

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Aplikovaná a krajinná ekologie

Katedra: Katedra biologických disciplín

Vedoucí katedry: doc. Mgr. Michal Berec, Ph.D.

DISERTAČNÍ PRÁCE

Monitoring vodních makrofyt pro ochranu přírody

Vedoucí disertační práce: prof. RNDr. Hana Čížková, CSc.

Konzultant disertační práce: Mgr. Andrea Kučerová, Ph.D.

Autor disertační práce: Ing. Richard Svidenský

České Budějovice, 2021

Prohlášení

Prohlašuji, že v souladu s § 47 zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své disertační práce, a to – v nezkrácené podobě – v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou – elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce.

Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledků obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, dne 12. 12. 2021

.....

Ing. Richard Svidenský

Disertační práce vznikla na podkladě čtyř případových studií: „Hučina“, „Vřesná“, „Růžkatce“, „Bažina“. Pod vedením školitelky a konzultantky jsem provedl všechna terénní měření, založil a vyhodnotil pokusy, vyhodnotil data a měl většinový podíl na sepsání všech publikací. Případová studie rybník Bažina byla provedena jako součást objednávky č. 001013/2013 na Průzkum litorálních porostů rybníku Bažina (PR Vrbenské rybníky).

Poděkování

V první řadě patří můj dík mé školitelce, konzultantce, manželce a blízké rodině za neskonalou trpělivost, ohleduplnost a laskavost. Během řešení případových studií mě svou odborností a zkušenostmi podporovali: Hana Čížková (ekofyziologie mokřadních rostlin, ekologie mokřadů), Andrea Kučerová (ekologie rašelinišť), Monika Krolová (ekologie vodních nádrží), Irena Šetlíková (hydrobiologie), Lukáš Šimek (ornitologie), Iva Bufková (geobotanika), Lubomír Adamec (ekologie a fyziologie vodních rostlin).

Abstrakt

Středoevropská kulturní krajina je formována lidskou činností, která má rovněž zásadní vliv na rozlehlost a stabilitu Břehových porostů (litorálů). Litorály lemují všechna přirozená i umělá vodní tělesa a tím hrají důležitou produkční i mimoprodukční roli, poskytují úkryt a potravu mnoha živočichům a zároveň zvyšují produktivitu rybníku. Souhrnným cílem práce je posoudit různé přístupy k monitoringu vegetace vodních a mokřadních biotopů vzhledem k jejich biotickým a abiotickým charakteristikám a záměrům managementu.

Případová studie „Hučina“ představuje typ situačního monitoringu ve smyslu Rámcové směrnice o vodách. Tento dlouhodobý monitoring měl za cíl zdokumentovat biotické a abiotické procesy probíhající v litorálním pásmu a navrhnout management vedoucí ke zlepšení ekologického potenciálu nádrže, který by byl aplikovatelný i na dalších přehradních nádržích.

Studie „Růžkatce“ využívá principů průzkumného monitoringu. Cílem této práce bylo přispět k rozšíření znalostí o biologii vzácného růžkatce bradavičnatého (*C. submersum*), a to porovnáním jeho základních charakteristik růstu a rozmnožování s týmiž charakteristikami u běžně se vyskytujícího růžkatce ostnitého (*C. demersum*).

Studie „Bažina“ je příkladem situačního monitoringu dle Rámcové směrnice o vodách. Cílem této studie bylo zjistit příčiny rozpadu litorálních porostů v rybníce, který je součástí PR Vrbenské rybníky. Dále zmapovat současný stav rybníčního ekosystému, vyhodnotit možnosti obnovy litorálu a navrhnout managementová opatření vedoucí ke stabilizaci a revitalizaci tohoto ekosystému.

Zvládnutí různých metod monitoringu vodních a mokřadních společenstev (např. vegetační mapování, opakované fytoecologické snímkování trvalých ploch, měření různých aspektů abiotického prostředí a biotických vlivů) a doplnění monitoringu o pokusné testování hypotéz o jejich fungování přineslo nové poznatky využitelné v praktické ochraně přírody a krajiny jak při upřesňování plánů péče, tak při reakci na náhlé změny ve zvláště chráněných územích nebo při vyhodnocování úspěšnosti provedených revitalizačních opatření.

Abstract

The Central European cultural landscape is shaped by human activity, which also has a major influence on the extent and stability of riparian vegetation (littorals). Littorals line all natural and artificial water bodies and thus play an important productive and non-productive role, providing shelter and food for many animals and increasing pond productivity. The overall aim of this paper is to assess different approaches to monitoring vegetation in aquatic and wetland habitats in relation to their biotic and abiotic characteristics and management objectives.

The case study "Hučina" represents a type of situational monitoring in the sense of the Water Framework Directive. The aim of this long-term monitoring was to document the biotic and abiotic processes taking place in the littoral zone and to propose management measures to improve the ecological potential of the reservoir, which would be applicable to other reservoirs.

The "Růžkatce" study uses the principles of exploratory monitoring. The aim of this work was to contribute to the knowledge of the biology of the rare roseate spoonbill (*C. submersum*) by comparing its basic growth and reproductive characteristics with those of the commonly occurring spiny spoonbill (*C. demersum*).

The "Bažina" study is an example of situational monitoring under the Water Framework Directive. The aim of this study was to investigate the causes of littoral vegetation decay in a pond that is part of the Vrbenské rybníky PR. Furthermore, to map the current state of the pond ecosystem, to evaluate the possibilities of littoral restoration and to propose management measures leading to the stabilization and revitalization of this ecosystem.

Mastering various methods of monitoring aquatic and wetland communities (e.g. vegetation mapping, repeated phytocenological imaging of permanent areas, measurement of various aspects of the abiotic environment and biotic influences) and supplementing the monitoring with experimental testing of hypotheses about their functioning brought new knowledge usable in practical nature and landscape conservation, both in refining management plans and in responding to sudden changes in specially protected areas or in evaluating the success of revitalization measures.

Obsah

1.	Úvod	1
2.	Literární přehled	2
2.1.	Vlivy, které mění stav přírody	2
2.1.1.	Úbytek vody v krajině	2
2.1.2.	Eutrofizace	2
2.1.3.	Změny v rozšíření rostlinných a živočišných druhů.....	3
2.2.	Opatření ke stabilizaci funkcí krajiny.....	3
2.2.1.	Retence vody v krajině	3
2.2.2.	Možnosti snížení eutrofizace a jejích dopadů.....	4
2.2.3.	Ochrana biodiverzity	5
2.3.	Obecné principy monitoringu.....	5
2.3.1.	Definice monitoringu.....	5
2.3.2.	Cíle a význam monitoringu	6
2.3.3.	Adaptivní monitoring	6
2.3.4.	Obsah a rozsah monitoringu	8
2.3.5.	Rozdíly mezi monitoringem a vědeckým výzkumem	8
2.4.	Monitoring druhů a biotopů.....	9
2.4.1.	Natura 2000	9
2.4.2.	Legislativa ČR	10
2.4.3.	Úloha AOPK v monitoringu druhů a biotopů	10
2.5.	Metodiky monitoringu vycházející z Rámcové směrnice o vodách... 12	
2.5.1.	Rámcová směrnice o vodách	12
2.5.2.	Typy monitoringu podle cílů Rámcové směrnice	15
2.5.3.	Metodika STAR.....	16
2.5.4.	Německá metodika STAR.....	17
2.5.5.	Metodika Ministerstva životního prostředí ČR	17
2.6.	Monitorované charakteristiky – základní přehled	18
2.6.1.	Abiotické vlastnosti vodního prostředí.....	18
2.6.2.	Biotické vztahy	21
3.	Cíle práce	24
4.	Přehled případových studií	26
4.1.	Monitoring vegetace v nivě revitalizovaného potoka Hučina (NPŠ). 26	
4.1.1.	Cíl studie	26
4.1.2.	Metodický přístup	26

4.1.3.	Výsledky	27
4.1.4.	Závěr	29
4.2.	Dynamika litorálního porostu v zátoce Vřesná nádrže Lipno	29
4.2.1.	Cíl studie	29
4.2.2.	Metodický přístup	29
4.2.3.	Výsledky	30
4.2.4.	Závěr	33
4.3.	Srovnávací ekologie blízce příbuzných druhů <i>Ceratophyllum submersum</i> a <i>Ceratophyllum demersum</i>	33
4.3.1.	Cíl studie	33
4.3.2.	Metodický přístup	34
4.3.3.	Výsledky	35
4.3.4.	Závěr	37
4.4.	Ústup litorálních porostů na rybníku Bažina	38
4.4.1.	Cíl studie	38
4.4.2.	Metodický přístup	38
4.4.3.	Výsledky	41
4.4.4.	Diskuse	49
4.4.5.	Závěr	54
5.	Souhrnná diskuse	55
5.1.	Jednotící hledisko disertace	55
5.2.	Vlastní zkušenosti s monitoringem	55
5.2.1.	Model	56
5.2.2.	Průzkum a sledování	56
5.2.3.	Doplnění monitoringu experimentem	56
5.2.4.	Spolupráce s dalšími subjekty	57
5.2.5.	Zapojení veřejnosti a škol	58
6.	Závěr	59
7.	Zdroje	61
8.	Přílohy	73

1. Úvod

V současné době podléhá krajina mnohým změnám. Můžeme kupříkladu uvést klimatické změny, změny v areálu rozšíření různých rostlinných a živočišných druhů nebo zvýšenou dotaci živinami. Všechny tyto změny mění krajinnou strukturu a vedou k destabilizaci její funkce. Z tohoto důvodu jsou nutná opatření, tedy management, vedoucí k její stabilizaci. Pro ověření správně nastaveného managementu nebo zjištění toho, jak jej upravit, využíváme monitoring.

Využití monitoringu je obzvláště důležité u mokřadů, z toho důvodu, že mokřady jsou významným prvkem zájmu ochrany přírody a jejich ekosystémová úloha je v krajině nezastupitelná. Vyskytuje se v nich řada specializovaných rostlinných i živočišných druhů, zlepšují zadržování vody v krajině či přispívají ke stabilizaci teploty v lokálním i regionálním měřítku. Musíme si však uvědomit, že jsou velmi zranitelnou složkou krajiny a je nutné je vhodně chránit, monitorovat a pečovat o ně.

V této práci byly tedy navrženy pro výzkum čtyři případové studie v různých typech mokřadů: niva šumavského potoku („Hučina“), zátoka Lipenské nádrže („Vřesná“), ekologie blízké příbuzných vodních druhů („Růžkatce“) a rybníku („Bažina“). Každá z těchto studií byla změřena na stav a rozvoj vodních makrofyt.

2. Literární přehled

2.1. Vlivy, které mění stav přírody

2.1.1. Úbytek vody v krajině

Odstranění velkých ploch lesa z krajiny vede k rozkolísání vodních toků a k rychlejšímu odtoku srážkových vod. V důsledku přívalových srážek dochází k ještě silnějšímu a dlouhodobějšímu zamokření již podmáčených ploch. V minulosti byly takové plochy často odvodňovány v rámci melioračních opatření.

V průběhu melioračních zásahů docházelo k odstraňování stromů, keřů, stromořadí, lesíků, hájků a dále k úpravám malých vodních toků, rušení menších rybníčních nádrží a podružných, slepých a mrtvých ramen toků, k zatrubňování částí vodních toků. Současně probíhal program zúrodnování polí, kdy byla pole dotována velkými objemy hnojiv, která byla následně splachována dešťovými srážkami do povrchových vod (Vašků, 2011).

K úbytku vody v krajině také přispívá růst průměrné roční teploty. Během 20. století došlo v ČR k nárůstu průměrné teploty vzduchu z přibližně 9 °C na 11,5 °C (Jůza, 2019), v důsledku zvyšování teploty dochází k vyššímu výparu. V součinnosti s nepravidelností srážek se častěji vyskytují přísušky (Rožnovský et al., 2017).

2.1.2. Eutrofizace

Eutrofizace vod je proces, při kterém dochází k dotaci živin (dusíku a fosforu) do vodního prostředí. Děje se tak přirozenou cestou, kdy dochází k uvolňování živin mineralizací organického materiálu, nebo vyplavování živin z půd. Důsledkem je zvýšení stupně trofie (Říhová Ambrožová, 2003). Antropogenní eutrofizace je dotace živin pocházejících z lidské činnosti. Hlavními zdroji jsou komunální a průmyslové odpadní vody (Maršálek et al., 2010), ale i zemědělství (Kvítek a Tipl, 2003). Nadměrná dotace limitujících živin vede ke zvýšenému růstu řas, sinic a makroskopických vodních rostlin. Některé druhy sinic se volně vznášejí blízko u hladiny, díky dostatku světla a živin se mohou přemnožit (kvetení rybníků) a zastínit tak spodní část vodního sloupce (Chytil a Turoňová, 2017; Wetzel, 2001; Pechar, 2000).

Eutrofizace a její dopady mohou ohrozit přirozený výskyt vzácných druhů makrofyt. Změny biotopu mají dále přímý vliv na faunu, která je na daný biotop vázána (kapitola 2.6.2).

2.1.3. Změny v rozšíření rostlinných a živočišných druhů

Areál určitého rostlinného nebo živočišného druhu může být výsledkem jeho přizpůsobení ke klimatickým faktorům, ale je také ovlivňován dalšími biotickými i abiotickými, případně antropickými faktory. Narušením dlouhodobě setrvalého stavu biotopů se areál rozšíření mění (Divíšek a Culek, 2014). Vzácné druhy se stávají častějšími, anebo naopak zcela vymizí (např. *Typha minima*, *T. shuttleworthii*; Kocián, 2016). Mokřadní druhy jsou vázané na vysokou hladinu podzemní vody a podmínkou jejich výskytu je právě existence vhodných mokřadních biotopů. Takové biotopy se stávají stále vzácnějšími v důsledku globální změny klimatu (Walsh et al., 2019) a antropogenního využívání krajiny, které přímo ovlivňují vlhkostní poměry i dostupnost živin (Vašků, 2011). Naproti tomu ale též probíhají programy revitalizace vodních toků, které mají za cíl zpomalit odtok vody z krajiny. Díky tomu dochází ke zvyšování hladiny podzemní vody a navrácení původních mokřadních biotopů (Bojková et al., 2015).

2.2. Opatření ke stabilizaci funkcí krajiny

2.2.1. Retence vody v krajině

K důležitým opatřením ke stabilizaci vodního režimu krajiny patří podpora přirozených funkcí ekosystémů, které jsou schopny zadržovat vodu nebo alespoň zpomalovat její odtok. Takovou schopností disponují zejména lesy a některé mokřady. Lesní a mnohé mokřadní ekosystémy jsou schopny zachytit i přívalové deště a podporují pomalé vsakování a odtok (Procházka et al., 2009). Vhodným managementem lze krajině tuto funkci opět vrátit, a to v místech, které mají zásadní vliv na vznik „bleskových“ povodní jako jsou horské a podhorské oblasti. Hospodářské postupy byly v minulosti jiné než dnes, ale účel pěstování lesa zůstává stejný a funkce zadržování vody se nezměnila (Hédl et al., 2011).

Schopnost mokřadů zadržovat vodu v krajině závisí jednak na konkrétním typu mokřadu, jednak na rozloze mokřadů, nicméně ta se vlivem lidské činnosti řádově snížila (Richter a Skaloš 2016). Revitalizace vodního režimu zahrnuje proto mj. obnovu vodního režimu plošně vysušených mokřadů a revitalizaci dříve narovnaných a zahloubených vodních toků (Eiseltová a Bufková, 2017). Jedním z dalších přístupů, jak udržet vlhkost v krajině, je neodvodňovat podmáčené zemědělské půdy, ale využít je k pěstování mokřadních druhů jako energetických plodin, krmiva pro hospodářská zvířata, léčivých bylin nebo je ponechat přírodním procesům (Abel et al., 2013; Schröder et al., 2015; Januš a Čížková, 2017).

2.2.2. Možnosti snížení eutrofizace a jejích dopadů

Mezi nejvýznamnější zdroje znečišťování vod se řadí odpadní vody a zemědělská výroba. Nejsnazší metodou, jak zabránit eutrofizaci, jsou preventivní opatření. Zastavení dotování dalšími živinami lze dosáhnout zkvalitněním čistírenského systému odpadních vod (Hejzlar et al., 2018), a to zejména odstraňováním fosforu ještě v ČOV srážením síranem železitým. Účinnost tohoto opatření může dosahovat až 90 %. Pro omezení dotace živin ze zemědělské výroby se nabízejí půdo-ochranná opatření, např. vytváření melioračních a zasakovacích pasů, které zamezují splachování ornice a živin (Rosendorf et al., 2015). Dále přicházejí na řadu nápravná opatření v podobě odstranění deponované zásoby živin. To je proveditelné u nádrží menšího objemu, které je možné zcela vypustit a vzniklý živinami bohatý sediment odtěžit (Potužák et al., 2019).

Příkladem, kdy jsou veškerá preventivní opatření již neúčinná, je rybník Bažina (kapitola 4.4). V této lokalitě došlo k akumulaci velkého množství živin. Ty byly vázány v rostlinách litorální vegetace. Vlivem souběhu několika faktorů došlo k odumírání vegetace a náhlému uvolnění živin. Tím se nashromáždila silná vrstva rozkládající se organické hmoty na dně rybníka.

V případě velkých přehrad, kde není technicky možné sediment odtěžit, se nabízí možnost biomanipulace jako ekosystémového nástroje pro zmírnění dopadů eutrofizace (Forejtníková et al., 2011). Obvyklou kořistí dravců jsou planktonofágní druhy ryb. Snížením jejich populace vznikne možnost rozvoje zooplanktonu a následně omezení rozvoje sinic a řas. Důsledkem je snížení dopadů eutrofizace (Vejříková et al., 2017).

Eutrofizaci jako důsledek rozkladu organické hmoty je možné zpomalit nebo zcela zastavit obnovením hladiny podzemní vody. Projekt revitalizace Hučiny měl dvě fáze. První z nich měla za cíl zastavení odtoku srážkové vody. Tomu bylo zamezeno zhotovením přehrádek v rašelinném lese. Ve druhé fázi došlo k obnovení přirozených meandrů vodního toku. Výsledkem byla zvýšená hladina podzemní vody a zastavení mineralizace rašelinných půd (Bufková, 2013).

2.2.3. Ochrana biodiverzity

Ke sledování stavu biotopů, společenstev a populací chráněných druhů přispívá vytvoření konkrétních návodů monitoringu. Návody jsou nutné pro to, aby data byla srovnatelná pro velká území a v čase i opakovatelná (Biomonitoring, 2007; Patuxent Wildlife Research Center, 2017). Ovšem obecné návody neumožňují přizpůsobit monitoring specifickým podmínkám určitých lokalit nebo situací. Na řadu tak přichází možnost malých akcí na zakázku včetně experimentů.

Při monitoringu CHÚ je vhodné získávat další informace, které je možné využít k péči o biotopy či populace. Jako podklady pro monitoring v CHÚ mohou sloužit i některé výstupy celoplošných systémů sledování jako např. sledování stavu vodních útvarů, meteorologická měření (Český hydrometeorologický ústav, 2008) nebo údaje o zásobách vody v půdě (Intersucho, 2014).

2.3. Obecné principy monitoringu

2.3.1. Definice monitoringu

Monitoring je definován jako sběr a analýza opakovaných pozorování, nebo měření s cílem vyhodnotit změny ve stavu populací nebo společenstev organismů a dále vyhodnotit pokrok vedoucí k dosažení cílů managementu (plánů péče). Pro úspěšný monitoring je třeba dobře stanovit cíle. Z formulace cílů vyplývá, co se bude sledovat, jak se bude sledování provádět (jaké metody se zvolí) a jak často budou sledování opakována. Monitoring je navrhován za účelem zjištění, zda bylo dosaženo managementového opatření. Management je třeba změnit, pokud monitoring ukáže, že

se cíle managementu nedaří dosáhnout. Monitoring je tedy vnímán jako nástroj k ověření správnosti managementu (Elzinga et al., 2001).

2.3.2. Cíle a význam monitoringu

Monitoring je širokospektrální nástroj, s jehož pomocí jsme schopni sledovat stav a změny přírody a krajiny. Primárním cílem monitoringu je sběr různých informací o územích s cennými biotopy nebo populacemi vzácných či ohrožených druhů, nacházejících se v různých úrovních stability. Sekundárním cílem monitoringu je pak tyto poznatky využít pro management péče o daný biotop nebo přímo druh. Díky těmto informacím a zkušenostem z aplikované péče může být vytvořen návod, jak pečovat o biotop. Takovéto obecné návody mohou být klíčové pro udržení stability různých biotopů.

První úlohou monitoringu je sledovat stav ekosystémů či krajiny v dlouhodobém vývoji a navrhnout případné příčinné souvislosti. V současnosti je důležité sledovat zejména dopady lidské činnosti. K nim patří zejména dvě skupiny vlivů: globální změna klimatu a antropogenní změny ve využívání krajiny (Walsh et al., 2019; Bencheikh a Rchid, 2012). Podobně Davidson a Jeppesen (2013) uvádějí, že efekt změny klimatu a eutrofizace se navzájem umocňují.

Druhou úlohou monitoringu je ověřit, zda nápravná opatření mají požadovaný efekt, případně poskytnou podklady, jakým způsobem poupravit nápravná opatření a pokračovat v monitoringu.

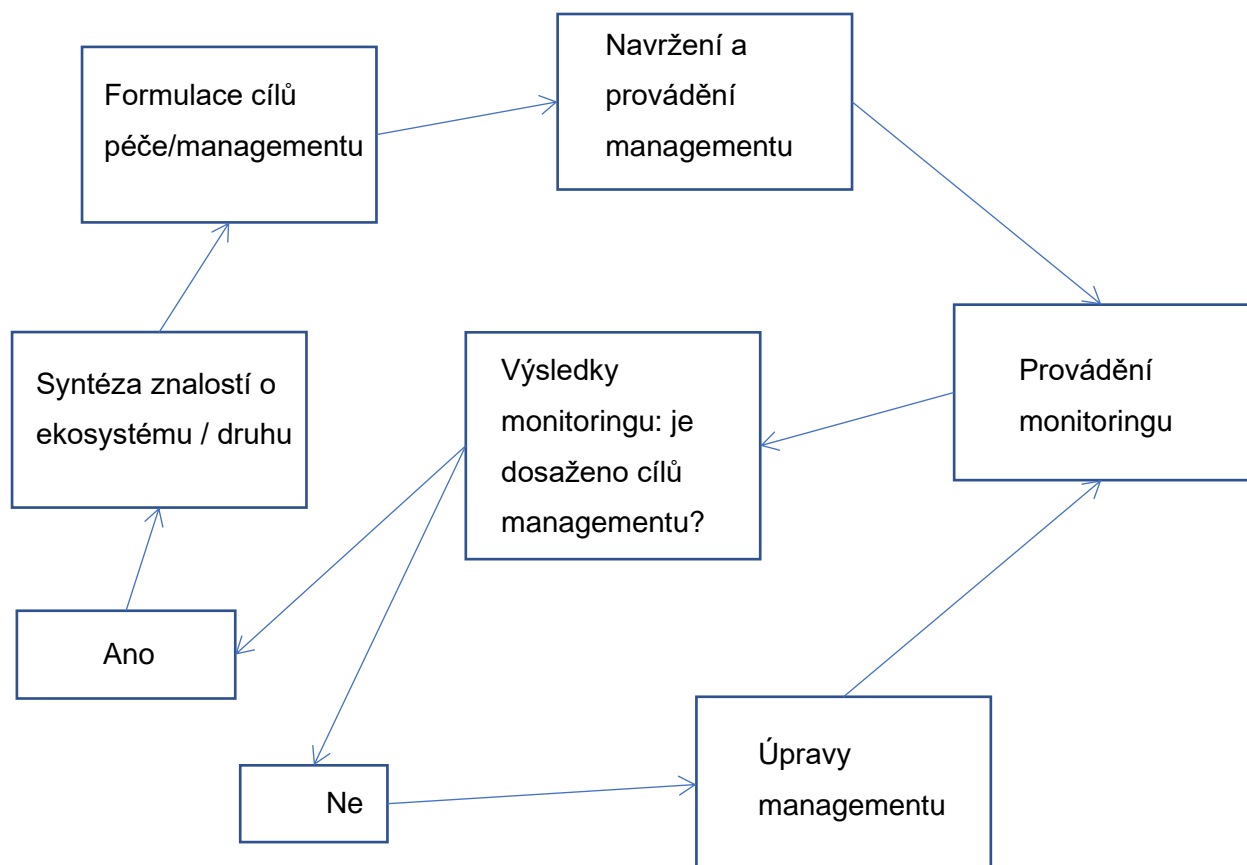
2.3.3. Adaptivní monitoring

Při plánování monitoringu se nejprve formulují/stanoví cíle, kterých chceme monitoringem dosáhnout. Poté je navržena metodika sledování a následuje samotné provedení monitoringu. Získaná výstupní data jsou vyhodnocena, a pokud nebylo dosaženo stanovených cílů, je nutné metodiku monitoringu modifikovat a tento postup opakovat až do doby, kdy jsou stanovené cíle monitoringu dosaženy (Obr. 1, (Lindenmayer a Likens, 2010)).

Pro účely Rámcového managementu je využíván adaptivní monitoring. Je to proces, v němž jsou implementovány aktivity managementu i přes nejistotu, jaké budou jejich

efekty. Efekty managementu jsou však monitorovány a vyhodnocovány a výsledky jsou použity pro další rozhodování (Obr. 1). Principem adaptivního monitoringu je zahrnutí procesu učení do rozhodování. Adaptivní monitoring má tři cíle: 1) provádět management co nejlépe s využitím aktuálních vědomostí, 2) učit se z výsledku managementu a 3) vylepšovat budoucí management. V adaptivním monitoringu je proces učení stejně důležitý jako praxe – monitoring je stejně důležitý, jako management (Elzinga et al., 2001; Lindenmayer et al., 2011).

Obr. 1: Proces vývoje monitoringu začíná popisem určitého ekosystému (druhu), následuje stanovení cílů a navržení postupu, jak provést monitoring k jich dosažení. Na základě získaných výsledků je rozhodnuto o dosažení stanovených cílů, případně dojde k úpravě monitoringu (volně upraveno dle Elzinga et al., 2001).



Úspěšný cyklus adaptivního monitoringu se skládá z následujících kroků:

1. Na podkladě dostupných informací je navržen model fungování ekosystému, společenstva, nebo populace. Složitost modelu se odvíjí od dostupných informací a daného případu.
2. Stanoví se cíl, čeho chceme v monitoringu dosáhnout (Obr. 1).
3. Navrhne se management vedoucí ke stanovenému cíli.
4. Provádění monitoringu.
5. Výsledky monitoringu jsou analyzovány, aby se zjistilo, zda bylo dosaženo stanovených cílů. Závěry jsou shrnuty ve formě přístupné řídicím orgánům a dalším zúčastněným stranám.
6. Management se upraví (změní), pokud nebylo dosaženo cílů a navrhne se alternativní management. Doporučuje se, aby alternativní management byl navržen ještě, než se započne s monitoringem tak, aby všechny zúčastněné strany porozuměly, jak budou výsledky monitoringu využity při rozhodování. Pokud výsledky monitoringu přinesou nové poznatky o druhu nebo problému, je model zdokonalen a jsou stanoveny nové cíle (Elzinga et al., 2001).

2.3.4. Obsah a rozsah monitoringu

Nastavení přiměřeného obsahu a rozsahu sledování je základním aspektem úspěšného monitoringu. Obsah a rozsah se liší podle cílů monitoringu. Stanovení četnosti monitorovacích vstupů je základní otázkou. Příliš malý počet vstupů totiž nemusí zachytit zlomový okamžik dynamiky ve sledovaném prostředí. Ovšem zároveň musí být zohledněny dostupné lidské a materiální zdroje. Četnost vstupů se proto musí nastavit tak, aby byl monitoring proveditelný a sledované aspekty relevantní. Po vyhodnocení výše zmíněných kroků vznikne ucelený rámec monitoringu, který definuje časový horizont, intenzitu monitoringu, sledované aspekty a odůvodnění.

2.3.5. Rozdíly mezi monitoringem a vědeckým výzkumem

Základním typem monitoringu je sledování již probíhajících změn. Jedním z cílů je tímto monitoringem příčiny změn identifikovat. Dalším typem je monitoring započatý ještě před spuštěním změn. Tento monitoring slouží k detailnímu popisu společenstva

před změnou a po změně. Třetím typem je monitoring, který sleduje společenstva před změnou i po změně a zároveň paralelně sleduje vývoj podobného společenstva bez změny. Tento typ monitoringu je z hlediska celistvosti informací o sledovaném společenstvu nebo organismu nejlepší, ovšem i tak obvykle nenabízí dostatečný počet opakování, které by vedly k detailnímu popsání příčinných souvislostí (Elzinga et al., 2001). Proto je pro praktickou ochranu přírody přínosné standardní monitoring doplňovat ještě podrobnějšími případovými studii, které objasní příčiny dynamiky chráněných či ohrožených druhů nebo biotopů (Lindenmayer et al., 2011).

Jak v monitoringu, tak i ve vědeckém výzkumu tedy můžeme použít stejné metody. Rozdíl spočívá spíše v rozsahu než ve způsobu práce. Např. při standardním monitoringu pro účely ochrany přírody obvykle nebývá splněn požadavek většího počtu opakování ploch se stejným managementem a často ani možnost porovnat vývoj ovlivněných a neovlivněných ploch. Nicméně pokud chceme odhalit příčinné souvislosti mezi opatřením a změnou, potřebujeme do pozorování zařadit dostatečný počet opakování jak varianty s opatřením, tak i kontroly bez opatření, což je podstatou vědecké práce. Ta na rozdíl od monitoringu umožňuje pokusné testování. Komplexní vědecký výzkum ovšem vždy vyžaduje vyšší náklady než pouhé sledování (Elzinga et al., 2001).

2.4. Monitoring druhů a biotopů

2.4.1. Natura 2000

Soustava Natura 2000 se skládá ze dvou základních prvků: (1) evropsky významné lokality – EVL, které vznikly za účelem ochrany přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (92/43/EHS, 1992) a (2) ptačí oblasti – PO, které vznikly za účelem ochrany ptáků (2009/147/ES, 2009). Evropsky významná lokalita je legislativně podložena v zákoně O ochraně přírody a krajiny (č. 114/1992 Sb, 1992) a ve znění pozdějších předpisů (nařízení vlády 318/2013 Sb).

Seznamy PO a EVL je nutné neustále aktualizovat. Za tímto účelem probíhá projekt EHP-CZ02-OV-1-024-2015 „Monitoring stavu evropsky významných druhů rostlin a živočichů a druhů ptáků v soustavě Natura 2000“. Projekt je zaměřen na prohloubení

znalostí o stavu evropsky významných druhů, popř. druhových společenstev, jejichž jsou součástí, v územích Natura 2000. Jeho obsahem je zejména terénní monitoring a sběr dat v územích Natura 2000, a to se zaměřením na všechny systematické skupiny rostlin a živočichů. Na monitoringu se podílejí AOPK ČR, Česká společnost ornitologická a Česká zemědělská univerzita (EHP-7 Natura 2000, monitoring 2015).

2.4.2. Legislativa ČR

Potřeba monitoringu chráněných území a s nimi spojenými chráněných druhů rostlin a živočichů vyplývá ze zákona č. 114/1992 Sb. a pozdějších prováděcích předpisů. Například v přílohách II a III vyhlášky č. 395/1992 Sb., jsou uvedeny jmenovité seznamy chráněných rostlin a živočichů. Nařízením vlády č. 318/2013 Sb. se stanoví národní seznam evropsky významných lokalit. Ustanovené orgány ochrany přírody dohlízející nad monitoringem chráněných organismů a území jsou obecní úřady, pověřené obecní úřady, obecní úřady obcí s rozšířenou působností, krajské úřady, Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, správy národních parků, Česká inspekce životního prostředí, Ministerstvo životního prostředí, újezdní úřady, Ministerstvo obrany.

2.4.3. Úloha AOPK v monitoringu druhů a biotopů

Jednou z hlavních náplní Agentury ochrany přírody a krajiny České republiky je dlouhodobý inventarizační monitoring. V roce 1999 byla AOPK ČR pověřena přípravou odborných podkladů pro vymezení soustavy Natura 2000 v ČR, a následovně i konkrétním návrhem evropsky významných lokalit. Sběr dat pro tento účel probíhal od roku 2000 do roku 2005. V rámci této přípravné fáze byly vytvořeny rozsáhlé databáze dat o jednotlivých druzích (u typů přírodních stanovišť pak celoplošná vrstva mapování biotopů – VMB), které se zároveň staly základním podkladem pro následný monitoring (Härtel et al. 2009; Lustyk a Oušková, 2011). Na objednávku AOPK ČR vznikl také Katalog biotopů České republiky jako podklad pro průzkumný monitoring, který měl za cíl navržení klasifikačního systému biotopů České republiky, který by byl snadno převoditelný na typy přírodních stanovišť programů Natura 2000 a Smaragd. Tento monitoring byl zaměřen na zmapování rostlinných svazů vázaných na jednotlivé biotopy

a popsání souvisejících charakteristik daného biotopu např.: struktura a druhové složení, ekologie, rozšíření, druhové kombinace, ohrožení a management. Biotopy byly rozčleněny na devět formačních skupin. Z nich prvních osm skupin tvoří hlavní část katalogu, která zahrnuje biotopy v bezprostředním zájmu ochrany přírody. Jsou to: Vodní toky a nádrže; Mokřady a pobřežní vegetace; Prameniště a rašeliniště; Skály sutě a jeskyně; Alpínské bezlesí; Sekundární trávníky a vřesoviště; Křoviny a Lesy. Méně zajímavé biotopy z pohledu ochrany přírody představuje formační skupina „Biotopy silně ovlivněné, nebo vytvořené člověkem“ (Chytrý et al., 2001).

Mezi sledované evropsky významné fenomény patří celkem 60 typů přírodních stanovišť a 174 druhů rostlin a živočichů. Monitoring je každoročně prováděn téměř na čtyřech tisících sledovaných míst přibližně čtyřmi sty monitorovateli dodávajícími data, jejichž řádové počty jsou desetitisíce ročně (Biomonitoring, 2007).

Monitoring cévnatých rostlin uvedených ve směrnici se intenzivně začal provádět od r. 2000 v souvislosti s přípravou soustavy Natura 2000. Údaje o jednotlivých lokalitách ohrožených druhů cévnatých rostlin se zapisovaly do jednotných dotazníků, které se počítačově zpracovávaly. Pro vybrané druhy se zajišťuje ještě monitoring intenzivní, který je více zaměřen na biologii jednotlivých druhů. Výsledky intenzivního monitoringu jsou významným podkladem pro cílenou péči o druh (Cévnaté rostliny, 2007).

Metodika monitoringu cévnatých rostlin dodržovaná monitorovateli dodávajícími data pro AOPK se zakládá z následujícího postupu. Každou inventarizovanou dílčí plochu je nutno navštívit vícekrát během vegetační sezóny, minimem by měla být dvojnásobná návštěva (jarní a letní, u vybraných stanovišť i podzimní). Termíny návštěv je třeba přizpůsobit charakteru vyskytující se vegetace (xerothermní trávníky: duben, červen; vlhké louky: květen, srpen; slaniska – květen, září; dubohabřiny: duben, červen atd.). Vhodné je zaznamenávat nálezy ve vztahu ke konkrétnímu datu nálezů. Jako velmi výhodné se jeví použití škrtačích seznamů (zvláště pro každou dílčí plochu), zde je rovněž možno vyznačit stupeň ohrožení, jiný význam – třeba živné rostliny – nebo druhy invazní (v terénu si to zpracovatel často neuvědomí či nepamatuje). Následuje pořízení terénního záznamu a lokalizace zakreslením polohy v pracovní mapě a zaměření souřadnic GPS a pořízení fotodokumentace. Výsledkem

jsou floristické seznamy dílčích ploch s údaji o početnosti vybraných druhů (Čech et al., 2011).

2.5. Metodiky monitoringu vycházející z Rámcové směrnice o vodách

2.5.1. Rámcová směrnice o vodách

Podle Rámcové směrnice o vodách (2000/60/ES, 2000) má být vývoj stavu vod sledován členskými státy na systematickém a srovnatelném základě v rámci celého Společenství. Tyto informace mají poskytnout členským státům základ k vytvoření programů opatření směřujících k dosažení cílů stanovených touto směrnicí. Hlavním cílem směrnice je dosáhnout, pokud možno dobrého ekologického stavu vod s hlavním zaměřením na kvalitu vody a eliminace prioritních toxických látek. Pokud je vodní útvar příliš pozměněn lidskou činností, má se vyvíjet snaha zamezit jeho dalšímu zhoršování. V tomto případě je vodní útvar klasifikován podle stupnice ekologického potenciálu.

Rámcová směrnice vymezuje hlavní termíny týkající se kvality vody následovně:

- Stav povrchové vody je obecným vyjádřením stavu útvaru povrchové vody, určený horším z jeho ekologického nebo chemického stavu.
- Stav povrchové vody je hodnocen na podkladě kritérií chemických (chemický stav povrchové vody) a biologicko-ekologických (ekologický stav).
- Dobrý stav povrchové vody je takový stav útvaru povrchové vody, kdy jeho jak ekologický, tak chemický stav je přinejmenším dobrý.
- Dobrý chemický stav povrchové vody chemický stav útvaru povrchové vody, ve kterém koncentrace znečišťujících látek nepřesahují určené standardy environmentální kvality (viz příloha IX Rámcové směrnice o vodách).
- Dobrý ekologický stav je stav útvaru povrchové vody, který dosahuje kvalitu struktury a funkce vodních ekosystémů vymezenou v příloze V Rámcové směrnice o vodách.
- Pro silně ovlivněné vodní útvary se místo konceptu ekologický stav zavádí koncept ekologický potenciál, což je stav silně ovlivněného nebo umělého vodního útvaru v porovnání se stavem přirozeného nebo málo ovlivněného vodního útvaru podobných hydrologických charakteristik.

K hodnocení ekologického stavu evropských povrchových vod se podle rámcové směrnice o vodě používají vybrané skupiny vodních organismů (Tab. 1) (Birk et al., 2012).

Při velmi dobrém ekologickém stavu taxonomické složení fytoplanktonu plně nebo téměř plně odpovídá nenarušeným podmínkám. Vodní květy se vyskytují s četností a intenzitou, které odpovídají daným typově specifickým fyzikálně chemickým podmínkám (Tab. 2). Taxonomické složení makrofyt a fytobentosu plně nebo téměř plně odpovídá nenarušeným podmínkám. Nevyskytují se žádné zjištělé změny v průměrné četnosti makrofyt a fytobentosu.

Tab. 1: Biotické složky zahrnuté v hodnocení stavu povrchových vod.

Složka	Typ vodního útvaru			
	Řeky	Jezera	Brakické vody	Pobřežní vody
Složení a četnost fytoplanktonu	x	x	x	x
Složení a četnost vodních makrofyt	x	x	x	x
Složení a četnost bentických bezobratlých	x	x	x	x
Složení, četnost a věková struktura rybí fauny	x	x		
Složení a četnost rybí fauny			x	

Tab. 2 Chemické a fyzikálně chemické složky v hodnocení stavu povrchových vod.

Složka	Typ vodního útvaru			
	Řeky	Jezera	Brakické vody	Pobřežní vody
Tepelné poměry	x	x	x	x
Průhlednost vody		x	x	x
Kyslíkové poměry	x	x	x	x
Slanost	x	x	x	x
Acidobazický stav	x	x		
Živinové podmínky	x	x	x	x
Specifické znečišťující látky	x	x	x	x
Znečištění všemi identifikovanými prioritními látkami vypouštěnými do vodního útvaru	x	x	x	x
Znečištění jinými identifikovanými látkami vypouštěnými do vodního útvaru ve významných množstvích	x	x	x	x

Dobrá ekologická stav je charakterizován vyskytujícími se slabými změnami ve složení a četnosti taxonů fytoplanktonu v porovnání s typově specifickými společenstvy (Barinova et al., 2015). Vyskytují se slabé změny ve složení a četnosti taxonů makrofyt a fyto Bentosu v porovnání s typově specifickými společenstvy. Tyto změny neindikují žádný zrychlený růst fyto Bentosu nebo vyšších forem rostlinného života mající za následek nežádoucí narušení rovnováhy organismů přítomných ve vodním útvaru nebo fyzikálně chemické kvality vody nebo sedimentů.

Střední ekologický stav je charakterizován složením taxonů fytoplanktonu, které se středně odlišuje od typově specifických společenstev. Četnost je středně narušena a může být taková, že vyvolává významné nežádoucí narušení hodnot jiných biologických nebo fyzikálně chemických kvalitativních složek. Složení taxonů makrofyt a fytobentosu se středně odlišuje od typově specifického společenstva a je významně více narušeno než u dobrého stavu. Jsou zjevné střední změny v průměrné četnosti makrofyt a fytobentosu.

Maximální ekologický potenciál se vyznačuje tím, že hodnoty příslušných složek biologické kvality odpovídají v co největší míře hodnotám přiřazeným nejbližšímu typu útvaru povrchové vody. Při daných fyzikálních podmínkách, které vyplývají z umělých nebo silně ovlivněných charakteristik vodního útvaru (Kampa a Hansen, 2004b).

Dobrý ekologický potenciál je charakteristický tím, že existují slabé změny hodnot příslušných složek biologické kvality v porovnání s hodnotami odpovídajícími maximálnímu ekologickému potenciálu (Kampa a Hansen, 2004a).

Ve vodním útvaru spadajícím do kategorie středního vodního potenciálu existují středně velké změny hodnot příslušných složek biologické kvality v porovnání s hodnotami odpovídajícími maximálnímu ekologickému potenciálu. Hodnoty jsou významně více narušeny než hodnoty zjišťované při dobré kvalitě.

2.5.2. Typy monitoringu podle cílů Rámcové směrnice

Rámcová směrnice o vodách (2000/60/ES, 2000) rozlišuje tři typy monitoringu (situační, průzkumný a provozní), které se liší stanovenými cíli.

Cílem situačního monitoringu je dlouhodobé sledování stavu vodního útvaru. Zjištěné údaje jsou využity pro účelný a efektivní návrh budoucího monitorovacího programu, doplnění a potvrzení postupů hodnocení dopadů, a dále pro hodnocení dlouhodobých změn přírodních podmínek a změn působených lidskou činností. Výsledky tohoto monitorování je nutné průběžně přezkoumávat a využívat k určení požadavků na monitorovací programy ve stávajících a následných plánech povodí.

Během průzkumného monitoringu je kladeno za cíl prozkoumat a popsat současný stav zájmového území (druhu). Je prováděn tam, kde nejsou známy příčiny jakýchkoliv mimořádných jevů, a kde situační monitoring indikuje, že není pravděpodobné

dosáhnout cílů stanovených pro daný ekosystém. Průzkumný monitoring je také využíván ke zjištění velikosti a dopadů havarijního znečištění a musí poskytnout informace pro zřízení programu opatření k dosažení environmentálních cílů a specifických opatření nezbytných k jejich nápravě.

Provozní monitoring si klade za cíl zjistit stav ekosystému, který byl z hlediska dosažitelnosti environmentálních cílů identifikován jako rizikový. Následujícím cílem je zjištění a popsání všech změn stavu ekosystému vyplývajících z programu opatření.

Z logiky věci se rutinně uskutečňuje situační monitoring. V případě, že se narazí na problém, je na řadě průzkumný monitoring. Poté, co se identifikují příčiny problému či mechanismus změny, se zavede opatření a jeho účinnost/ dopad se sleduje provozním monitoringem.

