

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Biologická fakulta
Katedra botaniky

Faculty of Biological Sciences
Department of Botany
University of South Bohemia
České Budějovice, Czech Republic



Vazby mezi vegetací a prostředím v horské říční nivě

**(Relationships between vegetation
and environment within a montane floodplain)**

Ivana Bufková

**Doktorská disertační práce
Botanical Ph.D. Thesis 2007/1**

Školitel: Prof. RNDr. Karel Prach, CSc.

České Budějovice 2007

Annotation

Bufková, I. (2007): Relationships between vegetation and environment within a montane floodplain. Ph.D. Thesis, in Czech, 179 p. Department of Botany, Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Presented thesis is focused on natural heterogeneity and interactions between vegetation and abiotic environment within a well preserved mountain floodplain along the Upper Vltava River (the Šumava National Park, Czech Republic). Detailed analyses of vegetation and hydrochemical parameters were conducted along cross-sectional transects. Both vegetation and hydrological patterns as well as phytosociological characteristics of present vegetation were investigated. Biogeographical importance and biological and hydrochemical diversity of the studied floodplain were emphasised. Two ecologically different zones were distinguished in the floodplain: Zone I was under direct influence of the river, and exhibited higher pH and ammonium content in largely fluctuating groundwater; and Zone II, covering more than half of the floodplain extent, was under the prevailing influence of water coming from the adjacent upland, and exhibited lower pH, higher content of humic acids, and a higher and relatively stable groundwater table. Results were used to propose conservation strategy and management of the studied floodplain and its surroundings.

Financial support

Czech Grant Agency GAČR 526/00/1442,
Ministry of Education of the Czech Republic 6007665801

Financial Support from the Administration of the Šumava National Park and the Czech Ministry of the Environment

Prohlašuji, že jsem zpracovala disertační práci samostatně, s použitím citované literatury a dalších citovaných zdrojů.

Ivana Bufková

Obsah

| | |
|--|------------|
| 1. Úvod | 5 |
| 1.1. Heterogenita a dynamika říčních niv | |
| 1.2. Disturbance a sukcese | |
| 1.3. Druhová diverzita | |
| 1.4. Teoretická východiska pro management a ochranu říčních niv | |
| 1.5. Cíle disertační práce | |
| | |
| 2. Linking vegetation pattern to hydrology and hydrochemistry in a montane river floodplain, the Šumava National Park, Central Europe. | 15 |
| (BUFKOVÁ I. & PRACH K., 2006: Wetlands Ecology and Management 14: 317-327) | |
| | |
| 3. Relationships between vegetation and environment within the montane floodplain of the Upper Vltava River. (Šumava National Park, Czech Republic) | 29 |
| (BUFKOVÁ I., PRACH K. & BASTL M., 2005: Silva Gabreta, Supplementum, 2: 1-78) | |
| | |
| 4. Vegetace Vltavského luhu na Šumavě a problém reliktních praluk. | 99 |
| (SÁDLO J. & BUFKOVÁ I., 2002: Preslia, 74: 67–83). | |
| | |
| 5. Vodní makrofyta a mokřadní vegetace odstavených říčních ramen Horní Vltavy (Hornovltavský luh, NP Šumava). | 121 |
| (BUFKOVÁ I. & RYDLO J., 2007: Silva Gabreta, submitted) | |
| | |
| 6. Výstupy a závěry disertační práce | 161 |
| 6.1. Závěry | |
| 6.2. Praktická doporučení pro ochranu přírody a management v oblasti Hornovltavského luhu | |
| | |
| 7. Seznam citované literatury (kapitoly 1 a 6) | 171 |



1.

Úvod

- 1.1. Heterogenita a dynamika říčních niv
- 1.2. Disturbance a sukcese
- 1.3. Druhová diverzita
- 1.4. Teoretická východiska pro management a ochranu říčních niv
- 1.5. Cíle disertační práce

Říční koridory patří mezi významné strukturní a funkční komponenty krajiny (FORMAN & GORDON 1981). Vyznačují se vysokou biodiverzitou, hrají důležitou roli ve vodním režimu krajiny a transportu látek včetně koloběhu živin. Jejich dynamické a vysoce proměnlivé prostředí z nich činí jedny z nejproduktivnějších a nejrozmanitějších systémů na zeměkouli (NAIMAN & DÉCAMPS 1997, WARD 1998, TOCKNER & STANFORD 2002). Současně se jedná i o systémy vysoce citlivé vůči změnám přírodního prostředí způsobené člověkem.

V hustě osídlených částech Evropy byly říční koridory člověkem proměňovány a upravovány po mnoho století (CHAUVET & DÉCAMPS 1989, PETTS et al. 1989, NAIMAN et al. 2005). Regulace vodních toků, napřimování a technické úpravy říčních koryt, změny průtokových poměrů výstavbou vodních děl a v neposlední řadě i intenzivní využívání a zástavba poříčních zón vedly k drastickému snížení přirozené heterogenity říčních koridorů a k celkové degradaci jejich ekologických funkcí (BRAVARD et al. 1986, PETTS et al. 1989, BENKE 1990, WARD & STANFORD 1995a, GODREAU et al. 1999, WARD et al. 1999, 2002a, TOCKNER 2003). Největší změny přitom prodělaly především vodní toky s dobře vyvinutými a strukturovanými říčními nivami situované v nižších polohách. Dynamické vztahy a složitý komplex gradientů mezi různými hydrologickými systémy, heterogenním prostředím a aluviálními biotopy v říčních nivách byly tak zásadním způsobem redukovány zejména celkovým omezením dynamiky vodního toku, jeho napřímením a stabilizací do jediného koryta a omezením záplavového režimu (WARD & STANFORD 1995a). Říční koridory a říční nivy se tak v současné době řadí mezi nejohroženější systémy a jejich výzkumu i ochraně je věnována velká pozornost (NAIMAN & DÉCAMPS 1990, NIENHUIS et al. 1998, TOCKNER & WARD 1999, BOON et al. 2000, WARD et al. 2001, NAIMAN et al. 2005).

Systematický a komplexní výzkum říčních koridorů a říčních niv je záležitostí 20. století, především jeho druhé poloviny. Většina říčních toků v civilizovaných částech temperátní zóny v Evropě i v Severní Americe byla však již pozměněna dlouho před zformováním říční ekologie jako dílčího výzkumného směru (PETTS et al. 1989). Počáteční ekologické studie tak byly mnohdy prováděny na již regulovaných tocích s pozměněnými říčními nivami, což do jisté míry vedlo k nedocenění klíčové role heterogenity a dynamiky prostředí a procesů v poříčních oblastech (WARD et al. 2002c). To se projevilo mimo jiné i na formulaci prvních ekologických konceptů zobecňujících poznatky týkající se ekologie říčních vod (ILLIES & BOTOSANEANU 1963, VANNOTE et al. 1980, WARD et al. 2002a) a posléze též na celkovém pojetí ochrany a obnovy narušených říčních koridorů (KONDOLF 1998, WARD et al. 2002c, JANSSON et al. 2005). Jako reakce na tuto situaci je komplexní ekologický výzkum říčních koridorů a říčních niv v poslední době více orientován na zachovalé nebo jen málo pozměněné úseky vodních toků (TOCKNER et al. 2000, WARD et al. 2001, WARD et al. 2002b, 2002c, TOCKNER 2003). Správné pochopení přirozených procesů a strukturálních vazeb je totiž klíčovým předpokladem pro stanovení vhodného způsobu jejich ochrany i dlouhodobě udržitelného managementu (STANFORD et al. 1996, WARD et al. 2001).

V souladu s uvedenými trendy je i téma předkládané disertační práce zaměřené na

studium vazeb mezi abiotickým prostředím a vegetací v relativně přirozené horské říční nivě. Studované území představuje širokou, plochou říční nivou, která je utvářena v horských podmínkách a z převážné části je vyplněna rašeliništi. Jedná se o typ aluvia ve střeoevropském regionu ojedinělý, který zde nebyl dosud detailně studován. Získané výsledky mohou být příspěvkem k poznání heterogenity a biodiverzity málo narušených horských toků s dobře vyvinutou říční nivou, ostře kontrastující se silně pozměněnými a degradovanými úseky plochých říčních niv v nižších polohách Českého masivu. Současné mohou sloužit jako podklad pro stanovení managementu a ochrany cenného říčního koridoru, založených na analýze dynamických struktur a jejich vzájemných vztahů.

1.1. Heterogenita a dynamika říčních niv

Termínem říční koridor je označována ta část území, resp. údolí podél vodního toku, na kterém je vegetace ovlivňována záplavami nebo zvýšenou hladinou vody (NAIMAN & DÉCAMPS 1997). Říční koridory mohou mít podobu sevřených kaňonovitých údolí nebo plochých říčních niv. Oba typy se podél vodního toku obvykle střídají v závislosti na podmínkách prostředí (STANFORD & WARD 1993).

Charakteristickým znakem říčních koridorů je přirozeně vysoká heterogenita projevující se v prostoru i v čase (WARD 1989, NAIMAN & DÉCAMPS 1997, WARD et al. 2002b). Říční koridory jsou otevřené, nerovnovážné systémy, utvářené častými přírodními disturbancemi způsobenými přirozenou dynamikou řeky. Kinetická energie řeky je tak jedním z hlavních fyzikálních činitelů, který prostřednictvím procesů eroze, transportu a depozice materiálu formuje struktury uvnitř říčních koridorů a udržuje jejich vysokou časo-prostorovou diverzitu (PRACH et al. 1996, WARD et al. 1999, TOCKNER et al. 2000, NAIMAN et al. 2005).

Říční koridory představují typické čtyřdimenzionální systémy (WARD 1989). Gradienty prostředí i heterogenita struktur a probíhajících procesů se zde projevují ve směru longitudinálním, vertikálním i laterálním. Longitudinální (podélný) gradient vyjadřující kontinuitu a složitost vazeb podél říčního toku byl charakterizován již v prvních ekologických konceptech zabývajících se ekologií říčních koridorů – „*river continuum concept*“ (VANNOTE et al. 1980), „*nutrient spiralling concept*“ (NEWBOLD et al. 1982). Vertikální gradient vyjadřuje nejčastěji vertikální interakce mezi tekoucí vodou v říčním toku a zdroji podzemní vody („*hyporheic corridor*“) a související procesy (STANFORD & WARD 1993). Laterální gradient zahrnuje složité interakce a mozaiku ekotonů mezi vodním a terestrickým prostředím ve směru od břehů toku k okolním svahům (NAIMAN & DÉCAMPS 1997, WARD 1998, TOCKNER et al. 2000). Heterogenita prostředí a složitost funkčních vazeb se obecně podél toku směrem po proudu zvyšuje. Komplikovaností gradientů a vazeb se vyznačují především široké a ploché nivy podél velkých toků v nížinných polohách, které mohou dosahovat šířky až několika desítek kilometrů (MALANSON 1995). Ploché nivy se ovšem za určitých geomorfologických podmínek objevují i podél horních úseků řek a v horských oblastech. Příkladem ploché horské nivy s meandrujícím tokem a výraznou laterální dimenzí je sledované území Hornovltavského luhu. V kapitolách 2 a 3 je analyzována variabilita abiotických poměrů a vegetace podél

laterálního gradientu napříč studovanou říční nivou. Diskutovány jsou zjištěné analogie a rozdíly ve vztahu k eutrofnějším typům dobře strukturovaných říčních niv v nižších nadmořských výškách.

Členitý povrch plochých říčních niv, primárně utvářený hydrogeomorfologickými procesy, představuje základní matrix, ve které mohou vznikat různorodé typy mezo- a mikrohabitátů s rozdílnými stanovištními podmínkami. Topografická členitost vyznačující se častým střídáním terénních sníženin a elevací je nejvýraznější v blízkosti řeky, kde kinetická energie toku je největší a kde nejčastěji dochází k přesunům většího množství materiálu. U meandrujících toků jsou nárazové konkávní břehy vymílány, zatímco v konvexní části meandrů je materiál ukládán a niva se laterálně obnovuje. Meandry přirozených toků se tak posouvají laterálně a ve směru po proudu a v konkávních částech jejich smyček je povrch nivy typicky zvlněn do struktur označovaných jako *ridges and swales*. Dalším charakteristickým prvkem jsou agradační valy (*leveés*) tvořené hrubšími sedimenty, které jsou deponovány blízko břehových partií podél toku během záplav. U velkých nížinných toků mohou být tyto valy nakupeny až do výše 5m nad povrch vlastní nivy. U meandrujících toků také dochází, zpravidla při silných záplavách, k razantním změnám v průběhu vlastního řečiště, kdy je spontánně protržena úzká šíje silně zakřivených smyček meandrů a dojde k odříznutí meandru (MITCH & GOSSELINK 1986, MALANSON 1995, WARD et al. 2002b). Odříznuté meandry se stojatou vodou, které zahrnují lentické i semi-lotické biotopy, se navzájem liší svými stanovištní poměry a významně přispívají k heterogenitě aluviálního prostředí. Rozdíly mezi jednotlivými rameny jsou přitom do značné míry podmíněny jejich „stářím“, které je odrazem jednak míry izolace ramene od řeky, resp. přetrvávajícího hydrologického propojení s říční vodou, a také fáze zazemnění ramen. Důležitou roli hraje rovněž napojení na další hydrologické zdroje (podzemní voda, svahová voda), jež se vyznačují odlišnými hydrochemickými poměry (BORNETTE et al. 1998a, 1998b). Zcela zazemněná stará říční koryta, již bez vodních biotopů, se finálně stávají součástí zvlněného a členitého povrchu nivy. U přirozených říčních niv se popisované geomorfologické prvky a struktury vyznačují značnou nestálostí a často podléhají rychlým proměnám. Díky dynamickému prostředí a probíhajícím procesům jsou kontinuálně obnovovány a jejich podíl v území zůstává víceméně konstantní (WARD et al. 2002b). Heterogenita povrchových struktur podél laterálního gradientu a vzájemné interakce mezi měnícím se abiotickým prostředím a vegetací ve sledované říční nivě jsou popsány v kapitolách 2 a 3. Diverzitou lentických a semi-lotických biotopů a hydrosérií v odstavených říčních ramenech se detailně zabývá kapitola 5.

V hrubším krajinném měřítku představují říční nivy jako celek přechodnou zónu čili ekoton mezi vodním prostředím řeky a okolní krajinou (NAIMAN & DÉCAMPS 1997, WARD et al. 1999). V detailu však říční niva zahrnuje velké množství drobných ekotonů jednak mezi lotickými a lentickými biotopy navzájem a obecně pak mezi vodním a terestrickým prostředím. Heterogenní prostředí s množstvím drobných ekotonů se utváří i pod povrchem říční nivy (MALARD et al. 2002, WARD 2002b). Vodou sycené půdní struktury v nivě jsou zpravidla v těsném kontaktu s povrchovou vodou (GILBERT et al. 1994) a vytváří různorodé prostředí (*fluvial stygoscape*), jehož vlastnosti jsou dány velikostí sedimentovaných částic,

jejich heterogenitou, velikostí pórů a porézností, množstvím organické hmoty a mnoha dalšími faktory. Podpovrchové struktury v nivě mohou zahrnovat dna a výplně někdejších řečišť, pohřbené jesepy (*bars*) i organické zbytky (nahromaděné kmeny stromů, apod.). Zvláštním prostředím je pak tzv. hyporheická zóna, tedy přechodná ekotonální zóna mezi povrchovou a podzemní vodou (BOULTON et al. 1998). Vytváří se hlavně pod říčním korytem, ale může přesahovat daleko pod povrch směrem do říční nivy (STANFORD & WARD 1988). Rozdílné utváření hydrogeomorfologických struktur v různých částech horské nivy s výraznou rašelinnou sedimentací ukazují kapitoly 2 a 3.

Nejvýznamnějšími abiotickými proměnnými v přechodných ekotonálních zónách říční nivy jsou především vlhkostní gradient, gradient živin a gradient disturbancí (DAY et al. 1988) a také řadou autorů nověji zdůrazňovaný teplotní gradient (BRUNKE & GONSER 1997, TOCKNER et al. 2000). Klíčovou a rozhodující roli však jednoznačně hraje vlhkostní gradient a hydrologické poměry, které jsou určující proměnnou i pojátkem pro většinu probíhajících procesů a ekologických vazeb v nivě. Přitom v rámci členitého ale plochého povrchu nivy se hydrologicky zcela odlišná stanoviště mohou projevit již při výškovém rozsahu několika desítek centimetrů a vertikálně vyjádřené gradienty zde proto bývají velmi strmé (PRACH et al. 1996, WARD et al. 1999). Zastoupení rozdílných zdrojů vody v říční nivě (říční voda, podzemní voda, průsaky z okolních svahů, přítoky, atmosférické srážky, atd.) a jejich vliv na heterogenitu aluviálního prostředí a vegetaci podrobně analyzovali například WASEN (1990), GRIEVE et al. (1994), PRACH et al. (1996), WASEN et al. (1996), WILLBY et al. (1997), ROSS et al. (1998), de BECKER (1999), WASEN et al. (2003), DWIRE (2004). Výsledky zmíněných studií ukazují, že již malé rozdíly v poměrném zastoupení jednotlivých zdrojů vody mohou významně ovlivnit hydrologické a hydrochemické poměry a následně i charakter vegetace. Změny hydrochemických poměrů a vodního režimu způsobené antropogenními vlivy (eutrofizace, odvodnění) a jejich důsledky popisují například PRACH et al. (1996), WASEN et al. (1996), ROSS et al. (1998). Tomuto tématu se v rámci disertační práce věnují kapitoly 2. a 3.

1.2. Disturbance a sukcese

Říční nivy představují nestálé prostředí kontinuálně utvářené a proměnlivé v důsledku vysoké míry disturbancí. Původcem těchto změn je primárně dynamika říčního toku, která prostřednictvím záplav („*flood pulses*“, sensu JUNK et al. 1989) formuje poříční krajinu a) přímo vytvářením struktury říční sítě i jiných geomorfologických prvků, ale také b) nepřímo svým vlivem na probíhající biologické procesy a sukcesní změny. Příkladem přímých změn jsou změny řečiště zahrnující migraci říčních koryt i jejich přirozené odstavení. U meandrujících toků jsou laterální migrace koryt v podstatě jednosměrné, u anastomózních řek probíhají spíše mozaikovitě. U obřích veletoků v tropické Jižní Americe se mohou laterální migrační pohyby koryt pohybovat v rozmezí 25-400m za rok (KALLIOLA et al. 1992), u přirozených toků v temperátní zóně jsou tyto změny mnohem menší (GILVEAR & BRAVARD 1996), navíc jsou v poslední době silně omezené antropogenními zásahy. Přirozené odstavování říčních koryt akumulací hrubých sedimentů je dominantním procesem u větvených toků, u meandrujících toků dochází k odříznutí meandrů protržením šíje při

silných záplavách. Přímé změny říčních koryt formují topografii povrchu říčních niv, ovlivňují sukcesní pochody a zajišťují stálou obnovu (*turnover rate*) geomorfologických struktur v nivě. Díky této obnově je relativní zastoupení geomorfologických struktur v přirozených nivách, i přes silné disturbance a probíhající změny, víceméně konstantní (KOLLMAN et al. 1999). BORMAN & LIKENS (1979) popsali tuto skutečnost pomocí modelu označovaného jako „*shifting-mosaic steady state*“.

Vedle silných erodujících záplav ovšem ovlivňují heterogenitu říčních niv i procesy spojené se změnami průtokových poměrů bez vlastního vyběžení říční vody do nivy (WARD & TOCKNER 2001, WARD et al. 2002b). Tyto tzv. „*flow pulses*“ mění v kratších časových intervalech podíl jednotlivých zdrojů vody v nivě a ovlivňují tak dynamický režim fyzikálněchemických parametrů i průběh biologických procesů (primární produkce, *uptake* živin, apod.) (TOCKNER et al. 2000). Kolísání abiotických proměnných, spíše než jejich průměrné hodnoty, mají proto mnohem větší výpovědní hodnotu pro pochopení toho, jakým způsobem jsou struktury a procesy v říčních nivách navzájem propojeny (PALMER et al. 1997). TOCKNER et al. (2000) například porovnávají amplitudu kolísání vybraných abiotických parametrů prostředí (konduktivita, obsah nitrátů) u různých typů říčních niv v závislosti na dynamice průtoků v řece. Cyklické změny průtokových poměrů (expanze/kontrakce) a hydrologického propojení (*hydrological connectivity*) aluviálních struktur obecně hrají důležitou roli zvláště u toků a říčních niv v temperátní zóně.

Proti disturbančnímu a dynamickému vlivu řeky působí v říčních nivách ekologická sukcese. Ze sukcesních trajektorií mají v nivách zásadní význam zejména: a) hydrická sukcesní řada (*hydrarch sere*) a b) sukcese na terestrických stanovištích v nivě směřující k lesní vegetaci (*forest succession*) (WARD et al. 2002b). V druhotně odlesněných částech říčních niv se po odeznění zemědělského využití aluviálních luk uplatňuje sekundární sukcese působící proti disturbancím antropogenního původu (PRACH 1992, PRACH et al. 1996, STRAŠKRABOVÁ & PRACH 1998). Hydrická sukcese obvykle nastává v důsledku záplav po odstavení říčních koryt a následném vytvoření nových biotopů stojatých vod. Záplavy však ovlivňují hydrické sukcesní řady nejen vytvářením nových biotopů, ale i opakovaným „omlazováním“ (rejuvenací) již stávajících stojatých vod záplavovou vodou a „resetováním“ již vytvořeného sukcesního stadia. Periodické „resetování“ sukcesních řad v důsledku záplav je přitom ovlivňováno množstvím nejružnějších faktorů počínaje pozicí stojatých vod vůči aktivnímu řečišti, mírou izolace od záplavových vod (například geomorfologickými strukturami) nebo působením jiných hydrických zdrojů (například podzemní vody). Vzniká množství rozdílných stanovišť v různě odstupňovaných vývojových stádiích a říční niva je typickým příkladem proměnlivé mozaiky (AMOROS et al. 1987), jejíž heterogenita se projevuje v prostoru i čase (WARD et al. 2002b). Detailní studium hydrické sukcese s ohledem na heterogenní abiotické prostředí nivy a vliv záplav prováděli na meandrujícím toku Rhône například BORNETTE et al. (1994) Teoretický model sukcese, vycházející z detailních studií sukcese spontánně odstavených říčních ramen, zpracovali CHIARELLO et al. (1998). Sukcesí a terestrializací odstavených říčních ramen v oblasti Hornovltavského luhu se zabývá kapitola 5. Expanze dřevin na nelesných plochách říční nivy během posledních 50ti let je znázorněna v kapitole 3.

Jevy a prvky spojené se sukcesí zásadním způsobem přispívají k heterogenitě a diversitě říčních niv. Samotná sukcese jako proces ovšem postupně vede ke snížení heterogenity v případě, že přestanou působit vlivy spojené s disturbancemi, například v důsledku antropogenních vlivů (regulace toků, izolace říční nivy) (WARD et al. 2002b).

3.3 Druhová diverzita

Heterogenita, dynamický charakter a otevřenost poříčních ekosystémů jsou jednou z hlavních příčin vysoké druhové diverzity říčních koridorů. Současné výzkumy ukazují, že zejména říční nivy představují významná centra diverzity („*biological hot spots*“) ve vztahu k okolní krajině (NILSSON et al. 1989, TOCKNER & WARD 1999, WARD & TOCKNER 2001). Přes 85% z celkového počtu druhů („*regional species pool*“) bylo například zaznamenáno v říčních nivách ve Švýcarsku, ačkoli tyto zaujímají jen 0,28% z celkové rozlohy území. DÉCAMPS & TABACCHI (1994) zjistili, že druhová rozmanitost podél řeky Adour River ve Francii je o 47% vyšší než v okolní krajině a celkově představuje téměř 1/5 všech druhů flóry Francie.

Druhová diverzita přitom vykazuje zřetelné uspořádání („*pattern*“) podél funkčních gradientů ve směru longitudinálním, laterálním i vertikálním (viz. výše). Ve směru longitudinálním je nejvyšší druhová diverzita dle ekologického modelu říčního kontinua („*River Continuum Concept*“, VANNOTE et al. 1980) předpokládána ve středních úsecích říčního koridoru s nejvyšší heterogenitou. To bylo potvrzeno řadou studií analyzujících rostlinná společenstva i populace bezobratlých v západní Evropě i Skandinávii (NILSSON et al. 1989, PLANTY-TABACCHI et al. 1996). WARD & STANFORD (1995b) dokládají nejvyšší druhovou diverzitu v meandrujících úsecích toku vyznačujících se mozaikou lotických, lentických a semi-lentických biotopů a přítomností pestré škály sukcesních stadií. Velmi vysokou diverzitu přitom vykazují heterogenní úseky říčních niv v oblastech podhůří. Naproti tomu odlišné rozložení druhové diverzity bylo zjištěno některými autory při studiu bezobratlých tekoucích vod, ryb a planktonních řas (STATZNER & HIGLER 1986). Ve směru laterálním byla řadou studií prokázána nejvyšší diverzita v místech se střední intenzitou disturbancí způsobenou záplavami (POLLOCK et al. 1998, CHAPIN et al. 2002), významnou roli obecně hraje i stupeň hydrologického propojení mezi jednotlivými biotopy („*hydraulic connectivity*“) (BORNETTE et al. 1998a).

Ze studií zaměřených na sledování a predikci druhové diverzity zřetelně vyplývá, že druhová diverzita se projevuje odlišně na různých hierarchických úrovních (α , β , γ) a různé skupiny organismů vykazují odlišné rozložení podél gradientů (TOCKNER & WARD 1999). Vzájemné vazby jsou silně ovlivňovány degradací říčních koridorů v důsledku regulačních zásahů a jiných antropogenních vlivů. Při hodnocení biodiverzity jsou kromě toho významná nejen kvantitativní, ale i kvalitativní hlediska. Vysoká druhová diverzita ne vždy znamená vyšší hodnotu a kvalitu habitatů (DUELLI & OBRIST 1998). V případě silné fragmentace biotopů v důsledku působení člověka se může druhová diverzita výrazně zvýšit, ačkoli dochází ke ztrátě integrity společenstev a celkovému ochuzení vzájemných

vazeb. Některé biotopy (např. rašeliniště) jsou navíc přirozeně druhově chudé, ale jsou velmi významné z hlediska regionální i globální diverzity (TÖCKNER & WARD 1999).

1.4. Teoretická východiska pro management a ochranu říčních niv

Říčním nivám je v současné době věnována velká pozornost a na jejich ochranu a obnovu jsou zejména v hustě osídlených částech Evropy a Severní Ameriky vynakládány nemalé finanční prostředky. Dosažené výsledky ovšem často neodpovídají vynaloženému úsilí. Jedním z důvodů je přirozená dynamika a komplikovanost struktur i funkčních vazeb v říčních nivách a jejich otevřenost a propojení s okolní krajinou (WARD et al. 2001). Také nedostatek referenčních území v podobě nenarušených říčních koridorů a značné mezery v poznání přirozených procesů i strukturálních vazeb do značné míry limitují úspěšnost prováděných opatření (STATZNER & KOHMANN 1995, LOCKWOOD & PIMM 1999). Svou roli sehrává i mnohdy nedostatečná komunikace a přenos informací z roviny výzkumné a teoretické do roviny praktického navrhování a provádění revitalizačních projektů a managementu. Mnoho strategií a projektů zabývajících se problematikou ochrany říčních toků a niv tak bylo v poslední době zaměřeno pouze na zachování nebo obnovu vybraných struktur nebo organismů bez celkového zhodnocení dynamických vazeb a funkčních procesů. Přitom právě procesy a funkční vazby jsou v proměnlivém a heterogenním prostředí říčních niv klíčem k jejich dlouhodobé ochraně i úspěšné obnově. Dle WARD et al. (2001) je proto důležité ochranu a management říčních koridorů koncipovat z komplexního pohledu krajinné ekologie, která umožňuje analýzu a zhodnocení vzájemných interakcí mezi strukturami a ekologickými procesy na různých hierarchických úrovních i v kontextu časo/prostorové heterogenity. Takový přístup pracuje s krajinnými elementy vázanými na povrchové vody, podzemní vody i semi-terestrické poříční ekosystémy a umožňuje posouzení jejich vzájemných vazeb. Cílem managementu a nápravných opatření prováděných v říčních koridorech v současné době zpravidla nemůže být kompletní obnova přirozených podmínek před degradací, ale spíše dosažení dynamického stavu schopného samoregulace, dynamického vývoje a integrace do okolní krajiny. Klíčovým problémem revitalizací velkých řek se tak stává zejména obnova fyzikálních a biologických interakcí mezi řekou a okolní nivou (NIENHUIS et al. 1998). Mezi důležitými indikátory nastolení dynamického stavu jsou například vzájemná propojenost mezi krajinnými elementy, vysoká diverzita sukcesních stádií jako odraz proměnlivosti a dynamických procesů, délka ekotonů, apod.

Nehledě na míru dosaženého poznání a teoretická východiska však téměř vždy zůstávají rozhodujícím faktorem sociálně-demografické poměry a tlaky na využívání říčních koridorů určené konkrétními podmínkami v daném regionu. Strategie managementu jsou pak vždy kompromisem mezi mnoha společenskými požadavky na využití řek a poříčních zón a nezbytností zachovat jejich ekologické hodnoty a funkce v krajině. Přitom pochopení nutnosti rozumného využívání říčních koridorů je záležitostí jen několika posledních desetiletí, tedy období, kdy degradace většiny velkých toků a jejich niv v hustě osídlených krajinách dosáhla svého vrcholu a možnosti jejich nápravy jsou velmi komplikované (LARGE & PRACH 1998, NIENHUIS et al. 1998). Poněkud snazší situace je na menších tocích

a také v málo využívaných a řídko osídlených regionech a v chráněných územích, kde rozsah degradačních změn je zpravidla menší a nastavené priority jsou posunuty blíže ekologickým cílům a požadavkům. Příkladem takového území je i sledovaný úsek horské říční nivy v oblasti Hornovltavského luhu.

1.5. Řešená problematika a cíle disertační práce

Hlavním tématem předkládané disertační práce je studium heterogenity přirozených říčních niv a interakcí mezi vegetací a abiotickým prostředím v říční nivě. Jako modelové území byla vybrána horská niva podél horního toku Vltavy (Hornovltavský luh na Šumavě). Výběr území je v souladu s aktuálními trendy ve výzkumu poříčních oblastí, které preferují výzkum přirozených případně jen málo narušených říčních koridorů se zachovalou dynamikou probíhajících procesů i struktur. Výzkum zachovalých říčních niv jako referenčních území má v současné době zásadní význam především s ohledem na rostoucí zájem o revitalizace, resp. renaturalizace narušených úseků říčních koridorů v hustě osídlené středoevropské krajině.

Modelové území kromě toho představuje oligo-mesotrofní typ ploché říční nivy s vysokým zastoupením boreomontánních společenstev a druhů, který je charakteristický zejména pro boreální zónu případně horské polohy temperátního pásma a ve střední Evropě nebyl dosud detailně studován. Výrazná heterogenita sledované horské nivy ve směru laterálním navíc připomíná dobře strukturované říční nivy nižších poloh a poskytuje prostor pro vzájemné porovnání. Legislativní ochrana území pak poskytuje velmi dobrou příležitost pro realizaci managementu založeného na výsledcích prováděných výzkumů a primárně zaměřeného na ekologické funkce říčního aluvia a ochranu biodiverzity v krajině.

Hlavním cílem předkládané disertační práce bylo zjištění vzájemných ekologických vazeb mezi vegetací a hydrologickými a hydrochemickými parametry abiotického prostředí v říční nivě, které odráží působení rozdílných zdrojů vody i probíhajících hydrogeomorfologických procesů. Dalším cílem bylo zhodnocení území a přítomných rostlinných společenstev a druhů z pohledu biogeografického. Zvláštní pozornost byla věnována zejména boreomontánním prvkům a analogii s boreálními typy říčních aluvií na jedné straně, a porovnání s plochými říčními aluvii nížinných poloh temperátní oblasti na straně druhé. Jedním z cílů práce bylo praktické využití získaných poznatků při návrhu managementu zájmového území, který vychází z analýzy dynamických struktur v nivě, jejich vzájemných vztahů a zohledňuje jejich podíl na současné vysoké diverzitě území.



2.

**Linking vegetation pattern to hydrology
and hydrochemistry in a montane river floodplain,
the Šumava National Park, Central Europe**

BUFKOVÁ I. & PRACH K. 2006.
Wetlands Ecology and Management 14: 317-327

Linking vegetation pattern to hydrology and hydrochemistry in a montane river floodplain, the Šumava National Park, Central Europe

Abstract

Cover of higher plants (in 4 x 4 m plots), groundwater table height, and water chemistry in boreholes were sampled at 43 sites along three cross-sectional transects in a flat floodplain of the Upper Vltava River in the Šumava Mountains (Šumava National Park, Czech Republic). The goal was to describe the relationships between vegetation and alluvial environment. Correlations between hydrochemical and plant community characteristics were calculated, and Canonical Correspondence Analysis (CCA) was used to express relationships between the abiotic factors and vegetation. The following characteristics were significantly correlated with the vegetation pattern: mean height of the water table, distance from the river, pH, and concentration of NH_4 and humic acids in the groundwater. Two distinct zones were distinguished in the floodplain: Zone I was under direct influence of the river, and exhibited higher pH and ammonium content in a fluctuating groundwater table. Zone II, covering more than half of the floodplain extent, was under the prevailing influence of water coming from the adjacent upland, and exhibited lower pH, higher content of humic acids, and a higher and relatively stable groundwater table. A diverse mosaic of the riparian communities, especially of tall-sedge and tall-grass marshes and alluvial meadows, was typical for the former zone, while peatland vegetation characterised the latter one. The floodplain exhibited a rather oligo- to mesotrophic status with only very local eutrophication, and harboured diverse and valuable plant communities. The protection of this floodplain should be among the priorities of the National Park authorities.

Key words: Diversity, Floodplain, Vegetation, Water chemistry, Water table

Introduction

High spatial and temporal heterogeneity of environmental variables are among the distinct features of natural alluvial systems. These features are principally related mainly to natural river dynamics (AMOROS et al. 1989; WARD 1989; MALANSON 1995; GODREAU et al. 1999; TOCKNER et al. 2000; WARD et al. 2002). A mosaic of hydrogeomorphological and vegetation units is the most evident feature of this heterogeneity (PRACH et al. 1996; WASSSEN et al. 1996; NAIMAN & DÉCAMP 1997). This mosaic has a dynamic character, however, only in natural floodplains where good connectivity with the river exists (CHAUVET & DÉCAMP 1989; PETTS & AMOROS 1996). The natural connectivity between rivers and floodplains has decreased along many rivers in Europe (de WAAL et al. 1998; GODREAU et al. 1999). Thus, as a necessary step for the potential rehabilitation of disturbed rivers and their floodplains, it is useful to study the relationships among the components of river systems and river corridors where the natural character of the streams and floodplains remains preserved (BOON et al. 2000). This study described the vegetation–environment relationships within such a relatively natural floodplain.

Three main environmental gradients are most evident in any floodplain and they are also responsible for the vegetation pattern: (1) moisture, (2) nutrients, and (3) disturbance intensity (DAY et al. 1988). Disturbances can be either natural (floods) or human-induced (e.g., mowing of alluvial meadows). Although all of the mentioned gradients are important and are related to each other, water table fluctuations are usually considered to be a key factor, i.e., the main driving variable (e.g. MALANSON 1995). Detailed hydrological studies

have revealed that the relative importance of different water sources is reflected in the hydrochemistry pattern (GRIEVE et al. 1995; GILVEAR et al. 1997; MALARD et al. 2002). The spatial correlation of variation in groundwater chemistry and water table dynamics with vegetation, biomass, and biodiversity has also been documented by GROOTJANS (1985), de MARS et al. (1996) and WILLBY et al. (1997).

In Central Europe, most rivers and their floodplains have been altered by various human activities, and only a few rivers still have natural flow dynamics (KHAITER et al. 2000). A well preserved part of the montane floodplain of the Vltava River, in the Šumava National Park, Czech Republic, provided a notable opportunity for a detailed ecological study of such a relatively natural alluvial environment. The floodplain is a part of an extensive border region that has been neglected for political reasons, so many human activities have been reduced here for almost the entire second half of the 20th century. As a result, important ecological processes are preserved or have been less influenced than those in heavy populated and intensively used inland landscapes. A high proportion of relic habitats, particularly peatlands, climatic extremes, and the frequent occurrence of boreal or boreo-montane elements in the local flora and fauna (SPITZER 1994) contribute to the unique character of the floodplain, which can be viewed as 'an island of boreal landscape in Central Europe'.

The study was conducted from 1998 to 2002 with the goal of describing the vegetation–environment relationships within the floodplain. The main question was: What environmental variables most strongly influence the vegetation pattern?

Methods

The study area

The montane floodplain of the Upper Vltava River is situated in the southwestern part of the Czech Republic (Figure 1). The floodplain section that was studied has an area of 12 km² and is located 390 to 365 stream kilometres from the mouth at an altitude of 729–743 m above sea level. The floodplain is relatively wide, with a free meandering river and broken surface topography, including numerous oxbows, pools, and backwaters. The stream gradient does not exceed 0.8‰. The geology of the area is predominantly characterised by granites. Fluvial deposition consists mainly of alluvial sands and muddy loams, mixed with small-sized gravel or pebbles (NEUHÄUSLOVÁ et al. 2001). Because of the acidic bedrock in the area, the alluvial soils (fluvisols) are mostly oligotrophic, with extensive peat formation. Several peatbogs (valley raised bogs) have developed here since the Late Glacial Period and cover a substantial part of the floodplain (SVOBODOVÁ et al. 2001). The local climate is characterised by a mean annual temperature of about 5.2°C and annual precipitation of about 860 mm (VESECKÝ 1961). The mesoclimate in the valley is strongly influenced by temperature inversions, which are responsible for frequent fogs and lower temperature minima. The natural river dynamics is still preserved and the floodplain is annually flooded mostly in spring. Mean annual discharge reaches about 5.9 m³/s¹. The total area of the catchment is 341 km² (data of the Czech Hydrometeorological Institute, unpublished).

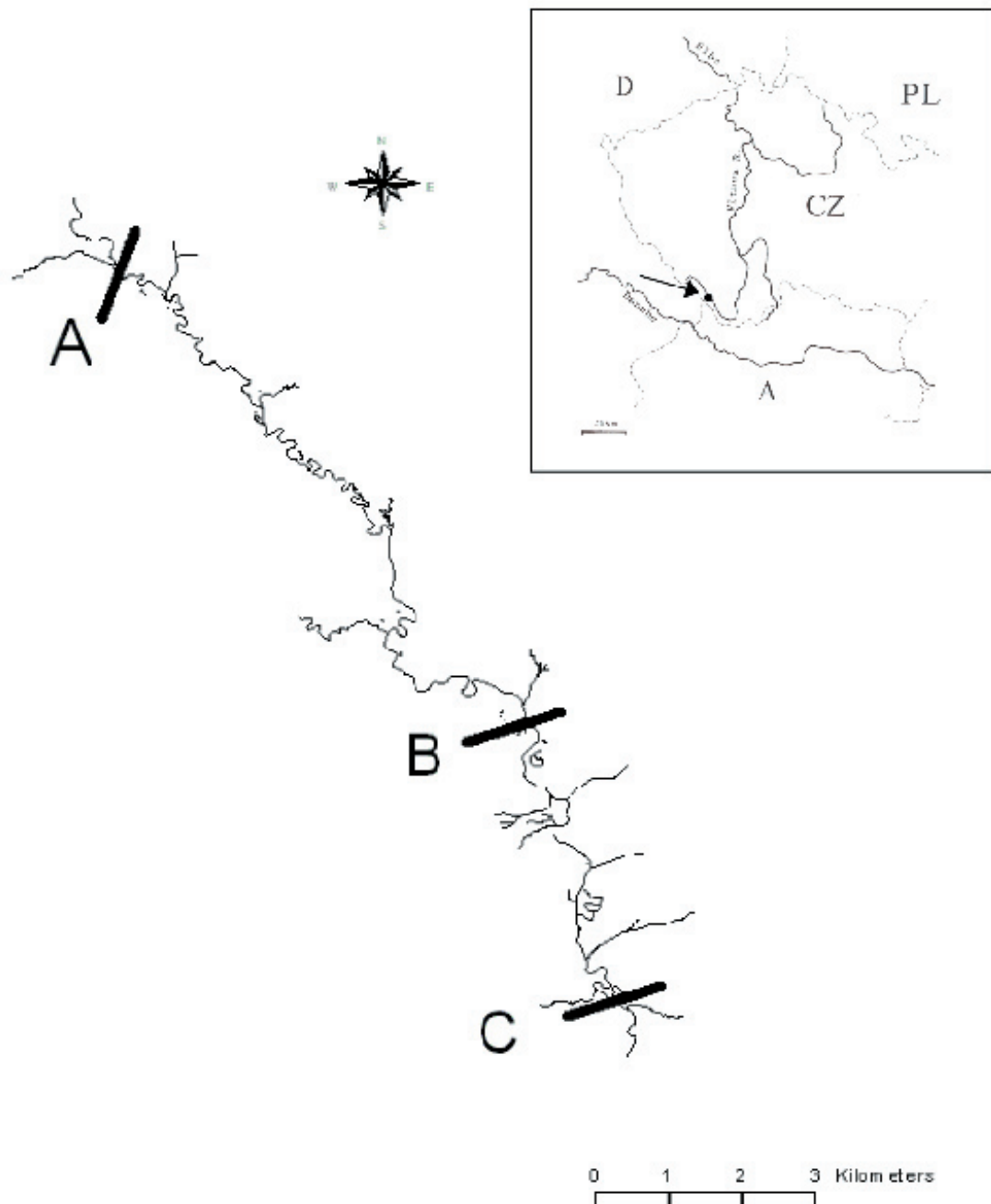


Figure 1. Location of the study area in Central Europe and position of cross-section transects (D – Germany; PL – Poland; A –Austria; CZ – Czech Republic).

The natural vegetation within the floodplain section studied consists mainly of a mosaic of waterlogged spruce forests and peatlands. The narrow riverbank vegetation is represented by a strip of alluvial woodlands dominated by *Alnus incana* L. (NEUHÄUSLOVÁ 2001). The area was colonised relatively late, during the 16th century (BENEŠ 1996) and human activities culminated at the end of the 19th and the beginning of the 20th centuries. In that time, the original floodplain forests were fragmented and the deforested land was managed

| Vegetation units | Vegetation subunits | Borehole numbers | Distance ¹ (m) | Number of species | S-W ² index | Water ⁴ table | Water ⁵ max | Water ⁶ min | pH | Conduct. (µC.m ⁻¹) | NH ₄ ¹⁰ | Humic acids | TOC ⁷ |
|-----------------------|--|------------------|---------------------------|-------------------|------------------------|--------------------------|------------------------|------------------------|-----------|--------------------------------|-------------------------------|--------------------|--------------------|
| 1. Tall-sedge marshes | a. <i>Carex buickii</i> s. lat. | A5 | 10 | 15 | 1.446 | -41.0±18.0 | 14 | -59 | 6.17±0.21 | 93.9±24.8 | 0.36±0.10 | 24.25±26.68 | 9.22±3.29 |
| | b. | B16 | 18 | 13 | 1.323 | -38.0±25.0 | 24 | -78.5 | 5.75±0.22 | 121.7±18.6 | 4.51±1.99 | 36.25±16.62 | 33.61±17.71 |
| | c. | C7 | 48 | 9 | 1.412 | -73.0±26.9 | -16 | -11.5 | 5.40±0.14 | 33.7±8.7 | 0.03 ² | 12.00 ² | 10.4 ² |
| | d. | C8 | 13 | 6 | 0.360 | -31.0±25.4 | 47.1 | -6.9 | 5.71±0.23 | 53.4±12.9 | 0.31±0.16 | 21.23±12.61 | 9.42±4.23 |
| | e. | B14 | 31 | 5 | 0.939 | 9.9±22.2 | 78 | -14 | 5.60±0.11 | 52.0±8.1 | 0.08±0.05 | 38.45±66.49 | 13.89±10.61 |
| | f. | A7 | 86 | 2 | 0.001 | -16.0±22.5 | 35.6 | -52 | 5.58±0.30 | 73.4±22.7 | 0.72±0.30 | 93.00±94.59 | 21.80±12.00 |
| | g. | A9 | 172 | 3 | 0.585 | -2.0±16.8 | 39 | -27 | 5.91±0.32 | 99.6±41.7 | 3.14±1.50 | 62.00±30.96 | 25.83±7.17 |
| | h. | A4 | 25 | 9 | 1.514 | -17.0±16.2 | 40 | -45 | 6.03±0.25 | 96.4±22.6 | 0.74±0.68 | 17.25±6.76 | 12.65±3.22 |
| | i. | B9 | 249 | 15 | 1.211 | 2.4±6.4 | 19 | -11 | 5.80±0.23 | 56.0±21.2 | 0.37±0.08 | 15.25±3.77 | 14.04±5.56 |
| | j. | C12 | 113 | 7 | 0.771 | -24.0±30.7 | 48 | -65 | 5.64±0.37 | 95.2±23.8 | 1.08±0.63 | 40.75±13.65 | 23.20±5.69 |
| 2. Tall-herb stands | a. <i>Calamagrostis canescens</i> com. | C15 | 265 | 12 | 1.051 | -11.0±21.9 | 24 | -69 | 5.66±0.19 | 98.2±20.5 | 1.12±0.63 | 73.50±18.24 | 46.03±7.74 |
| | b. <i>Filipendula ulmaria</i> com. | A2 | 104 | 31 | 2.644 | -32.1±17.5 | -3 | -62 | 5.20±0.39 | 56.1±13.8 | 1.57±0.76 | 141.25±31.70 | 68.83±10.10 |
| | c. | B17 | 52 | 17 | 1.587 | -34.0±25.4 | 2 | -74 | 5.41±0.19 | 117.5±11.4 | 2.72±1.92 | 146.25±89.25 | 55.15±8.82 |
| | d. | C13 | 187 | 6 | 0.591 | -54.2±28.8 | 42 | -90 | 5.90±0.22 | 67.7±17.7 | 0.22±0.16 | 25.75±16.18 | 8.93±0.46 |
| | e. | C16 | 311 | 26 | 2.743 | -11.8±19.6 | 6 | -64.7 | 5.55±0.17 | 108.8±28.7 | 0.81±0.27 | 108.25±71.29 | 45.04±7.47 |
| | f. | C10 | 76 | 2 | 2.192 | -44.2±31.6 | 42 | -78.8 | 5.61±0.34 | 84.9±41.4 | 1.48±0.47 | 118.25±52.90 | 35.66±20.59 |
| | g. | A1 | 153 | 26 | 2.261 | -54.0±17.7 | -22 | -80 | 5.51±0.30 | 63.7±31.4 | 0.49±0.31 | 111.00±57.00 | 46.76±7.76 |
| | h. | B12 | 166 | 28 | 2.565 | -67.9±17.9 | -23 | -94 | 5.79±0.39 | 46.5±32.7 | 0.28±0.06 | 107.35±99.72 | 27.69±17.59 |
| | i. | C9 | 47 | 15 | 1.965 | -93.1±31.5 | -3 | -138 | 5.79±0.47 | 51.8±12.6 | 0.53±0.03 | 25.60±16.40 | 7.63±1.08 |
| | j. | A6 | 56 | 27 | 2.520 | -80.3±20.4 | -25 | -106 | 5.76±0.31 | 49.3±20.3 | 0.30±0.06 | 35.75±18.12 | 11.19±3.74 |
| 3. Shrubby swamps | a. <i>Beatonica officinalis</i> com. | A8 | 142 | 32 | 2.701 | -60.5±20.7 | -11 | -89 | 6.06±0.32 | 85.8±29.2 | 0.84±0.44 | 70.75±80.11 | 20.77±8.56 |
| | b. | B13 | 60 | 20 | 1.716 | -75.5±24.1 | -16.4 | -120 | 5.31±0.17 | 44.7±11.0 | 0.29±0.13 | 10.90±3.10 | 9.78±2.63 |
| | c. | B7 | 283 | 10 | 0.357 | -50.2±12.8 | -22 | -70 | 5.30±0.28 | 38.6±10.0 | 1.08±0.63 | 64.75±82.82 | 24.16±20.61 |
| | d. | B10 | 220 | 28 | 2.395 | -34.8±10.5 | -8 | -52 | 5.37±0.51 | 53.5±35.2 | 0.37±0.16 | 12.18±4.02 | 16.18±4.82 |
| | e. | B15 | 8 | 11 | 0.696 | -122.9±30.1 | -47 | -156 | 5.66±0.23 | 73.0±25.3 | 1.89±1.19 | 34.80±17.69 | 21.76±4.99 |
| | f. | C11 | 93 | 13 | 1.325 | -100.4±32.1 | -21 | -138 | 5.70±0.34 | 82.1±42.3 | 1.07±0.39 | 21.05±22.55 | 21.05±15.69 |
| | g. | C14 | 227 | 18 | 1.738 | -14.0±28.3 | 42 | -60 | 5.66±0.25 | 156.2±65.9 | 10.03±9.26 | 81.00±42.91 | 69.51±14.79 |
| | h. | A3 | 88 | 21 | 0.930 | -26.9±21.5 | 3 | -79.3 | 5.23±0.44 | 75.6±25.6 | 3.32±1.16 | 294.75±153.41 | 65.69±11.54 |
| | i. | C6 | 205 | 25 | 2.332 | -15.9±18.5 | 10 | -68 | 5.23±0.44 | 45.1±15.2 | 0.09±0.02 | 90.75±59.36 | 33.09±9.84 |
| | j. | B2 | 512 | 20 | 2.270 | -15.0±10.2 | -2 | -38 | 4.08±0.29 | 24.1±14.9 | 1.84±0.64 | 127.25±19.77 | 78.29±5.66 |
| 4. Raised bog | a. <i>Pinus rotundata</i> com. | B3 | 454 | 20 | 1.901 | -34.1±13.6 | -14 | -52 | 4.76±0.31 | 28.0±12.1 | 2.58±0.92 | 48.25±20.49 | 42.89±7.24 |
| | b. | A10 | 306 | 31 | 2.593 | -82.2±11.3 | -57.3 | -100 | 4.86±0.36 | 51.3±11.2 | 0.71 ² | - | 31.90 ² |
| | c. | B6 | 314 | 19 | 2.132 | -2.4±11.4 | 17 | -33 | 5.04±0.35 | 43.0±13.3 | 0.29±0.12 | 59.75±20.79 | 49.99±12.59 |
| | d. | B8 | 260 | 18 | 1.594 | 0.4±5.0 | 15 | -11 | 5.50±0.16 | 50.4±6.7 | 0.68±0.16 | 27.50±15.04 | 14.99±3.72 |
| | e. | B1 | 679 | 23 | 2.578 | -8.2±10.0 | 2 | -38.7 | 5.18±0.31 | 43.4±11.2 | 0.17±0.08 | 46.00±24.85 | 28.54±9.87 |
| | f. | B4 | 393 | 27 | 2.605 | -12.9±11.3 | 10.2 | -30 | 4.88±0.16 | 40.2±6.05 | 0.26±0.05 | 86.50±58.09 | 41.42±7.00 |
| | g. | B11 | 204 | 13 | 1.743 | -2.1±11.3 | 25 | -25 | 5.45±0.26 | 100.1±46.9 | 0.99±0.44 | 44.50±4.82 | 32.80±6.89 |
| | h. | C1 | 455 | 35 | 2.793 | -13.7±12.4 | 2.2 | -40 | 5.54±0.22 | 72.6±19.1 | 1.26±1.04 | 103.35±96.69 | 39.91±17.82 |
| | i. | C3 | 367 | 35 | 2.116 | -6.8±5.8 | 0 | -22 | 5.45±0.13 | 50.4±19.4 | 0.27±0.14 | 123.75±69.82 | 31.68±12.26 |
| | j. | C5 | 274 | 31 | 2.224 | -2.9±10.6 | 11 | -40 | 5.16±0.15 | 40.4±20.8 | 0.05±0.02 | 87.75±46.34 | 39.63±15.92 |
| 5. Fen wood | a. <i>Malina caerulea</i> com. | C2 | 418 | 32 | 1.777 | -11.8±8.5 | -0.1 | -30 | 5.66±0.25 | 61.8±18.3 | 1.53±1.11 | 68.48±63.12 | 32.20±22.29 |
| | b. | B5 | 336 | 15 | 2.039 | -5.7±12.2 | 20 | -35 | 4.38±0.25 | 39.0±14.5 | 1.34±0.38 | 102.00±16.76 | 93.05±25.73 |
| | c. | C4 | 329 | 32 | 2.295 | -20.8±12.3 | -4.7 | -50 | 5.27±0.12 | 31.0±6.0 | 1.15±0.15 | 29.25±5.80 | 25.24±7.31 |
| | d. | A | | | | | | | 6.82±0.23 | 52.5±6.2 | 1.02±0.51 | 5.83±3.79 | 7.62±1.69 |
| | e. | B | | | | | | | 6.89±0.41 | 51.5±7.0 | 0.73±0.13 | 51.80±79.79 | 7.08±0.82 |
| | f. | C | | | | | | | 6.88±0.59 | 52.0±6.2 | 1.52 ² | 10.58±3.58 | 7.98±2.98 |

¹ Distance signifies the distance from the river, ² only single values for disposal, insufficient amount of water for analyses, ³ Shannon diversity index (In used in the formula), ⁴ mean water table, ⁵ maximum water table measured, ⁶ minimum water table measured, ⁷ total organic carbon, ⁸ significant standard error.

| | Distance 1 | NH4 | Humic acids | TOC | Conductivity | pH | Water fluct. | Water max | Water min | Water table | S index |
|----------------|------------|-------|-------------|-------|--------------|-------|--------------|-----------|-----------|-------------|---------|
| Species number | ** | | | | | | ** | *** | | | *** |
| | 0.46 | -0.11 | 0.27 | 0.27 | -0.27 | -0.25 | -0.48 | -0.52 | 0.08 | 0.01 | 0.85 |
| S index | ** | | | * | | * | * | ** | | | |
| | 0.45 | -0.13 | 0.12 | 0.30 | -0.23 | -0.31 | -0.38 | -0.41 | 0.07 | 0.01 | |
| Water table | ** | | | * | | | *** | *** | *** | | |
| | 0.45 | 0.08 | 0.26 | 0.34 | 0.06 | -0.20 | -0.57 | 0.65 | 0.94 | | |
| Water min | *** | | | | | | *** | *** | | | |
| | 0.51 | 0.00 | 0.16 | 0.26 | -0.05 | -0.20 | -0.72 | 0.52 | | | |
| Water max | | | | | * | | | | | | |
| | -0.16 | 0.17 | 0.04 | -0.01 | 0.36 | 0.24 | 0.16 | | | | |
| Water fluct. | *** | | | | ** | ** | | | | | |
| | -0.69 | 0.26 | -0.04 | -0.19 | 0.44 | 0.39 | | | | | |
| pH | *** | | | *** | *** | | | | | | |
| | -0.58 | -0.01 | -0.28 | -0.66 | 0.53 | | | | | | |
| Conductivity | * | *** | | | | | | | | | |
| | -0.37 | 0.64 | 0.10 | 0.09 | | | | | | | |
| TOC | * | ** | *** | | | | | | | | |
| | 0.39 | 0.47 | 0.68 | | | | | | | | |
| Humic acids | | | | | | | | | | | |
| | 0.10 | 0.26 | | | | | | | | | |
| NH4 | | | | | | | | | | | |
| | -0.04 | | | | | | | | | | |

mostly as regularly cut meadows. Several peatbogs were mined for fuel (SCHREIBER 1924). For most of the second half of the 20th century, the floodplain itself was neglected as a part of an international border. As a result, the whole area is characterised by a low human population density. The floodplain is not urbanised. Because of its high natural values, the floodplain was included in the Šumava National Park (in 1991) and Biosphere Reserve and was designated as a Ramsar Site (in 1993). This floodplain represents the rare case of a montane river floodplain that actually resembles the geomorphology of lowland rivers (CARLING & PETTS 1992).

Data collection

Three transects (Transects A, B, C) were established across the floodplain perpendicular to the river to quantify vegetation patterns and the relationships between vegetation and abiotic environmental factors (Figure 1). Transect A was located in the upper part of the studied floodplain, Transect B in the middle, and Transect C in the lower. Along the three transects, perforated plastic boreholes (A1–A10, B1–B17, C1–C16), 1.8–2m deep, were installed in distinct, homogeneous, and sufficiently large vegetation patches occurring along the transects. Position of the water table as well as the pH and conductivity of

groundwater were measured in each borehole at 2-week intervals from April to November, 1998–2000. Water samples both from the piezometers and the river itself were taken four times in 1999 for other chemical analyses, including NH_4 , NO_3 , PO_4 , SO_4 , Mg, Na, K, Ca, Fe, TOC (total organic carbon) and humic acid content, using standard methods (ANONYMOUS 1980).

The vegetation around each borehole was sampled in 4 x 4 m quadrats in July and August 1999. Percent cover was visually estimated for all vascular plants and bryophytes. Vegetation units were identified in a previous vegetation survey of the area (BUFKOVÁ et al. 2005) considering prevailing life-forms (physiognomy); subunits were characterised by dominant and/or typical species (Table 1). Names of vascular plant species followed KUBÁT (2002) and bryophytes plant names followed KUČERA & Váňa (2003).

Data analyses

The vegetation records and environmental data from all three transects were pooled and classified using Canonical Correspondence Analysis (CCA) (ter BRAAK & ŠMILAUER 2002). We assumed unimodal responses of the species to environmental gradients, which was confirmed by the length of the gradient in a DCA ordination reaching 7 SD units. The species percent cover data were logtransformed. Forward selection of environmental variables, using a Monte-Carlo permutation test, was conducted to select variables in the CCA. A Pearson correlation matrix (SOKAL & ROHLF 1995) that included all measured environmental variables, species richness, and Shannon index, was calculated.

Results

Water table position and chemical composition of the shallow groundwater exhibited large spatial variations across the floodplain along all three transects and the variations were well reflected in the vegetation pattern (Table 1). Mutual correlations between the hydrological and hydrochemical variables and some community characteristics are summarised in a matrix of correlation coefficients in Table 2. Water table fluctuations, the minimum water table height, and pH were negatively correlated with distance from the river. Plant species richness and the Shannon index were positively correlated with distance from the river and negatively correlated with the maximum water table height and water table fluctuations. Moreover, the Shannon index exhibited a positive correlation with total organic carbon (TOC) and a negative relationship with pH.

Diverse hydrological and hydrochemical conditions across the floodplain were reflected in the vegetation patterns demonstrated in the ordination diagrams. The direct gradient analysis (CCA) in Figure 2a arranged the vegetation samples into clear groups corresponding well to the a priori distinguished vegetation units (comp. Table 1). The first ordination axis explained 6.5% of variability in the vegetation data, while the second ordination axis explained 5.3% of variability in the vegetation data. Five environmental variables appeared in the forward selection to be significantly correlated with the vegetation pattern (Figure 2a): water table ($F = 2.63$, $p < 0.001$), pH ($F = 1.69$, $p < 0.002$), distance from the river ($F = 1.92$, $p < 0.002$), NH_4 content ($F = 1.61$, $p < 0.042$), and content of humic acids (F

= 1.60, $p < 0.01$). Samples from the mesotrophic river bank vegetation, including tallsedge, and tall-grass marshes, and tall-herb stands, were found in the upper-right region of the ordination biplot. The trophic status was indicated by higher pH and ammonium nitrogen content. Treeless fens clustered close together in the lower part of the diagram, occurring in sites with higher water table and higher content of humic acids. Samples from oligotrophic peatlands, including both wooded raised bogs and wooded fens, were found on the left. They usually occurred far from the river, and low pH was their typical feature. The mesic alluvial meadow sites clustered in the upper-left quadrant of the biplot. They typically occurred on elevated sites of the floodplain and were only rarely flooded. They were mostly mesotrophic. The complementary species ordination is given in Figure 2b. The species well characterise the vegetation units, and the autecological characteristics of the species (ELLENBERG et al. 1991) corresponded to the environmental gradients and their ecological interpretations given above.

Discussion

Our results demonstrated the close relationships between hydro-geomorphology, hydro-chemistry, and vegetation in the river floodplains, and were generally in accordance with theoretical expectations based on research in other fluvial systems (WHITTON 1975; WARD 1989; GROOTJANS et al. 1996; GILVEAR et al. 1997). In those studies and in ours, vegetation pattern reflected water table, pH, and nutrients. The pattern of hydrological and hydrochemical parameters across the floodplain generally corresponded with the results of GRIEVE et al. (1995). In a nutrient-poor, natural floodplain, they identified four major sources of water: (i) the river itself; (ii) hillslope inputs; (iii) upwelling groundwater; and (iv) rainwater. The balance among these determined the different hydrological zones across the floodplain: (a) a base-poor riverine zone with a fluctuating water table; (b) an acidic, nutrient-poor zone near hillslopes with a balanced water regime and influenced by water coming from the adjacent upland; and (c) a base-rich zone influenced by upwelling groundwater (see also WASSEN et al. 1996; BORNETTE et al. 1998; De BECKER et al. 1999). The last zone could not be detected in the studied Vltava River section as a special zone. However, on the basis of the existing data, we assumed that base-rich upwelling groundwater may have influenced the hydrochemistry of some sites as indicated by locally higher pH, conductivity, and slightly-higher Ca and Mg. The lack of base-rich upwelling groundwater may be explained by the acidic bedrock largely prevailing in the region (NEUHÄUSLOVÁ 2001) Thus, we distinguished only two clear zones in the studied floodplain: (I) a regularly flooded riverine zone and (II) a marginal peatland area, flooded only occasionally (Figure 3).

The regularly flooded Zone I, adjacent to the river, was characterised by widely fluctuating water table. The mean position of the water table corresponded mainly to local topography. The lowest summer water levels (below 150 cm) were not exceptional in elevated areas. Within Zone I, frequent changes in microtopography and hydrology were expressed in a diverse mosaic of vegetation. Environmental gradients between adjacent microhabitats were typically very steep and therefore species with different ecological demands grew in close proximity (see also PRACH et al. 1996). They formed a distinct vegetation

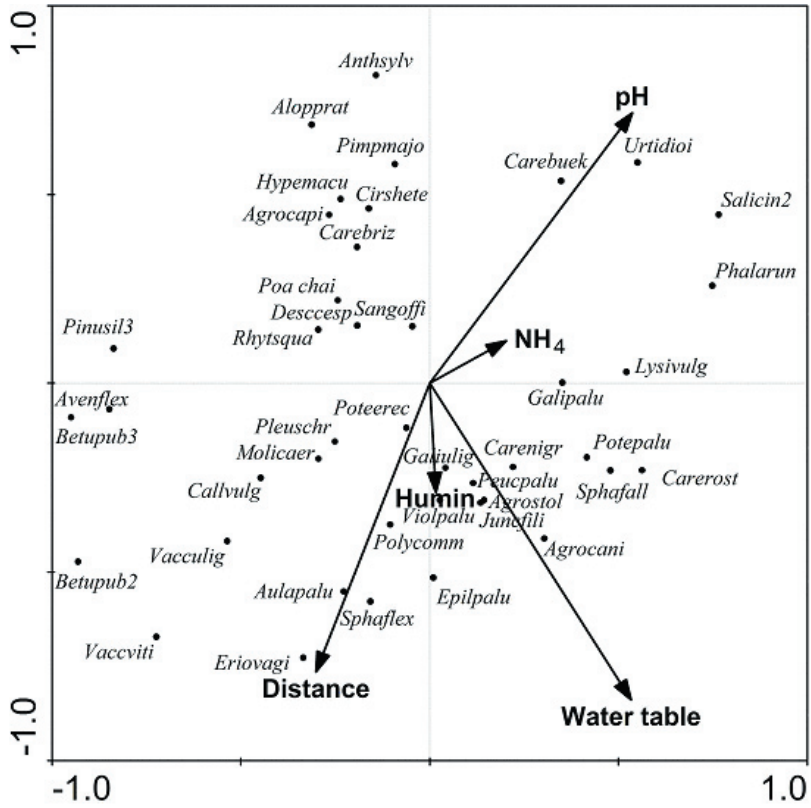
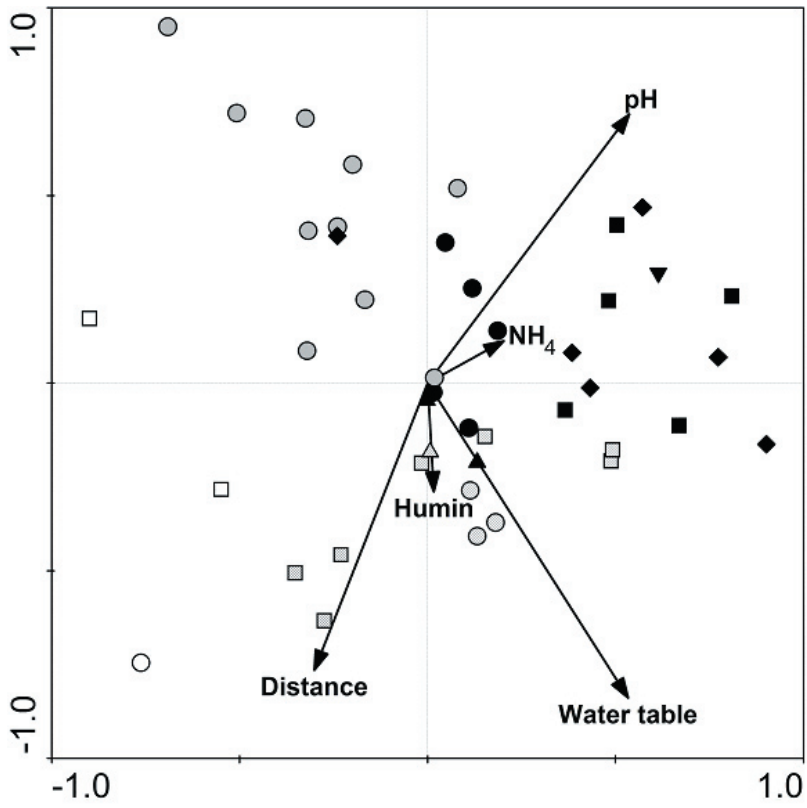


Figure 2. (a) Direct gradient analysis (CCA) of the hydrochemical variables and vegetation samples recorded in 4×4 m plots around each borehole along the transects and related *a priori* to the vegetation units. Environmental variables with the significant influence (on vegetation data) were used. Distance indicates the distance along the transects from the river. Symbol legend: ○, raised bogs; □, fen woods; ▨, treeless fens; ●, alluvial meadows; ●, tall-herb stands; ▲, shrubby swamps; ■, tall-grass marshes; ◆, tall-sedge marshes. (b) Direct gradient analysis (CCA) of the species and hydrochemical variables recorded along the transects. The species with the highest weight which best fit the model were selected. Explanations of the species names abbreviations: *Agrocani-Agrostis canina* L., *Agrocapi-Agrostis capillaris* L., *Agrostol-Agrostis stolonifera* L., *Alopprat-Alopecurus pratensis* L., *Anthsyv-Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm., *Aulapalu-Aulacomnium palustre* (Hedw.) Schwagr., *Avenflex-Avenella flexuosa* (L.) Drejer, *Betupub3-Betula pubescens* Ehrh. in tree layer, *Betupub2-Betula pubescens* in shrub layer, *Callvulg-Calluna vulgaris* (L.) Hull, *Carebriz-Carex brizoides* L., *Carebuek-Carex buekii* Wimmer, *Carenigr-Carex nigra* (L.) Reichardt, *Carerost-Carex rostrata* Stokes, *Cirshete-Cirsium heterophyllum* (L.) Hill, *Descesp-Deschampsia cespitosa* (L.) P.B., *Epilpalu-Epilobium palustre* L., *Eriovagi-Eriophorum vaginatum* L., *Galipalu-Galium palustre* L., *Galiulig-Galium uliginosum* L., *Hypemacu-Hypericum maculatum* Crantz, *Juncfili-Juncus filiformis* L., *Lysivulg-Lysimachia vulgaris* L., *Molicaer-Molinia caerulea* (L.) Moench, *Peucpahu-Peucedanum palustre* (L.) Moench, *Phalarun-Phalaris arundinacea* L., *Pimpmajo-Pimpinella major* (L.) Huds., *Pinusil3-Pinus silvestris* L. in tree layer, *Pleuschr-Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Poa chai-Poa chaixii* Vill., *Polycomm-Polytrichum commune* Hedw., *Poteerec-Potentilla erecta* (L.) Rauschel, *Potepalu-Potentilla palustris* (L.) Scop., *Rhytsqua-Rhytidadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst., *Salicin2-Salix cinerea* L., *Sangoffi-Sanguisorba officinalis* L., *Sphafall.-Sphagnum fallax* (H. Klinggr.) H. Klinggr., *Sphaflex-Sphagnum flexuosum* Dozy et Molk., *Urtidiot-Urtica dioica* L., *Vacculig-Vaccinium uliginosum* L., *Vaccviti-Vaccinium vitis-idaea* L., *Violpahu-Viola palustris* L.

mosaic composed mostly of communities with lower species number. Various tall sedge and tallgrass stands represented the prominent vegetation units of this zone. In deforested sites further from the river, but still within Zone I, damp alluvial meadows typically were found.

