

Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

Bakalářská práce

2014

Adam Strnad

Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

Bakalářská práce

Možnosti obnovy luk ve vybraném úseku nivy střední Moravy

Adam Strnad

Vedoucí práce: prof. RNDr. Karel Prach, CSc.

České Budějovice 2014

Strnad, A.(2014): Možnosti obnovy luk ve vybraném úseku nivy střední Moravy.
[Possibilities of meadow restoration in the chosen section of floodplain meadow in the middle of Morava river. Bachelor thesis] 49p., Faculty of Science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Anotace:

Tato práce si klade za cíl shrnout dosavadní poznání v oblasti říčních niv, jako součásti říčního fenoménu utvářejícího jeden z nejrozmanitějších ekosystémů, a možností jejich obnovy. Návrh projektu poskytuje vytipování vhodných míst pro obnovu nivních luk na vybraném úseku řeky Moravy, v jinak intenzivně obhospodařované krajině.

Annotation:

This thesis summarizes current information in the problematic of river floodplains as a part of riverine landscape comprising one of the most complex ecosystems, and its revitalization. The project proposal evaluates ways of revitalization of river floodplain meadows of an intersect of the river Morava placed in intensively cultivated landscape.

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/198 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce a to v nezkrácené podobě – v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Přírodovědeckou fakultou – elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/198 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledky kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích

dne 25.4 2014

.....

Adam Strnad

Poděkování:

Na tomto místě bych rád poděkoval svému školiteli Karlu Prachovi a všem, kteří mi pomohli s mojí bakalářkou prací.

Obsah:

1. LITERÁRNÍ REŠERŠE.....	1
1.1 ÚVOD.....	1
1.2 PŘIROZENÁ ŘÍČNÍ NIVA.....	2
1.2.1 Niva - základní údaje.....	2
1.2.2 Ekosystém říčních niv.....	4
1.2.3 Disturbance a sukcese.....	9
1.2.4 Diverzita říčních niv.....	13
1.3 DEGRADACE ŘÍČNÍCH NIV.....	14
1.3.1 Invaze v říčních nivách.....	18
1.4 OBNOVA NIVNÍCH LUK.....	20
1.4.1 Metody obnovy.....	23
1.4.1.1 Spontánní sukcese na orné půdě.....	23
1.4.1.2 Osetí travní směsí.....	24
1.4.1.3 Přenos lučních bloků.....	24
1.4.1.4 Obnova degradovaných luk.....	24
1.5 Historie nivy řeky Moravy.....	25
2. CÍLE PROJEKTU.....	27
3. HYPOTÉZY.....	27
4. NÁVRH EXPERIMENTU (ZPŮSOB DOSAŽENÍ CÍLŮ A TESTOVÁNÍ HYPOTÉZ).....	28
4.1 PŘEDBĚŽNÝ VÝZKUM.....	28
4.2 ROZPOČET PROJEKTU.....	29
4.3 ČASOVÝ HARMONOGRAM.....	29
5. ZÁVĚR.....	30
6. SEZNAM LITERATURY.....	31
7. PŘÍLOHY.....	49

Název projektu:

Možnosti obnovy luk ve vybraném úseku nivy střední Moravy.

1. Literární rešerše

1.1 Úvod

V důsledku intenzifikace zemědělství, zejména zvýšenou aplikací hnojiv, odvodněním či velkoplošnou přeměnou na ornou půdu, došlo od poloviny minulého století, k dramatickému poklesu druhově bohatých nivních luk, téměř v celé střední Evropě (Joyce a Wade 1998).

Aluviální biotopy jsou úzce spjaty s vodním režimem příslušného říčního systému. Tyto vztahy jsou silně kauzální a dynamické (Ward a Stanford 1995a). Regulací říčních toků a výše zmíněným hospodařením se tento vztah narušil, proto v současnosti patří nivy a říční koridory mezi silně ohrožené ekosystémy.

V České republice zůstalo od druhé poloviny 20. století mnoho nivních luk degradovaných, ať už se jednalo o jejich zornění nebo opuštění. Biodiverzita, zlepšení půdy, retence vody při záplavách, směrnice, ekosystémové služby

Poměrně mladý obor ekologie obnovy (z anglického „restoration ecology“) se v tomto kontextu zaměřuje na fungování a možnosti obnovení nivních biotopů. Jedná se především o louky přeměněné v ornou půdu, ale i louky znehodnocené špatným režimem hospodaření, či zcela chybějícím managementem.

Existují tři základní způsoby jak ornou půdu převést na hodnotnou aluviální louku: 1) použitím komerční nebo regionální travní směsi, 2) přenosem sena nebo bloků půdy a za 3) spontánní sukcesí (Parter a kol. 1998; Prach a kol. 2007a). V případě degradovaných nivních luk, je vhodným typem obnovy zavedení managementu jako je kosení nebo pastva.

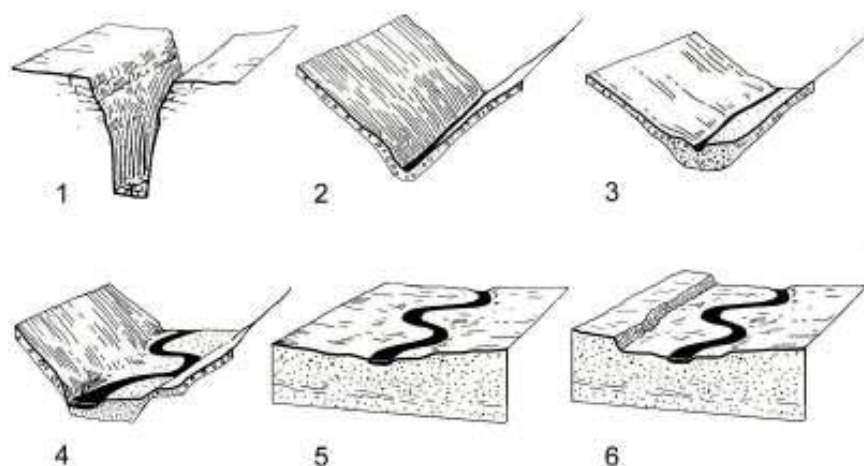
Stav nivních luk v ČR i ve světě, je navzdory zlepšující se situaci, stále neutěšený a je potřeba jej řešit. A to nejen v zájmu ochrany přírody, ale také proto, že stále více lidí je v důsledku změny klimatu ohroženo povodněmi. Což přináší nemalé humanitární a ekonomické problémy.

1.2 Přírozená říční niva

Říční niva je významnou strukturní a funkční složkou říční krajiny (tzv. „Riverine Landscape“) (Forman a Gordon 1981). Říční krajina je tvořena ekosystémem samotné řeky a ekosystémy k ní přilehlé, které řeka bezprostředně ovlivňuje (Štěrbá a kol. 2008). Nivní ekosystémy se v přírozeném stavu vyznačují velkou diverzitou biotického i abiotického prostředí, nenarušeným hydrologickým režimem spojeným s tokem látek a koloběhem živin (Demek a kol. 2011; Ward 1999). Díky neustálému přísunu živin ve vysoce dynamickém a proměnlivém prostředí, jsou nivy dle mnohých autorů pravděpodobně nejproduktivnější ekosystémy na planetě (Naiman a Décamps 1997; Knighton 1998; Tockner a Stanford 2002). Zároveň jde o ekosystémy citlivě reagující na změny přírodních podmínek vyvolaných zásahem člověka (Tabacchi a kol. 1998).

1.2.1 Niva - základní údaje

Obecně můžeme za říční nivu označit oblast podél vodního toku, která byla nebo je pod přímým vlivem záplav (Naiman a Décamps 1997; Prach a kol. 2003). Niva je tvořena sedimentárními uloženinami, které řeka přináší jakožto erodovaný materiál z výše položených oblastí. Rozlišujeme více typů údolních niv. Ty závisí na geologii, sklonu terénu a průtokovém režimu daného území (Just a kol. 2005).



Obr. 1: Typy nivních údolí (upraveno dle Kerna 1994). 1 – soutěska tvaru U, 2 – zaříznuté údolí tvaru V, 3 – kotlina s přímým korytem, 4 – údolí s meandry, 5 – plochá niva, 6 – plochá niva se starší terasou. Převzato z Just a kol. 2005.

U plochých niv je tvorba říčních naplavenin rozsáhlejší, protože řeky v nížinách přirozeně meandrují. Nárazové břehy jsou silně erodovány a dochází tak k intenzivnímu ukládání sedimentů, zvláště v období záplav (Rauch a Francírková 2003).

Meandrující toky mohou kvůli silným záplavám měnit svá řečiště. V místě kde je smyčka meandru nejužší dochází často k protržení respektive k odškrcení meandru (Malanson 1995). Existují různé podoby odříznutých meandrů (např. boční, stará a mrtvá ramena, tůň atd). U všech typů je zásadním faktorem hydrologická propojenost s řekou. Mohou být zcela izolovány, v pokročilé fázi zazemnění, nebo mohou být stále napájeny říční, podzemní či svahovou vodou (Amoros a Bornette 2002). Díky odlišným stanovištním podmínkám jsou významnou obohacující složkou nivního ekosystému (Glinska-Lewczuk 2009).

Říční ostrovy jsou charakteristickým prvkem tzv. anastomózních (rozvětvených) údolních toků. Podrobně prostudované jsou říční ostrovy na nejzachovalejší alpské řece Tagliamento, jejichž počet čítá okolo 700 (Tockner a kol. 2003). Říční ostrovy mohou být definovány jako pozemní formy (reliéfní prvek) vyvýšené nad korytem rozvětvené řeky, která je přímo obklopuje. Důležitou podmínkou je přítomnost vegetace (Osterkamp 1998). Nebo dle Warda a kol. (2000) jde o samostatné oblasti dřevní vegetace v rámci aktivní údolní nivy. Ostrovy vznikají kombinací naplaveného mrtvého dřeva a sedimentů.

Ekologická role ostrovů byla ekology ignorována a to kvůli jejich nedostatku. Ostrovy jsou totiž jedny z prvních, které mizí po regulaci povodní lidskými aktivitami (Ward a kol. 2000). Podle Tocknera a kol. (2003) mají říční ostrovy významný vliv na biodiverzitu, jelikož poskytují řadu vodních a suchozemských stanovišť. Podle studie Gilveara a kol. (2000), kteří zkoumali zachovalé skotské řeky Feshie a Spey, říční ostrovy vykazovaly jednoznačně největší biodiverzitu. Konkrétně na řece Spey zjistili přítomnost 81 druhů, což v průměru činilo 5,9 druhů na m². Až pak následovaly nivní louky a lužní lesy.

Půdy vytvářející se v nivách jsou označovány termínem fluvizemě. Tvoří se z povodňových sedimentů během záplav a vlastními půdotvornými procesy, které probíhají po uložení sedimentů. Jedná se tak o velmi mladé půdy, jejich staří se odhaduje na desítky nebo stovky let (Rauch a Francírková 2003).

Záplavy vytvářejí jemné výškové rozdíly v půdním krytu nivy. Ty způsobují vysokou prostorovou různorodost, ale hrají také důležitou roli při regeneraci ekosystémů na aluviálních terasách (Bruland a Richardson 2005). Po záplavách, kdy dochází k opětovnému

růstu vegetace na půdním vzorci popsaném výše, má takováto půda různé fyzikální vlastnosti. Vznikají tak různorodá mikrostaniště. Půda se na mikrostaništích vyznačuje odlišnými biochemickými vlastnostmi a fungováním (Wardle a kol. 2004). Na biochemické podmínky půd má vliv zejména klima, půdní organismy, doba trvání a frekvence záplav a v neposlední řadě podzemní voda. Obecně jsou mikrobiologické a biochemické vlastnosti považovány za dobré bioukazatele pro posouzení kvality půdy (Nannipieri a kol. 1990).

Rozlišujeme více typů nivních půd, mezi nejběžnější patří tzv. gleje a černice. Gleje vznikají v místech, které jsou dlouhodobě převlhčené podzemní či povrchovou vodou. Naproti tomu černice mohou na krátký čas proschnout. Jsou utvářeny hromaděním organického materiálu o značné mocnosti. Úrodnosti těchto půd si povšimli již staré civilizace, které je hojně využívali pro zemědělství. Nivy tak často bývají archeologickými nalezišti (Rauch a Francírková 2003).

Míra nasycení půdy je důležitým faktorem z hlediska povodňové aktivity. Dochází totiž k retenci záplavové vody půdou (Naiman a kol. 2005). Petříček (1998) a Pelc (1998) uvádějí, že při mohutné povodni v ČR v roce 1997 (polopřirozené) zachovalé lužní komplexi akumulovali více vody než přehrady. Konkrétně se jednalo o tři luhy (CHKO Litovelské Pomoraví, CHKO Poodří a luh – Soutok Moravy a Dyje), které zadrželi přibližně 199 mil.m³ vody. Oproti zadrženým 64 mil. m³ a to všemi nádržemi v povodí Moravy. Podobně Valachovič a kol.(2000) tvrdí, že v témže roce, 35ti kilometrový úsek polopřirodní nivy Moravy zachytil až 809 tis. tun sedimentů.

1.2.2 Ekosystém říčních niv

Říční niva je geomorfologický útvar, vzniklý z celé řady procesů (Květ 1996). Jak jsem již nastínil výše, jako hlavní se uvádí erozní a sedimentační činnost. Pro všechny procesy, které se odehrávají v nivním ekosystému je typická velká časo-prostorová různorodost (Tockner a kol. 2000). Prostorová různorodost je nejvíce zjevná na mozaice vegetačních typů. Ta však jen zrcadlí heterogenitu abiotických faktorů, jako jsou vlhkost biotopu a struktura půdy. Hlavním faktorem, způsobujícím vysokou rozmanitost abiotického prostředí jsou obecně hladina a kolísání, povrchové a podzemní vody (Gowing a Youngs 1997; Demek a kol. 2008).

Proměnlivost v čase je v nivě způsobena různými pravidelnými, ale také nahodilými změnami, napříč všemi složkami nivního ekosystému. Z hlediska současných ekologických funkcí jsou podstatné změny, které se odehrávají v hodinách až letech (Prach 2003).

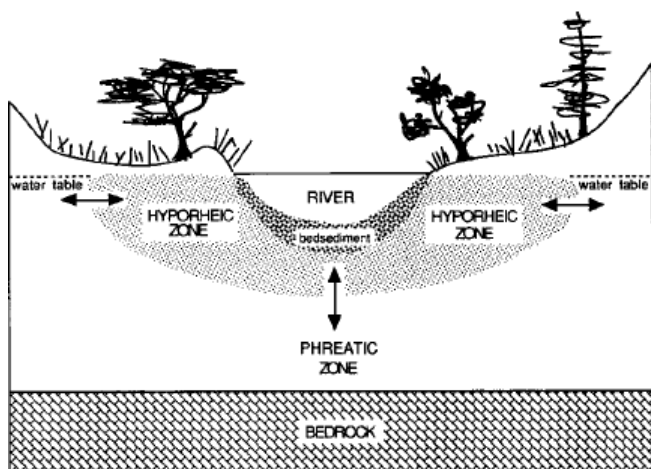
Říční nivy jsou otevřené dynamické systémy, ve kterých probíhá mnoho fyzikálních, biologických a chemických procesů (Prach a kol.1996; Ward a kol.1999). Samotná řeka skýtá velký energetický potenciál. Přirozená dynamika řeky, její kinetická energie je zásadním fyzikálním činitelem, kterým řeka narušuje a utváří nivní ekosystém (Tockner a kol. 2000). V říční nivě převažují vstupy a výstupy nad samotným transportem např. hmoty, energie. Ať už hovoříme o toku hmoty, energie či informací, všechny tyto složky mají v systému říční nivy vždy otevřený charakter (Prach 2003).