2.5.3. Metodika STAR

STAR je standardizovaná klasifikace řek (Standardisation of River Classifications). Metodika vychází z rámcové směrnice o vodách (2000/60/ES, 2000). Předmětem studia této metodiky jsou vody s tekoucí vodou, pohybující se jednosměrným proudem. Pomocí této metodiky jsou sledovány předem vybrané úseky typické pro sledovanou řeku o délce 100 m. Stav toku se hodnotí na příčných transektech vzdálených od sebe 2,5 m. V případě příliš hlubokého toku je možné použít loď, úzké toky je možné sledovat pouze ze břehu. Do předem připravených protokolů se zaznamenává například: poloha, rozměry, spád, geologické podloží, hospodářské využití, průhlednost vody, procentuální zastoupení makrofyty. Podle této metodiky jsou za makrofyty považovány všechny vodní rostliny, které je možné vidět pouhým okem. Rostliny rostoucí mimo souvislou vodní vrstvu do metodiky zahrnuty nejsou. Dno je sledováno pomocí podvodní kamery či vědry s průhledným dnem. Odběr rostlinných vzorků je možné provádět pomocí kotvičky. Monitoring je prováděn od poloviny června do poloviny září, a to pokaždé ve stejnou dobu. Průtok v době vzorkování by měl být spíše nižší. Pro dobré stanovení meziroční variability tato metoda doporučuje monitorovat danou lokalitu minimálně tři roky po sobě (Dawson, 2002).

2.5.4. Německá metodika STAR

Příkladem přizpůsobení metodiky STAR pro specifické geografické podmínky dané země je německá metodika mapování. Tato metodika přebírá většinu charakteristik metodiky STAR. Mapování se provádí od poloviny června do poloviny září na vybraném úseku toku o maximální délce 100 m. Ekologické prvky jsou opět zaznamenávány do protokolů, které slouží pro pozdější vyhodnocení monitoringu. Dále je pořizována fotografická dokumentace v obou směrech proudu. Zaznamenávají se cévnaté rostliny, mechy a játrovky kořenující pod vodou. Rostliny, které se nepodaří určit v terénu, se odeberou pro pozdější determinaci. Mechy se vkládají do papírových obálek a vysuší, parožnatky a ostatní výtrusné rostliny se uloží s trochou vody do sáčku a uchovají se v ledničce (Schaumburg et al., 2006).

2.5.5. Metodika Ministerstva životního prostředí ČR

Vzorkování makrofyt se provádí od června do září, nejlépe při nízkém průtoku vody. Tato metodika řadí mezi makrofyta cévnaté rostliny, mechorosty, parožnatky a makroskopické druhy ruduch rodu *Lemanea* a *Paralemanea*, nikoli však porosty jiných řas. Započítávají se pouze rostliny plovoucí, ponořené nebo vzplývavé, většinou kořenující pod vodní hladinou. Měly by být zaplavené alespoň 150 dní v průběhu vegetační sezóny (duben až konec října). Vybere se část toku, na níž se očekává reprezentativní zastoupení makrofyt. Délka zkoumaného úseku je v závislosti na velikosti toku od 100 do 500 m. Charakteristiky zvoleného úseku jsou popsány a zaznamenány do protokolu. Je vytvořena fotodokumentace a jsou zaznamenány souřadnice GPS. Sledování toku je prováděno na transektech kolmých ke břehu ve směru proti proudu vody. V případě potřeby je možné použít loď, nebo sledování provést ze břehu (Prchalová et al., 2019).

2.6. Monitorované charakteristiky – základní přehled

Růst a výskyt vodních makrofyt je ovlivněn souborem abiotických a biologických biotických faktorů, které spolu souvisejí a navzájem se doplňují (Kincl a Krpeš, 2000). Litorální vegetace je ovlivněna nejen morfologickými, klimatickými a teplotními poměry nádrže, ale také mechanickými účinky nakumulované vody (Novák, 1968; Votruba a Broža, 1980). Se zásobní funkcí nádrže souvisí kolísání vodní hladiny, které významně ovlivňuje výskyt rostlin v litorálu (Hejzlar, 2006).

2.6.1. Abiotické vlastnosti vodního prostředí

Ve vodě je rozpuštěno velké množství důležitých minerálních i organických látek, které se nevyskytují ve vzduchu. Vodní prostředí je tedy díky svým vlastnostem relativně izolované od atmosféry. Životní procesy vodních organismů mohou zásadně měnit chemismus vody, i když velikost změn pH závisí nejen na množství dodaného, či odebraného oxidu uhličitého, ale i na pufracní schopnosti vody (Lellák a Kubíček, 1991; Kalff, 2002). Je tedy někdy obtížné rozhodnout, zda ponořené rostliny vytvářejí své prostředí nebo prostředí určuje přítomné společenstvo.

Voda je v nádržích během letních měsíců stratifikována podle teploty do vrstev. Toto rozdělení se nazývá tepelná zonace a skládá se ze třech vrstev epilimnion, metalimnion a hypolimnion. V řadě jezer se fotická zóna přibližně překrývá s vrstvou epilimnionu. V takovémto případě nemá teplotní rozvrstvení zásadní vliv na výskyt vodních rostlin. Menší a mělké vodní plochy jsou slunečními paprsky prohřívány lépe, než velké vodní plochy jako jsou hluboká jezera.

Důležitými faktory jsou také zamrzání hladiny a vytvoření zimní teplotní stratifikace s nejteplejší vodou (4 °C) u dna.

Led vzniká na stojaté vodě podstatně dříve než na volné řece, dosahuje větší moci a později taje. Vrstva ledu působí svým dynamickým a statickým účinkem na litorál (Votruba a Broža, 1980). Na jaře led na okrajích pomalu roztává a vítr posouvá ledové kry na břehy, čímž může dojít k mechanickému poškození porostu makrofyt (McComas, 2003). Na lokalitách, kde při jarním tání náhle vystoupá vodní hladina, může (průtočné rybníky, vodní nádrže) dojít k poškození emerzních druhů makrofyt (Homolová, 1998). Zamrzlé rostliny v ledu jsou vytrženy, protože je nadzvedne led,

který plave na hladině, toho se může využívat i pro cílenou likvidaci nebo omezení porostů helofyt zarůstajících rybníky (orobinec).

Eufotická zóna vzniká v pobřežních vodách, kterými proniká dostatek slunečního záření pro fotosyntézu. Tato zóna je charakteristická tím, že zde převládá fotosyntéza nad dýcháním (Kalff, 2002). V našich zeměpisných podmínkách je hloubka eufotické zóny ovlivňována především zbarvením, zákalem vody a množstvím rozpuštěných látek ve vodě (Heteša a Sukop, 1994). Síla zákalu vody je pak významně ovlivňována aktivitou ryb, které svou činností víří dno (Hansel-Welch et al., 2003). Propustnost světla vodou je v mnoha případech také snížena koncentrací rozpuštěných látek, organickým detritem z rozložené vegetace nebo zastíněním vzrostlou vegetací na březích. V eutrofních vodách často dochází k rozvoji sinic a fytoplanktonu, které výrazně snižují průhlednost vody vznikem vodního květu (Lellák a Kubíček, 1991). Toto omezení hloubky eufotické zóny hraje významnou roli především pro submerzní druhy rostlin (Kalff, 2002). Rozšíření submerzních forem rostlin je silně korelováno s hloubkou průhlednosti (Weisner et al., 1997).

Stojaté vody je možné podle trofie rozdělit do čtyř úrovní (Pokorný, 1994; Hejný, 2000; Kalff, 2002; Brönmark a Hansson, 2005). Oligotrofní vody jsou charakteristické vysokou průhledností až do 6 m. K vysoké průhlednosti přispívá nízký obsah rozpuštěných živin. Mezotrofní vody mají koncentrace živin vyšší, průhlednost zůstává stále vysoká (1,5-3 m). V eutrofních vodách je vysoký obsah rozpuštěných živin, díky kterému dosahují vysoké produktivity, průhlednost vody je již jen okolo jednoho metru. Dalším stupněm je hypertrofie. Jedná se o vody s velmi vysokým obsahem živin. Voda je díky vysokému zastoupení fytoplanktonu zbarvená do zelena až hnědozelena, průhlednost dosahuje do hloubky maximálně několik desítek cm.

Vlivem vyššího přísunu dusíku a fosforu jako je tomu u produkčně využívaných nádrží (Kestemont, 1995) je v eutrofních a hypertrofních vodách stimulována produkce jak vyšších rostlin, tak řas. Tento vyprodukovaný rostlinný materiál po odumření podléhá rozkladným procesům, důsledkem čehož může být zvýšena produkce a nahromadění látek toxických pro rostliny. Zvýšená rychlost metabolismu aerobních mikroorganismů vede k příliš rychlému vyčerpání kyslíku i oxidovaných forem prvků, takže se z povrchové vrstvy nestačí doplňovat jejich zásoba. To vede k převaze

hnilobných procesů a zvýšené produkci organických kyselin a alkoholů i ve svrchních vrstvách sedimentu, kde obvykle probíhají procesy aerobní a anaerobní respirace. To může omezovat aktivitu ostatních organismů v anaerobním potravním řetězci, a tím se poruší rovnováha a nedojde k úplnému anaerobnímu rozkladu rostlinného opadu. Opět dochází k nahromadění meziproductů anaerobního metabolismu, které mohou být pro rostliny toxické (Čížková a Šantrůčková, 2006).

Kořenující vodní makrofyta čerpají živiny svým oddenkovým a kořenovým systémem ze sedimentu. Různé druhy rostlin akumulují živiny dle své růstové rychlosti. Nejvíce živin rostlina potřebuje na začátku svého vývoje. Mladé fotosyntetizující listy a výhonky přijímají více živin než starší prýty rostliny. Volně plovoucí rostliny a částečně i submerzní druhy rostlin absorbují živiny přímo z vody (Dykyjová a Květ, 1978). Většina ponořených druhů rostlin, které jsou kořeny ukotveny v substrátu, přijímají větší množství N, P, Fe a Mn kořeny, ale většinu K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- a SO_4^{2-} přijímají celým povrchem těla z vody (Adamec, 2001).

Jednotlivé typy vod se výrazně liší poměrem koncentrací NH_4^+ a NO_3^- . Druhy submerzních rostlin se přizpůsobily těmto podmínkám. Rostliny nacházející se v kyselých nebo rašelinných vodách upřednostňují příjem NH_4^+ , jako např. sítina cibulkatá (*Juncus bulbosus*) nebo rašeliníky (*Sphagnum* spp.). Naopak druhy rostlin oligotrofních vod využívají NO_3^- , jako např. žabníček vzplývavý (*Luronium natans*) a pobřežnice jednokvětá (*Littorella uniflora*) (Adamec, 2001).

Mokřadní půdy se dělí na dva typy, organické a minerální. Organické půdy jsou ty, jejichž obsah organické hmoty v sušině je v rozmezí 20–35 %, půdy s menším obsahem organické hmoty jsou označovány jako minerální (Mitsch a Gosselink, 1993).

Organické půdy vznikají obvykle na zaplavovaných nebo trvale zaplavených stanovištích, kde v důsledku nedostatku kyslíku probíhá oxidace organické hmoty velmi pomalu. Pro organické půdy je také typické kolísavé zaplavování a vysoký obsah organického dusíku, tmavá barva, nízká objemová hmotnost a schopnost zadržovat velké množství vody (Pärn et al., 2018).

Naopak minerální mokřadní půdy mají vysokou objemovou hmotnost, nízkou pórovitost a nízkou schopnost vázat vodu (Mitsch a Gosselink, 1993). Minerální mokřadní půdy se většinou skládají z aluviálních materiálů a jen malá část je tvořena na

základě materiálu pocházejících z místa výskytu tohoto druhu půdy. Tento druh půd je velmi rozmanitý a zahrnuje půdy od polotekutých až po pevné struktury. Velmi různorodá je také zrnitost půdy, od jílu až po hrubozrnné písky. Minerální mokřadní půdy jsou obecně rozšířeny v oblastech s vydatnými dešti a ve sníženinách, jako jsou říční nivy (Brinkman a Van Diepen, 1990).

Sedimentem tvoří zaplavená půda na dně vodního tělesa, je složen z pevné složky (minerální částice, neživá organická hmota a půdní organismy) a intersticiální vody.

Základní charakteristikou půd (jak mokřadních půd, tak sedimentů) je jeho textura. Textura je definována velikostí částic, ze kterých je půda tvořena, jsou to zejména nejmenší jílovité částice, prachové částice a různě hrubý písek. Díky nejjemnějším částicím, jako je prach a jíl, dochází ke zvyšování půdní kapacity pro zadržení živin a vody. V sedimentu dochází k hromadění živin a organické hmoty (Ripl et al., 1994). Zde také probíhají rozkladné procesy. Mineralizace probíhá na povrchu hrubších minerálních částic, kde se prvky uvolňují do vody postupně. Rychlost mineralizace závisí na velikosti zrn, čím je půdní zrno hrubší, tím je mineralizace rychlejší (Brady a Weil, 2008).

Kyslík se do zaplavené půdy a sedimentu dostává difúzí z vodního sloupce. Ve stojaté vodě je difúze látek velmi pomalá, asi o 4 řády pomalejší než ve vzduchu (Rybka, 2004). Kyslík je dostupný zejména ve svrchní vrstvě sedimentu, zatímco v hlubších vrstvách sedimentu je kyslík obvykle spotřebováván aerobními rozkladnými procesy (Mitsch a Gosselink, 2000). Při spotřebovávání kyslíku se prvky v oxidovaném stavu (Fe^{3+} , SO_4^{2-}) redukují (Fe^{2+} , S^0 nebo S^{2-}), a pokud se sediment opět okysličí, přejdou prvky zpět na oxidovanou formu. Některé prvky jsou v redukováných formách pro rostliny toxické (Čížková a Šantrůčková, 2006). Naopak některé sloučeniny se v redukované formě rozpouštějí a stávají dostupnými pro vodní organismy (zejména sloučeniny fosforu, Mitsch a Gosselink, 2000).

2.6.2. Biotické vztahy

Biotické vztahy vznikají mezi různými druhy, ale i jedinci téhož druhu. Tyto vztahy mohou být buď vnitrodruhové (např. konkurence o zdroje), kterými se zabývá populační ekologie, nebo mezidruhové (např. symbióza dvou druhů, mezidruhový parazitismus

apod.), kterými se zabývá ekologie společenstev a které vznikají tzv. překryvem nik, tedy střetem společných nároků na prostředí u obou druhů. V takovém případě se jedinci téhož i jiného druhu potkávají a následně dochází k různým interakcím

Řasy mohou významným faktorem ovlivňovat makrofyta. Epifytické druhy řas využívají pro svůj růst těla vyšší rostliny jako substrát (Ducker a Knox, 1984). Epifytické řasy v těsné blízkosti ponořených vodních rostlin spotřebovávají CO₂, živiny a zároveň vytvářejí viditelné zastínění (např. rody *Cocconeis*, *Compsopogon*, *Oedogonium*, *Stigeoclonium*, Asaeda et al., 2004; Pelton et al., 2002). Možnou obranou je ponořených vodních rostlin zvýšená růstová rychlost (Adamec, 2001), nebo produkce látek zamezujících růstu epifyt (Xie et al., 2013; Sand-Jensen, 1977).

Dostupnost světla také snižují sinice a řasy (fytoplankton) rozptýlené ve vodním sloupci, tento fenomén je významný především ve stojatých nebo pomalu tekoucích vodách (viz kapitola 2.6.1). I v čistých horských jezerech jako jsou Černé a Plešné jezero ohrožuje zastínění šídlatky (*Isoëtes lacustris* a *I. echinosperma*), které často rostou na hranici průhlednosti. Seběmenší snížení průhlednosti v kombinaci se zvýšeným přísunem živin může mít ničivý dopad na jejich populace (Čtvrtlíková, 2016).

Makrofyta v potravním řetězci plní roli primárních producentů, a proto se stávají zdrojem potravy pro všechny herbivorní organismy včetně bezobratlých (Claassen, 1921). Na druhou stranu mohou bezobratlí sloužit jako potrava pro některé druhy makrofyt. U rodu *Aldrovanda* a *Utricularia* vznikla adaptace na vody s velmi nízkou dostupností živin. Dodatkový příjem živin je zajišťován právě z bezobratlých (Studnička, 1990; Adamec, 2001).

Kromě zdroje potravy poskytují makrofyta bezobratlým úkryt a prostředí k rozmnožování a přežívání nepříznivých podmínek prostředí. Litorální makrofyta jsou vybavena aerenchematickými pletivými, která zajišťují provzdušňování rostliny až do kořenového systému (Čížková a Šantrůčková, 2006). Dopravování kyslíku do blízkého okolí kořenového systému v anaerobním sedimentu vede ke shlukování zoobentosu na kořenech, kde se vyskytuje prokazatelně více zoobentosu než na volném dně (Hargeby et al., 1994; Ságová-Marečková a Květ, 2002).

Makrofyta bývají často využívána býložravými druhy ryb především jak zdroj potravy. Za nejvýznamnější herbivory, kteří se živí makrofytní vegetací, je považován

amur bílý (*Ctenopharyngodon idella*) a perlín ostrobřichý (*Scardinius erythrophthalmus*) (Pípalová, 2002). Tyto druhy jsou specializovány na submerzní (příp. natantní) makrofyta. Ovšem pro většinu ostatních ryb, jako jsou kaprovité ryby, nejsou submerzní druhy makrofyt hlavní potravou, i když ji mohou příležitostně spásat (Wolters et al., 2018, Brönmark a Hansson, 2005). Kapr obecný je všežravec a živí se především zooplaktonem ve vodním sloupci a zoobentosem žijícím v blízkém okolí kořenů rostlin. Vyžírací tlak, který je vyvíjen na herbivorní zooplankton, přispívá v letních měsících k rozvoji sinic (kvetení rybníku). Při vyhledávání bentické potravy kapři ryjí v bahnitém dně. Zoobentos v anoxických podmínkách cíleně vyhledává kořenové systémy vodních makrofyt (Ságová-Marečková a Květ, 2002). V takovémto prostředí se předmětem zájmu ryb stává povrch kořenového systému vodních makrofyt a dochází tak k jeho poškozování a většinou i k vyrývání mělce zakořeněných rostlin.

Při konzumaci makrofyt rybami jsou konzumována nejen těla rostlin, ale i jejich semena, a to může přispívat k jejich šíření (Pollux, 2017). Podobně k zoochorii dochází i prostřednictvím vodního ptactva (Hejný, 2000). Na makrofyta jsou mimo jiné vázány fytofilní druhy ryb, jak je například štika obecná (*Esox lucius*, L.). Makrofyta jim slouží jako substrát pro kladení jiker a následně vytváří útočiště pro plůdek před predátory (Lusk a Krčál, 1982.)

Vodní druhy ptáků jsou vázány na litorální porosty, ty jim kromě potravy poskytují úkrytová a hnízdní stanoviště (Antal, 1998). Upřednostňují mělká, chráněná místa, která nejsou vystavena působení vln, stejně jako většina druhů submerzních rostlin. Makrofyta se zde pro ptáky stávají snadno dosažitelná a jsou spásána herbivorními druhy (např. plovavé kachny). Ptáci svým spásáním brzdí rozvoj submerzních makrofyt v mělkých chráněných místech a tím podporují vznik zákalového stavu jezer (Weisner et al., 1997). S žírem přímo souvisí rychlý metabolismus a produkce exkrementů. Pro srovnání jedna chovná husa vyprodukuje za 1 měsíc 7,53 kg hnoje, podobně chovná kachna 5,48 kg hnoje (377/2013 Sb., 2016). Pokud uvažujeme dotaci živin je potřeba vzít v úvahu nejen litorální a submerzní vegetaci, ale i zkonsumovanou biomasu z přilehlých luk (Bakker et al., 2018). Kromě pasivního splavování živin z polí tak dochází i k jejich aktivnímu transportu prostřednictvím vodních ptáků do vodních nádrží.

3. Cíle práce

Souhrnným cílem práce je posoudit různé přístupy k monitoringu vegetace vodních a mokřadních biotopů vzhledem k jejich biotickým a abiotickým charakteristikám a záměrům managementu.

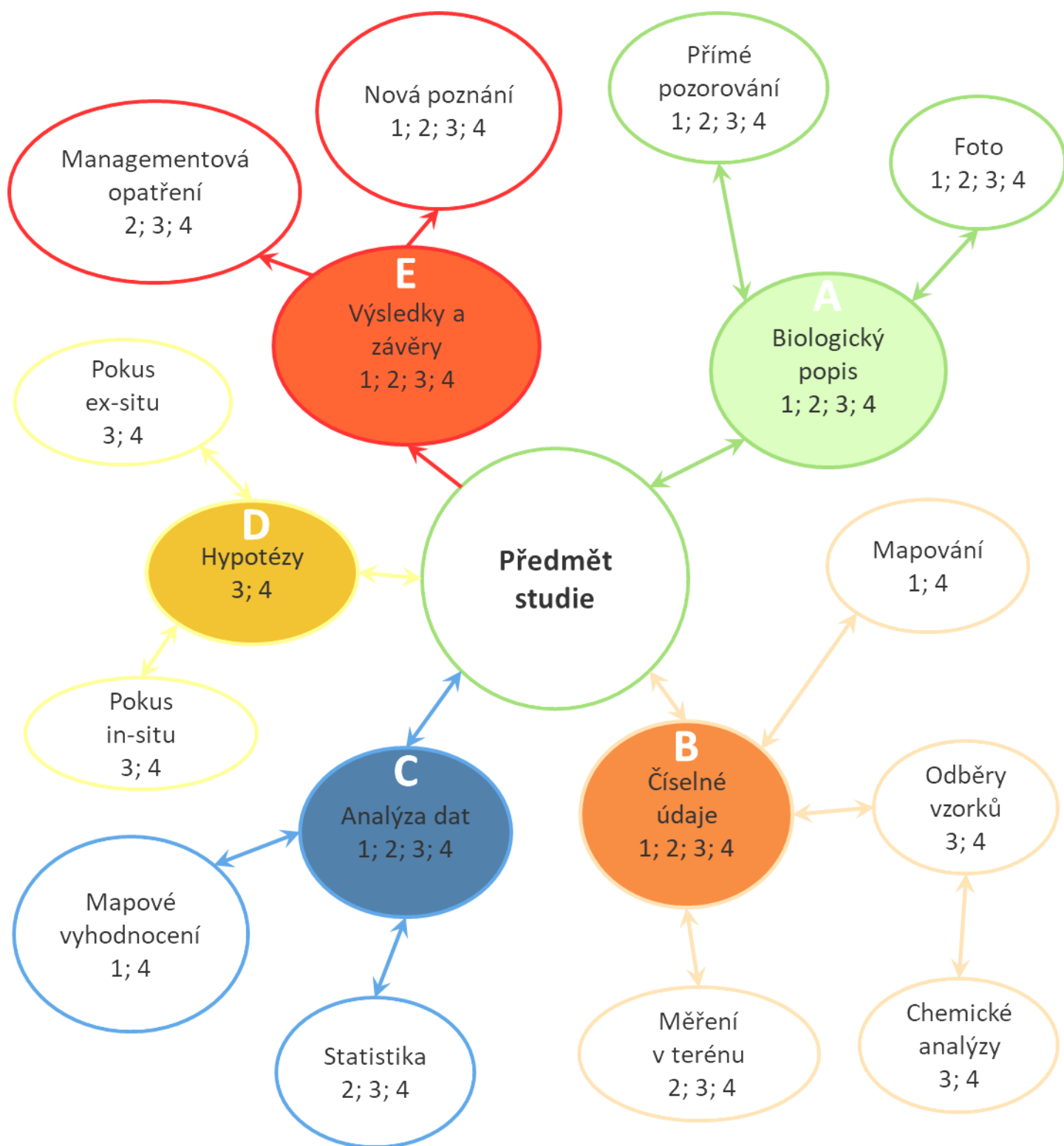
Práce obsahuje čtyři případové studie:

1. Monitoring vegetace v nivě revitalizovaného potoka Hučina (NP Šumava) (Bojková et al., 2015, v dalším textu studie Hučina);
2. Dynamika litorálního porostu v zátocce Vřesná nádrže Lipno (Svidenský et al., 2016, dále jen studie Vřesná);
3. Srovnávací ekologie blízce příbuzných druhů *Ceratophyllum submersum* a *C. demersum* (Svidenský et al., 2013, dále jen studie Růžkatce);
4. Ústup litorálních porostů na rybníku Bažina (Svidenský et al., 2021, dále jen studie Bažina).

Každá z těchto studií používá jiný přístup (Obr. 2). Zahrnují monitoring, vědecký experiment a kombinaci monitoringu a vědeckého experimentu. Studie 1, 2 a 4 vycházejí z principu adaptivního monitoringu, tj. zpětnovazebného rozhodování při volbě dalšího postupu (srov. Obr. 1 v kap. 2.3.3).

Dílčími cíli jednotlivých studií bylo:

1. Ověřit přínos managementového opatření pro péči o studovaný biotop (studie Hučina).
2. Zhodnotit ekologický potenciál silně ovlivněného vodního útvaru (studie Vřesná)
3. Získat podrobné poznatky k biologii ohroženého druhu, využitelné při managementu jeho biotopu (studie Růžkatce)
4. Navrhnout managementová opatření vhodná ke zvýšení přírodní hodnoty sledovaného biotopu (studie Bažina).



Obr 2: Součásti řešení jednotlivých případových studií (A–E). 1 – studie Hučina; 2 – studie Vřesná; 3 – studie Růžkatce; 4 – studie Bažina.

4. Přehled případových studií

4.1. Monitoring vegetace v nivě revitalizovaného potoka Hučina (NPŠ)

4.1.1. Cíl studie

V roce 2013 byla revitalizována část potoka Hučina (pravý přítok Studené Vltavy blízko Červeného Kříže) jako součást programu obnovy odvodněných rašelinišť a zlepšení vodního režimu v krajině (Bufková, 2013). Nově meandrující koryto potoka bylo situováno převážně v původním řečišti. Narovnané části koryta byly přehrazeny a přeměněny v tůně. V zalesněných oblastech nivy Hučiny byla provedena obnova režimu podzemní vody přehrazením odvodňovacích kanálů v této oblasti.

Cílem této studie bylo zachytit ekosystémové změny v první fázi revitalizace potoka Hučiny. Výsledné poznatky pomohou přispět k poznání vývoje rostlinných společenstev po obnovení přírodě blízkého vodního režimu.

4.1.2. Metodický přístup

Aby bylo možné posoudit dopad revitalizace vodního toku na vegetaci nivy, byl monitoring v nivě potoka Hučina zahájen ještě před jeho revitalizací (Lazárková, 2012; Sláma, 2012). Pro nivu potoka Hučiny byla vytvořena mapa biotopů *sensu* Chytrý et al. (2010). Jako výchozí podklady byly použity místní topografické mapy, ortofotografické mapy, lesnické porostní mapy, poskytnuté správou NP Šumava. Hranice biotopů byly zaznamenány v terénu za pomoci přístroje PDA Ashtech GPS Magellan mobile mapper 10. Data byla později zpracována za použití ArcGIS 9.2 software.

Dále byly vytyčeny trvalé plochy na třech transektech, vedoucí napříč revitalizovanou nivou. Zde bylo zaznamenáváno 2x ročně druhové složení vegetace a pokryvnost jednotlivých druhů. Botanická nomenklatura je uvedena v souladu s Klíčem ke květeně ČR (Kubát, 2002).

4.1.3. Výsledky

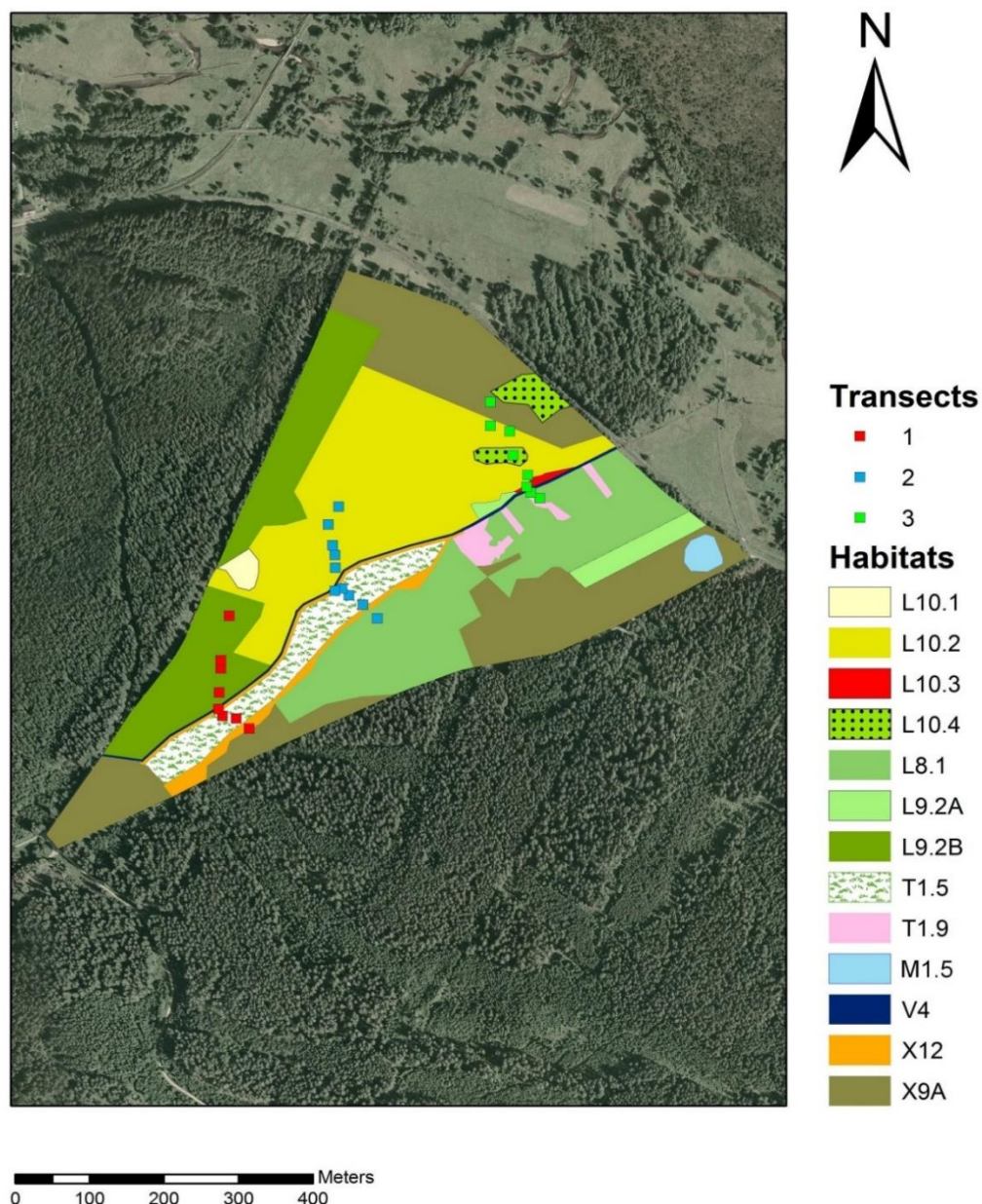
Výsledky terénního mapování (Obr. 3) ukazují, že vegetace se lišila v závislosti na vzdálenosti od zregulovaného koryta potoka. V nejvzdálenější části, která je dostatečně suchá, aby umožnila vjezd pro těžební stroje, byl původní les vytěžen a nahrazen smrkovou monokulturou.

Ve střední části nivy složení druhů vyššího stromového patra a podrostu odpovídá očekávané původní druhové skladbě. Je zde mnoho středně starých, odumřelých stromů a mnoho různověkových porostů, které pravděpodobně vznikly přirozeným zmlazením. Tyto vlastnosti indikují, že tato oblast nebyla obhospodařována několik desetiletí, pravděpodobně už od druhé světové války, a do té doby byly prováděny pouze probírky.

Části nivy nejbližší koryta byly porostlé monodominantními porosty ostřic pouze s malou příměsí jiných druhů typických pro mokré louky. Tento stav opět poukazuje na absenci hospodaření po několik desetiletí a degradaci, která je důsledkem odvodnění.

Nejcennější společenstva této oblasti zahrnují rašelinné březiny (společenstva *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis*), rašelinné brusnicové bory (ass. *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris*), suchopýrové bory kontinentálních rašelinišť (ass. *Eriophoro vaginati-Pinetum sylvestris*) a blatkové bory (ass. *Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae*) (nomenklatura podle Chytrý et al., 2010).

Tato společenstva se nejčastěji nacházejí v dolní části toku, kde hladina podzemní vody klesla nejméně. Tato společenstva pravděpodobně představují fragmenty původních porostů této oblasti.



Obr. 3. Mapa hlavních typů biotopů nivy Hučiny. Kódy jsou uvedeny podle Katalogu biotopů ČR (Chytrý et al., 2010). L10.1 – rašelinné březiny; L10.2 - Rašelinné brusnicové bory; L10.3 - Suchopýrové bory kontinentálních rašelinišť; L10.4 - Blatkové bory; L8.1 - Boreokontinentální bory; L9.2A, L9.2B - Rašelinné a podmáčené smrčiny; M1.5 - Pobřežní vegetace potoků; T1.5 - Vlhké pcháčové louky; T1.9 - Střídavě vlhké bezkolencové louky; V4 - Makrofytní vegetace vodních toků; X12 - S Nálety pionýrských dřevin; X9A - Lesní kultury s nepůvodními jehličnatými dřevinami.

4.1.4. Závěr

Dlouhodobý monitoring vegetace v nivě Hučiny dále pokračuje. První změny vegetace po revitalizaci zaznamenala Stachová (2015), další vývoj je předmětem dvou bakalářských prací (Čížková 2019, ústní sdělení). Dále probíhá i sledování fyzikálně chemických parametrů vody v potoce a sukcese zoobentosu (Vrba 2019, ústní sdělení).

Výsledky monitoringu budou využitelné pro vyhodnocení úspěšnosti obnovy mokřadních biotopů v NP Šumava a mohou poskytnout cenné informace pro revitalizaci jiných lokalit s podobnými podmínkami.

4.2. Dynamika litorálního porostu v zátoce Vřesná nádrže Lipno

4.2.1. Cíl studie

Tato případová studie představuje typ situačního monitoringu ve smyslu Rámcové směrnice o vodách. Tento dlouhodobý monitoring měl za cíl zdokumentovat biotické a abiotické procesy probíhající v litorálním pásmu a navrhnout management vedoucí ke zlepšení ekologického potenciálu nádrže, který by byl aplikovatelný i na dalších přehradních nádržích.

4.2.2. Metodický přístup

Pro zhodnocení dynamiky litorálních porostů byly získány pravidelné záznamy o výšce vodní hladiny, ty byly poskytnuty Povodím Vltavy, státní podnik, v podobě denních hodnot kótované výšky vodní hladiny pro roky 1991-2014. Z těchto hodnot a nadmořské výšky trvalých ploch jsme vypočítali denní hodnoty výšky vodního sloupce na jednotlivých plochách. Na základě výšky vodního sloupce jsme trvalé plochy rozdělili na plochy s převažující terestrickou, limózní nebo litorální ekofází.

Dále byla sledována rostlinná společenstva na trvalých plochách (1x1m), kde jsme zaznamenávali druhové složení, celkovou pokryvnost rostlin a pokryvnosti jednotlivých druhů. Pro odhad pokryvnosti byla použita sedmičlenná Braun-Blanquetova stupnice. Dynamika litorální vegetace byla sledována v letech 2011 až 2014 v měsících charakteristických pro počáteční rozvoj vegetace (květen), vegetační maximum

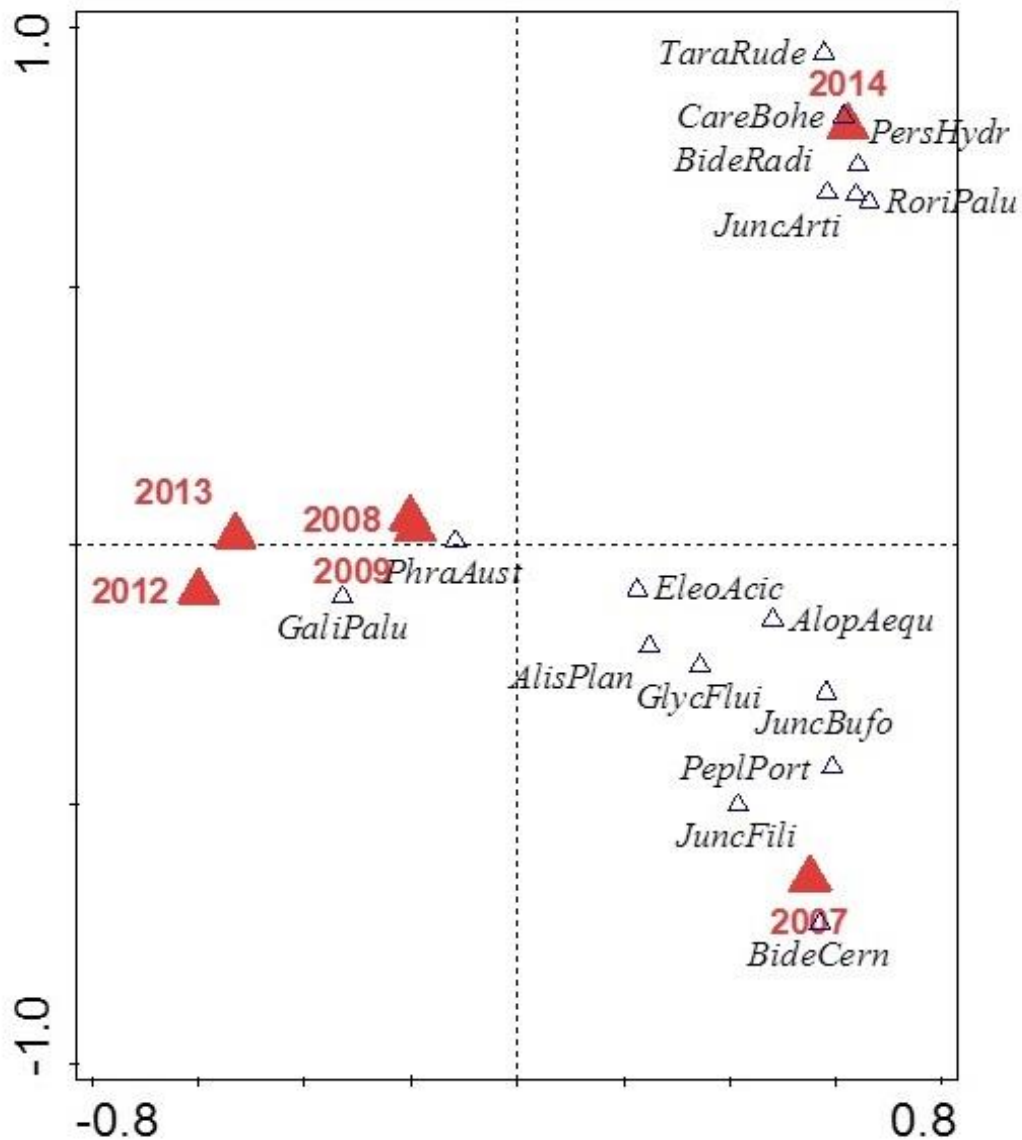
(červenec) a konec vegetačního maxima (konec srpna až začátek září). Pro hodnocení meziroční variability byla využita i analogická data získaná během podrobné studie zonace litorálního porostu v letech 2006-2009 (Krolová et al., 2011, 2013).

Získaná vegetační data byla vyhodnocena kanonickou korespondenční analýzou (CCA) pomocí softwaru Canoco (ter Braak a Šmilauer, 2002). Pro statistické analýzy byly symboly "r" a "+" převedeny na číselné hodnoty 0,01 % a 0,1 % (van der Maarel, 1979). Byla testována (a) významnost meziroční variability v druhovém složení a pokryvnosti vegetace a (b) ovlivnění letního aspektu vegetace převládající ekofází na stanovišti v přechodných obdobích: ekofází v přechodném období 30 dnů, ekofází na jaře téhož roku (21.4.-21.6.) a ekofází na podzim předcházejícího roku (21.9.-21.11.). Vliv těchto faktorů byl vyhodnocen pomocí modelu postupné selekce charakteristik prostředí. Vzhledem k opakovaným sledováním stejných ploch byla použita permutační metoda „podél lineárního transektu nebo podél časové osy“. Významnost modelu byla posuzována na základě Monte-Carlo testu o 500 iteracích. Variabilita vegetačních dat byla posuzována na základě permutací dat v blocích definovaných ročním obdobím (Šmilauer a Lepš, 2014).

Botanická nomenklatura je uvedena v souladu s Klíčem ke květeně ČR (Kubát, 2002).

4.2.3. Výsledky

Tato studie navazuje na předchozí průzkum sezónní a meziroční dynamiky litorálních porostů vodní nádrže Lipno (Krolová et al., 2011; 2012; 2013). Jejím cílem bylo charakterizovat dynamiku litorálního porostu na delší časové řadě. Poukazuje na výskyt ochranářsky zajímavého biotopu, a to biotopu obnažených den. Tento biotop se může tvořit v zátokách v letech s nízkou vodní hladinou, tj. v průměru 1x za 4-5 let (Obr. 4). Vznikají zde podmínky pro výskyt některých vzácnějších druhů rostlin, např. ostřice šáchorovité (*Carex bohemica*). Tento fenomén zasluhuje další pozornost.



Obr. 4. V levé části grafu jsou soustředěny vytrvalé druhy s velkou pokryvností, které obsazovaly stanoviště s dlouhodobě terestrickou až limózní ekofází. V pravé části grafu jsou soustředěny druhy typické pro obnažená dna. Svislá osa znázorňuje odlišnosti v druhovém složení vegetace obnažených den v letech 2007 a 2014. V roce 2007 se na obnaženém dně vytvořila společenstva s dominantní psárkou plavou (*Alopecurus aequalis*) a bahničkou jehlovitou (*Eleocharis acicularis*).

Vegetace obnažených den je typická pro rybníky s tradičním tzv. dvou nebo vícehorkovým hospodařením. Vegetace vlhkomilných jednoletých bylin se rozvíjí na obnažené části dna v prvním roce po výlovu, kdy je rybník napuštěn jen částečně. Při současném intenzivním rybářském hospodaření je však na většině rybníků udržována

stálá vysoká hladina po celý produkční cyklus. V důsledku toho biotopů obnažených den ubývá a některé druhy jsou v současnosti v kategorii ohrožených. Příkladem je ostřice šáchorovitá (*Carex bohemica*), která je v Červeném seznamu cévnatých rostlin České republiky zařazena do kategorie C4a – druhy vyžadující další pozornost (Grulich, 2012).

V zátocě Vřesná podmínky pro vegetaci obnažených den vznikají v důsledku meziročního kolísání výšky vodního sloupce v zóně spodního eulitorálu (Obr. 5). Tato zóna je po většinu času zaplavena, ale bez vodní vegetace. Rozvoj vodních rostlin pravděpodobně omezuje malá průhlednost vodního sloupce a dále vymrzání při zimním poklesu vodní hladiny. Pokud ovšem na jaře a v časném létě suchého roku dojde v této zóně k obnažení dna, může být vzniklý otevřený biotop obsazen jednoletými vlhkomilnými druhy, které během jedné vegetační sezóny vyklíčí, vyrostou a vytvoří semena. Ta pak v semenné bance přečkávají období zaplavení až do dalšího obnažení dna. Takové podmínky se vytvořily v zátocě Vřesná za dobu 23 let asi 4x až 5x, což je dostatečně často na to, aby se na lokalitě vytvořila a udržela funkční banka semen (Baskin a Baskin, 2001; Šumberová et al., 2006).