In contrast, the wide peatland Zone II, adjacent to hillslopes, was typical of a rather stable water regime and acidic, oligotrophic conditions. Water table position was maintained near the surface for most of the whole year and fluctuations were much smaller than in Zone I. Differences between annual highest and lowest water table levels were usually less than 30 cm. Groundwater pH decreased considerably from the river towards the hillslope edges of the floodplain. Waterlogging and low pH within this zone presumably enhanced extensive peat formation. The peatbogs were usually dominated by *Pinus rotundata* Link., a species endemic to Central Europe. Because of the relatively flat surface topography, the vegetation mosaic within the peatland zone is usually less patchy than in the riverine zone. Species diversity per sample, including vascular plants and bryophytes, was higher than in Zone I (see Tables 1 and 2).

In the floodplain of the Upper Vltava River, Zone II is exceptionally broad compared to most Central European rivers. River floodplains with extensive peatlands are especially characteristic of the boreal zone (DIERSSEN 1996). In Central Europe, they can develop in some mountain regions with broad U-shaped valleys of glacial origin, such as in the Alps (SUCCOW & JESCHKE 1990; STEINER 1992) and in the Northern Lowlands (WASSEN et al. 1996). The large extent of Zone II may be explained by intensive hillslope inputs of water but there are no detailed hydrological data available from the area. A different hydrological situation was described from the nearby Lužnice River floodplain (PRACH et al. 1996). In the easily-permeable sediments of that lowland floodplain, the water table closely followed the level of the river throughout nearly the whole floodplain width, indicating the dominant influence of river channel hydrology. That part of the floodplain, where the water regime is influenced by hillslope inputs, is restricted there only to a narrow strip along the terraces, but without developed peatlands. Apparently, the proportion between the two zones is governed by the character of the sediments and the overall hydrology of the valley (GROOTJANS 1985; GROOTJANS et al. 1996).

The groundwater chemistry suggests a gradient from oligotrophic to mesotrophic conditions across the floodplain, from its margins towards the river. This is the opposite of flood-

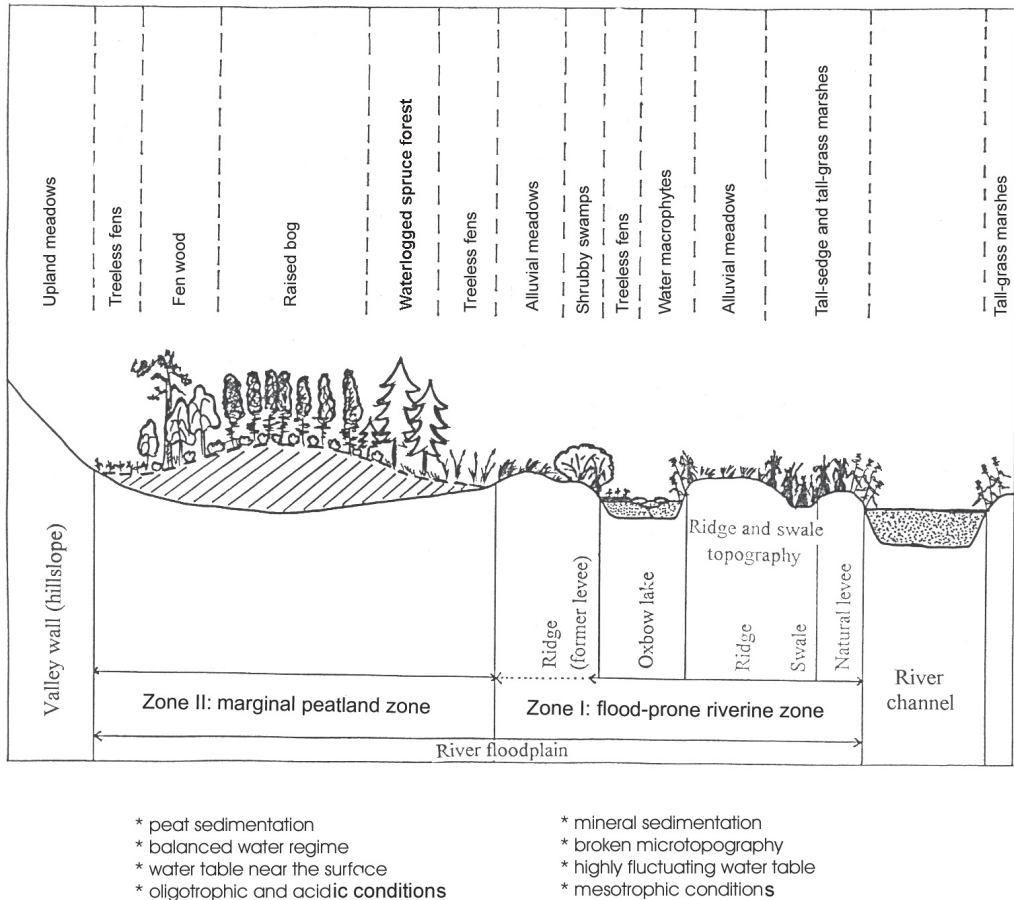


Figure 3. Idealised cross-section profile of the floodplain.

plains in intensively- used agricultural landscapes, where both river and lateral inputs are often sources of eutrophication (FENNESSY 1993; HAYCOCK et al. 1993; PRACH et al. 1996; NAIMAN & DÉCAMPS 1997). The Upper Vltava River floodplain seems to be the last flat floodplain in the Czech Republic where, with the exception of the local effects of upwelling spring water and limited anthropogenic eutrophication, there is a decreasing nutrient gradient from the river to the floodplain margins. The whole floodplain is only slightly eutrophied, which is also rare in Central Europe. This oligo-mesotrophic status is reflected in the vegetation, including the low occurrence or absence of nitrophilous species.

Implications for management

The floodplain lies in a strictly protected zone of the National Park, thus no substantial eutrophication and large-scale disturbances are expected in the future. However, some problems still remain. The hydrology of some peatlands is locally influenced by past drainage. The alluvial grasslands, formerly used to grow hay, are mostly abandoned now. This supports the expansion of competitive graminoids such as *Deschampsia cespitosa* (L.) P.B. and *Carex brizoides* L. accompanied by a decrease in species diversity (see Table 1). Restoration of locally disturbed hydrology through blocking of drainage ditches as well

as regular cutting of species rich mesic meadows and treeless fens (the vegetation units 4 and 8 in Table 1) are among management priorities. On the other sites, non-intervention management is preferred. Our cross-section transects may easily be re-sampled, thus allowing for future some investigations to better understand the long-term dynamics of this important and rare ecosystem.

Acknowledgements

The study was supported by the Czech Ministry of Environment and by a grant from the Czech Grant Agency No. 526/00/1442. It was the main body of the Ph.D. study by I. Buřková at the Department of Botany, Faculty of Biological Sciences, University of České Budějovice. M. Bastl performed most computations, analyses of water samples were performed by S. Krysl, bryophyte identifications were revised by J. Kučera. We thank all of them. We thank Keith Edwards for English revision. We are obliged to the Administration of the Šumava National Park and Protected Landscape Area for support, and F. Stíbal, M. Rudlová and L. Dvořák for their help with the field work. Further, we thank Ab Grootjans and anonymous reviewers for their helpful comments.

References

- Amoros C., Roux A.L., Rezagrabellet J.L., Bravard J.P. and Pautou G. 1987. A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regul. Rivers* 1: 17–36.
- Anonymous 1980. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington.
- Beneš J. 1996. The synantropic landscape history of the Šumava Mts (Czech side). *Silva Gabreta* 1: 237–241.
- Boon P.J., Davies B.R. and Petts G.E. (eds) 2000. *Global Perspectives on River Conservation*. Science, Policy and Practice. John Wiley & Sons, Chichester, 548 pp.
- Bornette G., Amoros C., Piegay H., Tachet J. and Hein T. 1998. Ecological complexity of wetlands within a river landscape. *Biol. Conserv.* 85: 35–45.
- Buřková I., Prach K. and Bastl M. 2005. Relationships between vegetation and environment within the montane floodplain of the upper Vltava River (Šumava National Park, Czech Republic). *Silva Gabreta Supplement 2*: 1–78.
- Carling P.A. and Petts G.E. 1992. *Lowland Floodplain Rivers: Geomorphological Perspectives*. John Wiley & Sons, Chichester, 302 pp.
- Chauvet E. and Décamps H. 1989. Lateral interactions in a fluvial landscape: the River Garonne, France. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 8: 9–17.
- Day R.T., Keddy P.A., McNeill J. and Carleton T. 1988. Fertility and disturbance gradients: a summary model for riverine marsh vegetation. *Ecology* 69: 1044–1054.
- De Becker P., Hermy M. and Butaye J. 1999. Ecohydrological characterization of a groundwater-fed alluvial floodplain mire. *Appl. Vege. Sci.* 2: 215–228.
- de Mars H., Wassen M.J. and Peeters W.H.M. 1996. The effect of drainage and management on peat chemistry and nutrient deficiency in the former Jezgrznia-floodplain (NE Poland). *Vegetatio* 126: 59–72.
- de Waal L.C., Large A.R.G. and Wade P.M. (eds) 1998. *Rehabilitation of Rivers. Principles and Implications*. Wiley, Chichester.
- Dierssen K. 1996. *Vegetation Nordeuropas*. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), 840 pp.
- Ellenberg H., Weber H.E., Dül R., Wirth V., Werner W. and Paulissen D. 1991. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. *Scripta Geobotan.* 18: 1–248.
- Fennessy S. 1993. *Riparian Buffer Strips: Their Effectiveness for the Control of Agricultural Pollution*. World Wide Fund for Nature, Report 210/89, University College London.
- Gilvear D.J., Sadler P.J.K., Tellam J.H. and Lloyd J.W. 1997. Surface water processes and groundwater flow within a hydrologically complex floodplain wetland, Norfolk Broads, UK. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 1:

- Godreau V., Bornette G., Frochot B., Amoros C., Castella E., Oertli B., Chambaud F., Oberti D. and Craney E. 1999. Biodiversity in the floodplain of Saone: a global approach. *Biodivers. Conserv.* 8: 839–864.
- Grieve I.C., Gilvear D.G. and Bryant R.G. 1995. Hydrochemical and water source variations across a floodplain mire, Insh Marshes, Scotland. *Hydrol. Process.* 9: 99–110.
- Grootjans A.P. 1985. Changes of Ground Water Regime in Wet Meadows. Casparine Heerhugowaard b.v, Groningen, 146 pp.
- Grootjans A.P., van Wirdum G., Kmmers R. and van Diggelen R. 1996. Ecohydrology in The Netherlands: principles of an application-driven interdiscipline. *Acta Bot. Neerl.* 45: 491–516.
- Haycock N.E., Pinay G. and Walker C. 1993. Nitrogen retention in river corridors: European perspective. *Ambio* 22: 340–346.
- Khaite P.A., Nikanorov A.M., Yereschukova M.G., Prach K., Vadineanu A., Oldfield J. and Petts G.E. 2000. River conservation in central and eastern Europe (incorporating the European parts of the Russian Federation). In: Boon P.J., Davies B.R. and Petts G.E. (eds), *Global Perspectives on River Conservation*. John Wiley & Sons, New York, pp. 105–126.
- Kučera J. and Váňa J. 2003. Check- and red list of bryophytes of the Czech Republic (2003). *Preslia* 75: 193–222.
- Kubát K. (ed.), 2002. Klíč ke květeně České republiky (in Czech). Academia, Praha, 927 pp.
- Malanson G.P. 1995. *Riparian Landscapes*. Cambridge University Press, 296 pp.
- Malard F., Tockner K., Olivier M.J.D. and Ward J.V. 2002. A landscape perspective of surface–subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biol.* 47: 621–640.
- Naiman R.J. and Décamps H. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28: 621–658.
- Neuhäslöva Z. (ed.) 2001. The map of potential natural vegetation of the Šumava National Park, Explanatory text. *Silva Gabreta Supplement 1*: 75–129.
- Petts G.E. and Amoros C. 1996. *Fluvial Hydrosystems*. Chapman and Hall, London.
- Prach K., Jeník J. and Large A.R.G. (eds), 1996. *Floodplain Ecology and Management. The Lužnice River in the Třeboň Biosphere Reserve, Central Europe*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 285 pp.
- Schreiber H. 1924. Moore des Böhmerwaldes und des deutschen Südböhmen. IV. Sebastianberg, 119 pp.
- Sokal R.R. and Rohlf F.J. 1995. *Biometry*. W. H. Freeman & Co, New York, USA.
- Spitzer K. 1994. Biogeographical and ecological determinants of the central European peat bog *Lepidoptera*: the habitat island approach to conservation. *Nota Lepid.* Supplement 5: 45–49.
- Steiner G.M. 1992. *Österreichischer Moorschutzkatalog*, 4 Aufl., Wien, 509 pp.
- Succow M. and Jeschke L. 1990. *Moore in der Landschaft*. Urania-Verlag, Leipzig-Jena-Berlin, 268 pp.
- Svobodová H., Reille M. and Goeury C. 2001. Past vegetation dynamics of Vltavský luh (Upper Moldau River valley) in Šumava (Bohemian Forest), Czech Republic. *Vege. Hist. Archeobot.* 10: 185–199.
- ter Braak C.J.F. and Šmilauer P. 2002. *Canoco Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5) – Microcomputer Power*. Ithaca, New York, 500 pp.
- Tockner K., Malard F. and Ward J.V. 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrol. Process.* 14: 2861–2883.
- Vesecský A. 1961. *Podnebí Československé republiky [Climate of Czechoslovakia]*. Praha, 379 pp., Tab., 6 maps, (in Czech).
- Ward J.V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 8(1): 2–8.
- Ward J.V., Tockner K., Arscott D.B. and Claret C. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biol.* 47: 517–539.
- Wassen M.J., van Diggelen R., Wolejko L. and Verhoeven J.T.A. 1996. A comparison of fens in natural and artificial landscapes. *Vegetatio* 126: 5–26.
- Whitton B.A. 1975. *River Ecology*. Blackwell, Oxford, 725 pp.
- Willby N.J., Murph K.J., Gilvear D.J., Grieve I.C. and Pulford I.D. 1997. Hydrochemical-vegetation interactions on a Scottish floodplain mire. *BHS Occasional Paper (British Hydrological Society)*, pp. 40–52.



3.

Relationships between vegetation and environment within the montane floodplain of the Upper Vltava River (Šumava National Park, Czech Republic)

BUFKOVÁ I., PRACH K. & BASTL M., 2005
Silva Gabreta, Supplementum, 2: 1-78

Relationships between vegetation and environment within the montane floodplain of the Upper Vltava River (Šumava National Park, Czech Republic)

Abstract

Vegetation units were described in detail and then vegetation mapping performed at a broader scale of the studied Upper Vltava floodplain (Šumava National Park, Czech Republic), and detailed analyses of vegetation and hydrochemical parameters conducted along three cross-sectional transects. Data analysis using multivariate methods showed that the following characteristics appeared to be significantly correlated with the vegetation pattern: mean position of water table; distance from the river; pH, concentration of NH_4 , and content of humic acids in groundwater. Two distinct zones were distinguished in the floodplain: Zone I, under the direct influence of the river; and Zone II, under the prevailing influence of water coming from adjacent upland and/or from upwelling deep groundwater. A diverse mosaic of riparian communities was typical for Zone I, while peatlands characterised Zone II. The high diversity of the floodplain vegetation, and the occurrence of many rare, endangered and phytogeographically important species, indicate the uniqueness of the floodplain within central Europe. The floodplain still exhibits an oligotrophic-mesotrophic status, with only very localised human-induced eutrophication, and its protection should be among the priorities of the Šumava National Park.

Key words: groundwater table, hydrochemistry, ordination, plant communities, species diversity, vegetation-environment relationships, vegetation mapping

INTRODUCTION

River floodplains have attracted considerable attention during recent decades. As important ecotones between terrestrial and freshwater ecosystems (e.g., PINAY et al. 1990, HOLLAND et al. 1991), they play a crucial role in the control of fluxes of energy, materials and organisms throughout the surrounding landscape (DÉCAMPS 1984, CHAUVET & DÉCAMPS 1989, MITSCH & GOSSELINK 1986, WARD 1989, NAIMAN & DECAMPS 1990, NAIMAN et al. 1989, PRACH & RAUCH 1992, DÉCAMPS 1993, MALANSON 1993, BILLEN et al. 1995). Distinctive features of alluvial systems include the open character of the fluxes, and the spatial and temporal heterogeneity of all environmental variables, which are principally related to the river's natural dynamics. A mosaic of hydro-geomorphological and vegetation units is the most evident feature of this heterogeneity (HUPP & OSTERKAMP 1985, PRACH et al. 1996, NAIMAN & DÉCAMPS 1997, BORNETTE et al. 1998). Although the predominant flows occur in the longitudinal, downstream dimension, we must also incorporate lateral and vertical flows into our views on the functioning of any river floodplain. All such flows are only fully operating in natural floodplains, where there is good connectivity between the river and its corridor (PRACH et al. 1996). However, natural connectivity between the river and its floodplain has decreased along many large rivers in Europe due to long-term degradation (AMOROS et al. 1987, DÉCAMPS et al. 1988, PRACH et al. 1996, LARGE & PRACH 1998, GODREAU et al. 1999) and the diversity of interactions between vegetation and environment has been considerably reduced far and wide. Thus, it is eminently useful to study the ecological functioning of those river corridors which still preserve the natural character of their streams and floodplains – in order to understand natural processes as a necessary basis for the potential rehabilitation of disturbed rivers and their floodplains (JOYCE &

WADE 1998).

The most diverse of environmental mosaics are usually expressed along larger streams with wide and physically complex floodplains: where the lateral dimension in land-water ecotones is best developed (MALANSON 1993). Topographic variation, primarily conditioned by fluvial dynamics and regular flood pulses, here results in many different microhabitats and predetermines unusually diverse environmental and vegetation patterns. The flat, broad floodplains of lowland rivers, with their horizontal dimension, naturally differ in their heterogeneity from the narrow floodplains of montane streams, with their largely manifested vertical dimension of the valley. A rather unusual situation develops if a montane river forms an open flat valley, which is just the case of the river in this study.

In any floodplain, three main river-induced gradients are the most evident and they are also considered to be responsible for vegetation pattern: (1) a moisture gradient; (2) a nutrient gradient, and (3) a gradient of disturbance intensity (DAY et al. 1988). The disturbances can be either natural (floods) or human-induced (e.g. mowing of alluvial meadows). Although all the above-mentioned gradients are important and related each other, water-table fluctuations are usually considered to be a key factor, i.e. the main driving variable (e.g. MALANSON 1993). PRACH (1992) demonstrated the topographic-moisture gradient to be the most responsible for vegetation variability in the floodplain of the Lužnice River in combination with the disturbance regime. Detailed hydrological studies have revealed that among a site's variation, the relative importance of different water sources is reflected in a hydrochemical pattern (GILVEAR et al. 1997, GILLER & WHEELER 1988). Spatial correlation of variations in groundwater chemistry and water table with vegetation, biomass and biodiversity have been documented, for example, by WILLBY et al. (1997) and ROSS et al. (1998).

In central Europe, most rivers and their floodplains have been altered by various human activities (OPRAVIL 1983) and there are very few rivers which still possess natural flow dynamics (KHAITER et al. 2000). In the Czech Republic, the traditional river-engineering-oriented approach to rivers led, particularly in the 1970s and 1980s, to the canalization of nearly all remaining unregulated rivers, including even small montane streams which had no real effects on flood reduction or the agricultural use of river corridors. In relation to that, the well-preserved part of the montane floodplain of the Vltava River gave a notable opportunity for a detailed ecological study of a relatively natural alluvial environment. Being part of the extensive border region, neglected for political reasons, many human activities had been reduced here for almost the whole second half of the 20th century. As a result, important ecological processes were left to be preserved or were less influenced than those in heavily-populated and intensively-used interior landscapes. From a biogeographical point of view, the importance of this fluvial landscape widely overcomes its regional dimension. Its high proportion of relic habitats, particularly peatlands, as well as the frequent boreal or boreo-montane elements in its local flora contribute to a specific character of vegetation: the area can be viewed as 'an island of boreal landscape in central Europe'. The study was conducted from 1998 to 2002 with its main aim being to describe the vegetation pattern and vegetation-environment relationships within the floodplain.

STUDY AREA

GEOMORPHOLOGY

The flat montane floodplain of the Vltava River is situated in the Bohemian Forest (=Šumava Mts.), in the south-western part of the Czech Republic (Fig. 1). The Vltava River rises in the upland area named Kvildské Pláně at an altitude of about 1250 m a.s.l. (Fig. 2). After flowing down through the upland landscape, it enters the old Tertiary valley called Vltavická Brázda (CHÁBERA 1987). This flat and broad valley was formed by the intensive tectonic activity during the Tertiary Period, which was induced by the orogenic processes in the adjacent area of the Alps (LOŽEK 2001).

The bottom of this large and open valley is filled up by late Pleistocene and Holocene deposits (LOŽEK 2001). It is characterised by a well-developed floodplain, the upstream part of which was the subject of this study (Fig. 2). The intensively studied floodplain section is located between the settlements of Soumarský Most and Želnavá at approximately 390 and 365 stream kilometres, respectively, as measured from the mouth, and it represents the best developed part of the floodplain. The total area under interest was about 12 km². The floodplain under study is relatively wide (about 1.5 km), the river slowly meandering, with a broken micro-topography, including many oxbows, pools, backwaters, etc., in various stages of terrestrialisation.

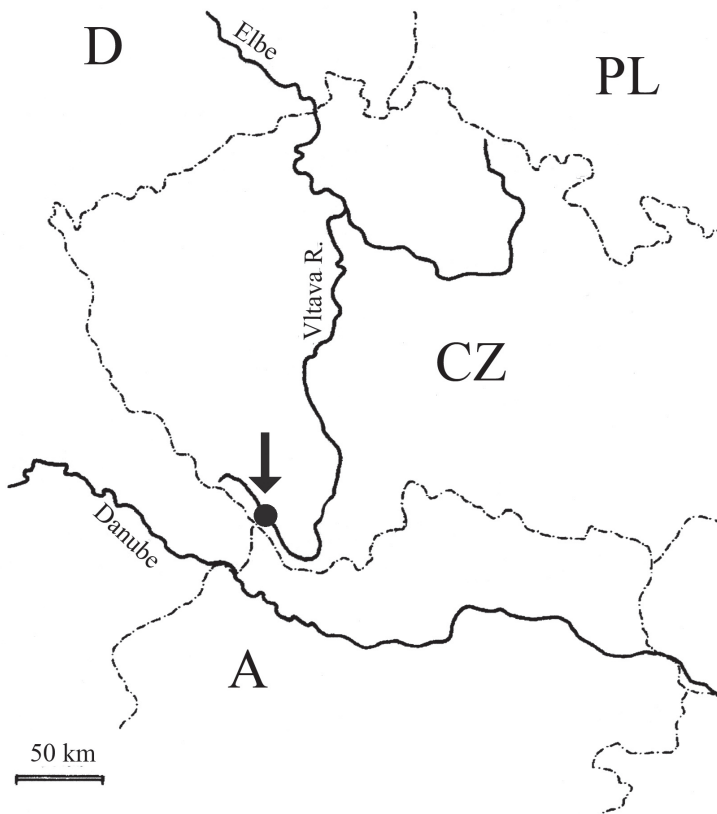


Fig. 1. Location of the study area in central Europe.

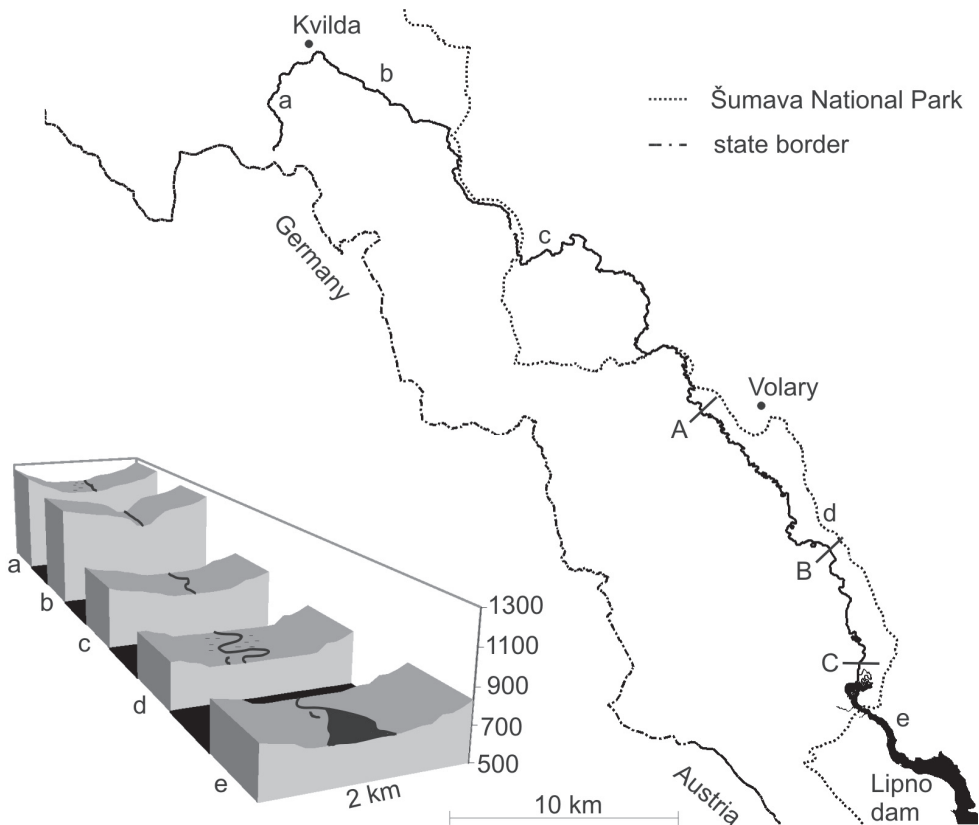


Fig. 2. Schematic cross-section diagrams of the Upper Vltava River valley and the location of the studied transects (A–C).

Despite the whole floodplain being located in a montane landscape it has, from the geomorphological point of view, the character of a lowland riparian landscape (ŠINDLAR 1999). The floor of the river valley slopes gently from approximately 730 to 720 m a.s.l. within the geographical distance of about 15 km. The real channel length, nevertheless, is much longer and reaches about 25 km due to the river's high sinuosity. The stream slope does not exceed 0.8‰. The floodplain is clearly bounded by moderately-rising upland slopes, with developed distinct terraces in places.

Geology and pedology

The geology of the area is characterised by predominating granitoids that belong to the Šumava part of the Moldanubian Pluton. The prominent mountain ridge southwards from the floodplain is built up mainly by granitic rocks of the Plechý Granite Massive (BABŮREK 1996) consisting especially of medium to coarse grained mica-biotite granite, and in places of porphyritic biotite granite, but fine or medium textured mica-biotite granites are also present (MIKSA & OPLETAL 1995, PELC 1996). These granitoids are acidic substrates poor in bivalent cations (Ca, Mg) and they contain higher amounts of potassium (LOŽEK 2001). Northwards from the floodplain, can be found syenitic rocks of the Želnavské Hory massif (BABŮREK 1996). They extend into the Stožec Mt. group situated above the northwest part

of the studied floodplain. This bedrock is generally richer both in bases and nutrients. Around the northwest upstream part of the floodplain, Moldanubian migmatites such as cordierite-biotite migmatite also occur (MIKSA & OPLETAL 1995, PELC 1996, ALBRECHT 2003). Within the floodplain, the geological bedrock is covered by various Quarternary fluvial deposits e.g. sands and gravels, finer loamy sands and muddy loams (ALBRECHT 1979, LOŽEK 2001).

Because a nutrient-poor and acidic substratum prevails in the area, histosols usually covered by various peatlands and waterlogged spruce forests are well represented in the floodplain. Extensive peat bogs (valley-raised bogs) have developed here since the Late Glacial (SOUKUPOVÁ 1996) and now cover a substantial part of the floodplain (SCHREIBER 1924). Together with the histosols, gleysols and fluvisols are also occurring (ALBRECHT 1979, 2003, PETRŮŠ & NEUHÄUSLOVÁ 2001).

Climate

The studied floodplain is mostly situated within the cold climatic region, sub-region CH7 (QUITT 1971). The macroclimate in this area is characterised by lower temperature fluctuations – a less humid summer, only a moderately cold spring, a moderate autumn and a long, but moderate and moderately-humid winter. The mean annual temperature is about 5.2 °C and mean annual precipitation about 857 mm, as can be seen from the climate diagram in Fig. 3 (VESECKÝ 1961, SOFRON et al. 2001). The valley is situated in the rain-shadow of the prominent mountain ridge and is also influenced by föhn winds originating in the Alps (ALBRECHT 1992). The area is therefore warmer and drier than the cold and humid central plateau of the Bohemian Forest that is characterised by an annual precipitation of 1000 mm or more.

The mesoclimate in the valley is strongly influenced by temperature inversions, which are responsible for frequent horizontal precipitation mostly from fogs and lower temperature minima. The more continental character of the climate, in comparison with other parts of the mountains, can be illustrated by minimum ground temperatures being repeatedly measured below –5 °C in July on peat bogs in the floodplain during periods with daily maxima about 25 °C (K. PRACH, unpubl.).

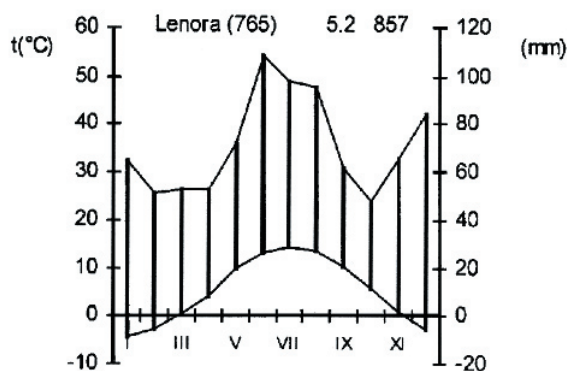


Fig. 3. Climadiagram from the meteorological station Lenora. Explanations: The value behind the locality name represents altitude, the following two values average annual temperature and average annual precipitation. Based on 50 years measurements. After NEUHÄUSLOVÁ (2001), used with permission.

Hydrology

The natural river dynamics is still preserved and the area is annually flooded, mostly in spring. Because of the river's mountainous character, the discharge fluctuates considerably depending on the precipitation in its catchment. The Hydrometeorological Institute maintains a control site at stream kilometre 378 near the settlement Chlum, which is close to the centre of the studied floodplain. The catchment area for the control site is approximately 341 km², mean annual discharge is 5.89 m³.s⁻¹, and the one-hundred year discharge is expected to be 174 m³.s⁻¹ (Hydrometeorological Institute, unpublished data).

Phytogeographical relations and potential vegetation

The whole basin of the Upper Vltava River is a part of the phytogeographical region 'Šumavské Oreophytikum', where it forms the distinct phytogeographical unit Horno-vltavská Kotlina (SKALICKÝ 1968, SKALICKÝ 1972). The local flora is rich in montane species with a high frequency of boreo-montane and boreo-continental elements (CULEK 1996), including glacial and early Holocene relicts such as: *Andromeda polifolia*, *Carex limosa*, *Polemonium caeruleum*, *Vaccinium uliginosum*, *Nuphar pumila*, *Oxycoccus palustris*, *Galium boreale*, *Ledum palustre*, *Spiraea salicifolia*, etc. In addition to the prevailing montane and submontane species, slightly thermophilous species (e.g., *Brachypodium pinnatum* or *Galium verum*) penetrate towards the valley from the adjacent Bohemian Forest foothills, being supported by various human activities after deforestation. Due to the area's geographical position in the southeastern part of the Bohemian Forest, the flora is greatly influenced by species coming from the Alps (Alpine elements) such as: *Poa chaixii*, *Cardaminopsis halleri*, *Thalictrum aquilegifolium*, *Willemetia stipitata*, *Aconitum plicatum*, etc. (ALBRECHT 1992). The spectrum of different phytogeographical elements within the floodplain is enriched by the occurrence of some subatlantic elements like *Erica tetralix*, whose micropopulation, recorded from the Mrtvý Luh peat bog, represents the only locality of this species in the whole Bohemian Forest (PROCHÁZKA & ŠTECH 2002).

The rich phytogeographical relations described above, combined with the migration of many species along the river corridor, have predetermined an unusually diverse flora, encompassing also numerous species which are rare or even missing in other parts of the Bohemian Forest or even the whole country: *Nuphar pumila*, *Potamogeton alpinus*, *Utricularia ochroleuca*, *Sparganium natans*, *Erica tetralix*, *Ledum palustre*, *Galium boreale*, *Peucedanum palustre*, *Lysimachia thyrsiflora*, *Dactylorhiza traunsteineri*, *Dianthus superbus* ssp. *superbus*, *D. sylvaticus*, *Cicuta virosa*, *Carex cespitosa*, *Pseudolysimachion maritimum*, *Stellaria longifolia*, *Spiraea salicifolia*, *Carex buekii* (ŠÁDLO & BUFKOVÁ 2002, and see Appendix 2.).

Within the studied floodplain section, the potential natural vegetation is formed mainly by a mosaic of waterlogged spruce forests and various peatlands. The riverbank vegetation along the Vltava River and its large tributaries is represented by a strip of alluvial woodlands dominated by *Alnus incana* (MIKYŠKA et. al. 1968–1972). According a detailed analysis by NEUHÄUSLOVÁ (2001), the potential natural vegetation is represented by extensive waterlogged spruce forests (ass. *Mastigobryo-Piceetum*) alternating with frequent peat bogs (as. *Pino rotundatae-Sphagnetum*). The high proportion of peatlands along the Upper Vltava River has been recorded by many authors (e.g. SCHREIBER 1924, RUDOLPH 1928).

Ombrotrophic peat bogs developed within the floodplain belong to the valley-raised bog type, called locally in Czech “luh” or “niva” and in German “Au”, being generally related to flat river basins in the Bohemian Forest (SOUKUPOVÁ 1996). Similar peat bogs, covered by bog pine forest but lacking open treeless bog expanses, have also been recorded from the Křemelná River valley in the northwestern part of the mountain range (SOFRON 1981, SVOBODOVÁ et al. 2002). According to SVOBODOVÁ et al. (2001), the complex of peat bogs in the southeastern Bohemian Forest includes the oldest mires of the whole mountain range. Deposits originating in the Late Glacial, dated to 13 000 BP, have been found present in the profile of some bogs in the valley. The hydrology, hydrochemistry and vegetation cover of these peat bogs, as well as their history of terrestrialisation, differ considerably from those that developed on the central plateau of the Bohemian Forest (SOUKUPOVÁ 1996). The history of peatlands in the studied floodplain is characterised by alternations of treeless and forested vegetation including *Alnus-Betula* phases (SVOBODOVÁ et al. 2001). Alluvial grey alder woodland with birch (*Alnus incana-Betula pubescens* com.) is also supposed to be an important element of potential natural vegetation in the floodplain, especially on regularly flooded and waterlogged habitats of sand-gravel substrates (NEUHÄUSLOVÁ 2001).

From the biogeographical point of view, the importance of this fluvial landscape surpasses its purely regional dimension, and this is true not only for its flora but also for its fauna (SPITZER 1988, 1994; HORA et al. 1997). The high proportion of relict habitats, particularly peatlands, as well as frequent boreal or boreo-montane elements in the biota, contribute to the specific character of the area's nature.

History of human impact

The studied area represents one of the best preserved floodplains in the Czech Republic (ŠINDLAR 1998). Human pressure on riparian ecosystems has been limited here, both by the mountainous conditions and by the peculiar post-war development of the whole border region. The area was colonised relatively late, during the 16th century (BENEŠ 1995, 1996), and human activity has been considered to have reached its peak at the end of the 19th and beginning of the 20th century. During that period, the original floodplain forests were fragmented and deforested land was managed mostly as regularly-cut meadows (SCHREIBER 1924, HOLUBIČKOVÁ 1960). Hay was usually gathered in specific, localized wooden haylofts, and it was transported from the less accessible and muddiest sites in winter, when the floodplain was frozen (VOKURKA 2001).

In addition, some of the extensive peat bogs were used for manual peat cutting, as documented already by SCHREIBER (1924). Waterlogged habitats, particularly at greater distances from the river, were often drained by a network of shallow surface ditches with the aim of enabling both peat extraction and the surrounding landscape's cultivation. Due to their gradual terrestrialisation, the effects of shallow drainage ditches have considerably decreased up to the present (HOLUBIČKOVÁ 1960), except for several sites where drainage was improved and deepened during the period of agricultural intensification in the 1970s and 1980s. At the end of the 19th century, some river segments (up to 10% of the total length of the river) were straightened to facilitate wood logging, and the embankment of some eroded banks was undertaken in a primitive way using wood and stones.

For nearly the whole second half of the 20th century, the floodplain itself was neglected as far as human activity is concerned, as it formed part of the “Iron Curtain” border area, which locked the country during the communist dictatorship. The majority of alluvial meadows were abandoned and only a part of the adjacent hillslopes continued to be intensively used for agriculture, with some accompanying adverse effects of drainage and eutrophication. In the 1950s, the Lipno Reservoir was constructed and the resulting reservoir covered a considerable part of the floodplain downstream from the study area. Despite this, the river dynamics with regular flood pulses are still preserved in the floodplain upstream of the dam, as well as the most important ecological processes. There is also a relatively high proportion of forest on its hillslopes, particularly on those adjacent to the right side of the floodplain. The whole area is characterised by a low density of local population, with an absence of industrial centres in the floodplain’s surroundings. Water quality is therefore generally high. The floodplain itself is without urbanisation. Because of its high natural values, the floodplain was included into the core area of the Šumava National Park in 1992 and designated as a Ramsar Site.

History of botanical research

Despite its high biodiversity and well-preserved natural values, the area has been rather neglected for a long time and a detailed vegetation survey as well as a complete floristic inventory have still not been undertaken. This was partially caused by the lack of accessibility in the area following World War II, when the existence of the ‘Iron Curtain’ considerably limited all research activity over almost the whole Bohemian Forest region (MÁNEK et al. 2000).

Among the best-known habitats in the floodplain are peatlands, particularly peat bogs, whose unique environment had already attracted considerable attention. At the beginning of the 20th century, an inventory of peatlands in the Bohemian Forest was performed by SCHREIBER (1924), including the floodplain of the Upper Vltava River. In addition to some basic characteristics such as total area, altitude, depth of peat layer, etc., data recorded from certain peat bogs also encompassed some approximate information on the occurrence of important plant species, present land cover (meadow, forest, open bog) or type of land use. More detailed information concerning the vegetation of some peat bogs now covered by the Lipno Reservoir was given by RUDOLPH (1928). The second inventory of peat bogs in the Bohemian Forest was organised in the 1960s, but it focused mainly on information concerning the abiotic environment useful for potential peat extraction and lacked more detailed vegetation data (WAIS et al. 1966). Only the vegetation of Mrtvý Luh bog, being the largest peat bog in the whole Czech Republic, was well documented (HOLUBIČKOVÁ 1960, ALBRECHT 1979). SVOBODOVÁ et al. (2002) give a comparison of plant cover and past vegetation development in five mountain mires from different orographic and mesoclimatic situations along a NW-SE transect through the Bohemian Forest. This analysis includes two valley-bottom peat bogs from the broad floodplain of the Upper Vltava River which forms part of the subject of this study. A palaeobotanical survey of valley-raised bogs in that part of the valley flooded by the Lipno Reservoir was performed by MÜLLER (1927). A reconstruction of past vegetation dynamics in the floodplain was given by SVOBODOVÁ et al. (2001).

Another investigated habitat in the area was the river itself. RYDLO (1995) described communities of water macrophytes found in the Teplá Vltava River between the settlement Lenora and the Lipno Reservoir (396.5 and 365 stream km, respectively). He also analysed the changes in populations of water macrophytes between the years 1992 and 1997 (RYDLO 1998a). Rare plant communities and species, occurring in well-developed oligotrophic pools in the oxbows, were also recorded by RYDLO (1998b). Within the floodplain, the complex of nutrient-rich, open habitats along the river were described by SÁDLO & BUFKOVÁ (2002) in relation to the possible relict origin of their vegetation. The most detailed floristic inventory in the floodplain in the past was made by S. Kučera, but unfortunately his field records were never completed and published (KUČERA, pers. comm.). Phytogeographical relations in the area were analysed by SKALICKÝ (1968, 1972). The same author also performed a floristic survey of the downstream part of the floodplain, which was later flooded by Lipno Reservoir (SKALICKÝ 1953).

MATERIALS AND METHODS

DATA COLLECTION

In 1998 and 1999, the vegetation map was made in the field onto aerial photos at scale 1 : 5000. Delimitation of mapped vegetation units was made *a priori*, based on a preliminary survey of the study area. The units (30) were distinguished using dominant species. Phytosociological relevés, 16 m² in size in treeless vegetation and 625 m² in woody vegetation, were made to describe the vegetation units during the full vegetation season (from June to August) in 1997–2000. Relevés describing vegetation in the whole floodplain were recorded by standard methods (MORAVEC 1994) using a semi-quantitative, 7-degree Braun-Blanquet scale (van der MAAREL 1979) for an estimation of cover for all vascular plant species, mosses and lichens. Names of vascular plant species follow KUBÁT et al. (2002), bryophytes VÁŇA (1997). Syntaxa used in the text without any citation, as well as diagnostic species of higher syntaxonomic units in relevés (Appendix 1), follow MORAVEC (1995). For the purposes of some subsequent analyses and the interpretation of results, the units were grouped into 15 categories, reflecting also the physiognomy of stands and site environmental factors, especially site moisture and trophic conditions (see Table 1). The vegetation map was finally digitised in the GIS Arc-Info program to evaluate long-term vegetation changes, namely the expansion of woody species, available aerial photos (scale 1 : 5000), taken in 1947 and 1999, were compared.

For a detailed analysis of vegetation pattern along the cross-sections, and of the relationships between vegetation and abiotic environmental factors, three transects (Transects A–C) perpendicular to the river were established across the floodplain. The detailed locations of all the analysed transects are given in Fig. 2, and their basic characteristics, including ranges of altitude, are summarised in Table 2. The transects were selected with the aim of characterising floodplain sections influenced by various types and intensity of human impacts. They encompassed both right and left bank sides of the floodplain up to their respective terraces. There was one exception on the leftside part of Transect A, where an extensive peat bog was recently extracted; this disturbed area was excluded from the analysis. The sites located on the margins of the adjoining upland were included in all

Table 1. Vegetation units delimited a priori in the floodplain: a) grouped vegetation units considering species composition, physiognomy and environmental factors, b) more detailed level of vegetation units based on the dominant species, c) corresponding traditional phytosociological units of the Zurich-Montpellier system.

| a) Grouped vegetation units | b) Vegetation units based on dominants | c) Corresponding phytosociological units of the Z-M system | Boreholes |
|--|---|--|-------------------|
| 1. Water macrophytes a) | <i>Potamogeton natans-Elo-dea canadensis</i> com. | <i>Nymphaeion albae</i> , <i>Magnopotamion</i> (<i>Elodeetum canadensis</i>) | |
| | <i>Nuphar pumila</i> com. | <i>Nymphaeion albae</i> (<i>Nupharetum pumilae</i>) | |
| | <i>Utricularia australis</i> com. | <i>Utricularion vulgaris</i> (<i>Utricularietum australis</i>), <i>Sphagno-Utricularion</i> (<i>Sparganietum minimi</i>) | |
| 2. Tall-sedge and tall-grass marshes a) | <i>Carex buekii-Phalaris arundinacea</i> com. | <i>Phalaridion arundinaceae</i> (<i>Caricetum buekii</i> , <i>Chaerophyllo-Phalaridetum arundinaceae</i>) | A7, B16, C8, C9 |
| | <i>Carex rostrata</i> com. | <i>Caricion rostratae</i> (<i>Caricetum rostratae</i>) | B14 |
| | <i>Carex vesicaria</i> com. | <i>Caricion gracilis</i> (<i>Caricetum vesicariae</i>) | A9, A11 |
| | <i>Phalaris arundinacea-Carex acuta</i> com. | <i>Caricion gracilis</i> (<i>Phalaridetum arundinaceae</i>) | A6, B9, C13 |
| | <i>Calamagrostis canescens</i> com. | <i>Magnocaricion elatae</i> | C16 |
| | <i>Phragmites australis</i> com. | | |
| | <i>Sparganium erectum</i> com. | <i>Phragmition communis</i> (<i>Sparganietum erecti</i>) | |
| 3. Tall-herb marshes a) | <i>Filipendula ulmaria</i> com. | <i>Calthion</i> (<i>Filipendulenion</i>) | A4, B17, C14, C17 |
| | <i>Iris sibirica-Pseudolysimachion longifolium</i> com. | <i>Calthion</i> (<i>Filipendulenion</i>) | C11 |
| 4. Alluvial meadows a) | <i>Deschampsia cespitosa-Alopecurus pratensis</i> com. | <i>Alopecurion</i> (<i>Sanguisorbo-Deschampsietum cespitosae</i>), <i>Calthion</i> (<i>Deschampsio-Cirsietum heterophylli</i>) | A3, B12, C10 |
| | alluvial mesic meadows | <i>Molinion</i> (<i>Sanguisorbo-Festucetum commutatae</i>), <i>Polygono-Trisetion</i> | A8, A10, B13 |
| | <i>Carex brizoides</i> com. | <i>Calthion</i> (<i>Calthenion</i>) | B7, B10, B15, C12 |
| 5. Willow swamps | <i>Salix cinerea</i> com. | <i>Salicion cinereae</i> | C15 |
| 6. <i>Spiraea salicifolia</i> stands | <i>Spiraea salicifolia</i> com. | <i>Salicion cinereae</i> (?) | A5, C7 |

Table 1. Continued.

| | | | |
|--|--|---|-----------------------------|
| 7. Riverside woodland | <i>Salix fragilis</i> - <i>Alnus incana</i> com. | <i>Salicion albae</i> , <i>Alnion incanae</i> | |
| 8. Waterlogged spruce forest | <i>Picea abies</i> com. | <i>Piceion excelsae</i> (<i>Mastigobryon-Piceetum</i>) | |
| 9. Raised bogs | <i>Pinus rotundata</i> com. | <i>Sphagnion medii</i> (<i>Pino rotundatae-Sphagnetum</i>) | B2 |
| a) | | | |
| b) | <i>Vaccinium uliginosum</i> - <i>Calluna vulgaris</i> com. | <i>Oxycocco-Empetrium hermaphroditum</i> | |
| c) | bare peat with scarce vegetation cover | | |
| 10. Fen woods | <i>Betula pubescens</i> - <i>Pinus sylvestris</i> com. | <i>Betulion pubescentis</i> | A12, B3 |
| 11. Short-sedge mires and grass fens (treeless fens) | <i>Carex rostrata</i> - <i>C. canescens</i> com. | <i>Sphagno recurvi</i> - <i>Caricion canescentis</i> | B8 |
| a) | | | |
| b) | <i>Carex nigra</i> - <i>C. rostrata</i> com. | <i>Sphagno recurvi</i> - <i>Caricion canescentis</i> , <i>Caricion fuscae</i> | B1, B4, B6, B11, C2, C4, C6 |
| c) | <i>Molinia caerulea</i> com. | <i>Sphagno recurvi</i> - <i>Caricion canescentis</i> (<i>Polytrichum commune</i> - <i>Molinietum caeruleae</i>) | B5, C3 |
| 12. Forest cultures | <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Picea abies</i> | | |
| 13. Successive woody vegetation | <i>Pinus sylvestris</i> - <i>Betula pendula</i> com. | | |
| 14. Upland meadows | | <i>Polygono-Trisetion</i> | A1, A2, C1, C18 |
| 15. Arable land | | | B18 |

other cases.

Transect A crossed the upper part of the studied floodplain segment, north of the settlement Dobrá, at about stream km 382 (from mouth). It represented a highly-deforested and intensively-drained floodplain section, particularly on the right bank, with the extracted peat bog on the left side. Transect B was situated downstream at stream km 373.5, about 1.2 km west of the settlement Pěkná. The wide right side part of the floodplain, which is very asymmetric here, is relatively well-preserved with a high proportion of natural vegetation. It encompasses a distinct mosaic of ombrotrophic peat bogs, fragmented riparian forests, marshes and various types of woody vegetation succession developed in abandoned alluvial meadows. The narrow and treeless left bank of this transect is considerably influenced by intensively-used agricultural land situated on the adjacent terrace. Lastly, transect C crossed the wide downstream floodplain section at about stream km 367, 1.6 km southwest of the settlement Želna. As mostly treeless floodplain, it is rich in marshes, abandoned alluvial grasslands and minerotrophic mires. Along all three transects, plastic boreholes were installed to characterise the main vegetation units distinguished in distinct microtopographical features, including elevated features such as ridges and levees, surface

Table 2. Base environmental and vegetation characteristics of borehole sites established along three transects across the floodplain to analyse relationships between vegetation and abiotic factors.

| Bore-hole number | River bank: L-leftbank R-right-bank | Altitude(m) | Distance from the river (m) | Microtopography (* upland) | Vegetation |
|------------------|---|-------------|-----------------------------|----------------------------|--|
| Transect A: | | | | | |
| A1 | R | 749.39 | 387 | * hillslope | hillslope meadow |
| A2 | R | 743.95 | 260 | * hillslope foot | hillslope meadow |
| A3 | R | 743.01 | 153 | backswamp | alluvial meadow |
| A4 | R | 742.75 | 104 | backswamp | tall-herb marsh |
| A5 | R | 742.78 | 88 | backswamp | <i>Spiraea salicifolia</i> stand |
| A6 | R | 742.56 | 25 | backwater | tall-grass marsh |
| A7 | R | 742.99 | 10 | riverbank | tall-sedge marsh |
| A8 | L | 742.93 | 56 | elevation | alluvial meadow |
| A9 | L | 742.20 | 86 | cut meander | tall-sedge marsh |
| A10 | L | 742.80 | 142 | elevation | alluvial meadow |
| A11 | L | 741.63 | 172 | cut meander | tall-sedge marsh |
| A12 | L | 741.77 | 306 | backswamp | fen wood |
| Transect B: | | | | | |
| B1 | R | 730.97 | 679 | backswamp | grass fen |
| B2 | R | 729.64 | 512 | backswamp | peat bog |
| B3 | R | 729.16 | 454 | backswamp | fen wood |
| B4 | R | 728.92 | 393 | backswamp | grass fen |
| B5 | R | 728.80 | 336 | backswamp | grass fen |
| B6 | R | 728.77 | 314 | backswamp | short-sedge mire |
| B7 | R | 729.00 | 283 | elevation | alluvial meadow |
| B8 | R | 728.34 | 260 | cut meander | short-sedge mire |
| B9 | R | 728.40 | 249 | cut meander | tall-grass marsh |
| B10 | R | 728.68 | 220 | elevation (former leveé) | alluvial meadow with successive woody vegetation |
| B11 | R | 728.39 | 204 | depression | short-sedge mire |
| B12 | R | 728.87 | 166 | elevation | alluvial meadow with successive woody vegetation |
| B13 | R | 728.91 | 60 | elevation | alluvial meadow |
| B14 | R | 728.01 | 31 | cut meander | tall-sedge marsh |
| B15 | R | 729.35 | 8 | river bank (leveé) | alluvial meadow |
| B16 | L | 728.61 | 18 | near riverbank depression | tall-grass marsh |
| B17 | L | 728.74 | 52 | backswamp | tall-herb marsh |
| B18 | L | 730.90 | 111 | * hillslope | arable land |

Table 2. Continued.

| Transect C: | | | | | |
|-------------|---|--------|-----|-------------------|----------------------------------|
| C1 | R | 732.59 | 534 | * hillslope | hillslope meadow |
| C2 | R | 730.78 | 455 | hillslope foot | grass fen |
| C3 | R | 731.23 | 418 | backswamp | grass fen |
| C4 | R | 729.90 | 367 | backswamp | short-sedge mire |
| C5 | R | 729.50 | 329 | backswamp | dwarf-shrub fen |
| C6 | R | 728.45 | 274 | backswamp | short-sedge mire |
| C7 | R | 728.21 | 205 | depression | <i>Spiraea salicifolia</i> stand |
| C8 | R | 728.48 | 48 | riverbank (leveé) | tall-sedge marsh |
| C9 | R | 727.54 | 13 | riverbank | tall-grass marsh |
| C10 | L | 728.13 | 47 | riverbank | alluvial meadow |
| C11 | L | 727.76 | 76 | cut meander | tall-herb marsh |
| C12 | L | 728.39 | 93 | elevation | alluvial meadow |
| C13 | L | 727.67 | 113 | cut meander | tall-sedge marsh |
| C14 | L | 728.18 | 187 | elevation | tall-herb marsh |
| C15 | L | 727.99 | 227 | depression | willow swamp |
| C16 | L | 728.29 | 265 | backswamp | tall-grass marsh |
| C17 | L | 728.54 | 311 | backswamp | tall-herb marsh |
| C18 | L | 731.52 | 370 | * hillslope | hillslope meadow |

depressions such as swales, old cut meanders and marginal depressions. The exact elevation of the surface at each borehole was measured by a surveyor's level (see Table 2). The position of the water table, as well as the pH and conductivity of the groundwater, were measured in each borehole at two-week intervals from April to November, in 1998, 1999 and 2000. Correction of conductivity values for acid waters was performed according to SJÖRS (1950). Water samples, both from boreholes and the river itself, were taken four times in 1999 for a detailed hydrochemical analysis, including content of main cations and anions. NH_4^+ and PO_4^{3-} concentrations were determined using spectrophotometry, and NO_3^{2-} and SO_4^{2-} concentrations by ion chromatography. Cations [Mg^{2+} , Ca^{2+} , Fe (total), K^+ , Na^+] were determined using flame atomic absorption spectrometry (AAS). Humic acids in water samples were extracted into pentanol under acid conditions and then re-extracted into water under alkaline conditions. The level of colour intensity in alkaline water was directly proportional to the concentration of humic acids. For determination of TOC (total organic carbon), organic carbon was oxidised on a platinum catalyser and the carbon from CO_2 determined by undispersed IR spectroscopy.

The vegetation around each borehole was sampled in 4×4 m permanently-fixed quadrats during July and August 1999. Percentage cover values for all vascular plants and bryophytes present on the permanent plots were estimated visually.

Data analyses

The vegetation records and environmental data from all three transects were pooled and analysed using multivariate techniques by the program CANOCO 4.5 (TER BRAAK &

ŠMILAUER 2002). Canonical Correspondence Analysis (CCA) was used as the direct ordination method and Detrended Correspondence Analysis (DCA) as the indirect ordination method. Both methods consider unimodal responses of species to environmental gradients. The species percent cover data were log-transformed. Forward selection of environmental variables, using Monte-Carlo permutation tests, was conducted to select variables in CCA. The matrix of Pearson correlation coefficients (SOKAL & ROHLF 1995) between all measured environmental variables, the number of species in a sample and the Shannon-Weaver (SW) diversity index (SHANNON & WEAVER 1949) were calculated.

RESULTS

VEGETATION PATTERN OVER THE FLOODPLAIN

General description

Hydrogeomorphological processes in the floodplain, combined with the long-term traditional cultivation of the riparian landscape, have predetermined a patchy and unusually diverse vegetation pattern. It can be seen from Fig. 4, where an idealised cross-section is presented and the main vegetation units distinguished are related to the floodplain hydrogeomorphology.

The vegetation cover still includes a high proportion of natural vegetation, forming a complex mosaic with the secondary alluvial grasslands. The natural plant communities

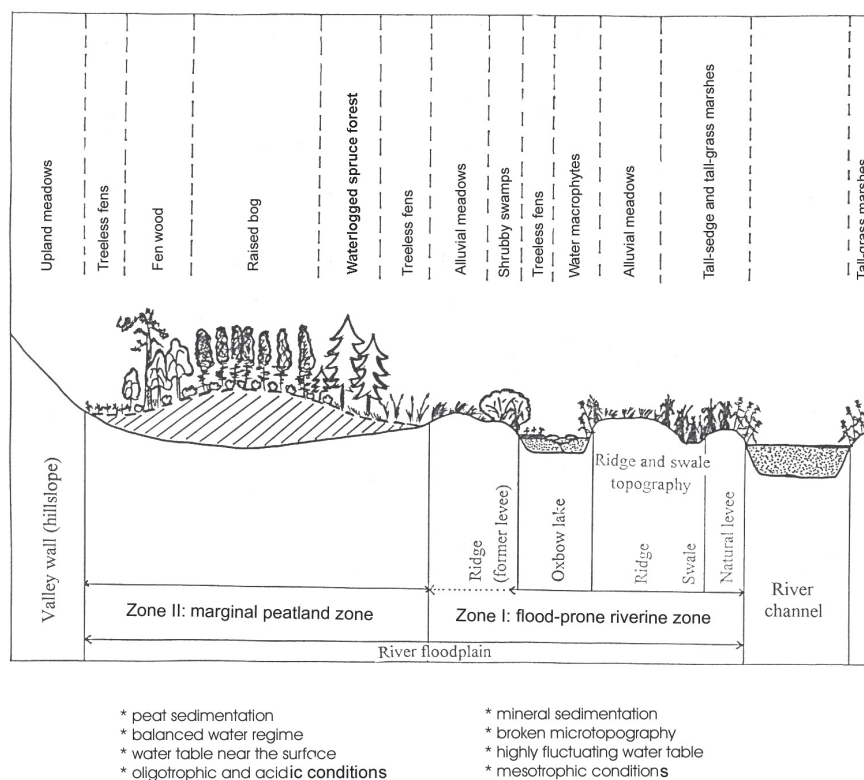


Fig. 4. Idealised cross-section profile of the floodplain.

often occupy waterlogged sites, including relict habitats such as peatlands and oligotrophic pools. As can be seen from the vegetation maps (Insert I), ombrotrophic peat bogs (valley raised bogs) are well developed here and their extensive and prolonged domes are arranged in a chain along the river, covering a considerable part of the floodplain. Because of the natural river dynamics, the marginal lagg parts of the peat bogs are usually asymmetric. They are very narrow towards the river due to ongoing erosion by floods, and rather wide on the edge adjacent to the hillslopes. The predominating vegetation on peat bogs is the bog pine forest (ass. *Pino rotundatae-Sphagnetum* from the all. *Sphagnion medii*). The treeless dwarf shrub vegetation of the all. *Oxycocco-Empetrion hermaphroditum* is also present, especially in the central parts of larger peat bogs. Pools are not developed and therefore vegetation of the all. *Leuko-Scheuchzerion palustris* is only rarely present in shallow hollows of the largest peat bogs.

The valley raised bogs are surrounded by various woody fens, waterlogged spruce forests (all. *Betulion pubescentis*; ass. *Mastigobryo-Piceetum* from all. *Piceion excelsae*) or treeless grass fens and minerotrophic mires (especially the all. *Sphagno recurvi-Caricion cannescentis* and all. *Caricion fuscae*). Treeless fens and mires are human-induced and their proportion depends on the extent of past deforestation and management. The vegetation of both ombrotrophic and minerotrophic peatlands forms a quite broad and more or less continuous belt towards the foot of hillslopes, outside of the regularly-flooded riverine zone. The peat bogs, waterlogged spruce forests, marshes and patches of water macrophytes represent fragments of natural vegetation, occurring predominantly in the wetter parts of the floodplain.

Close to the river, natural vegetation is related mainly to old cut meanders and often to flooded surface depressions. Hydric succession in cut-off meanders includes various successional stages of vegetation: from water macrophytes towards terrestrial plant communities. Their relative proportion in a cut-off meander largely reflects its “age”, expressed by its degree of connectivity to the active river channel. As the first stages of the hydrosere, there are various emergent and submerged plant communities of the all. *Lemnion minoris*, *Utricularion vulgaris*, *Nymphaeion albae*, and *Magnopotamion*. Several well-isolated and oligotrophic pools are even inhabited by rare communities belonging to the all. *Sphagno-Utricularion*. Rather oligotrophic waters of the isolated oxbows and pools are often overgrown by floating *Sphagnum* mats, with vegetation of short-sedge mires belonging to the all. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*. Later stages of terrestrialisation, when cut meanders or their segments are already filled with sediments, are represented by tall-sedge and tall-grass stands of the alliances *Caricion gracilis*, *Caricion rostratae*, *Phalaridion arundinaceae*, and *Magnocaricion elatae*. The process of terrestrialisation is usually ended by willow (especially the all. *Salicion cinereae*) and alder stands (all. *Alnion incanae*).

Generally, tall-sedge and tall-grass stands, dominated by *Carex buekii* and *Phalaris arundinacea*, are the dominant vegetation in the whole riverbank strip, including both surface depressions and elevations. Riparian woodland, represented mainly by alder and willow stands of the alliances *Alnion incanae*, *Salicion triandrae*, *Salicion cinereae*, and *Salicion albae* (stands of *Salix fragilis*), is only fragmentary in the floodplain due to deforestation in the past.

The secondary alluvial grasslands are usually related to elevated parts of the topograph-

ic surface or to shallow depressions both within and outside the regularly-flooded zone along the river. The meadows, conditioned by traditional management, include especially communities of the alliances *Alopecurion*, *Molinion*, and *Polygono-Trisetion*. However, the majority of alluvial meadows are nowadays abandoned and therefore various degradation stages, dominated by several competitive species such as *Carex brizoides*, *Deschampsia cespitosa*, *Filipendula ulmaria*, and *Carex buekii*, are quite frequent. Secondary succession in the neglected alluvial meadows includes also the expansion of trees and shrubs (see below) and now results in a mosaic of early successional woodland dominated mostly by *Pinus sylvestris* and *Betula pendula*.

It is clearly evident that the complex vegetation pattern comprises a wide range of vegetation types – from water macrophytes and wetlands to mesic plant communities – occupying various habitats of the broken floodplain surface topography. The high vegetation diversity is striking, particularly in the context of the Bohemian Forest as a whole, where the highly forested landscape, from the vegetation point of view, is relatively uniform. We can expect that the natural river dynamics lead to continuous development and formation of early successional stages, particularly in wetland habitats. Secondary succession proceeds in abandoned alluvial grasslands, and often results in a mosaic of early successional woodlands, but it also causes degradation of former species-rich alluvial meadows.

Vegetation units mapped

1. Water macrophytes (*Nymphaeion albae*, *Magnopotamion*, *Utricularion vulgaris*, *Sphagno-Utricularion*) – 1a, 1b, 1c

Macrophyte vegetation of still waters is related to small but frequently occurring water bodies, such as various oxbow pools and backwaters in the floodplain. Water bodies form a “shifting mosaic” of spatially and temporarily unstable habitats – and diverse water macrophytes represent the early successional stages in their process of terrestrialisation. The spectrum of water macrophytes in a distinct water body reflects, to a large extent, both its ecological condition and its history. Various submerged, floating-leaved and emergent macrophytes were recorded in the floodplain. As they usually form small-scale patches closely connected to one another in a diverse mosaic, they were grouped into one broad vegetation unit and mapped together. The following text gives some brief ecological and phytosociological characteristics of the main macrophytes found in the floodplain.