Ekosystém říční nivy může představovat významnou službu i z ekonomického hlediska. Podle studie Eiseltové a kol. (2007), roční služba 1 ha nivy potencionálně vychází na zhruba 4 mil. Kč. Ekonomické hodnocení funkcí a služeb ekosystémů, patří již od roku 2006 k novým strategiím členských zemí Evropské Unie (Obnovená strategie 2006). K zajímavým závěrům dospěl také Pithart (2008), který zkoumal ekosystémové služby nenarušeného lužního segmentu řeky Lužnice. Hodnota služeb přirozené nivy se pohybovala okolo 27000 amerických dolarů na hektar za rok. Průměrná odhadovaná světová hodnota přitom činí 19000 amerických dolarů na hektar za rok (Constanza a kol. 1997). Jak oba autoři uvádějí hodnota by byla zřejmě ještě vyšší pokud by se do služeb započítal např. samočisticí účinek na kvalitu vody nebo role dobíjení podzemních vod.

Z krajinného hlediska představuje niva přechod mezi vodním prostředím samotné řeky a prostředím přilehlé okolní krajiny. Tato prostředí, v sobě zahrnují vzájemně se ovlivňující a prolínající různá společenstva, nivu tím pádem můžeme označit za ekoton, čili přechodovou zónu (Malanson 1995; Ward a kol. 1999). Při bližším nebo podrobnějším zkoumání můžeme nivu chápat jako soustavu ekotonů mezi vodním a terestrickým prostředím (Ward a kol. 1999; Malard a kol. 2002). Detailní pohled nám například odhalí že, i pod povrchem říční nivy se nachází různorodé prostředí. Drobné ekotony pod povrchem vzájemně propojují nivu se samotnou řekou a podzemní vodou prostřednictvím hyporheické zóny (Stanford a Ward 1993). Tato specifická zóna propojuje podzemní a povrchovou vodu. Vzniká přednostně pod korytem řeky, zasahuje však daleko do říční nivy (Boulton a kol. 1998). Na povrchu nivy pak můžeme ve stejně detailním pohledu pozorovat pestrá heterogenní mikrostanoviště. Na

každé takovéto stanoviště je vázaná různá vegetace. Vzniká tak rozmanitá mozaika vegetačních druhů (Ward a kol. 1999). A to díky jemným změnám v terénu a hydrologii (deprese jsou déle zaplaveny než vyvýšeniny) nivy. Vznikají tak přechody v prostředí mezi sousedícími mikrohabitaty, které jsou většinou velmi příkré. Díky tomu mohou druhy být s odlišnými ekologickými požadavky růst v těsné blízkosti (Prach a kol. 1996). Což bylo potvrzeno například i ve studii Buffková a Prach (2006), kde se autoři zaměřily na zachovalou horskou nivu řeky Vltavy v NP Šumava.

Ekotonální charakter říční nivy je určován faktory abiotického prostředí, které se v prostředí říční nivy mění podél gradientů a významně tak ovlivňují řadu procesů a ekologických vazeb v říční nivě. Hlavní gradienty zde představují vlhkostní gradient, gradient živin a disturbance (Tockner a kol. 2000). Klíčovým faktorem však zůstává vlhkostní gradient a hydrologie řeky (hladina povrchové a podzemní vody a její kolísání), ty se účastní většiny procesů v říční nivě (Gowing a Youngs 1997). Značně obtížné je pojmut a pochopit všechny gradienty a funkční vazby zejména u plochých niv. Ty mohou, v nížině u velkých toků dosahovat šířky řádově až desítky kilometrů (Malanson 1995).



Obr. 2: Schéma infiltračního systému na vertikální struktuře říční nivy, které ukazuje hyporheickou zónu (Převzato z Ward 1998).

Gibert a kol. (1990) a Vervier a kol.(1992) navrhli dynamický model pro (ekoton) hyporheickou zónu, který rozlišuje dvě varianty. Jeden, kdy podzemní voda proudí do řeky a jeden, kde je řekou doplňována podzemní voda. Autoři zdůrazňují významnou funkci ekotonu jakožto mechanického a biochemického filtru. Upozorňují také, že oběh podzemních vod je dosti podmíněn vlastnostmi horninové prostředí a mocností a propustností sedimentů.

V hyporheické zóně teče voda o něco pomaleji, dostává se do kontaktu s minerály, s kořeny rostlin a s bakteriálními společenstvy. Tato vlastnost má význam pro samočisticí procesy řeky (Stanford a Ward 1993). Je prokázáno, že propojenost řeky a hyporheické zóny v nivním ekosystému má rozhodující vliv při přenosu dusíku do okolní krajiny. Tyto složky mají vysokou transformační vlastnost. Účinkují jako pufrční zóny pro dusíkaté sloučeniny (ale i jiné živiny např. othofosfáty) mezi suchozemským a vodním prostředím (Brunke a Gonser 1997). Experimentální studie Pracha a kol.(1996) sledovala chemické poměry podzemních vod na Horní Lužnici. Studie prokázala, že koncentrace dusičnanů v důsledku ředění podzemní vodou (i příjmem vegetací) pozvolna klesala ve směru do středu nivy. Výsledky také ukázaly, že koncentrace živin (trofický stav) je indikována vyšším pH a vyšším obsahem amonného dusíku.

Tockner a kol. (2003) ve své studii zjistili, že podél celého povodí řeky Tagliamento byly koncentrace fosforu a amonia velmi nízké. Řeka Tagliamento v Itálii nabízí vzácnou příležitost ke zkoumání přirozených procesů v měřítku, které jsou v Evropě ojedinělé. Zároveň jde o poslední Alpskou stabilně větvenou řeku. Jedná se jednoznačně o říční ekosystém evropského významu, protože představuje unikátní zdroj povodí, který může posloužit jako referenční model (Tockner a kol. 2003).

Je tedy zřejmé, že ekosystémy říčních niv hrají důležitou roli v transformaci a zadržování dusíku a fosforu. Obecně jsou nivní ekosystémy považovány za velmi efektivní v retenci živin (Peterjohn a Correll 1984; Osborne a Kovacic 1993). Intenzita těchto procesů se liší oblast od oblasti v závislosti na geomorfologii, klimatu a složení porostu. Někteří autoři se rozcházejí v otázce účinnosti zadržování živin v závislosti na typu vegetace. Jako nejúčinnější považuje Lee a kol.(2000) nivu s dřevinnou vegetací. Naproti tomu Novak a kol.(2002) poukazuje na významnější účinnost u vegetace bylinné.

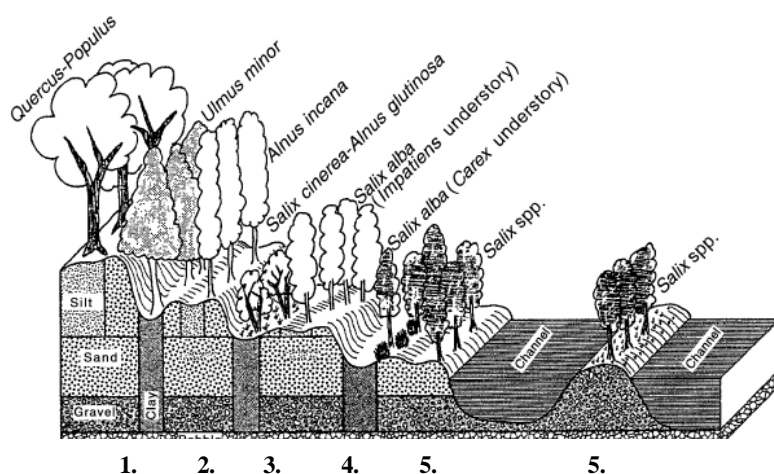
Denitrifikace se považuje za významný proces transformace dusíku, který vede k jeho odstranění ze záplavové vody. Sloučeniny fosforu se v přirozených mokřadech dle Richardson (1985) ukládají v menším množství až o několik řádů, než je tomu u suchozemských ekosystémů. Ve velké míře je dusík i fosfor zadržován vegetací (v nadzemních částech rostlin). Avšak pokud nedochází k odstranění biomasy, nedochází ani k odstranění živin (Vymazal 1995). Nejvíce je však dusík a fosfor ukládán v sedimentech, v menším množství pak v rostlinách a nejméně se usazuje ve vodě (Bowden 1989; Johnston 1991).

Nezastupitelnou ekologickou funkci hraje v nivách luční vegetace, která plní zpevňující-protierozní úlohu. Protierozní funkce vegetace je spojena s jejím působením na zpomalení proudění vody a zvýšenou sedimentaci v době záplav (Knighton 1998). Záplavy ale také přinášejí mnoho živin, které přímo podporují vysokou produktivitu vegetace (Květ 1996).

Vegetace nivních luk může značně regulovat lokální klimatické podmínky v závislosti na míře evapotranspirace (Bullock a Acreman 2003). Evapotranspirace pobřežní vegetace tak může ovlivnit celkovou vodní bilanci řeky (Dahm a kol. 2002).

Původní vegetaci přirozených niv v klimatických podmínkách střední Evropy tvořily hlavně dřevinné porosty. Dřevinné porosty rostly defakto všude kromě vodní plochy, mladých nestálých náplavů a okrajů vodních ploch. Do dnešní doby se v původním stavu zachovaly jen drobné ostrovy (Chytrý a kol. 2001). Jelikož je můj projekt zasazen do České republiky, uvedu zde příklady přirozené dřevinné skladby pro střední Evropu. Tyto dřeviny můžeme rozdělit na skupiny a sice: tvrdý nížinný luh, měkký nížinný luh, údolní jasanovo-olšový luh, horská olšina s olší šedou (*Alnus incana*) a vrbová pobřežní vegetace (Chytrý a kol. 2001).

Rozsah tolerance na délku zaplavení u dřevinné aluviální vegetace uvádí Schnitzler (1997). Např. *Salix alba* toleruje až 300 dnů zaplavení, *Quercus robur* a *Ulmus minor* až 151dnů, *Fraxinus excelsior* 102 dnů zatímco *Fagus sylvatica* nevydrží ani krátkodobé zaplavení, je tak omezen na vysoké terasy.



Obr. 3: Schéma zonace dominantní dřevinné vegetace v zachovalé údolní nivě francouzské řeky Rhôny (převzato z Ward a kol. 2002) 1. Tvrdý luh, 2. Olšový luh z olší šedou 3. Jasanovo-olšový luh 4. Měkký luh 5. Vrbová příbřežní vegetace.

V krajinně střední Evropy, lze nalézt poměrně mnoho polopřirozených stanovišť, které mají velkou biologickou hodnotu. Jejich výskyt je obyčejně spojen s tradičním, málo intenzivním hospodařením. Tyto obhospodařované polopřirozené stanoviště, patří z hlediska ochrany přírody mezi nejhodnotnější biotopy (Baldock 1996). Travní ekosystémy v nivách nížinných řek se považují za vzájemné působení vlivu záplav a trvale udržitelného hospodaření člověkem (Šeffler a Stanová 1999).

Podle Blažková (1996) lze na vyvinuté nivy v českých zemích nastínit přibližné obecné schéma rozložení jednotlivých typů luční vegetace.

- 1) Na území nejčastěji postihovaném povodněmi, tedy příbřežní části vznikají louky obecně označované jako psárkové (*Alopecuretum pratensis* společenstva svazu *Cnidion*)
- 2) Střední, výše položená část nivy je o něco méně postihovaná záplavami. V této části se vytvářejí louky ze svazu *Molinion* nebo *Arrhenatherion*.
- 3) Podsvahové sníženiny bývají odlišeny zejména u širokých niv, kde docházelo při divočení toku k vytvoření bočních ramen. Po odstavení zarůstají ramena mokřadní vegetací, nejčastěji rákosem (*Magnocaricetalia*).

Sníženiny nivy kde dochází spíše k zazemňování osidlují společenstva *Phalaridetum arundinaceae*, *Stellario-Deschampsietum*.

- 4) Příterasové lemy jsou syceny bočním průsakem vody, není zde typické kolísání vlhkosti jako v ostatních částech nivy. Zde rostou společenstva svazu *Calthion*.

Uvedené schéma, je jen přibližné. Popsané stupně nivy se nemusejí vždy vyskytovat, rovněž ne striktně v uvedeném sledu. Záleží na konkrétní modelaci a dynamice příslušného nivního úseku.

1.2.3 Disturbance a sukcese

Ekosystém říční nivy je neustále ovlivňován vysokou mírou disturbancí, niva je tak charakteristická silně nestálým prostředím. Disturbance může být dvojího typu, buďto přirozená anebo antropogenní (např. kosení) (Prach 2003).

Za nejvýznamnější a nejvíce ovlivňující disturbanci v říční nivě se považují povodně. Ty jsou v podstatě jen prostředkem samotné dynamiky řeky, která je tak jejich původcem (Johnson 2000). Junk a Welcomme (1990) záplavová území definují jako nízko položené oblasti, které jsou předmětem zaplavení a to bočním přepadem z řek, s nimiž jsou spojeny.

Pravidelné záplavy formují podobu údolní nivy, jsou její přirozenou součástí. Záplavová území se objevují ve všech geografických oblastech na různých místech podél říčních toků (Tockner a kol. 2000). Záplavy rozlišujeme s hlediska jejich velikosti (mohutnosti), frekvence výskytu, délky trvání a načasování. Ačkoliv mohou být povodně různého charakteru, vždy mají významný dopad na nejrůznější ekologické procesy (Poff a kol. 1997). Obecně mají vliv na obnovu živin, snižují anaerobní podmínky, zvyšují sedimentaci a podporují kolonizaci a šíření druhů na nově vzniklá stanoviště (Ward 1998). Důležitý je také vliv záplav na vstup živin přes sedimentární částice, které řeka v průběhu záplav přináší (Wassen a kol. 2003).

Záplavy jsou přirozeně spojeny se zvýšenou erozí a sedimentační činností. Avšak nejenom silné erodující záplavy mají vliv na heterogenitu říčních niv. Za významný faktor se považují i procesy spojené se změnami průtokových poměrů, kdy nedochází k vylití říční vody ven z koryta neboli vybřežení (Ward a Tockner 2001). Tyto flukтуаční změny vodní hladiny mají za následek změnu podílu jednotlivých zdrojů vody v nivě. Mění se tak průběh biologických procesů (např. primární produkce) a fyzikálně-chemické parametry. Cyklické změny průtokových poměrů a hydrologické propojení v říční nivě jsou obecně důležitými faktory (Tockner a kol. 2000).

Sezónní záplavy obecně brání zazemňování aluviálních vod, udržují tak ekologickou konektivitu a celkově fungující nivní ekosystém (Décamps 1996). Při vybřežení dochází k plošnému rozliti do nivy, následkem toho se propojuje tekoucí stojatá i podzemní voda. Po určitou dobu tak vzniká jeden vodní ekosystém. Po opadu povodně dochází u stojatých vod k izolaci, přičemž stojatými vodami v tomto kontextu rozumíme tůň, stará a mrtvá ramena. Povodeň působí na stojaté vody očištným nebo proplachujícím efektem. Dochází k odnesu minerálů a organické hmoty. S tím souvisí i změna chemismu stojatých vod (Pithart a kol. 2003).

Biotopy stojatých vod jsou v dnešní době kriticky ohrožené, zároveň představují refugium pro mnoho organismů. Jsou tak považovány za významné z hlediska biodiverzity (Ward a Stanford 1995b).

Následkem pravidelných záplav, jak se shodují studie mnoha autorů, vzniká v údolní nivě pravidelná zonace nivní vegetace (Marston a kol. 1995; Šeffler a Stanová 1999; Blažková 2003; Prach 2003; Schnitzler a kol. 2005). V případě ploché nivy, jsou již malé výškové rozdíly (v řádech cm) zásadní a odrážejí se na podobě stanovištních podmínek a

složení bioty (Prach a kol. 1996; Matějček 2009). Díky tomuto faktoru, ale hlavně kvůli fluktuaci vodní hladiny, se vyvinula zonace vegetace na úrovni jak druhové tak společenské (Prach a kol. 1996; Wassen a kol. 2003).