Obr. 5. Rozvíjející se porosty obnažených den v jarních měsících (vlevo), plně vyvinutá společenstva koncem vegetační sezóny (vpravo).

4.2.4. Závěr

Meziroční proměnlivost litorální vegetace byla největší v zóně spodního litorálu, kde v závislosti na hladině vody může vznikat zcela odlišná vegetace. Naopak v zóně horního litorálu byly meziroční rozdíly minimální díky vysokému zápoji vytrvalých rostlin. Letní vegetaci litorálních porostů významně ovlivňovala ekofáze předcházejícího podzimu a jara téhož roku.

Tato studie dále poukazuje na výskyt ochránářsky zajímavého biotopu, a to biotopu obnažených den ve VN Lipno. Obohacuje litorální porosty o nová společenstva. Vznikají zde podmínky i pro výskyt některých ohrožených druhů rostlin, např. ostrice šáchorovité (*Carex bohemica*, C4a). Tento biotop se může tvořit v zátokách s pozvolným dnem v letech s nízkou vodní hladinou. Jak vyplývá ze záznamu dynamiky vodní hladiny, vhodná situace pro rozvoj vegetace obnažených den se vytvořila 4x v období 2003-2015 (v letech 2004, 2006, 2009 a 2014). Tento fenomén může zvýšit ekologický potenciál umělých vodních útvarů ve smyslu Rámcové směrnice o vodách (2000/60/ES, 2000).

4.3. Srovnávací ekologie blízce příbuzných druhů *Ceratophyllum submersum* a *Ceratophyllum demersum*

4.3.1. Cíl studie

Jde o příklad studie, která využívá principů průzkumného monitoringu. Cílem této práce bylo přispět k rozšíření znalostí o biologii vzácného růžkatce bradavičnatého (*C. submersum*), a to porovnáním jeho základních charakteristik růstu a rozmnožování s týmiž charakteristikami u běžně se vyskytujícího růžkatce ostnitého (*C. demersum*). Oba druhy jsou taxonomicky blízce příbuzné a po morfologické stránce jsou si oba druhy velmi podobné (Prančl, 2010). Je tedy pravděpodobné, že jejich rozdílný výskyt je podmíněn rozdíly v růstové dynamice a schopnosti rozmnožování. Detailní znalosti o biologii tohoto druhu (dynamika růstu, tvorba semen) jsou přitom zásadní např. při návrzích hospodaření na rybnících s jeho výskytem.

V práci jsme proto testovali následující hypotézy: *C. submersum* a *C. demersum* se liší (1) růstovou dynamikou během vegetační sezóny, (2) způsobem rozmnožování a (3) schopností přijímat anorganický uhlík z hydrogenuhličitanu.

4.3.2. Metodický přístup

Růst rostlin *C. submersum* a *C. demersum* byl sledován ve dvou typech prostředí: na rybníce Velký Roubíkuv s přirozenou populací růžkatce (terénní pokus) a v nádrži v Botanickém ústavu v Třeboni (nádobový pokus).

Na rybníce Velký Roubíkuv byly provedeny dva po sobě následující pokusy, první v období 10. 6. až 26. 7. 2010 (46 dnů), a druhý v období 29. 7. až 9. 9. 2010 (42 dnů). Oba pokusy měly stejné uspořádání.

V Botanickém ústavu AV ČR v Třeboni růstové pokusy probíhaly v nádrži o rozměrech 55 x 140 x 180 cm. Pokus 1 měl charakterizovat růst v první části vegetačního období a trval 74 dnů (13. 5. až 26. 7. 2010). Pokus 2 probíhal v druhé části vegetačního období (29. 7. až 9. 9. 2010) a trval 42 dnů.

Měření přírůstků v růstových pokusech

U pokusných rostlin se zaznamenávala celková délka, počet přeslenů a vzrostných vrcholů, počet semen a květů. Po měření byly rostliny rovnoměrně rozmístěny po celé ploše nádrže (resp. do ohrádky při terénním pokusu). Měření růstových charakteristik se opakovalo zhruba po 14 dnech. Pro zjištění výchozí hmotnosti sušiny bylo před zahájením pokusu usušeno a zváženo dvacet rostlin (délka 6 přeslenů). Po ukončení pokusu se pokusné rostliny usušily při 60 °C do konstantní hmotnosti a zvážily. Z těchto údajů se vypočítávala relativní růstová rychlost (RGR) a doba zdvojení biomasy (Adamec a Kovářová, 2006; Dykyjová a Jakrllová, 1989).

Měření příjmu anorganického uhlíku

Měření příjmu různých forem anorganického uhlíku byla provedena podle metodiky Adamec a Ondok (1992). Rostliny odebrané v terénu (6x *C. submersum* a 6x *C. demersum*) se vložily do uzavíratelných zkumavek, zalily roztokem 1mM KCl a 1 M NaHCO₃ tak, aby vznikla pod víčkem malá bublina. Zkumavky se vložily do vodní lázně

o teplotě 20-25 °C kvůli stabilizaci teploty a uložily do polostínu. Zkumavky se každou hodinu otáčely a kontrolovala se teplota až do ukončení pokusu, který trval 4 hodiny. Po ukončení pokusu se zaznamenala teplota vodní lázně se vzorky. Ve zkumavkách se změřily konečné hodnoty pH. Celková alkalita roztoku byla stanovena titrací 0,01 mM HCl do pH 4,5. Koncentrace forem CO₂ byly spočítány podle vzorce pro uhličitanové rovnováhy (Pokorný, 1989).

Statistické hodnocení

Růstová data z terénních pokusů byla hodnocena analýzou variance hlavních efektů. Růstová data z nádobových pokusů a výsledky měření příjmu CO₂ byly hodnoceny t-testem. Všechny analýzy byly provedeny pomocí programu Statistica 10 firmy StatSoft.

4.3.3. Výsledky

V mnoha charakteristikách se srovnávané druhy projevovaly velmi podobně. To se týkalo většiny růstových měření, poměru mezi vegetativním a generativním rozmnožováním i příjmu anorganického uhlíku z hydrogenuhličitanu. Tato podobnost může být důsledkem jejich genetické podobnosti. Přesto se druhy signifikantně lišily v denním délkovém i hmotnostním přírůstku ve druhé části vegetační sezóny (**29. 7. až 9. 9. 2010**, Tab. 3). V nádobovém pokuse nastal významný délkový přírůstek u druhu *C. submersum* až ke konci sledovaného období, zatímco rostliny druhu *C. demersum* rostly po celé období velmi pomalu. Průměrný denní délkový přírůstek u *C. submersum* byl 1,6 mm za den, kdežto u *C. demersum* byl průkazně menší (0,4 mm za den) (F=26,98; p=0,0001). Přírůstek hmotnosti sušiny byl také větší u *C. submersum* (1,26 mg za den).

Tab. 3. Denní délkové a hmotnostní přírůstky obou druhů růžkatců v druhé polovině vegetační sezóny.

Charakteristika	<i>C. submersum</i>	<i>C. demersum</i>	
Terénní pokus v rybníku Velký Roubíkuv (29.7. – 9.9. 2010)			
Průměrný denní délkový přírůstek (mm*d ⁻¹)	1,03 ± 0,51	0,81±0,44	F=7,62 p<0,01
Průměrný denní hmotnostní přírůstek (mg*d ⁻¹)	0,094	1	F=0,61 P=0,44
Kultivační pokus BÚ (29.7. – 9.9. 2010)			
Průměrný denní délkový přírůstek (mm*d ⁻¹)	1,6 ± 0,63±	0,4±0,17	F=18,33 p<0,01
Průměrný denní hmotnostní přírůstek (mg*d ⁻¹)	1,26	0,78	F=4,53 P=0,047

Běžný druh *C. demersum* zkracuje délkové přírůstky a vytváří tak přezimovací nepravé turiony během vegetační sezóny dříve než *C. submersum*, který je v jižních Čechách na severním okraji svého areálu a přezimovací pupeny zpravidla nevytváří. Jeho fenologický vývoj může být tedy nastaven na delší vegetační sezónu a rostliny tak mohou být náchylnější k poškození prvními mrazy, zejména při vypuštění rybníka kvůli výlovu. Bylo by proto zajímavé zjistit, zda útlum lokálního výskytu *C. submersum* souvisí se způsobem rybníčního hospodaření a výskytem prvních mrazů v předchozím roce.

V rámci studie byla testována schopnost *Ceratophyllum submersum* a *C. demersum* přijímat anorganický uhlík (HCO₃⁻). Během měření hodnoty pH vzrostly z 6,96 na hodnoty přesahující pH 9 a zároveň poklesla celková alkalita (Tab. 4). Koncentrace celkového rozpuštěného CO₂ byla u obou druhů velmi malá (v řádu 10⁻⁷ mol.l⁻¹), oba druhy tedy využívají HCO₃⁻ ionty pro fotosyntézu. Druh *C. demersum* využíval HCO₃⁻ ionty pro fotosyntézu intenzivněji než *C. submersum*, o čemž svědčí průkazně nižší konečné koncentrace HCO₃⁻ (F=5,345, p=0,0434) (Svidenský et al., 2013).

Tab. 4: Výsledky měření příjmu anorganického uhlíku oběma blízce příbuznými druhy růžkatců.

Měření příjmu anorganického C	<i>C. submersum</i>	<i>C. demersum</i>
Konečná celková alkalita [mM]	0,93	0,87
Konečné pH	9,99	10,12
Konečné koncentrace C-CO ₂ [μM]	0,3	0,1
Konečné koncentrace C-HCO ₃ ⁻ [mM]	0,64	0,54
Konečné koncentrace C-CO ₃ ²⁻ [mM]	0,29	0,33

4.3.4. Závěr

Výsledky studie ukázaly, že oba druhy růžkatce se liší v růstové dynamice během vegetační sezóny. Oba druhy v terénním i nádobovém pokusu preferovaly vegetativní způsob rozmnožování nad generativním, na rozdíl od náhodných odečtů přirozeně se vyskytujících rostlin, které bohatě kvetly a tvořily semena. Oba druhy dokáží přijímat anorganický uhlík ve formě HCO₃⁻.

Vzhledem k probíhajícím změnám klimatu může v budoucnu dojít ke zvětšení areálu rozšíření dnes vzácného druhu a obohacení diverzity makrofyt. Díky získaným poznatkům o biologii druhu *C. submersum* může být nastaven takový management hospodaření na rybnících, který by vedl k šíření tohoto druhu, nebo naopak v případě nežádoucího přemnožení k jeho omezení. Znalosti biologie druhu lze využít při tvorbě plánů péče pro rybníční rezervace, kde se tento druh vyskytuje (Svidenský et al., 2013).

4.4. Ústup litorálních porostů na rybníku Bažina

4.4.1. Cíl studie

Tato studie je příkladem situačního monitoringu dle Rámcové směrnice o vodách. Cílem této studie bylo zjistit příčiny rozpadu litorálních porostů v rybníce, který je součástí PR Vrbenské rybníky. Dále zmapovat současný stav rybničního ekosystému, vyhodnotit možnosti obnovy litorálu a navrhnout managementová opatření vedoucí ke stabilizaci a revitalizaci tohoto ekosystému.

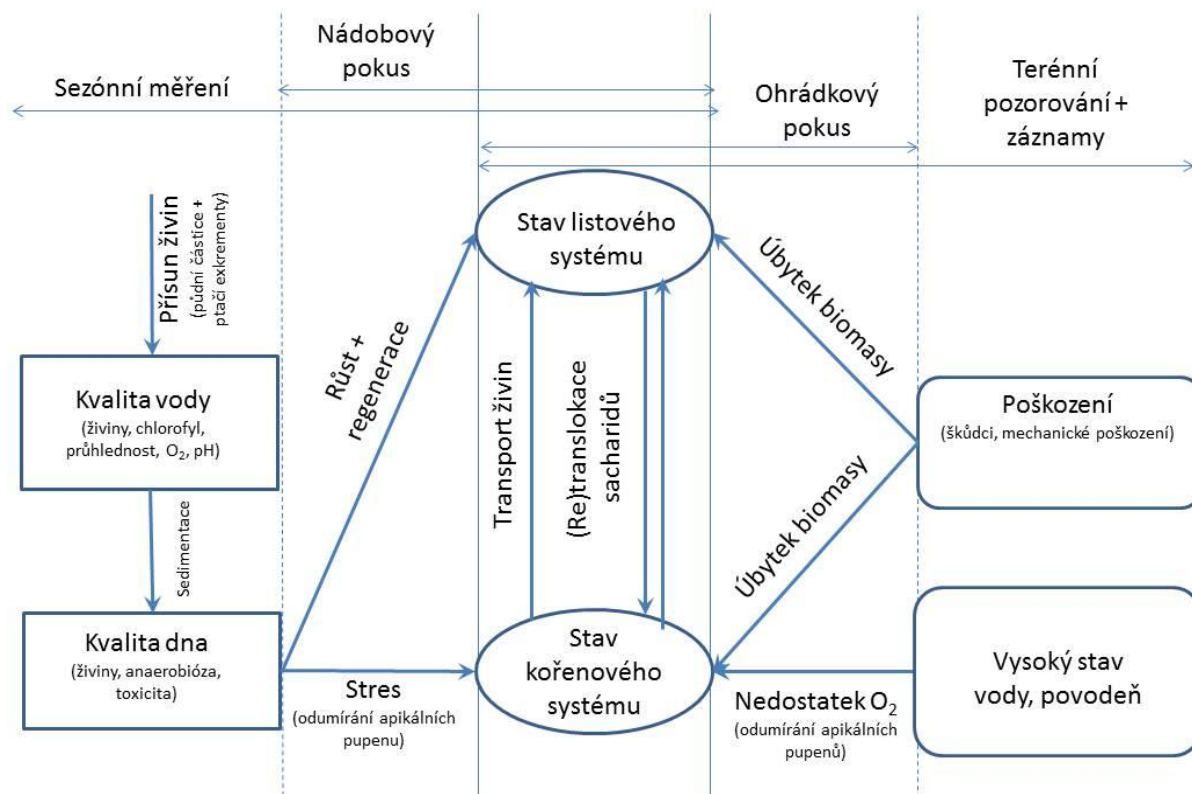
Tato studie je z předložených případových studií nejrozsáhlejší, protože jejím cílem bylo přinést podrobné informace, které by umožnily do plánu péče PR začlenit opatření vedoucí ke stabilizaci litorálu. Proto je v disertaci popsána podrobněji než předchozí studie. Tato studie byla provedena v součinnosti s AOPK, KÚ a hospodařící firmou Lesy a rybníky města České Budějovice.

4.4.2. Metodický přístup

Předpokládalo se, že stav litorálních porostů může ovlivňovat více faktorů, a to zejména chemická kvalita sedimentu a vody, dále biotické faktory, tzn. mechanické poškozování porostu ptáky a rybami. Nejprve byl proveden průzkum současného stavu rybničního ekosystému, který zahrnoval zmapování rozlohy litorálních porostů, a stanovení fyzikálních a chemických charakteristik vody a sedimentu. Také byla zdokumentována aktivita přítomných živočichů. Vlivy předpokládaných příčin ústupu porostů se následně testovaly experimentálně (Obr. 6).

Stav litorálního porostu

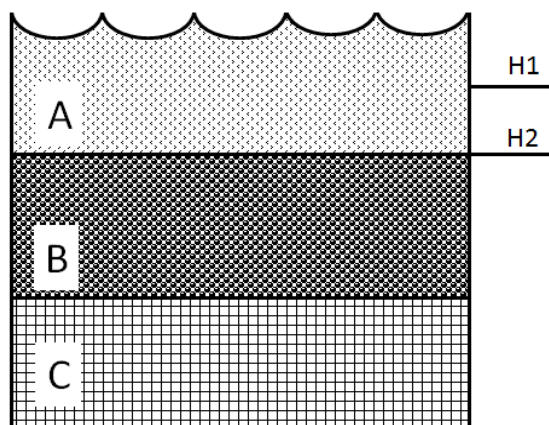
Mapováním litorálních porostů byla zjištěna plocha živých a odumřelých litorálních porostů v r. 2013 a porovnána se stavem v r. 2004. Stávající stav porostů orobince byl zdokumentován fotograficky.



Obr. 6 – Grafické znázornění souvislostí mezi předpokládanými příčinami oslabujícími rostliny a provedenými pokusy ověřujícími příčiny rozpadu litorálu.

Stanovení fyzikálních a chemických charakteristik vody a sedimentů

Kvalita vody a sedimentů byla vyhodnocena ze vzorků odebraných na vrcholu a na konci vegetační sezóny v kompaktních a rozpadajících se litorálních porostech a ve volné vodě (Obr. 7). Odebíraly se vzorky vody z vodního sloupce a vzorky vzosného a pevného sedimentu. Pevná fáze a pórová voda vzosného sedimentu byly odděleny centrifugací.



Obr. 7 – Rozvrstvení vody a sedimentu na dně rybníka. A – vodní sloupec, B – vznosný sediment s pórovou vodou, C – pevný sediment. Hodnoty pH a elektrické konduktivity byly měřeny v polovině vodního sloupce (H1) a na rozhraní vodního sloupce a vznosného sedimentu (H2).

Elektrická vodivost a pH rybníční vody byly měřeny přímo v terénu. V odebraných vzorcích vody a sedimentů byly laboratorně stanoveny koncentrace chlorofylu, celková alkalita a obsahy hlavních minerálních živin. Tyto analýzy byly provedeny v Analytické laboratoři v Botanickém ústavu AV ČR v Třeboni.

Sezónní sledování kvality vody ve vodním sloupci probíhalo na vybraném místě ve dvou vegetačních obdobích. Zahrnovalo obsah kyslíku, pH, průhlednost, teplotu a obsah chlorofylu *a*.

Mocnost anaerobní vrstvy v sedimentech byla nejprve orientačně stanovena pomocí železných tyčí se zoxidovaným (zrezivělým) povrchem, vsazených do všech tří zkoumaných vrstev (vodní sloupec, vznosný sediment a pevný sediment). Hodnoty oxidačně redukčního potenciálu byly následně stanoveny potenciometricky (tj. jako rozdíl elektrického potenciálu mezi Pt elektrodou umístěnou do sedimentu a Ag/AgCl (referenční) elektrodou ve vodním sloupci).

Biotické vlivy

Aktivita vodního ptactva byla zdokumentována na základě snímků pořízených infračervenou fotopastí a výsledků hladinového sčítání poskytnutého AOPK ČR. Aktivita ryb byla zjišťována přímým pozorováním. Možný vliv rybí obsádky byl dále

vyhodnocen na základě karet rybníků poskytnutých firmou Lesy a rybníky města České Budějovice.

Experimenty

Nádobový pokus

Byly testovány rozdíly růstu orobince úzkolistého (*T. angustifolia*) v sedimentu s vysokým obsahem organické hmoty z rybníka a v písčitém sedimentu. Pokus celkem zahrnoval 4 vany, z toho vždy 2 obsahovaly stejný typ substrátu. Šest košíků se stejným typem substrátu bylo umístěno vždy v jedné vaně. Na pokusných rostlinách byly sledovány tyto charakteristiky: počet odnoží, počet a délka živých a odumřelých listů, biomasa nadzemních částí rostlin, biomasa oddenků a biomasa kořenů.

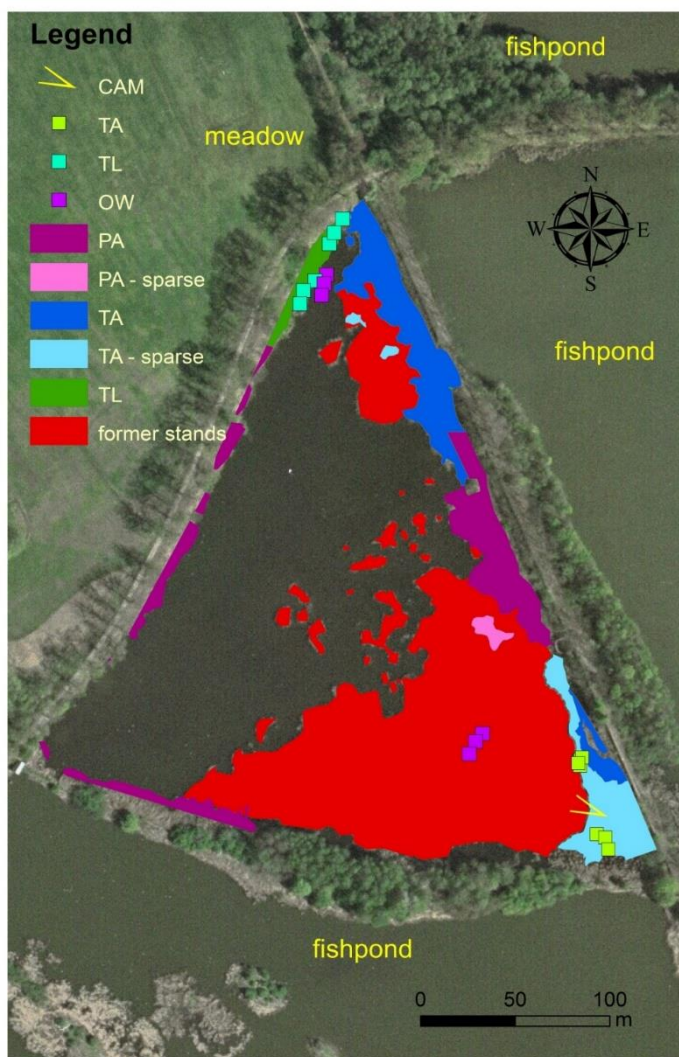
Ohrádkový pokus

Cílem pokusu bylo stanovit míru poškozování litorálních porostů pastvou vodních ptáků a ryb. Pro účely pokusu byly před vegetační sezónou 2015 zhotoveny v litorálu rybníka ohrádky, které zahrnovaly litorální porosty s dominantními druhy *Typha latifolia* i *T. angustifolia* v různých stupních rozpadu. Byly vybrány čtyři dvojice transektů. Jeden transekt ve dvojici byl oplocen a do druhého byl ponechán volný přístup. Navíc byla oplocena plocha s ostrůvkovitým porostem o rozloze asi 12 m² a k ní byla opět nalezena párová plocha, která zůstala neoplocena. Po ukončení ohrádkového pokusu (31. 7. 2015) byly sledován poměr zdravých odnoží v ohrádce a vně paralelně s ohrádkou. Získané údaje byly statisticky vyhodnoceny.

4.4.3. Výsledky

Stav litorálního porostu

Západní břeh rybníka lemoval jen několik metrů široký pás rákosu obecného (*Phragmites australis*) na návodní straně hráze (Obr. 8), na nějž navazovalo keřové patro. Podobně tomu bylo i v jihozápadním cípu rybníka.



Obr. 8 – Mapa litorálních porostů na rybníce Bažina v letech 2004 a 2013. CAM – umístění fotopasti, TA – porosty *Typha angustifolia*, TA-sparse – rozvolněné porosty *Typha angustifolia* TL – porosty *Typha latifolia*, OW – volná voda, PA – porosty *Phragmites australis*, PA-sparse – rozvolněné porosty *Phragmites australis*, fishpond – rybník, meadow – louka, sledované plochy jsou znázorněné pomocí čtverců. Červeně jsou označeny rozpadlé trsy orobince, které byly zmapovány po vypuštění rybníka na podzim 2013.

V jihovýchodním cípu rybníka se vyskytovaly rozvolněné porosty orobince úzkolistého (*Typha angustifolia*). Nesly největší známky degradace a byly často rozpadlé do jednotlivých trsů (Obr. 9a). Výška vodního sloupce od pevného dna dosahovala až 80 m. Nejrozsáhlejší zapojené litorální porosty byly vytvořeny podél východní hráze rybníka. V zaplaveném litorálu se vyskytovaly izolované trsy rákosu,

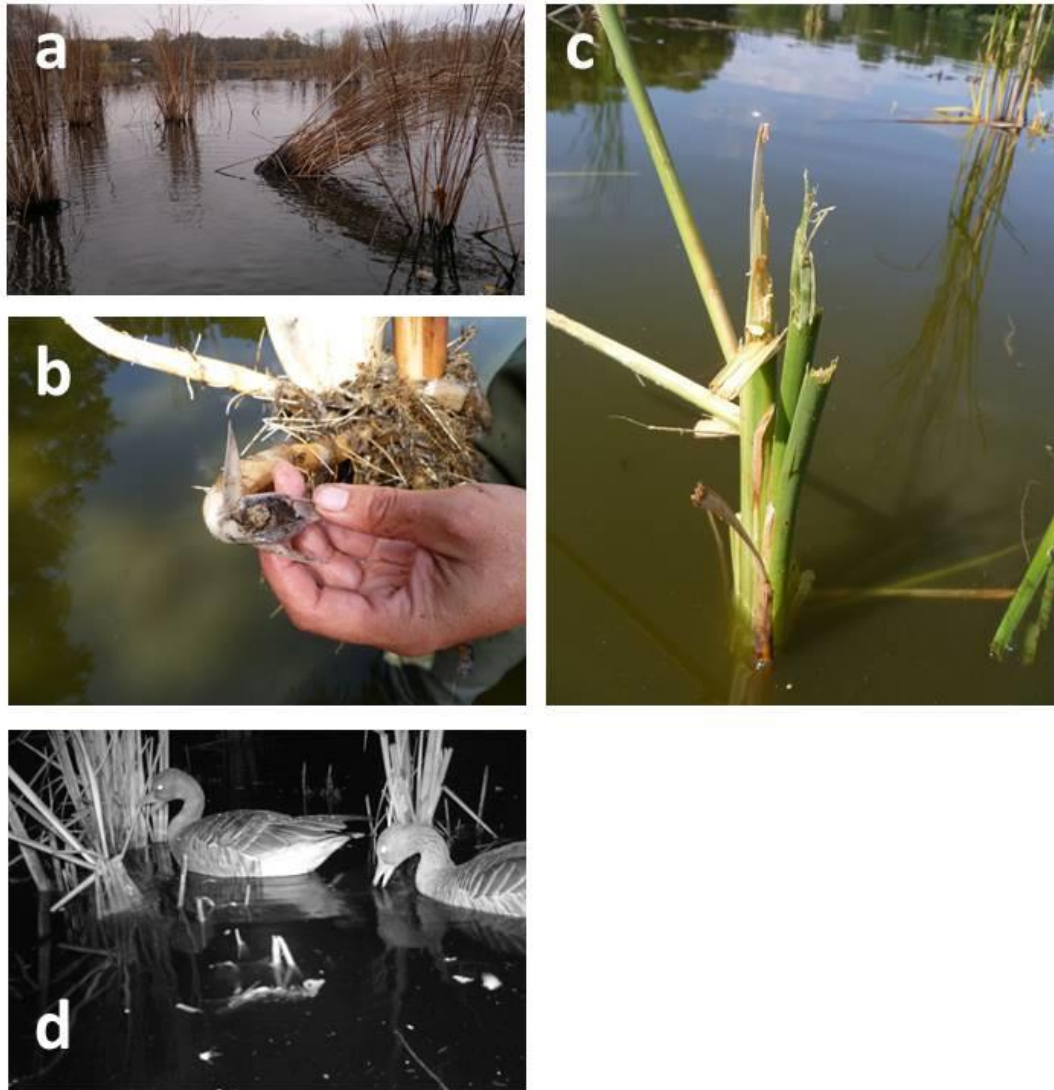
které často nesly známky okusu. V severovýchodní části litorálu byl zapojený porost orobince úzkolistého o šířce 20–58 m, který sahal do hloubky cca 30 cm. Ve větší hloubce se místy vyskytovaly jednotlivé trsy orobince úzkolistého nebo jeho menší rozvolněné porosty. V severním cípu rybníka byl menší zapojený porost orobince širokolistého (*Typha latifolia*).

Výsledkem jsou změny rozlohy litorálních porostů. Celková odhadovaná plocha všech litorálních porostů v r. 2004 byla přibližně 29 780 m². Odhadovaná původní rozloha litorálních porostů využitelných k hnízdění (bez porostů vrb, zblochanu a ostřic) byla 28 721 m², což odpovídá 48 % plochy rybníka. Plocha litorálních porostů využitelná k hnízdění v r. 2013 činila cca 9 457 m², tedy jen 16 % celkové výměry rybníka. Během deseti let došlo k redukci plochy litorálních porostů zhruba na třetinu původního stavu. K největšímu úbytku litorálních porostů došlo zejména v jihovýchodním cípu rybníka, kde víceméně zapojené porosty původně pokrývaly většinu vodní hladiny.

Voda

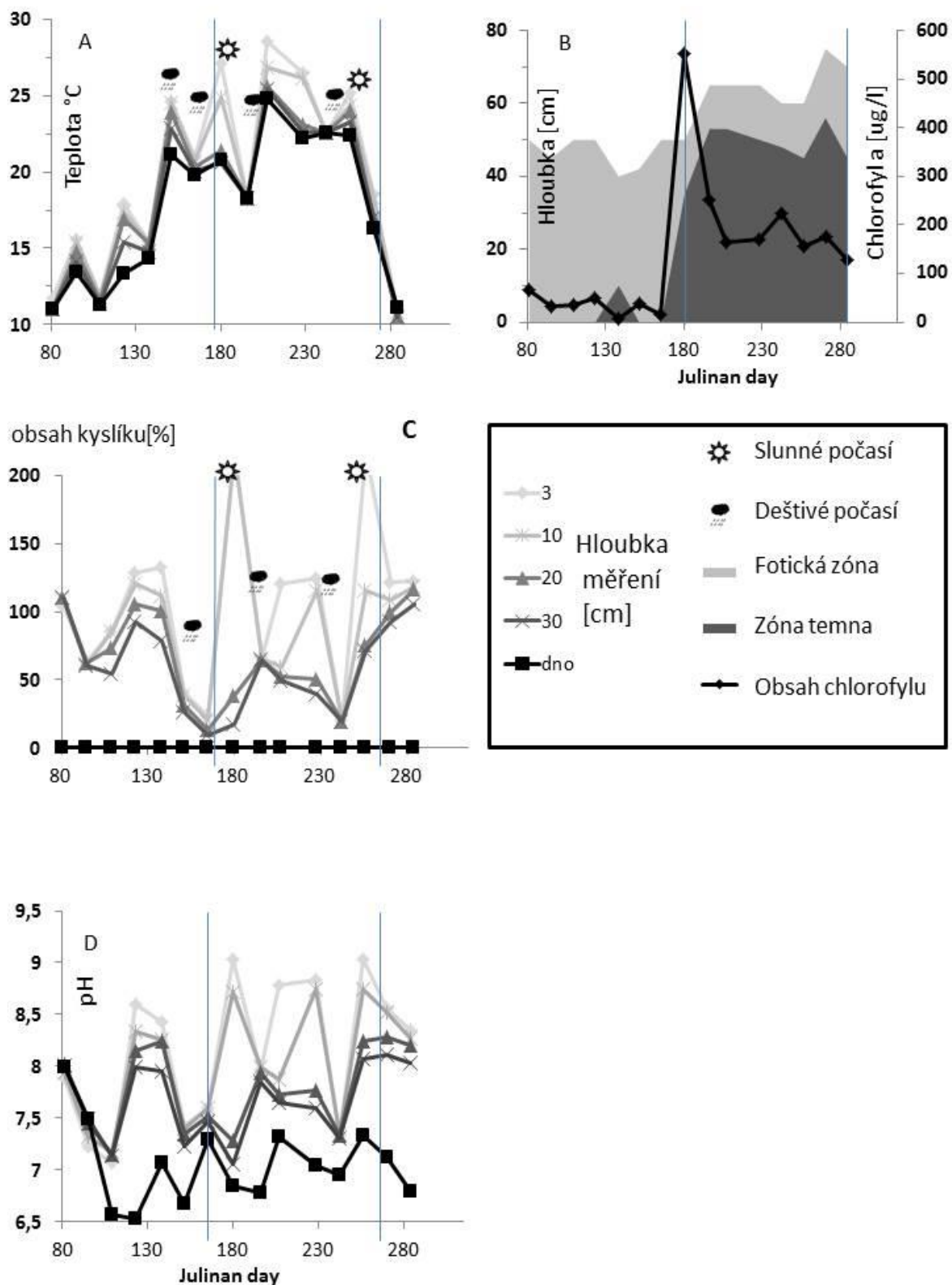
Kvalita a sezónní dynamika vody v letech 2014 a 2016 byla velmi podobná. Proto jsou zde uvedeny pouze charakteristiky z r. 2016.

Během jarního období (81–165 JD) teplota vody postupně rostla, rozdíly teploty vody na dně a na hladině byly maximálně 5 °C (Obr. 10A). Obsah chlorofylu *a* byl v tomto období minimální (nejvýše 67 µg.l⁻¹; Obr. 10B). Ve vodním sloupci většinou nedocházelo ke stratifikaci. V letním období (165–242 JD) vznikala nápadná stratifikace vodního sloupce. Průhlednost vody (fotická vrstva) klesla na 12 cm, tzn. temná vrstva pod ní byla až 50 cm hluboká. Po prvním oteplení nad 25°C obsah chlorofylu *a* prudce vzrostl na sezónní maximum (553 µg.l⁻¹). Poté klesl a ustálil se na obsahu cca 200 µg.l⁻¹. Od hladiny do hloubky 10 cm za slunečných dnů obsah kyslíku přesahoval 200% saturace, v temné zóně byla jen 50% saturace.



Obr. 9 – Typy poškození rostlin orobince úzkolistého a širokolistého na r. Bažina.

a) Samostatně stojící trsy byly často vyvrácené (foto 14. 11. 2013). b) Segment oddenku orobince širokolistého (*Typha latifolia*) uhnívající po ukousnutí. Anatomické charakteristiky kořenů naznačují toxické prostředí (foto 14. 8. 2013). c) Orobinec úzkolistý (*Typha angustifolia*) je v rozvolněných porostech často poškozován okusem (foto 14. 8. 2013). d) Záznam z fotopasti SG-007 nainstalované v jihovýchodním cípu rybníka v rozvolněném porostu orobince úzkolistého. Husy velké navštěvují porosty v noci a spásají výhonky (foto 13. 9. 2013). Foto R. Svidenský.



Obr. 10 – Sezónní průběh parametrů vodního prostředí. Sledované období roku 2016 je vyjádřeno pomocí dnů v roce (Julian day – JD). Svislé čáry oddělují jarní – letní období (81.–164. JD) a letní – podzimní období (165.–270. JD).

Za deštivých dnů se vodní sloupec promíchal a docházelo ke kyslíkovým deficitům v celém vodním sloupci. Obsah kyslíku na dně nebyl po celé léto měřitelný. Podobně jako O₂ byly stratifikovány i hodnoty pH. Zatímco u hladiny sezónní maximum přesahovalo pH 9, u dna bylo pH blízké neutralitě. Počátkem podzimu se vodní sloupec začal ochlazovat, rozdíly ve stratifikaci hodnot O₂ a pH se zmenšily, avšak průhlednost se oproti létu zvýšila jen mírně (cca na 20 cm).

Hodnoty měřených parametrů v chemismu vody ve vodním sloupci byly podobné na většině odběrových míst a byly srovnatelné ve volné vodě i ve vodě odebrané v porostech orobince. Při srpnovém odběru byla průměrná průhlednost pouhých 7 cm. Hodnoty pH v polovině vodního sloupce se pohybovaly v rozsahu 8,45–9,34. Také koncentrace chlorofylu *a* byla poměrně vysoká (průměrně 573 μg.l⁻¹). Hodnoty pH u dna byly nižší (6,55–7,57). Elektrická vodivost ve vodním sloupci dosahovala 310–356 μS.cm⁻¹, hodnoty u dna byly mírně vyšší.

Při listopadovém odběru byla průhlednost vody až na dno (60 cm). Hodnoty pH v polovině vodního sloupce (v rozsahu 6,77–7,59) i koncentrace chlorofylu *a* (průměrně 165 μg.l⁻¹) byly významně nižší než při srpnovém odběru. Hodnoty pH u dna (6,87–7,60) byly podobné jako v polovině vodního sloupce a jako u dna při srpnovém odběru. Elektrická vodivost ve vodním sloupci (rozsah 323–393 μS.cm⁻¹) byla mírně nižší než při letním odběru.

Koncentrace minerálních živin byly v obou termínech velmi podobné. Koncentrace celkového dusíku se pohybovala v rozmezí 1,9–2,3 mg.l⁻¹, koncentrace celkového fosforu mezi 0,11–0,46 mg.l⁻¹. Koncentrace Ca byla v rozsahu 30–41 mg.l⁻¹, koncentrace K a Mg kolem 6–9 mg.l⁻¹. Koncentrace celkového fosforu a dusíku byly mírně vyšší na vrcholu vegetační sezóny. Koncentrace kationtů byly naopak mírně vyšší při podzimním odběru.

Kvalita vody, tedy hodnoty průhlednosti, pH, koncentrace chlorofylu *a*, celkového dusíku a fosforu i kationtů v rybniční vodě byly podobné, jako udávají (Pechar a Radová, 1996) pro vodu obhospodařovaných jihočeských rybníků, kde se podobné litorální porosty běžně vyskytují. To nasvědčuje tomu, že kvalita vody neměla zásadní vliv na degradaci porostu.

Sediment

Pevné dno v zapojeném pobřežním porostu orobince širokolistého v severním cípu rybníka bylo překryto vrstvou vzosného sedimentu o mocnosti 15–25 cm. V oblasti volné vody poblíž porostu mocnost vzosného sedimentu dosahovala 20–30 cm. V rozvolněném porostu orobince úzkolistého vrstva vzosného sedimentu o mocnosti 30–40 cm vyplňovala prostor mezi trsy a obklopovala tak trsy ze stran. Do této vrstvy vzosného sedimentu oddenky z trsů nepronůstaly. Kořeny na povrchu trsů byly krátké, tlusté a málo větvené a jejich špičky byly často odumřelé.

Podobně jako ve vrstvě volné vody, ani v pórové vodě vzosného sedimentu se koncentrace minerálních živin příliš nelišily mezi odběrovými místy. Při srpnovém odběru byly v rozvolněném porostu orobince úzkolistého zjištěny průkazně vyšší koncentrace K, Ca, Mg a TN než v pobřežním porostu orobince širokolistého. Vyšší koncentrace minerálních živin byly zjištěny při letním odběru než při podzimním. Koncentrace rozpuštěného železa a hliníku v pórové vodě byly poměrně nízké a nedosahovaly hodnot toxických pro kořeny vyšších rostlin (průměrně $0,31 \text{ mg.l}^{-1}$ Fe a $0,0531 \text{ mg.l}^{-1}$ Al v porostu *T. angustifolia*).

Koncentrace minerálních živin stanovených ze sušiny vzosného sedimentu dosahovaly vyšších hodnot v srpnovém odběru než v listopadovém. Při srpnovém odběru nebyly zaznamenány žádné statisticky průkazné rozdíly mezi jednotlivými odběrovými stanovišti. Naopak v listopadu se od sebe průkazně lišily hodnoty mezi porosty orobince úzkolistého a širokolistého u celkového P, K, Ca, Mg a hodnoty TN se hladině průkaznosti velmi přiblížily ($p=0,055$). Obsah organických látek se pohyboval mezi 35–62 % sušiny.

Podobně jako u hodnot chemických parametrů volné vody a pórové vody sedimentu ve vznosu i u chemického složení pevného sedimentu se ukázala velká podobnost jednotlivých odběrových míst. Neprůkazný, mírně vyšší obsah organiky byl zaznamenán v porostu *T. latifolia* (14,93 %).

Při orientačním stanovení oxidačně redukčních podmínek jsme zjistili redukovanou černošedou vrstvu na povrchu všech železných tyčí, a to nejen na části zasazené v pevném dně, ale i v celé vrstvě vzosného sedimentu. V celé vrstvě vzosného

sedimentu jsou tedy anaerobní podmínky, charakterizované přítomností sloučenin redukovaného železa Fe^{II}.

Přímá měření redoxního potenciálu potvrdila výsledky orientačního stanovení. Při absenci živých rostlin klesaly hodnoty redoxního potenciálu až k hodnotám, za nichž se tvoří sirovodík (-126 mV) a metan (-187 mV). Uniky těchto plynů v podobě bublin byly také pozorovány při manipulaci v sedimentu.

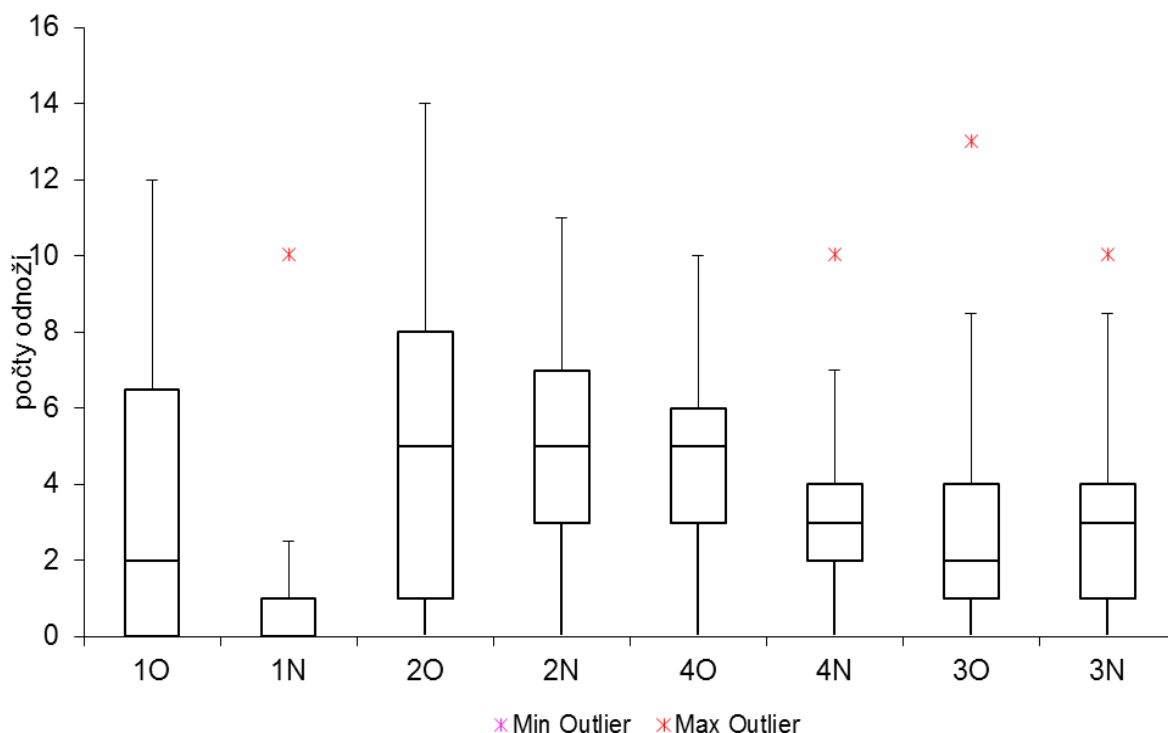
Biotické vlivy

V roce 2013 bylo často zaznamenáno poškození rostlin, zejména v řídkých porostech *T. angustifolia*. Jak dokládají fotografie, toto poškození bylo způsobeno husami (Obr. 9d).

Až na jednu výjimku byly husy u rybníka zaznamenány pouze v době hnízdění. Jejich počet se v průběhu tohoto výzkumu výrazně zvýšil. Zatímco v letech 2002-2010 činily sezónní maximální počty 2-12 jedinců, v roce 2012 jich bylo zaznamenáno 44, což odpovídá více než sedmi jedincům na hektar. Trendy v početnosti hus v letech 2001-2016 byly velmi výrazné jak z hlediska měsíčních průměrů, tak maximálních počtů v hnízdním období.

