



Pedagogická
fakulta
Faculty
of Education

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Pedagogická fakulta
Katedra biologie

Bakalářská práce

Vliv turbidity vody na efektivitu odchyту vodního hmyzu světelnou pastí

Vypracoval: Petr Čihák
Vedoucí práce: RNDr. Tomáš Ditrich, Ph.D

České Budějovice 2017

Prohlášení

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

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Datum:

Podpis studenta:

Poděkování

Rád bych poděkoval především svému školiteli panu RNDr. Tomáši Ditrichovi, Ph.D za odborné vedení mé práce, za jeho vstřícnost, cenné rady a čas, který mi věnoval jak při provádění experimentů, tak při konzultacích. Dále můj dík patří rovněž Markétě Bohdalové a Lukáši Lieblovi za pomoc při experimentech. Velmi děkuji také své rodině a nejbližším za podporu a trpělivost při psaní této práce.

Abstrakt

Čihák P., 2017: Vliv turbidity vody na efektivitu odchyty vodního hmyzu světelnou pastí. Bakalářská práce. Pedagogická fakulta, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, 49 s.

Cílem této bakalářské práce je podrobně určit vliv turbidity vody na efektivitu odchyty vodního hmyzu světelnou pastí. Experimenty se konaly na výukové zahradě PF JU v Českých Budějovicích (48° 58'32.182 "N, 14° 26'54.218" E) v průběhu dvou let. Na zahradu byly umístěny čtyři nádrže o objemu 400 l s různým množstvím rozmíchaného jílu a definovaným množstvím jedinců daného druhu. Zdrojem vodního hmyzu byly okolní rybníky a zahradní jezírko, které leží na výukovém pozemku. K odchyty byly použity podvodní světelné pasti s různou velikostí vstupních otvorů, podle velikosti zkoumaných jedinců. Světelné pasti byly vždy vhozeny v brzkých večerních hodinách a v ranních hodinách vybírány. Ráno byly jedinci z pastí i mimo světelnou past dány do připravených vzorkovnic s koncentrovaným lihem. Jednotlivé vzorky byly později spočítány a s pomocí laboratorní techniky blíže určeny druhy jedinců. Poté byly jednotlivé druhy vodního hmyzu statisticky vyhodnoceny.

Výsledkem je, že podvodní světelné pasti jsou dobrou metodou na odchyt vodního hmyzu. Byly vysoce efektivní na odchyt vodních ploštic (klešťanek i znakoplavek), ale málo na dvoukřídý hmyz (*Chaoborus*), jak v čisté, tak v turbidních vodách. Tudiž turbidita vody míru odchyty zkoumaného vodního hmyzu v takto malých nádržích neovlivňuje.

Klíčová slova: vodní hmyz, efektivita odchyty, světelná past, průhlednost vody

Abstract

Čihák P., 2017: An influence of water turbidity on the effectivity of water insects capture rate by subaquatic light traps. Bachelor thesis. Faculty of Education, University of South Bohemia in České Budějovice, 49 pp.

The goal of this bachelor thesis is to determine the influence of water turbidity on the effectivity of water insects capture rate by subaquatic light traps. The experiments were carried out at the educational garden of Faculty of Education of the University of South Bohemia (48° 58'32.182 "N, 14° 26'54.218" E) during two years. Four tanks were placed on the garden, each holding 400 l of water. A different amount of clay was dispersed in the tanks and a defined amount of specimens of the stated species were added. The water insects were firstly captured in the nearby ponds and a pool at the educational garden. Then, light traps with different entrance size according to the size of the selected species were used for the capture. The light traps were thrown into the tanks in early evening hours and collected in the early morning. In the morning, all the specimens both in and out of the traps were fixed in concentrated ethanol. The samples were then counted and the species were determined using laboratory equipment. The species of water insects were then statistically evaluated.

The experiments resulted in findings that the subaquatic light traps are valuable technique for aquatic insects sampling. The traps were highly effective in the capture of aquatic bugs (water boatmen and backswimmers) and low effective for dipterans (*Chaoborus*) in both clear and turbid waters. The turbidity does not affect capture rate of selected species of aquatic insects, at least in small water bodies.

