčních náplavů na českém dolním Labi, která by byla nutná k zajištění funkční kompenzace.

- Zhodnocení možnosti kompenzačních opatření bahnitých náplavů. Ověření hypotézy, že náplavy je možné uměle vytvářet. Zhodnocení návrhů kompenzací bahnitých náplavů z dokumentace EIA (2016).

# Obsah

|  |    |
|--|----|
| I. Rešerše .....   | 5  |
| I. A Odborná část (typ evropského stanoviště 3270, drobnokvět pobřežní, říční kontinuum) .....   | 5  |
| I.B Kompenzační opatření .....   | 15 |
| I.C Vliv vln .....   | 19 |
| II. Bahnitě říční náplavy, drobnokvět pobřežní, říční kontinuum .....                            | 20 |
| II.A Podrobné vyhodnocení významu stanoviště v rámci ČR a v širším kontextu střední Evropy ..... | 20 |
| II.A.1. Česká republika .....  | 20 |
| II.A.2 Evropa .....  | 25 |
| II.A.3 Labe .....  | 28 |
| II. B Rozšíření bahnitých náplavů .....  | 30 |
| II.B.1 Náplavy v ČR .....  | 30 |
| II.B.2 Historický pohled na drobnokvět a bahnitě náplavy na Labi .....                           | 31 |
| II.B.3 Historická souvislost výskytu drobnokvětu s výstavbou stupňů .....                        | 33 |
| II.B.4 Souvislost koncentračních výhonů s výskytem náplavů .....                                 | 34 |
| II.C Dynamika a fungování populace drobnokvětu pobřežního na Labi .....                          | 36 |
| II. D Význam kontinua výskytu bahnitých říčních náplavů .....                                    | 42 |
| III. Lidské zásahy do bahnitých náplavů .....  | 44 |
| III.A Koncentrační výhony .....  | 44 |
| III.B Management náplavů .....   | 49 |
| IV. Možnost kompenzačních opatření .....   | 51 |
| IV.A Koncepce vodní dopravy .....  | 51 |
| IV.B Kompenzační opatření .....  | 52 |
| IV.B.1 Co jsou kompenzační opatření .....  | 52 |
| IV.B.2 Náhrada lokality na jiném místě v České republice .....                                   | 54 |
| IV.B.3 Možnosti kompenzačních opatření na toku Labe mezi Střekovem a státní hranicí .....        | 54 |
| IV.B.4 Dotčené rozlohy .....   | 61 |
| V. Závěr .....   | 63 |

### **Seznam zkratk**

AOPK ČR – Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky

ČR – Česká republika

ČVUT – České vysoké učení technické

EEC – European Economic Community – Evropské hospodářské společenství

EIA – Environmental Impact Assessment – hodnocení vlivů na životní prostředí

EK – Evropská komise

EVL – evropsky významná lokalita

IROPI – imperative reasons of overriding public interest – naléhavé důvody převažujícího veřejného zájmu

MD – ministerstvo dopravy

MŽP – ministerstvo životního prostředí

PSD – Plavební stupeň Děčín

ŘVC – Ředitelství vodních cest

SEA – Strategic Environmental Assessment – strategické hodnocení vlivů na životní prostředí

SRN – Spolková republika Německo

### **Seznam příloh**

Příloha 1: Odborný posudek „Úprava a doplnění experimentálních výhonů na Labi v ř. Km 733,0 – 734,6“ (Volfová, Čížková 2018)

Příloha 2: Tabulka fytoocenologických snímků a jejich klasifikace expertním systémem

## I. Rešerše

### I. A Odborná část (typ evropského stanoviště 3270, drobnokvět pobřežní, říční kontinuum)

Podklady k části rešerše týkající se bahnitých říčních náplavů jako hlavního předmětu studie byly shromážděny z prací Chvojkové a Markové (2009), Kalníkové et al. (2017) a Rottenborna (2018) a dalších. Nejprve je věnována pozornost samotným náplavům, pak drobnokvětu pobřežnímu jako indikátoru výskytu hodnotných náplavů. Nakonec je téma zasazeno do širšího kontextu říčního ekosystému.

Terminologická poznámka:

V zadání studie figurují tzv. „bahnitě říční náplavy“. Jedná se o zkrácenou variantu názvu typu evropského stanoviště 3270, plný název zní: „bahnitě břehy řek s vegetací svazů *Chenopodium rubri* p.p. a *Bidention* p.p.“. Typ evropského stanoviště neboli habitat je vymezen dle směrnice Evropských společenství 92/43/EEC, přílohy I. Českou analogii typu evropského stanoviště 3270 představuje přírodní biotop M6. Studie tak pro označení stejné věci používá několik rovnocenných názvů:

- bahnitě říční náplavy, zkráceně i bahnitě náplavy, případně jen náplavy,
- typ evropského stanoviště 3270, zkráceně typ stanoviště,
- habitat 3270 nebo zkráceně habitat,
- biotop M6.

Fytocenologicky odpovídá svazům *Chenopodium rubri* p.p. a *Bidention* p.p.

Na úseku Labe mezi Střekovem a státní hranicí nemají náplavy bahnitý, ale spíše štěrkopískový charakter. Patří k danému typu stanoviště a jsou označovány jeho názvem, tedy „bahnitě říční náplavy“.

**Bahnitě říční náplavy** jsou dynamickým typem stanoviště, závislým na střídavém zaplavování a obnažování. Zaplavování a mechanické narušování proudem řeky blokuje sukcesi vegetace, obnažení umožňuje vývoje specifické vegetace přizpůsobené podmínkám náplavu. Druhy snášejí přehřívání a vysychání povrchu náplavů, jedná se o reliktní stanoviště světlomilných rostlin.

Typ evropského stanoviště 3270 „bahnitě břehy řek s vegetací svazů *Chenopodium rubri* p.p. a *Bidention* p.p.“ je tvořen pionýrskými porosty jednoletých bylin vyvíjejících se na obnažených bahnitých a písečných náplavech tekoucích vod. Podmínkou pro vznik náplavů je přirozená erozně-akumulační činnost řek, která se projevuje především na neregulovaných nebo méně regulovaných tocích. Jelikož jsou tato společenstva závislá na době a délce obnažení břehu, resp. délce a intenzitě záplav, nemusí se utvářet každý rok a jsou velmi proměnlivá druhově i morfologicky. Minimální doba obnažení náplavů během vegetační sezóny zaručující rozvoj vegetace je 8–10 týdnů. Optimum vývoje spadá až do druhé poloviny vegetačního období (Chvojková a Marková 2009).

Klíčovým faktorem pro existenci biotopu je výrazné kolísání vodní hladiny v průběhu celého roku. Dochází k potlačování přirozené sukcese, čímž je zajištěn dostatek ploch pro rozvoj vegetace jednoletých bylin. K ekologickým nárokům stanoviště je dále řazena akumulace jádra náplavů, dostatek volného materiálu k tvorbě náplavů v korytě řeky, zachování celistvosti toku – říční kontinuum (viz dále). K akumulaci materiálu unášeného vodou dochází v místech, kde je síla vodního proudu oslabena, nejčastěji ve vnitřní části meandrů ve směru po proudnici. Pro vegetaci je typická plošná fluktuační, náplavy periodicky vznikají a zanikají. Velká dynamika stanoviště má za následek, že je obtížné plošně kvantifikovat výskyt této vegetace k určitému datu (Chvojková a Marková 2009).

Jejich vývoj a obnova jsou ovlivněny především narušováním vodním proudem, hlavně frekvencí, intenzitou, délkou trvání a obdobím záplav. Mechanické narušování povrchu náplavů je příčinou blokování sukcese. Díky pravidelným disturbancím a určité době zaplavení, kterou ne všechny druhy snesou, zůstává vegetace náplavů nezapojená a neustálým narušováním se obnovují volné,

otevřené plochy vhodné k další kolonizaci. A to jak druhy ze semenné banky, tak i druhy z blízkého okolí či druhy, jejichž diasporu byly transportovány vodou při povodni (Jeník 1955).

Nestabilita a narušování, jako základní znaky řečiště, vedou ke vzniku velmi specifického typuspolečenstva. To se vyvíjí po poklesu vody v tocích a obnažení říčního dna stále znova, a to v nepravidelných intervalech, na různě dlouhou dobu, nejčastěji v druhé polovině léta a v časném podzimu. V některých letech, kdy hladina vody neklesne hlouběji pod normální stav, se ale nevytvoří vůbec. Tomuto režimu je zvláště přizpůsobena skupina druhů, která se zřejmě vyvinula právě na takových stanovištích, kde má své optimum (Blažková 2004).

Při povodních představuje pro rostliny největší stres nedostatek kyslíku, ke kterému dochází během zaplavení a po převrstvení novými sedimenty, kdy jsou rostliny mechanicky poškozovány, mění se vlhkostní i světelné podmínky, obsah živin a kyslíku (Koppová 2001). Semenáčky dřevin dlouhodobější zaplavení snadno zahubí a z vytrvalých bylin přežijí ty, které z větší části vystupují nad hladinu (např. *Phalaris arundinacea*), anebo krátkodobé zaplavení snesou (např. *Rorippa sylvestris*). Jednoletky jsou do určité míry selektovány také, ale specialisté adaptovaní na podobný biotop, jako *Corrigiola littoralis*, *Cyperus fuscus* nebo *Limosella aquatica*, to zvládají dobře (Rottenborn 2018).

Kromě zaplavování působí na vegetaci náplavů také další ekologické faktory, kterými jsou především obsah živin v substrátu, přehřívání povrchu náplavu a jeho vysychání, různá výška hladiny podzemní vody či míra zástínu. Raná sukcesní stadia šterkových náplavů se mohou vyznačovat velkou druhovou bohatostí. Druhová diverzita určitého vegetačního typu závislého na režimu disturbancí se odvíjí od pravidelnosti těchto disturbancí. Diverzita druhů náplavů je největší v časných fázích sukcese, a pokud se již nevyskytují další disturbance nebo se jejich režim změní, postupně se počet druhů snižuje (Denslow 1980, Ward a Tockner 2001, Naiman et al. 2005). Velká druhová bohatost pravděpodobně souvisí i s tím, že říční nivy, a tudíž i samotné náplavy fungovaly jako refugia druhů otevřených, nezalesněných stanovišť (Ložek 2007, Jankovská 2008). Na náplavy tak lze pohlížet jako na reliktní stanoviště důležitá pro přežívání světlomilných druhů (Rottenborn 2018).

### Labské náplavy

Bylinná vegetace přirozených až ruderalních nitrofilních společenstev obnažených půd na březích Labe se řadí ke svazům *Eleocharition ovatae* a *Bidention tripartitae* (asociace *Polygono brittingeri-Chenopodietum rubri*) (Chytrý 2011).

Společenstva svazu *Eleocharition ovatae* se vyskytují v přirozených i antropogenních periodických mokřadech. Substrát těchto stanovišť je za zvýšeného stavu vody zaplaven a po jejím opadnutí postupně vysychá. Za těchto podmínek postupně klíčí semena jednoletých rostlin. Ta přečkávají v semenné bance i několik desítek let. Důležité je, že delší zaplavení a krátkodobé obnažení substrátu blokuje sukcesi konkurenčně zdatnějších vytrvalých bylin. Dojde-li k narušení periodičnosti záplav, dochází k rychlým sukcesním pochodům (Šumberová 2006). Většina společenstev tohoto svazu je tvořena několika druhy s širší amplitudou i rozšířením. Obvyklé je i zastoupení druhů jiných tříd mokřadní vegetace. Řada druhů tohoto svazu je považována za ohrožené (Hejný 1995).

Vegetace svazu *Bidention tripartitae* zahrnuje porosty mohutných jednoletých vlhkomilných bylin, pro které je charakteristický rychlý růst a tvorba velkého množství biomasy i diaspor. Tyto druhy se vyznačují morfologickou a anatomickou plasticitou, která jim umožňuje přežít disturbační jevy v prostředí, především náhlé změny substrátu, množství dostupných živin a světla. Výška porostu může dosahovat až 150 cm. Plně zapojené porosty jsou druhově chudé. Do rozvolněných typů vstupuje řada druhů z prostorově nebo sukcesně navazujících typů (Šumberová 2006).

V těchto pionýrských porostech převažují rody *Bidens*, *Chenopodium* a *Persicaria*. Pokud nejsou porosty zcela zapojené, bývají druhově bohatší. Vyskytuje se v nich mnoho dalších jednoletých ruderalních druhů (např. *Amaranthus retroflexus* a *Echinochloa crus-galli*) a dokonce i rostliny kulturní (např. *Helianthus tuberosus* a *Solanum lycopersicum*), dále druhy rákosin (např. *Phalaris arundinacea* a *Phragmites australis*), vysoké ostřice (např. *Carex buekii* a *C. riparia*) a obojživelné

rostliny mělkých lagun (*Alisma plantago-aquatica*, *Butomus umbellatus*, *Rorripa amphibia* aj.). Objevují se i drobné jednoletky, např. *Cyperus fuscus*, *Juncus bufonius* a *Limosella aquatica*. Na bahnitých náplavech s příměsí šterku na dolním Labi se pravidelně vyskytuje *Allium schoenoprasum* subsp. *schoenoprasum* a velmi vzácně *Corrigiola littoralis*, která je vázaná pouze na tento biotop (Šumberová 2001).

**Drobnokvět pobřežní** (*Corrigiola littoralis*) je taxonomicky řazen do čeledi *Caryophyllaceae* a podčeledi *Paronychioideae*. Tato podčeď bývá často vyčleňována i jako samostatná čeď *Illecebraceae* (Behnke 1993). Drobnokvět je druh úzce vázaný na typ evropského stanoviště 3270, jedná se o typický druh (Chvojková, Marková 2009).

Areál drobnokvětu pobřežního lze charakterizovat jako subatlanticko-submediteránní, přičemž atlasko-subatlantská tendence silně převažuje (Wisskirchen 1995). Druh je rozšířený především v územích při Středozeňmím moři jižní a západní Evropy. Původní výskyt je udáván z následujících území: Albánie, Alžírsko, Baleárské ostrovy, Belgie, Bulharsko, Česko, Dánsko, Francie, Chorvatsko, Itálie, Izrael, Korsika, Krym, Libanon, Malta, Maroko, Německo, Nizozemí, Polsko, Portugalsko, Řecko, Sardinie, Sicílie, Slovinsko, Sýrie, Španělsko, Švýcarsko, Tunisko, Turecko, Ukrajina a Velká Británie. Druh vyhynul v Dánsku (Field 1994). V České republice, Švýcarsku a Velké Británii má drobnokvět status kriticky ohroženého druhu. V Británii přežívá na poslední lokalitě. V Nizozemí a Belgii je považován za ohrožený druh, v Německu a Polsku za druh zranitelný. Zavlečen je např. ve Švédsku, jižní Africe a v Severní Americe (Rankou et al. 2015, Jalas a Suominen 1983).

Na našem území je druh striktně vázaný na specifický typ biotopu, kterým jsou šterkopískové náplavy obnaženého říčního dna na velkých řekách (které patří do typu evropského stanoviště 3270). Historicky (asi před 100 lety) se vyskytoval na Vltavě od Prahy až k Mělníku a na Labi od Mělníka až ke státní hranici (Kubát in Šutera a Kuncová 2001). V současnosti se vyskytuje pouze na úseku Labe mezi Ústím nad Labem a státní hranicí. Dále existuje jeden druhotný výskyt v Praze (Rottenborn 2018).

Jedná se o drobnou jednoletou bylinu s lými, sivozelenými listy. Lodyhy jsou rozprostřené, poléhavé, 5 – 25 cm dlouhé, v kruhovitě uspořádaných trsech. Listy jsou celokrajné, tupé a nepatrně dužnaté, přízemní až 3 cm dlouhé, vytvářející růžici. Lodyžní listy střídavé, podlouhle čárkovité až úzce kopinaté, 0,5 – 2 cm dlouhé, 4 – 15 krát delší než široké. V dolní částij sou listy přiblížené a zdánlivě vstříčné. Listy jsou opatřené blanitými kopinatými a zašpičatělými palisty, dosahujícími délky asi 1/3 lodyžního listu. Květy pravidelné, drobné, 1,5 – 2 mm v průměru, v hustých, klubkovitě stažených koncových i úžlabních vidlanech. Při bázi vidlanů přítomny drobné listeny. Kališní lístky 1 – 1,5 mm dlouhé, vejčité, bylinné, se širokým bělavým blanitým okrajem a vyniklou hnědavou střední žilkou. Korunní lístky široce vejčité až vejčité okrouhlé, bílé, kratší než kalich (vyvinuly se z vnějšího kruhu tyčinek). Tyčinek je pět, blizny jsou tři, velmi krátké a zkroucené. Nažky široce elipsoidní, nezřetelně trojboké, 1 – 1,5 mm dlouhé, s vytrvávajícím kalichem, opadavé, za zralosti tvrdé, načernalé (Coker 1962, Dvořáková 1990, Mills 1996, Rose 2006).

#### Životní cyklus, způsoby šíření, ekologie, fenologie

Drobnokvět je jako jednoletá rostlina dobře přizpůsobená velmi krátkému životnímu cyklu v nestabilním prostředí. Rostlina je opylována hmyzem nebo příležitostně je autogamická. Za stresových podmínek (např. při krátkodobém zaplavení nebo zastínění) může docházet k samoopylení v uzavřených květech – fakultativní kleistogamii (Coker 1962, von Lampe 1996). Drobnokvět patrně využívá mechanismus samoopylení i v příznivých podmínkách, což by mohlo vysvětlovat nízkou genetickou variabilitu v některých populacích (Durka 1999).

Drobnokvět není druh konkurenčně zdatný. Jeho životní strategií je adaptace na silně disturbované prostředí, patří tedy mezi R-strategie (Mills 1996). Zvýšení hladiny vody v zimním období a nepředvídatelné povodňové události jsou nezbytné pro odstranění konkurenčních druhů a zachování vhodného substrátu (Byfield 1992). Zaplavení během vegetační sezóny snáší údajně špatně (Staceyho 2008). Bylo však pozorováno, že 2 (- 3) týdenní zaplavení jsou bez zřetelných

negativních dopadů na populaci drobnokvětu (Kubát 1999). Není známo, že by se rostlina rozmnožovala vegetativně, ačkoli její lodyhy jsou poměrně křehké (Rottenborn 2018).

Životní cyklus začíná uvolněním a šířením nažek, jako primární faktor šíření se uvažuje hydrochorie (Coker 1962, Durka 1999). Vzhledem k nepatrné hmotnosti, která je průměrně 0,3 mg (Kühn a Klotz 2002), mohou být snadno transportovány proudem (Cordes a Metzinger 1997). Proti tomu mluví udávaná nízká genetická variabilita populací na náplavech (Durka 1999) a empirické zkušenosti, semena jsou označena jako spíše těžká (Kubát, in verb.). Není objasněno šíření rostlin proti proudu říčních toků a do vypuštěných vodních nádrží. Možným vysvětlením je např. zoochorie (patrně spíše endozoochorie) prostřednictvím vodního ptactva, které rostlinu velmi často konzumuje (Rottenborn, osobní pozorování, Vazačová 2009). Avšak je podezřelé, že by se u nás tímto způsobem nerozšířila na vodní plochy v okolí Labe (Kubát, in verb.). Případně se uvažuje i o šíření diaspor prostřednictvím hospodářských zvířat či lodní dopravou (Kubát 2006). V roce 2009 byly provedeny pokusy zachování klíčivosti po průchodu trávicí soustavou ptáků, která byla vysoká (Vazačová 2009).

Semena jsou schopna vyčkat na vhodné podmínky i řadu let. Druh klíčí na obnažených říčních dnech v okamžiku poklesu hladiny v jarních, letních i podzimních měsících a svůj cyklus musí dokončit dříve, než hladina vody opět stoupne (Byfield 1992). Semena také pro vyklíčení vyžadují osvětlení. Jsou schopna klíčit ponořena ve vodě, ale následně musí hladina ustoupit, aby přežil semenáček (Stacey 2008). Uváděná doba kvetení je od června do října (Dvořáková 1990). Výjimečně bylo pozorováno kvetení i na konci listopadu a dokonce pod částečnou sněhovou pokrývkou (Chvojková a Marková 2009). V roce 2008 z důvodu oteplení v průběhu měsíce listopadu rostliny dokonce znovu obrůstaly z růžice a snažily se vytvářet zcela nové lodyhy, přičemž původní lodyhy ukončovaly růst a kvetení. Poupata i odkvetlé květy se postupně odlamovaly a ukládaly se v blízkém okolí rostlin (Chvojková a Marková 2009). Pro tento jev neexistuje uspokojivé vysvětlení. Rostliny nebyly poškozené mrazem, protože *Corrigiola* je schopna krátkodobě přežít i mráz -8 °C (von Lampe 1996). Podobný jev nebyl u drobnokvětu ani jiných našich druhů obnažených den dosud pozorován (Šumberová, in verb.).

Klíčivost semen byla zatím testována ve třech studiích. První studie zkoumala klíčivost semen z poslední současné britské lokality ve Staptonu a ukázala, že v laboratorních podmínkách semena vykazovala vysokou klíčivost (80 – 90 %) na vlhkém filtračním papíru při pH 8; na substrátu z lokality byla klíčivost 75 %. Schopnost klíčení byla výrazně snižována nedostatkem vlhkosti a hlubokým zanořením v substrátu. Za normálních podmínek semena klíčila po 6 týdnech. Skarifikace (umělé narušení osemení) způsobila, že semena klíčila už po 14 dnech a měla 100% klíčivost (Coker 1962). Druhá studie testovala semena ze dvou lokalit v Sasku-Anhaltsku (Německo) a uvádí klíčivost 10 – 45 %. První semena začala klíčit již po 10 dnech, 5 % semen dokázalo klíčit i pod vodou. V přirozených podmínkách bylo klíčení pozorováno od konce dubna do poloviny října. Bylo také pozorováno, že menší část semen je klíčivá ihned po dozrání. Při kultivaciu bylo kvetení pozorováno po 30 dnech. Plody dozrávají po 2 až 3 týdnech. Díky rychlému životnímu cyklu mohou během jedné vegetační sezóny plodit dvě generace rostlin, protože některá semena nemají primární dormanci (von Lampe 1996). Klíčivost byla také zkoumána v práci Chvojkové a Markové (2009). Po sedmi dnech od založení pokusu byly pozorovány první klíčící rostliny. Celkem vyklíčilo 191 z 200 semen, což představuje 95,5% klíčivost. Osm nevyklíčených semen bylo prázdných.

### Genetická variabilita

Zatím jediná studie genetické diverzity ukázala, že druh disponuje nízkou genetickou variabilitou, vysvětlovanou samoopylením. Okrajové populace (Německo) mají variabilitu ve srovnání s populacemi v centru areálu (Francie) ještě výrazně nižší (Durka 1999). To lze vysvětlit efektem zakladatele (founder effect), který se vyskytuje v případě kolonizace okrajového území jen několika málo jedinci. I když je pak nové území obsazeno a později hustě osídleno, genetická variabilita této nové populace je mnohem nižší než mateřské populace. Druhým, vzájemně si neodporujícími vysvětlením, je efekt hrdla láhve (bottle-neck effect) popisovaný u populací, které prošly silným snížením početnosti, ale přežily a později se jejich početnost opět zvýšila. Genetická variabilita takových populací je většinou výrazně menší, než byla před snížením početnosti. Pro populace



na českém Labi, které tvoří východní hranici celkového areálu, je pravděpodobnější první vysvětlení (Rottenborn 2018).

### Ekologické nároky

Typickými stanovišti drobnokvětu jsou vysychavé nádrže, vlhké písčité nebo štěrkové okraje řek, písčité prohlubně, obnažená dna říčních koryt, mokré pastviny, železniční tratě a okraje silnic (Coker 1962, Davis 1965, Pignatti 1982, Valdés et al. 1987, Field 1994, Durka 1999, Conti et al. 2005, Blanca et al. 2011, Dimopoulos et al. 2013). Železniční tratě a silnice jsou však výjimečným stanovištěm pro výskyt druhu. Z typů stanovišť a ostatních charakteristik druhu lze vyvodit, že se jedná o výrazně heliofilní rostlinu, která nesnáší zastínění a v místech bez trvalé disturbance nemůže přežít (Kubát 1999). Drobnokvět osidluje především půdy chudé na živiny, ale ne proto, že by to bylo jeho optimum, ale proto, že není schopen konkurovat rychle rostoucím nitrofilním druhům (Cordez a Metzging 1997). Hlavní složkou substrátu bývá písek nebo štěrk. Analýzou substrátu z lokalit s výskytem drobnokvětu v ČR bylo zjištěno, že se jedná o směs s převahou hrubého písku (průměr zrn 0,63 – 2 mm) a drobného až středního štěrku s průměrem zrn 2 – 20 mm (Chvojková a Marková 2009). To je podobné vlastnostem substrátu popisovaného z lokalit v Anglii (Coker 1962). Naproti tomu lokality v Německu jsou čistě pískové s převahou středního až hrubého písku (von Lampe 1996). Jedná se tedy vždy o substráty s dobrým provzdušněním. Půdní vzduch nemusí být limitujícím faktorem, protože rostliny přežívají i dlouhé a opakované zaplavení (Kubát 1999). Po opadnutí vody se substráty s vysokým podílem minerální složky relativně rychle ohřívají a nabízejí semenům optimální podmínky ke klíčení. Při silném ozáření mohou mít substráty s výskytem drobnokvětu povrchovou teplotu přes 50 °C (Cordes a Metzging 1997). Štěrkopískový substrát může ve svrchních vrstvách rychle vysychat, ale v hlubších vrstvách je ztráta vody nízká (Coker 1962).

Drobnokvět má na jednoletou rostlinu překvapivě dobře vyvinutý kořenový systém s délkou hlavního kořene až 40 cm. Díky tomu je schopen snášet sucho, při dlouhodobém suchu je ale pozorováno vadnutí (Cordes a Metzging 1997).

Drobnokvět nalézá optimum v územích s oceánickým klimatem. Je tedy závislý na dostatku vlhkosti a příznivé teplotě. Ve srážkově chudších kontinentálních oblastech je nedostatečné množství srážek kompenzováno blízkostí vodní hladiny toků. Odhadnuté klimatické limity v rámci původního rozšíření (von Lampe 1996, Coker 1962, Vogel 1997):

- severní hranice – červencová izoterma max. 16 °C
- jižní hranice – minimální roční úhrn srážek 600 mm
- východní hranice – 180 dní bez mrazu, lednová izoterma min. -2 °C.

Je ovšem těžké odhadnout, jak je rostlina ovlivněna nejnižšími průměrnými teplotami, protože zimní období přežívá ve stádiu semen (Durka 1999).

Přehled optimálních ekologických faktorů (Ellenbergovy indikační hodnoty) druhu *Corrigiola littoralis* (Ellenberg et al. 1992):

- Světlo: 8 silné oslunění,
- Teplota: 6 teplé oblasti,
- Kontinentalita: 2 oceánický-suboceánický druh,
- Vlhkost: 7 druh vlhkých půd,
- Substrátová reakce: 5 středně kyselá půdy,
- Živiny: 5 středně chudá (mesotrofní) stanoviště.

### Fytcenologická vazba

V České republice je druh fytcenologicky vázán ve společenstvech třídy *Bidentetea tripartitae*, která zahrnuje porosty jednoletých vlhkomilných bylin, pro které je charakteristický rychlý růst a tvorba velkého množství nadzemní biomasy a diaspor. Společenstvo navazuje na porosty

drobných vlhkomilných jednoletek třídy *Isoëto-Nano-Juncetea*. Společným znakem je velká morfologická a anatomická tvárnost druhů, která jim umožňuje přežít v prostředí vystaveném nenadálým a rychlým změnám vlhkosti substrátu, množství dostupných živin a světla. Pokud není vegetace zcela zapojena (a pak často dochází k dominanci několika málo druhů), vstupuje do porostů řada druhů z okolních nebo sukcesně navazujících typů. Tento typ vegetace osidluje přirozená i antropogenní stanoviště, na kterých dochází k periodickému zaplavování a obnažování substrátu. Porosty na říčních náplavech jsou rozvolněnější a druhově bohatší než na jiných typech stanovišť. Díky silné disturbanci a snadnému přenosu diaspor bývá tento typ vegetace velmi často invadován nepůvodními druhy (Rottenborn 2012).

Ve třídě *Bidentetea tripartitae* nejčastěji roste ve společenstvech svazu *Bidention tripartitae*, zejména v porostech asociace *Polygono brittingeri-Chenopodietum rubri*. Tato asociace je tvořena rozvolněnými vícevrstevnými porosty s převahou jednoletých nitrofilních bylin. I v současnosti se vyskytuje především na říčních náplavech. V minulosti byla pravděpodobně druhově chudší a zahrnovala hlavně původní evropské vlhkomilné druhy. K obohacování porostů ruderalními bylinami docházelo zřejmě již od neolitu. K dalšímu pronikání nových druhů dochází od 19. století v souvislosti se šířením neofytů. Diagnostickými druhy této asociace jsou *Alopecurus aequalis*, *Atriplex prostrata* subsp. *latifolia*, *Bidens frondosa*, *Carex bohemica*, *Chenopodium ficifolium*, *Ch. glaucum*, *Ch. rubrum*, *Echinochloa crus-galli*, *Myosoton aquaticum*, *Oenanthe aquatica*, *Persicaria lapathifolia*, *Potentilla supina*, *Ranunculus sceleratus*, *Rorippa palustris*, *Rumex maritimus* a *Veronica anagallis-aquatica*. Tato druhová garnitura je přítomna i na Labi. Mechové patro většinou chybí, ale pokud je vyvinuto, obsahuje vzácné mechorosty s krátkým životním cyklem a adaptacemi na toto prostředí (např. velké spory), jako jsou játrovka *Riccia cavernosa* nebo mechy rodu *Physcomitrium* (Šumberová 2010).

Při porovnání stanovištního profilu asociace s nároky drobnokvětu se ukazuje, že se optima ve třech faktorech nepřekrývají. Za prvé v optimu světelnosti, kdy se *Corrigiola* jeví jako druh velmi otevřených porostů, což koresponduje s jeho výskytem v porostech s velmi malou pokrývností. Za druhé v optimu pro obsah živin, kdy *Corrigiola* snáší nižší obsah živin, což by vysvětlovalo, proč je tento druh vázán pouze na štěrkopískové a nikoli na bahnitě náplavy (což může souviset s malou konkurenční zdatností druhu). Třetí a největší odlišnost se týká kontinentality, kdy je drobnokvět vázán na oceánické až suboceánické klima. Tento faktor by měl představovat hlavní omezení pro rozšíření druhu. Labské údolí s přilehlým okolím představuje výběžek území s výskytem suboceánských druhů jako jsou *Hypericum pulchrum* nebo *Luronium natans* (Suda et al. 2000, 2001). To je možným vysvětlením, proč *Corrigiola* jako suboceánský-oceánský druh svým areálem proniká na území ČR spolu s ostatními druhy právě touto migrační cestou.

### Výskyt

Lokality drobnokvětu v České republice (Rottenborn 2018):

10b. Pražská kotlina: 5952b, Praha (1832 Hofman LIT; 1857 Kheil PR), Žižkov nádraží (Hadinec et Lustyk 2014), 5952d, mezi Holešovicemi a Pelcem (Opiz, Čelakovský 1878) – 11a. Všetatské Polabí: 5652d, Hořín (1942 Mikuláš OMP) – 7b. Podřipská tabule: 5652c, Vraňany (1947 Štastný LIT) – 5552a, Štětí (Lichtnecker, Čelakovský 1888b) – 5551b, Záluží (1889 Lichtnecker PR; 1902 Binder BRNU) – 5b. Roudnické písky: 5551b, Brzánky (Novák 1919) – 5551d, Dobříň do r. 1911 (Novák 1905 PRC), Roudnice nad Labem (1902 Binder PR), Vědomice (Reuss 1862) – 5551a, Lounky (1862 Reuss PR) – 5a. Dolní Pochví: 5450d, Litoměřice, Střelecký a Písečný ostrov (1842–65 Kolařík LIT, PR; 1881 Conrath PRC), Litoměřice, písčité břehy Labe a Ohře (1868 Mayer PR), Žalhostice (Mayer, Čelakovský 1877, 1935 Mittelbach LIT) – 5450c, Lovosice (Mayer, Čelakovský 1877, 1935 Mittelbach LIT), Lhotka, mezi Píšťany a Velkými Žernoseky (Conrath, Čelakovský 1888a), – 4b. Labské středohoří: 5450c, Mezi Velkými Žernoseky a Libochovany (1934 Preis PRC) – 5450a, Prackovice (1893 Anders PR), Dolní Zálezly (1903 Domin PRC) – 5350a, Střekov (1906 Baborová BRNU), Mezi Ústím a Vaňovem (1894 Schubert PR), Ústí nad Labem (1903 Domin PRC), Ústí nad Labem mezi silničním a železničním mostem (1968–1982 Kubát LIT, 2008–2017 Rottenborn pers. obs.), Mezi Ústím a Olšinkami (1889 Bubák PR, BRNU), Svádov (1904 Schubert PR; 1968–1982 Kubát LIT) – 5350b, Mezi Svádovem a Valtířovem (1968–1982 Kubát LIT), pravý břeh Labe proti Kozí hoře (1968–1982 Kubát LIT, 2008–2015 Rottenborn pers. obs.), Proti tüním

za Velkým Březnem (1968–1982 Kubát LIT), pravý břeh Labe proti Roztokům za Malým Březnem (1968–1982 Kubát LIT, 2008–2015 Rottenborn pers. obs) – 5351a, Přerov (1968–1982 Kubát LIT, 2015 Joza) – 5251c, tůň za Těchlovicemi (1968–1982 Kubát LIT), Malšovice (s. d. Schubert PR), Přední Lhota (1968–1982 Kubát LIT) – 45a. Lovečkovické středohoří: 5251c, Nebočady (1968 – 1982 Kubát LIT) – 5251a, mezi Křešicemi a Děčínem (1968–1982 Kubát LIT), Děčín (1849–1857 Malinský BRNU, OP, PR), Děčín – u železničního mostu 50°46'34"N 14°12'23"E (1968–1982 Kubát LIT, 2013 Bauer) – 46b. Kaňon Labe: 5251a, Děčín – ústí Ploučnice 50°46'41"N 14°12'24"E (1968–1982 Kubát LIT, 2013–2017 Bauer), Horní Žleb (1861 s.coll. PRC; 1968–1982 Kubát LIT), Horní Žleb 50°47'43"N 14°14'5"E (2013–2017 Bauer), Podskalí, 50°48'51"N 14°13'29"E (2013–2017 Bauer) – 5151c, Dolní Žleb 50°50'10"N 14°13'33"E a 50°50'24"N 14°13'14"E (2013–2017 Bauer) – 5151a, pravý břeh Labe pod Labskou stráň, několik lokalit (2013–2017 Bauer) – 80a. Vsetínská kotlina: 6574b: Horní Bečva poblíž Rožnova pod Radhoštěm (Schlosser, Formánek 1897), údaj je pravděpodobně mylný (Kubát 1985).

