

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA**

DISERTAČNÍ PRÁCE

**Šíření mechovky *Pectinatella magnifica* v závislosti na podmínkách
vodního prostředí**

Ing. Jan Šinko

2016

Školitel: doc. RNDr. Ing. Josef Rajchard, Ph.D.
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Zemědělská fakulta

Poděkování:

Především děkuji svému školiteli **doc. RNDr. Ing. Josefu Rajchardovi, Ph.D** za pomoc, rady a podporu v průběhu doktorandského studia. Za pomoc, rady a podporu a nabídku pracovat na tomto tématu děkuji také **Ing. Zuzaně Balounové, Ph.D.** Za odborné rady, pomoc při terénních pracích a statistickém zpracování děkuji **Ing. Martinu Musilovi**. Za pomoc při statistickém zpracování děkuji též **Mgr. Lukášovi Šmahelovi**. Za vstřícný přístup při zpracování disertační práce děkuji **Ing. Jakubu Muňozi, Ph.D.** a **Ing. Sergeji Ust'akovi, CSc.** Dále děkuji společnosti **Enki o.p.s.** v **Třeboni** a **Botanickému ústavu AV ČR v.v.i.** za provedení příslušných rozborů. Poděkování také patří všem, kteří posílali svá hlášení o výskytu zkoumaného druhu bochantky americké a dalším lidem, kteří přispěli k získání výsledků. V neposlední řadě děkuji též rodičům.

Tato práce byla podpořena grantem GAČR P503/12/0337 Invazní mechovka *Pectinatella magnifica* v České republice: její biologie a sekundární metabolity.

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracoval samostatně na základě vlastních zjištění a za pomoci uvedené literatury.

.....

V Českých Budějovicích dne:

ÚVOD	2
PŘEHLED LITERATURY	3
Kolonie druhu <i>Pectinatella magnifica</i>	3
Mikroskopický popis druhu <i>Pectinatella magnifica</i>	6
Rozmnožování a vývoj druhu <i>Pectinatella magnifica</i>	9
Odolnost statoblastů	12
Ekologie druhu <i>Pectinatella magnifica</i>	14
CÍLE PRÁCE	28
METODIKA	29
Popis zkoumaného území	29
Výskyt druhu	35
Odběr biomasy	
Zjišťování fyzikálně-chemických parametrů vody	37
Zpracování dat	44
VÝSLEDKY	47
Výskyt v České republice	47
Výskyt na Třeboňsku	62
Srovnání parametrů vody lokalit s výskytem a bez výskytu druhu <i>Pectinatella magnifica</i> na území Třeboňska	67
Výskyt druhu <i>P. magnifica</i> v závislosti na parametrech vodního prostředí	118
Biomasa	121
Interferenční analýza	138
DISKUZE	139
Fyzikálně-chemické faktory.	139
Výskyt v České republice	147
ZÁVĚR	156
SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	160
SEZNAM VLASTNÍ LITERATURY	173

1.

ÚVOD

V současné době probíhá v mnoha částech světa, včetně České republiky, masivní invaze bezobratlého vodního koloniálního živočicha z kmene mechovců bochnatky americké (*Pectinatella magnifica*). Vzhledem k současné invazi i všeobecné malé znalosti o tomto druhu je nutné této problematice věnovat náležitou pozornost.

Důležitou součástí tohoto studia je i poznání ekologických nároků a příčin šíření, včetně fyzikálně-chemických parametrů vod, které tomuto druhu vyhovují a které je schopen tolerovat. Těchto údajů je však z celosvětového hlediska minimum a existují pouze z velmi odlišných oblastí (Francie a Jižní Korea) a i tam byly prováděny jen na velmi malém počtu lokalit a to pouze jako doplněk k jiným výzkumům. V současné době probíhá na katedře biologických disciplín, Zemědělské fakulty, Jihočeské univerzity výzkum věnující se tomuto tématu, který je z hlediska dlouhodobého intenzivního sledování výskytu, biomasy a množství parametrů vody unikátní i z celosvětového hlediska.

Cílem práce bylo ověřit výskyt tohoto druhu na dříve sledovaných lokalitách na Třeboňsku, zjistit nově obsazené lokality tímto druhem jak na Třeboňsku, tak v jiných částech ČR a zjistit jaké faktory vodního prostředí mají vliv na šíření druhu *Pectinatella magnifica*. Nulová hypotéza byla stanovena tak, že se jednotlivé zkoumané parametry u lokalit s výskytem a bez výskytu neliší. Alternativní hypotéza byla zvolena tak, jednotlivé zkoumané parametry u lokalit s výskytem a bez výskytu liší. U sledování závislosti biomasy na jednotlivých parametrech byla nulová hypotéza zvolena tak, že mezi biomasou a jednotlivými parametry není závislost a alternativní hypotéza tak, že mezi biomasou a jednotlivými parametry je závislost.

2.

PŘEHLED LITERATURY

2.1.

Kolonie druhu *Pectinatella magnifica*

Druh *Pectinatella magnifica* tvoří velké, masivní, (Morse, 1930, Skuhrovec, 2011, nejčastěji kulovité, ale také někdy obdélníkové (Balounová et al., 2011, Skuhrovec, 2011, Lukešová, 2011) popř. kosočtvercovité gelovité kolonie s mnoha štíhlými paprskovitě se rozbíhajícími laloky (Wilcox, 1906). Většina kolonie (mimo povrchové části) je tvořena gelovitou, chitinózní bezbuněčnou hmotou (Ruppert et al., 2004). V povrchové části je seskupení mikroorganismů tzv. zooidů, které zde vytvářejí souvislou vrstvu (Opravilová, 2005, Lukešová, 2011). Vzhled kolonií může připomínat míč nebo meloun. Na povrchu starší kolonie bývá sníženina pokračující dutinou v gelovité hmotě (Brooks, 1929).

Tento druh pochází z východní oblasti Severní Ameriky přibližně na východ od řeky Mississippi od New Brunswick (Aleksandrov et al., 2013) a Ontaria k Floridě (Lacourt, 1968, Everitt, 1975, Rodriguez a Vergon, 2002, Balounová et al., 2013a) a Texasu (Aleksandrov et al., 2013), kde se vyskytuje především v oblastech Velkých jezer (Lacourt, 1968). Jako typická stanoviště tohoto druhu v Severní Americe jsou udávány pomalu tekoucích řeky a výtoky z jezer (Lacourt, 1968, Everitt, 1975, Rodriguez a Vergon, 2002, Balounová et al., 2013a).

Největší kolonie dlouhá 2,5 m a široká 0,5 m byla nalezena v Japonsku (Massard a Geimer, 2008). Na Ukrajině byly nalezeny kolonie dlouhé maximálně 40 cm (Aleksandrov et al., 2014). Callaghan a Karlson (2002) udávají typickou velikost kolonií mezi 10 až 20 cm. Balounová et al. (2007) uvádějí průměrnou velikost kolonií 0,6 m. Nejtěžší kolonie, vážící 70 kg, byla zaznamenána v České republice (Balounová et al., 2011). Menší kolonie, které jsou umístěny těsně vedle sebe, někdy srůstají (Lukešová, 2011). Někdy vytváří gelovité povlaky, které mohou vážit až několik kilogramů a měřit až několik metrů (Šetlíková et al., 2005, Skuhrovec, 2011).

Zbarvení gelovité hmoty ovlivňuje přijímaná potrava a přítomnost bakterií, sinic a řas (Šetlíková et al., 2013). V ukrajinské části delty Dunaje byly nalezeny pouze zeleně nebo zelenošedě zbarvené gelovité kolonie (Aleksandrov et al., 2014).

Chemickou analýzou gelové struktury tohoto druhu se zabýval již Morse (1930), který zjistil proteiny albumin a ovalbumin. Biuretová reakce byla zjištěna u aminokyselin tyrosinu, tryptofanu a cystinu. Z anorganických sloučenin byl objeven chlorid sodný a ionty vápníku. Saki a Mutsumi (2005) zjistili glykosphingolipid obsahující oligosacharidickou strukturu ClcNac β 1-4Glc β . Tato struktura byla také nalezena ve vajíčcích ježovky a v mnohonožkách. Obsah sušiny v jedné kolonii je udáván od 0,4 % do 2,2 % (Pazourek et al., 2016). Hodnota sušiny je závislá na množství přítomných řas a sinic v gelové hmotě (Morse, 1930). Pazourek et al. (2016) zjistili v lyofilizovaných koloniích druhu *P. magnifica* deriváty mastných kyselin - kyselinu myristovou, pentadecanoicovou, palmitovou, margarovou, stearovou a deriváty sterolů - campesterol, cholesterol, stigmasterol, crinosterol a 7 oxo-sterol. Nebyly však nalezeny žádné biologicky aktivní látky, přestože biologická aktivita byla potvrzena v práci Šusterové (2014) a Balounové et al. (2015). Možným vysvětlením proč biologicky aktivní látky nebyly v koloniích druhu *P. magnifica* nalezeny může být jejich velmi malá produkce, která nebyla detekována použitými metodami (TLC a modifikovaná HPLC). U některých sloučenin např. proteinů tyto metody nejsou navíc ani vhodné. Negativní výsledek detekce biologicky aktivních látek mohl být také v důsledku lyofilizace, která tyto látky výrazně snížila nebo způsobila jejich nestabilitu během analýzy (Pazourek et al., 2016). Biologicky aktivní látky zkoumané v lyofilizátech tohoto druhu však ovlivnily růst myších fibroblastů buněčné linie L929, buněčnou morfologii a šíření buněk po inokulaci. Prokázaný antibiotický účinek těchto látek může mít antipredační efekt (Balounová et al., 2015) a dále mohou být i příčinou přetrvávání gelovité hmoty kolonií na některých lokalitách během podzimu a zimy a jejich rozkladu v předjaří zaznamenané Šinkem (2010), zatímco na většině lokalit dochází k rozkladu gelovité hmoty po odumření povrchové vrstvy zooidů, které začíná nejčastěji v srpnu (Balounová et al., 2015).

Kolonie tohoto druhu ve velkém množství akumulují různé formy dusíku a fosforu a mají tendenci akumulovat i ionty hořčíku, hliníku, chromu, manganu, kobaltu, niklu, mědi, zinku, selenu, kadmia a arsenu (Balounová et al., 2011).

Povrch kolonie je rozdělen do mnoha růžicovitých útvarů tzv. roset, tvořených seskupenými zooidy. Velikost roset se udává mezi 5-30 mm (Šetlíková, 2005) a počet

rozet tvořících jednu kolonii bývá 12-18 (Morse, 1930, Šetlíková, 2005, Skuhrovec, 2011, Lukešová, 2011).

2.2

Mikroskopický popis druhu *Pectinatella magnifica*

Kolonie jsou tvořeny jedinci nazývanými zooidi, kteří mají válečkovitý tvar (Ruppert et al., 2004) a velikost 1-2 mm (Saki a Mutsumi, 2005). Kolonie mohou být složeny z několika tisíc (Rodriguez a Vergon, 2002) až více než dvou milionů zooidů (Callaghan a Karlson, 2002, Szekeres et al., 2013, Zorić et al., 2015). Jednotliví zooidi mezi sebou komunikují skrz tenké póry v tělní stěně. Póry jsou otevřené a tekutiny proudí skrz ně. Zooid se skládá z nepohyblivé části tzv. zooecia (Ruppert et al., 2004, Ryland et al., 2005), ve kterém je v klidovém studiu uloženo vlastní tělo zooida tzv. polypid (Ruppert et al., 2004, Ryland et al., 2005). Kulovité zooecium odděluje vnitřní prostředí kolonie od okolní vody. Všichni zooidi v kolonii jsou vzájemně obaleny vnější vrstvou cystidu (Wood, 2010) tedy buněčnou (endocyst) a skeletální nebuněčnou ochrannou vrstvou tělní stěny (Hayward a Ryland, 1979 in Anonymus, 2016), která obsahuje vnější vrstvu kruhových a vnitřní vrstvu podélných svalů (Schwaha a Wanninger, 2012). V aktivním stavu má uskupení zooidů podobu prstů rukavic, tedy přibližně polokulovité v různé výškové úrovni (Ruppert et al., 2004, Ryland et al., 2005).

Polypid se skládá z tenací, lofoforového nosiče, trávicí trubice, svaloviny a nervových buněk (Hayward a Ryland, 1979 in Anonymus, 2016). Největší část polypida je tzv. lofofór, který má podkovovitý tvar, což je výhodné z hlediska příjmu potravy (Ruppert et al., 2004, Ryland et al., 2005). Typické pro druh *P. magnifica* jsou bílé skvrny na lofofóru (Kang a An, 2015). Lofofór je opatřen 60 - 84 tenaclemi (chapačelky) (Lacourt, 1968) na jejichž distálním konci a po obvodu jsou řasinky, které vytvářejí proud vody (Ruppert et al., 2004, Ryland et al., 2005) a strhávají potravu k červeně pigmentovaným ústům (Kang a An, 2015), které se nacházejí uprostřed lofofóru. Pokud zooid přijímá potravu, tenacle jsou roztaženy a vytvoří zvonovitou nálevku. Potrava pak přes ústa vchází do dalších částí trávicího traktu (Ruppert et al., 2004, Ryland et al., 2005), tj. hltanu, žaludku, střeva a konečníku, jejichž tvar je okrouhlý (Komárek, 1952). Možnému zpětnému toku brání chlopeň na hranici jícnu (Schwaha a Wanninger, 2012). Konečník je na vnější straně lofofóru. Tvar trávicí soustavy má podobu písmene U. Na podráždění zooidi reagují zatažením do zooecia.

Nervová soustava je jednoduchá, složená z malé uzliny (cerebrálního ganglion) mezi ústy a konečníkem a neuritů vedoucích do různých orgánů i každého chapadélka (Ruppert et al., 2004, Ryland et al., 2005). Nervy inervující část trávicí soustavy a lofofórového nosiče patrně také inervují sousední stěny zooidů, čím je zajištěna komunikace mezi zooidy. Také u kmene Bryozoa byl zjištěn neurotransmitter serotonin, nicméně poznatků o vlastním serotoninergním systému u těchto živočichů je velmi málo. Nejlépe je však z tohoto hlediska prozkoumaná třída Phylactolaemata, kde serotonergní nervový systém je na anální straně lofofórové báze cerebrálního ganglionu, z kterého je inervována každá tenacle a lofofórová ramena. Na bázi tenací jsou ale odlišné perykarya. Ve vnitřní část lofofóru však nebyl zjištěn žádný serotonergní systém (Schwaha a Wanninger, 2012, 2015).

Pro třídu Phylactoleamata je typická přítomnost dobře viditelných svalových snopců. Svalová soustava u této třídy umožňuje mj. vysouvání a zasouvání polypidů pomocí retraktorů. Činnost cirkulárního svalstva vede ke zvýšení tlaku uvnitř coelomu, což způsobuje inverzi polypidu, která je vždy způsobena zvýšením hydrostatického tlaku v coelomu. Na bázi lofofóru jsou přítomné svaly asociované s epistomem (Schwaha a Wanninger, 2012) tedy destičkou překrývající ústí otvor (Šetlíková et al., 2005), jíž je připisován význam při ovlivňování velikosti přijaté potravy a směru vodního proudu (epistom však nikdy nemůže uzavřít otevřená ústa), dále lofofórovými rameny a tenaciovými svaly. Svalovina tenací sestává z frontálního a abfrontálního podélného svalstva. Výměna plynů probíhá skrz povrch těla (Schwaha a Wanninger, 2012).

Vnitřní transport plynů, některé potravy a odpadních produktů je prováděna coelomovou tekutinou. Cirkulace coelomové tekutiny probíhá pomocí řasinek. Coelomová tekutina obsahuje coelomocyty, které pohlcují a uskladňují odpadní materiál (Ruppert et al., 2004, Ryland et al., 2005).

Jednotliví zooidi jsou propojeny provazcem tzv. funikulem, což je provazec obsahující malá svalová vlákna, který vychází ze slepého konce ohnutého žaludku a zajišťuje spojení s tělní stěnou v cystidu (Komárek, 1952), (WoodBoardman a Cheetham, 1983 in Anonymus, 2016). Ve funikulu probíhá vývoj statoblastů.

Po několika týdnech nastává degenerace polypidu, který se uvolní z cystidu. Některé komponenty polypidu jsou fagocytovány a jejich molekuly znovu užity, ale velká zbývající masa nekrotických buněk obsahující akumulované zbytkové produkty zůstává zachycená v coelomu jako nápadný kulovitý tvar, tzv. hnědé těleso (Ruppert et al.,

2004, Ryland et al., 2005). Často dochází i k regeneraci, kde ve stejném zooeciū vznikne nový polypid (Komárek, 1952).

Zvláštností druhu *P. magnifica* a z dalších druhů mechovců již jen *Lophopodella carteri* je přídavný nespojitý komplex žláznatých buněk, které obsahují velice malé, jasné kapičky vezikul, což způsobuje viditelnost tzv. bílých míst. Anglicky se tyto útvary nazývají white spots a nejnověji je navržen název vestibulární žlázy vzhledem k žláznatému charakteru těchto struktur, které byly zkoumány především u druhu *Lophopus crystallinus*. Velikost vezikul u druhu *P. magnifica* je do 1 μm a typická je zde přítomnost elektronového „lucent“ jádra, což patrně způsobuje typické optické vlastnosti u tohoto druhu. Ve vezikulách je potenciálně vysoká energetická hodnota proteinů a lipidů, ale hlavní funkcí těchto struktur pravděpodobně není uskladnění energie pro primární metabolismus vzhledem k tomu, že tyto orgány jsou velice malé k poměru velikosti těla.

U druhu *P. magnifica* jsou tyto bílá místa lokalizována na dvou odlišných místech, jednak na každém lofofórovém ramenu a také na anální straně duplikatury. Duplikatura je prstencovité vyboulení tělní stěny, která formuje hranici mezi lofofórovým nosičem a apikální částí cystidu. V případě umístění na duplikatuře se většinou vyskytuje jen jedna skvrna, někdy dvě. V tomto případě však není lokalizace ve středu zooidu, ale mírně vpravo nebo vlevo. Ve velkých koloniích skvrny vytvářejí různorodé vzory, které odrážejí uspořádání zooidů v klastrech se zooidy směřující anální stranou k centru shluků. Velká koncentrace bílých míst se objevuje zejména v oblasti, kde dojde k poškození kolonie. Pravděpodobně zůstávají na povrchu kolonie, když zooid degeneruje. Bílá místa na duplikatuře musí být lokalizována blízko předpokládaného póru, kde dochází k odlučování statoplastu. Vzhledem k umístění těchto míst je možné předpokládat jejich obranný význam nechráněného otvoru při zatažení lofofóru a pravděpodobně i obraně lofoforu, pokud je mimo zooecium (Gruhl, 2013).

2.3

Rozmnožování a vývoj druhu *Pectinatella magnifica*

Typický způsob rozmnožování je pomocí tzv. statoblastů (Ruppert et al., 2004), což jsou tělíska různého tvaru, nejčastěji cirkulární, lehce ohnutá (Lacourt et al., 1968), složené ze dvou chlopní spojených dohromady na ekvatoriální rovině (Wood, 2010). Jsou to zapouzdřené spící pupeny (Wood, 2001b). Několik statoblastů je vytvářeno průběžně z mezodermální tkáně ve funikulu během léta a podzimu. V průběhu podzimu je tvorba statoblastů zakončena v důsledku chladnutí vody (Brooks, 1929). Počet vyprodukovaných statoblastů je obrovský (Ruppert et al., 2004). Např. Šetlíková et al. (2005) uvádějí, že jedna roseta *P. magnifica* uvolní kolem třiceti statoblastů a řádově tisíc statoblastů je uvolněno kolonií s průměrným povrchem 107 m². Vnější obal je chitínový a zbývající část statoblastu obsahuje zárodečnou hmotu, která slouží k vytvoření nové kolonie (Komárek, 1952). Dva typy statoblastů se vyskytují u *P. magnifica*. Plovoucí statoblasty se nazývají floatoblasty, přisedlé statoblasty se nazývají sesoblasty (Boardman a Cheetham, 1983 in Anonymus, 2016). Krátce po opuštění kolonie jsou statoblasty pokryty gelovitou vrstvou zabraňující přilnutí k mateřské kolonii. Tato vrstva, ale v krátké době zmizí, což statoblastům umožní se seskupovat dohromady nebo přichytit na různých objektech háčky (Brooks, 1929). Schopnost plavat na hladině floatoblastům zajišťují vzdušné komůrky naplněné plynem v chitínovém obalu. Typická je u floatoblastů přítomnost ostnů (Ruppert et al., 2004), jejichž počet může být značně variabilní a to i na jedné lokalitě. Udávané rozmezí počtu ostnů se pohybuje od 10 (Knoz, 1960) do 22 (Brooks, 1929, Lacourt, 1968, Šetlíková et al., 2005) a je závislé na velikosti populace (Knoz, 1960), podle dalších autorů může souviset i s podmínkami lokality nebo může být závislé i na konkrétní kolonii. Podle Lacourta (1968) má na počet ostnů vliv i nízká teplota, která způsobuje produkci většího počtu menších ostnů. Obvykle udávaný počet ostnů je 14. Každý s ostnů nese normálně pár distálních háčků širokých 0,018 až 0,03 mm, přičemž na jednom statoblastu lze nalézt háčky výrazně širší i užší (Brooks, 1929) a dlouhých 0,15 – 0,25 mm (Šetlíková et al., 2015) umístěných na ventrální nebo dorzální straně statoblastu (Oda a Mukai, 1985). Počet háčků může být i větší, ale pak jsou háčky tenčí a blíže u sebe. Časté mohou být i další odchylky od výše popsaného stavu jako je např. částečné

rozdělení háčků (Brooks, 1929). Velikost celého floatoblastu je kolem 1 mm, ale může být až 2 mm. Tvar floatoblastů je čočkovitý (Šetlíková et al., 2005).

Sesoblast nemá plynové komůrky (Rogick, 1943, Ruppert et al., 2004) a zůstává přilepen ke kolonii a když se kolonie rozpadne, zůstává přilepen k substrátu (Rogick, 1943). Pokud není zachycen na substrátu, tak neplave na hladině, ale padá ke dnu (Ruppert et al., 2004). Velikost sesoblastů se pohybuje od 0,56 do 27 mm.

Nová kolonie se ze statoblastu tvoří na jaře. Ze zárodečné hmoty ve statoblastu vyrůstá primární cystid, z kterých vznikají pupeny polypidů (Komárek, 1952). Polypid v statoblastu se od polypida v kolonii liší menší velikostí chapadel lofofóru, někdy i jejich nižším počtem (Brooks, 1929). Polypid ve statoblastu se dále rozvíjí a roste, když je plně vyvinutý roztrhne chlopně statoblastu a dostává se na povrch a pučením vzniká kolonie (Komárek, 1952). Polypid poté co se dostane ze statoblastu, obsahuje ve své tělní dutině velké množství uložených živin ve formě inkluzí, které jsou důležité pro pohyb řasinek a pohyby trávicího traktu. Tyto inkluze jsou tak velké, že připomínají samostatný orgán, ale po osmi dnech bylo pozorováno jejich téměř absolutní zmizení v důsledku postupného trávení. Ektoderm je zde průhledný, takže svalovina, reprodukční, trávicí a nervový systém mohou být dobře pozorovatelné. Nicméně v tomto stádiu tkáně ještě nejsou zpočátku kompletně vytvořeny, probíhá histologická diferenciací a zároveň stravování inkluzí. Ektoderm zde obsahuje velké množství mukózních buněk. Dále vývoj probíhá tak, že se nejprve objevuje primární zooid a z něho vzniká zoarium opakovaným dichotomickým pučením. Růst je lineární a zoarium se větví. Zoaria jsou vždy seskupena dohromady (do rozet) a vykazují lineární struktury. Větvení je posléze limitováno nedostatkem místa (Brooks, 1929).

Histochemická studie u tohoto druhu prokázala, že pro vývoj nové generace jsou dostupné proteiny, sacharidy a ribonukleové kyseliny (Lacourt, 1968).

Velmi mladé kolonie mají schopnost pohybu, protože rosolovitá sekrece, která je základem mladé kolonie, ještě není tak tuhá a její polotekutý stav má slizký povrch pomocí kterého se mladé kolonie mohou pohybovat s velmi malým odporem. Postupem doby dojde ke ztuhnutí původně polokapalného rosolu a schopnost pohybu je zastavena (Wilcox, 1906).

U druhu *P. magnifica* je možné i pohlavní rozmnožování, která nastává za příhodných teplotních podmínek mezi květnem a zářím (Rodriguez a Vergon, 2002). *P. magnifica* je hermafrodit. Spermie jsou produkovány varlaty na funikulu a uvolňovány do coelomové dutiny. Vajíčka se vyvíjejí ve vaječniku, umístěným na vnitřní straně stěny

cystidu. Dochází tedy k vnitřnímu oplození. Oplodněné vajíčko se vyvine v embryo a vytvoří pohyblivou kolonii, nesprávně označovanou jako larvu (Wood, 2001a) dlouhou 1,5 až 5 mm a širokou 1,25 mm (Borg, 1930). Pohyblivou kolonii tvoří dva plně vyvinutí zooidi a řasnatý plášť. Uvolnění tzv. larvy z kolonie nastává zpravidla po setmění, kdy plave kupředu pólem obsahujícím speciální žláznaté buňky a nervové centrum (Wilcox, 1906). Pohyblivost kolonie po krátké době (několik minut až 24 hodin) ustává v důsledku nalezení vhodného substrátu, následně se kolonie metamorfuje, dojde k pokrytí ektodermálních tkání, následnému zploštění, přeměně tkání a ztrátě brv. Z vnitřku takto přeměněné kolonie vyrůstá první jedinec, který okolo sebe vylučuje zooecium, které je v tomto případě označován jako ancestroecium (Joo et al., 1992).

2.3.1

Odolnost statoblastů

Významná vlastnost umožňující šíření je odolnost statoblastů proti nepříznivým podmínkám jako je sucho a období chladu, kdy v dormantním stavu zůstávají po různě dlouhou dobu (Ruppert et al., 2014), od několika měsíců do několika let. Předpokládá se, že statoblasty mechovců by měly zmrznout nebo být alespoň po dlouhou dobu v klidovém stádiu. Tomuto předpokladu u druhu *P. magnifica* nasvědčuje pozorování, kdy byly statoblasty tohoto druhu sbírány z lokality v říjnu a přemístěny do vody o teplotě 20 °C v laboratorních podmínkách, kde po osmi dnech začaly klíčit. V dalším pozorování byly statoblasty umístěny v laboratoři do vody o teplotě 22 °C a zde byly ponechány, dokud nebyly připraveny ke klíčení. Pak byly vystaveny běžným venkovním podmínkám, kdy klíčily dokonce i tehdy když teplota několikrát klesla pod bod mrazu, zatímco statoblasty, které nebyly vystaveny teplotě 22 °C, neklíčily vůbec. (Brooks, 1929).

(Wood, 2001a) však uvádí, že druh *P. magnifica* ve srovnání s ostatními druhy mechovců má statoblasty nejméně odolné, snadno se poškodí vyschnutím a jsou schopné vydržet jen krátkou dobu teploty bod bodem mrazu. V konkrétním pokusu pokud byla teplota snížena pomocí směsi ledu a soli nebylo pozorováno totální poškození statoblastů. I statoblast držení při teplotě 10 °C byl schopný vývoje, ale velmi pomalého (Brooks, 1929). Nicméně při vystavení statoblastů mrazu byla pozorována redukce statoblastů u druhů rodu *Pectinatella* (Radke, 2015).

Také byl experimentálně prokázán nepříznivý vliv vysušení. Absolutní vysušení vedlo k nenávratnému poškození statoblastů. Vnějšími znaky tohoto poškození byla vyšší teplota, scvrklost, snadná zlomitelnost i drolivost. Částečné vysušení pak vedlo k zpomalení jejich vývoje. Zatímco u statoblastů přechovávaných ve vodě při teplotě 22 °C bylo pozorováno klíčení za osm dní, u statoblastů sušených 1 týden nastalo klíčení až po 12 dnech, statoblasty, které byly sušeny tři dny, pak začaly klíčit až po 19 dnech a ty co byly sušeny pět týdnů, klíčily až po 23 dnech (Brooks, 1929). V další studii (Rogick, 1940 in Radke, 2015) nebylo klíčení tohoto druhu po vysušení vůbec pozorováno.

Schopnost přežití druhu *P. magnifica* ve formě statoblastů mohou, ale nepříznivě ovlivňovat také vysoké teploty. To bylo pozorováno během pokusu, kdy byla průběžně

zvyšována teplota o tři stupně za minutu a v konstantní teplotě byly pak statoblasty ponechány po dobu 15 minut. Při 40 °C pak docházelo k průběžnému zpomalování vývoje a při 55 °C byly statoblasty nenávratně poškozeny.

V každém případě i tomuto druhu statoblasty umožňují přežít v mnohem širším rozmezí ekologických faktorů než by byly schopní samotní polypidi, k jejichž zničení je např. podle (Brookse, 1929) stačí vystavit teplotě 10 °C a to po velice krátkou dobu. Z hlediska celosvětového šíření významná schopnost možného přežití statoblastu v alespoň částečně slané vodě jak předpokládají (Michelena et al., 2014), kteří zaznamenali statoblasty tohoto druhu v ústí řeky Hudson.

2.4.

Ekologie druhu *Pectinatella magnifica*

2.4.1

Stanoviště

Brown (1933) tento druh našel nejčastěji v zátokách řek nebo rybníků, tedy ve stojatých nebo pomalu tekoucích vodách. V těchto typech vod je nalézána i na nejnověji obsazených lokalitách, přičemž dává přednost osvětleným místům (Aleksadrov et al., 2014). Davenport (1900) uvádí, že se na podzim se často vyskytuje v hlubší vodě. Tento autor dále uvádí preferenci lentických vod před lotickými a v potocích a řekách výskyt v litorální zóně, kde je omezený průtok vody. Silný proud neumožňuje přichycení k substrátu a přežití kolonie (Lukešová, 2011) a zvýšení proudu také negativně ovlivňuje již vytvořené kolonie, stejně jako silný déšť (Choi et al., 2016).

Lacourt (1968) uvádí, že se tento druh může vyskytovat až do hloubky 7 m, nejčastěji však pouze do 3 m.

2.4.2

Interakce s ostatními organismy

Potrava

Williams (1921) předpokládal, že *Pectinatella magnifica* se živí zooplanktonem, protože zaznamenal smrt kolonií 3-4 dni po přichycení k substrátu, ačkoliv jednobuněčné řasy byly přítomny v trávicím traktu.

Na základě potravy jiných sladkovodních mechovců, lze předpokládat, že se tento druh živí bakteriemi, řasami, sinicemi, vířníky, prvoky a malými členovci (Wood, 2001a). Callaghan a Karlson (2002) uvádějí vedle výše zmíněných organismů jako možnou potravu druhu *P. magnifica* i malé hlístice a mikroskopické korýše.

Podle Šetlíkové et al. (2005) druh *P. magnifica* může sloužit jako potrava ploštěnkám, plžům, larvám pakomárům a chrostíkům.

Asociace s ostatními organismy

Kolonie *Pectinatella magnifica* jsou významnými hostiteli parazitických skupin *Microsporidia* (Canning et al., 2004, Desser et al., 2004) and *Myxozoa*. Rody ze skupiny Myxozoa, *Trichonosema* a *Tetracapsula*, které využívají kolonie jako meziphostitele, způsobují proliferativní onemocnění lososovitých ryb (Anderson et al., 1999).

Gelovitá hmota kolonií (i bez povrchové vrstvy zooidů) poskytuje životní prostředí a úkryt některým skupinám organismů např. sinicím, zeleným řasám, rozsivkám (Kluge, 1949 in Aleksandrov et al., 2014, Joo et al., 1992, Šetlíková et al., 2013), nálevníkům, houbám, vířníkům, roztočům, korýšům, ploštěnkám (Brooks, 1929) a dalším bezobratlým (Kluge, 1949 in Aleksandrov et al., 2014). Bezobratlí vnikají do kolonií patrně dutinou v gelovité hmotě (Brooks, 1929).

Přítomnost sinic a řas zkoumal Joo et al. (1992) v Alabamě. Na povrchu kolonie zjistil především řasu rodu *Navicula*, zatímco uvnitř kolonie byly nejhojněji zastoupeny sinice rodů *Pseudanabaena* a *Aphanothece* a řasy rodů *Scenedesmus* a *Coenocystis*. V České

republiky byla největší abundance řas a sinic zjištěna na podzim v gelovité hmotě bez povrchové vrstvy zooidů. Zastoupení sinic a řas v koloniích *P. magnifica* bylo výrazně odlišné od složení fytoplanktonu vod, kde se tyto kolonie vyskytovaly, pravděpodobně v důsledku vyššího obsahu živin v gelovité hmotě (též matrix) oproti vodě. Např. abundance kokálních řas v pískovných dosahovala ve volné vodě obvykle méně než 30%, zatímco v matrixu byly velmi hojné. Jednalo se zejména o rody *Desmodesmus*, *Scenedesmus*, *Monoraphidium*, často také *Coenococcus* a *Eustigmatos*. Z rozsivek byly v matrixu nalezeny *Stephanodiscus hantzschii* a *Nitzschia* vytvářející v matrixu, řetízky, skupiny nebo řady. Stejná situace byla zjištěna i u bentických řas a sinic, kdy druhy vyskytující se v mesotrofních a slabě eutrofních vodách (ze sinic např. *Aphanothece stagnina*, *Cylindrospermum* ssp., *Toliphoryx tenuis*, *Merismopedia elegans*, ze zelených řas *Bulbochaete* a *Tetraspora* a z rozsivek *Frustulia* ssp., *Navicula radiosa*, *Rhopalodia gibba*, *Tabellaria flocculosa*, *Achnanthes* ssp. a *Cymbella* ssp. ze substrátu pouze pronikaly do těla matrixu, zatímco druhy typické pro eutrofní vody (sinice: *Pseudanabaena* ssp., *Leptolyngbya* ssp., *Komvophoron* sp. a *Phormidium* ssp.) a z řas např. rozsivka *Nitzschia* rozsáhle kolonizovaly matrix (Šetlíková et al., 2013). Přítomnost sinic v koloniích může představovat riziko vysoce toxických sloučenin, které však v současné fázi výzkumu nebylo potvrzeno (Pazourek et al., 2016).

Zooidi poskytují úkryt pro larvy hmyzu, kterým kolonie i statoblasty mohou sloužit jako potrava (Kluge, 1949 in Aleksandrov et al., 2014). Dendy (1963) popsal častou asociaci s larvami *Chironomidae*, které často obsazovali zvenku kanálky v gelovité hmotě (tvaru U) nacházející se blízko povrchu. Podobné kanálky byly hlouběji v gelovité hmotě bez propojení s vnějším prostředím. Byly to pozůstatky dřívějšího osídlení. Většina kanálků měla červenou barvu. Hmota kolem nich byla také červená. Některé larvy se pohybovaly mezi lofofory. Byly to vyrušení jedinci, kteří opustili dočasně svůj úkryt. Nejpočetnější larvou byla *Tendipes (Cryptochironomus)* (Dendy and Sublette, 1959). Podle Kluge (1949) in Aleksandrov et al. (2014) mohou kolonie *P. magnifica* sloužit jako potrava i některým ploštěncům, máloštetinacům a měkkýšům. Brooks (1929) uvádí, že ploštěnci se živí polypidy ve statoblastech do kterých dokážou proniknout, což má nepříznivý dopad na klíčení zejména v akváriích.

Pouze v České republice byla zkoumána přítomnost bakterií v koloniích druhu *P. magnifica*. Vyšší počet bakterií byl zjištěn v povrchové struktuře kolonií než ve vnitřní gelové mase (Vlková et al., 2015, Pazourek et al., 2016) pravděpodobně v důsledku přítomnosti zooidů a tedy i živin získávaných během filtrace a je možné, že jde o

symbiotický vztah (Pazourek et al., 2016). V koloniích byly zjištěny především druhy *Aeromonas veronii*, *Aquitalea denitrificans*, *Aquitalea magnusonii* a dále byly nalezeny druhy *Chryseobacterium culicis*, *Chryseobacterium gambrini*, *Herbaspirillum lusitanum*, *Enterobacter aerogenes*, *Lactococcus lactis* ssp. *lactis*, *Leuconostoc pseudomesenteroides*, *Pseudomonas moraviensis*, *Sphingomonas pituitosa* (Vlková et al., 2014, Vlková et al., 2015). Jak na povrchu, tak v gelové hmotě převažují aerobní bakterie. Převaha aerobních bakterií nad anaerobními je výrazná na povrchu kolonie (Vlková et al., 2015, Pazourek et al., 2016). Žádný specifický trend počtu bakterií u sledovaných lokalit (štěrkopískovny pískovny Cep a Veselí I, rybníky Hejtman a Nový Kanclíř) nebyl zjištěn. Také nebyla zjištěna žádná korelace mezi počtem mikroorganismů osídlující kolonie druhu *P. magnifica* a počtem mikroorganismů v okolní vodě (Pazourek et al., 2016). U dvaceti izolátů byla testována antimikrobiální aktivita proti psychrofilním bakteriím způsobující kažení potravin a potenciálně patogenním bakteriím, metodou agarového difúzního testu. Supernatant z *Pseudomonas moraviensis*, vykazoval aktivitu téměř proti všem testovaným kmenům *Clostridium perfringens* a *Clostridium butyricum* (Vlková et al., 2015). U *Pseudomonas moraviensis* a *Aeromonas veronii* byla zjištěna antimikrobiální aktivita také proti lidským fekálním klostridiím. *Aeromonas veronii* dále inhiboval růst *Pseudomonas moraviensis*. Průměrná inhibiční zóna byla mezi osmi až šestnácti milimetry. V inhibiční zóně nebyl zjištěn pokles pH kultivačního media. Antimikrobiální aktivita byla pravděpodobně způsobena jinými sloučeninami než kyselinami (Pazourek et al., 2016).

2.4.3

Substrát

Pectinatella magnifica nutně potřebuje pro svůj život substrát. Preferuje stabilní objekty před volně plovoucími. Substrátová preference kolonií byla podrobně zkoumána v České republice v oblasti Třeboňska. Zde nejvíce preferovala větve dřevin (Balounová et al., 2011), nejčastěji rod *Salix*, z větví spadlých z terestrického prostředí často rod *Pinus*. Dále byla nalezena na makrofytech – *Phragmites australis* a rodu *Typha*. Nejméně byly kolonie nalezeny na kamenech a betonu (Šetlíková et al., 2013). Stejná situace byla potvrzena i na řekách v Jižní Koreji (Choi et al., 2015).

Přestože Lacourt (1968) uvádí, že se tento druh nevyskytuje na zelených částech rostlin, již Marcus (1940) uvádí jako substrát následující rody makrofyt - *Nymphaea*, *Potamogeton*, *Alisma*, *Elodea*, *Stratiotes*, *Lemna*, *Acorus*, a dále do vody vybíhající kořeny stromů (vedle rodů *Salix* i *Alnus*), kameny, šnečí ulity, mušle a ulity chrostíků. Na Ukrajině byla nalezena pouze na druhu *Phragmites australis*, ale předpokládá se rozšíření na další substráty (Aleksandrov et al., 2014). Dále může růst i na skle, plastu a betonu (Choi et al., 2015).

Substrátovou preferenci v larválním stádiu zkoumal Hubschman (1970), kdy pozoroval uchycení k substrátu většinou za tmy. Dále zjistil, že byly preferovány přírodní substráty před umělými. Nicméně pokud přírodní substráty nebyly přítomny, larvy se bez problémů uchycovaly i na umělých substrátech (v Hubschmanově studii bylo použito sklo). Dále preferovaly substráty s velkým pevným povrchem před těmi tvořenými menšími částicemi, což se projevilo v preferenci skla před zrnky písku.

2.4.4

Zoogeografie

Způsoby šíření

Pectinatella magnifica se šíří pomocí statoblastů, které jsou opatřeny háčky, kterými se mohou zachytávat na předmětech ve vodě i některých vodních ptácích a savcích a mohou být takto přenášeny na další lokality. Za hlavní způsob jejího šíření z celosvětového hlediska je považována antropochorie (Wang et al., 2016) především přenos statoblastů na trupech nákladních lodí a v balastní vodě (Lacourt, 1968). K dalším způsobům disperze patří přenos ptáky a savci (Oda, 1974, Ruppert et al., 2014). Statoblasty byly také nalezeny v trávicím ústrojí ryb okounka pstruhového (*Micropterus salmoides*), *Pomoxis annularis*, dorosomy dlouhoploutvé (*Dorosoma cepedianum*) (Osburn, 1921, Brown, 1933), kapra obecného (*Cyprinus carpio*), kaprovce velkoustého (*Ictiobus cyprinellus*) (Adámek et al., 2003) a kachny divoké (*Anas platyrhynchos*). U ryb bylo pozorováno, že 87 % statoblastů prochází trávicím ústrojím (Scherbak a Karaeva, 1997) a u *Anas platyrhynchos* zjistil Brown (1933), že trávicím ústrojím prochází 38% statoblastů, které zůstávají nepoškozené a schopné klíčení. Dalším způsobem šíření je i plavání statoblastů na hladině (Rodriguez a Vergon, 2002, Opravilová, 2005). Aby se optimalizoval tento způsob šíření, statoblasty vytvářejí někdy shluky, do kterých jsou uchyceny svými háčky (Massard a Geimer, 2002, Ruppert et al., 2004). Plovoucí statoblasty se na nová stanoviště dostávají také při povodních (Honigmann, 1927, Thienemann, 1950, Bushnell, 1965).

Celosvětové rozšíření

Většina autorů považuje za původní oblast tohoto druhu východní oblast Severní Ameriky přibližně na východ od řeky Mississippi od New Brunswick (Aleksandrov et al., 2013) a Ontaria k Floridě (Jullien, 1885, Lacourt, 1968, Everitt, 1975, Rodriguez a Vergon 2002, Balounová et al., 2013a, Hyunbin et al., 2014, Pazourek et al., 2016) a Texasu (Aleksandrov et al., 2013) především v oblastech Velkých jezer (Lacourt, 1968). Jako typická stanoviště tohoto druhu v Severní Americe jsou udávány pomalu tekoucích řeky a výtoky z jezer (Lacourt, 1968, Everitt, 1975, Rodriguez a Vergon, 2002), (Balounová et al., 2013a). Mimo tuto oblast je v současné době je rozšířena v celé Severní Americe mimo chladných oblastí (Lacourt, 1968, Everitt, 1975, Rodriguez a Vergon, 2002, Balounová et al. 2013a, Hyunbin et al., 2014, Jo et al., 2014). Masový výskyt na území Severní Ameriky byl zjištěn především v oblasti Alabamy (Dendy, 1963), Ohiu (Wood, 1989), Louisianě (Everitt, 1975), Texasu (Neck a Fullington, 1983), Indianě (Barnes a Lauer, 2003) a Michiganu (Bushnell, 1965). Na rozšíření tohoto druhu v Severní Americe měla velký vliv rozsáhlá výstavba hydrologických staveb (Neck a Fullington, 1983).