One group of water macrophytes consists of more nutrient-demanding species that prefer still nutrient-rich waters. Among this group, *Potamogeton natans* belongs to the most common species of water macrophytes in the area with a relatively broad ecological range. It can occupy almost all types of floodplain water bodies. Species-poor stands dominated by *Potamogeton natans* (*Nymphaeion albae*) are related mostly to backwaters or the downstream ends of cut-off meanders still connected with the active river channel. In these habitats, *Potamogeton natans* occurs in contact with *Sparganium emersum* and stands of *Elodea canadensis* (*Magnopotamion*). The last species often forms a lower sub-layer beneath the main canopy of larger macrophytes and is abundant especially in those water bodies influenced by eutrophication (for example, from adjacent hillslopes). In addition, all three species can also appear in water bodies with a slightly oligotrophic condition, where they grow in contact with stands of another water macrophytes, such as *Nuphar lutea* or *N. pumila*.

Another group of macrophytes includes species with lower nutrient demands which are related to rather oligotrophic still waters. They usually occur in the reaches of oxbows of higher sinuosity, where deep pools are maintained close to former eroded banks (river-cut cliffs or bluffs). Still water in such water bodies is less influenced by river water because of its distance from the active channel or even isolation from it. Four micropopulations of *Nuphar pumila* were found in deeper, unshaded pools of cut meanders situated downstream of the confluence of the Teplá and Studená Vltava Rivers. The relict community with *Nuphar pumila* belongs to the association *Nupharetum pumilae* (*Nymphaeion albae*). Similar habitats, but only upstream of the confluence of both Vltava Rivers, are occupied by *Nuphar lutea*-dominated stands. For comparison, stands of *Utricularia australis* (*Utricularietum australis*, *Utricularion vulgaris*) and *Utricularia ochroleuca* (*Sphagno-Utricularion*) are related mostly to still waters of small and well-isolated pools. Free-floating colonies of both species usually occur in close contact to *Sphagnum* mats with vegetation of *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*. Communities with *Sparganium natans* (*Sphagno-Utricularion*), rarely recorded from the area (RYDLO 1998b), have similar ecological demands.

2. Tall-sedge and tall-grass marshes

Tall-sedge and tall-grass marshes (see Appendix 1a) represent the prominent vegetation type of the regularly-flooded zone adjacent to the river. They form a complex vegetation mosaic, generally composed of species-pure stands composed of a few dominants with different ecological demands. Various plant communities inhabiting the different microhabitats of the broken topography along the river are usually small-scaled and arranged closed to each other.

2a. *Carex buekii* s.lat.-*Phalaris arundinacea* com. (*Phalaridion arundinaceae*)

Marshes dominated by *Carex buekii* (including the hybrid species *Carex* × *vratislaviensis*: *C. buekii* × *C. gracilis*) and *Phalaris arundinacea* belong to the most abundant vegetation units in the floodplain. They follow the river and old-cut channels as a nearly continuous belt of riverbank vegetation and frequently link small lateral tributaries. They have their optimal development on well-drained sediments of natural leveés or other similarly elevated surfaces, but they can inhabit some shallow depressions of undulating riverbank microtopography as well. Large-scale stands are relatively frequent. Habitats are regularly overflowed by nutrient-richer river water, but the duration of floods is usually short. The water regime is unbalanced and stands tolerate a low groundwater table during the dry ecophase in summer (Fig. 5a).

Both dominant species can affect each other, but *Phalaris arundinacea* seems to prefer shallow surface depressions with a less-fluctuating water table. Only a few species can grow between dense and high tussocks of *Carex buekii* and its hybrid *Carex* × *vratislaviensis*: present are mostly species of *Filipendulenion* and *Alopecurion* (*Filipendula ulmaria*, *Polemonium caeruleum*, *Sanguisorba officinalis*, and *Alopecurus pratensis*). Typical nitrophilous species like *Urtica dioica* or *Anthriscus sylvestris* are also present, but are less frequent and less abundant. The moss layer is either of one species or absent. Syn-taxonomically, stands described belong to *Phalaridion arundinaceae*, particularly to *Caricetum buekii*, in places with transitions to *Chaerophyllo-Phalaridetum arundinaceae*.

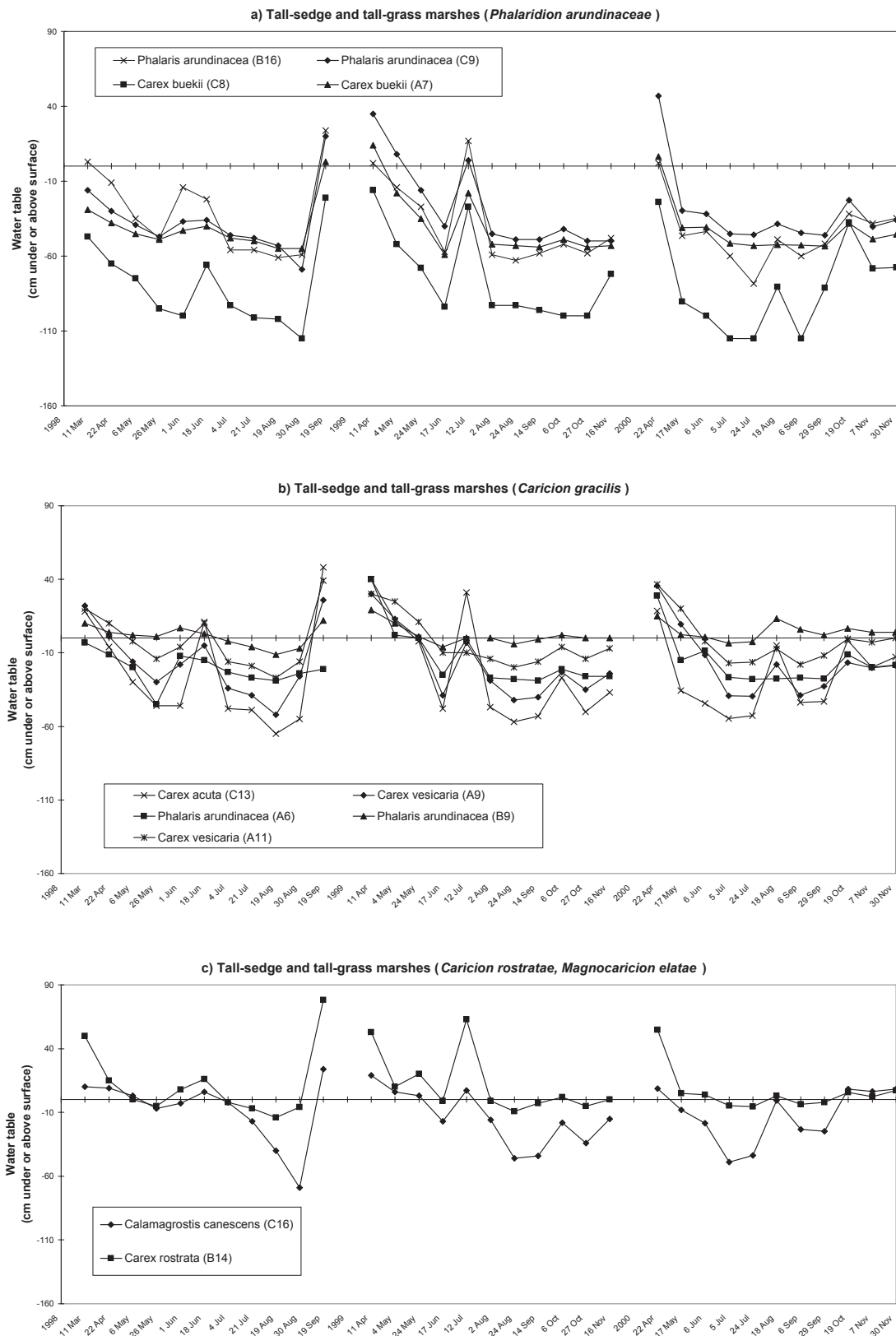


Fig. 5. Groundwater table fluctuations under the different vegetation units (characterised by dominant species) during the years 1998–2000.

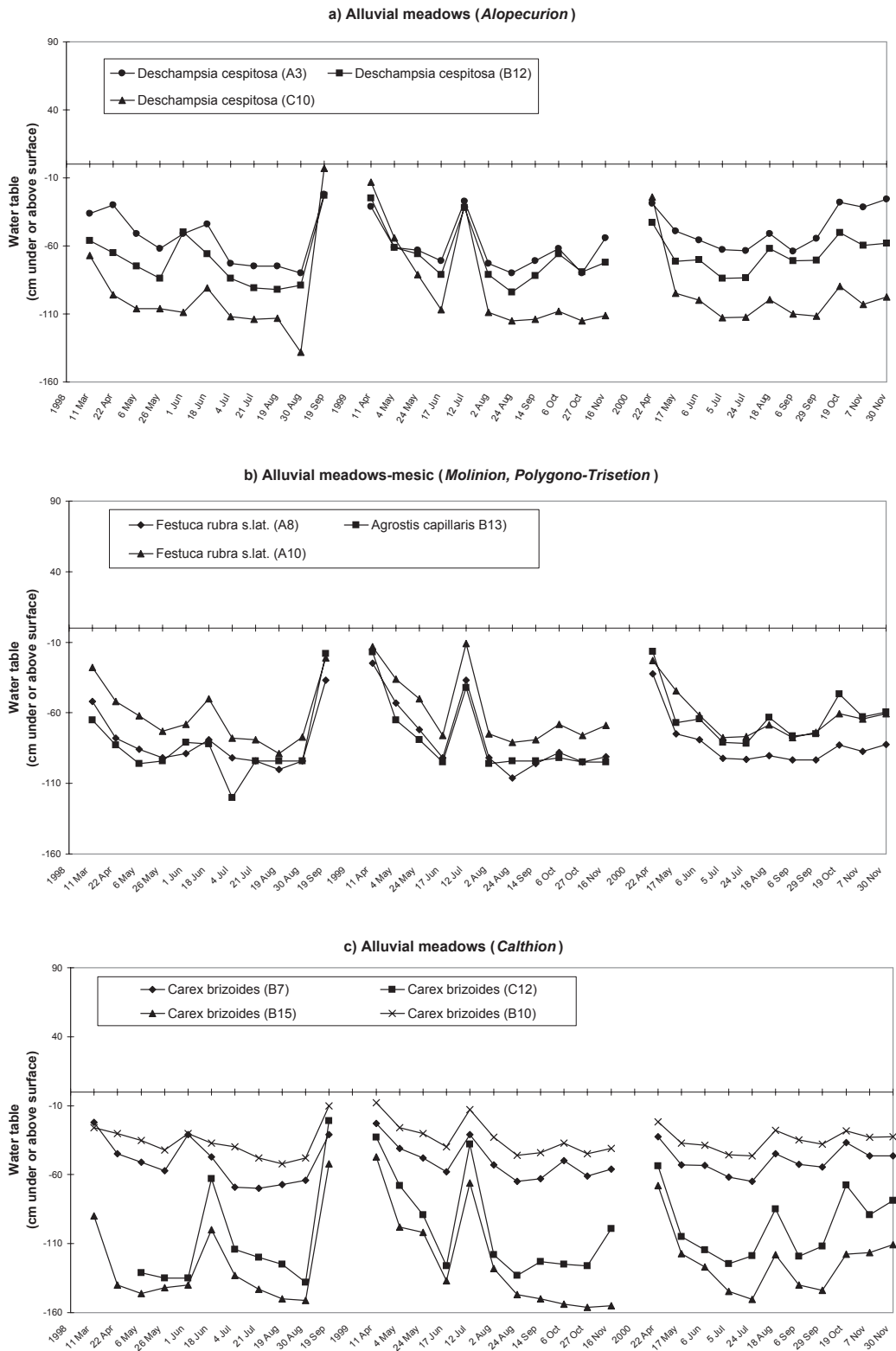


Fig. 6. Groundwater table fluctuations under the different vegetation units (characterised by dominant species) during the years 1998–2000.

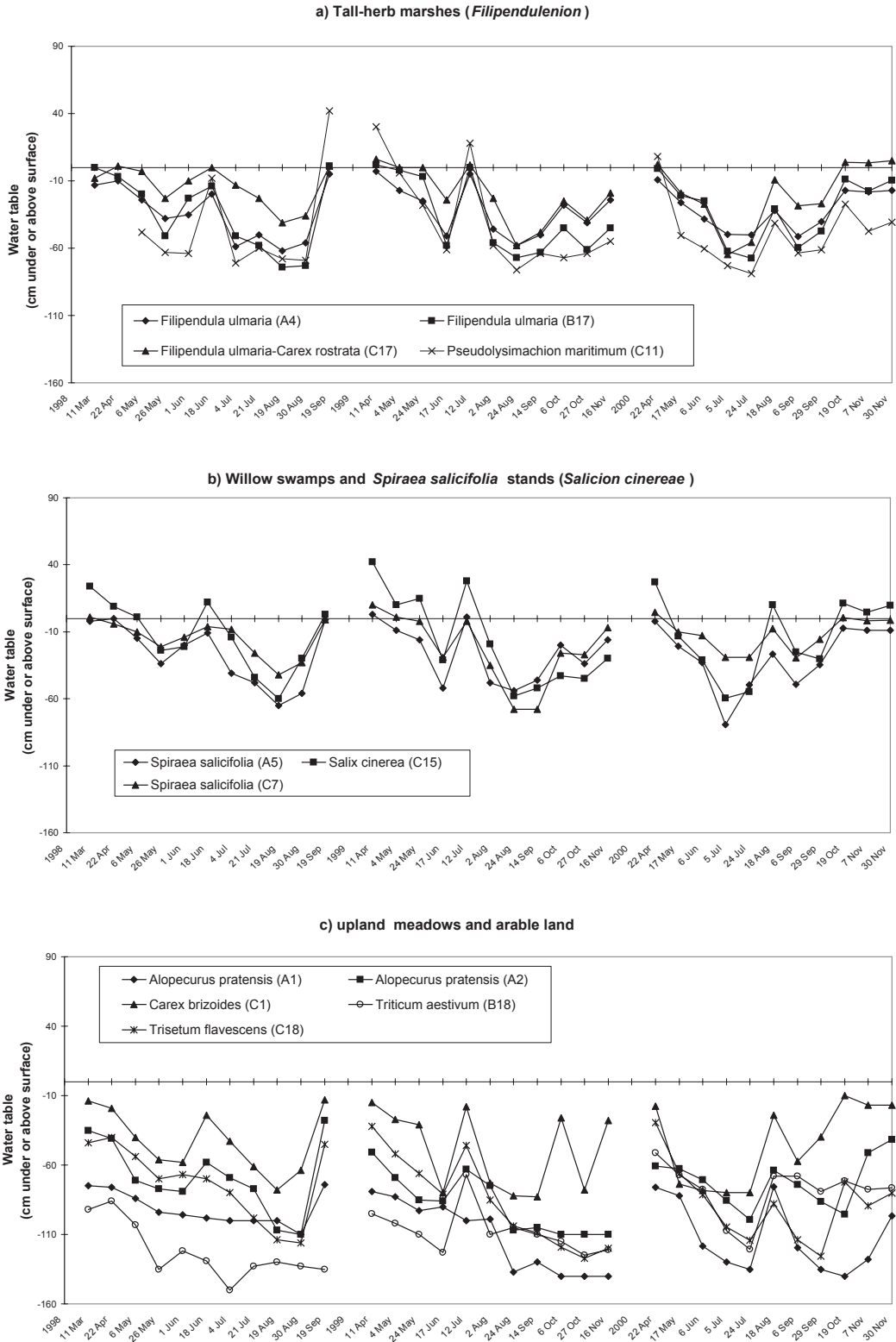


Fig. 7. Groundwater table fluctuations under the different vegetation units (characterised by dominant species) during the years 1998–2000.

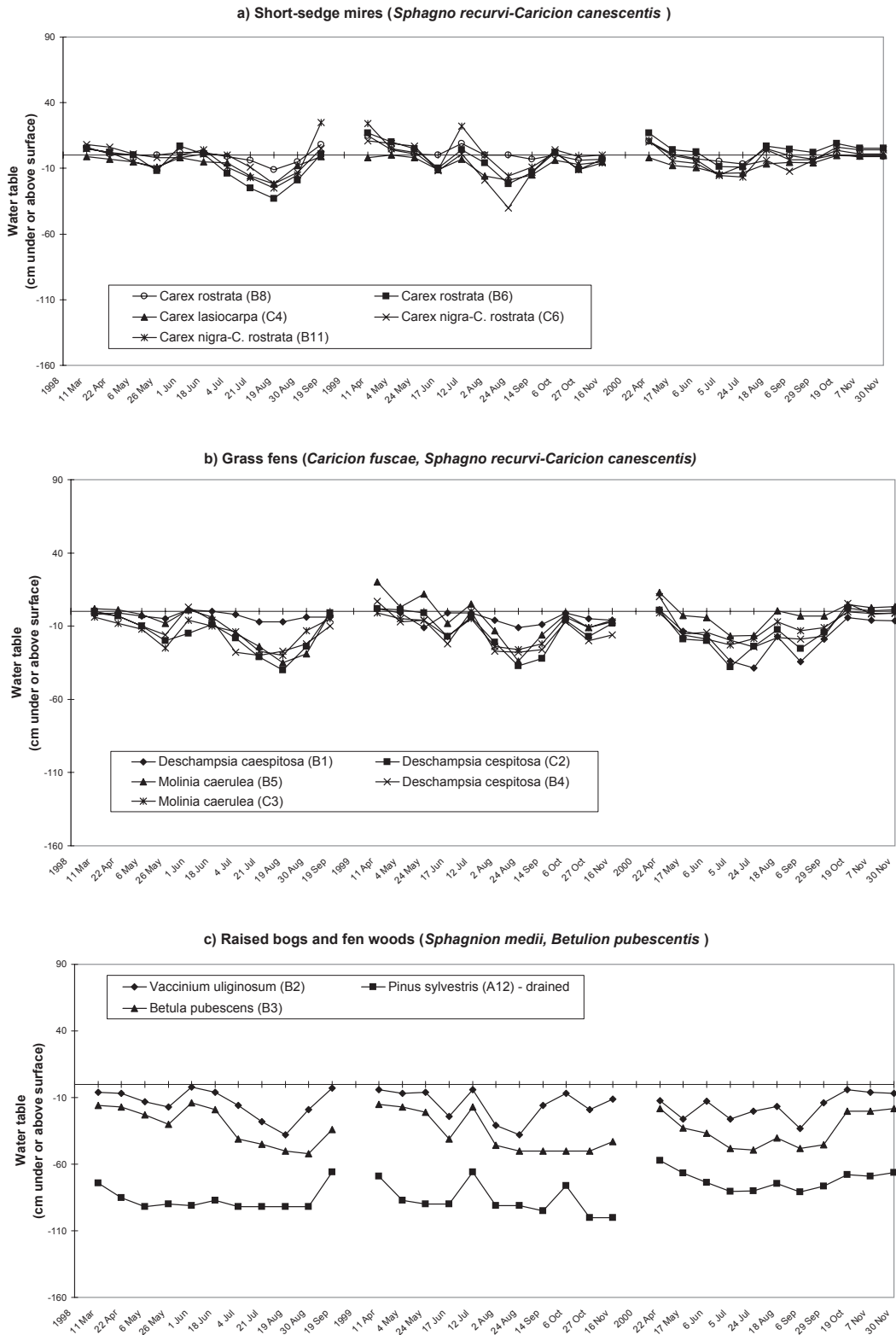


Fig. 8. Groundwater table fluctuations under the different vegetation units (characterised by dominant species) during the years 1998–2000.

The community is often adjacent to *Caricion gracilis*, *Caricion rostratae* or some vegetation of water macrophytes. From the floodplain of the Upper Vltava River, the community has been recorded by SÁDLO & BUFKOVÁ (2002).

2b. *Carex rostrata* com. (*Caricion rostratae*)

A relatively frequent but rather small-scale vegetation unit occupying various waterlogged habitats. It is not restricted to the regularly-flooded zone and can be found throughout the whole floodplain. It represents a naturally-silting community of backwaters and cut meanders influenced by river water, but it can also inhabit some small flooded depressions outside the oxbow system. Secondly, it contributes to the terrestrialisation of old surface-drainage ditches in the floodplain. The water table is maintained near the surface for almost the whole vegetation period, though with a high-fluctuation amplitude caused namely by the series of regular flood pulses. Overflooded sites are characterised by a longer persistence of flood waters (Fig. 5c).

Stands belong to *Caricetum rostratae* (*Caricion rostratae*, *Magnocaricetalia*) and their physiognomy, built mainly by the dominant *Carex rostrata*, is uniform with only the scarce presence of other uliginous species (e.g. *Potentilla palustris*, *Peucedanum palustre*). They are distinguished from other *Carex rostrata*-dominated vegetation occurring in the floodplain (see below) namely by the absence of species of *Scheuchzerietalia palustris*; also *Sphagnum* species are lacking in the moss layer, often being completely absent.

2c. *Carex vesicaria* com. (*Caricion gracilis*)

Small-scale stands of *Carex vesicaria* are relatively common in surface depressions in the flooded zone close to the river. They can occur in a mosaic with the previous community, especially on the bottom of old cut meanders in those segments which are already filled by sediments. Site hydrology is less balanced. Habitats are regularly flooded for almost two months in the spring (April–May), but during summer the water table can sink up to 50 cm below the surface (Fig. 5b). At the end of the vegetation period, the water table increases or stands can be overflooded again.

Analysed stands belong to *Caricetum vesicariae* (*Caricion gracilis*, *Magnocaricetalia*). The community is generally characterised by single-species composition. Except for the dominant *Carex vesicaria*, species of *Caricion rostratae* (*Carex rostrata*) or *Caricion gracilis* are rarely present. The moss layer is not usually developed.

2d. *Phalaris arundinacea*-*Carex acuta* com. (*Caricion gracilis*)

This naturally-silting community of cut meanders and backwaters is frequently developed in the regularly flooded floodplain section. Both habitat conditions and species composition are different from those of *Phalaris arundinacea*-dominated stands classified under the *Carex buekii*-*Phalaris arundinacea* community described above. The water regime is less variable and a fall in the water table during dry periods is not so distinct. Habitats are flooded at a higher frequency and flood duration is longer (Fig. 5b).

Stands belong to *Phalaridetum arundinaceae* (*Caricion gracilis*, *Magnocaricetalia*). Their physiognomy is created mainly by *Phalaris arundinacea* and *Carex acuta*. Other alliance species present are especially *C. vesicaria* and *Peucedanum palustre*. Numerous species of *Caricion rostratae* (*Carex rostrata*, *Potentilla palustris*, and *Galium palustre*)

were recorded as well. Stands are usually arranged in a complex mosaic with other silting communities, such as *Caricetum vesicariae*, *Caricetum rostratae* or *Salicion cinereae*.

2e. *Calamagrostis canescens* com.

This scattered small-scale community prefers wet depressions both within and outside the regularly flooded zone. In places it inhabits well-terrestrialised parts of old cut channels. The water table is maintained at a relatively deep level (about 40 cm) below the surface for most of the growing season, but stands can be flooded for a short time (Fig. 5c).

The stand structure is strongly determined by the dominating *Calamagrostis canescens*. In addition to the dominant species, some elements of *Caricion gracilis* or *Filipendulenion* frequently appear (e.g. *Carex vesicaria*, *Lysimachia vulgaris*, and *Filipendula ulmaria*). Stands occur adjacent to *Phalaridion arundinaceae*, *Caricion gracilis*, and *Filipendulenion*.

2f. *Phragmites australis* com.

Phragmites australis only rarely occurs in the studied floodplain section. A few small-scaled and atypical stands were recorded on peaty soils in laggs of valley-bottom mires. Besides the dominant *Phragmites australis*, they are characterised by abundant sedge species (especially *Carex rostrata*) and a well-developed moss layer formed by *Sphagnum* species. The community is usually adjacent to *Sphagno recurvi-Caricion canescentis* (*Carex rostrata* com., *Molinia caerulea* com.), *Carex lasiocarpa* com., and to *Betulion pubescentis*.

Outside the studied floodplain section, a typical reedgrass stand of *Phragmition communis* (*Phragmitetalia*) frequently occurs in the shore zone of the Lipno Reservoir.

2g. *Sparganium erectum* com. (*Magnocaricion elatae*)

These physiognomically conspicuous stands are formed by the nominate subspecies *Sparganium erectum* ssp. *erectum*. Although relatively common, they usually occur only in small patches or strips. They are related to shallow, standing or slightly flowing waters close to the river, particularly in the mouth of cut meanders or backwaters.

3. Tall-herb marshes

3a. *Filipendula ulmaria* com. (*Calthion*)

Small patches dominated by *Filipendula ulmaria* (see Appendix 1b) are incorporated in the diverse vegetation mosaic of the regularly-flooded riverine zone. Large-scale stands, on the other hand, are often close to the hillslope edges of the floodplain, which are enriched by nutrients from adjacent upland landscape. *Filipendula ulmaria* seems to prefer heavy and less permeable wet soils. The less-fluctuating water table is maintained mostly within 10–40 cm below the surface, with the exception of regular falls during dry summer periods (Fig. 7a).

Analysed stands belong to *Filipendulenion* (*Calthion*, *Molinieta*). Their physiognomy is formed by the dominant *Filipendula ulmaria*, but other meadow species of *Calthion* and *Alopecurion* are also present (*Alopecurus pratensis*, *Carex brizoides*, *Cirsium heterophyllum*, *Sanguisorba officinalis*, etc.). Among frequent accessory species are *Aconitum plicatum*, *Spiraea salicifolia*, *Lysimachia vulgaris*, and *Peucedanum palustre*. Stands often oc-

cur next to *Phalaridion arundinaceae*, stands of *Spiraea salicifolia* and *Calthion*. In addition, *Filipendula ulmaria* is a relatively common, expanding species in the floodplain and can appear in higher proportions in various meadow communities on abandoned sites. It can also penetrate eutrophicated sedge mires on the edge of peat bogs adjacent to intensively-used agricultural landscapes.

3b. *Iris sibirica*-*Pseudolysimachion maritimum* com. (*Calthion*)

This rare plant community was recorded on the already-terrestrialised bottom of some old cut channels in the flooded zone close to the river. The water regime was rather out of balance: with alternations of waterlogged situations and relatively deep falls of the water table (up to 60 cm below ground surface) mostly in summer (Fig. 7a).

Stand structure is formed by abundant *Iris sibirica* and some frequent species of *Phalaridion arundinaceae* and *Caricion gracilis*. *Pseudolysimachion maritimum* is usually present and in places abundant (see Appendix 1b). Species diversity can be relatively high. The community seems to belong to *Filipendulenion* (*Calthion*, *Molinietalia*).

Within the studied floodplain, two main habitats with different vegetation can be occupied by *Iris sibirica*. They include the already described surface depressions indicating the former river channel, and surface elevations with meadow vegetation, especially also of *Molinion* (see below).

4. Alluvial meadows

Various alluvial meadows (see Appendix 1c) have developed in the floodplain in relation both to different site conditions and the agricultural practices used. As already mentioned at the start, the majority of these meadows have been neglected for some time and suffered a gradual degradation. The physiognomy of these degraded meadows often appear similar, although in their 'original' state (in the sense of when they were formerly managed) these meadow communities were different. This similarity through degradation is caused by the expansion of a few competitive species with a broad ecological range, which become dominant in the distinct meadow types. A good examples are the single-species stands of *Carex brizoides*, which seem to be polygenetic in origin, where the 'original' meadow types already can not be recognised. For the purpose of vegetation mapping, the following types of alluvial meadows were distinguished:

4a. *Deschampsia cespitosa*-*Alopecurus pratensis* com. (*Alopecurion*, *Calthion*)

While both species, *Deschampsia cespitosa* and *Alopecurus pratensis*, are well represented in almost all alluvial meadows, they quantitatively predominate in grasslands developed on the flats and broad, shallow depressions in the floodplain. Close to the river, these habitats are usually flooded but without retaining the flood waters for long. Stands seem to prefer light-textured and permeable soils. The water table fluctuates to a greater depth, mostly between 50–100 cm below the ground surface (Fig. 6a). Besides the large-scale stands on formerly managed sites, they also form small patches on the bottom of old cut meanders where they probably represent one of the later stages of terrestrialisation.

Of the two main species, *Alopecurus pratensis* seems to predominate in still regularly mown stands, while *Deschampsia cespitosa* usually determines the physiognomy of abandoned meadows. Stands seem to belong to *Alopecurion*, but of other alliance species only

Sanguisorba officinalis is frequent. On the other hand, species of *Calthion* and *Polygono-Trisetion* (*Bistorta major*, *Festuca rubra* s.lat., *Carex brizoides*, *Agrostis capillaris*, *Achillea millefolium*, etc.) are often present. Stands are distinguished from the grassland communities of *Molinion* mainly by their low frequency or lack of species of *Molinion* and *Violion caninae*.

4b. Alluvial mesic meadows (*Molinion*, *Polygono-Trisetion*)

Mesic meadows are related to the more elevated parts of the surface topography throughout the whole floodplain, although they occur at a higher frequency particularly in the flooded riverine zone. The most-developed stands are found on more permeable soils above gravel deposits in the loop of both active and cut meanders. In these habitats, stands are only overflowed under the highest of waters. The water table is maintained at a greater depth, usually about 80 cm below ground, with progressive rises during flood events (Fig. 6b).

This vegetation unit seems to be heterogeneous and includes two syntaxonomically-different plant communities. The first type can be distinguished from other alluvial grasslands by the presence of *Molinion* alliance species, especially *Betonica officinalis* or *Galium boreale*, while rather scarce are *Dianthus sylvaticus*, *D. superbus* ssp. *superbus*, *Succisa pratensis*, and *Iris sibirica*. Less frequent are species of *Violion caninae* which are also almost completely missing in other alluvial meadows. The *Polygono-Trisetion* alliance species such as *Pimpinella major*, *Poa chaixii*, *Hypericum maculatum*, *Cardaminopsis halleri* and species of *Calthion*, especially *Cirsium heterophyllum*, are frequent as well. Stands probably belong to *Molinion* and represent one of the most species-rich plant communities in the floodplain study site, even if they are abandoned and degraded. A second type has a similar species composition but with species of *Molinion* and *Violion caninae* alliances being absent. Stands of this latter type are often dominated by *Agrostis capillaris* and seem to represent degraded stages of *Polygono-Trisetion*. Transition stages between both types are relatively frequent.

4c. *Carex brizoides* com. (*Calthion*)

The clonal species *Carex brizoides* is a strong competitor and expands in all types of abandoned grasslands. Almost pure stands of this species frequently occur throughout the whole floodplain and were mapped as distinct vegetation units. Like the previous mesic meadows, they are particularly related to natural elevations in surface topography and site conditions are also comparable. Stands can be flooded but only under the highest of flood waters. The water table fluctuates at greater depths for almost the whole growing season with occasional rises during rainy weather and floods (Fig. 6c). Besides natural elevations, stands often occupy the artificially-elevated banks of drainage ditches.

It is hard to classify grasslands dominated by *Carex brizoides* using the classic Zurich-Montpellier phytosociological system. Stands are extremely poor with only a few species such as *Bistorta major*, *Sanguisorba officinalis* or *Poa chaixii* which can survive in the dense canopy of *Carex brizoides*. Similarly, the moss layer is a single species or absent. The community is often adjoined with other alluvial meadows and represents some advance stage of their degradation, especially in the case of *Molinion* and *Polygono-Trisetion* alliances.

5. Willow swamps, *Salix cinerea* com. (*Salicion cinereae*)

Shrubby stands dominated by *Salix cinerea* (see Appendix 1b) represent a naturally-silting community of cut meanders and particularly occur in the regularly-flooded floodplain section. They can inhabit various wet depressions and also outside this zone. Habitats are often flooded and flood waters can be retained *in situ* for longer periods. The water regime, however, is unbalanced and the water table can fall to depths 40–50 cm below the ground surface during dry summer periods (Fig. 7b).

The physiognomy of stands belonging to *Salicion cinereae* is formed mainly of *Salix cinerea*, which is dominant both in the tree and shrub layers. Herb layer cover can vary in relation to the cover of the tree and shrub canopy, moisture condition and flood regime. Well represented are such wetland species as *Lysimachia vulgaris*, *Galium palustre*, *Carex vesicaria*, *C. acuta*, *Peucedanum palustre*, and *Phalaris arundinacea*. In drier habitats, *Carex brizoides* can also dominate. The moss layer is generally monospecific. Stands are often adjoined to *Caricion gracilis* or *Phalaridion arundinaceae*.

6. *Spiraea salicifolia* stands (*Salicion cinereae*)

Shrubby stands dominated by *Spiraea salicifolia* (see Appendix 1b) frequently occur throughout the whole floodplain, both as small-scale and large-scale stands. They can occupy a broad range of habitats including the banks of active or cut river channels, the already-terrestrialised bottoms of cut meanders, and other shallow depressions; as a result, site conditions are variable. In analysed stands, the water table fluctuated mostly within 0–60 cm of the surface with relatively long periods near the surface (Fig. 7b). Another stands in the floodplain, especially those growing on the bottom of old cut meanders, were found to be regularly flooded.

The physiognomy of stands is built up mainly from dense shrubs of *Spiraea salicifolia* which suppresses the occurrence of other species in the lower herb layer. Among important accessory species are mostly *Filipendula ulmaria*, *Peucedanum palustre*, *Bistorta major*, *Carex brizoides*, and *Sanguisorba officinalis*. The syntaxonomical classification of these stands, many of which represent various successional stages, is difficult.

7. Riverside woodland, *Salix fragilis*-*Alnus incana* com. (*Alnion incanae*)

Riverside woodland is represented by a mosaic of willow and alder stands, which usually form a narrow and discontinuous fringe along both active and cut river channels. Habitats are regularly flooded. The tree layer of alder stands belonging to *Alnion incanae* is built mainly of *Alnus incana*, with a frequent admixture of *Betula pubescens*, *Salix fragilis* and *Picea abies*. The shrub layer is usually well developed, being dominated by *Frangula alnus*, *Padus avium* or *Spiraea salicifolia*; it also includes young species of the tree layer. The herb layer is relatively rich in species, although it is often dominated by *Carex brizoides*; *Phalaris arundinacea* also reaches locally high cover values. Well represented are species of *Alnion incanae* (*Deschampsia cespitosa*, *Lysimachia vulgaris*, and *Stellaria nemorum*), as well as species of subalpine tall forbs such as *Aconitum plicatum*, *Senecio hercynicus* or *Thalictrum aquilegifolium*.

Willow stands are dominated by *Salix fragilis* in the tree layer, with the frequent occurrence of *Salix cinerea*, *S. triandra*, *S. purpurea*, and *Alnus incana* in the tree and/or shrub layers. The species composition of the herb layer reflects site conditions; it is usually

formed by predominantly *Phalaris arundinacea*, *Carex buekii* s.lat. or *Carex brizoides*. Among other frequent species are *Urtica dioica*, *Stellaria nemorum*, *Scrophularia nodosa*, and *Aconitum plicatum*. Willow and alder stands are probably related to each other in successional processes. Both of them were described from the study area by SÁDLO & BUFKOVÁ (2002).

8. Waterlogged spruce forest (*Piceion excelsae*)

Waterlogged spruce forests belonging to *Mastigobryo-Piceetum* (*Piceion excelsae*) are frequently developed on peaty soils around the peat bogs outside the regularly-flooded zone. Atypical stands, probably representing various transitional stages towards *Calamagrostio villosae-Piceetum*, were also recorded on wet mineral soils of slightly-elevated surface topography close to the river.

The tree layer is composed of the dominant *Picea abies*, the crown canopy being almost closed with only a scarce occurrence of *Pinus sylvestris* or *Betula pubescens*. Near natural stands are characterised by having a shrub layer formed mainly of young spruce trees, in places with *Frangula alnus*, and by a good regeneration of abundant spruce seedlings. Stands highly influenced by human activities are mostly even-aged. The herb layer is dominated by a single species, and is usually suppressed under the closed tree canopy. Among important dominant species are *Calamagrostis villosa* and *Vaccinium myrtillus*; well represented are also *Avenella flexuosa*, *Oxalis acetosella*, *Trientalis europaea* or *Carex brizoides*. The moss layer is usually well-developed and species-rich, a cover of *Sphagnum* species being largely dependent on moisture condition.

9. Raised bogs

9a. *Pinus rotundata-Vaccinium uliginosum* com. (*Sphagnion medii*)

Bog pine forest (Appendix 1d) is the predominant vegetation of valley raised peat bogs outside of the flooded floodplain section. The water regime is well balanced with a water table maintained between 0–30 cm below the surface for the whole vegetation period (Fig. 8c).

Stands belong to *Sphagnion medii* (*Pino rotundatae-Sphagnetum*). Bog pine (*Pinus rotundata*) dominates the tree layer and towards the bog edge it is accompanied by *Betula pubescens*, *Pinus sylvestris*, and *Picea abies*. The hybrid species *Pinus* × *digenea* (*P. rotundata* × *P. sylvestris*) frequently occurs in stands disturbed by human activity, especially drainage. The shrub layer is well-developed, namely under a more open tree canopy, for example, on wind-throw sites. The herb understorey is formed by dwarf ericoid shrubs, including especially *Vaccinium uliginosum* as a dominant species, and *V. myrtillus* and *Calluna vulgaris*. Among other alliance and class species, frequently there are *Eriophorum vaginatum*, *Andromeda polifolia*, *Oxycoccus palustris*, and *Melampyrum pratense*. *Ledum palustre* is only rarely present: in only two sites (peat bogs Riegerau and Houska). The moss layer is usually abundant and diverse, with a high proportion of *Sphagnum* species such as *Sphagnum magellanicum* or *S. recurvum*. Well represented is also *Sphagnum fuscum*, *Aulacomnium palustre* or *Polytrichum strictum*.

Towards the open centres of some peat bogs, bog pine forest is continually replaced by shrubs of *Pinus* × *pseudopumilio*, being an introgressive hybrid between *Pinus rotundata* and *P. mugo*. Boundaries between both vegetation types are uncertain and there is usually

a broad transition zone. As the species composition (especially vascular plants) and site conditions were similar, both types were mapped within one vegetation unit.

9b. *Vaccinium uliginosum*-*Calluna vulgaris* com. (*Oxycocco-Empetrion hermaphroditi*)
Only a few large peat bogs in the floodplain (e.g. Mrtvý Luh, Malá Niva bogs) seem to have a natural zonation – from bog pine forest towards treeless open centres. The shape of open areas on other peat bogs suggests they mirror the areas of human impact, such as deforestation or traditional peat-cutting. In spite of this, the treeless bog communities of both the natural and human-induced treeless centres are similar – both in physiognomy and species composition. They are distinctively structured into hummocks and hollows, with a predominance of ericoids such as *Calluna vulgaris* and *Vaccinium uliginosum* on hummocks. Of other class and alliance species, *Eriophorum vaginatum*, *Andromeda polifolia*, and *Oxycoccus palustris* are especially frequent. The moss layer is diverse in species and reaches high cover values. Hummocks are formed and inhabited mainly by *Sphagnum magellanicum*, *S. rubellum*, *S. fuscum*, *Aulacomnium palustre*, and *Polytrichum strictum*. Among the most frequent bryophytes in the hollows were, for example, *Sphagnum recurvum*, *S. flexuosum*, and *Mylia anomala*. The community has a subcontinental character and belongs mostly to the all. *Oxycocco-Empetrion hermaphroditi* (*Sphagnetalia medii*).

Treeless bog vegetation (Appendix 1d) also includes human-induced communities of the all. *Sphagnion medii* and the all. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis* (often dominated by *Carex rostrata*), which have developed on depressed and waterlogged bog surface areas resulting from traditional peat-cutting. These small-scale communities situated within peat bog areas were not mapped separately.

9c. Bare peat with scarce vegetation cover

A heterogeneous vegetation unit that includes various initial stages of vegetation on bare peat from the industrially-exploited peat bog Soumarský Most. It is usually composed of stands dominated by various species which reflect the different site conditions (*Eriophorum vaginatum*, *E. angustifolium*, *Molinia caerulea*, *Calluna vulgaris*, *Carex rostrata*, *Juncus effusus*). The herb layer cover is variable.

10. Fen woods, *Betula pubescens*-*Pinus sylvestris* com. (*Betulion pubescentis*)

Birch woodlands dominated by *Betula pubescens* (Appendix 1d) frequently occur on acidic peaty soils in the surroundings of peat bogs. They are generally considered to be secondary in origin within the area (NEUHÄUSLOVÁ 2001). Peat depth is highly variable and reaches from 0 to 3 m (ALBRECHT 1979). The water regime is less balanced in comparison to the raised bogs and the water table usually fluctuates to greater depths, ranging from 10 to 50 cm below the surface (Fig. 8c). Moisture conditions are locally influenced by a peripheral drainage around the peat bogs (Fig. 8c-borehole A12).

Two types of stands with *Betula pubescens* can be distinguished in the floodplain. Firstly, there are well-structured birch-pine woodlands formed by a mixture of *Betula pubescens*, *Pinus sylvestris*, and *Picea abies*. As they are developed mostly on deeper peat in close contact with bog pine forest, *Pinus rotundata* also appears in the tree layer. The presence of *Frangula alnus* in the shrub layer is characteristic. The underground storey cover is usually lower due to the dense tree canopy. Common acidophilous species such as *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Avenella flexuosa*, *Dryopteris dilatata*, and *Calluna vul-*

garis are most frequent, and more locally with such mire species as *Vaccinium uliginosum*, *Molinia caerulea* or *Eriophorum vaginatum*. *Stellaria longifolia*, scarcely occurring in the area, is related to these stands. The transition zone between birch-pine woodlands and bog pine forests can be unclear in places and intermediate stages are therefore relatively frequent, especially on peat bogs influenced by human impact.

The second type of birch woodlands is characterised by distinctive dominance of *Betula pubescens* in the tree layer with a lower admixture of other tree species. Stands are usually represented by younger successional stages that develop in various habitats on deforested bog margins. The tree canopy is more open in comparison with the first type and the herb layer is mostly well-developed. The species composition of the underground storey is relatively variable and depends on site conditions. Stands occurring in habitats well supplied by groundwater are dominated mostly by sedge species, namely *Carex rostrata*. By contrast, stands inhabiting sites with a less-balanced water regime are mostly dominated by *Molinia caerulea*, *Vaccinium* species, and *Calamagrostis villosa* are frequent here as well. Variations in site conditions, especially moisture, also influence both the composition and the moss layer cover. Within the study floodplain, both types of birch fen woods were described by ALBRECHT (1979). Syntaxonomically, both types of birch fen woods are considered to belong to the all. *Betulion pubescentis* (ALBRECHT 1979, NEUHÄUSLOVÁ 2001).

11. Short-sedge mires and grass fens (treeless fens)

11a. *Carex rostrata*-*C. canescens* com. (*Sphagno recurvi*-*Caricion canescentis*)

A frequent but small-scale community found only in cut meanders which represent the early stages of terrestrialisation. It often occurs in the reaches of oxbows of higher sinuosity, where pools are maintained in the deeper segments of the former river channel close to eroded banks (river-cut cliffs). Still waters in pools are slightly oligotrophic as they are more or less isolated from the direct influence of river water. The community often forms floating *Sphagnum* mats which are connected with the shore zone and overgrow the open water of the pools. The water regime is balanced, and the water table maintained at or slightly above the surface for almost the whole vegetation period (Fig. 8a).

The physiognomy of stands is formed by sedge species, namely *Carex rostrata* and *C. canescens* (see Appendix 1e). The herb layer has usually low cover. In its floristic composition, the community seems to be on the boundary between *Caricion rostratae* and *Sphagno recurvi*-*Caricion canescentis*. Alliance species of *Caricion rostratae* are well represented (*Peucedanum palustre*, *Potentilla palustris*, *Lysimachia thyrsoiflora*, and *Menyanthes trifoliata*), but species of *Caricetalia fuscae* and *Sphagno recurvi*-*Caricion canescentis* are also relatively frequent, especially bryophytes. *Carex limosa* was found to grow rarely on the floating *Sphagnum* mats as well. Remarkable also is the rare occurrence of *Typha latifolia* in combination with the above-described set of species. In general, the absence of meadow species of *Calthion* and *Molinietalia* are among the characteristic features of this community. The moss layer is often well-developed and *Sphagnum* species in particular reach high cover values. The community often adjoins water macrophytes, but towards the other side of the moisture gradient they form a transition to the vegetation of later terrestrialisation stages, represented here by communities belonging to the all. *Caricion gracilis*. Transitional stages towards tall-sedge marshes were found, especially

above unstable muddy sediments. The vegetation of floating *Sphagnum* mats (plaures) was described in the study floodplain by RYDLO (1998b).

11b. *Carex nigra*-*C. rostrata* com. (*Sphagno recurvi*-*Caricion canescentis*, *Caricion fuscae*)

A typical fen vegetation developed on shallow peaty soils in the surroundings of peat bogs outside of the regularly-flooded zone. It is related to permanently wet lags and surface depressions with a balanced water regime. The water table in the analysed stands was maintained within 20 cm of the surface for almost the whole growing season (Fig. 8a,b).

The vegetation unit is heterogeneous although the physiognomy of stands is often similar (see Appendix 1e). Stands are typically formed by predominant sedges and species diversity is relatively high. *Carex rostrata* or *C. lasiocarpa* typically dominate in waterlogged sites well-supplied by underground water. Alliance species of *Sphagno recurvi*-*Caricion canescentis* and *Caricion fuscae* are frequent, as well as species of *Caricion rostratae* with the exception of *Lysimachia thyrsiflora* or *Menyanthes trifoliata*. Stands on sites with less water supply are characterised by the higher proportion of *Carex nigra* together with species of *Caricion fuscae* and numerous meadow elements (*Deschampsia cespitosa*, *Bistorta major*, and *Sanguisorba officinalis*). *Deschampsia cespitosa* was found to be abundant in sedge mires, representing intermediate stages between *Caricion fuscae* and wet meadows of *Calthion*. Stands are usually adjoined with grass fens with *Molinia caerulea* and to *Betulion pubescentis*.

11c. *Molinia caerulea* com. (*Sphagno recurvi*-*Caricion canescentis*)

Grass fens dominated by *Molinia caerulea* (Appendix 1e) inhabit peaty soils with a more fluctuating water table (Fig. 8b). They frequently form a narrow belt around the edge of peat bogs but they can also appear on the bog itself, especially on parts that are heavily disturbed by drainage.

The physiognomy of stands is rather uniform, being dominated by *Molinia caerulea*. Species of other alliances such as *Caricion fuscae* and *Caricion rostratae*, as well as some meadow species of *Calthion*, are irregularly present and low in abundance. They can be accompanied by several mire species, such as *Eriophorum vaginatum* or *Calluna vulgaris*. Species of *Molinion* are only scarce (*Potentilla erecta* and *Succissa pratensis*) or completely absent. The moss layer is highly variable, both in cover and species composition. The community seems to be on the boundary between *Sphagno recurvi*-*Caricion canescentis* and *Molinion*.

12. Forest plantations

Forest plantations are represented by *Picea abies* and *Pinus sylvestris* monocultures on mineral soils. They are usually related to the elevated parts of the surface topography and have replaced the original riparian forest.

13. Successional woody vegetation

Successional woody vegetation is developed on abandoned alluvial meadow sites. Stands are mostly formed of Norway spruce, birch and Scotch pine in the tree layer. The proportion of tree species depends particularly on the successional age of stands. Birch, as a pioneer species, typically dominates in younger successional stages, while spruce and pine

usually appear in later stages. The tree canopy is usually more or less open. The species composition of the ground layer depends on the type of former meadow being overgrown by trees, and includes numerous meadow species often surviving beneath the open canopy for a long time. The occurrence of common expansive graminoids, such as *Carex brizoides* and *Deschampsia cespitosa*, is frequent. Successional woods on peaty soils dominated by *Betula pubescens* were already described (see above).

14. Hillslope meadows and arable land

Both extensive and intensive meadows occur in the mesic habitats of upland hillslopes adjacent to the floodplain. Stands are characterised by an unstable water regime with the water table highly fluctuating to great depths (Fig. 7c). The species composition of intensively managed meadows is highly influenced by past agricultural practices and generally exhibits a low species number (see Appendix 1c). Among the most frequent dominants are *Alopecurus pratensis* and *Lolium perenne*. Extensively managed meadows usually belong to the all. *Polygono-Trisetion* with *Trisetum flavescens* as a dominant. They are characterised by a higher proportion of nutrient-demanding species of the al. *Agropyro-Rumicion*, such as *Trifolium repens*, *Taraxacum* sect. *Ruderalia*, and *Veronica serpyllifolia*. Abandoned mesic hillslope meadows are often dominated by *Agrostis capillaris* with a considerable proportion of *Hypericum maculatum* and *Carex brizoides*. Shallow dry soils above the floodplain are, on rare occasions, occupied by communities of the all. *Violion caninae*, in places by transition to dwarf shrub vegetation of the all. *Genistion* (near the settlement Chlum).

The leftside hillslopes are partially used as arable land with cereal cultures (*Triticum aestivum* and *Hordeum vulgare*).

Expansion of woody vegetation over the floodplain

The extent of woody vegetation on the study floodplain in 1947 and 1999 is compared in Insert II. During this period, the area with cover of woody vegetation between 50–100% increased from 29.8% to 53.5% of the total area of the floodplain segment considered. The area without woody vegetation or with scarced solitary trees decreased from 59.8% to 35.2%. The species that were most expansive on drier sites in the floodplain were *Betula pendula* and *Pinus sylvestris*. In the vicinity of the former spruce forests, *Picea abies* enlarged its occurrence both due to afforestation and spontaneous succession. Some wetter or flooded parts were colonised by *Salix fragilis*, *S. cinerea*, and *Spiraea salicifolia*. Treeless fens suffer from expansion of woody species in those parts influenced by surface drainage in the past. *Betula pubescens* or in places *Pinus sylvestris* usually occupy this habitats as first pioneer trees and *Picea abies* appears much later in already developed successive woody stands. Considerable changes in cover of woody vegetation can be also seen on some raised bogs probably as the result of human activities in the past. The most important successive woody species on raised bogs are *Betula pubescens*, *Pinus × digenea*, and *P. rotundata*. Though not rapid, a continuous establishment of woody species seedlings was observed, especially in oligotrophic short-sedge mires, thus a gradual expansion of woodland can also be expected in the future.

Relationships between hydrochemistry and vegetation

Across the floodplain, the spatial variations of the analysed hydrological and hydrochemical parameters and vegetation revealed two distinct zones: (I) a regularly-flooded riverine zone; and (II) a marginal backswamp-peatland area, flooded only exceptionally. The differences between both zones in their main abiotic variables can be seen in Figs 9–11; these show changes in surface topography, variations in water table level and variations in basic chemical parameters of the shallow groundwater, including pH and conductivity, along the transects. All the hydrochemical parameters are summarised in Table 3 (see insert) for each borehole, along all three transects.

The regularly-flooded Zone I, adjacent to the river, is characterised by a broken microtopography, with frequent alternations of surface elevations and depressions (see Figs 9–11a). Mineral sedimentation is the prevailing process here, a highly fluctuating water table whose mean position corresponds mainly to the local microtopography. Hydrologically-contrasting microhabitats, i.e. dry and wet, are able to develop here within the relatively small total range of elevation (only a few tens of centimetres). In depressions, the groundwater table fluctuates around the soil surface and the habitats are often flooded. In the elevated parts of the floodplain, particularly above the well drained gravel deposits, the groundwater table naturally fluctuates to greater depths, with considerable falls during dry periods. Summer minimum levels below 150 cm were not exceptional. The groundwater pH was slightly higher within this zone than in Zone II, but relatively low in comparison with that of the river water, which represented the highest pH measured across the floodplain. Conductivity of groundwater over the whole floodplain was rather low, including the strip near the river bank, where the values correspond well with that of the river water (only about $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). The changes in conductivity along the cross-sections are seen in Figs 9–11c.

In contrast, the usually wide peatland Zone II, adjacent to the hillslopes, is typical of a relatively flat surface topography (Figs 9–11a) and habitats are characterised by a rather stable water regime and an acidic, oligotrophic substratum. The water table is maintained near the surface for almost the whole year and its fluctuations are much lower than in Zone I; differences between the annual water table maximum and minimum are usually less than 30 cm. The pH of the groundwater considerably decreases from the river towards the hillslope edges of the floodplain, ranging mostly between 4.0–5.0. Waterlogging, with a generally low pH, has enhanced extensive peat formation within this zone. The basic hydrochemical pattern described above is well demonstrated along the right-hand side of Transect B (Fig. 10), which represents a relatively well-preserved floodplain section. However, both natural factors and artificial human impacts on the hydrology or trophic status can locally modify this pattern. For example, on the left-hand side of Transect B, the river meander is close to the terrace and the narrow floodplain strip is highly influenced by the river, with hardly any space left for the development of a larger marginal peatland. Moreover, the influence of eutrophication from the arable land, situated on the adjacent hillslopes, is apparent here and is indicated by the considerably increased conductivity values (Fig. 10c). Hydrological conditions in the floodplain were locally modified also by drainage. The unbalanced water regime of backswamp habitats along the right-hand side of Transect A is probably caused by the intensive past drainage, as is apparent from the high

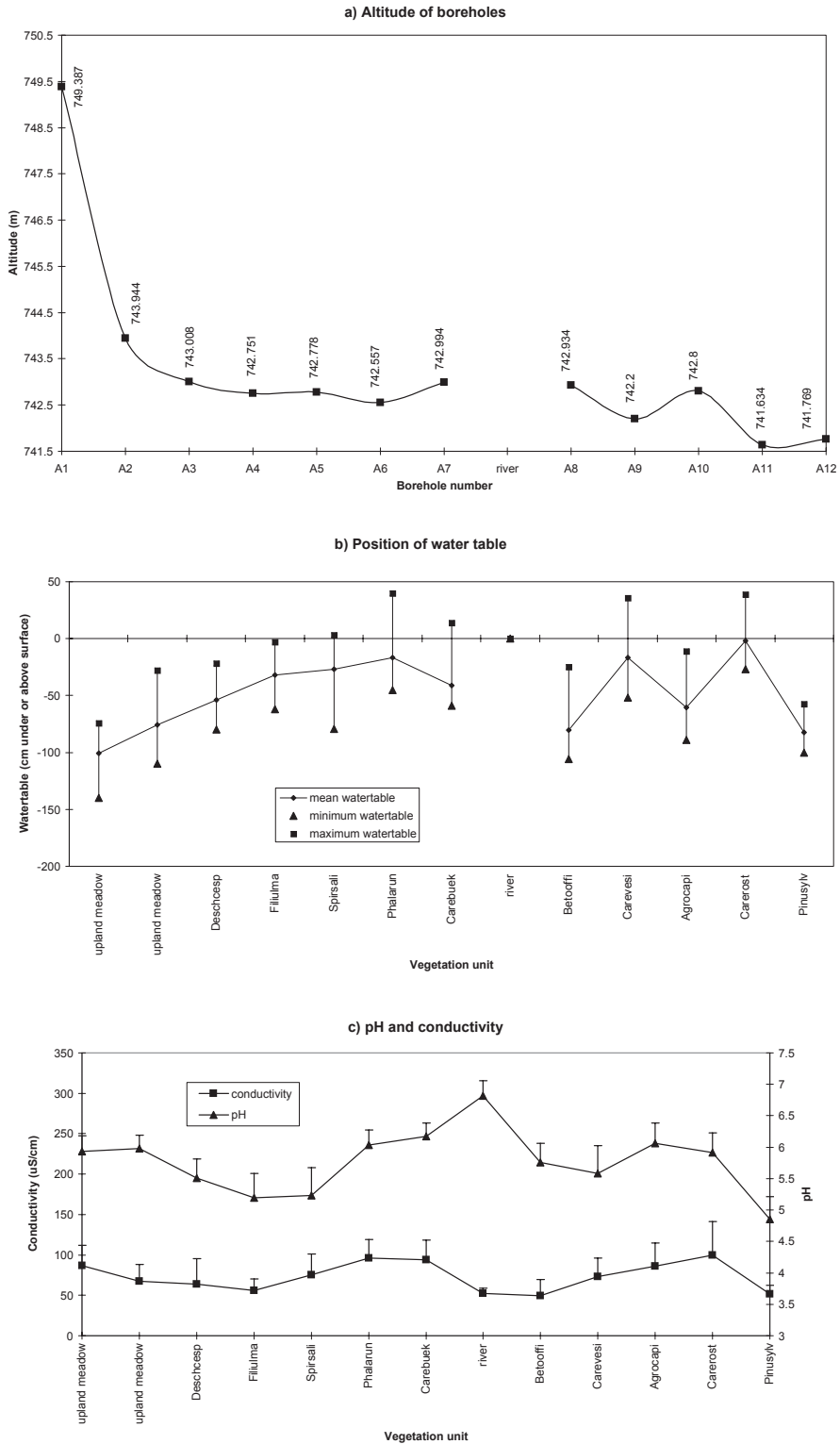


Fig. 9. Changes in position of water table and basic hydrochemical variables along Transect A (means and standard deviations for the years 1998–2000).

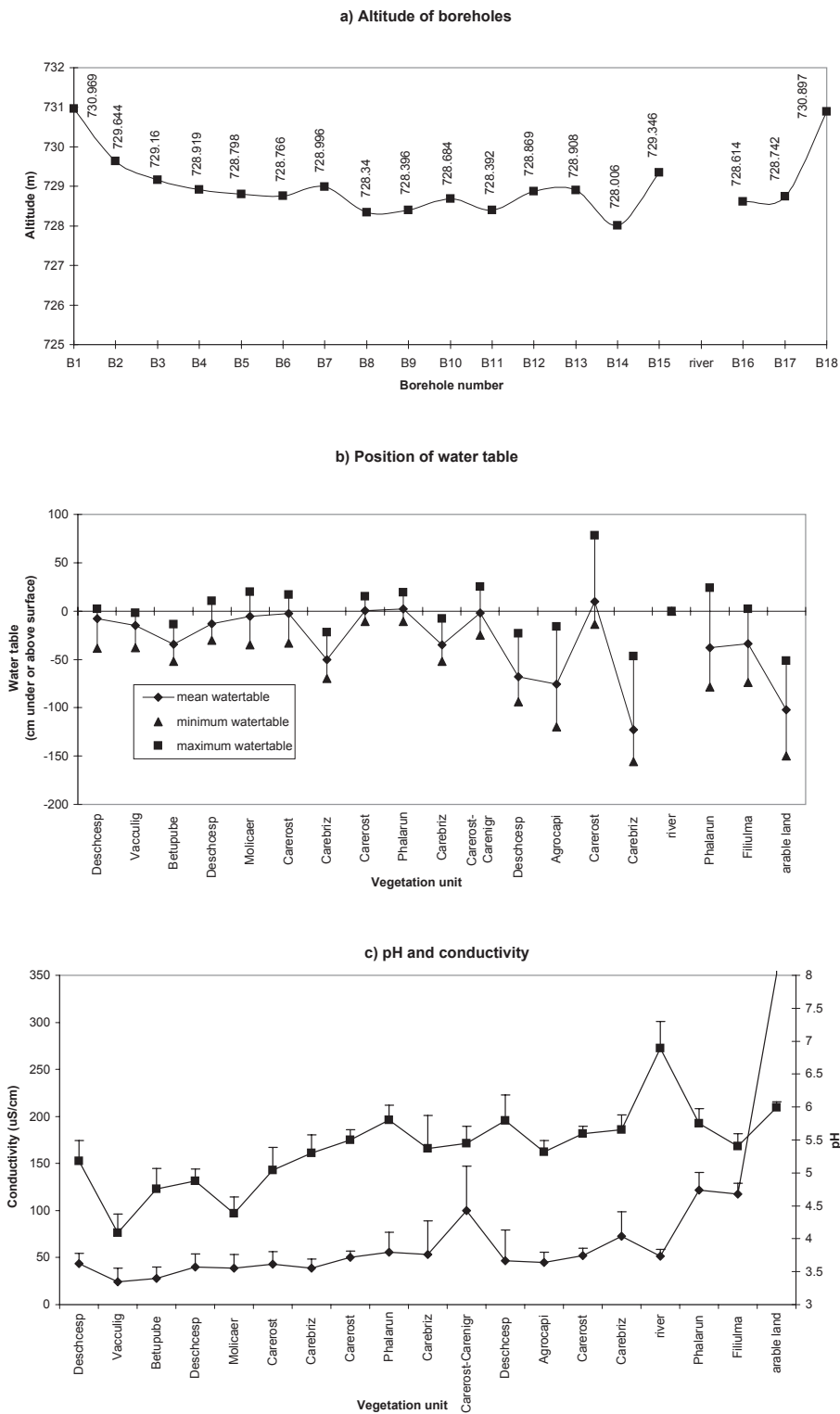


Fig. 10. Changes in position of water table and basic hydrochemical variables along Transect B (means and standard deviations for the years 1998–2000).

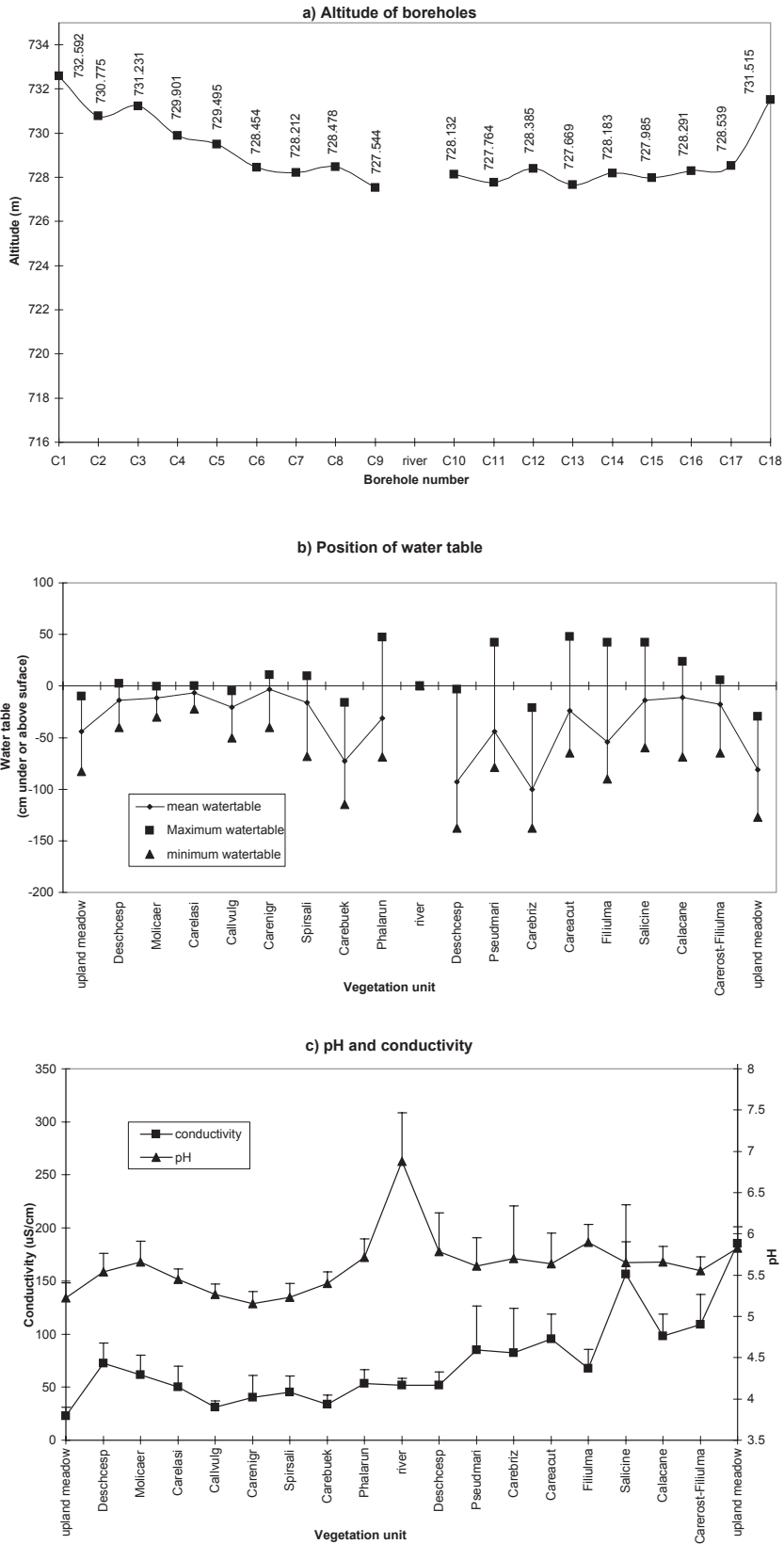


Fig. 11. Changes in position of water table and basic hydrochemical variables along Transect C (means and standard deviations for the years 1998–2000).