V místě kde se řeka tradičně vylévala, vznikala záplavová neboli inundační území, na které se rostliny postupem času adaptovaly a vytvořily tak specifická luční společenstva. Pokud by k této činnosti nedocházelo, louky by začaly zarůstat dřevinami, typickými pro lužní les (Prach a kol. 1996; Straškrabová a Prach 1998).

Strukturu, rozmístění rostlinných společenstev a druhů určuje hlavně vlhkostní gradient spolu s konkrétními hydrologickými poměry nivy. Tento vztah byl v mnoha studiích na různých územích potvrzen např. (Salo a kol. 1986; Marston a kol. 1995; Schnitzler a kol. 2005). Struktura rostlinných společenstev je nejvíce odlišná během suchého období, kdy je nízká průtočnost (Gazal a kol. 2006). Během sezónních záplav se tvoří jednotnější hydrologické prostředí po celé délce řeky. Což může způsobit podobnost ve složení mezi trvalkami a sezónními druhy (Wood a kol. 2005). Například některé druhy rostlin rostoucích na březích řek tvoří vytrvalé půdní semenné banky. Jejich semena jsou během období sucha v klidovém stádiu, během povodní však mohou rychle vyklíčit (Capon 2007). Obdobně Junk a kol. (1989) uvádí, že druhy rostlin, které kolonizují říční nivu v období sucha jsou rychle vystřídány mokřadními druhy během povodní.

Na místech bezprostředně ovlivňovaných dynamikou řeky, kde je vysoká propojenost s řekou, se očekává vyšší biodiverzita. A to v důsledku zvýšené disturbance povodněmi, sedimentační a erozní činnosti a také v důsledku zvýšeného potenciálu šíření rostlin (Bornette a kol. 1998). Díky těmto podmínkám nejsou vysoce konkurenční druhy schopny stát se dominantními. Záplavy vytváří neustále nové biotopy, ruderalní druhy opakovaně regenerují, čímž dochází k „resetování“ (blokování) stávající sukcese. Mimoto povodněmi dochází také k rozšiřování rostlinných propagulí. Což je důležité pro vznik rozdílných stanovišť. Říční niva tak dostává proměnlivý mozaikovitý ráz (Lamers a kol. 2006). Nejdůležitějším faktorem však zůstává disturbance respektive kolísání hladiny povrchové a podzemní vody, díky čemuž je biodiverzita zachována (Ward a kol. 2002). Například ve studii horního toku Rhôny, bylo prokázáno, že nejčastěji zaplavený úsek měl největší vodní a bažinnou (makrofytní) biodiverzitu (Bornette a kol. 1998). Ovšem ne všechny studie mají stejné závěry. Jiný experiment ukázal, že největší druhová bohatost byla na střední úrovni zaplavení (Pollock a kol. 1998). Nebo byl dokonce prokázán negativní trend záplav vůči

biodiverzitě. Autoři si to vysvětlují relativně malým zastoupením na záplavy tolerantních rostlin (Olde Venterink a kol. 2001).

Různé druhy jsou přizpůsobeny na různou úroveň disturbancí. V praxi to znamená, že pokud je zachována rozmanitost disturbancí, jsou zachovány i vhodné podmínky pro větší diverzitu organismů (Ward a kol. 1999). Studie Tockner a kol. (1998) jasně prokázala tento vztah v zachovalé nivě řeky Dunaje, kde byla sledována rozmanitost vodních druhů v šesti vzorkovacích stanicích podél celého bočního transektu.

Druhy rostlin, které se vyskytují v záplavových oblastech, se musí vypořádat se dvěma hlavními omezeními. Prvním je dlouhodobé zaplavení (zamokření) nebo naopak proschnutí vrchní části půdního profilu (Balátová-Tuláčková 1996). Druhým omezením je kompetice (Keddy 1990). Mnoho studií považuje za klíčový faktor konkurenceschopnost, pro uspořádání rostlinných společenstev v záplavovém území (Gaudet a Keddy 1995; Lenssen a kol. 2004). Jung a kol. (2009) zkoumali jaký je význam kompetice různých druhů podél záplavového gradientu v nivě Alzette v Lucembursku. Jejich výsledky naznačují, že kompetice byla významnější pro druhy tolerantní na zaplavení během suchého režimu, než pro druhy netolerantní na zaplavení během fáze zamokření. Jednoznačně tak potvrdili předešlé zjištění, že u řady lučních druhů se projevuje princip trade-off. Jejich strategie je založena buď na stresové toleranci anebo na konkurenční schopnosti (Keddy 1990). Podle Wassen a kol. (2002) však zůstává otázkou zda nižší druhová bohatost, která je zpravidla blíže u řeky je výsledkem konkurenčního vyloučení nebo intolerance druhů na záplavy.



Obr. 3: Profil říčním koridorem; místa s různou intenzitou hydrologických disturbancí jsou kolonizována různými druhy rostlin (Převzato z Francis 2006).

Sukcese je obecně definována jako změna vegetace v čase a prostoru, která běží určitým dlouhotrvajícím směrem (Walker a Del Moral 2003).

Ekologická sukcese působí v říčních nivách proti disturbačnímu režimu. Rozlišujeme více sukcesních typů. Za nejvýznamnější se považuje sukcese hydrická, která se týká stojatých vod a sukcese na suchozemských stanovištích, která vede k lesní vegetaci (Ward a kol. 2002). S výše uvedenou hypotézou se shoduje i studie Hood a Naiman (2000). Autoři uvádějí, že pravidelné záplavy zpomalují nebo pozastavují sukcesní pochody. Mohou také sukcesi posunout až do raného stádia. Pokud v nivě přestane působit disturbance, většinou v důsledku zásahu člověka, sukcesní procesy pak přirozeně vedou ke ztrátě různorodosti (Ward a kol. 2002).

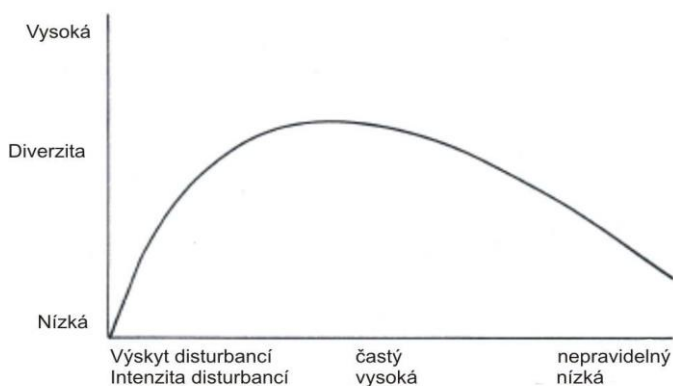
Pochopení sukcesních pochodů v říční nivě je základem pro ekologii obnovy, jejíž výsledky se mohou prakticky využít v řešení problémů obnovy luk (Lukken 1990; Prach a kol. 2001).

1.2.4 Diverzita říčních niv

Říční nivy jsou charakteristické vysokou různorodostí stanovišť, dynamikou a propojeností s říčním tokem. Díky těmto vlastnostem se říční nivy považují za jedny z nejrozmanitějších ekosystémů v oblasti mírného pásma (Ward a kol. 1999). Současné výzkumu vyzdvihují význam říčních niv jakožto centra biodiverzity. Podle Ward a kol. (1999) se nejvíce druhů rostlin i zvířat vyskytuje právě v nivách řek, než v kterémkoliv jiném ekosystému. Například v severním Coloradu se 82% druhů ptáků vyskytuje v pobřežní vegetaci (Knopf a Samson 1994). Tiker a Evans (1997) zjistili, že v Evropě je okolo 30% ohrožených druhů ptáku vázáno na mokřady a 69% biotopů důležitých pro vývoj ptačích druhů jsou mokřadní biotopy.

Většina autorů se shoduje, že biodiverzita (alespoň podél větších toků) je nejvyšší v místech se střední intenzitou disturbancí, tedy záplav (Ward a Stanford 1995a; Pollock a kol. 1998). Což je základ myšlenky amerického biologa Josepha Conella. Ten navrhl model, který předpokládá největší diverzitu při střední míře disturbance (Connell 1978). Vysvětlení této hypotézy je že, při nízké disturbanci se uplatňují druhy konkurenčně vyspělejší. Tím dochází k uniformnímu porostu, což znamená nízkou diverzitu. Naopak v místech s vysokou disturbancí, dle modelu, přežívají jen ty nejodolnější druhy. Střední míra tak teoreticky umožňuje soužití největšího počtu druhů, protože žádný z nich není strategicky zvýhodněn

(Connell 1978). Ovšem v praxi existují i studie, které tento model nepotvrdily, např. experiment Bornette a kol. (1998) na horním úseku řeky Rhôny (viz. str. 11).



Obr. 4: Model hypotézy střední míry disturbance (Connell 1978).

Říční nivy patří mezi nejvíce biologicky produktivní a rozmanité ekosystémy na Zemi. Globálně pokrývají zhruba $2 \times 10^6 \text{ km}^2$, přesto však patří mezi nejohroženější ekosystémy (Tockner a Stanford 2002). Téměř v celé Evropě v minulosti došlo k regulaci říčních koryt, zejména napřimováním. Na ztrátě biodiverzity se také podepsala změně tradičního hospodaření v intenzivní zemědělství, hlavně pak meliorace a zvýšené používání hnojiv (Johnson 2002).

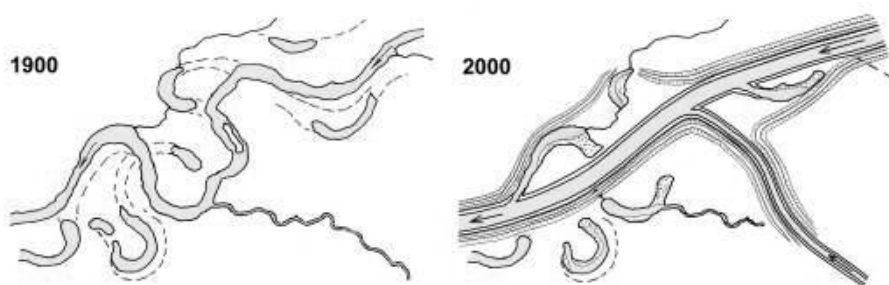
1.3 Degradace říčních niv

Během minulého století došlo k výraznému poklesu druhově bohatých nivních luk v celé Evropě. K těmto neblahým změnám došlo hlavně v důsledku přímé přeměny luk na ornou půdu. Ekologická hodnota nivních luk, byla snížena i z důvodu opuštění od předchozího managementu. Obě varianty vedly ke snížení diverzity lučních druhů a často i k ruderalizaci (Joyce a Wade 1998). V rámci intenzivního zemědělství se na degradaci nivních ekosystémů podepsalo také nadměrné chemické hnojení a rozsáhlé odvodňování. Změna vodního režimu, zvláště úprava inundačních území - regulací toků a výstavbou přehrad, taktéž významně ovlivnila ekologickou stabilitu nivních luk (Duranel a kol. 2007). Druhově bohaté nivní louky jsou dnes v důsledku těchto závažných změn chráněny v rámci Fauna Flora Habitat směrnici Evropské unie (Council EU 1992).

V Evropě jsou určité druhy vázány výhradně na povodí velkých řek. V důsledku regulací se mnoho z nich stalo vzácných (Ward a kol. 1999). Dochází tak k vymírání mnoha druhů, tím pádem ke ztrátě biodiverzity (Vitousek a kol. 1997). Bravard a kol.(1996) při průzkumu vegetace na řece Rhône ve Francii, po vybudování přehradní nádrže, dospěli k závěru, že z oblasti ustoupily pionýrské druhy rostlin a zároveň došlo k poklesu biodiverzity.

Ztráty či poškození říčních ekosystémů jsou opravdu značné. Například Tockner a Stanford (2002) uvádějí, že v Severní Americe je až 90% říčních niv kultivovaných a proto funkčně zaniklých. Autoři vidí problém zejména ve změně hydrologického cyklu, v nadměrném vypouštění znečišťujících látek a šíření invazích druhů. Ani z jiných oblastí nejsou zprávy příznivé. V Anglii podle Treweek a kol. (1997) bylo v minulosti asi 1 200 000 ha mokřadních luk, přičemž do dnešní doby se zachovalo pouze 220 000 ha. Pro Českou republiku bohužel neexistují žádné přesné údaje, ačkoliv pokles a zhoršení kvality nivních luk byl také zaznamenán (Kovář a kol. 2003).

Regulace říčního koryta je častým jevem mnoha zemí. Například Abramovitz (1966) uvádí, že na celém světě bylo vybudováno více než 63 000 km umělých koryt. Podobně přehrady nebo ochranné hráze obecně omezují propojenost nivy s řekou a zároveň tak snižují časo-prostorovou různorodost. Kromě toho přehrady snižují také frekvenci, rozsah a často i délku zaplavení (Ward a Stanford 1995b). Doyle a kol. (2003) navíc uvádí i vliv na sedimentaci, dynamiku a přeměnu živin v říčních biotopech. V současné době existuje na světě na 40 000 velkých přehrad, které snižují transport sedimentů a mění biochemii toků s dlouhodobými důsledky pro pobřežní ekosystémy (Ittekkot a kol. 2000).



Obr. 5: Příklad napřímění říčního koryta. Zápavy jsou omezeny do úzkého pásu mezi hrázemi, přičemž dochází k ochuzení tlumivého účinku rozlivu do nivy (Převzato z Just a kol. 2005).

Regulaci řek můžeme vnímat jako změnu přírodní říční dynamiky. Ta výrazně podporuje různorodost stanovišť a diverzitu sukcesích stádií napříč celou říční krajinou (Ward a kol. 1999). Právě ona říční dynamika je klíčová pro disturbační režim. Z hlediska degradace říčních niv to znamená, že napřimování toků omezilo výskyt záplav v nivách. Dochází tak jednak ke ztrátě vláhy a následnému vysychání stanovišť, ale také k omezenému přísunu živin (Šeffler a Stanová 1999). Pakliže dojde k omezení režimu záplav, zhoršení kvality podzemní vody (pH, živiny) nebo degradaci půdy, druhově bohatá bylinná společenstva nivních luk ustupují, v horším případě zanikají (Bissels a kol. 2004). Následkem čehož nastává problém v podobě zhoršení funkce půdoochráně, filtrační, retenční a v neposlední řadě i estetické (Just a kol. 2005). Tuto tezi potvrzuje i Naeem a kol. (1994), který uvádí, že ztráta biodiverzity niv, může snížit ekosystémovou odolnost proti ekologickým perturbacím. Dále je prokázáno, že vlivem napřímení říčního koryta se zvyšuje závažnost způsobená povodňovou vlnou, což je neudržitelné i z hlediska lidské bezpečnosti (Just a kol. 2005).

Ve studii Chuman a kol. (2008), autoři uvádí, že při omezení extrémních povodní dochází k jednotvárnému složení rostlinných společenstev, kdy výhodu mají hlavně konkurenceschopnější druhy. Podle Prach a Pyšek (1999) dominantní druhy mají vyšší požadavky na vlhkost půdy a množství dusíku, než ostatní druhy. V porostu tak v průměru bývají vyšší než jiné druhy (Prach a Pyšek 1999).

Rovněž na loukách, které jsou ponechány ladem, postupně začnou převládat dominantní druhy. Tyto druhy vykazují zpravidla kompetitivní životní strategii se silným důrazem na schopnost vegetativního šíření (Prach a Wade 1992). Díky těmto vlastnostem mohou vytlačit luční druhy charakteristické pro nivní biotopy (Taylor a kol. 1990). Nejvíce se na opuštěných nivních loukách uplatňují expanzivní druhy jako např. *Phalaris arundinacea*, *Urtica dioica*, *Calamagrostis epigeos* a *Alopecurus pratensis*. Obecně platí, že v porostu ponechaném ladem dochází ke zvýšení půdní vlhkosti, snižuje se pH půdy, zvyšuje se poměr C/N. U některých lad dochází ke zvýšenému vyplavování dusíkatých látek následkem rozkladu rostlin. Důsledkem je obohacování půdy živinami (Blažková 1989).