Ohrádkový pokus

Statisticky významné rozdíly v počtu odnoží ($Z= 2,376112$, $p=0,017497$) mezi oplocenými a neoplocenými porosty byly zjištěny pouze na transektu 1 (Obr. 11). V oplocené části transektu bylo zjištěno celkem 73 odnoží, v neoplocené pouze 24. Také na transektu 4 došlo k mírným změnám v počtu odnoží mezi oplocenou a neoplocenou částí, kdy v oplocené části bylo o 24 odnoží více ($Z= 1,277914$, $p=0,201281$).



Obr. 11 – Výsledky ohrádkového pokusu: počty odnoží orobince v oplocených ohrádkách (O) a v neoplocených částech transektů (N) při odečtu 31.7. 2015. Transekty téhož páru jsou označeny stejným číslem. Zobrazeny jsou mediány počtu odnoží na metrových úsecích (středová čára krabicového grafu), maximální a minimální hodnoty (okraje chybových úseček), symbol * znázorňuje odlehlé hodnoty.

Nádobový pokus

Statisticky průkazné rozdíly v biomase oddenků a kořenů mezi rostlinami pěstovanými na písku a v rybničním sedimentu nebyly prokázány. Průkazně větší nadzemní biomasa a celková délka listů byla zjištěna u rostlin pěstovaných v rybničním sedimentu. Poměr podzemní a nadzemní biomasy byl také statisticky průkazný a rostliny pěstované v písku měly vyšší poměr podzemní a nadzemní biomasy (jak pro oddenky, tak pro kořeny).

4.4.4. Diskuse

Možný vliv sedimentu na stav porostů

Ze srovnání koncentrací živin v sedimentu na r. Bažina s koncentracemi na podobných rybnících na Třeboňsku (Čížková, 2006) vyplývá, že živinové zatížení

rybníka Bažina není extrémní až na obsah dusíku. Vysoký obsah dusíku zřejmě souvisí s vysokým přísunem organické hmoty. Za hlavní zdroj vysoké zásoby organického dusíku v sedimentu jsou považovány exkrementy vodního ptactva (van Altena et al., 2016). Za měsíc 1 husa vyprodukuje cca 7,5 kg trusu, toto množství čerstvého trusu husy obsahuje 28% sušiny, 139 g N, 42 g TP a 59 g K (vyhláška č. 377/2013 Sb., 2016). Např. v r. 2012 bylo na rybníce při sčítání zjištěno v měsících duben až květen 20 jedinců husy, to může znamenat vstup až 300 kg trusu jen během těchto dvou měsíců (tj. 8,33 kg N, 2,53 kg TP, 3,53 kg K).

Stav porostů může být ovlivněn i toxickými látkami produkovanými za anaerobních podmínek. Nízké hodnoty redoxního potenciálu napovídají tomu, že by toxické látky (jako např. redukované formy železa) opravdu v sedimentu mohly být přítomny. Toxicita anaerobního substrátu však v nádobovém pokusu nebyla potvrzena, naopak rostliny pěstované v anaerobním sedimentu měly vyšší produkci nadzemní biomasy. To naznačuje, že rostliny jsou schopné se s vlivem silné anaerobiózy vyrovnat a k rozpadu porostu přispívá ještě další faktor.

Mechanické vlastnosti sedimentu sice nebyly ve studii testovány, ale mohou podstatně ovlivnit stav porostů. V této studii mohlo nahromadění jemnozrnného sedimentu vést k nedostatečnému upevnění rostliny v substrátu a následnému vyvrácení trsů.

V průběhu řešení otázky stabilizace litorálu je možné uvažovat o třech stádiích vitality porostů (Obr. 12), které kořenily v organickém sedimentu o různé mocnosti:

1) stádium zdravého porostu:

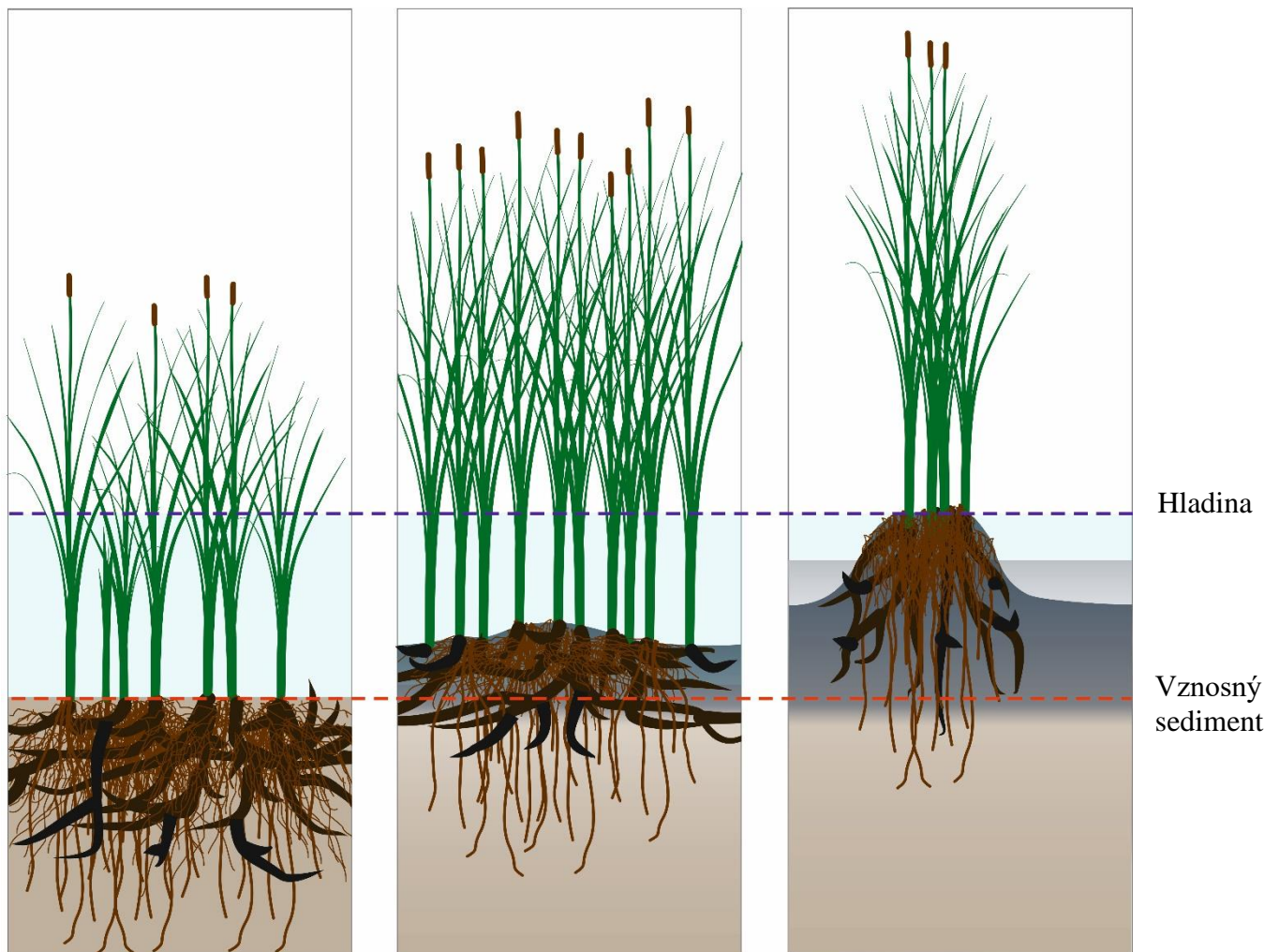
Kořeny orobince jsou v minerálním dně a jsou chráněny před mechanickým poškozením, rostlina je pevně ukotvená, zdravá a v plné síle.

2) stádium oslabení porostu:

S postupným hromaděním organického sedimentu rostlina tvoří stále větší podíl kořenů a také oddenků v této vrstvě. Tak vzniká bult, který roste do výšky úměrně výšce organického sedimentu. Protože organický sediment je měkký, a tedy snadno prostupný, kořenový systém může být snadněji mechanicky poškozen aktivitou bentofágních ryb.

3) stádium rozpadu porostu

Vrstva nahromaděného organického sedimentu je již vysoká a obsahuje velkou část kořenového systému. Naopak do pevného dna prorůstá jen malá část kořenového systému, což má za následek zeslabené ukotvení v pevném dně. Kvůli nedostatku kyslíku v pevném i vzosném sedimentu i ve spodní části vodního sloupce se do kořenového systému stahuje zoobentos, protože z kořenů stále uniká určité malé množství kyslíku. Zoobentos je vyhledáván rybami jako zdroj potravy. Jejich aktivitou dochází k vylamování oddenků a podryvání vzniklého bultu, které končí jeho vyvrácením ze dna (Obr. 9b).



Obr. 12 – Postup degradace kořenového systému porostů orobince. 1) Zdravý porost – rostliny koření v minerálním dně rybníka, 2) oslabený porost – rostliny vytvářejí buly, část kořenů je ve vzosném sedimentu, 3) rozpad porostu – kořeny nejsou zakořeněny do minerálního dna rybníka.

Škody působené živočichy

V rozvolněném porostu s častými známkami okusu (Obr. 9c) byly v nočních hodinách opakovaně zachyceny husy velké (*Anser anser*) v kontaktu s rostlinami orobince úzkolistého (Obr. 9d), snímaný trs byl následně nalezen poškozený okusem. Při terénním šetření jsme také pozorovali rytí kaprů v rozpadajících se porostech litorálu.

Hlavní nárůst početnosti husy velké v PR Vrbenské rybníky je dokumentován od roku 2002 (Bodnár, ústní sdělení). Nejpočetnější populace hnízdila opakovaně na r. Domin. V r. 2009 zde bylo zaznamenáno 280 jedinců, v r. 2011 dokonce přes 500 jedinců (včetně vyvedených mláďat). Ovšem v té době se litorální porost na r. Domin již rozpadal, od r. 2010 zůstaly jen břehové porosty. Po rozpadu litorálu rybníka Domin (od r. 2010) začala populace husy velké zřejmě více využívat litorální porosty rybníka Bažina jako náhradní hnízdní stanoviště a zdroj potravy (Bodnár, ústní sdělení). Zvýšený pastevní tlak tak pravděpodobně přispěl k rozpadu dosud poměrně stabilního porostu. Tento předpoklad podporuje také pozorování aktivity husy velké na r. Bažina v roce 2011, jejíž početné hejno v polovině srpna zdevastovalo okusem porosty orobince úzkolistého, úspěšně obnovené při předchozím letnění rybníka. Navíc koncem léta začíná lovecká sezóna a husy proto častěji vyhledávají chráněná území (Adam et al., 2016).

Zásadní ovlivnění litorálních porostů pastvou velkého vodního ptactva potvrzuje i pokus s ohrádkami (Obr. 11). Rostliny v oplocené části transektu nenesly známky okusu a měly větší počet listů.

V rezervacích zaměřených na ochranu vodního ptactva je důležité regulovat velikost rybí obsádky. I když podle evidence hospodařící firmy Lesy a rybníky města Českých Budějovic, s.r.o. do rybníka v letech studie nebyly nasazovány ryby, byl zde pozorován kapr obecný, což může být způsobeno omezenou slovitelností rybníka. Hlavní potravou kapra je zooplankton a zoobentos. Zoobentické organismy v anoxických podmínkách cíleně vyhledávají kořenové systémy vodních makrofyt, které využívají nejen jako úkryt, ale také jako zdroj kyslíku. V takovémto prostředí se předmětem zájmu ryb stává povrch kořenového systému vodních makrofyt, ve kterém se vyskytuje prokazatelně více zoobentosu než na volném dně (Hargeby et al., 1994; Ságová-Marečková a Květ, 2002).

Poškození kaprem tedy spočívá ve vylamování vrcholových pupenů oddenků v povrchové vrstvě sedimentu, což omezuje vegetativní rozrůstání trsů. Podobně se mohou chovat jiné kaprovité ryby, například plevelný druh karas stříbřitý, který se v rybníku může šířit samovolně. Vliv amura bílého můžeme s největší pravděpodobností vyloučit, protože podle informací hospodařící firmy býložravé ryby nebyly v minulosti ani recentně do rybníka vysazovány.

Možná opatření ke stabilizaci litorálních porostů

Existuje několik možností, jak litorální porosty obnovit, resp. obnovovat a zvyšovat jejich biodiverzitu (Hájková et al., 2011). Šetrou variantou by bylo pravidelné provzdušnění dna v oblasti litorálu pravidelným snižováním vodní hladiny cca 1x za 5 let. Tak by se navodila částečná mineralizace anaerobních organických sedimentů. U rybníků s velkou vrstvou sedimentu může mít letnění negativní dopad, protože živiny uložené v sedimentu podpoří velkou produkci biomasy druhů obnaženého dna (zejména dvojzubce a šťovík přímořský), a tak se dostanou živiny zpět do koloběhu ve vodě. V takových případech je vhodnější zimování.

Pokud je výška organického sedimentu tak vysoká, že se již během letnění či zimování zcela nerozloží, nelze již stabilitu porostu tímto způsobem dlouhodobě udržet. K odstranění této vrstvy je žádoucí nastavit management vedoucí k úplné mineralizaci sedimentu. V úvahu přichází několik postupů: (1) sklizení narostlé biomasy, což je závislé na vysoce namáhavé ruční práci, a ta obvykle není k dispozici (mechanizace by se zabořila), (2) odtěžení sacím bagrem je sice také šetrné, ovšem nákladné a (3) standardní odbahnění rybníka vybagrováním svrchní vrstvy sedimentu. Tento postup sice vede k odstranění nahromaděných organických sedimentů, ale má i mnoho rizik. Kromě finanční náročnosti je nutno zvažovat riziko poškození hrází při pojezdu těžké techniky a nutnost hledat úložiště sedimentu při respektování všech omezení zákona o odpadech (zákon č. 541/2020 Sb., 2020). Tato varianta byla zvolena a realizována v letech 2019-2021 v rámci projektu Operačního programu životní prostředí „Regenerace stanovišť předmětů ochrany v přírodní rezervaci Vrbenské rybníky, Domin a Bažina“.

4.4.5. Závěr

Studie popisuje stav litorálních porostů na rybníce Bažina v pokročilém stádiu rozpadu a analyzuje jeho příčiny. Ukazuje, že pravděpodobným podmiňujícím faktorem je mocnost organického (vznosného) sedimentu, který se v letním období dostává do vznosu, je anaerobní a potenciálně obsahuje toxické látky. Jeho malá hustota umožňuje rybám přístup ke kořenům, které pak mechanicky poškozují a znemožňují vegetativní regeneraci trsů. Další významnou disturbancí je okus vodními ptáky. Kombinace těchto faktorů oslabovalo rostliny a znemožňovalo vegetativní obnovu porostů orobinců.

Po zvážení všech možností pro obnovení litorálních porostů na rybníce Bažina by bylo vhodné po provedené revitalizaci pravidelně zimovat rybník v intervalu cca 3–5 let.

5. Souhrnná diskuse

5.1. Jednotící hledisko disertace

Jednotícím hlediskem této disertace je monitoring vodních a mokřadních rostlin a jejich biotopů a následné využití výsledků monitoringu v ochraně přírody a krajiny (např. při rozhodování o dalším managementu ve zvláště chráněných územích nebo vyhodnocení provedených opatření). Případové studie představují příklady, jak monitoring organizovat, jak jej kombinovat s vědeckými přístupy a následně výsledky použít. Různé metodické přístupy monitoringu byly využity ve čtyřech odlišných případových studiích, které se lišily předmětem zájmu, prostředím, metodickými přístupy a také složitostí problematiky. Každá případová studie se zabývala určitým typem vodních makrofyt od ponořených vodních rostlin (Svidenský et al., 2013), přes litorální porosty silně ovlivněných vodních útvarů (Svidenský et al., 2016) a litorální porosty v ZCHÚ (Svidenský et al., 2014) až po mokřadní společenstva údolní nivy před a po revitalizaci (Bojková et al., 2015). Tři případové studie (Hučina, Vřesná, Bažina) přinesly konkrétní poznatky o druhovém složení specifických mokřadních společenstev. Ve studiích Růžkatce a Bažina byly také monitorovány abiotické parametry prostředí. Byly použity jak metody monitoringu, tak pokusné ověření příčinných souvislostí terénními pokusy in situ a laboratorními pokusy ex-situ. Případové studie Hučina a Vřesná byly zaměřené na popis vlivu vodní hladiny na vegetační změny ve dvou typech zcela odlišných mokřadních společenstev. Komplexní studie „Bažina“, zaměřená na ústup litorálních porostů rákosu a orobince, ukazuje také, že příčiny změn mohou zahrnovat více faktorů, ne pouze jeden dominantní (např. vysoká míra eutrofizace), které mohou působit různou intenzitou.

5.2. Vlastní zkušenosti s monitoringem

Tato disertace se zabývá monitoringem maloplošných území s cílem podchytit stav a procesy probíhající ve vymezeném čase. Vzhledem k rozmanitosti lokalit bylo přistupováno k monitoringu individuálně. Naopak velkoplošné programy typu Natura 2000 jsou koncipovány univerzálně.

5.2.1. Model

Pro účely plánování komplexního monitoringu, při němž se kombinují různé přístupy či postupy, je vhodné použít grafické znázornění problematiky a použitých metodických nástrojů. K tomuto účelu mnohdy postačí konceptuální model, který může mít charakter schématu nebo myšlenkové mapy. Takové grafické znázornění může později sloužit i pro kontrolu, zda jsou do metodického přístupu zahrnuty všechny důležité aspekty a časová posloupnost činností. Pro tento účel se mi osvědčilo použití myšlenkové mapy. Tento nástroj bývá používán i při studiu struktury velmi složitých systémů. Výhody grafického zobrazení propojenosti ekosystému jsou neocenitelné pro potřeby menšího monitoringu i rozsáhlých ekosystémových studií (Eppler, 2006).

5.2.2. Průzkum a sledování

Podmínkou pro sledování a další hodnocení případných změn je zachycení výskytu a polohy vzácných biotopů do mapových podkladů v rámci jednorázového průzkumu. Vymapování biotopů v nivě potoka Hučiny (Bojková et al., 2015) ukázalo výskyt původních, vzácně se vyskytujících biotopů (L10.1 – Rašelinné březiny; L10.3 – Suchopýrové bory kontinentálních rašeliníšť; L10.4 – Blatkové bory; L9.2A, L9B – Rašelinné a podmáčené smrčiny; T1.5 – Vlhké pcháčové louky; Bojková et al., 2015).

Sledování dynamických systémů je složitější než jednorázový průzkum dlouhodobě stabilních společenstev. Jen dlouhodobý monitoring umožňuje zachytit výskyt biotopu vzácného nejen v prostoru, ale i v čase, tedy biotopů dočasných. Například během dlouhodobého monitoringu litorálního porostu byl zjištěn výskyt vzácného biotopu, kde se v důsledku kolísání vodní hladiny nabízí krátkodobá možnost rozvoje porostů obnažených den (Svidenský et al., 2016). Tuto skutečnost je možné využít při hodnocení ekologického potenciálu nádrží (Moss, 2008). Dlouhodobým monitoringem se zároveň shromažďují podklady potřebné pro jednání s dalšími uživateli území (stakeholders).

5.2.3. Doplnění monitoringu experimentem

Během plánování i realizace monitoringu se tvoří hypotézy o vlastnostech ekosystému, příčinných souvislostech a jejich možném dopadu na zájmové území nebo zájmové organismy. Monitoring ale odpovídá na otázky, **jak** ekosystém vypadá

v určitém čase a jak se v čase mění, ale nevysvětluje příčiny, **proč** k tomu dochází. Pravdivost vybraných hypotéz odpovídajících na otázku „proč“ je potřeba ověřit vědeckým experimentem (Stem et al., 2005). Klíčovým přístupem je provádění experimentů in situ (terénní) i ex situ (např. kultivační; Svidenský et al., 2013). Na základě výsledků experimentu lze rozhodnout, jak tento poznatek využít v dalším monitoringu či managementu lokality. Pro ochranu přírody je realizace vědeckých experimentů zpravidla příliš náročná na čas a lidské zdroje, proto se jako vhodný partner pro řešení této problematiky často nabízí výzkumné instituce a vysoké školy.

Právě tyto poznatky jsou detailněji popsány v případové studii Bažina (Svidenský et al., 2021), kde bez experimentálního ověření nebylo možné mezi mnoha ekosystémovými vztahy určit příčinné souvislosti.

5.2.4. Spolupráce s dalšími subjekty

Před započítím monitoringu je nutné nashromáždit všechny důležité informace o zájmové oblasti (Elzinga et al., 2001). Jako základní zdroje těchto informací dobře poslouží managementové dokumenty: plán péče, projektová dokumentace a ortofotomapy z různých období mapování. V některých případech byly mapové podklady nepřesné a bylo potřeba je zpřesnit (Bojková et al., 2015). Všechny tyto dokumenty jsou dostupné u příslušného pracoviště ochrany životního prostředí. Přístup jednotlivých pracovníků OŽP byl vstřícný a získat tyto podklady bylo možné vždy bez komplikací. Podobně přistupovali ke sdílení informací také pracovníci správy povodí (Svidenský et al. 2016). Dalšími významnými zdroji informací jsou ostatní uživatelé krajiny (stakeholders), kteří využívají funkce krajiny k dosažení ekonomických zisků. Měl jsem k dispozici např. lesní hospodářský plán, který popisuje druhové složení lesních porostů a jejich věkovou strukturu. Podobně inventarizují druhové složení a věkovou strukturu rybích obsádek rybářské podniky (Svidenský et al., 2014).

Území, která mají jakýkoli statut ochrany, bývají téměř vždy využívána i dalšími subjekty (Svidenský et al., 2013, 2014, 2016, 2021; Bojková et al., 2015). K objektivnímu a kritickému zhodnocení výsledků monitoringu přispívá diskuse s pracovišti ochrany přírody s těmito uživateli. Při nich je možné vymezit cíle a způsob sledování i potřebné výstupy. Tyto diskuse byly zvláště důležité při řešení studie Bažina,

kde se schůzek zúčastnili zástupci produkčně hospodařící firmy Lesy a rybníky města Českých Budějovic s.r.o., Krajský úřad Jihočeského kraje a Agentura ochrany přírody a krajiny ČR.

5.2.5. Zapojení veřejnosti a škol

Každá péče o zvláště chráněné území vyžaduje neustálý průběžný monitoring. Díky průběžnému monitoringu je možné včas rozpoznávat disturbanční a jiné nepříznivé vlivy a předcházet jejich následkům. Ovšem často vyvstává otázka/problém, kterými vlastnostmi ekosystémů se zabývat podrobněji a které vynechat pro nedostatek pracovní kapacity. Monitoringu je obecně potřeba víc, než kolik zvládnou pracovníci ochrany přírody v pracovní době. Proto se v mnoha monitorovacích programech (např. nálezová databáze AOPK) využívají dobrovolníci. Čím větší počet monitorovatelů, tím větší objem informací veřejný monitoring poskytuje a zároveň se zvyšuje přesnost a kvalita aktuálních informací potřebných pro management. Monitoring s pomocí veřejnosti přináší rychlou odezvu na vydaná rozhodnutí (Schmeller et al., 2009). Zapojení laiků se nabízí právě na lokalitě PR Vrbenské rybníky, které jsou často navštěvovány obyvateli Českých Budějovic i turisty (studie Bažina).

Spolupráce se středními a vysokými školami poskytuje příležitost pro odborné studie menšího rozsahu, které naopak mohou standardizovaný velkoplošný monitoring vhodně doplnit. Náměty pro studentské práce jsou formulovány ve spolupráci mezi pedagogem a zodpovědným pracovníkem ochrany přírody. V těsné spolupráci s ochranou přírody probíhaly všechny studie zahrnuté v této disertační práci.

Spolupráce má přínos i pro studenty, kteří tak mají příležitost podílet se na řešení společensky důležitých praktických problémů. Výsledkem jejich činnosti mohou být i vzdělávací a osvětové materiály. Podílel jsem se například na tvorbě naučné stezky v rámci projektu Ekozóna Vřesná v přehradní nádrži Lipno (Poláková a Krollová, 2016). Ten má za cíl zahájit rozvoj makrofyt a tím podpořit příležitost lovu pro dravým rybám lovit.

6. Závěr

V případové studii Hučina byl zachycen počáteční stav lokality před spuštěním změn v ekosystému (provedením revitalizace toku). Průzkum se skládal z rutinního sledování, které zahrnovalo zmapování biotopů v území, fytoocenologické snímkování, a zjištění základních půdních charakteristik a sledování hladiny podzemní vody.

Prostředky pro terénní mapování (GPS, přenosné mapovací zařízení PDA) a následné vyhodnocení v GIS jsou dnes na pracovištích zabývajících se ochranou přírody dostupné. Fytoocenologické snímkování, půdní rozbory a sledování hladiny podzemní vody jsou běžně užívané standardní postupy.

Případová studie Vřesná se zabývala vývojem litorálního společenstva ve vztahu ke kolísání vodní hladiny. Byla založena na opakovaném fytoocenologickém snímkování, doplněném o fotodokumentaci, data výšky vodní hladiny poskytl státní podnik Povodí Vltavy. Pro vyhodnocení získaných dat byla použita mnohorozměrná statistická analýza programem CANOCO.

Sběr terénních dat byl technicky nenáročný. Možný limit přístupu představovalo jejich vyhodnocení programem CANOCO. Tento program představuje vhodný nástroj pro průzkum mnohorozměrných dat a hledání souvislostí mezi nimi, ale není primárně vytvořený pro použití v ochraně přírody. I když není finančně nákladný, zatím není v AOPK příliš mnoho pracovníků, kteří by s ním byli detailně obeznámeni. Nicméně závěry z analýz mohou přinést nové pohledy, které jsou využitelné i v praktické ochraně přírody.

Případová studie Růžkatce popisuje odlišnosti růstových charakteristik dvou blízce příbuzných druhů s cílem pochopit životní strategii vzácného druhu růžkatce bradavičnatého. Studium probíhalo v přirozeném prostředí a v podmínkách ex situ. Podobně jako předchozí studie byla složená z monitoringu a experimentální části. Během nádobového i terénního pokusu byly monitorovány tyto růstové charakteristiky, kvetení a tvorba semen a schopnost vegetativního množení, vytváření nepravých turionů a délkové přírůstky. Dále byla stanovena schopnost příjmu anorganické formy uhlíku HCO_3^- .

Tento typ studie je v podmínkách ochrany přírody také obtížně realizovatelný (chybí prostor pro experimentální podmínky). Na druhou stranu mají poznatky významný přínos pro AOPK jako zdroj nových informací o méně známém a silně ohroženém druhu a mohou být využity při tvorbě plánů péče v rezervacích s výskytem tohoto druhu.

Případová studie Bažina byla zaměřena na objasnění příčin ústupu litorální vegetace v ptačí rezervaci. Popis ekosystému a jeho změn sloužil jako nástroj k nalezení příčinných souvislostí, které způsobily jeho degradaci (tj. určení spouštěcích faktorů tohoto jevu) a odhadnutí předpokládaného vývoje. Šlo o komplexní studii zahrnující jak monitoring, tak i experimenty. Podobně jako u případové studie Hučina byl nejprve proveden průzkum lokality: byla zmapována litorální vegetace metodou terénního mapování a tvorbou biotopové mapy a byly provedeny chemické analýzy vody a sedimentů. V další fázi byl započat pravidelný monitoring ekosystému formou sledování základních charakteristik vodního prostředí (pH, O₂, teplota, obsah chlorofylu a průhlednost) a orientační zaznamenávání počasí. Následně byly vzniklé výzkumné otázky ověřeny experimentálně v ohrádkovém a nádobovém pokusu.

Tato komplexní studie by byla pro ochranu přírody pravděpodobně jen obtížně proveditelná, a to pro svou rozsáhlost, metodickou různorodost a zařazení pokusů. Pro takto náročné studie se nabízí spolupráce s akademickými pracovišti se zapojením studentů.

Všechny výše popsané varianty použití monitoringu mohou zásadně přispět v ochraně vodních makrofyt ve volné přírodě. Všechny předkládané studie poukazují na prostor pro zapojení VŠ pracovníků a studentů do monitoringu. Ve spolupráci s odborníky z AOPK mohou vznikat zejména malé studie „šité na míru“, jako témata pro bakalářské a diplomové práce

Zvládnutí různých metod monitoringu vodních a mokřadních společenstev (např. vegetační mapování, opakované fytoecologické snímkování trvalých ploch, měření různých aspektů abiotického prostředí a biotických vlivů) a doplnění monitoringu o pokusné testování hypotéz o jejich fungování přineslo nové poznatky využitelné v praktické ochraně přírody a krajiny jak při upřesňování plánů péče, tak při reakci na náhlé změny ve zvláště chráněných územích nebo při vyhodnocování úspěšnosti provedených revitalizačních opatření.

7. Zdroje

- 2000/60/ES [online], 2000. Štrasburk: Evropský parlament. [cit. 2016-08-13]. Dostupné z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX%3A32000L0060>
- 2009/147/ES [online], 2009. Štrasburk: Evropský parlament. [cit. 2016-08-13]. Dostupné z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0147&from=HR>.
- 92/43/EHS [online], 1992. Štrasburk: Evropské hospodářské společenství. [cit. 2016-08-13]. Dostupné z:
- ABEL, Susanne et al., 2013. The database of potential paludiculture plants (DPPP) and results for Western Pomerania. *Plant diversity and evolution*. **130**(3-4), 219-228. ISSN 1869-6155. Dostupné z: doi:10.1127/1869-6155/2013/0130-0070.
- ADAM, Matyáš et al., 2016. Effect of Start of Hunting Season on Behaviour of Greylag Geese *Anser anser*. *Ardea*. **104**(1), 63-68. ISSN 0373-2266. Dostupné z: doi:10.5253/arde.v104i1.a5.
- ADAMEC, Lubomír a Josef Petr ONDOK, 1992. Water alkalization due to photosynthesis of aquatic plants: the dependence on total alkalinity. *Aquatic Botany*. **43**(1), 93-98. ISSN 03043770. Dostupné z: doi:10.1016/0304-3770(92)90017-D.
- ADAMEC, Lubomír a Milena KOVÁŘOVÁ, 2006. Field growth characteristics of two aquatic carnivorous plants, *Aldrovanda vesiculosa* and *Utricularia australis*. *Folia Geobotanica*. **41**(4), 395-406. ISSN 1211-9520. Dostupné z: doi:10.1007/BF02806556.
- ADAMEC, Lubomír, 2001. Ekofyziologická adaptace ponořených vodních rostlin. *Živa*. **2001**(4), 156-157. ISSN 0044-4812.
- ANTAL, Petr, 1998. *Faktory ovlivňující výskyt a početnost hladinových vodních ptáků na rybnících*. České Budějovice. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- ASAEDA, Takashi et al., 2004. The effect of epiphytic algae on the growth and production of *Potamogeton perfoliatus* L. in two light conditions. *Environmental and Experimental Botany*. **52**(3), 225-238. ISSN 00988472. Dostupné z: doi:10.1016/j.envexpbot.2004.02.001.
- BAKKER, Elisabeth, et al., 2018. High Grazing Pressure of Geese Threatens Conservation and Restoration of Reed Belts. *Frontiers in Plant Science*. **9**(1649), 1-12. ISSN 1664-462X. Dostupné z: doi:10.3389/fpls.2018.01649.

- BARINOVA, Sophia et al., 2015. Algae as Indicators of the Ecological State of Water Bodies: Methods and Prospects. *Hydrobiological Journal*. **51**(6), 3-21. ISSN 0018-8166. Dostupné z: doi:10.1615/HydrobJ.v51.i6.10
- BASKIN, Carol a Jerry BASKIN, 2001. *Seeds: Ecology, Biogeography, and, Evolution of Dormancy and Germination*. 1. London: Academic Press. ISBN 978-0-12-080263-0.
- BENCHEIKH, Hamida a Ameer RCHID, 2012. The effects of green spaces (Palme trees) on the microclimate in arides zones, case study: Ghardaia. Algeria: *Energy Procedia*. **18**(2012), 10-20. ISSN 18766102. Dostupné z: doi:10.1016/j.egypro.2012.05.013.
- Biomonitoring* [online], 2007. Česká republika: AOPK [cit. 2016-08-13]. Dostupné z: <http://www.biomonitoring.cz/hp.php>.
- BIRK, Sebastian et al., 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*. **18**(2012), 31-41. ISSN 1470160X. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecolind.2011.10.009.
- BOJKOVÁ, Jindřiška et al., 2015. Monitoring of the restored streams in the Vltavský Luh, Šumava National Park. *Silva Gabreta*. **21**(1), 73-79. ISSN 1211-7420.
- BRADY, Nyle a Ray WEIL, 2008. *The nature and properties of soils*. 14. Upper Saddle River: Pearson. ISBN 978-0132279383.
- BRINKMAN, Robert a Cornelis VAN DIEPEN, 1990. Mineral soils. *Wetlands and Shallow Continental Water Bodies: Natural and human relationships*. 1. SPB Academic Publishing.: Netherlands. ISBN 9051030460.
- BRÖNMARK, Christer a Lars-Anders HANSSON, 2005. *The Biology of Lakes and Ponds*. 2. London: Oxford University Press. ISBN 978-019-8516-132.
- BUFKOVÁ, Ivana, 2013. Improving Disturbed Water Regime in Peat-bogs in the Šumava/Bohemian Forest Mts. Nationa. *Ocharana přírody*. **68**(2), 17–19. ISSN 1210-258X.
- Cévnaté rostliny* [online], 2007. Česká republika: AOPK [cit. 2016-08-13]. Dostupné z: <http://www.biomonitoring.cz/druhy.php?skupinaID=17>.
- CLAASSEN, Peter Walter, 1921. Typha insects: Their ecological relationships. *Agricultural Experiment Station. Ithaca, New York: Cornell University*, **4**(47), 463–531. ISSN n/a.
- ČECH, Luděk et al., 2011. *Botanické inventarizační průzkumy: floristika, rostl. společenstva, biotopy*. AOPK [online]. Česká republika: AOPK [cit. 2016-09-19]. Dostupné z:

<http://www.vedajezabava.upol.cz/docs/botanicke%20inventarizacni%20pruzkumy.pdf>.

Český hydrometeorologický ústav [online], 2008. Praha: Český hydrometeorologický ústav [cit. 2016-08-29]. Dostupné z: <http://portal.chmi.cz/>.

ČÍŽKOVÁ, Hana a Hana ŠANTRŮČKOVÁ, 2006. Procesy spojené s eutrofizací mokřadů. *Živa*. **2006**(5), 201–204. ISSN 0044-4812.

ČÍŽKOVÁ, Hana, 2006. *Faktory ovlivňující dynamiku porostů rákosu obecného*. České Budějovice. Habilitační práce. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích.

ČTVRTLÍKOVÁ, Martina, 2016. Životní strategie šidlatek prověřená stovkami milionů let. *Živa*. **2016**(3), 110–112. ISSN 0044-4812.

DAVIDSON, Thomas a Erik JEPPESEN, 2013. The role of palaeolimnology in assessing eutrophication and its impact on lakes. *Journal of Paleolimnology*, **49**(3), 391–410. ISSN 0921-2728. Dostupné z: doi:10.1007/s10933-012-9651-0.

DAWSON, Hugh, 2002. Guidance for the field assessment of macrophytes of rivers within the STAR Project. In: *EU-STAR Standardisation of river classifications* [online]. Berlin: ResearchGate [cit. 2016-08-28]. Dostupné z: www.eu-star.at/frameset.htm.

DIVÍŠEK, Jan a Martin CULEK, 2013. *Biogeografie: Multimediální elektronický výukový materiál*. 2. Brno: Masarykova univerzita. ISBN 978-80-210-6801-8.

DUCKER, Sophie, Charlotte a Robert Bruce KNOX, 1984. Epiphytism at the Cellular Level with Special Reference to Algal Epiphytes. *Cellular Interactions*. Berlin: Springer Berlin Heidelberg, **17**(n/a), 113-133. Dostupné z: doi:10.1007/978-3-642-69299-4_7.

DYKYJOVÁ, Dagmar a Jana JAKRLOVÁ, 1989. *Metody studia růstu a růstová analýza*. DYKYJOVÁ, Dagmar, ed. *Metody studia ekosystémů*. 1. Praha: Academia, s. 435-446. ISBN 15-4629-21-046-89.

DYKYJOVÁ, Dagmar a Jan KVĚT, 1978. *Pond Littoral Ecosystems: Structure and Functioning: Methods and Results of Quantitative Ecosystem Research in the Czechoslovakian IBP Wetland Project*. 1. Berlin: Springer-Verlag. ISBN 978-0387085692.

EHP-7 natura 2000, monitoring [online], 2015. Česká republika: AOPK [cit. 2016-09-03]. Dostupné z: <http://www.ochranaprirody.cz/druhova-ochrana/ehp-fondy/ehp-7-natura-2000-monitoring/>.

EISELTOVÁ, Martina a Ivana BUFKOVÁ, 2017. Obnova mokřadů. ČÍŽKOVÁ, Hana a Jan KVĚT. *Mokřady: ekologie, ochrana a udržitelné využívání*. 1. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, s. 532–552. ISBN 9788073946586.

- ELZINGA, Caryl et al., 2001. *Monitoring plant and animal populations*. New Jersey: Wiley-Blackwell. ISBN 06-320-4442-X.
- EPPLER, Martin, 2006. A Comparison between Concept Maps, Mind Maps, Conceptual Diagrams, and Visual Metaphors as Complementary Tools for Knowledge Construction and Sharing. *Information Visualization*. **5**(3), 202-210. ISSN 1473-8716. Dostupné z: doi:10.1057/palgrave.ivs.9500131.
- FOREJTNÍKOVÁ, Milena et al., 2011. Problematika přísunu živin do rekreačně využívaných povrchových vod. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. **53**(1), 12–16. ISSN 0322–8916.
- PRCHALOVÁ, Hana et al., 2019. Aktualizace metodiky určení silně ovlivněných vodních útvarů. *Ministerstvo životního prostředí* [online]. Praha: Ministerstvo životního prostředí [cit. 2022-03-05]. Dostupné z: [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodika_urceni_silne_ovlivnenych_vodnich_utvaru/\\$FILE/OOV_metodikaHMWB2019_20201015.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/metodika_urceni_silne_ovlivnenych_vodnich_utvaru/$FILE/OOV_metodikaHMWB2019_20201015.pdf)
- GRULICH, Vít, 2012. Red list of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. *Preslia*. **84**(3), 631–645. ISSN 0032-7786.
- HÁJKOVÁ, Petra et al., 2011. Vegetace rákosin a vysokých ostřic (Phragmito-Magno-Caricetea) Marsh vegetation. CHYTRÝ, Milan, ed. *Vegetace České republiky 3: Vodní a mokřadní vegetace*. 1. Praha: Academia, s. 385–579. ISBN 978-80-200-1918-9.
- HANSEL-WELCH, Nicole et al., 2003. Changes in macrophyte community structure in Lake Christina (Minnesota), a large shallow lake, following biomanipulation. *Aquatic Botany*. **75**(4), 323-337. ISSN 03043770. Dostupné z: doi:10.1016/S0304-3770(03)00002-0.
- HARGEBY, Anders et al., 1994. Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia*. **279-280**(1), 83-90. ISSN 0018-8158. Dostupné z: doi:10.1007/BF00027843.
- HÄRTEL, Handrij et al., 2009. *Mapování biotopů v České republice: východiska, výsledky, perspektivy*. 1. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. ISBN 978-80-87051-36-8.
- HÉDL, Radim et al., 2011. Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě I.: Formy a podoby / Traditional Forest Management in Central Europe I.: Forms and Types. *Živa*. **2011**(2), 61–63. ISSN 0044-4812.
- HEJNÝ, Slavomil, 2000. *Rostliny vod a pobřeží*. 1. Praha: East West Publishing Company. ISBN 80-7219-000-8.

- HEJZLAR, Josef et al., 2018. Trendy vývoje koncentrací fosforu v nádržích Orlík a Slapy. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. **60**(2), 30–37. ISSN 0322–8916.
- HEJZLAR, Josef, 2006. Rámcová směrnice vodní politiky EU a kvalita vody v nádržích. *Vodní hospodářství*. **56**(6), 190–196. ISSN 1211-0760.
- HETEŠA, Jiří a Ivo SUKOP, 1994. *Ekologie vodního prostředí*. 1. Brno: Vysoká škola zemědělská. ISBN 80-715-7131-8.
- HOMOLOVÁ, Dana, 1998. Současný stav a procesy v pobřežní zóně Novomlýnských nádrží. Praha. Diplomová práce. Karlova univerzita.
- <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:01992L0043-20070101&from=EN>.
- CHYTIL, Josef a Dana TUROŇOVÁ, 2017. Biodiverzita mokřadů. ČÍŽKOVÁ, Hana, Libuše VLASÁKOVÁ a Jan KVĚT, ed. *Mokřady: ekologie, ochrana a udržitelné využívání*. 1. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, s. 440-460. ISBN 978-80-7394-658-6.
- CHYTRÝ, Milan et al., 2001. *Katalog biotopů České republiky: interpretační příručka k evropským programům Natura 2000 a Smaragd*. 1. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. ISBN 80-86064-55-7.
- CHYTRÝ, Milan et al., 2010. *Katalog biotopů České republiky: Habitat catalogue of the Czech Republic*. 2. vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. ISBN 978-80-87457-02-3.
- Intersucho* [online], 2014. Brno: Ústav výzkumu globální změny AV ČR [cit. 2014-08-29]. Dostupné z: <https://www.intersucho.cz/cz/mapy/intenzita-sucha/10-srpen-2014/>
- JANUŠ, Vojtěch a Hana ČÍŽKOVÁ, 2017. Paludikultura. ČÍŽKOVÁ, Hana, Libuše VLASÁKOVÁ a Jan KVĚT, ed. *Mokřady: ekologie, ochrana a udržitelné využívání*. 1. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, s. 292–310. ISBN 978-80-7394-658-6.
- JŮZA, Pavel, 2019. Umístění července 2019 v 245leté klementinské teplotní řadě. *INFOMET* [online]. Praha: ČHMÚ [cit. 2019-04-25]. Dostupné z: <http://www.infomet.cz/index.php?id=read&idd=1565052049>.
- KALFF, Jacob, 2002. *Limnology: inland water ecosystems*. 2. Upper Saddle River: Prentice Hall. ISBN 978-0130337757.
- KAMPA, Eleftheria a Wenke HANSEN, 2004a. Definition of Maximum Ecological Potential. KAMPA, Eleftheria a Wenke HANSEN. *Heavily Modified Water Bodies*. 1. Berlin,

- Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, p. 137-152. ISBN 978-3-642-62219-9.
Dostupné z: doi:10.1007/978-3-642-18647-9_9.
- KAMPA, Eleftheria a Wenke HANSEN, 2004b. Definition of Good Ecological Potential.
KAMPA, Eleftheria a Wenke HANSEN. *Heavily Modified Water Bodies*. 1. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, p. 153–163. ISBN 978-3-642-62219-9.
Dostupné z: doi:10.1007/978-3-642-18647-9_9.
- KESTEMONT, Patrick, 1995. Different systems of carp production and their impacts on the environment. *Aquaculture*. **129**(1-4), 347-372. ISSN 00448486. Dostupné z: doi:10.1016/0044-8486(94)00292-V.
- KINCL, Miloslav a Václav KRPEŠ, 2000. Základy fyziologie rostlin. 2. vyd. Ostrava: Montanex. ISBN 80-7225-041-8.
- KOCIÁN, Petr, 2016. Černý a červený seznam cévnatých rostlin ČR. *Květena ČR* [online]. Praha: Academia [cit. 2016-08-28]. Dostupné z: www.kvetenacr.cz/ohrDetail.asp?IDohrozeni=1.
- KROLOVÁ, Monika et al., 2011. Zonace litorálního porostu v zátoce přehradní nádrže Lipno. *Sborník Jihočeského muzea v Českých Budějovicích*. **2011**(51), 57–72. ISSN 0139-8172.
- KROLOVÁ, Monika et al., 2012. Depth limit of littoral vegetation in a storage reservoir: A case study of Lipno Reservoir (Czech Republic). *Limnologica*. **42**(2), 165-174. ISSN 00759511. Dostupné z: doi:10.1016/j.limno.2011.10.002.p.
- KROLOVÁ, Monika et al., 2013. Response of littoral macrophytes to water level fluctuations in a storage reservoir. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. **7**(408), 1-21. ISSN 1961-9502. Dostupné z: doi:10.1051/kmae/2013042.
- KUBÁT, Karel ed. 2002. *Klíč ke květeně České republiky*. 1. Praha: Academia. ISBN 8020008365.
- KVÍTEK, Tomáš a Martin TIPPL, 2003. *Ochrana povrchových vod před dusičnany z vodní eroze a hlavní zásady protierozní ochrany v krajině*. 1. Praha: Ústav zemědělských a potravinářských informací. Zemědělské informace. ISBN 80-727-1140-7.
- LAZÁRKOVÁ, Kateřina, 2012. *Botanický průzkum nivy regulovaného úseku potoka Hučiny (Černý Kříž, Šumava)*. České Budějovice. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- LELLÁK, Jan a František KUBÍČEK, 1991. *Hydrobiologie*. 1. Praha: Karolinum. ISBN 80-7066-530-0.