Keywords: aquatic insects, capture rate efficiency, light trap, water clarity

Obsah

1. ÚVOD.....	8
2. LITERÁRNÍ REŠERŠE	9
2.1 Vodní hmyz	9
2.2 Vodní prostředí	10
2.3 Metody odchyty	10
2.4 Turbidita	12
2.4.1 Vliv turbidity na vodní živočichy	12
2.4.1.1 Vliv turbidity na predátory	13
2.4.2 Vliv turbidity na sladkovodní ekosystémy	14
2.4.2.1 Vliv turbidity na teplotu vody.....	14
2.5 Průhlednost vody	15
2.5.1 Měření průhlednosti vody.....	16
2.5.2 Způsob měření turbidity a její jednotky.....	17
3. MATERIÁL A METODY	20
3.1 Design světelné pasti	20
3.2 Modelové organismy	21
3.3 Sbíráání a uchovávání živočichů	22
3.4 Experimentální design	23
3.5 Zpracování dat	25
4. VÝSLEDKY	27
4.1. Vliv turbidity na odchyt klešťanky <i>S. lateralis</i>	27
4. 1. 1. Vliv turbidity na odchyt larev klešťanky <i>S. lateralis</i>	29
4.2. Vliv turbidity na odchyt klešťanky <i>S. falleni</i>	31

4. 3. Vliv turbidity na odchyt znakoplavky <i>N. glauca</i>	33
4. 3. 1. Vliv turbidity na odchyt larev znakoplavky <i>N. glauca</i>	35
4. 4. Vliv turbidity na odchyt r. <i>Chaoborus</i>	37
4. 5. Vliv turbidity na odchyt klešťanky <i>C. punctata</i>	39
5. DISKUZE	42
6. ZÁVĚR	43
7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY.....	44

1. Úvod

Téma této bakalářské práce je problematika odchyty vodního hmyzu světelnými pastmi, konkrétně v závislosti na průhlednosti (respektive turbiditě) vody. Odchyt vodního hmyzu podvodní světelnou pastí je jedna z metod, která se často používá pro monitoring vodních organismů. I když bylo popsáno několik typů a jejich modifikací těchto pastí, nikdo se dosud seriózně nezabýval vlivem alespoň některých faktorů na efektivitu odchyty vodního hmyzu pomocí podvodních světelných pastí. Tudiž se o vlastnostech a vhodnosti pro průzkum vodního hmyzu touto metodou moc neví, protože její účinnost zatím nebyla testována a popsána. Průhlednost, resp. turbidita vody může být – na první pohled – jedním z nejdůležitějších faktorů, která efektivitu odchyty ovlivňuje. Ačkoliv je to velice zajímavé téma, dosud se jím mnoho autorů blíže nezabývalo. To byl jeden z hlavních důvodů jeho výběru. Další a prvotní důvod byla moje účast na letním ekologickém kurzu, kde jsem se světelnými pastmi pracoval a zjistil, že mě výzkumné práce tohoto typu velmi baví.

Hlavním cílem této práce tedy bylo odpovědět na předem stanovenou následující výzkumnou otázku: Ovlivňuje turbidita vody odchyt vodního hmyzu podvodní světelnou pastí?

V rešeršní části mé práce je obecně popsán vodní hmyz a jeho prostředí. Následně jsou uvedeny používané metody odchyty vodního hmyzu a podrobněji popsány metody odchyty podvodní světelnou pastí. Dále jak konkrétně ovlivňuje turbidita vodní hmyz a sladkovodní ekosystém. V další kapitole je definována průhlednost vody, jakými metodami i způsoby se měří a v jakých jednotkách. Následující se věnuje použitým modelovým organismům. V následující kapitole jsou shrnuty získané výsledky a pomocí grafů a tabulek jsou okomentovány, výsledky jsou následně prodiskutovány.

2. Literární rešerše

2.1 Vodní hmyz

Vodní bezobratlí se mohou pochlubit opravdu vysokou rozmanitostí a ovlivňují různé typy vodních biotopů. Tvoří jejich nedílnou součást a ukazují jejich kvalitu (Rossaro a kol., 2007; Sharma a Rawat, 2009). Poskytují různé ekosystémové funkce, jako jsou filtrace vody, rozklad organických látek a zprostředkování přenosu uhlíku prostřednictvím potravních sítí (Lohrer a kol., 2004; Palumbi a kol., 2009; Pingram a kol., 2014; Macadam a Stockan, 2015 in Collier a kol., 2016). Vodní hmyz a obecně bezobratlí jsou tedy velmi důležití, ačkoliv je jejich význam ve vodě často zanedbáván a podceňován (Hädicke a kol., 2017).