Ze Severní Ameriky do Evropy se dostala pravděpodobně lodní dopravou (Lacourt, 1968, Balounová et al., 2013a, Aleksandrov et al., 2014) v balastní vodě (Lacourt, 1968). Tuto hypotézu podporuje i to, že výskyt tohoto druhu v Evropě v průběhu dvacátého století byl vázán na trasy lodní dopravy (Lacourt, 1968). V Evropě byla poprvé nalezena v řece Billa (přítok Labe) v roce 1883 (Zimmer, 1906, Bernauer a Jansen, 2006), což ovšem nevylučuje, že se na tomto kontinentě mohla vyskytovat i před tímto datem (Lacourt, 1968). Později byla objevena i na Labi ve městě Havola u Špadavy i v dalších oblastech povodí Labe (Tegeler See u Berlína). Dále byla nalezena v rybníku zoologického institutu ve Vratislavě, který je napojen na řeku Odru a v Slezsku a Braniborsku (Hrabě, 1935). V roce 1922 byla poprvé zjištěna v České republice (Schachanowskaja, 1929). V padesátých letech dvacátého století byl statoblast nalezen v Německu na horním Labi. Posléze se díky systému vodních cest propojující Labe a řeku Havel dostala až do Spandau, oblasti Berlína, Oderska a Breslau regionu Polska. Dále byla zjištěna i v Rumunsku a Turecku. V roce 1994 byla objevena ve Francii v oblasti Franche-Comté i v sousedních regionech (Massard a Geimer, 2002). Následovalo šíření do dalších oblastí Francie. Již v roce 1995 byla nalezena v rybníce

ležící v údolí řeky Moselle. Tentýž rok byla zaznamenána i v pomalu tekoucím úseku této řeky poblíž Chatel-sur-Moselle (d'Hondt a Condé, 1996). O rok později byla zjištěna v řece Odře mezi městy Küstrin a Hohensaaten (Tittizer et al., 2000). V sousední pánvi Meurthe byla *Pectinatella magnifica* nalezena u Bru v roce 1977, v rybníku situovaném na řece Monseigneur (přítok řeky Mortagne), a v roce 1999 poblíž Housseras, v rybníku situovaném na dalším přítoku řeky Mortagne. Dále bylo mnoho kolonií nalezeno v jezeře Sorme v Burgundsku (Notteghem, 1999). Další hlášení jejího výskytu pochází z různých hydrogeografických oblastí – Rhony, Loiry a Seiny (Rodriguez a Vergon 2002, Balounová, 2013a).

V roce 2003 byla nalezena v Nizozemsku (Massard a Geimer, 2008), znovuobjevena v České republice (Šetlíková et al., 2005, Balounová et al., 2011) a Grabow (2005) zjistil novou lokalitu v Německu - bývalou štěrkopískovnu napojenou na Rýn v oblasti Baden-Wuerttemberg. Dále byla v této době nalezena v povodí Rýna mezi Německem a Lucemburskem (Massard a Geimer, 2002). Nejnověji byla zjištěna v Nizozemí (rok 2004) v Zuidlaardermeer Lake (Waaij van der, 2013), na Ukrajině (rok 2005) v pomalu tekoucích a stojatých vodách delty Dunaje (Aleksandrov et al., 2014), v Rakousku (rok 2009) v blízkosti hranic s Českou republikou (Bauer et al., 2010) v oblasti severního Waldviertelu (Wöss, 2014), Maďarsku v rameni Dunaje Ráckvei-Soroksári Duna nacházející se po proudu od Budapeště (rok 2011) (Szekeres et al., 2013), a v Lucembursku (rok 2012) (Massard et al., 2013). Záznamy o rozšíření a dalším šíření v těchto státech jsou z Nizozemí - nový nález v rybníku blízko měst Tilburg a Piepertkolk v roce 2009 (Aleksandrov et al. 2014) a Maďarska (Zorić et al., 2015). V České republice se dosud vyskytuje na pískovně Cep, kde byla poprvé nalezena a zároveň probíhá obsazování stále nových lokalit (Balounová et al., 2011, Šetlíková et al., 2013). V Asii byla zjištěna poprvé v Japonsku v jezeře Kawaguchi v roce 1972 (Mawatari, 1973), v roce 1974 v jezeře Shoji (Oda, 1974) a později byl jeho výskyt zaznamenán i v dalších jezerech a rybnících (Saki a Mutsumi, 2005). V roce 1996 byla nalezena také v Jižní Koreji (Seo, 1998). Zde se vyskytuje v řekách Nagdum River, Geum River a v jejich hlavních přítocích Miryang River a Banbyeom Stream v jihovýchodní části státu (Choi et al., 2015).

Od roku 2005 se vyskytuje v Číně, kde byla poprvé nalezena v nádrži Human Reservoir (28°21'38" N, 121°24'56"E) nacházející se na východním pobřeží provincie Zhejiang a to na listech a stoncích vodních rostlin. Možným způsobem introdukce tohoto druhu na

toto lokalitu byl lodní transport nebo zavlečení turisty. Šíření na další lokality pak probíhalo kombinací antropochorie a zoochorie. Na další lokalitě v tomto státu byla nalezena v roce 2007 v Lake Poyang, což je největší sladkovodní jezero v Číně. Jako substrát zde využívala klece, ve kterých jsou chováni měkkýši. Její výskyt zde byl potvrzen i v roce 2012. Následující rok byla nalezena v Lake Zuohaihu (26°06'03" N, 119°16'48"E) na provazech, které jsou součástí plovoucího zařízení pro chov ryb. Lake Zuohaihu se nachází v provincii Fujian. Později v tomtéž roce byla ještě objevena na spodku lodí v řece Wujiang (30°59'38" N, 120°38'30"E) na hranicích provincie Jiangsu. V roce 2010 byla zjištěna v další nádrži provincie Zhejiang v Lake Zhudonghu na částech plovoucí rybí farmy a k dalšímu rozšíření v této provincii došlo v roce 2012, kdy zde byla nalezena v rybníku Dingzha na tomtéž substrátu. V roce 2011 byla ještě objevena v rybníku Dianbai v provincii Guangdong. Dosud byla nalezena v této zemi na osmi lokalitách v pěti různých provinciích. Předpokládá se šíření tohoto druhu do dalších lokalit. Významným faktorem mohou být migrující ptáci, kteří by se mohli podílet na rozšiřování tohoto druhu zejména z nádrže Lake Poyang, které poskytuje důležité prostředí pro téměř půl milionu migrujících ptáků. Již v současné době výskyt bochnatky způsobuje problémy na lokalitách, kde jako substrát slouží zařízení rybních a měkkýších farem. Kolonie zde čítají tisíce, což může výrazně redukovat proud vody a tím pádem ovlivnit fyzikálně-chemické parametry vody a následně i akvakulturu a celý ekosystém. Nejvýznamnější problémy působí na jezeře Poyang, kde se projevuje jeho letální a subletální účinek na chovaného měkkýše druhu *Cristaria plicata* v důsledku silné kompetice o místo a pravděpodobně také o potravu. Navíc velké nahromadění kolonií druhu *Pectinatella magnifica* vede k vytvoření hypoxického prostředí, ve kterém druh měkkýše *Cristaria plicata* nemůže získávat dostatek potravy, což působí hromadné úhyny tohoto měkkýše. Další potenciální nebezpečí spojené s šířením tohoto druhu v Číně, ale i v jiných částech světa spočívá v ucpávání různých technických zařízení využívaných k manipulaci s vodou a filtrů (Wang et al., 2016).

V současné době je tento druh považován za jednoho z nejběžnějších sladkovodních mechovců ve světě (Kang a An, 2015).

Za důvody, které vedli k úspěšné invazi do mnoha míst světa lze považovat jako u ostatních mechovců schopnost statoblastů šíření cestou po určité dobu i mimo vodní prostředí (Callaghan a Carlson, 2002, Rodriguez a Vergon, 2002, Balounová et al., 2011, Szekeres et al., 2013, Zorić et al., 2015) a zároveň jejich obrovskou produkci (Ruppert et al., 2004, Šetlíková et al., 2005) danou velkým počtem jedinců v koloniích

(Callaghan a Karlson, 2002, Ruppert et al., 2004, Zorić et al., 2015) a vedle nepohlavního rozmnožování statoblasty i schopnost pohlavního rozmnožování (Rodriguez a Vergon, 2002), dále určitá předpokládaná potravní nesespecializace, kdy Callaghan a Karlson, (2002) uvádějí, že se živí rozsivkami, zelenými řasami, sinicemi, heterotrofními bakteriemi, obrněnkami, vířníky, prvoky, malými hlísticemi a mikroskopickými korýši a schopnost osidlovat různé vodní prostředí včetně uměle vytvořených nebo silně pozměněných lidskou činností, které jsou tímto druhem často preferovány (Balounová et al., 2011, Szekeres et al., 2013, Zorić et al., 2015) a navíc podle Dendyho (1963) i schopnost přežití ve vodách bohatých na živiny.

Šíření v České republice

Nejprve byla *P. magnifica* na našem území objevena v roce 1922 na řece Labi u Litoměřic (Schachanowskaja, 1929). Zde byl její opětovný výskyt zaznamenán až v letech 1933 a 1934 (Opravilová, 2005). V této době byla opakovaně nalézána na Labi ještě v okolí Lovosic, Liběchova, Sebusína (Hrabě, 1935) a v letech 1947 a 1948 byla také zaznamenána v Neratovicích a Roudnici (Hejsková, 1952). Ve Vltavě byla nalezena poprvé v roce 1928 ve starém rameni u Prahy u císařského mlýna (Schachanowskaja, 1929) a poté až v letech 1947 až 1948 jižně od Prahy (Bráník, Zbraslav) (Hejsková, 1952). Na Moravě byla poprvé zjištěna v roce 1951 (Hrabě, 1952) v Kníničské (Brněnské) přehradě. Ačkoliv v roce 1952 zde Knoz (1960) uvádí velké množství kolonií, v roce 1953 zde nachází pouze jedinou a poté již zde nikdy objevena nebyla. Poslední záznam souvislého výskytu z dvacátého století je z přehradní nádrže Slapy, kde byl tento druh nacházen mezi lety 1970 a 1975 (Balounová et al., 2007). Jednorázový výskyt byl ještě pozorován v rybníku v Jistebnici, 11 km SZ od Tábora v roce 1995 (Balounová et al., 2007, Balounová et al., 2011).

Znovu kolonie tohoto druhu byly nalezeny v stále těžené pískovně Cep v inundačním území Lužnice v roce 2003. Tento rok je považován za začátek novodobé invaze (Balounová et al., 2011). V následujících letech probíhalo šíření druhu *P. magnifica* především v oblasti Třebońska (Balounová et al., 2013b), kde byla do roku 2010 zaznamenána na pěti štěrkopískovnách (Cep, Vlkovská pískovna, jezera Veselí, Veselí I a Horusice) a sedmi rybnících vyznačujících se menší intenzitou rybničního hospodaření než u většiny rybníků v okolí (Nový Lipnický, Svět (včetně přilehlých sádek), Staňkovský, Hejtman, Vydýmač u Hejtmanu, Nový Kanclíř) (Šetlíková et al., 2013). V roce 2011 byl tento druh nalezen na typicky produkčním hlavním rybníku Ruda (Rajchard, in verb. 2011). V roce 2012 pak byl její výskyt zaznamenán nově na devíti lokalitách (rybníky Stupský, Mlýnský, Prelátský, Podsedek, U Vostudy, Vizír, Zájezek, Starolipnický a výpust ze Starého Jezera).

V jižních Čechách byl dále její výskyt zjištěn v řekách Lužnici a Vltavě. V řece Lužnici byla zaznamenána již v roce 1998 v Táboře. V dalších letech byl zjištěn její výskyt zjištěn především po proudu Lužnici (1999 - Dobronice, 2008 - Hvožd'any, Bechyně). Ačkoliv již v roce 2005 byly zaznamenány stovky kolonií ve směru proti proudu

Lužnice od Tábora, v sousedním městě Sezimovo Ústí (Šusterová, 2014), k dalšímu protiproudovému šíření až k obci Roudná došlo až v roce 2015 (Šinko, 2016).

Na toku Vltavy byla pozorována již od roku 2004 na přehradní nádrži Hněvkovice od roku 2004 (Šetlíková et al., 2005). Nejdále proti proudu Vltavy od této přehrady byla nalezena u Poněšické obory v roce 2007 (Šusterová, 2014). Pozdější výskyt na této lokalitě však nebyl potvrzen (Šinko, 2016) a nejjižnější poslední zjištěný záznam z Vltavy je z rekreačního střediska AMU nalézajícího se na břehu Hněvkovické přehrady. Naopak častý výskyt je po proudu Vltavy od přehradní nádrže Hněvkovice, především v dalších přehradních nádržích Vltavské kaskády (Kořensko od roku 2009, Orlik od roku 2006 a Slapy od roku 2009). Z rybníků v blízkosti Vltavy je znám nepravidelný výskyt druhu *P. magnifica* pouze z Vápenského rybníka (Šusterová, 2014)

Z dalších toků se vyskytuje především na Labi mezi městy Děčín, Kolín (Šinko, 2016) a Litoměřice (Holec, 2014), včetně několika šterkopískoven spojených s řekou (Sandberg, Píšťanské jezero, Proboštský rybník).

Z pravostranných přítoků Labe byl výskyt druhu *P. magnifica* zjištěn jen na toku Úštěckého potoka na Úštěckém rybníku. Z levostranných přítoků Labe, kromě Vltavy, existují záznamy o výskytu tohoto druhu z řek Ohře a Chrudimky. Na řece Ohři byl její výskyt zjištěn pouze na jediné lokalitě ve městě Bohušovice nad Ohří v blízkosti soutoku s Labem. Také z řeky Chrudimky existuje záznam o výskytu tohoto druhu jen z jediné lokality – mezi nádrží Seč I a obcí Dolní Bradlo (Šinko, 2016).

Na přehradní nádrži Želivka na toku řeky byl tento druh nalezen již v roce 2004, ale další šíření po Sázavě není známo (Šetlíková et al., 2015).

2.4.5

Fyzikálně-chemické faktory vodního prostředí

Z hlediska nároků na kvalitu vody jsou uváděny dva rozdílné pohledy. Wood (2001a) a Choi et al. (2015) uvádějí, že druh *P. magnifica* má širokou toleranci ke kvalitě vody. Podle Smithe (1985) jí nevádí ani voda znečištěná a dává přednost vodě zakalené. Také Kang a An (2015) považují tento druh za indikátor eutrofní vody. Ale v silně znečištěné vodě je jí obtížné najít (Choi et al., 2015). Cooper a Buris (1984) naopak považují tento druh za indikátor kvality vody. Laboratorně bylo také dokázáno, že druh *P. magnifica* spolu s dalšími dvěma mechovkami *Plumatella emarginata* a *Lophopodella carteri* je citlivější na přítomnost mědi, kadmia, chromu a zinku než někteří jiní bezobratlí (Pardue a Wood, 1980). Nicméně malé množství kolonií může přežívat i ve vodách s vysokým obsahem těžkých kovů (Choi et al., 2015). V prvních letech invaze byly tímto druhem na Třeboňsku obsazovány nádrže oligotrofní až mesotrofní (Balounová et al., 2007), přestože nejčastějším typem nádrží na Třeboňsku jsou eutrofní až hypertrofní produkční rybníky (Pechar a Radová, 1996).

Pectinatella magnifica patří z hlediska nároků na teplotu k termofilním druhům s optimem přesahující 20 °C (Brown, 1933, Morse 1930, Lacourt, 1968, Wood, 1989, (Rodriguez a Vergon, 2002, Opravilová, 2006, Balounová et al., 2007, Balounová et al. 2011) a proto se podle Lacourta (1968) vyskytuje na místech s jižní expozicí. Teplota je také nejdůležitějším parametrem, ovlivňujícím sezónní dynamiku. Kolonie se objevují na začátku léta, když teplota stoupne nad 20°C a vysoké teploty vedou k rychlému nárůstu kolonií (Balounová et al., 2007). Klíčení kolonií také pravděpodobně urychluje vysoký nárůst teploty. Také je možné i klíčení během teplého podzimu, ale vznikající kolonie není schopná přežít zimu (Brooks, 1929).

Z hlediska reakce vody bochnatce vyhovují vody alkalické. Zjištěné rozmezí pH k roku 2011 bylo od 6,4 (Skuhrovec, 2011) do 9,5 (Lukešová, 2011).

Balounová et al., (2007) pokládají za významný faktor ovlivňující výskyt a početnost druhu *P. magnifica* vodivost vzhledem k tomu, že v prvních letech invaze byly tímto druhem osídleny pouze nádrže s hodnotami vodivosti nepřekračující 200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$

(Balounová et al., 2007, Lukešová, 2011, Skuhrovec 2011) a v letech, kdy došlo k překročení této hodnoty, nastalo na již obsazených lokalitách výrazné snížení početnosti (Balounová et al., 2007). Minimální hodnota vodivosti zaznamenaná v prvních letech invaze na Třeboňsku byla $84 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. V různých zemích byla naopak zjištěna ve vodách s vyšší vodivostí od $227 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ do $320 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na řece Nagdong a od $309 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ do $355 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na řece Geum v Jižní Koreji (Hyunbin et al., 2014) a od $303 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ do $500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ve Francii na vodních tocích v regionu Franche-Comté (Rodriguez a Vergon, 2002). V těchto oblastech byly zjišťovány i některé chemické parametry vody vztahující se k výskytu druhu *P. magnifica*. Průměrná hodnota celkového dusíku v řece Geum byla $2,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, v řece Nagdong $1,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, průměrná hodnota celkového fosforu v řece Geum $0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a v řece Nagdong $0,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Hyunbin et al., 2014). Některé formy dusíku byly stanovovány v tocích ve Francouzské oblasti Franche-Comté, kde byl zjištěn obsah amoniakálního dusíku do $0,22 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, dusičnanů od $0,02 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ do $0,11 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, a dusitanů od $2,8 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ až $14,3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. V této oblasti byl dále stanoven obsah celkového fosforu od $0,1$ do $0,38 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ a chlorofylu a od $0,77 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ až $43,5 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Některé další parametry vody byly zkoumány pouze v České republice. Zde bylo k roku 2011 zjištěno na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* rozmezí obsahu rozpuštěného kyslíku od $6,1$ do $10,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Skuhrovec, 2011), a průhlednosti od 15 cm do více než 3 m (Lukešová, 2011).

3

CÍLE PRÁCE

1. Zaznamenat výskyt a šíření na druhu *Pectinatella magnifica* na území České republiky a podrobněji na Třeboňsku.
2. Zjistit jaké faktory vodního prostředí mají vliv na šíření druhu *Pectinatella magnifica*.

Nulové hypotézy:

- A) jednotlivé zkoumané parametry se u lokalit s výskytem a bez výskytu neliší.
- B) mezi biomasou a jednotlivými parametry není závislost

Alternativní hypotézy:

- A1) jednotlivé zkoumané parametry u lokalit s výskytem a bez výskytu liší.
- B1) mezi biomasou a jednotlivými parametry je závislost.

4.

METODIKA

4.1.

Popis zkoumaného území

Výzkum byl prováděn zejména v Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko (dále jen CHKO) a Biosférické rezervaci (dále jen BR) Třeboňsko na vybraných 22 nádržích. Některé ze sledovaných nádrží jsou dále chráněny jako mokřad mezinárodního významu podle Ramsarské konvence pod názvem Třeboňské rybníky a evropsky významné lokality v rámci území sítě Natura 2000 (tab. č. 2).

Nádrž ležící nejvíce na severu byla štěrkopískovna Veselí, jejíž nejsevernější bod lze charakterizovat zeměpisnou šířkou $49^{\circ}10'38.185''\text{N}$, $14^{\circ}42'38.908''\text{E}$, nejjižnější nádrž pískovna Cep v části pískovny Cep I jejíž nejjižnější bod $49^{\circ}10'38.185''\text{N}$, $14^{\circ}42'38.908''\text{E}$. Nejzápadněji ležící nádrž byl rybník Staňkovský, jehož nejzápadnější bod ležící na hranicích CHKO Třeboňsko i České republiky je $48^{\circ}98'16.911''\text{N}$, $14^{\circ}97'70.547''\text{E}$ a nejvýchodněji ležící nádrž byl rybník Velký Horusický, jehož nejvýchodnější bod se nachází na zeměpisných souřadnicích $49^{\circ}15'81.436''\text{N}$ zeměpisné šířky a $14^{\circ}64'80.656''\text{E}$ zeměpisné délky.

Z hlediska geomorfologického patří sledované území do provincie Česká vysočina a Českomoravské soustavy, oblasti Jihočeská pánev, celku Třeboňská pánev a podcelku Lomnická pánev. Nadmořská výška se na území Třeboňska pohybuje od 410 m n. m. do 470 m n. m.

Největším tokem na území CHKO Třeboňsko je Lužnice. Její tok směřuje v směru jihovýchod – severozápad. Všechny zkoumané rybníky patří do povodí Lužnice. K významnému přirozenému pravostrannému přítoku této řeky zde patří Koštěnický potok, na jehož toku po směru proudu leží ze zkoumaných nádrží rybníky Staňkovský, Hejtman a Zájezek. Z Koštěnického potoka je do rybníka Nového Kanclíře odváděna voda Křížového stokou. Rybník Starý Kanclíř je napájen přímo z Nového Kanclíře. Další bezejmennou stokou je odváděna voda z Koštěnického potoka do malého bezejmenného rybníka a dále do rybníka Kukla (nepatří mezi zkoumané lokality) a následně do rybníka Vizír. Ze zkoumaných lokalit je pravostranným umělým přítokem

Lužnice (Purkrabskou stokou) odvodňován Purkrabský rybník. Ostatní sledované rybníky leží na levé straně Lužnice a jsou systémem dalších stok napojeny na nejdůležitější umělý kanál v CHKO Třeboňsko – Zlatou stoku, která z Lužnice vytéká severním směrem asi 2 km nad obcí Majdalena nad jezem Pilař a vlévá se do Bukovského potoka u Veselí nad Lužnicí (Bukovský potok se po několika metrech po soutoku se Zlatou stokou vlévá do Lužnice).

V nivě Lužnice leží všechny zkoumané šterkopískovny. Většina z nich je bez přítoku a odtoku.

Z hlediska klimatického patří sledované území do mírně teplé a mírně vlhké oblasti s mírnou zimou typu pahorkatinového. Převládající směr proudění vzduchu je západní a jihovýchodní (Lukešová, 2011)

Tabulka č. 1 – Přehled sledovaných rybníků

Název	Rozloha [ha]	Katastr	Využití	Ochrana	Soustava	Napájení
Ruda	84	Branná	hlavní rybník	PR Ruda (jen západní část rybníka)	Opatovická	Opatovická
Opatovický	166	Domanín	hlavní rybník, v menší míře rekreační využití	RÚ	Opatovická	Zlatá stoka Opatovická stoka Potok od rybníka Hůrky Vodoteč z Branské dubiny Dva drobné potůčky na západním břehu
Svět	215	Třeboň	hlavní rybník, v menší míře rekreační		Světská	Spolský potok Tři další bezejmenné potoky

			využití			
Jamský	44	Branná	hlavní rybník		Opatovická	Přímo z rybníku Ruda
Purkrabský	39		hlavní rybník	EVL	Staňkovská	Purkrabská stoka a další bezejmenné stoky
Zájezek	5	Chlum u Třeboně	Chovný rybník s méně intenzivním využitím		Staňkovská	Košťenický potok
Staňkovský	273	Staňkov	Chovný rybník s méně intenzivním využitím Sportovní rybolov, rekreace		Staňkovská	Košťenický potok
Špačkov	59	Staňkov	Chovný hlavní rybník		Staňkovská	Košťenický potok
Hejtman	82		Chovný rybník s méně intenzivním využitím Sportovní rybolov, rekreace			Košťenický potok Napájen i z nádrže Vydýmač
Vizír	10	Hamr	Extenzivní (národní přírodní	NPR	Chlumská	Bezejmenným přítokem z rybníka Kukla

			památky)			
Velký Horusický	440	Horusice	Chovný - hlavní rybník	RÚ Na částech rybníka PR Horusická blata a NPP a EVL Ruda,	Horusická	Bukovský potok Zlatá stoka
Malý Horusický	6	Horusice	Chovný - výtažník	EVL	Horusický	Strouha ze Zlaté stoky a rybníka Švarcenberk
Nový Kanclíř	30	Lutová	Chovný s méně intenzivním využitím Sportovní rybolov		Chlumská	Křížová stoka
Starý Kanclíř	44	Lutová	Chovný – Hlavní rybník		Chlumská	Přímo z Nového Kanclíře
Podřezaný	68	Bor	Chovný s méně intenzivním využitím koupání		Cepská	Podřezanská stoka

Legenda

NPR – národní přírodní rezervace

NPP – národní přírodní památka

PR – přírodní rezervace

EVL –evropsky významná lokalita

RÚ – Ramsarská úmluva

Tabulka č. 2 – Přehled sledovaných štěrkopískoven

Název	Rozloha [ha]	Katastr	Využití	Soustava
Veselí I	24	Veselí	rekreace sportovní rybolov	Veselská
Veselí	10	Veselí	rekreace Sportovní rybolov	Veselská
Vlkov	46	Vlkov	Rekreace Sportovní rybolov	Veselská
Horusice	23	Horusice	Rekreace Sportovní rybolov těžba	Veselská
Horusice I	15	Horusice	Rekreace Sportovní rybolov	Veselská
Cep II	29	Cep	Rekreace těžba	Cepská
Cep	163	Cep	Rekreace Sportovní rybolov těžba	Cepská

Žádná ze sledovaných pískoven nemá kromě polohy v CHKO Třeboňsko žádnou další formu ochrany přírody. Příslušnost k soustavě je daná polohou, nikoliv systémem propojovacích stok jako u rybníků. Všechny štěrkopískovny až na pískovnu Horusice I nemají žádný významný přítok ani odtok.

4.2

Výskyt druhu

Výskyt druhu byl zjišťován jednak na území České republiky a jednak podrobněji hlavně na Třeboňsku a v menší míře také na Vltavotýnsku.

Výskyt na území České republiky byl zjišťován zejména mapováním síťových polí Kartierung der Flora Mitteleuropas (KFME) na webové stránce www.biolib.cz. Princip metody spočívá v tom, že území České republiky je rozděleno do stejně velkých čtverců, které měří deset minut zeměpisné šířky a šest minut zeměpisné délky. Pole se označují číselným čtyřmístným kódem. První dvojčíslí označuje řadu (číslování od severu k jihu), druhé sloupec (číslování od západu k východu). Tento základní čtverec je dále možné dělit na čtvrtiny označované a, b, c, d. Údaje získané z vlastních i cizích pozorování byly vloženy formuláře na stránce www.biolib.cz. Ze získaných údajů se vytvářel souhrn obsazených čtverců v mapě České republiky. Čtverec je označen jako obsazený pokud je zde nahlášen alespoň jeden záznam výskytu druhu *P. magnifica*. Takto vytvořená mapa se zobrazuje na stránce <http://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id383/> a dále i na portálu informačního systému ochrany přírody.

Výskyt na území Třeboňska a Vltavotýnska byl zjišťován zejména ověřováním lokalit na stávajících lokalitách a v menší míře průzkumem lokalit, kde nebyl její výskyt dosud zaznamenán.

4.3

Odběr biomasy

V roce 2012 byl prováděn odběr biomasy na čtyřech lokalitách: dvou štěrkopískovných Cep a Veselí I a dvou rybníků Nový Kanclíř a Hejtman. V letech 2012 až 2015 byl kromě těchto lokalit odběr prováděn i rybníku Nový Lipnický (též Podřezaný).

Na každé výše uvedené lokalitě bylo zvoleno šest transektů dlouhých 10 m podél pobřeží a širokých 5 metrů směrem do nádrže. Celková odebíraná plocha tedy byla 50 m². Kolonie z celého transektu byly zváženy a spočítány.

V roce 2012 a 2014 byl na každé výše uvedené lokalitě prováděn odběr v červenci a srpnu a v roce 2013 v červnu, červenci, srpnu a září.

V kapitole výsledky byla zpracována biomasa odebíraná z transektů.

4.4

Zjišťování fyzikálně-chemických parametrů vody

Zjišťování fyzikálně-chemických parametrů bylo prováděno zejména na vybraných nádržích, na kterých byl tento druh zjištěn tj. pískovny Veselí, Veselí I, Vlkov, Cep a rybníky Ruda, Nový Lipnický, Nový Kanclíř, Vizír, Zájezek, Hejtman a Staňkovský a dále na lokalitách ležících v jejich těsné blízkosti kde druh *P. magnifica* zjištěn nebyl tj. pískovny Horusice I a Cep II a rybníky Jamský, Starý Kanclíř, Špačkov a Purkrabský. Měření teploty, pH a obsahu kyslíku, odběr vzorků vody, zooplanktonu a fytoplanktonu bylo prováděno v případě rybníků u hráze, v případě šterkopískoven u přístupných pláží, přičemž ty byly zvoleny tak, aby výsledky byly co nejméně ovlivněny případnou probíhající těžbou.

Teplota, pH, vodivost a koncentrace kyslíku byly měřeny na lokalitách multimetry WTW 350i a HACH-Lange HQ40D v povrchových vrstvách vody. Přesnost měření těchto parametrů je uvedena v tabulce č. 3. Měření pH u obou přístrojů je založeno na principu potenciometrie. Měrným členem je skleněná elektroda. Před vlastním měřením pH je třeba elektrodu nakalibrovat třemi pufrů dodávané výrobcem o hodnotách pH 4, 7 a 10 případně jen mírně odlišných hodnot od uvedených. Přístroje mají zabudovanou automatickou teplotní korekci a kalibrovaná hodnota pH tak nepříznivě ovlivňována teplotou. Kalibrace probíhá následovně. Na přístroji se nastaví kalibrace pH. Dále se opláchne elektroda destilovanou vodou a jemně se osuší. Následně se ponoří do pufru. Přístroj automaticky rozpozná hodnotu pH pufru. Ukončení kalibrace pH pufru příslušného hodnoty je automaticky indikováno symbolem. Stejná procedura se provede u dalších dvou pufrů odlišné hodnoty. Po ukončení kalibrace je nutné elektrodu opláchnout vodou a jemně osušit. Po ukončení měření pH je nutné měřící část elektrody zakrýt čepičkou s roztokem chloridu draselného nebo vody v případě krátkodobého uložení.

Vodivost je u použitých přístrojů měřena vodivostními cely, které se skládají ze dvou elektrod z platinového plechu umístěných proti sobě se stejnou plochou. Jedná se o princip přímé konduktometrie. Přístroje mají zabudovanou automatickou teplotní korekci (Anonymus, 2004).

U přístroje WTW 350 i se k měření kyslíku využívá kyslíkový senzor, který pracuje na bázi galvanického článku. Čidlo je tvořeno dvěma elektrodami pokrytými filmem

elektrolytu a od vnějšího prostředí oddělenými plynopropustnou polymerní membránou. Kyslík difunduje z měřeného prostředí přes membránu do elektrodového prostoru, kde se na povrchu redukuje na ionty OH^- . Elektrody potřebné k redukci kyslíku jsou vytvářeny při oxidaci anody a pohybují se ke katodě vnějším obvodem s měřidlem, které zaznamenává elektrolytický proud procházející článkem. Tento proud je v ustáleném stavu přímo úměrný koncentraci kyslíku ve vzorku. Měření kyslíku musí být prováděno tak, aby voda kolem sondy proudila, čehož se ve stojatých vodách dosáhne buď ručním promícháváním, nebo připojením míchadla. Před každou sérií měření je třeba zkontrolovat, zda je potřebná kalibrace. V případě potřeby se kalibrace provádí ve vzduchu nasycenými vodními parami, čehož se v případě tohoto přístroje docílí vložením vlhké houbičky na dno kyslíkové kalibrační nádoby a následném našroubování kalibrační nádoby na kyslíkovou sondu. Pokud sondu nelze nekalibrovat je potřeba provést doplnění elektrolytu popř. vyměnit kryt s membránou po předchozím naplnění membrány elektrolytem. Poté se nastaví na přístroji mód kalibrace kyslíku a vyčká se, dokud kalibrace není ukončena (Anonymus, 2016b).

Přístroj HACH-Lange HQ40D k měření kyslíku využívá optickou sondu. Sonda je složena z víčka s vrstvou luminoforu na průhledném nosném materiálu a tělesa sondy, jejíž součástí je modrá LED dioda, která emituje světlo vyvolávající lumiscenci, dále červené LED dioda, která slouží jako referenční prvek, fotodioda a elektronická vyhrnovací jednotka. Princip měření zde funguje tak, že exitační LED dioda vyše pulzní modré světlo. Světelný impulz pak prochází přes průhledný materiál nosiče na luminofor, kterému předá část své zářivé energie. To má za následek, že některé elektrony v luminoforu přejdou ze základní energetické hladiny na vyšší hladinu. Během několika mikrosekund se ale vrátí zpět na svou původní energetickou hladinu a to přechodem přes několik energetických hladin za současného vyzáření energie, kterou ztrácejí ve formě červeného světla. Když jsou molekuly kyslíku v kontaktu s luminoforem, jsou schopné absorbovat energii elektronů z vyšší hladiny a umožnit jim, aby se vrátily na základní energetickou hodnotu bez vyzáření světla. Čím vyšší je koncentrace kyslíku, tím výraznější je snížení intenzity emitovaného červeného světla. Molekuly kyslíku ale mají také zároveň schopnost vyvolat nabuzení luminoforu, takže elektrony se vracejí z vyšší energetické hladiny rychleji.

Životnost vyzářeného červeného světla se v tomto případě zkrátí. Přístroj pak funguje tak, že světelný impulz vyslaný modrou diodou LED zasáhne luminofor, který okamžitě reaguje vyzářením červeného světla. Maximální intenzita a doba jeho poklesu tj. doba,

kteřá uplyne po excitaci do okamžiku, než se intenzita červeného světla vrátí na $1/e$ maximální intenzity. Koncentrace kyslíku se pak stanoví na základě vyhodnocení doby existence červeného světla. Kalibrace u této sondy není třeba, protože probíhá automaticky před každým měřením, kdy červená referenční LED dioda vyšle paprsek světla se známými charakteristikami měření, který se od luminoforu odrazí a prochází optickým systémem stejně jako luminiscenční světlo. Není také potřeba zajistit při měření pohyb vody (Häck, 2016).

Přímó v terénu byla měřena také průhlednost Secchiho deskou, což byl v tomto případě plastový čtverec rozdělený na stejné kvadranty střídavě černé a bílé. Průhlednost vody byla odečítána v okamžiku, kdy zmizí rozdíly mezi černou a bílou barvou. Přesnost metody závisí především na rozlišovací schopnosti pozorovatele a obecně se uvádí, že je 5 cm.

Ke stanovení dalších parametrů vody byl odebrán bodový vzorek vody povrchové vrstvy vody do plastové láhve o objemu 1 l. Před vlastním odběrem byly láhve vypláchnuty minimálně jednou vodou z lokality.

Součástí metodiky byl také odběr fytoplanktonu a zooplanktonu. Fytoplankton byl odebírán jednak náběrem z volné vody, jednak krátkým tahem planktonní sítě. K odběru fytoplanktonu z volné vody u lokalit s větší průhledností tj. Cep, Cep II, Veselí I, Veselí, Vlkov, Staňkovský a Hejtman byly použity plastové láhve o objemu 0,5 l, u zbývajících lokalit pak plastové lahvičky o objemu 100 ml. Takto získaný vzorek fytoplanktonu byl fixován Lugolovým roztokem do výsledné koncentrace kdy zabarvení vzorku připomínalo barvu čaje. Vzorek fytoplanktonu získaný krátkým tahem planktonní sítě byl přemístěn do lahviček o objemu 100 ml a fixován několika kapkami formaldehydu. Zooplankton byl odebírán planktonní sítí, která byla pomalu 3x tažena ze dna k hladině ze vzdálenosti 5 m ke břehu. Vzorek zooplanktonu byl fixován několika kapkami formaldehydu do jeho přibližné koncentrace mezi dvěma až čtyřmi procenty. Vzorkovnice s vodou, fyto i zooplanktonem byly okamžitě po odběru označeny datem a lokalitou. Po ukončení prací na lokalitách Veselí, Veselí I, Vlkov, Horusice I a Velký a Malý Horusický byly vzorky vody přivezeny k dalším rozborům na pracoviště Enki, o.p.s., kde bylo provedeno stanovení kyselinové neutralizační kapacity, dusičnanového, amoniakálního a celkového dusíku, fosforečnanového a celkového fosforu, fluorescence, chemické spotřeby kyslíku a absorbance a Botanického ústavu AV ČR, v.v.i. v Třeboni, kde byla provedena analýza biologické spotřeby kyslíku a stanovení

kationtů. Vzorčky vody z dalších lokalit byly na pracovišti přivezeny po ukončení práce na těchto lokalitách. Rozbor fyto- a zooplanktonu byl prováděn ve spolupráci s příslušnými specialisty (fytoplankton-Olga Skácelová-Lepšová, zooplankton-Martin Musil). Již publikované data z těchto rozborů jsou uvedena v literárním přehledu. Ve výsledcích jsou uvedeny jen v nevyhnutelných případech, kdy spolu s fyzikálně-chemickými parametry tvoří nezbytnou součást (graf č. 27).

Chemická spotřeba kyslíku byla stanovena na základě oxidovatelnosti organických látek dichromanem draselným v silně kyselém prostředí kyseliny sírové za přítomnosti stříbrných a rtuťnatých iontů. Množství spotřebovaného dichromanu se při této metodě zjistí titrací roztoku síranu diamonu-železnatého na feroin.

Při stanovení biologické spotřeby kyslíku se vzorky vody na začátku analýzy tj. tzv. nultý den nasatí obsahem kyslíku, jehož obsah se stanoví. Další podíl vzorku se uloží do termostatu, kde se ponechá při 20 °C bez přístupu světla a vzduchu a pátý den se stanoví obsah kyslíku. Z rozdílu mezi obsahem kyslíku nultý a pátý den se zjistí biologická spotřeba kyslíku. Analyzované vzorky nebyly ředěny.

Pro stanovení chlorofylu a byla využita fluorescenční detekce. Jako přístroj byl použit AquaFlor®. Při této technice excitační světlo prochází z flourometru skrz neošetřený vzorek vody, což způsobí fluorescenci chlorofylu v buňkách (Anonymus, 2015).

Amoniakální, dusičnanový a celkový dusík stejně jako fosforečnanový a celkový fosfor byl stanoven kontinuální průtokovou spektrofotometrií na přístroji Fiastar 5000. U celkového dusíku a fosforu byla před měřením provedena mineralizace pomocí persulfátu při teplotě 150 °C (Anonymus, 2016c).

Absorbance byla stanovena pomocí spektrofotometr Helios alpha při vlnové délce 254 nm .

Kationtů vápníku, hořčíku, sodíku a draslíku byly stanovovány na chromatografu 881 Compact IC pro – Cation.

Tabulka č. 3 – zjišťované parametry a použité zařízení

Parametr	Použité zařízení	Přesnost
teplota (°C)	WTW 350i	± 0,3
	HACH-Lange HQ40D	± 0,3
pH	WTW 350i	0,004
	HACH-Lange HQ40D	0,002
koncentrace O ₂ (mg.l ⁻¹)	WTW 350i	0,1
	HACH-Lange HQ40D	1 %
vodivost (μS.cm ⁻¹)	WTW 350i	± 1
	HACH-Lange HQ40D	± 0,5 %
průhlednost (m)	Secchiho deska	± 0,05
alkalita KNK _{4,5} (mmol.l ⁻¹)	Schott TitroLine alpha plus	5 %
amonný dusík N-NH ₄ (mg.l ⁻¹)	FOSS TECATOR – FIAstar 5000	5 %
dusičnanový dusík N-NO ₃ (mg.l ⁻¹)		
fosforečnanový fosfor P-PO ₄ (mg.l ⁻¹)		
Celkový dusík TN (mg.l ⁻¹)		
Celkový fosfor TP (mg.l ⁻¹)		
Chemická spotřeba kyslíku (mg.l ⁻¹)	WTW MultiLab P5/ Spectroquant Picco	10 %
fluorescence	Aquafluor	5 %
Biologická spotřeba kyslíku (mg.l ⁻¹)		5 %
Absorbance 254	Helios alpha	5 %
Kationty sodíku, draslíku, vápníku a hořčíku	881 Compact IC pro - Cation	1 %

Doba měření

Teplota, pH, koncentrace kyslíku, vodivost a průhlednost byly v roce 2012 měřeny jednou za čtrnáct dní od června do září (7x), v roce 2013 jednou za čtrnáct dní od dubna do září (13x) a v roce 2014 jednou za měsíc od února do října (9x). Alkalita, celkový, amonný a dusičnanový dusík, celkový a fosforečnanový fosfor a chemická spotřeba kyslíku byly stanovovány jednou měsíčně v průběhu června až září (4x). Biologická spotřeba kyslíku byla stanovována jednou měsíčně v průběhu července až října (3x) v roce 2013, v roce 2014 byl tento parametr stanoven také jednou měsíčně v průběhu června až září 4x. Absorbance a kationty vápníku, hořčíku, draslíku a sodíku byly stanoveny v říjnu 2013 (1x).

Tabulka č. 4 uvádí pořadí lokalit, v jakém byly měřeny a přibližnou dobu (hodinu, kdy byly měřeny) aby se minimalizoval vliv denní doby. Lokality byly měřeny ve dvojici, proto některé lokality mají stejné pořadové číslo.

Tabulka č. 4 – doba měření jednotlivých lokalit

Pořadí měření	Lokalita	Doba měření [hod]
1	Veselí, Veselí I	9-10
2	Vlkov	9-10
3	Velký Horusický	9-10
4	Malý Horusický	9-10
5	Horusice, Horusice I	9-10
6	Jamský	11-12
7	Ruda	11-12
8	Nový Lipnický	11-12
9	Cep II	12-13
10	Cep	12-13
11	Vizír	13-14
12	Nový Kanclíř, Starý Kanclíř	13-14
13	Zájezek	14-15
14	Hejtman	14-15
15	Staňkovský, Špačkov	14-15
16	Purkrabský	15-16

4.5.

Zpracování dat

4.5.1.

Základní grafická analýza

Grafická analýza data byla provedena v programu Microsoft Excel. Pro zobrazení množství kationtů a absorbance na sledovaných lokalitách byly použity sloupcové grafy, vzhledem k tomu, že byly stanovovány jen jednou ročně. U každého zjišťovaného fyzikálně-chemického faktoru byly spočítány průměrné hodnoty v nejextrémnější lokalitě s výskytem a bez výskytu a dále pro zbývající lokality s výskytem a bez výskytu. Zjištěné hodnoty byly vyneseny do sloupcových grafů. Sloupcové grafy byly také použity k hodnocení výsledků v kapitole výsledky a biomasa. U biomasy byl hodnocen počet kolonií, hmotnost kolonií, počet kolonií na čtvereční metr a průměrná hmotnost kolonií. Analýza závislosti množství biomasy na fyzikálně-chemických parametrech byla hodnocena pomocí bodových grafů. Lineární závislost byla hodnocena pomocí Pearsonova korelačního koeficientu vzhledem k jeho vyšší síle (Walker, 2013). Těsnost vztahu byla hodnocena pomocí koeficientu determinace.

4.5.2

Popisná statistika

Pro účely hodnocení fyzikálně-chemických parametrů byly na sledovaných lokalitách uvedeny vybrané číselné charakteristiky dat - maximální a minimální hodnota aritmetický průměr a směrodatná odchylka zvlášť pro každou skupinu výskytu a to za celou sledovanou dobu, za každý sledovaný rok a za každý jednotlivý odběr.

U biomasy byly tyto hodnoty spočítány pro každou lokalitu za jednotlivý rok.

4.5.3

Statistická analýza biomasy

Vyhodnocení biomasy za roky 2012 - 2014 bylo provedeno v programu STATISTICA pro Windows, verze 7.0.