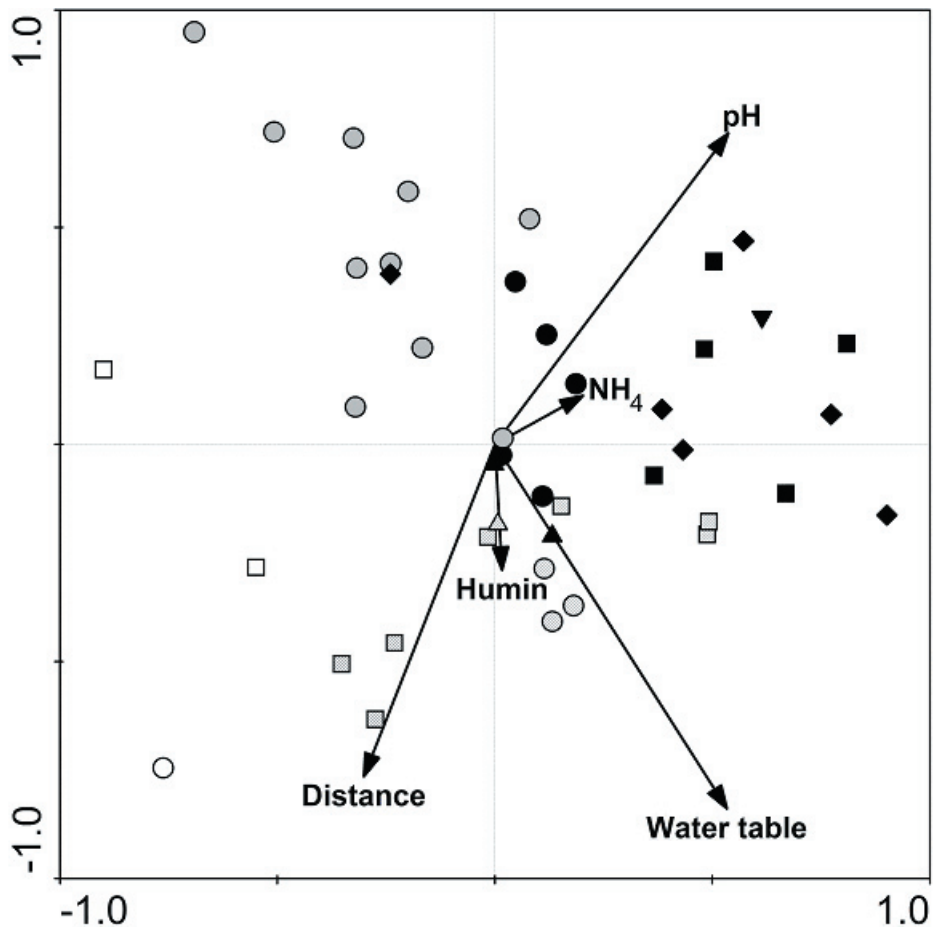
fluctuations of groundwater (Fig. 9b). The hydrological and hydrochemical pattern in the floodplain can also be locally modified by upwelling deep groundwater. The influence of upwelling spring water, expressed in the higher conductivity and pH values of the upper groundwater, has been recorded particularly near the hillslope edge of the backswamp zone along Transect C (Fig. 11, right-side).

The chemical composition of the upper layers of groundwater exhibited large spatial variations across the floodplain in all three transects. Table 3 shows the means and standard deviations for all measured components, including basic anions and cations, humic acids and total organic carbon (TOC) at all 43 boreholes in the floodplain. For comparison, the chemical compositions of both river water and upper groundwater at boreholes situated on the adjacent hillslopes are also given. Significant correlations between hydrochemical variables within the floodplain are marked in a matrix of correlation coefficients in Table 4 (see insert). Water table fluctuations and pH were found as negatively correlated with distance from the river. Conductivity was positively correlated with concentrations of Mg^{2+} and NH_4^+ and positive correlations were also noted between Ca^{2+} and Mg^{2+} , and between humic acids and TOC. TOC was negatively correlated with pH. These results also suggest the existence of the above described zones I and II across the floodplain.

Diverse hydrological and hydrochemical conditions across the floodplain are largely reflected in the wide spectrum of vegetation units recorded along the transects (Tab. 2; Figs 9–11). The differences in water table fluctuations under the different vegetation units, characterised by their dominant species, are shown in Figs 5–8. It can be clearly seen that various tall-sedge and tall-grass stands, dominated by *Carex buekii* s.lat., *C. vesicaria*, *Phalaris arundinacea* or *Calamagrostis canescens*, occupy those habitats with a highly-fluctuating water table (Figs 5a–c) – typical for Zone I. Environmental gradients between adjacent microhabitats are usually very steep here and therefore species with different ecological demands can grow in close proximity. Similarly, alluvial meadows with *Deschampsia cespitosa*, *Carex brizoides* or *Festuca rubra* s.lat. (Fig. 6) are related to sites with fluctuating water tables, but are usually in drier sites. The vegetation of wooded peatlands, short-sedge mires, and *Molinia caerulea* stands, prefers wet habitats with a stable water table regime (Fig. 8) – mainly developed in Zone II.

Results of ordination

The direct gradient analysis (CCA) arranged the vegetation samples into a multivariate ordination pattern which can be interpreted well ecologically. The first ordination axis explained 6.5% of variability in the vegetation data. The second ordination axis explained 5.3% of variability in the vegetation data. The following five environmental variables appeared in the forward selection to influence significantly the vegetation pattern (Figs 12, 13): water table ($F=2.63$, $p<0.001$), pH ($F=1.69$, $p<0.002$), distance from the river ($F=1.92$, $p<0.002$), NH_4 content ($F=1.61$, $p<0.042$), and content of humic acids ($F=1.60$, $p<0.01$). In the upper-right part of the ordination biplot there are the samples from the relatively eutrophic tall-herb stands with the usual dominant *Filipendula ulmaria*, and from the strip of river-bank vegetation; trophic status is indicated by the higher pH and ammonium (nitrogen) content. In the lower-right quadrant of the biplot, appear the sedge stands, occurring in sites with a high water table; sedge stands occur in the floodplain in varying proximity



Explanations: ○ raised bogs, □ fen woods, ⊖ short-sedge mires, ⊞ grass fens, ⊡ dwarf shrub fens, ⊙ alluvial meadows, ● tall-herb marshes, ⊠ *Spiraea salicifolia* stands, ⊞ tall-grass marshes, ⊠ tall-sedge marshes, ▼ willow swamps.

Fig. 12. Direct gradient analysis (CCA) of hydrochemical variables and vegetation samples recorded in 4×4 m plots around each borehole along the transects and related a priori to the vegetation units. Environmental variables with the significant influence (on vegetation data; in forward selection of variables) were used. Distance indicates the distance along the transects from the river.

to the river. Samples from oligotrophic peatland are seen in the lower-left; they occur far from the river and a low pH is their typical feature, together with a higher content of humic acids. The last, upper-left quadrant of the biplot harbours samples from rather dry alluvial meadows, which typically occur away from the frequently-flooded sites near the river, and outside of sites near the terraces influenced by seepage. The complementary ordination of species is given in Fig. 13. Autecological characteristics of the species (ELLENBERG et al. 1991) correspond perfectly to the ecological interpretations given above.

The indirect gradient analysis (DCA), shown in Fig. 14, apparently arranged the samples along the first ordination axis, which can be interpreted as a trophic gradient and explained 8.4% of variability in the vegetation data. The second ordination axis explained 6.3% of variability in the vegetation data and appeared to reflect increasing moisture. The *a priori*-distinguished vegetation units occurring along the transects, can be grouped into four broader groups:

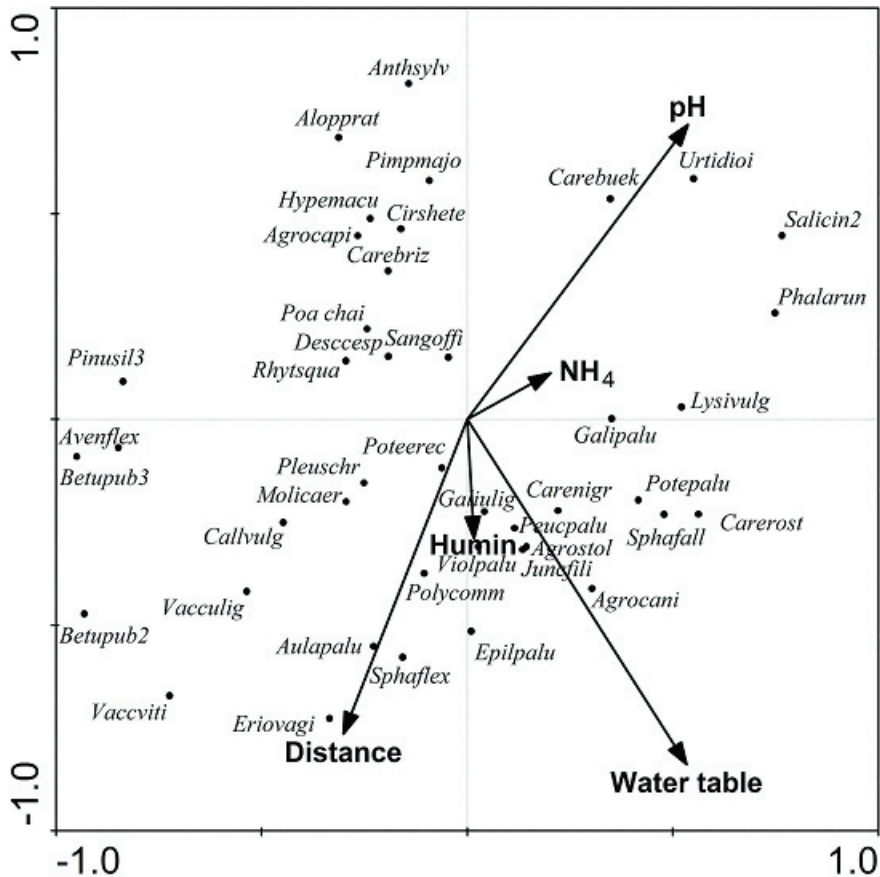


Fig. 13. Direct gradient analysis (CCA) of species and hydrochemical variables recorded along the transects. Environmental variables with the significant influence (on vegetation data; in forward selection of variables) were used. Distance indicates the distance along the transects from the river. Explanations: *Agrocani-Agrostis cf. canina*, *Agrocap-Agrostis capillaris*, *Agrostol-Agrostis stolonifera*, *Alopprat-Alopecurus pratensis*, *Anthsylv-Anthriscus sylvaticus*, *Aulapalu-Aulacomnium palustre*, *Avenflex-Avenella flexuosa*, *Betupub3-Betula pubescens* in tree layer, *Betupub2-Betula pubescens* in shrub layer, *Callvulg-Calluna vulgaris*, *Carebriz-Carex brizoides*, *Carebuek-Carex buekii*, *Carenigr-Carex nigra*, *Carerost-Carex rostrata*, *Cirshete-Cirsium heterophyllum*, *Descesp-Deschampsia cespitosa*, *Epilpalu-Epilobium palustre*, *Eriovagi-Eriophorum vaginatum*, *Galipalu-Galium palustre*, *Galiulig-Galium uliginosum*, *Hypemacu-Hypericum maculatum*, *Junefili-Juncus filiformis*, *Lysivulg-Lysimachia vulgaris*, *Molicaer-Molinia caerulea*, *Peucpalu-Peucedanum palustre*, *Phalarun-Phalaris arundinacea*, *Pimpmajo-Pimpinella major*, *Pinusil3-Pinus silvestris* in tree layer, *Pleuschr-Pleurozium schreberi*, *Poa chai-Poa chaixii*, *Polycomm-Polytrichum commune*, *Poteerrec-Potentilla erecta*, *Potepalu-Potentilla palustris*, *Rhytsqua-Rhytidadelphus squarrosus*, *Salicin2-Salix cinerea*, *Sangoffi-Sanguisorba officinalis*, *Sphafall-Sphagnum fallax*, *Sphaflex-Sphagnum flexuosum*, *Urtidioi-Urtica dioica*, *Vacculig-Vaccinium uliginosum*, *Vaccviti-Vaccinium vitis-idaea*, *Violpalu-Viola palustris*.

I – (eu)mesotrophic tall stands, which include tall-sedge and tall-grass marshes, both on river-bank and permanently-wet sites, tall-herb stands, successional stands with *Spiraea salicifolia* and also low willow stands;

II – alluvial meadows whether managed or abandoned;

III – treeless peatlands, including short-sedge mires, *Molinia caerulea* fens, and dwarf-shrub fens;

IV – wooded peatlands including bog pine forests and woody fens.

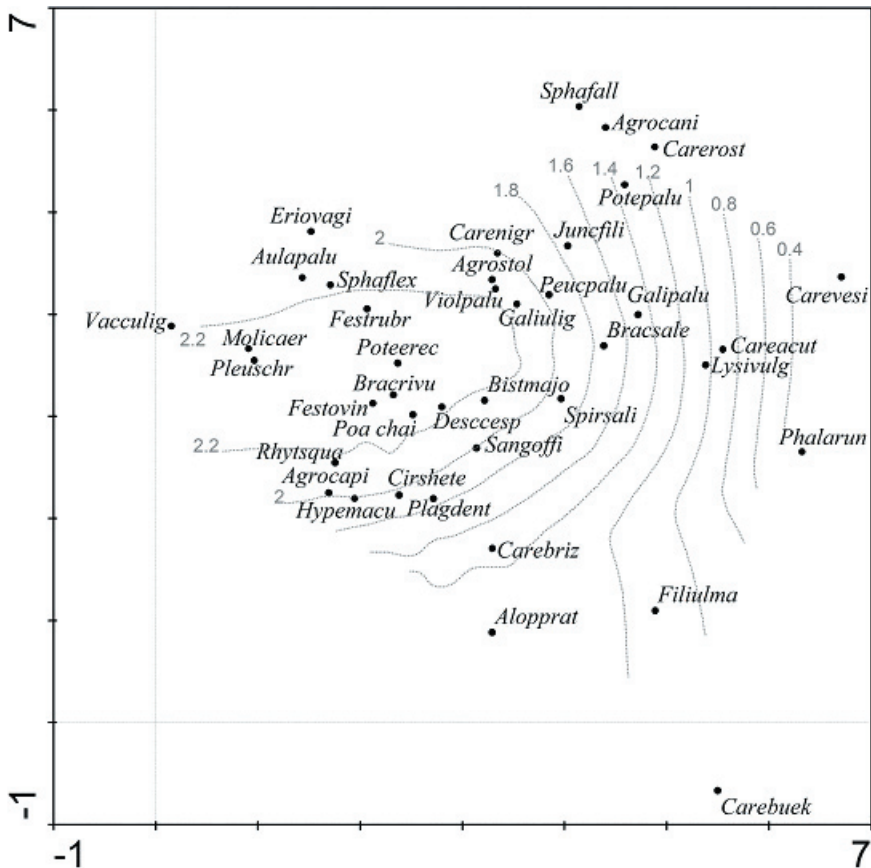


Fig. 15. Indirect gradient analysis (DCA) of species. Isolines correspond to Shannon-Weaver index of species diversity. Explanations: *Agrocani-Agrostis cf. canina*, *Agrocapu-Agrostis capillaris*, *Agrostol-Agrostis stolonifera*, *Alopprat-Alopecurus pratensis*, *Aulapalu-Aulacomnium palustre*, *Bismajo-Bistorta major*, *Bracrivu-Brachythecium rivulare*, *Bracsale-Brachythecium salebrosum*, *Careacut-Carex acuta*, *Carebriz-Carex brizoides*, *Carebuek-Carex buekii*, *Carenigr-Carex nigra*, *Carerost-Carex rostrata*, *Carevesi-Carex vesicaria*, *Cirshete-Cirsium heterophyllum*, *Descesp-Deschampsia cespitosa*, *Eriovagi-Eriophorum vaginatum*, *Festrubr-Festuca rubra s.lat.*, *Festovin-Festuca cf. ovina*, *Filiulma-Filipendula ulmaria*, *Galipalu-Galium palustre*, *Galiulig-Galium uliginosum*, *Hypemacu-Hypericum maculatum*, *Junefili-Juncus filiformis*, *Lysivulg-Lysimachia vulgaris*, *Molicaer-Molinia caerulea*, *Peucpalu-Peucedanum palustre*, *Phalarum-Phalaris arundinacea*, *Plagdnt-Plagiothecium denticulatum*, *Pleuschr-Pleurozium schreberi*, *Poa chai-Poa chaixii*, *Poteerec-Potentilla erecta*, *Potepalu-Potentilla palustris*, *Rhytsqua-Rhytiadelphus squarrosus*, *Sangoffi-Sanguisorba officinalis*, *Sphafall-Sphagnum fallax*, *Sphaflex-Sphagnum flexuosum*, *Spirsali-Spiraea salicifolia*, *Vacculig-Vaccinium uliginosum*, *Violpalu-Viola palustris*.

Dominant and typical species of the vegetation units are seen in the ordination diagram in Fig. 15; all the species perfectly characterise the groups.

The distribution of Shannon diversity index values (Fig. 14) indicates a considerable decrease in species diversity along the trophic gradient from nutrient-poor to nutrient-rich site conditions. The highest diversity is clearly related to the vegetation of short-sedge mires and grass fens, and to alluvial meadows. The high biodiversity values obtained for raised bogs and woody fens can be associated with the richness of the non-vascular species, especially bryophytes, that is typical for these kinds of plant communities. In contrast, tall-sedge and tall-grass stands inhabiting the mesotrophic, or slightly eutrophic, riverine zone are generally characterised by a low diversity of species.

DISCUSSION

The results presented demonstrate the close relationships between hydro-geomorphology, hydrochemistry, and vegetation in the river floodplain, being in accordance with general theoretical expectations based on research in other fluvial systems (WHITTON 1975, WARD 1989, CALLOW & PETTS 1992, MALANSON 1993).

The pattern of hydrochemical parameters across the floodplain partly corresponds with the results of GRIEVE et al. (1994). In an oligotrophic floodplain, they identified four major sources of water: (i) the river itself; (ii) hillslope inputs; (iii) upwelling groundwater; and (iv) rainwater. The balance among them determines the different hydrological zones across the floodplain: (a) a base-poor riverine zone with a fluctuating water table; (b) an acidic, nutrient-poor zone near hillslopes with a stable water regime, and influenced by water coming from the adjacent upland; (c) a base-rich zone influenced by upwelling groundwater. The latter category could not be detected in the studied Vltava River section as a special zone, however, on the basis of the existing data, it is assumed to influence the hydrochemistry of some places, as indicated in our results by locally-increased pH, conductivity and slightly-increased Ca^{2+} . The riverine zone, in our case, is not base-poor due to its enrichment from the river. The zone under (b) is well developed. Thus, we can distinguish two clear zones in the study floodplain, as described above (see Fig. 4):

Zone I – under the prevailing hydrological influence of the river;

Zone II – under the significant hydrological influence of the surrounding upland, locally modified by upwelling deep groundwater.

In the floodplain of the Upper Vltava River, Zone II is exceptionally broad compared to most central European rivers. It encompasses more than half of the floodplain's extent. Typical vegetation in Zone I consists of a mosaic of various riparian communities, while peatlands are typical for Zone II. River floodplains with extensive ombrotrophic peatlands are especially characteristic of the boreal zone (DIERSSEN 1996). In central Europe, they can develop in some mountain regions with broad U-shape valleys of glacial origin, for example, in the Alps (SUCCOW & JESCHKE 1990, STEINER 1992).

A different hydrological situation was described from the lowland Lužnice River floodplain (PRACH 1992). In the highly-permeable sediments in that floodplain, the water table responded closely to the river discharge, indicating the prevailing influence of river water through nearly the whole floodplain width. The part of the floodplain where the water regime is influenced by hillslope inputs is restricted there to only a narrow strip along the terraces, but without developed peatlands. Apparently, the relative widths of the two zones are determined by the character of the sediments (see also GROOTJANS 1985, LOŽEK 2001), predetermined by the river dynamics and geomorphology of the river valley.

The regularly-flooded riverine zone and the marginal peatland zone, developed along the Upper Vltava River, considerably differ in their hydrological conditions but differences in their trophic status are less expressed. The conductivity of groundwater suggests a gradient from oligotrophic to mesotrophic conditions across the floodplain, from its margins towards the river. This is just the opposite to floodplains in intensively-used agricultural landscapes, where both river and lateral inputs are often sources of eutrophication (HAYCOCK et al. 1993, FENNESSY 1993, PRACH et al. 1996). The Upper Vltava River floodplain seems to be the last flat floodplain of such size in the Czech Republic where, with the ex-

ception of the local effects of upwelling spring water and localised anthropogenic eutrophication, there is a gradient of increasing nutrient levels from the outer margins of the floodplain to the river. The whole floodplain is only slightly eutrophicated, which is also a rare example in central Europe. The still oligo-mesotrophic status is reflected in the vegetation: for example, by the low occurrence or absence of nitrophilous species typical of the class *Galio-Urticetea* (BLAŽKOVÁ 1999), even at the river bank (SÁDLO & BUFKOVÁ 2002). Only a small section of the Křemelná River in the western part of the Bohemian Forest has a similar character, but its floodplain is narrower, less developed and less diverse.

The hydrochemical background can be successfully used for an interpretation of the vegetation map, vegetation pattern along the cross-sectional transects, and the ordination diagrams (see below).

The smallest-scale, most-detailed level of vegetation units, used for field mapping and the transect description, was based mainly on dominant species. The use of dominants for delimitation of vegetation units is generally convenient in fine-scale mapping (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974). Going to a broader geographical scale, more abstract units must be used (KÜCHLER & ZONNEVELD 1988). To prepare the final vegetation maps, we grouped, for technical reasons, the units based on dominants into broader, ecologically-interpretable units, i.e. considering species composition, physiognomy, and site environmental conditions, which partly correspond with the more traditional phytosociological units of the Zurich-Montpellier (Z-M) system (for the Bohemian Forest see ALBRECHT 1979, BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ 1983, RYBNÍČEK et al. 1984, MORAVEC 1995). Because of the existence of various transitional and successional stages, it was not possible to simply use the Z-M system (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974), thus *ad hoc* units based on dominant species were suggested.

The distribution of vegetation units indicates well the hydro-geomorphology and hydro-chemistry in the floodplain, thus the units can be successfully used as indicators of the floodplain environment. Considering the particular vegetation units and water table fluctuations and groundwater chemistry, the data presented here are basically in accordance with those recorded from other floodplains or wetlands in central Europe (e.g. KOPECKÝ 1965, 1966, BLAŽKOVÁ 1973, BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ et al. 1977, BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ 1979, BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ & HÜBL 1985, NEUHÄUSL & NEUHÄUSLOVÁ 1989, HADINCOVÁ 1996, KOVÁŘ 1996, ZLÍNSKÁ 1999), as well as with other empirical knowledge on the ecology of the vegetation units (ELLENBERG 1988, 1996, MORAVEC 1995, OBERDORFER 1998, 2001). Special attention has been devoted to central European peat bogs (RYBNÍČEK 1984, SUCCOW & JESCHKE 1990, STEINER 1992, DIERSSEN & DIERSSEN 2001). The environmental site conditions attributed both to the bogs and minerotrophic peatlands in the Vltava River floodplain are in accordance with those described in the literature (e.g. HOLUBIČKOVÁ 1960, RYBNÍČEK 1974, NEUHÄUSL 1975, DIERSSEN & DIERSSEN 1984, 2001, RYBNÍČEK et al. 1984, WILLBY et al. 1997).

Bog pine forest, with its predominant tree-shaped *Pinus rotundata* Link (*Pino rotundatae-Sphagnetum*, *Sphagnion medii*), is generally typical for peat bogs at lower altitudes in central European middle-mountains and corresponds to *Pino mugo-Sphagnetum magellanici* within the classification system of mire vegetation in central Europe reported by

DIERSSEN & DIERSSEN (2001). The distribution of ass. *Pino rotundatae-Sphagnetum* in central Europe is given by NEUHÄUSL (1972). In the Czech Republic, outside the Bohemian Forest, peat bogs covered by bog pine forest are concentrated especially in the Český Les and Slavkovský Les mountain regions, in the basin Třeboňská Pánev, Českomoravská Vysočina highlands and Rejvíz (BŘEZINA 1975, NEUHÄUSL 1975, SOFRON 1981). However, true raised bogs covered by forest vegetation are less frequent in central and western Europe in comparison with boreal regions north-eastwards (ELLENBERG 1988). Both the vegetation of bog pine forest and dwarf-shrub communities of the all. *Oxycocco-Empetrium hermaphroditi*, related to open bog expanses, indicate the sub-continental character of the peat bogs in the studied floodplain (RYBNÍČEK 1984).

According to SVOBODOVÁ et al. (2002), the terrestriation of water bodies behind natural leveés was decisive in the development of valley-raised peat bogs in the Bohemian Forest region. It is supported also by the results of a palaeobotanical survey performed by MÜLLER (1927), who found an over-2-metre-deep layer of sedge and reed peat on the bottom of a peat bog in the valley of the Upper Vltava River. Pools and cut meanders were also assumed on the bottom of the Mrtvý Luh peat bog, situated at the confluence of the Teplá and Studená Vltava Rivers (HOLUBIČKOVÁ 1960). The same author, however, suggested the influence of both flood waters and underground water to have been important for the development of this bog. LOŽEK (2001) supposed peat bogs along the Vltava River to be developed on the higher marginal levels of the valley bottom. This corresponds with a lower influence from flood waters on the development of peatlands on floodplain margins, where lateral inputs of oligotrophic water from hillslopes could be of a higher importance (LOŽEK 1973). Groundwater chemistry under the bog pine forest in the floodplain is comparable with similar habitats in the extensive peat bog of Velké Dářko in the Českomoravská Vrchovina highlands, described by NEUHÄUSL (1975), with the exception that much lower Ca^{2+} concentrations were found in the studied floodplain.

The oligotrophic status of floodplain margins is also indicated by the composition of the fen woods surrounding the peat bogs. As opposed to alder fens, birch-pine fen woods are generally typical of base-poor site conditions, with birch (*Betula pubescens*) prevailing rather in the north-west, and pine (*Pinus sylvestris*) in the more continental east (ELLENBERG 1988). The proportion of both species in fen woods along the Vltava River is apparently conditioned by the successional stage of stands (ALBRECHT 1979). Birch-pine fen woods seem to correspond to *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* according to DIERSSEN & DIERSSEN (2001). According to WAGNER (1994), the proportion of this vegetation in western Europe (the Netherlands, Denmark, northern Germany) is artificially enhanced by human impacts on peat bogs, including drainage and peat-cutting. Birch-pine fen woods along the Vltava River are also recognised to be mostly of secondary origin (NEUHÄUSLOVÁ et al. 2001). In spite of this, both their physiognomy and species composition (composed of boreo-montane species *Vaccinium uliginosum*, *Stellaria longifolia*, and *Trientalis europaea*) are very similar to natural stands. Vegetation analogous to well-structured birch-pine fen woods in the floodplain was described from the Českomoravská Vrchovina highlands in the central part of the Czech Republic, and classified into the all. *Betulion pubescentis*. The water regime of those stands is comparable with that of the fen woods along the Vltava River, but their water chemistry is characterised by a higher Ca^{2+} and

slightly higher NO_3^- , Fe and K^+ concentrations (NEUHÄUSL 1975).

Secondarily developed treeless fens (minerotrophic mires *sensu e.g.* DU RIETZ 1954, SJÖRS 1961) in the marginal peatland zone of the floodplain are composed mainly of oligotrophic *Sphagnum*-fen communities (*sensu* RYBNÍČEK 1984) and indicate nutrient-poor habitats. Within the range of the various types of fen vegetation, *Carex lasiocarpa*-dominated fens were found in sites influenced by an upwelling groundwater slightly richer in minerals. This corresponds well with the results of WILLBY et al. (1997), although the variations in Ca^{2+} and Mg^{2+} concentrations found along the Vltava River are generally lower. Slightly higher Ca^{2+} and Mg^{2+} concentrations, but lower pH, of groundwater beneath *Carex lasiocarpa* fens in the Českomoravská Vrchovina foothills were recorded by RYBNÍČEK (1974). The ecological characteristics of these latter stands are in accordance with those described for *C. lasiocarpa* stands by DIERSSEN & DIERSSEN (2001). The communities described from the Vltava floodplain are ecologically and syntaxonomically similar to *Sphagno-Caricetum lasiocarpae* (*Sphagno warnstorffiani-Tomenthyption*) (RYBNÍČEK et al. 1984), but the composition of both the herb and moss layers is less diverse and suggests some relations to *Peucedano-Caricetum lasiocarpae* (*Caricion rostratae*) according to MORAVEC (1995). It seems, therefore, that the species composition corresponds rather to *Caricetum lasiocarpae* described by OBERDORFER (1998). The occurrence of *Phragmites australis* in close contact with these types of fens has also been reported (RYBNÍČEK 1974, WILBY et al. 1997).

The *Molinia caerulea*-*Potentilla erecta* mire was characterised by WILBY et al. (1997) as being indicative of dominant base-poor hillslope inputs in the oligotrophic floodplain, although *Molinia caerulea* can dominate in habitats influenced by more base-rich groundwater as well. The occurrence of *Molinia caerulea* stands in sites with varying conditions, from acidic towards slightly neutral, already under a less-stable water regime, was also observed in the study floodplain. *Molinia caerulea* is a typical expanding species, stands of which are apparently of polygenetic origin here. They seem to have developed from various short-sedge mires, which lacked the appropriate management, as well as from the degraded parts of peat bogs after drainage. Its secondary dominance in communities of *Scheuchzerio-Caricetea fuscae* has been mentioned by numerous authors (e.g. HÁJEK 1998). In addition to the above, the species can also expand in the unmanaged degradation stages of some *Molinion* meadows in the floodplain and on the adjacent hillslopes.

Carex rostrata, another dominant species, is generally related to sites with a permanently-high water table and varying trophic conditions from oligo- to mesotrophic (BELTMAN & VERHOEVEN 1988, ELLENBERG et al. 1991, STEINER 1992, WILBY 1997). Groundwater chemistry measured in stands along the Vltava River is comparable with the results of RYBNÍČEK (1974). Ca^{2+} concentrations were found to be much lower than those recorded from the peat bog Velké Dářko (NEUHÄUSL 1975). Because of its relatively high ecological plasticity, *Carex rostrata* can grow in waterlogged habitats across the whole floodplain. It forms various communities, both from the all. *Caricion rostratae* on nutrient-richer sites within the regularly-flooded zone, and more oligotrophic stands such as the *Sphagno recurvi-Caricion canescentis* mostly within the marginal peatland zone. The vegetation of floating *Sphagnum* mats with *Carex rostrata* is well known as a silting community of oligotrophic lakes or small bog pools (RYBNÍČEK et al. 1984, ELLENBERG 1988, STEINER 1992).

However, as a terrestrialisation stage of alluvial oxbows, it can be more likely found in the boreal zone than in Central Europe. Along the Vltava River, this mire vegetation frequently participates in the silting-up of oxbow lakes and, together with relict communities of water macrophytes (e.g. *Nupharetum pumilae*), it contributes to the boreal character of the whole floodplain.

The high proportion of *Caricetum buekii* within the regularly-flooded zone is remarkable, as *Carex buekii* represents a rather thermophilous subcontinental species recorded from floodplains at lower altitudes (e.g. BLAŽKOVÁ 1999). However, SÁDLO & BUFKOVÁ (2002) suggested that palaeochory for this species could be possible in the valley of the Upper Vltava River. Other tall-sedge and tall-grass communities found in the riverine zone along the Vltava River (*Caricetum gracilis*, *Caricetum vesicariae*, *Chaerophyllo-Phalaridetum*, *Phalaridetum arundinaceae*) commonly occur in floodplains from central Europe to boreal and continental Eurasia (BLAŽKOVÁ 1971, RYCHNOVSKÁ 1993, SÁDLO & BUFKOVÁ 2002). As opposed to SÁDLO & BUFKOVÁ 2002, both *Carex acuta* com. and *Phalaris arundinacea* com. (both from the *Caricion gracilis*) were mapped as one vegetation unit (2d, see above) due to their diffuse distribution pattern.

RYCHNOVSKÁ (1993) characterised the variation of alluvial grassland types across floodplains in western and central Europe in relation to the availability of water. According to a basic classification given by this author, most alluvial meadows in the studied floodplain belong to meso-hygrophytic forb communities characterised by the occurrence of species such as *Bistorta major*, *Sanguisorba officinalis*, *Deschampsia cespitosa*, and *Achillea ptarmica*. These meadows are mainly typical of submontane oligotrophic alluvia of the upper reaches of central European rivers. The tall-herb vegetation in the regularly-flooded riverine zone was reported by SÁDLO & BUFKOVÁ (2002) as *Cirsium heterophyllum-Filipendula ulmaria* com., lacking common meadow species and being similar to analogous tall-herb north European vegetation (DIERSEN 1996), see below. Within the presented study, both seminatural stands of *Filipendula ulmaria* along the river as well as degradation stages on abandoned wet meadows and eutrophicated mires, were mapped as one vegetation unit (3a, see above).

Alluvial grasslands in the floodplain represent secondary vegetation following the original riparian forests represented here by *Alnetum incanae*, *Alnus incana-Betula pubescens* com., and *Mastigobryo-Piceetum* (NEUHÄUSLOVÁ 2001). We expect the continuous, though shifting, existence of small patches of primary treeless vegetation composed of tall-sedge, tall-grass and tall-herb stands along the river (SÁDLO & BUFKOVÁ 2002). The high spatio-temporal variability of the floodplain, together with the rather extreme climate (distinct temperature inversions) has probably enabled the persistence of this type of vegetation, which resembles the natural, tall herb-graminoid vegetation along rivers in Scandinavia, northeastern Europe, and Siberia (BLAŽKOVÁ 1981, RYCHNOVSKÁ 1993, ELLENBERG 1988, DIERSEN 1996). The climatically extreme conditions are also indicated by the absence of species typical of the beech woodlands that occur on the montane slopes in the vicinity, including *Fagus sylvatica*. Instead, spruce and pine forests are expected to be the prevailing potential vegetation in the floodplain (NEUHÄUSLOVÁ 2001).

The results of the multivariate methods have confirmed the interpretations of vegetation pattern in relation to environmental factors as given above. The phytosociological relevés

from the respective *a priori*-distinguished vegetation units appeared to be close to each other, together forming broader groups, which can be easily interpretable in terms of their ecology and physiognomy. They represent main vegetation formations in the floodplain: i) tall-stemmed riparian vegetation; ii) meadows; iii) short sedge and grass mires; and iv) wooded peatland. This grouping leaves aside the water macrophyte vegetation, which was not included in the detailed analyses because of a different and hardly comparable sampling procedure (DYKYJOVÁ 1989, KENT & COKER 1992). Despite the possibility of distinguishing clear groups of samples, their overall pattern in the ordination diagrams was continuous, without evident discontinuities. This indicates that the vegetation sampling was performed with sufficient representativeness, covering the vegetation-environment continuum (JONGMAN et al. 1987). The ordination techniques, expecting a unimodal response of species along gradients (CCA, DCA), had been appropriately used, which was confirmed by the length of the gradient in DCA (TERBRAAK & ŠMILAUER 2002).

The uniqueness of the Upper Vltava River floodplain has been illustrated in this study by the description of its vegetation. However, studies on other biota, for example, insects, indicate the same uniqueness (MIKKOLA & SPITZER 1983, SPITZER 1988, 1994, HORA et al. 1997). A distinctive feature is the high frequency of boreo-continental plant species (MEUSEL et al. 1978), such as *Ledum palustre*, *Galium boreale*, *Polemonium caeruleum*, *Spiraea salicifolia*, *Pseudolysimachion maritimum*, etc., (see Appendix 2). Besides these boreo-continental species, and common species of central European occurrence, numerous species indicate a migration from the Alps (*Aconitum plicatum*, *Poa chaixii*, *Willemetia stipitata*). The mixture of plant species with contrasting phytogeographical distributions is completed by the oceanic species *Erica tetralix*, which occurs here at the eastern limit of its range (PROCHÁZKA & ŠTECH 2002). The mixture is remarkable and contributes to the high biodiversity and exceptionality of the area from a biogeographical point of view.

The floodplain represents the rare case of a floodplain of a montane river having the character of a lowland river (CARLING & PETTS 1992), with a well-developed system of meanders, backwaters, oxbows, and water pools. The floodplain is filled by only a shallow layer of silt; silt has been sedimented out much more intensively in lowland rivers since the ancient deforestation of upstream regions (OPRAVIL 1983), than in the case of the Upper Vltava River. Woodland still prevails in the catchment, while in the deforested areas meadows and pastures occur, with only very sporadic arable land. The clearings were formed no earlier than the eighteenth century (BENEŠ 1995). Thus, the erosion has been less intensive than in most other catchments.

Recommendations for management

Despite some local disturbances and point-source pollution, human impact is generally low in the area, and thus the prevailing oligotrophic status of the floodplain, primarily conditioned by the area's ubiquitous silicate bedrock (BABŮREK 1996), is still preserved. Old aerial photos and maps show the floodplain as being covered, outside of the peatlands, by a high proportion of hay meadows, which were the main land use there till the end of World War II (BENEŠ 1996). After the expulsion of the German inhabitants shortly after the war, the intensity of the meadows' usage has been constantly decreasing, and abandoned sites have been degrading, especially through the expansion of strongly competitive

graminoids such as *Carex brizoides*, *Deschampsia cespitosa*, and *Molinia caerulea*. The oligotrophic status of the floodplain also seems to have proved more conducive to the expansion of woods than in more eutrophicated floodplains elsewhere, where the establishment of woody species is largely inhibited by the strong competition from productive herbs and grasses (PRACH et al. 1996). The most sensitive habitats to the expansion of successive woody vegetation are the fens and disturbed (especially drained) bog margins. An expansion of *Spiraea salicifolia* shrubs in wet and nutrient-richer sites is also locally important. It would be desirable to re-establish a regular cutting regime over at least some of the neglected meadows, in order to protect them from encroachment by woody species and another degradation. From the point of view of biotic diversity, we consider the present stage at the end of an optimum. Any further expansion of woodland (especially birch and pine), or dominants such as *Carex brizoides* or *Phalaris arundinacea*, is not desirable, and should be stopped by their cutting.

A spontaneous restoration of original riparian forest is desirable only on part of the floodplain, and the conservation of biodiversity in the present vegetation mosaic, including secondary grasslands, is among the priorities. Results from the Lužnice River are highly promising (STRAŠKRABOVÁ & PRACH 1998), where a quite rapid restoration of abandoned alluvial meadows after re-establishment of the appropriate management has occurred. Within the Upper Vltava floodplain, special attention should be devoted namely to: species-rich meadows of the all. *Molinion*; valuable fens (e.g. mires with *Carex lasiocarpa*); and other treeless habitats with surviving populations of rare and endangered plant species such as *Dactylorhiza traunsteineri*, *Dianthus sylvaticus*, *Iris sibirica*, *Carex umbrosa*, *Pedicularis palustris*, etc. (see Appendix 2). However, active management of alluvial grasslands has to be well balanced with the habitat conservation necessary for extremely rich and valuable ornithofauna (e.g. *Crex crex*, *Tetrao tetrix*). The mosaic management pattern involving both mown and large unmanaged sites seems to be optimal. Additionally, the conservation of natural hydro-geomorphological processes is eminently important in the area as well as maintaining the natural oligotrophic environment. In relation to this, the transformation of fertilised arable land situated on some hillslopes above the floodplain towards extensively-used meadows or pastures should be undertaken as soon as possible. A near-natural water regime has to be restored to those wetlands disturbed by drainage networks in the past (namely peat bog margins and fens). Rehabilitation projects focused on the damming of surface drainage, according to well-established methods (BROOKS & STONEMAN 1997), are necessary. For management purposes, however, the floodplain should be considered in the context of the adjacent landscape. Conservation measurements should therefore also include the restoration of small straightened tributaries entering the floodplain from surrounding hillslopes and the degraded wet grasslands around them.

Because the floodplain lies in the strictly-protected, core zone of the National Park, the proper management should be perhaps more easily ensured than in other, unprotected floodplains. The cross-sectional transects were permanently fixed, thus some investigations can be repeated in the future – and then the long-term vegetation dynamics will be more evident.

CONCLUSIONS

Despite some degradation, the studied part of the Upper Vltava floodplain still exhibits exceptionally high natural values. It represents the rare case of a broad, flat floodplain in the upper reaches of a river in the mountains. The variable mosaic of diverse plant communities, with the occurrence of many rare and endangered species of various phyto-geographical origin (see the Appendix), can be well interpreted by differences in hydro-geomorphological and hydrochemical site characteristics. The following characteristics appeared to be significantly correlated with the vegetation pattern: mean position of water table; distance from the river; and the pH, concentration of NH_4 , and content of humic acids, in the groundwater.

Two distinct zones were distinguished: Zone I under the direct influence of the river; and Zone II, under the prevailing influence of water coming from the adjacent upland and/or the upwelling of deep groundwater. The diverse mosaic of riparian communities is typical for Zone I, while peatland characterises Zone II. The floodplain still exhibits an oligotrophic-mesotrophic status with only very localised human-induced eutrophication, and its protection should be among the priorities of the National Park Authority.

Acknowledgements. The study was supported by the Czech Ministry of Environment and by a grant of the Grant Agency of the Czech Republic no. 526/00/1442. It was a major part of the PhD study of I. Bufková at the Department of Botany, Faculty of Biological Sciences, University of South Bohemia, under the supervision of K. Prach. I. Bufková and K. Prach wrote the paper and M. Bastl performed most of the computations. I. Bufková, F. Zemek, M. Heřman and R. Střeleček elaborated the vegetation maps by GIS methods. The determination of bryophytes was performed by J. Kučera (University of South Bohemia). The analysis of water samples were performed by S. Krysl in the Institute of Public Health, Plzeň, and Hygienic Laboratory, Klatovy. We thank all of these colleagues for their help. We also thank the Šumava National Park and Protected Landscape Area Administration for their support, and F. Stíbal, M. Rudlová and L. Dvořák for their help with the field work. Further, we thank S. Ridgill for English correction, and an anonymous reviewer for helpful comments.

Appendix 1a. Tall-segge and tall-grass marshes. Slope in all relevés is zero. Symbols of vegetation units correspond with symbols used in text.

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|----|----|-----|----|----|-----|----|-----|----|----|----|----|----|----|----|-----|----|--|
| Number of relevés | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | |
| Vegetation units | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2a | 2c | 2c | 2c | 2c | 2d | 2d | 2d | 2e | 2e | |
| Area | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | |
| Cover of tree layer (%) | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cover of shrub layer (%) | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cover of herb layer (%) | 90 | 95 | 100 | 90 | 98 | 100 | 90 | 100 | 98 | 80 | 60 | 95 | 95 | 80 | 85 | 100 | 90 | |
| Cover of moss layer (%) | 5 | 0 | 0 | 5 | r | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | + | 15 | |
| Species of <i>Phalaridion</i> and <i>Caricion gracilis</i> : | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Carex vesicaria</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | 5 | 4 | 4 | 5 | . | . | 1 | 1 | 1 | |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | 4 | 5 | 5 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 | 4 | . | . | . | |
| <i>Carex acuta</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | 2 | 4 | . | . | |
| <i>Peucedanum palustre</i> | + | + | 1 | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | + | 1 | . | 1 | 1 | |
| <i>Carex buekii</i> | . | . | . | 4 | 3 | 3 | 5 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Carex x vratislaviensis</i> | . | + | . | . | . | . | . | 3 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Solanum dulcamara</i> | + | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| Species of <i>Filipendulion</i> and <i>Alopecurion</i> : | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> | + | 1 | 1 | . | . | . | . | 2 | . | . | . | . | 2 | . | 2 | 1 | + | |
| <i>Filipendula ulmaria</i> | 2 | . | 1 | 1 | 2 | 3 | + | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 | 2 | |
| <i>Polemonium caeruleum</i> | . | . | r | 2 | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | |
| <i>Symphytum officinale</i> | . | . | . | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | |
| <i>Alopecurus pratensis</i> | . | . | . | . | 2 | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Sanguisorba officinalis</i> | + | . | . | . | 1 | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | r | |
| <i>Aconitum plicatum</i> | 1 | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | r | . | . | |
| Species of <i>Caricion rostratae</i> and <i>Sphagno recurvi-Caricion canescentis</i> : | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Carex rostrata</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 | . | . | . | 3 | 1 | . | . | 1 | |
| <i>Potentilla palustris</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | + | 2 | r | . | . | 1 | |
| <i>Galium palustre</i> | . | + | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | 1 | 1 | . | 1 | 1 | |
| <i>Juncus filiformis</i> | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | + | . | 1 | . | + | |
| <i>Epilobium palustre</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | 1 | |

Appendix 1b. Tall-herb marshes, willow swamps and *Spiraea salicifolia* stands. Slope in all relevés is zero. Symbols of vegetation units correspond with symbols used in text.

| | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 1 | 2 | 3 | 14 | 10 | 11 | 12 | 13 |
|--|-----|-----|-----|----|----|----|----|----|-----|-----|----|----|----|----|
| Number of relevés | | | | | | | | | | | | | | |
| Vegetation units | 3a | 3a | 3a | 3a | 3a | 3a | 3b | 3b | 3b | 5 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Area | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 125 | 16 | 16 | 16 | 16 |
| Tree layer | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Shrub layer | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 70 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Herb layer | 100 | 100 | 100 | 95 | 95 | 95 | 95 | 90 | 100 | 55 | 95 | 95 | 90 | 90 |
| Moss layer | 0 | 5 | 25 | 60 | 2 | 45 | 10 | 5 | 10 | 15 | 80 | 10 | 10 | 5 |
| Shrub layer: | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Salix cinerea</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 4 | . | . | . | . |
| Herb layer: | | | | | | | | | | | | | | |
| Species of Filipendulenion and Alopecurion: | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Filipendula ulmaria</i> | 5 | 3 | 3 | 3 | 4 | 2 | + | + | . | r | 1 | 1 | 1 | . |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> | . | . | 1 | 1 | 2 | . | . | . | r | 1 | . | + | r | . |
| <i>Pseudolysimachion maritimum</i> | + | . | . | . | . | . | 3 | 2 | . | . | . | . | . | . |
| <i>Spiraea salicifolia</i> | . | . | + | 3 | 1 | 2 | . | . | . | + | 4 | 5 | 4 | 4 |
| <i>Alopecurus pratensis</i> | + | + | r | . | 2 | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . |
| <i>Aconitum plicatum</i> | . | r | 1 | + | . | . | . | . | . | . | . | . | r | . |
| <i>Polemonium caeruleum</i> | . | + | + | . | . | . | . | . | . | . | . | r | + | . |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | . | . | . | . | 1 | . | r | . | . | 2 | . | + | 1 | . |
| <i>Carex bueckii</i> | . | . | . | . | + | . | . | 1 | . | 1 | . | . | . | . |
| <i>Iris sibirica</i> | . | 1 | . | . | . | . | 3 | 4 | 2 | . | . | . | . | . |
| <i>Galium palustre</i> | . | + | . | + | + | + | 1 | + | + | 3 | 1 | + | + | + |
| <i>Galium uliginosum</i> | . | + | 1 | 1 | . | + | + | + | + | . | 1 | + | . | + |
| <i>Juncus filiformis</i> | . | 1 | . | . | . | 2 | 1 | + | . | . | 1 | . | . | . |

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| <i>Peucedanum palustre</i> | . | 1 | 2 | 2 | . | 2 | 2 | 1 | . | + | 1 | 1 | 1 | + | . |
| <i>Viola palustris</i> | . | 1 | 2 | 2 | . | 2 | 2 | + | . | . | 1 | 1 | 1 | 1 | . |
| <i>Agrostis stolonifera</i> | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . |
| <i>Carex nigra</i> | . | 1 | . | . | . | 2 | 2 | . | . | . | 1 | . | . | . | . |
| <i>Carex rostrata</i> | . | . | . | . | . | 2 | . | . | . | . | 2 | . | . | . | . |
| <i>Potentilla palustris</i> | . | . | . | . | . | 1 | 1 | . | . | . | 1 | . | . | . | . |
| <i>Epilobium palustre</i> | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | + | . | . | . | . |
| <i>Carex brizoides</i> | 2 | 2 | + | . | 2 | 1 | + | 1 | 3 | . | 1 | . | 1 | 1 | 2 |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | . | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | + | 2 | . | . | . | . | . | . |
| <i>Sanguisorba officinalis</i> | . | 1 | 1 | 1 | + | 2 | . | 1 | + | . | 1 | + | + | + | . |
| <i>Bistorta major</i> | . | 1 | 1 | 1 | 2 | . | 1 | 1 | . | . | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Potentilla erecta</i> | . | 1 | 1 | 1 | . | 1 | . | + | 1 | . | + | . | r | . | . |
| <i>Cirsium heterophyllum</i> | . | 1 | 2 | 1 | . | . | . | . | 2 | . | . | . | . | + | 1 |
| <i>Anthriscus sylvestris</i> | r | . | + | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Scutellaria galericulata</i> | . | r | . | + | 1 | 1 | . | + | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Rumex acetosa</i> | . | + | . | 1 | . | 1 | . | . | + | . | . | . | . | . | . |
| <i>Agrostis capillaris</i> | . | 1 | . | . | . | . | . | . | 2 | . | . | . | . | . | . |
| <i>Achillea ptarmica</i> | . | + | . | . | + | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Betula pubescens</i> | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + |
| <i>Cardamine pratensis</i> | . | + | . | . | . | . | + | + | . | . | 1 | . | . | r | . |
| <i>Carex panicea</i> | . | . | 1 | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Carex vesicaria</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . |
| <i>Cirsium palustre</i> | . | . | r | + | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | + |
| <i>Festuca rubra</i> s.lat. | . | + | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Galeopsis bifida</i> | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . |
| <i>Juncus effusus</i> | . | . | r | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Lathyrus pratensis</i> | . | + | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |

Scapania paludosa 10: 1, *Sphagnum fallax* 12: 1, *Sphagnum subsecundum* 9: +, *Thuidium tamariscinum* 5: +.

Localities of relevés: 1 – Želňava, cca 1.5 km northwest from the settlement, bottom of the old cut meander, leftside bank, 2 Jul 1999; 2 – Želňava, cca 1.9 km northwest from the settlement, bottom of the old cut meander, leftside bank, 29 Jun 1999; 3 – Pěkná, cca 1 km west of the settlement, abandoned wet meadow, 17 Aug 1997; 4 – Želňava, cca 1.3 km northwest from the settlement, leftside bank, abandoned wet meadow, 25 Aug 1998; 5 – Želňava, cca 1.2 km northwest from the settlement, depression, leftside bank, 9 Aug 1997; 6 – Dobrá: cca 400 m northeast from the settlement, rightside bank, 28 Aug 1997; 7 – Dobrá, cca 400 m north from the settlement, rightside bank, 12 Jul 1999; 8 – Pěkná, cca 700 m west from the settlement, marginal depression, leftside bank, 23 Aug 1999; 9 – Želňava, cca 1.4 km northwest from the settlement, marginal depression, leftside bank, 25 Aug 1998; 10 – Ovesná, cca 1.2 km north from the railway station, depression, rightside bank, 29 Jul 1999; 11 – Dobrá, cca 450 m north from the settlement, depression, rightside bank, 29 Jul 1999; 12 – Dobrá, cca 500 m northeast from the settlement, depression, rightside bank, 28 Aug 1997; 13 – Pěkná, cca 800 m west from the settlement, levee, rightside bank, 17 Aug 1999; 14 – Želňava, cca 1.3 km northwest from the settlement, depression, leftside bank, 25 Aug 1998.

Appendix 1c. Alluvial (4a-c) and hillslope (14) meadows. Symbols of vegetation units correspond with symbols used in text.

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 6 | 7 | 8 | 9 | 22 | 23 | 24 | 25 | | |
|---|--------------------|----|-----|----|----|-----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|----|----|----|--|
| Number of relevés | 4a | 4a | 4a | 4a | 4a | 4b | 4b | 4b | 4b | 4b | 4b | 4b | 4b | 4b | 4b | 4b | 4b | 4c | 4c | 4c | 4c | 14 | 14 | 14 | 14 | | |
| Vegetation units | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | |
| Area | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 | 20 | 10 | 10 | |
| Inclination (%): | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | S | S | N | N | N | |
| Aspect: | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Cover of tree layer (%): | 98 | 98 | 100 | 95 | 98 | 100 | 98 | 98 | 90 | 90 | 98 | 98 | 95 | 98 | 98 | 95 | 98 | 98 | 95 | 100 | 98 | 98 | 95 | 98 | 95 | 98 | |
| Cover of herb layer (%): | 10 | 5 | 5 | 80 | 75 | 0 | 5 | 10 | 65 | 60 | 5 | 10 | 80 | 90 | 65 | 30 | 25 | 5 | 10 | 5 | 5 | 25 | 5 | 5 | 5 | 5 | |
| Cover of moss layer (%): | Herb layer: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | 3 | 2 | 3 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Alopecurus pratensis</i> | 1 | 2 | 1 | 2 | 2 | 1 | . | . | . | . | . | + | . | 2 | 1 | 2 | 1 | + | 1 | . | 1 | 2 | 1 | 3 | 3 | 3 | |
| <i>Sanguisorba officinalis</i> | 2 | 1 | + | 1 | . | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 | . | + | 1 | . | 1 | 1 | + | 1 | 1 | . | . | . | . | . | |
| Species of <i>Calthion</i> : | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bistorta major</i> | 2 | 1 | 2 | 2 | . | 1 | 1 | 1 | . | . | . | 2 | . | . | . | . | 1 | + | + | 1 | 1 | . | . | . | 1 | 1 | |
| <i>Festuca rubra</i> s.lat. | 2 | . | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 2 | 2 | . | . | . | 1 | . | 2 | 2 | 1 | . | . | r | . | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | |
| <i>Cirsium heterophyllum</i> | . | . | . | . | . | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 2 | 1 | . | 1 | . | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Ranunculus acris</i> | . | . | . | 2 | . | 1 | + | . | 1 | + | + | . | . | + | 1 | + | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Rumex acetosa</i> | . | . | 1 | 1 | 1 | + | . | 1 | 1 | + | 1 | + | 1 | + | 1 | 2 | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Lathyrus pratensis</i> | + | . | . | 1 | 1 | + | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | . | 1 | + | 1 | 1 | 1 | . | . | . | . | . | . | . | 1 | + | |
| <i>Lychnis flos-cuculi</i> | . | . | . | 1 | + | . | . | 1 | . | . | . | r | . | . | . | + | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Carex brizoides</i> | . | 2 | . | 2 | . | 2 | 2 | 2 | . | . | . | 2 | 2 | 1 | . | 2 | 1 | 5 | 5 | 5 | 4 | . | . | . | 1 | . | |
| Species of <i>Molinion</i> : | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Betonica officinalis</i> | . | . | . | . | . | 2 | 2 | . | + | 2 | + | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Galium boreale</i> | . | . | . | . | . | 2 | 2 | . | 1 | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Potentilla erecta</i> | 1 | . | 1 | + | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | . | + | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Molinia caerulea</i> | . | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Dianthus superbus</i> ssp. <i>superbus</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Succisa pratensis</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| Species of <i>Polygono-Trisetion</i> : | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Appendix 1d. Raised bogs and fen woods. Slope in all relevés is zero. Symbols of vegetation units correspond with symbols used in text.

| | 4 | 5 | 1 | 2 | 3 | 6 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 |
|------------------------------|-----|-----|----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Number of relevés | 9a | 9a | 9b | 9b | 9b | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| Vegetation units | 625 | 625 | 16 | 16 | 625 | 625 | 625 | 625 | 625 | 625 | 625 |
| Area | 20 | 35 | 0 | 0 | 0 | 40 | 30 | 60 | 55 | 40 | 50 |
| Cover of tree layer (%) | 10 | 25 | 0 | 0 | 10 | 15 | 30 | 15 | 23 | 10 | 0 |
| Cover of shrub layer (%) | 85 | 65 | 70 | 85 | 65 | 60 | 45 | 65 | 70 | 90 | 60 |
| Cover of moss layer (%) | 98 | 80 | 98 | 95 | 95 | 80 | 70 | 35 | 10 | 80 | 10 |
| Tree layer: | | | | | | | | | | | |
| <i>Betula pubescens</i> | . | 2 | . | . | . | 2 | 2 | 3 | 3 | 3 | 4 |
| <i>Picea abies</i> | . | 1 | . | . | . | 3 | 1 | . | . | . | . |
| <i>Pinus rotundata</i> | 2 | 2 | . | . | . | 1 | 2 | . | . | . | . |
| <i>Pinus sylvestris</i> | . | . | . | . | . | . | 1 | 3 | 2 | 1 | . |
| Shrub layer: | | | | | | | | | | | |
| <i>Betula pubescens</i> | 2 | 1 | . | . | . | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | . |
| <i>Picea abies</i> | . | 1 | . | . | . | 2 | 2 | . | 1 | + | . |
| <i>Pinus rotundata</i> | . | 2 | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . |
| <i>Pinus sylvestris</i> | . | . | . | . | 2 | . | + | . | . | + | . |
| <i>Frangula alnus</i> | . | . | . | . | . | . | . | 2 | 1 | 1 | . |
| Herb layer: | | | | | | | | | | | |
| <i>Eriophorum vaginatum</i> | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | . | 1 | . | . | 2 | . |
| <i>Calluna vulgaris</i> | 2 | 1 | 3 | 4 | 2 | . | . | . | + | + | . |
| <i>Andromeda polifolia</i> | . | . | 1 | + | + | . | . | . | . | . | . |
| <i>Oxycoccus palustris</i> | + | 1 | 1 | 1 | 2 | . | 1 | . | . | . | . |
| <i>Vaccinium uliginosum</i> | 4 | 3 | 1 | 3 | 3 | 3 | 2 | . | 1 | 1 | . |
| <i>Vaccinium myrtillus</i> | . | 2 | . | . | . | 2 | 2 | . | 1 | . | 1 |
| <i>Vaccinium vitis-idaea</i> | 2 | 1 | . | . | . | 1 | 1 | . | 1 | + | + |

Appendix 1e. Treeless fens. Slope in all relevés is zero. Symbols of vegetation units correspond with symbols used in text.

| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | |
|---|-----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|---|
| Number of relevés | 11a | 16 | 16 | 8 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | |
| Vegetation units | 40 | 95 | 75 | 45 | 80 | 90 | 85 | 90 | 90 | 90 | 90 | 98 | 95 | 95 | 95 | 90 | 90 | 90 | 100 | 90 | 98 | 85 | |
| Area | 100 | 80 | 40 | 55 | 35 | 20 | 98 | 80 | 15 | 15 | 85 | 70 | 30 | 50 | 5 | 60 | 10 | 5 | 5 | 80 | 10 | 95 | |
| Cover of herb layer (%) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cover of moss layer (%) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Herb layer: | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Species of <i>Sphagno recurvi-Caricion canescens</i> and <i>Caricion fuscae</i> : | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Carex canescens</i> | 1 | 2 | 2 | 2 | . | . | . | . | + | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Carex nigra</i> | . | . | . | 1 | . | . | 2 | 1 | 2 | r | 3 | 3 | 3 | 2 | . | 2 | 1 | + | . | . | . | . | 2 |
| <i>Viola palustris</i> | . | . | . | . | 1 | 2 | 1 | 2 | 1 | 2 | . | 2 | 1 | 1 | 2 | 1 | 1 | . | . | 2 | + | 1 | 1 |
| <i>Juncus filiformis</i> | . | . | + | 1 | . | 1 | + | 2 | . | . | 2 | 1 | 1 | . | 1 | . | . | 1 | . | 1 | . | + | . |
| <i>Epilobium palustre</i> | . | 1 | 1 | + | + | 1 | + | + | + | 1 | + | + | + | + | 1 | + | 1 | . | . | . | . | . | r |
| <i>Galium palustre</i> | + | 1 | 1 | 1 | + | + | 1 | + | + | + | + | 1 | . | 1 | 1 | 1 | + | . | . | + | + | . | . |
| <i>Cardamine pratensis</i> | . | 1 | + | . | + | . | + | . | . | . | + | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Carex echinata</i> | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + |
| Species of al. <i>Caricion rostratae</i> : | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Carex lasiocarpa</i> | . | . | . | . | . | . | 2 | 2 | 3 | 4 | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 |
| <i>Carex rostrata</i> | 3 | 1 | + | 2 | 4 | 3 | 1 | 2 | 2 | 1 | 2 | 1 | . | . | 2 | 2 | . | . | . | . | . | . | 1 |
| <i>Peucedanum palustre</i> | + | 1 | 1 | 1 | + | 1 | 1 | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | . | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Potentilla palustris</i> | 2 | 1 | + | 1 | 2 | . | 1 | 3 | . | . | . | 2 | . | 1 | 2 | . | . | . | . | . | . | 2 | . |
| <i>Lysimachia thyrsiflora</i> | 1 | 2 | 2 | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Menyanthes trifoliata</i> | . | 3 | 3 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Species of <i>Molinietalia</i> and al. <i>Calthion</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | . | . | . | . | . | . | 1 | . | 1 | + | . | 1 | 2 | 3 | 3 | . | . | . | . | . | . | 2 | 2 |
| <i>Bistorta major</i> | . | . | . | . | . | . | + | 2 | 1 | 1 | 1 | + | 1 | 1 | 2 | 1 | + | 2 | . | r | + | 1 | 1 |
| <i>Galium uliginosum</i> | . | . | . | . | . | 1 | . | 1 | + | 1 | . | 1 | . | 1 | 1 | 1 | 1 | . | . | . | . | + | + |

Appendix 2. List of vascular plant species. Nomenclature follows KUBÁT (2002). The threat classification of taxa follows HOLUB & PROCHÁZKA (2000): *** critically threatened species; ** strongly threatened species; * threatened species; ⁰ rare or scattered taxa, requiring further study and monitoring.

• species found only on adjacent hillslopes (near foot); ^{1,2,3} only published record.

| | |
|---|--|
| <i>Abies alba</i> ⁰ | <i>Carex pallescens</i> |
| <i>Achillea millefolium</i> | <i>Carex panicea</i> |
| <i>Achillea ptarmica</i> | <i>Carex pauciflora</i> * |
| <i>Aconitum plicatum</i> * | <i>Carex pilulifera</i> |
| <i>Aconitum variegatum</i> * | <i>Carex rostrata</i> |
| <i>Agrostis canina</i> | <i>Carex umbrosa</i> * |
| <i>Agrostis stolonifera</i> | <i>Carex vesicaria</i> |
| <i>Agrostis capillaris</i> | <i>Carex × vratislaviensis</i> |
| <i>Ajuga reptans</i> | <i>Carlina acaulis</i> |
| <i>Alchemilla monticola</i> | • <i>Centaurea cyanus</i> |
| <i>Alchemilla</i> sp. | <i>Centaurea pseudophrygia</i> |
| <i>Alnus incana</i> | <i>Cerastium arvense</i> |
| <i>Alnus glutinosa</i> | <i>Cerastium holosteoides</i> ssp. <i>triviale</i> |
| <i>Alopecurus aequalis</i> | <i>Chaerophyllum hirsutum</i> |
| <i>Alopecurus geniculatus</i> | <i>Cicuta virosa</i> ** |
| <i>Alopecurus pratensis</i> | <i>Cirsium arvense</i> |
| <i>Andromeda polifolia</i> ** | <i>Cirsium heterophyllum</i> |
| <i>Anemone nemorosa</i> | <i>Cirsium oleraceum</i> |
| <i>Angelica sylvestris</i> | <i>Cirsium palustre</i> |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i> | <i>Cirsium × wankelii</i> |
| <i>Anthriscus sylvestris</i> | <i>Convallaria majalis</i> |
| • <i>Apera spica-venti</i> | <i>Corallorhiza trifida</i> ** |
| <i>Arnica montana</i> | <i>Crepis mollis</i> ssp. <i>hieracioides</i> |
| <i>Arrhenatherum elatius</i> | <i>Dactylis glomerata</i> |
| <i>Artemisia absinthium</i> | <i>Dactylorhiza fuchsii</i> ssp. <i>fuchsii</i> ⁰ |
| <i>Athyrium filix-femina</i> | <i>Dactylorhiza traunsteineri</i> *** |
| <i>Avenella flexuosa</i> | <i>Danthonia decumbens</i> |
| <i>Avenula pubescens</i> | <i>Daphne mezereum</i> ⁰ |
| <i>Batrachium fluitans</i> | <i>Deschampsia cespitosa</i> |
| <i>Bellis perennis</i> | <i>Dianthus deltooides</i> |
| <i>Betonica officinalis</i> | <i>Dianthus superbus</i> ssp. <i>superbus</i> *** |
| <i>Betula pendula</i> | <i>Dianthus sylvaticus</i> ** |
| <i>Betula pubescens</i> | <i>Doronicum austriacum</i> ⁰ |
| <i>Bistorta major</i> | <i>Drosera rotundifolia</i> * |
| <i>Brachypodium pinnatum</i> | <i>Dryopteris dilatata</i> |
| <i>Briza media</i> | <i>Dryopteris filix-mas</i> |
| <i>Calamagrostis arundinacea</i> | <i>Eleocharis acicularis</i> |
| <i>Calamagrostis canescens</i> | <i>Eleocharis</i> cf. <i>mamillata</i> ⁰ |
| <i>Calamagrostis epigeios</i> | <i>Eleocharis palustris</i> ³ |
| <i>Calamagrostis phragmitoides</i> *** | <i>Elodea canadensis</i> |
| <i>Calamagrostis villosa</i> | <i>Epilobium angustifolium</i> |
| <i>Callitriche hamulata</i> | <i>Epilobium ciliatum</i> |
| <i>Callitriche</i> sp. | <i>Epilobium montanum</i> |
| <i>Calluna vulgaris</i> | <i>Epilobium obscurum</i> * |
| <i>Caltha palustris</i> ssp. <i>laeta</i> | <i>Epilobium palustre</i> ⁰ |
| <i>Campanula patula</i> | <i>Epilobium roseum</i> |
| <i>Campanula rotundifolia</i> | <i>Epilobium</i> sp. |
| <i>Capsella bursa-pastoris</i> | <i>Epipactis helleborine</i> ² |
| <i>Cardamine amara</i> | <i>Equisetum fluviatile</i> |
| <i>Cardamine pratensis</i> | <i>Equisetum palustre</i> |
| <i>Cardaminopsis halleri</i> | <i>Equisetum sylvaticum</i> |
| <i>Carduus personata</i> | <i>Erica tetralix</i> *** |
| <i>Carex acuta</i> | <i>Eriophorum angustifolium</i> |
| <i>Carex brizoides</i> | <i>Eriophorum vaginatum</i> |
| <i>Carex buekii</i> ⁰ | <i>Euphrasia rostkoviana</i> |
| <i>Carex canescens</i> | <i>Euphrasia stricta</i> |
| <i>Carex caryophyllea</i> | <i>Festuca filiformis</i> |
| <i>Carex cespitosa</i> ⁰ | <i>Festuca ovina</i> |
| <i>Carex echinata</i> | <i>Festuca pratensis</i> |
| <i>Carex elongata</i> | <i>Festuca rubra</i> s.lat. |
| <i>Carex lasiocarpa</i> ** | <i>Ficaria verna</i> ssp. <i>bulbifera</i> |
| <i>Carex limosa</i> ** | <i>Filipendula ulmaria</i> |
| <i>Carex muricata</i> s.lat. | <i>Frangula alnus</i> |
| <i>Carex nigra</i> | <i>Galeopsis bifida</i> |
| <i>Carex ovalis</i> | <i>Galeopsis</i> sp. |

Galium album
Galium boreale^o
Galium palustre
Galium uliginosum
Galium verum
Heracleum sphondylium
Holcus lanatus
Holcus mollis
Hypericum maculatum
Hypericum perforatum
Impatiens noli-tangere
*Iris sibirica**
Juncus articulatus
Juncus bufonius
Juncus bulbosus
Juncus conglomeratus
Juncus effusus
Juncus filiformis
Juncus squarrosus
Knautia arvensis
Knautia dipsacifolia
Lathyrus pratensis
*Ledum palustre**
Lemna minor
Leontodon autumnalis
Leontodon hispidus
Lepidium heterophyllum
Leucanthemum ircutianum
Linaria vulgaris
Lolium perenne
Luzula luzuloides
Luzula multiflora
Luzula pilosa
*Luzula sudetica**
Lychnis flos-cuculi
*Lycopodium annotinum**
Lycopodium clavatum
Lysimachia thyrsoflora
Lysimachia vulgaris
Melampyrum pratense
Mentha arvensis
*Menyanthes trifoliata**
Milium effusum
Molinia caerulea
Myosotis nemorosa
Myriophyllum alterniflorum
Nardus stricta
Nuphar lutea
*Nuphar pumila****
Oxalis acetosella
*Oxycoccus palustris**
Pedicularis palustris
*Pedicularis sylvatica**
Peplis portula
Petasites albus
Peucedanum palustre
Phalaris arundinacea
Phleum pratense
Phragmites australis
Phyteuma nigrum^o
Picea abies
Pimpinella major
 •*Pimpinella saxifraga*
*Pinus rotundata**
Pinus sylvestris
Pinus × pseudopumilio^o
Pinus × digenea
Plantago major
Plantago media
Poa annua
Poa chaixii

Poa compressa
Poa nemoralis
Poa pratensis
Poa trivialis
*Polemonium caeruleum**
Polygonum hydropiper
Populus tremula
*Potamogeton alpinus***
Potamogeton natans
Potentilla erecta^o
Potentilla palustris^o
Prunus padus
Pseudolysimachion maritimum^o
Ranunculus acris
Ranunculus auricomus agg.
Ranunculus flammula
Ranunculus nemorosus
Ranunculus platanifolius
Ranunculus repens
Rhinanthus minor
Rubus idaeus
Rumex acetosa
Rumex acetosella ssp. *acetosella*
Salix aurita
Salix caprea
Salix cinerea
Salix fragilis
Salix pentandra
Salix purpurea
Salix triandra
Salix × capreola
*Salix × multinervis*¹
Sambucus racemosa
Sanguisorba officinalis
*Scheuchzeria palustris****
Scirpus sylvaticus
Scrophularia nodosa
Scutellaria galericulata
Senecio ovatus
Senecio hercynicus
Silene dioica
Silene vulgaris
Solanum dulcamara
Solidago virgaurea
Sorbus aucuparia
Sparganium emersum
Sparganium erectum
Sparganium natans **
*Spiraea salicifolia**
Spirodela polyrhiza
Stachys sylvatica
 •*Stachys palustris*
Stellaria alsine
Stellaria graminea
*Stellaria longifolia**
Stellaria nemorum
Succisa pratensis
Symphytum officinale
Taraxacum sect. *Ruderalia*
Taraxacum sp.
Thalictrum aquilegifolium
Thymus pulegioides
Trifolium hybridum
Trifolium pratense
Trifolium repens
Trisetum flavescens
Triticum aestivum
Tussilago farfara
Typha latifolia
Urtica dioica
Utricularia australis^o

*Utricularia ochroleuca****
Vaccinium myrtillus
Vaccinium uliginosum
Vaccinium vitis-idaea
Valeriana dioica
Valeriana excelsa ssp. *procurrens*^o
Veronica arvensis
Veronica beccabunga
Veronica chamaedrys
Veronica officinalis
Veronica scutellata^o
Veronica serpyllifolia
Viburnum opulus
Vicia cracca
Vicia sepium
Viola canina
Viola palustris
*Willemetia stipitata**

¹ ALBRECHT (1979)

² SÁDLO & BUFKOVÁ (2002)

³ RYDLO (1998)



4.