V našich vodních ekosystémech můžeme najít především larvy jednotlivých druhů hmyzu, které se následně pomocí proměny na létající dospělce. Jsou to např. jepice (Ephemeroptera), které slouží nejen jako potrava ryb, ale také (např. čeleď přísalkovití Blepharoceridae) jako bioindikátor kvality vody. Převážně vodní nymfy mají také larvy pošvatek (Plecoptera) a chrostíků (Trichoptera), které jsou velmi náročné na obsah kyslíku ve vodě. Larvy (najády) vážek (Odonata) jsou dravé a před výletem imaga (dospělce) vylézají nad hladinu, kde se pevně zachytí na podkladu. Dále larvy mnohých dvoukřídlých (Diptera), např. čeledi pakomárovití (Chironomidae), komárovití (Culicidae) a další. Životu ve vodě se přizpůsobila i malá část brouků (Coleoptera). Z taxonu masožraví (Adephaga) je třeba zmínit čeleď Dytiscidae s typickým představitelem potápníkem vroubeným (*Dytiscus marginalis*) a vírníky (rod *Gyrinus*), kteří se pohybují v kruzích na hladině a vyhledávají mrtvý hmyz. Náš největší brouk vodomil černý (*Hydrous piceus*) z čeledi vodomilovití (Hydrophilidae) je v dospělosti býložravý a pohybuje se pomalu těžkopádně kráčivým pohybem nohou. Jeho larva je dravá a obratně plave (Hartman a kol., 1998).

Z celkových zhruba 40 000 ploštic (Heteroptera) je necelých 6 % (2300 druhů) vodních ploštic (Nepomorpha) (Polhemus a Polhemus, 2008). Patří mezi ně znakoplavky, klešťanky, splešťule blátivá, jehlanka válcovitá, bodule obecná, člunovka

obecná či hlubenky. Z dalších řádů jsou to například střechatky (Megaloptera), někteří síťokřídli (Neuroptera) a někteří blanokřídli (Hymenoptera). Znakoplavky (rod *Notonecta*), klešťanky (čeleď Corixidae) a larvy rodu *Chaoborus* (koretra) budou blíže popsány v kapitole modelové organismy.

2.2 Vodní prostředí

Vodní prostředí zaujímá zhruba 72 % z celkového povrchu Země a významně se podílí na celosvětové biodiverzitě bezobratlých (Strayer a Dudgeon, 2010). Tato vodní plocha je ale tvořena převážně mořskými ekosystémy, protože cca 97 % světových vodních rezerv připadá na světové oceány (Charette a Smith, 2010). Na druhou stranu, ačkoliv sladké vody pokrývají pouze 0,8 % zemského povrchu (Dawson, 2012), jsou neúměrně rozmanité vzhledem k ploše biotopů, jelikož představují 2 % (150 000 druhů v 17 kmenech (Strayer 2006) z odhadovaných 6,7 milionů bezobratlých na celém světě (Böhm a kol., 2012). Pro porovnání, na mnohem rozsáhlejší mořskou oblast připadá přibližně 16 % (odhadovaný počet je 1,1 milionu druhů, Mora a kol., 2011; Appeltans a kol., 2012). Darwall a kol. (2012) uvádí, že vodní hmyz převládá v rozmanitosti sladkovodních bezobratlých (60 % druhů).

2.3 Metody odchyty

I když průzkum společenstev vodního hmyzu patří k běžným faunistickým i hydrobiologickým technikám, metody odchyty obecně příliš dobře standardizovány nejsou. Kromě možná nejpoužívanějšího odchyty pomocí ruční sítě se objevují různé pokusy o kvantifikaci odchyty.

Klečka a Boukal (2011) ve svém výzkumu prozkoumali jednotlivé metody odchyty a vyhodnotili jejich selektivitu a účinnost. Celkem srovnávali čtyři druhy metod - pomocí ruční sítě (handnetting), „pasti aktivních jedinců“ (activity traps), „krabicové pasti“ (box traps) a světelné pasti (light traps) pro létající hmyz:

Pasti na aktivní jedince byly vyrobeny z 1,5 l plastových lahví, uříznutých v horní části (v šířce 82 mm) a touto uříznutou částí obrácenou a vloženou do lahve tak, že vstup do lahve (šířka 22 mm) tvořil nálevku a znesnadňoval tak odchyceným jedincům

únik. Poté byly umístěny v horizontální poloze v intervalech 20 m u břehu a zůstaly ponořeny těsně pod hladinou po dobu 48 hodin. Krabicové pasti (boxtraps) o rozměrech 60 cm x 40 cm mají podobu kvádrů se čtyřmi stěnami (bez horní i spodní podstavy), který je náhle umístěn (vražen) do dna v blízkosti břehové linie. Sítí se potom vyberou a zafixují veškeré organismy, které se v krabicové pasti v okamžiku odchyty vyskytovaly. Odchyt ruční sítí byl standardizován na čtyři 20 m segmenty, které byly rozloženy ve stejných vzdálenostech po celé délce zájmového toku a vzorky byly odebrány jednou za dva měsíce. Světelné pasti (pro odchyt létajícího hmyzu) svítily celou noc a vybírány byly třikrát týdně (Klečka a Boukal, 2011).