Data byla překontrolována na normalitu (test dobré shody, chí-kvadrát) a ve všech případech byla nalezena průkazná pozitivní šikmost, tedy že medián se nachází pod aritmetickým průměrem a v datech je větší množství menších hodnot a několik málo hodnot vyšších. Rozptyl (variance) takových dat je přibližně lineárně závislá na průměru. Protože předpoklad pro úspěšné statistické zpracování analýzou variance je rozptyl nezávislý na průměru, bylo nutno všechny závislé proměnné logaritmicky transformovat (Hendl, 2004), (Šmahel, 2012). Použitá logaritmická transformace se řídila rovnicí:

$$y = \ln(x + 1)$$

kde: x – původní netransformované hodnoty

y – transformovaná data

Analýza byla provedena multifaktorovou analýzou variance. Závislými poměny byly celková biomasa na transektu, počet kolonií na transektu a průměrná hmotnost kolonie na transektu. Nezávisle proměnné byla lokalita, odběr a rok.

Nulové hypotézy byly vždy stanoveny tak, že biomasa/počet kolonií/ průměrná hmotnost kolonie se v jednotlivých lokalitách/letech/odběrech neliší.

Kritická hladina významnosti byla zvolena 0,05. Byla-li dosažena v daném testu hladina významnosti nižší, byl test považován za průkazný a zamítnuta nulová hypotéza.

V roce 2015 byl použit Kruskalův-Wallisův test vzhledem k tomu, že při druhém odběru nebyly na třech lokalitách (Veselí I, Cep, Hejtman) nalezeny žádné kolonie a na Novém Kanclíři pouze jedna kolonie. Druhý odběr nebyl tedy interferenční analýzou prováděn.

4.5.4.

Statistické analýza fyzikálně-chemických parametrů

Rozdíly mezi skupinami lokalit v jednotlivých parametrech byly analyzovány metodou analýzy variance (Anova) a následných post-hoc testů (Tukey HSD test) v softwaru Statistica 10. Nulová hypotéza byla stanovena tak, že skupiny lokalit (žádný, mírný, masivní výskyt druhu *P. magnifica* se mezi sebou neliší. Kritická hladina významnosti byla zvolena 0,05. Byla-li dosažena v daném testu hladina významnosti nižší, byl test považován za průkazný a zamítnuta nulová hypotéza.

Vliv environmentálních faktorů a typu lokality na výskyt druhu *P. magnifica* byl analyzován v programu CANOCO.

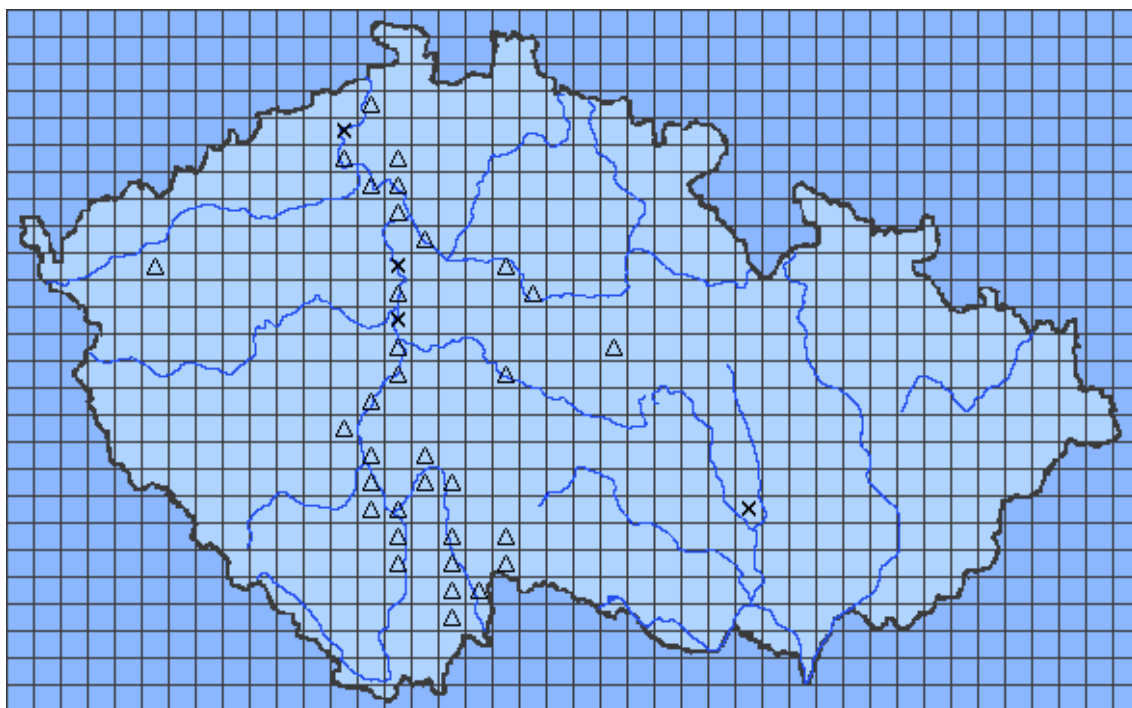
5. VÝSLEDKY

5.1.

Výskyt v České republice

Údaje zpracované v této kapitole byly získány z hlášení pozorovatelů, literárních záznamů z České republiky a vlastního pozorování.

Mapa č. 1 – srovnání historického výskytu a současné invaze druhu *Pectinatella magnifica* v České republice



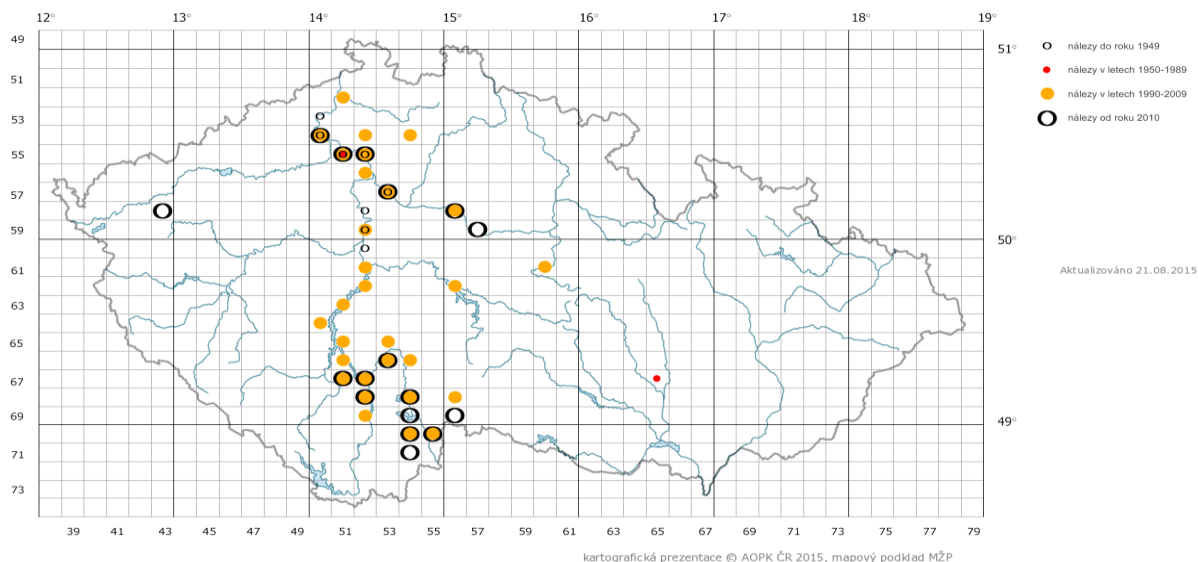
Legenda

- ☒ - historický výskyt – výskyt ve čtvercích, kde se druh *P. magnifica* vyskytoval jen během první invaze
- ▣ - současná invaze (výskyt potvrzen po roce 2003)

Výskyt tohoto druhu byl potvrzen po roce 2003 v 34 čtvercích tj. na 5,01 % území České republiky (ČR). Dále jsou záznamy ze čtyř čtverců tj. 0,6 % území ČR, kde byl druh *P. magnifica* zjištěn pouze v letech 1922 až 1953.

Mapa č. 2 – celkový výskyt druhu *Pectinatella magnifica* v České republice na základě dobového rozšíření

Výskyt druhu *Pectinatella magnifica* podle záznamů v ND OP



Tabulka č. 5 – celkové shrnutí výskytu druhu *P. magnifica* v České republice podle používané metodiky portálu informačního systému ochrany přírody

Časové vymezení nálezu	Celkový počet obsazených čtverců	Celkový počet obsazených čtverců [%]
Záznamy do roku 1949	8	1,18
Záznamy v letech 1950-1953	3	0,44
Záznamy v letech 1990-2009	29	4,28
Záznamy od roku 2010	17	2,51

Celkově se od prvního výskytu podařilo shromáždit 326 údajů o výskytu druhu *P. magnifica* od roku 1922 do roku 2015 z 39 kvadrátů.

Tabulka č. 6 – celkové shrnutí výskytu druhu *P. magnifica* v České republice podle skutečného výskytu druhu v České republice

Časové vymezení nálezu	Celkový počet obsazených čtverců	Celkový počet obsazených čtverců [%]
Záznamy z let 1922 - 1949	8	1,18
Záznamy z let 1950-1953	1	0,15
Záznamy z let 1953-1969	0	0,00
Záznamy z let 1970-1975	1	0,15
Záznamy z let 1976-1994	0	0,00
Záznamy z roku 1995-1999	2	0,29
Záznamy z let 2000-2002	0	0,00
Záznamy z let 2003 - 2010	29	4,28
Záznamy z let 2010 - 2015	17	2,51

P. magnifica byla poprvé na našem území nalezena v roce 1922 v Labi u Litoměřic (kvadrát 5450). Až do roku 1949 následovalo její šíření do dalších částí Labe, kde z tohoto období jsou záznamy z pěti kvadrátů a Vltavy v oblasti Prahy (záznamy ze tří čtverců). Z následujících třech let (1950-1953) existuje záznam výskytu pouze z jediné lokality Kníničské (Brněnské) přehradě v povodí Moravy (kvadrát 6765). V povodí Moravy již poté nikdy nebyl tento druh zjištěn a až do roku 1970 neexistují záznamy o jejím výskytu na území ČR. V letech 1970 až 1975 se objevuje opět v povodí Vltavy na přehradní nádrži Slapy. Poté až do roku 1994 nejsou o jeho výskytu v ČR žádné údaje. V roce 1995 byla hlášena z rybníka u Jistebnice a z roku 1999 z Lužnice v oblasti Bechyně. Za začátek současné invaze je považován rok 2003, kdy byla zjištěna na

pískovně Cep (kvadrát 7055). Od tohoto roku až do současné doby byla zjištěna v 34 kvadrátech.

Tabulka č. 7 – celkové shrnutí druhu *P.magnifica* podle výskytu ve vodních tocích

Vodní tok		Počet obsazených čtverců	
		Historický výskyt	Současný výskyt
Labe	Přímo v toku	5	8
	V přehradní nádrži na toku	0	0
	V rybníku na toku	0	0
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	3
	V tůni	0	0
Ohře	Přímo v toku	0	1
	V přehradní nádrži na toku	0	0
	V rybníku na toku	0	0
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
	V tůni	0	0
Teplá	Přímo v toku	0	0
	V přehradní nádrži na toku	0	1
	V rybníku na toku	0	0
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
	V tůni	0	0
Úštěcký potok	Přímo v toku	0	0
	V přehradní nádrži na toku	0	0
	V rybníku na toku	0	1
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
	V tůni	0	0

Chrudimka	Přímo v toku	0	1
	V přehradní nádrži na toku	0	0
	V rybníku na toku	0	0
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
Vltava	Přímo v toku	3	3
	V přehradní nádrži na toku	1	5
	V rybníku na toku	0	0
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
	V tůni	0	1
Sázava	Přímo v toku	0	1
	V přehradní nádrži na toku	0	0
	V rybníku na toku	0	0
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
	V tůni	0	0
Želivka	Přímo v toku	0	0
	V přehradní nádrži na toku	0	1
	V rybníku na toku	0	0
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
	V tůni	0	0
Horský potok	Přímo v toku	0	0
	V přehradní nádrži na toku	0	0
	V rybníku na toku	0	1
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0

	V tůni	0	0
Stropnice	Přímo v toku	0	0
	V přehradní nádrži na toku	0	0
	V rybníku na toku	0	0
	V rybníku napojeným na tok	0	1
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
	V tůni	0	0
Lužnice	Přímo v toku	0	3
	V přehradní nádrži na toku	0	0
	V rybníku na toku	0	0
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
	V tůni	0	0
Mlýnská stoka	Přímo v toku	0	1
	V přehradní nádrži na toku	0	0
	V rybníku na toku	0	0
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
	V tůni	0	0
Spolský potok	Přímo v toku	0	0
	V přehradní nádrži na toku	0	0
	V rybníku na toku	0	1
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
	V tůni	0	0
Malše	Přímo v toku	0	1
	V přehradní nádrži na toku	0	0
	V rybníku na toku	0	0
	V rybníku napojeným na tok	0	0

	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
	V tůni	0	0
Podřezanská stoka	Přímo v toku	0	0
	V přehradní nádrži na toku	0	0
	V rybníku na toku	0	1
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
Opatovická stoka	Přímo v toku	0	0
	V přehradní nádrži na toku	0	0
	V rybníku na toku	0	1
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
Koštěnický potok	Přímo v toku	0	1
	V přehradní nádrži na toku	0	0
	V rybníku na toku	0	2
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0
Svratka	Přímo v toku	0	0
	V přehradní nádrži na toku	1	0
	V rybníku na toku	0	0
	V rybníku napojeným na tok	0	0
	V šterkopískovně spojené s tokem	0	0

V Labi probíhalo šíření tohoto druhu od jejího prvního objevení až do roku 1949, kde z tohoto období jsou záznamy z pěti kvadrátů a to od Neratovic do města Sebužín. Při současné invazi byl výskyt druhu *P. magnifica* na Labi zjištěn také ve stejných kvadrátech jako v letech 1922-1949, kromě kvadrátu 5450 (lokalita Labe u Sebužína) a navíc v dalších třech kvadrátech, kde se v letech 1922-1949 nevyskytovala. Od Sebužína po proudu Labe byl její výskyt ještě zaznamenán ve městě Děčín (kvadrát

5251) a oproti historickému výskytu byl její výskyt na Labi zjištěn i v okolí soutoku s Vltavou - měště Mělníku a plavebním kanálu spojujícím Labe s Vltavou (kvadrát 5652) a dále ve měště Oseček (kvadrát 5856) a nejnověji v Kolíně (kvadrát 5957). V tomto kvadrátu byla také zjištěna v pískovně Sandberg, která je spojena s Labem. Výskyt v pískovnách spojených s řekou byl zaznamenán i v kvadrátech 5450 (lokalita Píšťanské jezero) a 5753 (lokalita Proboštský rybník). Kromě Vltavy je Labe jedinou další řekou, kde byl výskyt druhu *P. magnifica* zjištěn jak v první polovině dvacátého století, tak i v současné době.

Z pravostranných přítoků Labe byl výskyt druhu *P. magnifica* zjištěn jen v Úštěckém rybníku na toku Úštěckého potoka (kvadrát 5452). Z levostranných přítoků Labe existují záznamy o výskytu tohoto druhu z řek Ohře, Chrudimky a především Vltavy. Na řece Ohři byl její výskyt zjištěn pouze na jediné lokalitě ve měště Bohušovice nad Ohří (kvadrát 5450) v blízkosti soutoku s Labem. Z přítoků Ohře byl výskyt tohoto druhu zjištěn ještě na řece Teplá na přehradní nádrži Březová (kvadrát 5843). Také z řeky Chrudimky existuje záznam o výskytu tohoto druhu jen z jediné lokality – mezi nádrží Seč I a obcí Dolní Bradlo.

Oproti předchozím popsaným přítokům Labe je na Vltavě výskyt druhu *P. magnifica* zaznamenán na značné části této řeky. Přitom výskyt v první polovině dvacátého století byl zaznamenán jen na území dnešní Prahy (kvadráty 5852, 5952 a 6052). Z těchto kvadrátů byl pouze na jediném (5952) její výskyt zaznamenán i v současnosti (lokalita Smíchovský přístav). Zde se však jednalo pouze o plovoucí kolonie, takže není jisté, že se zde tento druh skutečně vyskytuje. V letech 1970-1975 se vyskytoval také na Slapské přehradě, což byl poslední zaznamenaný výskyt ve dvacátém století. Na Slapské přehradě byl poté její výskyt zaznamenán až v roce 2009 a dnes je zde severní hranice jejího souvislého rozšíření na Vltavě. Nejjižněji zaznamenaný výskyt je Vltava u Poněšické obory (kvadrát 6952). Naprostá většina záznamů mezi Slapskou přehradou a Vltavy u Poněšické obory pochází z přehradních nádrží (Slapy, Orlík, Hněvkovice, Kořensko). Jediný další nález na Vltavě mimo tuto oblast pochází z tůně, která je napájena vodou z Vltavy, u obce Lužec nad Vltavou v blízkosti soutoku s Labem (kvadrát 5652).

Z větších přítoků Vltavy byl druh *P. magnifica* zjištěn hojněji pouze v Lužnici. Na toku řeky Sázavy existuje pouze jediný záznam z roku 2009 (Jílové u Prahy) a další její záznam jen z vodní nádrže Želivka (kvadrát 6256) postavené nad soutokem Sázavy a Želivky, tedy v lokalitě poměrně vzdálené od Vltavy. Také ve velké vzdálenosti od

Vltavy, ale stále v jejím povodí byla nalezena v kvadrátu 7154 v rybníku Smrček, z něhož je voda odváděna do říčky Stropnice. Z levostranných přítoků byla zjištěna pouze na Horském potoce ve Vápenském rybníku.

Na Lužnici její souvislý výskyt začíná ve čtverci 6752 ve městě Bechyně. V tomto čtverci se nacházejí zároveň i lokality výskytu na Vltavě (přehradní nádrže Kořensko a Hněvkovice). Její souvislý výskyt na Lužnici pokračuje až k obci Roudná (kvadrát 6654). Dál proti proudu Lužnici nebyl výskyt tohoto druhu zjištěn. Přesto v jejím povodí nebo v těsné blízkosti této řeky se nacházejí nádrže s výskytem druhu *P. magnifica*. U Veselí nad Lužnicí (kvadrát 6854), Suchdola nad Lužnicí (kvadrát 7055) a Halámek byl zjištěn výskyt tohoto druhu ve šterkopískovnách nacházejících se v těsné blízkosti této řeky, ale nejsou s ní nijak propojeny (viz tabulka č. 5). Dále byl její výskyt zjištěn v povodí Lužnice na některých rybnících mezi Třeboní a hranicí s Rakouskem (s výjimkou severněji umístěného rybníka Vydymač u Smržova, kde byl, ale její výskyt zjištěn jen v roce 2010). Tyto rybníky jsou většinou vystaveny na stokách, které jsou přímo nebo přes další stoky napojené na Zlatou stoku. V okolí Třeboně byl její výskyt zaznamenán na rybnících Stupský a Mlýnský postavených na Mlýnské stoce (kvadrát 695). V tomto čtverci byl její výskyt zaznamenán ještě na rybníku Prelátský, který patří do tzv. soustavy u Svatého Víta, kde je několik malých rybníků propojeno víceméně uzavřeným systémem stok. Také v okolí Třeboně, ale z jižněji umístěného čtverce (7054) pochází záznamy o výskytu tohoto druhu z rybníka Svět postaveném na Spolském potoku a sádkách umístěných pod tímto rybníkem. Výskyt tohoto druhu byl v tomto čtverci zaznamenán ještě na rybníku Ruda napájený Opatovickou stokou a rybníku Nový Lipnický napájený Podřezanskou stokou. Dále byly lokality výskytu zaznamenány v kvadrantu 7055 a to především na rybnících postavených na Koštěnickém potoku (Staňkovský, Hejtman, Zájezek) a dále na rybnících Nový Kanclíř a Vizír, které jsou stokami také napájeny z Koštěnického potoka. Pod rybníkem Hejtman se vyskytuje i přímo v toku Koštěnického potoka a dále byla v tomto kvadrátu zjištěna i ve výtoku z rybníka Staré Jezero a na pískovně Cep. Na Koštěnickém potoku byl její výskyt zjištěn i v rybníku Krvavý v kvadrantu 6856.

Všechny výše popsané lokality se nacházejí v úmoří Severního moře. Z dalších úmoří na našem území je znám výskyt pouze v úmoří Černého moře v Brněnské přehradní nádrži na řece Svratce, kde byl její výskyt zjištěn pouze v letech 1950-1953.

Celkově byl její výskyt od roku 1922 do roku 2015 zaznamenán na patnácti vodních tocích, z nichž čtrnáct patří do úmoří Severního moře a pouze jediný tok (řeka Svratka)

náleží do úmoří Černého moře. Na řece Svatce byl její výskyt zjištěn pouze v letech 1950-1953. Výskyt jak v první polovině dvacátého století, tak v současné době byl zjištěn jen na dvou tocích (Labi a Vltavě). V současné době byl výskyt tohoto druhu zjištěn z toků uvedených v tabulce č. 4 pouze na pěti z nich (Labi, Vltavě, Ohři, Chrudimce a Koštěnickém potoku). Ve štěrkopískovných spojených s řekou byl výskyt tohoto druhu zjištěn na Labi. S jinými řekami štěrkopískovny propojeny nejsou. V přehradních nádržích byla zjištěna na třech vodních tocích především na řece Vltavě a dále také na řekách Teplá a Sázava. Na šesti tocích byla zjištěna na nich postavených rybnících (Mlýnská, Opatovická a Podřezanská stoka a Spolský, Koštěnický a Úštěcký potok). Další výskyt byl také zjištěn na rybníku Smrček nacházející se na bezejmenném přítoku Stropnice. V tůni byla zjištěna jen u řeky Vltavy, přičemž tato tůň je přímo napájena vodou z Vltavy.

Tabulka č. 8 – výskyt druhu *P. magnifica* v nádržích bez napojení na další toky

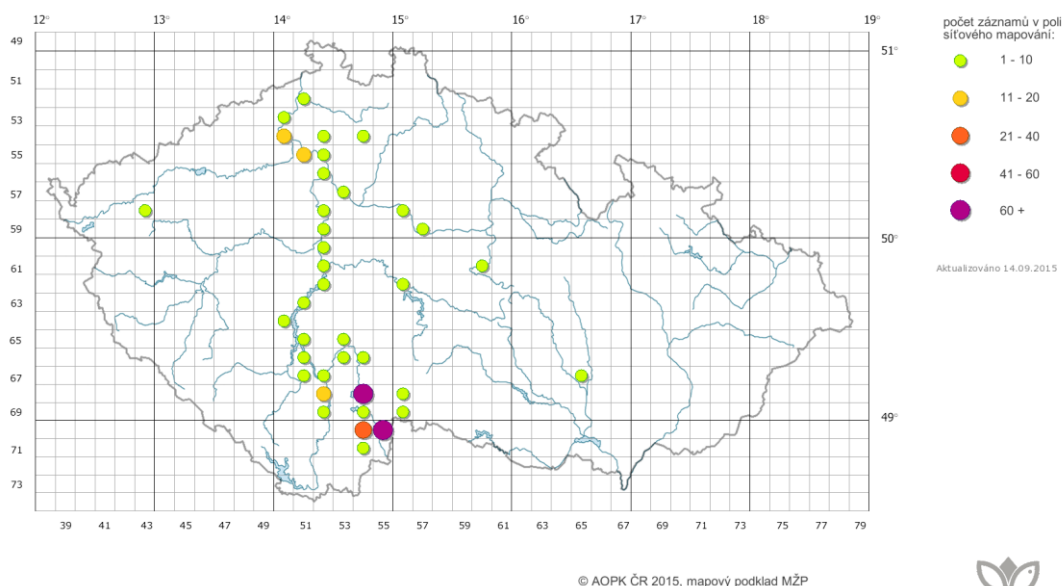
Název	Typ nádrže	kvadrát	Nejbližší tok	
Beze jména	rybník	6852	Vltava	
Blanko	rybník	6956	Dračice	
Velký Proudny				
Vlkovská pískovna	štěrkopískovna	6584	Lužnice	
Veselí				
Veselí I				
Horusice				
Cep				7055
Halámky				7155

Výskyt druhu *P. magnifica* v nádržích bez napojení na další toky je charakteristický zejména pro štěrkopískovny v nivě Lužnice na území CHKO Třeboňsko. Nejvíce lokalit se nachází ve čtverci 6854, kde se tento druh ve čtyřech sousedících štěrkopískovných u Veselí nad Lužnicí. Dále byl její výskyt zaznamenán i v jižněji položených štěrkopískovných v nivě Lužnice a to ve čtvercích 7055 a 7155.

Naproti tomu výskyt v rybnících, které nejsou napojeny na další toky, je spíše výjimečný. Z typických rybníků se jedná, o Blanko a Velký proudný v kvadrantu 6956

v jižní části Jindřichohradecka. Velmi netypickou lokalitou je pak nádrž přímo v areálu jaderné elektrárny Temelín v kvadrantu 6852.

Mapa č. 3 – Zobrazení populační hustoty druhu *P. magnifica* v jednotlivých kvadrátech v České republice



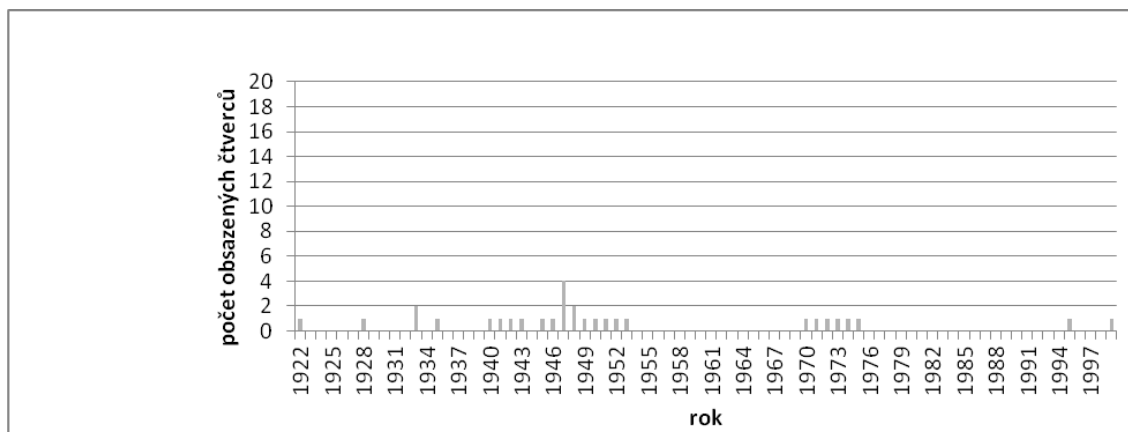
Tabulka č. 9 – počet hlášení nálezů druhů *P. magnifica* v jednotlivých obsazených kvadrantech

Počet nálezů v kvadrantech	Počet odpovídajících kvadrantů	Počet odpovídajících kvadrantů [%]
1-10	32	84,21
11-20	3	7,89
21-40	1	2,63
41-60	0	0,00
více než 60	2	5,26

Z naprosté většiny čtverců, kde byl tento druh zjištěn, převažoval nejnižší počet hlášení. Naopak oblast z nejvyššího počtu hlášení bylo Třeboňsko, kde se nacházejí dva čtverce z vůbec nejvyššího počtu hlášení a to 6854 (pískovny u Veselí nad Lužnicí) a 7055 (pískovna Cep a rybníky na Koštěnickém potoce) a je zde i čtverec z druhým nejhojnějším počtem hlášení počtem výskytu 7054 zahrnující především rybník Nový Lipnický (Podřezaný), kde byl druh *P. magnifica* zjištěn již v roce 2006. Lokality

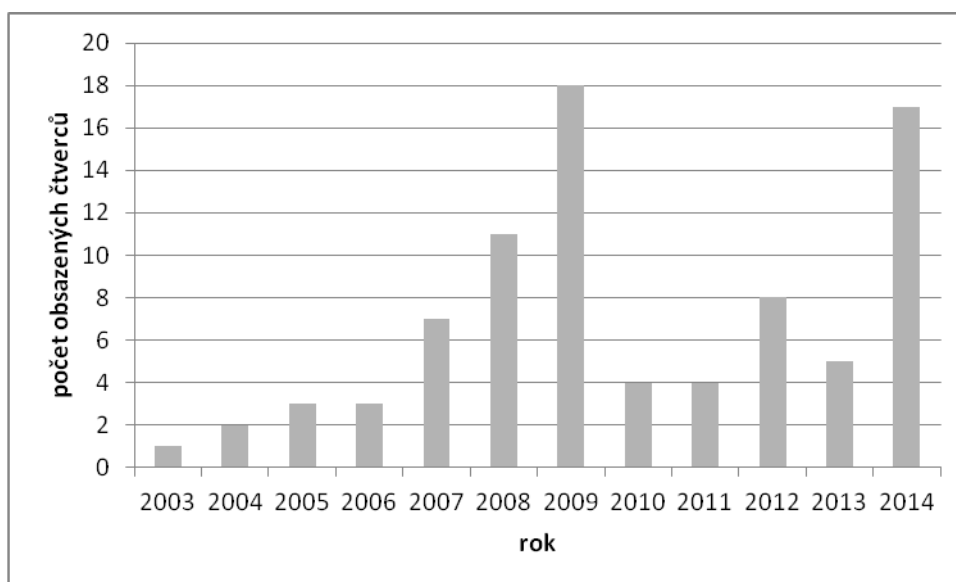
z vyššího počtu hlášení se oproti většině ostatních lokalit byly ještě zaznamenány na řece Vltavě ve čtverci 6852 zahrnující především údolní nádrž Hněvkovice, kde se také vyskytuje již od roku 2006 a dva čtverce na Labi – 5450 zahrnující oblast, kde byla zjištěna vůbec poprvé na území České republiky a 5551, kde se také vyskytovala již v první polovině dvacátého století.

Graf č. 1 – počet obsazených čtverců druhem *P. magnifica* ve 20. století



V letech, kdy byl výskyt druhu *P. magnifica* zjištěn byl ve většině případů zjištěn pouze v jednom čtverci. Nejvyšší počet čtverců (4) obsazený tímto druhem ve 20. století byl zaznamenán v roce 1947. V žádném čtverci na území České republiky nebyl zaznamenán v letech 1923-1927, 1930-1932, 1936-1940 1955-1669, 1976-1996, 1997-1999.

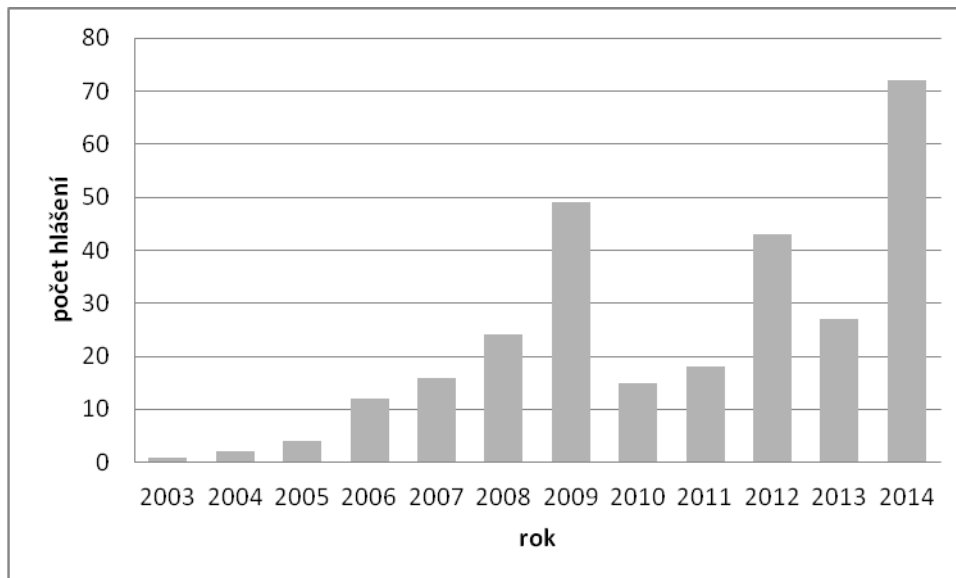
Graf č. 2 – počet obsazených čtverců druhem *P. magnifica* v 21. století



Od prvního výskytu v 21. století v roce 2003 do roku 2009, kdy byl druh *P. magnifica* zaznamenán zatím v maximálním počtu čtverců (18) je zřetelný narůstající trend. V letech 2010 a 2011 byl hlášen výskyt tohoto druhu pouze ze čtyř čtverců, v roce 2012

již z osmi, zatímco v roce 2013 pouze z pěti a v roce 2014 jsou záznamy již ze sedmnácti čtverců.

Graf č. 3 – počet hlášení výskytu druhu *P. magnifica* v 21. století



Od prvního výskytu v 21. století v roce 2003 do roku 2009 je zřetelný narůstající trend počtu záznamů. V roce 2010, ale dochází k výraznému poklesu záznamů, v letech 2011 a 2012 je druh *P. magnifica* zaznamenáván naopak častěji. V roce 2013 dochází k poklesu počtu záznamů, zatímco v roce 2014 byl zaznamenán vůbec nejvyšší počet hlášení výskytu tohoto druhu (72).

Z dvacátého století existují pouze záznamy z literatury a jsou tudíž neporovnatelné se záznamy z 21. století získané hlášením od pozorovatelů.

4.2.

Výskyt na Třeboňsku

Tabulka č. 10 – přehled zjištěných lokalit výskytu druhu *P. magnifica* na Třeboňsku

První rok výskytu	Název lokality	Typ lokality	Rozloha [ha]	Způsob rybníkářského využití	Postavený na toku	Rybníční soustava	Typ výskytu
2003	Cep	štěrkopískovna	163,0	kombinovaný			stálý
2005	Nový Lipnický	rybník	66,5	kombinovaný	Podřezanská stoka	Cepská	stálý
2006	Hejtman	rybník	79,6	kombinovaný	Koštěnický potok	Staňkovská	stálý
	Sádky Třeboň	sádky	0,02	kombinovaný			nepravidelný
2007	Nový Kanclíř	rybník	30,4	kombinovaný		Chlumská	stálý
	Vlkovská pískovna	štěrkopískovna	40,6	kombinovaný			stálý
2008	Svět	rybník	214,8	kombinovaný	Spolský potok	Světská	nepravidelný
	Vydýmač Chlum	rybník	8,3	žádný			nepravidelný
2009	Staňkovský	rybník	272,6	kombinovaný	Koštěnický potok	Staňkovská	stálý
	Veselí I	pískovna	24,0	kombinovaný			stálý
2010	Veselí	pískovna	10,0	kombinovaný			stálý
	Horusice	pískovna	23,0	kombinovaný			stálý
	Vydýmač u Smržova	rybník	9,1	chovný		Soustava Miletínského potoka	jednorázový
	Ruda	rybník	84,1	chovný	Opatovická stoka	Opatovická	nepravidelný
2012	Koštěnický potok	potok		žádný			stálý
	Starolipnický	rybník	17,5	chovný		Cepská	jednorázový
	Mařka	rybník	8,2	chovný		Staňkovská	jednorázový
	Vizír	rybník	10,3	kombinovaný		Chlumská	stálý
	Zájezek	rybník	5,0	chovný		Staňkovská	stálý
	Výpust z rybníka Staré Jezero	Výpust z rybníka		kombinovaný (rybník)		Chlumská	jednorázový
	Mlýnský	rybník	1,6	kombinovaný		U sv. Víta	nepravidelný
	Stupský	rybník	4,5	kombinovaný		U sv. Víta	nepravidelný
	Prelátský	rybník	3,0	chovný		Břilická	jednorázový
Halámky	štěrkopískovna		kombinovaný			?	

Legenda

Způsob rybářského využití

- Chovný – lokalita je využívána výhradně k intenzivnímu chovu ryb
- Kombinovaný – lokalita je využívána k chovu ryb a dalším účelům (např. rekreace, ochrana přírody). Obsádka ryb je snížena.
- Žádný – nádrž není využívána k chovu ryb

Typ výskytu

- Stálý – druh *P. magnifica* byl na lokalitě zaznamenán každý rok od jejího prvního objevení
- Nepravidelný - druh *P. magnifica* byl na lokalitě zaznamenán minimálně ve dvou letech
- Jednorázový - druh *P. magnifica* byl na lokalitě zaznamenán pouze jeden rok
- ? – druh *P. magnifica* byl na lokalitě zaznamenán, ale jeho další výskyt nebyl ověřen

Výskyt druhu *P. magnifica* byl na území Třeboňska zjištěn především v rybnících s kombinovaným využitím a šterkopískovnách. Dále byl druh *P. magnifica* na území Třeboňska zjištěn ještě na sádkách v Třeboni, výpusti z rybníka Staré Jezero a přibližně v kilometrovém úseku Koštěnického potoka pod rybníkem Hejtman. Na většině lokalit (zejména na těch, kterými byl tento druh osídlen již dříve) byl její výskyt zaznamenán až do současnosti. K lokalitám s jednorázovým nebo nepravidelným výskytem patří zejména ty, které byly osídleny v pozdějších letech.

Tabulka č. 11 – invadované biotopy druhem *P. magnifica* na Třeboňsku

Biotop		Celkový počet na Třeboňsku	Počet invadovaných	Počet invadovaných [%]
štěrkopískovna		14	6	42,8
rybník	celkově	465	15	3,0
	Stálý výskyt		6	1,2
	Nepravidelný výskyt		5	1,0
	Jednorázový výskyt		4	0,8
sádky		3	1	33,3

Na území Třeboňska jsou nejpreferovanějším biotopem štěrkopískovny. Tímto druhem je zde invadována téměř polovina štěrkopískoven a kromě jedné lokality je ověřen jeho stálý výskyt. Od začátku invaze na Třeboňsku byl tento druh zaznamenán jen na 3 % rybníků, z toho jen na 1,2 % byl jeho výskyt zaznamenán každý rok od prvního výskytu. Přestože druh *P. magnifica* byl nalezen jen na sádkách v Třeboni, relativní podíl obsazenosti tohoto stanoviště tvoří jednu třetinu, vzhledem k tomu, že na území Třeboňska se nacházejí sádky již jen na dvou dalších místech. Na sádkách v Třeboni byl, ale nalezen jen v některých sádkách a pouze v některých letech.

Z přirozených vodních toků na Třeboňsku byl tento druh nalezen jen v přibližně kilometrovém úseku Koštěnického potoka pod rybníkem Hejtman z jeho desetikilometrového toku. Jediný další záznam z tekoucích vod byl jednorázový výskyt v roce 2012 ve výpusti ze Starého Jezera. V jiných umělých vodních tocích nalezen nebyl.

Tabulka č. 12 – preference obsazenosti nádrží na Třeboňsku druhem *P. magnifica* podle rozlohy

Rozloha [ha]	Počet obsazených lokalit během let 2003-2014		
	Stálý výskyt	Nepravidelný výskyt	Jednorázový výskyt
<1	0	0	1
1-5	1	1	1
5-20	1	3	3
>20	8	2	2

Z tabulky č. 11 vyplývá, že nejvíce jsou preferovány velké nádrže mající více než 20 ha.

Tabulka č. 13 – preference obsazenosti rybníků a štěrkopískoven na Třeboňsku podle rybářského využití

Typ rybářského využití	Celkový počet na Třeboňsku	Celkový počet obsazených lokalit na Třeboňsku během let 2003 - 2015[%]	Relativní počet obsazených lokalit na Třeboňsku během let 2003 – 2015 [%]	Počet obsazených lokalit během let 2003-2015 [%]		
				Stálý výskyt	Nepravidelný výskyt	Jednorázový výskyt
Chovný	415	6	1,4	0,0	0,2	1,2
kombinovaný	46	14	30	22	8	0
žádný	19	1	5	0	5	0

Nejvíce jsou preferovány nádrže s kombinovaným využitím. Druh *P. magnifica* byl od začátku invaze na Třeboňsku nalezen ve 14 lokalitách s kombinovaným využitím, tedy v 30 % z nich. Ve většině z nich byl druh *P. magnifica* zjištěn každoročně. V chovných rybnících, ačkoliv tyto nádrže představují nejčastější typ stojatých vod na Třeboňsku, bylo zjištěno jeho nejmenší zastoupení a v žádném z rybníků využívaným jen pro chov ryb nebyl zjištěn jeho trvalý výskyt. Z rybníků a štěrkopískoven, které nejsou využívány k chovu ryb, byl zjištěn pouze na jediné lokalitě – rybníku Vydýmač Chlum u rybníka Hejtman a výskyt zde byl zaznamenán jen v některých letech.

Tabulka č. 14 – přehled počtu invadovaných rybníků v rybníčních soustavách

Soustava	Počet rybníků	Počet rybníků obsazených druhem <i>P. magnifica</i>				Počet rybníků obsazených druhem <i>P. magnifica</i> [%]			
		S	N	J	Celkem	S	N	J	Celkem
Břilická	21	0	0	1	1	0	0	4,8	4,8
Cepská	15	1	0	1	2	6,5	0	6,5	13
Domanínská	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Horusická	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Hrdlořežská	11	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlumská	139	2	0	0	2	1,4	0	0	1,4
Nadějská	22	0	0	0	0	0	0	0	0
Kolenecká	16	0	0	0	0	0	0	0	0
Oborská	19	0	0	0	0	0	0	0	0
Opatovická	16	0	1	0	1	0	6,3	0	6,3
Pístinská	29	0	0	0	0	0	0	0	0
Rožmberská	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Soustava u sv. Víta	15	0	2	0	2	2	1,4	0	1,4
Mladošovická	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Staňkovská	19	3	1	1	5	15,8	5,3	5,3	26,3
Suchdolská	13	0	0	0	0	0	0	0	0
Světská	13	0	1	0	1	0	7,7	0	7,7
Tiská	27	0	0	0	0	0	0	0	0
Vitmanovská	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Záblatská	26	0	0	0	0	0	0	0	0

Na území CHKO Třeboňska byl druh *P. magnifica* zjištěn v šesti rybníčních soustavách (Břilická, Cepská, Chlumská, Opatovická, Soustava u sv. Víta a Staňkovská) z dvaceti. Jen ve třech z nich (Cepská, Chlumská a Staňkovská) byl zjištěn trvalý výskyt druhu *P. magnifica*. Nejvyšší absolutní i relativní podíl obsazenosti druhem *P. magnifica* byl zjištěn v Staňkovské rybníční soustavě.

5.2

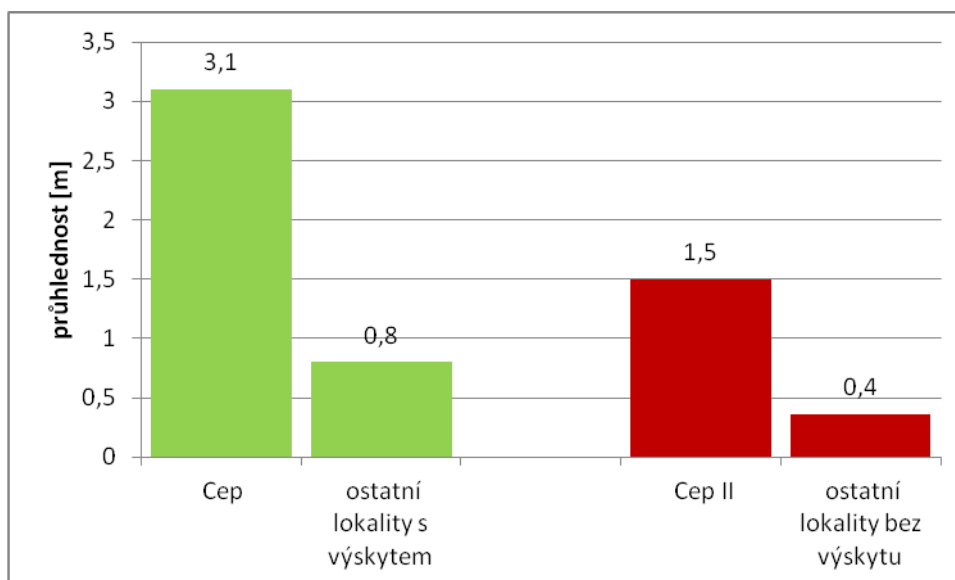
Srovnání parametrů vody lokalit s výskytem a bez výskytu druhu *Pectinatella magnifica* na území Třeboňska

5.2.1

Explorační analýza

Průhlednost

Graf č. 4 – střední hodnota průhlednosti na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v letech 2012 – 2015.