**Vegetace Vltavského luhu na Šumavě
a problém reliktních praluk**

SÁDLO J. & BUFKOVÁ I. 2002
Preslia, 74: 67–83)

Vegetace Vltavského luhu na Šumavě a problém reliktních praluk

Abstract

Nutrient-rich terrestrial habitats form small areas in the peaty alluvial plain of upper stream of the Vltava river. Their vegetation consists of birch and grey alder alluvial woodland, willow and bridewort scrub and tall grassland of sedges, grasses and forbs. A hypothesis that this vegetation is an Early Holocene relict is presented. The relict origin is supported by recent dynamics of habitats and vegetation, findings of palynology, palaeoecology and history of land use, and by the analogical composition and history of relict vegetation of northernmost Europe. The refugial effect of the habitat is suggested by stable conditions on high temporal and spatial scales, and by permanent reclaiming of open gaps along the stream.

Keywords: Phytosociology, historical botany, palynology, Early Holocene, refuges, grassland, woodland, secular succession, Vltava (Moldau) river, Šumava Mts, Czech Republic

Úvod

Vztah lesa a bezlesí v krajině střední Evropy je kritické téma pro obory přírodovědné i humanitní. Platí to i pro Šumavu. Skladbu zdejší nelesní vegetace určují zejména tyto faktory: (a) Poloha Šumavy. Ačkoli Šumava leží pod výškovou úrovní primárního subalpinského bezlesí, hojně zde dochází k rozpojování lesa účinkem častého výskytu edaficky i klimaticky extrémních biotopů blokujících sukcesi (JENÍK 1961). (b) Specifická historie antropogenních zásahů. Významné je ovlivnění nižších poloh kulturami mladšího pravěku, liniový impakt Zlaté stezky a velmi pozdní, až novověký vznik kulturní krajiny ve vyšších polohách (MÁLEK 1979, BENEŠ 1995, PRACH et al. 1996). Skladba a struktura nelesní vegetace Šumavy se nápadně mění i během posledních desetiletí, zejména vinou úpadku tradičního obhospodařování, a studium dynamiky bezlesí má své místo i v souvislosti s následky současné kůrovcové kalamity. Znamená to zkoumat nejen současné vegetační procesy, ale i historický aspekt vegetace a v jeho rámci roli primárního bezlesí ve vegetaci Šumavy. Metodou může být srovnání paleobotanických dat s výsledky studia reliktních systémů. Přímý důkaz v podobných úvahách ovšem dát zpravidla nelze: k dispozici jsou jen pevnější či slabší hypotézy a větší či menší vzájemná korespondence hypotéz.

Problematika

V úvahách o primárním bezlesí se v naší geobotanické literatuře obvykle příliš nepočítá s nivami toků, alespoň ve srovnání s biotopy xerothermními, rašelinnými či subalpinskými. Je však patrné, že podél toků s rychlou obnovou jeseňů, meandrů či větvičích se ramen nebo s dlouhodobými záplavami se udržovala mozaika mokřadních až mezických neklimaxových biotopů, které mohly fungovat jako refugia nelesní vegetace. Tato rychle proměnlivá série sukcesních stádií se ovšem neslučuje s tradiční představou primárního bezlesí jakožto málo dynamického blokováného stadia udržovaného trvalým stresem. Navíc velká část niv českých řek skutečně dnes relikty nemá, protože byla silně antropicky přeměněna, zejména intenzivní sedimentací povodňových hlin, a nakonec také moderním managementem. Podobně odmítavé je běžné stanovisko k možnosti přirozeného přetrvání

travné vegetace blízké dnešním mezofilním a hygrofilním loukám přes lesní období holocénu. Tato vegetace je obecně pokládána za druhotnou, vzniklou teprve v historické době antropickou činností na místě smýcených lesů (RYBNÍČEK & RYBNÍČKOVÁ 1974, RYBNÍČKOVÁ & RYBNÍČEK 1996). Nepochybně mylnými se ukázaly také dosavadní hypotézy o existenci reliktních tzv. praluk v Čechách (DOMIN 1904 – Babinské louky, SÝKORA ined. – luční enkáva pod Bukovcem v Jizerských horách). Naproti tomu např. ELLENBERG (1996) již uvažuje o možnosti kontinuálního přetrvání vysokobylinných meso-eutrofních společenstev podobných dnešním tužebníkovým porostům v nivách podél horských toků a poukazuje na jejich podobnost s aluviálními společenstvy na severu Evropy. Početné jsou důkazy přítomnosti otevřených vlhkých i sušších biotopů v porůčí nížinných řek jihomoravských, a to již od hranice boreál/atlantik (SVOBODOVÁ 1989, HAVLIČEK 1991). Jejich valnou většinu ovšem lze v této oblasti připsat přímému či nepřímému vlivu lidských aktivit, patrně tedy nejde o primární bezlesí.

V široké nivě horní Vltavy zhruba od Lenory a Černého Kříže po Novou Pec převládají oligotrofní, namnoze rašelinné biotopy od mokrých lučních lad na místě původních smrčín až po vrchoviště. Mnohem menší plochu pak mají biotopy vlhké a relativně eutrofní (ve skutečnosti spíše mezotrofní). Jejich vegetace – vysoké porosty trav, ostřic, vlhkomilných bylin a bylin horských niv, navazující mokřadní křoviny a montánní luční les – tvoří charakteristický vegetační komplex. Evidence velmi zvláštní druhové skladby této vegetace, dosti již podobné některým společenstvům evropského Severu, navádí k domněnce, že i zdejší stanovištní podmínky a historie se značně liší od běžné vegetace našich mokrých lučních lad a že jde o primární vegetaci reliktního původu, prakticky tedy o pralouky. Jak dále chceme ukázat, hypotézu o takovém historickém původu podporuje (a) skladebná a ekologická podobnost fosilním praloukám starého holocénu, (b) podobnost recentním severským primárním loukám evolučně odvozeným z praluk, (c) širší krajinný kontext – celková reliktnost oblasti, (d) recentně pozorované zpomalení sukcese na loukách, (e) paleobotanická zjištění a (f) stanovištní a vegetační poměry nivy umožňující během holocénu kontinuální mozaikovitě přežívání druhů i společenstev.

Metodika

Snímky byly zapsány v sedmičlenné Braun-Blanquetově stupnici, jména druhů jsou uvedena podle práce NEUHÄUSLOVÁ & KOLBEK (1983), jména syntaxonů podle práce MORAVEC et al. (1995). Jako *Valeriana excelsa* s.l. jsou uvedeny rostliny z místních populací přechodných mezi subsp. *sambucifolia* a subsp. *transiens* (HOLUB & KIRSCHNER 1997). Ku *Carex buekii* mohly snad být při snímkování zčásti započteny i rostliny jejího křížence *C. ×vratislaviensis*, který v území místy roste s mateřským druhem pohromadě (cf. ŘEPKA & LUSTYK 1997). Druhy mechového patra nebyly určovány.

Vegetační komplex přirozených vlhkých eutrofních biotopů

Biotopy z přirozených příčin eutrofnější a po většinu vegetačního období vlhké, s vodou několik centimetrů až desítek centimetrů pod povrchem, jsou v hornovltavské nivě hojné, ač jejich celková plocha není velká. Vyskytují se v několika terénních situacích. Jsou to (a)

břehy říčního toku a příbřežní partie nivy, kde se nejsilněji ukládají povodňové sedimenty, (b) břehy odstavených ramen a sama ramena v pokročilejších stádiích zazemňování a s různou mírou ovlivnění povodněmi, (c) okolí potočních přítoků sycené tvrdší pramennou vodou, (d) okrajové sníženiny lemující úpatí svahů nad nivou a místy obohacované splachovou a prosakovou vodou a úpatními prameny.

Společenstva těchto biotopů sdílejí řadu druhů a pravděpodobně v sebe dynamicky přecházejí (např. při sukcesi na říčních náplavech). Oproti ostatní vegetaci nivy se vyznačují přítomností živinově náročnějších druhů (např. *Alopecurus pratensis*, *Thalictrum aquilegifolium*, *Filipendula ulmaria*) a zároveň absencí nebo vzácností mnoha druhů oligotrofních (na prvním místě *Sphagnum* sp. div.). Zároveň je nápadné, že chybí silně nitrofilní vegetace typická pro nivy českých řek, především společenstva svazu *Senecion fluviatilis*, resp. *Petasion*. Ukazuje to, že trofi zde určují spíše přítomné minerální živiny než zásobením dusíkem.

Vegetaci popisovaných stanovišť charakterizují tato společenstva:

Spol. *Cirsium heterophyllum-Filipendula ulmaria* (tab.1)

V těchto květnatých porostech vysokých bylin a trav se opakují především druhy z jednotek *Filipendulenion*, *Betulo-Adenostyletea*, *Alopecurion* a *Phalaridion arundinaceae*. Touto kombinací se podobají obdobným, namnoze primárním společenstvům v boreální, boreokontinentální a subkontinentální oblasti Evropy. O podobnosti svědčí i výskyt *Filipendula ulmaria*, *Cirsium heterophyllum*, *Phalaris arundinacea*, *Alopecurus pratensis*, *Polemonium coeruleum*, *Spiraea salicifolia* a ze vzácnějších druhů *Iris sibirica*, *Pseudolysimachion longifolium* a *Galium boreale*. Významná je i přítomnost horských druhů v širším či užším smyslu středoevropských (*Aconitum callibotryon*, *Thalictrum aquilegifolium*). Naopak poměrně malé je zastoupení lučních druhů konkurenčně slabších a závislých na obhospodařování. Chybějí nebo relativně vzácné jsou druhy běžné v tužebníkových porostech vyšších poloh, a to i v krajině mezi Volary a Černou v Pošumaví, jako např. *Acetosa pratensis*, *Cirsium palustre*, *C. oleraceum*, *Chaerophyllum hirsutum*, *Crepis paludosa*, *Geum rivale*, *Equisetum palustre*, *Holcus lanatus*, *Juncus* sp. div., *Lotus uliginosus*, *Lychnis flos-cuculi*, *Poa pratensis* s.l., *P. trivialis*, *Ranunculus acris*, *Trifolium* sp. div., *Vicia cracca* aj. Některé porosty (viz sn. 14) nemají luční druhy skoro žádné. Společenstvo osídluje všechny typy uvažovaných stanovišť. Nejhojnější je v nivě v blízkosti toku, kde často navazuje na příbřežní porosty spol. *Carex buekii-Phalaris arundinacea*.

Společenstvo spadá do okruhu as. *Cirsio heterophylli-Filipenduletum*, která se vyskytuje ve střední Evropě (NEUHÄUSL & NEUHÄUSLOVÁ-NOVOTNÁ 1975, MUCINA 1993a) a v širším syntaxonomickém pojetí je udávána ze Skandinávie (DIERSSEN 1996). Společenstvo vykazuje určitou podobnost i k dalším jednotkám severských vysokobylinných porostů (*Deschampsio-Filipenduletum*, *Veronico longifoliae-Filipenduletum*; DIERSSEN 1996) a k středoevropským subalpickým trávníkům s druhy vysokobylinných niv (*Poo chaixii-Deschampsion caespitosae*; JENÍK et al. 1980). Od běžných tužebníkových společenstev střední Evropy včetně as. *Cirsio heterophyllae Filipenduletum* se společenstvo odlišuje nejen skladbou, ale patrně i daleko větší sukcesní stálostí. Jeho porosty totiž přetrvávají bez patrných známek degradace a sukcesních změn i po půl století absence managementu v Hornovltavském luhu.

Tab. 1. – Společenstvo *Cirsium heterophyllum-Filipendula ulmaria* (snímek 1–14) a společenstvo *Carex buekii-Phalaris arundinacea* (snímek 15–24). Inklinace a orientace všech snímků je nulová.

Table 1. – *Cirsium heterophyllum-Filipendula ulmaria* community (relevés 1–14) and *Carex buekii-Phalaris arundinacea* community (relevés 15–24). St = constancy (%). Aspect and slope in all relevés are zero

| Číslo snímku | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | St | 15 | 16 | 17 | 18 | 19 | 20 | 21 | 22 | 23 | 24 | 25 | St |
|--------------------------------|----|-----|-----|-----|-----|----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
| Plocha (m ²) | 40 | 20 | 40 | 35 | 25 | 40 | 30 | 50 | 30 | 20 | 20 | 20 | 30 | 20 | 20 | 30 | 30 | 30 | 20 | 50 | 25 | 5 | 30 | 30 | 20 | 30 | 100 |
| Pokryvnost keřového patra (%) | 5 | . | . | 5 | . | 8 | 5 | . | . | . | . | . | . | 5 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| Pokryvnost bylinného patra (%) | 95 | 100 | 100 | 100 | 100 | 95 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 |
| Pokryvnost mechového patra (%) | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |

Druhy květnatých vysokobylinných společenstev (zejm. *Filipendulenion*, *Betulo-Adenostyletea*):

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|-----|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|-----|----|
| <i>Filipendula ulmaria</i> | 4 | 5 | 4 | 3 | 3 | 3 | 5 | 3 | 3 | 4 | 4 | 5 | 4 | 5 | 100 | 2 | 2 | 1 | 2 | 3 | 2 | 1 | + | + | 1 | 1 | 100 | |
| <i>Polemonium coeruleum</i> | + | 1 | 1 | 2 | + | . | . | 1 | 2 | 1 | 2 | . | 1 | 1 | 79 | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | + | + | + | 1 | . | 91 | |
| <i>Cirsium heterophyllum</i> | + | + | 1 | 2 | 2 | + | 1 | + | 2 | . | 2 | 1 | 1 | + | 93 | 1 | . | r | 2 | . | . | 1 | . | . | . | r | 45 | |
| <i>Aconitum callibotryon</i> | + | . | + | 1 | . | 1 | 1 | + | 1 | + | + | 1 | 1 | + | 86 | r | . | + | . | . | . | + | + | . | . | 1 | 45 | |
| <i>Thalictrum aquilegifolium</i> | + | 1 | . | + | + | . | + | 1 | + | 1 | + | . | 1 | + | 79 | r | 1 | r | 1 | + | . | . | . | . | . | . | + | 55 |
| <i>Pimpinella major</i> | r | r | + | + | + | . | + | . | 1 | . | + | . | + | . | 64 | r | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | 9 |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> | . | + | . | + | . | . | . | . | r | r | + | 1 | . | + | 50 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0 |
| <i>Spiraea media</i> (E ₂) | 1 | . | . | 1 | . | 2 | 1 | + | . | . | . | . | 1 | . | 43 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0 |
| <i>Iris sibirica</i> | . | . | . | + | . | . | . | . | . | + | 1 | + | . | . | 29 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0 |
| <i>Poa chaixii</i> | + | + | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | 21 | . | . | . | 1 | + | . | . | . | . | . | . | . | 18 |
| <i>Knautia dipsacifolia</i> | r | + | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 21 | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | 9 |
| <i>Cardaminopsis halleri</i> | . | + | . | . | . | . | . | . | + | 1 | . | . | . | . | 21 | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | 9 |
| <i>Senecio hercynicus</i> | r | . | . | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | 14 | . | . | . | + | . | + | . | . | . | . | . | + | 27 |
| <i>Chaerophyllum hirsutum</i> | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 7 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | 9 |
| <i>Ranunculus platanifolius</i> | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 7 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0 |
| <i>Pseudolysimachion longifolium</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 | . | 7 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0 |

Druhy sv. *Phalaridion* a *Alopecurion*

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----|----|
| <i>Carex buekii</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | 7 | 5 | 5 | 5 | 4 | 4 | 4 | + | 2 | 1 | 1 | . | 91 |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | 1 | 2 | + | 1 | + | . | . | 2 | 2 | 2 | + | 2 | 1 | 1 | 86 | . | r | + | . | 1 | 2 | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | 82 | |
| <i>Alopecurus pratensis</i> | 2 | 1 | 3 | 2 | 3 | 2 | . | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 | 2 | 1 | 93 | . | 1 | 1 | . | . | . | 2 | . | . | + | . | 36 | |
| <i>Urtica dioica</i> | . | 1 | + | + | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | 29 | r | 1 | 1 | . | + | + | . | + | + | 1 | 1 | 82 | |
| <i>Symphytum officinale</i> | . | . | . | + | . | . | r | + | . | . | . | . | . | + | 29 | 1 | + | . | . | 1 | . | . | 1 | + | + | . | 55 | |
| <i>Valeriana excelsa</i> s.l. | . | . | + | . | . | . | . | + | + | . | . | 1 | . | . | 29 | . | . | . | r | . | 2 | . | + | + | . | . | 45 | |
| <i>Galeopsis tetrahit</i> s.l. | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | 7 | 2 | r | . | . | 1 | . | . | . | . | . | 27 | |
| <i>Carduus personata</i> | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | 7 | . | . | + | . | . | . | . | + | . | + | . | 27 | |
| <i>Scrophularia nodosa</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | 7 | . | . | . | . | + | r | . | . | . | . | + | 27 | |
| <i>Galium palustre</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | r | r | r | . | . | 21 | . | . | r | . | . | . | . | . | . | 1 | . | 18 | |
| <i>Solanum dulcamara</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | + | 18 | |

Druhy podsv. *Calthenion* a tř. *Molinio-Arrhenatheretea*:

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----|----|
| <i>Bistorta major</i> | 1 | 1 | . | . | + | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 | 2 | . | + | + | 79 | . | . | r | + | r | . | . | . | . | . | . | 27 | |
| <i>Sanguisorba officinalis</i> | . | + | + | . | . | . | . | + | + | r | 1 | + | . | . | 57 | . | . | . | + | r | . | . | . | . | . | . | 18 | |
| <i>Myosotis nemorosa</i> | + | 1 | + | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | + | 43 | . | . | . | . | + | + | . | . | . | . | . | 27 | |
| <i>Lathyrus pratensis</i> | . | + | . | r | . | r | r | . | + | . | . | . | . | . | 43 | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | + | 18 |
| <i>Caltha palustris</i> | . | . | + | + | . | r | 1 | . | . | . | . | . | . | + | 43 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | r | 9 | |
| <i>Achillea ptarmica</i> | . | + | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 14 | . | . | . | . | + | + | . | r | . | . | . | 27 | |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | . | . | . | . | . | + | . | . | . | 1 | + | . | . | . | 21 | . | . | . | 1 | . | . | . | . | r | . | . | 18 | |
| <i>Veronica chamaedrys</i> | . | . | + | . | + | r | . | . | . | . | . | . | . | . | 21 | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | 9 | |
| <i>Angelica sylvestris</i> | . | . | . | . | . | + | . | r | . | . | r | . | . | . | 21 | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | + | 18 |
| <i>Viola palustris</i> | . | . | . | . | . | + | . | . | . | 1 | . | . | . | . | 14 | . | . | + | . | . | . | . | . | + | . | . | 18 | |
| <i>Crepis succisifolia</i> | r | . | + | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | 21 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0 | |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| <i>Acetosa pratensis</i> | . | . | + | . | . | r | r | . | . | . | . | . | . | . | . | 21 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0 |
| <i>Galium album</i> | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 14 | . | + | . | . | . | . | . | . | . | 9 |
| <i>Vicia cracca</i> | . | . | . | . | . | r | . | + | . | . | . | . | . | . | . | 14 | . | . | . | . | . | . | . | + | . | 9 |
| <i>Festuca rubra</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 21 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0 |
| <i>Scirpus sylvaticus</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 21 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0 |
| <i>Galium boreale</i> | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 7 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 9 |
| <i>Lychnis flos-cuculi</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 14 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0 |
| <i>Cirsium palustre</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 14 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 0 |

Ostatní druhy:

| | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| <i>Carex brizoides</i> | + | 1 | 2 | 2 | + | + | 1 | 2 | 2 | + | 2 | 1 | 2 | 1 |
| <i>Peucedanum palustre</i> | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Anthriscus sylvestris</i> | . | . | + | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Galium uliginosum</i> | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Potentilla erecta</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Hypericum maculatum</i> | . | + | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Calamagrostis canescens</i> | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Juncus filiformis</i> | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Ranunculus repens</i> | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Carex nigra</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Equisetum palustre</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Carex vesicaria</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |

Druhy přítomné jen v jednom snímku (species present in only one relevé): *Stachys sylvatica* 4: +, *Avenula pubescens* 6: 1, *Epilobium palustre* 6: r, *Luzula multiflora* 6: r, *Briza media* 7: r, *Ranunculus auricomus* 7: r, *Stellaria graminea* 7: r, *Stellaria nemorum* 8: +, *Poa pratensis* 8: r, *Ranunculus acris* 8: r, *Campanula patula* 9: +, *Melandrium rubrum* 9: +, *Betonica officinalis* 11: +, *Equisetum sylvaticum* 11: r, *Anemone nemorosa* 12: r, *Stachys palustris* 17: 1, *Impatiens noli-tangere* 19: +, *Phyteuma nigrum* 19: r, *Scutellaria galericulata* 20: r, *Petasites albus* 21: +, *Poa palustris* 21: +, *Epilobium ciliatum* 23: r, *Geum rivale* 25: +.

Lokality snímků: 1. Mokřad na okraji lesa 2 km Z Soumarského mostu; 2–4, 19. Soumarský most, příbřežní části nivy v okolí kempu; 5, 13–18, 22–24. Dobrá, příbřežní části nivy v úseku 0–1 km nad lávkou do Volar; 6, 7. Lenora, úpatní deprese nivy na horním konci obce; 8, 9. Lenora, břeh Vltavy na dolním konci obce; 10–12. Želnavá, zazemněné rameno a úpatní deprese východně Malého železnického rašeliště; 20. Ovesná, břeh řeky na okraji chatové osady; 21. Dobrá, břeh řeky u železničního mostu přes Teplou Vltavu; 25. Horní Vltavice, břeh řeky 1 km Z obce.

Spol. *Betula pubescens*-*Alnus incana* (tab.2)

Tyto stromové porosty jsou potenciální přirozenou vegetací eutrofních biotopů nivy. Jsou to světlé háje a dnes častěji jen remízky charakteru „potočních luhů“, tedy příslušné k podsvazu *Alnion incanae* (*Quercus-Fagetea*). Jejich stromové patro (bříza pýřitá, olše šedá, smrk) je řídké, vždy poněkud mezernaté, keřové patro má různou pokryvnost (např. podle výskytu klonálního keře *Spiraea salicifolia*) a podrost je výrazně travinný, s dominancí zejména *Carex brizoides*, *Calamagrostis villosa* a *Molinia coerulea*. Kombinují se druhy potočních olšin a smrčín s četnými druhy nelesními, které díky nízkému zápoji úspěšně přežívají. Hojný výskyt oligotrofních druhů včetně rašeliníku a zmlazování smrku ukazuje, že se porosty časem mění ve vlhké, již oligotrofní smrčiny (*Mastigobryopiceetum*). Sukcesi ale zpomaluje olše šedá, která vegetativně zmlazuje. Mimo to, což je patrně rozhodující, se porosty společenstva obnovují sukcesí na nových biotopech vznikajících meandrováním řeky.

Druhovú kombinace stromového patra s olší šedou, břízou pýřitou, smrkem a vrbami, přítomnost vysokobylinných a zároveň i oligotrofních druhů v podrostu, porostní struktura i charakter stanoviště odlišují společenstvo od jiných středoevropských asociací (MORAVEC

Tab. 2. – Společenstvo *Betula pubescens-Alnus incana*. Inklinace a orientace všech snímků je nulová.

Table 2. – *Betula pubescens-Alnus incana* community. Aspect and slope in all relevés are zero.

| Číslo snímku | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | 14 | 15 | St (%) |
|---|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|--------|
| Plocha (m ²) | 300 | 400 | 400 | 200 | 400 | 400 | 300 | 400 | 300 | 300 | 400 | 400 | 200 | 300 | 300 | |
| Pokryvnost stromového patra (%) | 70 | 70 | 50 | 70 | 50 | 60 | 80 | 60 | 75 | 75 | 60 | 60 | 70 | 70 | 40 | |
| Pokryvnost keřového patra (%) | 20 | 5 | 5 | 10 | 30 | 5 | 8 | 20 | 10 | 35 | 20 | 40 | 25 | 15 | 30 | |
| Pokryvnost bylinného patra (%) | 80 | 80 | 80 | 75 | 80 | 90 | 90 | 80 | 80 | 55 | 70 | 60 | 70 | 70 | 90 | |
| Pokryvnost mechového patra (%) | 10 | 1 | 1 | . | 5 | 1 | . | 10 | 20 | 20 | 10 | 1 | 5 | . | 1 | |
| Stromové patro: | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Alnus incana</i> | 3 | 2 | 3 | 3 | 3 | 2 | 2 | 3 | 3 | 2 | 2 | 3 | 1 | 2 | 2 | 100 |
| <i>Betula pubescens</i> | 2 | 3 | 1 | 2 | 2 | 3 | 3 | 2 | 2 | 2 | 3 | 2 | 3 | 2 | 1 | 100 |
| <i>Picea abies</i> | . | . | . | . | 1 | 1 | 2 | 2 | 2 | 3 | 1 | 1 | 2 | . | . | 60 |
| <i>Pinus sylvestris</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | 1 | 1 | 2 | 1 | 33 |
| <i>Padus avium</i> | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | 1 | 20 |
| <i>Salix pentandra</i> | . | . | . | 1 | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 13 |
| <i>Salix fragilis</i> | . | . | . | . | 1 | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 13 |
| <i>Sorbus aucuparia</i> | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 13 |
| <i>Populus tremula</i> | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 | . | 13 |
| Keřové patro: | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Alnus incana</i> | 2 | . | + | 1 | 2 | . | . | 2 | . | 1 | 2 | 2 | . | + | 2 | 67 |
| <i>Picea abies</i> | . | 1 | + | . | + | 1 | 2 | . | 1 | 1 | r | . | + | 1 | . | 67 |
| <i>Spiraea salicifolia</i> | . | . | . | . | 1 | + | . | 1 | 1 | 2 | 1 | 3 | 2 | . | 1 | 60 |
| <i>Frangula alnus</i> | . | . | . | . | 1 | . | . | r | 2 | . | + | 2 | r | + | 1 | 53 |
| <i>Sorbus aucuparia</i> | . | . | . | . | + | 1 | . | . | 1 | 1 | . | r | + | 1 | . | 47 |
| <i>Padus avium</i> | + | . | . | r | . | + | . | . | . | . | . | + | . | 2 | . | 33 |
| <i>Betula pubescens</i> | . | r | . | . | . | r | . | . | . | + | . | . | . | + | 1 | 33 |
| <i>Salix aurita</i> | . | r | . | 1 | 1 | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 27 |
| <i>Populus tremula</i> | + | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 13 |
| <i>Salix purpurea</i> | . | . | . | 1 | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 13 |
| <i>Sambucus racemosus</i> | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 13 |
| Mladé dřeviny: | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Alnus incana</i> | + | r | + | 1 | + | . | . | + | r | . | + | + | . | + | + | 73 |
| <i>Populus tremula</i> | r | . | + | . | . | r | . | . | . | . | + | r | . | r | r | 47 |
| <i>Picea abies</i> | . | . | . | . | . | . | . | r | + | . | r | . | . | r | . | 27 |
| <i>Padus avium</i> | + | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | 20 |
| <i>Betula pubescens</i> | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | r | . | 13 |
| <i>Spiraea salicifolia</i> | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | 1 | . | . | . | . | 13 |
| <i>Frangula alnus</i> | . | . | . | . | . | . | . | r | + | . | . | . | . | . | . | 13 |
| <i>Sorbus aucuparia</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | + | . | 13 |
| Druhy tř. <i>Betulo-Adenostyletea</i> : | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Aconitum calibotryon</i> | + | . | . | + | + | . | . | r | r | . | . | + | 1 | 1 | r | 60 |
| <i>Thalictrum aquilegifolium</i> | . | . | . | 1 | 1 | r | . | . | . | r | r | + | + | + | + | 60 |
| <i>Senecio hercynicus</i> | . | . | 2 | . | + | 1 | 1 | 1 | 1 | . | . | + | 1 | . | 1 | 60 |
| <i>Poa chaixii</i> | 1 | r | . | . | . | r | . | . | . | . | 1 | + | 2 | + | + | 53 |
| <i>Cirsium heterophyllum</i> | . | r | . | + | 1 | + | . | . | . | . | r | r | r | + | . | 53 |
| <i>Cardaminopsis halleri</i> | . | . | . | + | + | . | . | . | . | . | . | r | 1 | . | r | 33 |
| <i>Polemonium coeruleum</i> | . | . | . | + | + | . | . | . | . | . | . | . | + | r | . | 27 |
| Druhy sv. <i>Alnion incanae</i> a tř. <i>Quercu-Fagetea</i> : | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | . | + | 1 | 2 | + | + | . | + | 2 | . | 1 | . | + | 1 | 1 | 73 |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> | . | . | . | 1 | 1 | . | . | + | r | + | 1 | 2 | . | . | + | 53 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|----|
| <i>Valeriana excelsa</i> s.l. | 1 | . | . | 1 | + | . | . | . | . | . | r | . | + | 1 | + | 47 |
| <i>Impatiens noli-tangere</i> | + | . | . | . | + | . | . | + | . | . | + | . | 1 | . | r | 40 |
| <i>Anemone nemorosa</i> | . | + | . | . | 1 | . | . | . | . | . | 1 | 1 | + | . | + | 40 |
| <i>Athyrium filix-femina</i> | . | . | . | . | . | . | . | r | . | r | r | + | + | . | r | 40 |
| <i>Filipendula ulmaria</i> | r | . | . | + | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | r | r | 33 |
| <i>Scrophularia nodosa</i> | . | . | . | r | . | . | . | r | r | r | . | . | . | . | . | 27 |
| <i>Urtica dioica</i> | + | . | . | + | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | 20 |
| <i>Stellaria nemorum</i> | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 | + | . | 20 |
| <i>Myosotis nemorosa</i> | . | . | . | r | + | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . | 20 |
| <i>Melandrium rubrum</i> | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | r | . | . | 13 |
| <i>Solanum dulcamara</i> | . | . | . | r | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 13 |
| <i>Caltha palustris</i> | . | . | . | r | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 13 |
| <i>Peucedanum palustre</i> | . | . | . | + | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 13 |
| <i>Ajuga reptans</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | r | . | . | 1 | . | 13 |

Ostatní druhy:

| | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------------|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|-----|
| <i>Carex brizoides</i> | 4 | 4 | 4 | 2 | 2 | 4 | 5 | 5 | 4 | 2 | 4 | 3 | 2 | 4 | 3 | 100 |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | + | 1 | 2 | 2 | 2 | + | + | 2 | 1 | + | . | + | . | 1 | 2 | 87 |
| <i>Galeopsis tetrahit</i> s.l. | . | + | + | . | r | 1 | r | + | 1 | . | . | . | . | r | + | 60 |
| <i>Calamagrostis villosa</i> | . | 1 | 1 | . | . | 2 | 2 | . | 1 | 2 | . | 1 | 2 | . | . | 53 |
| <i>Molinia caerulea</i> | . | . | . | r | + | . | . | 1 | 2 | 2 | + | . | . | . | 1 | 47 |
| <i>Rubus idaeus</i> | 2 | r | + | r | 1 | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | 40 |
| <i>Agrostis capillaris</i> | . | + | + | + | . | + | . | r | . | . | . | . | . | . | . | 33 |
| <i>Anthriscus sylvestris</i> | . | . | . | + | + | . | . | . | . | . | . | . | + | + | + | 33 |
| <i>Deschampsia flexuosa</i> | . | . | . | . | . | r | . | . | + | . | r | . | 1 | . | r | 33 |
| <i>Potentilla erecta</i> | . | + | . | . | . | . | . | . | r | . | r | . | . | . | r | 27 |
| <i>Galium palustre</i> | . | . | + | + | + | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | 27 |
| <i>Calamagrostis arundinacea</i> | . | . | r | . | . | . | . | + | . | . | 1 | . | . | . | 1 | 27 |
| <i>Bistorta major</i> | . | . | . | + | . | . | . | . | + | r | 1 | . | . | . | . | 27 |
| <i>Dryopteris carthusiana</i> | . | . | . | . | . | . | . | 1 | + | . | r | r | . | . | . | 27 |
| <i>Holcus mollis</i> | . | . | . | . | r | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | 3 | 20 |
| <i>Carex buekii</i> | . | . | . | . | 1 | . | . | + | . | 1 | . | . | . | . | . | 20 |
| <i>Carex gracilis</i> | . | . | . | . | . | . | . | 1 | + | . | 1 | . | . | . | . | 20 |
| <i>Silene inflata</i> | . | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | + | . | . | 1 | 20 |
| <i>Dryopteris dilatata</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | r | . | + | . | r | 20 |
| <i>Cirsium palustre</i> | r | r | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 13 |
| <i>Heracleum sphondylium</i> | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | r | . | 13 |
| <i>Ranunculus repens</i> | . | . | . | r | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 13 |
| <i>Carex vesicaria</i> | . | . | . | . | 2 | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | 13 |
| <i>Vaccinium vitis-idaea</i> | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | r | . | . | . | . | 13 |
| <i>Angelica sylvestris</i> | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | . | + | . | 13 |
| <i>Vaccinium myrtillus</i> | . | . | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | + | . | . | 13 |
| <i>Chamerion angustifolium</i> | . | . | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | r | . | 13 |
| <i>Alopecurus pratensis</i> | . | . | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | . | . | r | 13 |
| <i>Oxalis acetosella</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | r | 13 |

Druhy přítomné jen v jednom snímku (species present in only one relevé): *Geum rivale* 1: r, *Aegopodium podagraria* 1: 2, *Acetosella vulgaris* 2: -, *Doronicum austriacum* 3: 1, *Agrostis canina* 4: r, *Betonica officinalis* 4: r, *Epilobium palustre* 4: r, *Carduus personata* 5: r, *Dactylis glomerata* 5: r, *Sanguisorba officinalis* 5: r, *Veronica scutellata* 5: r, *Carex elongata* 5: +, *Lychnis flos-cuculi* 5: +, *Mentha arvensis* 5: +, *Viola palustris* 5: +, *Salix cinerea* (E2)5:2, *Pimpinella major* 6: r, *Solidago virgaurea* 6: r, *Sambucus racemosa* 8: r, *Majanthemum bifolium* 9: r, *Trientalis europaea* 9: +, *Alnus glutinosa* (E3)9:1, *Sanguisorba officinalis* 11: r, *Carex acutiformis* 11: 1, *Viburnum opulus* (E2) 11: 1, *Cirsium oleraceum* 12: r, *Daphne mezereum* (E2) 12: r, *Epipactis hebeborine* 12: r, *Equisetum sylvaticum* 12: 2, *Phyteuma nigrum* 13: -, *Stellaria longifolia* 13: +, *Knautia dipsacifolia*** 14: +, *Luzula albida* 15: +.

Lokality snímků: 1. Nová Pec, u potůčku na západním okraji obce; 2, 3, 6, 7. Černý Kříž, niva Studené Vltavy v úseku 0–1 km pod nádražím; 4, 14. Dobrá, levobřežní niva v okolí lávky do Volar; 5. Dobrá, levobřežní pata železničního mostu přes Teplou Vltavu; 8–10. Ovesná, pravý břeh řeky na úrovni rašeliniště Houska; 11. pravobřežní niva vpravo od silnice na Pěknou; 12, 15. Želnavá, remízek u Vltavy ca 200 m V Malého želnavského rašeliniště; 13. Soumarský most, levobřežní niva proti kempu.

et al. 1982, OBERDORFER 1992, MUCINA et al. 1993b), ačkoli je patrný vztah k montánním luhům *Piceo-Alnetum* (= *glutinosae*) a *Alnetum incanae*. Společenstvo se však uvedenými znaky nápadně podobá společenstvu uváděnému jako as. *Pruno padi-Alnetum incanae* K.-LUND (1971) 1978 nom. inv. (sec. DIERSSEN 1996), které má rozsáhlý areál ve Skandinávii a na severu evropského Ruska a je rovněž vázáno na pobřeží klidně tekoucích a stojatých vod. Společenstvo je středoevropskou analogií této asociace, ale liší se absencí druhů typicky severských a naopak bohatým výskytem druhů středoevropských. Vzhledem k lokálnímu výskytu (horní Vltava, snad i horní Blanice – D. Blažková, ústní sdělení) necháváme zatím možnost společenstvo popsát jako samostanou jednotku otevřenou.

Spol. *Carex buekii-Phalaris arundinacea* (tab. 1)

Tyto břehové vysokotravní porosty lemují říční tok a případně pak i přetrvávají podél odstavených ramen. Zpravidla tvoří úzké pásy podél toku, ale mohou být i velkoplošná, např. na místech, kudy při povodních přetéká voda z koryta do sníženin v nivě. Často jedna z obou dominant převažuje, oba typy porostů však spojuje specifická druhová skladba s nápadnou účastí druhů subalpinských niv a dalších vysokých širokolistých bylin. Některé porosty (viz sn. 18, 19) se od spol. *Cirsium heterophyllum-Filipendula* liší jen travinnou dominantou a je možné, že jde o dynamické přechody obou společenstev. Porosty s dominantní *Carex buekii* mají optimum na vyvýšených vysychavých břehových valech a vysokých nárazových březích, porosty s *Phalaris arundinacea* na trvaleji vlhkých, níže položených místech, a to má vliv i na skladbu ostatních druhů.

Syntaxonomicky lze tuto vegetaci hodnotit jako lokální společenstvo z okruhu as. *Carietum buekii* (*Phalaridion, Phragmito-Magnocaricetea*), od porostů na jiných českých řekách se však výrazně liší absencí naprosté většiny nitrofilních druhů tř. *Galio-Urticetea* (BLAŽKOVÁ 1999, KOPECKÝ & HEJNÝ 1965). Porosty s převahou chrastice jsou přechodem k as. *Chaerophyllo-Phalaridetum* (*Phalaridion, Phragmito-Magnocaricetea*) a k následujícímu společenstvu.

Phalaris arundinacea je častou dominantou poříční vegetace od střední Evropy po boreální a kontinentální Eurasii (RYCHNOVSKÁ 1993), což nasvědčuje její paleochorii (tj. starému původu populací) ve střední Evropě. Problematická je historická interpretace výskytu poměrně teplomilného subkontinentálního druhu *Carex buekii*, paleochorii však rovněž nelze vyloučit s poukazem na staroholocénní výskyty kontinentálních druhů, např. z rodu *Ephedra*.

Spol. *Phalaris arundinacea*

Jde o vysoké, jednotvárné, druhově velmi chudé, plošně často rozsáhlé nitrofilní porosty s naprostou převahou chrastice rákosovité. Z ostatních druhů se silněji uplatňuje především *Urtica dioica*, a to zejména ve vlhkých depresích zazemněných meandrů, kde se společenstvo vyskytuje nejčastěji. Dále se nachází na březích potoků a na úpatních mokřinách na okraji nivy, často v kontaktu s porosty vysokých ostřic. Syntaxonomicky lze společenstvo označit jako *Phalaridetum arundinaceae* (*Caricion gracilis, Phragmito-Magnocaricetea*).

Spol. *Carex gracilis*

V druhově chudých porostech vysokých ostřic převažuje *Carex gracilis*, místy spolu s *C. vesicaria*, *C. ×vratislaviensis*, *C. nigra* a *Lysimachia vulgaris*. Jde o asociaci *Caricetum gracilis* (*Caricion gracilis*, *Phragmito-Magnocaricetea*), místy s přechody k jiným společenstvům vysokých ostřic. Porosty velmi podobného druhového složení se dnes vyskytují až po Sibiř (BLAŽKOVÁ 1971), ve střední Evropě jsou paleochorní, byly důležitou složkou staroholocenních praluk a na více mokřadních lokalitách byla prokázána jejich kontinuita od nejstaršího holocénu po dnešek (RYBNÍČKOVÁ & RYBNÍČEK 1996). Společenstvo nejčastěji osídluje mokré deprese zazemňujících se ramen.

Spol. *Salix triandra*

Tyto husté křovité vrbiny, často navíc s nízkými solitérními stromy *Salix fragilis*, jsou hojné podél toku a mladších ramen, ale převážně jsou maloplošné. Převládá v nich *Salix triandra* a hojná je *S. purpurea*, místy je přítomna i *S. cinerea* a *Padus avium*. V podrostu převažují *Urtica dioica* a *Phalaris arundinacea*. Společenstvo řadíme k as. *Salicetum triandrae* (*Salicion triandrae*, *Salicetea purpureae*), oproti jeho běžným porostům (NEUHÄUSLOVÁ 1985) je však nápadná absence *S. viminalis* a druhů sv. *Convolvulion*.

Spol. *Salix cinerea*

V těchto hustých křovinách dominuje *Salix cinerea*, dále se vyskytují *S. aurita*, *S. pentandra* a *Spiraea salicifolia*, z bylin jsou častější např. *Lysimachia vulgaris*, *Carex gracilis*, *C. vesicaria*, *Calamagrostis canescens*, *Peucedanum palustre*, *Filipendula ulmaria* a *Phalaris arundinacea*. Společenstvo je vázáno hlavně na mokré sníženiny po zaniklých říčních ramenech. Syntaxonomicky jde o okruh as. *Salicetum pentandro-cinereae* (*Salicion cinereae*, *Betulo-Franguletea*).

Spol. *Spiraea salicifolia-Phalaris arundinacea*

Výskyt *S. salicifolia* na Šumavě bývá pokládán za přirozený (KOBLÍŽEK 1992) a snad i reliktní. Paleobotanicky prokázáno to ovšem zatím nebylo (pylová zrna lze určit jen jako souborný taxon *Potentilla* typ a semena jsou velmi drobná a zřejmě snadno podléhají rozkladu). Hypotézu reliktnosti jihočeských populací tavolníku však podle nepublikovaných dat K. Spitzera (ústní sdělení) podporuje formování skupiny monofágně vázaných herbivorů (*Lepidoptera*, *Paraneoptera*) a jejich parazitů (*Hymenoptera*). Indikačně významná je velká druhová pestrost těchto druhů a přítomnost taxonů reliktních a endemických. Nízké křoviny tavolníku jsou v nivě hojné na různých typech stanovišť. Popisované společenstvo zahrnuje jejich eutrofnější a vlhčí část, často s výskytem druhů jednotek *Caricion gracilis* a *Filipendulenion*. Společenstvo nejčastěji obsazuje mokré sníženiny po zaniklých říčních ramenech, jejich břehové zóny a úpatní mokřady. Toto syntaxonomicky dosud nezhodnocené společenstvo lze řadit do sv. *Salicion cinereae* (*Alnetea glutinosae*). Oligotrofní část porostů se od tohoto společenstva liší hlavně převahou druhů tř. *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*.

Vysokostébelné pralouky starého holocénu

Hlavním problémem analogizace studovaných tužebníkových porostů s fosilními praloukami je vágnost našich dosavadních představ o nich. Jako jeden z typů rostlinného pokryvu otevřené krajiny starého holocénu střední Evropy předpokládají palynologové vlhkomilnou vegetaci s dominantou živinově náročnějších vysokobylinných a vysokostébelných druhů, která obsazovala mokřady v nivách toků a okolí jezer (RYBNÍČKOVÁ 1985, JANKOVSKÁ 1987, RYBNÍČKOVÁ & RYBNÍČEK 1996). Od dnešních kosených luk se patrně značně lišila, ale přijmeme-li stručně konvenční označení „louka“ pro porosty mezofilních až hygrofilních bylin a travin, není označení pralouky pro tuto vegetaci nepřipadné. Představa těchto praluk je odvozena analogií s recentní primární vegetací v boreální oblasti Eurasie (cf. RYCHNOVSKÁ 1993, DIERSSEN 1996) a dobře souhlasí s palynologickými daty.

Filipendula ulmaria je u nás palynologicky dokázána od nejstaršího holocénu (přesněji jde o všeobecně přijímanou interpretaci spór označovaných jako pylový taxon *Filipendula*). V palynogramech tento druh trvá přes celý holocén a byl v minulosti hojný a dlouhodobě přítomen na mnoha jihočeských palynologicky zpracovaných lokalitách. Tužebníkové porosty v kombinaci s travami a vysokými ostřicemi měly holocénní optimum v preboreálních a boreálních mokřadech, zejména na úživnějších podkladech s převahou minerální sedimentace. Byly tam vyvinuty velkoplošně jako primární vegetace a na některých lokalitách patrně trvaly až hluboko do atlantiku. V příslušných částech palynogramů se opakují pylově či v makrozbytcích doložené taxony blízké skladbě tužebníkových porostů vltavské nivy: *Filipendula ulmaria*, *Aconitum*, *Polemonium coeruleum*, *Pleurospermum austriacum*, *Lysimachia*, *Peucedanum palustre*, *Thalictrum*, *Cirsium*, *Urtica*, *Valeriana officinalis*, *Veronica*, *Bistorta*, *Pimpinella major*, *Caltha*, *Carex* sect. *Acutae*, *Symphytum*, *Sanguisorba officinalis* (JANKOVSKÁ 1970, 1987, RYBNÍČKOVÁ et al. 1975, POKORNÝ & JANKOVSKÁ 2000). Imaginativní silou vyniká zejména profil z Mokřých luk u Třeboně (JANKOVSKÁ 1987) s preboreální dominancí *F. ulmaria*, a později též ostřic a trav za malé účasti dřevin.

Během středního holocénu, kdy v Čechách převládl les, tato vegetace ustoupila. Její další osudy jsou nejisté – v rekonstrukcích tehdejší vegetace nebyla jako samostatná vegetační jednotka vylišena, což ovšem nemusí znamenat její vymizení a už vůbec ne vymření příslušných populací (cf. SÁDLO 2000). Znovu se objevila až v subatlantiku zhruba již v dnešní podobě, tedy s lučními druhy a jakožto součást antropogenní krajiny (RYBNÍČKOVÁ & RYBNÍČEK 1996). Problém je přetrvání vegetace blízké praloukám v nivě přes lesnaté období holocénu (zhruba od atlantika až po středověk).

Primární vysokobylinná vegetace v severní Evropě

Recentní severská příroda může být velmi inspirativní pro získání představy o fungování přírody ve starém holocénu (JANKOVSKÁ 1997). Jednoduchý holocénní vývoj (BERGLUND 1996), zpomalení imigrací oproti střední Evropě a z ní plynoucí „reliktnost“, dosud poměrně malá role zásahu člověka, drsné a mnohde kontinentálně laděné klima, velká účast přirozeného bezlesí i v lesní zóně, to jsou analogie k starému holocénu střední Evropy.

Přehled skladby severoevropských společenstev s dominantní *Filipendula ulmaria* uvádí BLAŽKOVÁ (1981), dále je popisují např. HOLMEN (1965) a DIERSSEN (1996). Mnohá tamější společenstva se podobají zkoumaným porostům např. vysokou konstancí *Cirsium heterophyllum* a výskytem druhů jako *Pseudolysimachion longifolium*, *Polemonium coeruleum*, *Galium boreale* aj. (DIERSSEN 1996). Vzdálenější obdobou zkoumaného společenstva jsou např. primární vysokotravní společenstva svazu *Aconito-Phalaridion* na říčních pojmacích tajgové oblasti Ruska (SOLOMEŠČ et al. 1995).

Z tohoto vegetačního okruhu se na evropském Severu vyskytují jak společenstva primární, tak sekundární (BLAŽKOVÁ 1981, DIERSSEN 1996). Cenogeneticky mladší jsou druhotná společenstva vznikající jako sukcesní, resp. degradační stadia kulturních luk a tím blízká většině tužebnickových porostů středoevropských. Starší okruh představují víceméně trvalá přirozená společenstva – vysokobylinné lemy toků nebo bylinný podrost silně rozvolněných nízkých březin, tzv. „Wiesenwälder“ – okruh as. *Geranio sylvatici-Betuletum* (FRIES 1913, DIERSSEN 1996). Teprve jejich vykácením a pravidelným kosením vznikají společenstva tamějších kulturních luk. Cenogenetický vztah tužebnickových porostů a kulturních luk je tedy v této oblasti opačný, než jak je to běžné ve střední Evropě, kde jsou tužebnickové porosty derivátem obhospodařovaných luk.

Tato primární vysokobylinná společenstva mají v severní Evropě patrně reliktní povahu a můžeme je pokládat za málo pozměněné pokračování praluk. Nasvědčuje tomu celý holocénní vývoj tamější vegetace, jak ho souborně ukazuje např. BERGLUND (1996). Mimo hájovou zónu nejjižnější Skandinávie a oblasti intenzivně kolonizované smrkem zcela převládá jednotný, málo dynamický vývoj vegetace, spočívající především ve velké a konstantní převaze borovice a břízy během celé lesní fáze holocénu. Dnešní prostředí světlých březo-borových lesů má tedy konzervativní, paleochorní ráz, jemuž v palynologických datech odpovídá kontinuální výskyt indikátorů nelesních biotopů (z dřevin kromě samotné břízy zejména *Juniperus* a *Salix*). Ani v silně lesnatých částech Skandinávie tedy nebyl pro druhy otevřené krajiny problém přetrvat po celý holocén – les se nikdy plně neuzavřel.

Biogeografický kontext hornovltavské nivy

Extrémní bohatství reliktní vegetace v rámci určitého krajinného celku bývá obvykle výsledkem současného výskytu více nezávislých a vzájemně odlišných typů reliktních biotopů. Takto bohatá je i zkoumaná část hornovltavské nivy. V jejím rostlinstvu jsou výrazně zastoupeny druhy boreomontánního a boreokontinentálního rozšíření (GRULICH in CULEK 1996), často s předpokladem nebo palynologickým dokladem paleochorie. Z hojných či lokálně specifických druhů lze uvést zejména *Betula pubescens*, *Picea abies*, *Pinus rotundata*, *P. sylvestris*, *Salix pentandra*, *Spiraea salicifolia*, *Aconitum callibotryon*, *A. variegatum*, *Andromeda polifolia*, *Calamagrostis canescens*, *C. phragmitoides*, *Carex buekii*, *C. canescens*, *C. cespitosa*, *C. elongata*, *C. lasiocarpa*, *C. limosa*, *Cirsium heterophyllum*, *Comarum palustre*, *Dactylorhiza traunsteineri*, *Dianthus superbus*, *D. sylvaticus*, *Eriophorum vaginatum*, *Galium boreale*, *Geranium sylvaticum*, *Iris sibirica*, *Ledum palustre*, *Molinia coerulea*, *Myriophyllum alternifolium*, *Nuphar pumila*, *Oxycoccus quadripetalus*, *Peucedanum palustre*, *Phyteuma nigrum*, *Polemonium coeruleum*, *Potamogeton alpinus*, *Pseudolysimachion longifolium*, *Sparganium minimum*, *Stellaria longifolia*, *Thalic-*

trum aquilegifolium, *Utricularia ochroleuca*, *Vaccinium myrtillus*, *V. uliginosum*, v nivě přítoku Vltavy níže po proudu *Ligularia sibirica* (KUČERA & PAVLÍČKO 1997). Významné je patrně i zjištění, že populace *Pseudolysimachion longifolium* jsou ve zkoumané oblasti představovány jiným cytotypem (diploidním), než na ostatním území ČR (TRÁVNÍČEK 2000), což vylučuje možnost pozdní antropogenní imigrace tohoto druhu na Šumavu z nitra Čech.

Fytogeografický ráz nivy dotvářejí i absence resp. vzácnost mnoha druhů, z dřevin např. buku (roste zde jen smrk), jedle, jasanu, olše lepkavé (přítomna jen o. šedá, kdežto o. lepkavá je asi jen vzácně vysazena) či břízy bílé (zcela převažuje b. pýřitá). Přežívání velké části těchto druhů lze připsat existenci primárního bezlesí rašelin. To zahrnuje otevřené biotopy s různým podílem ombrotrofie a minerotrofie, navazující smrkové, borové a blatkové řídkolesy a oligotrofní sukcesní stádia zazemňujících se ramen. Přítomnost ostatních nelesních druhů se nabízí vysvětlit paleochorním výskytem v nivě a přežíváním v primárním bezlesí biotopů meandrující řeky. Jinak bychom museli předpokládat, že jde o šťastnou shodu velkého počtu nezávislých apochorních imigrací z různých zdrojů a šířených různými mechanismy; zvláště sporná by byla apochorie u *Ligularia sibirica*.

Recentní dynamika vegetace

Hornovltavský luh byl do konce 2. světové války pravidelně obhospodařovanou kulturní krajinou s převahou lučních porostů. První vojenské mapování (1780) zde ukazuje bezlesí v rozsahu zhruba již blízkém stavu začátkem 20. století; v ČR dostupné černobílé kopie mapování bohužel nedovolují o mnoho podrobnější interpretace tehdejšího rázu tohoto území. Půl století již trvá úplná absence managementu zkoumaných biotopů, které nyní podléhají převážně jen vlivům přírodním. Přesto zde trávobylinná vegetace včetně tužebníkových luk stále trvá bez patrných známek degradace; sukcese je zde blokována, resp. postupuje velmi pomalu.

V obdobných luzích nižších poloh běží sukcese obecně mnohem rychleji. Tužebníková luční lada jsou pak spíše jen dočasným nestabilním derivátem vlhkých luk. Porosty trvají obvykle nejvýš několik desetiletí, pak populace vůdčích druhů stárnou a mizejí, porost se rozvolňuje a další sukcesí směřuje k výchozímu lužnímu lesu (FALIŇSKA 1991). Dynamické souvislosti tužebníkových lad s loukami odpovídá i jejich druhová skladba s hojnou účastí přežívajících lučních druhů.

Odlišnou dynamiku vidíme ve zkoumaném území. Z trávobylinných porostů zřejmě vymizelo mnoho druhů kulturních luk, zato dřeviny včetně vitálních semenáčů jsou zde dosud výjimečné. Vznik dnešních březových olšin na opuštěných loukách lze klást (podle orientačního počítání letokruhů) do prvních let až desetiletí po skončení obhospodařování – dřeviny zřejmě mohly invadovat, jen dokud nebylo bylinné patro vysoké a zcela zapojené. Za dnešní blokování sukcese jsou pravděpodobně odpovědné extrémní stanovištní poměry nivy, které popisujeme níže, a zároveň i produkce velkého množství biomasy a stařiny, což účinně brání uchycení semenáčků dřevin. Souvislá vrstva stařiny v porostech se obvykle stejně rychle tvoří i rozkládá (patrně vlivem zvlhčení a ulehnutí nižších vrstev), takže se v porostech neakumuluje. V takovém prostředí nedochází ani k řídnutí porostů vlivem hromadící se stařiny, ani k tvorbě moorového humusu, jehož akumulace by vedla ke

vzniku slatiny.

Tato pozorování mají ovšem jen lokální a časově vázanou platnost. Nelze jistě předpokládat, že by pozorovaná stabilita platila pro všechny porosty a na sekulární úrovni – masovou ecesi dřevin může navodit např. extrémně suché léto, sedimentace po velké povodni, anebo třeba jen lokální aktivita zvěře. Vhodná stanoviště pro vytváření vysokobylinných společenstev se však periodicky zmlazují a obnovují i dynamikou meandrující řeky.

Palynologická zjištění

Právě dokončovaná paleobotanická analýza rašelin Hornovltavské kotliny (SVOBODOVÁ 2000, SVOBODOVÁ et al. 2002) představuje tuto oblast po většinu holocénu jako lesnatou, s převahou konifer a enklávami otevřených rašelinišť.

Ve srovnání s jinými částmi Šumavy zjistila SVOBODOVÁ (2000) v hornovltavské nivě výrazně vyšší podíl pylu *Alnus* a *Betula* od počátku atlantiku, což velmi dobře odpovídá naší představě o světlém březo-olšovém luhu jako stále se obnovujícím stadiu lesa podél meandrujícího toku. Vegetace rázu studovaných travinných společenstev nebyla jako celek zachycena, nebyla tedy zřejmě tak hojná, aby se její přítomnost v analyzovaném materiálu výrazněji projevila. Jednotlivé taxony silně vázané na zkoumanou vegetaci (*Polemonium*, *Filipendula*, *Thalictrum*, *Salix*) však zjištěny byly, a to opakovaně v průběhu analyzovaných holocénních profilů. Zvlášť ilustrativní jsou nálezy pylu *Polemonium*, které lze pokládat za důkaz reliktního původu *P. coeruleum* na Šumavě. Ačkoli taxon v palynogramech netvoří uzavřenou křivku, jeho pravidelně opakovaný výskyt od boreálu po recent ukazuje, že v nivě existovala během holocénu kontinuálně nebo v mnoha periodách otevřená, relativně eutrofní stanoviště, která spojovala velkoplošné bezlesí nejstaršího holocénu se sekundárním bezlesím historické doby.

Prostředí hornovltavské nivy a reliktní přežívání zkoumané vegetace

Prostředí v nivě horní Vltavy určují zejména tyto faktory:

(1) Silný vliv klimatických inverzí. Niva je dnem výrazné mrazové kotliny a klimatické inverze se tu projevují po celý rok. Podle měření K. Pracha (ústní sdělení) jsou v zimě zcela běžné situace, kdy i za neradiačního počasí jsou noční mrazy o deset stupňů silnější, než na okolních návrších. Dokonce i při normálním červencovém počasí jsou zaznamenávány noční teplotní extrémy až kolem -5°C . Na vrcholu vegetační sezóny tedy nastávají nenadálé klimatické situace, kdy teplota během několika večerních hodin klesá až o několik desítek stupňů – takové podmínky jsou co do drsnosti přinejmenším srovnatelné se subarktickou či subalpínskou zónou a zvlášť nepříznivé jsou pro přežívání mladých semenáčků dřevin.

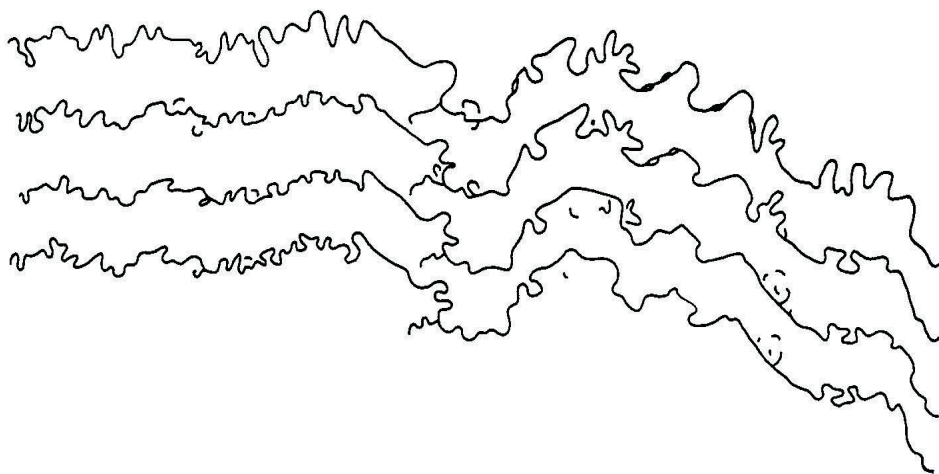
(2) Široká plochá niva se silně meandrujícím tokem působícím rychlé zmlazování říčních biotopů. Horní Vltava se značně liší od většiny horských řek střední Evropy. Geomorfologicky je blízká nížinným tokům: jde o kategorii meandrujících toků v široké, zřetelně ohraničené nivě, kam rovněž spadají např. dolní Orlice, dolní Ohře nebo úseky středního Labe. Původně Vltava meandrovala ještě bohatěji, ale tok je dnes v některých úsecích uměle napřímen a tím zaklesl, což omezilo obnovu meandrů a říčních ostrovů. Jak

se měnil tok řeky v posledních dvou stech letech, ukazuje obr. 1.

(3) Časté povodně. Různě rozsáhlé části nivy mohou být zaplaveny kdykoli během roku, kvantitativně jsou však povodně soustředěny na jaro a podzim. Zpravidla jsou krátkodobé a méně vydatné vzhledem k velké ploše rozlití vod.

(4) Velký podíl štěrkové sedimentace a tvorby rašelinných substrátů oproti sedimentaci povodňových hlín. Velkou plochu v nivě zaujímají rašelinné humolity, hlinité písky a štěrkopísky. Nivy středoevropských nížinných řek jsou charakteristické mocnou vrstvou jednotvárných povodňových hlín, nasedajících na pestré sedimenty štěrkové, písčité a hlinité. Tento vývoj sedimentace odpovídá změně hydrologie při otevření antropogenní krajiny (LOŽEK 1973, ROBERTS 1998), která se projevila i velkými změnami vegetace (OPRAVIL 1983, 1997, RYBNÍČKOVÁ & RYBNÍČEK 1996). Naproti tomu na horní Vltavě k tak výraznému zahlinění nedošlo a pestrá sedimentace s velkým podílem hrubších sedimentů trvá podnes. Díky pozdnímu a dosud poměrně malému odlesnění vyšších partií Šumavy (asi od 13. a velkoplošně od 18. stol. – BENEŠ 1995, 1996) niva neprošla náhlou radikální přestavbou a současný ráz biotopů je blízký stavu před jejím odlesněním. Proto lze očekávat, že ani ve vývoji vegetace nedošlo k tak zásadnímu přerývu jako v nížinách.

Výsledkem meandrování řeky při konstantnosti sedimentačních poměrů je kontrast proměnlivosti a stability prostředí. Prostředí je v měřítku stovek metrů a staletí silně proměnlivé (rychlé změny biotopů při meandrování), a zároveň je v měřítku celé nivy a celého



Obr. 1. – Srovnání průběhu meandrujícího toku Vltavy mezi Dobrou a Ovesnou na Šumavě v druhé polovině 18. století (a), druhé polovině 19. století (b), druhé polovině dvacátého století (c) a v současnosti (d). Prameny: První vojenské mapování; třetí vojenské mapování (podle reambulace z r. 1924); vojenská mapa z druhé poloviny 20. století (podle současné reambulace v mapě z edice Klubu českých turistů); recentní letecký snímek (1999).