- LINDENMAYER, David a Gene Elden LIKENS, 2010. The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation*. **143**(6), 1317-1328. ISSN 00063207. Dostupné z: doi:10.1016/j.biocon.2010.02.013.
- LINDENMAYER, David et al., 2011. Adaptive monitoring in the real world: proof of concept. *Trends in Ecology & Evolution*. **26**(12), 641-646. ISSN 01695347. Dostupné z: doi:10.1016/j.tree.2011.08.002.
- LUSK, Stanislav a Jaroslav KRČÁL, 1982. Štika obecná. 1. Praha: Český rybářský svaz. ISBN neuvedeno.
- LUSTYK, Pavel a Veronika OUŠKOVÁ, 2011. Vrstva mapování biotopů a její aktualizace – první možnosti srovnání dat. *Ochrana přírody*. **66**(4), 20-22. ISSN 1210-258X.
- MARŠÁLEK, Blahoslav et al., 2010. Cyanobakterie 2010 příčiny, důsledky a řešení rozvoje vodních květů sinic. In: *Sborník z konference Cyanobakterie 2010*. Průhonice: Botanický ústav AV ČR, s. 123-125. ISBN 978-80-86188-33-1. ISSN neuvedeno.
- MCCOMAS, Steve, 2003. *Lake and Pond Management Guidebook*. 1. Washington: CRC Press. ISBN 9780429214639.
- MITSCH, William a James GOSELINK, 1993. *Wetlands*. 2nd Edition. New York: Van Nostrand Reinhold. ISBN 978-0471284376.
- MITSCH, William a James GOSELINK, 2000. *Wetlands*. 3rd ed. New York: John Wiley. ISBN 0-471-29232-x.
- MOSS, Brian, 2008. The Kingdom of the Shore: Achievement of Good Ecological Potential in Reservoirs. *Freshwater Reviews*. **1**(1), 29-42. ISSN 1755-084X. Dostupné z: doi:10.1608/FRJ-1.1.2.
- Nařízení vlády č. 318/2013 Sb.: o stanovení národního seznamu evropsky významných lokalit [online], 2016. Zlín: AION CS [cit. 2016-08-28]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2013-318?text=318%2F2013>.
- NOVÁK, Miroslav, 1968. *Údolní nádrž Lipno: geograficko-limnologická studie*. 1. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský. ISBN 2001376.
- PÄRN, Jaan et al., 2018. Nitrogen-rich organic soils under warm well-drained conditions are global nitrous oxide emission hotspots. *Nature Communications*. **9**(1135), 1-8. ISSN 2041-1723. Dostupné z: doi:10.1038/s41467-018-03540-1.
- Patuxent Wildlife Research Center* [online], 2017. United States: Patuxent Wildlife Research Center [cit. 2017-05-20]. Dostupné z: <https://www.usgs.gov/centers/pwrc>.

- PECHAR, Libor, 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. *Fisheries management and Ecology*, 7 (1-2), 23-31. ISSN 0969-997X.
- PECHAR, Libor a Jana RADOVÁ, 1996. Hydrobiologické zhodnocení vývoje třeboňských rybníků od konce 19. století. JANDA, Jiří a PECHAR Libor et al. *Trvalé udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko*. 1 Praha: České koordinační středisko IUCN - Světového svazu. s. 111-128. ISBN 2-8317-0322-0.
- PELTON, Deborah, Kay, et al., 2002. Measurements of phosphorus uptake by macrophytes and epiphytes from the LaPlatte River (VT) using ³²P in stream microcosms. *Freshwater Biology*. **39**(2), 285-299. ISSN 0046-5070. Dostupné z: doi:10.1046/j.1365-2427.1998.00281.x.
- PÍPALOVÁ, Irena, 2002. *Impact of Two Species of Herbivorous Fish Ctenopharyngodon idella Val. and Oreochromis niloticus L. on Aquatic Macrophytes and their Habitats*. České Budějovice. Disertační práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- POKORNÝ, Jan, 1989. Fotosyntéza submersních rostlin. Měření výměny plynů ve vodním prostředí. DYKYJOVÁ, Dagmar, ed. *Metody studia ekosystémů*. 1. Praha: Academia, s. 365–377. ISBN 15-4629-21-046-89.
- POKORNÝ, Jan, 1994. Development of aquatic macrophytes in shallow lake and ponds. BJÖRK, Sven ed. *Restoration of Lake Ecosystems a holistic approach*. Netherlands: IWRB Publication. p. 36–43. ISBN 978-0950573151.
- POLÁKOVÁ, Simona a Monika KROLOVÁ, 2013. Ekozóna Vřesná. *Fórum ochrany přírody* [online]. Liběchov: nevedeno [cit. 2016-08-25]. Dostupné z: <https://www.forumochranyprirody.cz/odborne-informace/poznatky-z-praxe/ekozona-vresna>
- POLLUX, Bart, 2017. Consistent individual differences in seed disperser quality in a seed-eating fish. *Oecologia*. **183**(1), 81-91. ISSN 0029-8549. Dostupné z: doi:10.1007/s00442-016-3749-4.
- POTUŽÁK, Jan et al., 2019. Vliv rybníků na kvalitu vody VN Jordán v Táboře. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*. **61**(1), 22–25. ISSN 0322–8916.
- PRANČL, Jan, 2010. *Ceratophyllum-submersum*. *Botany.cz* [online]. Praha: Botany.cz [cit. 2016-08-23]. Dostupné z: <https://botany.cz/cs/ceratophyllum-submersum/>.

- PROCHÁZKA, Jan et al., 2009. The comparison of water and matter flows in three small catchments in the Šumava Mountains. *Soil and Water Research*. **4**(Special 2), 75-82. ISSN 18015395. Dostupné z: doi:10.17221/481-SWR.
- RICHTER, Pavel a Jan SKALOŠ, 2016. Sledování změn mokřadů v krajině nížin a pahorkatin České republiky 1843–2015. *Vodní hospodářství*. **66**(8), 14–19. ISSN 1211-0760.
- RIPL, Wilhelm et al., 1994. Holistic approach to structure and function of wetlands and their degradation. BJÖRK, Sven ed. *Restoration of Lake Ecosystems a holistic approach*. Netherlands: IWRB Publication. p. 16–35. ISBN 978-0950573151.
- ROSENDORF, Pavel et al., 2015. *Metodika pro posuzování vlivu zdrojů znečištění na eutrofizaci vodních nádrží*. 1. Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i. ISBN 978-80-87402-48-1.
- ROŽNOVSKÝ, Jaroslav et al., 2017. Vláhová bilance: ukazatel vody v krajině. In: KOSOUR, Dušan et al., ed. *Vodní nádrže 2017*. 1. Brno: Povodí Moravy, s.p., s. 97-100. ISBN 978-80-905368-5-2.
- RYBKA, Vlastík, 2004. Biologie vodních rostlin I. *Univerzita Palackého Olomouc* [online]. Olomouc: Přírodovědecká fakulta [cit. 2016-08-27]. Dostupné z: <http://old.botany.upol.cz/prezentace/rybka/vodrost.pdf>.
- ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ, Jana, 2003. *Aplikovaná a technická hydrobiologie*. 2. Praha: Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. ISBN 80-7080-521-8.
- SÁGOVÁ-MARECKOVÁ, Markéta a Jan KVĚT, 2002. Impact of oxygen released by the roots of aquatic macro-phytes on composition and distribution of benthic macroinvertebrates in a mesocosm experiment. *Fundamental and Applied Limnology*. **155**(4), 567-584. ISSN 1863-9135. Dostupné z: doi:10.1127/archiv-hydrobiol/155/2002/567.
- SAND-JENSEN, Kaj, 1977. Effect of epiphytes on eelgrass photosynthesis. *Aquatic Botany*. **3**(n/a), 55-63. ISSN 03043770. Dostupné z: doi:10.1016/0304-3770(77)90004-3.
- SCHAUMBURG, Jochen et al., 2006. *Instruction Protocol for the ecological Assessment of Running Waters for the Implementation of the EC Water Framework Directive: Macrophytes and Phytobenthos*. 1. München: Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. Dostupné z: http://www.planktonforum.eu/fileadmin/_migrated/content_uploads/PHYLIB_instruction_protocol_running_waters_01_2006__Schaumburg_etal_2006_.pdf.

- SCHMELLER, Dirk et al., 2009. Advantages of Volunteer-Based Biodiversity Monitoring in Europe. *Conservation Biology*. **23**(2), 307-316. ISSN 08888892. Dostupné z: doi:10.1111/j.1523-1739.2008.01125.x.
- SCHRÖDER, Christian et al., 2015. Towards large-scale paludiculture: addressing the challenges of biomass harvesting in wet and rewetted peatlands. *Mires and Peat*. **16**(13), 1-18. ISSN 1819-754X.
- SLÁMA, Miroslav, 2012. *Návrh ekologického monitoringu revitalizované nivy Hučiny (NP Šumava)*. České Budějovice. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- STACHOVÁ, Klára, 2015. *Botanický průzkum nivy revitalizovaného úseku potoka Hučiny (Černý Kříž, Šumava)*. České Budějovice. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- STEM, Caroline et al., 2005. Monitoring and Evaluation in Conservation: a Review of Trends and Approaches. *Conservation Biology*. **19**(2), 295-309. ISSN 0888-8892. Dostupné z: doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00594.x.
- STUDNIČKA, Miroslav, 1990. Masožravé rostliny rodu *Utricularia* IV. Vodní druhy *Živa*. **1990**(4), 157–161. ISSN 0044-4812.
- SVIDENSKÝ, Richard et al., 2013. Srovnávací ekologie blízce příbuzných druhů růžkatců (*Ceratophyllum submersum* L. a *Ceratophyllum demersum* L.). – *Sborník Jihočeského Muzea v Českých Budějovicích*. **2013**(53), 109–119. ISSN 0139-8172.
- SVIDENSKÝ, Richard et al., 2014. Ústup litorální vegetace na rybníku Bažina (PR Vrbenské rybníky). *Sborník Jihočeského Muzea v Českých Budějovicích*. **2014**(54), 86–100. ISSN 0139-8172.
- SVIDENSKÝ, Richard et al., 2016. Dynamika litorálního porostu v zátocce Vřesná (přehradní nádrž Lipno). *Vodní hospodářství*. **66**(3), 7–11. ISSN 1211-0760.
- SVIDENSKÝ, Richard et al., 2021. Causes of the dieback of littoral stands in an overpopulated water bird reserve: Role of eutrophication, fish and geese. *European Journal of Environmental Sciences*. **11**(2), 17-28. Dostupné z: doi:10.14 712/23361964.2021. 9.
- ŠMILAUER, Petr a Jan LEPŠ, 2014. *Multivariate analysis of ecological data using Canoco 5*. 2. Cambridge: Cambridge University Press. ISBN 978-1-107-69440-8.
- ŠUMBEROVÁ, Kateřina et al., 2006. Variability of vegetation of exposed pond bottoms in relation to management and environmental factors. *Preslia*. **78**(2), 235–252. ISSN 0032-7786.

- TER BRAAK, Cajo a Petr ŠMILAUER, 2002. CANOCO Reference manual And CanoDraw for Windows Users Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5.). 1. Ithaca, New York: Microcomputer Power. Dostupné z: <https://edepot.wur.nl/405659>.
- VAN ALTENA, Cassandra et al., 2016. The impact of bird herbivory on macrophytes and the resilience of the clear-water state in shallow lakes: a model study. *Hydrobiologia*. **777**(1), 197-207. ISSN 0018-8158. Dostupné z: [doi:10.1007/s10750-016-2779-6](https://doi.org/10.1007/s10750-016-2779-6).
- VAN DER MAAREL, Eddy, 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio*. **39**(1979), 97-114. ISSN 1385-0237.
- VAŠKŮ, Zdeněk, 2011. Zlo zvané meliorace. *Vesmír*. **90**(7-8), 440–444. ISSN 1214-4029.
- VEJŘÍKOVÁ, Ivana et al., 2017. Macrophytes shape trophic niche variation among generalist fishes. *PLOS ONE*. **12**(5), 1-13. ISSN 1932-6203. Dostupné z: [doi:10.1371/journal.pone.0177114](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177114).
- VOTRUBA, Ladislav a Vojtěch BROŽA, 1980. Hospodaření s vodou v nádržích. 2. Praha: SNTL-Nakladatelství technické literatury. ISBN neuvedeno.
- Vyhláška č. 377/2013 Sb.: o skladování a způsobu používání hnojiv [online], 2016. Zlín: AION CS [cit. 2016-08-28]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2013-377>.
- Vyhláška č. 395/1992 Sb.: kterou se provádějí některá ustanovení zákona ČNR č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny [online], 2016. Zlín: AION CS [cit. 2016-08-28]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-395>.
- WALSH, Benjamin S. et al., 2019. The Impact of Climate Change on Fertility. *Trends in Ecology & Evolution*. **34**(3), 249-259. ISSN 01695347. Dostupné z: [doi:10.1016/j.tree.2018.12.002](https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.12.002).
- WEISNER, Stefan et al., 1997. Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes. *Oecologia*. **109**(4), 592-599. ISSN 0029-8549. Dostupné z: [doi:10.1007/s004420050121](https://doi.org/10.1007/s004420050121).
- WETZEL, Robert, 2001. PLANKTONIC COMMUNITIES: ALGAE AND CYANOBACTERIA. WETZEL, Robert. *Limnology*. 3. San Diego: Academic press, p. 331-393. ISBN 9780127447605.
- WOLTERS, Jan-Willem et al., 2018. Stable isotope measurements confirm consumption of submerged macrophytes by macroinvertebrate and fish taxa. *Aquatic Ecology*. **52**(4), 269-280. ISSN 1386-2588. Dostupné z: [doi:10.1007/s10452-018-9662-7](https://doi.org/10.1007/s10452-018-9662-7).

XIE, Dong et al., 2013. Algae mediate submerged macrophyte response to nutrient and dissolved inorganic carbon loading: A mesocosm study on different species. *Chemosphere*. **93**(7), 1301-1308. ISSN 00456535. Dostupné z: doi:10.1016/j.chemosphere.2013.07.008.

Zákon č. 114/1992 Sb.: o ochraně přírody a krajiny [online], 2016. Zlín: AION CS [cit. 2016-08-28]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1992-114>.

Zákon č. 541/2020 Sb.: o odpadech [online], 2020. Zlín: AION CS [cit. 2020-12-23]. Dostupné z: https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2020-541/zneni-20210101#p158_p158-1.

8. Přílohy

Příloha 1: Monitoring vegetace v nivě revitalizovaného potoka Hučina (NP Šumava)

Příloha 2: Dynamika litorálního porostu v zátocce Vřesná nádrže Lipno

Příloha 3: Srovnávací ekologie blízce příbuzných druhů *Ceratophyllum submersum* a
C. demersum

Příloha 4: Ústup litorálních porostů na rybníku Bažina

Seznam příloh

Příloha 1: Monitoring vegetace v nivě revitalizovaného potoka Hučina (NP Šumava)

Příloha 2: Dynamika litorálního porostu v zátocce Vřesná nádrže Lipno

Příloha 3: Srovnávací ekologie blízce příbuzných druhů *Ceratophyllum submersum* a
C. demersum

Příloha 4: Ústup litorálních porostů na rybníku Bažina

Monitoring of the restored streams in the Vltavský Luh, Šumava National Park[†]

Jindřiška Bojková^{1,2,*}, Hana Čížková³, Andrea Kučerová⁴, Vanda Rádková¹, Tomáš Soldán⁵, Richard Svidenský³, Jaroslav Vrba^{2,6}

¹*Faculty of Science, Masaryk University, Kotlářská 2, CZ-61137 Brno, Czech Republic*

²*Faculty of Science, University of South Bohemia, Branišovská 1760, CZ-37005 České Budějovice, Czech Republic*

³*Faculty of Agriculture, University of South Bohemia, Studentská 13, CZ-37005 České Budějovice, Czech Republic*

⁴*Institute of Botany CAS, Dukelská 135, CZ-37982 Třeboň, Czech Republic*

⁵*Institute of Entomology, Biology Centre CAS, Branišovská 31, CZ-37005 České Budějovice, Czech Republic*

⁶*Institute of Hydrobiology, Biology Centre CAS, Na Sádkách 7, CZ-37005 České Budějovice, Czech Republic*

*bojkova@centrum.cz

Abstract

The area of the Vltavský Luh (lower part of the Teplá Vltava stream and the Studená Vltava stream catchments) has been seriously altered by amelioration of mires and wet meadows and channelisation of streams draining them. Removal of the old drainages and restoration of the channelised sections of streams has been implemented to recover the hydrological regime of the area. Lower sections of the three streams, Hučina, Jedlový Potok and Žlebský Potok, have been restored in 2013–2015. The associated research is focused on the monitoring and evaluation of the success of these restorations. Main objectives are (i) to describe the colonisation of the restored stream channels by aquatic macroinvertebrates and the development of their assemblages in relation to flow and substratum conditions, (ii) to compare macroinvertebrate and plant communities before and after restoration, and (iii) to analyse the dynamics of vegetation changes in relation to the water regime and plant growth forms.

Key words: restoration, macroinvertebrates, vegetation, hydrology, Bohemian Forest

INTRODUCTION

Human activities in the Bohemian Forest (Šumava in Czech) caused extensive drainage of many peat-bogs, spruce mires, and other wetlands during the past two centuries. Inventories carried out after establishing the Šumava National Park in 1991 showed that almost 70% of mires have been affected and the past drainage is one of the most serious issues in mire conservation in this NP (e.g. BUŤKOVÁ et al. 2010, BUŤKOVÁ 2013). In consequence, alluvial woodland and tall-herb communities, some of which are probably relics of the Early Holocene and host rare species of both plants and associated invertebrates (e.g. SÁDLO & BUŤKOVÁ 2002, JAROŠ & SPITZER 2013), were gradually substituted by often monotonous communities of stronger plant competitors inhabited by generalist species (BUŤKOVÁ et al. 2006). Such an extent of overall wetland degradation stimulated the restoration programme, which has been

[†]**Project guarantors** are Jindřiška Bojková (bojkova@centrum.cz) for aquatic macroinvertebrate monitoring and Hana Čížková (hana.cizkova@gmail.com) for vegetation monitoring.

implemented since 1999. It has mainly aimed at the recovery of drained mires and general improvement in water regime in the landscape. The restoration is based on the final water level concept, when underground water level is shifted to that before the drainage. In this manner, the most valuable wetland complexes have been restored including, in particular, Modravské Slatě and Vltavský Luh. Up to now, almost 500 hectares of peat-bogs and mires have been restored and 60 kilometres of drainage channels have been blocked (BUFKOVÁ et al. 2010, BUFKOVÁ 2013). The restoration programme is closely linked to ongoing research, outputs of which allow for assessing the effectiveness of the implemented measures.

However, water regime of wet meadows and fens, as well as spruce mires in the Vltavský Luh has been seriously altered also by the channelisation of streams that drain them. Therefore, restoration of the streams was undertaken as a follow-up to the above programme of mire restorations. The ongoing restoration activities have been focused on the renewal of both hydrological and morphological regimes of these streams leading also to the recovery of wet meadows and mires in the catchments. The lower part of the Hučina stream (a right tributary to the Studená Vltava stream near Černý Kříž) was restored in 2013. On the basis of the vegetation and water flow during spring snow melting, the course of the original stream was reconstructed; thus, a new meandering stream channel was constructed in the original bed of the stream. The precedent straightened and entrenched stream channel and old drainages in its environs were filled up by soil and several parts of this channel were modified into pools. The 1.2-km long channelised section of the Hučina stream was thus extended to the length of 1.7 km. Similar restoration is carried out in the lower sections of the Žlebský Potok and Jedlový Potok streams (tributaries to the Teplá Vltava stream near Dobrá) in 2015.

The associated research and monitoring is focused on the development of benthic communities in the restored streams and the vegetation changes in relation to changes in water regime in the floodplain. The main objectives are:

(i) to describe the colonisation of the restored streams by aquatic macroinvertebrates and the development of new communities in relation to flow, water chemistry and substratum conditions (all three restored streams);

(ii) to compare the macroinvertebrate communities inhabiting the Žlebský Potok and Jedlový Potok streams before and after restoration;

(iii) to describe vegetation development in the floodplains before and after restoration;

(iv) to evaluate the success of the restorations by comparing the macroinvertebrate and plant communities to those of undisturbed habitats.

MATERIALS AND METHODS

Project duration

Monitoring of aquatic macroinvertebrates in the Hučina stream has commenced in November 2013 and has been planned for five years (i.e. till November 2018). Monitoring of macroinvertebrates of the Žlebský Potok and Jedlový Potok streams before restoration has been carried out from November 2014 to autumn 2015. The restored Žlebský Potok and Jedlový Potok streams will be monitored for three or five years.

Monitoring of vegetation started in 2011 in the Hučina stream floodplain, i.e. three years before its restoration. Vegetation of the floodplains of the Žlebský potok and the Jedlový potok is being described prior to their restoration in 2015. The follow-up monitoring is planned for five years at a minimum.

Site and method description

Macroinvertebrates

Four sampling sections, three sections in the restored part of the stream and one original section upstream the restored ones, are investigated in the Hučina stream and one more section is located in the Studená Vltava stream below the confluence with the Hučina stream. The three sampling sections on the restored part of stream reflect different types of channels and aquatic habitats. The upper sampling section is located on the wet meadow (the former mire) and represents widely meandering channel with dynamic pool-riffle sequences and substratum (Fig. 1). Bottom substratum is fine gravel and sand and partly clay. The middle sampling section is relatively narrow flowing through spruce forest and restored spruce mire, where the stream is connected with waterlogged *Sphagnum* depressions (Fig. 1). Bottom substratum is sand and fine gravel. The lower section is located below railway and road bridges where the stream channel is entrenched due to its crossing with railway and road (Fig. 1). The channel is meandering, but more stable than in the upper part of the restored stream and predominantly fine-gravel stream bottom is stabilised by quarry stone of about 10 cm in diameter. The two remaining sections, in the Hučina stream above its restored part and in the Studená Vltava stream (Fig. 1), are investigated as the nearest running water habitats hosting possible source populations of invertebrates for colonisation of the restored Hučina stream.

In the Žlebský Potok and Jedlový Potok streams, two sampling sections are investigated before the restoration beginning. The upper section represents the entrenched channel with natural bottom substratum in the Žlebský Potok stream and the paved artificial bottom covered by a layer of gravel and fine sediments in the Jedlový Potok stream. The lower section of both streams represents narrow, deeply entrenched channel with clearly sandy substratum. After the restoration, a similar sampling design as in the Hučina stream with three sampling sections is planned.

At each sampling section, three mesohabitats, riffle, run and pool, are investigated. Macroinvertebrates are sampled semiquantitatively using a hand net with 0.5 mm mesh size. At each mesohabitat, altogether five approx. 25×25 cm plots are sampled and merged into one sample characterising one mesohabitat. Macroinvertebrates are collected also quantitatively by metal strainer with about 0.8 mm mesh size to find all species inhabiting the sampling sections. Adults of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera are collected by sweeping of riparian vegetation.

Prior to sampling of each plot, water depth and velocity are measured using a Flo-Mate flow metre (Model 2000; Marsch-McBirney, Frederick, MD, USA). Bottom substratum at each mesohabitat is estimated as the proportions of cover by different grain sizes of mineral substratum (clay <0.1 mm, sand 0.1–2 mm, fine gravel 2–16 mm, coarse gravel 16–64 mm, stones 64–256 mm and boulders >256 mm) and particulate organic matter (Fine Particulate Organic Matter <1 mm, Coarse Particulate Organic Matter >1 mm). Proportions of the three mesohabitats at each sampling section are estimated. Before sampling, water temperature, pH, conductivity, and dissolved oxygen content are measured in situ using a portable instrument (HACH HQ40d; HACH Co., Loveland, CO, USA) at each sampling section. Samples of water for water chemistry analyses are analysed from all four sampling sections in the Hučina stream. The following parameters are analysed: alkalinity, Dissolved Organic Carbon, total P, NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Al and Fe forms. Water temperature, discharge, conductivity and pH are continuously measured in the Hučina stream near the road bridge (Fig. 1).

Vegetation

In order to document the vegetation prior to the stream restoration, a map of the habitat types *sensu* CHYTRÝ et al. (2010) was made for the Hučina stream floodplain (Fig. 2). Background information included local topographic map, orthophotograph, and the map of forest inventory, provided by the Administration of the Šumava National Park. Borders of vegetation units were recorded in the field using an Ashtech GPS Magellan mobile mapper 10. The data were further processed using the ArcGIS 9.2 software. The field survey revealed that the character of vegetation differed among three elevation zones. In the highest elevation zone, which is dry enough to allow access to machinery, the original forest has been clear-felled and replaced by spruce plantations. In the intermediate elevation zone, the species composition of the upper tree layer and understorey correspond to the presumed original habitats. There are numerous fallen trees of intermediate age there, as well as dense spruce stands of all sizes from the herb up to lower tree layers, which presumably originated by natural regeneration. These features indicate that there was no management in this zone for several decades, probably as from World War II, and selection cutting was applied in the preceding period. The lowest elevation zone, extending in the central part of the floodplain, is covered with monodominant stands of *Carex brizoides*, in which other species of wet meadows are only sparsely admixed. This state again indicates absence of management over several decades and degradation resulting from drainage.

The most valuable communities of the area occur in the intermediate elevation zone. They include birch mire forest (association *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* Libbert 1933), pine mire forest with *Vaccinium* (ass. *Vaccinio uliginosi-Pinetum sylvestris* Kleist 1929), pine forest of continental mires with *Eriophorum* (ass. *Eriophoro vaginati-Pinetum*

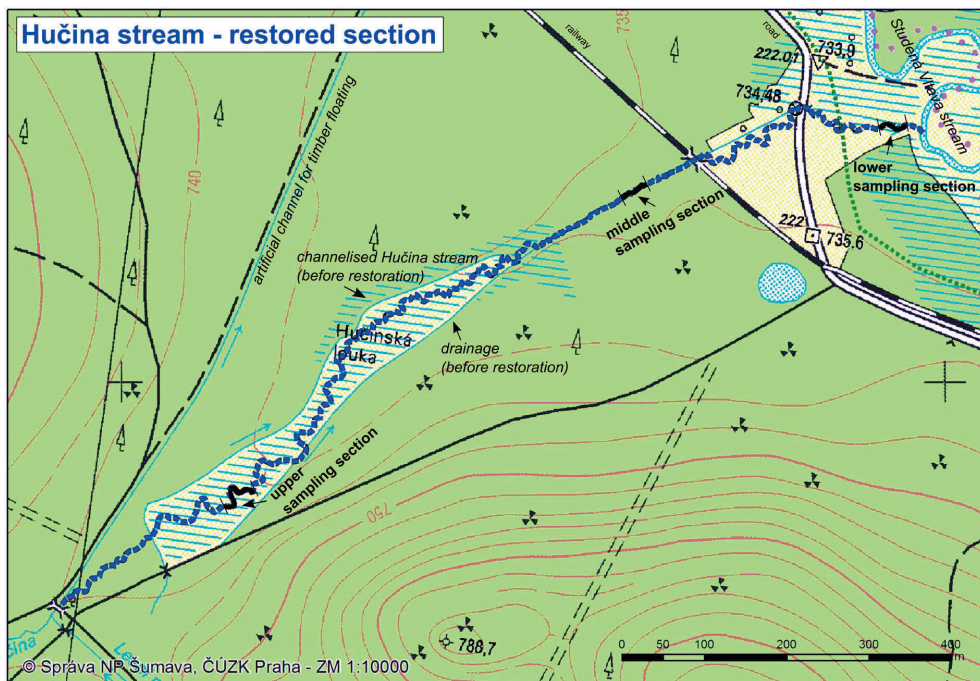


Fig. 1. Map of the restored section of the Hučina stream; new meandering stream channel is the bold blue dotted line.

sylvestris Hueck 1931), and *Pinus rotundata* bog forest (ass. *Vaccinio uliginosi-Pinetum rotundatae* Oberdorfer 1934) using the nomenclature according to CHYTRÝ et al. (2010). They are mostly located in the downstream part of the floodplain where the decrease of

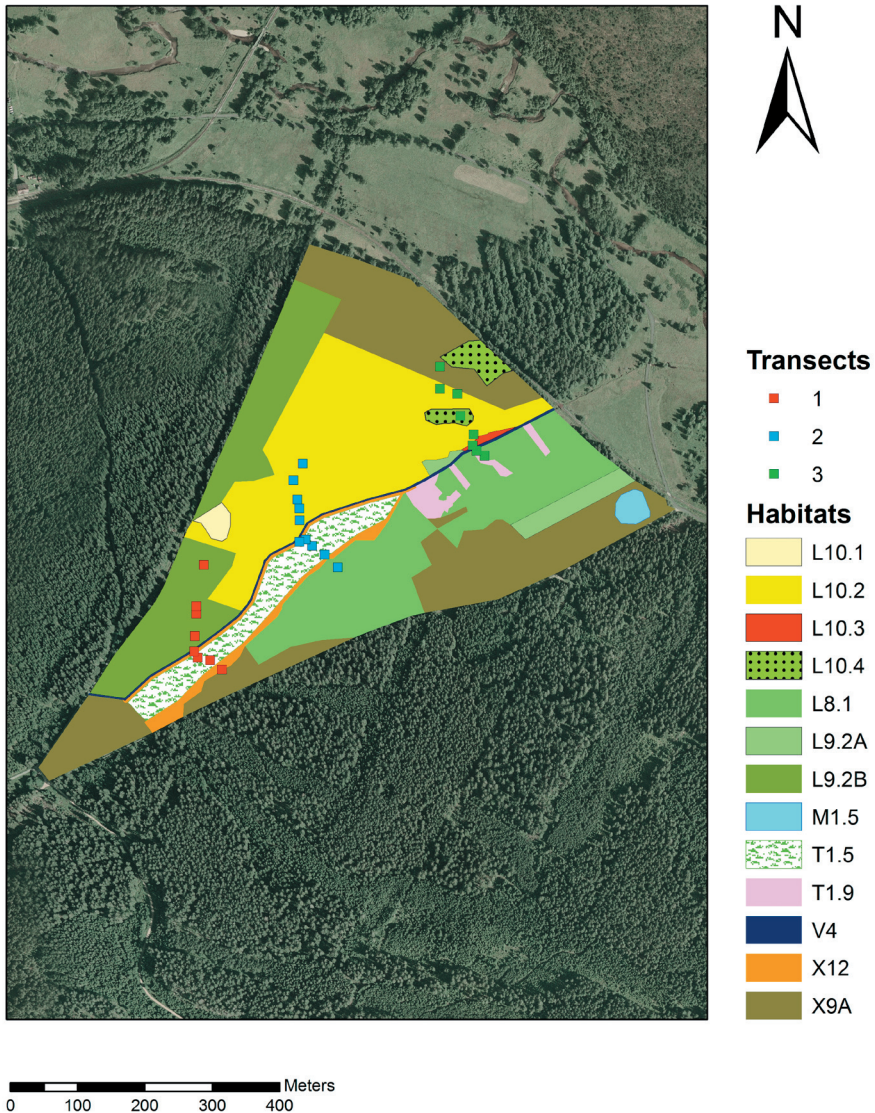


Fig. 2. Map of main habitat types of the Hučina floodplain. Codes are given according to the Habitat Catalogue of the Czech Republic (CHYTRÝ et al. 2010). L10.1 – Birch mire forest; L10.2 – Pine mire forest with *Vaccinium*; L10.3 – Pine forest of continental mires with *Eriophorum*; L10.4 – *Pinus rotundata* bog forest; L8.1 – Boreo-continental pine forest; L9.2A, L9.2B – Bog spruce forest; M1.5 – Reed vegetation of brooks; T1.5 – wet *Cirsium* meadow; T1.9 – Intermittently wet *Molinia* meadow; V4 – Macrophyte vegetation of water streams; X12 – Stands of early successional woody species; X9A – Forest plantations of allochthonous coniferous trees.

water table was smallest. They presumably represent fragments of habitats that formerly covered larger areas of the floodplain.

In order to follow vegetation changes after the stream restoration, permanent plots were established along three transects laid across the Hučina stream floodplain perpendicular to the stream. Transect 1 was laid in the upper part of the studied floodplain, Transect 2 in the middle, and Transect 3 in the lower part (Fig. 2). Altogether 12 plots of an area of 4×4 m were positioned in the central open part of the floodplain and 14 plots having 10×10 m were placed in the surrounding forested parts. Boreholes were installed at a border of each plot to a depth of 1 m. Each year since 2011, vegetation relevés were taken from all plots in early summer and the water level was measured in the boreholes. In 2011, soil samples were taken from the surface soil horizon in all plots. The soil samples were analysed for the content of organic matter, estimated as the loss on ignition at 450°C. The same methodology is envisaged also for the assessment of vegetation of the floodplains of the Žlebský Potok and the Jedlový Potok streams.

Research outputs

The results remain unpublished up to date. Preliminary results of the vegetation survey of the Hučina floodplain before stream restoration are given by LAZÁRKOVÁ (2012), SLÁMA (2012), and STACHOVÁ (2015). The monitoring of macroinvertebrates with preliminary results was presented at the Czech and Slovak limnological conference (RÁDKOVÁ et al. 2015).

The project will provide detailed data on the temporal succession of aquatic habitats and benthic invertebrates in the restored streams and vegetation in the floodplain before and after stream restoration. The main outputs of this project will include the assessment of the expected development of benthic communities towards more stable and diverse ones. The vegetation changes will be evaluated considering both the temporal and spatial scales which will presumably differ among the main growth forms (mosses, herbs, graminoids and trees). The results will be also applicable for evaluating the success of ecological restoration implemented by the Šumava NP. If the restoration of these habitats is successful, then the restoration histories can provide valuable background information for restoration of other sites in similar conditions.

Acknowledgements. We thank E. Zelenková for providing information on the restoration projects, map in Fig. 1 and background GIS layers for the map of vegetation types in Fig. 2. We are grateful to I. Bufková for help with the placement of permanent plots. V. Joza, K. Lazárková, M. Sláma and K. Stachová assisted in the vegetation survey of the Hučina floodplain before restoration. R. Svidenský was supported by the project No. 063/2013/Z of the Grant Agency of the University of South Bohemia and A. Kučerová was supported by the long-term research development project No. RVO 67985939.

REFERENCES

- BUFKOVÁ I., 2013: Improving disturbed water regime in peat-bogs in the Šumava/Bohemian Forest Mts. National Park. *Ochrana Přírody*, 2013 (2): 17–19.
- BUFKOVÁ I., PRACH K. & BASTL M., 2006: Linking vegetation pattern to hydrology and hydrochemistry in a montane river floodplain, the Šumava National Park, Central Europe. *Wetlands Ecology and Management*, 14: 317–327.
- BUFKOVÁ I., STÍBAL F. & MIKULÁŠKOVÁ E., 2010: Restoration of drained mires in the Šumava National Park, Czech Republic In: *Restoration of Lakes, Streams, Floodplains, and Bogs in Europe*, LIKENS G. & EISELTOVÁ M. (eds) Springer Science+Business Media B.V.: 331–354.
- CHYTRÝ M., KUČERA T., KOČÍ M., GRULICH V. & LUSTYK P. (eds), 2010: *Katalog biotopů České republiky*, 2. vyd. [*Habitat Catalogue of the Czech Republic*, 2nd ed.]. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR Praha, 445 pp. (in Czech).
- JAROŠ J. & SPITZER K., 2013: První český nález reliktního motýla – pouzdrovníčka *Coleophora uliginosella*

- Glitz na šumavských rašeliníštích (Lepidoptera: Coleophoridae) [The first Czech record of a relict moth, *Coleophora uliginosella* Glitz from peatlands of the Bohemian Forest (Lepidoptera: Coleophoridae)]. *Silva Gabreta* 19: 51–56 (in Czech).
- LAZÁRKOVÁ K., 2012: Botanický průzkum regulovaného úseku potoka Hučina (Černý Kříž, Šumava) [Botanical survey of the channelised segment of the Hučina stream (Černý Kříž, Šumava)]. Ms., diploma thesis, University of South Bohemia in České Budějovice, 78 pp. (in Czech). (deposited in the Academic Library of the University of South Bohemia, České Budějovice)
- RÁDKOVÁ V., BOJKOVÁ J., VRBA J., SOLDÁN T., POLÁŠKOVÁ V. & HUBÁČKOVÁ L., 2015: Dynamika revitalizovaného podhorského potoku Hučina (NP Šumava) [Dynamic of revitalised mountain stream Hučina (NP Šumava)]. In: XVII. konference České limnologické společnosti a Slovenskej limnologickej spoločnosti „Voda – věc veřejná“: Sborník příspěvků, RÁDKOVÁ V. & BOJKOVÁ J. (eds) Brno: Masarykova univerzita: 126. (in Czech).
- SÁDLO J. & BUFKOVÁ I., 2002: Vegetace Vltavského luhu na Šumavě a problém reliktních praluk [Vegetation of the Vltava River alluvial plain in the Šumava Mts. (Czech Republic) and the problem of relict primary meadows]. *Preslia*, 74: 67–83 (in Czech).
- SLÁMA M., 2012: Návrh ekologického monitoringu revitalizované nivy Hučiny (NP Šumava) [Proposal for ecological monitoring of the restored Hučina floodplain (Šumava National Park)]. Ms., diploma thesis, University of South Bohemia in České Budějovice, 54 pp. (in Czech). (deposited in the Academic Library of the University of South Bohemia, České Budějovice)
- STACHOVÁ K., 2015: Botanický průzkum nivy revitalizovaného úseku potoka Hučiny (Černý Kříž, Šumava) [Botanical survey of a restored segment of the Hučina stream (Černý Kříž, Šumava)]. Ms., diploma thesis, University of South Bohemia in České Budějovice, 78 pp. (in Czech). (deposited in the Academic Library of the University of South Bohemia, České Budějovice)

Received: 20 July 2015
Accepted: 4 August 2015

Dynamika litorálního porostu v zátoce Vřesná (přehradní nádrž Lipno)

Richard Svidenský, Hana Čížková, Andrea Kučerová, Monika Krolová

Abstrakt

Chráněné zátoky v údolních nádržích jsou potenciálně významnými biotopy litorální vegetace. O jejich charakteru a dynamice je však dosud málo známo. Článek se zabývá meziroční dynamikou litorální vegetace v zátoce Vřesná (vodní nádrž Lipno), ve vztahu k dynamice výšky vodní hladiny. Výsledky dokumentují rozvoj rostlinných společenstev obnažených dnů, která jsou typická především pro rybníky. Výskyt vegetace obnažených dnů v přehradních nádržích si zaslouží další pozornost.

Klíčová slova

přehradní nádrž – ekofáze – litorální vegetace – obnažené dno

Úvod

Přehradní nádrže byly budovány zejména během 20. století pro vodohospodářské účely (hydroenergetika, protipovodňová ochrana, zdroje pitné vody, rekreační účely). Od doby svého vzniku se staly nedílnou součástí naší krajiny. V současné době je kromě hospodář-

ských aspektů kladen důraz také na zlepšení kvality vody a související ekosystémové (mimoprodukční) funkce. Významným legislativním nástrojem je Rámcová směrnice EU o vodní politice [1], která si klade za cíl vytvořit podmínky pro zlepšení ekologického stavu vodních útvarů ve státech EU. V kontextu Rámcové směrnice je za ekologicky důležitou součást vodních ekosystémů považována mimo jiné i litorální vegetace [2, 3].

Litorální vegetace je velmi dobře vyvinuta u přirozených ekosystémů, jako jsou jezera s dobrou průhledností vody a s nevýrazným kolísáním vodní hladiny. V takových jezerech se vyskytují vodní druhy vyšších rostlin (emerzní, natantní a submerzní)[4–7] a osidlují infralitorální zónu (tj. celoročně zaplavenou zónu až do hloubky, do níž ještě proniká dostatek slunečního záření pro růst rostlin)[4–8].

Na rozdíl od litorálních porostů v přirozených vodních ekosystémech, jako jsou jezera, bývají litorální porosty v přehradních nádržích méně rozvinuty. Hlavní příčinou je velký rozsah kolísání vodní hladiny [9], s nímž je spojeno nepravidelné vysychání a zaplavování pobřežní zóny během vegetačního období i během let. Pokud je průhlednost vody menší než sezonní kolísání výšky vodní hladiny, nevytváří se infralitorální zóna. Vegetace osidluje pouze eulitorální zónu, v níž dominují emerzní (vynořené) vodní rostliny [10, 11]. Na erozně exponovaných místech se vegetace vyskytuje jen velmi omezeně nebo zcela chybí, protože zde trpí mechanickým účinkem vln a odnosem jemného substrátu, případně zastíněním stromovým patrem [3, 10]. V zimních měsících, kdy bývá hladina vody na ročním minimu, jsou rostliny poškozovány i mrazovými jevy spojenými s vymrzáním substrátu [7, 12, 13]. Rozsáhlejší litorální porosty se proto vyskytují zejména v oblastech chráněných zátok s mírným sklonem břehu. Nejvhodnější porosty se nacházejí v zátokách v ústích přítoků [11].

Abyste bylo možné charakterizovat vegetaci ve vztahu k výšce vodní hladiny a její dynamice, zavedli Hejný a Husák [14] koncept ekofází,

kteřý později upravili Hejný a Segal [15]. Ekofáze představuje komplex podmínek prostředí stanovených aktuální hladinou vody v biotopu v daném čase. Hejný a Segal [15] rozlišili následující ekofáze podle relativní polohy hladiny vody: (1) terestrická ekofáze s hladinou vody hlouběji než 0,2 m pod povrchem půdy; (2) limózní ekofáze s hladinou vody v blízkosti povrchu půdy (od 0,2 m nad povrchem do 0,2 m pod povrchem); (3) litorální ekofáze s výškou vodního sloupce od 0,2 m do 1 m a (4) hydrofáze, kde je výška vodního sloupce vyšší než 1 m. Termín hydrofáze je analogický s limnologickým termínem infralitorál.