Nicméně Klečka a Boukal (2011) nedoporučují používání světelných pastí jako univerzální metodu. Mínusem je fakt, že člověk se musí na místo zkoumání dostavit dvakrát (večer a ráno). I přesto je ale mnohem rychlejší a standardizovanější v porovnání s ostatními metodami. Problémem je navíc, že světelné pasti nemůže člověk vybrat najednou ve stejný čas a tudíž vzniká menší časová prodleva.

Podvodní světelnou past určenou pro odchyt vodního hmyzu je možno považovat za další možnost, jak kvantifikovat jeho odchyt. Jako první, kdo popsal tuto past, byli Baylor a Smith (1953), kteří jí vyrobili a použili za účelem odchyty perlooček (Cladocera). O dva roky později, Hungerford a kol. (1955) poskytli celkem podrobný popis vodního hmyzu zachyceného světelnou pastí v odlišných podmínkách prostředí a v různých letech. Popsaný vodní hmyz zahrnoval ploštice (Heteroptera), brouky (Coleoptera), larvy dvoukřídlého hmyzu (Diptera), chrostíků (Trichoptera) a vážek (Odonata). Dále se v pastech objevovaly další vodní organismy, jako perloočky (Cladocera), klanonožci (Copepoda) a lasturnatky (Ostracoda). Ještě širší škálu vodního hmyzu, zachyceného podobnou světelnou pastí ukázal Engelmann (1974). Světelné pasti se postupně modifikovaly a vylepšovaly s cílem dosažení co největší efektivity. Například Carlson (1971, 1972) porovnal použití černého světla (UV-A) a studeného bílého světla a Aiken (1979) popsal konstrukci upravené světelné pasti, která umožňovala zachycení většího vodního hmyzu a korýšů. Všechny tyto modifikace světelných pastí plavaly volně na hladině ve vodním sloupci. Weber (1987) ale umístil

podvodní světelnou past na dno a prokázal, že takto umístěná past, může zachytit také bentický vodní hmyz, především některé larvy dvoukřídlých (Diptera) a jepic (Ephemeroptera), které se plovoucími pastmi nepodařilo chytit. Základní srovnání odchyty podvodní plovoucí světelnou pastí, ruční sítí a položenými pastmi se zeleným a červeným světelným zdrojem přináší Papáček a kol. (2009), kteří podvodní plovoucí světelnou past shledali jako nejefektivnější metodu pro odchyt vodního hmyzu.

Ačkoliv bylo popsáno několik typů a jejich modifikací těchto pastí, nikdo se dosud seriózně nezabýval vlivem alespoň některých faktorů na efektivitu odchyty vodního hmyzu pomocí podvodních světelných pastí. Jedním z nich může být průhlednost (resp. turbidita) vody.

2.4 Turbidita

Turbidita neboli zákal vody je fenomén způsobený nerozpuštěnými organickými a anorganickými látkami, kterými jsou často jílové minerály, hydratované oxidy železa a manganu, bakterie, plankton a dispergované organické látky (tuky, ropné látky, škrob). Velmi často jsou zakalené nadzemní vody, naopak podzemní vody jsou zakaleny ojediněle (Braníš a kol., 1999). Jedná se o optickou vlastnost vody, kde suspendované sedimenty a další materiály ve vodě rozptylují a absorbují světelné paprsky (Lloyd, 1985).

2.4.1 Vliv turbidity na vodní živočichy

Absorpce a rozptyl světla způsobené turbiditou, snižují ve vodě světelné rozdíly mezi živočichem a jeho okolím, ale i mezi živočichy navzájem (De Robertis a kol., 2003). Jejich změna chování při různých kombinacích turbidity a světelné intenzity je častým zkoumaným jevem. Mnohdy se zkoumá i rozdíl mezi pokusy prováděnými ve dne nebo v noci (Gergs a kol., 2010). Turbidita může mít odlišný vliv i na velmi podobné skupiny živočichů z různých pohledů. Ať už z fyziologie, funkčnosti orgánů nebo vzhledu, či dokonce na druhy ze stejného rodu (De Robertis a kol., 2003).

Každopádně studie provedené v aljašských vodních tělesech přinesly zjištění, že jak množství vodních bezobratlých, tak množství ryb je mnohem nižší v turbidních než v čirých vodách (viz Lloyd (1985) primární prameny).