Nejvyšší průměrnou průhlednost ze sledovaných lokalit s výskytem druhu *P. magnifica* měla pískovna Cep (3,1 m). Průměrná hodnota ostatních lokalit s výskytem druhu *P. magnifica* byla výrazně nižší (0,8 m), ale přesto dvojnásobná oproti průměrné hodnotě většiny lokalit bez výskytu druhu *P. magnifica* (0,4 m), kde byla nižší průhlednost způsobena především vyšším množstvím fytoplanktonu a mechanickým zákalem v důsledku vyšší rybí obsádky. Z lokalit, kde druh *P. magnifica* nebyl zjištěn, se výrazně vyšší průhledností oproti ostatním lokalitám vyznačovala pískovna Cep II, jejíž průměrná hodnota za sledované období byla 1,5 m, která není nijak rybářsky obhospodařována.

Tabulka č. 15 - základní statistické charakteristiky **průhlednosti** zjištěné v letech 2012 - 2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr [m]	Směrodatná odchylka [m]	Minimum[m]	Maximum [m]
2012	0,95	0,70	0,20	3,4
2013	1,00	0,78	0,15	3,4
2014	0,97	0,86	0,15	3,4
2015	0,93	0,90	0,05 (0,15)	4,0

V letech 2012, 2013, 2014 i 2015 byl druh *P. magnifica* zjištěn na lokalitách se širokým rozmezím průhlednosti (0,15 - 4 m) a byla tedy zjištěna v těchto letech i vysoká variabilita. Minimální hodnota 0,05 m byla zjištěna na rybníku Ruda v roce 2015. Druh *P. magnifica* byl ale na této lokalitě zjištěn jen v letech 2011 až 2013. Průměrná hodnota byla v každém roce velmi podobná (0,93 - 1 m).

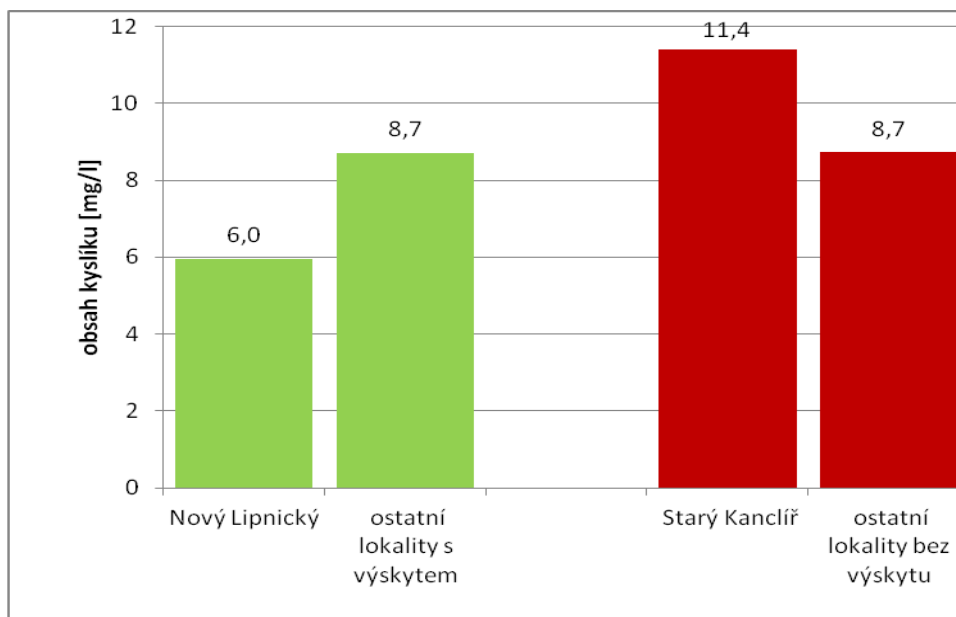
Tabulka č. 16 - základní statistické charakteristiky **průhlednosti** zjištěné v letech 2012 - 2015 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr [m]	Směrodatná odchylka [m]	Minimum[m]	Maximum [m]
2012	0,55	0,3	0,18	1,5
2013	0,44	0,54	0,05	2,6
2014	0,53	0,5	0,1	2,6
2015	0,38	0,27	0,08	2,1

Zjištěné průměrné hodnoty průhlednosti v letech 2012 až 2015 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* byly výrazně nižší než v těch samých letech na lokalitách s výskytem. Zjištěné hodnoty variability byly naopak nižší. Na těchto lokalitách bylo zjištěno i nižší (i když dosti vysoké) rozpětí průhlednosti.

Kyslík

Graf č. 5 - střední hodnota obsahu kyslíku na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v letech 2012 – 2015



Střední hodnota většiny lokalit jak s výskytem, tak bez výskytu druhu *P. magnifica* byla shodná (8,7 mg.l⁻¹). Z lokalit, kde se druh *P. magnifica* vyskytoval, se výrazně nižším obsahem kyslíku vyznačoval rybník Nový Lipnický, jehož průměrná hodnota obsahu kyslíku za sledované období byla 6,0 mg.l⁻¹, pravděpodobně jako důsledek malého množství zooplanktonu. Naopak z lokalit bez výskytu se výrazně vyšším obsahem kyslíku vyznačoval rybník Starý Kanclíř vyznačující se v letních měsících silným rozvojem vodního květu, jehož průměrná hodnota obsahu kyslíku za sledované období byla 11,4 mg.l⁻¹.

Tabulka č. 17 - základní statistické charakteristiky **obsahu kyslíku** zjištěné v letech 2012 - 2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2012	8,5	2,2	3,1	16,7
2013	8,1	2,3	3,2	16,6
2014	9,3	2,7	2,1	17,9
2015	8,4	2,4	0,9	14,9

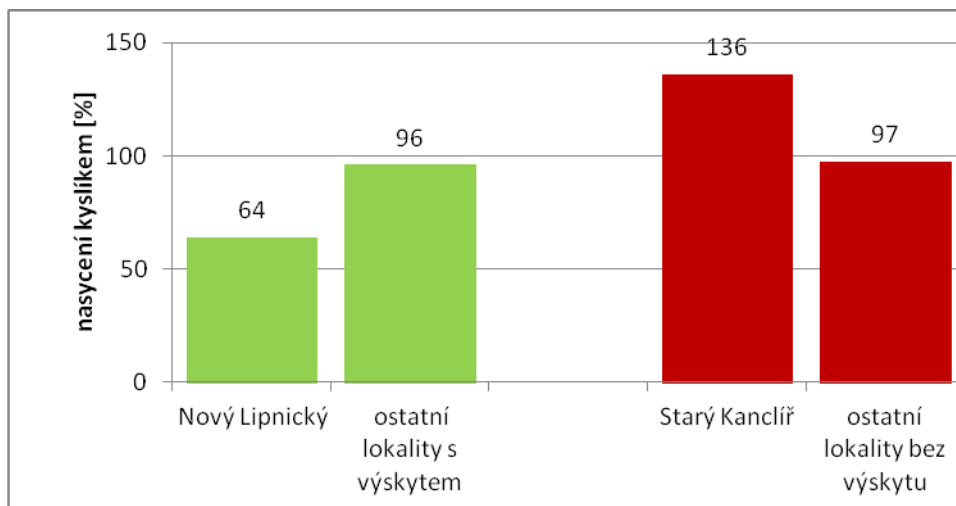
Zjištěný aritmetický průměr hodnot na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* odpovídá běžným hodnotám obsahu kyslíku v nádržích. Zjištěné průměrné hodnoty i variabilita, minimální i maximální zjištěné hodnoty obsahu kyslíku byly podobné, i když mírně nižší než na lokalitách bez výskytu tohoto druhu.

Tabulka č. 18 - základní statistické charakteristiky **obsahu kyslíku** zjištěné v letech 2012 - 2015 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2012	8,9	3,5	3,5	16,4
2013	9	3,1	3,2	17
2014	9,6	2,8	4,2	17,8
2015	9,2	2,8	3,3	15,6

V letech 2012, 2013, 2014 i 2015 byly na lokalitách bez výskytu druhu zaznamenány podobné minimální, maximální i průměrné hodnoty kyslíku. U lokalit bez výskytu druhu *P. magnifica* byla, ale ve všech letech zjištěna vyšší variabilita.

Graf č. 6 - střední hodnota nasycení kyslíkem na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v letech 2012 – 2015



Průměrná hodnota nasycení kyslíkem byla jak na lokalitách z výskytem tak na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* velmi podobná. Z lokalit, kde se druh *P. magnifica* vyskytoval, se výrazně nižším nasycením kyslíkem vyznačoval rybník Nový Lipnický, pravděpodobně jako důsledek malého množství fytoplanktonu, kde průměrná hodnota nasycení kyslíkem byla 64 %. Z lokalit, kde se druh *P. magnifica* nevyskytoval, se velkými hodnotami nasycení kyslíkem vyznačoval rybník Starý Kanclíř, pro který byl typický silný rozvoj vodního květu v létě. Zde byla průměrná hodnota nasycení kyslíkem za sledované období 136 %.

Tabulka č. 19 - základní statistické charakteristiky **nasycení kyslíkem** zjištěné v letech 2012 - 2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr [%]	Směrodatná odchylka [%]	Minimum [%]	Maximum [%]
2012	85,6	26,4	35,6	142,2
2013	91,9	27,5	39,4	205,7
2014	96,4	22,9	25,2	160,3
2015	95,5	27,3	6,7	(174,7) 167,3

Zjištěné průměrné hodnoty nasycení kyslíkem na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* v jednotlivých letech odpovídaly běžným hodnotám nasycení. Naopak zjištěné rozmezí se v jednotlivých letech pohybovalo od deficitu kyslíku až k silnému přesycení kyslíkem. Také proto byla ve všech letech zjištěna poměrně vysoká variabilita. Maximální hodnota nasycení kyslíkem byla v roce 2015 zjištěna na lokalitě Ruda, kde byl ale výskyt tohoto druhu zaznamenán jen v letech 2011 - 2013.

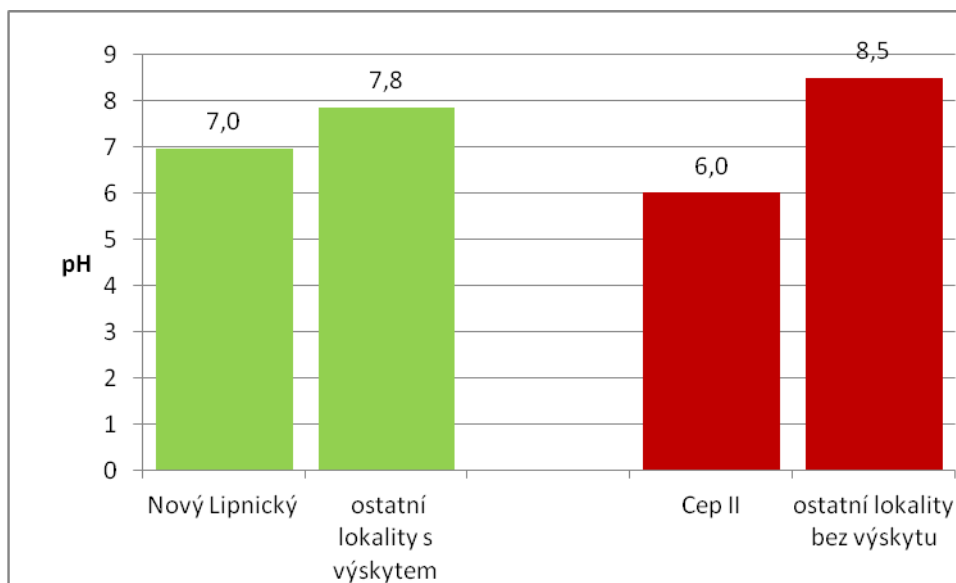
Tabulka č. 20 - základní statistické charakteristiky **nasycení kyslíkem** [%] zjištěné v letech 2012 - 2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr [m]	Směrodatná odchylka [m]	Minimum[m]	Maximum [m]
2012	105,2	34,4	43,6	185,3
2013	104,5	41,4	24,4	215,4
2014	102,0	31,1	39,7	211,6
2015	103,3	37,3	38,7	184,1

Ve všech letech byly zjištěny hodnoty v průměru odpovídající velice mírnému přesycení kyslíkem. Zjištěné rozmezí však bylo ve všech letech velmi široké, i když ne tak jako u lokalit s výskytem druhu *P. magnifica*. Na těchto lokalitách nebyly zaznamenány tak nízké minimální hodnoty, naopak maximální hodnoty byly vyšší.

pH

Graf č. 7 - střední hodnota pH na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v letech 2012 – 2015



Střední hodnoty pH u většiny lokalit s výskytem i bez výskytu poukazují na alkalickou charakteristiku těchto lokalit, přičemž výrazněji alkalické jsou vody na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*, kromě písčiny Cep II, kde je pH nejnižší ze všech sledovaných lokalit. Z lokalit s výskytem druhu pH se nižším pH vyznačuje především rybník Nový Lipnický, pravděpodobně v důsledku napájení rašelinou vodou, kde průměrná hodnota pH za sledované období byla 7,0.

Tabulka č. 21 - základní statistické charakteristiky pH zjištěné v letech 2012 - 2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr	Směrodatná odchylka	Minimum	Maximum
2012	8,0	0,8	6,6	9,5
2013	7,0	0,7	6,3	9,9
2014	7,8	0,6	6,5	9,5
2015	8,0	0,9	6,6	9,8

V letech 2012, 2013, 2014 i 2015 byly zjištěny velmi podobné minimální i maximální hodnoty pH od mírně kyselého (6,3) až k silně alkalickému (9,9). Zjištěné průměrné hodnoty pH byly v úzkém rozmezí (7 - 8). Zjištěná variabilita byla ve všech letech poměrně vysoká (SD 0,6 - 0,8).

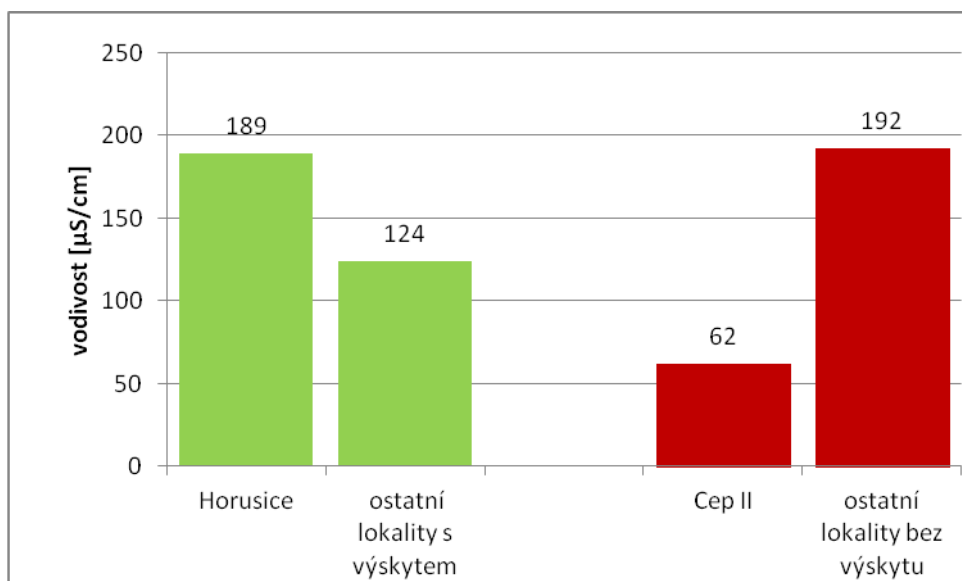
Tabulka č. 22 - základní statistické charakteristiky **pH** zjištěné v letech 2012 - 2015 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr	Směrodatná odchylka	Minimum	Maximum
2012	8,5	0,9	6,3	10,5
2013	8,4	1,1	5,7	10,7
2014	8,2	1,2	5,2	10,8
2015	8,1	2,0	5,3	10,5

Zejména v letech 2013 až 2015 byly zjištěny nižší minimální hodnoty pH na lokalitě bez výskytu tohoto druhu (všechny byly naměřeny na písčově Cep II, která v roce 2012 měřena nebyla). Ve všech letech byly zjištěny na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* mírně vyšší maximální i průměrné hodnoty pH a vyšší variabilita.

Vodivost

Graf č. 8 - střední hodnoty vodivosti na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v letech 2012 – 2015



Střední hodnota většiny lokalit s výskytem ($124 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) byla nižší než u většiny lokalit bez výskytu ($192 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Také pískovna Horusice, kde byly během sledovaného období zjišťovány nejvyšší hodnoty vodivosti má nižší hodnotu ($189 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) než je průměrná hodnota většiny lokalit bez výskytu. Z lokalit bez výskytu se nejnižšími hodnotami vodivosti vyznačovala pískovna Cep II, kde byla její průměrná hodnota jen $62 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Tabulka č. 23 - základní statistické charakteristiky **vodivosti** zjištěné v letech 2012 - 2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]	Směrodatná odchylka [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]	Minimum [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]	Maximum [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]
2012	140	42	60	250
2013	120	42	54	221
2014	137	37	84	215
2015	147	27	94	244

Zjištěné rozmezí vodivosti v letech 2012 -2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* bylo 60 - 244 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Průměrné hodnoty i variabilita byla v jednotlivých letech velmi podobná.

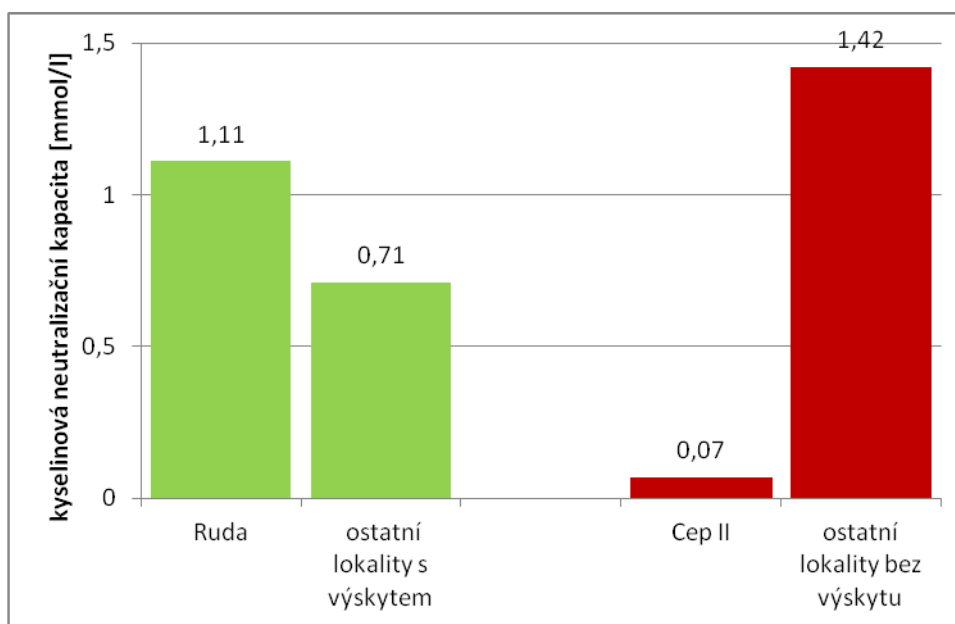
Tabulka č. 24 - základní statistické charakteristiky **vodivosti** zjištěné v letech 2012 - 2014 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]	Směrodatná odchylka [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]	Minimum [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]	Maximum [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]
2012	199	88	55	348
2013	157	64	54	296
2014	178	68	62	322
2015	200	107	26	418

Zjištěné minimální hodnoty, až na rok 2015, byly podobné jako na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*, ale maximální i průměrné hodnoty byly vyšší. Vyšší byla u těchto lokalit také variabilita. V roce 2015 byla zaznamenána neobvykle nízká hodnota vodivosti na písčově Cep II.

Kyselinová neutralizační kapacita

Graf č. 9 - střední hodnoty kyselinové neutralizační kapacity na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v letech 2012 – 2015



Nejvyšší střední hodnotu kyselinové neutralizační kapacity měla většina lokalit bez výskytu druhu *P. magnifica*. Do této skupiny lokalit patří také pískovna Cep II, kde hodnoty kyselinové neutralizační kapacity i její střední hodnota jsou nejnižší ze všech lokalit. Z lokalit, kde byl druh *P. magnifica* zjištěn se neobvykle vysokými hodnotami kyselinové neutralizační kapacity oproti ostatním lokalitám vyznačoval rybník Ruda (mimo rok 2013), což mohlo být v důsledku vápnění, přičemž zde byl výskyt druhu *P. magnifica* zaznamenán jen v letech 2012 – 2013.

Tabulka č. 25 - základní statistické charakteristiky **kyselinové neutralizační kapacity** zjištěné v letech 2012 - 2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*.

Rok	Aritmetický Průměr [mmol.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mmol.l ⁻¹]	Minimum [mmol.l ⁻¹]	Maximum [mmol.l ⁻¹]
2012	0,7	0,3	0,3	1,2
2013	0,7	0,3	0,4	1,4
2014	0,8	0,5	0,4	2,4 (1,4)
2015	0,8	0,2	0,4	1,3 (1,2)

Zjištěné rozmezí kyselinové neutralizační kapacity v letech 2012 - 2015 bylo 0,3 - 2,4. Aritmetický průměr i směrodatná odchylka byla v roce 2012 i 2013 stejná. V roce 2014 a 2015 byla zjištěná hodnota aritmetického průměru (0,8) vyšší než v letech 2012 a 2013 (0,7). Nejvyšší hodnota variability (0,5) byla zjištěna v roce 2014. V roce 2014 i 2015 byla zjištěna nejvyšší hodnota kyselinové neutralizační kapacity na rybníku Ruda, ale v těchto letech se zde druh *P. magnifica* nevyskytoval. Maximální hodnoty kyselinové neutralizační kapacity na lokalitách, kde se tento druh vyskytoval, byly nižší (1,4 na rybníku Nový Lipnický v roce 2014 a 1,2 na pískovně Veselí v roce 2015).

Tabulka č. 26 - základní statistické charakteristiky **kyselinové neutralizační kapacity** zjištěné v letech 2012 - 2014 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*

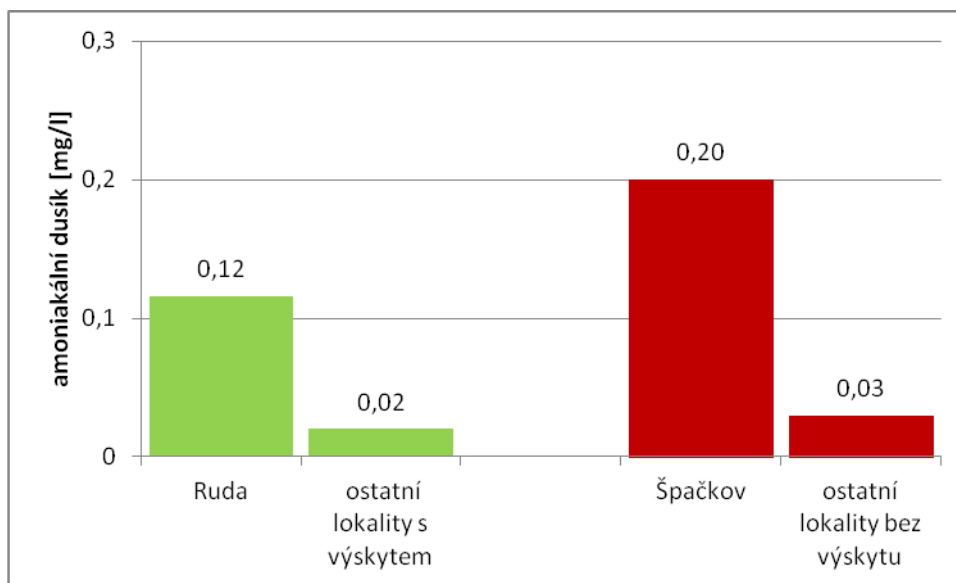
Rok	Aritmetický Průměr [mmol.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mmol.l ⁻¹]	Minimum [mmol.l ⁻¹]	Maximum [mmol.l ⁻¹]
2012	1,6	0,9	0,5	2,8
2013	1,1	0,6	0,07	2,4
2014	1,1	0,6	0,07	2,4
2015	1,3	0,8	0,05	2,5

Kromě minimální hodnoty v letech 2013 a 2014 byly ostatní zjištěné hodnoty vyšší než na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*.

Dusík

Amoniakální dusík

Graf č. 10 - střední hodnoty amoniakálního dusíku na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v letech 2012 – 2015



Průměrná hodnota amoniakálního dusíku u většiny lokalit s výskytem i bez výskytu byla podobná. Nicméně u obou skupin byly zaznamenány lokality s výrazně vyššími hodnotami amoniakálního dusíku, rybník Ruda u lokalit s výskytem (především v roce 2015, kdy se zde druh *P. magnifica* stejně jako v roce 2014 nevyskytoval) a Špačkov u lokalit bez výskytu, což zřejmě souvisí s intenzitou rybářského obhospodařování těchto rybníků.

Tabulka č. 27 - základní statistické charakteristiky **amoniakálního dusíku**, zjištěné v letech 2012 - 2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	0,01	0,03	<0,001	0,11
2014	0,01	0,01	<0,001	0,22
2015	0,05	0,11	<0,001	0,20

V roce 2013 byl obsah amoniakálního dusíku pod hranicí stanovitelnosti zjištěn v červenci na lokalitách Zájezek, Nový Kanclíř, Vizír a Veselí, v roce 2014 v červnu na lokalitách Nový Lipnický a Vlkov a v červenci na rybnících Staňkovský a Vizír a v roce 2015 v červnu na lokalitě Vlkov v červenci na lokalitě Vizír a Zájezek. Maximální hodnota byla zjištěna v roce 2013 (v červnu) i v letech 2014 až 2015 na pískovně Veselí (v červenci), pravděpodobně v důsledku rekreačního zatížení a zároveň nejmenšího objemu vody ze všech sledovaných pískoven. Průměrné hodnoty byly v roce 2013 a 2014 stejné v roce 2015 vyšší pravděpodobně v důsledku dlouhodobého sucha a nižšího stavu vody většiny sledovaných nádrží. V roce 2015 byla také zjištěna nejvyšší variabilita.

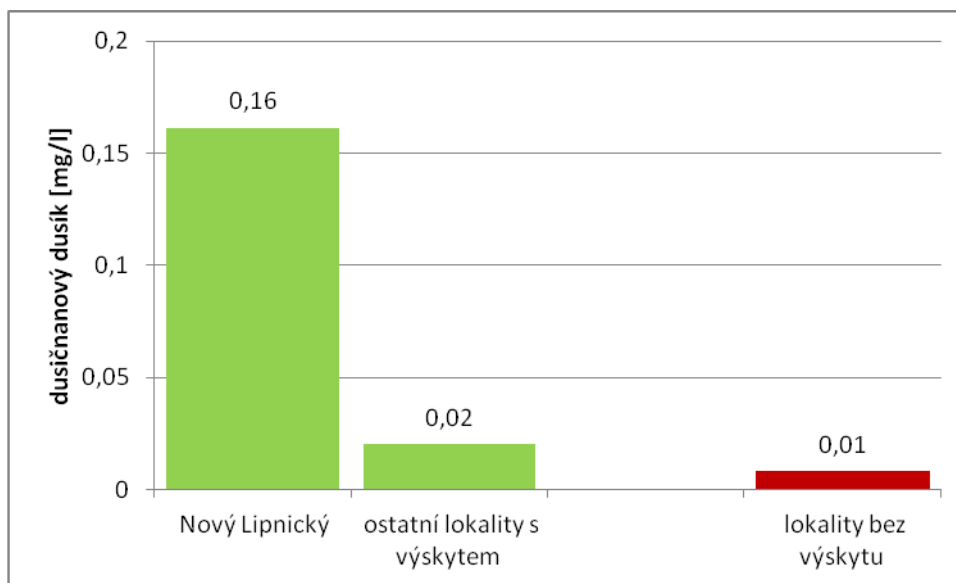
Tabulka č. 28 - základní statistické charakteristiky **amoniakálního dusíku** zjištěné v letech 2013 - 2015 na lokalitách bez druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	0,04	0,06	<0,001	0,61
2014	0,06	0,13	<0,001	0,48
2015	0,03	0,06	<0,001	0,40

V roce 2013 byl obsah amoniakálního dusíku pod hranicí stanovitelnosti zjištěn v červenci na pískovně Cep II, v roce 2014 v červnu na lokalitách Cep II, Horusice I, Jamský a Velký Horusický a v červenci na rybnících Jamský a Purkrabský. V roce 2015 byl obsah amoniakálního dusíku pod mezí stanovitelnosti také na rybnících Jamský a Purkrabský a v červnu pak na lokalitách Jamský, Purkrabský, Velký Horusický, Horusice I a Cep II. Zjištěné maximální hodnoty amoniakálního dusíku byly vyšší než na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*. V letech 2013 a 2014 byly zjištěny vyšší průměrné hodnoty amoniakálního dusíku na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*, v roce 2015 byla naopak zjištěná průměrná hodnota nižší. Variabilita tohoto faktoru byla ve všech sledovaných letech vysoká na obou skupinách nádrží (s výskytem *P. magnifica* a bez výskytu), což může naznačovat vliv sezónní dynamiky fytoplanktonu s důsledky na chemismus vody a vliv rybářského obhospodařování.

Dusičnanový dusík

Graf č. 11 - střední hodnoty dusičnanového dusíku na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v letech 2013 – 2015



Na většině lokalit jak s výskytem, tak bez výskytu druhu *P. magnifica* byly střední hodnoty dusičnanového dusíku relativně podobné. Výrazně vyšší hodnotu dusičnanového dusíku vykázal rybník Nový Lipnický (lokalita s výskytem druhu *P. magnifica*) v roce 2015, zřejmě v důsledku hnojení.

Tabulka č. 29 - základní statistické charakteristiky **dusičnanového dusíku**, zjištěné v letech 2013 - 2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	0,01	0,03	<0,001	0,17
2014	0,01	0,01	<0,001	0,05
2015	0,04	0,18	0,005	1,2

V roce 2013 byl obsah dusičnanového dusíku pod mezí stanovitelnosti na všech lokalitách v srpnu a září. V roce 2014 byl obsah dusičnanového dusíku pod mezí stanovitelnosti v červenci (kromě rybníka Nový Kanclíř) i v srpnu (kromě rybníka Nový Lipnický). V roce 2015 byla minimální hodnota dusičnanového dusíku (0,05 mg.l⁻¹) na pískovně Veselí. Převážně nízké hodnoty dusičnanového dusíku na sledovaných lokalitách byly pravděpodobně důsledkem jejich intenzivního využívání fytoplanktonem. Maximální hodnota dusičnanového dusíku byla zjištěna v roce 2013 v červenci na rybníku Hejtman a v roce 2014 (v srpnu) i 2015 (v červnu) na rybníku Nový Lipnický. Průměrné hodnoty dusičnanového dusíku byly v letech 2013 a 2014 stejné, v roce 2015 byla průměrná hodnota vyšší. Variabilita byla ve všech letech vysoká.

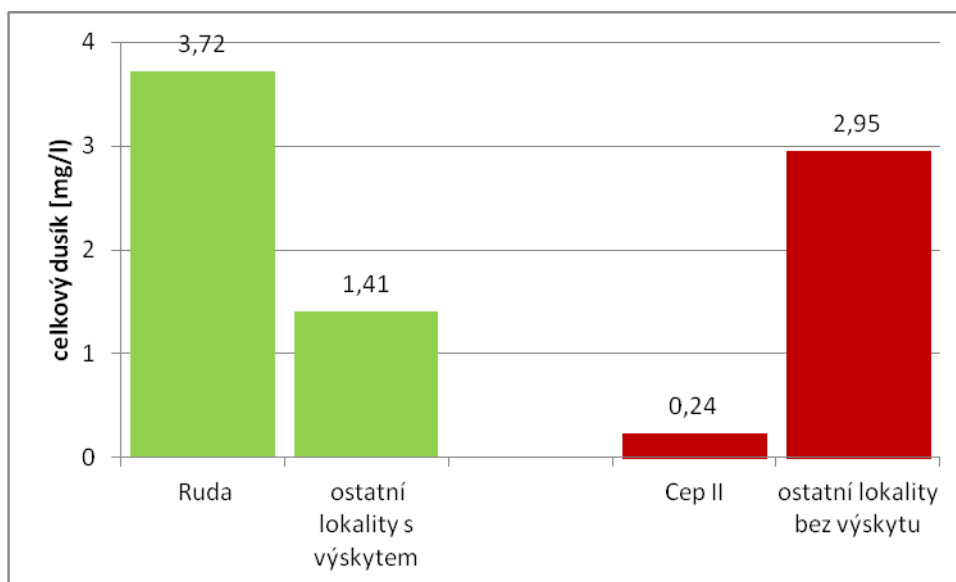
Tabulka č. 30 - základní statistické charakteristiky **dusičnanového dusíku**, zjištěné v letech 2013 - 2015 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	0,01	0,02	<0,001	0,13
2014	0,003	0,01	<0,001	0,03
2015	0,001	0,0003	0,001	0,01

V roce 2013 i 2014 byla u všech lokalit v červenci a srpnu zjištěny hodnoty dusičnanového dusíku pod mezí stanovitelnosti. V roce 2013 byla maximální hodnota dusičnanového dusíku zjištěna v červenci na štěrkopískovně Horusice I a v roce 2014 v červnu na rybníku Špačkov. V roce 2015 byla u všech lokalit v každém odběru, kromě 21. 7. na rybníku Špačkov kde byla hodnota dusičnanového dusíku 0,01 mg.l⁻¹, zjištěna hodnota dusičnanového dusíku 0,001 mg.l⁻¹. Z tohoto důvodu byl v roce 2015 aritmetický průměr 0,001 mg.l⁻¹ a velmi nízká variabilita. V předchozích dvou letech byla variabilita vyšší. Převážně nízké hodnoty dusičnanového dusíku na sledovaných lokalitách byly pravděpodobně důsledkem jejich intenzivního využívání fytoplanktonem. Průměrná hodnota dusičnanového dusíku byla v roce 2014 podobná hodnotě v roce 2015.

Celkový dusík

Graf č. 12 - střední hodnoty celkového dusíku na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v letech 2013 – 2015



Střední hodnota celkového dusíku většiny lokalit bez výskytu druhu *P. magnifica* je více než dvojnásobná než většiny lokalit s výskytem tohoto druhu. Ve skupině s výskytem druhu *P. magnifica* se neobvykle vysokou střední hodnotou celkového dusíku vyznačuje rybník Ruda pravděpodobně vzhledem k tomu, že je jako jediná nádrž, kde se druh *P. magnifica* vyskytuje využíván výhradně k chovu ryb. Naopak pískovna Cep II, kde se druh *P. magnifica* nevyskytoval a která není nijak rybářsky využívána, měla nejnižší hodnoty celkového dusíku a má tedy i jeho nízkou střední hodnotu.

Tabulka č. 31 - základní statistické charakteristiky **celkového dusíku** zjištěné v letech 2013 - 2014 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický Průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	1,4	0,9	0,4	5,2
2014	1,6	0,7	0,5	4,2
2015	1,9	2,9	0,4	(12,3) 3,6

V letech 2013 až 2015 bylo zjištěné rozmezí celkového dusíku od 0,4 do 5,2 (pokud není brán v úvahu rybník Ruda, kde byla v roce 2015 zjištěna neobvykle vysoká hodnota celkového dusíku – 12,3 mg.l⁻¹, ale druh *P. magnifica* se v tomto ani předchozím roce na uvedené lokalitě nevyskytoval). Zřejmě z tohoto důvodu bylo v roce 2015 zaznamenáno nejširší rozmezí celkového dusíku, stejně jako jeho nejvyšší průměrná hodnota i variabilita ze všech sledovaných roků.

Tabulka č. 32 - základní statistické charakteristiky **celkového dusíku** zjištěné v letech 2013 - 2015 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*

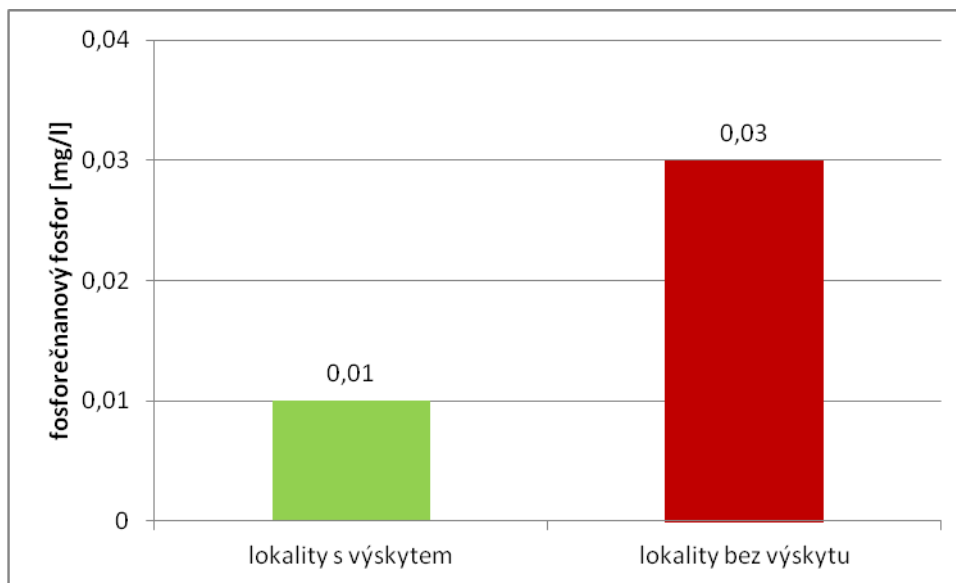
Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	2,8	1,8	0,2	7,8
2014	2,4	1,3	0,2	7,9
2015	2,5	1,5	0,01	7,8

V roce 2013 i 2014 byla zjištěná stejná minimální hodnota celkového dusíku. V roce 2015 byla zjištěná minimální hodnota celkového dusíku výrazně nižší než v předchozích letech. Ostatní parametry byly v jednotlivých letech podobné. Minimální hodnoty celkové dusíku byly na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* byly nižší než na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*, ostatní hodnoty (pokud neuvažujeme rybník Ruda) byly vyšší.

Fosfor

Fosforečnanový fosfor

Graf č. 13 - střední hodnoty fosforečnanového fosforu na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v letech 2013 – 2015



Střední hodnota fosforečnanového fosforu na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* byla nižší než na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*, což by mohlo naznačovat, že lokality s výskytem druhu *P. magnifica* jsou méně zatíženy..

Tabulka č. 32 - základní statistické charakteristiky **fosforečnanového fosforu**, zjištěné v letech 2013 - 2014 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	0,02	0,04	<0,001	0,29
2014	0,01	0,01	<0,001	0,04
2015	0,01	0,01	0,03	0,06 (0,04)

V roce 2013 byl obsah fosforečnanového fosforu pod mezí stanovitelnosti zjištěn v srpnu na štěrkopískovně Cep a v roce 2014 v červnu na štěrkopískovně Veselí. V roce 2015 byla minimální hodnota fosforečnanového fosforu zjištěna na lokalitě Veselí I (23.6). Maximální hodnota fosforečnanového fosforu zjištěná v roce 2013 byla 0,29 a v roce 2014 a 2015 výrazně nižší (0,04). V roce 2015 byla zjištěna ještě vyšší hodnota fosforečnanového fosforu na rybníku Ruda, ale v tomto ani předchozím roce nebyl výskyt druhu *P. magnifica* na této lokalitě zjištěn.

V roce 2012 byly sledovány pouze čtyři lokality (Cep, Veselí I, Hejtman a Nový Kanclíř). Proto nebyl tento rok do výše uvedeného hodnocení zahrnut. V tomto roce byla hodnota fosforečnanového fosforu ve sledovaných měsících červnu až září zjištěna detekovatelná hodnota od 0,004 v červnu na pískovně Veselí I rybníku Hejtman do 0,03 mg.l⁻¹ na pískovně Cep v srpnu. Obsah fosforečnanového fosforu pod mezí stanovitelnosti byl v roce 2012 zaznamenán na pískovně Veselí I v červenci.

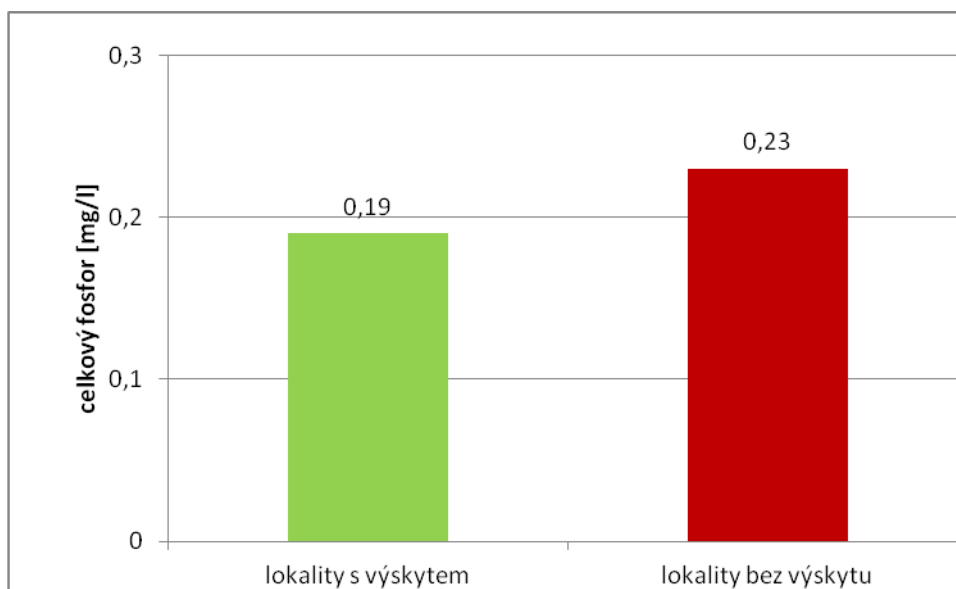
Tabulka č. 33 - základní statistické charakteristiky **fosforečnanového fosforu** zjištěné v letech 2013 - 2014 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	0,03	0,05	0,002	0,27
2014	0,02	0,02	0,001	0,09
2015	0,03	0,05	0,001	0,32

Zjištěné rozpětí fosforečnanového fosforu bylo v letech 2013 až 2015 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* 0,001 až 0,32 mg.l⁻¹. Průměrné hodnoty i variabilita byly v jednotlivých podobné. Výrazně nižší maximální hodnota fosforečnanového fosforu oproti jiným rokům (0,09 mg.l⁻¹) byla zjištěna v roce 2014.

Celkový fosfor

Graf č. 14 - střední hodnoty celkového fosforu na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v letech 2013 – 2015



Na lokalitách s výskytem byla nižší hodnota celkového fosforu než na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*, což by mohlo naznačovat, že lokality s výskytem druhu *P. magnifica* mají nižší trofii než ty, kde se nevyskytuje.