Na základě detailní studie dynamiky pobřežní vegetace v nádrži Lipno navrhli Krolová et al. [16] zónaci pobřežního porostu pro podmínky nádrže se zásobní funkcí. Podle charakteristického střídání ekofází během roku rozdělili eulitorální zónu na tři oblasti: (1) horní eulitorál – oblast s převládající terestrickou a limózní ekofází; (2) střední eulitorál – oblast s častým střídáním terestrické, limózní a litorální ekofáze (zejména během vegetačního období) a (3) spodní eulitorál – oblast s převažující litorální ekofází (občasně hydrofází).

Tato studie navazuje na předchozí průzkum sezonní a meziroční dynamiky litorálních porostů vodní nádrže Lipno [11, 16, 17, 18]. Cílem této práce bylo charakterizovat časovou dynamiku litorálního porostu v delším časovém úseku. K dílčím cílům patřilo: (1) blíže charakterizovat vztah mezi druhovým složením vegetace a ekofází v předcházejícím období (ekofáze na jaře a na podzim); (2) popsat meziroční proměnlivost složení litorálního porostu v závislosti na kolísání vodní hladiny v nádrži.

Metodika

Popis lokality

Vodní nádrž Lipno se nachází na území CHKO Šumava v podhůří Šumavy na horním toku řeky Vltavy. Nádrž je využívána víceúčelově, od ochrany před povodněmi přes hydroenergetiku až po rekreaci. VN Lipno je při plném stavu (hladina 726 m n. m.) schopna pojmout 306 milionů m³ vody. Plocha hladiny při plném stavu činí 46,5 km², maximální hloubka je u hráze 21,5 m a průměrná hloubka 6,6 m [19]. VN Lipno je mírně eutrofizovaná s fosforem jako limitující živinou (celkový P: průměr 25 μg.l⁻¹, průměr/max. chlorofyl-a: 14/28 μg.l⁻¹; průměr/max. průhlednost vody: 1,9/2,7 m; údaje z Povodí Vltavy, státní podnik, pro období 2006–2009) [11].

Sledovaný transekt byl založen v roce 2007 v zátoce Vřesná [17]. Tato zátočka byla vybrána jako modelová lokalita s rozvinutým litorálním porostem na základě studie litorálních porostů údolní nádrže Lipno [11, 20]. Zátočka Vřesná je jednou z větších zátoček na severním břehu Lipna. Nachází se severně od městyse Frymburk (48°40'04"N, 14°09'04"E). Do zátoky se vleývá Černý a Liščí potok ze severu a v těsné blízkosti sledovaného transektu přitéká z východu lesní přítok. Zátočka je chráněna před větrem (maximální rozběhová dráha vln je 1 km) a její břehy a dno mají mírný sklon (cca 1°). Příznivá expozice zátoky a nižší erozní činnost vln umožňuje rozvoj druhově relativně bohaté litorální vegetace [11]. Transekt zde byl vymezen na výškovém gradientu, který zahrnuje terestrickou, limózní a litorální ekofázi ve smyslu Hejného a Segala [15]. Na transektu bylo v pětimetrových vzdálenostech vytyčeno celkem 12 trvalých ploch o velikosti 1 x 1 m [16, 17].

Výška vodní hladiny

Pravidelné záznamy o výšce vodní hladiny byly poskytnuty Povodím Vltavy, státní podnik, v podobě denních hodnot kótované výšky vodní hladiny pro roky 1991–2014. Z těchto hodnot a nadmořské výšky trvalých ploch jsme vypočítali denní hodnoty výšky vodního sloupce na jednotlivých plochách. Na základě výšky vodního sloupce jsme trvalé plochy rozdělili na plochy s převažující terestrickou, limózní nebo litorální ekofází.

Sledování litorální vegetace

Na trvalých plochách (1 x 1 m) jsme zaznamenávali druhové složení, celkovou pokryvnost rostlin a pokryvnost jednotlivých druhů. Pro odhad pokryvnosti byla použita sedmičlenná Braun-Blanquetova stupnice v procentech a druhy vyskytující se s velmi malou pokryvností byly zaznamenány pomocí symbolů „r“ a „+“ [21]. Dynamika litorální vegetace byla sledována v letech 2011 až 2014 v měsíčních charakteristických pro počáteční rozvoj vegetace (květen), vegetační maximum (červenec) a konec vegetačního maxima (konec srpna až začátek září). Pro hodnocení meziroční variability byla využita i analogická data získaná během podrobné studie zóny litorálního porostu v letech 2006–2009 [16, 17].

Nomenklatura cévnatých rostlin byla sjednocena podle Kubáta et al. [22].

Statistické analýzy

Vegetační data byla vyhodnocena kanonickou korespondenční analýzou (CCA) pomocí softwaru Canoco [23]. Pro statistické analýzy byly symboly „r“ a „+“ převedeny na číselné hodnoty 0,01 % a 0,1 % [24]. Byla testována (a) významnost meziroční variability v druhovém složení a pokryvnosti vegetace a (b) ovlivnění letního aspektu vegetace převládající ekofází na stanovišti v předchozích obdobích: ekofází v předchozím období 30 dnů, ekofází na jaře téhož roku (21. 4.–21. 6.) a ekofází na podzim předcházejícího roku (21. 9.–21. 11.). Vliv těchto faktorů byl vyhodnocen pomocí modelu postupné selekce charakteristik prostředí. Vzhledem k opakovaným sledováním stejných ploch byla použita permutační metoda „podél lineárního transektu nebo podél časové osy“. Významnost modelu byla posuzována na základě Monte-Carlo testu o 500 iteracích. Variabilita vegetačních dat byla posuzována na základě permutací dat v blocích definovaných ročním obdobím [25].

Výsledky

Kolísání výšky vodní hladiny

Výška vodní hladiny VN Lipno vykazuje kolísání charakteristické pro vodní nádrže s hydroenergetickou funkcí: nejvyšší hladina bývá na jaře (duben) při tání sněhu, pak krátkodobě v případech vyšších srážkových úhrnů v letním období. Pravidelné poklesy výšky vodní hladiny bývají v zimním období (**obr. 1**).

Sezonní dynamika výšky vodní hladiny ovšem obsahuje četné výjimky způsobené srážkovými extrémami na straně jedné a dlouhodobým suchem na straně druhé. V období 1991–2014 byla nejvyšší hladina nádrže dosažena při povodních v roce 2002 a 2013. Dlouhodobě nízká hladina i během vegetační sezony byla v roce 2003 jako následek extrémně suchého a teplého léta.

V období, kdy byla sledována vegetace (2007–2009 a 2012–2014), došlo k výjimečnému kolísání vodní hladiny v letech 2013–2014. Při povodni v červnu 2013 vodní hladina Lipna dosáhla kóty 725,3 m. Poté následoval dlouhodobý pokles hladiny až k minimu 722,8 m v květnu 2014. Po celou vegetační sezonu 2014 byla hladina vody v zátoce mimořádně nízká, takže i nejnižší položené plochy na sledovaném transektu se nacházely v terestrické ekofázi (**obr. 1**).

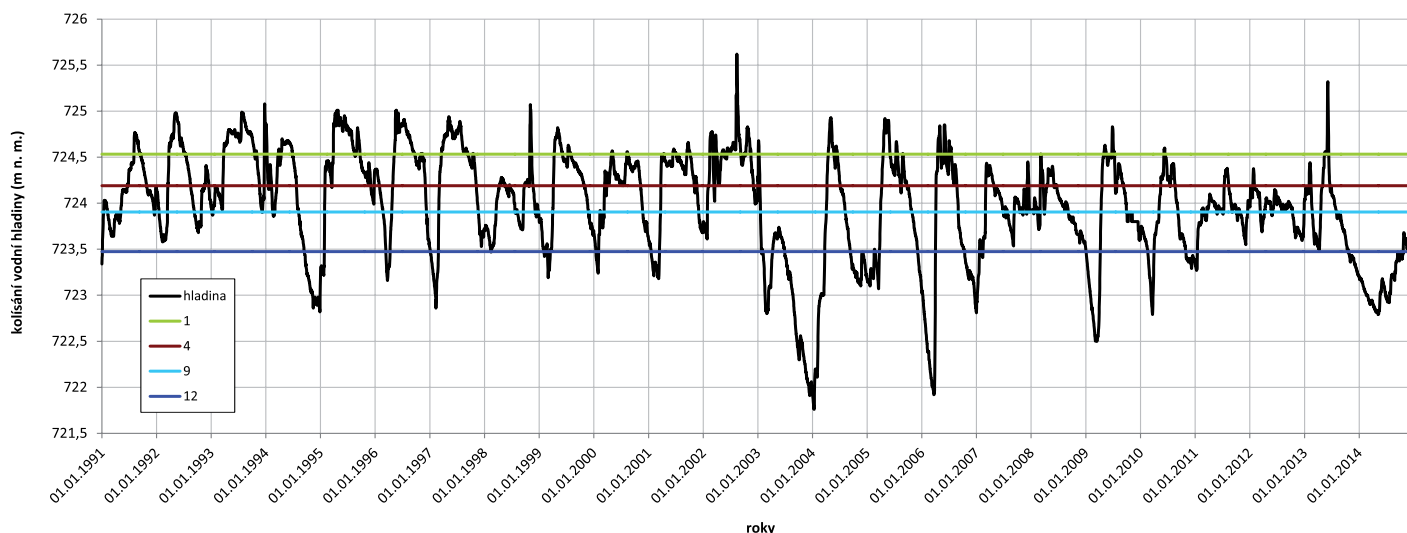
Na nejvyšše položených trvalých plochách č. 1–3, tj. v horním eulitorálu, převažovala po většinu období terestrická ekofáze. Na plochách 4–9, které se nacházely ve středním eulitorálu, se střídaly všechny ekofáze. Na nejnižše položených plochách č. 10–12, tedy ve spodním eulitorálu, převládala litorální ekofáze (**obr. 1**).

Složení vegetace

Na transektu bylo zaznamenáno celkem 35 rostlinných druhů (**tab. 1**). V horní a střední části transektu převládaly dlouhodobě stabilní, druhově chudé víceleté porosty emerzních rostlin s vysokou pokryvností. Ve spodní části transektu se vegetace utvářela v různých letech odlišně, a to v závislosti na převažující ekofázi v předchozím období.

V horním eulitorálu (plochy č. 1–3) převládala terestrická ekofáze. Vegetace zde byla velmi podobná v celém období sledování (2007–2014). Vyskytovaly se zde víceleté travinné porosty s velkou pokryvností. Porosty byly druhově velmi chudé, dominovaly ostříce mechýřkatá (*Carex vesicaria*) a chrostice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*). Na plochách č. 4–9 ve středním eulitorálu převládala limózní ekofáze. Na počátku sledování v r. 2007 se na rozhraní horního a středního eulitorálu (plochy č. 4–6) rozkládal porost rákosu obecného. Směrem k volné vodě (plochy č. 7–9) na něj navazoval řídce zapojený porost druhů obnažených den svazu *Eleochariton ovatae* Philippi 1968 [26]. Dále se vyskytoval rozvolněný lem trsů chrostice rákosovité (plocha č. 9) a místy trsy vodní formy rdesna obojživelného (*Persicaria amphibia*). Od r. 2007 do r. 2014 se porost rákosu postupně rozšířil o několik metrů směrem na souš i k volné vodě, a dosáhl tak až k lemu chrostice rákosovité. Zapojené porosty rákosu a chrostice tak pokryly celou oblast středního eulitorálu (plochy č. 5–9), čímž omezily rozvoj jiných druhů.

Na plochách spodního eulitorálu (č. 10–12) po většinu času převládala litorální ekofáze a nebyly zde zaznamenány žádné druhy vyšších rostlin (srov. [17] Krolová et al. 2011). Jinak se utvářela vegetace v roce 2014, kdy byla vodní hladina mimořádně zakleslá a trvalé plochy se nacházely v terestrické ekofázi po celou vegetační sezonu. V zóně



Obr. 1. Průběh změn vodní hladiny přehradní nádrže Lipno v letech 1991–2014. Barevné linie označují nadmořské výšky stanoviště 1 – 724,53 m n. m.; stanoviště 4 – 724,19 m n. m.; stanoviště 9 – 723,9 m n. m. a stanoviště 12 – 723,47 m n. m.

spodního eulitorálu v té době došlo k rozvoji druhů typických pro obnažená dna (**obr. 2**), jako jsou ostřice šáchorovitá (*Carex bohemica*), rdesno peprník (*Persicaria hydropiper*), psárka plavá (*Alopecurus aequalis*), sítina žabí (*Juncus bufonius*), sítina článkovaná (*Juncus articulatus*), dvouzubec paprscitý (*Bidens radiata*) a bahnička jehlovitá (*Eleocharis acicularis*).

Statistická analýza

Meziroční rozdíly ve složení rostlinných společenstev byly potvrzeny výsledky mnohorozměrné analýzy. Podobnost vegetace v různých letech sledování je patrná ze vzájemných vzdáleností centroidů pro jednotlivé roky na **obr. 3**. Malé vzdálenosti mezi centroidy let 2008, 2009, 2012 a 2013 naznačují, že v těchto letech byla vegetace velmi podobná. Naproti tomu výrazně odlišná vegetace se utvářela v letech 2007 a 2014. Vodorovná osa grafu (**obr. 3**) znázorňuje rozdělení druhů podle hlavních typů vegetace. V levé části grafu jsou soustředěny vytrvalé druhy s velkou pokryvností, které obsazovaly stanoviště s dlouhodobě terestrickou až limózní ekofází. V pravé části grafu jsou soustředěny druhy typické pro obnažená dna.

Svislá osa znázorňuje odlišnosti v druhovém složení vegetace obnažených den v suchých letech 2007 a 2014. V roce 2007 se na obnaženém dně vytvořila společenstva s dominantní psárkou plavou (*Alopecurus aequalis*) a bahničkou jehlovitou (*Eleocharis acicularis*). Pouze v roce 2007 se vyskytoval dvouzubec níčí (*Bidens cernua*) a častěji kalužník šruchový (*Peplis portula*). Koncem července 2014 byla zaznamenána podobná společenstva, v nichž se kromě psárky plavé a bahničky jehlovité vyskytovaly též rdesno peprník (*Persicaria hydropiper*) a ostřice šáchorovitá (*Carex bohemica*). Později na ně navázala společenstva s dominantním dvouzubcem paprscitým (*Bidens radiata*), sítinou žabí (*Juncus bufonius*) a s. článkovanou (*J. articulatus*).

Složení vegetace bylo průkazně ovlivněno převažující ekofází v období předchozího podzimu a jara, zatímco ekofáze v předchozích třiceti dnech neměla průkazný vliv (**tab. 2**).

Diskuse

Krolová et al. [11, 17] ukázali, že i v údolní nádrži se vyskytují cenné biotopy, a to zejména

v oblastech zátok s přítoky. Krolová et al. [16] a následně tato studie zaznamenali další zajímavý jev, a to výskyt vegetace obnažených den. Druhy obnažených den ke svému rozvoji potřebují otevřený biotop s písčítým nebo bahnitým substrátem, který je v limózní až terestrické

Tabulka 1. Přehled zaznamenaných druhů vyšších rostlin na 12 trvalých plochách v zátoce Vřesná (VN Lipno) v letech 2007–2009 a 2012–2014. Ekotop určuje typický výskyt daného druhu na gradientu výšky vodní hladiny. VT – vlhkomilné terestrické, LM – limózní, LT – litorální, OD – obnažené dno

Druh	Ekotop	Rok					
		2007	2008	2009	2012	2013	2014
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	LT, LM, OD	x	x	x	x	x	x
<i>Alopecurus aequalis</i>	OD	x	-	x	-	-	x
<i>Bidens cernua</i>	OD	x	-	-	-	-	-
<i>Bidens radiata</i>	OD	-	-	-	-	x	x
<i>Carex bohemica</i>	OD	-	-	-	-	-	x
<i>Carex rostrata</i>	VT	-	-	x	-	-	-
<i>Carex vesicaria</i>	VT	x	x	x	x	x	x
<i>Epilobium sp.</i>	OD	-	-	-	-	-	x
<i>Eleocharis acicularis</i>	OD, LM	x	x	x	x	x	x
<i>Eleocharis ovata</i>	OD	-	x	-	-	-	-
<i>Eleocharis palustris</i>	LM	-	-	-	-	-	x
<i>Equisetum fluviatile</i>	LM	-	-	-	x	x	x
<i>Galeopsis bifida</i>	OD	-	-	-	-	-	x
<i>Galium palustre</i>	LM, VT	x	-	x	x	x	x
<i>Glyceria fluitans</i>	LM	x	x	-	-	-	x
<i>Glyceria maxima</i>	LM	-	-	-	-	x	-
<i>Juncus articulatus</i>	OD	x	-	-	-	-	x
<i>Juncus bufonius</i>	OD	x	-	-	-	-	x
<i>Juncus bulbosus</i>	LM, OD	-	-	-	-	x	-
<i>Juncus effusus</i>	LM, OD	-	-	-	-	-	x
<i>Juncus filiformis</i>	VT	x	-	x	-	-	-
<i>Lemna minor</i>	LT	-	-	-	-	-	-
<i>Lysimachia vulgaris</i>	LM, VT	-	-	-	x	x	-
<i>Lythrum salicaria</i>	LM, OD	-	-	-	-	-	x
<i>Peplis portula</i>	OD	x	-	-	-	-	x
<i>Persicaria amphibia</i>	LT, LM, OD	-	-	-	-	-	x
<i>Persicaria hydropiper</i>	OD	-	-	-	-	-	x
<i>Phalaris arundinacea</i>	VT, LM	x	x	x	x	x	x
<i>Phragmites australis</i>	VT, LM	x	x	x	x	x	x
<i>Ranunculus flammula</i>	VT, LM, OD	x	x	x	-	-	x
<i>Rorippa palustris</i>	LM, OD	-	-	-	-	-	x
<i>Sparganium emersum</i>	LM, LT	x	x	x	-	-	-
<i>Stellaria gramineum</i>	OD	-	-	-	-	-	x
<i>Taraxacum sect. Ruderalia juv.</i>	OD	-	-	-	-	-	x
<i>Typha latifolia</i>	LT	x	x	-	-	-	-

ekofázi na jaře a v časném létě [26]. Během sledovaného období se vhodné podmínky v zátoce Vřesná vyskytly celkem dvakrát: v roce 2007 v oblasti středního eulitorálu s malým zápojem vytrvalých emerzních rostlin a v roce 2014 ve vysychající části spodního eulitorálu, který byl bez zápoje vegetace.

Vegetace obnažených den je typická pro rybníky s tradičním tzv. dvou- nebo vícehorovým hospodařením. Vegetace vlhkomilných jednoletých bylin se rozvíjí na obnažené části dna v prvním roce po výlovu, kdy je rybník napuštěn jen částečně. Při současném intenzivním rybářském hospodaření je však na většině rybníků udržována stálá vysoká hladina po celý produkční cyklus. V důsledku toho biotopů obnažených den ubývá a některé druhy jsou v současnosti v kategorii ohrožených. Příkladem je ostřice šáchorovitá (*Carex bohemica*), která je v Červeném seznamu cévnatých rostlin České republiky zařazena do kategorie C4a – blízkých ohrožení [27].

V zátoce Vřesná podmínky pro rozvoj vegetace obnažených den vznikají v důsledku meziročního kolísání výšky vodního sloupce v zóně spodního eulitorálu. Tato zóna je po většinu času zaplavena, ale bez vodní vegetace. Rozvoj vodních rostlin pravděpodobně omezuje malá průhlednost vodního sloupce a dále vymrzání při zimním poklesu vodní hladiny. Pokud ovšem na jaře a v časném létě suchého roku dojde v této zóně k obnažení dna, může být vzniklý otevřený biotop obsazen jednoletými vlhkomilnými druhy, které během jedné vegetační sezony vyklíčí, vyrostou a vytvoří semena. Ta pak v semenné bance přečkávají období zaplavení až do dalšího obnažení dna. Takové podmínky se vytvořily v zátoce Vřesná za dobu 23 let asi 3x až 4x (obr. 1), což je dostatečně často na to, aby se na lokalitě vytvořila a udržela funkční banka semen [28, 29].

Závěr

Meziroční proměnlivost litorální vegetace byla největší v zóně spodního litorálu, kde v závislosti na hladině vody může vznikat zcela odlišná vegetace. Naopak v zóně horního litorálu byly meziroční rozdíly minimální díky vysokému zápoji vytrvalých rostlin. Letní vegetaci litorálních porostů významně ovlivňovala ekofáze předcházejícího podzimu a jara téhož roku.

Tato studie dále poukazuje na výskyt ochránářsky zajímavého biotopu, a to biotopu obnažených den ve VN Lipno. Obohacuje litorální porosty o nová společenstva. Vznikají zde podmínky i pro výskyt některých ohrožených druhů rostlin, např. ostřice šáchorovitá (*Carex bohemica*, C4a) (obr. 4). Tento biotop může vznikat v zátokách s pozvolným dnem v letech s nízkou vodní hladinou. Jak vyplývá ze záznamu dynamiky vodní hladiny (obr. 1), vhodná situace pro rozvoj vegetace obnažených den se vytvořila 3x v období 2003–2015 (v letech 2003, 2007 a 2014). Tento fenomén může zvýšit jejich ekologický potenciál ve smyslu Rámcové směrnice o vodách [1].

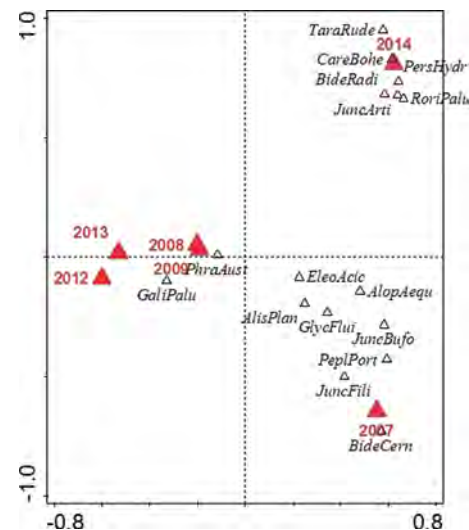
Poděkování: Tato práce vznikla s podporou na dlouhodobý koncepční rozvoj výzkumné organizace – RVO 67985939 a Grantové agentury Jihočeské univerzity. Za pomoc při statistickém hodnocení vegetačních dat děkujeme Ondřeji Mudrákovi.

Literatura/References

- [1] Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a Rady z 23. října 2000 ustávající rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. Aktualizovaný pracovní překlad s anglickým originálem. Úplné znění, zahrnující text Přílohy X. (Rozhodnutí č.2455/2001/ES Evropského parlamentu a Rady ze dne 20. listopadu 2001 ustávající seznam prioritních látek v oblasti vodní politiky a pozměňující směrnici 2000/60/ES). Praha, Ministerstvo životního prostředí, odbor ochrany vod, srpen 2003, 98 p.



Obr. 2. Pohled na litorální část transektu v září 2014 s vyvinutými porosty obnažených den, kde dominovaly sítina článkovaná (*Juncus articulatus*) a dvouzubec paprscitý (*Bidens radiata*), dále se vyskytovaly např. ostřice šáchorovitá (*Carex bohemica*) a psárka plavá (*Alopecurus aequalis*). V jiných letech byla tato část transektu zatopena cca 1 m vody bez vodních makrofyt



Obr. 3. Meziroční variabilita rostlinného společenstva v letech 2007–2014. Jednotlivé roky jsou vyneseny pomocí plných trojúhelníků. Nejčastěji se vyskytující druhy rostlin jsou vyneseny pomocí obrysů trojúhelníků. AlisPlan – žabník jitrocelový, AlopAequ – psárka plavá, BideCern – dvouzubec níci, BideRadi – d. paprscitý, CareBohe – ostřice šáchorovitá, EleoAcic – bahnička jehlovitá, GaliPalu – svízel bahenní, GlycFlui – zblochan vzplývavý, JuncArti – sítina článkovaná, JuncBufo – s. žabí, JuncFili – s. nitovitá, PeplPort – kalužník šruchový, PersHydr – rdesno peprník, PhraAust – rákos obecný, RoriPalu – rukev bahenní, TaraRude – pampeliška smetánka. Vysvětlená variabilita 7,3 %; pseudo-F 3,7; P = 0,004



Obr. 4. Na obnaženém dně se v letech 2007 a 2014 vyskytovala ostřice šáchorovitá (*Carex bohemica*), kategorie ohrožení C4a, druh zasluhující pozornost

Tabulka 2. Ovlivnění letního aspektu vegetace předchozími ekofázemi na stanovišti. Průkazné vlivy označeny tučně. Statistické parametry kanonické korespondenční analýzy (CCA): procento vysvětlené variability (adjusted explained variation [%]), síla testů (pseudo-F) a hladina průkaznosti (P)

Analýza	Vysvětlená variabilita [%]	pseudo-F	P
Celkový vliv předchozích ekofází	9,2	3,2	0,002
Vliv ekofáze předchozího podzimu	2,8	4	0,004
Vliv ekofáze předchozího jara	3,6	3	0,008
Vliv ekofáze v předchozích 30 dnech	0,9	1,5	0,08

- [2] Carpenter, S. R.; Lodge, D. M. (1986): Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany* 26: 341–370.
- [3] Moss, B. (2008): The kingdom of the shore: achievement of good ecological potential in reservoirs. – *Freshwater Reviews* 1: 29–42.
- [4] Hutchinson, G. E. (1975): *A Treatise on limnology*. – Vol. III. *Limnological Botany*. Wiley, New York.
- [5] Jeffries, M.; Mills, D. (1990): *Freshwater ecology: principles and applications*. – Belhaven Press, New York, London.
- [6] Brönmark, CH.; Hansson, L. A. (1998): *The Biology of lakes and ponds*. – Oxford University Press, Oxford.
- [7] Coops, H.; Hosper, S. H. (2002): Water-level management as a tool for the restoration of shallow lakes in the Netherlands. – *Lake and Reservoir Management* 18: 293–298.
- [8] Wetzel, R. G. (1983): *Limnology*, second edition. – Saunders College Publishing, Forth Worth.
- [9] Furey, P. C.; Nordin, R. N.; Mazumder, A. (2004): Water level drawdown affects physical and biogeochemical properties of littoral sediments of a reservoir and a natural lake. – *Lake and Reservoir Management*, 20: 280–295.
- [10] Baxter, R. M. (1977): Environmental effects of dams and impoundments. – *Annual Reviews Ecol. Syst.* 8: 255–283.
- [11] Krolová, M.; Čížková, H.; Hejzlar, J. (2012): Depth limit of littoral vegetation in a storage reservoir: A case study of Lipno Reservoir (Czech Republic). – *Limnologica* 42 (2): 165–174.
- [12] Björk, S.; Bengtsson, L.; Berggren, H.; Cronberg, G.; Digerfeldt, G.; Fleischer, S.; Gelin, C.; Lindmark, G.; Malmer, N.; Plejmark, F.; Ripl, W.; Swanberg, P. O. (1972): Ecosystems studies in connection with restoration of lakes. – *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 18: 379–387.
- [13] Vilmundardóttir, O. K.; Magnússon, B.; Gísladóttir, G.; Thorsteinsson, Th. (2010): Shoreline erosion and aeolian deposition along a recently formed hydro-electric reservoir, Blöndulón. – *Iceland Geomorphology* 114: 542–555.
- [14] Hejný, S.; Husák, Š. (1978): Higher plant communities. In: *Pond Littoral Ecosystems* (eds. Dykyjová, D.; Květ, J.). – Springer, Berlin, 23–64.
- [15] Hejný, S.; Segal, S. (1998): General ecology of wetlands. In: *The Production Ecology of Wetlands* (eds. Westlake, D. F.; Květ, J.; Szczepański, A.) – Cambridge University Press, 367–404.
- [16] Krolová, M.; Čížková, H.; Hejzlar, J.; Poláková, S. (2013): Response of littoral macrophytes to water level fluctuations in a storage reservoir. – *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 408: 07p1–07p21.
- [17] Krolová, M.; Čížková, H.; Hejzlar, J. (2011): Zonace litorálního porostu v zátoce přehradní nádrže Lipno. – *Sborník Jihočeského muzea v Českých Budějovicích, Přírodní vědy* 51: 57–72.
- [18] Krolová, M.; Hejzlar, J. (2013): Protection and support of littoral macrophyte stands by breakwaters on differently exposed shores of Lipno Reservoir. – *Silva Gabreta* 19 (2): 57–71.
- [19] Dolejší, Z. (1996): Manipulační řád pro vodohospodářské dílo Lipno I. (v ř. km 329,543) a Lipno II. (v ř. km 319,108) na Vltavě. *Vodní díla – technicko-bezpečnostní dohled, a.s.*, Praha, 40 p.
- [20] Krolová, M.; Čížková, H.; Hejzlar, J. (2010): Faktory ovlivňující výskyt vodních makrofyt v nádrži Lipno. – *Silva Gabreta* 16 (2): 61–92.
- [21] Dierschke, H. (1994): *Pflanzensoziologie. Grundlagen und Methoden*. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- [22] Kubát, K.; Hrouda, L.; Chrtěk, J. jun.; Kaplan, Z.; Kirschner, J.; Štěpánek, J. (eds). (2002): *Klíč ke květeně České republiky*. – Academia, Praha.
- [23] Ter Braak, C., J., F.; Šmilauer, P. (2002): *Canoco reference manual and CanoDraw for Windows users guide: software for Canonical Community Ordination (version 4.5.)*. – Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- [24] Van der Maarel, E. (1979): Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. – *Vegetatio* 39: 97–114.
- [25] Lepš, J.; Šmilauer, P. (2003): *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, New York, 269 p.
- [26] Šumberová, K. (2011): Vegetace jednoletých vlhkomilných bylin. In Chytrý M. (ed.), (2011): *Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace*. – Academia, Praha, 309–346.
- [27] Grulich, V. (2012): Red list of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. – *Preslia* 84: 631–645.
- [28] Baskin, C.; Baskin, J. (2003): *Seeds. Ecology, Biogeography and Evolution of Dormancy and Germination*. 1st Edition. 666 p.
- [29] Šumberová, K.; Lososová, Z.; Fabšičová, M.; Horáková, V. (2006): Variability of vegetation of exposed pond bottoms in relation to management and environmental factors. – *Preslia* 78: 235–252.

Ing. Richard Svidenský (autor pro korespondenci)¹⁾
prof. RNDr. Hana Čížková, CSc.¹⁾
Mgr. Andrea Kučerová, Ph.D.²⁾
Mgr. Monika Krolová, Ph.D.³⁾

¹⁾ **Zemědělská fakulta
 Jihočeská univerzita
 Studentská 13
 370 05 České Budějovice
 svider00@zf.jcu.cz**

²⁾ **Botanický ústav AV ČR, v.v.i.
 Dukelská 135
 379 01 Třeboň**

³⁾ **Hydrobiologický ústav
 Biologické centrum AV ČR
 Na Sádkách 7
 370 05 České Budějovice**

The dynamics of littoral vegetation in the Vřesná cove (Lipno reservoir) (Svidensky, R.; Cizkova, H.; Kucerova, A.; Krolova, M.)

Abstract

Valuable biotopes of the littoral vegetation can develop in protected coves in reservoirs, but little is known about their character and dynamics. The article deals with the inter-annual dynamics of the littoral vegetation in the Vřesná cove, Lipno reservoir, in relation to the water level fluctuation. The results document the development of communities of denuded bare bottoms, previously known mainly from fishponds. A 23-year long record of water level fluctuation indicates that the vegetation of denuded bare bottoms can develop periodically. The occurrence of the vegetation of denuded bare bottoms in the littoral zone of reservoirs deserves further attention.

Key words

reservoir – ecophase – littoral vegetation – bare bottom

Tento článek byl recenzován a je otevřen k diskusi do 31. května 2016. Rozsah diskusního příspěvku je omezen na 2 normostrany A4, a to včetně tabulek a obrázků. Příspěvky posílejte na e-mail stransky@vodnihospodarstvi.cz.



Srovnávací ekologie blízce příbuzných druhů růžkatců (*Ceratophyllum submersum* L. a *Ceratophyllum demersum* L.)

Comparative ecology of closely related species of hornworts
(*Ceratophyllum submersum* L. and *Ceratophyllum demersum* L.)

Richard Svidenský⁽¹⁾ • Hana Čížková⁽¹⁾ • Andrea Kučerová⁽²⁾

Abstract: We compared the seasonal growth dynamics, biomass production and type of carbon uptake of *Ceratophyllum submersum* L. and *C. demersum* L. in their natural habitats as well as in cultivation experiments, one in a fishpond and the other in an open-air tank. The plants of both species had similar and fairly high rates of extension growth under most circumstances. Also the relative growth rates (RGR) were fairly high and similar for both species, under the same cultivation conditions and part of season. However, *C. demersum* slowed down its growth earlier than *C. submersum* in the autumn. Both species preferred vegetative spreading under experimental conditions, while they flowered abundantly and formed seeds in natural populations. Both species took up carbon in the form of HCO_3^- for photosynthesis. Compared to *C. demersum*, *C. submersum* can be more sensitive to early frosts because of a more prolonged period of active growth.

Key words: Growth, HCO_3^- uptake, reproduction; seasonal variability, submerged macrophytes.

Abstrakt: Porovnávali jsme sezónní dynamiku růstu, produkci biomasy a způsob příjmu uhlíku u *Ceratophyllum submersum* L. a *C. demersum* L. v jejich přirozeném prostředí a v růstových pokusech, jeden v rybníce a druhý v nádobovém pokuse. Rostliny obou druhů měly podobné a poměrně velké délkové přírůstky ve většině případů. Také relativní růstová rychlost (RGR) byla poměrně vysoká a podobná pro oba druhy, a to za stejných kultivačních podmínek a část sezóny. Avšak na podzim *C. demersum* zpomalil svůj růst dříve než *C. submersum*. Oba druhy v pokusných podmínkách preferovaly vegetativní způsob rozmnožování, zatímco v přírodních populacích hojně kvetly a tvořily semena. Oba druhy využívaly pro fotosyntézu uhlík ve formě HCO_3^- . Ve srovnání s *C. demersum*, může být *C. submersum* citlivější na první mrazy z důvodu delšího období aktivního růstu.

Klíčová slova: submerzní (ponořená) makrofyta; příjem HCO_3^- ; rozmnožování; růst; sezónní proměnlivost.

Úvod

Růžkatec bradavičnatý (*Ceratophyllum submersum* L.) patří k silně ohroženým druhům české flóry (dle Vyhlášky č. 395/1992 Sb.). Roste ve stojatých a pomalu tekoucích mezotrofních až eutrofních

1) Zemědělská fakulta, Jihočeská univerzita, Studentská 13, CZ–370 05 České Budějovice
e-mail: svider00@zf.jcu.cz; e-mail: hana.cizkova@gmail.com;

2) Botanický ústav AV ČR v. v. i., Dukelská 135, CZ–379 01 Třeboň, e-mail: akucerova@butbn.cas.cz

vodách v hloubce 20–60 cm, nejčastěji v tůních a ramenech říčních niv, vzácněji v rybnících a lučních příkopech. Semena jsou přenášena lokálně hydrochoricky, na větší vzdálenosti ornitochoricky. Charakteristickou podmínkou výskytu je dostatek slunečního záření, které je částečně tlumené výškou vodního sloupce (heliosciofyt). Růžkatec bradavičnatý se spíše vyskytuje při zvýšeném pH a zvýšené koncentraci dostupných forem dusíku (Hejný et al. 1993, Procházka et al. 1999).

V České republice se vyskytuje především v nejteplejších oblastech (Polabí, jižní Morava), od konce 80. let je navíc udáván i na Třeboňsku (Rydlo 1994). V současné době se ovšem vyskytuje na lokalitách na Třeboňsku jen přechodně – objeví se náhle, během jednoho až dvou let se rychle rozšíří často po celé lokalitě, a poté náhle poklesne jeho početnost, nebo až vymizí (Kučerová et al. 2008). Příčiny této populační oscilace nejsou v současnosti známy, je málo dostupných informací i o biologii tohoto silně ohroženého druhu (kategorie C3, Grulich 2012). Detailní znalosti o biologii tohoto druhu (dynamika růstu, tvorba semen) jsou přitom zásadní např. při návrzích hospodaření na rybnících s jeho výskytem.

Cílem této práce bylo proto přispět k rozšíření znalostí o biologii vzácného růžkatce bradavičnatého, a to porovnáním jeho základních charakteristik růstu a rozmnožování s týmiž charakteristikami u běžně se vyskytujícího růžkatce ostnitého (*Ceratophyllum demersum* L.). Oba druhy jsou taxonomicky blízce příbuzné a po morfologické stránce jsou si oba druhy velmi podobné. Je tedy pravděpodobné, že jejich rozdílný výskyt je podmíněn rozdíly v růstové dynamice a schopnosti rozmnožování.

V práci jsme proto testovali následující hypotézy: (1) *C. submersum* a *C. demersum* se liší růstovou dynamikou během vegetační sezóny, (2) způsobem rozmnožování a (3) schopností přijímat anorganický uhlík z hydrogenuhličitanu.

Popis lokalit

Velký Roubíkův

Rybník Velký Roubíkův je v obci Mirochov asi 6 km severně od Chlumu u Třeboně. Leží v nadmořské výšce 474,3 m a jeho dno je pokryto vysokou (asi 20 cm mocnou) vrstvou organického sedimentu. V době konání pokusů rybník vlastnila firma PDG Management s. r. o. Podle terénních pozorování pracovníků CHKO Třeboňsko zde nebyla chovná rybí obsádka nejméně deset let (L. Rektoris, úst. sděl.). Díky tomu se pravděpodobně vytvořily příhodné podmínky pro rozvoj ponořených makrofyt

Krvavý rybník

Krvavý rybník je 8 km jihovýchodně od Jindřichova Hradce poblíž obce Hospříz. Od roku 1994 je součástí PR Krvavý a Kačležský rybník. Rybník leží v zemědělsky obhospodařované krajině, dále sousedí se stejnověkou smrkovou monokulturou, sečenými loukami a těžební plochou rašeliny. Na jihovýchodním okraji jsou deponie vzniklé při odbahňování rybníka, které zarůstají náletovými dřevinami. Rozsáhlé pobřežní rákosiny jsou významné jako hnízdiště a úkryt pro tažné ptactvo (Albrecht et al. 2003).

Sbírka vodních a mokřadních rostlin

Sbírka vodních a mokřadních rostlin je specializovaná sbírka rostlin, zřízená vědeckým ústavem, která má charakter malé botanické zahrady. Je umístěna v areálu Botanického ústavu

AV ČR, v. v. i., v Třeboni (430 m n. m.). Má rozlohu 3700 m², pěstuje se zde přes 400 druhů vodních a mokřadních rostlin (Chytrá et al. 2010).

Metody

Růstové charakteristiky přirozených populací Ceratophyllum submersum

Na konci vegetační sezóny na lokalitě Krvavý rybník (4. 9. 2008) a na lokalitě Velký Roubíkův (9. 9. 2010) jsme provedli odběry rostlin z přirozených populací. Na obou lokalitách bylo *C. submersum* v době odběru zastoupeno řádově v tisících jedinců. Na náhodně vybraných rostlinách (vždy 10 rostlin) jsme hodnotili tyto růstové charakteristiky: celkovou délku, počet vedlejších vrcholů, počet květů a semen. Tyto odběry sloužily k ucelení představy o růstových charakteristikách přirozeně rostoucích rostlin. Růstové charakteristiky *C. demersum* jsme nestudovali, protože se tento druh nevyskytoval společně s druhem *C. submersum* na stejných lokalitách.

Uspořádání růstových pokusů

Růst rostlin *C. submersum* a *C. demersum* jsme sledovali ve dvou typech prostředí: na rybníce Velký Roubíkův s přirozenou populací růžkatce (terénní pokus) a v nádrži v Botanickém ústavu v Třeboni (nádobový pokus).

Na rybníce Velký Roubíkův jsme provedli dva po sobě následující pokusy, první v období 10. 6. až 26. 7. 2010 (46 dnů), a druhý v období 29. 7. až 9. 9. 2010 (42 dnů). Oba pokusy měly stejné uspořádání. Z rybníka jsme před začátkem každého pokusu odebrali třicet přibližně stejných rostlin, které jsme zkrátily na 6 přeslenů, přičemž zůstaly zachovány vzrostné vrcholy. Tyto rostliny byly jednotlivě označeny nití mezi 3. a 4. přeslenem. Na nitích byl různý počet uzlů pro pozdější odlišení jednotlivých rostlin. Barva nitě definovala druh a původ rostliny při pozdějším zaznamenávání jejich přírůstků, větvení a konečné hmotnosti sušiny. Rostliny byly rozděleny do pěti ohrádek, vždy po šesti rostlinách od každého druhu. Ohrádku tvořila nosná lať k upevnění do substrátu, dvě drátěná oka a vak ze záclonoviny. Růstové charakteristiky jsme sledovali zhruba po 14 dnech.

Stejným způsobem jsme založili a vedli sledování v Botanickém ústavu AV ČR v Třeboni v nádrži o rozměrech 55 × 140 × 180 cm a objemu 0,9324 m³. Na dně nádrže byl hlinitopísčité substrát (18 cm). Nádrž byla stíněna laťovým roštem na přibližně 50 % dopadajícího slunečního záření. Sledování růstu jsme rozdělili do dvou nezávislých pokusů – pokus 1 měl charakterizovat růst v první části vegetačního období a trval 74 dnů (13. 5. až 26. 7. 2010). Pokus 2 probíhal v druhé části vegetačního období (29. 7. až 9. 9. 2010) a trval 42 dnů.

Měření přírůstků v růstových pokusech

Pro zjištění výchozí hmotnosti sušiny jsme před zahájením pokusu usušili a zvážili dvacet rostlin upravených stejným způsobem jako rostliny použité pro založení pokusu (délka 6 přeslenů).

Pro měření přírůstků jsme z nádrže (resp. z ohrádky při terénním pokusu) vylovili všechny rostliny a podle nití určili druh a pořadové číslo rostliny. Mezi měřeními jsme rostliny uchovávali v misce s vodou z nádrže. U rostlin jsme zaznamenávali celkovou délku, počet přeslenů a vzrostných vrcholů, počet semen a květů. Po měření jsme rostliny rovnoměrně rozmístili po celé ploše nádrže (resp. byly vráceny do ohrádky při terénním pokusu). Měření jsme opakovali zhruba po 14 dnech.

Koncem července kvůli suchu zaklesla voda na stanovišti natolik, že rostliny byly částečně obnaženy.

Po ukončení pokusu jsme rostliny usušili při 60 °C do konstantní hmotnosti. Sušinu jsme zvažili na analytických vahách s přesností na tisíce gramů. Z těchto údajů jsme vypočítávali relativní růstovou rychlost (RGR neboli velikost přírůstku hmotnosti sušiny za jednotku času, vztažené na aktuální stav sušiny biomasy, Dykyjová & Jakrlová 1989). Data jsme dále využili k výpočtu doby zdvojení biomasy. Tato hodnota informuje o předpokládané době (dny), za kterou by se zdvojnásobila hmotnost sušiny (Adamec & Kovářová 2006).