2.4.1.1 Vliv turbidity na predátory

Celkem podrobnou rešerši o vlivu turbidity na predátory přináší ve své bakalářské práci Podhradská (2012). Z tohoto přehledu vyplývá, že:

- Většina predátorů spoléhá při lovu na svůj zrak, ale bezobratlí predátoři využívají i jiné smysly
- Turbidita může mít na predátory a kořist pozitivní i negativní vliv. Nevýhodou je vzájemná snížená viditelnost a naopak za výhodu lze považovat možnost úkrytu
- Turbidita více ovlivňuje piscivorní (rybožravé) než planktonožravé ryby, pro které je výhodnější
- Turbidita může mít různý vliv na chování predátorů v kombinaci s biotickými faktory

Podhradská (2012) ve svém výzkumu zkoumala vliv turbidity na predační chování znakoplavky *Notonecta glauca* a larev vážky rodu *Sympetrum*. Jejím výsledkem bylo, že znakoplavka loví stejně při různých hodnotách turbidity, přičemž larva vážky ulovila při vyšší turbiditě vody méně kořisti. Vysvětlením může být to, že zatímco larva vážky využívá při lovu kořisti především svůj zrak, znakoplavka dokáže i v turbidní vodě využít mechanoreceptory (Podhradská, 2012).

Například Horpilla a kol. (2004) zkoumali vliv turbidity na interakci dravec kořist mezi koruškou (rod *Osmerus*) a koretrou (rod *Chaoborus*) a uvádí že turbidita způsobená jílem ze zemědělství v rozmezí 10 - 50 NTU (o turbiditě a jejich jednotkách viz dále) chrání chaoboridy před rybími predátory.

2.4.2 Vliv turbidity na sladkovodní ekosystémy

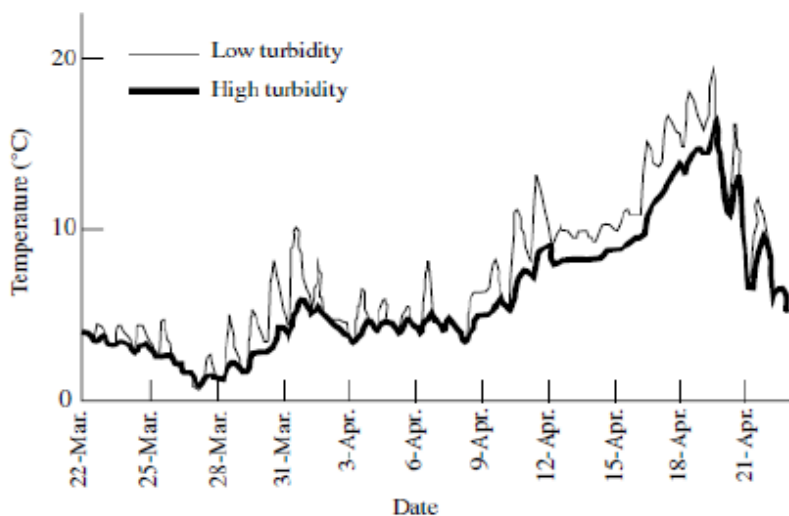
I když bylo výše řečeno, že turbidita může mít pozitivní i negativní vliv, její vliv na sladkovodní ekosystémy ale vnímám hlavně jako negativní.

Zvýšená turbidita snižuje průnik a množství světla ve vodě. Tím pádem se redukuje i produkce fytoplanktonu (Hoetzel a Croome, 1994) a růst vodních rostlin včetně řas, protože je méně světla pro fotosyntézu (Kirk, 1985; Ryan, 1991). Tímto dochází nejen k omezení potravy pro býložravé vodní živočichy, ale redukce fytoplanktonu se také projevuje snížením zooplanktonu a vodního hmyzu, což může způsobit i kaskádové účinky na vyšších trofických úrovních (Lloyd a kol., 1987). Právě tento autor uvádí, že zvýšení turbidity vody pouze o 5 NTU snížilo primární produkci o 3 až 13% a zvýšení o 25 NTU snížilo primární produkci až na polovinu.

Turbidita, která se do vody dostává především ze zemědělství, těžby a městské aktivity, výrazně přispívá k degradaci vodních biotopů a k poklesu živočichů v nich žijících (Richter a kol., 1997).

2.4.2.1 Vliv turbidity na teplotu vody

Turbidita vody neovlivňuje pouze světelný, ale i teplotní režim vodních ekosystémů. Například vyšší turbidita způsobuje více prohřátou hladinu a naopak nižší turbidita způsobuje více prohřáté dno (Williams, 2006) a dochází k ní k větším teplotním odchýlkám během dne a noci (obr. 1).



Obr. 1. Vliv turbidity na teplotu vody měřenou u dna v jednom rybníce v místech s nižší (13 FTU, tenká čára) a vyšší (32 FTU, silná čára) turbiditou (Williams, 2006), převzato z Dostálková (2014).

Detailněji se vztahem turbidity a teploty vody zabýval Paaijmans a kol. (2008), tudíž pro lepší pochopení doporučuji prostudování jeho výzkumu.