### Ohrožení

Druh je ohrožen především ztrátou vhodného biotopu. Štěrkopískové náplavy řek, které jsou vhodným substrátem pro růst drobnokvětu, jsou obnažené pouze při nízkých průtocích a zároveň musí být při zatopení vystaveny tak silnému proudění, aby nedocházelo k ukládání jemných sedimentů. Zásah do přirozeného režimu říčního průtoku tedy může ovlivnit výskyt nejen samotných rostlin drobnokvětu, ale jeho biotopu jako takového. Vztah mezi budováním vodních děl a zánikem lokalit druhu byl již prokázán (Kubát 2001). Dnes se druh vyskytuje už pouze na posledním nevzdutém a málo regulovaném úseku Labe mezi Masarykovým zdymadlem v Ústí nad Labem a státní hranicí s Německem. Vzhledem k soustavným plánům na celoroční splavnění řeky i na tomto úseku lze očekávat, že pokud se stavba dalších děl uskuteční, vymizí tento kriticky ohrožený druh z naší květeny (Rottenborn 2018).

V minulosti byly přirozené břehy řeky Labe zpevněny kamennou dlažbou, záhozem či výstavbou opěrných zdí anebo byly zatopeny následkem výstavby vodních děl budovaných pro zlepšení plavebních podmínek, jako ochrana před povodněmi nebo pro stabilizaci břehů v obcích. Těmito technickými úpravami nevratně zaniklo množství lokalit s druhy rostlin charakteristickými pro řeku Labe. To se projevilo na silném úbytku dnes již ohrožených druhů rostlin „velkých“ řek, řada z nich vyhynula nebo je na pokraji vyhynutí a jakékoliv další oslabování populací velmi pravděpodobně povede k jejich zániku (Rottenborn 2018). Do roku 1936 bylo Labe v podstatě kompletně zkanalizováno a přirozená vegetace přežívá na úseku pod posledním zdymadlem ve Střekově.

Rottenborn se ve své práci zabýval vlivem výstavby jezů na výskyt drobnokvětu (Rottenborn 2018):

V letech 1896 – 1936 byla provedena řada úprav na velkých českých řekách, jejímž výsledkem byla kanalizace Vltavy mezi Prahou a Mělníkem a Labe mezi Přeloučí a Ústím nad Labem. Je známé, že následkem kanalizace břehů Labe (jejich vyzdřením nebo zpevněním kamenným záhozem) a výstavbou jezů byla stabilizována hladina řeky tak, že ani při nízkých stavech vody se při březích neobjevovaly štěrky říčního dna. Jezy byly konstruovány tak, že vzdutí jezu dosahovalo vždy až k jezu výše položenému, takže bylo možné regulovat hladinu řeky ve všech úsecích. Výjimkou je jez Střekov, jehož vzdutí dosahuje přibližně po Sebužín. Úsek řeky mezi Sebužínem a Lovosicemi tedy není střekovským zdymadlem ovlivněn. Podle některých informací se uvažovalo i o výstavbě zdymadla Sebužín, k tomu však nedošlo.

Tyto stavby zcela pozměnily přirozené dynamické procesy probíhající v řece. Především se zmírnila rychlost proudění toku, snížila se jeho unášecí schopnost a zvětšilo se ukládání jemných sedimentů. Dále poklesla frekvence oscilace vodní hladiny a velikost magnitudy oscilace. Tím došlo k oslabení procesu obnovy a tvorby nových štěrkopískových lavic. Často ani při nízkých stavech vody se při březích štěrky říčního dna neobjevují.

V souvislosti se stavbami lze vysledovat postupné mizení rostlin vázaných na biotopy štěrkopískových lavic. Při porovnání současného a historického floristického složení společenstev rostlin v bezprostřední blízkosti koryta řeky, příp. přímo v řece, byly zjištěny značné rozdíly.

Ze 183 druhů užšího prostoru říční nivy zaznamenaných v době před 100 lety je 27 % z nich v území nezvěstných více jak 25 let. Největší počet nezvěstných druhů (celkem 18 taxonů) patří do společenstev tříd *Isoëto-Nanojuncetea* a *Molinio-Arrhenantheretea*. Mezi druhy, jejichž četnost výskytu se během posledních 100 let v říční nivě snížila (celkem 108 druhů), převažují jednoleté, pohlavně se rozmnožující a fakultativně alogamické rostliny. Naopak mezi druhy, které se v nivě dnes vyskytují častěji (15 druhů) je vyšší poměr druhů vytrvalých, fakultativně autogamických s možností vegetativního šíření. Z celkového počtu taxonů patří 33,5 % mezi druhy nepůvodní (navýšení z původních 30,3 %). Původní počet 17 invazivních druhů se zvýšil na 69 (77 % invazivních druhů známých z území České republiky). Došlo k úbytku jednoletek ve prospěch rostlin vytrvalých, druhů původních ve prospěch druhů alochtonních a ke zvýšení druhů živinově náročnějších. Mezi společenstvy došlo k posunu od společenstev vlhkomilnějších k sušším typům.

Společenstva obnažených den se rozvíjejí pouze v letech s nízkým průtokem trvajícím nejméně tři týdny. Zároveň je prostor nivy zasažen invazí řady nepůvodních rostlin, která ale pravděpodobně nemá zásadní vliv na biodiverzitu území. Ta zůstává i nadále velmi vysoká. (Rottenborn 2018)

Úbytek vzácných, jednoletých druhů názorně ukazuje na příkladu drobnokvětu pobřežního tabulka s datem uvedení jednotlivých jezů na Labi do provozu a datem posledního nálezu druhu v úseku nad jezem (podle Kubát 1986).

Tab. 1 Výstavba vodních děl a výskyt drobnokvětu

| Vodní dílo         | Datum uvedení do provozu | Datum posledního záznamu drobnokvětu pobřežního v úseku nad jezem |
|--------------------|--------------------------|---|
| Dolní Beřkovice    | 1907                     | 1902  |
| Štětí              | 1909                     | 1889  |
| Roudnice nad Labem | 1912                     | 1909  |
| České Kopisty      | 1914                     | 1832  |
| Lovosice           | 1919                     | 1914 (1883)   |
| Střekov            | 1936                     | 1935  |

Během řady provedených výzkumů bylo zjištěno, že úbytek lokalit drobnokvětu pobřežního dosti jasně koreluje s budováním vodních děl. Po každém dokončení nové stavby nejpozději do roka druh v jejím okolí vymizel, protože zanikl jeho biotop. V úseku řeky ovlivněném vzdušným vodním děl z přibližně 20 historických lokalit drobnokvětu dnes ani jedna neexistuje. V úseku mezi poslední stavbou, tzn. zdymadlem v Ústí nad Labem a státní hranicí, se druh doposud vyskytuje a počet lokalit zůstává více méně stabilní. Druh je zde vzácný, ale nachází se pravidelně, i když ne každý rok. Předpokládá se, že pokud bude zachována geomorfologie a dynamika vodního toku, bude zajištěna i další existence studované vegetace, včetně populací drobnokvětu pobřežního (Kubát 2001, Rottenborn 2018).

Popsané změny v druhovém i vegetačním složení jsou vysvětlitelné změnou dynamiky říčního toku. Výstavba vodních děl pro účely celoročního splavnění Labe zcela pozměnily přirozený chod toku, což se projevilo nižší frekvencí disturbancí a nižší erozně-akumulační činností. V menší míře se vytváří nové šterkopiskové náplavy, případně se ty existující zanášejí jemným sedimentem. Nedochází tak k tvorbě raně sukcesních stádií, což se negativně projevuje především u společenstev vázaných na obnažované říční dno, která nejsou adaptovaná na zvýšenou konkurenci sukcesně navazujících typů vegetace (Rottenborn 2018).

**Říční ekosystém** a související teoretická východiska popisující jeho fungování v přirozených podmínkách:

1. **Teorie říčního kontinua**, kdy je říční niva chápána jako časoprostorové kontinuum.

A. Prostorové kontinuum. Struktura říčních biotopů a jejich druhová skladba je závislá na fyzikálních vlastnostech toku a hydrologickém režimu, které se dle teorie říčního kontinua od pramene až k ústí daného toku vzájemně ovlivňují a mění (Vannote et al. 1980). Podle orientace na podélnou osu se rozlišuje na podélné, příčné a vertikální, přičemž pro studium vegetace jsou důležité první dva zmiňované. (a) Podélný gradient, ve kterém se vlastnosti říční nivy víceméně kontinuálně mění od pramene až po ústí řeky, což se zákonitě projevuje i na doprovodné vegetaci. Jedná se např. o změny délky vegetační doby, průměrných teplot, obsahu živin a kyslíku, intenzitu eroze a sedimentace atd. Tento směr gradientu studoval např. Na švédských řekách Nilsson (1983, 1986), který prokázal, že řeky vykazují nejvyšší biodiverzitu ve střední části toku. K podobným závěrům dospěl i Baker (1990) při studiu řeky Colorado v USA. (b) Příčné kontinuum je představováno gradienty ve směru kolmém na řeku. Nejvýraznějšími gradienty jsou zde gradient vlhkostní, četnost disturbancí ad. Vegetaci na příčných gradientech s přesahem do údolních svahů studovali např. Ansseau (1993), Chytrý (1994, 1995), Nierenberg a Hibbs (2000) a Hibbs a Bower (2001). (c) Vertikální kontinuum je důležité především ve vlastním říčním toku. V prostoru nivy můžeme sledovat podobné vztahy např. mezi aluviem a tůněmi.

B. Časové kontinuum, ve kterém dochází k sezónním změnám a také k nepravidelným disturbancím. Ty jsou doprovázeny erozně-akumulačními jevy (eroze a ukládání jemných sedimentů, tvorba šterkopískových náplavů, meandrování). Řada rostlinných druhů říční nivy je adaptována a jejich strategie jsou směřovány na přežívání povodňových disturbancí. Tyto druhy mají velkou reprodukční kapacitu a rychlou klíčivost většinou drobných semen a plodů, které mohou dlouho přetrvávat v půdě. Patří sem druhy s krátkým životním cyklem. Rychlý růst populace se odehrává v exponenciální části růstové křivky, kdy populace ukončí svůj růst (např. u jednoletých rostlin), aniž je dosaženo nosné kapacity prostředí (Menges a Waller 1983, Bornette et al. 1994, Blom a Voeselek 1996, Lytle a Poff 2004). Pokud se snižuje četnost disturbancí např. výstavbou přehrad, dochází k vegetačním změnám a k posunům v rozmístění druhů (Leyer 2005), jak také prokázali při studiu velkých skandinávských řek Jansson et al. (2000) a s podobnými závěry i na studiu severoamerických řek Shafroth et al. (2002).

2. **Koncepce dynamiky plošek** upozorňuje na zásadní roli disturbancí jako mechanismu navozujícího nový výchozí stav. Opakované disturbance v říční krajině vytváří volné plošky vhodné pro novou kolonizaci. V těchto ploškách probíhají sukcesní pochody a v soutěži o zdroje se v nich postupně objevují druhy a společenstva postupně směřující od kolonizátorů až k pozdějším sukcesním stádiím (Pickett a White 1985).

3. **Teorie nerovnováhy** vychází z představy, že systémy říční krajiny nejsou, vzhledem k periodickým změnám a disturbancím, schopny se přiblížit k rovnovážnému stavu, jak se dříve v klasické ekologii předpokládalo (Begon et al. 1997, Rohde 2005, Štěrbá et al. 2008).

4. **Okrajový (ekotonový) efekt**, při kterém se na místě styku dvou odlišných biotopů vytváří strmý gradient abiotických faktorů za vzniku pestré škály stanovišť (Pinay et al. 1990).

5. **Řeka jako biokoridor** – říční nivy jako lineární úseky krajiny jsou významnými migračními cestami, nejen pro druhy původní, ale i adventivní. Labské údolí je řazeno spolu s východní a panonskou cestou mezi nejvýznamnější migrační cesty v ČR (Jehlík a Hejný 1974).

6. **Říční fenomén** se vyskytuje v kaňonovitých údolích větších řek. Na strmých srážech obrácených k různým světovým stranám se plně uplatňuje složení rozmanitých hornin, jejichž výchozy nejsou zastřeny zvětralinami jako na okolních plošinách. Pestré je i místní klima říčního údolí, které se projevuje zejména protikladem mezi chladnými inverzními roklemi a severními srázy na jedné straně a okrajovými slunnými hranami a k jihu spadajícími stěnami na straně druhé (Jeník 1964). V bezprostředním sousedství se zde proto setkávají jak druhy teplomilné, tak relikt

ze starších chladnějších dob (Ložek 2000). Řada těchto druhů pak může pronikat i do prostoru říční nivy (třeba i krátkodobě) a zvyšovat její diverzitu.

7. **Říční nivu** chápeme v širším smyslu, jedná se o ploché dno údolí, jehož stavbu a vegetaci utváří a ovlivňuje činnost vodního toku. Plně rozvinutý nivní ekosystém sestává z uloženin naplavovaných při vyšších vodních stavech. Této stavbě nivy odpovídá i její charakteristický mikroreliéf vytvářející pestrou mozaiku stanovišť (Ložek 2003a, 2003b).“

(Rottenborn 2018)

8. Dalším teoretickým východiskem je **metapopulační teorie**, která nám pomůže pochopit význam více plošek náplavů v řece: Pojem „metapopulace“ zavedl Levins (1969) pro fragmentovanou populaci, ve které můžeme populační dynamiku sledovat na dvou úrovních: v rámci lokálních populací, které obývají individuální stanoviště, a mezi lokálními populacemi. V nejjednodušší podobě jedinci v rámci jedné metapopulace kolonizují neosídlená stanoviště, ale po určité době tam zase vymřou. Podstatné však je, že tento cyklus se může opakovat, protože jedinci mohou v rámci metapopulace znovu migrovat z osídlených stanovišť.

Složitější metapopulační modely berou v úvahu, že jednotlivá stanoviště se liší velikostí a větší stanoviště mohou mít samozřejmě více jedinců. Výstupy z těchto modelů ukazují, že se tak při nižších rekolonizačních rychlostech (které jsou umožněny nižší pravděpodobností vymření na větších stanovištích) zvyšuje stabilita metapopulací, a že stabilita obecně roste s tím, jak se zvětšují rozdíly ve velikosti lokálních stanovišť, a nebo rozdíly v jejich kvalitě. Budeme-li podrobněji uvažovat o kvalitě lokálních stanovišť, můžeme je rozdělit na „dárcovské“ (source) a „obdarovávané“ (sink) (Pulliam 1988). V rovnovážném stavu mají dárcovská stanoviště větší natalitu než mortalitu, ale na obdarovávaných stanovištích je naopak vymírání větší než natalita. V tomto systému budou dárcovská stanoviště udržovat při životě obdarovávaná stanoviště a celková stabilita metapopulace nebude záviset jen na celkové rovnováze mezi vymíráním a rekolonizací, jak tomu bylo ve výchozím modelu, ale také na rovnováze mezi dárcovskými a obdarovávanými stanovišti.

Hanski se svými spolupracovníky (Hanski a Gilpin 1991, Hanski et al. 1995) ukázal, že velikost lokálních populací může stoupat s tím, jak roste poměr osídlených stanovišť, protože s rostoucí velikostí má metapopulace v průměru více kolonizátorů, a také že s rostoucí velikostí lokálních populací může zároveň klesat pravděpodobnost vymření.

9. Přenos semen a materiálu mezi náplavy je popisovaný v rámci teorie konektivity. **Konektivita** je totiž dnes chápána jako základní vlastnost všech ekosystémů. Koncept vychází z krajinné ekologie jako faktor vysvětlující rozšíření druhů (Merriam 1984, Moilanen a Nieminen 2002). Hydrologická konektivita předurčuje všechny říční ekosystémy (Ward 1989, Pringle 2003). Pringle (2001) definoval hydrologickou konektivitu jako "vodou zprostředkovaný přenos hmoty, energie a organismů mezi elementy hydrologického cyklu." V říčním koridoru a na hladině má podélné, boční a vertikální charakteristiky na různých časových a prostorových úrovních.

Tyto teorie nám pomáhají pochopit fungování řeky jako ekosystému a širší souvislosti studovaného problému.

**Souhrn: Byly shromážděny dostupné poznatky o bahnitých říčních náplavech, drobnokvětou pobřežním, a to z dostupných českých pramenů i zahraniční literatury. Představa o ekologických nárocích je základem pro další části studie. Teorie související s říčním kontinem popisují širší rámec řeky (nejen) pro typ stanoviště 3270.**

## I.B Kompenzační opatření

V této části je nejprve rozebrána praxe ohledně kompenzačních opatření, dále pak je provedeno zhodnocení funkčnosti kompenzačních opatření se zvláštním zřetelem k obnově říčních stanovišť.

Jednou z nejdiskutovanějších částí směrnice o stanovištích je článek 6 odstavec 4, který upravuje případy, kdy záměr sice na základě posouzení vlivu má negativní vliv na lokalitu soustavy Natura 2000, ale přesto je uskutečnění záměru žádoucí z naléhavých důvodů převažujícího veřejného zájmu („IROPI“ imperative reasons of overriding public interest). Důležitou podmínkou v tomto případě je absence alternativních řešení daného záměru: pokud proveditelná alternativa existuje, nelze daný záměr povolit. Přičemž při hledání alternativních řešení nesmí ekonomická kritéria nebo riziko opoždění záměru převážit ekologická kritéria ochrany (EEC 2007; Möckel 2017). Nepřiměřená cena alternativního řešení by neměla být jediným důvodem k jeho zamítnutí (Möckel 2017).

Naléhavé důvody převažujícího veřejného zájmu nejsou ani v Metodických pokynech o ustanoveních článku 6 odstavců 3 a 4 (EEC 2007) konkrétně specifikovány. Dokument nabízí jen několik upřesnění. Aby byl záměr schválen, měly by IROPI přinášet dlouhodobé přínosy pro společnost. Záměry s krátkodobými přínosy nemohou převážit důležitost dlouhodobé ochrany soustavy Natura 2000. Záměry, které jsou pouze v zájmu komerčních subjektů nebo jednotlivců, by neměly být uvažovány jako záměry s IROPI (Möckel 2017), což potvrzují i rozsudky Evropského soudního dvora (ESD). Záměry s IROPI by měly být realizovány na základě prokazatelné veřejné nebo environmentální potřeby. Naléhavost důvodů převažujícího veřejného zájmu také může být snížena jinými důvody převažujícího veřejného zájmu, například když uhelná elektrárna sice zajistí růst ekonomiky v regionu, ale také zároveň způsobí zhoršení kvality ovzduší (Möckel 2017). IROPI daného záměru musí prověřit odpovědné orgány členské země (EEC 2007).

Jako příklady uznaných IROPI lze uvést stavbu dálnice přes Trebelské a Recknitzské údolí v Německu. Mezi IROPI v tomto případě patřila řešení vysoké nezaměstnanosti regionu, ekonomické zaostalosti za zbytkem státu, podpora regionu ze strukturálních fondů a zasazení dálnice do transevropské sítě. Tomuto úseku byla také dána priorita německou vládou a parlamentem (Krämer 2009).

Dalším příkladem je zvětšení existující továrny pro stavbu letadel společnosti Airbus v Německu. Tento záměr byl uznán jako významně přispívající nejen regionu Hamburk, ale i evropskému leteckému průmyslu. Kromě významného počtu pracovních míst projekt přispěl i ke konkurenceschopnosti evropského leteckého průmyslu a technologickému pokroku v tomto odvětví.

Zamítnutým záměrem je naopak vybudování průmyslové zóny Trupbach (Německo) na místě chráněných území. V tomto případě nebylo možné mluvit o absenci alternativních řešení. Průmyslová zóna může být vybudována i v jiných oblastech regionu a v několika menších rozlohách místo jedné rozsáhlé.

Pokud tedy záměr splní všechny podmínky, je možno jej realizovat s podmínkou zajištění kompenzačních opatření nezbytných pro zajištění ochrany celkové soudržnosti sítě Natura 2000. Taková opatření by měla být připravena a realizována ještě před započítáním samotného záměru, avšak v některých případech nejsou dokončena ani poté co poškozující záměr již několik let funguje, jako v případě rozšíření plochy pro výrobu letadel Airbus (McGillivray 2012).

O kompenzačních opatřeních je stát povinen informovat Evropskou komisi. Kompenzační opatření mají také zajistit soudržnost evropské soustavy Natura 2000. Jednotlivé lokality jsou vyhlášeny pro zajištění dobrého stavu chráněných druhů z hlediska ochrany, ale také jako základ zelené infrastruktury EU, která má umožnit možnost migrace skrze území EU. Právě migrace je zárukou zdravých populací v dlouhodobém měřítku a také nutností vzhledem ke změnám způsobeným klimatickou změnou (Möckel 2017). Článek 10 Směrnice navíc říká, že členské státy, kde to považují za nezbytné, usilují o to, aby při územním plánování a ve svých strategiích územního rozvoje, a zejména s ohledem na zlepšení ekologické soudržnosti sítě Natura 2000 podpořily péči o krajinné prvky, které mají rozhodující význam pro volně žijící živočichy a planě rostoucí rostliny.

Náklady na kompenzační opatření hradí investor, avšak i využití dotace je možné. Kompenzace může být provedena v poškozené lokalitě, v jiné lokalitě Natura 2000, mimo lokality Natura 2000,

nebo je možno vytvořit nová stanoviště, pokud se toto odehraje ve stejném biogeografickém regionu (Möckel 2017). Praxe ukazuje, že negativní vlivy, které mají vliv na předměty ochrany, jsou často podceňovány, a naopak pozitivní efekty navržených kompenzačních opatření jsou přeceňovány. Vždy je třeba zajistit, že návrh kompenzačních opatření zajišťuje zájmy definované ve směrnici o stanovištích, nikoli zájmy investora. Cílem je zajistit především funkci stanoviště, avšak v Metodických pokynech o ustanoveních článku 6 odstavců 3 a 4 (EEC 2007) v kapitole Technická proveditelnost je přiznáno, že na základě současných vědomostí je vysoce nepravděpodobné, že by byla ekologická struktura, funkce stejně jako stanoviště a populace druhů nahrazena kompenzacemi do stavu, v kterém byly před provedením záměru. Toto tvrzení můžeme ale brát částečně jako teoretický předpoklad z roku 2007, který byl teprve v následujících letech v EU ověřen praxí. Ve stanovisku generální advokátky Juliane Kokott (2007) jde toto vyjádření ještě dál. Uvádí, že kompenzačními opatřeními vzniká riziko ochuzení přírodního dědictví Evropy a vytvoření nových hodnot představuje pouhou naději. Kompenzace by tedy měly být brány jen jako úplně poslední možnost. Proto se v některých případech volí kompenzace, které plošně významně přesahují rozlohu lokality poškozené záměrem (McGillivray 2012).

McGillivray (2012) podrobil kritickému rozboru použití článku 6(4) Směrnice o stanovištích v 15 případech, kdy Evropská komise vydala stanovisko o nutnosti užití kompenzačních opatření. Konstatuje, že zatímco se Komise poměrně podrobně věnovala samotným opatřením, jejich vynutitelnost, transparentnost a následný monitoring účinnosti byl značně opomíjen. Vzhledem k tomu, že se tato problematika celkově vyvíjí, je pravděpodobná postupná změna nevyhovující praxe.

V Anglii je velká pozornost věnována obnově mizejících mořských pobřežních stanovišť (Brady a Boda 2016). Týká se to zejména přímořských pobřežních slanisek, která patří v této zemi mezi nejvíce ohrožené biotopy. Jejich nové vytváření se v Anglii považuje za obecně přijatý princip, avšak při podrobném hodnocení jejich účinnosti se ukazuje, že efektivita těchto kompenzačních opatření je v řadě případů sporná. Autoři analyzovali 15 projektů obnovy těchto biotopů, které byly zničeny ze dvou důvodů: rozšiřování přístavů nebo nemožnosti přirozeného pohybu biotopu po zvýšení mořské hladiny v důsledku rozšiřování zastavěné plochy na pobřeží (*coastal squeeze*). Zdůrazňují potřebu přesně definovat, co je kompenzace a jaké jsou její cíle, protože se v mnoha případech nepodařilo vytvořit stejně bohatá společenstva, jaká byla zničena.

Analogii k zaplavení části území a trvalé změně hydrologického režimu ve zbytku území je možné spatřit i v rozsudku Evropského soudního dvora proti Polské republice ve věci kácení lesa v NP Bialowieza z dubna 2018 (rozsudek ESD ve věci C-441/17). „Konkrétně je újma vznikající v důsledku kácení a odstraňování stárnoucích stromů a odumřelého dřeva, včetně stromů umírajících vstoj, nenapravitelná, neboť po provedení těchto zásahů nebude možné navrátit oblasti jimi dotčené do původního stavu. Následkem dalšího provádění těchto zásahů navíc hrozí, že se trvale změní struktura a funkce dotčených lesních porostů v daných stanovištích, které nebude možné navrátit do původního stavu náhradou škody ani žádnou jinou formou kompenzace. Důsledkem těchto zásahů je tudíž nezvratná proměna přirozeného lesa v les obhospodařovaný a z ní plynoucí riziko zániku stanovišť vzácných druhů.“

#### Zhodnocení kompenzačních opatření se zvláštním zřetelem k obnově říčních stanovišť.

Výstavbou jezu, přehrady či jiné překážky na říčním toku dochází ke změně hydrologického režimu nad stavbou i pod ní. Nad stavbou dochází k zaplavení údolí a z hlediska řeky především k vytvoření téměř stojaté vody s odlišnými vlastnostmi oproti původnímu stavu. Nad stavbou i pod stavbou dochází k omezení vlivu sezónních výkyvů vodní hladiny a povodní. Každoročně opakované povodně přitom zásadně ovlivňují ukládání jemných sedimentů z povodí v říčních korytě. Zatímco neregulovaná řeka právě díky povodňovým průtokům jemné sedimenty odnáší, hrubší sedimenty (štěrk, písek) jsou v úseku řeky neovlivněném povodněmi zanášeny jemnými sedimenty a omezují tak jejich funkce (Mürle et al. 2003). Pro stanoviště říčních náplavů je ale nejzásadnější, že dochází ke změně pohybu sedimentů v řece, které říční náplavy vytvářejí. Nad stavbou totiž dochází k ukládání sedimentů, které z většiny nepokračují dál po toku pod hráz. Pod stavbou tedy tento sediment chybí, řeka takzvaně hladoví (Mossa et al. 2017). Odnos a opětovné ukládání sedimentu jsou přirozeným procesem, který určuje geomorfologii toku. Úsek řeky s nedostatkem sedimentu se postupně zařezává hlouběji do podloží, tok se zužuje, hladina oproti okolní krajině poklesá a způsobuje i pokles hladiny podzemní vody v okolí řeky. Nad to



v upravených korytech toků s opevněnými břehy nemůže docházet ani k doplňování sedimentu erozí z břehových partií.

V takových případech se místy přistupuje k umělému doplňování sedimentu do úseku řeky. Vzhledem k výrazné dynamice eroze a sedimentace v řekách je výsledek obtížné předpovídat (Heckmann et al. 2017). Výsledky umělého vytvoření šterkového náplavu na řece Rýn, cca 8 km pod přehradou Kembs, popisují Arnaud et al. (2017). Během experimentu prováděného v roce 2010 bylo přemístěno 23 000 m<sup>3</sup> sedimentu (průměrné roční množství přenášeného sedimentu v řece v místě přehrady) do souběžného ramene řeky pod hrází, s cílem ověřit možnost zvýšení množství unášeného sedimentu a tvorby šterkových náplavů. Byl tak vytvořen náplav 620 m dlouhý a 12 m široký, který byl následně detailně monitorován – byly sledovány batymetrické poměry, velikost a rozložení zrn šterku, byly pořízeny aktuální letecké snímky. Základním zjištěním byl fakt, že náplav byl rozplaven první větší povodní v prvním roce následujícím po jeho vytvoření. Částice uměle vytvořeného náplavu byly zjištěny až 3 200 m pod místem jeho vytvoření, a to i po čtyřech letech, 3 500 m od tohoto místa však již nebylo možné efekt experimentálního navýšení rozpoznat. Biologická odpověď, tedy osidlování vzácnějšími druhy, byla poměrně slabá, došlo k rychlému rozvoji invazních druhů. Autoři doporučují pokračovat v doplňování šterku do koryta bočního kanálu, které by mělo být rozšířeno v místech pod doplňováním. Nově vytvářené šterkové lavice by měly mít minimální tloušťku 50 cm, aby došlo k diverzifikaci mikrostanovišť na lavici a aby bylo umožněno rozmnožování lososovitých ryb. I přes značné množství přidaného materiálu nedošlo v tomto projektu k vytvoření šterkových náplavů nebo dalších prvků souše v říčním korytě. Veškerý přidaný šterk byl odnesen a uložen na dno toku (Arnaud et al. 2017). Uložení sedimentu na dno, nejenže nepřispěje k vytvoření říčních náplavů, ale může i omezit splavnost toku nebo jeho schopnost obsáhnout případný povodňový průtok (Mossa et al. 2017).

Podobně Staentzel et al. (2018) hodnotili účinnost umělého vytváření šterkových náplavů na horním toku Rýna na biodiverzitu společenstev větších druhů bezobratlých, vodních makrofyt a cévnatých rostlin říčních břehů. Během šestiletého výzkumu zjistili větší diverzitu vodních makrofyt a bezobratlých. Uměle vytvořená šterková lavice podpořila vývoj pionýrských druhů rostlin, tedy druhů raných sukcesních stádií, ovšem zejména invazních, tedy nežádoucích druhů.

Američtí autoři Rubin et al. (2017) zkoumali efektivitu projektů revitalizace vodních toků ve Spojených státech amerických pomocí 26 studií, kde se věnovali monitoringu heterogenity stanovišť na příkladu výskytu společenstev velkých bezobratlých živočichů. Konstatují, že výsledky těchto studií jsou poměrně nejednoznačné, především díky tomu, že jejich metodika je různorodá a většinou nepřilíží podrobná.

Revitalizace toků v Německu (24 příkladů), spočívající v odstranění opevnění břehů, zvětšení rozlohy zaplavovaných oblastí, vytvoření bočních koryt a snížení intenzity hospodaření, porovnávané s neupravenými částmi stejných toků byly úspěšné z hlediska zvýšení strukturní heterogenity habitatů. Avšak ke zvýšení diverzity u vegetace a brouků (*Carabidae*) došlo jen v některých případech. V několika případech byla diverzita snížena (Januschke et al. 2011). Palmer a kolektiv (2010) upozorňuje, že v případě revitalizací říčních toků je často věnována pozornost pouze geomorfologii toku a projekt se nezabývá dalšími stresory, které na lokalitu působí, jako například zemědělství, odlesnění, výskyt invazních druhů, čerpání vody nebo těžba.

Zanášení šterkových náplavů a říčního dna jemnými sedimenty je možno řešit tzv. umělou povodní. Toto opatření spočívá v náhlém úmyslném zvýšení průtoku povodňovou vlnou z nádrže. Během experimentů provedených Mürle a kolektivem (2003) došlo k významnému vyplavení jemného sedimentu ze dna nádrže. Tato opatření odplavením jemných sedimentů a odhalením šterkových náplavů a dna zvyšují heterogenitu říčního koryta a obnovují habitaty pro vodní živočichy, například místa pro tření ryb, i pro iniciální stadia vegetace na říčních náplavech.

Kompenzační opatření budovaná v rámci rozšiřování přístavu v Bremenhaven (SRN) při ústí řeky Weser byla navržena s rozšířením plochy stanovišť v poměru zhruba 1:3. Tento poměr byl zvolen na základě pravidla, že plocha kompenzací má překročit plochu zničeného habitatu, a pomocí sofistikovaného systému ekvivalentních ploch. Prostorové podmínky federální země Bremen nebyly dostatečné, proto bylo dohodnuto využití ploch v Dolním Sasku (Filbrandt 2008).

Pro dostatečnou kompenzaci zničených ploch o rozloze 105 ha vznikly kompenzační plochy o rozloze 348 ha. Postižené plochy zahrnovaly zaplavované říční břehy, přílivové plošiny, brakické

vody, rákosiny a plochy pro hnízdění, odchov mláďat a obstarávání potravy ptáků. Kompenzace měly za cíl obnovit oblasti ovlivněné přílivem a odlivem v oblasti bývalého říčního ostrova Tegerel Plate. Původně zemědělsky obdělávaná půda byla nahrazena rákosinami, tůněmi, mělčinami a loukami. Nejdůležitějším procesem, který byl v lokalitě obnoven, bylo dynamické působení přílivu a odlivu. Přesto kompenzace neproběhly bez problémů. Plochy určené pro brodivé ptactvo brzy zarostly rákosem, introdukce chráněného druhu trávy (*Alopecurus bulbosus*) nebyla příliš úspěšná. Přesto byla většina cílů stanovených pro kompenzace do ukončení monitorovacího programu splněna. Až pětina nákladů na provedení kompenzačních opatření byla použita na monitoring lokalit před a po jejich realizaci (Filbrandt 2008).

Dalším předpokladem úspěšné kompenzace je uchycení vegetace na říčním náplavu. Jak ukazuje článek Nowaka et al. (2015), prvek souše v okolí řeky je velmi rychle obsazen vegetací i bez působení člověka. Stanoviště říčních náplavů je však specifické především dynamikou a nízkým stupněm sukcese. Právě pravidelné sezónní povodně udržují říční náplavy v nejcennějším stavu s nízkou iniciální vegetací.

**Souhrn: Příklady kompenzačních opatření ze zahraničí ukazují různé fáze procesu, a to včetně řešení převažujícího veřejného zájmu. Praxe ukazuje, že negativní vlivy, které mají vliv na předměty ochrany, jsou často podceňovány, a naopak pozitivní efekty navržených kompenzačních opatření jsou přeceňovány. Je zdůrazněno, že návrh kompenzačních opatření zajišťuje zájem definované ve směrnici o stanovištích.**

**Studie ukazují značné problémy při vytváření kompenzačních opatření. Výsledky jsou označovány jako rozporupné (Rubin et al. 2017, Staentzel et al. 2018, Januschke et al. 2011) nebo rovnou neúspěšné (Mürle et al. 2003, Arnaud et al. 2017). K relativně úspěšným příkladům pak patří Filbrandt (2008). Jako úspěšné je uvedeno uchycení vegetace na říčním náplavu (Nowak et al 2015), dále však závisí na zachování přirozených podmínek kolísání hladiny.**

## I.C Vliv vln

Tato část se zaměřuje na dva fenomény spojené s vlnami, a to jednak vlnování (nadlepšování průtoků) a jednak vlnění vody zvyšované projíždějícími loděmi.