Měření příjmu anorganického uhlíku

Měření příjmu různých forem anorganického uhlíku jsme provedli podle metodiky Adamce a Ondoka (1992). Rostliny odebrané v terénu (6× *C. submersum* a 6× *C. demersum*) jsme vložili do uzavíratelných zkumavek, zalili roztokem 1mM KCl a 1 mM NaHCO₃ tak, aby vznikla pod víčkem malá bublina. Zkumavky jsme vložili do vodní lázně o teplotě 20–25 °C kvůli stabilizaci teploty a uložili do polostínu. Zkumavky jsme každou hodinu otáčeli a kontrolovali teplotu až do ukončení pokusu, který trval 4 hodiny (dne 28. 6. 2010 od 10:45 do 14:45 a dne 10. 9. 2010 od 8:20 do 12:20). Po ukončení pokusu jsme zaznamenali teplotu vodní lázně se vzorky. Ve zkumavkách jsme změřili konečné hodnoty pH, vždy s minimální časovou prodlevou od otevření zkumavky. Celkovou alkalitu roztoku jsme zjistili titrací 0,01 M HCl do pH 4,5. Koncentrace forem CO₂ byly spočítány podle vzorce pro uhličitánové rovnováhy (Pokorný 1989).

Statistické hodnocení

Růstová data z terénních pokusů byla hodnocena analýzou variance hlavních efektů. Růstová data z nádobových pokusů a výsledky měření příjmu CO₂ byly hodnoceny t-testem. Všechny analýzy jsme provedli pomocí programu Statistica 10 firmy StatSoft.

Výsledky

*Růstové charakteristiky přirozených populací *Ceratophyllum submersum**

Délka rostlin na konci vegetačního období běžně dosahovala 30 cm, největší rostlina měřila 78 cm (Velký Roubíkův). Rostliny na obou rybnících měly velký počet vedlejších vrcholů (4–13 Krvavý rybník a 5–19 Velký Roubíkův). Na lokalitě Krvavý rybník kvetlo 50 % rostlin (tab. 1), počet květů u jednotlivých rostlin byl 2–4. Semena vytvořilo 60 % rostlin v počtu 1 až 7 semen na rostlinu. Na lokalitě Velký Roubíkův nebyly květy nalezeny. Semena vytvořilo 90 % rostlin v počtu 1 až 8.

Růstový pokus v rybníce Velký Roubíkův

Průměrné denní délkové i hmotnostní přírůstky v první polovině sezóny (10. 6. až 26. 7. 2010, 46 dní) byly u obou druhů srovnatelné (tab. 2). Průměrné přírůstky počtu přeslenů byly v první polovině sezóny srovnatelné (*C. submersum* 0,26 za den, a u *C. demersum* 0,3 za den). V první polovině sezóny *C. submersum* kvetlo koncem června a začátkem července (tab. 4). Většina květů byla nalezena u jedné pokusné rostliny, ostatní rostliny byly takřka bez květů. Z třiceti pokusných rostlin měly

Tab. 1 – Průměrná délka přirozeně rostoucích rostlin, procentické zastoupení rostlin s květy a semeny a celkový počet vedlejších vrcholů a semen pro soubor 10 rostlin.

Tab. 1 – Average length of the plants, percentage of plants with flowers and seeds and total number of secondary apices and seeds, in total for 10 plants.

Lokalita	Průměrná délka (cm)	Procento kvetoucích rostlin	Procento rostlin se semeny	Celkem semen	Celkem vedlejších vrcholů
Krvavý rybník 4. 9. 2008	39,2 ± 12,33	50%	60%	14	80
Velký Roubíkův rybník 9. 9. 2010	56,1 ± 15,10	0%	90%	27	119

Tab. 2 – Průměrné denní délkové přírůstky, průměrné hmotnostní přírůstky, relativní růstová rychlost (RGR, g.g⁻¹.d⁻¹) a doba zdvojení hmotnosti sušiny obou druhů v rybníku Velký Roubíkův. V záhlaví je uvedena doba trvání pokusu v první a druhé části vegetační sezóny. Údaje představují průměr ± směrodatnou odchylku, n=4. Kvůli výraznému zaklesnutí hladiny rybníka a následnému špatnému stavu některých rostlin nebyly stanoveny pro první část sezóny RGR a doba zdvojení biomasy. Hodnoty vyznačené tučně se průkazně liší mezi druhy na hladině významnosti p<0,05.

Tab. 2 – Average daily increases in length, average weight gain, relative growth rate (RGR, g.g⁻¹.d⁻¹) and doubling time of dry weight of both species in the Velký Roubíkův fishpond. The headings indicate the durations of the experiments in the first and the second part of the vegetation season, respectively. Data represent mean ± standard deviation, n = 4. Due to the significant water level decline and subsequent poor condition of some plants two characteristics have not been determined for the first part of the season. The values in bold significantly differ between species at the probability level p<0.05.

Růstová charakteristika	10.6–26. 7. 2010		29.7–9. 9. 2010			
	<i>C. submersum</i>	<i>C. demersum</i>	<i>C. submersum</i>	<i>C. demersum</i>		
Průměrný denní délkový přírůstek (mm*d ⁻¹)	0,94±0,57	0,77±0,39	F=3,40 p=0,07	1,03±0,51	0,81±0,44	F=7,62 p<0,01
Průměrný denní hmotnostní přírůstek (mg*d ⁻¹)	0,24	0,11	F=0,25 p=0,62	0,94	1,00	F=0,61 p=0,44
RGR (g*g ⁻¹ *d ⁻¹)	neměřeno	neměřeno		0,036	0,034	
Doba zdvojení biomasy (d)	neměřeno	neměřeno		20,8	21,3	

semena jen dvě. U *C. demersum* byl nalezen pouze jeden květ a žádné semeno. Rostliny obou druhů se intenzivně větvyly, postranní větve se někdy od hlavních rostlin samovolně oddělovaly.

V druhé polovině sezóny (29. 7. až 9. 9. 2010) byly průměrné denní délkové přírůstky u *C. submersum* signifikantně vyšší (tab. 2). Ve druhé polovině sezóny byly přírůstky přeslenů u druhu *C. submersum* podobné jako v první části (0,26 za den v první polovině a 0,24 za den v druhé polovině). Přírůstky přeslenů u druhu *C. demersum* byly také podobné v první i druhé polovině sezóny (0,30 za den a 0,31 za den). *Ceratophyllum demersum* zdvojilo biomasu téměř stejně rychle (tab. 2 a 3) jak v nádobovém pokuse, tak na rybníku Velký Roubíkův. *Ceratophyllum submersum* zdvojilo biomasu rychleji v nádobovém pokuse (17,3 dnů) než na Velkém Roubíkově rybníku

(20,8 dnů). V druhé polovině sezóny kvetlo *C. submersum* v první polovině srpna, většina květů byla u jedné rostliny. Na konci sezóny jsme zaznamenali dvě semena. Rostliny *C. demersum* kvetly do poloviny září, bez vzniku semen (tab. 4). Oba druhy vytvářely postranní větve, ty se ale od hlavních rostlin neoddělovaly.

Tab. 3 – Průměrné délkové přírůstky, průměrné hmotnostní přírůstky, relativní růstová rychlost (RGR, $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) a rychlost zdvojení hmotnosti sušiny obou druhů růžkatců v pokusné nádrži v areálu BÚ. V záhlaví je uvedena doba trvání pokusu v první a druhé části vegetační sezóny. Údaje představují průměr \pm směrodatnou odchylku. Počet opakování byl 6 rostlin v první části sezóny a 4 rostliny ve druhé. Hodnoty vyznačené tučně se průkazně liší mezi druhy na hladině významnosti $p < 0,05$.

Tab. 3 – Average increases in length, average weight gain, relative growth rate (RGR, $\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) and doubling time of dry weight of both *Ceratophyllum* species in the experimental tank. The dates indicate the duration of the experiments in the first and second part of the vegetation season, respectively. Data represent the mean \pm standard deviation, n - number of replicates. The values in bold significantly differ between species at the probability level $p < 0.05$.

Růstová charakteristika	13. 5.–26. 7. 2010		29. 7.–9. 9. 2010			
	<i>C. submersum</i>	<i>C. demersum</i>	<i>C. submersum</i>		<i>C. demersum</i>	
průměrný denní délkový přírůstek ($\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$)	1,5 \pm 0,45	1,6 \pm 0,54	F=0,65 p=0,43	1,6\pm0,63	0,4\pm0,17	F=18,33 p<0,01
průměrný denní hmotnostní přírůstek ($\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$)	0,52	0,82	F=3,62 p=0,07	1,26	0,78	F=4,53 p=0,047
RGR ($\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)	0,018	0,021		0,043	0,029	
Doba zdvojení biomasy (d^{-1})	41,9	35,6		17,3	23,6	

Růst v pokusné nádrži

V první části vegetačního období (13. 5. až 26. 7. 2010) se délkové přírůstky mezi oběma druhy průkazně nelišily ($F = 0,65$; $p = 0,43$). Druh *C. submersum* průměrně přirůstal o 1,5 mm za den a 0,52 mg za den. Druh *C. demersum* přirůstal o 1,6 mm za den a 0,82 mg za den (tab. 3). Počet přeslenů přibýval výrazně rychleji u druhu *C. demersum*, ke konci pokusu měly rostliny *C. demersum* v průměru o 9,5 přeslenů více. Rostliny *C. demersum* se také více větvaly (měly větší počet vedlejších vrcholů). U *C. submersum* se po rozvětvení vedlejší větve častěji oddělovaly do samostatných rostlin. V první části sezóny zdvojilo biomasu dříve *C. demersum* (za 35,6 dne) než *C. submersum* (41,9 dnů). Květy u obou druhů se tvořily od 13. 5 do 10. 6. U rostlin nevznikla žádná semena (tab. 5).

V druhé části vegetačního období (29. 7. až 9. 9. 2010) významný délkový přírůstek nastal u druhu *C. submersum* až ke konci sledovaného období, rostliny druhu *C. demersum* rostly po celé období velmi pomalu. Průměrný denní délkový přírůstek u *C. submersum* byl 1,6 mm za den, u *C. demersum* byl průkazně menší (0,4 mm za den) ($F=26,98$; $p=0,0001$). Přírůstek hmotnosti sušiny byl také větší u *C. submersum* (1,26 mg za den), u *C. demersum* byl srovnatelný s první částí sezóny (0,78 mg za den, tab. 3). Ve druhé části vegetačního období rychleji přibývaly přesleny u druhu *C. submersum* (0,3 přeslenů za den), u druhu *C. demersum* přibývaly přesleny pomaleji (0,2 přeslenů za den). Oba druhy se poměrně málo větvaly (tab. 5). Dříve zdvojilo biomasu *C. sub-*

mersum (17,3 dnů), oproti 23,6 dne u *C. demersum*. *Ceratophyllum submersum* kvetlo začátkem srpna (12. 8. 2010), byla zjištěna dvě semena. *Ceratophyllum demersum* v druhé polovině sezóny nekvetlo. Rostliny vytvořily pouze jedno semeno.

Tab. 4 – Průměrné počty květů, semen, přeslenů a vedlejších vrcholů u *Ceratophyllum submersum* a *C. demersum* v terénním pokuse na rybníku Velký Roubíkův, $n = 30$. Hodnoty vyznačené tučně se průkazně liší mezi druhy na hladině významnosti $p < 0,05$.

Tab. 4 – Average numbers of flowers, seeds, whorls and secondary apices in *Ceratophyllum submersum* and *C. demersum* in the field experiment at the Velký Roubíkův fishpond, $n = 30$. The values in bold significantly differ between species at the probability level $p < 0.05$.

C. submersum								
	10. 6.–26. 7. 2010				29. 7.–9. 9. 2010			
Den odečtu	10. 6.	28. 6.	8. 7.	26. 7.	29. 7.	12. 8.	27. 8.	9. 9.
Průměrný počet květů	0	0,89	1,25	0	0	0,95	0	0
Průměrný počet semen	0	0	0,13	0,11	0,11	0,12	0,25	0,25
Průměrný počet přeslenů	6	8,6	13,2	18	6	10,6	16,6	16,3
Průměrný počet vedlejších vrcholů	0	1	1,2	0,8	0	0,6	1,2	1,1

C. demersum								
	10. 6.–26. 7. 2010				29. 7.–9. 9. 2010			
Den odečtu	10. 6.	28. 6.	8. 7.	26. 7.	29. 7.	12. 8.	27. 8.	9. 9.
Průměrný počet květů	0	0,13	0	0	0,11	0,5	0	0
Průměrný počet semen	0	0,11	0	0	0	0	0	0
Průměrný počet přeslenů	6	8,1	16,6	20,1	6	10,8	19,5	19,1
Průměrný počet vedlejších vrcholů	0	1,3	1,1	0,8	0	0,2	0,7	0,6

Stanovení příjmu CO_2

Během obou měření příjmu anorganického uhlíku vzrostlo pH z 6,96 na hodnoty přesahující pH 9 a zároveň poklesla celková alkalita. Koncentrace celkového rozpuštěného CO_2 byla u obou druhů velmi malá (v řádu 10^{-7} mol.l⁻¹) (tab. 6). Druh *C. demersum* v prvním pokuse (28. 6.) využíval HCO_3^- ionty pro fotosyntézu intenzivněji než *C. submersum*, o čemž svědčí průkazně nižší konečné koncentrace HCO_3^- ($F=5,345$, $p=0,0434$). V druhém pokuse (10. 9.) nebyl rozdíl mezi druhy prokázán ($F=0,484$, $p=0,5125$).

Diskuse

Mezidruhové rozdíly v růstové dynamice

Pro ponořená vodní makrofyta je za příznivých podmínek typická vysoká rychlost apikálního růstu. Rychlý apikální růst u vodních rostlin je důležitou strategií v konkurenčním boji s epifytickými řasami (Friday 1989) – rostlina vytváří rychle nová pletiva, transportuje živiny ze starých částí, které jsou již znehodnoceny nárosty řas. Také naše studie potvrzuje vysoké rychlosti apikálního růstu, a to jak v terénním, tak nádobovém pokuse (tab. 2 a 3). Vhodným metodickým nástrojem pro porovnávání rychlostí růstu u různých druhů, populací či za různých podmínek je RGR

Tab. 5 – Průměrné počty květů, semen, přeslenů a vedlejších vrcholů u *Ceratophyllum submersum* a *C. demersum* v pokusné nádrži v areálu BÚ Třeboň, n = 10.

Tab. 5 – Average number of flowers, seeds, whorls and secondary apices in *Ceratophyllum demersum* and *C. submersum* in the experimental tank, n = 10.

C. submersum										
	13. 5.–26. 7. 2010					29. 7.–9. 9. 2010				
Den odečtu	13. 5.	31. 5.	10. 6.	24. 6.	8. 7.	26. 7.	29. 7.	12. 8.	27. 8.	9. 9.
Průměrný počet květů	0,5	0,7	0,4	0	0	0	0	0,5	0	0
Průměrný počet semen	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0
Průměrný počet přeslenů	6	9	12,4	16,1	24	29,6	6	12,5	17,4	19,3
Průměrný počet vedlejších vrcholů	0	1,1	1,5	0,9	0,8	0,5	0	0,9	1,2	0,8

C. demersum										
	13. 5.–26. 7. 2010					29. 7.–9. 9. 2010				
Den odečtu	13. 5.	31. 5.	10. 6.	24. 6.	8. 7.	26. 7.	29. 7.	12. 8.	27. 8.	9. 9.
Průměrný počet květů	0,4	0,8	0,1	0	0	0	0	0	0	0
Průměrný počet semen	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,1	0,1
Průměrný počet přeslenů	6	12,3	19,6	26,2	36	39,1	6	9	14,5	15,1
Průměrný počet vedlejších vrcholů	0	1,4	2	2,5	3,4	2,6	0	0,5	0,9	1

Tab. 6 – Srovnání alkalizační schopnosti rostlin *Ceratophyllum submersum* a *C. demersum*. Konečné hodnoty pH a anorganického uhlíku dosažené v pokusu. Počáteční celková alkalita byla 1,34 mM pro všechna opakování v obou pokusech.

Tab. 6 – Comparison of alkalization ability of plants of *Ceratophyllum submersum* and *C. demersum*. Final values of pH and inorganic carbon species achieved in closed experimental systems. Initial total alkalinity was 1.34 mM for all replicates in both experiments.

Datum pokusu		28. 6. 2010		10. 9. 2010	
Druh		<i>C. submersum</i>	<i>C. demersum</i>	<i>C. submersum</i>	<i>C. demersum</i>
Celková alkalita	mM	1,10±0,07	1,03±0,03	0,93±0,17	0,87±0,03
pH		9,64±0,16	9,81±0,06	9,99±0,36	10,12±0,06
Koncentrace C-CO ₂	μM	0,50±0,21	0,30±0,05	0,30±0,35	0,10±0,02
Koncentrace C-HCO ₃ ⁻	mM	0,91±0,12	0,79±0,05	0,64±0,27	0,54±0,05
Koncentrace C-CO ₃	mM	0,19±0,05	0,24±0,02	0,29±0,10	0,33±0,02

(Dykyjová & Jakrllová 1989). Zjištěná RGR u *C. demersum* (tab. 2 a 3) odpovídá růstovým rychlostem dánských populací, Hyldgaard & Brix (2012) uvádí hodnoty v rozsahu 0,01–0,03 za den v závislosti na teplotě vody. Pro *C. submersum* jsme v dostupné literatuře hodnoty RGR nenalezli.

Růžkatce mají podobnou růstovou formu jako vodní masožravé rostliny, které dosahují ještě vyšších růstových rychlostí. Například *Aldrovanda vesiculosa* dosahuje rychlosti až 1,2 přeslenu

za den a *Utricularia australis* až 3,5 přeslenu za den (Adamec & Kovářová 2006). Tomu odpovídají i vysoké hodnoty doby zdvojení biomasy v rozsahu 8,4 až 23,0 dnů u druhu *Aldrovanda vesiculosa* (Adamec 1999), 9,1–33,2 u *U. australis* (Adamec & Kovářová 2006) a 6,6–9,2 dnů u *U. intermedia* a *U. stygia* (Adamec 2010). Ve srovnání s masožravými rostlinami tedy přirůstaly oba růžkatce výrazně pomaleji (tab. 2 a 3).

Zajímavým zjištěním z provedených růstových měření byl nápadně malý délkový přírůstek *C. demersum* v nádobovém pokuse v druhé části vegetační sezóny. K podobným výsledkům jsme dospěli na základě předchozích měření ve dvou vegetačních sezónách, a to jak v terénních, tak nádobových pokusech (Svidenský 2009). Pravděpodobně tedy jde o opakující se jev, který může mít adaptační význam. Všechny tyto údaje potvrzují, že u *C. demersum* se v druhé polovině sezóny dříve zkracují vzdálenosti mezi jednotlivými přesleny, než je tomu u *C. submersum*. Rostliny se tak zřejmě připravují na přezimování vytvářením nepravých turionů. Podobnou sezónní dynamiku růstu u *C. demersum* uvádějí i Best & Meulemans (1979).

Schopnost vegetativního a generativního rozmnožování

Rostliny *C. submersum* v rybnících na Třeboňsku kvetou a vytvářejí semena (tab. 1). Klíčivost semen zatím nebyla sledována. Pro tento druh je typické i vegetativní rozmnožování pomocí oddělování vedlejších větví od hlavního prýtu. Tyto vedlejší větve (prýty) po oddělení představují samostatné rostliny. Jak vyplývá z tab. 1, u 10 rostlin z lokality Velký Roubíkův jsme zjistili celkem 27 semen ve srovnání se 119 vedlejších větví, které mohou dát vznik novým rostlinám. Podobně na lokalitě Krvavý rybník jsme zjistili celkem 14 semen a 80 vedlejších větví. U studovaných rostlin tedy vegetativní rozmnožování převládalo nad generativním.

Podobné růstové charakteristiky u vodních masožravých rostlin (*Utricularia australis*) zjistil Adamec (2011). Průměrná délka rostlin na lokalitě s optimálními podmínkami byla 55,5 cm, kvetlo 12,5% rostlin, kvetoucí rostliny měly v průměru 18,6 vedlejších větví. Ukázalo se tak, že intenzivní větvení je hlavním způsobem rozmnožování druhu *U. australis*.

Příjem CO_2

Fotosyntetická fixace uhlíku ponořenými makrofyty je specifická tím, že CO_2 rozpuštěný ve vodě je součástí uhličitánového systému společně s anionty hydrogenuhličitány (HCO_3^-) a uhličitánovými (CO_3^{2-}). Ve stojatých vodách, kde je malá výměna plynů s atmosférou, jsou proto ve výhodě rostliny, které jsou schopny využívat jako zdroj uhlíku pro fotosyntézu nejen rozpuštěný CO_2 , ale i hydrogenuhličitan (Hejný et al. 2000).

Schopnost využívat uhlík z HCO_3^- jsme prokázali pro oba studované druhy (tab. 6). U *Ceratophyllum demersum* schopnost využívat HCO_3^- pro fotosyntézu zjistili už Adamec a Ondok (1992). Schopnost využívat HCO_3^- pro *C. submersum* nebyla v dostupné literatuře dosud uvedena. Červnové měření příjmu anorganického uhlíku ukázalo poněkud vyšší schopnost druhu *C. demersum* využívat HCO_3^- ve srovnání s *C. submersum*. Tento rozdíl se však v zářijovém měření nepotvrdil. K posouzení ekologického významu zjištěného rozdílu by byla potřeba podrobnější studie.

S intenzivním příjmem HCO_3^- rostlinami je spojen vzrůst pH. Tomu nasvědčují naměřené hodnoty pH nad 9 a koncentrace CO_2 blízké nule po čtyřech hodinách expozice v uzavřených zkumavkách. Podobné hodnoty pH byly zjištěny také ve vodě z rybníka Velký Roubíkův odebrané z místa porostu *C. submersum* (Svidenský 2011). Tyto údaje ukazují, že v hustých porostech obou

růžkatců může docházet k výraznému vzrůstu pH vody až k hodnotám nebezpečným pro rybí obsádku (vznik NH_3), podobně jako v porostech *Elodea canadensis* nebo vláknitých řas (Pokorný et al. 1988).

Porovnání růstových vlastností studovaných druhů

V mnoha charakteristikách se oba srovnávané druhy projevovaly velmi podobně. To se týkalo většiny růstových měření, poměru mezi vegetativním a generativním rozmnožováním i příjmu anorganického uhlíku z hydrogenuhličitanu. Tato podobnost může být důsledkem jejich genetické příbuznosti, nevysvětluje však rozdílnou četnost jejich výskytu. Běžný druh *C. demersum* zkracuje délkové přírůstky a vytváří tak přezimovací nepravé turiony dříve během vegetační sezóny než *C. submersum*, který je v jižních Čechách na severním okraji svého areálu. Jeho fenologický vývoj může být tedy nastaven na delší vegetační sezónu a rostliny tak mohou být náchylnější k poškození prvními mrazy, zejména při vypuštění rybníka kvůli výlovu. Bylo by proto zajímavé zjistit, zda útlum lokálního výskytu *C. submersum* souvisí se způsobem rybníčního hospodaření a výskytem prvních mrazů v předchozím roce.

Závěr

- (1) *Ceratophyllum submersum* a *C. demersum* se liší v růstové dynamice během vegetační sezóny. *Ceratophyllum demersum* dříve ukončuje růst do délky a začne tvořit nepravé turiony. *Ceratophyllum submersum* je vzácnější pravděpodobně díky delší době aktivního růstu na konci léta, tudíž je náchylnější k poškození prvními mrazy.
- (2) *Ceratophyllum submersum* a *C. demersum* se neliší způsobem rozmnožování. Oba druhy v terénním i nádobovém pokusu preferovaly vegetativní způsob rozmnožování nad generativním, na rozdíl od náhodných odečtů přirozeně se vyskytujících rostlin, které bohatě kvetly a tvořily semena.
- (3) Oba druhy dokáží přijímat anorganický uhlík ve formě HCO_3^- , avšak ve schopnosti jeho příjmu se výrazně neliší.

Poděkování

Publikace vznikla s podporou na dlouhodobý koncepční rozvoj výzkumné organizace RVO 67985939 Botanického ústavu AV ČR, v.v.i. a s příspěvím projektu 063/2013/Z GAJU. Děkujeme RNDr. Lubomírovi Adamcovi, CSc. za ochotu podělit se o své zkušenosti a poskytnutí cenných informací. Dík patří také Tereze Dušičkové za pomoc při založení pokusů včetně průběžného sběru dat.

Literatura

- Adamec L. & Kovářová M. (2006): Field growth characteristics of two aquatic carnivorous plants, *Aldrovanda vesiculosa* and *Utricularia australis*. – *Folia Geobot.* 41: 395–406.
- Adamec L. & Ondok J. P. (1992): Water alkalization due to photosynthesis of aquatic plants: the dependence on total alkalinity. – *Aquatic Botany* 43: 93–98.
- Adamec L. (1999): Seasonal growth dynamics and overwintering of the aquatic carnivorous plant *Aldrovanda vesiculosa* at experimental field sites. – *Folia Geobot.* 34: 287–297.

- Adamec L. (2010): Field growth analysis of *Utricularia stygia* and *U. intermedia*, two aquatic carnivorous plants with dimorphic shoots. – *Phyton* 49: 241–251.
- Adamec L. (2011): Shoot branching of the aquatic carnivorous plant *Utricularia australis* as the key process of plant growth. – *Phyton* 51:143–148.
- Albrecht J. et al. (2003): Českobudějovicko. – In: Mackovčín P. & Sedláček M. (eds), Chráněná území ČR, svazek VIII, p. 241–242, AOPK ČR a EkoCentrum Brno, Praha.
- Best P. H. & Meulemans J. T. (1979): Photosynthesis in relation to growth and dormancy in *Ceratophyllum demersum*. – *Aquatic Botany* 6: 53–65.
- Dykyjová D. & Jakrlová J. (1989): Metody studia růstu a růstová analýza. – In: Dykyjová D. (ed.): Metody studia ekosystémů, p. 435–446, Academia, Praha.
- Friday L. E. (1989): Rapid turnover of traps in *Utricularia vulgaris* L. – *Oecologia* 80: 272–277.
- Hejný S., Hroudová Z., Husák Š., Dubyna D. V., Ořahelová H., Stojko S. M., Tasenkevič L. A., Šeljag-Sonko J. R. & Jeřábková O. (1993): Charakteristika makrofitov pereuvlažnennych territorij Ukrainy i Čech-Slovakii. – In: Hejný S. & Sytník K. M. (eds), Makrofity – indikatory izmenenij prirodnoj srody, p. 72–397, Naukova Dumka, Kiev.
- Hejný S., Husák Š., Květ J., Pecharová E. & Pokorný J. (2000): Rostliny vod a pobřeží. – East West Publishing Company, Praha, 118 p.
- Hylgaard B. & Brix H. (2012): Intraspecific differences in phenotypic plasticity: Invasive versus non-invasive populations of *Ceratophyllum demersum*. – *Aquatic Botany* 97: 49–56.
- Chytrá M., Hanzelka P. & Kacerovský R. (eds) (2010): Botanické zahrady a arboreta České Republiky. – Academia, Praha, 403 p.
- Grulich V. (2012): Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. – *Preslia* 84: 631–645.
- Kučerová A., Husák Š., Návrátová E., Svidenský R. & Žáčková P. (2008): Monitoring populace *Ceratophyllum submersum*, Krvavý rybník. – Ms., 20 p. [Závěr. zpr.; Depon. in: Knih. BÚ AV ČR Třeboň.]
- Pokorný J. (1989): Fotosyntéza submersních rostlin. Měření výměny plynů ve vodním prostředí. – In: Dykyjová D. (ed.): Metody studia ekosystémů, p. 365–377, Academia, Praha.
- Pokorný P., Pešlová J. & Chromek J. (1988): Photosynthetic reduction of nitrate and its methodological and ecological implications. – *Photosynthetica* 22: 232–235.
- Procházka F., Husák Š. & Rydlo J. (1999): *Ceratophyllum submersum* L. – In: Čerovský J., Feráková V., Holub J., Maglocký Š. & Procházka F. (eds), Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů SR a ČR. Vol. 5. Vyšší rostliny. – Příroda a.s., Bratislava.
- Rydlo J. (1994): Poznámky k rozšíření a variabilitě *Ceratophyllum submersum* L. – *Muzeum a Souč., ser. Natur.*, 8: 78.
- Svidenský R. (2009): Monitoring ponořené vodní vegetace na vybraných lokalitách v Třeboňské pánvi. – Ms., 56 p. [Bak. pr.; Depon. in: Knih. Kat. Bio. Dis. Zem. Fak. JU, České Budějovice.]
- Svidenský R. (2011): Srovnávací ekologie blízce příbuzných druhů *Ceratophyllum submersum* a *C. demersum*. – Ms., 60 p. [Dipl. pr.; Depon. in: Knih. Kat. Bio. Dis. Zem. Fak. JU, České Budějovice.]

Došlo: 27. 2. 2013

Přijato: 17. 6. 2013

725 conditions in water and sediments. The arrows show the interface between the oxidised and
726 reduced zones on the stick, respectively

727 **Fig. 6** Shoot densities in fenced (F) and unfenced (U) belt transects laid in sparse and compact
728 stands of *Typha angustifolia*. The plot shows medians (squares), quartiles (boxes), maximum
729 and minimum values (whiskers), outliers and extremes (circles, asterisks)

730 **Fig. 7** Inter-annual changes in numbers of the greylag geese (*Anser anser*) on Bažina fishpond
731 in the breeding period (March to July) from 2002 to 2016. MAX – monthly maximum numbers,
732 MEAN – monthly mean numbers. Dotted lines indicate linear regression. The primary data
733 were provided by courtesy of the Nature Conservation Agency of the Czech Republic

CAUSES OF THE DIEBACK OF LITTORAL STANDS IN AN OVERPOPULATED WATER BIRD RESERVE: ROLE OF EUTROPHICATION, FISH AND GEESE

RICHARD SVIDENSKÝ¹, ANDREA KUČEROVÁ²,
and HANA ČÍŽKOVÁ^{3,*}

¹ Faculty of Agriculture, University of South Bohemia, Studentská 13, CZ-37005 České Budějovice, Czech Republic, ORCID: 0000-0001-9837-2467

² Institute of Botany, Academy of Sciences of the Czech Republic, Dukelská 135, CZ-37901 Třeboň, Czech Republic, ORCID: 0000-0001-7729-1596

³ Faculty of Agriculture, University of South Bohemia, Studentská 13, CZ-37005 České Budějovice, Czech Republic, ORCID: 0000-0001-8692-3903

* Corresponding author: hcizkova@zf.jcu.cz

ABSTRACT

European fishponds can serve as refuges for water birds if the fish stocks are limited, but the effects of other ecological factors on their ecological stability are rarely considered. The aim of this study is to determine the causes of marked dieback of littoral stands dominated by *Typha angustifolia* L. in a hypertrophic fishpond that is also a valuable water bird reserve. A field study and two experiments were conducted in order to separate the effects of mineral nutrient availability, redox conditions, fish and water birds. The physico-chemical characteristics of the water and sediments confirmed hypertrophic conditions in the fishpond, but a mesocosm experiment did not indicate it had a negative effect on plant growth. On the other hand, a field enclosure experiment showed that in sparse stands, unfenced parts had a significantly smaller shoot density than fenced parts. This was attributed to grazing by greylag geese (*Anser anser* L.). In addition, damage to belowground parts of plants were ascribed to large individuals of albeit a few large common carp (*Cyprinus carpio* L.). This study highlights a conservation dilemma as large numbers of geese destroy littoral stands in fishpond nature reserves, which then become unsuitable nesting sites for other species of water birds.

Keywords: carp; fishpond; grazing damage; nature reserve; sediment; *Typha angustifolia*

Introduction

European fishponds are important refuges of aquatic and wetland organisms in intensively used agricultural landscapes (IUCN 1997). They are man-made shallow water bodies of various sizes, with an area ranging from several hundred square meters to more than 1 km². Many fishponds have well developed littoral plants, which provide breeding sites for water birds, including rare species such as the great crested grebe (*Podiceps cristatus* L.), grey heron (*Ardea cinerea* L.), greater white-fronted goose (*Anser albifrons* Scopoli) and great bittern *Botaurus stellaris* L. (e.g. Švařas and Stanevičius 1998; Janda and Ševčík 2002; Polak 2007; Gergely et al. 2009; Nieoczym 2010; Flis and Gwiazda 2018). Large fishponds, which have an area greater than 1 km², also serve water birds as staging areas during migration and wintering grounds (Miklín and Macháček 2016). European fishponds are important for maintaining the biodiversity of water birds and are nature reserves, which are protected areas according to the EU Directive No. 2009/147/EC (Birds Directive) or Wetlands of International Importance according to the Ramsar Convention (Bird Life International 2001).

Although European fishponds resemble natural shallow lakes in many aspects, their ecology is largely determined by the rearing of fish, mainly cyprinids (Kestemont 1995; Pechar 2000; Schlumberger and Girard 2013). Fish production is promoted by manuring, liming and feeding the fish, which in turn increase nutrient availability in the

water column and promote the accumulation of nutrient rich organic sediments at the bottom (Baxa et al. 2019). Large stocks of fish control the food chains in the water and at the bottom by feeding on large zooplankton and benthos. This results in steep vertical gradients in oxygen content, pH, chlorophyll content and light penetration in summer (Bíró 1995; Potužák et al. 2007; Weber and Brown 2009).

In addition to open water, dense littoral stands of plants, such as the common reed (*Phragmites australis* [Trin. Exd Steud.]) and cattails (*Typha* spp.), provide habitats for many species of water birds, especially ducks. They use them as shelter, source of material for building nests and also feed on these plants and/or the large populations of invertebrates and fish fry that inhabit the littoral stands. On the other hand, some species can destroy these stands if they are abundant. This is documented both for birds (Bakker et al. 2018) and fish (Crivelli 1983). In addition, the size and stability of the littoral stands can be reduced by many other factors such as floods, high water levels (Ostendorp 1989), eutrophication (van der Putten 1997; Čížková et al. 1999), toxic substances in the sediment (Armstrong et al. 1996; Armstrong and Armstrong 2001) and, finally, mechanical damage caused by human activities.

All of the injurious effects listed above can occur in fishponds and many of them are closely related to fishpond management (Hejný et al. 2002; Francová et al. 2019a). In spite of the importance of both open water

and littoral stands of plants for water birds, most ecosystem studies focus on only one of these two components. There are several studies assessing the relationship between fishpond management and biodiversity (Broyer and Calenge 2010; Broyer and Curtet 2012; Francová et al. 2019b), but they do not specifically deal with the stability of the littoral stands of plants. In addition, studies on the factors affecting the dynamics of littoral stands of plants are almost exclusively on *Phragmites australis* (e.g. Ostendorp 1989; van der Putten 1997; Armstrong and Armstrong 2001), while knowledge on that of other common species, including *Typha* spp., is scarce.

In order to resolve this, an ecosystem study was undertaken of a hypertrophic fishpond and valuable water bird reserve, in which the littoral stands of mainly *Typha angustifolia* L. markedly declined both in area and shoot density between 2004 and 2013. This study started in 2013 and ended in 2016, and had the following specific aims:

1. to document the extent of the decline in the area of the littoral stand of plants that occurred between 2004 and 2013 and determine the condition of the remaining stands in terms of their horizontal pattern and plant morphology;
2. to assess the physico-chemical characteristic of the water and sediments as possible determinants of the condition of the different *T. angustifolia* stands: dense (compact), sparse (declining) and absent;
3. to assess the potential toxicity of the fishpond sediment on plant growth and root morphology in a mesocosm;
4. to determine whether particular animals are destroying the littoral stands of plants using enclosures.

Materials and Methods

Site description

The ecosystem studied was the Bažina fishpond (49.0092322 N, 14.4393331 E), which is part of a valuable water bird reserve, Vrbenské rybníky (Vrbenské fishponds), near the city of České Budějovice in the Czech

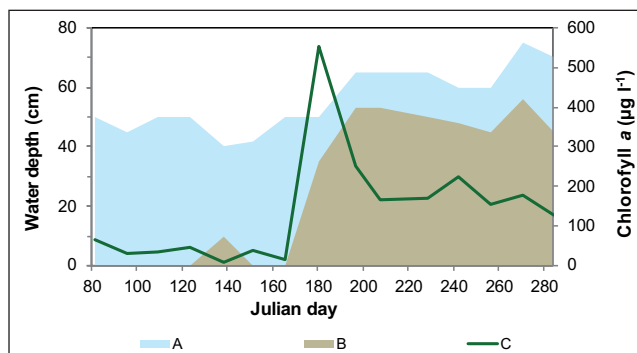


Fig. 1 Seasonal changes in water transparency and chlorophyll *a* content at different depths. The dashed vertical lines separate spring from summer (Julian day 173) and summer from autumn (Julian dan 267), respectively. A – photoc zone; B – dark zone; C – chlorophyll *a* content.

Republic. The Vrbenské rybníky is a system of shallow water bodies (mean depth 1–2 m) used for rearing fish, mainly the common carp (*Cyprinus carpio* L.), which makes up about 90% of the fish community. Because of its importance as a bird habitat, the area has been a nature reserve since 1990, a special area of conservation according to Directive 92/43/EEC since 2005 and a part of an Important area for Birds, Českobudějovické rybníky, according to EU Directive 2009/147/ES since 2009. The Bažina fishpond (6.13 ha) is of special conservation value because various species of duck, e.g. great crested grebe (*Podiceps cristatus* L.) and red-necked grebe (*Podiceps grisegena* Boddaert), nest in its littoral plant stands (Albrecht 2003). The fishpond is also an important gathering site for greylag geese (*Anser anser* L.) prior to their winter migration.

Bažina fishpond is hypertrophic and the water is turbid and there are no submerged macrophytes. From 2013 to 2016 the water in spring was clear and the photic zone extended down to the bottom and oxygen content was near 100% saturation in the whole water column. When the mean temperature of the water column increased above 20 °C in late spring (usually at the end of May), a marked vertical stratification developed (Fig. 1).

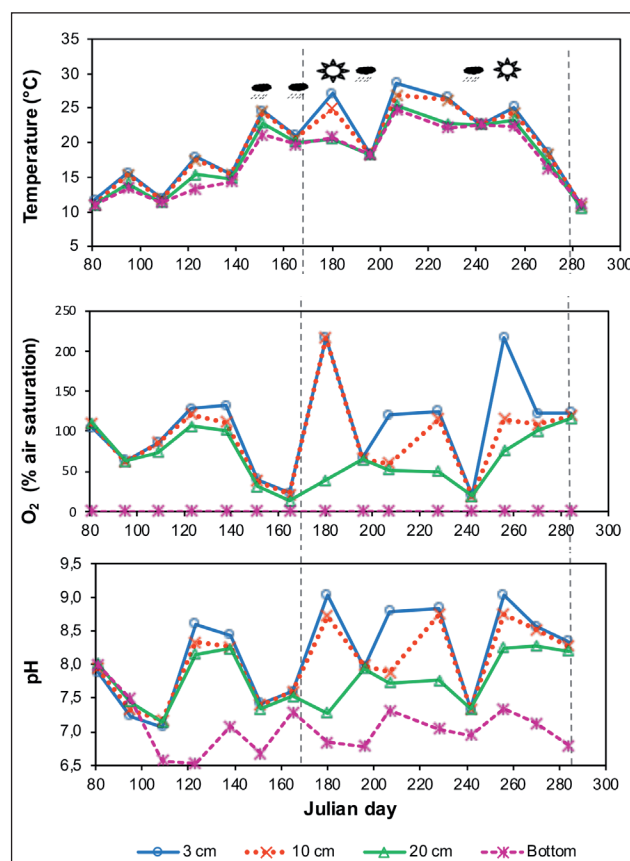


Fig. 2 Seasonal changes in the physico-chemical features of the water column. Vertical dashed lines separate spring from summer (Julian day 173) and summer from autumn (Julian day 267). The legend indicates the depths at which measurements were recorded. Values for 30 cm are very similar to those for 20 cm so only the latter is shown. Symbols of a cloud and a sun represent rainy and sunny weather, respectively, on the days sampled.

The photic zone decreased to less than 0.2 m (Fig. 2). This was associated with a strong peak in chlorophyll *a* content, reaching a seasonal maximum of over 500 $\mu\text{g l}^{-1}$, an extremely high value even for hypertrophic fishponds in the same geographic region (cf. Šimek et al. 2019). The vertical stratification was most pronounced in sunny weather, when the oxygen content in the water column was more than 200% air saturation near the surface and hypoxic below a depth of 20 cm (Fig. 2).

The extent of the hypoxic zone corresponded with the depth of loose sediment. On rainy days, the water column was hypoxic up to the water surface due to the mixing action of rain (Fig. 3). The bottom was always anoxic. The pattern in pH values was similar to that of oxygen content. Near the water surface, it fluctuated between 9.0 on sunny days and 7.3 on rainy days, whereas at the bottom it ranged from 7.3 to 6.5. In autumn the oxygen content and pH levels were similar to those recorded in spring, but water transparency remained low (Fig. 1).

The fishpond was used mainly for rearing carp fry or one-year-old fingerlings. In the years preceding this study (i.e. from 2004 to 2011) and also in 2015 and 2016, it was stocked every spring with a total biomass of up to 50 kg ha^{-1} , which is ten times less than the usual stock in production fishponds. The fish was harvested every year during a draw-down in October or November. The draw-down lasted for about one week. In 2012–2014, the fishpond was not stocked. This was because in autumn

2011, some adult carp (about 2 kg) arrived in Bažina from an upstream fishpond. Their total weight in spring 2012 was estimated to be less than 50 kg ha^{-1} , which corresponds to the biomass of fish stocked in other years. These carp were successively harvested in the autumns of 2012–2014. No supplementary food was added for the fish and the fishpond was not limed at least from 2002, (i.e. before the die-back of littoral stands was first noticed). The mean seasonal height of the water column was about 0.5 m with the summer minimum of 0.4 m occurring usually in July.

Assessment of littoral vegetation

A vegetation map was made in 2013 in order to document the past and current area of the littoral stands. Background information included a local topographic map and orthophotographs of the area from 2004 (i.e. before the die-back of the littoral stands was first observed in 2013). In August 2013 borders of vegetation units were recorded in the field using an Ashtech GPS Magellan mobile mapper 10. Five vegetation units were defined: (1) *Phragmites australis* dominated stands, (2) sparse (cover $\leq 35\%$) and (3) dense ($>35\%$) stands dominated by *Typha angustifolia*, and (4) sparse (cover $\leq 35\%$) and (5) dense ($>35\%$) dominated by *T. latifolia*. After the fishpond was drained in October 2013 (in order to harvest the fish), remnants of the dead stands were identified on the fishpond bottom and also recorded. The data were further processed using ArcGIS ESRI 10 in order to create the map and assess the area of particular vegetation units.

A preliminary investigation of plant condition was carried out in August 2013. It focused on signs of damage to plants (uprooting of clumps, the intensity of grazing damage and the proportion of living and dead shoots or leaves in clumps). Three 0.5 m diameter clumps that were only loosely connected to the bottom were dug up in order to determine the incidence of dead roots and rhizomes. In addition, the presence of horizontal rhizomes, ensuring vegetative expansion, was recorded in a 0.1 m thick surface layer of the sediment in close vicinity of ten shoots growing in sparse stands. Subsequently, a photographic documentation of the current condition of the littoral stands was taken at two-week intervals throughout the study.