Pravděpodobně nejvýznamnější hrozbu pro nížinné nivní louky v severozápadní a střední Evropě představuje dle Rodwell a kol. (2007) intenzifikace zemědělství, jako je použití chemických hnojiv, meliorace a zornění půdy.

Základními prvky chemických hnojiv jsou dusík (N), fosfor (P) a draslík (K), přičemž nejen výše zmíněný prvek dusík, negativně ovlivňuje při nadměrném hnojení diverzitu nivních luk. Experiment Tallowin a kol. (1998) ukázal, že fosfor pravděpodobně více ovlivňuje složení rostlinných společenstev mokřadních luk, nežli dusík a draslík. Což může souviset se skutečností, kdy jsou obecně fosfáty považovány za závažnější problém, než dusičnany. Jako vysvětlení se nabízí relativně vysoká mobilita fosfátů (Lamers a kol. 2006).

Navíc i po ukončení aplikace hnojiv, zůstávají v půdě jejich rezidua více než 10 let (Tallowin a kol. 1998). Což může vést k poklesu druhově bohaté luční vegetace (Gough a Marrs 1990a).

Podobně jako při užívání zemědělských hnojiv, je diverzita nivních luk ohrožena eutrofizovanými povrchovými a podzemními vodami. I zvýšená depozice atmosférických dusíkatých polutantů, rovněž přispívá k degradaci ekosystému nivy (Bobbink 1991).

Na druhou stranu, ačkoliv se do nivy dostává zvýšené množství dusíkatých látek (hnojení, eutrofizace), velká část může být snížena denitrifikací (Baker a Vervier 2004). To však velmi záleží na typu podloží, zachovalosti hydrologie nivy (Burt a kol. 1999) a struktuře půdy (Pinay a kol. 2000). Například Buffková a Prach (2006) se ve své studii zaměřily na zachovalou horskou nivu řeky Horní Vltavy v NP Šumava. Zjistily, že podzemní vody, vykazovaly gradient od oligotrofních až po mezotrofní podmínky a to ve sledu od okrajů nivy směrem k řece. Naproti tomu v nivě, kde se intenzivně hospodaří, je dle Naiman a Décamps (1997) často pozorována eutrofizace z obou směrů.

Jiným neméně závažným problémem z hlediska degradace nivních luk je fragmentace biotopů. V případě značné fragmentace biotopů v důsledku působení člověka se může druhová diverzita výrazně zvýšit, ačkoli dochází ke ztrátě integrity společenstev a celkovému ochuzení vzájemných vazeb (Tockner a Ward 1999). Studie Young a kol. (1996) uvádí, že malé a izolované populace jsou vystaveny zvýšenému příbuzenskému křížení (z angl. inbreeding) a ztrátě genetické variability v důsledku genetického driftu. Což může vést ke snížení „fitness“ u rostlin, následnému poklesu velikosti populace a nakonec až k vyhynutí (Lamont 1993).

Většina lučních druhů, včetně druhů vázaných na nivní biotopy, nemá na rozdíl od ruderálních druhů schopnost tvořit trvalejší semenné banky (Thompson a kol. 1997). Ruderální druhy mají rovněž potenciál rychlé kolonizace na nová stanoviště. Jsou proto

typickými druhy raných sukcesních stádií nivních luk (např. *Cirsium Arvense*, *Taraxacum officinale* aj.). Jejich vysoký podíl, je indikátorem dřívější přeměny nivní louky na ornou půdu (Bissels a kol. 2004).

Obecným závěrem regulací říčních koridorů je, že narušují ekologické fungování ekosystému. Důsledkem je, že přilehlé říční nivy zarůstají jednotvárnými porosty nitrofilních a ruderálních rostlinných druhů, nemluvě o problému šíření invazních rostlin (Prach 2003).

1.3.1 Invaze v říčních nivách

Termínem invaze, rozumíme proces, kdy nepůvodní druh překoná bariéru prostředí a dokáže se šířit ve velkém množství a do velkých vzdáleností od rodičovské rostliny a tím získává možnost šíření do rozlehlého území i mimo vegetaci podobné svému původnímu výskytu (Richardson a kol. 2000b; Pyšek a kol. 2004).

Otázky řešené oborem invazní ekologie lze rozdělit do čtyř základních okruhů: (1) identifikace druhů, které mají předpoklady stát se invazními, a biologických vlastností, které zvyšují pravděpodobnost invazního chování druhů (tzv. invazivnost druhů); (2) studium náchylnosti různých společenstev, biotopů i velkých území k invazím nepůvodními druhy a identifikace vlastností společenstev, které podporují pronikání nepůvodních druhů (tzv. invazibilita společenstev); (3) stanovení důsledků invazí pro biodiverzitu, ekonomiku nebo lidské zdraví; (4) vypracování metodik likvidace těch nepůvodních druhů, jejichž invaze mají negativní dopady (Mack a kol. 2000, Rejmánek a kol. 2005).

V této podkapitole se ve stručnosti zaměřím na problematiku invazibility společenstev nivního ekosystému. Ve vztahu k rostlinným invazím vykazuje toto prostředí většinu vlastností, které by měly podporovat invazibilitu rostlinných společenstev. Pojmem invazibilita společenstva se přitom rozumí nejen konkurenční schopnosti původních druhů, ale je v něm zahrnuta i míra disturbance a vliv regionálního klimatu (Lonsdale 1999).

Říční proud je mimořádně účinným vektorem přenosu semen i vegetativních částí mnoha rostlinných druhů a to často i těch, které nemají žádné specifické adaptace (hydrochorii) na šíření vodou (Malanson 1995). Přirozeně převládá směr šíření po proudu.

Na území ČR je zhruba 20% nepůvodních druhů soustředěno podél říčních toků, ačkoliv ty zaujímají plochu méně než 1% povrchu ČR (Pyšek a kol. 1998). Tato skutečnost zřejmě

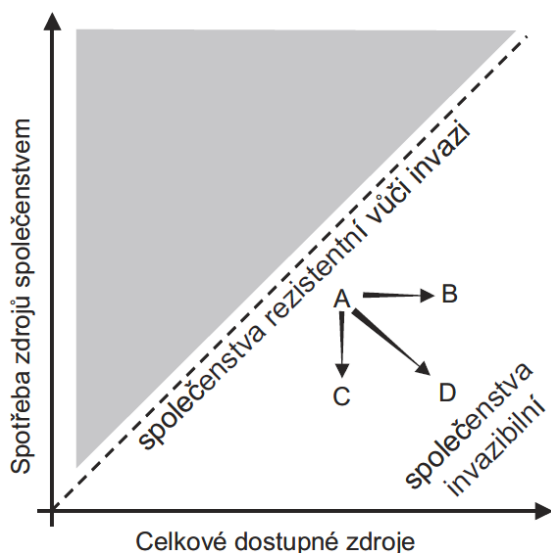
závisí na vlastnostech biotopů v pobřežních zónách, jako jsou pravidelné disturbance, zvýšený přísun diaspor a dlouhodobý vliv člověka (Prach a Pyšek 1997).

Pravidelné disturbance, tedy záplavy, se považují za hlavní faktor způsobující náchylnost ekosystému k invazím. Během povodní často dochází k rychlému šíření druhů, kdy silný proud nejen účinněji přenáší semena, ale eroduje i břehy s oddenky invazních druhů a vytváří narušená místa v jinak kompaktní vegetaci podél toku, kde se následně mohou jak semena, tak i vegetativní části dobře uchytit (Prach a kol. 2003). Důsledkem čehož dochází k narušení konkurenčních vztahů mezi původními druhy (Prach a Pyšek 1997).

Úspěšnost pronikání invazních druhů do společenstev, závisí nebo se přímo pojí i s jinými proměnnými, jako jsou vlhkost, živiny, sukcesní stáří, zvýšený přísun diaspor aj.

Dle některých výzkumů Rejmánek (1989), vzhledem ke gradientu vlhkosti, je nejvíce invadováno mezické prostředí. Autor dále uvádí, že na obou koncích vlhkostního gradientu, je počet invazních druhů nejnižší, což potvrzují i výzkumy Prach a Pyšek (1997), ti však považují na území ČR spíše sušší prostředí, jako nejvíce náchylné k invazím.

S hlediska živin, vykazují cizí druhy vyšší požadavky, zejména na obsah dusíku. Některé nepůvodní druhy dokonce obsah dostupných živin samy zvyšují (Prach a Pyšek 1997). Dle Hobbs a Humphries (1995), eutrofizace zlepšuje podmínky pro uchycení invazních druhů.



Obr. 6: Schéma závislosti invazibility společenstva na spotřebě dostupných zdrojů (např. živin v půdě). Upraveno dle Davis a kol. (2000).

K neméně důležitému faktoru, který hraje roli k úspěšnému uchycení invazních druhů, patří sukcesní stáří společenstev. S experimentů Rejmánek (1989) je zřejmé, že iniciální sukcesní stádia nejsou ta nejnáchylnější k invazím. Pravděpodobně kvůli extrémním podmínkám (velká změna vlhkosti a teplot). Obdobně pozdní sukcesní stádia zase neumožňují invazním rostlinám dobré využití živin a dostatek oslunění, kvůli zapojenému porostu bylin a dřevin, ale také kvůli silným konkurenčním vztahům (Prach a Pyšek 1997). Nejnáchylnější k invazím jsou tak považována stádia sukcese navazující na iniciální stádium (Rejmánek 1989). K tomu, aby se uvedené vlivy projevíly v rostlinné invazi, však musí dojít k současné dostupnosti diaspor invazních rostlin.

Stále otevřenou otázkou zůstává, zda jsou druhově bohatá společenstva náchylnější k invazím či nikoliv. V současné době se většina autorů shoduje na tom, že druhově bohatší společenstva hostí i více invazních druhů (Levine 2000; Stohlgren a kol. 2002).

Přítomnost invazních druhů způsobuje změny ekosystémů podél říčních toků. Je prokázáno, že invazní druhy dokáží ovlivnit okolní reliéf, zadržování sedimentů, pH půdy a hladinu podzemní vody. Také významně snižují diverzitu. Často totiž vytváří jednodruhové porosty a vytlačují tak původní vegetaci (Pyšek a Prach 1994). Invazní druhy tedy mohou změnit strukturu a funkce ekosystémů buď přímo potlačováním původních druhů či nepřímo změnami prostředí, zejména cyklu živin (McNeely a kol. 2001).

Na území nivy střední Moravy, kde zhodnocuji ve svém projektu možnosti obnovy nivních luk na bývalé orné půdě, se vyskytuje také řada invazních druhů rostlin. Proto jsem se v projektu zaměřil, rovněž na monitoring invazních druhů, které mohou indikovat stupeň aktuální degradace nivních luk v mém zájmovém území.

1.4 Obnova nivních luk

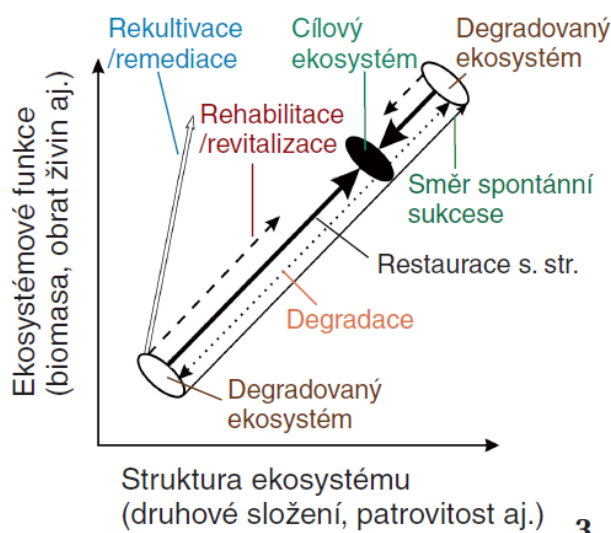
V poslední době se říční nivy, dostaly do centra zájmu hlavně ve vyspělých zemích Evropy, ale také v Severní Americe. Na jejich obnovu a ochranu jsou vynakládány nemalé finanční prostředky. Bohužel často dochází k neúspěchům, a to z důvodu komplikovanosti struktur i funkčních vazeb v říčních nivách, jejich otevřenosti a propojení s okolní krajinou (Ward a kol. 2001).

Jedním z hlavních oborů, který se zabývá problematikou obnovy ekosystémů, jako jsou např. i říční nivy je ekologie obnovy. Ekologie obnovy (*restoration ecology*) je mladý obor v

rámci vědecké disciplíny ekologie, který v sobě spojuje ekologickou teorii a praktické aplikace směřující k obnově člověkem narušených, degradovaných nebo i zcela zničených ekosystémů. Přitom jsou brány na zřetel všechny funkční a strukturní složky ekosystému (van Andel a Aronson 2006). Tento obor, zároveň spolupracuje s celou řadou jiných vědních oborů (Walker a kol. 2007).

Samotnou ekologii obnovy, lze rozdělit do několika procesů, podle rozsahu či citlivosti obnovy. Prvním stupněm je rekultivace (*reclamation*) neboli obnova stavu umožňujícího kultivaci (využití člověkem), zdůrazňuje hlavně praktický cíl, vztahuje se většinou k silně narušeným stanovištím. Dále je to revitalizace (*rehabilitation*) neboli tzv. „oživení“ ekosystému do přirozeného stavu, před zásahem člověka. Důraz je kladen hlavně na obnovení ekosystémových funkcí. Posledním a také nejcitlivějším stupněm je restaurace *sensu stricto* (*restoration*) čili obnova původního stavu (před narušením) včetně obnovy přirozené původní skladby druhového složení a z toho plynoucí snaha o zvýšení biodiverzity (Prach 2006).

Ekologie obnovy a dnešní ochrana přírody se vzájemně doplňují, někdy se obnova i ochrana berou přímo jako součást širše pojaté ochranné biologie (conservation biology).



Obr. 7: Hlavní procesy uvažované v ekologii obnovy. Převzato z Prach (2009)

Obecně se ekologie obnovy snaží navrátit ekosystém do „předchozího“ funkčně rovnovážného stavu s typickými druhy a společenstvy (van Andel a Aronson 2006). Stanford a kol. (1996) však upozorňuje, že je v podstatě nemožné navrátit ekosystém do původního

stavu. Jasně poukazuje na to, že cílem obnovy je vytvořit ekosystém integrovaný v rámci své krajiny, schopný samoregulačních procesů. Všeobecně je snazší obnovit funkce (např. snížení eroze) než strukturu (druhové složení) ekosystémů.

Nezbytným prvkem pro obnovu cílového ekosystému či společenstva je nutný referenční ekosystém, čili nějaký nenarušený (nedegradovaný) ekosystém na obdobném stanovišti, nejlépe v blízkém okolí (Prach 2006). Podle referenčního ekosystému lze naplánovat postup sukcese i cílovou druhovou skladbu rostlinných společenstev a jak bude studované místo vypadat za několik let (Walker a del Moral 2003).

Při planování projektu obnovy jsou neméně rozhodujícím faktorem sociálně-demografické poměry a tlaky na využívání říčních koridorů určené konkrétními podmínkami v daném regionu. Obnova ekosystémů je mnohdy dlouhodobá záležitost, která zahrnuje usilovný monitoring dané lokality. V neposlední řadě hraje roli také finanční stránka a s ní spojená ochota projekt realizovat.

Cíle obnovy nivních ekosystémů musí být v souladu se zachováním či posílením jejich funkcí. Těmi jsou retence vody, akumulace živin, akumulace uhlíku, tvorba klimatu a udržování či zvyšování biodiverzity krajiny (Prach a Pithart 2003). Původních říčních niv, které by sloužily jako referenční ekosystémy, je ale bohužel značný nedostatek. Čímž se výrazně snižuje úspěšnost obnovení říčních niv (Lockwood a Pimm 1999).

Aktivita směřující k obnově nivních ekosystémů lze dle Prach a Pithart (2003) rámcově rozdělit na: Obnova přirozeného hydrologického režimu; Zlepšení kvality vody; Břehové výsadby; Zalesnění luk a orné půdy, Zatravnění orné půdy; Obnova přiměřeného hospodaření v opuštěných lučních porostech; Omezování invazních a expanzivních organismů; Postupné přemístění staveb ohrožených povodněmi mimo nivu.