Vlnování je nadlepšování průtoku ze zdrže vodního díla Střekov. Zvýšení hladiny je pozvolné, maximálně 50 cm. Vlnování je uváděno jako organizační opatření, které by mohlo pomoci zlepšit plavební podmínky v úseku mezi Střekovem a vzduťm Plavebního stupně Děčín. Ve stanovisku AOPK ČR k dokumentaci vlivů záměru Plavební stupeň Děčín na životní prostředí (2016) jsou zmiňovány předpokládané vlivy vlnování především na snůšky obojživelníků (proniknutí ryb do tůní díky probíhající vlně), avšak lze předpokládat také vlivy na náplavy jako takové. Častější vlnování může měnit charakter sedimentace v příbřežní zóně a poškodit pobřežní vegetaci (mechanické poškození, zaplavení v době květu, nedokončení vývoje semen, odnos semen). V rešerši zahraniční literatury nebyly nalezeny práce zabývající se vlnováním.

Kromě vlnování je často diskutovanou problematikou také vliv vlnění vody zvyšované projíždějícími loděmi. Vlivu vlnění jsou věnovány dvě práce zadané Ředitelstvím vodních cest ČR a zpracované v letech 2014 a 2015 (VÚV TGM 2014, VÚV TGM 2015). Je zpracována rešerše a vlastní výzkum ovlivněných a neovlivněných lokalit. Rešerše i výzkumy jsou zaměřeny na ryby, makrozoobentos a makrofytní vegetaci. Vzhledem k tomu, že nebyly nalezeny lepší využitelné studie, jsou zde prezentovány výsledky těchto prací i přesto, že se netýkají přímo typu evropského stanoviště 3270.

Přepravní kapacita je ve studii odhadována na 5,56 lodí za den, což je blízko hodnotě intenzity lodní dopravy – 6 lodí denně, kdy je možné podle rešeršních dat předpokládat významné ovlivnění říční bioty vlněním (VÚV TGM 2015). Výsledky literární rešerše provedené v rámci práce (VÚV TGM 2014) ukazují, že vlnění od lodí působí rušivým účinkem na společenstva výše zmíněných organismů, vyvolává dlouhodobý stres, mechanicky poškozuje a snižuje vitalitu jedinců. V úsecích, kde dojde k významnému zvýšení intenzity plavby, budou vlivy záměru nezanedbatelné a bude nezbytné učinit opatření, která sníží intenzitu těchto vlivů (VÚV TGM 2015). Proto jsou navrženy mělkobřežní zóny. Vlivy na bahnité náplavy nejsou popsány přímo, avšak je pravděpodobné, že také dojde k jejich ovlivnění. Vlnění v mělké vodě může měnit charakter sedimentů. Při částečném zaplavení náplavů ve vegetační sezóně mohou být rostliny vlněním více poškozovány.

**Souhrn: Nebyly nalezeny zahraniční studie zabývající se vlnováním ani vlněním. Studie zpracované na základě zadání ŘVC ČR připouštějí vlivy vln na příbřežní vegetaci (VÚV TGM 2014, VÚV TGM 2015).**

## II. Bahnité říční náplavy, drobnokvět pobřežní, říční kontinuum

### II.A Podrobné vyhodnocení významu stanoviště v rámci ČR a v širším kontextu střední Evropy

#### II.A.1. Česká republika

##### Kvantitativní údaje

V České republice bylo vyhlášeno osm evropsky významných lokalit, ve kterých je typ stanoviště 3270 předmětem ochrany. Pět z těchto lokalit se nachází v kontinentální biogeografické oblasti. V další EVL – Porta Bohemica, kde se nacházejí největší rozlohy tohoto typu stanoviště, není tento typ jako předmět ochrany zařazen (což je předmětem sporu mezi Evropskou komisí a Českou republikou).

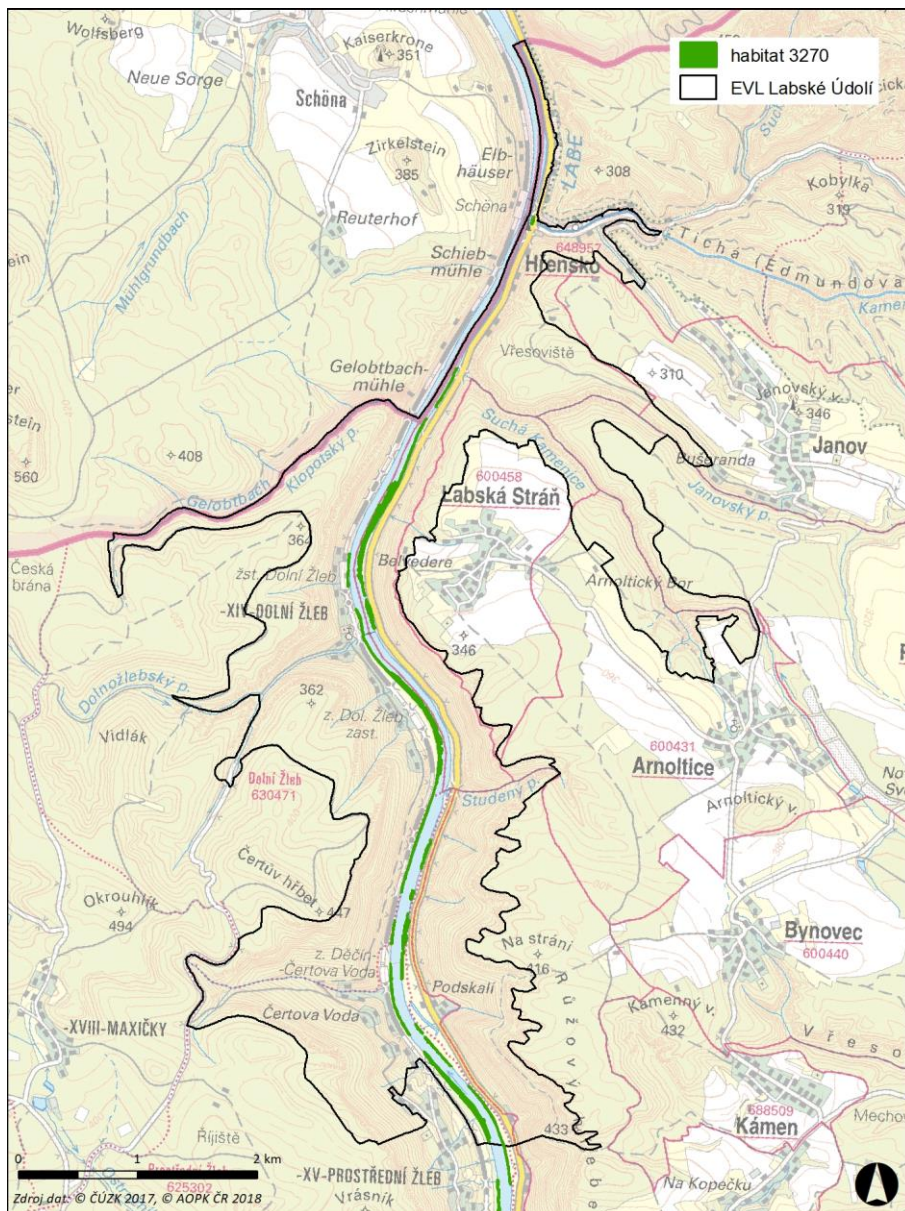
Tab. 2 EVL s předmětem ochrany typem evropského stanoviště 3270 (kontinent a pannonikum) a EVL Porta Bohemica (www.natura2000.cz)

| KÓD EVL          | NÁZEV EVL              | ROZLOHA národní seznam (ha) | BIOGEOGRAFICKÁ OBLAST |
|------------------|------------------------|-----------------------------|-----------------------|
| CZ0214017        | Karlštejn - Koda       | 0,4948                      | kontinentální         |
| CZ0323159        | Plzeň-Zábělá           | 0,3992                      | kontinentální         |
| CZ0410020        | Ramena Ohře            | 0,6356                      | kontinentální         |
| CZ0420012        | Želinský meandr        | 4,1090                      | kontinentální         |
| <b>CZ0424111</b> | <b>Labské údolí</b>    | <b>3,4722</b>               | kontinentální         |
| <b>CZ0424141</b> | <b>Porta Bohemica*</b> | <b>11,5546</b>              | <i>kontinentální</i>  |
| CZ0624119        | Soutok - Podluží       | 4,4970                      | pannonská             |
| CZ0624068        | Strážnická Morava      | 0,6950                      | pannonská             |
| CZ0624095        | Údolí Dyje             | 0,8328                      | pannonská             |

\* *Porta Bohemica – typ evropského stanoviště zde není předmětem ochrany, v ostatních lokalitách ano.*

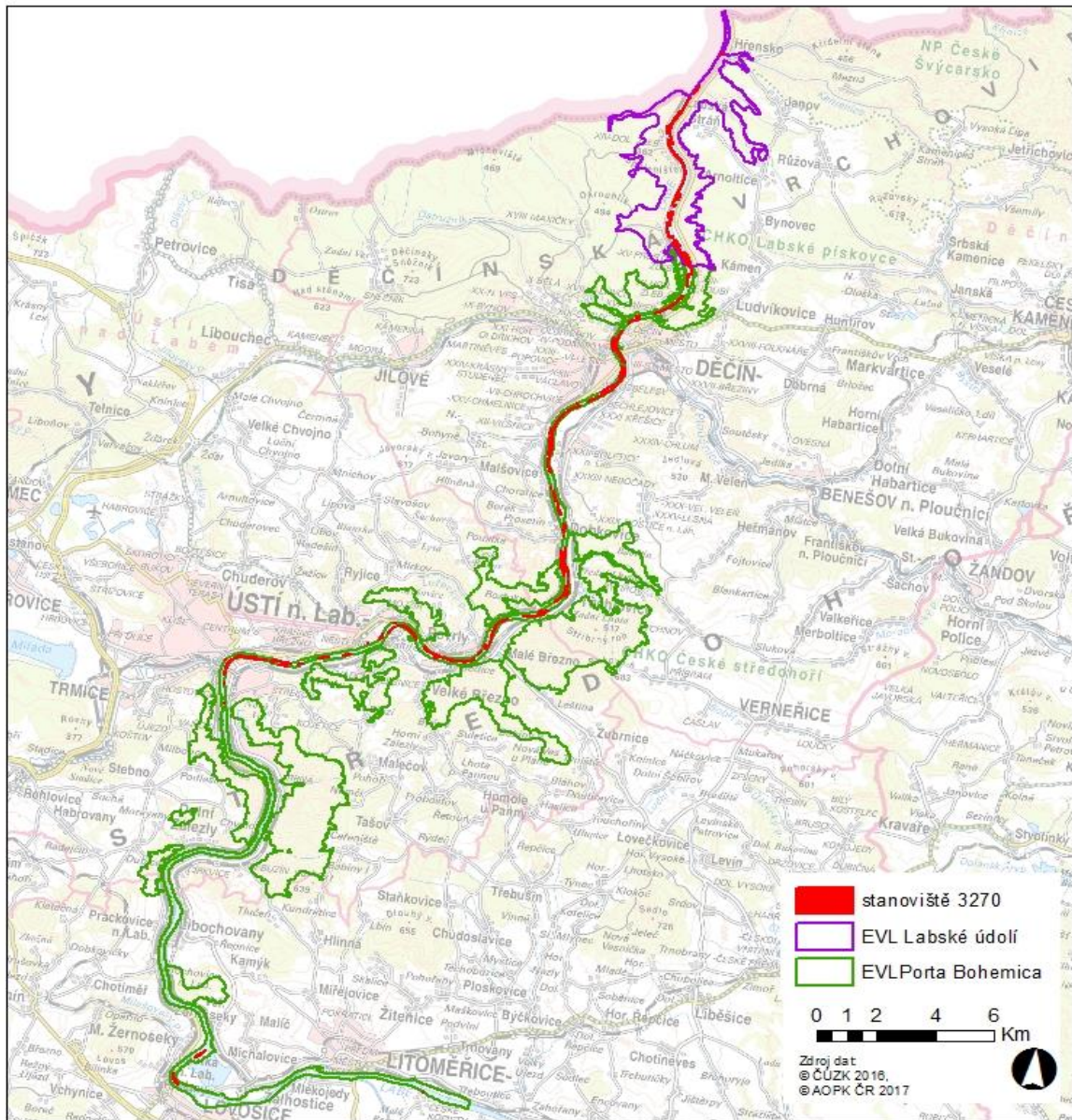
V tabulce 2 jsou uvedeny rozlohy dle národního seznamu, nařízení vlády č. 318/2013 Sb. (v EVL Porta Bohemica jen výskyt – bez jeho zahrnutí jako předmětu ochrany). Aktuální rozlohy jsou však odlišné, zejména na základě specializovaného mapování zaměřeného na náplavy na Labi. Aktuální rozloha typu evropského stanoviště 3270 na Labi byla zpracovatelům této studie poskytnuta v roce 2018 Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR jako odborný podklad. Jedná se o celkovou rozlohu vypočtenou ze sloučených vrstev základního mapování biotopů, aktualizace základního mapování biotopů a doplňků mapování biotopů "Štěrkové a bahnitě náplavy na Labi 2014" a "Štěrkové a bahnitě náplavy na Labi 2015". **Rozloha podle těchto podkladů je v EVL Labské údolí 10 ha a v EVL Porta Bohemica 29 ha (AOPK ČR 2018).** Rozdíly v plochách mezi jednotlivými sledováními vyplývají zejména z fluktuující obnažené rozlohy tohoto typu stanoviště, která je závislá na aktuálních hydrologických podmínkách v řece Labi a rozdílnou dobou sledování v rámci vývoje vegetace.

Poznámka: Na základě existujících studií a dat a na základě míry ohrožení stanoviště 3270 v ČR je dosavadní situace, kdy je stanoviště 3270 předmětem ochrany v EVL Labské údolí, avšak nikoli v místě svého nejbohatšího výskytu v EVL Porta Bohemica, odborně neobhajitelná.



Obr. 1 Výskyt typu evropského stanoviště 3270 v EVL Labské údolí (AOPK ČR 2018)





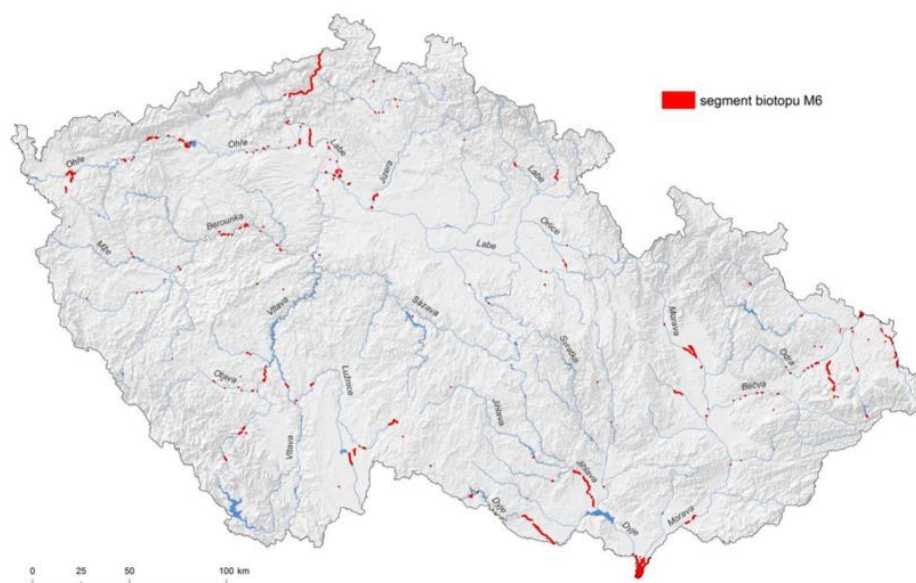
Obr. 2 Výskyt typu evropského stanoviště 3270 na Labi (AOPK ČR 2017)

V práci Kalníkové a kolektivu (2017) jsou shromážděny aktuální údaje pro všechny řeky u nás s výskytem typu evropského stanoviště 3270 – viz tabulka 3.

Tab. 3 Výskyt typu evropského stanoviště na řekách, kde byl mapován (\*označen výskyt v kontinentální oblasti) (Kalníková et al. 2017)

| ŘEKA                            | ROZLOHA aktuální (ha) |
|---------------------------------|-----------------------|
| Labe celkem*                    | 39                    |
| - z toho v EVL Labské údolí     | 10                    |
| - z toho v EVL Porta Bohemica   | 29                    |
| - další výskyty na Labi         | 0,1                   |
| Berounka*                       | 5,0                   |
| Dyje                            | 3,6                   |
| Jihlava*                        | 6,5                   |
| Lužnice*                        | 3,4                   |
| Morava                          | 10,5                  |
| Odra*                           | 2,1                   |
| Ohře*                           | 8,5                   |
| <b>CELKEM</b>                   | <b>78,7</b>           |
| - z toho kontinentální oblast*: | <b>64,6</b>           |

Celková rozloha v ČR dle aktuálních podkladů odpovídá 80 ha, v kontinentální biogeografické oblasti je to **65 ha**. Z těchto 65 ha se více než polovina (**39 ha, tj. celých 60 %**) nachází v EVL Labské údolí a EVL Porta Bohemica. Z porovnání rozloh (a to jak v národním seznamu, tak aktuálních) vyplývá, že největší rozlohy typu stanoviště 3270 v ČR v kontinentální oblasti se soustředí právě na řeku Labe, která je pro jeho ochranu klíčová a nezastupitelná. Některé výskyty na českých řekách jsou příliš malé pro jejich reálnou ochrannost.



Obr. 3 Výskyty biotopu M6 (typu evropského stanoviště 3270) (Kalníková et al. 2017)

**Souhrn: V ČR je vyhlášeno osm EVL s ochranou typu evropského stanoviště 3270, z toho pět je v kontinentální biogeografické oblasti. Rozloha dle aktuálních odborných podkladů je v EVL Labské údolí 10 ha a v EVL Porta Bohemica 29 ha (AOPK ČR 2018), což činí více než polovinu výskytu v České republice (celkem 60 % z celkových 65 ha výskytu v kontinentální oblasti dle aktuálních dat).**

## Kvalita výskytů

Při srovnání s dalšími EVL v kontinentální biogeografické oblasti, jejichž předmětem ochrany je rovněž stanoviště 3270 (EVL Karlštejn-Koda, EVL Plzeň – Zábělá, EVL Ramena Ohře, EVL Želinský meandr), vykazují náplavy českého dolního Labe značnou rozsáhlost, relativní druhovou stálost a plošnou stabilitu.

Menší dynamika řek je dána především limitovaným tokem splavenin, jehož příčiny souvisejí s úpravami prakticky všech řek v české kotlině, probíhajícími po staletí (Zahrádka 2015).

Analýzy srovnání vegetace a flóry náplavů na Labi se zbytkem republiky ukázaly jejich ekologickou odlišnost a vyhraněnost. Struktura jejich vegetace většinou odpovídá řídkým porostům druhově pestrých a bohatých iniciálních stadií (ač ve srovnání se zbytkem republiky nevynikají zvláště velkou druhovou diverzitou) a menším zastoupením dominantních druhů, které jsou omezovány nižší úživností těchto náplavů. Tyto podmínky svědčí konkurenčně slabým druhům a náplavy se proto vyznačují specifickým výskytem druhů, které na náplavech jiných řek rostou jen vzácně, případně rostou jen zde – jako je drobnokvět pobřežní (*Corrigiola littoralis*). Labské náplavy hostí oproti ostatním řekám průkazně méně druhů lesní a křovinné vegetace a také méně ruderalních a plevelných a i vyloženě mokřadních druhů. Roste zde průměrně více tzv. biotopových specialistů, čili druhů v naší krajině vzácnějších (Kalníková et al. 2017).

Náplavy řeky Labe mezi zdymadlem Střekov a státní hranicí, náležející biotopu 3270, jsou v rámci České republiky zcela specifické, a to jak svou rozlohou (dle aktuálních dat se jedná o polovinu celkového výskytu v ČR – viz výše), tak kvalitou. Jejich rozsah v úseku EVL Labské údolí je cenný, jsou součástí ve středoevropských podmínkách unikátního kontinua tohoto biotopu zahrnujícího i výše položenou EVL Porta Bohemica (s obdobně hodnotnými výskyty stanoviště 3270) a dlouhý úsek přírodě blízkého toku řeky Labe v Německu. Labe je (na české straně) velkou řekou s širokým korytem a specifickou dynamikou, umožňující tvorbu a opakovanou obnovu převážně štěrkových až štěrkopískových říčních náplavů (Kalníková et al. 2017), a to i přesto, že zde již v minulosti proběhly rozsáhlé regulační úpravy.

Unikátnost náplavů na Labi je dána několikanásobně vyššími průměrnými průtoky, než vykazuje kterákoliv jiná řeka na našem území. Hydrologický a splaveninový režim Labe nemůže mít na našem území jinde obdoby. Značná velikost náplavů nabízí řadu mikrostanovišť a prostor k uplatnění různých, někdy i specificky ekologicky vyhraněných druhů (nejen rostlin) (Well Consulting 2009). Tyto závěry potvrzuje navazující studie (Well Consulting 2013), která uvádí, že náplavy dolního Labe jsou specifické výskytem druhů, které se na náplavech jiných řek vyskytují jen vzácně např. řepeň polabská (*Xanthium orientale* agg.), oman britský (*Inula britannica*), milička polabská (*Eragrostis albensis*), drobnokvět pobřežní (*Corrigiola littoralis*), blešník obecný (*Pulicaria vulgaris*), případně blatěnka vodní (*Limosella aquatica*). Druhově bohatší však říční náplavy dolního Labe v porovnání s ostatními nejsou (Well Consulting 2013). Náplavy jsou vhodným stanovištěm pro druhy světlomilné, teplomilné, vázané především na bezlesá travinná společenstva, a celkově pro druhy v biotopech České republiky do jisté míry vzácné (Kalníková et al. 2017).

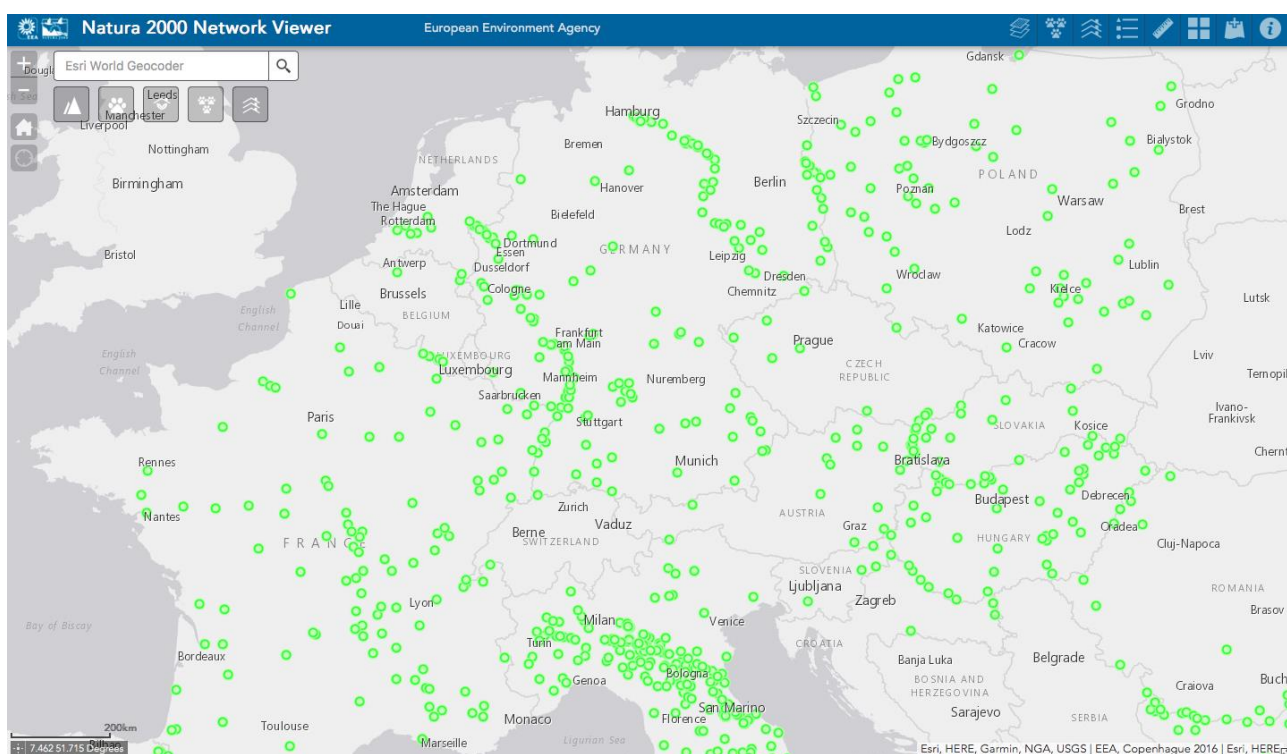
Strukturu a funkci labských náplavů lze označit jako příznivou se zastoupením specifických druhů s výskytem řady vzácných a zvláště chráněných druhů cévnatých rostlin, mechorostů a bezobratlých živočichů (Guth a Lustyk 2007, Chvojková a Marková 2009).

**Souhrn: Údolí českého dolního Labe je v současnosti nejvýznamnější oblastí výskytu typu evropského stanoviště 3270 v České republice, a to z těchto důvodů: Labe je největší řeka u nás, náplavy jsou zde poměrně rozsáhlé, relativně stálé, s vzácnými druhy, vytvářejí kontinuum od Ústí nad Labem do Německa na dlouhém úseku řeky, jejich struktura a funkce je příznivá. Labské náplavy jsou specifické oproti výskytům na jiných řekách také tím, že obsahují řadu biotopových specialistů.**



## II.A.2 Evropa

Celkově se v Evropě nachází 825 evropsky významných lokalit, ve kterých se vyskytuje typ evropského stanoviště 3270 jako předmět ochrany (viz obr. 4).



Obr. 4 Mapa evropsky významných lokalit (zelené tečky) v Evropě s výskytem typu stanoviště 3270 jako předmětu ochrany (Natura Viewer, <http://natura2000.eea.europa.eu>)

V Evropském červeném seznamu habitatů najdeme souhrnné údaje o výskytu typu stanoviště v Evropě. Habitat se vyskytuje v nižších polohách. Je hodnocen jako blízký ohrožení (Near Threatened, NT) kvůli významnému poklesu kvality za posledních 50 let a poklesem rozlohy o 14 %.

Údaje v tabulce 4 je nutno brát jako orientační. Nejsou zde odlišeny biogeografické oblasti. Mírně zavádějící je spojení s typem evropského stanoviště 3280 s názvem „Constantly flowing Mediterranean rivers with *Paspalo-Agrostidion* species and hanging curtains of *Salix* and *Populus alba*“, který se však vyskytuje jen v jižní Evropě (Portugalsko, Španělsko, jih Francie, Itálie, Řecko). Údaje z ostatních zemí zahrnují jen typ 3270.

Tab. 4 Výskyt habitatu 3270 a 3280 v Evropě (Evropský červený seznam habitatů, <http://ec.europa.eu/>)

| EU 28           | Habitat přítomný nebo nejistý  | Současná rozloha    | Trend kvantity (za posledních 50 let) | Trend kvality (za posledních 50 let) |
|-----------------|--------------------------------|---------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|
| Belgie          | Přítomný                       |                     | Rostoucí                              | Neznámý                              |
| Bulharsko       | Přítomný                       | 21 km <sup>2</sup>  | Klesající                             | Klesající                            |
| Česká republika | Přítomný                       | 0,8 km <sup>2</sup> | Klesající                             | Klesající                            |
| Dánsko          | Nejistý                        |                     |                                       |                                      |
| Estonsko        | Přítomný                       | 1 km <sup>2</sup>   |                                       |                                      |
| Finsko          | Finsko – pevnina:<br>Přítomný  |                     | Klesající                             | Klesající                            |
| Francie*        | Francie – pevnina:<br>Přítomný | 100 km <sup>2</sup> | Klesající                             | Klesající                            |
| Chorvatsko      | Přítomný                       | 10 km <sup>2</sup>  | Rostoucí                              | Klesající                            |
| Irsko           | Přítomný                       | 1,2 km <sup>2</sup> | Stabilní                              | Stabilní                             |
| Itálie*         | Itálie pevnina:                | 86 km <sup>2</sup>  | Klesající                             | Klesající                            |

| EU 28          | Habitat přítomný nebo nejistý  | Současná rozloha    | Trend kvantity (za posledních 50 let) | Trend kvality (za posledních 50 let) |
|----------------|--|---------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|
|                | Přítomný<br>Sicílie: Přítomný  |                     |                                       |                                      |
| Kypr           | Nejistý  |                     |                                       |                                      |
| Litva          | Přítomný   | 0,9 km <sup>2</sup> | Neznámý                               | Neznámý                              |
| Lotyšsko       | Nejistý  |                     |                                       |                                      |
| Lucembursko    | Nejistý  |                     |                                       |                                      |
| Maďarsko       | Přítomný   | 30 km <sup>2</sup>  | Stabilní                              | Klesající                            |
| Malta          | Nejistý  |                     |                                       |                                      |
| Německo        | Přítomný   |                     | Rostoucí                              | Klesající                            |
| Nizozemí       | Přítomný   | 2,3 km <sup>2</sup> | Klesající                             | Stabilní                             |
| Polsko         | Nejistý  |                     |                                       |                                      |
| Portugalsko*   | Portugalsko – pevnina:<br>Nejistý  |                     |                                       |                                      |
| Rakousko       | Přítomný   | 50 km <sup>2</sup>  | Klesající                             | Klesající                            |
| Rumunsko       | Přítomný   | 90 km <sup>2</sup>  | Rostoucí                              | Klesající                            |
| Řecko*         | Kréta: Nejistý<br>Východní Egejské moře: Nejisté<br>Řecko (pevnina a další ostrovy): Nejistý |                     |                                       |                                      |
| Slovensko      | Přítomný   | 4 km <sup>2</sup>   | Klesající                             | Klesající                            |
| Slovinsko      | Přítomný   | 5,2 km <sup>2</sup> | Rostoucí                              | Klesající                            |
| Španělsko*     | Španělsko – pevnina:<br>Přítomný   | 30 km <sup>2</sup>  | Rostoucí                              | Stabilní                             |
| Švédsko        | Přítomný   |                     |                                       |                                      |
| Velká Británie | Severní Irsko: Nejistý<br>Velká Británie:<br>Přítomný  |                     |                                       |                                      |

\*Pozn.: Habitat 3280 se vyskytuje jen v jižní Evropě (Portugalsko, Španělsko, jih Francie, Itálie, Řecko)

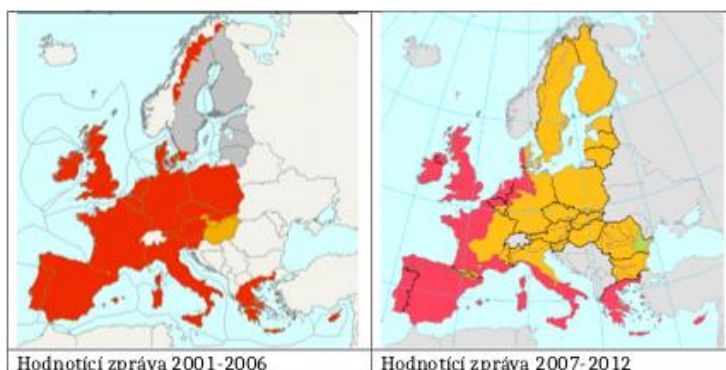
Přestože údaje z řady států chybí, nejsou uvedeny biogeografické oblasti a jsou spojeny habitaty 3270 a 3280, je možné si na základě tabulky 4 udělat přibližnou představu o výskytu typu evropského stanoviště – výskyt v řádu jednotek až desítek kilometrů čtverečních v jednotlivých zemích, v řadě zemí se nevyskytuje vůbec.

Desítky km<sup>2</sup> typu evropského stanoviště 3270 se dle červeného seznamu nacházejí v Bulharsku, Francii, Itálii, Maďarsku, Rakousku, Rumunsku, Španělsku (dle údajů ze standardních datových formulářů evropsky významných lokalit dle Natura 2000 Viewer také v Německu). Trend kvality je ve většině případů klesající, ve třech případech stabilní (Irsko, Nizozemí, Španělsko), v řadě případů neznámý. Kvantita v několika státech roste. Je také uvedeno, že habitat se může snadno přirozeně obnovit, pokud jsou odstraněny úpravy řeky. Pokud je problémem znečištění, habitat se může obnovit po zlepšení kvality vody (Janssen et al. 2016).

#### Hodnocení stavu z hlediska ochrany

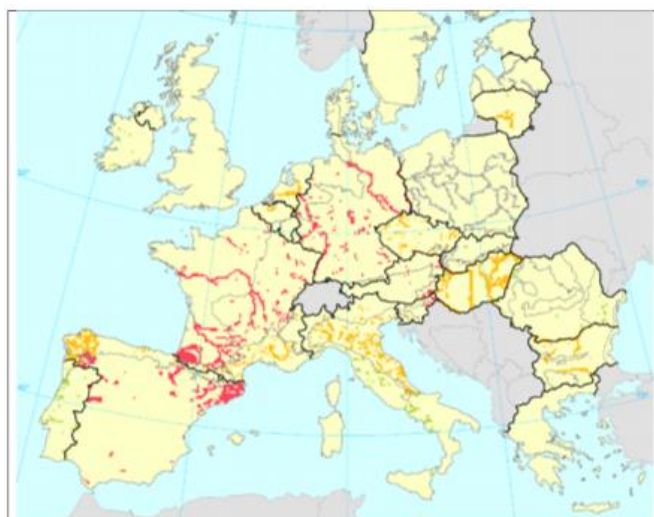
Na základě dat z monitoringu odevzdávají členské státy EU pravidelně v šestiletých obdobích hodnotící zprávy pro každý evropsky významný druh a typ evropského stanoviště na úrovni biogeografické oblasti v daném státu. Jedná se o komplexní strukturované hodnocení, umožňující následné vyhodnocení stavu na úrovni EU.

Podle poslední hodnotící zprávy za období 2007-2012 je stav z hlediska ochrany typu stanoviště 3270 v kontinentální biogeografické oblasti hodnocen jako méně příznivý (U1), v předchozím reportu byl hodnocen jako nepříznivý (U2) (viz následující srovnávací mapy – obr. 5 a 6).