2.5 Průhlednost vody

Nejnápadnějším důsledkem zvýšení turbidity vody je snížení průhlednosti vody. Průhlednost vody je podobně jako turbidita také velmi ovlivňována odlišnou absorpcí světla různými barevnými látkami rozpuštěnými nebo rozptýlenými ve vodě. Lze jí jednoduše a rychle určit např. pomocí Secchiho desky (viz dále). Odlišnou průhlednost vody můžeme pozorovat v různých nádržích a tocích, ale rozdílná je i v ročním období. V létě bývá menší než v zimě, protože je ovlivňována hlavně vegetačním zákalem (fytoplanktonem). Tato vlastnost vody tedy může sloužit jako první orientační informace o množství fytoplanktonu ve vodních ekosystémech (Lellák a Kubíček, 1991).

2.5.1 Měření průhlednosti vody

Secchiho deska

Nejen v minulosti byla jasnost vody měřena ve stojatých vodách pomocí Secchiho desky, což je černobílá kruhová deska o průměru zhruba 25 cm. Ta je pomalu ponořována do hloubky, dokud deska nezmizí z dohledu a následně změříme délku odvinutého lana a zjistíme průhlednost vody (Tyler, 1968). Ačkoliv byly nedávno provedeny doporučení, měřicí protokoly ale ještě nebyly standardizovány (Smith, 2001; Smith a Hoover, 1999). Hloubka, kdy deska zmizí (Secchiho hloubka), je užitečným indexem vizuální jasnosti vody a je sama o sobě optickou vlastností, která je závislá na světelných podmínkách (Davies - Colley a Smith, 2001).

Hydrologický rozsah a viditelnost černého disku (Hydrological range and black disc visibility)

Hydrologický rozsah je maximální pozorovací vzdálenost černého disku ve vodě při pohledu horizontálně. Závisí pouze na koeficientu útlumu světelného paprsku a můžeme ho tedy také za vlastní optickou vlastnost, která je ale na rozdíl od Secchiho desky nezávislá na světelných podmínkách. Proto je teoreticky lepší mírou jasnosti vody (Davies - Colley a Smith, 2001).

Davies - Colley a kol. (1993) uvádějí tři hlavní výhody viditelnosti černého disku oproti Secchiho hloubce, jakožto indexu jasnosti vody. První výhoda již byla zmíněna, černý disk v ideálním případě neodráží žádné světlo, měření hydrologického rozsahu je nezávislé na okolním osvětlení, pokud je dostatečné světlo pro normální barevné vidění. Za druhé hydrologický rozsah poskytuje cenný, přiměřeně přesný odhad koeficientu útlumu paprsku. Za třetí, díky tomu, že je černý disk pozorován vodorovně, tak je užitečný ve velmi mělkých a čistých vodách (řeky a pobřežní vody používané ke koupání). Naopak výhodou Secchiho desky je, že s tímto přístrojem byly shromážděny cenné historické datové soubory o optice vodních útvarů (Davies - Colley a Smith, 2001).

Steel a Neuhausser (2002) uvádí, že na řece Skagit ve Washingtonu byl horizontální pozorovací rozsah černobílého Secchiho disku velmi podobný viditelnosti černého disku. V souladu s tím, Davies - Colley a Smith (2001) navrhují, aby byly hydrologický rozsah a ekvivalentní koeficient útlumu paprsku považovány za standardní měření vizuální jasnosti vody.

Průhledné trubky (Transparency tubes)

Použití průhledných trubek pro měření jasnosti vody je poměrně nová metoda (Sovell a kol., 2000). Obvykle se jedná o čiré trubice s malým vizuálním terčem (např. Secchiho deska), který je namalovaný na dně trubice. Člověk nalévá vodu do trubice, dokud obraz terče nezmizí a hloubka vody poskytuje index průhlednosti. Tato jednoduchá zařízení jsou užitečná pro zvyšování povědomí široké veřejnosti o jasnosti vody, i když jsou omezena na docela zakalené vody. Výsledné pozorování průhlednosti ale obvykle nejsou srovnatelné s viditelností v terénu, protože v terénu působí světlo ve vodě jen shora (Davies - Colley a Smith, 2001). Biggs a kol. (1998) in Davies - Colley a Smith (2001) uvádí, že na Novém Zélandu je zlepšený návrh průhledných trubek. Konstrukce průhledné trubice má černou desku umístěnou na akváriovém magnetu, která se při horizontálním (vodorovném) pohledu přesune do bodu zániku uvnitř čiré trubice. Měření s tímto přístrojem jsou rovnocenné k pozorování horizontálního černého disku v terénu (Kilroy a Biggs, 2002).