Fig. 1. – The comparison of the stream course of the Vltava River in the Šumava Mts between Dobrá and Ovesná in the second half of the 18th century (a), the second half of the 19th century (b), the second half of the 20th century (c), and at present (d). Based on military mapping, and recent aerial photograph from 1999.

holocénu konzervativní (stálost těchto změn). Neúplné uzavření lesa podél toku je ostatně dodnes vidět i na jiných šumavských řekách. Vydra pod Modravou teče vysokým lesem; podél toku a v paralelních periodických řečištích se však zachovává mozaika otevřených ploch. Na mladé štěrkové náplavy navazují několik desítek centimetrů široké nezarůstající pruhy trávníků sv. *Calamagrostion villosae* a ty stačí jako refugium pro *Aconitum callibotryon*, *Ligusticum mutelina*, *Doronicum austriacum* aj.

Extrémní klimatické poměry v nivě, absence výrazné antropogenně indukované změny v sedimentaci nivy a naopak velká plošková dynamika stanovištní mozaiky eutrofních biotopů podporují možnost, že mozaikovitě stěhovavé bezlesí přetrvalo během celého lesního období holocénu, tedy zhruba snad od preboreálu/boreálu až po novověké odlesnění.

Na základě toho lze výše popsaná společenstva vlhkých eutrofních biotopů pokládat za přirozená a do jisté míry paleochorní, snad s výjimkou porostů *Carex buekii*. Společenstva jsou trvalejšího charakteru (v případě břehových porostů a závěrečné březové olšiny, která patrně v tomto vegetačním komplexu vlhčích stanovišť plošně převládala), nebo jde o stadia spontánně vznikající během přirozené sukcese zazemňujících se ramen a depresí. Nemá přitom smysl spekulovat, zda každé z jednotlivých nelesních společenstev skutečně fyzicky existovalo během celého holocénu – podstatné je přežívání populací, a to je v tomto mozaikovitém prostředí zcela pravděpodobné. Přítomné paleochorní druhy mohly totiž zároveň přežít i v kontaktních mokřadních porostech, v křovinách a ve světlém mezer-natém lese pod zápojem dřevin.

Zda skutečně bezlesá refugia přetrvávala kontinuálně, anebo zda šlo jen o časově a prostorově izolované kratší epizody otevření lesa, to nelze s jistotou rozhodnout. Lze však argumentovat opačně. Najdeme-li indikaci paleochorie a nenajdeme-li výraznější argument proti jejímu reliktnímu přetrvání, je předpoklad paleochorie snazší a přijatelnější, než hypotéza o vymírání a opětovné imigraci. Zvláštní rysy skladby zkoumaného společenstva a jeho podobnost primárním loukám severským a staroholocénním lze vysvětlit specifickými hydrologickými a klimatickými podmínkami vltavské nivy, kontinuálním přežíváním příslušných populací během holocénu a lokálním formováním porostů na místech a v periodách sníženého tlaku lesa. K vysvětlení tedy nepotřebujeme podstatně komplikovanější hypotézu diskontinualismu, předpokládající vyhynutí populací staroholocénního bezlesí a nových imigrací po otevření antropogenní krajiny.

Poděkování

Za cenné informace, podněty a připomínky k článku jsme velmi zavázáni zejména Denise Blažkové, Petru Pokornému, Heleně Svobodové, Karlu E. Prachovi a Františku Procházkovi. Výzkum byl podpořen grantem GA ČR č. 206/99/1416 a grantem GA AV ČR č. AV0Z6005908.

Summary

Meadow vegetation of Central Europe (excluding alpine belt) is generally considered as secondary, i.e. created by humans, surviving under their influence and completely dependent on mowing. The vegetation under study is shown as a counter-example of this

opinion.

The upper stream of the Vltava (Moldau) river in the Šumava (Böhmerwald) Mts apparently differs from most rivers of the Central-European mountain ranges. In a mountain hollow (about 700 m. a.s.l.), the river forms a broad and peaty alluvial plain and its flow is slow, with many bends, pools and oxbows, and often flooded.

The nutrient-rich and open habitats are restricted to small plots near the stream. Their current vegetation was studied in the present paper and 8 communities were distinguished, i.e. alluvial woodland and scrub (communities of *Betula pubescens*-*Alnus incana*, *Salix cinerea*, *Salix triandra* and *Spiraea salicifolia*-*Phalaris arundinacea*), and tall grassland of sedges, grasses and forbs (communities of *Cirsium heterophyllum*-*Filipendula ulmaria*, *Phalaris arundinacea*, *Carex buekii*-*Phalaris arundinacea*, and *Carex gracilis*). The singular composition of these communities is characterized by many species of boreal/continental distribution (e.g. *Polemonium coeruleum*, *Pseudolysimachion longifolium*, *Spiraea salicifolia*, *Betula pubescens*), and that of Central-European mountains (e.g. an endemic species *Aconitum callibotryon*).

A hypothesis of the relict origin of this vegetation is given and supported by recent dynamics of habitats and vegetation, as well as by findings of palynology, palaeoecology and history of land-use, and by the composition and history analogical to relict vegetation of the northernmost Europe. It is assumed that this vegetation originated in the mosaic-like and half-open landscape of the Early Holocene (preboreal, boreal) and it survives under a combination of stress and permanent habitat rejuvenation caused by the meandering river. A shifting mosaic of small or larger gaps in the woodland persisted through the Holocene.

In its composition, structure and habitat demands, the vegetation is not remote from the conception of primary tall-herb grasslands of the Early Holocene, well documented by palynological analyses from the South Bohemia (e.g. JANKOVSKÁ 1987). Likewise, the vegetation resembles some close communities of the northernmost Europe; for example, *Filipendula ulmaria*-*Cirsium heterophyllum* grassland has many analogies in boreal primary meadows, and *Betula pubescens*-*Alnus incana* woodland is close to the boreal ass. *Pruno padi*-*Alnetum incanae* (cf. BLAŽKOVÁ 1981, DIERSSEN 1996). The relic character of these analogous natural vegetation types of the boreal zone is very probable because of the simple Holocene development of landscape (BERGLUND 1996), abundance of open habitats, a low number of “new” immigrating species, and little human impact. A low successional dynamics of the studied tall grassland was observed. At present, the stands survive in their habitats without visible successional changes, although they have not been managed (especially mown) during the last half of a century. In contrast, similar unmowed communities in other localities of the Central-European cultural landscape disintegrate and disappear after few decades (FALIŇSKA 1991).

An apparent feature of the habitat is a contrast between its dynamics at the local level and stability at higher organization levels. The environment of the alluvial plain is determined by frequent climatic inversions, abundant and short floods all year round, and quick habitat rejuvenation caused by the erosion activity of the stream. In contrast to most Central-European river basins, the cultural phase of the landscape was very short (since 17–18th century) and the alluvial plain was not yet afflicted by an abrupt break in sedimentation

induced by humans (accumulation of thick layers of flood loams). Thus the development of the alluvial plain was smooth and its environment was stable and conservative during the whole Holocene.

A current palaeobotanical analysis of peats in the Šumava Mts (SVOBODOVÁ et al. 2002) showed that the surrounding mountain hollow was covered by needle-leaved woods enclosing open peatbogs through most Holocene, and that no vegetation close to the one studied in the present paper appeared in the palynograms. However, still some taxa typical for communities under study (*Polemonium*, *Filipendula*, *Thalictrum*, *Salix*, *Alnus*) were found many times in the course of the whole Holocene profiles. Especially in *Polemonium coeruleum*, these repeated findings can be regarded as an evidence of its relict origin from the Early Holocene in the Šumava Mts. The regular occurrence of these species in palaeobotanical data shows that open habitats, fairly rich in nutrients and suitable for surviving of tall grassland were present in alluvial plain of the Vltava river through the Holocene. Relict plant populations survived under specific hydrological and climatic conditions in a spatial-temporally dynamical mosaic of open habitats and resulted in local restoration of relict plant communities.

Literatura

- Balátová-Tuláčková E. (1979): Synökologische Verhältnisse der *Filipendula ulmaria*-Gesellschaften NW-Böhmens. – Folia Geobot. Phytotax., Praha, 14: 225–258.
- Beneš J. (1995): Les a bezlesí. Vývoj synantropizace české části Šumavy. – Zlatá stezka, Prachatice, 2: 11–33.
- Berglund B. E., Birks H. J. B., Ralska-Jasiewiczowa M. & Wright H. E. (1996): Palaeoecological events during the last 15 000 years. Regional syntheses of palaeoecological syntheses of lakes nad mires in Europe. – John Wiley & Sons, Chichester. [762 pp.]
- Blažková D. (1981): Contribution to the knowledge of tall herb communities from Northern Norway. – Folia Geobot. Phytotax., Praha, 16: 45–59.
- Blažková D. (1971): Zu den phytozoologischen Problemen der Assoziation *Caricetum gracilis* Almquist 1929. – Folia Geobot. Phytotax., Praha, 6: 43–80.
- Blažková D. (1999): *Caricetum buekii*. – In: Kolbek J. (ed.), Vegetace Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervace Křivoklátsko, 1. Vývoj krajiny a vegetace, vodní, pobřežní a luční společenstva. – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR & Botanický ústav AV ČR, Praha. [232 pp.]
- Burešová Z. (1976): Alpínská vegetace Krkonoš: struktura a ekologie porostů na Luční (1547 m) a Studniční hoře (1555 m). – Opera Corcontica, Praha, 13: 67–94.
- Culek M. (ed.) (1996): Biogeografické členění České republiky. – Enigma, Praha. [347 pp.]
- Dierßen K (1996): Vegetation Nordeuropas. – E. Ulmer, Stuttgart. [838 pp.]
- Ellenberg H (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ed. 5. – E. Ulmer, Stuttgart. [1059 pp.]
- Falińska K. (1991): Plant demography in vegetation succession. – In: Task for vegetation science 26, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. [210 pp.]
- Fries T. C. E. (1913): Botanische Untersuchungen im Noerdlichste Schweden. – Almqvist & Wiksells, Uppsala. [361 pp.]
- Havlíček P. (1991): The Morava river basin during the last 15 000 years. – In: Starkel L., Gregory K. J. & Thornes J. B., Temperate palaeohydrology, p. 319–341, John Wiley & Sons, Chichester. Holmen H. (1965): Subalpine tall herb vegetation, site and standing crop. – Acta Phytogeogr. Suecica, Uppsala, 50: 240–248.
- Holub J. & Kirschner J. (1997): *Valeriana* L. – kozlík. – In: Slavík B. (ed.), Květena České republiky 5: 516–527, Academia, Praha.
- Jankovská V. (1970): Ergebnisse der Pollen-und Grossrestanalyse des Moors Velanská cesta in Südböhmen.

- Folia Geobot. Phytotax., Praha, 5: 43–60.
- Jankovská V. (1987): Entwicklung des Moores Mokré Louky bei Třeboň im Postglazial (paläoökologische Studie). – Folia Geobot. Phytotax., Praha, 22: 199–216.
- Jankovská V. (1997): Počáteční vývoj rašeliniš České a Slovenské republiky a kryogenní jevy – fakta a úvahy. – In: Anonymus (ed.), Zborn. Ved. Konf. Flóra a vegetácia rašelinísk, p. 51–54, Nitra.
- Jeník J. (1961): Alpínská vegetace Krkonoš, Králického Sněžníku a Hrubého Jeseníku. – Nakl. ČSAV, Praha.
- Jeník J., Bureš L. & Burešová Z. (1980): Syntaxonomic study of vegetation in Velká kotlina cirque, the Sudeten Mountains. – Folia Geobot. Phytotax., Praha, 15: 1–28.
- Koblížek J. (1992): 4. *Spiraea* L. – tavolník. – In: Hejný S. & Slavík B. (eds.), Květena České republiky 3: 428–433, Academia, Praha.
- Kopecký K. & Hejný S. (1965): Allgemeine Charakteristik der Pflanzengesellschaften des *Phalaridion arundinaceae*-Verbandes. – Preslia, Praha, 37: 53–78.
- Kučera S. & Pavlíčko L. (1997): Popelivka sibiřská, *Ligularia sibirica* – nový původní druh pro květenu Šumavy. – Zpr. Čes. Bot. Společ., Praha, 32: 142–144.
- Ložek V. (1973): Příroda ve čtvrtohorách. – Academia, Praha,
- Málek J. (1979): K otázce vlivu pastvy v pravěku na složení lesů v podhůří Šumavy. – Preslia, Praha, 51: 255–270.
- Moravec J., Balátová-Tuláčková E., Blažková D., Hadač E., Hejný S., Husák Š., Jeník J., Kolbek J., Krahulec F., Kropáč Z., Neuhäusl R., Rybníček K., Řehořek V. & Vicherek J. (1995): Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení. Ed. 2. – Sever. Přír., Litoměřice, suppl. 1995: 1–206.
- Moravec J., Husová M., Neuhäusl R. & Neuhäuslová-Novotná Z. (1982): Die Assoziationen mesophiler und hygrophiler Laubwälder in der Tschechischen sozialistischen Republik. – Vegetace ČSSR, ser A, 1: 1–296, Academia, Praha.
- Mucina L., Grabherr G. & Ellmauer R. (1993a): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation. – G. Fischer, Jena. [578 pp.]
- Mucina L., Grabherr G. & Wallnöffer S. (1993b): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil III. Wälder und Gebüsche. – G. Fischer, Jena. [535 pp.]
- Neuhäusl R. & Neuhäuslová-Novotná Z. (1975): Ein Beitrag zur systematischen Gliederung des Verbandes *Filipendulo-Petasition* Br.-Bl. 1949. – Phytocoenologia, Stuttgart, 2: 183–207.
- Neuhäuslová Z. (1985): *Salicetum triandro-viminalis* – společenstvo křovitých vrb na březích českých a moravských toků. – Preslia, Praha, 57: 313–334.
- Neuhäuslová Z. & Kolbek J. (eds.) (1983): Seznam vyšších rostlin, mechorostů a lišejníků střední Evropy užitých v bance geobotanických dat BÚ ČSAV. – Botanický ústav ČSAV, Průhonice.
- Oberdorfer E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil 4: Wälder und Gebüsche. A. Textband. – G. Fischer, Jena. [282 pp.]
- Opravil E. (1983): Údolní niva v době hradištní. – Stud. Archeol. Úst. ČSAV v Brně, Praha, 11/2: 1–79.
- Opravil E. (1997): Údolní niva Moravy v interpretaci archeologických nálezů z Mikulčic. – In: Květ R. (ed.), Sborn. Abstr. Niva z multidisciplinárního pohledu II, p. 43–44, Geotest, Brno.
- Pokorný P. & Jankovská V. (2000): Long-term vegetation dynamics and infilling process of a former lake (Švarcenberk, Czech Republic). – Folia Geobot. Phytotax., Praha, 35: 433–457.
- Prach K., Štech M. & Beneš J. (1996): Druhotné bezlesí – opomíjená složka biodiversity Šumavy. – Silva Gabreta, Vimperk & Kašperské Hory, 1: 243–247.
- Roberts N. (1998): The Holocene. An environmental history. – Blackwell Publishers, Oxford. [316 pp.]
- Rybníček K. & Rybníčková E. (1974): The origin and development of waterlogged meadows in the central part of the Šumava foothills. – Folia Geobot. Phytotax., Praha, 9: 45–70.
- Rybníčková E. (1985): Dřeviny a vegetace Československa v nejmladším kvartéru. – Ms., 317 pp. [Dokt. disert. pr.; depon. in: Knih. Bot. Úst. AV ČR Průhonice].
- Rybníčková E. & Rybníček K. (1996): Původ a vývoj naší travinné vegetace. – Zpr. Čes. Bot. Společ., Praha, 31, Mater. 13: 47–54.
- Rybníčková E., Rybníček K. & Jankovská V. (1975): Palaeoecological investigation of buried peat profiles from the Zbudovská blata marshes, Southern Bohemia. – Folia Geobot. Phytotax, Praha, 10: 157–178.
- Rychnovská M. (1993): Temperate semi-natural grasslands of Eurasia. – In: Coupland R. T. (ed.), Natural

- grasslands. Ecosystems of the world 8B, p. 125–166, Elsevier Publ., Amsterdam.
- Řepka R. & Lustyk P. (1997): Floristické údaje vybraných druhů pro Květenu Šumavy. – Zpr. Čes. Bot. Společ., Praha, 32: 161–181.
- Sádlo J. (2000): Původ travinné vegetace slatin v Čechách: sukcese kontra cenogeneze. – Preslia, Praha, 72: 495–506.
- Solomeš A. I., Grigorjev I. N. & Mirkin B. M. (1995): O vyšších jedincích porjadka *Molinietalia* v vostočnej Jevropě i Sibiri. – Bjul. Mosk. Obšč. Ispytat. Prir., ser. biol., Moskva, 100/2: 59–71.
- Svobodová H. (1989): Rekonstrukce přírodního prostředí a osídlení v okolí Místřina. Palynologická studie. – Pam. Archeol., Praha, 80: 188–206.
- Svobodová H. (2000): Mires of the Šumava Mountains: 13,000-years of their development and present-day biodiversity. – GeoLines, Praha, 11: 108–111.
- Svobodová H., Reille M. & Goeury C. (2002): Past vegetation dynamics of Vltavský luh valley (Upper Moldau River valley) in Šumava (Bohemian Forest), Czech Republic. – Veget. Hist. Archeobot., Wilhelmshaven (in print).
- Trávníček B. (2000): Rozrazilily rodu *Pseudolysimachion* v České republice. I. Určovací klíč druhů. Rozšíření druhů sekce *Longifolia*. – Preslia, Praha, 72: 411–439.



5.

**Vodní makrofyta a mokřadní vegetace odstavených říčních
ramen horní Vltavy (Hornovltavský luh, NP Šumava)**

BUFKOVÁ, I., RYDLO, J. 2007
Silva Gabreta, submitted

Vodní makrofyta a mokřadní vegetace odstavených říčních ramen horní Vltavy (Hornovltavský luh, NP Šumava)

Abstract

Vegetation survey of river cut meanders within a montane floodplain of the Upper Vltava River was performed in 2004. Both semi-terrestrial and water vegetation related to small water bodies (oxbow lakes, backwaters) well reflect montane and oligo-mesotrophic status of studied floodplain. There was found high proportion of relic habitats with plant communities typical for wetlands in northern or northwestern Europe (*Nupharetum pumilae*, *Myriophylletum alterniflori*, *Equiseto limosi-Caricetum rostratae*, *Potentilla palustris* and *Menyanthes trifoliata* com., *Sparganietum minimi*, *Utricularia ochroleuca* com.). Oxbow lakes in the floodplain are terrestrialised by floating *Sphagnum* mats with vegetation of al. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis* generally typical for oligotrophic lakes and bog pools. Different vegetation typically occurring in lowland and more eutrophic floodplains was found in southeast margin of studied floodplain near Lipno dam which is characterised both by different hydrology and trophy status.

Key words: water macrophytes, plant communities, river cut meanders, floodplain vegetation

Úvod

Vysoké zastoupení nejružnějších lentických a semi-lentických biotopů je charakteristickým znakem přirozených říčních niv (WARD et al. 1999). Vznik těchto biotopů je primárně podmíněn dynamikou říčního toku, která zahrnuje především změny v průběhu aktivního řečiště a pulsující vliv záplav. V říčních nivách s meandrujícím tokem jsou změny říčního koryta způsobeny hlavně spontánním odstavením meandrů, některé semi-lentické biotopy však mohou vznikat také erozními procesy ve vlastním řečišti (zpětně vymletá slepá ramena v ohybech meandrů (*backwaters*)).

Biotopy drobných stojatých vod výrazně zvyšují celkovou heterogenitu aluviálního prostředí. Důležitou roli přitom hrají jednak různorodé stanovištní podmínky, které tyto biotopy představují, jednak sukcesní změny, které jsou s vývojem těchto biotopů spojeny (WARD & TOCKNER 2001, WARD et al. 2002). Základní rozdíly mezi jednotlivými biotopy stojatých vod jsou dány mimo jiné i mírou jejich propojení (*connectivity*) s aktivním řečištěm. Jsou rozlišovány tůň typu *parapotamon* (odstavená ramena dosud spojená s aktivním řečištěm na svém dolním konci, myšleno směrem po proudu), *plesiopotamon* (odstavená ramena větvených toků) a *palaeopotamon* (tůň odstavených meandrů zcela izolované od aktivního řečiště, která bývají v kontaktu s povrchovou říční vodou jen v období silných záplav). Termínem *eupotamon* jsou pak označovány lotické biotopy vlastního řečiště a kontinuálně průtočných postranních ramen (WARD & STANFORD 1995). Zmíněné typy tůní se obecně vyznačují odlišnými hydrologickými, hydrochemickými i trofickými poměry, rozdílnou mírou disturbancí a řadou dalších abiotických faktorů. Liší se průběhem zazemňování a sukcesních změn a tedy i spektrem rostlinných společenstev, jež jsou na ně vázány. Rozdílné stanovištní poměry jednotlivých tůní v nivě však mohou

být dány i působením různých zdrojů vody, které se podílejí na sycení tůní a vyznačují se odlišnými hydrochemickými i teplotními poměry (průsak z řeky, vliv podzemní vody, průsaky z okolních svahů, apod.).

Velké množství drobných stojatých vod v různých fázích sukcese výrazně zvyšuje heterogenitu aluviálního prostředí. Sukcesní řady zahrnují škálu rozdílných typů společenstev a jako takové biodiverzitu v území obohacují (CASTELLA et al. 1984, COPP 1989), ačkoli z dlouhodobého pohledu vedou k postupnému snižování diverzity vznikem závěrečných, klimaxových stádií vegetace. V přirozených říčních nivách je nicméně heterogenita a diverzita prostředí trvale udržována vysokou mírou disturbancí. Vlivem záplav a dynamiky toku jednak kontinuálně vznikají nové biotopy, jednak jsou sukcesní změny mnoha stávajících biotopů „resetovány“ a dochází tak k jakémusi „omlazení“ biotopů (např. při zprůtočnění izolovaných tůní v průběhu velkých povodní). Vzniká množství rozdílných stanovišť v různě odstupňovaných vývojových stádiích a říční niva je tak typickým příkladem proměnlivé mozaiky biotopů (*shifting mosaic of ecological units*) (AMOROS et al. 1987), jejíž heterogenita se projevuje v prostoru i čase (WARD 1989). Složitostí struktur a funkčních vazeb se vyznačují především široké a ploché nivy podél velkých toků v nížinných polohách, které mohou dosahovat šířky až několika desítek kilometrů (MALANSON 1993).

Niva horní Vltavy v oblasti zvané Hornovltavský luh je z geomorfologického i geobotanického pohledu pozoruhodným územím. Řeka, meandrující plochým otevřeným údolím, vytváří v tomto úseku širokou horskou nivu, která svým uspořádáním a dynamikou geomorfologických struktur připomíná spíše nížinné toky (ŠINDLAR 1999). Říční niva se zde vyznačuje členitým mikrorelieфом a rozmanitostí stanovištních poměrů, jež jsou primárně podmíněny přirozenou dynamikou toku a pravidelnými záplavami. Dynamika toku se zde projevuje migrací říčního koryta laterálně a směrem po proudu a spontánním odstavováním smyček meandrů. V nivě jsou zastoupeny typické geomorfologické struktury, např. tůně odstavených meandrů, zvlněný povrch v ohybu meandrů („*ridge a swales*“), agradační valy (*leveés*), akumulace naplavenin v řečišti (*point bars*) a zpětně vymleté části koryta (*backwaters*). Členitý povrch, tvořený nejrozličnějšími terénními vyvýšeninami a depresiemi, se promítá do mozaikovitého uspořádání drobných mikrohabitátů s rozdílnými stanovištními podmínkami a rozdílnou vegetací (BUFKOVÁ et al. 2005). Velmi dobře je zde vyjádřen laterální, resp. horizontální rozměr říční nivy ve smyslu přechodného ekotonu mezi vodou a suchozemským prostředím. Výrazná laterální dimenze říčních niv bývala tradičně přisuzována větším tokům v nížinných oblastech, zatímco v úzkých nivách horských toků byl zdůrazňován spíše vertikální gradient údolí (MALANSON 1993). V reálných podmínkách ovšem dochází ke střídání úzkých sevřených údolí s plochými říčními nivami podél celého toku v závislosti na geomorfologii krajinných celků a na podmínkách prostředí (STANFORD & WARD 1993). Vltavský luh je z tohoto pohledu zajímavým příkladem nivy montánního typu s dobře vyvinutými strukturami širokých říčních niv a poskytuje tak jedinečný prostor pro srovnání s analogickými typy aluvií v nižších nadmořských výškách.

Vegetace vodních makrofyt je, vzhledem k přítomnosti mnoha tůní se stojatou vodou v odstavených říčních ramenech, v území poměrně hojně zastoupena. Údolní niva je dodnes pod vlivem pravidelných záplav, které spolu s dynamikou relativně přirozeného toku Vltavy nadále podporují vznik a obnovu vhodných biotopů pro společenstva vodních

rostlin. Stejně jako navazující (semi-)terestrická rostlinná společenstva je i vegetace vodních makrofyt ovlivněna oligotrofií prostředí a celkově boreálním charakterem říční nivy, pro kterou je charakteristické neobvykle vysoké zastoupení rašelinišť (SCHREIBER 1924). V území se nachází významná populace reliktního druhu *Nuphar pumila* u nás (SOUKUPOVÁ et al. 1984) a často jsou uváděny i další druhy, jejichž těžiště výskytu je dnes v boreální zóně (*Potentilla palustris*, *Menyanthes trifoliata*, *Carex limosa*) (BUFKOVÁ et al. 2005). I přes nesporné přírodovědné hodnoty a celkovou výjimečnost nebyla však vegetace odstavených říčních ramen v zájmovém území dosud komplexně zpracována. Z minulého období jsou k dispozici pouze dílčí terénní záznamy (S. Kučera, nepubl.) a popis tůň s nálezem *Utricularia ochroleuca* v SZ části zájmového území (RYDLO 1998a). Naproti tomu byla poměrně podrobně a opakovaně popsána vegetace vodních makrofyt tekoucích vod v recentním řečišti Vltavy (RYDLO 1995, 1998b). Vegetaci odstavených říčních ramen ve vztahu k abiotickým faktorům v říční nivě se zabývají okrajově také BUFKOVÁ et al. (2005), přítomná společenstva vodních makrofyt nejsou však v uvedené práci podrobněji analyzována.

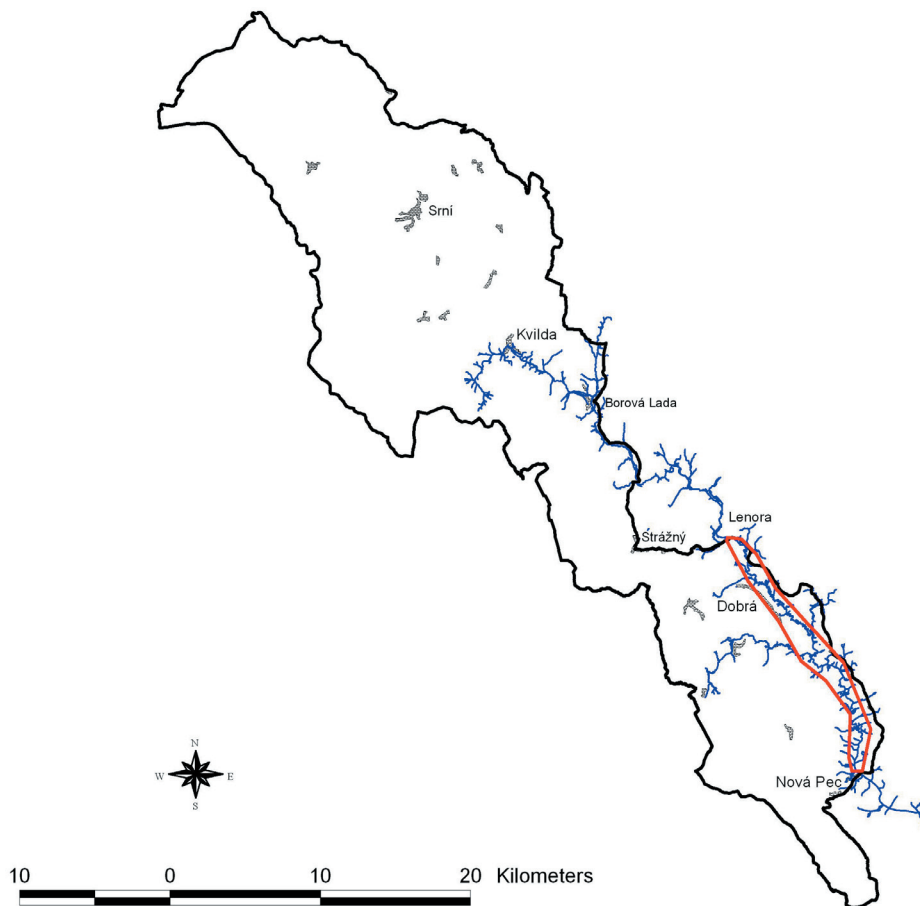
Cílem předkládané studie je popis vegetace vodních makrofyt a počátečních stadií terestrializace říčních ramen v Hornovltavském luhu, který představuje jednu z nejlépe zachovaných říčních niv v České republice. Součástí studie je i posouzení zjištěných společenstev z hlediska biogeografického, zejména s ohledem na zastoupení boreálních prvků a na porovnání se společenstvy vodních makrofyt vyskytujících se v říčních nivách nižších poloh. Výsledky práce mohou být rovněž využity jako základní podklad pro odpovídající ochranu a volbu optimálního managementu území, jež je zařazeno do 1. zóny NP Šumava a je součástí vyhlášeného Mokřadu mezinárodního významu (Ramsar site Šumavská rašeliniště) i navrženého chráněného území v rámci soustavy Natura 2000.

Zájmové území

Zájmové území zahrnuje říční nivu podél horního toku Vltavy mezi obcemi Lenora a Nová Pec (Obr. 1). Území je součástí geomorfologického celku Vltavická brázda, který je tvořen široce otevřeným zlomovým údolím třetihorního stáří (LOŽEK 2001). Představuje nejlépe strukturovanou zachovanou část údolní nivy horní Vltavy, jejíž zbývající část po proudu řeky byla zatopena vybudováním Lipenské údolní nádrže.

Geologické podloží je tvořeno převážně granitoidy, s výjimkou severní části území v okolí Stožce, kde jsou lokálně zastoupeny také syenity (LOŽEK 2001). Území je součástí chladné klimatické oblasti (QUITT 1971), místní klima je však do značné míry ovlivněno působením srážkového stínu příhraničního hřebene Šumavy a alpského fěnu (ALBRECHT 1979). Vlastní dno údolí je pod vlivem silné teplotní inverze. Nadmořská výška sledovaného úseku nivy se pohybuje v rozmezí 745 m (Soumarský Most) a 725 m (Lipenská nádrž). Fytogeograficky náleží území do oblasti oreofytika, okresu 88. Šumava, podokresu 88g. Hornovltavská kotlina (SKALICKÝ 1972, HEJNÝ & SLAVÍK 1988). Charakteristický je hojný výskyt boreomontánních a boreokontinentálních prvků se zastoupením řady druhů alpského původu a některých subatlantských prvků (SKALICKÝ 1972, ALBRECHT 1979, SÁDLO & BUFKOVÁ 2002).

Přírodní poměry území jsou podrobně popsány a charakterizovány v práci BUFKOVÁ et al. (2005). V rozlehlém údolí s relativně malým spádem (do 0,8 ‰) řeka živě meandruje a



Obr. 1. Lokalizace zájmového území.

vytváří až 1,5 km širokou nivu s množstvím odříznutých říčních ramen, tůní a mělkých terénních depresí v různých stadiích terestrializace. Tyto prvky mikroreliefu jsou soustředěny v pravidelně zaplavované poříční zóně podél toku (zóna I), pro kterou je charakteristická značná členitost povrchu, minerální sedimentace, slabě mezotrofní prostředí a rozkolísaný vodní režim. Zbývající partie říční nivy směrem k okolním svahům tvoří plošně rozsáhlejší zónu II, která se vyznačuje vyrovnaným vodním režimem, značným stupněm rašelinění, celkovou oligotrofií a méně členitým mikrorelieфом (BUFKOVÁ et al. 2005). Zónu II tvoří rozsáhlá údolní vrchoviště (SCHREIBER 1924, HOLUBIČKOVÁ 1960, ALBRECHT 1979, SOUKUPOVÁ 1996, SVOBODOVÁ et al. 2002), obklopená porosty podmáčených smrčín, rašelinnými březinami a na odlesněných plochách různými typy minerotrofních rašelinišť.

Metodika

Lokalizace odstavených říčních ramen byla provedena v rámci celkového mapování vegetace v zájmovém území v letech 1998-1999. Průběh řečiště Vltavy byl rekonstruován na základě detailního vyhodnocení ortofotomapy a podrobné vegetační mapy v měřítku

1:2000. Průběh starých říčních koryt byl odvozen od přítomnosti rostlinných společenstev, které se jako dílčí články hydrosérie podílí na terestrizaci odstavených ramen v území (dle BUFKOVÁ et al. 2005). Výsledný průběh někdejších řečišť Vltavy a poloha recentních tůní se stojatou vodou byly digitalizovány v prostředí Arc-View.

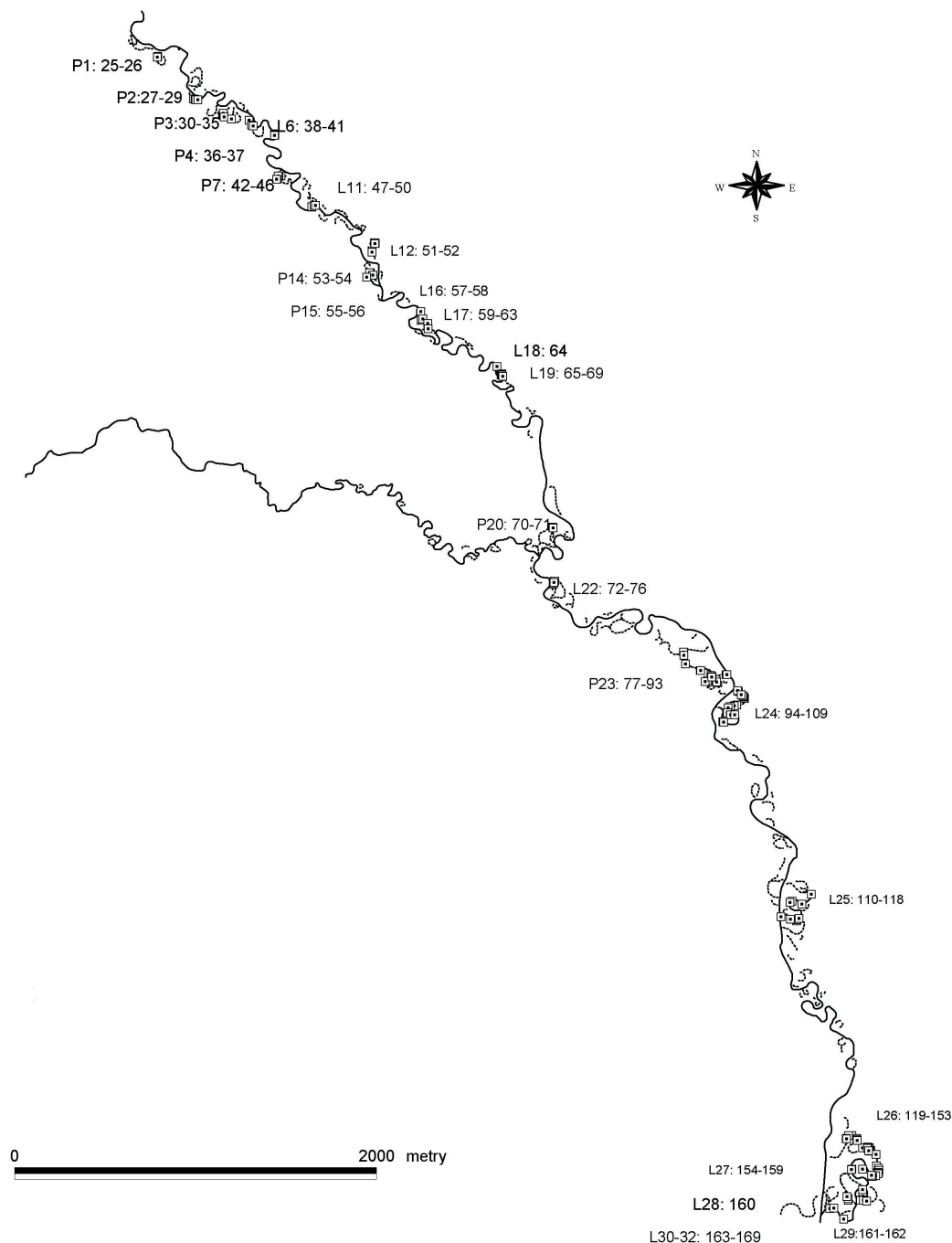
Detailní floristický a vegetační průzkum odstavených říčních ramen byl proveden v období červenec až srpen 2004. Pro jednotlivé tůně se stojatou vodou, zjištěné v zájmovém území, byl pořízen kompletní soupis přítomných druhů. Rostlinná společenstva počátečních stadií hydrosérie (počínaje vodními makrofyty po společenstva plovoucích rašelinných ostrůvků - plaurů) byla charakterizována standardními fytoocenologickými metodami (MORAVEC 1994). Pokryvnosti jednotlivých druhů cévnatých i nižších rostlin ve fytoocenologických snímcích byly zaznamenány pomocí semikvantitativní sedmičlenné Braun-Blanquetovy stupnice (van der MAAREL 1979). V případě společenstev vodních makrofyt nebylo, s ohledem na jejich strukturu a fyziognomii, rozlišováno bylinné a mechové patro. Standardní velikost snímků, s výjimkou některých maloplošně se vyskytujících společenstev, byla 16 m². Současně byly zaznamenány údaje o hloubce vodního sloupce v době záznamu a typu substrátu tvořícího dno tůně v místě pořízeného fytoocenologického snímku. Zaznamenané snímky byly přesně lokalizovány a jejich pozice digitalizována v prostředí Arc-View. Nomenklatura cévnatých rostlin je uvedena podle Klíče (KUBÁT et al. 2002), nomenklatura mechorostů podle studie KUČERA & VAŇA (2003). Herbářové doklady jsou uloženy ve Středočeském muzeu v Roztokách (ROZ) a na Správě NP a CHKO Šumava v Kašperských Horách. Herbářové položky rodu *Sparganium* determinoval Z. Kaplan, rodu *Eleocharis* P. Bureš, rodu *Bolboschoenus* M. Ducháček a rodu *Nitella* Š. Husák. Mechorosty určil J. Kučera.

Výsledky

Charakteristika tůní a přirozených biotopů se stojatou vodou

Poloha odstavených říčních ramen a recentních tůní ve Vltavském luhu je znázorněna na obr. 2. Celkem bylo v zájmovém území zjištěno 34 odstavených říčních ramen a popsáno 65 tůní se stagnující vodou, přičemž všechny se nacházejí v nivě Teplé Vltavy a v nivě Vltavy pod soutokem se Studenou Vltavou (tab. 1). V nivě Studené Vltavy bylo zaznamenáno pouze několik odstavených říčních ramen, všechna jsou však již zcela zazemněna a postrádají biotopy s otevřenou vodní hladinou.

V zájmovém území lze rozlišit několik základních typů tůní a přirozených biotopů se stojatou vodou. Ty jsou charakterizovány zejména geomorfologicky, vzdáleností od řeky a stupněm propojení se stávajícím říčním korytem (tab.1). Podél celého toku Vltavy jsou hojně zastoupena tzv. slepá ramena, jež jsou dosud propojena s říčním korytem. Slepá ramena mohou být různého původu, typickým příkladem jsou tzv. *backwatery* (typ B, viz tab. 1) a dolní (po proudu) úseky odstavených říčních meandrů, jež nejsou dosud zazemněny a ústí do řeky (typ MU, viz tab. 1). Tyto biotopy jsou permanentně v kontaktu s korytem řeky a vodní sloupec bývá ovlivněn turbulencí tekoucí vody zejména při ústí do řeky. Dochází zde také k významnějšímu mísení stagnující a říční vody, které ovlivňuje výsledný chemismus a trofické poměry. V území se poměrně často vyskytují také mrtvá ramena s izolovanými tůněmi (typ M, viz tab. 1), jež přetrvávají v ohybech meandrů bývalého koryta většinou při nárazovém břehu, tedy v místech s největší hloubkou.



Obr. 2. Lokalizace fytoocenologických snímků podél sledovaného úseku toku.

Vlivem pokročilé terestricizace zbývajících úseků odstaveného ramene jsou tyto tůň zcela izolovány od recentního řečiště a jejich stojaté vody jsou ovlivňovány povrchovou říční vodou pouze v období silných záplav. Posledním typem jsou protáhlá ramena probíhající podélně nivou paralelně s osou toku (typ L, viz tab. 1), zpravidla při okrajích nivy.. Tato ramena evidentně nevznikla odříznutím meandru, jak ostatně naznačuje jejich tvar i pozice v nivě, a svým charakterem nejvíce připomínají spontánně vzniklá anastomózní řečiště,

paralelní s hlavním říčním korytem. V Hornovltavském luhu se vyskytují vzácně jen v místech, kde rozsah vlastní nivy je laterálně omezen geomorfologickými nebo jinými strukturami. K tomuto jevu dochází pouze v úseku severně od Mrtvého luhu, kde je říční niva sevřena z jedné strany okrajem rozsáhlého vyklenutého vrchoviště (Mrtvý luh) a z druhé strany výrazným terénním zlomem přecházejícím v přílehlé svahy.

Tab. 1. Přehled a základní charakteristiky sledovaných tůň.

| Číslo ramene/ tůně | Typ biotopu | Spojení s řekou | Vzdálenost od řeky (m) | Fytoocenologické snímky | Celkový počet druhů vyšších rostlin | Souřadnice | Zaznamenaná společensva |
|-----------------------|----------------|--------------------|---------------------------|----------------------------|---|--------------------|----------------------------|
| P1 | M | 0 | 70 | 25-26 | 8 | 48 54 04, 13 49 42 | 9, 23 |
| P2 | B | D | 20 | 27-29, 29b | 11 | | 6, 15 |
| P3 | M | 0 | 170 | 30-34 | 10 | 48 53 46, 13 50 21 | 3, 4, 6, 12 |
| P3b | M | 0 | 130 | 35 | 6 | | 9 |
| P4 | B | D | 40 | 36, 37a, 37b | 6 | 48 53 46, 13 50 34 | 6, 15, 16 |
| P5 | M | 0 | 90 | | 5 | 48 53 41, 13 50 39 | |
| L6 | B | D | 20 | 38-41 | 6 | | 15, 16 |
| P7a | M | 0 | 80 | 42-46 | 11 | 48 53 29, 13 50 53 | 5, 6, 23, 25 |
| P7b | M | 0 | 110 | 43 | 7 | | 25 |
| P8 | M | 0 | 50 | | 5 | 48 53 28, 13 50 59 | |
| P9 | MU | D | 10 | | 2 | 48 53 21, 13 51 04 | |
| L10a,b | M | 0 | 100 | | 3 | 48 53 23, 13 51 10 | |
| L10c | M | 0 | 90 | | 3 | 48 53 24, 13 51 10 | |
| L11 | B | D | 10 | 47-50 | 10 | 48 53 20, 13 51 12 | 6, 15, 16, 21 |
| L12 | M | 0 | 170 | 51-53 | 13 | 48 53 10, 13 51 48 | 26 |
| L13a | M | 0 | 100 | | 4 | | |
| L13b | M | 0 | 100 | 52b | 4 | 48 53 07, 13 51 46 | 23 |
| P14 | M | 0 | 90 | 53b, 54 | 13 | 48 53 00, 13 51 48 | 26 |
| P15a | M | 0 | 50 | 55 | 2 | 48 53 00, 13 51 49 | 6 |
| P15b | MU | D | 70 | 56 | 9 | | 3 |
| L16 | L | 0 | 20 | 57-58 | 8 | 48 52 49, 13 52 16 | 4, 12 |
| L17a | M | 0 | 100 | 59-63 | 7 | 48 52 47, 13 52 17 | 9, 15, 16, 23 |
| L17b | M | 0 | 30 | | 2 | | |
| L18 | L | 0 | 20 | 64 | 6 | 48 52 35, 13 53 00 | 4 |
| L19 | L | 0 | 30 | 65-69 | 9 | 48 52 33, 13 53 03 | 4, 6, 9, 20 |
| P20 | M | 0 | 100 | 70-71 | 16 | 48 51 42, 13 53 40 | 2, 23 |
| P21 | M | 0 | 20 | | 4 | 48 51 17, 13 53 48 | |
| L22 | M | 0 | 40 | 72-76 | 11 | 48 51 24, 13 53 49 | 8, 9, 23 |
| P23b | M | 0 | 320 | 77 | 4 | 48 51 04, 13 54 58 | 2 |
| P23c | M | 0 | 300 | | 5 | 48 51 03, 13 55 00 | |
| P23d | M | 0 | 210 | | 4 | 48 51 02, 13 55 05 | |
| P23e | M | 0 | 140 | 78-79 | 10 | 48 51 02, 13 55 06 | 10 |
| P23f | M | 0 | 150 | | 7 | | |
| P23g | M | 0 | 160 | | 4 | | |
| P23h | M | 0 | 150 | 80 | 10 | 48 51 01, 13 55 11 | 6 |
| P23i | M | 0 | 220 | 81 | 9 | | 23 |
| P23j | M | 0 | 250 | 82 | 6 | 48 50 59, 13 55 10 | 9 |
| P23k | M | 0 | 140 | 83-86 | 16 | 48 50 59, 13 55 15 | 6, 9, 11 |
| P23l | MU | D | 10 | 87-88 | 8 | 48 52 01, 13 55 19 | 6 |
| P23m | M | 0 | 180 | 89-91 | 18 | 48 51 00, 13 55 12 | 2, 28 |
| P23n | M | 0 | 150 | | 10 | 48 51 02, 13 55 11 | |
| P23o | M | 0 | 310 | 92-93 | 6 | 48 51 07, 13 54 57 | 4, 23 |
| L24a | M | 0 | 90 | 94-100 | 12 | 48 50 57, 13 55 28 | 2, 9, 23 |
| L24b | M | 0 | 110 | 101-107 | 15 | 48 50 52, 13 55 27 | 8, 9, 16 |

| | | | | | | | |
|-------|----|---|-----|------------------|----|--------------------|-----------------------------|
| L24c | M | 0 | 100 | 108-109 | 7 | 48 50 45, 13 55 22 | 6 |
| L25a | M | 0 | 280 | | 9 | 48 49 49, 13 56 20 | |
| L25b | M | 0 | 340 | 110 | 9 | | 9 |
| L25c | M | 0 | 170 | 111-113 | 15 | | 8, 29 |
| L25d | M | 0 | 220 | 114-117 | 16 | | 8, 9, 23, 29 |
| L25e | MU | D | 10 | 118 | 5 | | 12 |
| L26a | M | 0 | 470 | 119-125 | 18 | 48 48 28, 13 57 10 | 6, 8, 13, 21, 24 |
| L26b | M | 0 | 450 | 126-130, 139 | 22 | 48 48 28, 13 57 09 | 2, 6, 18, 22 |
| L26c | M | 0 | 310 | 131-138 | 31 | 48 48 30, 13 56 56 | 9, 12, 13, 14, 17 |
| L26d | M | 0 | 530 | 140-146 | 22 | | 1, 6, 14, 15, 18, 19, 21 |
| L26d2 | M | 0 | 340 | 147-151, 153-154 | 25 | | 1, 7, 15, 18, 21, 27 |
| L26d3 | M | 0 | 390 | 152 | 4 | | 30 |
| L26e | M | 0 | 470 | | 4 | | |
| L27a | M | 0 | 410 | 155-159 | 15 | | 2, 19, 30 |
| L28 | M | 0 | 460 | 160 | 7 | | 21 |
| L29 | M | 0 | 490 | 161-162 | 10 | 48 48 10, 13 56 51 | 15, 30 |
| L30 | M | 0 | 340 | 163 | 8 | | 5 |
| L31 | M | 0 | 380 | 164 | 10 | 48 48 05, 13 57 00 | 19 |
| L32 | M | 0 | 270 | 165-169 | 23 | 48 48 10, 13 57 01 | 15, 18, 21 |
| P34 | M | 0 | 110 | | 3 | 48 49 44, 13 55 58 | |

Legenda: Typ biotopu: M – tůň odstaveného meandru, MU – ústí odstaveného meandru do řeky, B – back-water, L – laterální větev, anastomosa, Spojení s řekou: H/D – na horním i dolním (ve směru po proudu) konci tůně, D – jen na dolním konci, 0 – tůň je izolována od řeky, Vzdálenost tůně od řeky – měřeno kolmo od středu tůně, zaokrouhleno na desítky metrů

Syntaxonomický přehled rostlinných společenstev

(pro účely dalšího hodnocení a případných odkazů – viz tab.1 – jsou společenstva na úrovni asociací označena čísly)

Lemnion minoris de Bolós et Masclans 1955

1. *Lemno minoris-Spirodeletum polyrhizae* Koch 1954

Utricularion vulgaris Passarge 1964

2. *Utricularietum neglectae* Th. Müller et Görs 1960

Nitellion flexilis (Corill. 1957) Krause 1969

3. *Nitelletum flexilis* Corill. 1957

Fontinalion antipyreticae Koch 1936

4. *Fontinaletum antipyreticae* Kaiser 1936

Nymphaeion albae Oberd. 1957

5. *Nymphaeetum albo-luteae* Nowiński 1928

nupharetosum (Tímár 1954) V. Kárpáti 1961

6. *Potametum natantis* Soó 1927

7. *Polygonetum amphibii (natantis)* Soó 1927

8. *Nupharetum pumilae* Oberdorfer ex Th. Müller et Görs 1960

Potamion lucentis Rivas-Martínez 1973

9. *Elodeetum canadensis* Egler 1933

Batrachion fluitantis Neuhäusl 1959

10. *Potametum alpini* Br.-Bl. 1949
11. *Callitrichetum hamulatae* Oberdorfer 1970
12. *Myriophylletum alterniflori* Steusloff 1939

Ranunculion aquatilis Passarge 1964

13. *Ranunculetum aquatilis* Géhu 1961

Phragmition communis Koch 1926

14. *Typhetum latifoliae* Lang 1973
15. *Sparganietum ramosi* Roll 1938
16. *Equisetetum limosi* Egger 1931

Oenanthion aquaticae Hejný et Neuhäusl 1959

17. *Sagittario sagittifoliae-Sparganietum simplicis* R. Tx. 1953
18. *Eleocharitetum palustris* Ubrizsy 1948
19. *Alopecuro aequatilis-Alismatetum plantaginis-aquaticae* Bolbrinker 1984
20. Společenstvo s *Eleocharis mamillata* subsp. *mamillata*

Glycerio-Sparganion Br.-Bl. et Sissingh in Boer 1942

21. *Glycerietum fluitantis* Egger 1933

Caricion rostratae Balátová-Tuláčková 1963

22. *Equiseto limosi-Caricetum rostratae* Zumpfe 1929

Carici-Rumicion hydrolapathi Passarge 1964

23. Společenstvo s *Potentilla palustris* a *Menyanthes trifoliata*
24. *Cicuto-Caricetum pseudocyperiperi* Boer et Sissingh in Boer 1942

Sphagno-Utricularion Th. Müller et Görs 1960

25. *Sparganietum minimi* Schaaf 1925
26. Společenstvo s *Utricularia ochroleuca*

Bidention tripartitae Nordhagen 1940

27. *Bidentetum cernui* Kobendza 1948

Littorellion uniflorae Koch 1926

28. *Ranunculo flammulae-Juncetum bulbosi* Oberdorfer 1957
29. Společenstvo s dominantním druhem *Eleocharis acicularis*

Agropyro-Rumicion crispi Nordh. 1940

30. *Rumici crispi-Alopecuretum aequalis* Cîrtu 1972

Charakteristika vegetačních jednotek

***Lemno minoris-Spirodeletum polyrhizae* Koch 1954**

Společenstvo se poměrně často vyskytuje zejména při JV okraji zájmového území, v oblasti tzv. Želnavských tůní, která je silně ovlivněna vzdušným Lipenskéé přehradou. Výše proti proudu nebyl výskyt společenstva zaznamenán, ačkoli druh *Spirodela polyrhiza* se

roztroušeně vyskytuje jako komponenta jiných cenóz podél toku až k obci Pěkná (obr. 3a). Dominantním druhem je *Spirodela polyrhiza*, která také tvoří hlavní složku biomasy. Z dalších druhů bývá pravidelně přítomna *Lemna minor*, na tvorbě biomasy se však podílí jen minimálně. Společenstvo pokrývá vodní hladinu ve středně hlubokých částech tůní bez vazby na určitý typ substrátu na dně ramene (tab. 2). Ačkoli společenstvo preferuje spíše dlouhodobě osluněné vody (VICHEREK et al. 2000), v oblasti Pěkné byl druh *Spirodela polyrhiza* zaznamenán i v tůni z velké části zastíněné pobřežními vrbovými porosty.

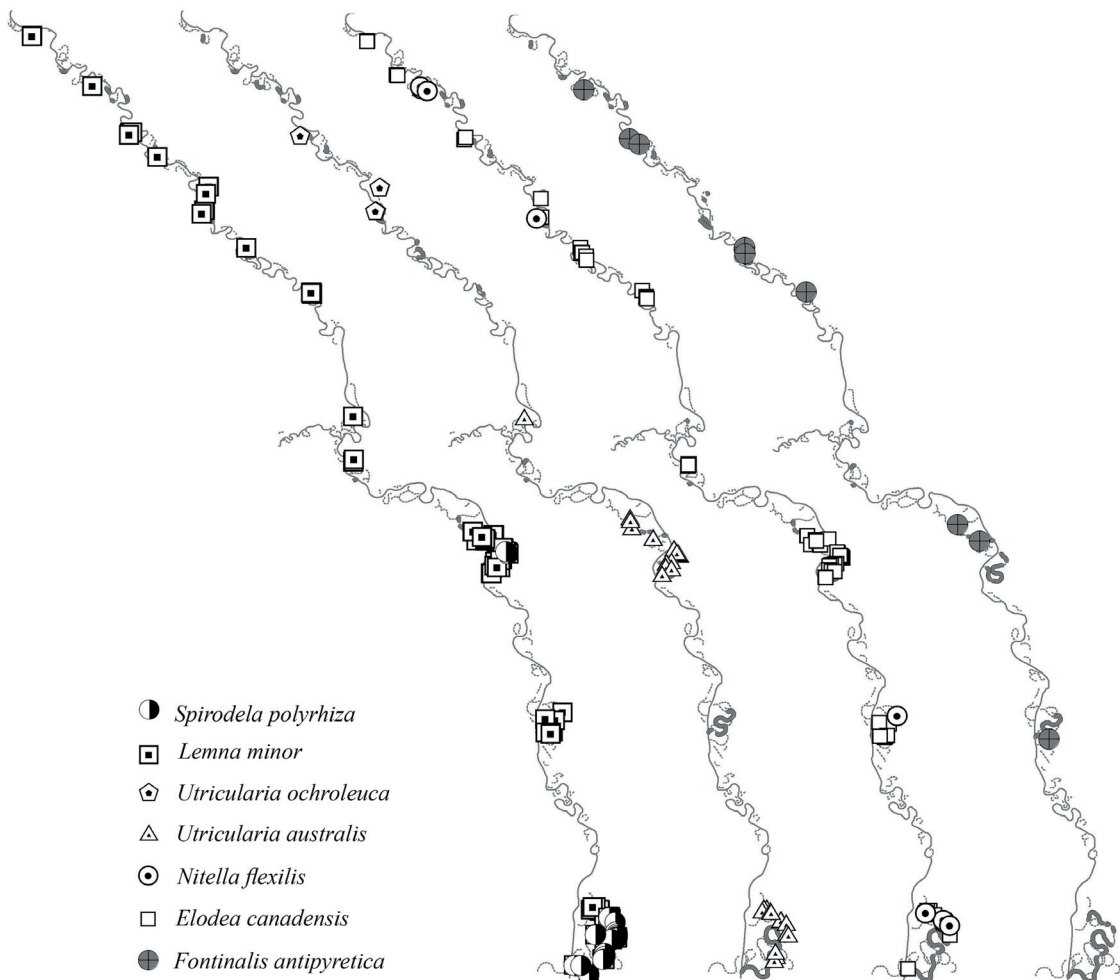
Druh *Spirodela polyrhiza* je náročnější na živiny (POTT 1995, DIERSSEN 1996). Tomu odpovídá i soustředěný výskyt společenstva v oblasti Želnavských tůní, kde vyšší koncentrace živin je podmíněna těsným sousedstvím Lipenské údolní nádrže i přítomností intenzivně zemědělsky obhospodařovaných ploch na levobřežních svazích nad říční nivou. V ostatních oligotrofnějších úsecích nivy situovaných výše proti proudu se druh prakticky nevyskytuje. Jedinou výjimkou je tůň pod obcí Pěkná, která se nachází na okraji nivy a s největší pravděpodobností je ovlivněna splachem živin z nedalekých intenzivně obhospodařovaných a hnojených pozemků na údolních svazích.

Společenstvo se v Čechách vyskytuje poměrně hojně v eutrofních až mezotrofních vodách od planárního do montánního stupně. Osidluje stojaté i pomaleji proudící vody (VICHEREK et al. 2000, RYDLO 1999). Na podobných stanovištích se vyskytuje i v oblasti Skandinávie, přičemž souvislý výskyt druhu *Spirodela polyrhiza* zde končí přibližně na 60° severní šířky (DIERSSEN 1996).

***Utricularietum neglectae* Th. Müller et Görs 1960**

Společenstvo se vyskytuje roztroušeně v dolním, jihovýchodním úseku nivy od soutoku Studené a Teplé Vltavy po vodní nádrž Lipno. Výše proti proudu nad soutokem nebyl výskyt společenstva ani druhu *Utricularia australis* zaznamenán (obr. 3a). Společenstvo osidluje zejména středně hluboké až hlubší části tůní v mrtvých ramenech (s hloubkou od 40 cm do 1 m), na dně většinou s bahnitým substrátem ojedinele se šterkopískem. Velmi často se vyskytuje v kontaktu s břehovými partiemi plovoucích rašelinných ostrůvků (plaurů, sensu RYDLO 1989b). V oblasti Želnavských tůní byl výskyt společenstva zaznamenán i v silně zazemněných částech tůní s aktuální hloubkou vody 2-10 cm. Na těchto stanovištích voda pravděpodobně kolísá v souvislosti s manipulací hladiny v údolní nádrži.

Strukturu společenstva určuje dominantní *Utricularia australis*. Z dalších druhů se na stavbě společenstva podílí *Elodea canadensis* nebo od břehů do vodního sloupce vstupující emersní formy *Potentilla palustris* či *Glyceria fluitans*. Často bývá s nízkou pokrývností přítomna *Lemna minor*. Porosty s *Utricularia australis*, osidlující mělké vody v oblasti Želnavských tůní (snímky 156, 158), mají odlišný charakter daný zejména přítomností druhů náročnějších na živiny, jako *Alisma plantago-aquatica* a *Alopecurus aequalis* (tab. 2). V této oblasti byly zaznamenány také bohatě kvetoucí porosty bublinek na bahnitých, povlovných březích tůní, obnažených po předchozím déletrvajícím poklesu vody. Podobně i submersní porosty bublinek v celém sledovaném území v roce 2004 hojně kvetly. Druh *Utricularia australis* se kromě toho v území často vyskytuje i jako složka dalších společenstev, např. v as. *Potametum natantis* nebo *Elodeetum canadensis*. V Čechách se společenstvo vyskytuje roztroušeně po celém území od planárního do submontánního stupně, i když místy pod vlivem silné eutrofizace ustupuje (VICHEREK



Obr. 3a. Výskyt vybraných druhů vodních makrofyt v zájmovém území.

et al. 2000). Místy se masově rozšiřuje v nově napuštěných, neznečištěných nádržích (KRAHULEC et al. 1980). V oreofytiku mimo území Šumavy se druh *Utricularia australis* vyskytuje také v Jihlavských a Žďárských vrších (SLAVÍK 2000). Společenstvo vykazuje atlanticko-subatlantické rozšíření (POTT 1995).

Nitelletum flexilis Corill. 1957

Typické ponořené trávníky tvořené dominantním druhem *Nitella flexilis* byly v území zaznamenány jen vzácně ve dvou ramenech v úseku Vltavy nad Mrtvým luhem (obr. 3a). Jedná se o druhově velmi chudá společenstva preferující spíše hlubší tůň (50-100cm) (tab.2). Druh *Nitella flexilis* se kromě toho roztroušeně a s nízkou pokryvností vyskytuje i v dalších společenstvech, zejména v as. *Potametum natantis* nebo *Elodeetum canadensis*.

Rozšíření společenstva v ČR je nedostatečně známé. Vyskytuje se roztroušeně ve vyšších polohách mezofytika, jen řídce v termofytiku (Českolipsko, Křivoklátsko, Třeboňská

Tab. 2. Společenstva tříd *Lemnetea* (*Lemno minoris-Spirodeletum*: snímky 145,151, *Utricularietum neglectae*: snímky 70, 96, 158, 156, 77, 91, 89), *Charetea* (*Nitelletum flexilis*: snímky 34,56) a *Fontinaletea* (*Fontinaletum antipyreticae*: snímky 30, 58, 64, 93).

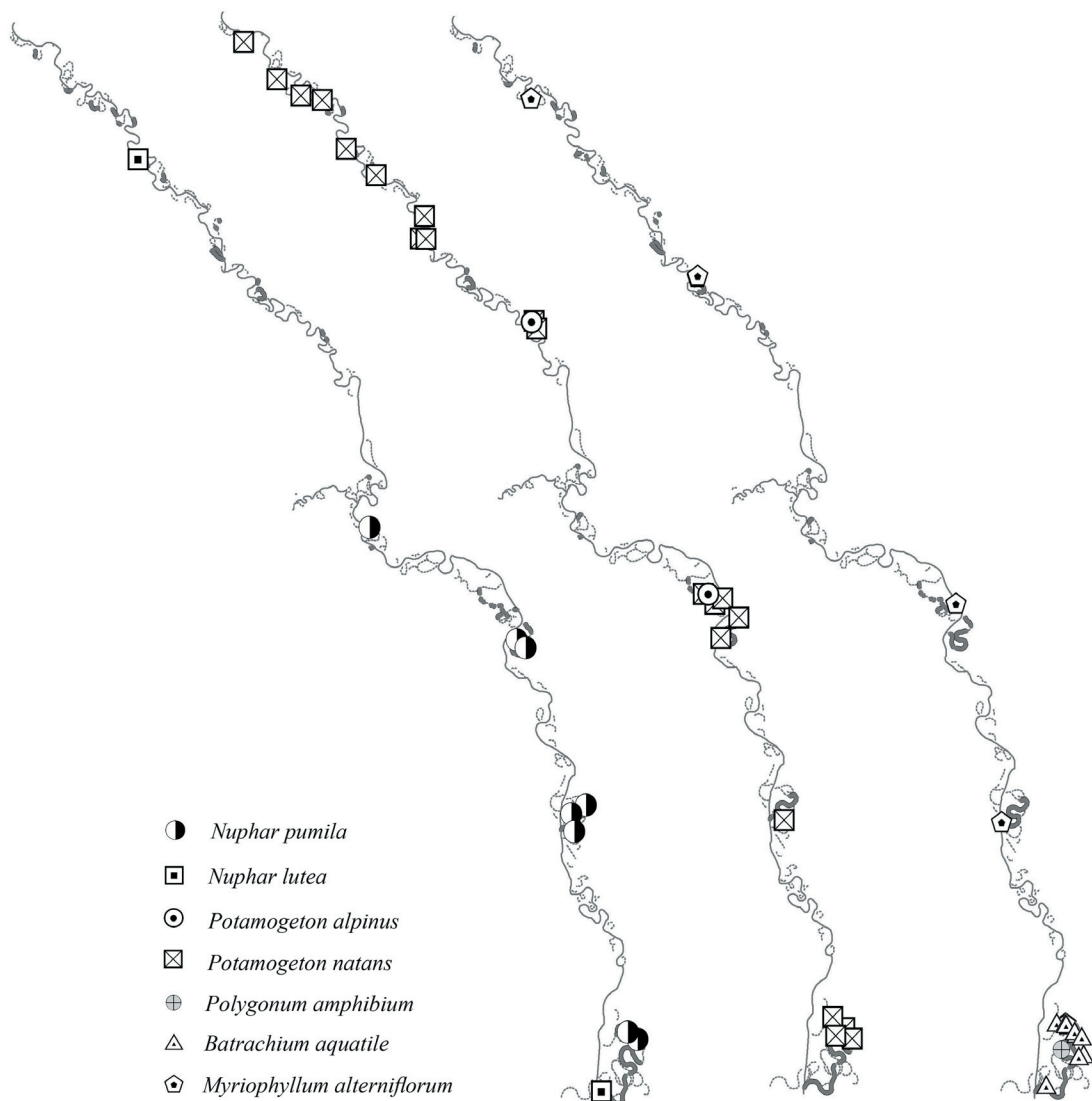
| Číslo snímku | 145 | 151 | 70 | 96 | 158 | 156 | 77 | 91 | 89 | 34 | 56 | 30 | 58 | 64 | 93 |
|-----------------------------------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------|
| Kód ramene | L26d | L26d2 | P20 | L24a | L27a | L27a | P23b | P23m | P23m | P3 | P15 | P3 | L16 | L18 | P23o |
| Datum | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 2.7.2004 | 10.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 2.7.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 2.7.2004 | 2.7.2004 | 10.8.2004 |
| Plocha snímku (m2) | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 10 | 10 | 16 | 10 | 10 | 16 | 10 | 10 |
| Celková pokryvnost (%) | 100 | 100 | 90 | 100 | 95 | 80 | 70 | 95 | 95 | 100 | 80 | 95 | 60 | 80 | 80 |
| Hloubka vody (cm) | 30 | 40 | 80 | 50 | 0-5 | 0-5 | 80-100 | 60 | 40 | 100 | 50 | 30-40 | 100 | 20-100 | 0-5 |
| Dno | b | p | šp | b | b | b | b | b | b | š | b | | b, k | k | k |
| Počet druhů | 3 | 2 | 5 | 4 | 6 | 7 | 4 | 8 | 9 | 2 | 2 | 3 | 5 | 3 | 2 |
| <i>Spirodela polyrhiza</i> | 5 | 5 | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Utricularia australis</i> | . | . | 5 | 5 | 5 | 3 | 4 | 1 | 2 | . | . | . | . | . | r |
| <i>Lemna minor</i> | + | + | 1 | 1 | + | . | . | + | + | . | 1 | . | . | . | . |
| <i>Comarum palustre</i> | . | . | . | + | . | . | + | + | + | . | . | . | . | . | . |
| <i>Glyceria fluitans</i> | . | . | + | . | 1 | 1 | . | + | + | . | . | . | . | . | . |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | . | . | . | . | 1 | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Alopecurus aequalis</i> | . | . | . | . | 1 | 4 | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Agrostis canina</i> | . | . | . | . | . | . | + | + | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Nitella flexilis</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 5 | 5 | . | . | . | . |
| <i>Fontinalis antipyretica</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 5 | 4 | 4 | 5 |
| <i>Elodea canadensis</i> | . | . | . | 2 | . | . | . | + | 1 | 1 | . | + | . | + | . |
| <i>Warristorfia fluitans</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | 5 | . | . | . | . | . | . |
| <i>Callitriche cophocarpa</i> | . | . | . | . | . | . | . | 5 | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Sphagnum fallax</i> | . | . | . | . | . | . | 2 | . | 1 | . | . | . | . | . | . |
| <i>Menyanthes trifoliata</i> | . | . | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Juncus bulbosus</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 | . | . |
| <i>Potamogeton natans</i> | + | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Myriophyllum alterniflorum</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . |
| <i>Potamogeton alpinus</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . |
| <i>Potamogeton natans</i> | + | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Sphagnum flexuosum</i> | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . |

Druhy přítomné pouze v jediném snímku, s nízkou pokryvností: *Agrostis stolonifera* 89: +, *Callitriche hamulata* 58: +, *Carex rostrata* 70: +, *Equisetum fluviatile* 30: +, *Galium palustre* 58: r, *Lysimachia thyrsoiflora* 89: r, *Phalaris arundinacea* 156: +, *Potamogeton alpinus* 64: +, *Sparganium erectum* 156: r.

pánev, Českomoravská vrchovina) (MORAVEC et al. 1995). Preferuje hlubší, průhledné, spíše oligotrofní a slabě kyselé vody (POTT 1995, DIERSSEN 1996). Z Dánska a oblasti Skandinávie byly zaznamenány vysoce produktivní porosty v hloubkách až kolem 10 m (NYGAARD 1958, RINTANEN 1982). V oblasti Skandinávie se společenstvo vyskytuje i v mírně tekoucích kyselých vodách (VÖGE 1988).