Tabulka č. 34 - základní statistické charakteristiky **celkového fosforu** zjištěné v letech 2013 - 2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	0,21	0,18	0,07	1,18
2014	0,10	0,04	0,04	0,27
2015	0,16	0,16	0,04	(0,79) 0,56

V letech 2013 až 2015 bylo zjištěno rozmezí celkového fosforu na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* od 0,04 do 1,18 mg.l⁻¹. V roce 2013 byly u všech parametrů zjištěny vyšší hodnoty než v dalších sledovaných letech. V roce 2015 byla nejvyšší hodnota celkového fosforu (0,79 mg.l⁻¹) zjištěna na rybníku Ruda, v tomto ani předchozím roce však nebyl výskyt tohoto druhu na této lokalitě zjištěn. Nejvyšší hodnota celkového fosforu z lokalit, kde se druh *P. magnifica* skutečně vyskytoval, byla zjištěna na rybníku Nový Kanclíř (0,56 mg.l⁻¹). Na obou výše uvedených lokalitách byly pozorovány znaky živinově zatížených vod jako je silný rozvoj vodního květu.

Vzhledem k tomu, že v roce 2012 byly sledovány pouze čtyři lokality (Cep, Veselí I, Nový Kanclíř a Hejtman) nebyly tento rok do hodnocení zahrnut. V tomto roce byla mezi sledovanými měsíci červen a září vždy zjištěna hodnota celkového fosforu pod mezí stanovitelnosti na lokalitě Cep (oligotrofní nádrž) a nejvyšší hodnota 0,16 mg.l⁻¹ v září na rybníku Nový Kanclíř (rybník s organickými sedimenty).

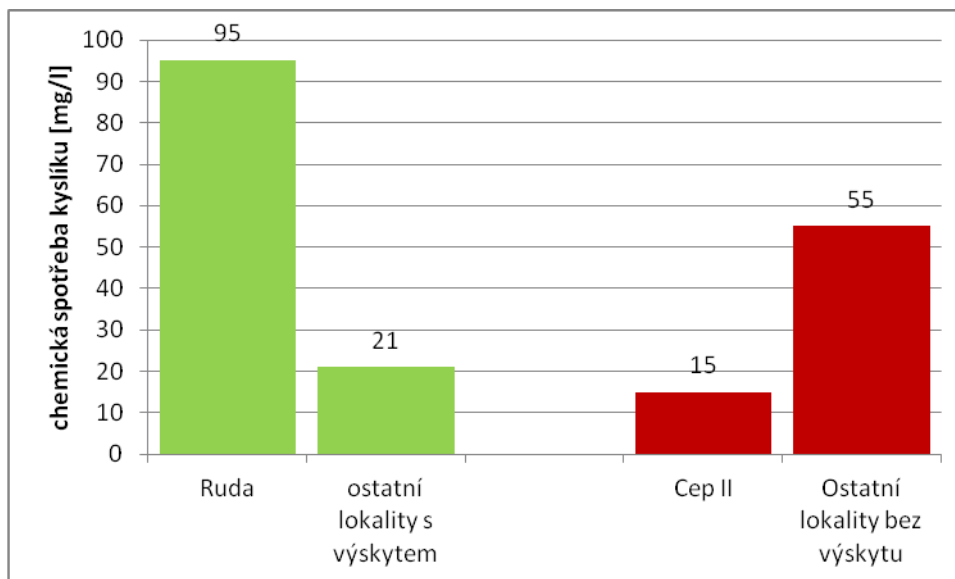
Tabulka č. 35 - základní statistické charakteristiky **celkového fosforu** zjištěné v letech 2013 - 2015 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	0,33	0,21	0,07	0,99
2014	0,11	0,04	0,08	0,28
2015	0,21	0,17	0,05	0,92

V letech 2013 až 2015 bylo zjištěno rozmezí celkového fosforu na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* od 0,07 do 0,99 mg.l⁻¹. Celkově byly hodnoty celkového fosforu na lokalitách bez výskytu podobné jako s výskytem.

Chemická spotřeba kyslíku

Graf č. 15 – střední hodnoty chemické spotřeby kyslíku na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v letech 2013 – 2015



Většina lokalit s výskytem má nižší hodnotu než většina lokalit bez výskytu druhu *P. magnifica*. Většina lokalit s výskytem druhu *P. magnifica* má tedy nižší celkový organický obsah látek ve vodě. Z lokalit, kde se druh *P. magnifica* vyskytoval, se velmi vysokými hodnotami chemické spotřeby kyslíku vyznačoval zejména rybník Ruda (ale především v letech, kdy se zde druh *P. magnifica* nevyskytoval), kde byla proto i vysoká střední hodnota. Na lokalitě Cep II patřící k lokalitám bez výskytu druhu *P. magnifica*, kde byly hodnoty chemické spotřeby vždy nejnižší ze všech lokalit je i její střední hodnota malá.

Tabulka č. 35 - základní statistické charakteristiky **chemické spotřeby kyslíku** zjištěné v letech 2013 - 2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	42	33	4	140
2014	29	21	19	114
2015	61	35	5	188

V letech 2013 až 2015 bylo zjištěno rozmezí chemické spotřeby na lokalitách s výskytem *P. magnifica* od 4 do 188 mg.l⁻¹. Aritmetický průměr byl ve všech letech dosti rozdílný a ve všech lokalitách byla také zjištěna vysoká variabilita.

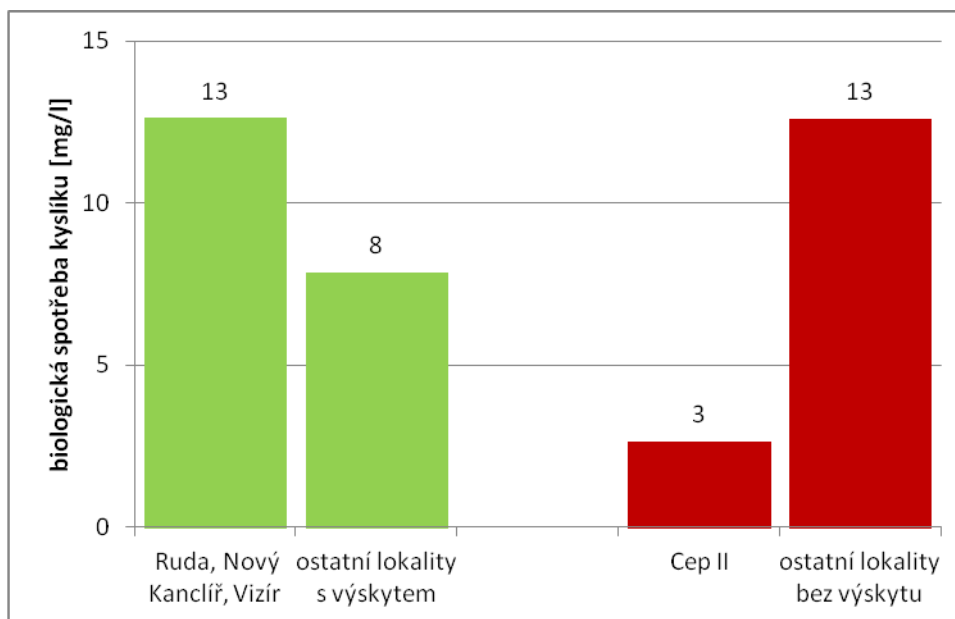
Tabulka č. 36 - základní statistické charakteristiky **chemické spotřeby kyslíku**, zjištěné v letech 2013 - 2014 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	81	56	1	230
2014	78	33	20	147
2015	87	52	5	290

Kromě minimální hodnoty v roce 2013 byly ostatní parametry na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* vyšší než na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* v roce 2013 i 2014.

Biologická spotřeba kyslíku

Graf č. 16 - střední hodnoty biologické spotřeby kyslíku na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v letech 2013 – 2015



Většina lokalit jak s výskytem, tak bez výskytu má shodnou hodnotu biologické spotřeby kyslíku. Z lokalit s výskytem druhu *P. magnifica* se vyššími hodnotami biologické spotřeby kyslíku vyznačovaly rybníky Ruda, Nový Kanclíř a Vizír a jejich střední hodnota je tedy vyšší než střední hodnota většiny lokalit s výskytem druhu *P. magnifica*. Nejnižší hodnoty biologické spotřeby kyslíku ze všech sledovaných lokalit byly zaznamenány na písčově Cep II (dosud těžená nádrž se znaky výrazné oligotrofie), kde se druh *P. magnifica* nevyskytoval.

Tabulka č. 37 - základní statistické charakteristiky **biologické spotřeby kyslíku** zjištěné v letech 2013 - 2014 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	5,5	3,8	1,5	20,5
2014	6,1	4,1	1,4	16,4
2015	9,1	5,6	1,2	20,4

V letech 2013 až 2015 bylo zjištěno rozmezí biologické spotřeby kyslíku od 1,4 do 20,5 mg.l⁻¹. Všechny uvedené základní statistické charakteristiky byly vyšší v roce 2013.

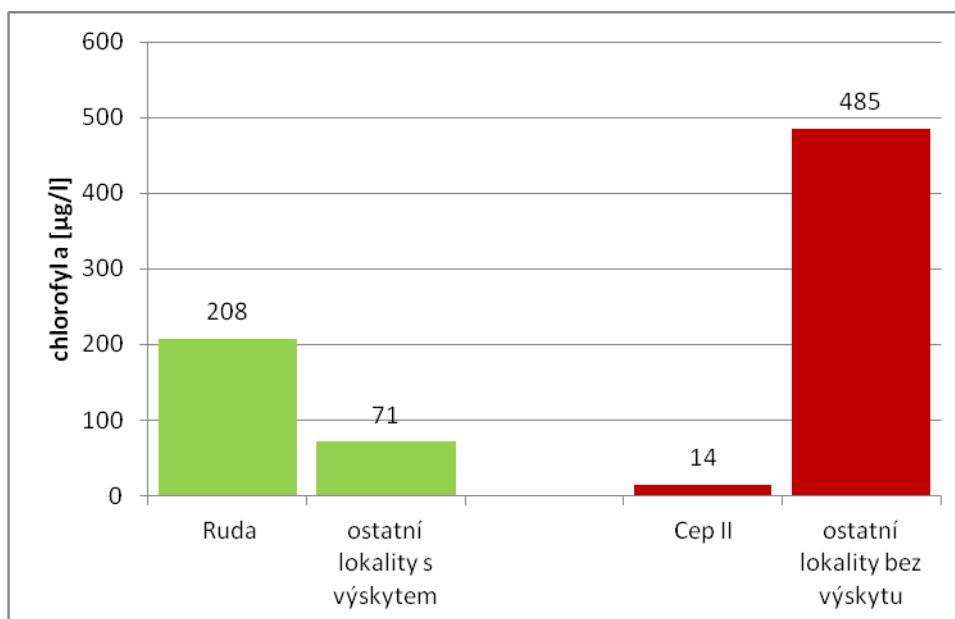
Tabulka č. 38 - základní statistické charakteristiky **biologické spotřeby kyslíku** zjištěné v letech 2013 - 2015 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	9,8	5,8	1,7	20,9
2014	10,9	5,2	0,6	17,9
2015	13,9	5,5	4,3	19,4

Až na minimální hodnotu v roce 2014 byly uvedené základní statistické charakteristiky na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* vyšší než na nádržích s výskytem druhu *P. magnifica* v roce 2013 i 2015.

Chlorofyl a

Graf č. 17 - střední hodnoty chlorofylu a s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v letech 2013 – 2015



Většina lokalit s výskytem druhu *P. magnifica* měla výrazně nižší střední hodnotu chlorofylu a než většina lokalit s bez výskytu tohoto druhu. Z lokalit s výskytem tohoto druhu byly vysoké hodnoty chlorofylu a zaznamenány především na lokalitě Ruda, ale i zde byla střední hodnota chlorofylu a výrazně nižší než na většině lokalit bez výskytu druhu *P. magnifica*. Nejnížší hodnoty chlorofylu a byly zjištěny na písčově Cep II, kde se druh *P. magnifica* nevyskytoval.

Tabulka č. 39 - základní statistické charakteristiky **chlorofylu a** zjištěné v letech 2013 - 2014 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	32	45	1	272
2014	37	37	1	152
2015	106	158	3	239

V letech 2013 až 2015 byl zjištěn obsah chlorofylu a na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* v širokém rozmezí od 1 do 272 mg.l⁻¹, ve všech letech byla zjištěna velmi vysoká variabilita, zvláště v roce 2015. Aritmetický průměr byl v letech 2013 a 2014 podobný, v roce 2015 pak výrazně vyšší.

Tabulka č. 40 - základní statistické charakteristiky **chlorofylu a** zjištěné v letech 2013 - 2015 na lokalitách bez druhu *P. magnifica*

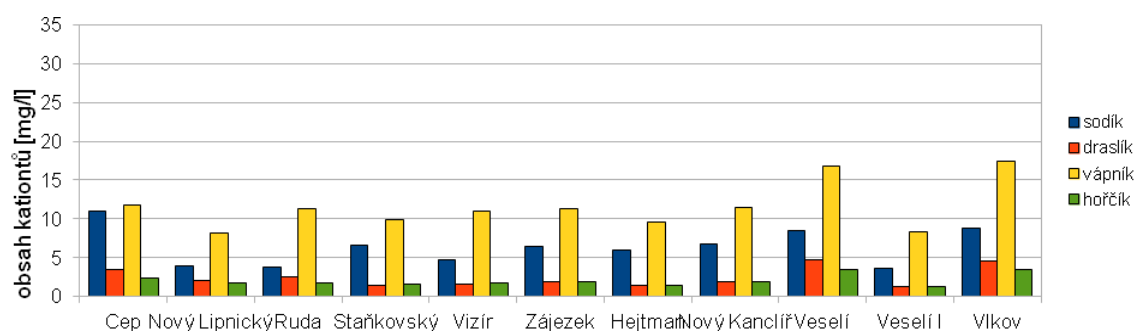
Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	113	127	1	545
2014	93	73	1	265
2015	196	209	2	1050

Na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* bylo zjištěno ještě širší rozmezí (1 – 1050 mg.l⁻¹), vyšší variabilita a aritmetický průměr než na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* ve všech sledovaných letech.

Základní kationty

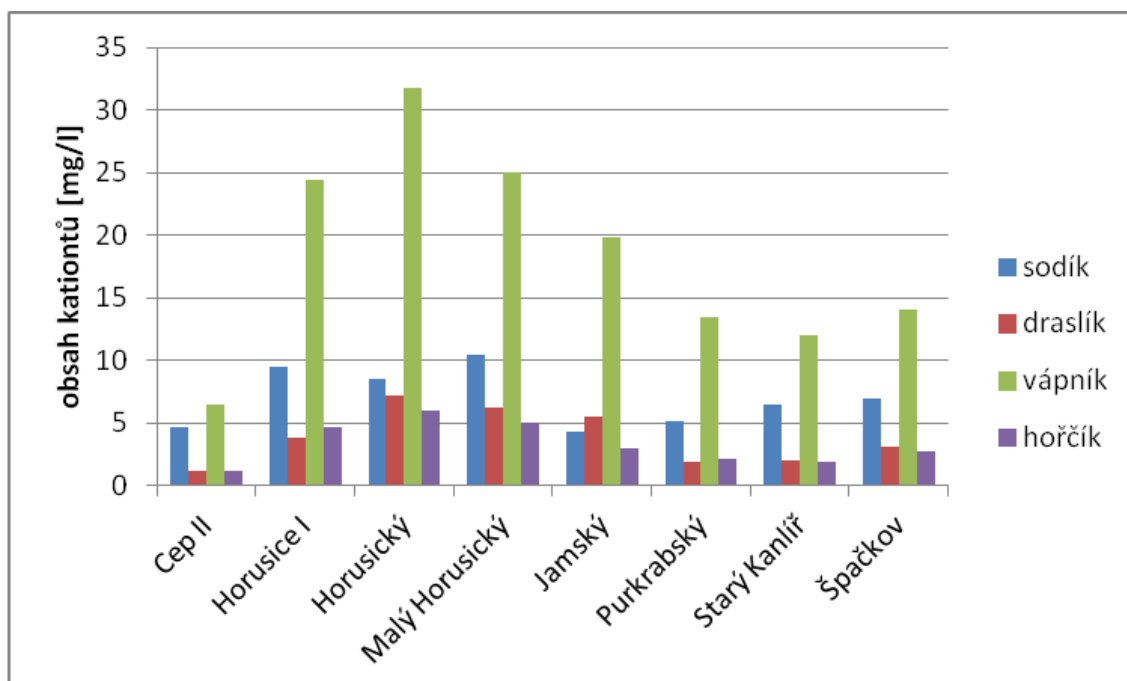
(sodík, draslík, vápník, hořčík)

Graf č. 18 – Obsah sodíku, draslíku, vápníku a hořčíku na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* v roce 2013



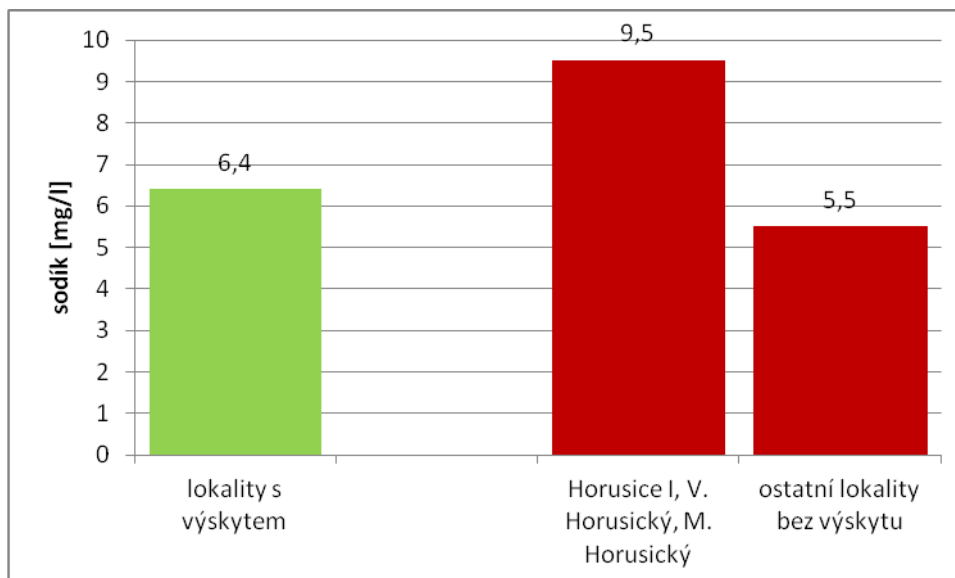
Ze základních kationtů byl na lokalitách výskytu v největším množství zaznamenán vápník, poté sodík. Hořčík a draslík byl zjištěn v nižším množství než předchozí kationty a jejich obsah byl na jednotlivých lokalitách podobný. Obsah draslíku byl na všech lokalitách nižší než sodíku a hořčíku nižší než vápníku.

Graf č. 19 – Obsah sodíku, draslíku, vápníku a hořčíku na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* v roce 2013



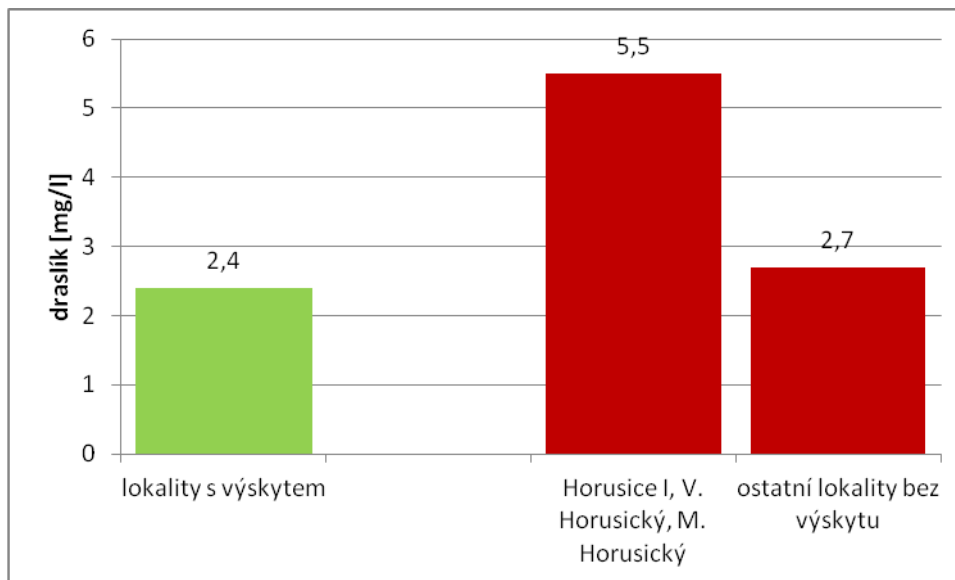
Nápadně vyšším obsahem vápníku oproti lokalitám s výskytem druhu *P. magnifica* se vyznačovaly lokality při severní hranici CHKO Třeboňsko (rybníky Horusický a Malý Horusický a pískovna Horusice I). Jinak byly zjištěny podobné hodnoty kationtů jako u lokalit s výskytem druhu *P. magnifica*.

Graf č. 20 - střední hodnoty sodíku s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v roce 2013



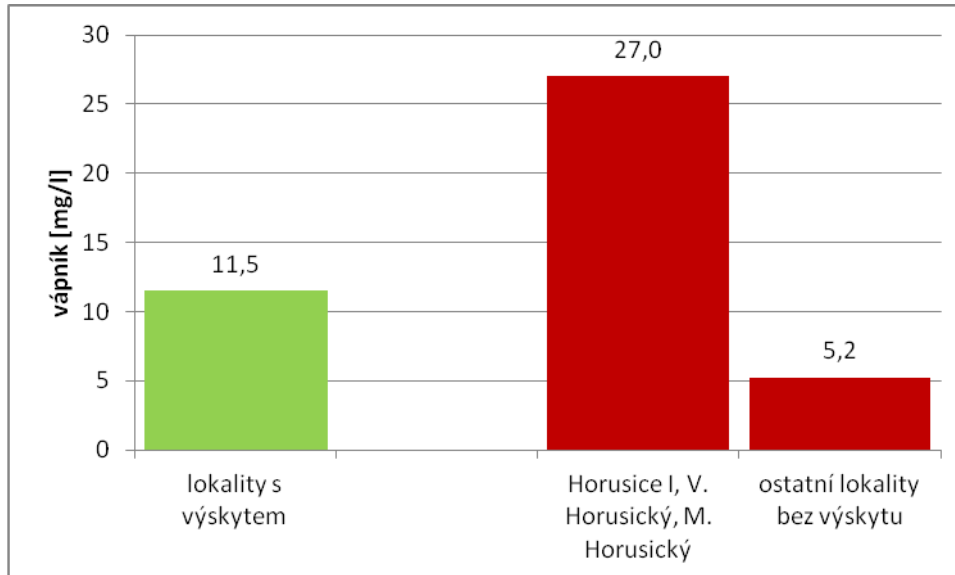
Většina lokalit s výskytem druhu *P. magnifica* měla mírně vyšší obsah sodíku než většina lokalit bez výskytu druhu *P. magnifica*, kromě pískovny Horusice I a rybníků Horusický a Malý Horusický, kde byl naopak obsah sodíku nejvyšší.

Graf č. 21 - střední hodnoty draslíku s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v roce 2013



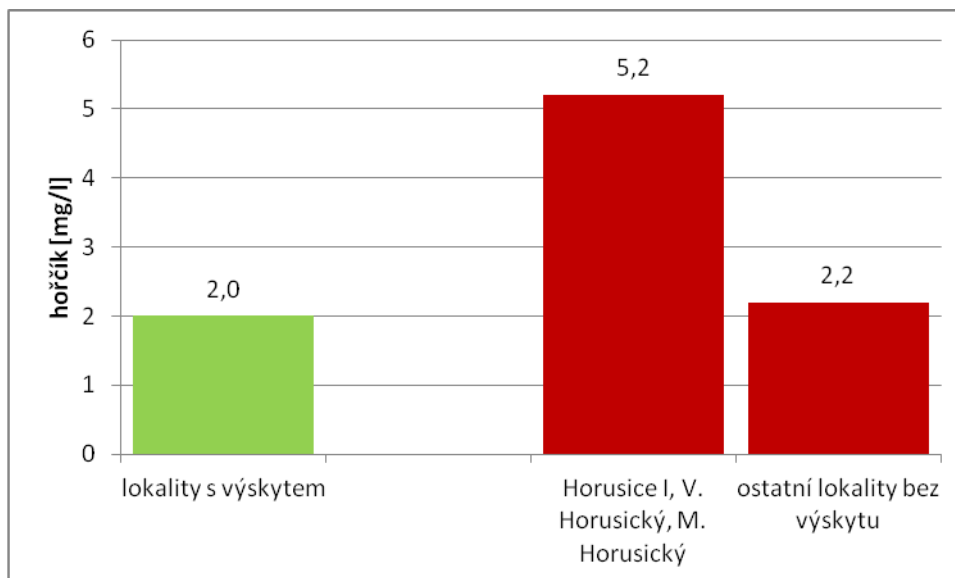
Většina lokalit s výskytem druhu *P. magnifica* měla podobný obsah draslíku (mírně nižší) jako většina lokalit bez výskytu druhu *P. magnifica*, kromě písčiny Horusice I a rybníků Velký a Malý Horusický, kde byl obsah draslíku nejvyšší.

Graf č. 22 - střední hodnoty vápníku s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v roce 2013



Většina lokalit s výskytem druhu *P. magnifica* měla vyšší obsah vápníku než většina lokalit bez výskytu druhu *P. magnifica*, kromě pískovny Horusice I a rybníků Horusický a Malý Horusický, kde byl obsah vápníků nejvyšší ze všech lokalit.

Graf č. 23 - střední hodnoty hořčíku na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v roce 2013



Většina lokalit s výskytem druhu *P. magnifica* měla velmi podobný obsah hořčíku jako většina lokalit bez výskytu druhu *P. magnifica*, kromě pískovny Horusice I a rybníků Horusický a Malý Horusický, kde byl obsah hořčíku nejvyšší ze všech lokalit.

Tabulka č. 41 - základní statistické charakteristiky **sodíku** zjištěných v roce 2013 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*.

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	6,4	2,2	3,7	10,9

V roce 2013 bylo zjištěno rozmezí sodíku na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* od 3,7 do 10,9 mg.l⁻¹, aritmetický průměr 6,4 mg.l⁻¹ a směrodatná odchylka 2,2 mg.l⁻¹.

Tabulka č. 42 - základní statistické charakteristiky **sodíku** zjištěných v roce 2013 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*.

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	7,2	2,1	4,3	10,4

V roce 2013 bylo na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* zjištěno rozmezí sodíku od 4,3 do 10,4 mg.l⁻¹, aritmetický průměr 7,2 4 mg.l⁻¹ a směrodatná odchylka 2,1 mg.l⁻¹.

Tabulka č. 43 - základní statistické charakteristiky **draslíku**, zjištěných v roce 2013 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*.

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	2,4	1,2	1,2	4,6

V roce 2013 bylo zjištěno rozmezí draslíku na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* od 1,2 do 4,6 mg.l⁻¹, aritmetický průměr 2,4 mg.l⁻¹ a směrodatná odchylka 1,2 mg.l⁻¹.

Tabulka č. 44 - základní statistické charakteristiky **draslíku**, zjištěných v roce 2013 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*.

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	3,8	2,0	1,2	7,2

V roce 2013 bylo na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* zjištěno rozmezí draslíku od 1,2 do 7,2 mg.l⁻¹, aritmetický průměr 3,8 mg.l⁻¹ a směrodatná odchylka 2,0 mg.l⁻¹.

Tabulka č. 45 - základní statistické charakteristiky **vápníku** zjištěných v roce 2013 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*.

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	11,5	2,9	8,2	17,5

V roce 2013 bylo zjištěno rozmezí vápníku na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* od 8,2 do 17,5 mg.l⁻¹, aritmetický průměr 11,5 mg.l⁻¹ a směrodatná odchylka 2,9 mg.l⁻¹.

Tabulka č. 46 - základní statistické charakteristiky **vápníku** zjištěných v roce 2013 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*.

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	18,1	7,4	6,5	31,8

V roce 2013 bylo zjištěno rozmezí vápníku na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* od 6,5 do 31,8 mg.l⁻¹, aritmetický průměr 18,1 mg.l⁻¹ a směrodatná odchylka 7,4 mg.l⁻¹.

Tabulka č. 47 - základní statistické charakteristiky **hořčíku** zjištěných v roce 2013 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica*.

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	2,0	0,7	1,3	3,5

V roce 2013 bylo zjištěno rozmezí vápníku na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* od 1,3 do 3,5 mg.l⁻¹, aritmetický průměr 2,0 mg.l⁻¹ a směrodatná odchylka 0,7 mg.l⁻¹.

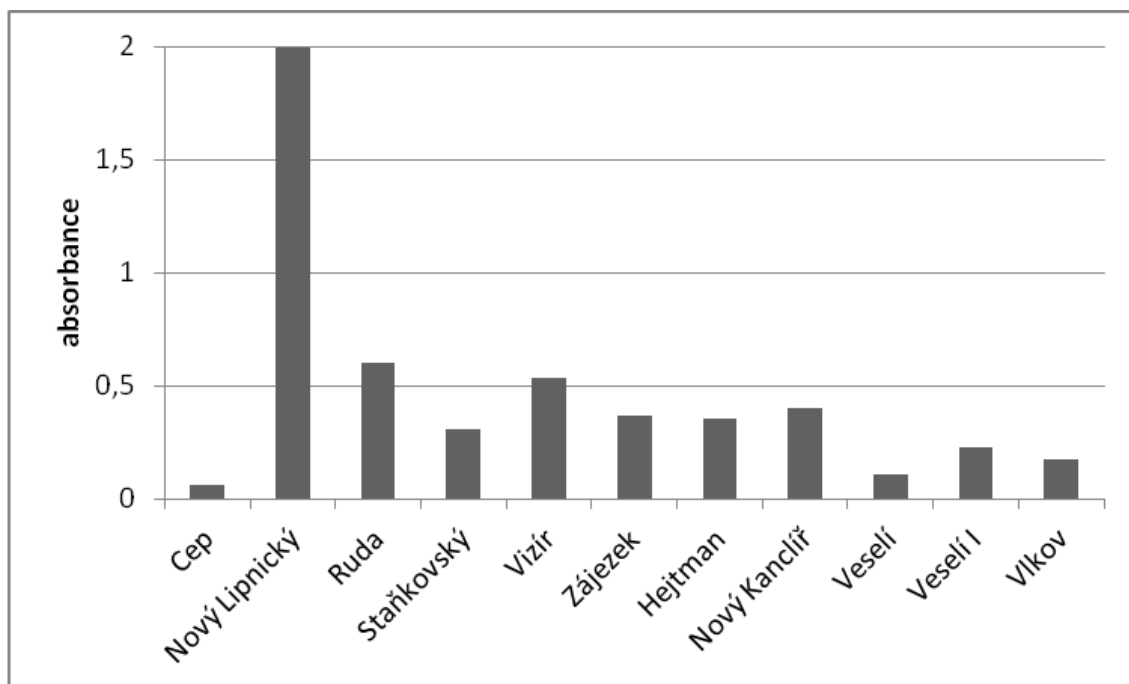
Tabulka č. 48 - základní statistické charakteristiky **hořčíku** zjištěných v roce 2013 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*.

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	3,2	1,5	1,2	6,0

V roce 2013 bylo zjištěno rozmezí vápníku na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* od 1,2 do 6,0 mg.l⁻¹, aritmetický průměr 3,2 mg.l⁻¹ a směrodatná odchylka 1,5 mg.l⁻¹.

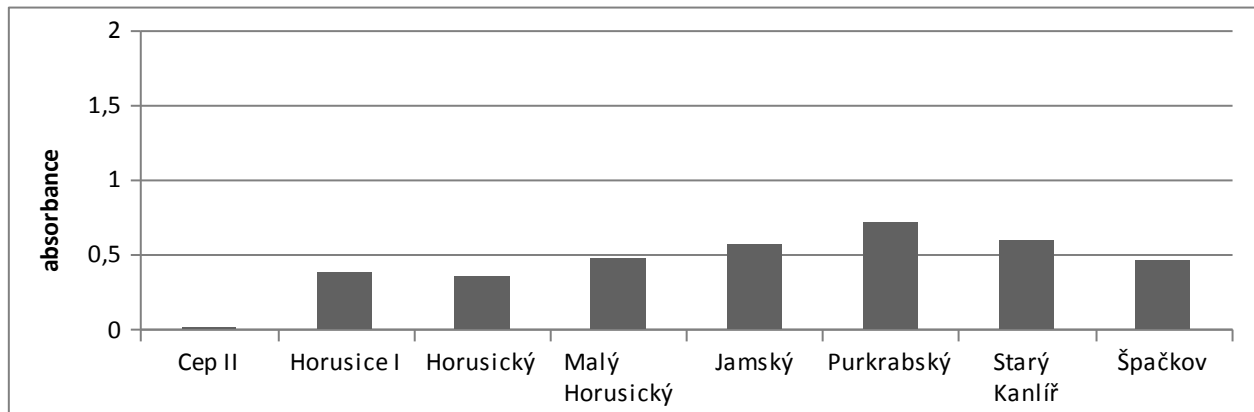
Absorbance

Graf č. 24 – absorbance na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* v roce 2013



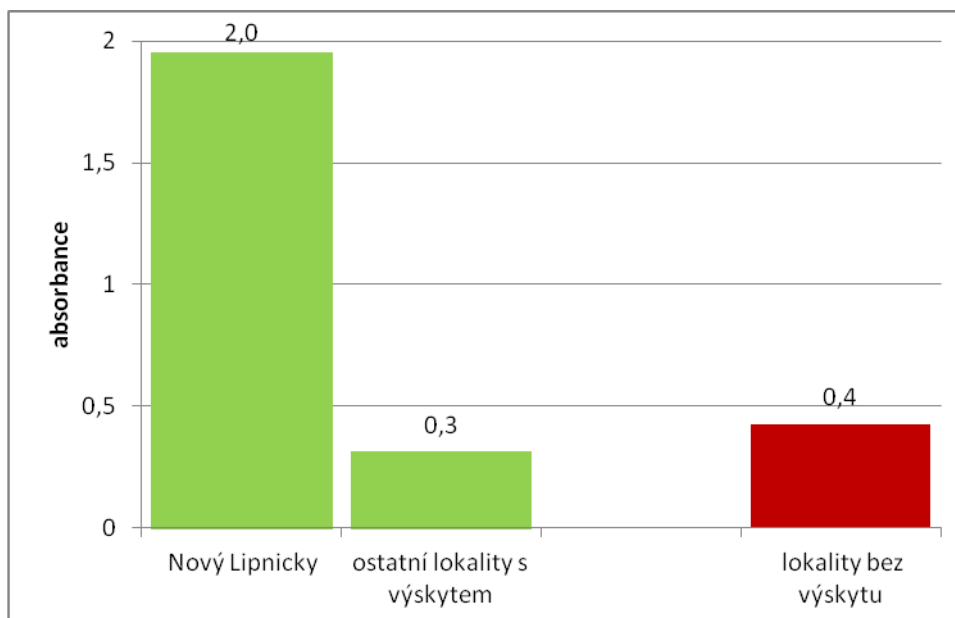
Výrazně vyšší hodnota absorbance byla zjištěna na rybníku Nový Lipnický, který se také vyznačuje nejtmavším zbarvením vody, ve srovnání s ostatními lokalitami výskytu. Jinak byly vyšší hodnoty absorbance zjištěné na rybnících než na pískovnách.

Graf č. 25 – absorbance na lokalitách bez druhu *P. magnifica* v roce 2013



Na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* nebyla zjištěna tak výrazně odlišná lokalita jako Nový Lipnický na lokalitách s výskytem. Na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* byly tedy zaznamenány podobné hodnoty jako na lokalitách s výskytem s výjimkou Nového Lipnického.

Graf č. 26 - střední hodnoty absorpance na lokalitách s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* v roce 2013



Ze sledovaných lokalit byla nejvyšší a výrazně odlišná hodnota absorpance od ostatních lokalit zjištěna na rybníku Nový Lipnický, což je lokalita, kde se druh *P. magnifica* vyskytoval. U ostatních lokalit s výskytem byla střední hodnota podobná lokalitám bez výskytu, i když mírně nižší.

Tabulka č. 49 - základní statistické charakteristiky **absorbance** v roce 2013 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*.

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	0,46	0,50	0,06	1,96

V roce 2013 byla zjištěna absorpance v širokém rozmezí od 0,06 do 1,96 mg.l⁻¹ a s vysokou variabilitou (0,50 mg.l⁻¹). Aritmetický průměr byl 0,46 mg.l⁻¹.

Tabulka č. 50 - základní statistické charakteristiky **absorbance** v roce 2013 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica*.

Rok	Aritmetický průměr [mg.l ⁻¹]	Směrodatná odchylka [mg.l ⁻¹]	Minimum [mg.l ⁻¹]	Maximum [mg.l ⁻¹]
2013	0,50	0,20	0,01	0,70

V roce 2013 bylo zjištěno rozmezí absorbance na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* od 0,01 do 0,70 mg.l⁻¹, aritmetický průměr 0,50 mg.l⁻¹ a směrodatná odchylka 0,20 mg.l⁻¹.

Tabulka č. 51 - základní statistické charakteristiky sledovaných parametrů v letech 2012 až 2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* (včetně rybníku Ruda)

Parametr	Aritmetický průměr		Směrodatná odchylka		Minimum		Maximum	
	Průhlednost [m]	1,0	1,1	0,8	0,8	0,05	0,1	4,0
Obsah kyslíku [mg.l ⁻¹]	8,5	8,6	2,4	2,4	0,9	0,9	17,9	17,9
Nasycení kyslíkem [%]	89	88	27	27	7	7	193	193
pH	7,8	7,8	0,7	0,7	6,2	6,2	10,3	10,3
Vodivost [μS.cm ⁻¹]	133	132	41	41	54	54	250	250
Kyselinová neutralizační kapacita [mmol.l ⁻¹]	0,8	0,8	0,4	0,4	0,3	0,3	2,4	1,4
Amoniakální dusík [mg.l ⁻¹]	0,040	0,004	0,1000	0,1091	Pod limitem		0,758	0,758
Dusičnanový dusík [mg.l ⁻¹]	0,03	0,03	0,16	0,16	Pod limitem		1,16	1,16
Celkový dusík [mg.l ⁻¹]	2,02	2,02	1,86	1,89	0,10	0,1	12,31	12,31
Fosforečnanový fosfor [mg.l ⁻¹]	0,02	0,02	0,05	0,05	Pod limitem		0,31	0,31
Celkový fosfor [mg.l ⁻¹]	0,19	0,19	0,19	0,19	0,04	0,04	1,18	1,18
Chemická spotřeba kyslíku [mg.l ⁻¹]	66	66	48	49	4	4	290	290
Biologická spotřeba kyslíku [mg.l ⁻¹]	7	7	5	5	1	1	20	20
Chlorofyl a [μg.l ⁻¹]	41	37	56	53	1	1	272	272
Sodík [mg.l ⁻¹]	6,2		2,6		3,7		10,9	
Draslík [mg.l ⁻¹]	3,1		1,8		1,2		6,4	
Vápník [mg.l ⁻¹]	10,6		4,8		1,9		17,5	
Hořčík [mg.l ⁻¹]	3,1		3,4		0,4		11,3	
Absorbance	0,7		0,7		0,06		2,0	

Během let 2012 až 2015 byly na lokalitách výskytu druhu *P. magnifica* včetně rybníka Ruda (hodnoty v pravé části tabulky), kde se tento druh v letech 2014 až 2015 nevyskytoval následující rozpětí parametrů. Průhlednost 0,05 až 4 m, obsah kyslíku 0,9 až 17,9 mg.l⁻¹, nasycení kyslíkem 7 – 193 %, pH 6,2 až 10,3, vodivost 54 až 250 μS.cm⁻¹, kyselinová neutralizační kapacita 0,3 až 3,7 mmol.l⁻¹, celkový dusík 0,1 až 12,3 mg.l⁻¹, celkový fosfor 0,004 až 1,18 mg.l⁻¹, chemická spotřeba kyslíku 4 až 290 mg.l⁻¹, biologická spotřeba kyslíku 1-20 mg.l⁻¹, chlorofyl a 1 – 272 μg.l⁻¹, sodík 3,7 – 10,9 mg.l⁻¹, draslík 1,2 – 6,4 mg.l⁻¹, vápník 1,9 – 17,5 mg.l⁻¹, hořčík 0,4 – 11,3 mg.l⁻¹ a absorbance 0,006 až 2,0. U amoniakálního a dusičnanového dusíku a fosforečnanového fosforu byly někdy jejich hodnoty tak nízké, že jejich množství nebylo možné stanovit. Maximální zjištěná hodnota amoniakálního dusíku byla 0,758 mg.l⁻¹, dusičnanového dusíku 1,16 mg.l⁻¹ a fosforečnanového 0,31 mg.l⁻¹.

Zjištěné průměrné hodnoty těchto parametrů v letech 2012 až 2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* včetně rybníka Ruda (uvedené v levé části tabulky) byly následující. Průhlednost 1,0 ± 0,8 m, obsah kyslíku 8,5 ± 2,4 mg.l⁻¹, nasycení kyslíkem 89 ± 27 %, pH 7,8 ± 0,8, vodivost 133 ± 41 μS.cm⁻¹, kyselinová neutralizační kapacita 0,8 ± 0,4 mmol.l⁻¹, amoniakální dusík 0,04 ± 0,11 86 mg.l⁻¹, dusičnanový dusík 0,03 ± 0,16 86 mg.l⁻¹, celkový dusík 2,02 ± 1,86 mg.l⁻¹, fosforečnanový fosfor 0,02 ± 0,05 mg.l⁻¹, celkový fosfor 0,19 ± 0,19 mg.l⁻¹, chemická spotřeba kyslíku 66 ± 48 mg.l⁻¹, biologická spotřeba kyslíku 7 ± 5 mg.l⁻¹, chlorofyl a 41 ± 56 μg.l⁻¹, sodík 6,29 ± 2,61 mg.l⁻¹, draslík 3,1 ± 1,8 mg.l⁻¹, vápník 10,6 ± 4,8 mg.l⁻¹, hořčík 3,1 ± 3,4 mg.l⁻¹ a absorbance 0,690 ± 0,710. Nezahrnutí rybníka Rudy v letech 2014 až 2015 průměrné sledované hodnoty až na mírné snížení průměrné hodnoty a chlorofylu a téměř nezměnily.