Obr. 5 Hodnocení stavu z hlediska ochrany typu stanoviště 3270 na úrovni biogeografických oblastí (zeleně – příznivý, oranžově – méně příznivý, červeně – nepříznivý, tmavě šedě – neznámý) (<https://bd.eionet.europa.eu/>)

Je třeba poukázat na fakt, že jednou z významných příčin zlepšování stavu bahnitých říčních náplavů je hodnotící zpráva z České republiky. Oproti minulému reportu, v němž byly dvě ze čtyř klíčových složek hodnoceny jako nepříznivé (a díky tomu celkový stav z hlediska ochrany také jako nepříznivý), byly v poslední hodnotící zprávě struktura a funkce stanoviště stejně jako předpokládaný vývoj hodnoceny již jen jako méně příznivé. Při významném ovlivnění stavu výstavbou plavebního stupně Děčín by se hodnocení za ČR zřejmě vrátilo ke stavu v kategorii „nepříznivý“, následně by se zhoršilo hodnocení na úrovni celé evropské biogeografické oblasti. Je tak ohroženo naplňování cílů podle směrnice o stanovištích.



Obr. 6 Výskyt typu evropského stanoviště 3270 v EU a vyhodnocení stavu z hlediska ochrany na úrovni členských států (zeleně – příznivý, oranžově – méně příznivý, červeně – nepříznivý, tmavě šedě – neznámý) podle hodnotící zprávy 2007–2012 (<https://bd.eionet.europa.eu/>).

**Souhrn: Typ evropského stanoviště 3270 je předmětem ochrany v celkem 825 lokalitách v Evropě. V jednotlivých zemích se vyskytuje v řádu jednotek až desítek kilometrů čtverečních (v ČR 0,8 km<sup>2</sup>), v řadě zemí se nevyskytuje vůbec. Stav z hlediska ochrany v EU se mezi lety 2007-2012 zlepšil z nepříznivého na méně příznivý, významný podíl na tom měla česká hodnotící zpráva.**

### II.A.3 Labe

Náplavy se vyskytují na Labi v ČR mezi Střekovem a státní hranicí ve Hřensku, pokračují pak níže po proudu Labe v Německu. Celková délka Labe je 1094 km, z toho 371 km teče v ČR a v Německu 723 km. Českou republiku opouští v nadmořské výšce 115 m n. m., spád řeky v Německu na celém toku je tak pouze 115 m. V ČR je rozdíl nadmořských výšek mezi zdymadlem Střekov (145 m n. m.) a státní hranicí 30 m. Úsek Labe v EVL Labské údolí: 12 km, EVL Porta Bohemica: 60 km (Třeboutice – Prostřední Žleb). Na Labi v Německu se nachází řada evropsky významných lokalit s výskytem typu evropského stanoviště 3270. Celkově je na Labi 174 lokalit Natura 2000 (na české i německé straně dohromady) – viz obr. 7.

Za státní hranicí níže po proudu Labe v Německu leží tyto EVL s předmětem ochrany typ evropského stanoviště 3270 (uvedeny nejbližší tři):

- EVL Elbtal zwischen Schöna und Mühlberg (kód: DE4545301, rozloha: 4 313,27 ha, výskyt typu evropského stanoviště 3270: 1 156,83 ha). Délka EVL je asi 115 km.
- EVL Elbtal zwischen Mühlberg und Greudnitz (kód: DE4342301, rozloha: 4 906,16 ha, výskyt typu evropského stanoviště 3270: 424,9 ha),
- EVL Elbaue zwischen Griebö und Prettin (kód: DE4142301, rozloha: 8 421,61 ha, výskyt typu evropského stanoviště 3270: 463,08 ha).

Navazují další evropsky významné lokality po celém toku Labe až do Hamburku, je v nich také chráněný typ evropského stanoviště 3270. Kontinentální biogeografická oblast zasahuje také až k Hamburku.



Obr. 7 Lokality Natura 2000 na řece Labi (174 lokalit) (EEC 2012)

Porovnáním rozloh bahnitých náplavů v Čechách a v Německu zjistíme, že na rozdíl od českých aktuálně cca 80 ha (resp. 65 ha v ČR v kontinentální biogeografické oblasti) se na německém Labi vyskytuje řádově několik set až nižší tisícovky ha typu evropského stanoviště 3270. V jednotlivých lokalitách u nás se tak vyskytují maximálně nízké desítky hektarů, zatímco v německých lokalitách na podobně dlouhých úsecích to jsou stovky.

Porovnáním rozloh by se mohlo zdát zbytečné věnovat pozornost ochraně náplavů u nás (když je jich mnohem více v Německu, případně i dalších státech Evropské unie).

Význam částí populace nacházejících se na okraji areálu druhu je předmětem dlouhodobého výzkumu (např. Lesica a Allendorf 1995, Hampe a Petit 2005, Kawecki 2008, Rehm et al. 2015, Papuga et al. 2018). Bylo prokázáno, že pro přežití druhu a tedy i jeho účinnou ochranu mohou být okrajové části populací velmi důležité (např. Breiner et al. 2017). Okrajové populace jsou často málo početné, fragmentované a ohrožené místním vyhynutím. Morfologicky i geneticky se liší od centrálních částí populací v důsledku dlouhodobé izolace, genetického posunu a přirozeného výběru. Dlouhodobá ochrana druhů závisí mimo jiné i na ochraně genetické rozmanitosti. Kromě toho jsou periferní populace potenciálně důležitými místy budoucích speciálních událostí, tj. vzniku nových biologických druhů.

Dále v rámci metapopulační teorie (Levins 1969) je každá lokální populace cenná pro zajištění výskytu, česká populace tak může sloužit jako zdrojová pro níže položené lokality. České náplavy dále mají hodnotu pro diverzitu náplavů vzhledem k tomu, že mají odlišnou morfologii, substrát, složení vegetace. Důraz na geografickou koherenci soustavy Natura 2000 také zdůvodňuje ochranu různých specifických výskytů typu evropského stanoviště.

**Souhrn: Typ evropského stanoviště 3270 se vyskytuje např. níže po proudu Labe v Německu. Řádově se zde nachází stovky až nižší tisíce hektarů. Větší rozloha v Německu nesnižuje hodnotu českých výskytů.**

**Česká republika ochranou bahnitých náplavů přispívá k ochraně typu evropského stanoviště v Evropě. Stav z hlediska ochrany je nepříznivý, v ČR méně nepříznivý. Další zhoršení tohoto stavu by ohrozilo naplňování cílů podle směrnice o stanovištích.**



## II. B Rozšíření bahnitých náplavů

### II.B.1 Náplavy v ČR

Na našem území se bahnité říční náplavy vyskytují na neregulovaných, případně jen mírně regulovaných úsecích středního toku Ohře, Berounky na Křivoklátsku, Labe od soutoku s Jizerou až po státní hranici s Německem, Otavy, Lužnice a Nežárky na Třeboňsku, středního a dolního toku Jihlavy, Dyje a Moravy, středního toku Odry i jinde (viz tabulka 3 a obrázek 3 v kapitole II.A.1). Ve velmi suchých letech po výrazném poklesu vodní hladiny se biotop vyvíjí i na silněji regulovaných tocích (Šumberová in Chytrý et al. 2010).

Juříček v roce 2009 provedl analýzu říčních náplavů na území ČR (Well Consulting 2009). V průběhu prací bylo navštíveno 43 lokalit vytipovaných říčních náplavů s potenciálem evropsky významného stanoviště 3270. Důkladněji analyzováno bylo 37 lokalit. V rámci tohoto souboru bylo rozlišeno sedm vegetačních typů na úrovni asociací a šest podobnostních skupin náplavů (labských, jihočeských, moravských, ruderálních, chasticových a druhově chudých).

Bylo provedeno srovnání náplavů, přičemž autor konstatuje, že: „je velmi obtížné stanovit podobné či nejpodobnější náplavy vůči náplavům labským (ale i jakýmkoli jiným) z důvodu nutnosti pojímat problematiku komplexně z pohledu všech možných relevantních charakteristik, které tvář náplavu určují. Parciálně lze sice určit 15 zrnitostně nejpodobnějších náplavů, stejně tak, ač s většími obtížemi, i lokality podobné druhovým složením, či typem vegetace, anebo stanovit náplavy podobné svým charakterem a budováním (náplavy ostrovní, v meandrech, připomínající obnažené říční dno aj.), podle vztahu k nadmořské výšce, k řádu toku, na němž se nachází, a podobně. Nicméně překrytím všech různě „podobných“ náplavů zjistíme, že téměř neexistuje překryv mezi těmito podobnostmi a že každý náplav je vlastně velmi unikátní. Je také třeba brát v úvahu, že srovnáváme opravdu nesrovnatelné. Labe má průměrně 10 x vyšší průtoky, než kterákoliv jiná řeka na našem území a tudíž i jiný hydrologický režim a další související charakteristiky.“ (Well Consulting 2009)

Autoři studie (Well Consulting 2009) vzali podmnožinu 15 zrnitostně nejpodobnějších náplavů a vybrali z nich ty, které mají nejpodobnější druhové složení labským náplavům, a zbylo pouze 8 náplavů (Lužec nad Vltavou, Blešno, Týniště nad Orlicí, Dyje, Rybňany II., Starý Bohumín, Proskovice a Dyjákovice). S podobnou abundancí druhů (vegetací) jsou jen Proskovice a Starý Bohumín, ale tento výběr není příliš objektivní, proto je uveden jen jako příklad. Při porovnání dle jiných faktorů je situace podobná, tedy: Jako velmi podobný náplav k náplavům labským lze uvést lokalitu Lužec nad Vltavou (ať už napřímeným charakterem toku, jeho šířkou, rozlohou, nadmořskou výškou i charakterem celého náplavu, a částečně i vegetací). V mnohém velmi odlišné, přesto však dále nejpodobnější jsou náplavy lokalit Proskovice a Starý Bohumín s výrazným rozdílem výskytu v přirozeně meandrujícím toku, podobné však kromě zrnitosti i velikostí, pravidelností přeplavování a vegetací. Druhovým složením a zároveň zrnitostí lze jako nejpodobnější jmenovat náplav lokality Blešno nebo Týniště nad Orlicí, které však v mnohém mají zcela odlišný charakter. Náplav u Blešna je příliš malý, leží v meandru a je spíše poloostrovního charakteru, náplav u Týniště má zase vyšší sklon, nepravidelné přeplavování a zcela jinou strukturu, přestože hostí řadu druhů podobných jako se vyskytují na náplavech labských (především ruderálních) (Juříček a Xaverová 2015, Well Consulting 2009).

**Souhrn: Na našem území se bahnité říční náplavy vyskytují na neregulovaných, případně jen mírně regulovaných úsecích středního toku Ohře, Berounky na Křivoklátsku, Labe od soutoku s Jizerou až po státní hranici s Německem, Otavy, Lužnice a Nežárky na Třeboňsku, středního a dolního toku Jihlavy, Dyje a Moravy, středního toku Odry, v menší míře i na dalších tocích. Srovnáním náplavů (Well Consulting 2009, Juříček, Xaverová 2015) bylo zjištěno, že každý náplav je velmi unikátní. Labe s desetinásobnými průtoky vytváří podmínky pro jiný typ náplavů než ostatní řeky v ČR.**

## II.B.2 Historický pohled na drobnokvět a bahnitě náplavy na Labi

Kontinuální výskyt drobnokvětu, ale i bahnitých náplavů na Labi je za posledních nejméně 100 let dobře dokladován, je dokonce možné sledovat změny vegetace v souvislosti s proměnami řeky.

„Historie zkoumání bahnitých náplavů na Labi je úzce svázána se zkoumáním drobnokvětu pobřežního (v minulosti byly zkoumány více druhy než jejich biotopy). Prvním pramenem informací z počátku 19. století je Opizova *Botanische Topographie Böheims* (Opiz 1815–1835). První sběry a literární údaje, týkající se rostlinstva břehů Labe, pocházejí z poloviny 19. století (Reichard 1854). Další údaje o výskytu některých druhů lze zaznamenat v Čelakovského *Prodromu* květeny české (Čelakovský 1868–1883). Dalším dokladovaným zdrojem informací jsou sběry J. Malinského (1817–1859), uložené převážně v herbáři Národního muzea. Ten uvádí sice obecnou lokalizaci Děčín, ale řada druhů nepochybně pochází z břehu Labe (Kubát 1979).

Největší množství údajů z druhé poloviny 19. století je z labských ostrovů u Litoměřic a od Děčína. Porovnáním údajů lze v podstatě konstatovat, že se floristické složení rostlinstva břehů Labe u Litoměřic a Děčína v podstatě nelišilo od dnešního (Kubát 1979).

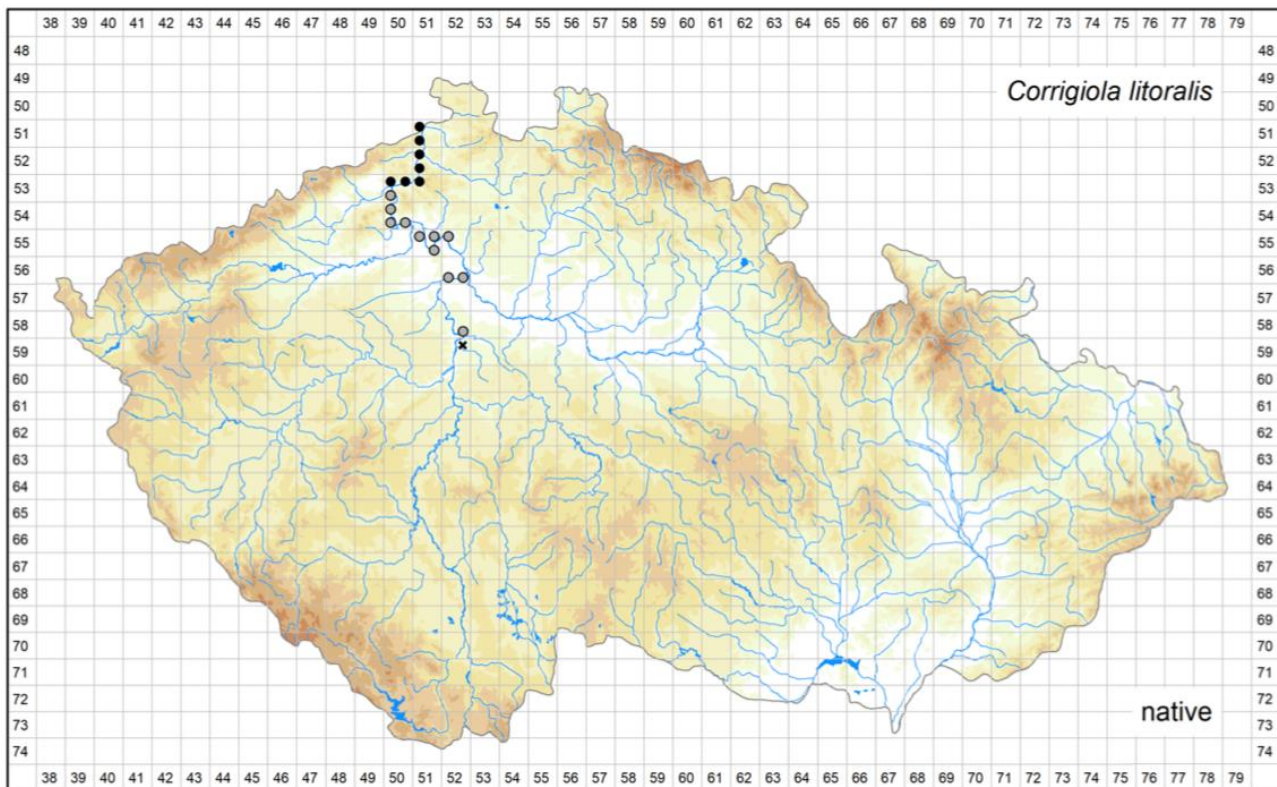
Velmi podrobný popis výskytu rostlin zaznamenal ve své práci Domin (Domin 1904). Zde uvádí nejen všechny druhy, ale charakterizuje i jednotlivé typy společenstev. Tento zdroj lze velmi dobře využít ke sledování změn, ke kterým za uplynulých 100 let došlo. Tyto údaje jsou o to cennější, že byly zaznamenány ještě před úpravou dolního Labe stavbou jezů a lze je považovat za druhy stanovišť blízkých přirozenému stavu. Domin rozdělil druhy na druhy typické pro říční břeh, na druhy ruderalní, na druhy, které se vyskytují krátkodobě a jedná se tedy o druhy z jiných typů společenstev, a na druhy nepůvodní, tj. druhy alochtonní. O společenstvech obnažených den Domin píše: „Zvlášť význačný jest útvar obnažené půdy říční. Jest to zvláštní společenstvo jednak nizounkých, jakoby k zemi přitisklých rostlin jednoletých, jednak vyšších druhů bažinných. Útvar ten objeví se brzy zde, brzy onde, podle toho, kde vytvoří se vlhké písčné zátočiny, vzniká v neobyčejně krátké době, zmizí však mnohdy v brzku a nezjeví se po řadu let na tomtéž místě. Obsahuje některé vysoce zajímavé druhy a i biologie a ekologie jeho skýtá mnoho zajímavostí, jak to též odpovídá prazvláštnímu stanovisku.“

Další významné práce se objevují až v 30. letech (Lipser 1937, 1940). Zmiňované práce jsou významné tím, že poprvé upozorňují na likvidaci periodicky zaplavovaných šterků nad zdymadlem Střekov. Autor zde popsal utváření labských šterkových náplavů a druhy, které výstavbou jezů vymizely.

Z nejnovejší doby se studiu vegetace sledovaného úseku nejvíce zabýval Kubát (Kubát 1977, 1979, 1986, 2001), dále také Hamerský (1993) a Rydlo (Rydlo a Johanisová 1989). Velmi cenné shrnující údaje o nejhroženějších druzích lze nalézt v práci Machové a Kubáta (Machová a Kubát 2004). Studium adventivní flory v labských přístavech se soustavně zabývá Jehlík (Jehlík et al. 1974, 1994, 2005, 2007). Studium společenstev obnažených den se věnoval Hejný (1996). (Rottenborn 2018)

Rottenborn (2018) zpracoval nejen historické údaje o rozšíření, ale zabýval se také sledováním vybraných náplavů v letech 2008-2015.

Recentním podkladem, který obsahuje výskyt biotopů v ČR, je vrstva mapování biotopů a její aktualizace (AOPK ČR). Výskyt náplavů byl zaznamenán během zpracování doplňků mapování biotopů "Šterkové a bahnitě náplavy na Labi 2014" a "Šterkové a bahnitě náplavy na Labi 2015". Analýzu těchto dat provedla Kalníková et al. (2017) a vytvořila mapy biotopu M6 (typu evropského stanoviště 3270) v ČR (viz obr. 3 výše). Dále při pohledu na výskyt drobnokvětu získáme představu nejen o rozšíření tohoto druhu, ale také náplavů vysoké kvality (viz obr. 8).



Obr. 8 Mapa rozšíření drobnokvětu pobřežního *Corrigiola littoralis* v České republice. Současný výskyt černé kruhy, historický výskyt šedé kroužky, adventivní výskyt křížek (Kaplan 2018)

Mapování náplavů bylo v letech 2008 a 2012–2017 také zadávalo Ředitelství vodních cest v rámci akce „Zlepšování plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín“ (Chvojková a Marková 2009, Well Consulting 2013, HBH 2014, HBH 2015, HBH 2016, HBH 2017). V letech 2014-2017 byl prováděn také průzkum ústí drobných přítoků Labe.

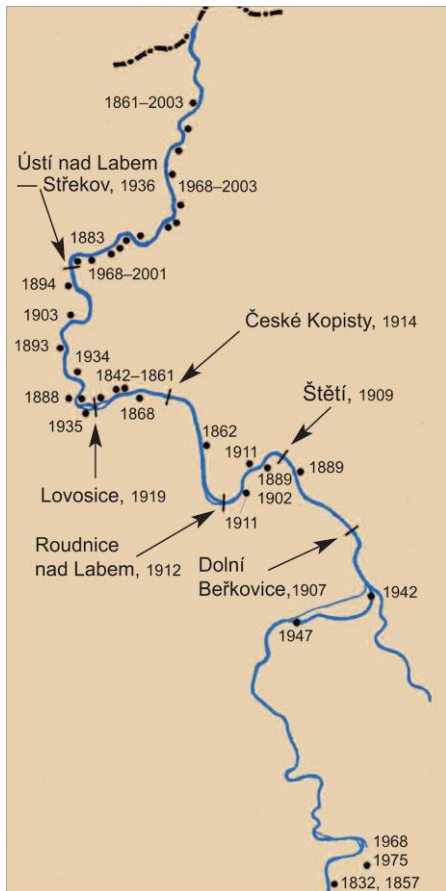
Souhrnné výsledky zmíněných prací jsou prezentovány v kapitole II.C.

**Souhrn: Výskyt bahnitých náplavů a drobnokvětu pobřežního na Labi je možné sledovat kontinuálně přinejmenším po dobu posledních 100 let.**



### II.B.3 Historická souvislost výskytu drobnokvětu s výstavbou stupňů

Výskyt drobnokvětu nám podrobněji ukazuje také následující mapa (obr. 9), do které je zanesena i lokalizace plavebních stupňů. Výskyt drobnokvětu (a náplavů) můžeme shrnout přibližně takto: a) na začátku 20. století se drobnokvět vyskytoval mezi soutokem Labe s Vltavou a státní hranicí, b) od roku 1936 (i recentně) se již vyskytuje pouze mezi Ústím nad Labem (zdymadlo Střekov) a státní hranicí, c) v Praze se ještě do současnosti nachází druhotná lokalita na žižkovském nákladovém nádraží.



Obr. 9 Doložená pozorování drobnokvětu pobřežního v Čechách. Vyznačeny jsou jezy na Labi s letopočtem dokončení jejich výstavby (Kubát 2006)

„Výstavba vodních děl pro účely celoročního splavnění Labe zcela pozměnila přirozený chod toku, což se projevilo nižší frekvencí disturbancí a nižší erozně-akumulační činností. V menší míře se vytváří nové štěrkopískové náplavy, případně se ty existující zanášejí jemným sedimentem. Nedochází tak k tvorbě raně sukcesních stádií, což se projevuje především u společenstev vázaných na obnažované říční dno, která nejsou adaptovaná na zvýšenou konkurenci sukcesně navazujících typů vegetace.“ (Rottenborn 2018).

„Lze s jistotou předpokládat, že realizace projektu výstavby jezů a úpravy koryta řeky, by vedla k zániku vzácného stanoviště náplavů a jeho vegetace, včetně kriticky ohrožených druhů.“ (Rottenborn 2018). Podrobněji viz kapitola I.A.

**Souhrn: Je patrná souvislost výstavby plavebních stupňů a zániku lokalit drobnokvětu (a náplavů), převážně ve vzdutí stupňů. Po roce 1936 (výstavba zdymadla Střekov) až dodnes se tak výskyt náplavů soustředí pouze mezi Ústím nad Labem a státní hranicí ČR-Německo (s jednou další druhotnou lokalitou v Praze).**

#### II.B.4 Souvislost koncentračních výhonů s výskytem náplavů

Je zajímavé podívat se také na souvislost koncentračních výhonů s tvorbou nových náplavů. Mnohé z říčních náplavů na Labi jsou totiž stabilizovány starými plavebními stavbami (koncentračními výhony) a překrývají se s historickými koncentračními stavbami (Zahrádka 2015). Tuto skutečnost však nelze interpretovat jako doklad úspěšného vzniku nových náplavů vybudováním koncentračních výhonů. Pohled na volně dostupné historické mapy porovnané se současnými leteckými snímky dokládá vznik náplavů podél staveb, avšak zároveň je zřejmé, že tyto stavby byly umísťovány právě v místě přirozených náplavů, jak tomu je u Nebočad nebo v případě hráze oddělující zimní přístav Děčín – Rozbělesy, kde dnes jsou náplavy s výskytem drobnokvětu pobřežního.

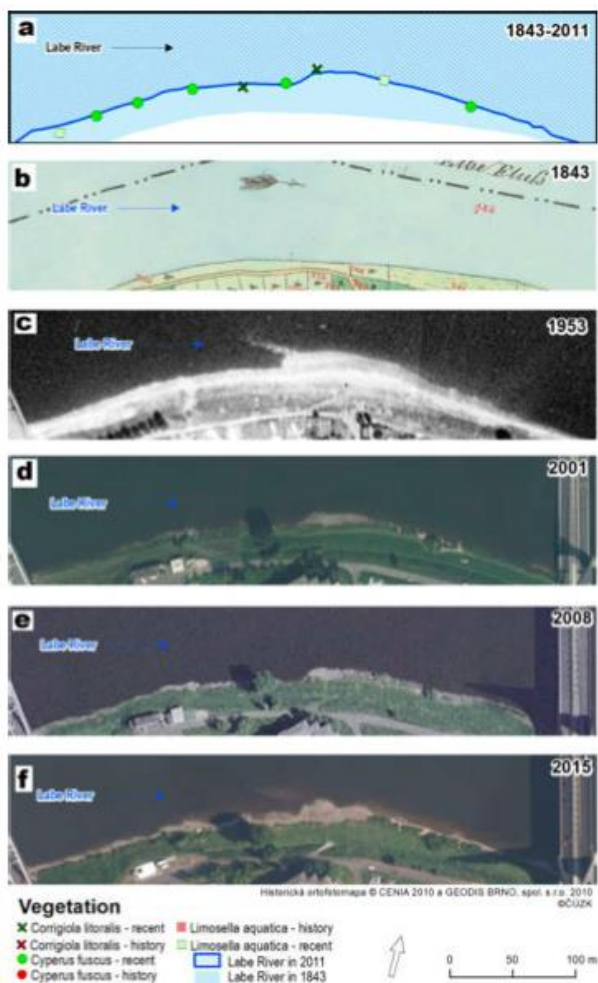
Mapy stabilního katastru pro Nebočady z roku 1843 (<http://archivnimapy.cuzk.cz>) zobrazují v místě dnešní přírodní památky Nebočadský luh ještě ostrov uprostřed řeky. Podle tvaru ostrova a koryta řeky je zřejmé, že za ostrovem v místě dnešních koncentračních hrází docházelo k sedimentaci materiálu. Spojení ostrova s břehem v jeho jižní části a výstavba opevnění a tzv. „Labíček“ severně od ostrova je dobře vidět na mapách III. vojenského mapování, vytvořených mezi lety 1877–1880 (měřítko 1:25 000, <http://archivnimapy.cuzk.cz>). Koryto řeky tak bylo výrazně zúženo a je očekávatelný vznik náplavy podél koncentračních hrázek, které nejen přesně kopírují protáhlý směr ostrova, ale také se zároveň nacházejí v mírném zahnutí nového tvaru koryta. Právě na náplavu přímo navazujícím na bývalý ostrov, byl v roce 2008 pozorován drobnokvět pobřežní (Chvojková a Marková 2009).

Mapy stabilního katastru pro dnešní přístav Děčín – Rozbělesy pocházejí rovněž z roku 1843 a zobrazují v místě přístavní hráze dva ostrovy, stejně jako mapy II. vojenského mapování z roku 1848 (měřítko 1:28 800, <http://archivnimapy.cuzk.cz>), kde je již nápis „přístav“. Jedná se tedy opět o místa s přirozenou sedimentací. Přístav zde byl vybudován mezi lety 1856 až 1858 ([www.decin.estranky.cz](http://www.decin.estranky.cz)) a na mapách III. vojenského mapování z let 1877–1880 (opět měřítko 1:25 000) je již zobrazena vybudovaná hráz, oddělující přístav od řeky. Dnešní náplav vzniklý v severní části přístavní hráze přesně odpovídá tvaru bývalého severněji položeného ostrova. Také na tomto náplavu byl v roce 2008 pozorován drobnokvět pobřežní (Chvojková a Marková 2009).

Podobně lze vysledovat i náplav u Jakub, který je prezentován jako úspěšné vytvoření experimentálního náplavu z materiálu prohrábek s jednorázovým výskytem drobnokvětu (Šíkula 2016). Náplav v Jakubech se zde vyskytuje dlouhodobě (porovnány ortofotomapy 2003–2015).

Z uvedených příkladů je možné uzavřít, že náplavy jsou zde relativně trvalé, mají charakter dna řeky, nerozplavují se. Dalším typem jsou náplavy po povodních, jejichž výskyt je časově omezený (dojde k jejich postupnému rozplavení).

Porovnáním historických map pro několik vybraných náplavů se zabýval Rottenborn (2018), ilustrativně předkládáme náplav ve Svádově (obr. 10). I zde je vidět poměrně stabilní útvar, a to už v podkladu z roku 1843, dále 1953, 2001 až do současnosti.



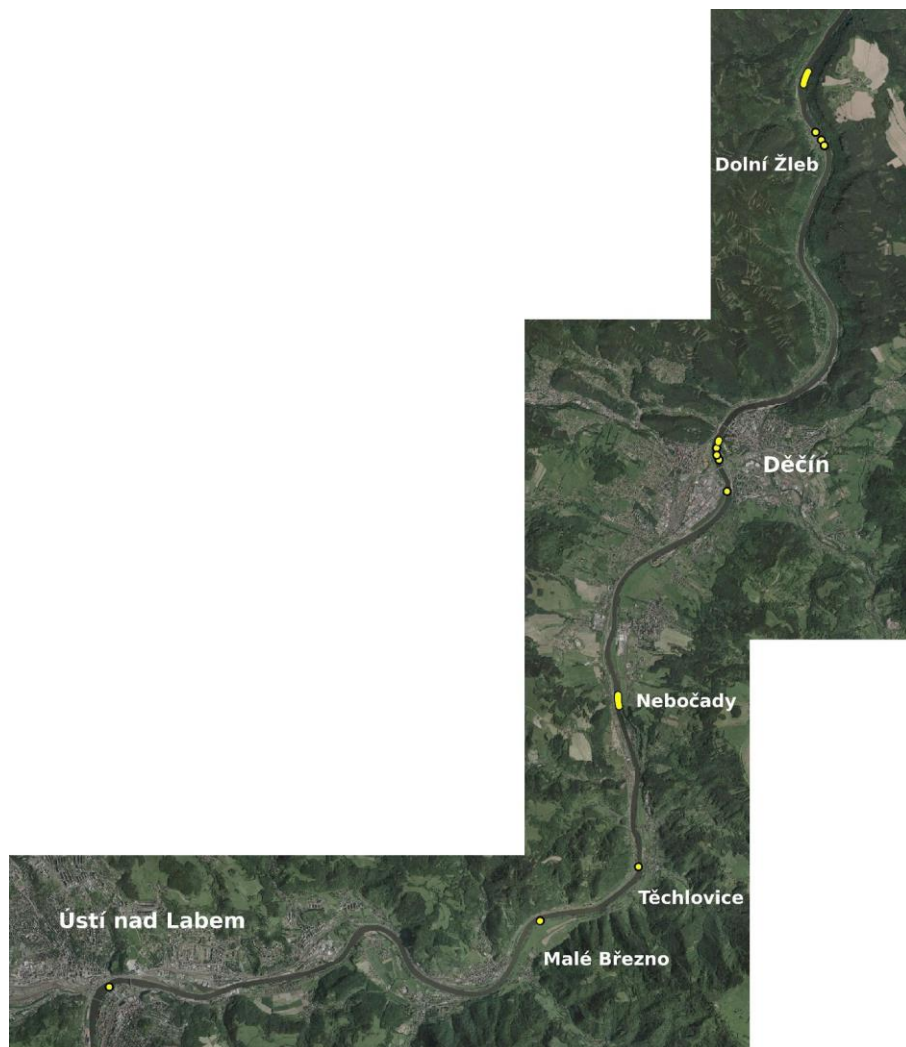
Obr. 10 Historické a současné mapy, lokalita Svádov (shora dolů: (a) stabilní katastr, 1843, současné ortofoto 2011 a model reliéfu DMR5G, zobrazeny historické a současné nálezy vybraných druhů; (b) mapa stabilního katastru 1843; (c) – (f) ortofotomapa z let 1953, 2001, 2008 a (f) 2015 (Rottenborn 2018)

**Souhrn: Z historických dat a map je zřejmý dlouhodobý charakter výskytu náplavů na místech v řece při jesebních březích.**

## II.C Dynamika a fungování populace drobnokvětu pobřežního na Labi

Představu o rozšíření drobnokvětu na našem území jsme si mohli již udělat v předchozích kapitolách II.A a II.B. V této kapitole se soustředíme na populaci drobnokvětu pobřežního na Labi.

Souhrnným výzkumem kvalitních výskytů bahnitých náplavů s drobnokvětem pobřežním na území EVL Labské údolí a EVL Porta Bohemica (zařazena do národního seznamu 2016) se zabývala Chvojková a Marková v roce 2008 (viz obr. 11 a tabulka 5).



● drobnokvět  
pobřežní

<http://geoportal.cenia.cz>

Obr. 11 Výskyt drobnokvětu pobřežního na české části Labe v roce 2008 (Chvojková, Marková 2009)

Tab. 5 Přehled lokalit výskytu drobnokvětu pobřežního s počty nalezených jedinců (Chvojková, Marková 2009)

| Lokalita                | Počet nalezených jedinců drobnokvětu pobřežního v roce 2008 |
|-------------------------|---|
| Střekov, Ústí n. L.     | 1   |
| Malé Březno             | 21  |
| Naproti obci Těchlovice | 1   |
| Nebočady                | 20  |
| Děčín, Rozbělesy        | 1   |
| Děčín, ústí Ploučnice   | 121   |
| Dolní Žleb levý břeh    | 5   |
| Dolní Žleb pravý břeh   | cca 65  |
| <b>Celkem</b>           | <b>cca 235</b>  |

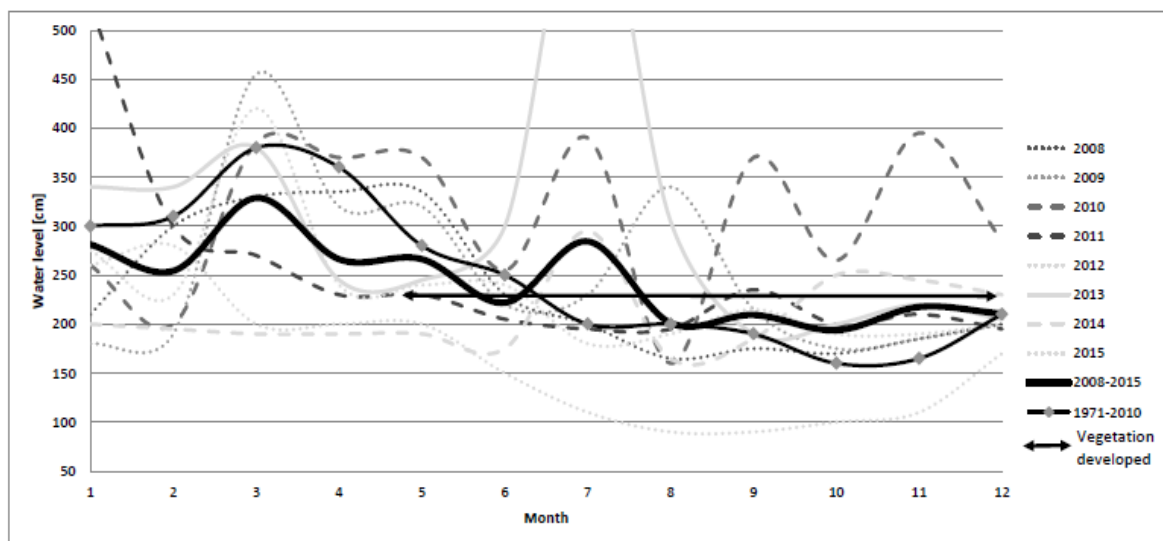
Kromě roku 2008 nebyla provedena inventarizace drobnokvětu na všech náplavech. Pro roky 1993–2008 však existuje alespoň údaj o výskytu drobnokvětu v daném roce (Zajícová in Chvojková a Marková 2009). Údaje ze tří náplavů (Střekov, Valtířov, Malé Březno) shromáždil Rottenborn v časové řadě 2008–2015 (Rottenborn 2018). Dále byla mezi lety 2012 a 2017 sbírána data o náplavech, a to včetně zaznamenaných výskytů drobnokvětu (Well Consulting 2013, HBH 2014, HBH 2015, HBH 2016, HBH 2017). V některých letech výskyt drobnokvětu zaznamenala V. Hadincová (Hadincová 2018).