Jedním z faktorů pro úspěšnou obnovu nivních luk ať už se jedná o bývalé pole nebo opuštěnou louku je dostupnost diaspor z blízké referenční louky (Muller a kol.1998). Příležitostné záplavy mohou pomoci k rozptýlení diaspor cílových druhů. Avšak, dlouhodobá degradace, výrazně znesnadňuje obnovení těchto luk (Hölzel 2005).

Bissels a kol. (2004) provedli experiment ve velkém měřítku na Horním Rýně v Německu, kde se v nivě řeky nacházely opuštěná pole. Jejich záměrem bylo obnovit opuštěná pole na druhově bohaté aluviální louky. Jejich výsledky naznačují, že ani po 15-20 letech nebyla druhová struktura nijak významně bohatá. Autoři uvádějí, že na zájmovém

území stále převládali ruderální druhy a trávy. Neúspěch obnovy byl dle autorů kvůli značně poškozenému půdnímu fondu a také kvůli omezenému šíření diaspor lučních druhů.

Neúspěch četných pokusů o obnovu niv, může souviset dle Thompson a kol. (1997) s tím, že většina lučních druhů má dosti omezené semenné banky, které mohly být vlivem dlouhodobé degradace dokonce zcela vyčerpány.

Existence orné půdy v záplavovém území způsobuje mnoho environmentálních problémů, od zvýšení znečistění povrchových a podzemních vod, přes snížení původní biodiverzity území až po ztrátu funkcí nivního ekosystému (Joyce a Wade 1998).

1.4.1 Metody obnovy

1.4.1.1 Spontánní sukcese na orné půdě

Samovolná sukcese je levná za to však zdoluhavá metoda procesu obnovy. Často, se ale i po deseti letech druhové složení velmi liší od referenční lokality (Stadler a kol. 2007). Lencová a Prach (2011) však poukazují na to, že už po dvaceti letech může být obnovená plocha podobně diverzifikovaná jako lokality sloužící jako referenční. Velmi to ale záleží na dostupnosti diaspor ze zdrojové lokality a také na velikosti obnovované plochy.

Nevýhodou spontánní sukcese je, že v iniciálních stádiích je společenstvo náchylné k rozmachu plevelných druhů, kterým se daří na živinami bohaté půdě.

Bez dalšího managementu dochází k zarůstání dřevinami.

Série Seres	Iniciální stadia (1–3 roky) Initial stages (1–3 years)	Mladá sukcesní stadia (4–10 let) Young successional stages (4–10 years)	Střední sukcesní stadia (11–25 let) Middle successional stages (11–25 years)	Pokročilá sukcesní stadia (nad 25 let) Late successional stages (more than 25 years)
Opuštěná pole Abandoned fields	<i>Apera spica-venti</i> <i>Chenopodium album</i> <i>Galium aparine</i> <i>Juncus bufonius</i> <i>Papaver rhoeas</i> <i>Persicaria lapathifolia</i> <i>Stellaria media</i> <i>Tripleurospermum</i> <i>inodorum</i>	<i>Artemisia vulgaris</i> <i>Carduus acanthoides</i> <i>Cirsium arvense</i> <i>Elytrigia repens</i> <i>Glechoma hederacea</i> <i>Hypericum perforatum</i> <i>Juncus effusus</i> <i>Ranunculus repens</i>	<i>Agrostis capillaris</i> <i>Arrhenatherum elatius</i> <i>Calamagrostis epigejos</i> <i>Festuca rubra</i> <i>Holcus mollis</i> <i>Prunus spinosa</i> <i>Salix cinerea</i> <i>Urtica dioica</i>	<i>Crataegus spec. div.</i> <i>Festuca rupicola</i> <i>Fraxinus excelsior</i> <i>Phragmites australis</i> <i>Pinus sylvestris</i> <i>Poa angustifolia</i> <i>Prunus spinosa</i> <i>Salix cinerea</i> <i>Rosa spec. div.</i>

Tab. 1.: Přehled nejčastějších dominant sukcesních stádií na opuštěných polích v České republice. Převzato z Prach a kol. (2008).

1.4.1.2 Osetí travní směsí

Umělé zatravnění je možné provádět, buď běžnými komerčními směsmi, nebo tzv. regionálními směsmi.

V ideálním případě by se pro obnovu nivních luk měli používat pouze regionální semenné směsi. Osetí lokální semennou směsí zaručuje přítomnost pouze charakteristických druhů pro danou oblast, díky čemuž je zachována genetická diverzita (Manchester a kol. 1998). Výhodou u této metody je částečné zamezení růstu plevelů v raných sukcesích stádiích narozdíl od ponechání plochy samovolné sukcesi (Jongepierová a kol. 2007). Nevýhodou je však finanční náročnost.

Podobná avšak ekonomičtější metoda je přenos tzv. zeleného sena. Jedná se o čerstvě posečenou biomasu z blízké lokality s vyzrálými semeny. Ta se jednoduše rozprostře na obnovovanou lokalitu (Walker a kol. 2004).

1.4.1.3 Přenos lučních bloků

Tato metoda bývá aplikována pokud se v okolí obnovované lokality nevyskytuje žádný zdroj diaspor. Ve velkém měřítku se jedná o finančně nákladnou metodu, ale také výběr vhodného místa, kde by se dala využít těžká mechanizace je problematický. Proto se často přenáší jen menší bloky. Ideální je přenášet bloky z blízkého okolí. Implantované bloky slouží jako zdroj diaspor (Partel a kol. 1998), vegetativního rozmnožování a půdních a mykorhizních organismů.

1.4.1.4 Obnova degradovaných luk

Upuštění od pravidelného hospodaření na nivních loukách má za následek buď expanzi dřevin nebo konkurenčně silných bylinných dominant, které uchycení dřevin brání, někdy i dlouhodobě. Díky dostatku vlhkosti a živin v nivních loukách, dochází k šíření a tvorbě monocenóz expanzivních druhů jako např. *Phalaris arundinacea* (Prach a Straškrabová 1996).

Obnovy opuštěných a zarůstajících luk lze dosáhnout pravidelným odstraňováním biomasy, kosením či pastvou. Pokud dochází k pravidelnému kosení nivních luk a k následnému odstranění biomasy, významně se snižuje obsah fosforu a dusíku na dané lokalitě. To potvrzuje i experiment Prach a Straškrabová (1996) v nivě řeky Lužnice. Ten poukazuje na poměrně rychlou regeneraci nivních luk po zavedení pravidelné seče. Taktéž

přísun diaspor záplavovou vodou s výše po proudu položené oblasti, byl významným faktorem regenerace. Na nivních loukách následně dle autorů vzrostla druhová diverzita a hospodářská využitelnost.

1.5 Historie nivy řeky Moravy

Abychom pochopily procesy, které vytvořily říční krajinu do současné podoby (myšleno před regulací a melioracemi), je nezbytně nutné se zaměřit na minulost říčního koridoru řeky Moravy. Porozumění takovému jevu jakým je vznik říční nivy, vyžaduje interdisciplinární přístup (Květ 1995).

Vývoj nivy řeky Moravy je spojen jednak s klimatickými podmínkami, ale také s činností člověka. Není zcela jasné, který s vlivů převažoval, většina autorů se však shoduje, že činnost člověka byla významným faktorem při vzniku holocenní nivy (Opravil 1983; Rulf 1994). Neolitická zemědělská činnost byla doprovázena postupným odlesňováním, tehdy zalesněné říční krajiny. Neměla však tak razantní vliv na sedimentaci povodňových hlín v nivě Moravy, která již v té době probíhala. Tento proces byl mnohem intenzivnější od ranného středověku do 13. století, kdy vrcholila zemědělská činnost a odlesňování postupovalo směrem do hor (Opravil 1983; Grulich a Danihelka 1996). Toto tvrzení je však v rozporu s nedávnou studií Grygara (2011), kde autor za pomoci radiokarbonové metody neodhalil žádnou výraznou anomálii v sedimentárním záznamu řeky Moravy (konkrétně ve Strážnickém Pomoraví) v období Velkomoravské říše. Je však zřejmé, že se unášený erodovaný materiál, ukládal v nivě řeky Moravy (Rulf 1994). To mělo za následek změnu charakteru říční nivy. Před touto změnou byl reliéf nivy Moravy značně členitý, nevykazoval tedy nynější charakter ploché údolní nivy. Ta se formovala pravidelnými záplavami, výrazněji se vytvářeli meandry, slepá ramena a tůň. Říční krajina dostala podobu plochého a jednotvárného údolí, bez výraznější terénní morfologie (Opravil 1983). Potencionální přirozená vegetace nivy Moravy tzv. předzáplavového období je uváděna jako tvrdý luh (asociace *Fraxino pannonicae-Ulmetum* a *Fraxino-Populetum* s podvazu *Ulmenion*) podle rekonstrukční mapy Neuhäslové (1998).

Odlesnění způsobilo změnu hydrologického režimu řeky Moravy, její dynamiky. Četné záplavy, jakožto významný ekologický činitel, tak začaly měnit strukturu okolní vegetace, jelikož působily selekčně na druhové složení. Poznání holocenní vegetace přirozeného bezlesí, která v nivě Moravy patrně existovala (močály, zarůstající slepá ramena), už není

možné, v důsledku zahlinění a vodohospodářských úprav říční nivy (Opravil 1983). S tímto souvisí vznik polopřirozených luk a pastvin, jejichž plocha během středověku v nivě narůstala. Lužní lesy, tedy tvrdý a měkký luh, byly v důsledku osidlování nivy více rozvolněné. Lidé však byly ohrožování periodickými a extrémními záplavami, soustředili tak svá stavení i pole mimo záplavové oblasti. Osídlení v samotné nivě Moravy tak začalo v raném novověku řídnout. Opuštěné louky začali opět zarůstat lužním lesem, některé se však udržovali tradičním hospodařením, tedy kosením a pastvou. Tato forma blokované sukcese se udržovala po generace, navzdory velmi proměnlivému vývoji nivy řeky Moravy. V aluviu se vytvářela a zase zanikala mrtvá ramena, docházelo k neustálým sukcesním pochodům. Nivní louky byly udržovány prakticky až do velkých vodohospodářských úprav (Grulich a Danihelka 1996).

Na nivu dolního toku řeky Moravy je přirozeně vázán svaz *Cnidion*, který snese jak dlouhodobé záplavy tak i vyschnutí vrchní části půdního profilu. Mimo to se jedná o mimořádně druhově pestré a zároveň ohrožené společenstvo, charakteristické právě pro aluvium řeky Moravy (Balátová-Tuláčková 1996).

Například Banášová a kol. (1994) studovali různé typy společenstev (svazy – *Cnidion venosi*; *Lolio-Potentillion*; *Bidention*; *Phragmition*; *Oenanthion*) v aluviu řeky Moravy. Předmětem výzkumu byl vztah environmentálních faktorů, jako je délka záplav, režim dynamiky podzemní a záplavové vody ke struktuře porostů. Banášová a kol. (1994) uvádějí, že největší počet druhů a podíl travin měli porosty svazu *Cnidion*. Nejméně travin se vyskytlo ve svazu *Bidention*. Nejmenší celkový počet druhů byl ve svazu *Phragmition*.

Pro jihomoravské louky je směrem od říčního břehu až po okraj nivy (která je už mírně vyvýšená) charakteristická zonace na mokřadní společenstva třídy *Phragmito-Magnocaricetea*, svazu *Caricion gracilit*, vlhké ostřicové louky svazu *Cnidion venosi* nebo *Alopecurion pratensis* a na louky svazu *Arrhenatherion* v nejsušších, tedy nejvyšších částech nivy (Balátová-Tuláčková 1996; Blažková 1996).

Necitlivé regulace říčního koryta řeky Moravy, následované v 70. letech melioracemi a aplikací velkého množství dusíkatých hnojiv, výrazně narušily hydrologický režim a ekologickou stabilitu nivního ekosystému. Na mnoha místech byly nevratně ztraceny cenné mokřadní a luční biotopy v důsledku špatného nebo žádného hospodaření (Prach 1996).

Jak se po katastrofálních povodních v letech 1997 a 2002 ukázalo, tato cesta není s dlouhodobého hlediska udržitelná. Říční niva a koryto řeky, mají významnou preventivní protipovodňovou funkci, pokud jsou provedeny promyšlené revitalizace nebo je jejich stav přírodě blízký, jak ukazuje studie Dostála a kol.(2008). Bohužel až po takových událostech jakými byly extrémní záplavy poslední doby, lze pozorovat posun v oblasti revitalizací říčních koryt a obnovy nivních i mokřadních luk. Jedná se o složitou problematiku, kdy bude potřeba najít soulad mezi lidskými zájmy a zachováním správného fungování říční krajiny, na níž jsme bezpochyby závislí.

2. Cíle projektu

Rešerše literatury týkající se říčních niv ve vztahu k nivním loukám a možnostem jejich obnovy na orné půdě.

Vytipování vhodných míst pro obnovu nivních luk na vybraném úseku nivy řeky Moravy.

3. Hypotézy

Úspěch obnovy nivních luk bude závislí na několika faktorech:

- vzdálenosti od druhově bohatých luk - přičemž po proudu řeky je šíření diaspor snazší a dalekosáhlejší než proti proudu, což bohužel platí i pro invazní druhy.
- Velikosti a periodicitě záplav v mém případě je uvažováno maximum do 20 leté vody.
- Míry degradace obnovovaných míst
- Typu budoucího managementu
- Typu obnovy (výsev regionální směs, přenosem bloku, spontánní sukcesí)
- Na druhové diverzitě okolních luk

4. Návrh experimentu (způsob dosažení cílů a testování hypotéz)

Charakteristika zájmového území

Zájmové území spadá do teplé klimatické oblasti T4 dle Quitta, průměrné teploty v dané lokalitě dosahují 9,5°C a průměrný roční úhrn srážek je 585 mm (Quitt 1971). Hlavním půdním typem jsou glejové půdy (Pelíšek 1961). Dle fyto geografického členění ČR (Skalický 1988) spadá mapované území do fyto geografické oblasti Termofytikum, obvodu Panonské termofytikum, okresu 18. Jihomoravský úval, podokresu 18b. Dolnomoravský úval. Geologický podklad je tvořen pliocénní štěrky a písky (Anonymous 1993), na jejich povrchu leží až několik metrů mocné nivní hlíny.

4.1 Předběžný výzkum

Zájmové území se nachází v nivě řeky Moravy, na jejím pravostranném břehu a to od 145,8 říčního km po 133,8 říční km. Dle výpočtu rozlohy zájmového území v programu ArcGIS je hodnota 4965 ha. Nadmořská výška zájmového území se pohybuje od 168 do 174 m n. m. V zájmovém území se nacházejí dvě evropsky významné lokality (EVL), které poslouží jako referenční louky – EVL Ondrovský a PP Vypálenky

V současnosti na části zájmového území probíhá od roku 2010 pilotní projekt na záchranu luk v Pomoraví, který probíhá formou výkupů parcel v blízkosti zachovalé Evropsky významné lokality (dále jen EVL) Ondrovský rybník, jenž má charakter mokřadu a kontinentální zaplavované louky. Na lokalitě EVL Ondrovský rybník se nacházejí cenná společenstva s výskytem řady vzácných druhů. Obnova louky probíhala kombinací spontánní sukcese s dosetím regionální travní směsi (zdroj semen z lokality EVL Ondrovský rybník). Managementem je kosení 2x ročně. Prozatímní výsledky obnovy se zdají být poměrně úspěšné. Projekt „Vlčí hrdlo“, mi tak může posloužit jako model či vodítko k pochopení komplexního problému obnovy nivní bioty.