2.5.2 Způsob měření turbidity a její jednotky

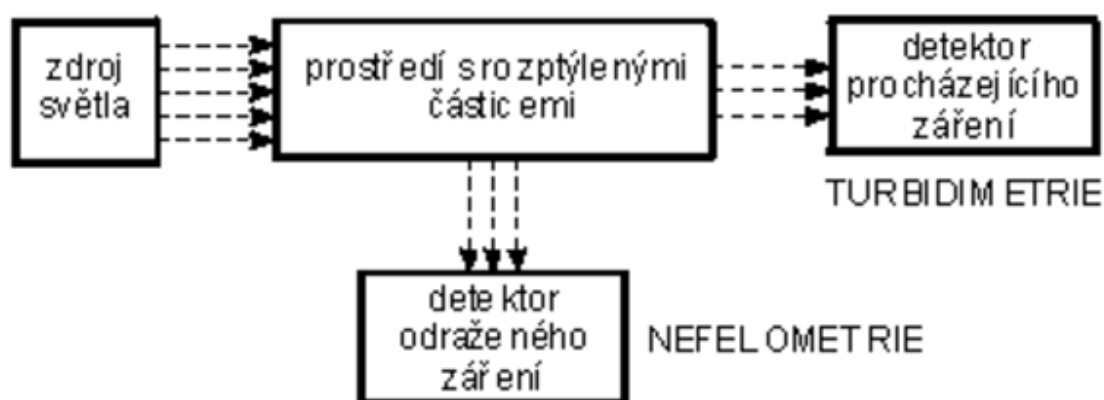
(Pospíšil, 1998; Anonymous, 2008) uvádí, že turbiditu vody (koncentraci suspendovaných částic) lze měřit dvěma způsoby, buď turbimetricky nebo nefelometricky:

Turbimetrií rozumíme měření světelného toku po průchodu prostředím (v našem případě vodním) ve směru dopadajícího světelného toku ze zdroje. Měření tímto způsobem se provádí v kyvetě naplněnou dobře promíchaným vzorkem, který se ihned změní. Výsledky se uvádějí v turbimetrických formazinových jednotkách.

Nefelometrie je měření světelného toku, který je částicemi odrážen kolmo nebo pod určitým úhlem na směr dopadajícího paprsku (viz obr. 2). Tato metoda je nejspíše nejpoužívanější a boční rozptyl se nazývá také jako Tyndallův jev. Měření probíhá stejně, jako v předešlém způsobu měření ale používají nefelometrické jednotky.

Když prochází světelné paprsky vodou obsahující jemně rozptýlené nerozpuštěné částice, tak dochází k rozptylu světla do všech směrů (Anonymous, 2008).

Nefelometr (turbimetr) obsahuje fotočlánek (detektor), který je nastavený na 90° vůči procházejícímu světelnému paprsku, kvůli tomu aby odhadnul (změřil) spíše rozptýlené světlo a ne absorbované (Lakesuperiorstreams, 2009).



Obr. 2. Hlavní typy měření turbidity. Převzato z Anonymous (2008).

Turbidita je však obvykle měřena nefelometricky v NTU jednotkách (Nephelometric Turbidity Units), které nelze převést na jednotky rozptylu při 90° (Austin, 1973). McGirr (1974) uvádí problém, že různé nefelometry v důsledku různého optického designu ukazují odlišné číselné hodnoty NTU. Proto by měl vždy být specifikován nefelometr, kterým byla turbidita měřena.

Jelikož turbidita (NTU) a průhlednost vody spolu dobře korelují (Davies-Colley a Smith, 2001), byla turbidita v celé této práci považována za nepřímý ukazatel průhlednosti vody.

Vztah turbidity a koncentrace suspendovaných sedimentů

Davies-Colley a Smith (2001) uvádí, že Lloyd a kol. (1987) objevil v 5 potocích na Aljašce těsnou korelaci ($r = 0,96$) mezi turbiditou (NTU) a koncentrací suspendovaných sedimentů a slabší korelaci ($r = 0,91$) se značným rozptylem při zkoumání 235 vzorků z 34 aljašských řek. Dále Lloyd (1985) uvádí, turbidita a koncentrace suspendovaných sedimentů spolu přímo souvisejí a na základě vzorků vypočítal obecný vztah mezi oběma pojmy. Tento vztah naznačuje, že 25 (mg/L) suspendovaných sedimentů je řádově spojeno s turbiditou 5 (NTU) a 100 (mg/L) s 25 NTU.