Tabulka č. 52 - základní statistické charakteristiky sledovaných parametrů v letech 2012 až 2015 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* (včetně rybníku Ruda)

Parametr	Aritmetický průměr	Směrodatná odchylka	Minimum	Maximum
Průhlednost [m]	0,5	0,5	0,05	3,0
Obsah kyslíku [mg.l ⁻¹]	9,2	2,9	3,2	17,8
Nasycení kyslíkem [%]	94	30	24	193
pH	8,2	1,1	5,3	10,8
Vodivost [μS.cm ⁻¹]	182	83	26	418
Kyselinová neutralizační kapacita [mmol.l ⁻¹]	1,3	0,8	0,05	2,8
Amoniakální dusík [mg.l ⁻¹]	0,04	0,09	Pod limitem	0,480
Dusičnanový dusík [mg.l ⁻¹]	0,003	0,014	Pod limitem	0,130
Celkový dusík [mg.l ⁻¹]	2,52	1,51	0,10	7,58
Fosforečnanový fosfor [mg.l ⁻¹]	0,02	0,04	Pod limitem	0,32
Celkový fosfor [mg.l ⁻¹]	0,21	0,16	0,05	0,92
Chemická spotřeba kyslíku [mg.l ⁻¹]	83	50	1	290
Biologická spotřeba kyslíku [mg.l ⁻¹]	10	6	1	21
Chlorofyl a [μg.l ⁻¹]	146	169	1	1050
Sodík [mg.l ⁻¹]	6,9	2,4	4,3	10,4
Draslík [mg.l ⁻¹]	4,0	2,4	1,2	7,2
Vápník [mg.l ⁻¹]	18,9	8,8	6,5	31,8
Hořčík [mg.l ⁻¹]	3,4	1,8	1,2	6,0
Absorbance	0,43	0,26	0,01	0,71

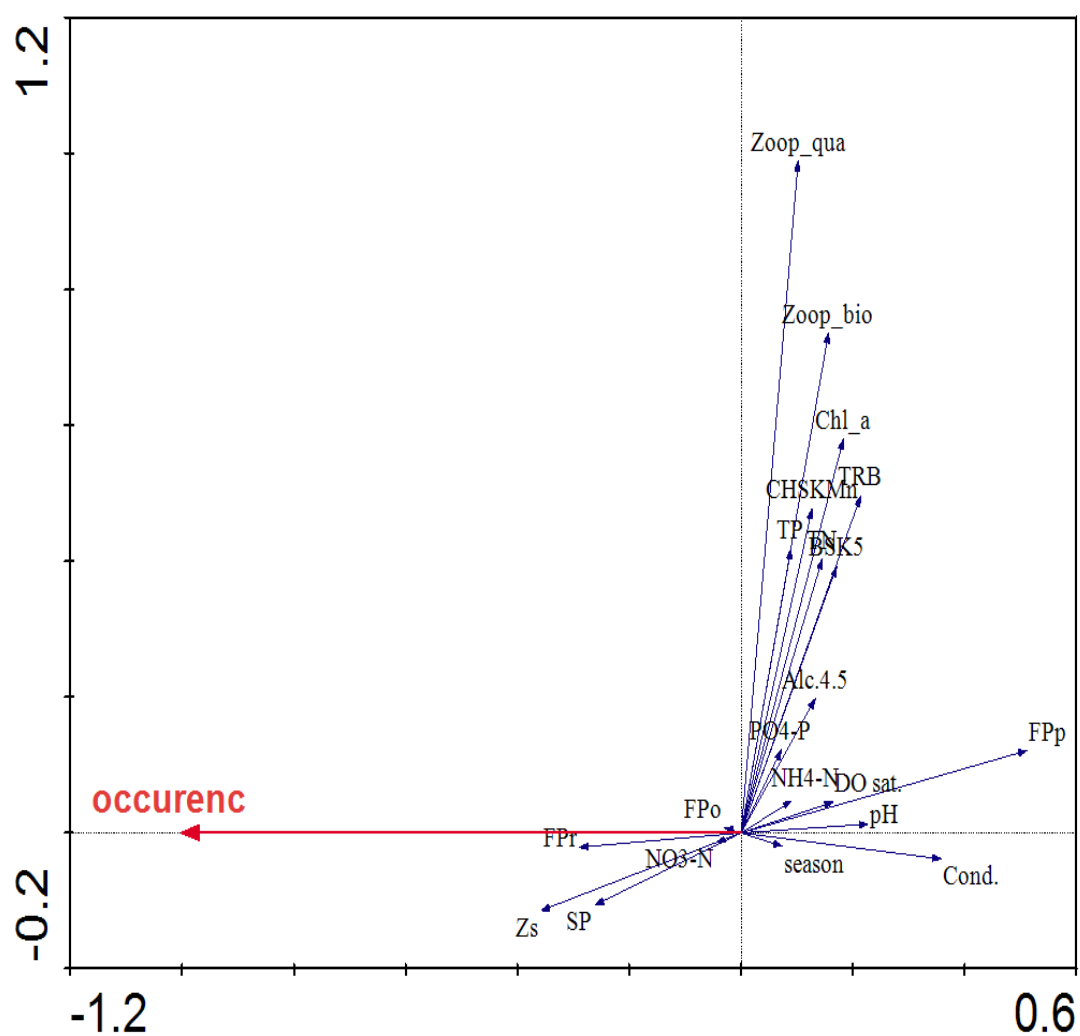
Během let 2012 až 2015 bylo na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* zjištěno následující rozmezí parametrů. Průhlednost 0,05 až 3 m, obsah kyslíku 3,2 až 17,8 mg.l⁻¹, nasycení kyslíkem 94 ± 30, pH 5,3 až 10,8, vodivost 83 až 418 μS.cm⁻¹, kyselinová neutralizační kapacita 0,05 až 2,8 mmol.l⁻¹, celkový dusík 0,10 až 7,58 mg.l⁻¹, celkový fosfor 0,005 až 0,92 mg.l⁻¹, chemická spotřeba kyslíku 1 až 290 mg.l⁻¹, biologická spotřeba kyslíku 1-21 mg.l⁻¹, chlorofyl a 1 – 1050 μg.l⁻¹, sodík 4,3 – 10,4 mg.l⁻¹, draslík 1,2 – 7,2 mg.l⁻¹, vápník 6,5 – 31,8 mg.l⁻¹, hořčík 1,2 – 6,0 mg.l⁻¹ a absorbance 0,01 až 0,71. U amoniakálního a dusičnanového dusíku a fosforečnanového fosforu byly někdy jejich hodnoty tak nízké, že jejich množství nebylo možné stanovit. Maximální zjištěná hodnota amoniakálního dusíku byla 0,480 mg.l⁻¹, dusičnanového dusíku 0,130 mg.l⁻¹ a fosforečnanového 0,32 mg.l⁻¹. Zjištěné průměrné hodnoty těchto parametrů v letech 2012 až 2015 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* byly následující. Průhlednost 0,5 ± 0,5 m, obsah kyslíku 9,2 ± 2,9 mg.l⁻¹, pH 8,2 ± 1,1, vodivost 182 ± 83 μS.cm⁻¹, kyselinová neutralizační kapacita 1,3 ± 0,8 mmol.l⁻¹, amoniakální dusík 0,04 ± 0,09 mg.l⁻¹, dusičnanový dusík 0,003 ± 0,014 mg.l⁻¹, celkový dusík 2,52 ± 1,51 mg.l⁻¹, fosforečnanový fosfor 0,02 ± 0,04, celkový fosfor 0,21 ± 0,16 mg.l⁻¹, chemická spotřeba kyslíku 83 ± 50 mg.l⁻¹, biologická spotřeba kyslíku 10 ± 6 mg.l⁻¹, chlorofyl a 146 ± 169 μg.l⁻¹, sodík 6,9 ± 2,4 mg.l⁻¹, draslík 4,0 ± 2,4 mg.l⁻¹, vápník 18,9 ± 8,8 mg.l⁻¹, hořčík 3,4 ± 1,8 mg.l⁻¹ a absorbance 0,01 ± 0,710.

5.2.2

Interferenční analýza

Výskyt druhu *P. magnifica* v závislosti na parametrech vodního prostředí

Graf č. 27 - Analýza vlivu environmentálních faktorů ovlivňující výskyt druhu *P. magnifica* (Musil 2016).



Legenda

Occurenc - směr podporující výskyt

FPr - rekreační rybníky

Fpp - produkční rybníky

FPO- jiné rybníky

Sp - štěrkopískovny

Zs - průhlednost

NO₃-N - dusičnanový dusík

NH₄-N - amoniakální dusík

TN - celkový dusík

PO₄ - P - fosforečnanový fosfor

TP - celkový fosfor

Zoop-qua - kvantitativně vyjádřené množství zooplanktonu

Zoop-bio - množství zooplanktonu vyjádřené v biomase

Chla a - chlorofyl a

TRB - turbidita

BSK₅ - biologická spotřeba kyslíku

Alc 4.5 - kyselinová neutralizační kapacita

DO sat - nasycení kyslíkem

Cond - vodivost

pH - pH

Podle grafu č. 27 o přítomnosti druhu na dané lokalitě rozhoduje především sám typ lokality. Je zde výrazná preference rekreačních rybníků a pískoven. Rybníky využívané výhradně pro chov konzumních ryb jsou negativně korelovány s výskytem druhu *P. magnifica*. Výskyt druhu *P. magnifica* podporují vysoké hodnoty průhlednosti a zároveň dusičnanového dusíku. Nicméně variabilita dat vysvětlující přítomnost druhu *P. magnifica* je pouze 3 %. Variabilita dat vysvětlující nepřítomnost druhu *P. magnifica* na lokalitách je 75 %. Negativní korelace je mezi výskytem a pH, vodivostí, nasycení kyslíkem a množstvím amoniakálního dusíku. Další sledované parametry a množství zooplanktonu tak významně přítomnost druhu *P. magnifica* neovlivňují.

Při porovnání lokalit s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* byl významný statistický rozdíl zjištěn v letech 2012 až 2014 na hladině významnosti α 0,001 v průhlednosti, pH, vodivosti, kyselinové neutralizační kapacitě, nasycení kyslíkem, celkovém dusíku, chemické a biologické spotřebě kyslíku a chlorofylu a na hladině významnosti α 0,01 pak v celkovém fosforu a na hladině významnosti α 0,05 v amoniakálním dusíku. V roce 2015, který se vyznačoval výrazným nedostatkem srážek, byl zjištěn významný statistický rozdíl mezi invadovanými a neinvadovanými lokalitami pouze v průhlednosti, vodivosti, kyselinové neutralizační kapacitě, chemické a biologické spotřebě kyslíku, celkovém dusíku a chlorofylu a.

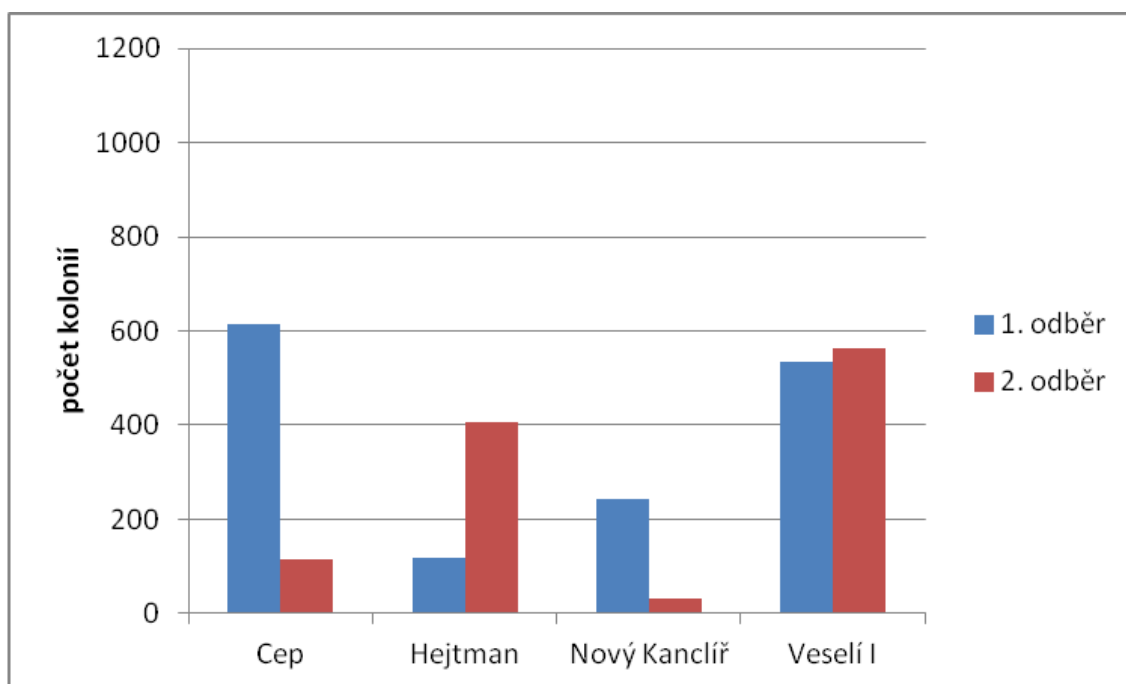
Mezi početností a hmotnostní biomasou druhu *P. magnifica* na odebíraných lokalitách a sledovanými fyzikálně-chemickými parametry nebyl zjištěn lineární, logaritmický, exponenciální ani mocninový vztah.

5.3 Biomasa

5.3.1 Explorační analýza

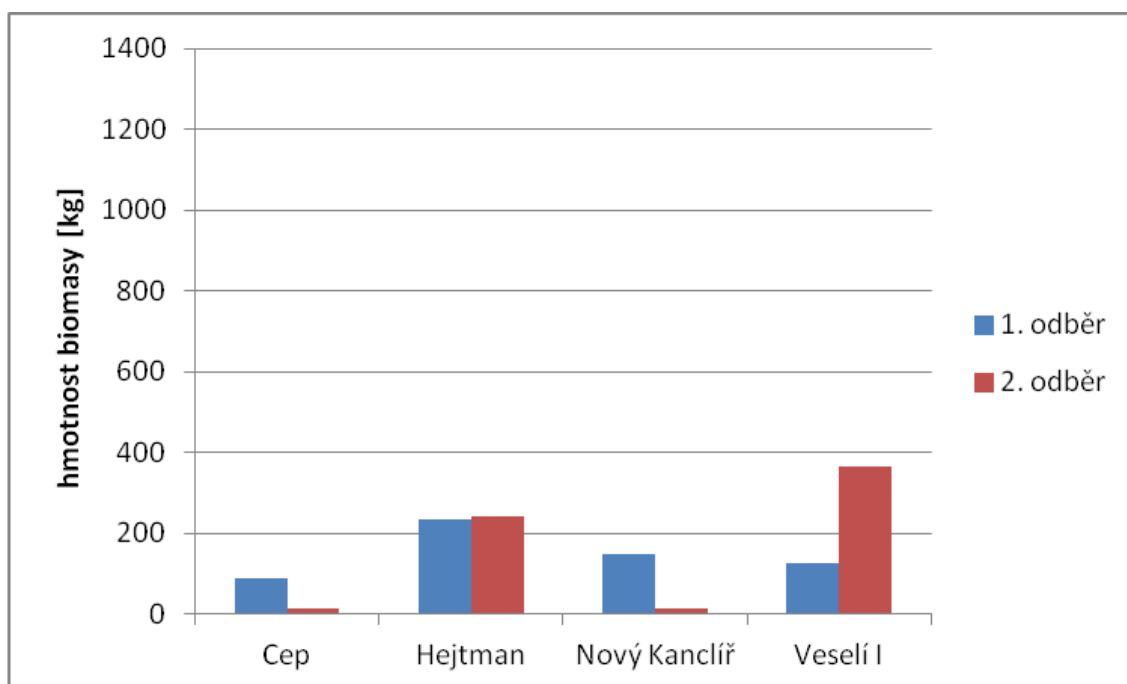
Biomasa v roce 2012

Graf č. 28 – početnost kolonií v roce 2012



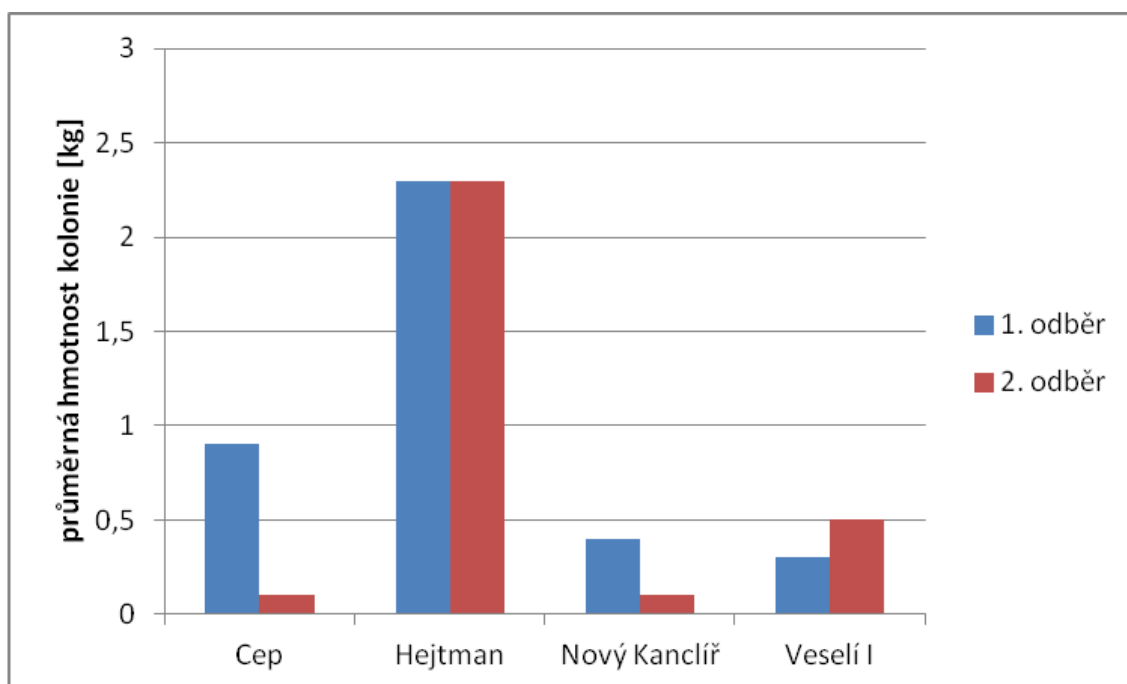
Kromě lokality Veselí I byly na ostatních lokalitách zjištěny výrazně odlišné hodnoty počtu kolonií v prvním a druhém odběru. Zatímco na lokalitách Cep a Nový Kanclíř byly zjištěny vyšší počty kolonií v prvním odběru na lokalitě Hejtman v druhém odběru.

Graf č. 29 – hmotnost kolonií v roce 2012



Kromě lokality Hejtman byly na ostatních lokalitách zjištěny výrazně odlišné hodnoty hmotnosti kolonií v prvním a druhém odběru. Zatímco na lokalitách Cep a Nový Kanclíř byly zjištěny vyšší počty kolonií v prvním odběru, na lokalitě Veselí I v druhém odběru.

Graf č. 30 – průměrná hmotnost kolonií v roce 2012



Kromě lokality Hejtman byly na ostatních lokalitách zjištěny výrazně odlišné hodnoty průměrné hmotnosti kolonií v prvním a druhém odběru. Zatímco na lokalitách Cep a Nový Kanclíř byla zjištěna vyšší průměrná hmotnost v prvním odběru, na lokalitě Veselí I byla o něco vyšší v druhém odběru.

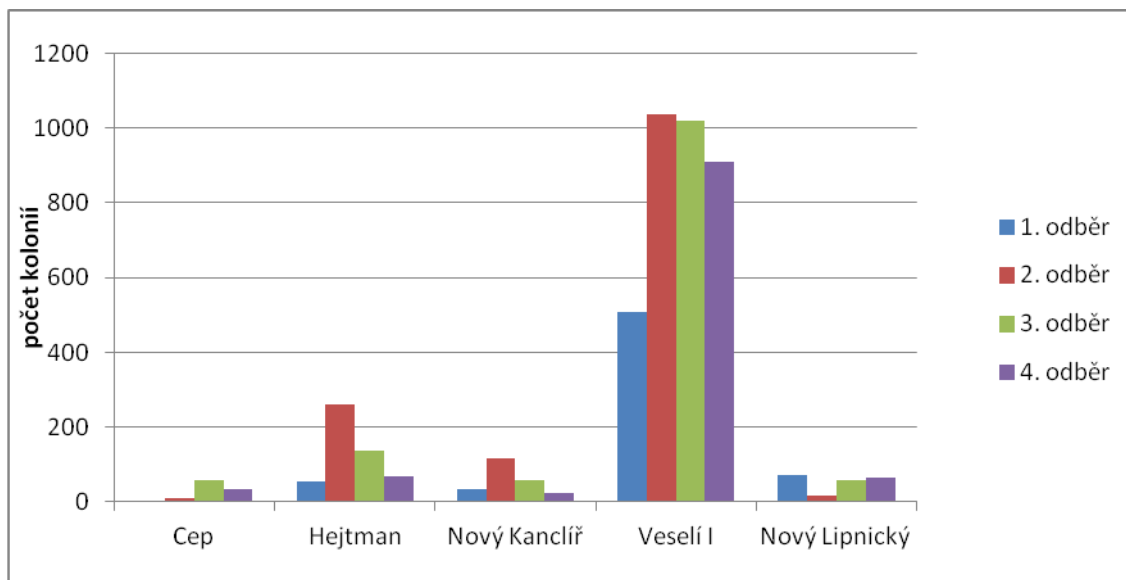
Tabulka č. 55 - zjištěné parametry biomasy na vybraných lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* v roce 2012

Lokalita	odběr	počet kolonií	hmotnost kolonií[kg]	průměrná hmotnost kolonií[kg]
Cep	I	615	90,1	0,9
	II	116	12,9	0,1
Hejtman	I	117	235,8	2,3
	II	407	243,5	2,3
Nový Kanclíř	I	243	146,9	0,4
	II	33	13,1	0,1
Veselí I	I	533	126,4	0,3
	II	562	365,9	0,5

Mezi prvním a druhým odběrem byly na jednotlivých lokalitách většinou velké rozdíly. Na lokalitách Cep a Nový Kanclíř došlo k výraznému poklesu početnosti i celkové a průměrné hmotnosti. Na lokalitách Hejtman a Veselí I byly v druhém odběru všechny sledované parametry vyšší.

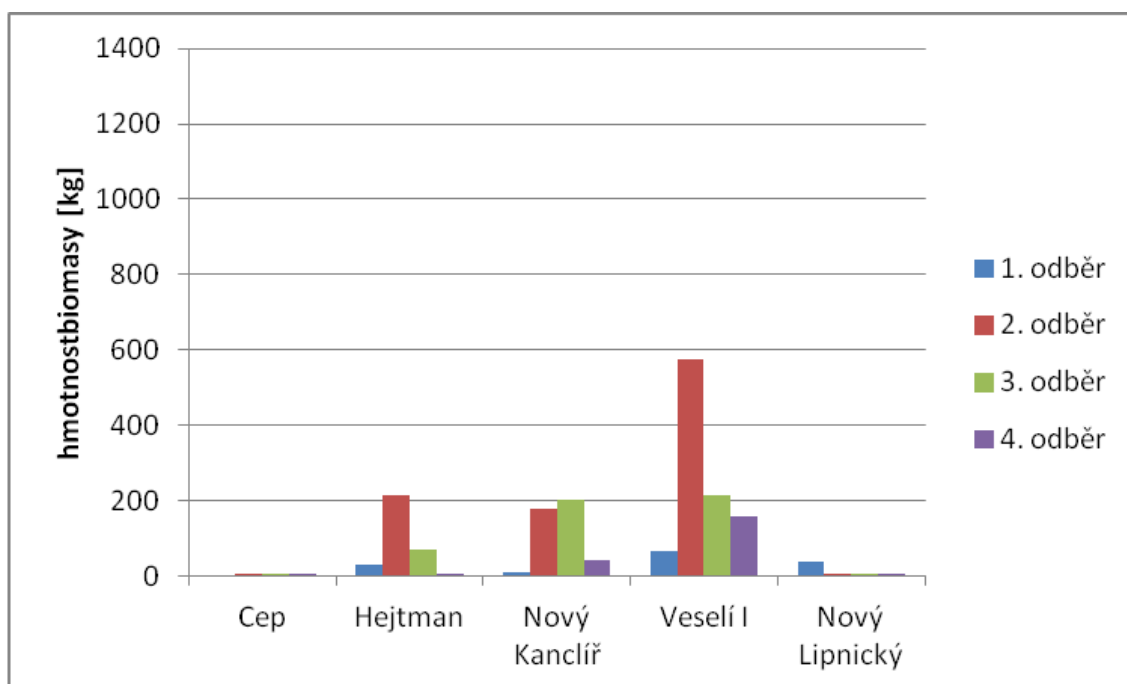
Biomasa v roce 2013

Graf č. 31 – početnost kolonií v roce 2013



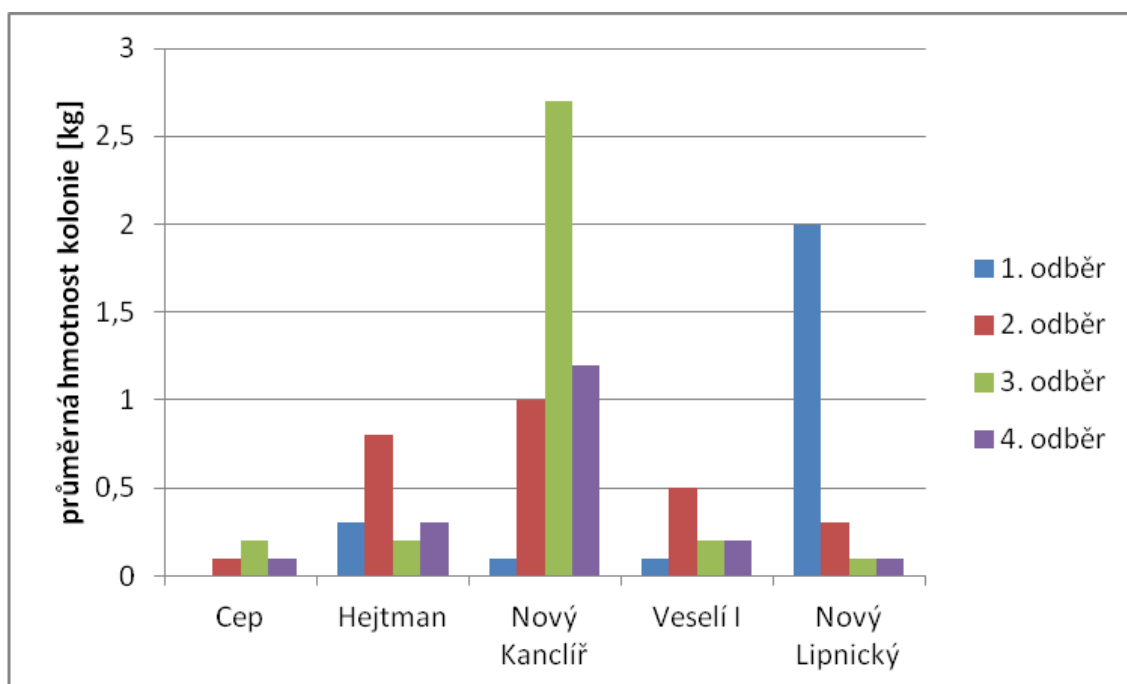
V roce 2013 byl výrazně vyšší počet kolonií ve všech odběrech zaznamenán na písčinně Veselí I. Oproti roku 2012 výrazně poklesla početnost na písčinně Cep, kde v prvním odběru nebyla nalezena žádná kolonie a v dalších letech jen jejich velmi malé množství. Velmi málo kolonií bylo nalezeno i na nově sledované lokalitě Nový Lipnický.

Graf č. 32 – hmotnost biomasy v roce 2013



Celková hmotnost kolonií z transektů byla velmi nízká na lokalitách Cep a Nový Lipnický. Kromě rybníka Nový Lipnický byla nejnižší celková hmotnost kolonií zjištěna v prvním odběru. Vysoké hodnoty celkové hmotnosti byly na lokalitách Hejtman, Nový Kanclíř a Veselí I zjištěny v druhém a třetím odběru. Hmotnost biomasy při čtvrtém odběru byla na těchto lokalitách nejnižší.

Graf č. 33 – průměrná hmotnost kolonií v roce 2013



Na lokalitě Cep nebyla v prvním odběru nalezena žádná kolonie a v dalších odběrech byla zjištěna malá průměrná hmotnost kolonie. Průměrná hmotnost kolonie byla většinou nízká v prvních odběrech i na dalších lokalitách s výjimkou rybníka Nový Lipnický, kde byla naopak při prvním odběru výrazně vyšší. Nejvyšší průměrná hmotnost kolonií byla zaznamenána na rybníku Nový Kanclíř při třetím odběru. Na lokalitách Veselí I a Hejtman byla nejvyšší průměrná hmotnost zaznamenána při druhém odběru.

Tabulka č. 54 - zjištěné parametry biomasy na vybraných lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* v roce 2013

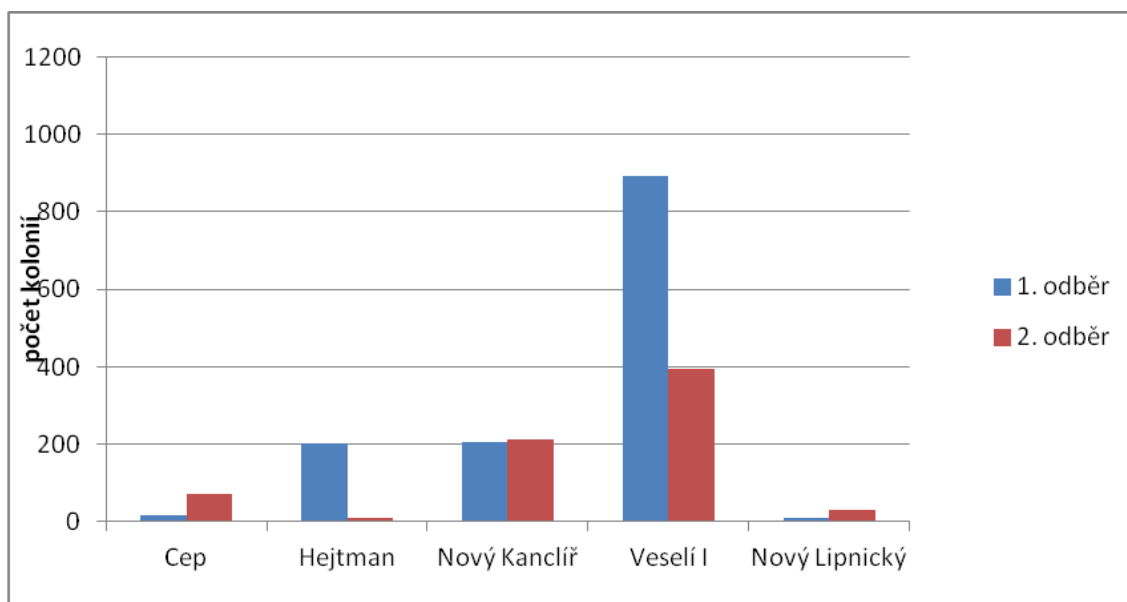
Lokalita	odběr	počet kolonií	hmotnost kolonií[kg]	průměrná hmotnost kolonií[kg]
Cep	I	0	0	0
	II	9	0,2	0,02
	III	59	3,2	0,2
	IV	32	1,91	0,1
Hejtman	I	54	28,0	0,3
	II	261	214,4	0,8
	III	136	69,9	0,2
	IV	69	22,1	0,3
Nový Kanclíř	I	33	11,12	0,1
	II	115	178,6	1,0
	III	58	201,6	2,7
	IV	23	42,8	1,2
Veselí I	I	509	66,8	0,1
	II	1308	573,2	0,5
	III	1021	215,5	0,2
	IV	910	158	0,2
Nový Lipnický	I	73	36,0	2,0
	II	17	0,9	0,3
	III	59	3,2	0,1
	IV	66	1,9	0,1

Na všech lokalitách, kromě rybníka Nový Lipnický bylo nejnižší množství kolonií i hmotnost (jak celková z odběrových transektů, tak i průměrná hmotnost kolonie zjištěny při prvním odběru). Nejvyšší hodnoty sledovaných parametrů byly na všech lokalitách zjištěny ve druhém a třetím odběru. Ve čtvrtém odběru byla početnost a hmotnost kolonií nižší než v druhém odběru, ale podstatně vyšší než v prvním odběru. Na lokalitě Nový Lipnický byly nevyšší hodnoty všech sledovaných parametrů zjištěny při prvním odběru, nejnižší počet kolonií i jejich celková hmotnost při druhém odběru a nejnižší

průměrné hmotnost kolonie (0,1 kg) při třetím a čtvrtém odběru. Při třetím a čtvrtém odběru bylo nalezeno výrazně více kolonií než při druhém odběru, jejich počet byl podobný, i když nižší než při prvním odběru, ale jejich celková hmotnost byla výrazně nižší než při prvním odběru i když vyšší než při druhém odběru.

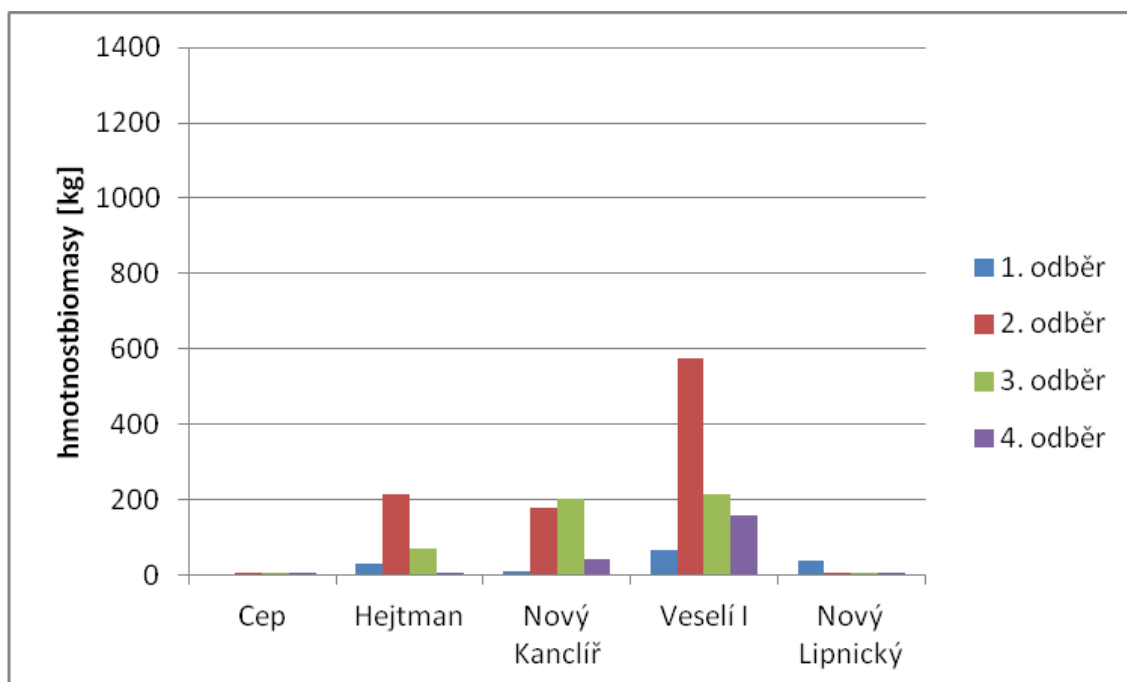
Biomasa v roce 2014

Graf č. 34 – početnost kolonií v roce 2014



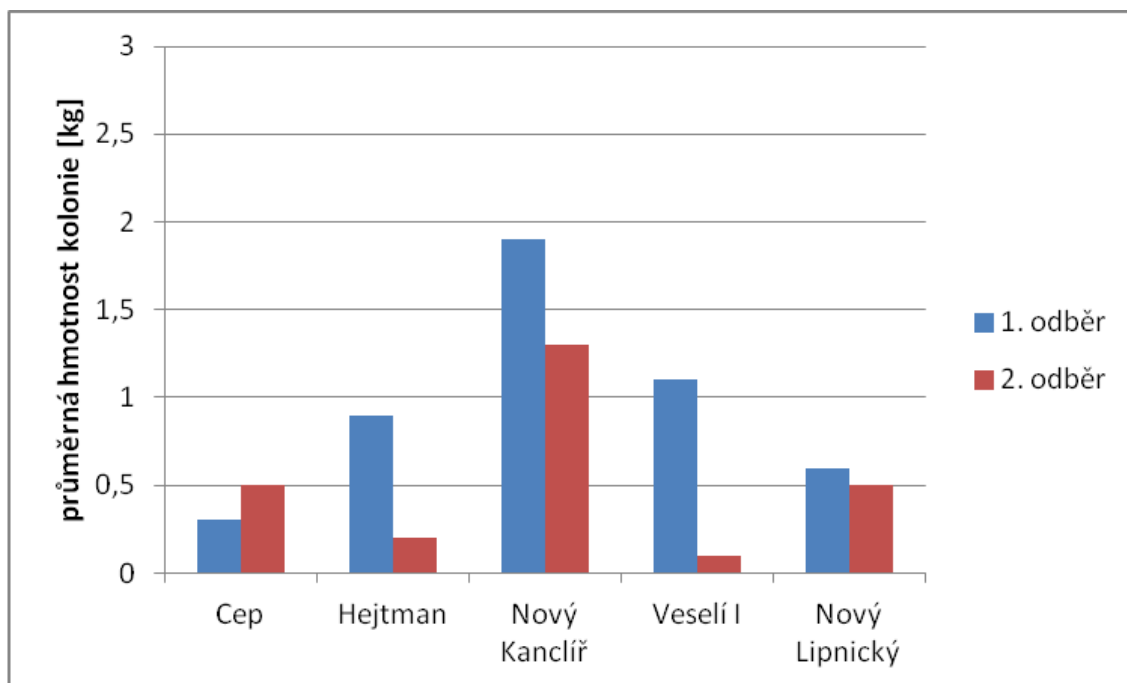
Výrazně vyšší počet kolonií byl zjištěn na lokalitě Veselí I v obou odběrech. Nejvíce si byly oba odběry podobné na lokalitě Nový Kanclíř, výrazně se lišily na lokalitách Veselí I a Hejtman.

Graf č. 35 – hmotnost kolonií v roce 2014



Na lokalitách Hejtman, Nový Kanclíř a Veselí I byla zjištěna vyšší hmotnost kolonií v prvním odběru. Na těchto lokalitách byla také zjištěna v prvním odběru výrazně vyšší hmotnost než pískovně Cep a rybníku Nový Lipnický, kde byla vyšší hmotnost kolonií zjištěna v druhém odběru. Na lokalitě Hejtman v druhém odběru nebyly nalezeny téměř žádné kolonie, proto zjištěná celková hmotnost byla velice nízká.

Graf č. 36 – průměrná hmotnost kolonií v roce 2014



Nejvyšší průměrná hmotnost kolonie byla zjištěna v obou odběrech na rybníku Nový Kanclíř. Kromě lokality Cep byla nejvyšší průměrná hmotnost kolonií zaznamenána u prvního odběru.

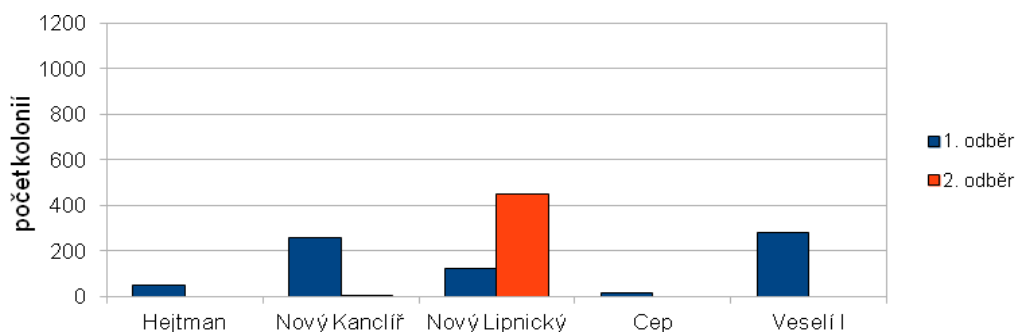
Tabulka č. 55 - zjištěné parametry biomasy na vybraných lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* v roce 2014

Lokalita	odběr	počet kolonií	hmotnost kolonií[kg]	průměrná hmotnost kolonií[kg]
Cep	I	15	8,1	0,3
	II	73	41,2	0,5
Hejtman	I	201	259,2	0,9
	II	11	2,5	0,2
Nový Kanclíř	I	205	350,1	1,9
	II	213	293,2	1,3
Veselí I	I	315,3	891	1,1
	II	41,2	393	0,1
Nový Lipnický	I	9	12,4	0,6
	II	31	19,1	0,5

Na lokalitách Hejtman, Nový Kanclíř a Veselí I byly zjištěny vyšší hodnoty ve všech sledovaných parametrech při prvním odběru. U lokalit Cep a Nový Lipnický naopak při druhém odběru.

Biomasa v roce 2015

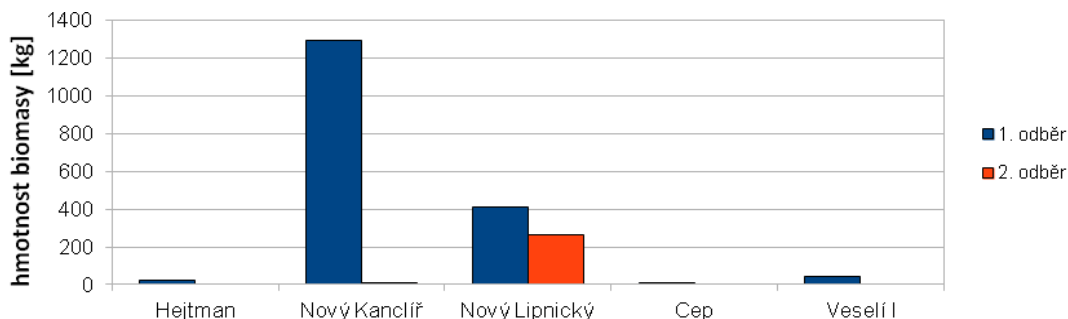
Graf č. 37 – početnost kolonií v roce 2015



Nejvyšší počet kolonií byl zjištěn při prvním odběru na pískovně Veselí I (282), o něco nižší na Novém Kanclíři (257), výrazně nižší na rybníku Hejtman (48) a nejnižší na pískovně Cep (12).

Při druhém srpnovém odběru nebyla na třech lokalitách (Hetman, Cep a Veselí I) nalezena žádná kolonie a na rybníku Nový Kanclíř pouze jediná kolonie, výrazně vyšší početnost při druhém odběru byla zjištěna pouze na rybníku Nový Lipnický (450 kolonií oproti 121 při prvním odběru).

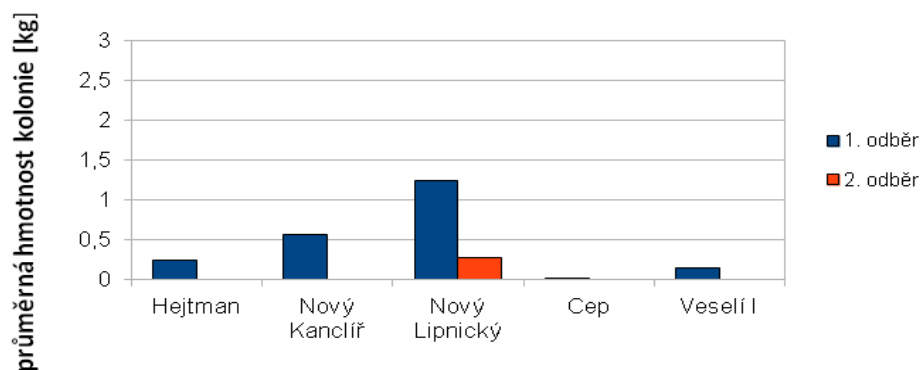
Graf č. 38 – hmotnost kolonií v roce 2015



Při červencovém odběru byly na všech lokalitách zjištěny vyšší hodnoty než při srpnovém. Na lokalitách Hejtman, Cep a Veselí I nebyly na odebíraných transektech nalezeny při srpnovém odběru žádné kolonie a na lokalitě Nový Kanclíř byla na odebíraných transektech v srpnovém odběru nalezena pouze jediná kolonie o hmotnosti 1,68 kg.

Nejvyšší biomasa při červencovém odběru (1294 kg) byla zjištěna na rybníku Nový Kanclíř. Vysoká biomasa oproti minulým letům byla zjištěna na rybníku Nový Lipnický (409 kg). Na rybníku Nový Lipnický byla zjištěna výrazně vyšší biomasa než u ostatních lokalit (262 kg), tedy Veselí (41 kg), Hejtman (25 kg) a Cep (0,6 kg).