4.2 Rozpočet projektu

	2014	2015	2016
Neinvestiční materiál	2500 Kč	2500 Kč	2000 Kč
Investiční materiál	40 000 Kč	- Kč	- Kč
Cestovné	60 000 Kč	60 000 Kč	- Kč
Služby	1500 Kč	1500 Kč	1500 Kč
Platy a odměny	150 000 Kč	250 000 Kč	290 000 Kč
Celkově/ rok	254 000 Kč	314 000 Kč	293 500 Kč
Celkově	861 500 Kč		

Rozpis položek:

Neinvestiční materiál: kancelářské papíry, psací potřeby, toner do tiskárny, doplňky k vybavení do terénu.

Investiční materiál: zakoupení programu ArcGIS verze 10.2.1, přístroj GPS, software pro tvorbu statistických údajů.

Cestovné: náklady na dopravu do sledované oblasti.

Služby: tisk náhledových snímků a dalších materiálů.

Platy a odměny: sběr dat v terénu, zpracování dat, tvorba mapových vrstev, vyhodnocení dat.

4.3 Časový harmonogram

	2014				2015				2016			
	1-3	4-6	7-9	10-12	1-3	4-6	7-9	10-12	1-3	4-6	7-9	10-12
Sběr dat v terénu												
Zpracování dat												
Tvorba mapových vrstev v ArcGIS												
Vyhodnocení dat												

5. Závěr

Předběžný monitoring oblasti, ukázal, že v oblasti i přes značnou degradaci nivních luk existuje potenciál k navrácení do stavu před zorněním luk.

Jako vhodná údržba pro aluviální nížinné louky v dané oblasti se jeví kosení jednou ročně. Výskyt invazních a ruderálních druhů jako např. *Cirsium arvense*, *Calamagrostis epigejos* a *Solidago gigantea* vyžaduje mozaikovitě kosení alespoň dvakrát ročně. Cílem je snížení pokryvnosti problémových druhů.

6. Seznam literatury

Abramovitz J.N., 1996: Imperiled waters, impoverished future: the decline of freshwater ecosystems. Worldwatch Paper 128. Washington DC, USA: Worldwatch Institute.

Amoros, C. a Bornette, G., 2002: Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology*. 47, 761-776.

Andel van J. a Anderson J. (eds.), 2006: *Restoration Ecology: The new Frontier*. – Blackwell Science, Oxford, UK.

Anonymus, 1993: Geologická mapa České republiky. Geologická mapa Slovenské republiky. – Český geologický ústav, Praha.

Baker M. A. a Vervier P., 2004: Hydrological variability, matter supply and denitrification in the Garonne River ecosystem. *Freshwater Biology* 49: 181–190.

Balátová-Tuláčková E., 1996: K ekologii zaplavovaných luk kontinentálně laděných oblastí. – *Příroda*, Praha. 4, 69-76.

Baldock D., 1996: Seminář on Nature Conservation and Agriculture in Central and Eastern Europe: background paper. In: Mitchell K., Hart L., Baldock D. a Partridge K. (eds.) *Agriculture in Central and Eastern Europe Countries*. 8-21.

Banásová V., O'áhel'ová H., Jarolímek I., Zaliberová M., Janauer G. A a Husák Š., 1994: Vplyv nejdůležitějších enviromentálních faktorov na strukturu vegetácie v aluviu rieky Moravy. *Ekológia (Bratislava) – Supplement* 1/1994, 125-133.

Bissels, S., Hölzel, N., Donath, T.W., Otte, A., 2004: Evaluation of restoration success

in alluvial grasslands under contrasting flooding regimes. *Biol. Conserv.* 118, 641-650.

Blažková D., 1989: Louky – jejich ohrožení a problémy ochrany. *Pam. Přír.*, Praha, 14, 99 – 103.

Blažková D., 1996: Erozně akumulární procesy ve vztahu k nivním loukám. – *Příroda*, Praha. 4, 47-51.

Blažková D., 2003: Pobřežní vegetace řeky Berounky dva měsíce po povodni v srpnu 2002. *Bohemia centralis*, Praha. 26, 35-44.

Bobbink R. 1991: Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. *Journal of Applied Ecology* 28: 28–41.

Bornette G., Amoros C. a Lamouroux N., 1998: Aquatic plant diversity in riverine wetlands: the role of connectivity. *Freshwater Biology*. 39, 267-283.

Boulton A.J., Findlay S., Marmonier P., Stanley E.H. a Valett H.M., 1998: The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29, 59-81.

Bowden W.B., 1989: The biogeochemistry of nitrogen in freshwater wetlands. *Biogeochemistry*. 4, 313-348.

Bravard J.P. and Petts G.E., 1996: 'Human impacts on fluvial hydrosystems', in Petts, G.E. and Amoros, C. (Eds), *Fluvial Hydrosystems*, Chapman and Hall, London, 280–298.

Bruland G.L., Richardson C.J., 2005: Hydrologic, edaphic, and vegetative response to micro-topographic reestablishment in a restored wetland. *Restoration Ecology*. 13 (3), 515-531.

Brunke M. a Gonser T., 1997: The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*. 37, 1-33.

Buřková I. a Prach K., 2006: Linking vegetation pattern to hydrology and hydrochemistry in a montane river floodplain, the Šumava National Park, Central Europe, *Wetlands Ecology and Management*. 14, 317-327.

Bullock A. a Acreman M., 2003: The role of wetlands in the hydrological cycle. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 7, 358-389.

Burt T. P., Matchett L. S., Goulding K. W. T., Webster C. P. a Haycock N. E., 1999: Denitrification in riparian buffer zones: the role of floodplain hydrology. *Hydrological Processes* 13: 1451–1463.

Capon S. J., 2007: Effects of flooding on seedling emergence from the soil seed bank of a large desert floodplain. *Wetlands*. 27, 904-14.

Connell J. H., 1978: Diversity in tropical forests and coral reefs. *Science*. 199, 1302-1310.

Constanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. a Van der Belt M., 1997: The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387, 253-260.

Council of the European Union, 1992: Council Directive 92/43/ EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Dostupné na http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm

Dahm C.N., Cleverly J.R., Allred Coonrod J.R., Thibault J.R., McDonnell D.E. a Gilroy D.J., 2002: Evapotranspiration at the land/water interface in a semi-arid drainage basin. *Freshwater Biology*. 47, 831-843.

Davis M. A., Grime J. P. a Thompson K., 2000: Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. – *J. Ecol.* 88: 528–534.

Decamps H., 1996: The renewal of floodplain forests along rivers: a landscape perspective. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 26, 35-59.

Demek J., Havlíček M., Mackovčín P., Slavík P., 2011: Změny ekosystémových služeb poříčních a údolních niv v České republice jako výsledek vývoje využívání země v posledních 250 letech. *Acta Pruhoniana*. 97, 47–53.

Dostál T., Vrána K., Koudelka P., Uhlířová K., David V., Valentová J. a Valenta P., 2008: Vliv stavu nivy a koryta toku na retenci vody a transformaci povodňové vlny. Sborník příspěvků z konference 28. – 30. 4. 2008, Třeboň 37-43.

Doyle M.W., Stanley E.H., Harbor J.M. a Grant G.S., 2003: Dam removal in the United States: emerging needs for science and policy. *Eos*. 84, 29-36.

Duranel A.J, Acreman M.C., Stratford C.J., Thompson J.R. a Mould D.J., 2007: Assessing the hydrological suitability of floodplains for species-rich meadows restoration: a case study of the Thames floodplain, UK. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 11(1), 170-179.

Forman R.T.T. a Gordon M., 1981: Patches and structural components for a landscape ecology. *Journal of Biosciences*. 31, 733-740.

Francis, R., 2006: Allogenic and autogenic influences upon riparian vegetation dynamics. *Area* 38, 4, 453-464.

Gaudet C.L. a Keddy P.A., 1995: Competitive performance and species distribution in shoreline plant communities: a comparative approach. *Ekology*. 76, 280-291.

Gazal, R. M., R. L. Scott, D. C. Goodrich, and D. G. Williams. 2006: Controls on transpiration in a semiarid riparian cottonwood forest. *Agricultural and Forest Meteorology*. 137, 56–67.

Gibert J., Dole-Olivier M.-J., Marmonier P. a Vervier P., 1990: Surface water-groundwater ecotones. *The Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones* (eds R.J. Naiman and H. Decamps), pp. 199-216.

Gilvear D. J., Cecil J. a Parsons H., 2000: Channel change and vegetation diversity on a low-angle alluvial fan, River Feshie, Scotland. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 10, 53-71.

Glinska-Lewcuk K., 2009: Water quality dynamics of oxbow lakes in young glacial landscape of NE Poland in relation to their hydrological connectivity. *Ecological Engineering*. 35, 1, 25-37.

Goodyear K. L. a McNeill S., 1999: Bioaccumulation of heavy metals by aquatic macroinvertebrates of different feeding guilds: a review. *Science of the Total Environment* 229, 1-19.

Gough M.W. a Marrs R.H., 1990a: A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant-communities – implications for the creation of species-rich grassland on abandoned agricultural land. *Biol. Conserv.*, 51, 83-96

Gowing D. J.G. a Youngs E. G., 1997: The effect of the hydrology of a Thales flood meadow on its vegetation pattern. In: *Proc. British Hydrological Society Meeting, 5th June 1996, Birmingham, UK*, R. G. Large, (Ed.), British Hydrological Society, London, UK. 69-80.

Grygar T.M., 2011: Co zaznamenal sedimentární archiv ve Strážnickém Pomoraví. In: *Vesmír* 90, 2011/12, 708-711.

Hobbs R. J., Humphries S. E., 1995: An integrated approach to the ecology and management of plant invasion. *Conserv. Biol.* vol. 9, 761-770.

Hölzel N., 2005: Seedling recruitment in flood-meadow species: The effects of gaps, litter and vegetation matrix. *Appl. Veg. Sci.*, 8:15-124.

Chuman T., Lipský Z., Matějček T., 2008: Stav poznání o vlivu extrémních záplav na vegetaci údolních niv. In: Langhammer (ed.) a kol.: *Změny v krajině a povodňové riziko*. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra fyzické geografie a geoekologie, Praha, 226-232.

Chytrý M., Kučera T. a Kočí M. (eds.), 2001: Katalog biotopů České republiky, AOPK ČR, Praha.

Ittekkot V., Humborg C. a Schaefer P., 2000: Hydrological alterations and marine biogeochemistry: a silicate issue? *BioScience*. 50, 776-782.

Johnston C.A., 1991: Sediments and nutrient retention by freshwater wetlands: effect on surface water quality. *CRC Crit. Rev. Environ. Control*. 21, 495-565.

Johnson W. C., 2000: Tree recruitment and survival in rivers: influence of hydrological processes. *Hydrological Processes*. 14, 3051-3074.

Johnson W. C., 2002: Riparian vegetation diversity along regulated rivers: contribution of novel and relict habitats. *Freshwater Biology*. 47, 749-759.

Jongepierová I., Mitchley J. a Tzanopoulos J., 2007: A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. *Biological Conservation* 139: 297 – 305.

Joyce Ch.B. a Wade P.M. (eds.), 1998: European wet grasslands. John Wiley and Sons, Chichester, UK.

Junk W. J., Bayley P. B. a Sparks R. E., 1989: The flood pulse concept in river floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106, 110-127.

Junk W.J. a Welcomme R.L., 1990: Floodplains. In: *Wetlands and Shallow Continental Water Bodies*, ed. Patten B. C. a kol., 491-524.

Just T., Matoušek V., Dušek M., Fischer D. a Karlík P., 2005: Vodohospodářské revitalizace a jejich uplatnění v ochraně před povodněmi. *MŽP*. s. 360.

Keddy P.A., 1990: Competitive hierarchies and centrifuga organization in plant communities. In: Grace, J.B. & Tilman, D. (eds.) *Perspectives on plant competition*. 266-290.

Kern K., 1994: Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung. Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern. Springer – Verlag, Berlin 1995.

Knighton D., 1998: Fluvial Forms and Processes. A new perspective. Arnold, London. s. 383.

Knopf F.L. a Samson F.B., 1994: Scale perspectives on avian diversity in western riparian ecosystems. Conservation Biology. 8, 669-676.

Kovář P., Černý T., Šolcová K., 2003: Polabské louky – proměny během desetiletí. In Prach K., Pithart D., Francírková T. (eds): Ekologické funkce a v říčních nivách. Botanický ústav AV ČR a Ministerstvo životního prostředí ČR, Třeboň a Praha. 107-109.

Květ J., 1996: Obecné ekologické funkce nivních luk. Příroda, Praha. 4, 21-23.

Květ R. (ed.), 1995: Niva z multidisciplinárního pohledu. Sborník rozšířených abstrakt k semináři konanému 8.11.1995 v Geotestu v Brně.

Kubát K., Hrouda L., Chrtek J. jun., Kaplan Z., Kirschner J. a Štěpánek J. (eds.), 2002: Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha.

Lamers L. P. M., Loeb R., Antheunisse A. M., Miletto M., Lucassen E. C. H. E. T., Boxman A. W., Smolders A. J. P. a Roelofs J. G. M., 2006: Biogeochemical constraints on the ecological rehabilitation of wetland vegetation in river floodplains. Hydrobiologia. 565, 165-186.

Lamont B.B., Klinkhamer G.L., Witkowski E.T.F., 1993: Population fragmentation may reduce fertility to zero in *Banksia goodii* – a demonstration of the Allee effect. Oecologia 94, 446–450.

Lencová K. a Prach K., 2011: Restoration of hay meadows on ex-arable land: commercial seed mixtures vs. Spontaneous succession. – Grass and Forage Science 66: 265–271.

Lee K.H., Isenhardt T.H., Schultz R.C. a Mickelson S.K., 2000: Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. *J. Environ. Qual.* 29, 1200-1205.

Lenssen J.P.M., van de Steeg H.M. a de Kroon H., 2004: Does disturbance favour weak competitors? Mechanisms of changing plant abundance after flooding. *Journal of Vegetation Science.* 15, 305-314.

Levine M. J., 2000: Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science.* 288: 852–854.

Lockwood L.J. a Pimm S.L., 1999: When does restoration succeed? In: *Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats*, Weiher E. a Keddy P.A. (eds)., Cambridge University Press: Cambridge, 363-392.

Luken J.O., 1990: *Directing ecological succession*. Chapman and Hall, London.

Mack R. N., Simberloff D., Lonsdale W. M., Evans H., Clout M. a Bazzaz F. A., 2000: Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. – *Ecol. Appl.* 10: 689–710.

Malanson G. P., 1995: *Riparian landscapes*. Cambridge Studies in Ekology, Cambridge University Press. s. 296.

Malard F., Tockner K., Dole-Olivier M.J. a Ward J.V., 2002: A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biology.* 47, 621-640.

Manchester S., Treweek J., Mountford O., Pywell R. a Sparks, T., 1998: Restoration of a target wet grassland community on ex-arable land. In: Joyce, Ch. B. a Wade, M. *European Wet Grasslands: Biodiveristy, Management and Restoration*, 277 - 294.

Marston R. A. a kol., 1995: Channel metamorphosis, floodplain disturbance and vegetation development: Ain River, France. *Geomorphology.* 13, 121-131.

Matějček T., 2009: Rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci vodních toků. Dizertační práce, katedra fyzické geografie a geoekologie, Přírodovědecká fakulta UK, Praha. s. 131.

McNeely J.A., Mooney H.A., Neville L.E., Schei P. a Waage J.K (eds.), 2001: A Global Strategy on Invasive Alien Species. IUCN, Gland and Cambridge.

Muller S., Dutoit T., Alard D. a Grevilliot F., 1998: Restoration and rehabilitation of species-rich grassland ecosystems in France: a review. *Restoration Ecol* 6:94–101

Naeem S., Thompson L. J., Lawler S. P., Lawton J. H. a Woodfin R. M., 1994: Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368: 734–736.

Naiman R.J. a Décamps H., 1997: The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 28, 621-658.

Naiman R. J., Décamps H., McClain M. E., 2005: *Riparia. Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier Academic Press, London. s. 430.