***Fontinaletum antipyreticae* Kaiser 1936**

Společenstvo se řídce vyskytuje v celém sledovaném úseku vyjma oblasti Želnavských tůní při ústí do nádrže Lipno (obr. 3a). Preferuje části tůní s kamenitým dnem nebo dnem s příměsí hrubšího substrátu v rozdílných hloubkách. Druhově poměrně chudé submersní



Obr. 3b. Výskyt vybraných druhů vodních makrofyt v zájmovém území.

mechové společenstvo, v němž dominantní složku biomasy tvoří *Fontinalis antipyretica* (tab.2). Přítomnost řady dalších druhů, většinou s nízkou pokrývností, je zřejmě do určité míry náhodná a ovlivňuje ji i konkrétní podmínky stanoviště. Druh *Fontinalis antipyretica* může vstupovat jako nepřilíš významná složka i do jiných společenstev.

Společenstvo je vázáno především na rychleji proudící vody s kamenitým dnem, ve stojatých vodách se vyskytuje méně často. Snáší i silné zastínění (RYDLO 1999). V oblasti Vltavského luhu se vedle tůní hojně vyskytuje především v řečišti Vltavy (RYDLO 1998a).

Nymphaetum albo-luteae nupharetosum (Tímár 1954) V. Kárpáti 1961

Zaznamenáno pouze ve dvou ramenech situovaných v SZ části a při JV okraji sledovaného úseku Vltavy (obr. 3b). Druhově velmi chudé společenstvo s dominantním *Nuphar*

lutea, který také tvoří téměř veškerý objem biomasy. Hloubka tůní v místech výskytu společenstva se pohybovala mezi 50-100 cm, dno je tvořeno pískem příp. štěrkopískem (tab. 3). Ještě v roce 1999 byl ve sledovaném území zaznamenán výskyt porostu s *Nuphar lutea* v rameni č. P1 na pravém břehu Vltavy pod obcí Dobrá (obr. 2). V roce 2004 již nebylo možné tento výskyt potvrdit.

Společenstvo se vyskytuje poměrně běžně v nižších teplejších polohách termofytika i mezofytika, ve stojatých i pomalu proudících mezotrofních až eutrofních vodách (RYDLO 1999). V nižších polohách (např. Poděbradsko, Křivoklátsko) bývají porosty řazené do subas. *Nymphaetum albo-luteae nupharetosum* obohaceny o některé teplomilnější druhy, k nimž patří např. *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum* nebo *Potamogeton pectinatus*. V oreofytiku se společenstvo objevuje spíše jen roztroušeně, mimo Šumavu např. v oblasti Žďárských a Jihlavských vrchů (SLAVÍK 2000).

***Nupharetum pumilae* Oberdorfer ex. Th. Müller et Görs 1960**

V zájmovém území se společenstvo vyskytuje roztroušeně v úseku od soutoku Teplé a Studené Vltavy po Želnavské tůně (obr. 3b). Vedle dominantního druhu *Nuphar pumila* se pravidelně objevují také *Elodea canadensis* a natantní lemnydy, zejména *Lemna minor*. V území byly zaznamenány porosty s významnějším zastoupením *Utricularia australis*. Porosty *Nuphar pumila* zde osidlují nejčastěji středně hluboké (30-60 cm), nezastíněné nebo jen slabě zastíněné části tůní s bahnitým i písčitém substrátem (tab. 3). *Nuphar pumila* byl v území zaznamenán také jako součást jiných společenstev, nejčastěji as. *Elodeetum canadensis*. Porosty druhů *Nuphar pumila* a *N. lutea* rostou v oblasti Vltavského luhu izolovaně, společný výskyt nebyl v území zaznamenán.

As. *Nupharetum pumilae* představuje v ČR reliktní společenstvo. Českomoravská arela druhu *Nuphar pumila* je jednou z oblastí jeho výskytu mimo dřívější zalednění, kam druh zřejmě pronikl se subarktickou, případně boreální vegetací již v průběhu pleistocénu (SOUKUPOVÁ et al. 1984). Paleobotanické výzkumy (JANKOVSKÁ 1980) dokládají výskyt druhu u Českých Velenic již v pozdním glaciálu přibližně před 12 tisíci lety. To ukazuje na kontinuitu výskytu stulíku malého v jižních Čechách, lze tedy tento druh považovat za glaciální reliktní. Druh se vyskytuje vzácně v mezofytiku a oreofytiku v jižních Čechách, na Českomoravské vrchovině a v Jihlavských vrších. Kříženci s *Nuphar lutea* (*Nuphar x spenneriana*) se často objevují v místech společného výskytu obou druhů (HEJNÝ & SLAVÍK 1988).

***Potametum natantis* Soó 1927**

Hojně se vyskytující společenstvo v celém sledovaném úseku nivy (obr. 3b). Dominantním druhem s největším podílem na objemu biomasy je *Potamogeton natans*, v porostech se často objevují *Elodea canadensis* a *Lemna minor*; méně pak *Sparganium emersum*. V území byly lokálně zaznamenány typy s výrazným podílem *Utricularia australis*, popř. *Spirodela polyrhiza*. Společenstvo se nejčastěji vyskytuje v mělčích až středněhlubokých úsecích tůní (do 50cm) převážně s bahnitým substrátem na dně (tab. 3).

V Čechách dříve běžně rozšířené společenstvo od planárního do submontánního stupně, v poslední době však ustupující, zejména v nižších polohách. V Polabí se vyskytuje již jen

vzácně, prakticky zde vymizelo z přirozených říčních tůní a objevuje se spíše v drobných stojatých vodách antropogenního původu. Společenstvo je vázáno zejména na oligotrofní až mesotrofní vody s bahnitým dnem, snáší i částečné zastínění (RYDLO 1999). Častá přítomnost druhu *Elodea canadensis*, charakteristická pro porosty ve Vltavském luhu, nebyla ve snímkovém materiálu z nižších poloh zaznamenána (RYDLO 1999, 2005).

Polygonetum amphibii (natantis) Soó 1927

V území zaznamenáno pouze maloplošně v oblasti Želnavských tůní, v úseku výrazně ovlivněném vzdušným Lipenské nádrže (obr. 3b). Porosty s dominantním *Polygonum amphibium* porůstaly mělké břehové partie většinou s bahnitým substrátem.

Společenstvo s roztroušeným výskytem v ČR. Představuje iniciální stadia zarůstání oligotrofních až eutrofních vodních nádrží s kolísavým vodním režimem (RYDLO 1999). Druh *Polygonum amphibium* je uváděn i jako indikátor zvýšených koncentrací fosfátů v prostředí (POTT 1995).

Elodeetum canadensis Egger 1933

Společenstvo se hojně vyskytuje v celé oblasti Vltavského luhu, s výjimkou některých menších izolovaných tůní. Méně časté je také v nejspodnějším jihovýchodním úseku nivy v oblasti Želnavských tůní, jejíž vody jsou již pod vlivem Lipenské nádrže (obr. 3a). Hlavní složkou společenstva je submersní *Elodea canadensis*, v natantní vrstvě bývá pravidelně a většinou s malou pokryvností přítomen druh *Lemna minor*. Z dalších natantních druhů se objevují *Nuphar pumila* a *Potamogeton natans*. V submersní vrstvě byla místy zaznamenána také *Utricularia australis*. Společenstvo se vyskytuje v osluněných i mírně zastíněných tůních, nejčastěji s bahnitým, popř. bahnitopísčitém substrátem a rozdílnou hloubkou vody (tab. 4). Druh *Elodea canadensis* se také velmi často vyskytuje jako součást celé řady dalších společenstev vodních makrofyt.

V Čechách je společenstvo rozšířeno od planárního do montánního stupně (RYDLO 1999) s optimem v mezofytiku. Častěji se vyskytuje v drobných vodních tocích, spíše než ve stojatých vodách. Preferuje čisté, průhledné vody, eutrofní až mezotrofní. V poslední době obzvláště v eutrofních vodách expanduje neofyt *Elodea nuttallii* (POTT 1995), tento druh však nebyl dosud ve Vltavském luhu zaznamenán.

Potametum alpini Br.-Bl. 1949

V tůních Vltavského luhu se porosty s *Potamogeton alpinus* vyskytují velmi vzácně (pouze ve dvou tůních, viz obr. 3b) v porovnání s řečištěm Vltavy, kde jsou zastoupeny hojněji. Na struktuře společenstva se dále podílejí zejména *Elodea canadensis* a *Lemna minor*. Druh byl zaznamenán v tůních s bahnitým substrátem v rozpětí hloubek od 20 do 90 cm (tab. 4). Kromě námi zaznamenaných lokalit byl druh *Potamogeton alpinus* v roce 1977 sbírán i v tůni na levém břehu Vltavy 1,3 km ZJZ od Želnavy (leg. S. Kučera, CB), která pravděpodobně odpovídá tůni č. L26 v oblasti Želnavských tůní.

V Čechách dnes již poměrně vzácné společenstvo (RYDLO 1999), roztroušeně se vyskytuje v mezofytiku, v termofytiku již zřejmě vymizelo. Na Šumavě byl druh nedávno nalezen

Tab. 3. Společenstva třídy *Potametea (Nymphaeetum albo-luteae nupharetosum*: snímky 42, 163, *Nupharetum pumilae*: snímky 73, 105, 125, 121, 104, 107, 111, 103, 113, 115, *Potameteum natantis*: snímky 33,37a, 47, 65, 88, 68, 108, 122, 140, 119, 124B, 109, 28, 130, 44, 87, 27, 80, 84, 86, 29, 55).

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------|----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|----------|----------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|----------|----------|-----------|----------|-----------|-----------|----------|----------|----------|----|---|--|--|
| Číslo snímku | 42 | 163 | 73 | 105 | 125 | 121 | 104 | 107 | 111 | 103 | 113 | 115 | 33 | 37a | 47 | 65 | 88 | 68 | 108 | 122 | 140 | 119 | 124b | 109 | 28 | 130 | 44 | 87 | 27 | 80 | 84 | 86 | 29 | 55 | | | | |
| Kód ramene | P7a | L30 | L22 | L24b | L26a | L26a | L24b | L25c | L24b | L25c | L24b | L25c | L25d | P3 | P4 | L11 | L19 | P23l | L19 | L24c | L26a | L26a | L26a | L24c | L26a | P2 | P7a | P23l | P2 | P23h | P23k | P23k | P2 | P15 | | | | |
| Datum | 1.7.2004 | 11.8.2004 | 2.7.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 2.7.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 2.7.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 10.8.2004 | 2.7.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | | | | |
| Plocha snímku (m2) | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | | | |
| Čelková pokrývnost (%) | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 90 | 70 | 100 | 100 | 70 | 60 | 100 | 60 | 100 | 80 | 95 | 95 | 80 | 100 | 100 | 100 | 95 | 35 | 100 | 70 | 95 | 70 | 70 | 50 | 90 | 100 | 100 | 50 | 20 | 20 | | | |
| Hloubka vody (cm) | 50 | 120 | 50-80 | 60 | 20-40 | 30-60 | 30 | 30 | 30 | 30 | 30 | 20 | 20-50 | 80 | 30 | 60 | 30 | 20 | 40 | 70 | 50-70 | 30 | 50-60 | 30 | 5 | 20 | 80 | 10-20 | 30 | 20-60 | 20-30 | 50 | 50 | 20 | 20 | | | |
| Dno | šp | p | b | bp | b | d | p | b | p | b | p | b | bp | b | b | b | šp | dp | b | d | d | k | b | b | b | b | b | b | b | b | b | b | b | b | b | b | | |
| Počet druhů | 3 | 2 | 4 | 6 | 8 | 8 | 4 | 5 | 4 | 5 | 3 | 3 | 3 | 3 | 2 | 3 | 4 | 5 | 4 | 5 | 6 | 5 | 7 | 6 | 4 | 6 | 3 | 2 | 4 | 9 | 7 | 3 | 1 | 2 | 2 | | | |
| <i>Nuphar lutea</i> | 5 | | 5 | | 5 | 3 | 4 | 4 | 4 | 3 | 3 | 3 | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Nuphar pumila</i> | | | | | 2 | | | | | | | | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 | 1 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 2 | 2 | | | |
| <i>Potamogeton natans</i> | | | 2 | 1 | + | 1 | 3 | 4 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | | | | + | + | + | + | + | + | 1 | 3 | + | 1 | 1 | 2 | + | 1 | 3 | + | + | + | + | | | |
| <i>Elodea canadensis</i> | | | + | + | | | + | + | + | + | + | + | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lemna minor</i> | | | | | 2 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | 2 | 2 | 4 | 2 | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Spirodela polyrrhiza</i> | | | | 1 | 1 | 3 | + | + | + | | | | | | | | | | | | 2 | 3 | 2 | + | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Utricularia australis</i> | | | | 1 | 1 | | + | + | + | | | | | | | | | | | | 1 | 1 | 1 | 2 | + | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sparganium emersum</i> | | | | 1 | 1 | | | | | | | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Comarum palustre</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | | | | | + | + | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Batrachium aquatile</i> | | | | | | 3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Nitella flexilis</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Carex rostrata</i> | 1 | | r | | | | | | | | | | | r | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Fontinalis antipyretica</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Wurmstorfia fluitans</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sphagnum fallax</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Equisetum fluviatile</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Glyceria fluitans</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Sparganium erectum</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Callitriche hamulata</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Druhy přítomné pouze v jediném snímku, s nízkou pokrývností: *Alopecurus aequalis* 113: +, *Myriophyllum alterniflorum* 88: +, *Lysimachia thyrsoiflora* 107: r.

Tab. 4. Společenstva třídy *Potametea* (*Elodeetum canadensis*: snímky 61, 110, 82, 116, 83, 72, 75-76, 101, 69, 25, 35, 135, 99, 94, 98, 97, 100, 66, *Polygonetum amphibii* (*natantis*): snímek 153, *Potametum alpini*: snímky 78-79, *Callitricetum hamulatae*: snímek 85, *Myriophylletum alterniflori*: 137, 32, 57, 138, 118, 31, *Ranunculetum aquatilis*: snímky 136, 120).

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|----------|-----------|----------|----------|-----------|----------|----------|----------|-----------|----------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|----------|----------|-----------|----------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|---|
| Číslo snímku | 61 | 110 | 82 | 116 | 83 | 72 | 75 | 76 | 101 | 69 | 25 | 35 | 135 | 99 | 94 | 98 | 97 | 100 | 66 | 153 | 78 | 79 | 85 | 137 | 32 | 57 | 138 | 118 | 31 | 136 | 120 | |
| Kód ramene | L17 | L25b | P23j | L25d | P23k | L22 | L22 | L22 | L24b | L19 | P1 | P3b | L26c | L24a | L24a | L24a | L24a | L24a | L19 | L26d2 | P23e | P23e | P23k | L26c | P3 | L16 | L26c | L25e | P3 | L26c | L26a | |
| Datum | 2.7.2004 | 10.8.2004 | 2.7.2004 | 2.7.2004 | 10.8.2004 | 2.7.2004 | 2.7.2004 | 2.7.2004 | 10.8.2004 | 2.7.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 11.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 2.7.2004 | 11.8.2004 | 2.7.2004 | 2.7.2004 | 10.8.2004 | 1.7.2004 | 2.7.2004 | 11.8.2004 | 10.8.2004 | 1.7.2004 | 11.8.2004 | 10.8.2004 | |
| Plocha snímku (m2) | 16 | 16 | 10 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 1 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | |
| CELKOVÁ POKRYVNOST (%) | 80 | 100 | 90 | 100 | 100 | 95 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 90 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 40 | 50 | 90 | 100 | 80 | 80 | 90 | 60 | 60 | 50 | 80 | 60 | 60 | |
| Hloubka vody (cm) | 80 | 40 | 50 | 15 | 15 | 80 | 100 | 20 | 20 | 40 | 70 | 50 | 30 | 60 | 20 | 30 | 30 | 50 | 30 | 30 | 0.5 | 20 | 0.10 | 120 | 50 | 30 | 80 | 50 | 60 | 100 | 5 | |
| Dno | bp | b | b | bd | b | b | b | pb | b | b | šp | b | b | b | b | b | b | p | šp | b | b | b | p | šp | b | b | p | b | p | k | p | |
| Počet druhů | 1 | 3 | 6 | 2 | 3 | 4 | 3 | 3 | 4 | 3 | 6 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 | 9 | 4 | 4 | 3 | 5 | 2 | 5 | 2 | 4 | 6 | 5 | 6 | 3 | 9 | |
| <i>Elodea canadensis</i> | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | |
| <i>Polygonum amphibium</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Potamogeton alpinus</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Callitriche hamulata</i> | . | . | 2 | . | . | . | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Myriophyllum alterniflorum</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Batrachium aquatile</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Nuphar pumila</i> | . | . | . | . | . | 1 | 1 | 2 | 2 | . | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Potamogeton natans</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Utricularia australis</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Sparganium emersum</i> | . | . | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Lemna minor</i> | . | 1 | + | . | . | . | . | . | . | . | 1 | + | 2 | . | 1 | 1 | 5 | 5 | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | |
| <i>Spirodela polyrhiza</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Nitella flexilis</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Comarum palustre</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Equisetum fluviatile</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Carex rostrata</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Glyceria fluitans</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Fontinalis antipyretica</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Callitriche cophocarpa</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Callitriche sp.</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Juncus bulbosus</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Sphagnum</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |

Druhy přítomné pouze v jediném snímku, s nízkou pokryvností: *Callitriche* sp. 78: +, *Cicuta virosa* 153: +, *Juncus bulbosus* 83: +, *Phalaris arundinacea* 31: +, *Sphagnum* 82: +.

také v drobných tůnkách antropogenního původu (jámy po granátu) ve vojenském výcvikovém prostoru severně od Hornovltavského luhu (VYDROVÁ & PAVLÍČKO 1999). Vyskytuje se v tekoucích i stojatých oligotrofních vodách s dokonalou průhledností, snáší i poměrně velké zastínění. Ve střední Evropě obecně ustupuje v důsledku eutrofizace (POTT 1995).

***Callitricheum hamulatae* Oberdorfer 1970**

V oblasti Vltavského luhu bylo společenstvo zaznamenané pouze v jediné tůni (tab. 5), ačkoli druh *Callitriche hamulata* se občas s nižší pokryvností objevuje i jako složka jiných společenstev vodních makrofyt osidlujících tůně (např. *Elodeetum canadensis*) (viz obr. 3d). Kromě toho je toto druhově velmi chudé společenstvo poměrně hojně zastoupeno v nejrůznějších drobných přítocích i v samotném řečišti Vltavy.

V Čechách se společenstvo vyskytuje především v drobných tekoucích vodách v mezofytiku a oreofytiku. Stojaté vody osidluje poměrně zřídka.

***Myriophyllum alterniflori* Steusloff 1939**

Společenstvo se roztroušeně vyskytuje v tůních v celém sledovaném úseku nivy (obr. 3b). Dominantní *Myriophyllum alterniflorum* v submersní vrstvě má většinou nižší pokryvnost. V slaběji vytvořené natantní vrstvě se občas objevují *Lemna minor*, *Potamogeton natans* nebo *Nuphar pumila*. Společenstvo osidluje různě hluboké tůně zpravidla s bahnitým nebo písčitým dnem a snáší i částečné zastínění (tab. 4). Kromě drobných stojatých vod v nivě vytváří hojně porosty v samotném řečišti Vltavy (RYDLO 1998a).

Druh se původně vyskytoval vzácně v oreofytiku a v horních polohách mezofytika, především v tekoucích vodách, řídce v tůních. V současné době již vymizel z Otavy, jezera Laka (ČELAKOVSKÝ 1882a, 1883) a z Českomoravské vrchoviny (CHÁN 1999). V tekoucích vodách se objevuje již jen na toku Vltavy po Boršov n. Vltavou (RYDLO & VYDROVÁ 2000), v poslední době byl zaznamenan i v Rožnově v Českých Budějovicích (Prach, ústní sdělení).

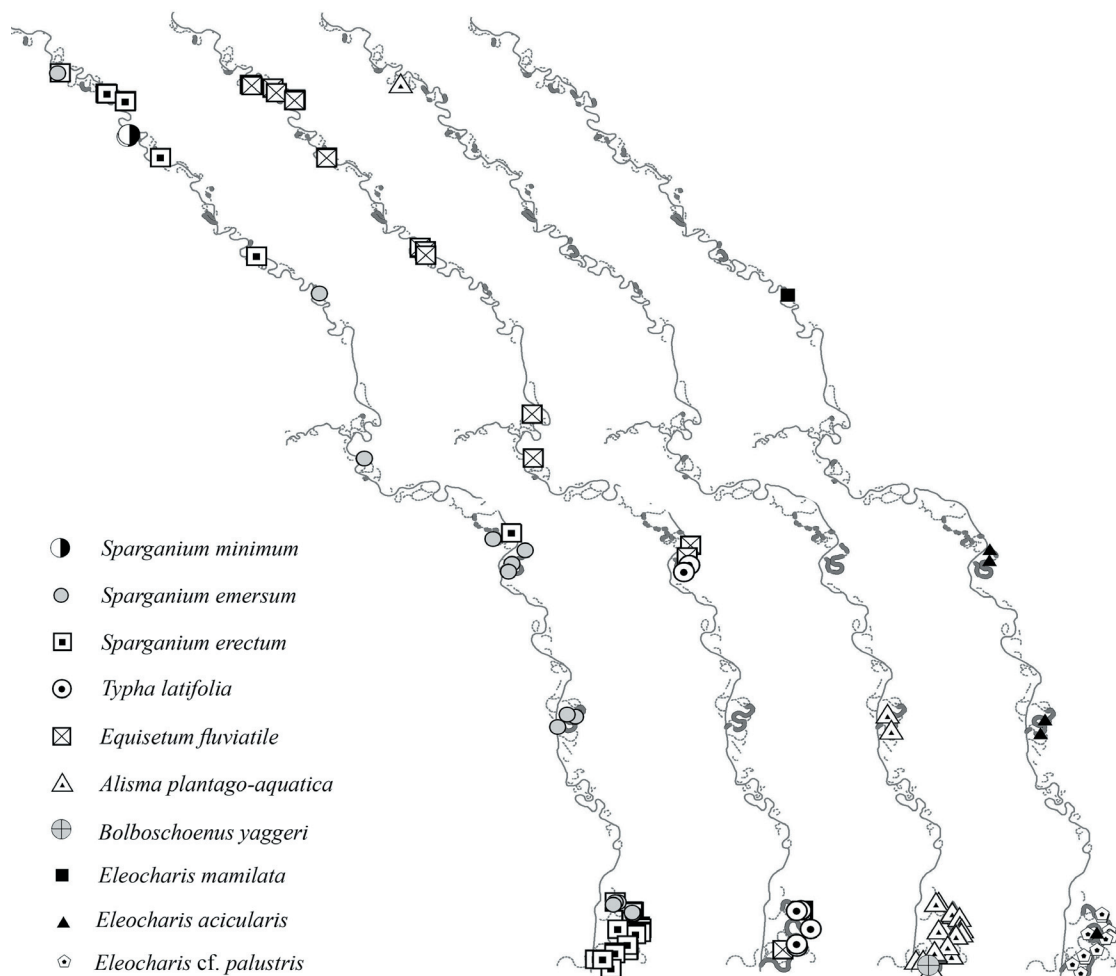
***Ranunculetum aquatilis* Géhu 1961**

V oblasti Vltavského luhu je toto druhově chudé společenstvo (tab. 4) vázáno pouze na oblast Želnavských tůní nad přehradou Lipno (obr. 3b). Zde se vyskytuje spíše v hlubších částech někdejšího, dnes již odstaveného řečiště Vltavy. Druh *Batrachium aquatile* zde vstupuje i do společenstev *Nupharetum pumilae* a *Potametum natantis*.

V Čechách obecně hojně společenstvo vázané na eutrofnější vody v kolinním až submontánním stupni, v humidnějších okrcích na bázemi chudých půdách (MORAVEC 1995).

***Typhetum latifoliae* Lang 1973**

Společenstvo se nepříliš často vyskytuje pouze v oblasti Želnavských tůní (obr. 3c), kde zarůstá mělké deprese v místech někdejších zcela zazemněných mrtvých ramen nebo



Obr. 3c. Výskyt vybraných druhů vodních makrofyt v zájmovém území.

bahnité občas zaplavované břehy dnes již odstaveného řečiště Vltavy. Vedle dominantního druhu *Typha latifolia* bývají v ne plně zapojených porostech lemnidy (*Spirodela polyrhiza*, *Lemna minor*). Často je s nízkou pokryvností přítomen druh *Galium palustre* (tab. 5). V Čechách běžně rozšířené společenstvo od planárního do montánního stupně (RYDLO 1999).

Mimo popisované společenstvo se druh *Typha latifolia* v oblasti Vltavského luhu vyskytuje i na zrašelinělých plovoucích plaurech, které se podílí na zazemňování mrtvých říčních ramen. Zde je součástí atypických ostrícovorašeliníkových společenstev s *Menyanthes trifoliata*, *Carex canescens* a *Peucedanum palustre* pravděpodobně spadajících do sv. *Sphagno recurvi*-*Caricion canescentis* (BUFKOVÁ et al. 2005).

***Sparganietum ramosi* Roll 1938**

Ve sledovaném úseku nivy poměrně hojné společenstvo, osidluje nejčastěji mělké vody (0-50 cm) při bahnitých březích tůní, pravidelně bývá vytvořeno při dolním (po proudu) ústí slepých ramen do řeky (obr. 3c). Dominantou většinou ne plně zapojených porostů

Tab. 5. Společenstva třídy *Phragmito-Magnocaricetea* (*Typhetum latifoliae*: snímky 143, 131, *Sparganium ramosi*: snímky 149, 142, 41, 166, 37b, 162, 50, 29b, 63, *Equisetum limosi*: snímky 38-40, 48, 62, 102, 36, 59).

| Číslo snímku | 143 | 131 | 149 | 142 | 41 | 166 | 37b | 162 | 50 | 29b | 63 | 38 | 39 | 40 | 48 | 62 | 102 | 36 | 59 |
|---------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------|----------|----------|
| Kód ramene | L26d | L26c | L26d2 | L26d | L6 | L32 | P4 | L29 | L11 | P2 | L17 | L6 | L6 | L6 | L11 | L17 | L24b | P4 | L17 |
| Datum | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 1.7.2004 | 11.8.2004 | 1.7.2004 | 11.8.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 2.7.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 2.7.2004 | 10.8.2004 | 1.7.2004 | 2.7.2004 |
| Plocha snímku (m2) | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 |
| Celková pokryvnost (%) | 80 | 80 | 100 | 90 | 80 | 70 | 70 | 90 | 40 | 80 | 15 | 90 | 90 | 100 | 70 | 100 | 50 | 20 | 10 |
| Hloubka vody (cm) | 0 | 0-2 | 0-5 | 0 | 0-20 | 0 | 5-20 | 10 | 30 | 30-50 | 50-100 | 30 | 10-50 | 20 | 30 | 30-50 | 15 | 30 | 60 |
| Dno | b | b | b | b | b | b | b | b | b | b | b | bš | b | b | b | b | p | p | šp |
| Počet druhů | 8 | 13 | 8 | 8 | 3 | 5 | 3 | 6 | 1 | 2 | 3 | 2 | 4 | 1 | 2 | 3 | 4 | 3 | 3 |
| <i>Typha latifolia</i> | 4 | 3 | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Sparganium erectum</i> | . | . | 5 | 5 | 5 | 4 | 4 | 3 | 3 | 3 | 2 | . | r | . | . | . | . | . | . |
| <i>Equisetum fluviatile</i> | . | . | . | . | + | . | + | . | . | . | + | 5 | 5 | 5 | 4 | 5 | 2 | 2 | 2 |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | . | . | 1 | 1 | . | 2 | . | 3 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Glyceria fluitans</i> | . | . | + | + | r | 1 | . | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Carex rostrata</i> | . | . | + | + | . | . | . | . | . | . | . | + | 1 | . | . | . | . | . | + |
| <i>Eleocharis cf. palustris</i> | . | . | + | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | + | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | r | . | . | . | . | + | . |
| <i>Potamogeton natans</i> | . | . | . | . | . | . | + | . | . | 3 | . | . | . | . | 1 | . | . | + | . |
| <i>Elodea canadensis</i> | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | 4 | 2 | . | + |
| <i>Spirodela polyrhiza</i> | 4 | . | 5 | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Utricularia australis</i> | . | . | . | 1 | . | . | . | + | . | . | . | . | . | . | . | . | 2 | . | . |
| <i>Bidens sp.</i> | . | . | . | . | . | 2 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Carex gracilis</i> | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Carex vesicaria</i> | . | . | . | . | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Cicuta virosa</i> | 1 | . | + | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Galium palustre</i> | + | + | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |
| <i>Lemna minor</i> | . | 1 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | + | . | . |
| <i>Solanum dulcamara</i> | . | 4 | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . | . |

Druhy přítomné pouze v jediném snímku, s nízkou pokryvností: *Alopecurus aequalis* 142: +, *Bidens cernua* 143: +, *Bidens tripartita* 143: +, *Callitriche hamulata* 41: +, *Carduus personata* 131: +, *Potentilla palustris* 62: +, *Epilobium roseum* 131: r, *Filipendula ulmaria* 131: r, *Lycopus europaeus* 143: +, *Lysimachia thyrsoiflora* 131: +, *Peucedanum palustre* 131: +, *Scutellaria galericulata* 131: +, *Spiraea salicifolia* 131: +, *Calligon cordifolium* 131: +.

je *Sparganium erectum* subsp. *microcarpum*, z dalších druhů jsou častěji zastoupeny *Alisma plantago-aquatica* a *Glyceria fluitans*. Natantní vrstva je vyvinuta spíše slabě a nepravidelně, v ústích ramen ji tvoří *Potamogeton natans*, při březích tůní v oblasti Želnavských tůní *Spirodela polyrhiza* (tab. 5). V zájmovém území se společenstvo často vyskytuje také v tišinách a při březích recentního řečiště Vltavy.

V Čechách hojně zejména v planárním a kolinním stupni s vazbou na eutrofní stojaté i pomalu proudící vody (RYDLO 1999).

***Equisetum limosi* Egger 1931**

Poměrně hojně se vyskytující společenstvo v celém sledovaném úseku nivy. Porosty jsou obvykle druhově chudé s dominantním druhem *Equisetum fluviatile* při různém celkovém zápoji (tab. 5). Vyskytují se v mělkých zazemňujících partiích tůní s bahnitým dnem, nejčastěji v hloubkách do 30-50 cm. Z dalších druhů bývá v submersní vrstvě občas zastoupena *Elodea canadensis*. V Čechách dosud poměrně hojně společenstvo oligotrofních až mesotrofních stojatých i mírně proudících vod (RYDLO 1999). V nížinách vzácněji, ustupuje v důsledku eutrofizace (RYDLO 2005).

Tab.6. Společenstva třídy *Phragmito-Magnocaricetea (Sagittario sagittifoliae-Sparganietum simplicis*: snímky 132-133, *Eleocharitetum palustris*: snímky 139, 165, 169, 168, 127, 129, 146, 148, 154, *Alopecuro aequatilis-Alismatetum plantaginis-aquaticae*: snímky 141, 155, 164, 157, společenstvo s *Eleocharis mamillata* ssp. *mamillata*: snímek 67, *Glycerietum fluitantis*: snímky 150, 144, 49, 167, 160, 123, *Equiseto limosi-Caricetum rostratae*: snímky 128, 126, 134).

| Číslo snímku | 132 | 133 | 139 | 165 | 169 | 168 | 127 | 129 | 146 | 148 | 154 | 67 | 141 | 155 | 164 | 157 | 150 | 144 | 49 | 167 | 160 | 123 | 128 | 126 | 134 |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Kód ramene | L26c | L26c | L26b | L32 | L32 | L32 | L32 | L26b | L26d | L26d2 | L26d2 | L19 | L26d | L27a | L31 | L27a | L26d2 | L26d2 | L11 | L32 | L28 | L26a | L26b | L26b | L26c |
| Datum | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 2.7.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 1.7.2004 | 11.8.2004 | 10.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 |
| Plocha snímku (m2) | 16 | 16 | 16 | 5 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 5 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 10 | 16 | 16 | 16 |
| Celková pokryvnost (%) | 60 | 60 | 100 | 100 | 90 | 100 | 95 | 90 | 100 | 100 | 90 | 100 | 100 | 90 | 70 | 80 | 95 | 100 | 90 | 90 | 80 | 50 | 50 | 90 | 95 |
| Hloubka vody (cm) | 40 | 20 | 5 | 0 | 20 | 5 | 10 | 20 | 20 | 10 | 5 | 5 | 10 | 10 | 10 | 0 | 10 | 0 | 40 | 0 | 20 | 20 | 20 | 20 | 20 |
| Dno | b | b | b | b | b | b | b | b | bp | b | b | B | b | b | b | b | 0 | b | b, šp | 0 | p | p | b | b | c |
| Počet druhů | 5 | 8 | 6 | 7 | 9 | 7 | 10 | 11 | 7 | 8 | 6 | 5 | 10 | 7 | 8 | 4 | 12 | 9 | 1 | 8 | 5 | 12 | 10 | 13 | 11 |
| <i>Sparganium emersum</i> | 4 | 3 | | | | | 1 | | | | | | | | | | | 1 | | | | 1 | | | |
| <i>Eleocharis cf. palustris</i> | | | 5 | 5 | | 4 | 4 | 4 | 3 | 2 | 3 | | 1 | | | | | 1 | | 1 | | 1 | + | | |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | + | + | + | 1 | 3 | 3 | 1 | 1 | 3 | 3 | 3 | | 5 | 5 | 4 | 1 | | + | | + | 1 | 2 | + | + | |
| <i>Glyceria fluitans</i> | | | | | | + | + | + | | 1 | 1 | | + | + | 2 | 1 | 5 | 5 | 5 | 5 | 4 | 2 | | + | |
| <i>Sparganium erectum</i> | | | | | | + | + | + | | + | | | | | + | + | | + | | + | 2 | + | | 2 | |
| <i>Alopecurus aequalis</i> | | | | | | | + | + | | + | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Batrachium aquatile</i> | | | | | | | | 1 | | + | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Carex rostrata</i> | | | | | | | | | r | | | 1 | | | | | | | | | | | | | + |
| <i>Carex vesicaria</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | + |
| <i>Cicuta virosa</i> | | | | | | | 1 | r | | | | | | | | | 2 | + | | | | | | | 3 |
| <i>Phalaris arundinacea</i> | | | | | | | r | r | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | 4 |
| <i>Equisetum fluviatile</i> | | | | | | | | | | | | | | + | | | | | | | | | | | |
| <i>Lemna minor</i> | + | 1 | | | | | + | + | + | + | | | 1 | 2 | | | | | | | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| <i>Spirodela polyrhiza</i> | | | | | | | + | + | + | 5 | 2 | | 1 | 2 | | | | 5 | | | | 1 | + | + | + |
| <i>Potamogeton natans</i> | | 2 | 1 | | | | 2 | 2 | | | | | + | + | | | | | | | | 1 | + | + | + |
| <i>Elodea canadensis</i> | 2 | 1 | | | | | | | | | | | + | | | | | | | | | | + | + | + |
| <i>Eleocharis mamillata subsp. mamillata</i> | | | | | | | | | | | | 4 | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Lycopus europaeus</i> | | | | | | | | | | | | | + | | | | + | | | | | | | | |
| <i>Solanum dulcamara</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 | | | | | | | | |
| <i>Typha latifolia</i> | | | | | | | | | | | | | | r | | | | | | | | | | | + |
| <i>Utricularia australis</i> | + | + | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | + |
| <i>Bidens sp.</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 | | | | | |
| <i>Callitriche hamulata</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | + | | | | | | | | |
| <i>Galium palustre</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| <i>Epilobium palustre</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| <i>Naumburgia thyrsoiflora</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| <i>Wernstorfia fluitans</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 1 |
| <i>Calliergon cordifolium</i> | | | | | | | | | | | | 4 | | | | | | | | | | | | | 1 |
| <i>Sphagnum flexuosum</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 2 |

Druhy přítomné pouze v jediném snímku, s nízkou pokryvností: *Bidens cernua* 144: +, *Callitriche* sp. 169: +, *Potentilla palustris* 134: +, *Juncus articulatus* 150: +, *Nitella flexilis* 134: +, *Nuphar pumila* 123: +, *Peucedanum palustre* 134: r, *Ranunculus repens* 150: +, *Stramineum stramineum* 134: +.

***Sagittario sagittifoliae-Sparganietum simplicis* R. Tx. 1953**

Společenstvo se vyskytuje spíše v dolním úseku nivy při okraji Želnavských tůní dále od Lipna. Druh *Sparganium emersum* se však jako minoritní složka jiných cenóz objevuje v celém sledovaném úseku říční nivy (obr. 3c). Porosty s dominantním druhem *Sparganium emersum* jsou většinou ne plně zapojené, z dalších druhů se v nich pravidelně objevují např. *Elodea canadensis* a *Alisma plantago-aquatica*. Osidlují spíše středně hluboké části tůní s bahnitým substrátem na dně (tab. 6). Kromě tůní se *Sparganium emersum* hojně vyskytuje i v řečišti Vltavy.

V Čechách poměrně běžné společenstvo stojatých i proudících vod od planárního do montánního stupně (RYDLO 1999).

***Eleocharitetum palustris* Ubrizsy 1948**

Druhově bohatší společenstvo se soustředěným výskytem v oblasti Želnavských tůní při jihovýchodním okraji nivy (obr. 3c). Porosty vytvářejí přechody mezi litorální a limnickou fází při bahnitých okrajích tůní a odstaveného starého řečiště Vltavy. Z diagnostických druhů svazu *Oenanthion aquaticae* se na skladbě porostů podílí jen dominantní *Eleocharis palustris* a *Alisma plantago-aquatica*, z ostatní druhů bývají pravidelně přítomny *Sparganium erectum*, *Glyceria fluitans*, v natantní vrstvě pak *Lemna minor* i *Spirodela polyrhiza* (tab. 6).

V Čechách hojně se vyskytující společenstvo od planárního do montánního stupně s vazbou na mělké vody (RYDLO 1999). Často představuje pionýrská nebo náhradní sukcesní stadia vysokých rákosin při zarůstání obnažených bahnitých břehů a zazemněných částí stojatých vod (POTT 1995).

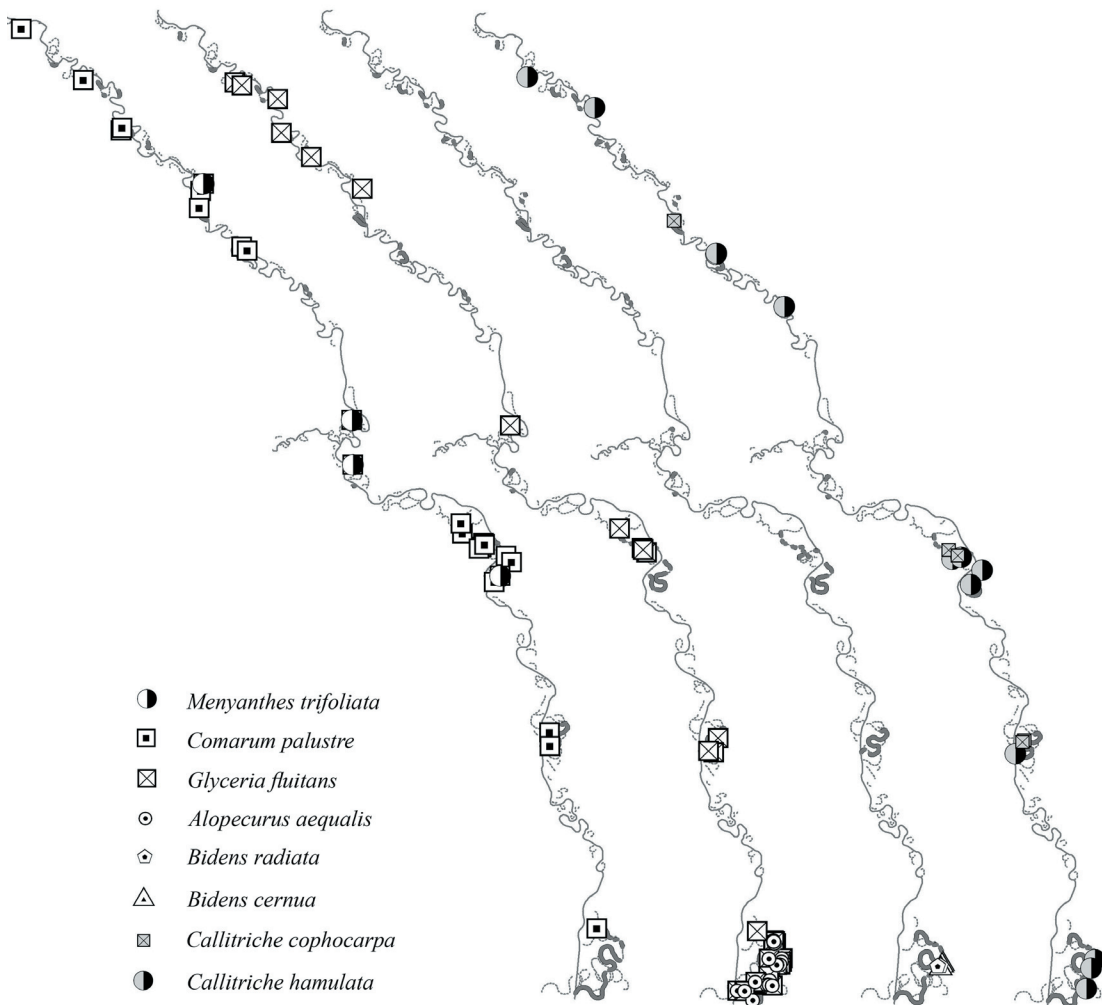
***Alopecuro aequatilis-Alismatetum plantaginis-aquaticae* Bolbrinker 1984**

Společenstvo soustředěno především v oblasti Želnavských tůní, druh *Alisma plantago-aquatica* se však i jako nepříliš významná složka jiných společenstev řídkce vyskytuje i výše proti proudu v horních částech nivy (obr. 3c). V porostech se pravidelně objevuje *Sparganium erectum* a natantní lemnidy (*Lemna minor* i *Spirodela polyrhiza*). Zarůstají mělké vody s hloubkou do 20 cm a bahnitým dnem v zazemněných částech ramen, často při jejich ústí do někdejšího řečiště Vltavy (tab. 6).

Společenstvo se vyskytuje od termofytika hojně po celém území ČR v široké škále trofických podmínek a bez výraznější vazby na typ substrátu.

Společenstvo s *Eleocharis mamillata* subsp. *mamillata*

V Hornovltavském luhu vzácně, nalezeno pouze na jediné lokalitě na levém břehu Vltavy severně od Mrtvého luhu (obr. 3c). Dominantním druhem v porostu je *Eleocharis mamillata* subsp. *mamillata*, s menší pokryvností je zastoupena *Carex rostrata*. Na struktuře porostu se s vysokou pokryvností podílí *Calliargon cordifolium* (tab. 6). Společenstvo se na dané lokalitě vyskytuje v zazemněné části tůně odříznutého říčního meandru.



Obr. 3d. Výskyt vybraných druhů vodních makrofyt v zájmovém území.

***Glycerietum fluitantis* Eggler 1933**

Společenstvo bylo zaznamenáno nejčastěji v jihovýchodním spodním úseku nivy, řídce se vyskytuje i výše proti proudu (obr. 3d). Druh *Glyceria fluitans* je přítomen běžně v celém sledovaném území. Z dalších druhů se na skladbě porostů nepravidelně podílejí např. *Phalaris arundinacea*, *Alopecurus aequalis* a *Sparganium erectum* (tab. 6).

Společenstvo se běžně vyskytuje v tekoucích vodách (jako břehové porosty podél menších toků) zejména v mezofytiku, v nížinách je vzácnější (MORAVEC 1995).

***Equiseto limosi-Caricetum rostratae* Zumpfe 1929**

Společenstvo hojně se vyskytující v celém úseku nivy. Vedle dominantního druhu *Carex rostrata* se uplatňuje v porostech zejména *Elodea canadensis*, *Lemna minor* a v jihovýchodním cípu nivy také *Cicuta virosa*. Porosty osidlují zejména mělké břehové

partie a zazemněné části tůní s bahnitým dnem (tab. 6). Kromě zmíněných porostů ze sv. *Caricion rostratae* (*Magnocaricetalia*) se *Carex rostrata* v území často vyskytuje také jako dominantní druh krátkostébelných ostřicovorašeliníkových porostů ze sv. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis* (*Scheuchzerietalia palustris*), které utvářejí plovoucí rašeliníkové plaury nebo osidlují silně zamokřené nelesní deprese v okolí vrchovišť.

Původně v Čechách poměrně hojně, byť maloplošně rozšířené společenstvo od kolinného do montánního stupně. V současné době rychle ustupuje především v důsledku odvodnění a intenzivního zemědělského hospodaření. Hojněji je zachováno především v horských a podhorských oblastech v mezofytiku a oreofytiku (MORAVEC 1995). Společenstvo preferuje zejména oligotrofní kyselé prostředí, často se podílí na utváření litorálního pásma živinami chudých stojatých vod nebo vytváří nízké porosty v silně zamokřených depresích se sníženým odtokem. *Carex rostrata* ovšem patří mezi druhy s širokou ekologickou valencí a může osidlovat i mezotrofní až mírně eutrofní stanoviště. Těžiště výskytu druhu je v boreální zóně, kde bývá významnou složkou společenstev *Magnocaricion* i *Caricion lasiocarpae* (POTT 1995, DIERSSEN 1996, DIERSSEN & DIERSSEN 2001).

Emersní porosty s *Potentilla palustris* a *Menyanthes trifoliata*

Společenstvo se poměrně hojně i když maloplošně vyskytuje v celém sledovaném úseku nivy. Pouze v oblasti Želnavských tůní, s výjimkou její nejsevernější části, téměř chybí (obr. 3d). Vytváří charakteristickou 0,5-1,5 m širokou přechodnou zónu mezi okrajem zrašelinělých plaurů a vegetací vodních makrofyt ve vodním sloupci tůní, nejčastěji v hloubce 20-60 cm v partiích s bahnitým, organogenním substrátem na dně. Hlavní složkou společenstva jsou *Potentilla palustris*, případně *Menyanthes trifoliata*, kořenující ve dně a vystupující nad hladinu. V submersní vrstvě bývá pravidelně přítomna *Elodea canadensis*, místy s *Utricularia australis*, *Warnstorfia fluitans* a rašeliníky, v natantní vrstvě *Lemna minor*. Od okraje plaurů vstupují do společenstva *Lysimachia thyrsoflora* a *Galium palustre* (tab. 7).

Obtížně zařaditelné liniové společenstvo, dosud nebylo zřejmě samostatně rozlišováno, rozšíření v ČR nedostatečně známé. Velmi podobný typ cenóz uvádí POTT (1996) jako *Carici-Menyanthetum* Soó 1955 (ze sv. *Magnocaricion elatae*). Toto společenstvo, stejně jako výše zmíněné šumavské typy, vstupuje od břehů do otevřené vody a postupnou sukcesí vytváří více zapojené porosty. Preferuje rašelinné mesotrofní vody. POTT (1996) rovněž diskutuje možnost jejich zařazení jen jako rudimentární společenstva sv. *Caricion lasiocarpae*.

***Cicuto-Caricetum pseudocyperi* Boer et Sissingh in Boer 1942**

Společenstvo roztroušeně se vyskytující pouze v oblasti Želnavských tůní. V porostech dominuje *Cicuta virosa*, z dalších druhů bývají přítomny *Solanum dulcamara*, *Carex rostrata*, *Potamogeton natans*, v natantní vrstvě se *Spirodela polyrhiza* i *Lemna minor* (tab.7). Společenstvo liniově osidluje mělké břehové partie tůní a odstaveného řečiště Vltavy, kde vytváří zónu širokou 0,5-2 m. Kromě toho *Cicuta virosa* v oblasti Želnavských tůní často vyskytuje i v porostech *Carex rostrata* (*Magnocaricetalia*) zarůstajících již zcela zazemněná říční ramena. S ohledem na blízkost Lipenské vodní nádrže lze u všech těchto

Tab.7. Společenstva tříd *Phragmito-Magnocaricetea* (*Equiseto limosi-Caricetum rostratae*: snímky 126, 134, 128, Společenstvo s *Potentilla palustris* a *Menyanthes trifoliata*: snímky: 92, 95, 117, 26, 45, 74, 60, 81, 71, 106, 52, *Cicuto-Caricetum pseudocyperii*: snímek 124a), *Utricularieteae* (*Sparganietum minimi*: snímky 43, 46, společenstvo s *Utricularia ochroleuca*: snímky 51, 53b, 54, 52), *Isoëto-Littorelletea* (*Ranunculo flammulae-Juncetum bulbosi*: snímky 90, společenstvo s dominantním druhem *Eleocharis acicularis*: snímky 112, 114), *Bidentetea tripartitae* (*Bidentetum cernui*: snímek 147), *Plantaginetea majoris* (*Rumici crispi-Alopecuretum aequalis*: snímky 159, 152, 161).

| Číslo snímku | 126 | 134 | 128 | 92 | 95 | 117 | 26 | 45 | 74 | 60 | 81 | 71 | 106 | 52 | 124a | 43 | 46 | 51 | 53b | 54 | 52 | 147 | 90 | 112 | 114 | 159 | 152 | 161 | |
|---------------------------------|-----------|---------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|---|
| Kód ramene | L26b | L26c | L26b | P230 | L24a | L25d | P1 | P7a | L22 | L17 | P23i | P20 | L24b | L12 | L28a | P7b | P7a | L12 | P14 | P14 | L12 | L26a2 | P23m | L25c | L25d | L27a | L26d2 | L29 | |
| Datum | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 2.7.2004 | 2.7.2004 | 2.7.2004 | 2.7.2004 | 10.8.2004 | 1.7.2004 | 10.8.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 1.7.2004 | 10.8.2004 | 10.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | 11.8.2004 | |
| Plocha snímku (m2) | 16 | 16 | 16 | 10 | 16 | 16 | 16 | 16 | 16 | 10 | 10 | 16 | 16 | 10 | 10 | 5 | 16 | 16 | 6 | 10 | 10 | 4 | 10 | 10 | 8 | 16 | 16 | 16 | |
| Celková pokryvnost (%) | 95 | 100 | 90 | 95 | 100 | 98 | 60 | 80 | 90 | 30-60 | 10-40 | 50 | 40 | 170 | 5-30 | 60 | 60 | 170 | 100 | 100 | 90 | 100 | 30 | 0 | 0 | 0-5 | 0 | 20-30 | |
| Hloubka vody (cm) | 2 | 5, pod plátem 10-20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Dno | b | b | b | b | b | b | b | š | b | b | b | b | b | p | b | b | šp | p | b | šp | p | b | b | b | b | b | b | b | b |
| Počet druhů | 13 | 11 | 10 | 5 | 5 | 5 | 7 | 7 | 9 | 5 | 6 | 13 | 5 | 5 | 8 | 6 | 7 | 7 | 10 | 8 | 5 | 8 | 12 | 11 | 13 | 5 | 4 | 5 | 5 |
| <i>Carex rostrata</i> | 3 | 2 | 5 | + | + | + | r | 1 | + | 3 | 3 | 2 | 1 | + | + | + | + | + | + | + | + | r | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Comarum palustre</i> | + | + | + | 3 | 5 | 5 | 4 | 4 | 4 | 3 | 3 | + | 1 | + | + | + | + | + | 1 | + | 3 | + | 1 | + | + | + | + | + | + |
| <i>Menyanthes trifoliata</i> | 3 | 4 | + | + | + | + | + | + | 1 | + | 4 | 5 | 5 | 3 | 5 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Cicuta virosa</i> | + | + | + | + | + | + | + | 2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Sparganium minimum</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | 3 | + | + | 4 | 1 | 2 | + | 3 | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Utricularia ochroleuca</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Bidens cernua</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Juncus bulbosus</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Eleocharis acicularis</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Alopecurus aequalis</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Alisma plantago-aquatica</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Glyceria fluitans</i> | + | + | + | 1 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Naumburgia thyrsoiflora</i> | 1 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Galium palustre</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Agrostis canina</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Calitriche cophocarpa</i> | + | + | + | + | 1 | + | + | + | 2 | 3 | + | + | 3 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Elodea canadensis</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Potamogeton natans</i> | 1 | 1 | 1 | + | 2 | + | + | 1 | 1 | + | + | + | + | 3 | + | + | + | + | 3 | 3 | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Lemna minor</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Utricularia australis</i> | 1 | + | + | 2 | 2 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Warrstonia fluitans</i> | 1 | + | + | 5 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Sphagnum flexuosum</i> | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |
| <i>Calligon cordifolium</i> | + | + | + | + | + | + | 1 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + | + |

stanovišť předpokládat silné kolísání vodní hladiny v důsledku manipulací s hladinou v nádrži.

Společenstvo se na území ČR vyskytuje od planárního po kolinní stupeň (MORAVEC 1995). Zařazení cenóz z Hornovltavského luhu, ve kterých chybí diagnostické druhy jako *Carex pseudocyperus*, *Menyanthes trifoliata* nebo *Rumex hydrolapathum*, do okruhu as. *Cicuto-Caricetum pseudocyperis* je ovšem diskutabilní. Druh *Cicuta virosa* má v šumavském oreofytiku udáváno výškové maximum svého výskytu (Horní Planá 700 m). Námí zaznamenané lokality byly v nadmořské výšce 725 m.

***Sparganietum minimi* Schaaf 1925**

Velmi vzácně se vyskytující společenstvo, zaznamenané pouze v jediné tůni v severozápadní části Hornovltavského luhu u obce Dobrá (obr. 3c). Porosty se *Sparganium minimum* jsou odtud známy od roku 1992 (RYDLO 1998b). Vedle dominantního *Sparganium minimum* jsou stálou složkou společenstva také submersní *Potamogeton natans* a *Elodea canadensis*, místy i natantní *Lemna minor*.

Porosty zarůstají středněhluboké (60 cm) části tůní s bahnitým a štěrkopísčitém substrátem na dně (tab. 7).

Boreálně-subatlantské společenstvo s těžištěm rozšíření v severozápadním Německu (POTT 1996). V České republice poměrně vzácné společenstvo, vyskytuje se v kolinním až submontánním stupni v celém území, v současné době však rychle ustupuje v důsledku odvodnění a vyhrnování rybníků (MORAVEC 1995). V minulosti druh *Sparganium minimum* uváděn rovněž z rybníka Olšina na Šumavě (HOLUB & SKALICKÝ 1959). Druhově poměrně chudé společenstvo, vyznačující se nestálostí ve floristickém složení a nepravidelností výskytu v jednotlivých letech. Preferuje okraje rašelinných vodních nádrží, rybníky a močály, živinami chudé, s oligotrofními až dystrofními vodami a sklonem k zazemňování (SLAVÍK 1969). Z oblasti Skandinávie udáváno jako as. *Sparganio minimi-Utricularietum intermediae* R.Tx. 1937 se severní hranicí rozšíření ve střední boreální zóně ve Finsku. Společenstvo je zde součástí zazemňovací hydrosérie na dystrofních až mesotrofních vodách, velmi často zarůstá jámy po těžbě rašelinišť (DIERSSEN 1996).

Společenstvo s *Utricularia ochroleuca*

Vzácně a maloplošně se vyskytující typ společenstva. Bylo zaznamenáno pouze v SZ části území, ve třech tůních v úseku proti proudu nad Mrtvým luhem (obr. 3a). Tůně jsou ve téměř všech případech izolovány od recentního řečiště Vltavy. Společenstvo osidluje hlubší části tůní (s hloubkou 1 m a více), vždy při okraji plovoucích rašelinných ostrůvků. Substrát na dně byl ve většině případů písčité, místy s příměsí drobného štěrku. *Utricularia ochroleuca* nemusí být ve společenstvu vždy dominantním druhem, obvykle však tvoří převážnou část biomasy. Stálou složkou společenstva je dále *Lemna minor*, vyskytující se obvykle s vysokou pokrývností, a *Lysimachia thyrsoiflora*, vstupující do vodního sloupce z navazujících rašelinných plaurů, podobně jako *Sphagnum flexuosum* nebo *Menyanthes trifoliata* (tab. 7). Často se vyskytují také *Carex rostrata* a *Potentilla palustris*. Na rozdíl od *Utricularia australis* byla populace *U. ochroleuca* v roce 2004 na všech sublokalitych kompletně sterilní.

V České republice se *Utricularia ochroleuca* vyskytuje vzácně, těžiště výskytu leží na Třeboňsku, kde osidluje rašeliniště na okrajích rybníků. Dále se vyskytuje u Františkových Lázní; na Jestřebském rašeliništi byla pravděpodobně vysazena (SLAVÍK 2000).

***Bidentetum cernui* Kobendza 1948**

V Hornovltavském luhu jen místy na obnažených bahnitých březích odstaveného řečiště Vltavy, pouze v oblasti Želnavských tůní (obr. 3d). Ochuzené společenstvo, vedle dominantního druhu *Bides cernua* byly zaznamenány *Alopecurus aequalis* a *Glyceria fluitans* (tab. 7).

V rámci ČR roztroušeně, hojněji v jihočeských pánvích, na Českomoravské vrchovině a ve Šluknovské pahorkatině (MORAVEC 1995).

***Ranunculo flammulae-Juncetum bulbosi* Oberdorfer 1957**

V území jen řídce se vyskytující společenstvo na bahnitých obnažených březích tůní (tab. 7).

Společenstvo s dominantním druhem *Eleocharis acicularis*

Řídce na bahnitých březích tůní v celém sledovaném úseku nivy (obr. 3c). Druhově bohatší, ne však zcela typické společenstvo, kromě dominantního druhu *Eleocharis acicularis* chybí většina diagnostických druhů sv. *Bidention tripartitae*. Z dalších druhů se pravidelně objevují *Alisma plantago-aquatica*, *Galium palustre*, *Glyceria fluitans*, *Ranunculus flammula*, *Calliergon cordifolium*.

***Rumici crispi-Alopecuretum aequalis* Soó 1947**

Společenstvo zaznamenáno pouze v oblasti Želnavských tůní, kde se objevuje na bahnitých březích tůní i odstaveného řečiště Vltavy, a v zcela zazemněných, dlouhodoběji přeplovovaných částech ramen s mělkou vodou do 20-30 cm (obr. 3d). Vedle dominantní *Alopecurus aequalis* se na stavbě společenstva podílí hlavně *Glyceria fluitans* místy s *Alisma plantago-aquatica*.

Společenstvo se hojně vyskytuje na celém území republiky (MORAVEC 1995).

Sukcesní vazby mezi společenstvy při terestrizaci tůní

Celkem bylo v oblasti Hornovltavského luhu rozlišeno a charakterizováno 30 rostlinných společenstev vodních makrofyt a společenstev, jež se účastní prvních fází zazemňování říčních ramen. Z toho osm společenstev se vyskytuje pouze v oblasti Želnavských tůní, které jsou již z větší části pod vlivem Lipenské údolní nádrže a v důsledku toho se vyznačují odlišnými hydrologickými i trofickými poměry. Přehled všech rostlinných druhů, jež se podílejí na utváření zjištěných společenstev a účastní se prvních fází terestrizace lentických a semi-lentických stanovišť ve sledovaném úseku nivy, je uveden v Příloze 1. Celkem

bylo zaznamenáno 63 druhů vyšších rostlin a 8 druhů mechorostů a jeden druh makrofytní řasy.

Schematické znázornění hydrosérie při zazemňování izolovaných tůní spontánně odříznutých meandrů nacházejících se ve sledovaném úseku nivy mimo oblast, která je pod vlivem vzduší Lipenské nádrže, je uvedeno na obr. 4. V prvních fázích terestricizace se uplatňují především společenstva tvořená submersními a natatními druhy vodních makrofyt, v nichž jako nejvýraznější a nejčastější dominanty vystupují zejména *Potamogeton natans*, *Nuphar pumila*, *Elodea canadensis* a *Utricularia australis*. Vzácně jsou tato společenstva utvářena i druhy *Potamogeton alpinus*, *Nitella flexilis* nebo *Utricularia ochroleuca*. Pravidelně je součástí těchto společenstev *Lemna minor*; na celkovém objemu biomasy se však zpravidla podílí jen omezeně. Společenstva této skupiny vodních makrofyt se podílejí na zazemňování tůní ode dna, tedy procesem který je běžný pro terestricizaci spíše mezotrofních a eutrofních stojatých vod.

Některé tůně v Hornovltavském luhu jsou však současně zazemňovány i zarůstáním po hladině, a sice vegetací vytvářející plovoucí ostrůvky zvané plaury. Tyto ostrůvky jsou budovány krátkostébelnými ostřicovorašeliníkovými společenstvy ze sv. *Sphagno recurvi*-*Caricion canescentis*, jejichž strukturu a fyziognomii určují zejména druhy *Carex rostrata*, *C. canescens*, *C. limosa*, *Peucedanum palustre*, *Lysimachia thyrsiflora*, *Potentilla palustris*, *Sphagnum fallax* a *S. flexuosum*. Vzácněji se tvorby rašelinných plaurů účastní také *Menyanthes trifoliata* nebo *Typha latifolia*. Při okrajích rašelinných plaurů a místy také podél nerašelinných břehů ramen se vytváří charakteristické lemové porosty emersních druhů, v nichž dominují *Potentilla palustris*, případně *Menyanthes trifoliata*. Tyto zpočátku nezapojené a rozvolněné porosty postupným růstem vytváří kompaktnější celek, který pravděpodobně podporuje tvorbu vlastního rašelinného plauru a jeho rozrůstání po hladině tůně. Úlohu společenstva s *Menyanthes trifoliata* v prvních fázích zarůstání vodní hladiny zmiňuje i POTT (1996).

V dalších fázích sukcese, zpravidla po zaplnění tůně množstvím jemných sedimentů a organické hmoty, která se hromadí i pod rašelinnými plaury, vstupují do ostřicovorašeliníkových struktur prvky společenstev vysokých ostřic a rákosin, tvořené zejména druhy *Carex gracilis*, *C. x vratislaviensis*, *C. buekii* a *Phalaris arundinacea*. Ty posléze zarůstají celou plochu zazemněného ramene a vzniká semi-terestrický mokřad. V závěrečných fázích sukcese pak nastupují dřeviny, v prvé řadě *Salix cinerea* případně *Spiraea salicifolia*, v pozdějších fázích i *Salix fragilis* nebo *Alnus incana*.

Kromě toho se podél nerašelinných břehů tůní často vytváří společenstva s dominantními *Carex rostrata* a *Equisetum fluviatile* (*Equiseto limosi*-*Caricetum rostratae*), která tvoří různě široké lemové porosty osidlující mělké vody při březích. Oba typy společenstev také často zarůstají mělké a zřejmě i eutrofnější úseky ramen vyplněné nahromaděnými sedimenty, kde pravděpodobně nebyl dostatečný prostor ani vhodné podmínky tvorbu rašelinných plaurů. Často se tak objevují v semi-lentických vodách, jež jsou dosud kontinuálně spojeny s aktivním řečištěm (*backwaters* nebo dolní ústí odříznutého meandru do řeky).