Závislost výskytu drobnokvětu na chodu vodních hladin dokumentuje tabulka 6, která ukazuje délku zaplavení v průběhu vegetačních sezón v letech 1993 až 2008.

Tab. 6 Průběh trvání výšky hladiny přesahující hodnotu 200 cm na vodočtu Ústí nad Labem (modrá barva) a výskyt drobnokvětu (slabý, silný výskyt) během vegetační sezóny roku 1993 až 2008. Jednodenní překročení hodnoty 200 cm na vodočtu Ústí n. L. není zobrazeno (Zajícová in Chvojková a Marková 2009).

|      | duben | květen | červen | červenec | srpen | září | říjen | drobnokvět |
|------|-------|--------|--------|----------|-------|------|-------|------------|
| 1993 | ■     |        |        | ■        |       |      | ■     | slabý      |
| 1994 | ■     | ■      |        |          |       |      |       | slabý      |
| 1995 | ■     | ■      | ■      | ■        | ■     | ■    | ■     |            |
| 1996 | ■     | ■      | ■      | ■        | ■     | ■    | ■     |            |
| 1997 | ■     | ■      | ■      | ■        | ■     | ■    | ■     | slabý      |
| 1998 | ■     | ■      | ■      | ■        | ■     | ■    | ■     | slabý      |
| 1999 | ■     | ■      | ■      | ■        |       |      | ■     | slabý      |
| 2000 | ■     | ■      | ■      | ■        | ■     | ■    | ■     | slabý      |
| 2001 | ■     | ■      | ■      | ■        | ■     | ■    | ■     |            |
| 2002 | ■     | ■      | ■      | ■        | ■     | ■    | ■     |            |
| 2003 | ■     | ■      | ■      | ■        |       |      |       | slabý      |
| 2004 | ■     | ■      | ■      | ■        | ■     | ■    | ■     | slabý      |
| 2005 | ■     | ■      | ■      | ■        | ■     | ■    | ■     |            |
| 2006 | ■     | ■      | ■      | ■        | ■     | ■    | ■     |            |
| 2007 | ■     |        |        |          | ■     | ■    | ■     | slabý      |
| 2008 | ■     | ■      | ■      | ■        |       |      |       | slabý      |

Každoroční fluktuace vegetace obnaženého říčního dna na Labi sledoval mezi lety 2008 a 2015 Rottenborn (2018). Analogicky k předchozí tabulce zobrazil Rottenborn chody hladin v Labi a v tabulce uvádí výskyt drobnokvětu.



Obr. 12 Průměrné výšky hladin v letech 2008–2015 v Ústí nad Labem

Tab. 7 Výskyt drobnokvětu – počet obsazených kvadrantů (v závorce uveden počet dní obnažení náplavu) (Rottenborn 2018)

|             | 2008    | 2009   | 2010  | 2011   | 2012    | 2013   | 2014   | 2015    |
|-------------|---------|--------|-------|--------|---------|--------|--------|---------|
| Střekov     | 0 (115) | 1 (50) | 0 (0) | 0 (55) | 0 (140) | 0 (65) | 1 (70) | 2 (160) |
| Valtířov    | 0 (110) | 0 (60) | 0 (0) | 0 (50) | 0 (125) | 0 (65) | 0 (85) | 2 (160) |
| Malé Březno | 0 (115) | 2 (65) | 0 (0) | 2 (55) | 1 (125) | 0 (65) | 2 (70) | 3 (160) |
| CELKEM      | 0       | 3      | 0     | 2      | 1       | 0      | 3      | 7       |

Z grafu (Obr. 12) a tabulky č. 7 je patrné, že k vodnějším rokům patřily 2010 (úplně bez obnažení náplavů), dále 2009, 2011, 2013, 2014. Sušší pak byly roky 2008, 2012 a 2015. Potvrzuje se tak výskyt drobnokvětu v místech, kde je patrná fluktuace výšky hladiny během vodních a sušších let, i určitá pravidelnost ve střídání zatopení → obnažení → výskyt drobnokvětu cca 2 roky po sobě → zatopení atd. Tento rytmus můžeme sledovat dle výše uvedených podkladů v letech 1993–2008 (Chvojková a Marková 2009) i v letech 2008–2015 (Rottenborn 2018).

Drobnokvět dokáže velmi rychle vyklíčit, díky tomu je schopen využít prostor krátkodobě obnaženého dna. Kvetení a produkce semen je pak otázkou několika dní. Společenstva obnažených den se tak objevila pouze v letech s nízkou hladinou vody po dobu alespoň 3 týdnů. Drobnokvět pobřežní se objevil na lokalitách obnažených den, které jsou vzdálené od břehu řeky a které byly obnažené kratší dobu, než která je nutná pro rozvoj jiných druhů (Rottenborn 2018). Naproti tomu Kubát (2018) uvádí, že drobnokvět roste nejčastěji nedaleko pod patou kamenných zídek, zpevňujících břehy.

Tab. 8 Přehled pěti lokalit zkoumaných v rámci monitoringu náplavů (monitoring Well Consulting 2013, HBH 2014-2017) + pro orientační srovnání doplněny roky údaje dalších průzkumů: Chvojková a Marková (2009), Rottenborn (2018), Hadincová (2018)

|                           | 2008 | 2009 | 2010 | 2011  | 2012       | 2013 | 2014 | 2015       | 2016 | 2017       |
|---------------------------|------|------|------|-------|------------|------|------|------------|------|------------|
| Ústí nad Labem            | 1*   | 1**  | 0**  | 0**   | 0          | 0    | 0    | 1          | 0    | 1+         |
| Rozbělesy                 | 1*   |      |      |       | 1          | 0    | 0    | 0          | 0    |            |
| Ústí Ploučnice            | 121* |      |      | 38*** | 30 (14***) | 0    | 1+   | 1+ (29***) | 0    | 1+ (10***) |
| Dolní Žleb                | 65*  |      |      |       | 0 (1***)   | 0    | 0    | 0          | 0    | 1+ (9***)  |
| Hřensko (D.Ž. pravý břeh) |      |      |      |       | 50 (47***) | 0    | 0    | 0 (1***)   | 20   | 1+ (8***)  |

Pozn.: 1+ znamená nález několika jednotlivých rostlin, bez uvedení přesného počtu. Pro porovnání zobrazeny i výsledky z předchozího výzkumu náplavů: \* rok 2008 (Chvojková, Marková 2009), \*\* rok 2009-2011 (Rottenborn 2018), \*\*\* roky

2011, 2012, 2015, 2017 (Hadincová 2018). Údaje těchto průzkumů označeny hvězdičkami. Jsou uvedeny v závorce v případech, kdy existují i údaje Well Consulting a HBH.

Díky využití těchto údajů (viz tab. 5-8) si můžeme udělat určitou představu o výskytu drobnokvětu na Labi v delší časové řadě (v letech 1993–2017, podrobněji pak 2008-2017). Dle tabulky 8 se více drobnokvětu vyskytovalo v letech: 2008, 2011, 2012, 2015, 2017. Je možné si povšimnout také přibývání nálezů níže po proudu – bohatší lokality se nacházejí níže po proudu, zatímco mezi Ústím nad Labem a Děčínem již jde spíše o jednotlivé nálezy. Z minulosti uvádí Kubát (*in verb.*) jako bohaté naopak lokality Ústí nad Labem a Svádov.

V roce 2018 je dle předběžných pozorování do konce června zatím výskyt drobnokvětu na některých z přirozených náplavů značný, ovšem začíná také až Děčínem. Drobnokvět se vyskytoval poměrně časně (v květnu). Celkem byl nalezen na čtyřech náplavech (Ústí Ploučnice, Děčín – bývalé překladiště, Dolní Žleb, Hřensko). Byly zjištěny početnosti v řádu desítek až stovek. Terénní průzkumy pokračují, budou uzavřeny na konci vegetační sezóny.

Přehled 10 lokalit s výskytem drobnokvětu mezi léty 2008 a 2018:

- Střekov, Ústí nad Labem
- Valtířov
- Malé Březno
- Těchlovice
- Nebočady
- Děčín, Rozbělesy
- Děčín, ústí Ploučnice
- Děčín, bývalé překladiště
- Dolní Žleb levý břeh
- Dolní Žleb pravý břeh (Hřensko)

Vzhledem k tomu, že chybí údaje o genetické struktuře populace, není jasné, nakolik se druh šíří mezi náplavy. Základní experimenty studující klíčivost a šíření provedly Chvojková a Marková (2009) a Vazačová (2009). Bez dalších terénních průzkumů, experimentů a genetických analýz je možné provést pouze shrnutí dosavadních poznatků. Odborná vědecká práce by zahrnovala nejméně dvě vegetační sezóny a prostor na experimenty a zhodnocení dat. Terénní průzkumy, které jsou plánovány na srpen 2018, mohou přinést několik dílčích poznatků k situaci v letošním roce, nikoliv komplexní data.

V daném čase ale můžeme na základě dostupných podkladů (Chvojková a Marková 2009, Vazačová 2009, Well Consulting 2013, HBH 2014-2017, Rottenborn 2018) a empirických pozorování (Kubát 2018) shrnout následující poznatky o dynamice a fungování drobnokvětu na Labi a šíření druhu mezi náplavy:

#### Dynamika výskytu drobnokvětu v souvislosti s výškou hladiny Labe

Na našem území je rozhodujícím faktorem výskytu drobnokvětu chod hladin Labe. Podle nesoustavných dosavadních pozorování je minimální doba nutná k dozrání plodů alespoň 5 týdnů. Při prodloužení tohoto období se výrazně zvyšuje produkce nažek. Pokud je hladina pod úrovní výskytu drobnokvětu cca 8–10 týdnů, může být i 2–3 týdenní zaplavení bez zřetelných negativních dopadů na populaci drobnokvětu. V závislosti na chodu hladin může drobnokvět kvést již od konce června (obvykle od července). Obnažení štěrkopískových náplavů je tedy z hlediska ontogenetického vývoje rostliny významné v období od poloviny června do prvních silnějších přízemních mrazů (Kubát 1999).

Výskyt není určen jen příznivým chodem hladin v daném roce, důležité jsou i hodnoty dlouhodobých průtoků. Extrémní (i když ne tak výjimečný) je případ, že vysoký stav vody během větší části vegetační sezóny (dle vodočtu Ústí nad Labem přibližně nad 250 cm) neumožní drobnokvětu plodit ani růst. Nízké stavy hladiny (kolem 170 cm) po několik za sebou jdoucích let umožní v 1–2 letech rozvoj populací drobnokvětu. Ale již druhým (až třetím) rokem je zřetelná



rychlá expanze trav, dalších vytrvalých bylin i dřevin na náplavech. V jejich hustých porostech se drobnokvět není schopen uplatnit a mizí. Návrat k dřívějšímu stavu je možný až po 2–3 letech trvajícím více méně trvalém zaplavení (hladina téměř celoročně minimálně kolem 270 cm), což způsobí odumření vytrvalých rostlin, opětovné obnažení štěrků a nástup jednoletek včetně drobnokvětu. Tento víceletý cyklus se odehrál v letech 1993–1998 (Kubát 1999). Také Zajícová (2000) na základě sledování drobnokvětu v průběhu 90. let minulého století uvádí, že výskyt není odkázán na dosažení minimální hladiny v řece, ale na delší vysokou vodu a dostatečně dlouhé období snížené hladiny v roce následujícím (pod 240 cm).

Rok 2008 byl pro výskyt drobnokvětu příznivý, byl potvrzen na osmi lokalitách (Chvojková a Marková 2009). V dalších letech již všechny tyto náplavy nebyly navštíveny, ale např. autor mapování náplavů M. Juříček k výsledkům uvádí, že v některých letech se vegetace říčních náplavů téměř nevyvinula (2010, 2013), jindy byl její vývoj směřován až ke konci sezóny do podzimních měsíců (2009), v jiném roce naopak vhodné podmínky k rozvoji nastaly již v rané letním období (2008, 2014) a jindy bylo kolísání hladiny v řece natolik proměnlivé (2012), že tento stav výrazně podpořil jiné specifické druhy (HBH 2017).

### Šíření drobnokvětu

Transport diaspor byl alespoň orientačně prozkoumán pokusy zaměřenými na anemochorii, hydrochorii, endozoochorii (Vazačová 2009), exozoochorie byla zkoumána v práci Chvojkové a Markové (2009). Rozšiřování diaspor drobnokvětu prostřednictvím vody (hydrochorie) se zdá být vzhledem k malé hmotnosti semen jako nejpravděpodobnější (Coker 1962). Schopnost setrávat na klidné vodní hladině byla již testována v práci von Lampe (1996). Rovněž Vazačová (2009) experimentálně potvrdila, že po 1 týdnu plavalo průměrně 83% semen, pouze minimum se potopilo. Životnost plovoucích i kleslých semen byla téměř identická (Vazačová 2009). Anemochorie byla vzhledem ke značné vzdálenosti náplavů vyloučena.

Transportu však částečně může bránit malý rozměr semen (snadno zapadnou mezi písek). Celé rostliny jsou často obaleny velmi tenkou vrstvou jemného bláta, které brání oddělení plodů od rostliny a jejich transportu (Kubát 2018). Jasnější odpověď by mohla poskytnout až genetická analýza. V každém případě však hydrochorie zůstává nejpravděpodobnější možností šíření semen po proudu.

Není známý žádný mechanismus, který by v současnosti umožňoval semenům nebo plodům drobnokvětu šířit se proti proudu. Chybějí údaje o ornitochorii, i když je zřejmé, že porosty bylin s drobnokvětem jsou občas spásány kachnami a dalšími ptáky. Vazačová (2009) experimentálně potvrdila, že klíčivost semen je zachována po průchodu trávícím traktem. Chvojková a Marková (2009) prokázaly možnost epizoochorie (celkem zůstalo v peří holuba 16 z 80 semen). Nepřímým důkazem malé (až žádné) účinnosti tohoto šíření je však skutečnost, že drobnokvět nebyl, alespoň v Čechách, nalezen u žádné vodní nádrže v okolí řeky, kam ptáci přelétají.

Jedinou hypotetickou možností se zdá být epizoochorie na kopytech koní nebo nohách lidí, kteří v 18. stol. vlekli lodě po Labi proti proudu; toto vlečení bylo prokázáno alespoň po Prahu, tedy tam, kde končí arela drobnokvětu v Čechách (Kubát 2018). V Anglii byl údajně drobnokvět roznášen po pastvinách na kopytech skotu (Coker 1962).

Jako empirické potvrzení neexistujícího šíření proti proudu je možné chápat fakt, že současná populace drobnokvětu mezi železničním a starým silničním mostem v Ústí nad Labem je výrazně chudší než např. v 70. letech 20. stol. Tehdy zde v příznivých letech vyrostly stovky rostlin; na ploše mnoha desítek m<sup>2</sup> zde měl drobnokvět pokryvnost 30–60%. V posledních letech byly na tomto místě zjištěny pouze jednotlivé rostliny. Protože ve vlastnostech substrátu není zřetelný rozdíl, bylo by možné hledat příčinu buď v kvalitě jemnozrných sedimentů v době maximálního znečištění řeky, nebo v soustavném oslabování populací jednosměrným splavováním semen (Kubát 2018) a neexistenci žádné zdrojové populace výše proti proudu.



**Souhrn:** Na základě dostupných dat o výskytu drobnokvětu za roky 1993–2018 je možné potvrdit jeho závislost na pravidelném střídání zaplavení a obnažení náplavů. Kolísání hladiny je zásadním faktorem pro výskyt druhu. Šíření druhu pomocí hydrochorie je vysoce pravděpodobné. Bylo pozorováno oslabování populace na nejvýše položeném náplavu. Způsob šíření proti proudu v současnosti zřejmě neexistuje.

Náplavy s drobnokvětem pobřežním jsou hodnoceny jako zvlášť cenné, a to mj. pro zachování tohoto druhu u nás. V roce 2008-2018 bylo zjištěno 10 lokalit s výskytem drobnokvětu: Střekov (Ústí nad Labem), Valtířov, Malé Březno, Těchlovice, Nebočady, Rozbělesy, Děčín – ústí Ploučnice, Děčín – bývalé překladiště, Dolní Žleb – levý břeh, Dolní Žleb – pravý břeh (Hřensko).

## II. D Význam kontinua výskytu bahnitých říčních náplavů

Řeky mají tendenci fungovat v režimu dynamické rovnováhy (quasi equilibrium), která se vyznačuje šířkou, hloubkou, rychlostí vody a látkovým zatížením koryta v každém úseku toku a v rámci celé říční sítě. Říční kontinuum je chápáno dynamicky, na variabilitě jeho změn se uplatňuje více faktorů: klima a geologické podloží kontrolující hydrologický režim, přísun živin, břehové faktory určující světelnou expozici a přísun organických látek.

Z variability faktorů je pro výskyt bahnitých náplavů nejdůležitější dynamika výšky hladiny na Labi a možnost šíření semen mezi náplavy. Oba faktory byly popsány v předchozí kapitole. Na tomto místě je můžeme zasadit do širšího kontextu řeky jako ekosystému. Přenos semen a materiálu mezi náplavy je popisovaný v rámci teorie konektivity. Konektivita je chápána jako základní vlastnost všech ekosystémů, "vodou zprostředkovaný přenos hmoty, energie a organismů mezi elementy hydrologického cyklu". V říčním koridoru a na hladině má podélné, boční a vertikální charakteristiky na různých časových a prostorových úrovních.

Bahnité náplavy na Labi jsou propojeny v rámci říčního kontinua, dochází k výměně materiálu i semen rostlin. Na náplavech se vyskytují metapopulace na ně vázaných rostlin a druhů bezobratlých živočichů. V případě rostlin se vlivem komunikace a přenosu semen mezi jednotlivými náplavy (pouze po proudu) zvyšuje genetická diverzita, přínosem nových semen dochází k obohacení populací. Zásadní je proto možnost volného pohybu substrátu se semeny v řece (bez přerušení překážkou zabraňující pohybu splavenin).

S ohledem na podélný gradient říčního kontinua můžeme konstatovat, že střední část toku, kterou Labe mezi Ústím nad Labem a Děčínem je, vykazuje nejvyšší biodiverzitu (Nilsson 1983, 1986, Baker 1990). Uvedený úsek řeky v celkové délce 42 km je v současnosti relativně přirozený (zahrnut do EVL Labské údolí a EVL Porta Bohemica).

Na náplavy můžeme nahlížet v prostorovém i časovém aspektu. V tabulce 4 výše jsou jako ukázka uvedeny počty rostlin drobnokvětu v roce 2008 (Chvojková a Marková 2009). Nápadné je střídání silných a slabých lokálních populací na jednotlivých náplavech. Rottenborn (2018) pak uvádí výskyt na další lokalitě Valtířov v roce 2015 a také vyšší počet obsazených kvadrantů ve Střekově v letech 2014 a 2015 (než v předchozích letech 2010-2013). V tabulce 8 jsou uvedeny všechny údaje o výskytu drobnokvětu souhrnně (Well Consulting 2013, HBH 2014-2017, Chvojková a Marková 2009, Rottenborn 2018, Hadincová 2018). Výskyt drobnokvětu na náplavech se mezi jednotlivými lety liší, a to co do početnosti i distribuce rostlin mezi náplavy. Lokality, na kterých se opakovaně objevuje drobnokvět, můžeme považovat za kvalitní, jsou v čase poměrně stálé a je jich velmi málo. V období 2008-2018 je to celkem 10 lokalit na 42 km toku. Z hlediska dynamiky plošek a metapopulační teorie je klíčová komunikace mezi plochami. Při takto malém počtu ploch je důležitá existence každé z těchto ploch a také zachování možnosti komunikace. Zachování všech náplavů s výskytem drobnokvětu i ochrana dalších potenciálně vhodných ploch je díky propojení náplavů v říčním kontinuu naprosto klíčové pro přežití druhu u nás.

Změny ve vymapování rozloh náplavů jsou patrné z dat poskytnutých AOPK ČR (2018):

Rozloha habitatu 3270 v EVL Labské údolí je udávána v různých letech takto:

- Základní mapování biotopů (zdroj: vrstva mapování biotopů 2006) 3,5 ha.
- Doplnky mapování biotopů (2015) 8,9 ha.
- Aktualizace základního mapování biotopů (zdroj: aktualizovaná vrstva mapování biotopů 2017) 2,3 ha.

Dokládá to kolísání rozloh podle výšky hladiny a období, ve kterém je sledování stanoviště provedeno, přičemž kolísání je pro typ stanoviště 3270 typické. Souhrnná rozloha je spočítána jako součet ploch (po odstranění překryvů) ze všech jednotlivých mapování, zahrnutý tak jsou všechny zaznamenané plochy typu stanoviště. Pro EVL Labské údolí je to 10 ha (AOPK ČR 2018).

Úbytek náplavů neznamená prosté zmenšení vhodného stanoviště, ale výrazně zvyšuje zranitelnost druhů s metapopulačním charakterem. V případě drobnokvětu se již nyní s vysokou pravděpodobností pohybujeme na minimální hranici životaschopnosti, a to jak co do počtu jedinců, tak do počtu náplavů v řece. V roce 2008 s nejvyšším zaznamenaným výskytem bylo zjištěno 235 rostlin, v roce 2018 to bude zřejmě více, až stovky rostlin. Pro fungování populace je nutný určitý

počet jedinců – nad touto početností je populace víceméně stabilní, ale pokud její početnost poklesne pod určitou minimální kritickou hodnotu (a to nemusí být desítky, nýbrž stovky, či dokonce tisíce jedinců), populace začne neodvratně směřovat k vymření (Kolář et al. 2012).

Význam okraje populace pro genetickou diverzitu je vysvětlen v kapitole II.A.3. Bylo prokázáno, že pro přežití druhu a tedy i jeho účinnou ochranu mohou být okrajové části populací velmi důležité (např. Breiner et al. 2017). Okrajové populace jsou často málo početné, fragmentované a ohrožené místním vyhynutím, jsou závislé na imigraci z jádrových částí populací. Vzhledem k neznámému (nemožnému) způsobu šíření drobnokvětu proti proudu je však imigrace z jádrových částí populace na německém úseku Labe prakticky vyloučena.

Propojení náplavů v říčním kontinuu tak akcentuje význam všech současných výskytů pro jejich ochranu a udržitelnost.

Říční kontinuum je samozřejmě zásadní také pro migraci vodních organismů. Prostupnost řeky umožňuje využití biotopů i propojení jedinců vyskytujících se na delším úseku řeky. Tato studie se však rybami ani dalšími vodními organismy nezabývá.

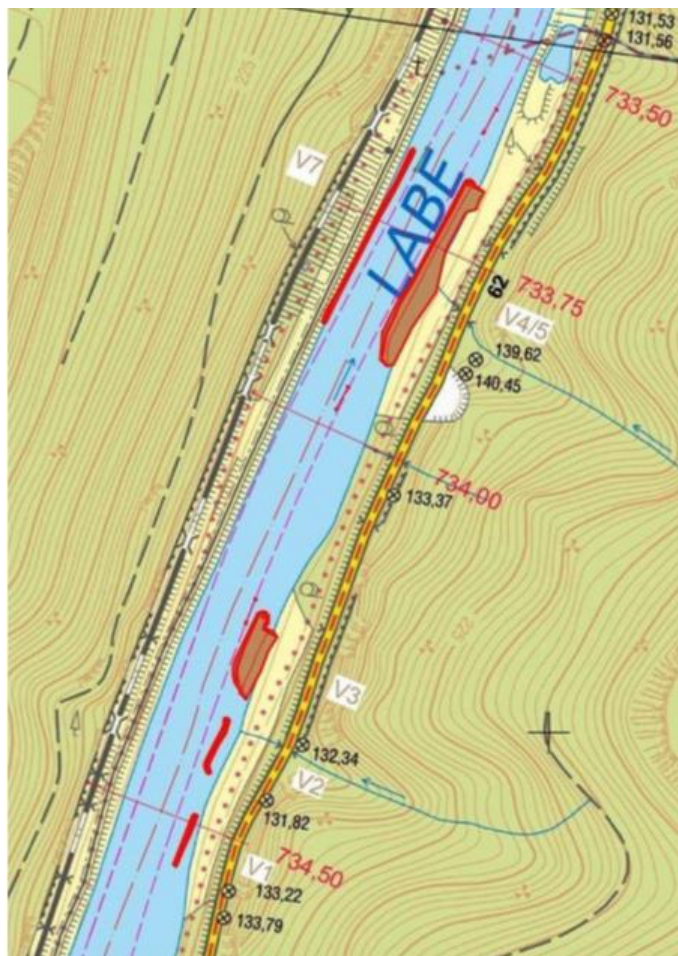
Je zřejmé, že regulace toku v minulosti ubraly výrazně z přirozenosti říčního ekosystému. Dnešní stav lze však stále vnímat jako polopřirozený, který by bylo možné a potřebné dále zlepšovat. Možnými opatřeními by bylo např. rozebrání břehového opevnění (alespoň na některých místech).

**Souhrn: Propojení bahnitých říčních náplavů v říčním kontinuu přináší další rozměr v přístupu k jejich ochraně. Akcentuje důležitost ochrany všech náplavů, ne jen jednotlivých nebo nejlepších. Na 42 km toku se nachází posledních 10 lokalit s výskytem drobnokvětu (celkově pouze max. stovky rostlin), postupně dochází k oslabování populací výše proti proudu. Pohybujeme se na minimální hranici životaschopnosti, a to jak co do počtu jedinců, tak do počtu náplavů v řece. Zachování výskytu těchto náplavů a možnosti komunikace mezi nimi je klíčové pro jejich další existenci a ochranu. Ochrana českých výskytů náplavů na Labi má význam jako ochrana lokální populace na okraji areálu (obzvláště s přihlédnutím k tomu, že sycení ze zdrojové populace není možné).**

### III. Lidské zásahy do bahnitých náplavů

#### III.A Koncentrační výhonů

V rámci projektu „Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín“ byla v roce 2009 zahájena stavba tzv. experimentálních výhonů. Jedná se o přibližně 800 m dlouhý úsek řeky Labe u Dolního Žlebu (ř. km. 734). Výsledkem těchto prací a následujících úprav je v současnosti pět experimentálních výhonů – V1, V2, V3 a V4/5 na pravém a V7 na levém břehu řeky (Aquatis 2015, VÚV TGM a Aquatis 2017) – viz obr. 13.



Obr. 13 Schématické znázornění a rozmístění jednotlivých výhonů

Popis výhonů (VÚV TGM a Aquatis 2017, VÚV TGM 2016):

Výhon 1: Délka 60 m. Pole, představující prostor mezi korunou výhonu a břehovou linií, je široké 8 m a je za běžných a vyšších vodních stavů průtočné. Jedná se o nejjížněji umístěný výhon hokejkovitěho tvaru. Typ „průtočný“.

Výhon 2: Délka 60 m, šíře pole 14 m, hokejkovitý tvar, svými charakteristikami velmi podobný výhonu V1. Typ „průtočný“.

Výhon 3: Délka 80 m. Šíře 25 m. V roce 2014 zde proběhly terénní úpravy vedoucí k přestavbě výhonu a jeho posunutí směrem do toku. Menší úpravy proběhly také v létě 2016. Výhon V3 patří do trojice jižně položených hokejkovitých pravobřežních výhonů. Pole výhonu bylo rovněž vytvořeno z hrubého štěrku a valounů a je v současnosti pokryto vrstvou bahnitěho substrátu. Voda do pole výhonu protéká jen za vyšších vodních stavů. Typ „mělký proud“.

Výhon 4/5: Délka 225 m, šíře 22 m. Lokalita vznikla v roce 2014 spojením a úpravou dřívějších výhonů 4 a 5. Byl vytvořen plošně rozsáhlý výhon s širokou pláží vybudovanou ze štěrku a valounů, která je přibližně rovná a vyplňuje celý prostor mezi břehem a vnějším okrajem výhonu tvořeným korunou ze štěrkem přesypaného kamenného záhozu. V jižní části pláže se u břehu nalézají mělká bahňatá tůň. Vzniklá pláž je tak výše položena ve srovnání se dnem výhonů V1, V2 a V3 a tedy méně ovlivňována výškou vody v řece. Typ „obnažovaná pláž“.

Výhon 7: Délka 230 m, šíře 10 m. Jde o jediný levobřežní výhon, má charakter podélné hráze. Je umístěn přibližně na úrovni výhonu V4/5. Prostor mezi hrází a břehem je níže položen ve srovnání s ostatními výhony a k jeho celoplošnému obnažení dochází jen při velmi nízkých vodních stavech. Typ „laguna“.

Byl analyzován hydraulický, hydromorfologický a biologický monitoring experimentálních výhonů (Pöry Environment 2014, Aquatis 2015, VÚV TGM et al. 2016, VÚV TGM a Aquatis 2017) s cílem zhodnotit jejich funkčnost. V příloze 1 této studie je přiložena část odborného posudku (Volfová, Čížková 2018) obsahující podrobnou analýzu těchto monitorovacích zpráv a zhodnocení přínosu hotových experimentálních výhonů. Níže jsou uvedena zjištění monitoringu spolu se závěry analýzy, doplněné o vlastní pozorování a zjištění.

Hydrologický a hydraulický monitoring obsahuje řadu měření: vodních stavů, průtoků a rozložení rychlostí proudění v toku, průběhu hladin v úseku experimentálních výhonů, režimu zatápění výhonů vodou, zrnitosti (režim sedimentace od zřízení či úpravy jednotlivých výhonů). Pro srovnání s přirozenými náplavy však chybí adekvátní údaje na těchto lokalitách, srovnání tak bohužel provedeno není.

Botanický monitoring obsahuje sledování lokalit na koncentračních výhonech, jsou pořízeny druhové soupisy a fytoocenologické snímky (porovnání viz dále). V roce 2017 (VÚV TGM, Aquatis 2017) trpí botanický monitoring řadou chyb a nepřesností (chybné determinace druhů, nekompetentní informace o výskytu drobnokvětu). V roce 2015 pozitivně hodnotí úpravy výhonu V3 a V4/5, především výrazně větší rozlohu obnažovaných ploch, eliminaci okrajového efektu. Přetrvávají zde však dva nedostatky. Prvním je absence gradientu vlhkosti. Chybí zde pozvolný přechod od omočené hrany k trvalé vegetaci, která již není tolik vlhkomilná. Tím je omezena škála druhů, které se mohou v rámci plochy pláže vyskytovat. Druhým nedostatkem je převažující hrubozrnná frakce na povrchu pláží. I když lokálně je v substrátu přítomen i písek a drobný štěrk, jemnozrnná frakce se usazuje málo (Aquatis 2015).

Průzkum makrozoobentosu uvádí jako přednost výhonů především proudící vodu a štěrkovo-kamenité dno (např. na okraji výhonu V4/V5).

Entomologický průzkum byl zaměřen na ripikolní druhy brouků, tedy druhy obývající přirozené štěrkové, pískové nebo štěrkopískové břehy vod. Např. v roce 2017 bylo zjištěno 73 druhů brouků. Největší počet druhů byl zjištěn na výhonech V4/5 a V3, které byly upravené a jsou tvořeny velkými štěrkopískovými plochami. Výhony tvořené převážně kamennými valy (V1, V2, V7) nejsou pro výskyt brouků vhodné (VÚV TGM, Aquatis 2017). Průzkum dále konstatuje, že všechny sledované lokality jsou negativně ovlivňovány zarůstáním vegetací.

Malakologický průzkum konstatuje, že v případě velkého kolísání hladiny Labe nebo úplného vyschnutí lokalit fungují výhony pro malakofaunu jako past, neboť vodní měkkýši nemají možnost reagovat rychle na ústup vody, takže zde do několika hodin či dní hynou a opačně, suchozemští měkkýši zase vymírají vlivem rychlého zaplavení jejich stanoviště Labem.

Ichtyologický průzkum dochází k závěru, že každý z výhonů přináší do toku trochu jiné specifické podmínky a společně tak vytváří různorodé prostředí pro život ryb.

Primárním cílem tvorby koncentračních výhonů je zlepšení plavebních podmínek. Tím je snižována funkčnost potenciálního náhradního stanoviště pro typ evropského stanoviště 3270. Dále jsou výhony uzpůsobovány dalším skupinám organismů, které však mají dost různorodé ekologické nároky. Dle zprávy z monitoringu došlo vybudováním výhonů ke zpestření biotopové nabídky pro řadu skupin organismů na břehu Labe (VÚV TGM, Aquatis 2017). Ve skutečnosti již však na řadě míst tohoto úseku břehové opevnění bylo přírodními procesy odstraněno. Ke zvýšení

biotopové nabídky dochází především pro ryby, pro další skupiny organismů jsou výsledky neprůkazné.

Sami autoři monitoringu připouštějí, že výhony v mnoha ohledech nesplňují morfologické a ekologické parametry odpovídající přirozeným náplavům. Jedná se již o jejich umístění v toku do rovných úseků, kde nedochází k přirozené erozně-akumulační činnosti. Vybudování výhonů bylo Správou CHKO Labské pískovce umožněno právě do rovného úseku (s místy narušeným opevněním), kde není předpoklad negativního ovlivnění stanoviště přirozených náplavů. Z uvedeného vyplývá, že v úseku Děčín – státní hranice se SRN pravděpodobně nelze najít lokalitu, kde by za stávajících podmínek na řece Labi mohlo dojít k umělému vytvoření stanoviště 3270, které by bylo dlouhodobě udržitelné. Na místech s oslabenou unášecí schopností řeky již jsou přirozené náplavy (Volfová a Čížková 2018).