Nannipieri P., Greco S. a Ceccanti B., 1990: Ecological significance of the biological activity in soil. In: Bollag J.M., Stozky G. (eds.), *Soil Biochemistry*, vol. 6. Marcel Dekker, New York. 293-354.

Neuhäuslová Z. (ed.), 1998: *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky*. – Academia, Praha. s. 342 + 1 map.

Novak J.M., Hunt P.G., Stone K.C., Watts D.W. a Johnson M.H., 2002: Riparian zone impact on phosphorus movement to a Coastal Plain black water stream. *J. Soil Water Conserv.* 57, 127-133.

Olde Venterink H., Wassen M. J., Belgers J. D. M. a Verhoeven J. T. A. , 2001: Control of environmental variables on species density in fens and meadows: importance of direct effects and effects through community biomass. *Journal of Ecology*. 89, 1033-1040.

Oosborne L.L. a Kovacic D.A., 1993: Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. *Freshwater Biol.* 29, 243-258.

Opravil E., 1983: Údolní niva v době hradištní. ČSSR - povodí Moravy a Poodří. Studie AÚ ČSAV v Brně XI/2. Praha.

Osterkamp W. R., 1998: Processes of fluvial island formation, with examples from Plum Creek, Colorado and Snake River, Idaho. *Wetlands.* 17, 530-545.

Partel M., Kalamees R., Zobel M. a Rosen E., 1998: Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability. *Ecological Engineering.* 10, 275-286.

Pelc F., 1998: Význam velkoplošných chráněných území pro ochranu mokřadů a záchyt vody v krajině. V: Němč J. (ed.): *Krajina a voda, AOPK ČR, MŽP a Mze*, Praha, 176 s.

Pelíšek J., 1961: Atlas hlavích půdních typů ČSSR. – Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 441 s.

Peterjohn W.T. a Correll D.L., 1984: Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. *Ecology.* 65, 1466-1475.

Petříček V., 1998: Příčiny, průběh, důsledky povodní a náprava účinků na přírodu a krajinu. In: Němč J. (ed.): *Krajina a voda, AOPK ČR, MŽP a Mze*, Praha. s. 176.

Pinay G., Black V. J. , Planty-Tabacchi A. M., Gumiero B. a Decamps H., 2000: Geomorphic control of denitrification in large river floodplain soils. *Biogeochemistry* 50: 163–182.

Pithart D., 2008: Ecosystem Services of a Floodplain with Preserved Hydrological Regime - River Lužnice Floodplain, Czech Republic. Prepared by Dr David Pithart, Academy of Sciences, Czech Republic, for the report “The Role of Environmental Management and Eco-Engineering in Disaster Risk Reduction and Climate Change Adaptation”. ProAct Network.

Pithart D., Rulík M., Černý R., Marvan P., Hetešla J., Merta L., Hartvich P., Hrbáček J. a Pechar L., 2003: Vodní ekosystémy v nivě. In: Prach, K., Pithart, D. a Francírková, T. (eds.): Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách. Botanický ústav AV ČR, Třeboň. 37-52.

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.

Pollock M. M., Naiman R. J. a Hanley T. A., 1998: Plant species richness in riparian wetlands – A test of biodiversity theory. *Ecology*. 79, 94-105.

Prach K., 1996: Degradation and restoration of wet and moist meadows in the Czech Republic: General trends and case studies. – *Acta Bot. Gall.* 143, 441-449.

Prach K., 2003: Údolní niva v kulturní krajině. In: Prach, K., Pithart, D. a Francírková, T. (eds.): Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách. Botanický ústav AV ČR, Třeboň, 7-14.

Prach K., 2006: Ekologie obnovy jako mladý obor a uplatnění botaniky v něm. *Zprávy České Botanické Společnosti* 41, Materiály 21: 89-105.

Prach K., 2009: Ekologie obnovy narušených míst, I. Obecné principy. *Živa* 1/2009, s. 22, ISSN 0044-4812.

Prach K., Bast M., Konvaliková P., Kovář P., Novák J., Pyšek P., Řehouňková K. a Sádlo J., 2008: Sukcese vegetace na antropogenních stanovištích v České republice – přehled dominantních druhů a stádií. *Příroda*, Praha, 26: 5–26.

Prach K., Jeník J. a Large A.R.G. (eds), 1996: *Floodplain Ecology and Management. The Lužnice River in the Třeboň Biosphere Reserve, Central Europe*. SPB Academic Publishing, Amsterdam. s. 285.

Prach K. a Pithart D., 2003: Obnova nivních ekosystémů – obecné poznámky z pohledu ekologa. In: Prach, K., Pithart, D. a Francírková, T. (eds.): Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách. Botanický ústav AV ČR, Třeboň, 69-72.

Prach K., Mars R., Pyšek P. a Van Diggelen R., 2007: Manipulation of succession. In: Walker L.R., Walker J. a Hobbs R.J. (eds) Linking restoration and ecological succession. 121-149.

Prach K. a Pyšek P., 1997: Invazibilita společenstev a ekosystémů. Zprávy Čes. Bot. Společnosti. 14: 1–6.

Prach K. a Pyšek P., 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. Ecological Engineering. 17, 55-62.

Prach K. a Straškrabová J., 1996: Louky v nivě řeky Lužnice v biosférické rezervaci Třeboňsko – možnosti obnovy. Příroda, Praha, 4: 163-168, 1996.

Prach K. a Wade P. M., 1992: Population characteristic of expansive perennial herbs. Preslia, Praha, 64: 45-51.

Pyšek P. a Prach K., 1994: How important are rivers for supporting plant invasions? In: de Waal L. C., Child L. E., Wade P. M. a Brock J. H. (eds.), Ecology and management of invasive riverside plants, J. Wiley and Sons, Chichester.

Pyšek P., Prach K. a Mandák B., 1998: Invasions of alien plants into habitats of Central European landscape – a historical pattern. In: Starfinger U., Edwards K., Kowarik I. a Williamson M. (eds): Plant invasions – ecological mechanism and human responses. Backhuys Publishers, Leiden, p. 23-32.

Pyšek P., Richardson D. M., Rejmánek M., Webster G., Williamson M. a Kirschner J., 2004: Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. – Taxon 53: 131–143.

Quitt E., 1971: Klimatické oblasti Československa. – Geografický ústav ČSAV, Brno, 73s. + 5 map.

Rauch O. a Francírková T., 2003: Niva v kulturní krajině. In: Prach, K., Pithart, D. a Francírková, T. (eds.): Ekologické funkce a hospodaření v říčních nivách. Botanický ústav AV ČR, Třeboň. 15-20.

Rejmánek M., 1989: Invasibility of Plant Communities. In: Drake J. A., Mooney H. A., di Castri F., Groves R. H., Kruger F. J., Rejmánek M. a Williamson M. (eds.), *Biological Invasions: A Global Perspective*, J. Wiley & Sons, Chichester, pp. 369–388.

Rejmánek M., Richardson D. M. a Pyšek P., 2005: Plant invasions and invasibility of plant communities. In: van der Maarel E. [ed.], *Vegetation ecology*, p. 332–355, Blackwell Science, Oxford.

Richardson C.J., 1985: Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands. *Science*. 228, 1424-1427.

Richardson D. M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M. G., Panetta F. D. a West C. J., 2000b: Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. – *Diversity Distrib.* 6: 93–107.

Rodwell J. S., Morgan V., Jefferson R. G., Moss D., 2007: The European context of British Lowland Grasslands. *Joint Nature Conservation Committee Report*, 394

Rulf, J., 1994: Praveké osídlení střední Evropy a niva. In: Beneš, J. & Brůna, J. (ed.) *Archeologie a krajinná ekologie*. 55-64.

Salo J. a kol., 1986: River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature*. 332, 254-258.

Schnitzler A., 1997: River dynamics as a forest process: interactions between fluvial systems and alluvial forests in large European river plains. *Botanical Review*. 63, 40-64.

Schnitzler A., Hale B. W. a Alsum E., 2005: Biodiversity of floodplain forests in Europe and eastern North America: a comparative study of the Rhine and Mississippi Valleys. *Biodiversity and Conservation*. 14, 97-117.

Skalický V., 1988: Regionálně fytogeografické členění . – V: Hejný S. a Slavík B. (eds.): *Květena České socialistické republiky*, Vol.1,103-121. Academia, Praha.

Stadler J., Trefflich A., Brandl R. a Klotz S., 2007: Spontaneous regeneration of dry grasslands on set-aside fields. *Biodiversity and Conservation* 16(3): 621- 630.

Stanford J.A. a Ward J.V., 1993: An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society*. 12, 48-60.

Stanford J.A., Ward J.V., Liss W.J., Frissell C.A., Williams R.N., Lichatowich J.A. a Coutant C.C., 1996: A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research and Management* 12: 391–413.

Stohlgren T. J., Schell L. D., Rimar K. A., Otsuki Y. Lee M., Kalkhan M. A. a Villa C. A., 2002: Assessing vulnerability to invasion by nonnative plant species at multiple spatial scales. *Environmental Management*. 29(4): 566–577.

Straškrabová J. a Prach K., 1998: Five years of restoration of alluvial meadows: A case study from Central Europe. In: *European wet grasslands: Biodiversity, management and restoration*, Joys CH.B. a Wade M. (eds), John Wiley & Sons Ltd. 297-303.

Šeffler J. a Stanová V. (eds.), 1999: *Aluviální lúky rieky Moravy – význam, obnova a manažment*. DAPHNE – Centrum pre aplikovanú ekológiu, Bratislava. 103-118.

Štěrba O. a kol., 2008: *Říční krajina a její ekosystémy*. 1. vydání. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci. s. 391.

Tabacchi E., Correll D., Hauer R., Pinay G., Planty-Tabacchi A. M. a Wissmar R. C., 1998: Development, maintenance and role of riparian vegetation in the river landscape. *Freshwater Biology*. 40, 497-516.

Tallowin J., Kirkham F., Smith R., Mountford O., 1998: Residua effects of phosphorus fertilization on the restoration of floristic diversity to wet grassland. In: Joyce, C.B., Wade, M.W. (eds.), *European Wet Grasslands*. Wiley, Chichester, 249–275.

Taylor D. R., Aarssen L. W. a Loehle C. , 1990: On the relationship between R/K selection and environmental carryingcapacity – A new habitat templet for plant life-history strategies. *Oikos* 58: 239–250.

Thompson K., Bakker J. P. a Bekker R. M., 1997: *The soil seed bank of North West Europe: Methodology, density and longevity*. Cambridge University Press, Cambridge

Tiker G.M. a Evans M.I., 1997: *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. Birdlife Conservation Series 6. Cambridge, UK: Birdlife International.

Tockner K. a Ward J.V., 1999: Biodiversity along riparian corridors. *Large Rivers*, 11/3, *Archiv für Hydrobiologie. Supplementband.*, 115/3, 293-310.

Tockner K., Malard F. a Ward J.V., 2000: An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*. 14, 2861-2883.

Tockner K., Schiemer F. a Ward J.V., 1998: ‘Conservation by restoration: the management concept for a river–floodplain system on the Danube River in Austria’, *Aquat. Conserv.* 8, 71-86.

Tockner K.a Stanford J.A., 2002: Riverine floodplains: present state and future trends. *Environmental Conservation*. 29, 308-330.

Tockner K., Ward J., Arscott D. B., Edwards P., Kollmann J., Gurnell A. M., Petts G. E., Maiolini B., 2003: The Tagliamento River: A model ecosystem of European importance. *Aquat. Sci.* 65, 239-253.

Treweek J., José P., Benstead P. (eds), 1997: *The wet grassland guide. Managing floodplain and coastal wet grasslands for wildlife*. RSPB, Beds

Valachovi D., Holubová K. a Šíbl J., 2000: Obnova vodného režimu na dolnom úseku rieky Moravy. In: Kovařík P. a Machar I. (eds.): Mokřady 2000, Správa CHKO Litovelské Pomoraví a Český ramsarský výbor. s. 276.

Vervier P., Gibert J., Marmonier P. a Dole-Olivier M-J., 1992: A perspective on the permeability of the surface freshwater - groundwater ecotone. *Journal of the North American Benthological Society*. 11, 93-102.

Vitousek P.M., Mooney H.A., Lubchenco J. a Melillo J.M., 1997: Human domination of earth's ecosystems. *Science*. 277, 494-499.

Walker K.J., Stevens P.A., Mountford J.O., Manchester S.J. a Pywell R.F., 2004: The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119: 1 – 18.

Walker L.R., 1999b: Patterns and processes in primary succession. In *Ecosystems of Disturbed Ground, Ecosystems of the World* 16, ed. L. R. Walker. 585-610.

Walker L.R. a Del Moral R., 2003: *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*. Cambridge University Press, Cambridge, USA.

Walker L.R., Walker J. a Hobbs R. J. (eds.), 2007: *Linking restoration and ecological succession*. Springer. New York.

Ward J.V. ,1998: Riverine Landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes and aquatic conservation. *Biological Conservation*. Vol. 83, No. 3, 269-278.

Ward J.V. a Stanford J.A., 1995a: Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management*. 11, 105-119.

Ward J.V. a Tockner K., 2001: Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*. 46, 807-819.

Ward J.V. a Tockner K., Uehlinger U. a Malard F., 2001: Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17: 311-323.

Ward J.V., Tockner K., Arscott D.B. a Claret C., 2002: Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*. 47, 517-539.

Ward J. V., Tockner K., Edwards P. J., Kollmann J., Bretschko G., Gurnell A. M., Petts G. E. a Rossaro B., 2000: Potential role of island dynamics in river ecosystems. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 27, 2582-2585.

Ward J.V., Tockner K. a Schiemer F., 1999: Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated rivers: Research and management, Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 15, 125-139.

Wardle D.A., Bardgett R.D., Klironomos J.N., Setälä H., van der Putten W.H. a Wall D.H., 2004: Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*. 304, 1629-1633.

Wassen M. J., Peeters W. H. M. a Venterink H. O., 2002: Patterns in vegetation, hydrology, and nutrient availability in an undisturbed river floodplain in Poland. *Plant Ecology*. 165, 27-43.