Graf č. 39 – průměrná hmotnost v roce 2015



Průměrná hmotnost kolonie při druhém odběru je na tomto grafu zobrazena jen na lokalitě Nový Lipnický vzhledem k tomu, že na lokalitách Hejtman, Cep a Veselí I nebyla nalezena žádná kolonie a na rybníku Nový Kanclíř byla nalezena pouze jediná kolonie. Nejvyšší průměrná hmotnost při prvním odběru byla zjištěna na rybníku Nový Lipnický (1,24 kg), velké kolonie o průměrné hmotnosti 0,57 kg byly nalézány také na rybníku Nový Kanclíř. Na lokalitě Hejtman byla průměrná hmotnost kolonie 0,24 kg na písčově Veselí I 0,15 kg a nejnižší na písčově Cep 0,02 kg.

Tabulka č. 56 - zjištěné parametry biomasy na vybraných lokalitách s výskytem druhu
P. magnifica v roce 2015

Lokalita	odběr	počet kolonií	hmotnost kolonií[kg]	průměrná hmotnost kolonií[kg]
Cep	I	6	0,5	0,1
	II	0	0	0
Hejtman	I	82	40,1	0,2
	II	0	0	0
Nový Kanclíř	I	144,1	144	0,6
	II	1,7	1	1,7
Veselí I	I	41,3	282	0,2
	II	0	0	0
Nový Lipnický	I	408,6	257	1,2
	II	261,9	562	0,5

Na lokalitě Cep, Hejtman a Veselí I byly kolonie druhu *P. magnifica* nalezeny pouze při prvním odběru. Na lokalitě Nový Kanclíř byla při druhém odběru nalezena pouze jediná kolonie. Na rybníku Nový Lipnický byly jak při prvním tak i při druhém odběru zjištěny nejvyšší počty kolonií i jejich celková hmotnost ze všech lokalit. Také průměrná hmotnost kolonií byla na této lokalitě v obou odběrech (i když při druhém odběru byla méně než poloviční) vysoké v porovnání s ostatními lokalitami.

5.3.2

Interferenční analýza

V roce 2012 byla u hmotnosti biomasy, početnosti kolonií i průměrnou hmotností kolonií zjištěna závislost na lokalitě a statisticky významný rozdíl byl zjištěn mezi odběry u biomasy a počtu kolonií ani průměrné hmotnosti kolonie.

V roce 2013 byla u biomasy, počtu kolonií i průměrné hmotnosti kolonií zjištěna závislost na lokalitě a statisticky významný rozdíl mezi odběry u hmotnosti biomasy. U průměrné hmotnosti kolonie nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi odběry.

V roce 2014 byla u biomasy, počtu kolonií i průměrné hmotnosti kolonií zjištěna závislost na lokalitě a statisticky významný rozdíl mezi odběry u hmotnosti a početnosti biomasy a průměrné hmotnosti kolonie.

V roce 2015 byla u biomasy, počtu kolonií i průměrné hmotnosti kolonií zjištěna závislost na lokalitě. U všech lokalit kromě Nového Lipnického nebyly tento rok při druhém odběru nalezeny žádné nebo téměř žádné kolonie.

6.

DISKUZE

6.1.

Fyzikálně-chemické faktory

Průhlednost vody ve vztahu k výskytu druhu *P. magnifica* byla hodnocena pouze autory v Čechách, zejména pak na Třeboňsku. Zde je většinou nalézána ve vodách s výrazně vyšší průhledností, než je typické pro většinu lokalit (Šetlíková et al., 2013), (Šinko et al., 2013a, Šinko et al., 2013b, Šinko et al., 2015). Průměrná hodnota průhlednosti se tak ve všech sledovaných letech na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* pohybovala kolem jednoho metru (tab. č. 15, graf č. 4), zatímco na lokalitách bez výskytu tohoto druhu byla poloviční (tab. č. 16, graf č. 4). Na obou typech lokalit bylo zjištěno vysoké rozmezí průhlednosti a tedy i její variabilita (tab. č. 15, 16). Na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* je to způsobeno tím, že většina sledovaných nádrží v této skupině patří k tzv. hlavním rybníkům, které mají po většinu vegetačního období nízké hodnoty průhlednosti především v důsledku vegetačního zákalu, ale na začátku léta zde dochází k výraznému navýšení průhlednosti. Podobně se chová také pískovna Horusice I, která je silně ovlivněna odtékající vodou z rybníka Švarcenberk (Novák, 2007, Novák, 2009). Další ze sledovaných pískoven zařazených v této skupině Cep II se naopak obvykle vyznačuje vyššími hodnotami průhlednosti zejména v druhé polovině roku (graf č. 4). V první polovině roku je přirozená průhlednost na této pískovně snižována především těžbou a také koupáním. I když byla průhlednost zde měřena na místě nejvzdálenějším od těžebních prostor, v době těžby je průhlednost snížena na celé vodní ploše pískovny. Podmínky na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* jsou také značně variabilní. Typické jsou již zmíněné lokality s vyššími hodnotami průhlednosti než většina sledovaných lokalit bez výskytu, ale druh *P. magnifica* byl nalezen i na lokalitách s velmi nízkou průhledností. Trvale nejnižší průhlednost, většinou maximálně do 30 cm, je na rybníku Nový Lipnický (též Podřezaný), což je druhá nejstarší zjištěná lokalita tohoto druhu na Třeboňsku (tab. č. 10). Na rozdíl od jiných lokalit zde ale, nízká průhlednost není způsobena vegetačním zákalem, ale černým zabarvením vody způsobeným huminovými látkami. Výrazným

zabarvením huminovými látkami a v důsledku toho i nižší průhledností se vyznačuje z lokalit, kde byl tento druh zjištěn ještě rybníky Vizír a Vydýmač u Hejtmanu. Z rybníků, kde je nízká průhlednost způsobena silným vegetačním zákalem, byl tento druh zjištěn na rybníku Ruda, kde se ale vyskytoval jen v letech 2011 - 2013 a také na rybníku Nový Kanclíř, kde se vyskytuje trvale. Nicméně rybník Nový Kanclíř má ve srovnání s rybníky, kde se tento druh nevyskytuje průhlednost přece jenom vyšší většinou neklesající pod 0,5 m. Také většina dalších lokalit, kde se tento druh vyskytuje má spíše nižší hodnoty průhlednosti, než je typické pro Třeboňsko. Např. Holec (2014) uvádí, že nízké hodnoty průhlednosti na Labi stěžují hledání a ověřování druhu *P. magnifica* na této řece. Častý výskyt druhu *P. magnifica* na lokalitách s vysokou průhledností tedy spíše souvisí s lepší kvalitou vody na těchto nádržích spíše než s tím, že by tento faktor byl pro přežití druhu podstatný (Skruhrovec, 2011). Také nebyl zjištěn významný vliv průhlednosti na rozšiřování do nových oblastí na Třeboňsku (Šinko et al., 2013a). Přesto vysoké hodnoty průhlednosti v kombinaci s dusičnanovým dusíkem jsou pravděpodobně nejvýznamnější parametr rozhodující o výskytu druhu *P. magnifica* na daných lokalitách. To ale opět souvisí s kvalitou vody (viz následující popis). Typickými lokalitami, kde se tento druh nevyskytuje, jsou hlavní rybníky vyznačující se nízkými hodnotami průhlednosti po většinu vegetačního období a zároveň téměř nulovými koncentracemi dusičnanů v letním období (tab. č. 30, graf č. 11). Ty jsou způsobeny tím, že většinou koncem května je omezován přítok do těchto rybníků, které na jaře byly významným zdrojem nitrátů, na doplňování ztát vody odparem. Dále jsou nitráty také odčerpávány fytoplanktonem a makrofyty a také pravděpodobně dochází k intenzivní denitrifikaci při rozkladu organických látek zejména při aplikaci statkových hnojiv na dně rybníka (Pechar a Radová, 1996). Výskyt druhu *P. magnifica* byl zjištěn jen ve třech rybnících, které se hnojí - Ruda, Svět a Nový Lipnický. Kromě rybníku Ruda musí být na zbylých rybnících dávka hnoje nižší, než je obvyklé, protože jsou tyto rybníky využívány také k rekreaci. Na rybnících Ruda a Svět byl druh *P. magnifica* zjištěn jen v několika letech a vždy v malém množství. Na rybníku Nový Lipnický se vyskytuje trvale již od roku 2005 (tab. č. 10), ale střídají se zde sezóny, kdy je zde nárůst biomasy druhu *P. magnifica* nápadně velký, ale také minimální (Lukešová, 2011). Ve sledovaném období byla na tomto rybníku zjištěna výrazně vyšší biomasa v roce 2015 než v předchozích dvou letech (graf č. 37-39, tab. č. 56), a zároveň měl zejména v červnu, červenci a září vyšší hodnoty dusičnanového dusíku než jiné lokality, kde se tento druh vyskytoval, což by mohlo souviset právě s

hnojením. Vysoká průhlednost na většině vody, kde se tento druh vyskytuje, souvisí s malým množstvím fytoplanktonu a dochází tedy k méně intenzivnímu odčerpávání dusičnanů. nižší množství fytoplanktonu lze však předpokládat i na rybníku Nový Lipnický, kde malá průhlednost vody není způsobena vegetačním zákalem, ale huminovými látkami.

Také u **obsahu a nasycení kyslíkem** bylo jak na lokalitách s výskytem tak bez nich zjištěno velké rozmezí a značná variabilita (tab. č. 51, 52). U lokalit bez výskytu druhu *P. magnifica* tedy převážně hlavních rybníků byly výrazná maxima obsahu kyslíku zaznamenána v létě v důsledku intenzivní fotosyntetické činnosti aktivity fytoplanktonu. Během krátké doby, ale může na těchto lokalitách dojít zase k prudkému poklesu kyslíku. U většiny lokalit s výskytem druhu *P. magnifica* zpravidla nedochází k tak velkým maximům obsahu kyslíku, protože na většině lokalit je koncentrace fytoplanktonu nižší (výjimkou jsou především rybníky Ruda a Nový Kanclíř). Z tohoto důvodu je zřejmě také podle grafu č. 26 významný vyšší obsah kyslíku na lokalitách, kde se tento druh nevyskytuje. U většiny lokalit s výskytem je typické víceméně 100 % nasycení (graf č. 6), ale druh *P. magnifica* je schopen žít a to i velkém množství na lokalitách, kde je běžný deficit obsahu kyslíku v průběhu celého roku jako je Nový Lipnický (graf č. 6).

Podobná je situace i u **pH** - někdy i velice silně alkalické pH na většině sledovaných lokalit bez výskytu druhu *P. magnifica*, (tab. 21, 22) ale vzácně i na některých lokalitách s výskytem jako Nový Kanclíř a Ruda v důsledku intenzivní fotosyntetické činnosti fytoplanktonu, kdežto na ostatních lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* je většinou kolem 8 (graf 7). Také z tohoto důvodu je podle grafu č. 27 významné z hlediska výskytu zvyšující se pH. vyšší rozkolísanost pH na většině rybníků bez výskytu druhu *P. magnifica* je také způsobena tím, že vysoká koncentrace fytoplanktonu vede nejenom k vysoké intenzivní fotosyntetické činnosti, ale také i ke vzrůstu respiračních procesů, které mohou naopak způsobit pokles pH (Pechar a Radová, 1996). Výskytu druhu *P. magnifica* ale spíše brání nízké hodnoty pH. Např. pískovna Cep II vyznačují se trvale nejnižším pH téměř vždy v kyselé oblasti (graf č. 7), která leží velmi blízko pískovny Cep, kde se druh *P. magnifica* vyskytuje již od roku 2003 (Šetlíková et al., 2005). Přesto druh *P. magnifica* nebyl na pískovně Cep II nikdy nalezen (Šinko et al., 2013a, Šinko et al., 2015). Vyšší srovnání co se týká vlivu výskytu v závislosti na kyselém nebo alkalické pH je na Třeboňsku obtížné neboť pro většinu větších vodních ploch je zde typické alkalické pH (Eiseltová a Pokorný, 1994, Pechar a

Radová, 1996). Ale i jinde byla zjištěna ve vodách s alkalickým pH a to jak v jiných oblastech České republiky (Šusterová, 2014, Holec, 2014) tak i v zahraničí (Brown 1933, Ewerit 1975, Rodriguez a Vergon, 2002). Pro preferenci mírně alkalického pH také hovoří zjištění statisticky průkazného vlivu na lokalitách s vyššími minimálními hodnotami pH (Šinko et al., 2013a).

Také vyšší hodnoty kyselinové neutralizační kapacity zjištěné na většině rybníků, kde se tento druh nevyskytuje (graf č. 9), souvisí s jejich obhospodařování v tomto případě dlouhodobým vápněním, které má za následek zvýšený obsah hydrogenuhličitanů (Kubů, 1975, Pechar a Radová, 1996). Dostatečně vysoké hodnoty kyselinové neutralizační kapacity na Veselských pískovnách a pískovně Cep mají však jinou příčinu. Původní voda pískoven totiž na rozdíl od rybníků patřila k síranovému nebo síroge-n-hydrogenuhličitanovému typu vod. Původně podzemní voda těchto jezer se při výstupu na povrch měnila v kontaktu s atmosférou a s povrchovým přítokem na typ hydrogenuhličitano-sírový nebo až na hydrogenuhličitanový (Pechar a Radová, 1996).

Dosud byl druh *P. magnifica* zaznamenán ve vodách s **vodivostí** od 60 do 532 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Holec, 2014). Pro Třeboňsko je však její výskyt typický u vod nepřekračující hodnoty vodivosti 200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (graf č. 8) (Balounová et al., 2007, Lukešová, 2011), (Skuhrovec, 2011, Šinko et al., 2013a, Šinko et al., 2013c). V souvislosti s výraznějším poklesem vodivosti na rybníku Nový Lipnickém v roce 2010 (Lukešová, 2011) nebo naopak s jejím vzrůstem na pískovně Horusice byl v roce 2012 (Šinko et al., 2013a) bylo také zaznamenáno výrazné snížení biomasy druhu *P. magnifica* na výše uvedených lokalitách. Nicméně v roce 2015, kdy na rybníku došlo k obrovskému nárůstu biomasy druhu *P. magnifica* oproti předešlým letům nebyl zaznamenána výrazná změna vodivosti na této lokalitě. Přesto její výskyt na lokalitách s hodnotami vodivosti pod 200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ může být na Třeboňsku významný. Pechar a Radová (1996) totiž zjistily průměrné hodnoty vodivosti na všech nejvýznamnějších rybníčních soustav na Třeboňsko (Třeboňské, Lomnické, Břilické, Vitmanovské, Chlumské a Nadějské) vždy vyšší než 200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, od 247 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ v Chlumské do 560 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ v Břilické a také zjistili statisticky významný rozdíl mezi soustavami, u kterých jsou rybníky obklopeny poli (Břilická, Lomnická, a Třeboňská) a rybníky u kterých není kontakt se zemědělsky obhospodařovanou krajinou tak bezprostřední (Chlumská, Vitmanovská a Nadějská). Z výše uvedených soustav rybníků byl výskyt druhu *P. magnifica* zjištěn pouze v soustavě Chlumské v rybníčních obklopených převážně lesy. Nicméně v jiných oblastech České republiky především na Labi se vyskytuje ve vodách s mnohem vyššími hodnotami

vodivosti od 382 do 532 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Holec, 2014) stejně jako v zahraničí od 227 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na řece Nagdum (Hyunbin et al., 2014) do 500 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ve vodních tocích v regionu Franche-Comté ve Francii (Rodriguez a Vergon, 2002). Zde pravděpodobně její výskyt ve vodách s takto vysokou vodivostí souvisí s tím, že se jedná o úseky velkých řek, kde dochází k hromadění živin z výše položených oblastí povodí. Obecně tedy vodivost není limitním faktorem výskytu druhu *P. magnifica*, ale její odlišná hodnota poukazuje na odlišnou hodnotu elektrolytů (Pitter, 1990). Pechar a Radová (1996) zaznamenali u soustav, u kterých zjistili významný statistický rozdíl také i významný rozdíl v obsahu hlavních iontů sodíku, draslíku, vápníku a hořčíku. Chlumská soustava, v které byl jako jediné ze zkoumaných soustav druh *P. magnifica* zaznamenán se vyznačovala nejnižšími průměrnými hodnotami iontů sodíku a draslíku. Naopak je pravděpodobně možné vyloučit souvislost vodivosti s celkovým množstvím živin, protože (Pechar a Radová, 1996) nezaznamenali žádný vztah mezi vodivostí a koncentrací celkového dusíku a fosforu. Vzhledem k tomu, že na lokalitách, kde se druh *P. magnifica* vyskytoval v největším množství, např. pískovna Veselí I v roce 2013 nebo rybník Nový Lipnický v roce 2015, nedošlo nikdy k výraznému snížení vodivosti lze hypotézu Ricciardiho a Lewise (1991) a Balounové et al., (2007), že by výskyt mechovek mohl vést k snížení vodivosti považovat alespoň pro tento druh za nepravděpodobnou. K tomuto závěru došla také Lukešová (2011).

Většinou vyšší hodnoty **amoniakálního dusíku** na rybnících kde tento druh nebyl nikdy zjištěn (graf č. 10) a také jeho obrovský nárůst na rybníku Ruda v letech 2014 a 2015 kdy se zde druh *P. magnifica* nevyskytoval je pravděpodobně důsledkem hnojení těchto rybníků, které vede k prudkému poklesu kyslíku, až vytvoření anaerobního prostředí ve kterém již amoniakální dusík nepodléhá dalším přeměnám (Pitter, 1990). Na chovných rybnících byly však často zjištěny i velmi nízké hodnoty amoniakálního dusíku i pod mezí stanovitelnosti. Příčinou může být volatilizace amoniakálního dusíku do atmosféry v důsledku silně alkalického pH, které bývá na rybnících využívaných primárně k chovu ryb běžné. Značný nárůst amoniakálního dusíku na Veselských pískovnách a na jezeře Cep II v jednom měsíci a poté jeho prudký pokles v následujícím období může souviset s přísunem moči, ve které je nejvíce zastoupena močovina, která velmi snadno podléhá biologické hydrolýze a rozkládá se na amoniakální dusík. Ten se zase v procesu nitrifikace za oxických podmínek přeměňuje přes dusitany na dusičnany (Pitter, 1990). Na pískovně Cep nebylo nikdy zaznamenáno výrazné zvýšení amoniakálního dusíku, ale naopak nejnižší hodnoty ze sledovaných

pískoven. Zde přeměna močoviny na amoniakální dusík není tak výrazná jednak z důvodu, že je tato pískovna méně rekreačně využívána než Veselské pískovny a také má největší objem vody ze všech sledovaných pískoven. Vzhledem k tomu, že u pískoven nebyla nikdy zjištěna tak velká koncentrace amoniakálního dusíku a zároveň u žádné již obsazené pískovny druhem *P. magnifica* nedošlo k jeho vymizení jako u rybníka Ruda je z hlediska ovlivnění výskytu tohoto druhu významnější hnojení rybníků než případná kontaminace pískoven močí.

Velmi časté zjištění **dusičnanového dusíku** pod hranicí stanovitelnosti v létě jak na lokalitách s výskytem tak bez výskytu druhu *P. magnifica* souvisí s tím, že nejvyšší koncentrace dusičnanů ve vodách je v zimě a v létě je využívána fytoplanktonem popř. makrovegetací (Pechar a Radová, 1996). Vzhledem k tomu, že dusičnanový dusík je podle grafu č. 27 spolu s průhledností nejdůležitější faktor ovlivňující výskyt druhu *P. magnifica* může být významné zjištění výrazně vyšších koncentrací dusičnanů u soustavy Chlumsko-Lutovské v porovnání se soustavami Třeboňskou, Lomnickou, Vitmanovskou a Nadějskou (Pitter a Radová, 1996). Z výše uvedených soustav se druh *P. magnifica* totiž vyskytuje právě jen v několika rybnících Chlumsko-Lutovské soustavy. Také během let 2012 - 2015 v měsících když na většině lokalit byl obsahu dusičnanového dusíku a pod mezí stanovitelnosti byly stanovitelné hodnoty dusičnanového dusíku na rybnících v okolí Chlumu u Třeboně (Nový Kanclíř, Nový Lipnický). Vzhledem k tomu, že dusičnanový dusík je spolu s průhledností podle grafu č. 27 nejvýznamnější faktor ovlivňující výskyt druhu *P. magnifica* je jeho další vliv diskutován u průhlednosti.

Obsah a kolísání **celkového dusíku** jak na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* tak i bez výskytu (graf č. 12) souvisí jednak s výše popsanými zdroji a přeměnami forem dusíku a dalšími zdroji dusíkatých sloučenin jako je splach s okolních polí (Novák, 2009) a komunikací s vodou z blízkých rybníků (Polaufová, 2006). Ačkoliv přímo umělým tokem je spojena pouze pískovna Horusice z rybníka Švarcenberk, komunikace ostatních jezer při zvýšených stavech vody s povrchovými vody Lužnice a Zlaté stoky do kterých je odváděna podstatná část vod rybníků na Třeboňsku není nijak výjimečná (Šinko, 2008). V průběhu této studie v roce 2013 voda z Lužnice přitékala do jezera Veselí I, což je pravděpodobně důvod, proč byla v tomto roce zaznamenán na této pískovně nejvyšší nárůst celkového dusíku a fosforu. Vyšší stav vody na všech pískovnách byl pravděpodobně také příčinou nárůstu celkového dusíku a fosforu a jejich forem na těchto nádržích.

Nízké hodnoty zaznamenaného **fosforečnanového fosforu** na některých lokalitách jak s výskytem, tak i bez výskytu druhu *P. magnifica* lze vysvětlit intenzivní fotosyntetickou asimilací (Pitter, 1990). Naopak vyšší zaznamenané hodnoty fosforečnanového fosforu v rybnících, kde se druh *P. magnifica* nevyskytoval (včetně rybníku Ruda) a v rybníku Nový Lipnický (graf č. 13) pravděpodobně souvisí s hnojením, kdy dostupné formy fosforu jsou přítomny často v nadbytku. U pískovny Cep byly však zjištěny nízké hodnoty fosforečnanového i celkového fosforu, což je pravděpodobně způsobeno značnou hloubkou tohoto jezera (v průměru 7 m), která je nejvyšší ze všech sledovaných lokalit. V hlubokých nádržích je totiž značná část fosforu vázána na dně pevně v sedimentech (Přikryl, 2011). Koncentrace a kolísání fosforečnanového a celkového fosforu na dalších lokalitách lze vysvětlit obdobně jako u celkového dusíku a jeho jednotlivých forem.

Také hodnoty **biologické a chemické spotřeby** jsou pravděpodobně v největší míře ovlivňovány rozdílným obhospodařováním těchto lokalit. Většinou vyšší hodnoty chemické a biologické na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* (15, 16) a rybníku Ruda v roce 2014 a 2015, kdy se zde druh *P. magnifica* nevyskytoval, pravděpodobně souvisí v největší míře s hnojením těchto lokalit, v důsledku čehož dochází k významnému zvýšení přísunu organických látek a také intenzivní respiraci organismů. Podstatný vliv má i znečišťování vod organickými látkami rybami. Vysoké hodnoty chemické spotřeby kyslíku a zároveň nižší hodnoty biologické spotřeby na rybníku Nový Lipnický jsou pravděpodobně v největší míře důsledkem kombinace omezené dávky organického hnojiva a zároveň vysoké koncentrace huminových látek, které nesnadno podléhají biologickému rozkladu (Pitter, 1990). Většinou vyšší hodnoty biologické a chemické spotřeby kyslíku v roce 2013 oproti rokům 2014 a 2015 pravděpodobně souvisejí s větším stavem vody na sledovaných nádržích, zejména pískovnách a často i zaplavením okolních pozemků nebo i povrchovou komunikací s jinými nádržemi a toky.

Většinou vyšší hodnoty chlorofylu a na lokalitách, kde druh *P. magnifica* nebyl nikde zaznamenan a také na rybníku Ruda (graf č. 17) a jeho množství a kolísání obecně souvisí s procesy popsanych u dusíku a fosforu a jejich forem.

U všech sledovaných lokalit kromě rybníka Jamského byly zjištěny nižší hodnoty **draslíku** než **sodíku** (graf č. 18, 19), což je obvyklé pro většinu sladkých vod, protože ionty draslíku jsou půdními minerály více sorbovány než ionty sodíku. Nicméně na

mnohých lokalitách byl obsah draslíku vyšší než 4 až 10 % sodíku, což je obvyklá hodnota.

U všech lokalit bylo ze sledovaných kationtů zjištěno nejvyšší množství **vápníku** (graf č. 18, 19, 22). U rybníků určené primárně pro chov ryb je to důsledek vápnění, zatímco u málo mineralizovaných vod, ke kterým jsou řazeny také pískovny (Pechar a Radová, 1996) je vápník hlavním kationtem (Pitter, 1990). Na všech lokalitách byl zjištěn výrazně nižší obsah hořčíku než sodíku (graf č. 18, 19), což je typické pro sladké vody z důvodů, že hořčík je méně zastoupen v zemské kůře, dochází k jeho sorpci a výměně iontů při styku vody s některými horninami a jílovými minerály a také je využíván rostlinami (Pitter, 1990).

Ačkoliv **absorbance** nemá přímý vztah s množstvím huminových látek (Pitter, 1999) a podle tohoto parametru lze podíl huminových látek pouze odhadnout zjištěné vyšší hodnoty absorbance v grafu č. 24 odpovídají černému zabarvení vody, které je pravděpodobně způsobeno huminovými látkami. Vzhledem k tomu, že nejvyšší hodnoty absorbance byly zjištěny na několika lokalitách s výskytem tohoto druhu, lze pravděpodobně vyloučit omezující vliv absorbance nebo huminových látek na výskyt druhu *P. magnifica*. Tomu také odpovídá, že druhá nejstarší lokalita obsazená tímto druhem na Třeboňsku byl rybník Nový Lipnický (tab. č. 10), který se vyznačuje nejvyšší hodnotou absorbance a přesto, že se pravidelně vypouští, s výjimkou roku 2009, zde byly kolonie druhu *P. magnifica* vždy objeveny.

Souhrnně se dá říci, že porovnání fyzikálně-chemických parametrů ovlivňující výskyt je především z celosvětového hlediska limitováno nedostatkem zahraničních údajů. Případné měření těchto parametrů bylo součástí jiných výzkumů a především se odehrávalo na velkých řekách, tedy značně odlišných stanovištích od zkoumané oblasti.

6.2.

Výskyt v České republice

Současný mnohem vyšší výskyt oproti první invazi (mapa č.1, 2, tab. č. 5, 6, 7, graf č. 2) pravděpodobně souvisí se všeobecným zlepšením kvality vody, vytvoření mnoha nových velkých nádrží, především šterkopískoven, které se staly nejpreferovanějším biotopem bochnatky a přehradních nádrží na Vltavě. Vytvoření mnoha přehrad na Vltavě vedlo k podstatné změně původního parrmového pásma. Dnes se úseky Vltavy mezi přehradami vyznačují mírným proudem a zároveň kamenitým podkladem tedy vhodnými podmínkami pro uchycení statoblastů na příhodném substrátu. Důležitost takto změněného biotopu pro výskyt bochnatky souvisí s tím, že pravidelný výskyt tohoto druhu je nejjižněji na Vltavě zaznamenáván na přehradní nádrži Hněvkovice a další ojedinělý nález na Vltavě pochází jen několik kilometrů ještě jižněji (proti proudu Vltavy). Níže má Vltava silnější proud nebo v městech kudy protéká, je regulovaná s minimem vhodných substrátů. Severně od této přehrady v oblasti tzv. Vltavské kaskády (včetně úseků mezi přehradami) byla naopak často nalézána. Absence tohoto druhu v nádržích Lipno I a Lipno II se dá vysvětlit chladnějšími podmínkami. Také většina ostatních přehrad je postavena na horních úsecích vodních toků (Křivánek et al., 2014), což jsou většinou toky s nízkou teplotou a tedy teplotně nevhodným prostředím pro druh *P. magnifica*. Menší pravděpodobnost zanesení statoblastů je také u nádrží využívaných k vodárenským účelům a s vyloučením rekreačních aktivit (např. ú. n. Římov).

Zlepšení kvality vody pak umožnilo znovuosídlení mnohých lokalit invadovaných již při první invazi a zejména na Labi pak šíření do dalších oblastí. Podle ČSN 75 72221 byl úsek Labe, kde se druh *P. magnifica* dnes vyskytuje zařazen v roce 1992 do IV. třídy (silně znečištěná voda) (Nesměrák, 2006). Výrazné znečištění vody této řeky v druhé polovině 20. století a následné zlepšování kvality vody uvádí např. (Tošková, 2012). Od začátku 21. století je však už úsek této řeky zařazen do kategorie znečištěná voda (Nesměrák, 2006, Křivánek et al., 2014). Když Pačes a Pištora (1979) in Pitter (1990) srovnávali kvalitu vody v Labi na profilu Lovosice v roce 1979 s jejím složením koncem devatenáctého století, zjistili naopak nárůst koncentrace chloridů, síranů, sodíku a dusičnanů a pokles koncentrace hydrogenuhličitanů.

Zlepšení kvality vody nastalo také na Vltavě, kdy úsek od soutoku s Lužnicí až téměř k Berounce je dnes zařazen do nejvyšší kategorie jakosti vod neznečištěná a mírně znečištěná voda (Krystlík et al., 2014), zatímco na začátku 21. století byla většina tohoto úseku zařazena do horší třídy jakosti znečištěná voda (Nesměrák, 2006). Právě v tomto úseku má druh *P. magnifica* souvislé rozšíření a je často hlášen jeho výskyt (Šinko, 2016) zejména z údolních přehrad Orlík a Slapy. Na Slapech byl v letech 1959-1980 pozorován vzrůst průměrných ročních koncentrací síranů, vápníku, dusičnanů, chloridů, hořčíku a sodíku jako následek antropogenního znečištění průmyslovými a zemědělskými odpady. Nejvíce zde v uvedených letech vzrostla koncentrace dusičnanů a to téměř šestkrát. Jejich koncentrace se začala zvětšovat od poloviny sedmdesátých let především v důsledku hnojení zemědělské půdy v povodí (Pitter, 1990). V této souvislosti je zajímavý výskyt druhu *P. magnifica* na přehradě Slapy v letech 1970 až 1975 a její znovuobjevení se v této přehradě až v 21. století. Ještě výraznější znečišťování vody v druhé polovině dvacátého století lze předpokládat u přehradní nádrže Orlík, do kterého přitékají tři největší jihočeské řeky (Vltava, Lužnice a Otava), které odvodňují území jižních Čech. V druhé polovině dvacátého století byly z hlediska znečišťování nádrží na tomto úseku Vltavy nejvýznamnější organické látky. Tento zdroj znečištění se podařilo do značné míry eliminovat výstavbou čistíren odpadních vod. Nicméně zde dochází k mineralizaci a do řek se pak dostávají živiny (Matěna et al., 2011). Také hnojení zemědělských půd je dnes méně intenzivní než v druhé polovině dvacátého století a ke zlepšení kvality vody nejen v těchto přehradách, ale i obecně v České republice přispěli i další změny v průmyslu a zemědělství (Nesměrák, 2006). Navíc Pechar a Radová (1996) zpochybňují význam přísunu živin z povodí. Významná bude i značná samočisticí schopnost těchto nádrží, kterou zaznamenal Pitter (1990) již v roce 1982. Vedle kvality vody může výskyt druhu *P. magnifica* ve Vltavských nádržích ovlivnit i velice výrazné kolísání vody v důsledku čehož může dojít k poškození kolonií i statoblastů jaké zaznamenala např. Lukešová (2011) na přehradní nádrži Hněvkovice v roce 2009. Velice výrazné zlepšení také nastalo na Vltavě od Prahy do ústí v Mělníku. Zde byla Vltava v roce 1992 zařazena do nejvyšší kategorie znečištění s velmi silně znečištěnou vodou (Nesměrák, 2006). Od začátku 21. století je zařazena již jen do kategorie se znečištěnou vodou. Výskyt druhu *P. magnifica* v tomto úseku není souvislý a ze čtverců, kde byla zaznamenána, byl mnohem nižší počet hlášení (Šinko et al., 2016).

K podstatnému zlepšení kvality vody došlo také na řece Sázavě, která byla v roce 1992 zařazena do nejhorší třídy kvality vody (velmi silně znečištěná) (Nesměrák, 2006). V roce 2004, kdy zde byl zaznamenán první výskyt druhu *P. magnifica* (Šetlíková et al., 2005) byla již řazena pouze do kategorie se znečištěnou vodou a stále si tuto kvalitu vody udržuje (Nesměrák, 2006, Krystlík et al., 2014).

U Malše, kde byl druh *P. magnifica* objeven nejpozději nedošlo podle ČSN 75 7221 k podstatnému zlepšení kvality vody od roku 1991. Nicméně tento tok byla řazena pouze do kategorie se znečištěnou vodou (Nesměrák, 2006, Krystlík et al., 2006). Přesto Alabaster a Lloyd (1980) in Pitter (1990) zjistili v letech 1979-1982 na přehradní nádrži Římov ležící na Malši vzrůstající koncentraci dusičnanů, síranů, vápníku a sodíku.

Ke zlepšení kvality vody podle výše uvedené normy nedošlo ani na úseku Lužnice mezi Veselím nad Lužnicí a ústím do Vltavy. Úsek Lužnice, kde se tento druh vyskytuje je řazen do kategorie IV. (silně znečištěná voda) a představuje tak nejvíce znečištěnou vodu z řek, kde byl druh *P. magnifica* zaznamenán. Hranice jeho výskytu proti proudu Lužnice se zhruba kryje s hranicí kvality IV. třídy znečištění. Několika kilometrový úsek od Veselí nad Lužnicí po proudu a úsek proti proudu až k rybníku Rožmberk je řazen již do nejvyšší třídy znečištění (voda silně znečištěná). Důvodem špatné kvality vody v tomto úseku řeky je vypouštěná voda z rybníků na Třeboňsku. Další úsek Lužnice po proudu je již řazen pouze do třídy se znečištěnou vodou (Anonymus, 2006, Krystlík et al., 2006). Důvody proč nebyl druh *P. magnifica* zaznamenán v tomto úseku řeky tedy souvisejí spíše z hydrologickými charakteristikami např. malou hloubkou vody a jejím častým kolísáním a tím pádem i malou plochou zatopení potenciálních substrátů než s kvalitou vody.

Také voda v Košťěnickém potoku pod Chlumem u Třeboně, kde se druh *P. magnifica* vyskytuje asi v kilometrovém úseku zámeckého parku je ovlivňována vodami z předřazených rybníků (Anonymus, 2006). Nicméně v největších rybnících před tímto úsekem postavených na tomto toku (Staňkovský a Hejtman) se druh *P. magnifica* také vyskytuje. Na rybníku postavených po proudu tohoto toku se ještě vyskytuje v rybníku Zájezek (např. Šinko et al., 2016). Dále po proudu nebyl výskyt v tomto toku zjištěn, což může souviset s tím, že kvalita vody v Košťěnickém potoku je vedle předřazených rybníků ovlivňována i vypouštěním odpadních vod z Chlumu u Třeboně (Anonymus, 2006).

Na rozšiřování do dalších lokalit se pak zejména na Labi a Vltavě podílí intenzivnější pohyb lodí jak dopravních tak využívaných k rekreaci a všeobecně pak zejména

rychlejší přesuny lidí a tedy i antropogenních vektorů a pravděpodobně také teplejší charakter počasí oproti minulosti (Balounová et al., 2007). Je však zajímavé, že při současné invazi byl tento druh sice zaznamenán na mnohem více lokalitách, ale pouze v rámci jednoho úmoří. To svědčí spíše o tom, že v jiných úmořích na území České republiky nejsou vhodné podmínky pro vývoj tohoto druhu spíš než o tom, že by se tam nemohl dostat. Vedle výskytu tohoto druhu v úmoří Dunaje v letech 1950 až 1953 tuto domněnku potvrzuje i její současný výskyt v Dunaji v jiných státech (Rumunsko, Ukrajina, Maďarsko) (Szekeres et al., 2013, Aleksandrov et al., 2014).

Začátek šíření tohoto druhu po jeho několika desetiletích vymizení není příliš objasněno. Obecně se za začátek invaze považuje rok 2003, kdy byla nalezena na písčitém Cip a od té doby jsou každoročně hlášeny nově obsazené lokality tímto druhem. Zůstává však neobjasněno jak se tento druh mohl na písčivnu Cip dostat. Tato písčivna totiž není nijak spojena s dalšími toky nebo nádržemi. Hlavními hypotézami jsou přenos statoblastů na lodích, které se používaly dříve v zahraničí v místech, kde se druh *P. magnifica* vyskytoval (Lukešová, 2011) a proniknutí statoblastů na tuto lokalitu při povodni 2002 (Skuhrovec, 2011), kdy byla většina stojatých i tekoucích vod propojena. Ještě problematičtější zůstává její objevení se v roce 1995 v rybníku v Jistebnici. Další rozšiřování po Třeboňsku z písčivny Cip bylo pravděpodobně pomocí vodních ptáků, lidmi a antropogenními faktory vzhledem k tomu, že písčivna Cip tak jako všechny ostatní písčivny, které druh *P. magnifica* invadoval nemá odtok ani přítok. Proniknutí do některých lokalit vodním proudem mohlo nastat jen u některých rybníků, které jsou ze zdrojové lokality spojeny stokou. Tento způsob pronikání se patrně odehrával jen na lokalitách, kde byl výskyt druhu zjištěn v roce 2012 (Šinko et al., 2013a) a většinou pak došlo k jeho opětovnému vymizení a není tedy příliš významný.

Jednotlivá hlášení výskytu druhu nemusí přesně vypovídat o skutečném výskytu druhu. Náhodným pozorovatelem je totiž tento druh zaznamenán většinou až při masivní invazi. Navíc záznamy z první invaze jsou pouze literární, zatímco při současné invazi je tento druh jedním cíleně několika badateli vyhledáván a k jeho mapování je také vyzývána laická veřejnost. Nejvyšší počet záznamů v oblasti Třeboňska (mapa č. 3) tedy není způsoben jen největším výskytem tohoto druhu v této oblasti, ale také největším soustředěním badatelů a zároveň i nejdéle trvajícím výzkumem v této oblasti.

6.2.1

Výskyt na Třeboňsku

Hojný výskyt druhu *P. magnifica* zřejmě souvisí s výskytem velkých ploch štěrkopískoven. Významné je i největší soustředění rybníků v této oblasti v rámci České republiky. Z rybníků se zde však tento druh většinou vyskytuje pouze v těch, které mají lepší kvalitu vody a jsou využívány vedle chovu ryb i k dalším účelům nejčastěji rekreačním nebo ochrany přírody (tab. č. 10, 11, 13). Z těchto důvodů jsou obvyklé intenzifikační opatření v chovu ryb (především hnojení, krmení a vápnění) na těchto lokalitách zakázány nebo omezeny. Navíc v štěrkopískovnách a rybnících s kombinovaným využitím jsou nižší obsádky ryb, což také v pozitivním smyslu ovlivňuje kvalitu vody (Pitter, 1990, Pechar a Radová, 1996). V podstatě již všechny významnější rybníky s výše uvedenými vlastnostmi byly tímto druhem invadovány (Hejtman, Nový Kanclíř, Staňkovský, Vizír) a rybníky na území Třeboňska již pravděpodobně nebudou představovat významné potenciální lokality, jak předpokládali na začátku invaze Balounová et al. (2007). Klasické chovné rybníky byly také tímto druhem obsazovány, ale celkově jich bylo daleko méně, bylo to až v pozdějších letech invaze (roky 2011 a 2012) a po několika letech z těchto lokalit vymizely. Významnou vlastností štěrkopískoven i většiny rybníků využívaných k rekreačním účelům ve vztahu k výskytu druhu *P. magnifica* je, že u nich nedochází k vypouštění celého objemu vody jednou za rok nebo dva roky a jejich opětovnému napouštění. Nehrozí tedy poškození statoblastů vlivem sucha nebo výrazné změnou kvality vody. Nízký stav vody a tedy nezaplavení potenciálních substrátů a zároveň výrazně zhoršená kvalita vody byla zaznamenána na produkčním rybníku Ruda v letech 2014 a 2015, kdy se zde tento druh nevyskytoval. Výrazné snížení početnosti druhu *P. magnifica* v důsledku nízkého stavu vody nastalo také na rybníku Nový Lipnický v roce 2007. Nový Lipnický je jediný rybník, který se pravidelně vypouští a zároveň se zde druh *P. magnifica* trvale vyskytuje. Přesto v roce 2009 zde nebyla žádná kolonie tohoto druhu nalezena (Lukešová, 2011). Ačkoliv u pískoven může také dojít k podstatnému snížení hladiny vody nabídka substrátu je zde vždy dostatečná vzhledem k velkým hloubkám těchto nádrží již v zóně litorálu.

Téměř všechny nádrže s výskytem druhu *P. magnifica* mají rozlohu větší než 20 ha (tab. 11). Nejvyšší kvalita rekreačně využívaných rybníků se nachází na jihu CHKO Třeboňsko spadajících právě do těchto třech soustav (Chlumská, Staňkovská, Cepská), kde byl zjištěn stálý výskyt druhu *P. magnifica* (tab. 14).

6.3

Biomasa

U všech sledovaných parametrů biomasy byl zjištěn v každém roce mezi lokalitami statisticky významný rozdíl. Množství vytvořené biomasy tedy závisí na konkrétních podmínkách lokality. Zkoumané lokality jsou značně odlišné. Jednak jsou mezi zkoumanými lokalitami zahrnuty dva zcela odlišné biotopy a to pískovny (Cep a Veselí I) a rybníky (Nový Kanclíř, Hejtman a Nový Lipnický). Ale i charakter zkoumaných rybníků a pískoven je značně odlišný. Pískovna Cep je např. mnohem hlubší a má výrazně vyšší průhlednost oproti pískovně Veselí I. Výrazně vyšší hloubkou se také oproti ostatním hodnoceným rybníkům vyznačuje rybník Hejtman. Další jeho odlišností je, že od zaznamenaného výskytu druhu *P. magnifica* nebyl nikdy vypuštěn. Také je přednostně využíván ke koupání, zatímco na Novém Kanclíři a Novém Lipnickém jsou více zohledňována rybářská hlediska. Nový Kanclíř je využíván sportovními rybáři a Nový Lipnický je využíván jako hlavní rybník. Na obou rybnících však neprobíhá tak intenzivní rybářské obhospodařování jako na jiných lokalitách. Rybníky Nový Kanclíř a Nový Lipnický se však také výrazně odlišují v charakteristice jejich vod. Zatímco Nový Lipnický se vyznačuje dystrofní vodou, kvalita vody u Nového Kanclíře je podobná typicky chovným rybníkům (často silný vegetační zákal, vodní květ, nízká průhlednost, vysoká hodnoty pH). Odlišný sezónní vývoj biomasy i její celkové množství bylo, ale zaznamenáno lokalitách s podobným charakterem vody jako jsou pískovny Vlkov, Veselí a Veselí I (kvantitativně byla, ale z těchto pískoven hodnocena jen pískovna Veselí I). Dále je třeba vzít v úvahu, že matematickým modelováním bylo dokázáno, že i při přesně definovaných podmínkách bude docházet k významným populačním změnám (Begon et al., 1992).

V roce 2012 se mezi sebou nelišila hmotnost mezi odběry ani průměrná hmotnost kolonií, lišila se však početnost. Zde byl pravděpodobně vliv způsobu odběru, který na některých transektech měl za následek vytvoření nižšího množství větších kolonií.