Hodnocení experimentálních výhonů jako potenciálních kompenzačních opatření je také komplikováno tím, že sledujeme vegetaci na nich, ale za stávající dynamiky řeky. Ta by však byla výstavbou PSD zásadně ovlivněna. Bez přirozené dynamiky řeky umělé náplavy nemohou fungovat. Současná dynamika by zanikla, protože cílem PSD je právě to, aby zaniklo nepravidelné a nepředvídatelné kolísání hladiny (Volfová a Čížková 2018).

Bylo provedeno terénní šetření a byl zdokumentován podstatný rozdíl v morfologii náplavů přirozených a uměle vytvořených koncentračních výhonů. Byl dosti patrný také vzhledem k nízké hladině vody. Koncentrační výhony vystupují prudce z vody, koruna výhonu je zarostlá chřasticí, k vývoji vegetace náplavů zde nedochází. Potenciální místa pro tuto vegetaci jsou za tůní u břehu (náplav V3), dále pak náplav V4/V5 je lépe tvarován (došlo k jeho úpravě v roce 2014). Místy se na koncentračních výhonech může vyskytnout jednoletá vegetace inklinující k typu stanoviště 3270 (např. u výhonu V3 u břehu za tůní, výhon V4/V5).



Obr. 14 Rozdílná morfologie výhonů na přirozeném náplavu a koncentračním výhonu (E. Volfová, 6/2018)



Souhrn zjištění analýzy monitorovacích zpráv (Volfová a Čížková 2018):

- Dochází k vývoji zrnitostního složení experimentálních výhonů v čase, a to díky lokalizaci výhonů v úseku toku, kde přirozeně nedochází k akumulaci materiálu, nýbrž pouze k jeho odnosu. Naopak na lokalitách přirozených náplavů s fungujícím erozně-akumulačním procesem je zrnitostní složení substrátu v čase v podstatě neměnné.
- Přirozené náplavy jsou druhově bohatší než experimentální výhony, je zde častěji vyvinut typ evropského stanoviště 3270.
- Vybudováním výhonů došlo v dotčeném úseku ke zpestření biotopové nabídky, především pro ryby.

Pro porovnání přirozených náplavů a koncentračních výhonů byly kromě monitorovacích zpráv využity zjištěné údaje z výzkumu náplavů v roce 2008 (Chvojková a Marková 2009) a 2017 (Kalníková et al.). Srovnání je spíše orientační (viz tabulka 9), ale zčásti nahrazuje chybějící porovnání především v hydrologické části monitoringu. Vychází ze snímků v příloze 2.

Tab. 9 Orientační porovnání přirozených náplavů a koncentračních výhonů

| Parametr                        | Přirozené náplavy   | Koncentrační výhony  |
|---------------------------------|---|--|
| Průměrný počet druhů            | 40  | 16   |
| Fytcenologické přiřazení (svaz) | <i>Bidention tripartiae</i><br><i>Chenopodion rubri</i><br>(7 z 12 snímků orientačně přiřazeno k těmto svazům)  | <i>Phalaridion arundinaceae</i><br>(4 z 23 snímků)<br><i>Bidention tripartiae</i><br><i>Chenopodion rubri</i><br>(5 z 23 snímků orientačně přiřazeno k těmto svazům) |
| Přítomnost drobnokvětu          | ANO   | NE   |
| Zhodnocení vegetace             | Fytcenologické snímky ukazují, že vegetace náplavů je dobře vyvinuta, s řadou typických druhů a druhově poměrně bohatá. Porosty na jednotlivých lokalitách s výskytem drobnokvětu se příliš neodlišují. | Málo druhů, nižší přítomnost typických druhů. Nevyhraněné, nepříznivá struktura a funkce.  |
| Umístění                        | V úsecích s oslabenou unášecí schopností.   | V rovném úseku řeky.   |
| Šíře a sklon                    | Široké, pozvolné.   | Převážně užší pásy, ne tak pozvolný sklon nebo naopak bez sklonu.  |
| Napojení břehu                  | Pozvolný přechod do řeky.   | Svah z lomového kamene.  |
| Údržba                          | Ne.   | Pro zachování funkce řeky pro plavbu je pravděpodobná údržba po povodních a vyšších vodních stavech.   |

Příkladem vytvoření koncentračních výhonů ze zahraničí je umělé vytvoření štěrkového náplavu na řece Rýn, cca 8 km pod přehradou Kembs (Arnaud et al. 2017). Byl vytvořen náplav 620 m dlouhý a 12 m široký, který byl následně detailně monitorován – byly sledovány batymetrické poměry, velikost a rozložení zrn štěrku, byly pořízeny aktuální letecké snímky. Základním zjištěním byl fakt, že náplav byl rozplaven první větší povodní v prvním roce následujícím po jeho vytvoření, materiál byl uložen na dno toku. Vzácnější druhy nebyly zjištěny, došlo k rychlému rozvoji invazních druhů.

**Souhrn: Experimentální výhony na Labi u Dolního Žlebu nevytváří plnohodnotnou, dlouhodobě funkční náhradu typu evropského stanoviště 3270. Může docházet ke zvýšení biotopové nabídky, především pro ryby.**

**Úspěšné nejsou ani příklady ze zahraničí (Arnaud et al. 2017).**

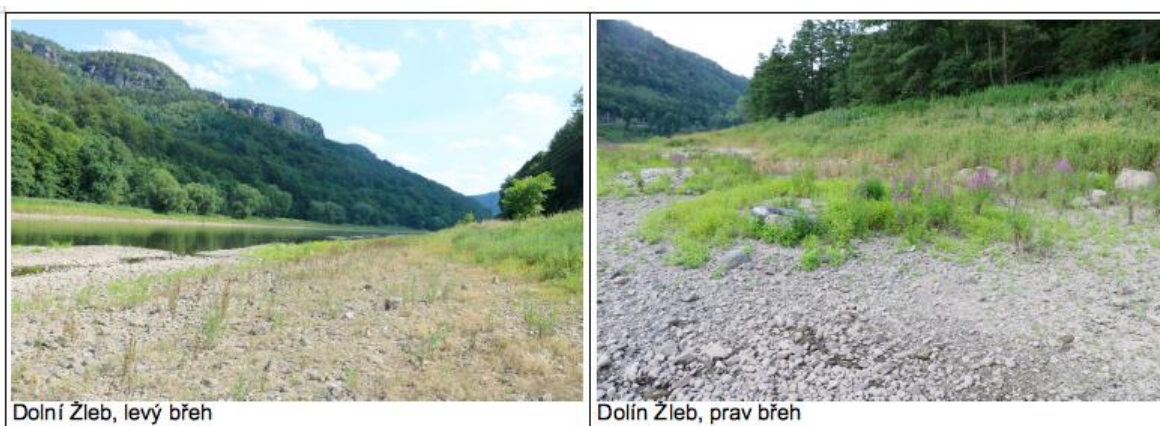
### III.B Management náplavů

Prohrábky plavební kynety v Labi probíhaly v minulosti tak, že štěrk ze dna byl z řeky odvážen. Tento postup není ideální, dochází pak k vyhladovění vody, zvýšení její erozní funkce a zahlubování řeky (Mossa et al. 2017). Při opevnění břehů také nemůže docházet k doplňování sedimentu erozí.

Dokumentace EIA k záměru Plavební stupeň Děčín (PSD) uvádí jako možnost podpory stanoviště 3270 tzv. management štěrků, který spočívá v tom, že materiál, který bude odtěžen v rámci prohrábek, nebude trvale odvážen z toku, ale bude deponován na vhodných místech do toku, rozhrnut a působením vysokých průtoků přirozenými mechanismy modelován do podoby říčních náplavů (Dokumentace EIA 2016). Dokumentace EIA uvádí, že tímto způsobem mohou být udržována či dokonce rozšiřována uměle obnažovaná říční dna. Je však velmi pravděpodobné, že nedojde k nasimulování funkčního stanoviště 3270. Přemísťování materiálu může narušit semennou banku produkovanou na dané ploše a může omezovat vliv dotace semenné banky z výše položených lokalit či dotaci ve formě zoochorie. Kubát na základě dlouholetých pozorování udává, že pro výskyt drobnokvětu pobřežního musí být povrch náplavu slehlý, zpevněný a při obvyklém přepravení vodou nepohyblivý (Kubát in Šutera a Kuncová 2001).

V minulých letech bylo přikročeno k ukládání vybagrovaných sedimentů na již existující náplavy. Sice tak je materiál v řece ponechán, avšak na přirozených náplavech s výskytem vzácných rostlin hrozí překrytí semenné banky. Materiál může být využit při vyšších průtocích pro akumulaci níže po proudu.

Byly zdokumentovány dva přirozené náplavy v Dolním Žlebu (na levém a pravém břehu, nad přívozem a pod ním), na nichž byl v minulých letech deponován materiál z prohrábek. Tyto zásahy jsou hodnoceny jako dosti nevhodné, povrch náplavu se výrazně změnil. Dříve rovný slehlý povrch má na sobě navezené hromady štěrku, které vytváří jakési žebrování náplavu. Naštěstí je štěrk ukládán pod úroveň výskytu drobnokvětu (hromady tak byly viditelné díky nižším průtokům).



Za navezeným štěrkem byl drobnokvět nalezen, dokonce v dosti vysokých počtech.

Obr. 15 Náplavy u Dolního Žlebu s navezeným štěrkem z prohrábek (E. Volfová, 6/2018)

Příklad umělého náplavu na Rýně ukazuje, že při akumulaci většího množství sedimentů došlo k jeho rozplavení povodní a uložení na dno řeky. Hromadná akumulace se nezdá jako optimální řešení. Úvaha využít stávající náplavy se zdá být dobrá – zde přirozeně sedimentuje materiál. K jeho částečnému odnosu sice může při povodni dojít, avšak je zde nejvíce stabilní. Důležité je rozdělit materiál z prohrábek na více částí a ukládat na každý náplav jen přiměřené množství. Vzhledem k ochraně vegetace – tj. drobnokvětu pobřežního, dalších vzácných rostlin, typu evropského stanoviště 3270 – se zdá lepší materiál z prohrábek umístit na konec náplavu než jeho začátek. Při umístění na začátku by přetrvávalo riziko rozplavení na náplav a přehrnutí semenné banky vrstvou vyšší mocnosti. Naopak, na konci náplavu zase hrozí odplavení materiálu za náplav na dno řeky. Možným východiskem by bylo ukládat na začátek i na konec náplavu malá množství vybagrovaného štěrku. Vhodné je ho spíše poházet po povrchu, nikoli vršit do výšky. Cílem je,

aby se štěrky dobře zakomponoval do přirozeného náplavu, nevytvářel mocné vrstvy. V každém případě však takto přetrvává riziko překrytí populací drobnokvětu a dalších rostlin.

**Nejvhodnější pro ochranu typu evropského stanoviště 3270 by bylo:**

- štěrky z prohrábek **vůbec neukládat na náplavy se stávajícím výskytem drobnokvětu pobřežního** (podle údajů 2008-2018 jsou to náplavy: Ústí nad Labem, Svádov, Valtířov, Malé Březno, Nebočady, Těchlovice, Rozbělesy, Děčín – u ústí Ploučnice, u bývalého překladiště, Dolní Žleb – levý a pravý břeh).

- **vytipovat konkrétní plochy na náplavech** mezi Ústím nad Labem a státní hranicí, kde by bylo možné materiál z prohrábek ukládat tak, aby nedošlo k ohrožení lokalit drobnokvětu a kvalitních štěrkových náplavů (ve spolupráci zástupců plavby a ochrany přírody). Je nejprve potřeba alespoň přibližně definovat, kde a kolik materiálu je potřeba ukládat, pak co nejlíže identifikovat vhodné plochy na vhodných místech (jesepní břehy bez aktuálního výskytu náplavů, rozhodně však mimo 8 lokalit výskytu drobnokvětu).

Souhrnné zhodnocení vhodnosti různých typů managementu štěrku je provedeno v tabulce 10.

Tab. 10 Zhodnocení různých možností managementu štěrku

| Management štěrku   | Vhodnost | Zdůvodnění  |
|---|----------|---|
| Odvoz štěrku z řeky   | Nevhodné | Hladová řeka – zvýšená eroze  |
| Akumulace hromadná  | Nevhodné | Rozplavení povodní, uložení na dno  |
| Akumulace na náplavech  | Nevhodné | Překrytí semenné banky  |
| Lokální akumulace na začátku/konci náplavů                                    | Nevhodné | Riziko překrytí semenné banky, využití pro akumulaci štěrku na náplavu  |
| Cílené rozložení na vymezené náplavy bez výskytu drobnokvětu a cenné vegetace | Vhodné   | Uložení materiálu z prohrábek na náplavy (na jejich začátek a/nebo konec) tak, aby nedošlo k ohrožení typu evropského stanoviště 3270 |

Pro typ evropského stanoviště 3270 je optimální management v ponechání řeky její přirozené dynamice (bez příčných překážek, prohrábek, břehového opevnění). K urychlení procesů v současném stavu by mohlo pomoci rozebrání břehového opevnění.

**Souhrn: Management štěrku v řece je vhodné řešit ukládáním na více místech (ne hromadně, ne odvozem z řeky), avšak je třeba se vyhnout cenným náplavům s drobnokvětem pobřežním. Vhodná místa by měla být vytipována společně zástupci správce povodí a ochrany přírody.**

## IV. Možnost kompenzačních opatření

### IV.A Koncepce vodní dopravy

Ministerstvo dopravy (MD) připravilo v minulých letech tzv. Koncepci vodní dopravy pro období 2016 – 2023, která označila jako hlavní příčinu významného poklesu přeprav v tomto způsobu dopravy v posledních dvaceti letech nespolehlivost splavnosti labské vodní cesty v úseku Ústí nad Labem – státní hranice. Podle uvedené koncepce je v tomto úseku nutné omezit závislost vodní dopravy na klimatických podmínkách, tedy řešit splavnost v obdobích s nižšími vodními stavy.

Během procesu SEA byla Koncepce vodní dopravy vyhodnocena (Fialová 2016) s významně negativním vlivem na lokality soustavy Natura 2000, a to v důsledku opatření "Realizace stavebních opatření odstraňujících úzká místa omezující plavební provoz" zahrnujícího návrh záměru Plavební stupeň Děčín.

Podle stanoviska SEA jde v rámci typu stanoviště 3270 zejména o ovlivnění přirozeného kolísání vodní hladiny a erozně-akumulační dynamiky vodního toku, která je předpokladem pro jeho výskyt, a dále o ovlivnění provázanosti tohoto stanoviště s územími mimo EVL (vodní tok mimo EVL Labské údolí, odkud dochází k zásobení stanoviště 3270 v EVL diasporami některých druhů).

Proto stanovisko SEA určuje možnost schválení Koncepce vodní dopravy pouze ve variantě s nejmenším možným negativním vlivem, a to pouze z naléhavých důvodů převažujícího veřejného zájmu. Následné schválení koncepce je možné pouze po uložení a zajištění kompenzačních opatření a provedení dalších nezbytných kroků ve smyslu ustanovení §45i zákona o ochraně přírody a krajiny. Dále je stanoveno, že v případě budování PS Děčín bude třeba s dostatečným předstihem připravit funkční náhradní plochy se štěrkopískovými náplavy.

V souladu s požadavkem článku 6 odst. 4 směrnice 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin je před schválením koncepce s významně negativním vlivem na lokality soustavy Natura 2000 nutné mj. doložit a prokázat naléhavé důvody převažujícího veřejného zájmu.

K dosažení záměru zlepšení plavebních podmínek v úseku Labe státní hranice ČR/SRN – Střekov bylo připraveno více variant včetně tzv. bezjezových řešení. Technické posudky ČVUT z roku 2014 došly k závěru, že k dosažení potřebných plavebních podmínek, respektujících legislativní parametry vyžadované pro vodní cestu, je s ohledem na absenci jiného technického řešení nezbytné provést stavební úpravy na řece Labi v podobě výstavby plavebního stupně v Děčíně. S ohledem na to je záměr Plavebního stupně Děčín (PSD) v Koncepci navrhován jako jediná možnost k zajištění potřebných parametrů splavnosti českého dolního toku Labe.

MD dodalo na jednání Vlády ČR, konané dne 17. 1. 2018, souhrnný podklad pro rozhodnutí o převažujícím veřejném zájmu. Vláda měla svým usnesením rozhodnout, který z dotčených zájmů, zda schválení Koncepce vodní dopravy pro období 2016–2023 vč. opatření "Realizace stavebních opatření odstraňujících úzká místa omezující plavební provoz", zahrnujícího návrh záměru „Plavební stupeň Děčín“, nebo veřejný zájem na ochraně významně negativně dotčených lokalit soustavy Natura 2000 z hlediska směrnice o stanovištích, převažuje.

V tomto podkladu jsou shrnuty důvody pro oba veřejné zájmy. Důvody pro převažující veřejný zájem na schválení předložené Koncepce vodní dopravy vyplývají podle podkladového materiálu MD hlavně z ekonomických aktivit. Dojde k rozvoji vodní dopravy jako alternativy k dopravě silniční a železniční, ke zvýšení konkurenceschopnosti českého hospodářství, jmenovitě zpracovatelského, chemického a těžkého průmyslu, k rozvoji cestovního ruchu a snížení nezaměstnanosti. Doprovodnými výhodami má být využití obnovitelného zdroje energie a hospodárné využití veřejných prostředků. Základním veřejným zájmem spojeným s ochranou přírody je zajištění biologické rozmanitosti prostřednictvím ochrany přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin na evropském území členských států Evropské unie. Vzhledem k tomu, že ohrožená stanoviště a druhy představují část

přírodního dědictví EU a jejich ohrožení má často charakter překračující hranice, zachování, ochrana a zlepšování kvality životního prostředí včetně ochrany přírodních stanovišť a volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin jsou základním cílem v obecném zájmu EU, ke kterému musí svým dílem přispívat veškeré členské státy včetně České republiky.

Vláda dne 17. 1. 2018 rozhodla, že ve vztahu k ochraně významně negativně ovlivněných lokalit soustavy Natura 2000 existují naléhavé důvody převažujícího veřejného zájmu na schválení Koncepce vodní dopravy pro období 2016 – 2023 vč. opatření "Realizace stavebních opatření odstraňujících úzká místa omezující plavební provoz", zahrnujícího návrh záměru „Plavební stupeň Děčín“ (usnesení č. 46 Vlády ČR za dne 17. 1. 2018).

Současně uložila ministru dopravy v případě, že bude vláda v souladu s usnesením vlády ze dne 25. září 2017 č. 685 informována o kladném výsledku prověřování kompenzačních opatření pro významně negativně ovlivněné lokality soustavy Natura 2000, předložit Koncepci vodní dopravy pro období 2016 – 2023 k projednání a schválení vládě do 30. června 2018, která bude obsahovat stanovená kompenzační opatření pro významně negativně ovlivněné lokality soustavy Natura 2000.

**Souhrn: Vliv Koncepce vodní dopravy na Naturu 2000 byl vyhodnocen jako významně negativní (kvůli záměru plavebního stupně Děčín). Existence jiných alternativ byla vyloučena. Bylo rozhodnuto o převaze veřejného zájmu koncepce vodní dopravy. Otázkou nyní je, zda je možné kompenzovat významně negativní vlivy.**

#### IV.B Kompenzační opatření

Pro zjištění možnosti kompenzačních opatření bylo postupováno tak, že byla nejprve shrnuta teoretická východiska kompenzací, následně byly hypoteticky zvažovány možnosti kompenzace, a to jednak na jiných řekách, jednak na Labi mezi Střekovem a státní hranicí. Byla posouzena opatření navrhovaná v rámci EIA plavebního stupně Děčín, zhodnoceny plošné rozlohy dotčené v EVL Porta Bohemica a EVL Labské údolí.

##### IV.B.1 Co jsou kompenzační opatření

Návrhy kompenzačních opatření jsou stanovovány orgánem ochrany přírody po skončení naturového hodnocení – viz rozsudky Evropského soudního dvora (ESD) ve věci C-304/05, C-258/11 nebo C-521/12 a §45i odst. 11 ZOPK), a to poté, co je rozhodnuto o tom, že platí všechny následující podmínky: a) hodnocená koncepce či záměr má významné negativní vlivy, b) neexistuje jiné variantní řešení bez významných negativních vlivů, c) realizace záměru je v jiném veřejném zájmu, převažujícím nad zájmem ochrany území soustavy Natura 2000.

Za kompenzační opatření může být v případě EVL považováno pouze:

- zlepšení stavu stanoviště nebo biotopu druhu nebo obnova takového stanoviště nebo biotopu (na místech, kde se předměty ochrany nevyskytují, ale přírodní podmínky umožňují vytvoření vhodných biotopů a rozšíření předmětů ochrany i do těchto míst). Taková opatření by měla být realizována přednostně v rámci ovlivněné EVL nebo v jiné EVL; rozloha musí být přinejmenším stejná jako ztráta způsobená záměrem, zachována musí být kvalita (v případě stanovišť jejich struktura a funkce)
- obnova nebo „vytvoření“ stanoviště nebo biotopu druhu na novém území mimo existující EVL či v rozšířeném území EVL, toto území musí být v rámci uplatnění kompenzačních opatření zařazeno do soustavy Natura 2000
- v naprosto výjimečných situacích navržení nové EVL pro ovlivněné předměty ochrany.

Kompenzační opatření musí být navržena tak, aby:

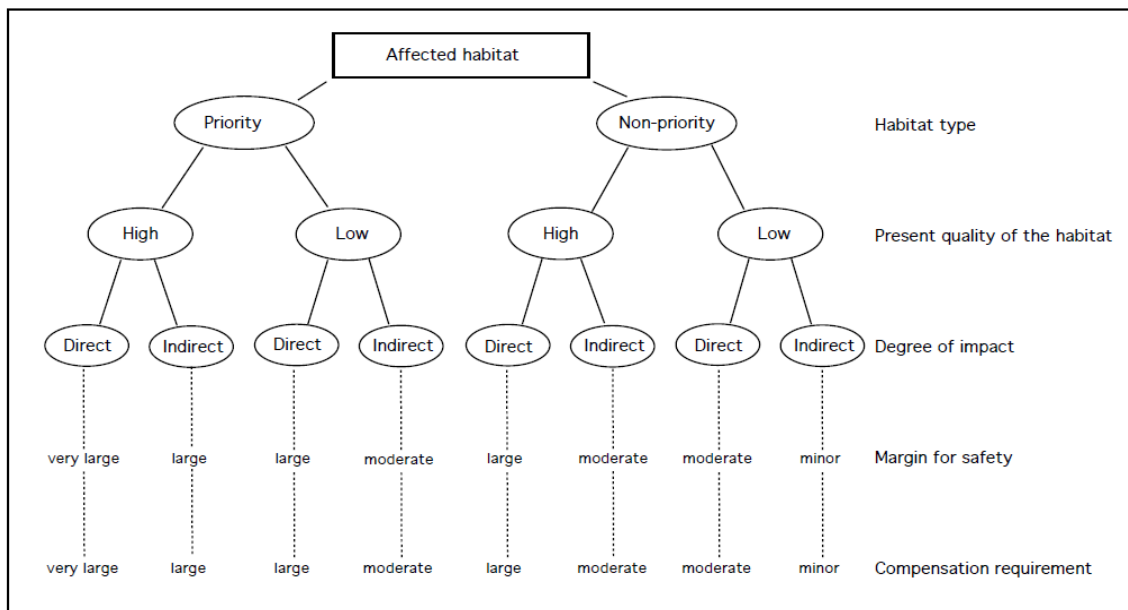
- se týkala typů evropských stanovišť a druhů, které jsou záměrem významně negativně ovlivněné,



- byla ve stejné biogeografické oblasti (pro EVL) a stejném členském státu (metodický pokyn MŽP, 2007, příručka Evropské komise, 2007). Důležité je i zachování funkce, kterou měla ovlivněná lokalita z hlediska areálu rozšíření předmětu ochrany.

U všech kompenzačních opatření musí být garantována jejich proveditelnost a poté účinnost. Jejich výsledkem musí být splnění funkcí, které podmínily výběr původní lokality. Kompenzační opatření typů evropských stanovišť musí dlouhodobě zajišťovat podmínky pro výskyt populací indikačních druhů.

Podle schématu plánování kompenzačních opatření (Botnia 2004) jsou v případě českého dolního Labe nároky na kompenzační opatření vysoké. Rozhodovací schéma na obr. 16: ovlivněný habitat (typ stanoviště) patří mezi neprioritní, kvalita dotčených výskytů je vysoká, vliv záměru přímý → vysoké nároky na kompenzační opatření.



Obr. 16 Schéma plánování kompenzačních opatření

Kompenzační opatření by měla jít vždy nad rámec opatření, která jsou běžnou praxí podle směrnic o stanovištích a směrnice o ptácích nebo povinností stanovených v jiných právních předpisech EU. Stejně jako nemůže být bráno za kompenzační opatření naplňování plánů péče, podle výkladu Evropské komise za ně není možné považovat ani doplnění předmětů ochrany do stávajících evropsky významných lokalit, které již jsou pod právní ochranou. Kompenzační opatření musí přesáhnout standardní opatření nezbytná pro ochranu a péči o lokality soustavy Natura 2000.

Dále platí, že náhrada za nové lokality soustavy Natura 2000 může být součástí souboru kompenzací podle článku 6(4), vymezení nových lokalit samo o sobě ale nestačí a musí být doprovázeno dalšími opatřeními. Je také možné rozšířit stávající lokality, pokud budou současně provedena nadstandardní opatření pro zlepšení stavu stanovišť.

Zákon o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb., v platném znění, ke kompenzačním opatřením pro účely koncepce v § 45i odst. 9 uvádí: „...rozumí se zajištění možnosti nahradit lokalitu dotčenou schválením koncepce v obdobném rozsahu a kvalitě a se stejnou mírou závaznosti a konkrétnosti, jakou má schvalovaná koncepce nebo její jednotlivé části.“

Předpokladem funkční kompenzace je také podmínka, že lokalita nesmí být nevratně ovlivněna před realizací kompenzace (příručka EK k článku 6.4).

Pro zajištění funkční kompenzace je obvykle přistupováno k nahrazení n-násobné rozlohy (např. Filbrandt 2008 – kompenzovaná rozloha je trojnásobná oproti zničené rozloze).

#### IV.B.2 Náhrada lokality na jiném místě v České republice

Vymezení nové evropsky významné lokality pro daný typ evropského stanoviště (obdobně pro druhy) coby kompenzační opatření umožňuje i metodická příručka k postupu podle článku 6(4) směrnice o stanovištích, kterou vydala Evropská komise v roce 2007 a revidovala v roce 2012.

Podobně jako u původního výběru lokalit soustavy Natura 2000 (a v případě ČR také navazujících doplňování národního seznamu) je při výběru náhradních lokalit třeba dbát na kvalitu, reprezentativnost a celkovou soudržnost soustavy Natura 2000, která závisí také na geografické distribuci zajišťující zachování areálu a genetickou komunikaci mezi jednotlivými lokalitami.

Jak prokázala recentní vědecká studie (Kalníková et al. 2017), další analýzy srovnání vegetace a flóry náplavů na Labi se zbytkem republiky ukázaly jejich ekologickou odlišnost a vyhraněnost. Struktura jejich vegetace většinou odpovídá řídkým porostům druhově pestrých a bohatých iniciálních stadií (ač ve srovnání se zbytkem republiky nevynikají zvláště velkou druhovou diverzitou) a menším zastoupením dominantních druhů. Dále se vyznačují specifickým výskytem druhů, které se na náplavech jiných řek vyskytují jen vzácně, případně rostou jen zde – *Corrigiola littoralis*. Labské náplavy díky své velikosti a šířce koryta, ve kterém se tvoří, poskytují vhodné stanoviště pro druhy světlomilné, teplomilné, vázané především na bezlesá travinná společenstva, a celkově pro druhy v biotopech České republiky do jisté míry vzácné.

Na základě terénních výsledků i analýzy dat z mapování biotopů vyplývá, že typ evropského stanoviště 3270 na EVL Labské údolí nelze v podobném rozsahu, kvalitě, typologické charakteristice a při zachování stejných ekologických podmínek v rámci České republiky kompenzovat ochranou téhož stanoviště na jiném vodním toku.

Analýzou náplavů se zabýval také Juříček (Well Consulting 2009), který potvrzuje uvedené závěry, především o významu a jedinečnosti labských náplavů.

Bahnité říční náplavy na dolním Labi tedy nejde zodpovědně kompenzovat vyhlášením náhradních lokalit v jiné oblasti České republiky. Takové vyhlášení by muselo být v každém případě spojeno s jinými kompenzačními opatřeními právě v oblasti dolního toku Labe, aby bylo ochráněno také unikátní refugium geneticky významné populace drobnokvětu na okraji areálu rozšíření.

**Souhrn: Labské náplavy jsou jedinečné v České republice, a to jak svojí rozlohou, tak kvalitou. Už jen díky vazbě na nejvyšší průtoky Labe jsou neopakovatelné na jiných místech. Náhrada lokality na jiném místě v České republice není prostorově možná.**

**I v teoretické rovině – náhradní lokalita by musela být doplněna realizací kompenzačních opatření v oblasti dolního toku Labe. Náhrada lokality na jiném místě v České republice by nemohla přispět k ochraně bahnitých říčních náplavů na dolním českém Labi.**

#### IV.B.3 Možnosti kompenzačních opatření na toku Labe mezi Střekovem a státní hranicí

Pro posouzení možnosti kompenzačních opatření přímo na dotčeném úseku Labe se musíme blíže podívat na záměr plavebního stupně Děčín, a to do dokumentace EIA (a zejména naturového hodnocení, Zahrádka 2016).

Projekt Plavebního stupně Děčín předkládá řadu opatření, jejichž cílem je významně negativní vlivy eliminovat. Tato opatření jsou zapracována do projektu, jehož vlivy pak v rámci hodnocení vlivů na životní prostředí nebyly, na rozdíl od Koncepce vodní dopravy, hodnoceny s významně negativním vlivem. V dokumentaci bylo zapracováno mnoho environmentálních opatření, jejichž cílem je co nejvíce snížit vlivy na dotčený úsek řeky. Dostatečnost zahrnutých opatření a určení významnosti vlivů je ale rozporována mnoha odborníky, dokumentace EIA byla proto Ministerstvem životního prostředí již dvakrát vrácena k přepracování.

Pro ujasnění rozdílu mezi různými typy opatření, jak vyplývají z platného ZOPK, uvádíme následující tabulku.

Tab. 11 Porovnání různých typů opatření

| Opatření pro eliminaci významně negativních vlivů záměru | Zmírňující opatření   | Kompenzační opatření   |
|--|---|--|
| Jsou součástí záměru.                                    | Mohou být součástí záměru, ne vždy.                                     | Nejsou součástí záměru.  |
| Záměr nemá významně negativní vliv.                      | Záměr nemá významně negativní vliv (zmírňují se mírně negativní vlivy). | Pro záměry s významně negativním vlivem, které jsou ve veřejném zájmu, a neexistuje jiná varianta. |
| Navrhována během přípravy záměru.                        | Navrhována během přípravy záměru nebo v naturovém hodnocení záměru.     | Navrhována samostatně po stanovení převahy jiného veřejného zájmu.                                 |

Zjednodušeně můžeme předpokládat, že některá z opatření v neschválené dokumentaci EIA by mohla sloužit ke kompenzaci významně negativních vlivů na bahnité říční náplavy. Otázku významnosti vlivů v rámci dokumentace EIA nebudeme zpracovávat, vztahujeme se ke Koncepci vodní dopravy, která významně negativní vliv na typ evropského stanoviště 3270 vyhodnotila.

Během řady provedených výzkumů bylo zjištěno, že úbytek lokalit drobnokvětu pobřežního dosti jasně koreluje s budováním vodních děl (Rottenborn 2018). Po každém dokončení nové stavby nejpozději do jednoho roku druh v jejím okolí vymizel, protože zanikl jeho biotop. V úseku řeky ovlivněném vzdušným vodním děl z přibližně 20 historických lokalit drobnokvětu dnes ani jedna neexistuje (viz výše v kapitole II.B.3).

Plavební stupeň Děčín ve variantě 1b obsahuje celou řadu opatření, která mají za cíl zmírnit či minimalizovat, případně kompenzovat negativní vlivy výstavby plavebního stupně na přírodu v dotčeném území. Vybíráme opatření (označená jako zmírňující) pro předmět ochrany typ evropského stanoviště 3270. Jedním z těchto opatření je sezónní kolísání hladiny, další pak výhony a štěrkopísková obnažovaná pláž. Naturové hodnocení (Zahrádka 2016) uvádí: „Koncentrační výhony a štěrkopískové pláže jsou biotopovým potenciálem pro rozvoj stanoviště 3270.“ **Hypoteticky se proto zvažuje a) sezónní kolísání hladiny, b) štěrkopískové pláže a c) koncentrační výhony jako kompenzační opatření.**

#### a) Sezónní kolísání hladiny

Prověřena byla úvaha, zda vliv vzdušných na periodicky obnažované říční náplavy může zmírnit nebo případně kompenzovat regulace s vodní hladinou pomocí řízené sezónní manipulace hydrostatickými sektory jezu, tzv. kolísání hladiny.

V doplňku dokumentace vlivů záměru na životní prostředí (HBH projekt a WELL Consulting, 2011) je sezónní manipulace hydrostatickými sektory popsána. Manipulace na jezu bude v úrovni 0,5 metru mezi kvótami 124,5 m.n.m. a 125,0 m.n.m., a to podle měsíců v následujícím režimu (odsazením naznačeno kolísání).