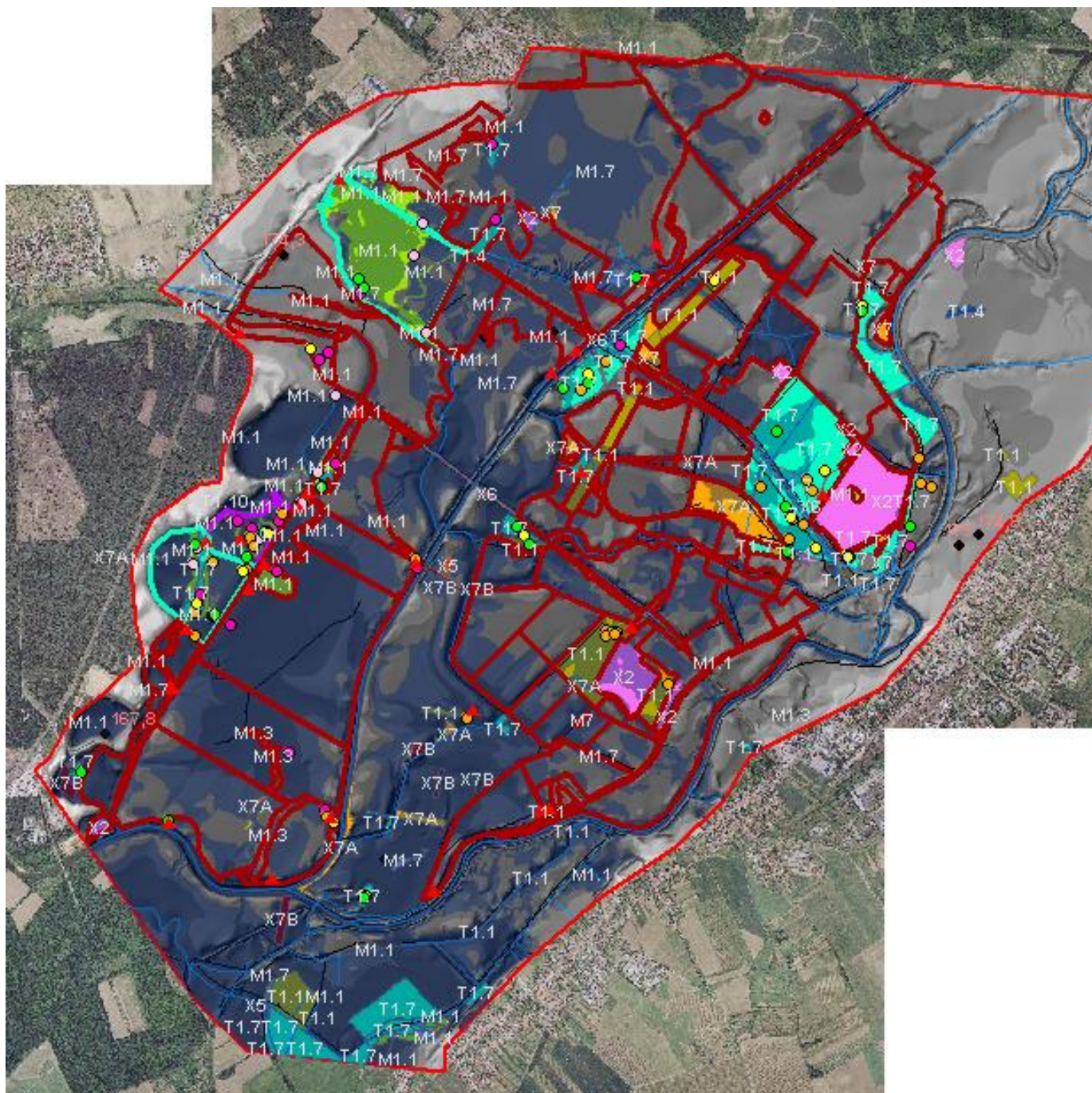
Wassen M.J., Peeters W.H.M. a Venterink H.O., 2003: Patterns in vegetation hydrology, and nutrient availability in an undisturbed river floodplain in Poland. *Plant Ecology*. 165, 27-43.

Wood P. J., Gunn J., Smith H. and Abas-Kutty A., 2005: Flow permanence and macroinvertebrate community diversity within groundwater dominated headwater streams and springs. *Hydrobiologia*. 545, 55-64.

Young A., Boyle T., Brown T., 1996: The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 413–418.

7. Přílohy

Mapa zájmového území :



Legenda k mapě:

Layers

- GPS nalezy invazni druhy
- GPS T1.7 nalezy diag druhy
- GPS T1.4 nalezy diag druhy
- GPS T1.1 nalezy diag druhy
- GPS M7 nalezy diag druhy
- GPS M1.7 nalezy diag druhy
- GPS M1.1 nalezy diag druhy
- Pole_obnova
- Referenční louky (Natura)
- Modelová louka - Vlčí hrdlo
- Zápory Q20
 - Net Gain
 - Unchanged
 - Zápory Q20
- Kótovaný bod
- Vodní toky
- Meliorační kanály
- BIOTOPY dle AOPK (2005)
 - Biotypy dle AOPK
 - M1.1
 - M1.3
 - M1.7
 - M7
 - T1.1
 - T1.10
 - T1.4
 - T1.7
 - X2
 - X5
 - X6
 - X7
 - X7A
 - X7B
- Zájmové území
- Hillshade terénu
- Výška terénu
 - <VALUE>
 - 164,6 - 168,79
 - 168,8 - 170,73
 - 170,74 - 172,67
 - 172,68 - 174,71
 - 174,72 - 177,16
 - 177,17 - 180,84
 - 180,85 - 190,54
- ortosnimky

Druh - zkratka	Lat (S-JTSK)	Long (S-JTSK)	Lat (WGS-84)	Long (WGS-84)	Měsí	Den	Rok	Komentář	Biotop dle AOPK
GeraPra	-545169,673353729	-1190879,81581519	48,9744	17,3720	8	15	2012	diagnostický druh	T1.7
GeraPra	-545696,945345541	-1192442,97068808	48,9600	17,3669	8	15	2012	diagnostický druh	T1.7
GeraPra	-547499,479373083	-1194604,98976873	48,9391	17,3453	8	15	2012	diagnostický druh	T1.1
GeraPra	-545446,952145822	-1192100,30632244	48,9633	17,3698	8	15	2012	diagnostický druh	T1.7
HolcLan	-547677,941308568	-1192573,45328116	48,9571	17,3401	8	15	2012	diagnostický druh	T1.7
HolcLan	-550119,232262962	-1193079,91375944	48,9504	17,3076	8	15	2012	diagnostický druh	T1.7
RanuRep	-547209,873064725	-1191367,91928542	48,9681	17,3449	8	15	2012	diagnostický druh	T1.7
RanuRep	-545273,985970352	-1192727,72130293	48,9578	17,3730	8	15	2012	diagnostický druh	T1.7
RanuRep	-549195,264845948	-1192205,51239392	48,9590	17,3190	8	15	2012	diagnostický druh	T1.7
RanuRep	-549586,688438141	-1192566,04500074	48,9555	17,3142	8	15	2012	diagnostický druh	T1.7
SympOff	-549268,726080997	-1191201,63250658	48,9680	17,3167	8	15	2013	diagnostický druh	X
SympOff	-548868,017513681	-1195236,32992277	48,9322	17,3275	8	15	2013	diagnostický druh	T1.7
SympOff	-546269,539124479	-1190699,06738495	48,9751	17,3568	8	15	2013	diagnostický druh	T1.1
SympOff	-545518,276362561	-1192667,79596982	48,9581	17,3696	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
SympOff	-549101,985327033	-1194684,70387074	48,9369	17,3236	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
SympOff	-549768,778350197	-1192834,86509638	48,9529	17,3121	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7

Tab. 5: Diagnostické druhy T1.1 dle Chytrý a kol. (2001), určeno dle Kubát a kol. (2002).

Druh	Druh - zkratka	Lat (S-JTSK)	Long (S-JTSK)	Lat (WGS-84)	Long (WGS-84)	Měsíc	Den	Rok	Komentář	Biotop dle AOPK
<i>Achillea millefolium</i> agg.	AchiMil	-545713,953119199	-1192606,10572621	48,9585	17,3669	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Achillea millefolium</i> agg.	AchiMil	-545270,976590159	-1192719,94663015	48,9579	17,3731	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Achillea millefolium</i> agg.	AchiMil	-544655,627223220	-1192218,72730892	48,9629	17,3807	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Achillea millefolium</i> agg.	AchiMil	-549148,408918392	-1194645,36561185	48,9372	17,3229	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Achillea millefolium</i> agg.	AchiMil	-549995,511543257	-1193168,48772587	48,9497	17,3094	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Achillea millefolium</i> agg.	AchiMil	-549481,146656726	-1192420,33813063	48,9569	17,3154	7	14	2012	diagnostický druh	X
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	AnthOdo	-549994,511815238	-1192771,29503382	48,9533	17,3089	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	AnthOdo	-549720,969327112	-1192590,96607883	48,9551	17,3124	7	14	2012	diagnostický druh	X
<i>Arrhenatherum elatius</i>	ArrhEla	-544746,239292813	-1192004,40841694	48,9647	17,3792	7	14	2012	diagnostický druh	T1.1
<i>Arrhenatherum elatius</i>	ArrhEla	-547078,625714259	-1191293,73956157	48,9691	17,3466	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Arrhenatherum elatius</i>	ArrhEla	-545918,969890548	-1192210,47199412	48,9619	17,3636	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Arrhenatherum elatius</i>	ArrhEla	-550133,552103756	-1193315,94335611	48,9483	17,3078	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Arrhenatherum elatius</i>	ArrhEla	-547073,969656205	-1193280,86651802	48,9513	17,3493	7	14	2012	diagnostický druh	T1.1
<i>Arrhenatherum elatius</i>	ArrhEla	-546615,101092569	-1193676,94199768	48,9481	17,3561	7	14	2012	diagnostický druh	T1.1
<i>Centaurea jacea</i>	CentJac	-545545,522194591	-1192238,69228800	48,9620	17,3687	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Centaurea jacea</i>	CentJac	-547000,486163557	-1193290,25645935	48,9513	17,3503	7	14	2012	diagnostický druh	T1.1
<i>Centaurea jacea</i>	CentJac	-548106,150668563	-1193917,45093369	48,9447	17,3361	7	14	2012	diagnostický druh	T1.1
<i>Centaurea jacea</i>	CentJac	-550005,442516606	-1193151,05664654	48,9499	17,3093	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Daucus carota</i>	DaucCar	-545707,263933295	-1192708,86989198	48,9576	17,3671	7	14	2012	diagnostický druh	T1.1
<i>Daucus carota</i>	DaucCar	-548484,999899815	-1192751,01397793	48,9548	17,3294	7	14	2012	diagnostický druh	X
<i>Daucus carota</i>	DaucCar	-550130,578919155	-1193136,83484819	48,9499	17,3076	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Galium album</i>	GaliAlb	-547038,225124407	-1193285,30848487	48,9513	17,3498	7	14	2012	diagnostický druh	T1.1
<i>Galium album</i>	GaliAlb	-545611,029806008	-1192496,39116563	48,9596	17,3681	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Galium album</i>	GaliAlb	-549751,642309123	-1192826,93486865	48,9530	17,3123	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Galium verum</i>	GaliVer	-544734,790547015	-1192192,36273353	48,9631	17,3796	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Galium verum</i>	GaliVer	-545580,060869813	-1192163,61525798	48,9626	17,3681	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Galium verum</i>	GaliVer	-547076,097613981	-1193312,93572987	48,9510	17,3493	7	14	2012	diagnostický druh	T1.1
<i>Vicia cracca</i>	ViciCra	-547254,899809760	-1191502,98637126	48,9670	17,3445	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Vicia cracca</i>	ViciCra	-546831,792661753	-1190665,59318368	48,9749	17,3491	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Vicia cracca</i>	ViciCra	-547009,541740594	-1193297,12627683	48,9512	17,3502	7	14	2012	diagnostický druh	T1.1
<i>Vicia cracca</i>	ViciCra	-545684,376755369	-1192454,44418177	48,9599	17,3671	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7
<i>Vicia cracca</i>	ViciCra	-549689,972676868	-1192647,41361897	48,9546	17,3129	7	14	2012	diagnostický druh	X

Tab. 6: Diagnostické druhy M 7 dle Chytrý a kol. (2001), určeno dle Kubát a kol. (2002).

Druh - zkratka	Lat (S-JTSK)	Long (S-JTSK)	Lat (WGS-84)	Long (WGS-84)	Měsíc	Den	Rok	Komentář	Biotop dle AOPK	habitat
<i>ArisCle</i>	-547918,941803643	-1189685,61130342	48,9827	17,3330	7	14	2012	diagnostický druh C4a	T1.7	pomezí a
<i>ArisCle</i>	-548482,319727355	-1192813,04273084	48,9542	17,3295	7	14	2012	diagnostický druh C4a	X	úhor
<i>ArisCle</i>	-548904,577893398	-1190787,18546809	48,9720	17,3211	7	14	2012	diagnostický druh C4a	M1.7	mokřad o
<i>ArisCle</i>	-549092,291965146	-1192042,16503753	48,9606	17,3202	7	14	2012	diagnostický druh C4a	M1.1	pomezí a
<i>CardCri</i>	-549869,349031606	-1193230,29629901	48,9493	17,3112	7	14	2012	diagnostický druh	X	úhor
<i>CardCri</i>	-549207,831860282	-1191276,23418734	48,9673	17,3176	7	14	2012	diagnostický druh	X	úhor
<i>CardCri</i>	-549435,056759326	-1194180,70840851	48,9411	17,3184	7	14	2012	diagnostický druh	M1.2	mokřad o
<i>GaliApa</i>	-547890,258470253	-1190243,07579327	48,9778	17,3341	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7	okraj aluv
<i>GaliApa</i>	-549515,533912368	-1192468,46824027	48,9564	17,3150	7	14	2012	diagnostický druh	X	úhor
<i>GaliApa</i>	-549168,912440120	-1194602,37458377	48,9376	17,3226	7	14	2012	diagnostický druh	X	úhor, mok
<i>PhalAru</i>	-549809,903428165	-1192466,72555795	48,9562	17,3110	7	14	2012	diagnostický druh	M1.1	pomezí a
<i>PhalAru</i>	-549525,950446514	-1192843,31251899	48,9530	17,3154	7	14	2012	diagnostický druh	M1.1	mokřad o
<i>PhalAru</i>	-550094,382568355	-1193012,53183252	48,9510	17,3079	7	14	2012	diagnostický druh	M1.1	mokřad o
<i>PhalAru</i>	-544809,664500613	-1192652,74467987	48,9589	17,3792	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7	aluvialní l
<i>PhalAru</i>	-549711,297901963	-1192515,56859743	48,9558	17,3124	7	14	2012	diagnostický druh	X	úhor, mok
<i>PhalAru</i>	-549142,418284419	-1191222,16230740	48,9679	17,3184	7	14	2012	diagnostický druh	X	úhor
<i>PhalAru</i>	-545265,883104870	-1192734,72180392	48,9578	17,3731	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7	aluvialní l
<i>PhalAru</i>	-546975,568685702	-1191168,23373774	48,9703	17,3478	7	14	2012	diagnostický druh	T1.7	aluvialní l

Tab. 7: Diagnostické druhy M 1.7 dle Chytrý a kol. (2001), určeno dle Kubát a kol. (2002).

Druh	Druh - zkratka	Lat (S-JTSK)	Long (S-JTSK)	Lat (WGS-84)	Long (WGS-84)	Měsíc	Den	Rok	Komentář	Bi
<i>Calamagrostis canescens</i>	<i>CalaCan</i>	-549602,053407888	-1192560,18323613	48,9555	17,3140	7	5	2013	diagnostický druh	X

Tab. 8: Diagnostické druhy M 1.1 dle Chytrý a kol. (2001), určeno dle Kubát a kol. (2002).

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	
Druh	Druh - zkratka	Lat (S-JTSK)	Long (S-JTSK)	Lat (WGS-84)	Long (WGS-84)	Měsíc	Den	Rok	Komentář	Bio
<i>Phragmites australis</i>	<i>PhraAus</i>	-550139,357202889	-1192784,92259840	48,9530	17,3070	9	18	2013	diagnostický druh	M1.
<i>Phragmites australis</i>	<i>PhraAus</i>	-550139,357202889	-1192784,92259840	48,9530	17,3070	9	18	2013	diagnostický druh	M1.
<i>Phragmites australis</i>	<i>PhraAus</i>	-548505,5786610075	-1190509,92686832	48,9748	17,3261	9	18	2013	diagnostický druh	M1.
<i>Phragmites australis</i>	<i>PhraAus</i>	-548440,217987551	-1190269,61593121	48,9770	17,3267	9	18	2013	diagnostický druh	M1.
<i>Phragmites australis</i>	<i>PhraAus</i>	-549335,512713789	-1192338,48855792	48,9577	17,3173	9	18	2013	diagnostický druh	M1.
<i>Typha latifolia</i>	<i>TyphLat</i>	-550118,273181849	-1192688,74878965	48,9541	17,3071	9	18	2013	diagnostický druh	M1.
<i>Typha latifolia</i>	<i>TyphLat</i>	-549655,795425283	-1192601,43630334	48,9551	17,3133	9	18	2013	diagnostický druh	M1.
<i>Typha latifolia</i>	<i>TyphLat</i>	-549219,911484709	-1192115,55421052	48,9598	17,3186	9	18	2013	diagnostický druh	M1.
<i>Typha latifolia</i>	<i>TyphLat</i>	-549088,330034911	-1191535,70495240	48,9651	17,3196	9	18	2013	diagnostický druh	M1.
<i>Typha latifolia</i>	<i>TyphLat</i>	-548417,885827444	-1191077,86682419	48,9698	17,3281	9	18	2013	diagnostický druh	M1.