Diskuse

Diverzita společenstev vodních makrofyt v tůních Hornovltavského luhu

Získané výsledky ukazují poměrně bohaté zastoupení společenstev vodních makrofyt a mokřadních společenstev účastnicích se zazemnění lentických a semi-lentických biotopů přítomných v území. Celkem bylo zjištěno 30 společenstev účastnicích se prvních fázích terestricizace, k nimž přistupují ještě další společenstva charakteristická pro pokročilejší fáze zazemnění – zejména *Caricetum vesicariae*, *Caricetum gracilis*, *Phalaridetum arundinaceae*, společenstvo s dominantní *Calamagrostis canescens* (BUFKOVÁ et al. 2005). Tento počet představuje přibližně pětinu všech známých společenstev vodních makrofyt (150) vyskytujících se v Čechách. Pro porovnání, v tůních říčních niv nižších poloh jsou celkové počty zaznamenaných společenstev jen o málo vyšší – RYDLO (2005) uvádí například 42 společenstev vodních makrofyt zjištěných v polabských tůních na Poděbradsku a Nymbursku. Poměrně značné rozdíly jsou však patrné v zastoupení typů společenstev a v druhové skladbě společenstev. Rovněž celková druhová diverzita společenstev vodních makrofyt u zachovalých níže položených niv je v porovnání s Hornovltavskou kotlinou situovanou v horské poloze oreofytika nesrovnatelně vyšší (viz kap. 5.3.).

Biotopy říčních ramen s tůněmi významně přispívají k celkové biodiverzitě říčního aluvia. Z celkového počtu 290 druhů vyšších rostlin zjištěných ve sledovaném úseku nivy (BUFKOVÁ et al. 2005, přičemž sumární počet zahrnuje i 12 druhů nově zjištěných při průzkumu ramen) se cca 22 % (63 druhů) vyskytuje v říčních ramenech. Z toho 27 druhů (asi desetina z celkového počtu) je vázáno výhradně na tyto biotopy a mimo ně se v daném úseku nivy nevyskytuje.

Diverzita mokřadních společenstev a společenstev vodních makrofyt v oblasti Hornovltavského luhu je podmíněna 1) přítomností tůní rozdílného typu a přirozenou dynamikou toku, která umožňuje vznik nových biotopů i „vrácení“ sukcesního vývoje přeplavovaných tůní, 2) geografickou pozicí nivy a přítomností Lipenské nádrže, vlivem čehož se v území potkávají vysloveně horské a oligo/mezotrofní typy vegetace s eutrofními a teplomilnějšími prvky, 3) celkově boreálním charakterem území se specifickými podmínkami pro přetrvání reliktních typů vegetace.

Převážná většina tůní v zájmovém území náleží typu *palaeopotamal* (sensu WARD & STANFORD 1995) (typ M, tab. 1), malý podíl tůní lze pak zařadit do kategorie *parapotamal* (typy B, MU, tab. 1). Biotopy typu *plesipotamal* se ve sledovaném území nevyskytují. Tůně typu *parapotamal* jsou druhově chudší a nevyskytují se v nich společenstva a druhy, jež jsou méně odolné vůči častým disturbancím (turbulence vody, vliv záplav), a vesměs zde chybí oligotrofnější druhy. V tůních tohoto typu se například nevytváří plovoucí rašelinné plaury ani lemová společenstva s *Potentilla palustris* a *Menyanthes trifoliata* a chybí zde většina submersních a natantních společenstev vodních makrofyt typických pro izolované tůně (viz tab. 1). Výjimkou je společenstvo as. *Potametum natantis*, které se vlivem široké ekologické valence dominantního druhu a jeho odolnosti vůči vlivu záplav (BORNETTE & AMOROS 1991, BORNETTE & LARGE 1995) vyskytuje hojně jak v izolovaných tůních, tak v tůních propojených s aktivním řečištěm. Pro tůně typu *parapotamal* jsou naopak charakteristická společenstva *Sparganietum ramosi* a *Equisetetum limosi*, z nichž

Břehové porosty vysokých ostřic
a rákosin

Rašelinný plaur

Submersní a natantní
formy vodních makrofyt

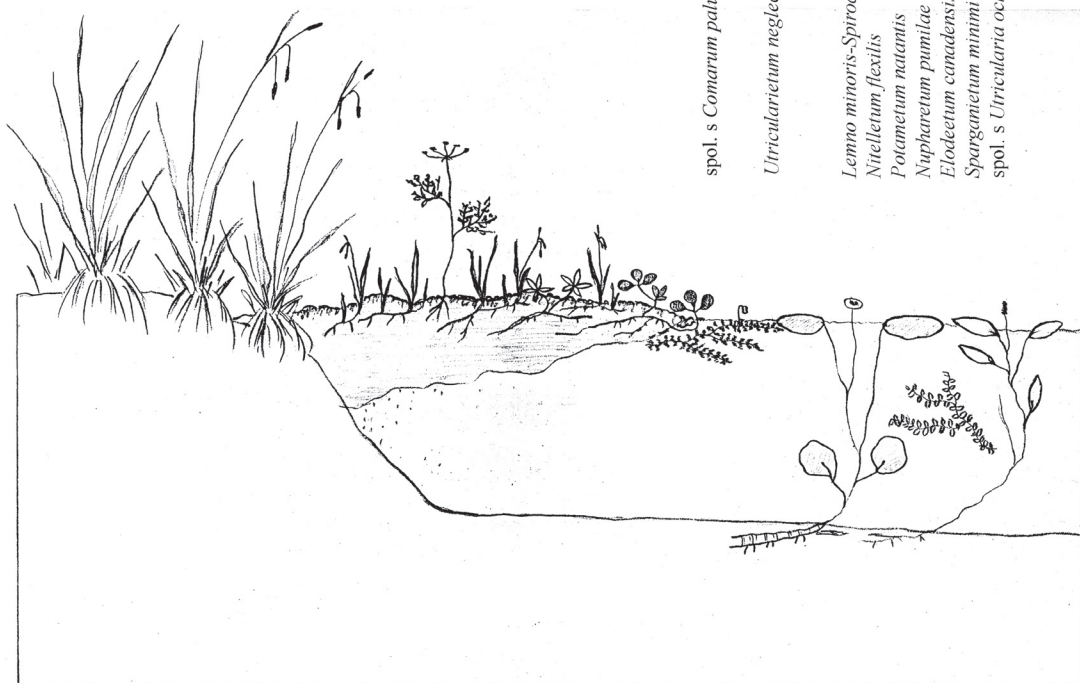
spol. s *Carex buekii*, *Phalaris arundinacea*
(sv. *Phalaridion arundinaceae*)
Phalaris arundinacea-*Carex gracilis*
sv. *Caricion gracilis*)

spol. s *Carex rostrata*, *C. canescens*
(sv. *Sphagno recurvi*-*Caricion canescens*)

spol. s *Comarum palustre* a *Menyanthes trifoliata*

Utricularietum neglectae

Lemno minoris-*Spirodeletum polyrhizae*
Nitelletum flexilis
Potamogetum natantis
Nupharium pumilae
Elodeetum canadensis
Sparganietum minimi
spol. s *Utricularia ochroleuca*



Obr. 4. Schematické znázornění zonace společenstev při terestrizaci tůní (mimo zátopovou oblast Lipenské nádrže).

první se na zazemnění izolovaných tůní prakticky nepodílí a druhé jen v omezené míře. Zvláštním typem tůní jsou laterální ramena zjištěná jen na několika místech v nivě, zpravidla v blízkosti aktivního řečiště. Vyznačují se přítomností společenstev rostoucích i v tekoucí vodě a snázejících větší disturbance (*Fontinaletum antipyreticae*, *Myriophylletum alterniflori*) (RYDLO 1998b).

Srovnání diverzity společenstev vodních makrofyt v tůních a recentním řečišti Vltavy

Větší podíl plochy porostů vodních makrofyt v Hornovltavském luhu se nachází v recentním řečišti Vltavy (RYDLO 1995, 1998b). Celkový počet společenstev zaznamenaných v tůních je nicméně dvakrát větší než v řece. Typickými společenstvy přizpůsobenými proudící vodě jsou *Myriophylletum alterniflori*, *Callitrichetum hamulatae*, *Potametum alpini* a *Fontinaletum antipyreticae*. Všechna tato společenstva se mohou ojediněle vyskytovat i ve stojaté vodě, zpravidla se však objevují v ramenech nebo v částech ramen, která jsou v kontaktu s řekou nebo jsou častěji ovlivňována záplavami. Pouze společenstvo s dominantním druhem *Fontinalis squamosa*, vyskytující se v Teplé Vltavě výše proti toku (mezi Borovými Lady a Horní Vltavicí), nebylo v tůních Hornovltavského luhu vůbec zaznamenáno.

Naopak některá společenstva častá v tůních jsou běžná i v řece při březích, obvykle v úsecích s pomalu proudící vodou. Patří mezi ně např. *Glycerietum fluitantis*, *Equisetum limosi-Caricetum rostratae*, *Equisetum limosi*, *Sparganietum ramosi* a *Sagittario sagittifoliae-Sparganietum simplicis* (porosty *Sparganium emersum*). Pouze při březích se ve Vltavě vyskytují i společenstva *Potametum natantis* a *Elodeetum canadensis*, přestože v jiných řekách a říčkách v Čechách bývají i v rychle proudící vodě po celé šířce koryta. Jiná společenstva se naproti tomu v pomalu proudících řekách vyskytovat mohou, ale v horní Vltavě na Šumavě nebyla zaznamenána, např. *Lemno minoris-Spirodeletum polyrhizae*, *Utricularietum australis*, *Polygonetum amphibii* (*natantis*) a *Nupharetum pumilae*. *Nitelletum flexilis* se také může vyskytovat i v mírně proudících vodách, jak dokládají údaje o jeho rozšíření ze Skandiávie (DIERSSEN 1996). Mezi společenstva, vázaná svým výskytem pouze na lentické biotopy odstavených ramen, jejichž výskyt je v proudící vodě v Čechách těžko představitelný, patří zejména *Sparganietum minimi*, společenstvo s *Utricularia ochroleuca*, společenstva s *Menyanthes trifoliata* a *Potentilla palustris*.

Specifika horské nivy na horním toku Vltavy

Slepá a mrtvá říční ramena se obecně vyskytují podél všech řek s výjimkou nejužších údolí. Nejvíce jsou zastoupena v širokých říčních nivách podél větších řek v níže položených oblastech, jež se vyznačují výraznou horizontální dimenzí a členitým povrchem utvářeným pravidelným režimem záplav (MALANSON 1993, BORNETTE et al. 1998, WARD et al. 2002). V České republice se jedná zejména o říční nivy podél Labe, dolní Vltavy, Orlice, Lužnice, Ploučnice, Odry, Moravy a Dyje (ŠEDA & ŠPONAR 1982, HUSÁK & RYDLO 1985, ČERNOHOUS & HUSÁK 1986, NEVEČERA 1993, PRACH et al. 1996, ŠUMBEROVÁ 1999, RYDLO 2005, 2006). V současné době je ovšem většina těchto poříčních oblastí u nás podobně jako i jinde ve střední Evropě výrazně pozměněna dlouhodobým působením člověka.

Eliminace pulsujícího vlivu záplav a postupná izolace říční nivy od vlastní řeky vedlo u většiny říčních niv k potlačení jejich dynamického charakteru a přirozené proměnlivosti a v důsledku toho i k ochuzení diverzity na úrovni stanovišť, biotopů i druhů. Současně byly významně narušeny také ekologické funkce říční nivy v krajině, což se dnes promítá mimo jiné i do problémů s protipovodňovou ochranou.

Niva horní Vltavy je nejrozsáhlejším územím s meandrující řekou v oreofytiku v České republice. Spektrum společenstev vodních makrofyt ve starých říčních ramenech je zde odlišné od niv jiných řek v Čechách a na Moravě, které se nacházejí v mezofytiku a termofytiku. V přirozených nivách níže položených oblastí je diverzita vegetace vodních makrofyt nesrovnatelně vyšší. V současné době však již mnohá ze stanovišť vhodných pro existenci a obnovu společenstev vodních makrofyt v nížinných nivách zanikla, především v důsledku regulací říčních koryt a intenzivního hospodaření. Nové tůňe prakticky již nevznikají a stávající tůňe podléhají postupné terestrizaci bez možnosti obnovy počátečních stadií hydroserie. Například v Polabí jsou tůňe, které vznikly při regulaci, dnes již v pokročilých stádiích sukcese bez zastoupení společenstev svazů *Nymphaeion albae*, *Potamion lucentis* a *Ranunculion aquatilis*. Velmi často jsou přirozená skladba společenstev i jejich sukcese blokovány rybářským hospodařením, které je spojeno s eutrofizací, vyhrnováním tůň a žírem ryb. V takto postižených vodách mnohde přežívají jen velmi chudé porosty *Nuphar lutea* nebo jiných dominantních dobře rostoucích druhů.

Specifickým rysem Hornovltavského luhu jsou zejména společenstva vázaná na kyselější, oligotrofní a čisté vody. Významně jsou zde zastoupena společenstva s převládajícím výskytem v severských zemích, případně se subatlanticko-boreálním rozšířením (*Nupharetum pumilae*, *Myriophylletum alterniflori*, *Equiseto limosi-Caricetum rostratae*, společenstvo s *Potentilla palustris* a *Menyanthes trifoliata*, *Sparganietum minimi*, společenstvo s *Utricularia ochroleuca*). Celkovou oligotrofii říční nivy a severský ráz vegetace dokládá i způsob zazemňování tůň po hladině plovoucími rašelinnými ostrůvky (plaury) s rašeliníkovo-ostřicovými společenstvy sv. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*. Zazemňování po hladině plovoucími rašelinnými ostrůvky je zcela charakteristické zejména pro dystrofní vody rašelinistních jezírek, podobným způsobem ovšem zarůstají i některá oligotrofní jezera (DIERSSEN 1996, ELLENBERG 1996). Pro říční nivy střední Evropy je tento způsob terestrizace odstavených říčních ramen neobvyklý a v odborné literatuře doposud nebyl uváděn.

Společenstva zjištěná v oligotrofních až mírně mezotrofních tůňích podél horní Vltavy se v říčních nivách níže položených oblastí pravděpodobně nevyskytovala, ačkoli se mohla místy utvářet v umělých rybnících nebo nádržích s čistou oligotrofní vodou. *Myriophylletum alterniflori* v tůňích pravděpodobně jinde než na horní Vltavě v současné době není. V době, kdy *Myriophyllum alterniflorum* rostlo v Otavě, lze předpokládat i jeho výskyt v tůňích podél tohoto toku, v minulosti však žádný takový případ zaznamenán nebyl. Porosty společenstva *Nupharetum pumilae* se kromě Hornovltavského luhu dlouhodobě udržují ve vltavské tůňi u Nahořan mezi Rožmberkem n. Vltavou a Českým Krumlovem, z minulosti jsou známy i údaje o výskytu v Třeboňské a Budějovické pánvi (CHÁN 1999). *Potametum alpini* je známo kromě proudících vod a umělých nádrží s oligotrofní vodou hlavně z potočních tůň a to hlavně v mezofytiku. V říčních tůňích je vzácné (dondávna se vyskytovalo v tůňi Orlice na okraji Hradce Králové) (ČERNOHOUS & HUSÁK 1986).

Nicméně i v Hornovltavském luhu se vyskytují některá společenstva typická pro tůň řek v nižších polohách. Jedná se zejména o společenstva vázaná na eutrofnější i mezotrofní vody, přičemž vysloveně eutrofní společenstva jsou soustředěna hlavně do oblasti Želnavských tůní, která je silně ovlivněna vodami z nedaleké Lipenské nádrže a obohacována živinami z okolních zemědělsky obhospodařovaných pozemků. Jedná se například o as. *Lemno minoris-Spirodeletum polyrhizae* a *Ranunculetum aquatilis*. Naopak společenstva slabě eutrofních až mezotrofních a relativně čistých vod se vyskytují v celém úseku nivy včetně tůní výše po proudu - například as. *Utricularietum neglectae*, *Potametum natantis*, *Elodeetum canadensis*. Je zajímavé, že obě naposled zmíněná společenstva z nížinných tůní v posledních desetiletích téměř vymizela.

Ze svazu *Phragmition communis* v hornovltavských tůních převažují společenstva *Sparganietum ramosi* a *Equisetetum limosi*. Obě asociace se vyskytují i v nížinných tůních, nicméně *Equisetetum limosi* je v termofytku podstatně vzácnější než v mezofytku a oreofytku. *Sparganietum ramosi* je hojně po celém území ČR, ale ve vyšších polohách převažuje poddruh *Sparganium erectum* subsp. *microcarpum*, v nížinných naopak *S. e.* subsp. *erectum* a *S. e.* subsp. *oocarpum*. Další společenstva svazu *Phragmition communis*, vyskytující se hojně v tůních v nižších polohách ČR, nebyla v Hornovltavském luhu zaznamenána (*Glycerietum aquaticae*, *Acoretum calami*). Jen ojediněle se v oblasti Želnavských tůní objevuje *Typhetum latifoliae*, v litorálu vlastní Lipenské nádrže pak velmi hojně *Phragmitetum communis*. Z ostřicových společenstev je v hornovltavských tůních nejčastější *Equiseto limosi-Caricetum rostratae* s těžištěm výskytu v boreální zóně (DIERSSEN 1996). V nížinných tůních to je naopak většinou *Galio palustris-Caricetum ripariae*, *Caricetum acutiformis*, případně *Caricetum gracilis*.

Mezi společenstva, jejichž výskyt by bylo možné v Hornovltavském luhu předpokládat (buť na horní hranici rozšíření), ale nevyskytují se zde, patří zejména *Typhetum angustifoliae*, *Ceratophylletum demersi*, *Nymphaeetum candidae*, *Potametum obtusifolii*. Je otázkou, nakolik je jejich absence dána extrémními stanovištními poměry v území. Spektrum společenstev vodních makrofyt, které jsou vázány výhradně na eutrofní tůně v teplých oblastech a jejichž výskyt je v oreofytku prakticky nemožný, zahrnuje zejména *Trapetum natantis* – tůň Moravy, *Najadetum marinae* - Labe, *Najadetum minoris* - Odra, *Stratiotetum aloidis* – Morava, Malše, Orlice, Labe, *Hottonietum palustris* – Labe, Morava, Odra, Lužnice, *Hydrocharitetum morsus-ranae* – Labe, Morava, Lužnice, Otava.

Zajímavé je rovněž srovnání tůní v Hornovltavské kotlině s vodními biotopy v širším okolí i mimo nivu Vltavy, které zahrnují přirozená (tůň Volarského potoka) i antropogenní stanoviště (rybníky, odkalovací nádrže, jámy po vystřelené municí) (Vydrová & Pavlíčko 1998, Rydlo 2006b). Většina společenstev je společná s vltavskými tůněmi (např. *Potametum natantis*, *Potametum alpini*, *Elodeetum canadensis*, *Ranunculetum aquatilis*, *Typhetum latifoliae*, *Sparganietum ramosi*, *Equisetetum limosi*, *Sagittario sagittifoliae-Sparganietum simplicis*, *Glycerietum fluitantis*, *Equiseto limosi-Caricetum rostratae*, *Ranunculo flammulae-Juncetum bulbosi*, *Bidentetum cernui*). V okolí Hornovltavského luhu ale bylo zaznamenáno i několik dalších společenstev: *Lemnetum minoris*, *Potametum trichoidis* (ojediněle), *Potametum berchtoldii* (tůň Volarského potoka), společenstvo s dominantním druhem *Callitriche cophocarpa*, *Scirpetum sylvatici*, *Juncetum effusi* a *Ceratophylletum demersi*. Příčina jejich absence v tůních v nivě Vltavy, s výjimkou as. *Scirpetum sylvatici* a *Juncetum effusi*, které osidlují jiné typy mokřadních stanovišť, zůstává nejasná.

Závěry

Společenstva vodních makrofyt i další články hydroserie při zazemňování slepých ramen zřetelně přispívají k celkové výjimečnosti Vltavského luhu z hlediska biogeografického. Spektrum společenstev zjištěných v oblasti horní Vltavy zahrnuje v prvé řadě mezotrofní až oligotrofní typy preferující čisté a průhledné vody. Specifickým rysem je zastoupení společenstev s převládajícím výskytem v severských zemích případně se subatlanticko-boreálním rozšířením (*Nupharetum pumilae*, *Myriophylletum alterniflori*, *Equiseto limosi-Caricetum rostratae*, společenstvo s *Potentilla palustris* a *Menyanthes trifoliata*, *Sparganietum minimi*, společenstvo s *Utricularia ochroleuca*). Celkovou oligotrofií říční nivy a severský ráz vegetace dokládá i způsob zazemňování tůň po hladině plovoucími rašelinnými ostrůvky (plaury) se společenstvy sv. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*. Z uvedeného popisu se vymyká jihovýchodní okraj nivy (Želnavské tůně), který je již pod vlivem zátopové oblasti Lipenské nádrže a vyznačuje se odlišnými trofickými i hydrologickými poměry. V této oblasti převážná většina výše zmíněných společenstev chybí a naopak jsou zde soustředěna teplomilnější společenstva typická pro eutrofnější vody.

Biotopy tůň odstavených ramen rovněž významně přispívají k celkové biodiverzitě říčního aluvia. Z celkového počtu vyšších rostlin zjištěných ve sledovaném úseku nivy se cca 22 % (63 druhů) vyskytuje v říčních ramenech. Z toho asi desetina druhů je vázána výhradně na tyto biotopy a mimo ně se v daném úseku nivy nevyskytuje. Mnohé z druhů, které osidlují stojaté vody odstavených ramen, se kromě toho zřejmě nevyskytují jinde na Šumavě (*Utricularia ochroleuca*, *Sparganium minimum*, *Nuphar pumila*, *Nitella flexilis*). Vodní a mokřadní vegetace se tak významně podílí i na specifickém charakteru území v rámci samotného šumavského regionu.

Literatura

- ALBRECHT J., 1979: *Inventarizační průzkum SPR Mrtvý luh*. Manuscript, 56 pp. (Knihovna Správy NP a CHKO Šumava, Kašperské Hory).
- AMOROS C., ROUX A. L., REYGROBELLET J. L., BRAVARD J. P. & PAUTOU G., 1987: A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers: Research and Management*, 1: 17–36.
- BORNETTE G. & AMOROS C., 1991: Aquatic vegetation and hydrology of a braided river floodplain. *Journal of Vegetation Science*, 2: 497–512.
- BORNETTE G. & LARGE A.R.G., 1995: Groundwater-surface water ecotones at the upstream part of confluences in former river channels. *Hydrobiologia*, 310: 123–137.
- BORNETTE G., AMOROS C., PIEGAY H., TACHET J. & HEIN T., 1998: Ecological complexity of wetlands within a river landscape. *Biological Conservation*, 85: 35–45.
- BUFKOVÁ I., PRACH K. & BASTL M., 2005: Relationships between vegetation and environment within the montane floodplain of the Upper Vltava River (Šumava National Park, Czech republic). *Silva Gabreta, Supplementum*, 2: 1–78.
- CASTELLA E., RICHARDOT-COULET M., ROUX C. & RICHOUX P., 1984: Macroinvertebrates as “describers” of morphological and hydrological types of aquatic ecosystems abandoned by the Rhone River. *Hydrobiologia*, 119: 219–225.
- COPP G. H., 1989: The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. *Environmental Biology of Fishes*, 26: 1–27.
- ČELAKOVSKÝ L., 1882–1894: Resultate der Botanischen Durchforschung Böhmens. *S.-B.-Königl. Böhm. Ges. Wiss., Prag, cl. math.-natur.* [in den Jahren 1879–1880, S.-B. 1881: 3–13, 1882a, im Jahre 1882, S.-B. 1883:

34-83, 1883].

- ČERNOHOUS F. & HUSÁK Š., 1986: Macrophyte vegetation of Eastern and North-eastern Bohemia. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica*, 21: 113-161.
- DIER SSEN K., 1996: *Vegetation Nordeuropas*. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), 840 pp.
- DIERSSEN K. & DIERSSEN B., 2001: *Moore (Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht)*. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), 230 pp.
- ELLENBERG H., 1996: *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Ed. 5. Ulmer, Stuttgart, 1059 pp.
- HEJNÝ S. & SLAVÍK B. (eds), 1988: *Květena České socialistické republiky*. 1. Academia, Praha, 557 pp.
- HOLUB J. & SKALICKÝ V., 1961: Floristický příspěvek ke květeně území mezi Hořicemi na Šumavě a Horní Planou. *Preslia*, 33: 45-58.
- HOLUBIČKOVÁ B., 1960: Studie o vegetaci blat. I. (Mrtvý luh). *Sborník Vysoké Školy Zemědělské*: 129-149.
- HUSÁK Š. & RYDLO J., 1985: Materiály k vodní a mokřadní vegetaci středního Polabí a Kokořínska. *Bohem. Centr.*, 14: 41-107.
- CHÁN V., (ed.), 1999: Komentovaný červený seznam květeny jižní části Čech. *Příroda*, 16: 1-284.
- JANKOVSKÁ V., 1980: Paläogeobotanische Rekonstruktion der Vegetationsentwicklung im Becken Třeboňská páněv während des Spätglazials und Holozäns. *Vegetace ČSSR*, ser. A, 11: 1-152.
- KRAHULEC F., LEPŠ J. & RAUCH O., 1980: Vegetation of the Rozkoš reservoir near Česká Skalice (East Bohemia). 1. The vegetation development during the first five years after its filling. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica*, 15: 321-362.
- KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J. jun., KAPLAN Z., KIRSCHNER J. & ŠTEPÁNEK J. (eds), 2002: *Klíč ke květeně České republiky*. Academia, Praha, 927 pp.
- KUČERA J. & VÁŇA J., 2003. Check- and Red List of bryophytes of the Czech Republic. *Preslia*, 75: 193-222.
- LOŽEK V., 2001: Geology. Geomorphology. In: The map of potential natural vegetation of the Šumava National Park, NEUHÄUSLOVÁ, Z. (ed.), *Silva Gabreta, Supplementum 1*: 81-82.
- MALANSON G.P., 1993: *Riparian landscapes*. Cambridge University Press. 296 pp.
- MORAVEC J. (ed.), 1994: *Fytocenologie (nauka o vegetaci)*. Academia, Praha, 404 pp. (in Czech).
- MORAVEC J. (ed.), 1995: Rostlinná společenstva České republiky a jejich ohrožení. Ed.2. *Severočeskou Přírodou, Supplementum 1995*: 1-206.
- NEVEČERÁL P., 1993: Vegetace mrtvých ramen ve středním Polabí. Ms., 87 pp. (knihovna Katedry botaniky, PřFUK Praha).
- NYGAARD G., 1958: On the productivity of the bottom vegetation in Lake Grane Langso, Denmark. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 13: 144-155.
- POTT R., 1995: *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. Ulmer Stuttgart (Hohenheim), 622pp.
- PRACH K., JENÍK J. & LARGE A. R. G. (eds), 1996: *Floodplain ecology and management. The Lužnice river in the Třeboň Biosphere Reserve, Central Europe*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 285 pp.
- QUITT E., 1971: Klimatické oblasti Československa. *Studia Geographica*, 1-74.
- RINTANEN T., 1982: Botanical lake types in Finnish Lapland. *Annales Botanici Fennici*, 19: 247-274.
- RYDLO J., 1995: Vodní makrofyta Horní Vltavy. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 9: 115-128.
- RYDLO J., 1998a: Vodní makrofyta Horní Vltavy v letech 1992 a 1997. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 12: 123-128 128.
- RYDLO J., 1998b: Tůň u Dobré na Šumavě. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 12: 105-106.
- RYDLO J., 1999: *Vodní vegetace*. In: *Vegetace Chráněné krajinné oblasti a Biosférické rezervace Křivoklátsko, I. Vývoj krajiny a vegetace, vodní, pobřežní a luční společenstva*, KOLBEK J. et al., AOPAK a BÚ AVČR, Praha, 232 pp.
- RYDLO J., 2005: Vodní makrofyta ve stojatých vodách na Poděbradsku a Nymbursku. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 20: 11-134.
- RYDLO J., 2006a: Vodní makrofyta ve stojatých vodách v oblasti soutoku Labe a Vltavy. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 21: [sub prelo].
- RYDLO J., 2006b: Vodní makrofyta ve stojatých vodách v povodí potoka Jedlového, Volarského, Chlumského a Korunáče na Šumavě. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 21: 127-140.
- RYDLO J. & VYDROVÁ A., 2000: Vodní makrofyta Vltavy mezi Lipnem n. Vlt. a Týnem n. Vlt., *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 14: 137-161.

- SÁDLO J. & BUFKOVÁ I., 2002: Vegetace Vltavského luhu na Šumavě a problém reliktních praluk. *Preslia*, 74: 67-83.
- SCHREIBER H., 1924: *Moore des Böhmerwaldes und des deutschen Südböhmen*. IV. Sebastianberg, 119 pp.
- SKALICKÝ V., 1972: Fytogeografické vztahy květeny Šumavy a Předšumaví v souvislosti s vývojem středoevropské květeny. *Acta Aecol. Natur. Region*, 1: 65-67 (in Czech).
- SLAVÍK B., 1969: Pozoruhodná lokalita boreálně-subatlantského společenstva *Sparganietum minimi* SCHAAF 1925 v Českém ráji. *Preslia*, 41: 191-199.
- SLAVÍK B., 2000: *Květena České republiky* 6, Academia Praha, 770 pp.
- SOUKUPOVÁ L., 1996: Developmental diversity of peatlands in Bohemian Forest. *Silva Gabreta*, 1: 99-107.
- SOUKUPOVÁ L., TOMŠOVIČ P. & HEJNÝ S., 1984: Stulík malý v jihočeských vodách. *Zprávy České Botanické Společnosti, Praha*, 19: 33-40.
- STANFORD J. A. & WARD J. V., 1988: The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature*, 335: 64-66.
- SVOBODOVÁ H., SOUKUPOVÁ L. & REILLE M., 2002: Diversified development of mountain mires, Bohemian Forest, Central Europe, in the last 13 000 years. *Quaternary International*, 91: 123-135.
- ŠEDA Z. & ŠPONAR D., 1982: Rostlinná společenstva ve slepých ramenech řeky Moravy. *Folia Fac. Sci. Natur. Univ. Purkyn. Brun., Brno*, 23/4: 3-75.
- ŠINDLAR M. (ed.), 1998: Dynamika a ochrana přirozených ekosystémů vodních toků. Manuscript, nepubl., 203 pp. (Knihovna Správy NP a CHKO Šumava, Kašperské Hory, Kašperské Hory).
- ŠUMBEROVÁ K., 1999: Flóra a vegetace vod a mokřadů v oblasti soutoku Moravy a Dyje. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 13: 33-53.
- van der MAAREL E., 1979: Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*, 39: 97-114.
- VICHEREK J., ŠUMBEROVÁ K. & ŘEHOŘEK V., 2000: *Vegetace*. In: *Flóra a vegetace na soutoku Moravy a Dyje*, VICHEREK J. et al., Masarykova Univerzita Brno. p. 181-289.
- VÖGE M., 1988: Tauchuntersuchungen der submersen Vegetation in skandinavischen Seen unter Berücksichtigung der Isoetiden-Vegetation. *Limnol.*, 19: 89-107.
- VYDROVÁ A. & PAVLÍČKO A., 1999: Vodní makrofyta ve vojenském výcvikovém prostoru Boletice na Šumavě. *Muzeum a současnost, Roztoky, ser. natur.*, 13: 67-92.
- WARD J. V., 1989: The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 2-8.
- WARD J. V. & STANFORD J. A., 1995: Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research and Management*, 11: 105-119.
- WARD J. V., TOCKNER K. & SCHIEMER F., 1999: Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management*, 15: 125-139.
- WARD J. V. & TOCKNER K., 2001: Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*, 46: 807-819.
- WARD J. V., TOCKNER K., ARSCOTT B. & CLARET C., 2002: Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47: 517-539.

Příloha č.1 : Seznam zjištěných druhů

Agrostis canina
Agrostis stolonifera
Alisma plantago-aquatica
Alopecurus aequalis
*Batrachium aquatile**
Bidens cernua
Bidens radiata
Bidens sp.
Bidens tripartita
*Bolboschoenus yagara**
Callitriche cophocarpa
Callitriche hamulata
Callitriche sp.
*Cardamine dentata**
Carex canescens
Carex gracilis
Carex rostrata
Carex vesicaria
Carduus personata
Cicuta virosa
Eleocharis acicularis
Eleocharis mamillata subsp. mamillata
Eleocharis palustris
Elodea canadensis
Epilobium ciliatum
Epilobium palustre
Epilobium roseum
Equisetum fluviatile
Filipendula ulmaria
Galium palustre
Glyceria fluitans
Juncus articulatus
Juncus bulbosus
Lemna minor
Lycopus europaeus
Lysimachia thyrsiflora
Lysimachia vulgaris
Mentha arvensis agg.
Menyanthes trifoliata
Myriophyllum alterniflorum
Nuphar lutea
Nuphar pumila
Peplis portula
Persicaria amphibia
Persicaria hydropiper
Persicaria lapathifolia
Peplis portula
Persicaria amphibia
Persicaria hydropiper
Persicaria lapathifolia
Persicaria lapathifolia
Peucedanum palustre
Phalaris arundinacea
Potamogeton alpinus
Potamogeton natans
Potentilla palustris
Ranunculus flammula
Ranunculus repens
Scutellaria galericulata
Solanum dulcamara
Sparganium emersum
Sparganium erectum subsp. microcarpum
Sparganium minimum
Spiraea salicifolia
Spirodela polyrhiza
Typha latifolia
Utricularia australis
Utricularia ochroleuca

Calliergon cordifolium
Fontinalis antipyretica
*Nitella flexilis**
Plagiomnium ellipticum
Sphagnum fallax
Sphagnum flexuosum
Sphagnum riparium
Straminergon stramineum
Warnstorfia fluitans



6.

Výstupy a závěry disertační práce

6.1. Závěry

6.2. Praktická doporučení pro ochranu přírody a management
v oblasti Hornovltavského luhu

6.1 Závěry

Modelové území představuje oligo-mezotrofní typ ploché říční nivy s vysokým stupněm zrašelinění a velkým zastoupením boreomontánních společenstev a druhů. Říční aluvia srovnatelného typu jsou charakteristická zejména pro boreální zónu a ve střední Evropě nebyla dosud detailně studována. Výrazná topografická členitost zahrnující množství odříznutých meandrů, povrchové „*ridge and swale*“ struktury (viz kapitola 2) v ohybech meandrů, agradační valy, apod., je pro horské říční nivy neobvyklá a připomíná geomorfologickou strukturu plochých aluvií v nížinných oblastech.

Studium vazeb mezi vegetací a abiotickým prostředím ukázalo výraznou diferenciaci stanovištních podmínek i bioty podél laterálního gradientu od břehů řeky k okraji říční nivy. Analýzou dat, s využitím mnohorozměrných metod, byla zjištěna statisticky významná korelace mezi vegetací a následujícími abiotickými proměnnými: vzdálenost od řeky, pH, koncentrace NH_4 a obsah huminových látek v podzemní vodě. V nivě byly zcela zřetelně rozlišeny dvě zóny: a) často a pravidelně zaplavovaná poříční zóna I a b) zóna II (zóna rašelinišť), která je silně ovlivňována vodou z přilehlých svahů. Charakteristické znaky obou zón jsou shrnuty v Tab. 1.

Tab. 1: Hlavní stanovištní charakteristiky vylišených zón vyjadřujících laterální gradient abiotických poměrů od říčního toku k okraji nivy.

| | Zóna I (poříční) | Zóna II (zóna rašelinišť) |
|---|-----------------------------|---|
| Povrchové struktury | členitý povrch | zarovnaný povrch nebo mělké plošné deprese |
| Převládající typ sedimentace | minerální | rašelinná |
| Probíhající hydrogeomorfologické procesy | intenzivní | zanedbatelné (mimo úzké potoční nivy laterálních přítoků) |
| Hladina podzemní vody | silně kolísající | stabilní |
| Trofie | slabě mezotrofní | oligotrofní |

Podobné uspořádání hydrologických zón v oligotrofní říční nivě uvádějí například GRIEVE et al. (1994), WASSEN et al. (1996), WILLBY et al. (1997), kteří navíc rozlišují i úseky ovlivněné vystupující podzemní vodou s vyšším obsahem dvojmocných iontů. Laterální gradient trofických poměrů je v Hornovltavském luhu zřetelně vyjádřen stejně jako u širokých aluvií nížinných poloh, mezní hodnoty gradientu jsou však nižší. Popisovaná zonace také dobře odráží oligo-mesotrofní charakter studované říční nivy s klesajícím gradientem živin ve směru od řeky k okolním svahům, který je v současné době u většiny nížinných niv v oblastech s chudým geologickým podložím setřen plošnou eutrofizací krajiny (NIENHUIS et al. 1998).

Poříční zóna v Hornovltavském luhu podélně sleduje aktivní řečiště a zaujímá přibližně jednu třetinu rozlohy nivy. Zóna rašelinišť je rozsáhlá a zahrnuje zbývající části nivy směrem k přilehlým okolním svahům. Říční nivy s vysokým podílem ombrotrofních rašelinišť a přirozených jehličnatých porostů jsou přitom charakteristické zejména pro boreální zónu (DIERSSEN 1996). V podmínkách střední Evropy se vyskytují jen ojediněle, zpravidla ve výše položených oblastech s chudým geologickým podložím (SUCCOW & JESCHKE 1990, STEINER 1992).

Odlišnost abiotických poměrů v obou vylišených zónách dobře odráží struktura i složení aluviální vegetace. Pro poříční zónu je charakteristickým rysem výrazná heterogenita a jemná horizontální členitost vegetačního krytu, které jsou podmíněny členitým povrchem a mozaikou drobných mikrohabitátů s odlišnými stanovištními poměry. Vegetace je tvořena především porosty vysokých ostřic a rákosin (*Phalaridion arundinaceae*, *Caricion rostratae*, *Caricion gracilis*, *Magnocaricion elatae*, *Phragmition communis*), mokřadními vrbinami (*Salicion cinereae*), pobřežními vrbinami a olšinami (*Salicion albae*, *Alnion incanae*) a společenstvy vodních makrofyt (např. *Nymphaeion albae*, *Utricularion vulgaris*, *Sphagno-Utricularion*). Významné zastoupení zde mají raná stadia sukcese vázaná na nestálé biotopy ovlivňované pravidelným režimem záplav a erozně-akumulačními procesy. Na sekundárně odlesněných plochách vyšších partií mikroreliefu se v minulosti vlivem člověka zformovala vegetace lučního bezlesí (zejména *Molinion*, zčásti též *Alopecurion*, *Calthion*). Pro poříční zónu je typický těsný výskyt společenstev a druhů se zcela odlišnými ekologickými nároky. Klíčovou roli v této mozaice hrají strmé vlhkostní gradienty, projevující se vertikálně v rámci mikroreliefu (deprese, elevace) již v rozmezí několika desítek cm.

Zcela odlišný charakter vegetace byl zaznamenán v případě zóny rašelinišť. Ve vegetačním pokryvu, na rozdíl od dynamické poříční zóny, převládají klimaxová stadia vegetace zahrnující rašelinná společenstva sv. *Sphagnion medii*, *Oxycocco-Empetrium hermaphroditi* a *Piceion excelsae*. Nelesní minerotrofní rašeliniště s vegetací sv. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis* a *Caricion fuscae* jsou vázána především na odlesněné plochy v okolí ombrotrofních vrchovišť. Díky jednotvárným stanovištním podmínkám zaujímají jednotlivé mapované typy vegetace rozsáhlejší plochy a horizontální členitost přirozené vegetace je poměrně nízká. Členitější *pattern* vegetace v zóně rašelinišť zpravidla souvisí s někdejšími antropogenními vlivy (odlesnění, borkování rašeliny, odvodnění). Kromě toho se vertikální vlhkostní gradienty a mozaika maloplošných společenstev projevují na úrovni jemného mikroreliefu rašelinišť (bulvy, šlenky), kde souvisí s utvářením povrchových struktur vlastní rašelinnou vegetací.

Zaznamenané rozdílné podmínky prostředí i odlišné rozložení vegetace ve zmíněných zónách říční nivy dokládají vysokou míru heterogenity aluviálního prostředí vyjádřenou na mnoha hierarchických úrovních. Odlišné zastoupení i uspořádání struktur a funkčních procesů v obou zónách bylo výsledně zohledněno při stanovení managementu celého území (viz níže).

Výsledky vegetačního i floristického průzkumu dokládají význam Hornovltavského luhu z hlediska biogeografického. Rostlinná společenstva a druhy s těžištěm výskytu v boreální zóně jsou vázány především na množství reliktních biotopů v zóně II (rašeliníště) i v zóně I (vegetace oligotrofních tůní, vysokobylinná vegetace typu reliktních praluk).

Spektrum společenstev zjištěných v lentických a semi-lentických biotopech odstavených říčních ramen v oblasti horní Vltavy zahrnuje v první řadě mezotrofní až oligotrofní typy preferující čisté a průhledné vody. Specifickým rysem je zastoupení společenstev s převládajícím výskytem v severských zemích případně se subatlanticko-boreálním rozšířením. Celkovou oligotrofní říční nivy a severský ráz vegetace dokládá i způsob zazemňování tůní po hladině plovoucími plaury s rašeliníkovo-ostřicovými společenstvy sv. *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*. Popsaná hydrosérie je typická pro oligotrofní stojaté vody jezer a nádrží avšak v říčních ramenech převážně meso- až eutrofních niv střední Evropy je poměrně vzácná. Pestrost různých sukcesních stádií v rámci hydrosérie při zazemňování odstavených ramen dále potvrzuje fungující dynamické vazby mezi řekou a okolní nivou ve sledovaném území. Zajímavé je srovnání vegetace vodních makrofyt s geomorfologicky podobnými typy říčních niv v nižších polohách. Celkový počet společenstev vodních makrofyt v Hornovltavském luhu je srovnatelný s nivami v nižších polohách, vyšším podílem jsou však zastoupeny oligotrofní až mezotrofní typy vegetace a druhové složení srovnatelných cenóz je v průměru chudší.

Celé území se vyznačuje vysokou druhovou diverzitou (α diverzita) i diverzitou na úrovni biotopů. Vysoká diverzita na úrovni biotopů je charakteristickým znakem zejména poriční zóny I, kde je odrazem členitého mikroreliefu a dynamiky hydrogeomorfologických procesů. Vysoká druhová α diverzita sledovaného úseku říční nivy je podmíněna zejména a) přirozenou heterogenitou a proměnlivostí říční nivy, b) flórogenezí území a střetem rozdílných floristických elementů a c) tradičním hospodařením na druhotně odlesněných plochách. Celkový počet zjištěných druhů vyšších rostlin (290) představuje více než ¼ všech druhů zjištěných na území Šumavy (bez kritických taxonů). Z toho téměř 28 druhů se na Šumavě mimo oblast Hornovltavského luhu nevyskytuje.

Druhotné odlesnění části ploch říční nivy a tradiční zemědělské technologie významně přispěly k celkovému nárůstu druhové diverzity v území. Z celkového počtu druhů vyšších rostlin zjištěných v říční nivě je více než polovina (52%) svým výskytem vázána výhradně na druhotně zformované luční biotopy. S tím koresponduje i vysoká druhová diverzita vyšších rostlin zaznamenaná u aluviálních luk v poriční zóně I, zatímco diverzita sdružující skupinu vyšších rostlin plus mechorosty je nejvyšší v zóně II. Vysoká diverzita druhů zjištěná v zóně II je pravděpodobně ovlivněna jednak společným hodnocením druhů bylinného a mechového patra, jednak přítomností nelesních minerotrofních rašeliníšť, jež vznikly v důsledku někdejšího odlesnění rašelinných biotopů a většinou byly také extenzivně obhospodařovány (koseny).

Spontánní sukcese na neobhospodařovaných odlesněných plochách je pak v současné době příčinou ochuzení druhové rozmanitosti lučních biotopů a nelesních minerotrofních

rašelinišť. V případě aluviálních luk v zóně I se projevuje především prostřednictvím změn ve složení bylinného patra. Po odeznění disturbancí, působících v minulosti díky tradičnímu hospodaření, dochází na ladem ponechaných plochách k expanzi konkurenčně silných druhů (zejména *Carex brizoides*, *Deschampsia caespitosa*, *Filipendula ulmaria*). Šíření naposled zmíněného druhu, který je zde přirozenou součástí příbřežních vysokobylinných společenstev, je spojeno s lokální eutrofizací minerotrofních rašelinišť sousedících při okrajích nivy s intenzivně obhospodařovanými pozemky na svazích. Expanze dřevin se naproti tomu v nivě uplatňuje hlavně na odlesněných partiích rašelinišť v místech s narušeným vodním režimem (zejména *Betula verrucosa*, *B. pendula*, *Pinus sylvestris*), lokálně pak při březích řeky (*Alnus incana*, *Salix* sp.) a na nejvyšších partiích mikroreliefu (*Pinus sylvestris*, *Betula verrucosa*). Významný podíl sekundárně vzniklého bezlesí na druhové diverzitě území byl zohledněn při stanovení zásad ochrany a managementu studovaného území, ačkoli celkově byl hlavní důraz kladen na ochranu a zachování dynamických procesů a funkčních vazeb podporujících přirozenou heterogenitu a dynamiku říční nivy. V místech, kde přirozené struktury a procesy byly narušeny působením člověka (hydrologické poměry ovlivněné regulací laterálních přítoků a odvodněním), byla navržena jednorázová revitalizační opatření podporující obnovu přirozených vazeb a funkcí (viz. níže).

6.2 Praktická doporučení pro ochranu přírody a management v oblasti Hornovltavského luhu

Zásadní význam Hornovltavského luhu spočívá v zachování přírodních procesů a přirozených funkcí říční nivy v krajině. Řeka zde volně meandruje bez větších regulačních zásahů a území je pod vlivem pravidelných záplav. Říční niva i veškeré procesy, které v ní probíhají, jsou dosud v přímém spojení s dynamikou říčního toku. Hornovltavský luh jako zachovalá říční niva může pojmout velké množství záplavových vod a přispívá tak ke snížení a zpomalení postupu povodňové vlny. Příznivě ovlivňuje vodní režim a funguje jako účinný filtr, který zachycuje živiny i škodlivé látky splavované z povodí. Představuje významné centrum primární i sekundární biodiverzity v území a funguje jako útočiště a migrační cesta pro mnoho druhů rostlin a živočichů. V říčních nivách silně pozměněných člověkem jsou tyto funkce zpravidla potlačeny, neboť vzájemné vazby mezi řekou a okolní nivou jsou narušeny a oba systémy jsou od sebe do značné míry izolovány.

Přes vysokou míru zachovalosti byl sledovaný úsek říční nivy v minulosti poznamenán antropogenními vlivy. Jedná se v prvé řadě o odlesnění části nivy, ke kterému došlo zejména v zóně I, a lokální zásahy do vodního režimu (odvodnění a regulace laterálních přítoků). Lokálně se také projevují vlivy eutrofizace z obhospodařovaných zemědělských pozemků na svazích nad říční nivou. Níže po proudu, již mimo sledované území, je vybudována přehradní nádrž.

Hlavním cílem ochrany říční nivy v oblasti Hornovltavského luhu je:

I/ zachování přirozených ekologických procesů a funkcí říční nivy

II/ zachování stávající vysoké biodiverzity

Z výsledků výzkumů prováděných v říční nivě v rámci disertační práce vyplývá, že pro zachování přírodních procesů a rozmanitosti Hornovltavského luhu musí být splněny dva základní předpoklady:

- v prvé řadě je nezbytné zachovat přirozenou dynamiku říčního koryta a pravidelný režim záplav, které prostřednictvím hydrogeomorfologických procesů utvářejí různorodé a proměnlivé prostředí v říční nivě.
- druhým zcela zásadním předpokladem je zachování přirozeně nízkého obsahu živin v území, které je podmínkou existence vzácných oligotrofních druhů a společenstev.

Je zřejmé, že při stanovení způsobu ochrany území nelze soustředit pozornost pouze na vlastní říční nivu. Říční nivy jsou typickými otevřenými systémy, což znamená, že jsou silně ovlivňovány tím, co se děje v jejich okolí. Je tedy nezbytné stanovit pravidla pro šetrné využívání území v okolí Hornovltavského luhu a oblastí výše proti proudu tak, aby nedocházelo k narušení a degradaci cenných ekosystémů v nivě. Jedná se zejména o vstupy nadměrného množství živin nebo zásahy do vodního režimu.

Negativní vlivy lokálních zásahů do vodního režimu v území je třeba eliminovat provedením adekvátních revitalizačních opatření. Důsledkem lokálního odvodnění v zóně II je destabilizace vyrovnaného vodního režimu a následná degradace rašeliništních ekosystémů. Na ladem ponechaných odvodněných minerotrofních rašeliništích dochází také k rychlejší expanzi dřevin. Cílem revitalizačních opatření je zvýšení a stabilizace hladiny vody a zastavení degradačních změn (BUFKOVÁ 2006). Revitalizace narušeného vodního režimu je nutné provést v rámci hydrologicky funkcích celků i mimo vlastní říční nivu. Podobný přesah musí mít i revitalizace v současné době napřímených bočních přítoků. Na mnoha místech je dosud zachováno původní koryto potoka, což zásadním způsobem usnadňuje obnovení přirozených poměrů. Zmíněná opatření jsou zpravidla jednorázová a po jejich provedení budou ekosystémy ponechány spontánnímu vývoji.

Zachování oligo-mesotrofního prostředí je třeba řešit stanovením limitů pro zemědělské hospodaření. Lokální eutrofizační vlivy z okolních svahů lze odstranit zrušením ploch orné půdy v těsném sousedství nivy, podporou extenzivně využívaných trvalých travních porostů a stanovením limitů pro hnojení a velikost pasených stád. Ve vlastní říční nivě je nutné vyloučit pastvu a na vybraných úsecích podporovat údržbu kosených luk šetrnými technologiemi (včetně ručního kosení), bez použití hnojiv. Eutrofizace z okolí sídel a

komunální odpady jsou v současné době minoritním problémem.

Hlavním cílem ochrany přírody v území je dále zachovat stávající vysokou diverzitu na úrovni druhů i biotopů/společenstev. V případě tak pestrého a proměnlivého území jakým je říční niva se jedná o poměrně komplikovaný úkol. Biodiverzita je zde dána přítomností primárních (rašeliniště, aluviální mokřady) i sekundárních (luční biotopy) ekosystémů, přičemž obě skupiny v řadě případů vyžadují odlišný přístup k managementu. Navíc přírodní hodnoty Hornovltavského luhu jsou často výsledkem působení protichůdných procesů (spontánní sukcese versus disturbance antropogenního původu – např. v podobě tradičního hospodaření). Obvykle se jedná o rozpor mezi prospíváním a degradací primárních versus druhotných biotopů a druhovou diverzitou, kterou představují. Diverzita různých skupin organismů (vyšší rostliny, mechorosty, ornitofauna, bezobratlí, apod.) se kromě toho rozdílným způsobem mění podél gradientů a v závislosti na typu a intenzitě disturbancí antropogenního původu. Typickým příkladem je utváření druhově bohatého lučního bezlesí spojené s odvodňováním a degradací cenných mokřadů nebo vazba druhově bohatých ornitocenóz na sukcesní plochy, jež představují degradační stadia někdejších druhově pestrých luk.

Optimálním řešením je v takovém případě mozaikovitý management, jehož základní matrix je tvořena celistvým územím, které je ponecháno spontánnímu vývoji (podpora přirozené dynamiky, heterogenity a primární biodiverzity). V tomto území jsou pak mozaikovitě a na menších plochách vyčleněny úseky, které je třeba za účelem zachování a podpory sekundární biodiverzity udržovat obnovením disturbancí – tedy aktivním managementem. Ten zahrnuje šetrné formy hospodaření simulující tradiční technologie (ruční kosení a kosení lehkou mechanizací), nebo jen udržování nelesních ploch občasnou prořezávkou dřevin. Návrh základního schéma managementových opatření, které vychází z výsledků prováděných výzkumů, ukazuje Příloha 1.

Úseky s navrženým aktivním managementem zahrnují zejména lokality s výskytem rostlinných společenstev klíčových z hlediska zachování sekundární biodiverzity v území. V oblasti Hornovltavského luhu se jedná v první řadě o druhově bohatá společenstva mezických aluviálních luk (převážně ze sv. *Molinion*), která se zde zformovala na terénních elevacích s relativně mělkým půdním profilem a štěrkovým podkladem již v hloubce od 50-60cm pod povrchem. Druhým významným typem jsou společenstva minerotrofních rašelinišť (sv. *Caricion fuscae*, částečně též *Sphagno recurvi-Caricion canescentis*) na odlesněných plochách v okolí vrchovišť v zóně II. Přednostně byly do managementového režimu zařazeny cenózy se zachovalou druhovou skladbou nebo jen slabě poznamenané degradačními změnami v důsledku absence hospodaření. Prioritou managementu je dále zachování populací vybraných vzácných a ohrožených rostlinných druhů - v území zejména *Dactylorhiza traunsteineri*, *Dianthus superbus*, *Dianthus seguieri*, *Carex lasiocarpa*. Zbývající podíl úseků v managementovém režimu zaujímají většinou vlhké aluviální louky a degradovaná stadia výše zmíněných typů lučních společenstev. Jen malým podílem jsou zastoupeny plochy vysokobylinných niv a na ně vázaných světlomilných druhů (např. *Aconitum callibotryon*, *Pseudolysimachion longifolium*, *Iris sibirica*), pro

něž je určující udržení nelesního charakteru stanovišť spíše než pravidelné disturbance v podobě kosení.

Výše zmíněné zásady pro ochranu a management území byly v současné době již využity při vymezení bezzásahového území a přípravě nové zonace NP Šumava.



7.

Seznam citované literatury (kapitoly 1 a 6)

AMOROS C., ROUX A.L., REYGROBELLET J.L., BRAVARD J.P. & PAUTOU G., 1987: A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems. *Regulated Rivers: Research and Management*, 1: 17–36.

De BECKER P., HERMY M. & BUTAYE J., 1999: Ecohydrological characterization of a groundwater-fed alluvial floodplain mire. *Applied Vegetation Science*, 2: 215–228.

BENKE A.C., 1990: A perspective on America's vanishing streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 9: 77-78.

BOON P.J., DAVIES B.R. & PETTS G.E. (eds), 2000: *Global Perspectives on River Conservation. Science, Policy and Practice*. John Wiley & Sons, Chichester. 548 pp.

BORMANN F.H. & LIKENS G.E., 1979: *Pattern and Process in a Forested Ecosystems*. Springer-Verlag, New York.

BORNETTE G., HENRY CH., BARRAT M.H. & AMOROS C., 1994: Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic macrophytes in the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 487-505.

BORNETTE G., AMOROS C. & LAMOROUX N., 1998a: Aquatic plant diversity in riverine wetlands. *Freshwater Biology*, 39: 267-283.

BORNETTE G., AMOROS C., PIEGAY H., TACHET J. & HEIN T., 1998b: Ecological complexity of wetlands within a river landscape. *Biological Conservation*, 85: 35–45.

BOULTON A.J., FINDLAY S., MARMONIER P., STANLEY E.H. & VALETT H.M., 1998: The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 59-81.

BRAVARD J.P., AMOROS C. & PAUTOU G., 1986: Impact of civil engineering works on the succession of communities in a fluvial system. *Oikos*, 47: 92-111.

BRUNKE M. & GONSER T., 1997: The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology*, 37: 1-33.

BUFKOVÁ I., (2006): Revitalizace šumavských rašelinišť. *Zprávy České Botanické Společnosti, Praha, 41, Mater. 21*: 181-191.

CHAPIN D.M., BESCHTA R.L. & SHEN H.W., 2002: Relationships between flood frequencies and riparian plant communities in the upper Klamath Basin, Oregon. *Journal of the American Water Resources Association*, 38: 603-617.

CHAUVET E. & DÉCAMPS H., 1989: Lateral interactions in a fluvial landscape: the River

Garone, France. *Journal of the North American Benthological Society*, 8 (1): 9–17.

CHIARELLO E., AMOROS C., PAUTOU G. & JOLION J.M., 1998: Succession modeling of river floodplain landscapes. *Environmental Modelling & Software*, 13: 75-85.

DAY R.T., KEDDY P.A., MCNEIL J. & CARLETON T., 1988: Fertility and disturbance gradients: A summary model for riverine marsh vegetation. *Ecology*, 69: 1044–1054.

DÉCAMPS H. & TABACCHI E., 1994: Species richness in vegetation along river margins. In: *Aquatic Ecology: Scale, Pattern and Process*, GILLER P.S., HILDREW, A.G. & RAFFAELLI D.G. (eds), Blackwell Sci. Publ., Oxford, pp. 1-20.

DIERSSEN K., 1996. *Vegetation Nordeuropas*. Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), 840 pp.

DUELLI P. & OBRIST M.K., 1998: In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation*, 7: 297-309.

DWIRE K.A., KAUFFMAN J.B., BROOKSHIRE E.N.J. & BAHAM J.E., 2004: Plant biomass and species composition along an environmental gradient in montane riparian meadows. *Oecologia*, 139: 309-317.

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

GILBERT, J., STANFORD J.A., DOLE-OLIVIER M.J. & WARD J.V., 1994: Basic attributes of groundwater ecosystems and prospects for research. In: *Groundwater ecology*, GILBERT, J., DANIELOPOL D.I. & STANFORD J.A. (eds), Academic Press, San Diego, CA. pp. 7-40.

GILVEAR D. & BRAVARD J.-P., 1996: Geomorfology of temperate rivers. In: *Fluvial Hydrosystems*, PETTS G.E. & AMOROS C. (eds), Chapman & Hall, London. pp. 68-97.

GODREAU V., BORNETTE G., FROCHOT B., AMOROS C., CASTELLA E., OERTLI B., CHAMBAUD F., OBERTI D. & CRANEY E., 1999: Biodiversity in the floodplain of Saône: a global approach. *Biodiversity and Conservation*, 8: 839-864.

GRIEVE I.C., GILVEAR D.G. & BRYANT R.G., 1994: Hydrochemical and water source variations across a floodplain mire, Insh Marshes, Scotland. *Hydrological Processes*, 9: 99–110.

JANSSON H., BACKX H., BOULTON J., DIXON M., DUDGEON D., HUGHES F.M.R., NAKAMURA K., STANLEY E.H. & TOCKNER K., 2005: Stating mechanisms and refining criteria for ecologically successful river restoration: a comment on Palmer *et al.* (2005). *Journal of Applied Ecology*, 42: 218-222.

- JUNK W.J., BAYLEY P.B. & SPARKS R.E., 1989: The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106: 110-127.
- ILLIES J. & BOTOSANEANU L., 1963: Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considerees surtout du point de vue faunistique. *Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, 12: 1-57.
- KALLIOLA R., SALO J., PUHAKKA M., RAJASILTA M., HAEME T., NELLER R.J., RAESAENEN M.E. & DANJOY ARIAS W.A., 1992: Upper Amazon channel migration. *Naturwissenschaften*, 79: 75-79.
- KOLLMANN J., VIELI M., EDWARDS P.J., TOCKNER K. & WARD J.V., 1999: Interactions between vegetation development and island formation in the Alpine river Tagliamento. *Applied Vegetation Science*, 2: 25-36.
- KONDOLF G.M., 1998: Lessons learned from river restoration projects in California. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 39-52.
- LARGE A.R.G. & PRACH K., 1998: Floodplain ecology of the regulated River Trent: Implications for rehabilitation. In: *United Kingdom Floodplains*, BAILEY R.G. (ed.) Westbury Publ., Otley, pp. 409–421.
- LOCKWOOD L.J. & PIMM S.L., 1999: When does restoration succeed? In: *Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats*, WEIHER E. & KEDDY P.A. (eds), Cambridge University Press: Cambridge, pp. 363-392.
- MALANSON G.P., 1995: *Riparian landscapes*. Cambridge University Press, 296 pp.
- MALARD F., TOCKNER K., DOLE-OLIVIER M.J. & WARD J.V., 2002: A landscape perspective of surface-subsurface hydrological exchanges in river corridors. *Freshwater Biology*, 47: 621-640.
- MITSCH W.J. & GOSSELINK J.G., 1986: *Wetlands*. Van Nostrand Reinhold, New York, 539 pp.
- NAIMAN R.J. & DÉCAMPS H. (eds), 1990: The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones. *Man and Biosphere Series*, Vol. 4. Unesco-Paris, 259 pp.
- NAIMAN R.J. & 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, 430 pp.

NIENHUIS P.H., LEUVEN R.S.E.W. & RAGAS A.M.J. (eds), 1998: *New Concepts for Sustainable Management of River Basins*. Backhuys Publishers, Leiden. 374 pp.

NEWBOLD J.D., MULHOLLAND P.J., ELWOOD J.W. & O'NEILL R.V., 1982: Organic carbon spiralling in stream ecosystems. *Oikos*, 38: 266-272.

NILSSON C., GRELSSON G., JOHANSSON M.E. & SPERENS U., 1989: Patterns of plant species richness along riverbanks. *Ecology*, 70: 77-84.

PALMER M.A., HAKENKAMP C.C. & NELSON-BAKER K., 1997: Ecological heterogeneity in streams: why variance matters. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 189-202.

PETTS G.E., MOLLER H. & ROUX A.L. (eds), 1989: *Historical Changes of Large Alluvial Rivers, Western Europe*. Wiley, Chichester.

PLANTY-TABACCHI A.M., TABACCHI E., NAIMAN R.J., DeFERRARI C. & DÉCAMPS H., 1996: Invasibility of species rich communities in riparian zones. *Conservation Biology*, 10: 598-607.

POLLOCK M.M., NAIMAN R.J. & HANLEY T.A., 1998: Plant species richness in riparian wetlands: a test of the biodiversity theory. *Ecology*, 79: 94-105.

PRACH K., 1992: Vegetation, microtopography and water table in the Lužnice River floodplain, South Bohemia, Czechoslovakia. *Preslia*, 64: 357-367.

PRACH K., JENÍK J. & LARGE A.R.G. (eds), 1996: *Floodplain Ecology and Management. The Lužnice River in the Třeboň Biosphere Reserve, Central Europe*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, 285 pp.

ROSS S., GILVEAR D.J., GRIEVE I.C. & WILLBY N., 1998: Hydrochemical-vegetation interaction within Scottish fens. In: *Hydrology in a changing Environment*, volume 1, WHEATHER H. & KIRBY C. (eds), pp. 442-444.

STANFORD J.A. & WARD J.V., 1988: The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature*, 335: 64-66.

STANFORD J.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. & COUTANT C.C., 1996: A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated*

Rivers: Research & Management, 12: 391-413.

STATZNER B. & HIGLER B., 1986: Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16: 127-139.

STATZNER B. & KOHMANN F., 1995: River and stream ecosystems in Austria, Germany and Switzerland. In: *River and Stream Ecosystems*, CUSHING C.E., CUMMINS K.W. & MINSHALL G.W. (eds), Elsevier: Amsterdam. pp. 439-478.

STEINER G.M. 1992: *Össterreichischer Moorschutzkatalog*, 4 Aufl., Wien, 509 pp.

STRAŠKRABOVÁ J. & 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. & WADE M. (eds), John Wiley & Sons Ltd., pp. 297–303.

SUCCOW M. & JESCHKE L., 1990: *Moore in der Landschaft*. Urania-Verlag, Leipzig-Jena-Berlin, 268 pp.

TOCKNER K., 2003: Linking pattern and process along river corridors. In: *Emerging concepts for integrating human and environmental water needs in river basin management*, PETTS G. & KENNEDY B. (eds), London, pp. 14-20.

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

TOCKNER K., MALARD F. & WARD J.V., 2000: An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 14: 2861-2883.

TOCKNER K. & STANFORD J.A., 2002: Riverine floodplains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29: 308-330.

VANNOTE R., MINSHALL G.W., CUMMINS K., SEDELI J. R. & CUSHING C.E., 1980: The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.

WARD J.V., 1989: The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8 (1): 2–8.

WARD J.V., 1998: Riverine landscapes: Biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation*, 83: 269-278.

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

- WARD J.V. & STANFORD J.A., 1995b: The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15: 63-75.
- WARD J.V., TOCKNER K. & SCHIEMER F., 1999: Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15: 125-139.
- WARD J.V. & TOCKNER K., 2001: Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*, 46: 807-819.
- WARD J.V., TOCKNER K., UEHLINGER U. & 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., ROBINSON C.T. & TOCKNER K., 2002a: Applicability of ecological theory to riverine ecosystems. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Limnologie*, 28: 443-450.
- WARD J.V., TOCKNER K., ARSCOTT D.B. & CLARET C., 2002b: Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47: 517-539.
- WARD J.V., MALARD F. & TOCKNER K., 2002c: Landscape ecology: a framework for integrating pattern and process in river corridors. *Landscape Ecology*, 17 (Suppl. 1): 35-45.
- WASSEN M.J., 1990: Hydrology, water chemistry and nutrient accumulation in the Bierbza fens and floodplains (Poland). *Wetlands Ecology and Management*, 3: 125-137.
- WASSEN M.J., van DIGGELEN R., WOLEJKO L. & VERHOEVEN J.T.A., 1996: A comparison of fens in natural and artificial landscapes. *Vegetatio* 126: 5-26.
- WASSEN M.J., PEETERS W.H.M. & VENTERINK H.O., 2003: Patterns in vegetation hydrology, and nutrient availability in an undisturbed river floodplain in Poland. *Plant Ecology*, 165: 27-43.
- WILLBY N.J., MURPHY K.J., GILVEAR D.J., GRIEVE I.C. & PULFORD I.D., 1997: Hydrochemical-vegetation interactions on a Scottish floodplain mire. BHS Occasional Paper (British Hydrological Society), pp. 40-52.

Poděkování

V prvé řadě děkuji svému školiteli Prof. Karlu Prachovi za všechny cenné rady, celkovou pomoc a trpělivost při zpracování disertační práce. Dále děkuji svým rodičům za pomoc při hlídání potomstva a svému bratrovi za podporu. Také děkuji kolegům ze Správy NP a CHKO Šumava, kteří pomáhali při sběru terénních dat, a všem, kteří se podíleli na zpracování dat a sepsání dílčích publikací, jmenovitě pak hlavně Jiřímu Sádlovi, Marku Bastlovi a Janu Kučerovi. Velký dík patří i Pavlu Šustrovi za pomoc při závěrečné editaci disertační práce pro tisk.