Tab. 12 Kolísání hladiny v jednotlivých měsících

| I     | II    | III   | IV    | V     | VI    | VII   | VIII  | IX    | X     | XI    | XII   |
|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 124,8 | 125,0 | 125,0 | 124,8 | 124,8 | 124,8 | 124,8 | 124,5 | 124,5 | 124,5 | 124,5 | 124,8 |

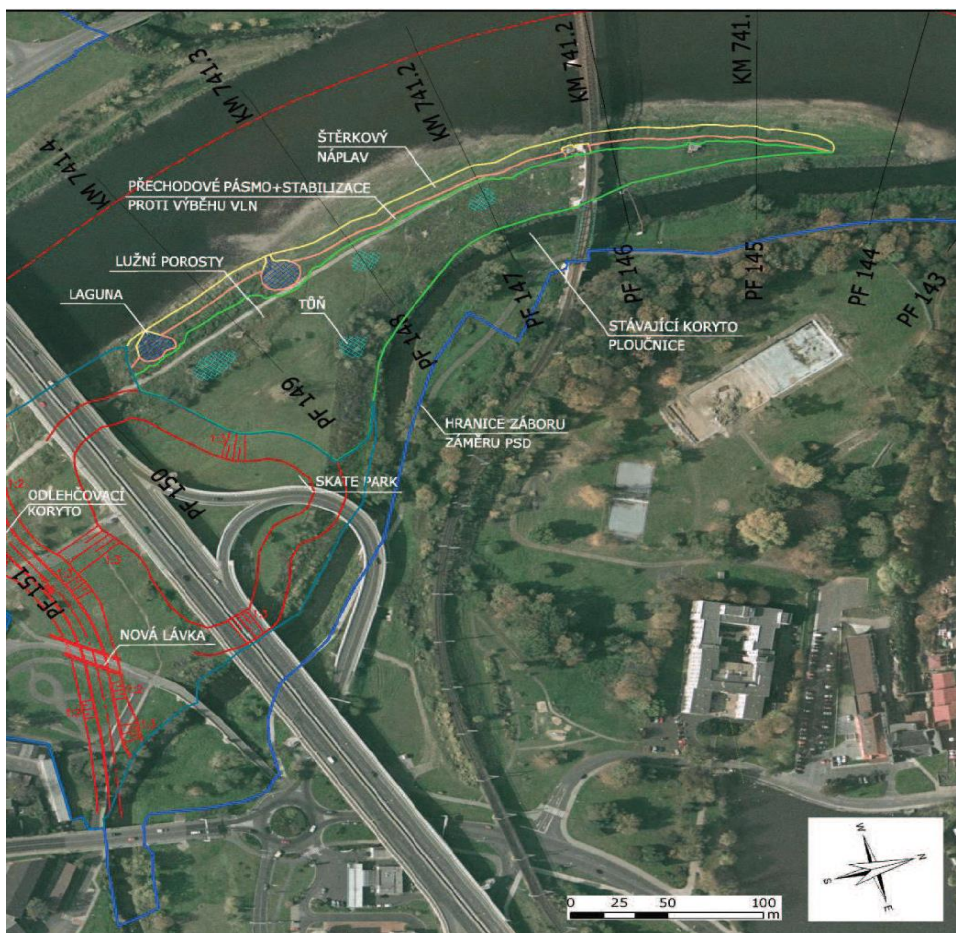
Navržené rozložení manipulace v rámci roku má logiku ve vztahu k hydrologii toku Labe a tedy i k možnosti funkčnosti obnažovaných náplavů.

Vliv hydrodynamického vzduť závisejícího na aktuálních průtocích je po většinu roku nízký (zejména při minimálních průtocích), projevuje se až po ř. km 749,2 (tedy 8 km nad soutokem s Ploučnicí).

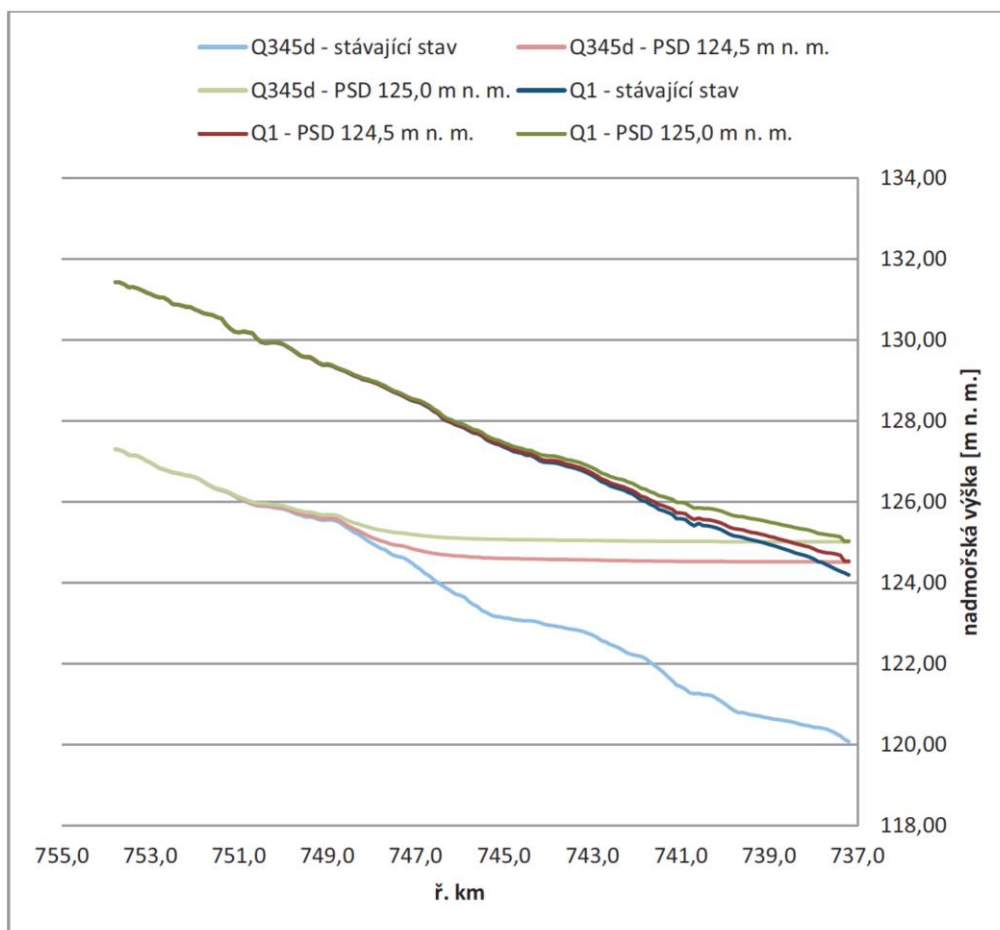
Jak již bylo naznačeno, koncept kolísání hladiny má racionální opodstatnění. Aby se mohlo jednat o kompenzační opatření, muselo by dojít ze zlepšení oproti stávajícímu stavu, což však na základě existujících výpočtů a podkladů nenastane (HBH projekt a WELL Consulting, 2011).

V přírodě dochází k dynamičtějšimu kolísání a nelze bohužel s jistotou konstatovat, že navržený režim zajistí vhodné podmínky pro existenci a rozvoj společenstva vázaného na stanoviště bahnitých říčních náplavů. Snížení hladiny pro drobnokvět a další zástupce společenstva říčních náplavů by navíc bylo vhodnější ve významně větším rozsahu (rozdílů hladin) – v rámci vegetační sezóny.

Na klíčových místech budou stávající náplavy pod hladinou trvalého nadržení jezu, např. v místě nad soutokem s Ploučnicí, jak je zřejmé z následujících podkladů (viz obr. 17). Nově vytvořené periodicky obnažované náplavy budou mnohem menšího rozsahu, vzhledem k režimu budou mít zcela jinou dynamiku a rozvoj společenstva lze nyní s ohledem na modifikaci okolních stanovišť a celého ekosystému těžko odhadovat.



Obr. 17 Revitalizace v ústí Ploučnice (výřez obr. 13 Situace, HBH projekt a WELL Consulting, 2011)



Obr. 18 Průběh hladin v nadjezí – před i po realizaci PSD (HBH projekt a WELL Consulting, 2011, podle DHI Hydroinform, 2010) – ř.km viz obr. 17, hladiny dle průtoků Q1-Q345d.

Sezónní kolísání hladiny je možné označit za zmírňující opatření, ale jen s velmi omezeným dopadem na bahnité říční náplavy. Identifikován je totiž:

- nevhodný posun lokalizace zaplavovaných náplavů,
- zmenšení zaplavovaných náplavů,
- změna (zkrácení a unifikace) času obnažení náplavů.

**Souhrn: Analýzou návrhu průběhu hladin v nadjezí plavebního stupně Děčín bylo zjištěno, že sezónní kolísání hladiny má v navržené podobě omezený a nejistý vliv na bahnité říční náplavy. Není pravděpodobné, že by kolísání mohlo při udržení účelu pro plavbu zajistit zároveň podmínky umožňující dlouhodobý výskyt typu evropského stanoviště 3270.**

## b) Štěrkopískové pláže

Revitalizace v ústí Ploučnice: Břeh Labe bude podél environmentální plochy upraven jako štěrkopísková obnažovaná pláž simulující přirozený břehový náplav s navazujícím přechodovým pásmem. V místech, kde by vzduším vody vlivem výstavby PSD došlo k zatopení podstatné plochy zamýšleného opatření, bude proveden násyp, jehož čelo bude vysvahováno ve sklonu 1:3 a bude opevněno kamenným záhozem. Na něj navazuje pás pláže o šířce 1 až 2 m, který bude trvale zaplaven. Na tento úsek bude navazovat 3 až 6 m široká obnažovaná pláž se sklonem 1:10 až 1:20. Pro správnou funkci pláže budou tyto v případě potřeby dotovány podle potřeby (zejména po povodních) vhodným materiálem z prohrábek dna toku Labe. Na pláž navazuje přechodové pásmo o sklonu 1:10 a pás sloužící k ochraně proti destabilizaci svahu vlivem výběhu vln (Šikula 2016). Viz obr. 17 výše.

Přímo v této lokalitě dojde k likvidaci cenného současného náplavu s výskytem drobnokvětu pobřežního. Tím dojde k oslabení populace druhu (zejm. níže po proudu) a tím snížení kvality výskytů typu evropského stanoviště 3270. Nový náplav s omezeným režimem kolísání, umělou morfologií a nepřítomností drobnokvětu není plnohodnotnou náhradou, nemůže sloužit jako kompenzační opatření.

Podobně budou ovlivněny i další přirozené náplavy (vliv vzduť bude proti proudu vyznívat): Rozbělesy (levý břeh) a (Nebočady – pravý břeh).

„S ohledem na nález drobnokvětu pobřežního na úzkém obnažovaném pásu uměle vytvořené pláže na pravém břehu Labe u obce Jakuby, lze při užití vhodného autochtonního materiálu správného zrnitostního složení (tak jako v případě budování pláže v Jakubech použitého z prohrábek plavební dráhy) předpokládat rozvoj druhu i na nově vytvořených plážovaných úsecích v rámci environmentálních úprav navržených ve variantě 1B záměru. Vhodné budou především pláže mimo vzduť plavebního stupně, tj. pláže za koncentračními výhony v podjezí.“ (Šikula 2016). Sami autoři doplnku dokumentace zde přiznávají jako vhodné spíše pláže za koncentračními výhony. Výskyt v Jakubech lze přičítat také splavení semen z náplavů položených výše proti proudu, hypotéza o semenech z materiálu z prohrábek není jediným možným vysvětlením. Nelze stavět úspěšnost opatření na jediném nález, úspěšnost je závislá na rozvoji populace a její udržitelnosti.

**Souhrn: Jak přiznávají sami autoři dokumentace EIA, štěrkopískové pláže nejsou vhodným kompenzačním opatřením pro typ evropského stanoviště 3270. Pláže jsou umístěny ve vzduť, kde dojde k likvidaci stávajících náplavů. Říční kontinuum bude přerušeno, nebude docházet k přenosu semen z výše položených (zlikvidovaných) náplavů. Při dodržení účelu stavby plavebního stupně není ani pravděpodobné, že by byl zajištěn přirozený režim kolísání hladiny podporující výskyt typu evropského stanoviště 3270.**



### c) Koncentrační výhony

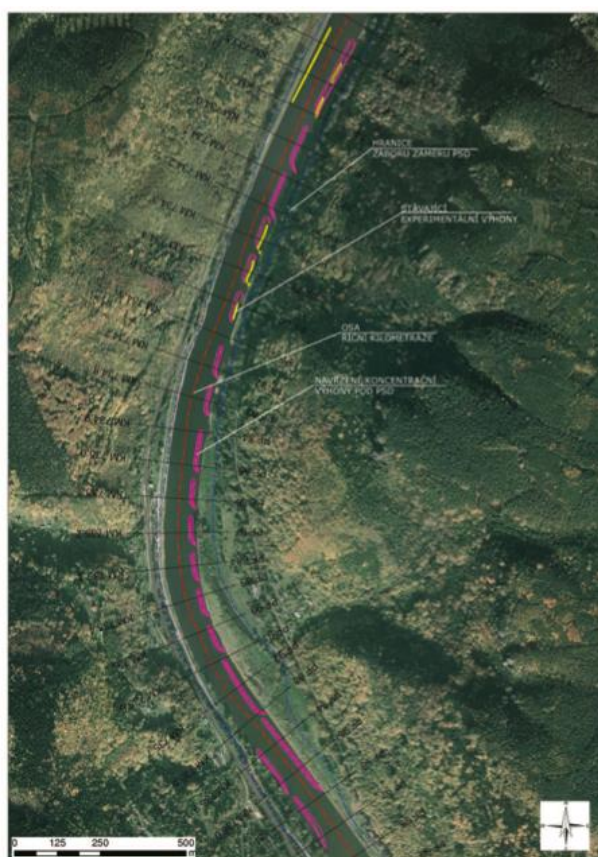
Koncentrační výhony jsou uváděny jako „biotopový potenciál pro rozvoj stanoviště 3270“. V dokumentaci EIA je vytvoření nových lokalit výskytu náplavů dokonce jedním z důležitých argumentů pro snížení významnosti vlivů na typ evropského stanoviště 3270 (spolu s kolísáním hladiny – viz výše). Potenciálně by také mohly sloužit jako kompenzační opatření (pro Koncepti vodní dopravy).

Jsou navrženy dva základní typy koncentračních výhonů:

První, nevyplněný, bude díky mělkovodním lagunám za výhony vytvářet prostředí vhodné pro ryby, obojživelníky, plazy, litorální makrozoobentos a makrofyta. Horní kóta výhonu bude po celé délce dosahovat úroveň hladiny při Q180d. Tento typ bude početně zastoupen méně, cca z 1/3.

U druhého typu bude horní povrch výhonu také na úrovni hladiny Q180d. V místě navázání na břeh bude výhon snížen na úroveň hladiny Q270d a prostor za výhonem bude vyplněn autochtonním štěrkem z prohrábek také přibližně na tuto úroveň. Vznikne tak biotop typu štěrkopísčitéch náplavů. Vnější strany obou typů výhonů budou svahovány límcem, který bude tvořen štěrkovým násypem z autochtonního materiálu z prohrábek. Kámen na výstavbu výhonů bude dovážěn lodmi.

Veškeré práce na výhonech mají být prováděny z řeky, aby byl eliminován zásah výstavby do břehových partií.



Obr. 19 Koncentrační výhony pod plavebním stupněm

V naturovém hodnocení (Zahrádka 2016) autor zhodnocuje výhony a jejich funkci. Systém balvanitých výhonů vytvoří prostředí s nízkým sloupcem vody a množstvím úkrytů. V bezprostředním okolí výhonů budou diverzifikovány rychlosti proudění pro rozdílnou úroveň rozvrstvení štěrkového substrátu a kamenů. Při vyšších průtokových stavech budou výhony

přeplavovány. Systém prostředí výhonů bude využitelný řadou organismů, především ryb, obojživelníků a plazů, potenciálně i některých vodních rostlin.

Diverzifikace břehové linie je možným přínosem výhonů, avšak typ evropského stanoviště 3270 má jiné ekologické nároky. Autor naturového hodnocení sám přiznává, že nedojde ke splnění funkce výhonů pro štěrkové náplavy se specializovanými druhy rostlin (drobnokvět pobřežní) nebo bezobratlých (střevlíci). Na základě výsledků monitoringu mají být výhony optimalizovány. Bude preferováno vytvoření mělčin a lagun za výhony a obnažovaných vnitřních břehů výhonů. Předpokládá se vytvoření 4 ha nových mělkovodních zón – jak uvádí naturové hodnocení.

Experimentální výhony spíše z menší části simulují podmínky pro výskyt typu evropského stanoviště 3270 – na hokejkovitých výhonech je koruna výhonu zarostlá chřasticí, její vnitřní i vnější svah je dosti strmý, za ním se nachází laguna a až za lagunou najdeme pás relativně vhodného sklonu a umístění. Lepší je pouze výhon V4/V5, kde byla doplněna pláž, avšak i zde přetrvávají problémy jako navázání břehů a absence jemnější frakce.

V příloze 1 této studie je uvedena analýza monitoringu těchto experimentálních výhonů (Volfová a Čížková 2018). Z analýzy celkem jednoznačně vyplývá, že se na výhonech sice občas objeví pionýrská vegetace, avšak pro dlouhodobý a kvalitní výskyt typu evropského stanoviště 3270 tu nejsou podmínky. Problémem je samotné umístění v řece (v rovných úsecích), nedostatek vhodných volných míst, špatně tvarované výhony, požadavky na souběh několika funkcí (plavební a ochranné – pro více skupin organismů). Po zprovoznění plavebního stupně Děčín by se dále změnila současné podmínky. Pro řadu druhů bude také problémem přerušování říčního kontinua.

I když připustíme, že příští koncentrační výhony již by se v budoucnu některých chyb vyvarovaly – např. jejich navázání a sklon by byly pozvolnější, zásadní problémy jako umístění v řece a chybějící akumulace jemnějšího materiálu by přetrvávaly. Nehledě na změnu podmínek plavebním stupněm. Také je v popisu výhonů rozvíjen jejich multifunkční charakter, plná 1/3 výhonů (první typ) má sloužit jako mělkovodní laguny. Na základě uvedeného popisu návrhu výhonů i jejich funkce je možné uzavřít, že z celkových 4 ha mělkovodních zón bude jen část projektována pro výskyt typu evropského stanoviště 3270 a dle učiněných zjištění nebude ani tak pro typ 3270 vhodná. Ani sami autoři si nejsou jistí funkcí výhonů pro náplavy.

**Souhrn: Z porovnání přirozených náplavů s uměle vytvářenými koncentračními výhony vyplývá, že umělé výhony nejsou dostatečné pro vývin reprezentativních výskytů typu evropského stanoviště. Dle popisu výhonů je zřejmé, že by měly být multifunkční a kromě bahnitých náplavů zajistit zlepšení plavebních podmínek a podmínky pro další skupiny rostlin a živočichů. Tyto funkce jdou v řadě parametrů proti sobě a dále tak zeslabují potenciál tohoto opatření.**

**Souhrn – kapitola IV.B.3: Hypoteticky zvažovaná kompenzační opatření (kolísání hladiny, štěrkopískové pláže, koncentrační výhony) nebyla vyhodnocena jako využitelná pro kompenzaci významně negativních vlivů Koncepce vodní dopravy, a to ani přímo v EVL Labské údolí, ani v EVL Porta Bohemica.**

#### IV.B.4 Dotčené rozlohy

Vymezíme „české dolní Labe“ jako úsek řeky Labe zahrnutý v EVL Porta Bohemica a EVL Labské údolí, tj. přibližně mezi Třebouticemi (okres Litoměřice) a státní hranicí s Německem.

V tomto úseku se nacházejí tyto rozlohy typu stanoviště 3270:

- EVL Labské údolí: 10 ha (aktuální údaje dle AOPK ČR)
- EVL Porta Bohemica: 29 ha (AOPK ČR), typ evropského stanoviště však (zatím) není zahrnut jako předmět ochrany.\*

\* Pozn.: Nezahrnutí typu evropského stanoviště 3270 jako předmětu ochrany do EVL Porta Bohemica, kde se nachází plošně největší a nejkvalitnější výskyty v ČR, je odborně neobhajitelná. Je na místě, aby ČR splnila logický požadavek Evropské komise na doplnění předmětu ochrany 3270 do EVL Porta Bohemica.

Celkově se v těchto dvou lokalitách vyskytuje dominantní rozloha typu evropského stanoviště 3270 (39 ha z 80 ha v ČR, resp. z 65 ha v kontinentální biogeografické oblasti). Celá tato rozloha by byla dotčena výstavbou plavebního stupně Děčín:

- V EVL Porta Bohemica – mezi Střekovem a koncem vzdutí plavebního stupně Děčín (Boletice) – zvýšeným provozem lodí by byly narušeny náplavy, došlo by k izolaci lokalit v říčním kontinuu (mezi jeden plavební stupeň a konec vzdutí druhého), výskyty jsou cenné jako zdroj semen pro níže položené náplavy, které by zčásti zanikly ve vzdutí PSD. Fragmentace říčního kontinua v konečném důsledku ovlivní i výskyty nad vzdutím. Celkem dotčeno je 15,6 ha, jsou zde 4 lokality s výskytem drobnokvětu.
- V EVL Porta Bohemica – nad plavebním stupněm – ve vzdutí by došlo k likvidaci cenné lokality u ústí Ploučnice, cenné lokality u bývalého překladiště v Děčíně a dalších výskytů až do Boletic, kam dosahuje vzdutí. Celkem se nachází v oblasti vzdutí 13,4 ha a 4 lokality s výskytem drobnokvětu. Zničení těchto lokalit by vytvořilo mezeru v říčním kontinuu – místo dnešního 42 km dlouhého souvislého výskytu by zbyly již jen dva úseky v délce 21,1 a 12 km, přerušené 8,9 km dlouhou mezerou vzdutí. To je pro další výskyt typu evropského stanoviště 3270 neudržitelné. Dále se negativně projeví zvýšený provoz lodí.
- V EVL Labské údolí – pod plavebním stupněm – dotčeny všechny výskyty (10 ha), 2 lokality s výskytem drobnokvětu, především omezením přínosu semen z výše položených náplavů (které budou zlikvidovány) v rámci říčního kontinua, změnou kolísání vody, zvýšeným provozem lodí.

Celkově by tedy realizací záměru plavebního stupně Děčín došlo k ovlivnění celých 39 ha v EVL Labské údolí a EVL Porta Bohemica.

V tabulce 13 je přehledně znázorněno ovlivnění ploch v různých úsecích toku (říčního kontinua) a zhodnoceny možnosti kompenzace. Úsek Labe v EVL Porta Bohemica nad vodním dílem Střekov dlouhý 30 km není zahrnut. Podmínky pro vznik náplavů zde nejsou vhodné, a to ve vzdutí Střekova ani nad ním.

Možnosti kompenzace v dotčených EVL jsou hodnoceny čistě teoreticky. Předchozí kapitola dochází k závěru, že hypoteticky zvažovaná kompenzační opatření nejsou využitelná.

Je zřejmé, že není vhodné umisťovat kompenzační opatření přímo ve vzdutí, přinejmenším proto, že nelze zajistit, aby fungovala před realizací záměru. Teoreticky nám tak pro kompenzaci zbývají místa mimo vzdutí. Jak je již uvedeno výše, tyto úseky by byly záměrem také negativně ovlivněny, a to hlavně fragmentací říčního kontinua a zvýšeným provozem lodí. Umisťovat kompenzační opatření do míst negativně ovlivněných záměrem je principiálně nevhodné, nechceme-li se dostat do nekonečné smyčky, kdy by se potenciálním zvýšením dotčených rozloh zase zvyšovala rozloha, kterou je nutné kompenzovat.

Tab. 13 Dotčené plochy v říčním kontinuu (EVL Porta Bohemica, EVL Labské údolí)

| EVL            | Úsek                                       | Délka úseku (km) | Rozloha náplavů (ha) | Lokality drobnokvětu   | Vlivy   | Vhodnost umístění kompenzace | Zdůvodnění   |
|----------------|--|------------------|----------------------|--|---|------------------------------|--|
| Porta Bohemica | Střekov – Boletice (nad vzdutím PSD)       | 21,1             | 15,6                 | Střekov<br>Valtířov<br>Malé Březno<br>Těchlovice<br>Nebočady         | Narušení říčního kontinua<br>Zvýšený provoz lodí                            | NE                           | Negativní vlivy provozu a narušení kontinua by se projevily i na nově vytvářené výskyty. |
| Porta Bohemica | Boletice – Prostřední Žleb (vzdutí PSD)    | 8,9              | 13,4                 | Rozbělesy<br>Děčín - ústí<br>Ploučnice<br>Děčín – bývalé překladiště | Zánik lokalit ve vzdutí<br>Narušení říčního kontinua<br>Zvýšený provoz lodí | NE                           | Ve vzdutí není vhodný prostor pro náplavy  |
| Labské údolí   | Prostřední Žleb – státní hranice (pod PSD) | 12               | 10                   | Dolní Žleb – levý břeh<br>Dolní Žleb – pravý břeh                    | Narušení říčního kontinua<br>Zvýšený provoz lodí                            | NE                           | Negativní vlivy provozu a narušení kontinua by se projevily i na nově vytvářené výskyty. |

PSD – Plavební stupeň Děčín

Výše byla konstatována nemožnost kompenzovat vlivy na jiných lokalitách v ČR, nyní docházíme k nevhodnosti umístění opatření také do EVL Labské údolí a EVL Porta Bohemica. Zde je sice umístění teoreticky vhodnější vzhledem ke geografické blízkosti a zachování stejných parametrů řeky, avšak problémem je zase umístění přímo v části toku negativně ovlivněné záměrem (součástí koncepce vodní dopravy). Narážíme na neřešitelný problém – cenný a jádrový výskyt typu evropského stanoviště 3270 je umístěn přímo v místech plánovaného záměru PSD a není prostorově reálné zde provést zároveň záměr a zároveň zlepšovat stav předmětu ochrany, případně vytvářet nové výskyty.

**Stanovení rozlohy bahnitých říčních náplavů na českém dolním Labi, která by byla nutná k zajištění funkční kompenzace:**

**Protože plavební stupeň Děčín by ovlivnil podstatnou rozlohu typu evropského stanoviště 3270 v ČR, není představitelné nahrazení této rozlohy ani teoreticky, a to ani v čistě kvantitativním ohledu. Ovlivněno by bylo 39 ha z celkových 65 ha v kontinentální biogeografické oblasti v ČR. Velice přibližně lze říci, že při koeficientu 1:3\* by mělo být nahrazeno asi 120 ha.**

**Vzhledem k nevyužitelným potenciálním kompenzačním opatřením je však rozloha v podstatě irelevantní.**

*\*Pozn.: Koeficient 1:3 je zvolen v souladu s prací Filbrandta (2008). McGillivray (2012) také doporučuje násobné kompenzace, neupřesňuje však poměr. Při stanovení poměru můžeme přihlídnout ke kvalitě předmětu ochrany, jeho ekologickým charakteristikám (lesní/nelesní, raně sukcesní/klimaxový atd.), ale také míře jistoty, s jakou k úspěšné kompenzaci dojde. Vzhledem k nejistým výsledkům kompenzací jako takových se právě přistupuje k násobným rozlohám. U 3270 jako pionýrského typu stanoviště je možné pracovat s výše uvedeným poměrem 1:3 (např. u lesních biotopů by byl vhodný vyšší poměr, až 1:10). Toto rozhodnutí však v tuto chvíli není relevantní. Na reálném případě by bylo vhodné číslo dále objektivizovat, alespoň např. odbornými konzultacemi.*

## V. Závěr

Typ evropského stanoviště 3270 je předmětem ochrany na celkem 825 lokalitách v Evropě. V jednotlivých zemích se vyskytuje v řádu jednotek až desítek kilometrů čtverečních (v ČR 80 ha, z toho 65 ha v kontinentální biogeografické oblasti), v řadě zemí se nevyskytuje vůbec. Na Labi v Německu se nachází řádově stovky až nižší tisíce hektarů. Vyšší rozloha v Německu nesnižuje hodnotu českých výskytů.

Česká republika ochranou bahnitých náplavů přispívá k ochraně typu evropského stanoviště v celé Evropě. Stav z hlediska ochrany je nepříznivý, v ČR méně nepříznivý. Další zhoršení tohoto stavu by ohrozilo naplňování cílů podle směrnice o stanovištích.

Na našem území se bahnité říční náplavy vyskytují na neregulovaných, případně jen mírně regulovaných úsecích středního toku Ohře, Berounky na Křivoklátsku, Labe od soutoku s Jizerou až po státní hranici s Německem, Otavy, Lužnice a Nežárky na Třeboňsku, středního a dolního toku Jihlavy, Dyje a Moravy, středního toku Odry a v menší míře na dalších tocích. Srovnáním náplavů (Well Consulting 2009, Juříček, Xaverová 2015) bylo zjištěno, že každý náplav je velmi unikátní. Labe s desetinásobnými průtoky vytváří podmínky pro jiný typ náplavů než ostatní řeky v ČR.

V ČR je vyhlášeno osm EVL s ochranou typu evropského stanoviště 3270, z toho pět v kontinentální biogeografické oblasti. Rozloha dle aktuálních odborných podkladů je v EVL Labské údolí 10 ha a v EVL Porta Bohemica 29 ha (AOPK ČR 2018), což činí více než polovinu výskytu v České republice.

Údolí českého dolního Labe je v současnosti nejvýznamnější oblastí výskytu typu evropského stanoviště 3270 v České republice. Labe je největší řeka v ČR, náplavy jsou zde poměrně rozsáhlé, relativně stálé, s vzácnými druhy, vytvářejí kontinuum od Ústí nad Labem do Německa na dlouhém úseku řeky, jejich struktura a funkce je příznivá. Labské náplavy jsou specifické oproti výskytům na jiných řekách také tím, že obsahují řadu biotopových specialistů. Každý jednotlivý náplav je unikátní (Kalníková 2017, Well Consulting 2009).

Výskyt bahnitých náplavů a drobnokvětu pobřežního na Labi je možné sledovat kontinuálně přinejmenším po dobu posledních 100 let. Z údajů je také patrná souvislost výstavby plavebních stupňů a zániku lokalit drobnokvětu (a náplavů), převážně ve vzdutí stupňů. Po roce 1936 (výstavba zdymadla Střekov) až dodnes se tak výskyt náplavů soustředí pouze na úsek mezi Ústím nad Labem a státní hranici ČR – Německo (s jednou další druhotnou lokalitou v Praze). Z historických dat a map je zřejmý dlouhodobý charakter výskytu náplavů na určitých jesebních březích v řece (Rottenborn 2018).

Na základě dostupných dat o výskytu drobnokvětu za roky 1993 – 2018 je možné potvrdit jeho závislost na pravidelném střídání zaplavení a obnažení náplavů. Kolísání hladiny je zásadním faktorem pro výskyt druhu. Šíření druhu pomocí hydrochorie je vysoce pravděpodobné. Bylo pozorováno oslabování populace na nejvýše položeném náplavu. Způsob šíření proti proudu v současnosti není znám. Náplavy s drobnokvětem pobřežním jsou hodnoceny jako zvláště cenné, a to mj. pro zachování tohoto druhu u nás. V roce 2008-2018 bylo zjištěno 10 lokalit s výskytem drobnokvětu: Střekov (Ústí nad Labem), Valtířov, Malé Březno, Těchlovice, Nebočady, Rozbělesy, Děčín – ústí Ploučnice, Děčín – bývalé překladiště, Dolní Žleb – levý břeh, Dolní Žleb – pravý břeh (Hřensko).

Propojení bahnitých říčních náplavů v říčním kontinuu přináší další rozměr v přístupu k jejich ochraně. Akcentuje důležitost ochrany všech náplavů, ne jen jednotlivých nebo nejlepších. Na 42 km toku se nachází posledních 10 lokalit s výskytem drobnokvětu (celkově pouze max. stovky rostlin), přičemž postupně dochází k oslabování populací výše proti proudu. Pohybujeme se na minimální hranici životaschopnosti, a to jak co do počtu jedinců, tak do počtu náplavů v řece. Zachování výskytu těchto náplavů a možnosti komunikace mezi nimi je klíčové pro jejich další existenci a ochranu. Ochrana českých výskytů náplavů na Labi má význam jako ochrana lokální populace na okraji areálu, a to obzvláště s přihlédnutím k tomu, že sycení ze zdrojové populace není možné.

Příklady kompenzačních opatření ze zahraničí ukazují různé fáze procesu, a to včetně řešení převažujícího veřejného zájmu. Praxe ukazuje, že negativní dopad, které mají vliv na předměty ochrany, jsou často podceňovány, a naopak pozitivní efekty navržených kompenzačních opatření jsou přeceňovány. Je zdůrazněno, že návrh kompenzačních opatření zajišťuje zájmy definované ve směrnici o stanovištích.

Experimentální výhony na Labi u Dolního Žlebu nevytváří plnohodnotnou, dlouhodobě funkční náhradu typu evropského stanoviště 3270.

Různé zahraniční studie ukazují značné problémy při vytváření kompenzačních opatření. Výsledky jsou označovány jako rozporuplné (Rubin et al. 2017, Staentzel et al. 2018, Januschke et al. 2011) nebo rovnou neúspěšné (Mürle et al. 2003, Arnaud et al. 2017). K relativně úspěšným příkladům pak patří Filibradt (2008). Jako úspěšné je uvedeno uchycení vegetace na říčním náplavu (Nowak et al. 2015), dále však závisí na zachování přirozených podmínek kolísání hladiny.

Management šterku v řece je vhodné řešit ukládáním na více místech (ne hromadně, ne odvozem z řeky), avšak je třeba se vyhnout cenným náplavům s drobnokvětým pobřežním. Vhodná místa by měla být vytipována společně zástupci správce povodí a ochrany přírody.

Analýzou návrhu průběhu hladin v nadjezí plavebního stupně Děčín bylo zjištěno, že sezónní kolísání hladiny má v navržené podobě omezený a nejistý vliv na bahnitě říční náplavy. Není pravděpodobné, že by kolísání mohlo při udržení účelu pro plavbu zajistit zároveň podmínky umožňující dlouhodobý výskyt typu evropského stanoviště 3270.

Jak konstatují autoři dokumentace EIA (Zahrádka 2016), šterkopískové pláže nejsou vhodným kompenzačním opatřením pro typ evropského stanoviště 3270. Pláže jsou umístěny ve vzdutí, kde dojde k likvidaci stávajících náplavů. Říční kontinuum bude přerušeno, nebude docházet k přínosu semen z výše položených (zlikvidovaných) náplavů. Při dodržení účelu stavby plavebního stupně není ani pravděpodobné, že by byl zajištěn přirozený režim kolísání hladiny podporující výskyt typu evropského stanoviště 3270.

Z porovnání přirozených náplavů s uměle vytvářenými koncentračními výhony vyplývá, že umělé výhony nejsou dostatečné pro vývin reprezentativních výskytů typu evropského stanoviště. Dle popisu výhonů je zřejmé, že by měly být multifunkční a kromě bahnitých náplavů zajistit zlepšení plavebních podmínek a podmínky pro další skupiny rostlin a živočichů. Tyto funkce jdou v řadě parametrů proti sobě a dále tak zeslabují potenciál tohoto opatření.

Hypoteticky zvažovaná kompenzační opatření (kolísání hladiny, šterkopískové pláže, koncentrační výhony) nebyla vyhodnocena jako využitelná pro kompenzaci významně negativních vlivů Koncepce vodní dopravy.

Nemožnost kompenzovat významně negativní vlivy záměru PS Děčín je způsobena tím, že jak pro výskyt předmětů ochrany, tak pro realizaci záměru i potenciálních kompenzačních opatření slouží jeden totožný prostor (ekosystém říčního kontinua). Vzhledem k úzké vazbě předmětu ochrany na říční kontinuum není možné prostorově oddělit úsek ovlivněný záměrem od úseku neovlivněného.