Survey of water and sediment characteristics

Basic physico-chemical parameters were investigated in 2013 in areas formerly or currently overgrown with *T. angustifolia* L.; we distinguished three types of biotope (1) dense (compact) stands of *T. angustifolia*, (2) sparse stands of *T. angustifolia* and (3) open water in the area where *T. angustifolia* was formerly present (dead stands). In all three biotopes, the vertical profile consisted of three layers: (1) aquatic photic zone consisting of clear water determined using a Secchi disk, (2) dark zone of sludge consisting of water and fine loose sediment and (3) solid bottom sediment. In order to keep the vertical stratifica-

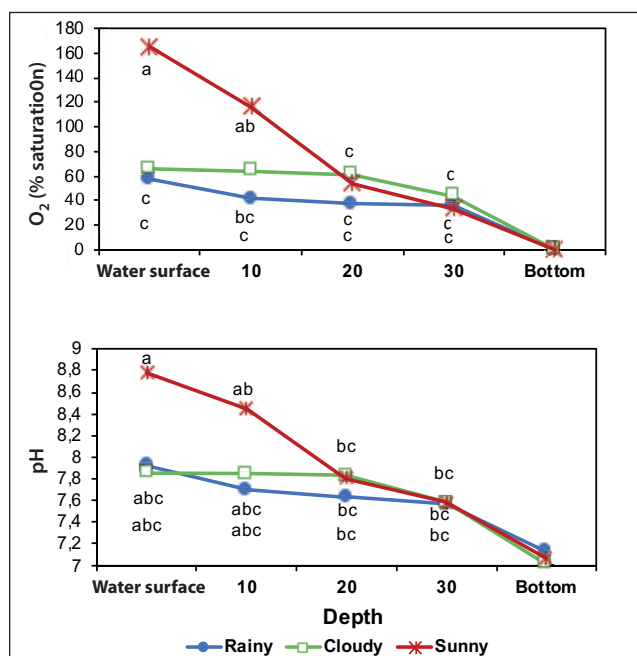


Fig. 3 Changes in oxygen content and pH with depth in Bažina fishpond when the mean water temperatures were $\geq 20^\circ\text{C}$. Different lines and symbols indicate rainy, cloudy and sunny weather, respectively. Different small letters denote significant differences for a particular type of weather, based on repeated measures ANOVA followed by post-hoc Tukey tests. Bottom values were not included in the analysis because of extremely low variance. For original data see Fig. 2.

tion intact, all *in situ* measurements and sampling were performed from a boat.

Two sampling sites were established in each type of biotope and investigated at the time of the seasonal maximum aboveground biomass (13 August 2013). Prior to the sampling, the depths of the photic and dark zones were measured. Water conductivity and pH were recorded in the middle of the photic zone using a portable meter WTW Multi 3430 set D. Water samples were taken from the photic zone using a 0.4 m long plexiglass tube of 0.05 m internal diameter. Two replicate samples of water were collected at each site. Loose sediment was sampled within the dark zone in the same manner. The volume of these samples was approximately 1 litre. The solid bottom sediment was sampled using a PVC tube with an 0.1 m internal diameter. The samples were stored in a refrigerator overnight and analysed as described below. There were three replicates of each sediment sample.

Alkalinity of the water was determined by sample titration with hydrochloric acid to pH 4.5. The content of chlorophyll *a* was estimated immediately after sampling with a fluorometer Aquafluor 8000-001 (Turner Designs, Canada) using a standard procedure. The concentrations of total N, total P, K, Ca and Mg were determined for samples of fishpond water and water in the loose sediment, which was obtained by centrifugation of the loose sediment followed by filtration of the supernatant. Total nitrogen concentration was determined using a modified Kjeldahl method (ISO 11261) by mineralization to ammonium ion. Total phosphorus concentration was estimated according to Kopáček and Hejzlar (1995) as phosphate ion after mineralization in perchloric acid. Ammonium and phosphate ions were estimated calorimetrically in a flow-through Flow Injection Analyzer Lachat QC 8500 (Lachat Instruments, USA) using standard protocols. The concentrations of cations (Ca, Mg, K) were determined by ion chromatography using 881 Compact IC Pro-Cation (Metrohm AG, Switzerland).

Air-dried samples of the fine loose sediment and the bottom sediment, respectively, were used for analysis of main mineral nutrients. The concentrations of cations (Ca, Mg, and K) were determined in soil solution obtained using the Mehlich II extraction method (Zbiral 1995; Zbiral and Němec 2002) and atomic absorption spectroscopy (spectrometer contraAA, Analytik Jena AG, DE). Total phosphorus and nitrogen were estimated after mineralization of ground samples using the same method as in the case of water samples. The content of organic matter in the sediments was based on the loss on ignition at 550 °C in a muffle furnace for 4 hours. The results were expressed per unit dry mass obtained by drying partial samples of sediment at 105 °C.

Redox potential (Eh) was investigated *in situ* in 2013 at the same sites where water and sediments were sampled for chemical analyses. We used two approaches: a preliminary survey and a quantitative estimate. The prelim-

inary survey was based on the colour change from reddish to dark grey associated with the reduction of ferric to ferrous iron ($\text{Fe}^{\text{III}} \rightarrow \text{Fe}^{\text{II}}$) (Mitsch and Gosselink 2015). In August 2013, iron sticks with an oxidized reddish layer on their surface were placed at the same sites used for sampling sediment. Altogether, 18 sticks of 0.5 m in length were inserted to a 10 cm depth in the solid bottom sediment, their upper parts extended through the layer of the fine loose sediment into clear water. In November 2013, the sticks were checked for the presence of the grey colour. The quantitative measurements of the redox potential were taken at the same sites on 13 August 2013. Eh was estimated as the electric potential between a Pt electrode installed at the surface of the solid sediment and an Ag/AgCl (3M KCl) reference electrode immersed in the water. The reference electrode had a potential of 210 mV against the standard hydrogen electrode (Friis et al. 1998).

Mesocosm

In 2014, a mesocosm was set up in order to determine whether anaerobic fishpond sediment affects the growth of the roots of *Typha angustifolia* and/or causes injury to them. There were two treatments, which differed in the type of the rooting substrate: (1) anaerobic sediment taken from the bottom of Bažina fishpond and (2) washed river sand. The latter was used as a control substrate in which there was negligible microbial activity. The sand was enriched with a slow-dissolving fertilizer Osmocote in order to compensate for the lack of mineral nutrients necessary for plant growth.

The plants were propagated from seeds collected at the Bažina fishpond. Twenty-four plants of similar size were selected for the experiment. They had one shoot with 3–4 leaves with a total length of 1.94 ± 0.40 m (mean \pm standard deviation, $n = 24$). The initial biomass was determined for five additional plants, which were separated into shoots, rhizomes and roots and their dry weight recorded after drying at 85 °C to constant weight. The resulting dry mass of shoots, rhizomes and roots were 15.1 ± 8.4 , 9.1 ± 5.1 g and 2.8 ± 1.9 g, respectively (mean \pm standard deviation, $n = 5$).

Each of the 24 plants selected was planted in a 32-liter basket-type container. Twelve baskets were filled with the fishpond sediment, which contained 1584 mg total N, 238 mg total P, 67 mg K and 139 mg Mg per 1 litre. The other twelve baskets were filled with the washed river sand supplemented with 6 g Osmocote per litre, which contained 900 mg total N, 600 mg total P, 720 mg K and 1200 mg Mg. An iron stick was inserted in each basket as an indication of the redox potential (in the same manner as in the survey of the fishpond sediment characteristics, see above). Baskets with the same type of substrate were randomly distributed between two fibre-glass tubs and all filled with substrate to the same height. In summary, there were two types of substrate, each placed in two tubs and a total of four tubs. Each tub contained six plants

with a total of 24 plants in the four tubes. The tubs were kept outside and water was added to the tubs to keep the water level at about 0.1 m above the surface of the substrate. Algal growth was prevented by a 0.05 m thick layer of perlite on the water surface.

The experiment lasted from 30 July to 20 October 2014. At the end of the experiment, the plants were harvested and the following characteristics were determined: number of shoots, number and length of live and dead leaves, respectively, and also the biomass of shoots, rhizomes and roots after drying to constant weight at 85 °C.

Enclosures

In 2015, enclosures were established in stands of littoral plants in order to assess the effect of mechanical damage by waterfowl and fish on shoot density. Four pairs of transects were established in the littoral area perpendicular to the shoreline. They were 1.2 m wide and 13–22 m long, depending on the width of the littoral zone. There were two transects in both the sparse and dense stands of *T. angustifolia*, of which one was fenced and the other was left open. The fence was made of 1 m wide, green LLDPE-coated diamond-mesh netting with a 0.02 m mesh size, which was attached to wooden poles hammered to a depth of 0.5 m in the solid bottom sediment. It extended from the bottom sediment to a height of 0.5–0.6 m above the water level. The experiment lasted from March 1 (i.e., before the start of the growing season) to July 31, 2015 (after the aboveground biomass achieved its seasonal maximum). At the end of the experiment, the transects were divided into 1-m long segments, in which the number of green shoots were counted.

Density and activity of geese

The counts of the greylag geese on the fishpond in the years 2002–2016 were obtained from the Nature Conservation Agency of the Czech Republic. The bird censuses were made from the ground using a standard approach every month. For the purpose of this study, the data were separated according to the annual cycle in the activity of the geese, i.e. spring migration (February–March), breeding (April–July) and autumn migration (August–November). Monthly mean counts and monthly maximum counts were calculated for each season within each year.

As the geese were often observed in the sparse stand of *T. angustifolia*, an infrared camera was installed there from August to November 2013 in order to record whether they were feeding on the plants. We used a SG-007 (ScoutGuard, USA) set to take 9 photographs in 30 s following activation of the motion sensor.

Statistical analyses

In order to determine the differences between the biotopes in terms of the chemical characteristics of the water and sediments, the following statistical hypothesis was set:

(H0) There are no differences between the biotopes in terms of the chemical characteristics of the water and sediments.

The data were assessed using one-way ANOVA followed with a Tukey post-hoc test. The data were tested for normality using a normal probability plot and for homogeneity of variance using the Levene test.

With regard to the potential harmful effect of the sediment on the growth characteristics of *T. angustifolia* in the mesocosm, the hypothesis tested was:

(H0) The sediment does not have a harmful effect on the plant growth characteristics. The effect was tested using hierarchical ANOVA, where the factor “substrate” was set superior to the “tub” factor.

In order to determine whether fencing protects *T. angustifolia* plants from damage in the enclosure experiment, the hypothesis tested was:

(H0) The shoot density is the same in the fenced transects as in the control (unfenced) transects, within each type of stand (dense or sparse).

The data were then evaluated using Chi-square tests.

The inter-annual trend in geese counts was tested using linear regression, applied to monthly means in a particular period of the geese annual cycle (i.e. spring migration, breeding and autumnal migration). the hypothesis tested was:

(H0) There was no inter-annual trend in the monthly mean counts. The same procedure was applied to monthly maxima.

All the statistical analyses were done using Statistica 12 (Statsoft, Inc., USA).

Results

Extent and condition of the littoral vegetation

The dominant plants in the littoral vegetation were *Typha angustifolia* (growing in depths of water of 0.3–0.4 m, the minimum water level in summer), *T. latifolia* (in depths 0.1–0.2 m) and *Phragmites australis* (forming a narrow belt along the dams) (Fig. 4). Other species of plants were scarce and made up less than 5% of the stands. The area covered by helophytes suitable for birds to nest in was 28,721 m² and 9,457 m² in 2004 and 2013, respectively, which corresponds to 48 and 16% of the total area of the fishpond and indicate that the area covered by helophytes decreased by 2/3rds in ten years. This decline was most pronounced in the south-eastern part of fishpond, where dense stands of *T. angustifolia* originally covered much of the area.

This marked reduction was associated with the apparent die-back of the current stands of *T. angustifolia*. The shoot densities frequently decreased towards the waterward edge of the stands. At some sites, the whole stands were sparse, formed by isolated islets several meters apart. The smallest islets consisted of individual clumps with about 10–20 shoots, of which several were flowering. Shoots at the perimeters of clumps were often damaged by grazing (Fig. 5a) and there were no horizontal rhizomes growing from these clumps within a 10 cm upper layer of the solid sediment or apical rhizome buds protruding from the bottom of the fishpond near the clumps. Some clumps were uprooted (Fig. 5b). They occurred along the water edge of the littoral belt and throughout the stands in the south-eastern part of the fishpond. Although the clumps had green shoots, their belowground parts were severely damaged (Fig. 5c). In the south-eastern part of the fishpond, the belowground systems of the isolated clumps formed compact blocks about 0.5 m in diameter and 0.6 to 0.8 m in height. They had very weak or no connection with the bottom. Much of their surface was exposed to water and loose sediment.

No living rhizomes extended from them. Roots extending from the blocks were scarce, short and thick and often had necrotic tips. The blocks smelt of organic acids.

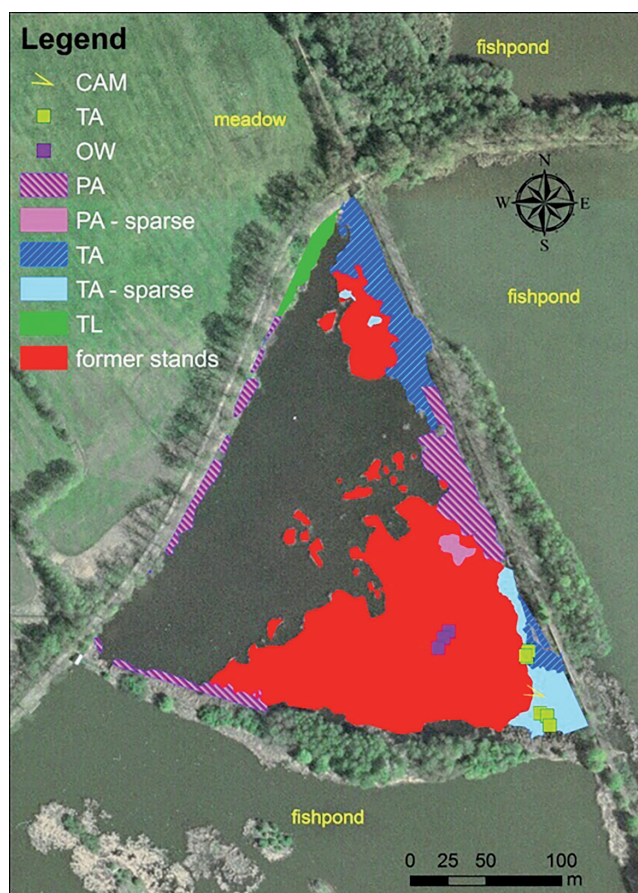


Fig. 4 Vegetation map of littoral stands of plants in 2013 plotted on the orthophoto map from 2004. CAM – camera, TA – stands of *Typha angustifolia*, TL – stands of *T. latifolia*, OW – open water. Squares indicate positions where water and sediments were sampled. Former stands disappeared between 2004 and 2013.

Physico-chemical conditions in the littoral biotopes

The nutrient contents in the photic zone (clear water column) were similar in the three littoral biotopes (dense, sparse and dead littoral stands of *T. angustifolia*, respectively) (Table 1).

Table 1 Nutrients in the photic zone, water and dry matter in the loose sediment and dry matter in the solid sediment in August 2013. TN – total nitrogen, TP – total phosphorus, LOI – organic matter content based on loss on ignition. The numbers are means for the water in the photic zone ($n = 2$) and mean \pm standard error for the sediments ($n = 3$). Significant differences within a row are given in bold and indicated by different small letters.

Parameter	Biotope		
	Dense stand	Sparse stand	Open water
Water in photic zone			
TN (mg l ⁻¹)	2.29	2.29	2.18
TP (µg l ⁻¹)	278	293	323
K (mg l ⁻¹)	7.4	7.5	7.4
Ca (mg l ⁻¹)	33.7	35.2	34.9
Mg (mg l ⁻¹)	6.3	6.6	6.5
Water in loose sediment			
TN (mg l ⁻¹)	5.38 ± 0.50^a	9.25 ± 1.46^b	3.41 ± 0.21^a
TP (µg l ⁻¹)	274 ± 98^a	900 ± 275^b	143 ± 29^a
K (mg l ⁻¹)	7.6 ± 0.1	9.4 ± 0.8	7.7 ± 0.4
Ca (mg l ⁻¹)	35.5 ± 2.0	42.3 ± 2.5	37.8 ± 1.4
Mg (mg l ⁻¹)	7.0 ± 0.4	8.5 ± 0.5	7.1 ± 0.4
Fe (mg l ⁻¹)	0.44 ± 0.06^a	0.19 ± 0.01^b	0.26 ± 0.04^b
Dry matter in loose sediment			
TN (mg kg ⁻¹)	13,691 ± 2,800	18,400 ± 1,713	17,851 ± 953
TP (mg kg ⁻¹)	858 ± 67^a	1,381 ± 152^b	1,228 ± 114^{ab}
K (mg kg ⁻¹)	351 ± 47	420 ± 36	456 ± 70
Ca (mg kg ⁻¹)	4,559 ± 594^a	6,902 ± 707^{ab}	7,503 ± 301^b
Mg (mg kg ⁻¹)	509 ± 95	746 ± 82	904 ± 113
LOI (%)	40.4 ± 2.8^{ab}	30.3 ± 2.1^a	48.5 ± 3.6^b
Dry matter in solid sediment			
TN (mg kg ⁻¹)	1,705 ± 3	3,055 ± 1,228	2,470 ± 762
TP (mg kg ⁻¹)	257 ± 20	412 ± 167	187 ± 12
K (mg kg ⁻¹)	96 ± 6	175 ± 61	87 ± 23
Ca (mg kg ⁻¹)	1,609 ± 202	3,025 ± 1,494	3,212 ± 918
Mg (mg kg ⁻¹)	217 ± 13	330 ± 95	259 ± 56
LOI (%)	12.2 ± 2.0	17.7 ± 6.0	6.0 ± 1.3

Some differences between biotopes in nutrient content were recorded in the loose sediment. Its thickness was 0.30–0.40 m in both the dense and sparse stands (Table 2). It filled the space between the clumps, thus surrounds the plant root and rhizomes. The water in the loose sediment had higher contents of both total nitrogen and total phosphorus in sparse than in dense and dead stands (Table 1). In addition, the loose sediment in dense stands had a significantly lower dry matter content, and lower contents of total P and Ca than the sparse and dead stands. It had also lower contents of other nutrients (total nitrogen, K, Mg), but these differences were not

significant (Table 1). We found no significant differences between biotopes in the nutrient contents in the dry matter of the solid sediment.

Table 2 Sediment characteristics of *T. angustifolia* biotopes. The redox potential was measured at the interface between the loose and the solid sediments. The numbers denote medians (minimum; maximum).

Biotope	Depth of loose sediment (cm)	Redox potential (mV)
Dense stand	35 (34; 38)	30 (-87; 332)
Sparse stand	36 (30; 37)	-13 (-140; 10)
Dead stand	21 (14; 26)	-155 (-195; -52)

The numeric values of redox potential of the solid sediment varied within each biotope and mostly overlapped. Most values ranged from -100 to +100 mV (Table 2). The long-term assessment of redox potential using the iron sticks revealed predominantly reducing conditions in both the loose and solid sediments in all littoral biotopes. This was indicated by the colour of the iron sticks, which was dark grey (indicating prevalence of reduced forms of iron) on the parts inserted into both the solid and the loose sediments, and was reddish (indicating the prevalence of oxidised iron forms) only on the part in the photic zone (Fig. 5e).



Fig. 5 Photographs of the condition of *T. angustifolia* biotopes; a – shoots damaged by grazing in a sparse stand; b – uprooted clumps in a sparse stand; c – broken rhizome apex of an uprooted plant; d – greylag geese grazing in a sparse stand (night photograph taken by camera); e – a green fibre-glass stick labelling a site and an iron stick indicating the redox conditions in water and sediments. The arrows indicate the interface between the oxidised and reduced zones on the sticks.

Table 3 Growth characteristics of *T. angustifolia* plants grown in sand and fishpond sediment in a mesocosm. DW – biomass dry weight. Belowground biomass comprises the biomass of rhizomes and roots. Means \pm standard deviations, n = 12. Statistically significant differences between the substrates are given in bold.

Growth characteristic	Substrate		F	p
	Sand	Sediment		
Total length of leaves (cm)	1374 \pm 551	2297 \pm 613	19.63	<0.001
Final shoot DW (g)	34.82 \pm 7.40	52.62 \pm 15.08	20.68	<0.001
Final rhizome DW (g)	43.82 \pm 14.91	49.82 \pm 17.50	0.79	0.384
Final root DW (g)	15.09 \pm 3.57	13.55 \pm 3.76	0.97	0.336
Belowground / shoot ratio	1.74 \pm 0.50	1.29 \pm 0.59	4.75	0.041
Rhizome / shoot ratio	3.58 \pm 1.31	3.13 \pm 1.14	2.70	0.115
Root / shoot ratio	0.39 \pm 0.13	0.31 \pm 0.10	29.92	<0.001

Mesocosm

The fishpond sediment differed from the sand in re-dox conditions as indicated by the colour of the iron sticks, which was reddish in the sand and dark grey in the sediment.

The type of substrate (fishpond sediment or sand enriched with mineral nutrients) had pronounced effects on plant growth. The aboveground parts of the plants grew generally better in the fishpond sediment. The plants had a significantly greater length of newly produced live leaves, and significantly greater shoot biomass at the end of the experiment than the plants cultivated in sand (Table 3).

No significant effects were recorded for either root or rhizome biomass or the ratio of rhizome: shoot biomass. Nevertheless, the ratios of belowground/shoot biomass and root/shoot biomass were significantly smaller in the fishpond sediment (Table 3), indicating a shift in biomass allocation from roots to shoots. No dead root tips or other symptoms of root injury were observed in either substrate.

Enclosures

In the fenced enclosures the shoot densities were significantly greater than in unfenced (control) areas in

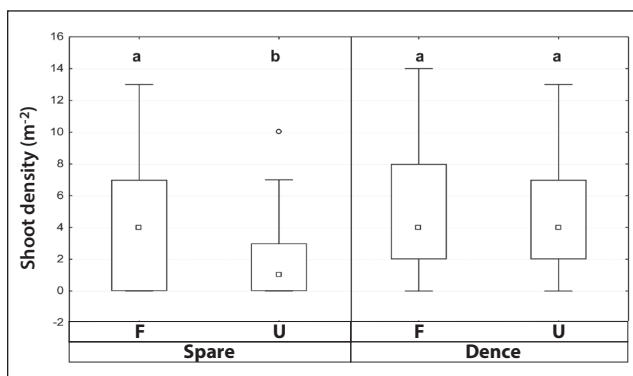


Fig. 6 Total number of shoots in fenced (F) and unfenced (U) areas in sparse and dense stands of *T. angustifolia*. The box plot shows medians (squares), quartiles (boxes), maximum and minimum values (whiskers) and an outlier (circle).

sparse stands ($\chi^2 = 109$, d.f. = 1, $p < 0.001$, Fig. 6). In dense stands, the shoot densities were similar in fenced and unfenced stands. They were also similar to those in fenced areas in sparse stands. In addition, grazing damage on shoots was recorded in the unfenced areas in sparse stands, but not dense stands.

Geese and fish activity

In 2013 damage to plants was frequently recorded, especially in sparse stands of *T. angustifolia*. As documented by photographs, this damage was done by geese (Fig. 5d).

Apart from one exception, the geese were recorded at the fishpond only when they were breeding. Their numbers increased considerably over the period of this study. While the seasonal maximum counts were 2–12 in 2002–2010, 44 were recorded in 2012, which corresponds to more than seven individuals per hectare. The trends in the numbers of geese from 2001 to 2016 were highly significant in terms of both the monthly means and maximum counts during the breeding season (Fig. 7).

In addition to geese grazing on shoots, adult carp (about 2 kg) were repeatedly observed shaking small isolated clumps of plants (up to 0.25 m²) in the sparse stand of *T. angustifolia* in 2012–2014.

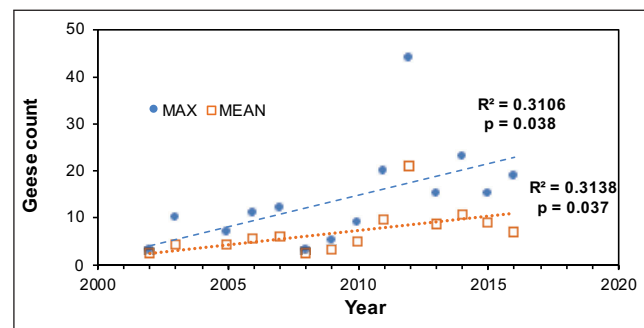


Fig. 7 Trends in numbers of greylag geese (*Anser anser*) on Bažina fishpond during the breeding period (March to July) from 2002 to 2016. MAX – monthly maximum numbers, MEAN – monthly mean numbers. Dotted lines indicate linear regressions. The data were provided by the Nature Conservation Agency of the Czech Republic.

Discussion

Role of abiotic factors

The physico-chemical characteristics of water quality confirmed the extremely high trophic status of the fishpond (cf. Pechar 2000; Šimek et al. 2019). The same was true for both the water and dry matter of the loose sediment (cf. Čížková et al. 2001). The low redox potentials, recorded in the solid bottom sediment are also reported in other similar hypertrophic or eutrophic fishponds in the region (Čížková et al. 2001).

On the other hand, the dark layer containing the loose sediment, which formed in late spring as the temperature increased above 20 °C (Fig. 1), is to the best of our knowledge not previously reported occurring in fishponds in central Europe. Although there is some oxygen in this layer, possibly a result of water mixing, the conditions are predominantly anaerobic based on iron stick measurements (Fig. 5e).

Of the environmental components investigated (i.e. fishpond water, water and dry matter in loose sediment and dry matter in the solid sediment) water and dry matter in the loose sediments differed in the biotypes. Higher contents of total nitrogen and total phosphorus were recorded in sparse, rather than dense stand (Table 1), which may indicate a high degree of eutrophication. Nevertheless, it is questionable whether these differences affect the plants because nutrient values were extremely high in all the biotopes. In addition, it is unlikely that high nutrient levels would have a deleterious effect *per se*. As has been documented for *Phragmites australis*, the decline of its stands at eutrophic sites is not due to nutrient levels but the secondary effect of eutrophication, i.e. toxic substances originating from the anaerobic decomposition of the organic matter present (Armstrong et al. 1996; van der Putten 1997; Čížková et al. 1999; Armstrong and Armstrong 2001). It seems reasonable to assume that the same mechanism would also hold for *T. angustifolia*.

Reducing conditions promote the formation of substances toxic to plants (e.g. Reddy and De Laune 2008; Lamers et al. 2012). One of them, iron in the reduced state (Fe^{II}), might occur in both the loose and the solid sediments, as is indicated by the grey colour of the surface of iron sticks (Fig. 5e) and redox potential values below +100 mV (Table 2). Toxic effects or the reduced forms of iron are reported for other wild wetland plants (Lucassen et al. 2000; Li et al. 2017) and rice (Becker and Asch 2005). On the other hand, very low Fe contents (below 1 mg l⁻¹) were recorded in the water in loose sediment in all three biotopes and, therefore, it is unlikely it would have had a toxic effect.

Although the fishpond sediment was reduced and therefore potentially toxic, it did not adversely affect the growth of the plants in the mesocosm (Table 3). On the contrary, the plants prospered even better in fishpond sediment than in the control substrate (sand enriched with the mineral nutrients). This might have been due to

a more balanced nutrient supply in the organic fishpond sediment, which could not be fully simulated by adding inorganic fertilizer to the sand.

These results indicate that *T. angustifolia* is well adapted to anaerobic conditions. This is in accordance with the finding of Čížková et al. (1996) that it can grow in strongly reducing black mud in fishpond littoral zones. This is probably due to this plant having extraordinarily high numbers of spaces containing gas in both its shoots and roots (Seago et al. 2005; Schweingruber et al. 2020).

Role of biotic factors

The results of the enclosure experiment (Fig. 6) indicate that fencing can have a marked effect on shoot density in sparse stands. In contrast, the results indicate there was no grazing damage in dense stands because there were similar densities of plants in fenced and unfenced areas.

Generally, fish (Hroudová et al. 2010; Francová et al. 2019a) and/or water birds (Chaichana et al. 2011; Bakker et al. 2018) can destroy the littoral stands of plants when they are abundant. The design of the enclosures does not allow the separation the effects of fish and water birds. However, the effect of fish can be excluded because there was only fry in the fishpond in 2015. The *T. angustifolia* clumps were not damaged by fry because they are small (10–20 g, 6–10 cm) and feed on small zooplankton. It can, therefore, be concluded that the destruction of the littoral plants by geese was the sole cause of the decline in stands of littoral plants in 2015 and probably also in the other years when only fry was present in the fishpond. Increasing pressure on the littoral stands of plants by geese is supported by the four-fold increase in geese counts over the period of this study (Fig. 7). Moreover, photographs taken at night (Fig. 5d) revealed that geese graze *T. angustifolia* plants in late summer and autumn (August to October), when they aggregate prior to migration. At that time, their presence was not detected by the daytime censuses because they are then feeding in surrounding fields and are only present at the fishpond at night.

In addition to geese, some damage could have been caused by adult carp present in the fishpond in 2012–2014. Because of lack of large zooplankton in summer, carp feed on zoo benthos, which is present on root surfaces in greater densities than in the surrounding anaerobic mud as oxygen leaks from the roots (Hargeby et al. 1994; Ságová-Marečková and Květ 2002). While moving around the isolated clumps, the carp probably broke buds extending from the rhizomes (Fig. 5c) and thus prevented vegetative spreading. Compared with the solid mineral bottom, the loose organic sediment may facilitate the searching for food by fish on root surfaces in already damaged stands of plants. In addition, Boarman and Fuller (1981) and Weisner (1991) propose that littoral plants may be anchored less well in soft sediments than in solid ones, which makes them

more vulnerable to disturbance. Insufficient anchorage of the plants would ultimately lead to uprooting, such as observed in this study (Fig. 5b).

It is interesting to note that fencing only protected sparse stands (cf. Fig. 6). This is probably due to the fact that geese can easily move around in the gaps between the clumps in sparse stands. On the other hand, they only damaged dense stands on their waterward side. This was observed repeatedly, but the experiments were not designed to detect it.

Possible management measures

Overstocking with cyprinid fish has commonly been seen as a constraint on fishponds in terms of supporting populations of water birds (Broyer and Calenge 2010; Broyer and Curtet 2012). This study draws attention to an additional conservation dilemma, i.e. how to preserve littoral stands plants that are being damaged by increasing densities of greylag geese (Fig. 7). Herbivorous birds such as geese do not compete with fish for food because they feed in surrounding crops and grasslands. They are also legally protected in nature reserves. As geese numbers increase, they increasingly destroy littoral stands of plants, where species of rare water birds nest. This may increase in importance in the near future owing to changes in migratory behaviour in response to ongoing climate change (Podhrázský et al. 2017).

As Bakker et al. (2018) point out, the conservation of both the littoral stands of plants and high geese numbers appears to be impossible. There are two possible solutions: (1) negative effects of geese can be limited by the regulation of their population size. Lethal scaring (i.e. shooting some geese to scare other members of the flocks) has been reported as a successful measure to prevent geese damage in agricultural crops (Månsson 2017). This measure may be worth considering for preventing the destruction of littoral stands of plants in late summer (i.e., from the beginning of August), after the fledging of the young of the protected species of birds and the geese gather in nature reserves in order to escape from hunting. Nevertheless, this may be hard to achieve in a nature reserve because local inhabitants and tourists are likely to protest. Using lasers to scare geese has been used, but so far with limited success (Clausen et al. 2019).

An alternative to scaring geese may be the regeneration of the littoral stands of plants by a partial lowering of the water level once in several years, which would expose the littoral zone to air, which promotes both the vegetative and generative reproduction of the plants (Rea 1996; Hroudová et al. 2010). It also prevents geese from feeding on the young plants provided the water table remains low till autumn, when the shoots are tall enough and no longer an attractive food for geese. During the draw-down, another fishpond in the vicinity should be filled with water in order to provide nesting habitats for the protected species of water birds.

Conclusions

In a hypertrophic fishpond, which is also a nature reserve for rare species of water birds, the area suitable for nesting decreased by 2/3rds over a period of 10 years. Although chemical analyses of water and sediments confirmed hypertrophic conditions, the results of a mesocosm study indicated that sediment quality did not negatively affect the quality of the plants. In contrast, field enclosures revealed a significant biotic effect, which was attributed to shoot grazing by large numbers of geese. Damage to the belowground parts of plants, recorded in isolated clumps in disintegrated stands, was ascribed to large carp.

This study revealed that, although fish production was strictly limited in the fishpond because the conservation of water birds was a management priority, damage caused by fish could not be fully prevented. More importantly, it reveals a conservation dilemma in that the large numbers of geese destroyed littoral stands of plants, which resulted in the loss of nesting sites for other species of water birds.

Acknowledgements

This study was financially supported by project No. 081/2016/Z of the Grant Agency of the University of South Bohemia, by a long-term research development project no. RVO 67985939 of the Academy of Sciences of the Czech Republic and by contract No. KUIJCK 43725/2014 OZZL of the Regional Office of South Bohemia.

The data on fishpond management and fish stocks were provided by P. Oberreiter, head of fisheries management of the Forests and Fishponds of the City of České Budějovice, Ltd. The data on geese counts were provided by T. Bodnár and J. Pykal of the Nature Conservation Agency of the Czech Republic.

We thank P. Stehlík (Regional Office of South Bohemia) and J. Staněk (Fishponds and Forests of the City of České Budějovice, Ltd.) for valuable feedback. We also thank our colleagues P. Musil, I. Šetlíková and L. Šimek for helpful discussions, P. Rost for advice on statistical analyses and S. Svidenská for translation of the manuscript.

REFERENCES

- Albrecht J (ed) (2003) Českokobudějovicko. Protected areas of the Czech Republic VIII. AOPK ČR, Praha, EkoCentrum, Brno. [In Czech].
- Armstrong J, Armstrong W (2001) An overview of the effects of phytotoxins on *Phragmites australis* in relation to die-back. *Aquat Bot* 69: 251–268.
- Armstrong J, Armstrong W, Zenbin W, Afreen-Zobayed F (1996) A role of phytotoxins in the *Phragmites* die-back syndrome. *Folia Geobot* 31: 127–142.

- Bakker ES, Veen C, ter Heerdt G, Huig N, Sarneel J (2018) High grazing pressure of geese threatens conservation and restoration of reed belts. *Front Plant Sci* 9: 1649.
- Baxa M, Šulcová J, Kröpfelová L, Pokorný J, Potužák J (2019) The quality of sediment in shallow water bodies – Long-term screening of sediment in Czech Republic. A new perspective of nutrients and organic matter recycling in agricultural landscapes. *Ecol Eng* 127: 151–159.
- Becker M, Asch F (2005) Iron toxicity in rice – conditions and management concepts. *J Plant Nutr Soil Sci* 168: 558–573.
- Bird Life International (2001): Important Bird Areas and potential Ramsar Sites in Europe. BirdLife International, Wageningen, the Netherlands. https://www.birdlife.org/sites/default/files/attachments/ibas_ramsar_europe_0_0.pdf
- Bíró P (1995) Management of pond ecosystems and trophic webs. *Aquaculture* 129: 373–386.
- Boorman LA, Fuller RM (1981) The changing status of reedswamp in the Norfolk Broads. *J Appl Ecol* 18: 241–269.
- Broyer J, Calenge C (2010) Influence of fish-farming management on duck breeding in French fish pond systems. *Hydrobiologia* 637: 173–185.
- Broyer J, Curtet L (2012) Biodiversity and fish farming intensification in French fishpond systems. *Hydrobiologia* 694: 205–218.
- Chaichana R, Leah R, Moss B (2011) Seasonal impact of waterfowl on communities of macrophytes in a shallow lake. *Aquat Bot* 95: 39–44.
- Čížková H, Brix H, Kopecký J, Lukavská J (1999) Organic acids in the sediments of wetlands dominated by *Phragmites australis*: evidence of phytotoxic concentrations. *Aquat Bot* 64: 303–315.
- Čížková H, Pechar L, Husák Š, Květ J, Bauer V, Radová J, Edwards K (2001) Chemical characteristics of soils and pore waters of three wetland sites dominated by *Phragmites australis*: relation to vegetation composition and reed performance. *Aquat Bot* 69: 235–249.
- Čížková H, Strand JA, Lukavská J (1996) Factors associated with reed decline in a eutrophic fishpond, Rožmberk (South Bohemia, Czech Republic). *Folia Geobot* 31: 73–84.
- Clausen KK, Marcussen LK, Knudsen N, Balsby TJ, Madsen J (2019) Effectiveness of lasers to reduce goose grazing on agricultural grassland. *Wildlife Biol* 1: 1–8.
- Crivelli AJ (1983). The destruction of aquatic vegetation by carp. *Hydrobiologia* 106: 37–41.
- Flis A, Gwiazda R (2018) Diet and feeding of nestling Little Terns *Ixobrychus minutus* at fishponds: testing a new method for studying a difficult-to-monitor species. *Bird Study* 65: 257–260.
- Francová K, Šumberová K, Janauer GA, Adámek Z (2019a). Effects of fish farming on macrophytes in temperate carp ponds. *Aquac Int* 27: 413–436.
- Francová K, Šumberová K, Kučerová A, Čtvrtlíková M, Šorf M, Borovec J, Drozd B, Janauer GA, Vrba J (2019b). Macrophyte assemblages in fishponds under different fish farming management. *Aquat Bot* 159: 103131.
- Friis EP, Anderson JET, Madsen LL, Bonander N, Møller P, Ulstrup J (1998) Dynamics of *Pseudomonas aeruginosa* azurin and its Cys3Ser mutant at single-crystal gold surfaces investigated by cyclic voltammetry and atomic force microscopy *Electrochim Acta* 43: 1114–1122.
- Gergely Z, Mészáros LA, Szabad J, Székely T (2009) Old nests are cues for suitable breeding sites in the Eurasian penduline tit *Remiz pendulinus*. *J Avian Bio* 40: 2–6.
- Hargeby A, Andersson G, Blindow I, Johansson S (1994) Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 279: 83–90.
- Hejný S, Hroudová Z, Květ J (2002) Fishpond vegetation: an historical view. In: Květ J, Jeník J, Soukupová L (eds) *Freshwater wetlands and their sustainable future. A case study of Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic*. UNESCO, Paris and CRC Press, Boca Raton, pp 63–95.
- Hroudová Z, Kloubec B, Zákavský P (2010) Will the reed stands regenerate in the State Nature Reserve Velký a Malý Tisý? *Ochrana přírody* 3: 12–15. [In Czech with English sum.].
- IUCN (1997) *Fishing for a living: the ecology and economics of fishponds in Central Europe*. IUCN, Switzerland.
- Janda J, Ševčík J (2002) Avifauna of the Třeboň fishponds and new wetlands. In: Květ J, Jeník J, Soukupová L (eds) *Freshwater wetlands and their sustainable future. A case study of Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic*. UNESCO, Paris, and CRC Press, Boca Raton, pp 475–480.
- Kestemont P (1995) Different systems of carp production and their impacts on the environment. *Aquaculture* 129: 347–372.
- Kopáček J, Hejzlar J (1995) Semi-micro determination of total phosphorus in soils, sediments, and organic materials: A simplified perchloric acid digestion procedure. *Commun Soil Sci Plan* 26: 1935–1946.
- Lamers LPM, van Diggelen JMH, Op den Camp HJM, Visser EJW, Lucassen ECHET, Vile MA, Jetten MSM, Smolders AJP, Roelofs JGM (2012) Microbial transformations of nitrogen, sulphur, and iron dictate vegetation composition in wetlands: a review. *Front Microbiol* 3: 1–12.
- Li WC, Deng H, Wong MH (2017) Effects of Fe plaque and organic acids on metal uptake by wetland plants under drained and waterlogged conditions. *Environ Pollut* 231: 732–741.
- Lucassen ECHET, Smolders AJP, Roelofs JGM (2000) Increased groundwater levels cause iron toxicity in *Glyceria fluitans* (L.). *Aquat Bot* 66: 321–327.
- Månsson J (2017) Lethal scaring – Behavioral and short-term numerical response of greylag goose *Anser anser*. *Crop Protection* 96: 258–264.
- Miklín J, Macháček P (2016) Birds of Lednické rybníky Fishponds (Czech Republic). *J Maps* 12: 239–248.
- Mitsch WJ, Gosselink JG (2015) *Wetlands*. 5th edition. Wiley, Hoboken.
- Nieoczym M (2010) The importance of fishponds to the preservation of avian biodiversity in agricultural landscape. *Teka Kom. Ochr. Kszty. Środ. Przyr.* – OL PAN 7: 290–296.
- Ostendorp W (1989) 'Die-back' of reeds in Europe – a critical review of literature. *Aquat Bot* 35: 5–26.
- Pechar L (2000) Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. *Fisheries Manag Ecol* 7: 23–31.
- Podhrázský M, Musil P, Musilová Z, Zouhar J, Adam M, Závora J, Hudec K (2017) Central European Greylag Geese *Anser anser* show a shortening of migration distance and earlier spring arrival over 60 years. *Ibis* 159: 352–365.
- Polak M (2007) Nest-site selection and nest predation in the Great Bittern *Botaurus stellaris* population in eastern Poland. *Ardea* 95: 31–38.
- Potužák J, Hůda J, Pechar L (2007) Changes in fish production efficiency in eutrophic fishponds – impact of zooplankton structure. *Aquacult Int* 15: 201–210.
- Rea N (1996) Water levels and *Phragmites*: decline from lack of regeneration or dieback from shoot death. *Folia Geobot* 31: 85–90.
- Reddy KR, De Laune RD (2008) *Biogeochemistry of Wetlands*. CRC Press, Boca Raton.
- Ságová-Marečková M, Květ J (2002) Impact of oxygen released by the roots of aquatic macrophytes on composition and distribu-

- tion of benthic macroinvertebrates in a mesocosm experiment. Arch Hydrobiol 155: 567–584.
- Schlumberger O, Girard P (2013) Mémento de pisciculture d'étang: 5e édition. Quæ, Versailles.
- Schweingruber FH, Kučerová A, Adamec L, Doležal J (2020) Anatomical atlas of aquatic and wetland plant stems. Springer.
- Seago Jr JL, Marsh LC, Stevens KJ, Soukup A, Votrubová O, Enstone DE (2005) A re-examination of the root cortex in wetland flowering plants with respect to aerenchyma. Ann Bot 96: 565–579.
- Šimek K, Grujčić V, Nedoma J, Jezberová J, Šorf M, Matoušů A, Pechar L, Posch T, Bruni EP, Vrba J (2019) Microbial food webs in hypertrophic fishponds: Omnivorous ciliate taxa are major protistan bacterivores. Limnol Oceanogr 64: 2295–2309.
- Švažas S, Stanevičius V (1998) Waterfowl of the large fish pond systems in Lithuania. Acta Zool Lit 8: 69–84.
- van der Putten WH (1997) Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European research programme on reed die-back and progression (1993–1994). Aquat Bot 59: 263–275.
- Weber MJ, Brown ML (2009) Effects of common carp on aquatic ecosystems 80 years after “carp as a dominant”: ecological insights for fisheries management. Rev Fish Sci Aquac 17: 524–537.
- Weisner SEB (1991) Within-lake patterns in depth penetration of emergent vegetation. Freshwater Biol 26: 133–142.
- Zbiral J (1995) Soil analysis I. Unified working procedures. SKZÚZ Brno. [In Czech].
- Zbiral J, Němec P (2002) Comparison of Mehlich 2, Mehlich 3, CAL, Egner, Olsen, and 0.01 M CaCl₂ extractants for determination of phosphorus in soils. Commun Soil Sci Plant Anal 33: 3405–3417.