V roce 2013 nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi odběry u průměrné hmotnosti. Tento výsledek byl, ale značně ovlivněn tím, že na Novém Kanclíři byla zjištěna nejvyšší průměrná hmotnost ve třetím odběru (graf č. 33), zatímco u jiných

lokalit ne. Jinak se hmotnost kolonií i jejich početnost se výrazně lišila mezi odběry. Výrazný pokles početnosti a tedy i hmotnosti kolonií oproti roku 2012 nastal především na pískovně Cep v roce 2013 (graf č. 31, 32, tab. č. 54) a v dalších letech zde byly zaznamenány podobné hodnoty a naopak nárůst u pískovny Veselí I (graf č. 31, 32) a to ve všech odběrech. Na pískovně Cep je zaznamenáváno spíše její postupné ubývání od jejího objevení v roce 2003 (Lukešová, 2011). Také Šetlíková et al., (2013) zjistili na zkoumaných lokalitách nejnižší početnost tohoto druhu na pískovně Cep. Začátek invaze na této pískovně vedl k předpokladu, že tomuto druhu budou vyhovovat oligotrofní až mezotrofní vody (Balounová et al., 2006, Balounová et al., 2007, Šetlíková et al., 2005). Ovšem při dalším šíření tvořil a tvoří vyšší biomasu na lokalitách více eutrofních a také dystrofiích.

V následujících letech byly zjištěny statisticky významné rozdíly ve všech sledovaných parametrech biomasy (hmotnost, počet kolonií, průměrná hmotnost) kolonií jak mezi lokalitami tak mezi odběry. V roce 2014 došlo k výraznému snížení populace druhu *P. magnifica* na rybníku Hejtman a v následujících letech na všech sledovaných nádržích kromě rybníka Nového Lipnického, kde došlo naopak k jejímu výraznému vzrůstu v obou odběrech při porovnání s jinými lety.

Obecně jako v předchozích letech byly na lokalitách zjištěny velké rozdíly biomasy mezi jednotlivými lety (především pokles na pískovně Cep v roce 2013 oproti roku 2012 a její nárůst v roce 2015 na rybníku Nový Lipnický).

Zcela výjimečný oproti předchozím letem byl rok 2015, kdy v druhém odběru na všech lokalitách kromě Nového Lipnického nebyly nalezeny žádné nebo téměř žádné kolonie (jedna kolonie na rybníku Nový Kanclíř) a naopak výrazně vyšší množství kolonií na rybníku Nový Lipnický v obou odběrech oproti minulým sledovaným rokům. Možným vysvětlením by podle Pazourka et al. (2016) mohl být neobvyklý průběh léta s velmi vysokými teplotami a minimem srážek, což pravděpodobně způsobilo vzrůst trofie ve sledovaných nádržích, kromě Nového Lipnického vzhledem k tomu, že je tento rybník obklopený lesy. Nulový nebo téměř nulový druhý odběr se vyšší trofií dá vysvětlit především na rybníku Nový Kanclíř a pískovně Veselí I, kde byly v srpnu buď nejvyšší nebo jedny z nejvyšších hodnot celkového fosforu a dusíku ze sledovaných lokalit, kde se druh *P. magnifica* vyskytoval. Ale u rybníka Hejtman jsou tyto hodnoty výrazně nižší a u pískovny Cep pak vůbec nejnižší pravděpodobně v důsledku vyšších hloubek a většího objemu vody u těchto nádrží, kdy jsou tyto parametry vyšší u pískovny Cep, která je navíc daleko méně rekreačně využívána než rybník Hejtman (graf č. 37, 38).

Také není příliš pravděpodobné, že velké množství biomasy zjištěné na rybníku Nový Lipnický je kvůli jeho poloze mezi lesy. Mezi lesy se nachází také rybník Nový Kanclíř, který je ze všech sledovaných lokalit nejvíce eutrofní. Jiná možná příčina výskytu velkého množství biomasy na tomto rybníku (hnojení) je diskutována v souvislosti s dusičnanovým dusíkem.

7.

ZÁVĚR

- Výskyt druhu *P. magnifica* byl potvrzen po roce 2003 v 34 čtvercích tj. na 5,01 % území České republiky (ČR). Dále jsou záznamy ze čtyř čtverců tj. 0,6 % území ČR, kde byl druh *P. magnifica* zjištěn pouze v letech 1922 až 1953.
- Od roku 2003 do roku 2015 byl výskyt druhu *P. magnifica* zaznamenán v devíti vodních tocích České republiky (Labe, Ohře, Teplá, Chrudimka, Vltava, Sázava, Malše, Mlýnská stoka a Koštěnický potok), šesti přehradních nádrží (Slapy, Orlík, Hněvkovice a Kořensko na toku Vltavy, Teplé na toku Ohře a Želivky (Švihov) na toku Želivky), patnácti rybnících (Úštěcký, Vápenský, Stupský, Mlýnský, Prelátský, Svět, Ruda, Staňkovský, Hejtman, Zájezek, Nový Kanclíř, Vizír, Smrček, Blanko a Velký Proudny) a na osmi štěrkopískovných (Píšťanské jezero, Proboštský rybník, Cep, Vlkov, Veselí I, Veselí, Horusice a minimálně jedné pískovně v Halámecké soustavě). Také byl zaznamenán v nádrži areálu Jaderné elektrárny Temelín v tůni spojenou vodou z Vltavy a některých sádkách v Třeboni.
- Na území Třeboňska byl tento druh z vodních toků nalezen pouze v Koštěnickém potoku a výpusti z rybníka Staré Jezero. Z rybníků byl tento druh zde zaznamenán jedenácti rybnících (Stupský, Mlýnský, Prelátský, Svět, Rud, Staňkovský, Hejtman, Vydýmač u Hejtmanu, Zájezek, Nový Kanclíř a Vizír. Z těchto rybníků se od jeho prvního objevení vyskytuje na pěti rybnících (Staňkovský, Hejtman, Zájezek, Novém Kanclíř a Vizír). Z pískoven byl objeven na šesti pískovných (Cep, Vlkov, Veselí I, Veselí, Horusice a minimálně jedné pískovně v Halámecké soustavě). Kromě pískoven v Halámecké soustavě byl jeho každoroční výskyt potvrzen ve všech pískovných. Na sádkách v Třeboni byl zaznamenán pouze v některých nádržích a některých rocích.
- Během prováděné doby studie (2012 – 2015) byl tento druh nově nalezen na sedmi dalších rybnících (Vizír, Zájezek, Starolipnický, Mlýnský, Stupský a Prelátský). Z těchto rybníků byl jeho výskyt každoročně potvrzen pouze na dvou (Vizír a Zájezek). Naopak od roku 2014 nebyl jeho výskyt potvrzen na rybníku Ruda.

- Během let 2012 až 2015 byly na lokalitách výskytu druhu *P. magnifica* včetně rybníka Ruda, kde se tento druh v letech 2014 až 2015 nevyskytoval zjištěno následující rozpětí parametrů. Průhlednost 0,05 až 4 m, obsah kyslíku 0,9 až 17,9 mg.l⁻¹, nasycení kyslíkem 7 – 193 %, pH 6,2 až 10,3, vodivost 54 až 250 μS.cm⁻¹, kyselinová neutralizační kapacita 0,3 až 3,7 mmol.l⁻¹, celkový dusík 0,1 až 12,3 mg.l⁻¹, celkový fosfor 0,004 až 1,18 mg.l⁻¹, chemická spotřeba kyslíku 4 až 290 mg.l⁻¹, biologická spotřeba kyslíku 1-20 mg.l⁻¹, chlorofyl a 1 – 272 μg.l⁻¹, sodík 3,7 – 10,9 mg.l⁻¹, draslík 1,2 – 6,4 mg.l⁻¹, vápník 1,9 – 17,5 mg.l⁻¹, hořčík 0,4 – 11,3 mg.l⁻¹ a absorbance 0,006 až 2,0. U amoniakálního a dusičnanového dusíku a fosforečnanového fosforu byly někdy jejich hodnoty tak nízké, že jejich množství nebylo možné stanovit. Maximální zjištěná hodnota amoniakálního dusíku byla 0,758 mg.l⁻¹, dusičnanového dusíku 1,16 mg.l⁻¹ a fosforečnanového 0,31 mg.l⁻¹.

Zjištěné průměrné hodnoty těchto parametrů v letech 2012 až 2015 na lokalitách s výskytem druhu *P. magnifica* včetně rybníka Ruda byly následující. Průhlednost 1,0 ± 0,8 m, obsah kyslíku 8,5 ± 2,4 mg.l⁻¹, nasycení kyslíkem 89 ± 27 %, pH 7,8 ± 0,8, vodivost 133 ± 41 μS.cm⁻¹, kyselinová neutralizační kapacita 0,8 ± 0,4 mmol.l⁻¹, amoniakální dusík 0,04 ± 0,11 86 mg.l⁻¹, dusičnanový dusík 0,03 ± 0,16 86 mg.l⁻¹, celkový dusík 2,02 ± 1,86 mg.l⁻¹, fosforečnanový fosfor 0,02 ± 0,05, celkový fosfor 0,19 ± 0,19 mg.l⁻¹, chemická spotřeba kyslíku 66 ± 48 mg.l⁻¹, biologická spotřeba kyslíku 7 ± 5 mg.l⁻¹, chlorofyl a 41 ± 56 μg.l⁻¹, sodík 6,29 ± 2,61 mg.l⁻¹, draslík 3,1 ± 1,8 mg.l⁻¹, vápník 10,6 ± 4,8 mg.l⁻¹, hořčík 3,1 ± 3,4 mg.l⁻¹ a absorbance 0,690 ± 0,710. Nezahrnutí rybníka Rudy v letech 2014 až 2015 průměrné sledované hodnoty až na mírné snížení průměrné hodnoty a směrodatné odchylky u chlorofylu a téměř nezměnily.

- Během let 2012 až 2015 bylo na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* zjištěno následující rozmezí parametrů. Průhlednost 0,05 až 3 m, obsah kyslíku 3,2 až 17,8 mg.l⁻¹, nasycení kyslíkem 24 – 193 %, pH 5,3 až 10,8, vodivost 83 až 418 μS.cm⁻¹, kyselinová neutralizační kapacita 0,05 až 2,8 mmol.l⁻¹, celkový dusík 0,10 až 7,58 mg.l⁻¹, celkový fosfor 0,005 až 0,92 mg.l⁻¹, chemická spotřeba kyslíku 1 až 290 mg.l⁻¹, biologická spotřeba kyslíku 1-21 mg.l⁻¹, chlorofyl a 1 – 1050 μg.l⁻¹, sodík 4,3 – 10,4 mg.l⁻¹, draslík 1,2 – 7,2 mg.l⁻¹, vápník 6,5 – 31,8 mg.l⁻¹, hořčík 1,2 – 6,0 mg.l⁻¹ a absorbance 0,01 až 0,71. U

amoniakálního a dusičnanového dusíku a fosforečnanového fosforu byly někdy jejich hodnoty tak nízké, že jejich množství nebylo možné stanovit. Maximální zjištěná hodnota amoniakálního dusíku byla $0,480 \text{ mg.l}^{-1}$, dusičnanového dusíku $0,130 \text{ mg.l}^{-1}$ a fosforečnanového fosforu $0,32 \text{ mg.l}^{-1}$. Zjištěné průměrné hodnoty těchto parametrů v letech 2012 až 2015 na lokalitách bez výskytu druhu *P. magnifica* byly následující. Průhlednost $0,5 \pm 0,5 \text{ m}$, obsah kyslíku $9,2 \pm 2,9 \text{ mg.l}^{-1}$, nasycení kyslíkem $94 \pm 30 \%$, pH $8,2 \pm 1,1$, vodivost $182 \pm 83 \mu\text{S.cm}^{-1}$, kyselinová neutralizační kapacita $1,3 \pm 0,8 \text{ mmol.l}^{-1}$, amoniakální dusík $0,04 \pm 0,09 \text{ mg.l}^{-1}$, dusičnanový dusík $0,003 \pm 0,014 \text{ mg.l}^{-1}$, celkový dusík $2,52 \pm 1,51 \text{ mg.l}^{-1}$, fosforečnanový fosfor $0,02 \pm 0,04$, celkový fosfor $0,21 \pm 0,16 \text{ mg.l}^{-1}$, chemická spotřeba kyslíku $83 \pm 50 \text{ mg.l}^{-1}$, biologická spotřeba kyslíku $10 \pm 6 \text{ mg.l}^{-1}$, chlorofyl a $146 \pm 169 \mu\text{g.l}^{-1}$, sodík $6,9 \pm 2,4 \text{ mg.l}^{-1}$, draslík $4,0 \pm 2,4 \text{ mg.l}^{-1}$, vápník $18,9 \pm 8,8 \text{ mg.l}^{-1}$, hořčík $3,4 \pm 1,8 \text{ mg.l}^{-1}$ a absorpance $0,01 \pm 0,710$.

- O přítomnosti druhu *P. magnifica* na dané lokalitě rozhoduje především typ lokality. Byla potvrzena výrazná preference rekreačních rybníků a pískoven. Podmínky v rybnících využívaných výhradně pro chov konzumních ryb jsou negativně korelovány s výskytem druhu *P. magnifica*. Výskyt druhu *P. magnifica* podporují vysoké hodnoty průhlednosti a zároveň dusičnanového dusíku. Nicméně variabilita dat vysvětlující přítomnost druhu *P. magnifica* je pouze 3 %. Variabilita dat vysvětlující nepřítomnost druhu *P. magnifica* na lokalitách je 75 %. Negativní korelace je mezi výskytem a pH, vodivostí, nasycení kyslíkem a množstvím amoniakálního dusíku. Další sledované parametry významně přítomnost druhu *P. magnifica* neovlivňují.
- Při porovnání lokalit s výskytem a bez výskytu druhu *P. magnifica* byl významný statistický rozdíl zjištěn v letech 2012 až 2014 na hladině významnosti $\alpha 0,001$ v případě průhlednosti, pH, vodivosti, kyselinové neutralizační kapacity, nasycení vody kyslíkem, celkovém dusíku, chemické a biologické spotřebě kyslíku a chlorofylu a, na hladině významnosti $\alpha 0,01$ pak v celkovém fosforu a na hladině významnosti $\alpha 0,05$ v amoniakálním dusíku. V roce 2015 byl zjištěn významný statistický rozdíl mezi lokalitami s výskytem *Pectinatella magnifica* a lokalitami bez výskytu pouze v průhlednosti, vodivosti, kyselinové neutralizační kapacitě, chemické a biologické spotřebě kyslíku a celkovém dusíku a chlorofylu a.

- Mezi početností a hmotnostní biomasou druhu *P. magnifica* na odebíraných lokalitách a sledovanými fyzikálně-chemickými parametry nebyl zjištěn průkazný lineární, logaritmický, exponenciální ani mocninový vztah.
- Na všech lokalitách, kde byla odebírána biomasa, byla alespoň v jednom odběru zaznamenána nenulová biomasa. Na sledovaných transektech nebyl druh *P. magnifica* zaznamenán v prvním (červnovém) odběru v roce 2013 a v druhém srpnovém odběru v roce 2015 na lokalitách Cep, Veselí I, Hejtman. Na lokalitě Nový Kanclíř byla v roce 2015 v druhém odběru zaznamenána pouze jedna kolonie. Nejvyšší počet kolonií byl zjištěn v roce 2013 na písčově Veselí I v druhém červencovém odběru, nejvyšší hmotnost biomasy byla zjištěna na rybníku Nový Kanclíř v roce 2015 v prvním (červencovém) odběru a nejvyšší průměrná hmotnost kolonie na Novém Kanclíři v třetím odběru (srpnovém) v roce 2013.
- Ve všech letech byla zjištěna závislost na lokalitě ve všech sledovaných parametrech biomasy (hmotnost, početnost, průměrná hmotnost kolonií). V roce 2012 statisticky významný rozdíl nebyl zjištěn mezi odběry u biomasy a počtu kolonií ani průměrné hmotnosti kolonie. V roce 2013 byla u celkové hmotnosti a počtu kolonií zjištěn statisticky významný rozdíl mezi odběry. U průměrné hmotnosti kolonií nebyl zjištěn statisticky významný rozdíl mezi odběry. V roce 2014 byl statisticky významný rozdíl zjištěn mezi odběry u hmotnosti a početnosti biomasy i průměrné hmotnosti kolonií. V roce 2015 nebyly u všech lokalit kromě Nového Lipnického při druhém odběru nalezeny žádné nebo téměř žádné kolonie.
- Nulová hypotéza, že jednotlivé zkoumané parametry se u lokalit s výskytem a bez výskytu neliší, byla zamítnuta na hladině významnosti α 0,05 ve všech sledovaných letech v případě hodnot: průhlednosti, vodivosti, kyselinové neutralizační kapacity, chemické a biologické spotřeby kyslíku, celkového dusíku a chlorofylu a. Nulovou hypotézu, že mezi biomasou a jednotlivými parametry je závislost, nebylo možné zamítnout v případě všech sledovaných parametrů.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Adámek, Z., Sukop, I., Rendón, PM., Kouřil, J. 2003. Food competition between 2+ tench (*Tinca tinca* L.), common carp (*Cyprinus carpio* L.) and bigmouth buffalo (*Ictiobus cyprinellus* Val.) in pond polyculture. *J. Appl. Ichtyol.* 19, 165-169.
- Aleksandrov, B., Voloshkevich, O., Kurakin, A., Rybalko, A., Gontar V. 2014. The first finding of bryozoan *Pectinatella magnifica* (Lophopodiadae) in Lower Danube. *Vestnik. Zoologii.* 48, 195 – 287.
- Anderson, C.L., Canning E.U., Okanuta B. 1999. Molecular data implicate bryozoans hosts for PKK (Phylum Myxozoa) and identify a clade of bryozoans parasites within the Myxozoa. *Parasitology.* 119, 555-561.
- Anonymus 2004. Multi 350i. Weilheim: WTW. pp. 30.
- Anonymus, 2006. Rozbory Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko k 31.12. 2006. Agentura ochrany přírody a krajiny. Správa Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko. pp. 5 -156.
- Anonymus 2015. AquaFlor®. Sunnywale: TurnerDesigns. pp. 4-23
- Anonymus, 2016a: Glosary for the Bryozoa. [<http://bryozoa.net/glossary.html>]
- Anonymus 2016b: Stanovení některých ukazatelů kvality povrchových vod. [<http://ach.upol.cz/user-files/intranet/povrchove-vody-1263233009.pdf>]
- Anonymus, 2016c: Metodiky a přístroje. [[www.enki.cz/cs/laborator/metodiky a pristroje](http://www.enki.cz/cs/laborator/metodiky_a_pristroje)]
- Bernauer, D., Jansen W. 2006. Recent invasions of alien macroinvertebrates and loss of native species in the upper Rhine River. *Ger. Aquat. Invasion.* 1, 55-71.

- Begon, M., Harper J.L., Towsed C.R. 1992. Ekologie: jedinci, populace a společenstva. Univerzita Palackého, 1992, pp. 949.
- Balounová, Z., Šmahel, L., Rajchard, J. 2007. Invaze *Pectinatella magnifica* v jihočeských vodách pokračuje. In: Měkotová, J., Štěrba, O. (Eds.), Říční krajina 4. Sborník příspěvků z konference, Olomouc, 2007, pp. 8-13.
- Balounová Z., Rajchard J., Švehla J., Šmahel L. 2011. The onset of invasion *Pectinatella magnifica* in South Bohemia (Czech Republic). Biol. 66, 1091-1096.
- Balounová, Z., Pechoušková E., Rajchard J., Joza V., Šinko J. 2013a. World wide distribution of the bryozoan *Pectinatella magnifica*. Eur. J. Env. Sci. 3, 96 – 100.
- Balounová, Z., Havlíčková L., Musil, M., Rajchard, J., Šinko J. 2013b. Invasion of *Pectinatella magnifica* in Trebonsko Protected Landscape Area and Biosphere Reserve (Czech Republic). In: Symposium for European Freshwater Sciences, Münster, 2013, pp. 25.
- Balounová, Z., Březina, V., Šusterová K., Rajchard, J. 2015. Primary screening of potentially bio-active substances in the lyophilisate of *Pectinatella magnifica* biomass. Ved. Med. 60, 141 - 146.
- Barnes, K., Lauer, T.E. 2003. Distribution of freshwater sponges and bryozoans in northwest Indiana. Proc. Indiana Acad. Soc. 1, 112.
- Bauer, C. Johanna M., Šetlíková, I., 2010. Das Moostierchen *Pectinatella magnifica* in Österreich. Österreichs. Fisch. 63, 262-264.
- Borg, F. 1930. Moostierchen oder Bryozoen (Ectoprocten). Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile. Jena, pp. 25-142.
- Brown, C. 1933. A limnological study of certain fresh-water Polyzoa with special reference to their statoblasts. Trans. Am. Microsc. Soci. 52, 271–314.

- Brooks, C.M. 1929. Notes on the statoblast and polypids of *Pectinatella magnifica*. Proc. Acad. Nat. Sci. Phila. 81, 427 - 441.
- Bushnell, J.H. 1965. On the taxonomy and distribution of freshwater Ectoprocta in Michigan. Part. I. Trans. Am. Microsc. Soc. 84, 231-244.
- Callaghan, T.P., Karlson R., 2002. Summer dormancy as a refuge from mortality in the freshwater bryozoans *Plumatella emarginata*. Oecologia. 132, 51 – 59.
- Canning, E.U., Refard D.F., Vossbrinck C.R., Okamura B., Curry A. 2002. New diplokaryotic microsporidia (Phylum Microsporidia) from freshwater bryozoans (Bryozoa, Phylactolaemata). Eur. J. Protistol. 38, 247-265.
- Choi, J., Joo, G., Kim, S., Hong, D., Jo, H. 2015. Importance of substrate material for sustaining the bryozoan *Pectinatella magnifica* following summer rainfall in lotic freshwater ecosystems, South Korea. J. Ecol. Environ. 38, 375-381.
- Cooper, C.M., Buris, J.W. 1984. Bryozoans-possible indicators of environmental quality in Bear Creek, Mississippi. J. Environ. Qual. 13, 127-130.
- Desser, S.S., Koehler A., Barta J.R., Kamyab J., Ringuette M. 2004. *Trichonosema algonquinensis* n.p. (Phylum Microsporidia) in *Pectinatella magnifica* (Bryozoa: Phylactolaemata) from Algonquin Park, Ontario, Canada. J. Eukaryot. Microbiol. 51, 389-293.
- Davenport, C.B. 1900. On the Variation of the Statoblasts of *Pectinatella magnifica* from Lake Michigan, at Chicago. Am. Naturist. 34, 959-968.
- Dendy, J.S., 1963. Observations on Bryozoan Ecology in Farm Ponds. Limnol. Oceanogr. 8, 478-482.

- Dendy, J.S., Sublette, J.E. 1959. The Chironomidae (=Tendipedidae : Diptera) of Alabama with Descriptions of Six New Species. *Ann. Entomol. Soc. Am.* 52, 506-519
- Häck, D. 2016. Aplikační zpráva. Procesní analýza LDO. Optické měření koncentrace kyslíku ve vodách. Praha: Hach-Lange. pp. 2-8.
- d'Hondt, J., Condé, B., 1996. Une espèce de Bryozoaires d'eau douce (Phylactolaemates) nouvelle pour la faune française: *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851). *Bull. Mens. Soc. Linn. Lyon.* 65, 322-326.
- Eiseltová M., Pokorný J. 1994. Filamentou algae in fish ponds of the Třeboň Biosphere Reserve - ecophysiological study. *Vegetatio.* 113, 155-170.
- Everitt, B., 1975. Fresh-Water Ectoprocta: Distribution and Ecology of Five Species in Southeastern Louisiana. *Trans. Am. Microsc. Soc.* 94, 130-134.
- Grabow K., 2005. *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851) (Bryozoa) at the Upper Rhine, Germany. *Lauterb.* 19, 133 - 139.
- Gruhl A., 2013. Occurrence and identity of white spots in Phylactoleamata. In: *Bryozoan Studies 2010*. In: Ernst A., Schäfer P., Scholz J. (Eds.), *Bryozoan Studies 2010*, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, pp. 91 - 103.
- Hendl J., 2004. Přehled statistických metod zpracování dat. Analýza a metaanalýza dat. Portál, Praha, pp. 5-583.
- Hejsková, E., 1952. V. Revise československých mechovek (Bryozoi). *Věst. Král. Čes. Spol.Nauk, Tř.Mat.-Přírod.* 5, 1-14.

- Holec, M. 2014. Současné znalosti o výskytu *Pectinatella magnifica* (Bryozoa) ve vybraných oblastech severní části České republiky. In: Rajchard J., Marcinová M., Ježková E. (Eds.), Invazní akvatické druhy živočichů, České Budějovice, prosinec, 9, 2014, pp. 37.
- Honigmann, H. 1927. Amerikanische Bryozoen in Schlesien. Zool. Anz. 74, 164.
- Hrabě, S. 1935. O *Pectinatella magnifica* a některých jiných mechovkách. Věda přírodní. 16, 89 - 92.
- Hrabě, S. 1952. První nález mechovky *Pectinatella magnifica* Leidy na Moravě. Scripta Medica. 25, 29.
- Hubschman, J.H. 1970. Substrate discrimination in *Pectinatella magnifica* Leidy (Bryozoa). J. Exp. Biol. 52, 603-607.
- Hyunbin, J., Gea-Jae, J. Myeoungseop, B., Dong-Gyun, H., Jung-Soo, G., Ji-Yoon K., Jong-Yun, C. 2014. Distribute pattern of *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851), an invasive species, in the Geum River and the Nakdong River, South Korea. J. Ecol. Environ. 37, 217-223.
- Joo, G.J., Ward, A.K., Ward, G.M. 1992. Ecology of *Pectinatella magnifica* (Bryozoa) in an Alabama Oxbow Lake: Colony Growth and Association with Algae. J. N. Am. Benthol. Soc. 11, 324-333.
- Kang, N., An, Kg. 2015. Statoblast ultrastructure and genetic identity of *Pectinatella magnifica* population, based on COI gene, from three different watersheds in Korea. Anim. Cells. Syst. 19, 78 – 84.
- Komárek, J. 1952. II. Tř. Polyzoa. In: Zoologie bezobratlých. Přírodovědecké vydavatelství, Praha, pp. 346 – 359.

- Knoz, J. 1960. Příspěvek k poznání variability statoblastů mechovky *Pectinatella magnifica* Leidy (Phylactolaemata, Cristatellidae). Sb. Klub. Přír. 32, 77-80.
- Křivánek J., Němec J., Koop J., Kyzlík P. 2014. Drobné vodní toky v České republice. Jan Němec - Consult, 2014. pp. 295.
- Kubů F. 1975. Vývoj třeboňského rybářství. Kandidátská disertační práce. VŠZ Brno, 107 pp.
- Lacourt, A.W. 1968. A monograph of the fresh-water Bryozoa, Phylactolaemata. Zool. Ver. 93, 1-159.
- Lukešová P. 2011. Šíření mechovky *Pectinatella magnifica* v oblasti Třeboňska. Diplomová práce. Jihočeská univerzita, 75 pp.
- Massard, J.A., Geimer, G. 2002. Occurrence of *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851) (Bryozoa, Phylactolaemata) in the German-Luxemburg border region near Bech-Kleinmacher (Luxemburg) and Nennig (Germany). Arch. 44, 107-120.
- Massard, J.A., Geimer, G. 2008. Global diversity of bryozoans (Bryozoa or Ectoprocta) in freshwater: an update. Bull. Soc. Natliste. Luxemb. 109, 139-148.
- Massard, J.A., Geimer, G., Wille E. 2013. Apparition de *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851) (Bryozoa, Phylactolaemata) dans de lac de barrage d'Esch-sur - Sure (Luxembourg). Bull. Soc. Natliste. Luxemb. 144, 131 - 148.
- Matěna, J., Čech M., Znachor P. 2011. Přehrady. In: Kleczek J. (Ed.), Voda ve vesmíru, na Zemi, v životě a v kultuře, Radioservis a.s., pp. 325-335.
- Mawatari S. 1973. New occurrence of *Pectinatella magnifica* (Leidy) in a Japanese Lake. Proc. Jap. Soc. Syst. Zool. 10: 31-39.

- Michelena T.M., Ostman C., Boylen C.W., Nierzwicki-Bauer S.A. 2014. Records of Bryozoans in the Freshwater Reach of the Hudson River Estuary. *Northeast Nat.* 21: 369-379.
- Morse, W. 1930. The chemical constitution of *Pectinatella magnifica*. *Sci.* 71, 265.
- Musil, M. 2016. Monitoring základních fyzikálně-chemických parametrů vody. In: Rajchard J., Balounová Z. Přehled prací na projektu GAČR P503/12/0337.
- Neck, R., Fullington, R. 1983. New records of the freshwater ectoproct *Pectinatella magnifica* in eastern Texas. *Tex. J. Sci.* 35, 2698-271.
- Nesměrák, I. 2006. Voda a kanalizace. In: Němec J., Hladný J. (Eds.), Voda v České republice, Consult Praha 2006, Praha, pp. 51-58.
- Notteghem, P. 1999. *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851): une nouvelle espèce de Bryozoaires pour la Bourgogne. *Rev. Period. Physio.* 74, 12-25.
- Novák, O. 2007. Zhodnocení stavu litorální vegetace nádrží po těžbě štěrkopísku Veselské soustavy. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. pp. 6 - 38.
- Novák, O. 2009. Vliv Land use na vytěžené pískovny v oblasti Veselí nad Lužnicí. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. pp. 8 - 53.
- Oda, S. 1974. *Pectinatella magnifica* occurring in Lake Shoji. *Japan. Proc. jpn. Soc. Syst. Zool.* 10, 31-39.
- Oda, S., Mukai H. 1985. Fine surface structure of the statoblasts of higher phylactolaemate bryozoans. In: Nielsen C., Larwood, G.P., (Eds), Bryozoa, Ordovician to Recent. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark, pp. 233-244.

- Opravilová, V. 2005. O výskytu dvou druhů bezobratlých zavlečených do ČR: *Dusenía tigrina* (Tricladida) a *Pectinatella magnífica* (Bryozoa). Sb. Přír. klub. v Brně. 25, 39-50.
- Opravilová, V. 2006. Bryozoa – Mechovky. In: Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha. pp. 366.
- Osburn, R. C. 1921. Bryozoa as food for other animals. Sci. 53, 451-453.
- Pardue, W.J., Wood, T.S. 1980. Baseline Toxicity Data for Freshwater Bryozoa Exposed to Copper, Cadmium, Chromium, and Zinc. J. Tenn. Academ. Sci. 55, 27-31.
- Pazourek, J., Šmejkal, K., Kollár, J., Rajchard, J., Šinko, J., Balonová Z., Vlková E., Salmanová H. 2016. Invasion of *Pectinatella magnífica* in Freshwater Resources of the Czech Republic. International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering. 10, 278 - 285.
- Pechar, L., Radová J. 1996. Hydrobiologické zhodnocení vývoje třeboňských rybníků od konce 19 stol. In IUCN: Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosferické rezervaci Třeboňsko. České koordinaní středisko IUCN – Světového svazu ochrany přírody Praha IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie, pp. 111 – 128.
- Pitter, P. 1990. Hydrochemie. SNTL Nakladatelství technické literatury, Praha, pp.5-565.
- Polaufová, H. 2006. Vegetace zatopených pískoven v závislosti na disturbanci způsobené člověkem. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.
- Přikryl, I. 2011. Louže, tůňe a jezera. In: Kleczek J. (Ed.), Voda ve vesmíru, na Zemi, v životě a v kultuře, Radioservis a.s., pp. 255-279.

- Radke A.G. 2015. Factors Affecting the Viability of Bryozoan Statoblast. [http://winvertebrates.uwsp.edu/radke_361_2015.html]
- Ricciardi, A., Lewis D.J. 1991. Occurrence and ecology of *Lophodella carteri* (Hyatt) and other fresh-water Bryozoa in the Lower Ottawa River near Montreal, Quebec. Can. J. Zool. 69, 1401-1404.
- Rajchard J. 2011. Verbal communication
- Rodriguez, S., Vergon, J.P. 2002. *Pectinatella magnifica* Leidy 1851 (Phylactolaemates), a species of Bryozoa introduced in the north of Franche-Comte. Bull. Fr. Pêche. Piscic. 365-366, 281-296.
- Rogick, M.D. 1943. Studies on Freshwater Bryozoa: XIV. The Occurrence of *Stolella indica* in North America. Ann. NY. Acad. Sci. 45, 163-178.
- Ryland J.S. 2005. Bryozoa: an introductory overview. In: Wöss, E (Ed), Moostiere (Bryozoa). Land Oberösterreich, Biologiezentrum/Oberösterreichische Landesmuseen, Linz, pp. 9-19.
- Ruppert, E.E., Richard S.F., Barnes R.D. 2004. Ilofóráta. In: Parlante S., Rose N. (Eds.), Invertebrate zoology, Brooks/Cole, Belmont, pp. 816-849.
- Saki I., Mutsumi S. 2005. Diversity of Oliggosacharide Structures of Glycosphingolipids in Invertebrates. Trends Glycosci. Glyc. 17, 15-25.
- Seo, J.E. 1998. Taxonomy of the fresh-water bryozoans from Korea. Korean. J. Syst. Zool. 14, 371 - 378.
- Schachanowskaja, M. 1929. *Pectinatella magnifica* Leidy in Böhmen. Zool. Anz. 80, 296-301.

- Scherbak, S. D., Karaeva, V. N. 1997. Evaluation of statoblast assimilation by carp and goldfish. In: All-Russian and International Conference on Bryozoa, Zoological Institute Russian Academy of Sciences, St-Petersburg State University, 1997, pp. 20-21.
- Schwaha T., Wanninger A. 2012. Myoanatomy and serotonergic nervous system of plumatellid and fredericellid phylactolaemata (lophotrochozoa, ectoprocta). J. Morfol. 273, 57-67
- Schwaha T., Wanninger A. 2012. The serotonin-like nervous system of the Bryozoa (Lophotrochozoa): a general pattern in the Gymnoleamata and implications for lophophore evolution of the phylum. Evol. Biol. 15, 1-11.
- Šetlíková, I., Balounová, Z., Lukavský, J., Rajchard, J. 2005. Nepůvodní druh mechovky na Třeboňsku. Živa. 53, 172-173.
- Šetlíková, I., Skácelová O., Šinko J., Rajchard J., Balounová Z. 2013. Ecology of *Pectinatella magnifica* and associated algae and cyanobacteria. Biologia. 68, 1136-1141.
- Šinko J. 2008. Hydrofyt štěrkopískových jezer v BR Třeboňsko. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. 170 pp.
- Šinko J. 2010. Nový obyvatel naší přírody bochnatka americká [http://www.priroda.cz/clanky.php?detail=1210]
- Šinko, J., Musil, M., Balounová Z., Rajchard, J. Navrátil J. 2013a. Zatopená štěrkopískovna jako brána invaze *Pectinatella magnifica* do Chráněné krajinné oblasti Třeboňska, Ekologické podmínky výskytu invazního druhu. In: Sborník příspěvků konference Jezera a mokřady ve zbytkových jamách po těžbě nerostů. Most, 2013, pp. 896-906.

- Šinko, J., Musil, M., Balounová Z.: 2013b. Ekologické podmínky výskytu invazní mechovky *Pectinatella magnifica* v oblasti CHKO Třeboňsko. Ecological conditions of invasive bryozoan *Pectinatella magnifica* in Protected Landscape Area Třeboňsko. In: Textbook of the International Conference. In: Interdisciplinární mezinárodní vědecká konference doktorandů a vědeckých pracovníků Quare 2013. Hradec Králové, 2013, pp. 1249-1253.
- Šinko, J., Rajchard J., Balounová Z., Musil M. 2013c. Ecological conditions of invasive bryozoan *Pectinatella magnifica* in Protected Landscape Area Třeboňsko. In: Diversification in inland finfish aquaculture, Vodňany, 2015, pp. 108.
- Šinko, J., Musil, M., Balounová Z., Lepšová-Skácelová O., Rajchard J. 2015. Ekologické podmínky invazního sladkovodní mechovky *Pectinatella magnifica*. In: XVII. konference ČLS a SLS, Mikulov, 2015, pp.139-145
- Šinko J. 2016. Mapa rozšíření *Pectinatella magnifica* v České Republice. In: Zicha O., (Ed.), Biological Library – Biolib. Citováno 12. 10. 2015. Dostupné na: <http://www.biolib.cz/cz/taxonmap/id383/>.
- Šusterová K. 2014. Reakce živých buněk na extrakt, získaný z matrix kolonie bochnatky americké (*Pectinatella magnifica*). Bakalářská práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. 65 pp.
- Šmahel, L.2012. Kvantitativní hodnocení produkce biomasy *P.m.* In:Rajchard J., Balounová Z. Přehled prací na projektu GAČR P503/12/0337v sezóně 2013.
- Smith, D.G. 1985. *Lophopodella carteri* (Hyatt), *Potsiella erecta* (Poots) and other freshwater ectoprocta in the Connecticut River (New England, USA). Ohio J. Sci.85, 67-70.
- Skuhrovec, T. 2011. Monitoring invazního druhu mechovky *Pectinatella magnifica* (*Bryozoa*) ve vybraných lokalitách Třeboňska. Bakalářská práce. Vyšší odborná škola vodního hospodářství a ekologie. Vodňany. 42 pp.

- Szekeres J., Akác A., Csányi 2013. First record of *Pectinatella magnifica* (Leidy 1851) in Hungary. *Water. Res. Manage.* 2, 51 – 55.
- Thienemann, A. 1950. Verbreitungsgeschichte der Süßwassertierwelt Europas. In: Thienemann A: (Eds.), *Die Binnengewässer*, Schweizerbart'sche Verlag, Stuttgart, pp. 809.
- Tittizer, T., Schöll, F., Banning, M., Haybach, A., Schleuter, M. 2000. Aquatische Neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterb.* 39, 1-72.
- Tošková, B. 2012. Kvalita vody v řece Labi a na jeho vybraných přítocích. Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. 69 pp.
- Vlková, E., Killer, J., Geigerová M. Bakterie sladkovodní mechovky *Pectinatella magnifica*. In: Rajchard J., Marcinová M., Ježková E. (Eds.), *Invazní akvatické druhy živočichů*, České Budějovice, 2014, pp. 35.
- Vlková, E., Killer, J., Kmeť V., Rada, V., Musilová Š., Bunešová V., Hovorková P., Božík, M., Salmonová, H., Rajchard J. 2015. Identification of microbiota associated with *Pectinatella magnifica* in South Bohemia. *Biologia.* 70, 365 – 371.
- Waaij van der, M. 2013. Photographs of *Cristatella mucedo* statoblast. [<http://www.bryozoans.nl>].
- Walker I. 2013. Výzkumné metody a statistika. Grada Publishing, a.s., Praha. pp. 7-199.
- Wang, B., Wang, H., Cui Y. 2016. *Pectinatella magnifica* (Leidy,1851) (Bryozoa, Phylactolaemata), a biofouling animal recently introduced to China. *Chin. J. Oceanol. Limn.* In press.
- Wilcox, A.W. 1906. Locomotion in young colonies of *Pectinatella magnifica*. *The Biol.*

Bull. 245-252.

Williams, S.R. 1921. Larval Colonies of *Pectinatella*. The Ohio J. Sci. 21, 4.

Wood, T.S. 1989. Ectoproct Bryozoans of Ohio. Bull. Ohio Biol. Surv. 8, 1-70.

Wood, T. S. 2001a. Bryozoans. In: Thorp, J. H., Covich A., P. (Eds.), Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates, 2nd edition. Acad. Press. San Diego, CA, pp. 505-525.

Wood, T.S. 2001b. Freshwater Bryozoans: a zoogeographical reassessment. Bryozoan. Stud. 21, 339-345.

Wood, T.S. 2010. Bryozoans. In: Thorp, J. H., Covich A., P. (Eds.), Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates, 3rd edition. Acad. Press. San Diego, CA, pp. 437-454.

Wöss, E.R. 2014: *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851) (Bryozoa: Phylactolaemata): an aquatic neozoon in the northern Waldenviertel. In: Rajchard J., Marcinová M., Ježková E. (Eds.), Invazní akvatické druhy živočichů, České Budějovice, 2014, pp. 35.

Zimmer, C. 1906. *Pectinatella magnifica* (Leidy) in der Oder. Zool. Anz. 29, 427 - 428.

Zorić, K., Szekeres J., Csányi, B., Kolarevič, S., Markovič V., Paunovič M. 2015. Distribution of the Non-native Bryozoan *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851) in the Danube River. Acta Zool. Bulg. 67, 241 – 247.

SEZNAM VLASTNÍ LITERATURY

Recenzované odborné články s impakt faktorem

Šetlíková, I., Skácelová O., **Šinko J.**, Rajchard J., Balounová Z. 2013. Ecology of *Pectinatella magnifica* and associated algae a cyanobacteria. *Biologia*. 68, 1136-1141.

Šinko, J., Rajchard J., Balounová Z., Fikotová L., 2011. Biologically active substances from water invertebrates: a review. *Veterinarni Medicina*. 57, 177-184.

Recenzované odborné články bez impakt faktoru

Balounová, Z., Pechoušková E., Rajchard J., Joza V., **Šinko J.** 2013. World wide distribution of the bryozoan *Pectinatella magnifica*. *European Journal of Environmental Sciences*. 3, 96 – 100.

Pazourek, J., Šmejkal, K., Kollár, J., Rajchard, J., **Šinko, J.**, Balounová Z., Vlková E., Salmanová H. 2016. Invasion of *Pectinatella magnifica* in Freshwater Resources of the Czech Republic. *International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering*. 10, 278 - 285.

Mezinárodní konference

Balounová, Z., Havlíčková L., Musil, M., Rajchard, J., **Šinko J.** 2013. Invasion of *Pectinatella magnifica* in Trebonsko Protected Landscape Area and Biosphere Reserve (Czech Republic). In: Symposium for European Freshwater Sciences, Münster, 2013, pp. 25.

Šinko, J., Musil, M., Balounová Z.: 2013. Ekologické podmínky výskytu invazní mechovky *Pectinatella magnifica* v oblasti CHKO Třeboňsko. Ecological conditions of invasive bryozoan *Pectinatella magnifica* in Protected Landscape Area Třeboňsko. In: Interdisciplinární mezinárodní vědecká konference doktorandů a vědeckých pracovníků Quare 2013. Hradec Králové, 2013, pp. 1249-1253.

Šinko, J., Rajchard J., Balounová Z., Musil M. 2013. Ecological conditions of invasive bryozoan *Pectinatella magnifica* in Protected Landscape Area Třeboňsko. In: Diversification in inland finfish aquaculture, Vodňany, 2013, pp. 108.

Musil M., Lepsova-Skacelova O., **Šinko J.**, Balounová Z. 2016. Hydrochemical and hydrobiological conditions of localities invaded by bryozoans *Pectinatella magnifica* (Leidy, 1851). A case study from BR Třeboňsko, Czech Republic. In: Symposium for European Freshwater Sciences, Geneva, 2016, pp. 181.

Národní konference

Březina V., **Šinko J.**, 2014. Iniciální stadium *Pectinatella magnifica* pozorovaná pomocí sběrné kinematografie. In: Invazní akvatické druhy živočichů. České Budějovice, 2014 pp. 24.

Musil M., **Šinko J.**, Rajchard J. 2014. Environmentální charakteristiky lokalit s rozšířením *Pectinatella magnifica* na Třeboňsku (Česká republika). In: Invazní akvatické druhy živočichů. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. České Budějovice, 2014, pp. 58.

Šinko, J., Musil, M., Balounová Z., Rajchard, J. Navrátil J. 2013. Zatopená štěrkopískovna jako brána invaze *Pectinatella magnifica* do Chráněné krajinné oblasti Třeboňska, Ekologické podmínky výskytu invazního druhu. In: Sborník příspěvků konference Jezera a mokřady ve zbytkových jamách po těžbě nerostů. Most, 2013, pp. 896-906.

Šinko, J., Musil, M., Balounová Z., Lepšová-Skácelová O., Rajchard J. 2015. Ekologické podmínky invazního sladkovodní mechovky *Pectinatella magnifica*. In: XVII. konference ČLS a SLS, 2015, pp.139-145.