Pod plavebním stupněm nejsou v toku místa, kde by bylo možné umístit nové náplavy tak, aby dlouhodobě fungovaly a poskytovaly podmínky pro výskyt drobnokvětu a dalších druhů (Volfová a Čížková 2018). Naopak současné přirozené náplavy v místě plánovaného vzdutí by byly omezeny, zcela zničeny nebo s nejistou úspěšností přesunuty.

V úseku vzdutí (nad plavebním stupněm) by zanikly kvalitní výskyt náplavů s drobnokvětým pobřežním. Šíření směrem dolů po toku by bylo omezeno. Z historických zkušeností (Kubát 2018, Rottenborn 2018) je pravděpodobné, že nad plavebním stupněm drobnokvět vymizí. Zničení lokalit ve vzdutí PSD by vytvořilo mezeru v říčním kontinuu – místo dnešního 42 km dlouhého souvislého výskytu by zbyly již jen dva úseky v délce 21,1 a 12 km, přerušené 8,9 km dlouhou mezerou vzdutí. To je pro další výskyt typu evropského stanoviště 3270 neudržitelné.

Stanovení rozlohy bahnitých říčních náplavů na českém dolním Labi, která by byla nutná k zajištění funkční kompenzace:



Protože plavební stupeň Děčín by ovlivnil podstatnou rozlohu typu evropského stanoviště 3270 v ČR, není představitelné nahrazení této rozlohy ani teoreticky, a to ani v čistě kvantitativním ohledu. Ovlivněno by bylo 39 ha z celkových 65 ha v kontinentální biogeografické oblasti v ČR. Velice přibližně lze říci, že při koeficientu 1:3 by mělo být nahrazeno asi 120 ha.

Vzhledem k nevyužitelným potenciálním kompenzačním opatřením je však rozloha v podstatě irelevantní.

**Závěrem je možné konstatovat, že funkční kompenzace významně negativních vlivů Koncepce vodní dopravy není možná, a to ani přímo v EVL Labské údolí, ani v EVL Porta Bohemica, ani na jiném místě v České republice. Hypotetická kompenzační opatření byla shledána jako nevyužitelná.**

Reference:

Natura 2000 Viewer <http://natura2000.eea.europa.eu>  
Evropský červený seznam habitatů <http://ec.europa.eu/www.natura2000.cz>  
[http://www.sci.muni.cz/botany/vegsci/expertni\\_system.php](http://www.sci.muni.cz/botany/vegsci/expertni_system.php)  
<http://www.arkive.org/strapwort/corrigiola-littoralis/info.html>

- Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky (2018): Aktuální údaje o výskytu typu evropského stanoviště v EVL Labské údolí a EVL Porta Bohemica. [Depon. in: AOPK ČR, Praha.]
- Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky (2016): Stanovisko AOPK ČR k dokumentaci vlivů záměru Plavební stupeň Děčín na životní prostředí.
- Anonymus (2017): Gesamtkonzept Elbe. Strategisches Konzept für die Entwicklung der deutschen Binnenelbe und ihrer Auen. <https://www.gesamtkonzept-elbe.bund.de>
- Ansseau C. (1993): Vegetation patterns to characterize stream valleys in Hilly Southern Québec, Canada. *Vegetatio* 106:127-136.
- AOPK ČR (2018): Oficiální webové stránky soustavy Natura 2000 v České republice. Karty EVL CZ0424111 - Labské údolí a EVL CZ0424141 - Porta Bohemica. <http://www.nature.cz/natura2000-design3/hp.php>.
- Arnaud F., Piégay H., Béal D., Collery P., Vaudor L., Rollet A. J. (2017): Monitoring gravel augmentation in a large regulated river and implications for process-based restoration. *Earth t surface processes and Landforms*: 2147 – 2166.
- Aquatis (2015): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Hydraulický, hydromorfologický a biologický průzkum změn experimentálních opatření v roce 2015 – B. Hydromorfologický monitoring experimentálních výhonů, D. Biologický průzkum experimentálních výhonů, E. Biologický průzkum bočního ramene Labe – Loubí. Ms.
- Baker W. L. (1990): Species richness of Colorado riparian vegetation. *Journal of Vegetation Science* 1:119-124.
- Begon M., Harper J. L., Townsend C. R. (1997): Ekologie, jedinci, populace a společenstva. Vydavatelství univerzity palackého, Olomouc.
- Behnke H. D. (1993): Further studies of the sieve-element plastids of the Caryophyllales including *Barbeuia*, *Corrigiola*, *Lyallia*, *Microtea*, *Sarcobatus*, and *Telephium*. *Plant Systematics and Evolution* 186:231-243.
- Blanca B., Cabezudo, M. Cueto, C. Salazar, C. Morales-Torres (eds.) (2011): *Flora Vasculare de Andalucía Oriental*. Universidades de Almería, Granada, Jaén y Málaga, Granada, 1751 pp.
- Blažková D. (2004): Vegetace obnaženého dna řeky Berounky rok po povodni roku 2002. – *Muzeum a Současnost, Řada Přírodovědná*, 19:31-42.
- Blom C. W. a Voeselek L. A. (1996): Flooding: the survival strategies of plants. *Trends in Ecology & Evolution* 11:290-295.
- Bornette G., Henry Ch., Barrat M., Amoros C. (1994): Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic macrophytes in the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology* 31:487-505.
- Botnia (2004): Line plan of compensatory measures, management and financing. Ms.
- Brady A. F., Boda C. S. (2016): How do we know if managed realignment for coastal habitat compensation is successful? Insights from the implementation of the EU Birds and Habitats Directive in England. *Ocean & Coastal Management*: 1 – 11.
- Breiner F. T., Guisan A., Nobis M.P., Bergamini A. (2017): Including environmental niche information to improve IUCN Red List assessments. *Diversity and Distributions* 23(5):484-495.
- Byfield A. (1992): The decline of Strapwort (*Corrigiola littoralis*) from Loe Pool, Cornwall with nature conservation recommendations. Plantlife, the Natural History Museum, Cromwell Road, London.
- Coker P. D. (1962): Biological Flora of The British Isles. *Corrigiola littoralis* L. *Journal of Ecology* 50:833-840.
- Conti F., Abbate G., Alessandrini A., Blasi C. (2005): An annotated checklist of Italian vascular flora. Palombi Editori, Rome.
- Cordes H. a Metzging D. (1997): *Corrigiola littoralis* (Caryophyllaceae) – Verbreitung, Ökologie und Vergesellschaftung im Elbe-Weser-Gebiet. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 23:79-94.
- Čelakovský L. (1868-1883): *Prodromus květeny české*. Praha.
- Davis P. H. (ed.) (1965–1985): *Flora of Turkey and the East Aegean Islands*. Vols. I-X. – University Press, Edinburgh.
- Denslow J. S. (1980): Patterns of species diversity during succession under different disturbance regimes. *Oecologia* 46:18-21.
- Dimopoulos P., Raus Th., Bergmeier E., Constantinidis Th., Iatrou G., Kokkini S., Strid A. Et Tzanoudakis D. (2013): Vascular plants of Greece: An annotated checklist. *Englera* 31:1-372.
- Domin K. (1904): *České středohoří*. Studie geografická. Spisův počtých jubilejní cenou Královské České společnosti nauk, Praha:1-248.
- Durka W. (1999): Genetic diversity in peripheral and subcentral populations of *Corrigiola littoralis* L. (Illebraceae). *Heredity* 83:476-484.
- Dvořáková M. (1990): *Corrigiola* L. In Hejný S. a Slavík B. (eds.), *Květena České republiky 2*. Academia, Praha:87-88.
- EEC (1992): Směrnice Rady č. 92/43/EHS z 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Brusel.
- EEC (2007/2012): Guidance document on Article 6(4) of the 'Habitats Directive' 92/43/EEC. [http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/art6/guidance\\_art6\\_4\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/docs/art6/guidance_art6_4_en.pdf)
- EEC (2012): obrázky, str. 21.

- Ellenberg H., Weber H. E., Dull R., Wirth V., Werner W., Paulissen D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa (Pointer values of plants in Central Europe). *Scripta Geobotanica* 18:1-248.
- ESD (2006): Rozsudek C-239/04 Soudního dvora (druhého senátu) ze dne 26. října 2006, Komise Evropských společenství proti Portugalské republice.
- ESD (2007): Rozsudek C-304/05 Soudního dvora (čtvrtého senátu) ze dne 20. září 2007, Komise Evropských společenství proti Italské republice.
- ESD (2013): Rozsudek C-258/11 Soudního dvora (třetího senátu) ze dne 11. dubna 2013, Peter Sweetman a další v. An Bord Pleanála.
- ESD (2014): Rozsudek C-521/12 Soudního dvora (druhého senátu) ze dne 15. května 2014, T. C. Briels a další v. Minister van Infrastructuur en Milieu.
- ESD (2018): Rozsudek C-441/17 Soudního dvora (velkého senátu) ze dne 17. dubna 2018, Evropská komise v. Polská republika.
- Evropská komise (2007): Pokyny k článku 6 odst. 4 "směrnice o stanovištích" 92/43/EHS (vyjasnění pojmů "aletrnativní řešení", "naléhavé důvody převažujícího veřejného zájmu", "kompenzační opatření", "celková soudržnost", "stanovisko Komise") Evropská komise, 29 str.
- Fialová M. (2016): Vyhodnocení vlivů koncepce na životní prostředí – Koncepce vodní dopravy pro období 2016–2023, Posouzení vlivů koncepce na lokality NATURA 2000 dle § 45i zákona č. 114/1992.
- Field M. H. (1994): *Corrigiola littoralis* L. in the British Middle Pleistocene. *New Phytologist Journal* 126:393-395.
- Filbrandt U. (2008): Sustainable port development container terminals in Brementhaven. Chinese-German Joint Symposium on Hydraulic and Ocean Engineering, August 24-30, 2008, Darmstadt. GmbH & Co. KG, Bremerhaven.
- Filippov P., Grulich V., Guth J., Hájek M., Kocourková J., Kočí M., Lustyk P., Melichar V., Navrátil J., Navrátilová J., Roleček J., Rydlo J., Sádlo J., Višňák R., Vydrová A., Zelený D. (2016): Příručka hodnocení biotopů. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky. 538 p.
- Grulich V. a Chobot K. (eds.) (2017): Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Cévnaté rostliny. Příroda, Praha, 35:1-178.
- Guth J. a Lustyk P. 2007: Metodika aktualizace vrstvy mapování biotopů. AOPK ČR, Praha.
- Hadincová V. (2018): Záznamy počtu *Corrigiola littoralis* z let 2011, 2012, 2015 a 2017 na lokalitách Děčín u Ploučnice, Dolní Žleb a Hřensko. Ms.
- Hadinec J. & Lustyk P. [eds] (2014): Additamenta ad floram Reipublicae Bohemicae. XII. - Zprávy Čes. Bot. Společ. 49: 73-206.
- Hamerský R. (1993): Flóra údolí Labe v CHKO České středohoří v úseku Ústí nad Labem Střekov. Děčín, ústí Ploučnice, břehová zóna mezi silnicemi UL-DC. – Zpráva úkolu č. 93-24 ČÚOP Praha. Ms., depon. in AOPK ČR. – středisko Ústí n. L. a CHKO ČS Litoměřice.
- Hampe A. a Petit R. J. (2005). Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters*. 8:461-467.
- Hanski I. a Gilpin M. (1991): Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of The Linnean Society of London* 42(1-2):3-16.
- Hanski I., Pöyry J., Pakkala T., Kuussaari M. (1995): Multiple equilibria in metapopulation dynamics. *Nature* 377(618–621).
- HBH projekt a WELL Consulting (2011): Doplněk Dokumentace vlivů záměru na životní prostředí dle § 8 zákona č. 100/2001 Sb.: Plavební stupeň Děčín. Ms. [Informační systém EIA. www.portal.cenia.cz]
- HBH projekt (2014): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Monitoring přírodních fenoménů v území dolního Labe mezi VD Střekov a státní hranicí ČR/SRN v roce 2014, C. Monitoring náplavů. Ms. [Depon. in: ŘVC ČR, Praha.]
- HBH projekt (2015): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Monitoring přírodních fenoménů v území dotčeného záměrem Plavební stupeň Děčín v roce 2015, C. Monitoring říčních náplavů a průzkum drobných přítoků Labe. Ms. [Depon. in: ŘVC ČR, Praha.]
- HBH projekt (2016): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Monitoring přírodních fenoménů v území souvisejících s přípravou a realizací záměru Plavební stupeň Děčín v roce 2016, F. Monitoring říčních náplavů a průzkum ústí drobných přítoků Labe. Ms. [Depon. in: ŘVC ČR, Praha.]
- HBH projekt (2017): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Monitoring přírodních fenoménů v území souvisejících s přípravou a realizací záměru Plavební stupeň Děčín v roce 2017, G. Monitoring říčních náplavů a průzkum ústí drobných přítoků Labe. Ms. [Depon. in: ŘVC ČR, Praha.]
- Heckmann T., Haas F., Abel J., Rimböck A., Becht M. (2017): Feeding the hungry river: Fluvial morphodynamics and the entrainment of artificially inserted sediment at the dammed river Isar, Eastern Alps, Germany. *Geomorphology* 291(SI):128-142.
- Hejný S. (1995): Isoëto-Nanojuncetea. In: Moravec J [ed.], Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení. – Severočeskou přírodou, Litoměřice, suppl. 1995:37-39.
- Hejný S. (1996): Mizení druhů a společenstev obnažených den In: Kubát K. (ed.): Červené seznamy ohrožené květeny České a Slovenské republiky. – Severočeskou přírodou, příloha 9. Okresní vlastivědné muzeum v Litoměřicích a pobočka České botanické společnosti při AV ČR, Litoměřice.
- Hibbs D. E. a Bower A. L. (2001): Riparian forests in the Oregon Coast Range. *Forest Ecology and Management* 154(1-2):201-213.
- Chvojková E., Volf O., Kopečková M., Hummel J., Čížek O., Dušek J., Březina S., Marhoul P. (2011): Příručka hodnocení významnosti vlivů na předměty ochrany lokalit soustavy Natura 2000. MŽP, Praha.

- Chvojková E. a Marková Š. (2009): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Výzkum štěrkových náplavů – závěrečná zpráva – 2. draft. Ms. [Depon. in: Správa CHKO Labské pískovce.]
- Chytrý M. (1994): Lesní vegetace Národního parku Podyjí/Thayatal. Ms. [Disertační práce, Masarykova univerzita v Brně, Katedra systematické botaniky a geobotaniky.]
- Chytrý M. (1995): Are species with similar ranges confined to similar habitats in a landscape? *Preslia* 67:25-40.
- Chytrý M. (ed.) (2009): Vegetace České republiky 2, Ruderální, plevelová, skalní a suťová vegetace. Academia, Praha:524 p.
- 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. (ed.) (2011): Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace (Vegetation of the Czech Republic 3. Aquatic and wetland vegetation). Academia, Praha.
- Jalas J. a Suominen J. (eds.) (1983): Atlas florae Europaeae. Distribution of vascular plants in Europe. 6. Caryophyllaceae (Alsinoideae and Paronychioideae). The Committee for mapping the flora of Europe & Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki.
- Jankovská V. (2008): Niva v čase a prostoru: poznatky ze středoevropské paleoekologie a analogie ze současného ruského severu. In: Pithart D., Benedová Z., Křováková K. (eds.), Ekosystémové služby říční nivy: sborník příspěvků z konference – Ústav systémové biologie a ekologie AV ČR, Třeboň.
- Janssen J. A. M., Rodwell J. S., García Criado M., Gubbay S., Haynes T., Nieto A., Sanders N., Landucci F., Loidi J., Ssymank A., Tahvanainen T., Valderrabano M., Acosta A., Aronsson M., Arts G., Attorre F., Bergmeier E., Bijlsma R.-J., Bioret F., Biřá-Nicolae C., Biurrun I., Calix M., Capelo J., Čami A., Chytrý M., Dengler J., Dimopoulos P., Essl F., Gardfjell H., Gigante D., Giusso del Galdo G., Hájek M., Jansen F., Jansen J., Kapfer J., Mickolajczak A., Molina J. A., Molnár Z., Paternoster D., Piernik A., Poulin B., Renaux B., Schaminée J. H. J., Šumberová K., Toivonen H., Tonteri T., Tsiropidis I., Tzonev R., Valachovič M. (2016): European Red List of Habitats. Part 2. Terrestrial and freshwater habitats. – Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Jansson R., Nilsson Ch., Dynesius M., Andersson E. (2000): Effects of river regulation on river- margin vegetation: A comparison of eight boreal rivers. *Ecological Applications* 10:203-224.
- Januschke K., Brunzel S., Haase P., Hering D. (2011): Effects of stream restorations on riparian mesohabitats, vegetation and carabid beetles. *Biodiversity Conservation* 20:3147-3164.
- Jehlík V. a Hejný S. (1974): Main migration routes of adventitious plants in Czechoslovakia. *Folia geobotanica et phytotaxonomica* 9:241-248.
- Jehlík V. (1994): Übersicht über die synanthropen Pflanzengesellschaften der Flusshafen an der Elbe-Moldau-Wasserstrasse in Mitteleuropa. *Ber. Reinh.-Tuxen-Ges.* 6:235-278.
- Jehlík V. (2005): Migration routes of adventives' plants in central Europe: an important phenomenon of spreading of invasive plants and expansive alien weeds. – *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. Schönfelder-Festschr., Regensburg* 66:489-493.
- Jehlík V. a Dostál J. (2007): Flora a vegetace v říčních přístavech na dolním Labi. *Vodní Cesty a Plavba*, 4, Praha.
- Jeník J. (1955): Sukcese rostlin na náplavech řeky Belé v Tatrách. *Acta Universitatis Carolinae* 4:3-67.
- Jeník J. (1964): Obecná geobotanika. Úvod do nauky o rostlinstvu. – *Fakulta přírodovědecká UK, SPN Praha*.
- Kalníková V., Dřevojan P., Večeřa M., Novák P. (2017): Komparativní výzkum bahnitých říčních náplavů řeky Labe s dalšími řekami v České republice. *Masarykova Univerzita – Přírodovědecká fakulta, Brno*.
- Kaplan Z. (2018): Distribution of *Corrigiola littoralis* in the Czech Republic. *Preslia* 90: 235–346, 2018
- Kawecki T. J. 2008: Adaptation to marginal habitats. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39:321-342.
- Kokott J. (2007): Stanovisko generální advokátky Juliane Kokott přednesené dne 26. dubna 2007. *Komise v. Španělsko, věc C-196/06*.
- Kolář F., Matějů J., Lučanová M., Chlumská Z., Černá K., Prach J., Falteisek L. (2012): Ochrana přírody z pohledu biologa. Proč a jak chránit českou přírodu. *Dokofán, Praha*.
- Kopfová J. (2001): Znovuosidlování náplavů vegetací na aluviálních loukách. – Ms. [Dipl. pr.; depon. in: PŘF UK, Praha.]
- Krámér L. (2009): The European Commission's Opinions under Article 6(4) of the Habitats Directive. *Journal of Environmental Law* 21:1: 559 – 85.
- Kubát K. (1977): Rozšíření drobnokvětu pobřežního (*Corrigiola littoralis* L.) v Československu. *Vlastivědný sborník Litoměřicko* 13:45-51.
- Kubát K. (1979): Vegetace litorálu Labe v úseku Štětí státní hranice a Ohře v úseku Louny-Litoměřice. *Resortní úkol MK ČSR* 21/73. Závěrečná zpráva. Okresní vlastivědné muzeum, Litoměřice.
- Kubát K. (1985): Drobnokvět pobřežní - *Corrigiola littoralis* L. - In: *Kriticky ohrožené druhy rostlin v ČSR. Památky a Příroda* 10.
- Kubát K. (1986): Floristický kurz ČSBS v Děčíně 1984. *Severočeskou Přírodou, Příloha* 1986:1-87.
- Kubát K. (1995): Floristické poměry břehů Labe v úseku Ústí nad Labem – Malé Březno. ms.
- Kubát K. (1999): Současný stav populací drobnokvětu pobřežního (*Corrigiola littoralis* L.) v České republice. *Příroda* 15:25-30.
- Kubát K. (2001): Charakteristika flory a vegetace. In: Kuncová J., Šutera V., Vysoký V. (eds.), *Labe. Příroda dolního českého úseku řeky na konci 20. století.*, pp. 59-70, AOS Publishing, Ústí n. L.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtek J. jun., Kaplan Z., Kirschner J., Štěpánek J. (eds.) (2002): *Klíč ke květeně ČR*. Academia, Praha.
- Kubát K. (2006): Přežije drobnokvět pobřežní na českém Labi? *Živa* 6:256.
- Kubát K. (2018): *Corrigiola* – poznámky k výskytu v sz. Čechách. *Litoměřice*. Ms. [Depon. in: Správa NP České Švýcarsko, Děčín.]

- Lesica, P., a Allendorf F. W. (1995): When are peripheral populations valuable for conservation? *Conservation Biology* 9:753-760.
- Levins R. (1969): Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, 15:237-240.
- Leyer I. (2005): Predicting plant species' responses to river regulation: to role of water level fluctuations. *Journal of Applied Ecology* 42:239-250.
- Lipser H. (1937): Verschwundene Pflanzenbestände an der Elbe. *Natur und Heimat, Aussig* 8:65-68.
- Lipser H. (1940): Von der verloren geglaubten Flora des Elbeufer's. — *Natur und Heimat Aussig* 10 (N. F. 1): (1939): 57-58.
- Lipser H., Wittenberger G., Wittenberger W. (1968-1969): Pflanzenvorkommen im Böhmischem Mittelgebirge und im Osterzgebirge aus den Jahren 1930-45. *Beitr. Arbeitsgem. Heimatforsch. Nordböhmen, München*, 5.:37-40, 43-44, 47-48; 6:4, 1969.
- Ložek V. (2000): Biodiverzita, ekofenomény a geodiverzita. *Vesmír* 79:95-97.
- Ložek V. (2003a): Naše nivy v proměnách času. I. Vznik a vývoj dnešních niv. *Ochrana přírody* 58:101-106, Praha.
- Ložek V. (2003b): Naše nivy v proměnách času. II. Osud niv v dnešní době. — *Ochrana přírody* 58: 131–136, Praha.
- Ložek V. (2007): Zrcadlo minulosti: česká a slovenská krajina v kvartéru. *Dokořán*, Praha.
- Lytle D. A. a Poff N. L. (2004): Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution* 19:94-100.
- Machová I. a Kubát K. (2004): Zvláště chráněné a ohrožené druhy rostlin Ústecka. *Academia*, Praha.
- McGillivray D. (2012): Compensating Biodiversity Loss: The EU Commission's Approach to Compensation under Article 6 of the Habitats Directive. *Journal of Environmental Law* 24:3: 417 – 450.
- Menges E. S. a Waller D. M. (1983): Plant strategies in relation to elevation and light in floodplain herbs. *The American Naturalist* 122:454-473.
- Merriam G. (1984): Connectivity: A fundamental ecological characteristic of landscape pattern. - In: Brandt J. a Agger P. (eds), *Proceedings First international seminar on methodology in landscape ecological research and planning*. 572 OIKOS 68:3 Theme I. International Association for Landscape Ecology. Roskilde Univ., Roskilde, pp. 5-15.
- Mills G. (1996): The distribution and abundance of *Corrigiola littoralis* around Slapton Ley with relation to water levels, climate and stock access areas. Unpublished. Slapton Ley NNR, Devon.
- Moilanen A. a Neminen M. (2002): Simple connectivity measures in spatial ecology. *Ecology* 83(4): 1131-1145.
- Mossa J., Chen Y. H., Walls S. P., Kondolf G. M., Chia-YuWu (2017): Anthropogenic landforms and sediments from dredging and disposing sand along the Apalachicola River and its floodplain. *Geomorphology* 294(SI):119-134.
- Möckel S. (2017): The European ecological network "Natura 2000" and its derogation procedure to ensure compatibility with competing public interests. *Nature Conservation* 23:87-116.
- Mürle U., Ortlepp J. a Zahner M. (2003): Effects of experimental flooding on riverine morphology, structure and riparian vegetation: The River Spöl, Swiss National Park. *Aquatic Science* 65(2003):191-198.
- Ministerstvo životního prostředí ČR (2007): Metodika hodnocení významnosti vlivů při posuzování podle § 45i zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů. *Věstník Ministerstva životního prostředí*, ročník XVII, částka 11, s. 1-23.
- Naiman R. J., Décamps H., McClain M. E. (2005): *Riparia: Ecology, conservation, and management of streamside communities*. Elsevier Academic Press, Burlington.
- Nařízení vlády č. 318/2013 Sb. o stanovení národního seznamu evropsky významných lokalit. In: *Sbírka zákonů České republiky*. 2013, částka 121.
- Nierenberg T. R. a Hibbs D. E. (2000): A characterization of unmanaged riparian areas in the central Coast Range of western Oregon. *Forest Ecology and Management* 129:195-206.
- Nilsson Ch. (1983): Frequency distribution of vascular plants in the geolittoral vegetation along two rivers in northern Sweden. *Journal of Biogeography* 10:351-369.
- Nilsson Ch. (1986): Changes in riparian plant community composition along two rivers in northern Sweden. *Canadian Journal of Botany* 64:589-592.
- Nowak A., Maslak M., Nobis M., Nowak S., Kojs P., Smieja A. (2015): Is the riparian habitat creation an effective measure of plant conservation within the urbanized area? *Ecological Engineering* 83:125-134.
- Opiz P. M. (1815-1835): *Botanische Topographie Böhems*. Tom. 1-3 – Ms (Copia depon. In knihovna ČBS Praha).
- Palmer M. A., Menninger H. L. a Bernhardt E. (2010): River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* 55:(Suppl. 1) 205-222.
- Papuga, G., Gauthier, P., Pons, V., Farris, E. a Thompson, J. (2018): Ecological niche differentiation in peripheral populations: a comparative analysis of eleven mediterranean plant species. *Ecography*, 176:724-738.
- Pickett S. T. A. a White P. S. (eds.) (1985): *Ecology of natural disturbance as patch dynamics*. Academic Press, New York.
- Pignatti S. (1982): *Flora d'Italia*. Vol. 3. Edagricole, Bologna.
- Pinay G., Décamps H., Chauvet E., Fustec E. (1990): Functions of ecotones in fluvial systems. In: *The Ecology and Management of aquatic-terrestrial ecotones*. MAB Serie, Unesco:141-169.
- Pringle C. M. (2001): Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: A global perspective. *Ecological Applications* 11(4):981-998.
- Pringle C. M. (2003): The need for a more predictive understanding of hydrologic connectivity. *Aquatic Conservation: Maritime and Freshwater Ecosystems* 13:467-471.
- Poff N. L., Allan J. D., Bain M. B., Karr J. R., Prestegard K. L., Richter B. D., Sparks R. E., Stromberg J. C. (1997): The natural flow regime. A paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47:769-784.

- Pöyry Environment a.s. (2014): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Hydraulický, hydromorfologický a biologický průzkum změn experimentálních opatření v roce 2014 – D. Biologický průzkum experimentálních výhonů, Ms.
- Pulliam H. R. (1988): Sources, Sinks, and Population Regulation. *The American Naturalist*. 132(5).
- Rankou H., Ouhammou A., Taleb M., Martin G. (2015): *Corrigiola littoralis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015:e.T164034A53798697. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T164034A53798697.en>. [navštíveno 29. 1. 2017].
- Rehm E. M., Olivas P., Stroud J., Feeley K. J. (2015): Losing your edge: climate change and the conservation value of range-edge populations. *Ecology and Evolution* 14:4315-4326.
- Reichardt H. W. (1854): Verzeichniss aller von Herrn J. Ch. Neumann in Böhmen gesammelten Pflanzen. Nach seinem Herbare, als ein Beitrag zur Flora Nord-Böhmens. *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien* 4:253-284.
- Rohde K. (2005): *Nonequilibrium Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rose F. (2006): *The Wild Flower Key (Revised Edition) - How to identify wild plants, trees and shrubs in Britain and Ireland*. Warne.
- Rottenborn J. (2012): Změny flory labské nivy v posledních 100 letech. *Příroda* 30:21-45.
- Rottenborn J. (2018): Historický vývoj a vegetační změny nivy dolního úseku řeky Labe. Rigorózní práce. Jihočeská Univerzita, Přírodovědecká fakulta, České Budějovice, 115 pp.
- Rubin Z., Kondolf G. M., Rios-Touma B. (2017): Evaluating Stream Restoration Projects: What Do We Learn from Monitoring? *Water* 9, 174: 1 – 16.
- Rydlo J. a Johanisová N. (1989): Příspěvek k poznání vodní a pobřežní květeny dolního Labe. *Stipa, Ústí nad Labem*, 10:5-28.
- Shafroth P. B., Stromberg J. C., Patten D. T. (2002): Riparian vegetation response to altered disturbance and stress regimes. *Ecological applications* 12:107-123.
- Stacey A. (2008): Biology, habitat requirements and reintroduction of *Corrigiola littoralis*. Biology with Industrial Experience. Whitley Wildlife Conservation Trust at Paignton Zoo Environmental Park and Slapton Ley NNR, UK.
- Staentzel C., Arnaud F., Combroux I., Schmitt L., Trémolières M., Grac C., Piégay H., Barillier A., Chardon V., Beisel J. □ N. (2018): How do instream flow increase and gravel augmentation impact biological communities in large rivers: A case study on the Upper Rhine River. *River Research and Applications* 34(2):153-164.
- Šikula T. (2016): Dokumentace dopadů projektu na životní prostředí podle § 8 zákona č. 100/2001 Sb. Plavební stupeň Děčín. HBH Projekt, Ekopontis, Well Consulting.
- Štěrbá O. (ed.) (2008): Říční krajina a její ekosystémy. Univerzita Palackého, Olomouc, 391 p.
- Šumberová K. (2001): Bahnitě říční náplavy. In: Chytrý M., Kučera T., Kočí M. (eds.), *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha:52-54.
- Šumberová K. (2006): Rostlinná společenstva zaplavovaného eulitoralu stojatých a tekoucích vod v ČR. Disertační práce, Masarykova univerzita, Brno.
- Šumberová K. (2010): Bahnitě říční náplavy. In: Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V., Lustyk P. (eds.): *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany a krajiny ČR, Praha:76-79.
- Šumberová K., Chytrý M. (2010): Vegetace jednoletých vlhkomilných bylin. In: Chytrý M., Kučera T., Kočí M., Grulich V., Lustyk P. (eds.): *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany a krajiny ČR, Praha:54-64.
- Šutera V., Kuncová J., Vysoký V. (eds.) (2001): *Labe. Příroda dolního českého úseku řeky na konci 20. století*. AOS Publishing, Ústí nad Labem
- Tabacchi E., Correll D. L., Hauer R., Pinay G., Planty-Tabacchi A. M., Wissmar R. C. (1998): Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology* 40:497-516.
- Valdés B., Talavera S., Fernandez-Galiano E. (eds.) (1987): *Flora Vascular de Andalucía Occidental*. Ketrès Editoria, Barcelona.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cumins L. W., Sedell J. R., Cushing C. P. (1980): The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-137.
- Vazačová (2009): Výsledky pokusů šíření semen drobnokvětu – hydrochorie, anemochorie, endozoochorie, exozoochorie. Ms.
- Vogel A. (1997): Die Verbreitung, Vergesellschaftung und Populationsökologie von *Corrigiola littoralis*, *Illecebrum verticillatum* und *Herniaria glabra*. *Dissertationes Botanicae* 289:1-282.
- Volfová E., Čížková Š. (2018): Odborný posudek „Úprava a doplnění experimentálních výhonů na Labi v ř. Km 733,0 – 734,6“. [Depon. in: Správa Národního parku České Švýcarsko, Děčín.]
- von Lampe M. (1996): Wuchsform, Wuchsrhythmus und Verbreitung der Arten der Zwergbinsengesellschaften (Growth habit, growth rhythm and the spread of the species of the dwarf-bins). *Diss Bot* 266:1-353.
- Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, v.v.i. (2014): Hodnocení vlivu vlnění proplouváním lodí na pobřežní biotopy se zaměřením na možné dopady zvýšení intenzity plavby realizaci záměru Plavební stupeň Děčín. C. Vyhodnocení a závěr - rok 2014
- Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, v.v.i. (2015): Hodnocení vlivu vlnění proplouváním lodí na pobřežní biotopy se zaměřením na možné dopady zvýšení intenzity plavby realizaci záměru Plavební stupeň Děčín. C. Vyhodnocení a závěr - rok 2015
- Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, v.v.i., Aquatis a.s., Sweco Hydroprojekt a.s. (2016): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Hydraulický, hydromorfologický a biologický průzkum změn experimentálních opatření v roce 2016 – B. Hydromorfologický monitoring experimentálních výhonů, D. Biologický průzkum experimentálních výhonů, E. Biologický průzkum bočního ramene Labe – Loubí. Ms.

- Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, v.v.i. a Aquatis a.s. (2017): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Hydraulický, hydromorfologický a biologický průzkum změn experimentálních opatření v roce 2017 – B. Hydromorfologický monitoring experimentálních výhonů, B. 1. Analýza četnosti zatopení výhonů, D. Biologický průzkum experimentálních výhonů, E. Biologický průzkum bočního ramene Labe – Loubí. Ms.
- Ward J. V. (1989): The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8:2-8.
- Ward J. V. a Tockner K. (2001): Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46:807-819.
- Well Consulting (2009): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Analýza říčních náplavů na území ČR – závěrečná zpráva. Depon. in: Ředitelství vodních cest ČR, Praha.
- Well Consulting (2013): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Průzkum říčních náplavů. Depon. in: Ředitelství vodních cest ČR, Praha.
- Well Consulting (2014): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Monitoring výhonů 2014. Depon. in: Ředitelství vodních cest ČR, Praha.
- Well Consulting (2015): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Monitoring výhonů 2015. Depon. in: Ředitelství vodních cest ČR, Praha.
- Well Consulting (2016): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Monitoring výhonů 2016. Depon. in: Ředitelství vodních cest ČR, Praha.
- Well Consulting (2017): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Monitoring výhonů 2017. Depon. in: Ředitelství vodních cest ČR, Praha.
- Zahrádka J. (2015): Zlepšení plavebních podmínek na Labi v úseku Ústí nad Labem – státní hranice ČR/SRN – Plavební stupeň Děčín, Hodnocení vlivů záměru "Plavební stupeň Děčín" dle § 45i zák. č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění. AQ-Service, Malešovice.
- Zajícová P. (2000): Porosty břehových pozemků na úseku regulovaného Labe. 20. plavební dny: sborník konference s mezinárodní účastí. 204-208 pp.