Henley a kol. (2000) ale naopak tvrdí, že turbidita (NTU) a koncentrace suspendovaných sedimentu (mg/L) spolu úplně dobře nekorelují. Použití nefelometrických turbidních jednotek pro náhradní měření suspendovaných sedimentů za účelem předpovědi biotických účinků v povodí je pochybný, protože podobné měření turbidity z různých povodí mohou korelovat s různými koncentracemi suspendovaných sedimentu. APHA (1998) proto doporučuje, aby jednotky NTU byly používány jako standardní pro turbiditu.

3. Materiál a metody

Výzkumnými pokusy na vybraných druzích vodního hmyzu bylo zjišťováno, jakou roli hraje vliv zvýšené turbidity vody na efektivitu odchyty vodního hmyzu světelnou pastí.

3.1 Design světelné pasti

V experimentech byly používány podvodní světelné pasti, které se v různých podobách již dlouho používají na katedře biologie PF JU (viz např. Čeloudová, 2009; Černá, 2009). Všechny součástky, ze kterých se v současnosti používaná světelná past skládá, jsou standardizované. Hlavní část je tvořena plastovou, průhlednou nádobou „Lock & Lock“ o rozměrech 137 x 104 x 185 mm na výšku a o objemu 1,3 litrů. Průhledná preforma PET lahve (průměr 45 mm, délka 145 mm) je těsně vložena do kruhové díry ve víku nádoby jako ochrana kovové LED svítilny, která byla orientována směrem dolů. Pod svítilnu byla ještě umístěna prázdná bílá mikrozkušavka typu Eppendorf o objemu 1,5 ml za účelem většího rozptýlení světla. Na úrovni mikrozkušavky (65 mm od dna nádoby) byly vstupní otvory do světelné pasti, tudíž bylo dosaženo rozptýlení světla do všech směrů. Pro tyto experimenty byly použity světelné pasti se vstupními otvory o průměru 4 mm. Boční stěny nádoby byly v místě vstupních otvorů promáčknuty 5-7 mm dovnitř, aby bylo umožněno snadné vniknutí organismů do pasti a ztížen jejich únik. K promáčknutí byla využita horkovzdušná pistole, která nahřála plastové stěny nádoby, a mírný tlak na nahřátou stěnu pasti.

K horní části světelné pasti byla připevněna plochá prázdná láhev, která sloužila v nádržích jako plovák, když se sběrná nádoba světelné pasti naplnila vodou. Mezi plovák a nádobu byl pomocí čtyř šroubů a matic umístěn otevíratelný plastový box "Klickbox" kvůli snadnému přístupu ke svítilně. K vnitřní straně víka nádoby byla pomocí plastových, vroubkovaných, stahovacích pásek („zdrhovaček“) připevněna dvě olověná závaží (o hmotnosti 120 g každé), aby plovoucí světelná past zůstala ve svislé poloze po celou dobu pokusu. Podrobný popis včetně obrázků viz Ditrich a Čihák, 2017.

3.2 Modelové organismy

Jako výzkumné organismy pro testování účinnosti světelných pastí byli vybráni následující zástupci vodního hmyzu. Patří mezi ně jednotlivé druhy vodní ploštic (Heteroptera): klešťanka *Sigara lateralis* (Leach, 1918) a klešťanka velká (*Corixa punctata*) (Illiger, 1807) z čeledi Corixidae, znakoplavka obecná (*Notonecta glauca*) (Linneaus, 1758) z čeledi Notonectidae. Kromě těchto ještě larvy rodu *Chaoborus* (koretra) z čeledi Chaoboridae, patřící do řádu dvoukřídlí (Diptera).

Znakoplavky rodu *Notonecta* jsou až 16 mm velké dravé vodní ploštice, které můžeme nalézt především ve stojatých vodách s vodní vegetací, jako menší nádrže, rybníky nebo tůňky. Charakteristické jsou tím, že dobře plavou břichem vzhůru, tedy hřbetem dolů, pomocí dlouhých veslovitých zadních nohou, ale mohou i létat (Reichholf-Riehm a kol., 1997). Ve vodě se stříbřitě lesknou, protože mají skoro celý povrch těla pokrytý tenkým filmem vzduchu (Hartman a kol., 1998). Břišní část mají tmavou a plochou, naopak světlý a kýlovitě vyklenutý hřbet jim poskytuje maskování před rybami (Reichholf-Riehm a kol., 1997). Zatímco samička *Notonecta glauca* naklade vajíčka do vodní vegetace, *Notonecta maculata* je klade jen na kameny (Savage, 1989). Z těch se poté líhnou larvy (nymfy), které dospívají po pěti svlíkáních (5 instarů). Dospělci *N. glauca* se páří na jaře a nymfy se začínají objevovat zhruba od června, přezimují však v dospělém stádiu. Živí se hlavně menšími druhy vodního hmyzu, který nejdříve propíchnou bodcem a vstříknou do něho trávicí sekret a následně vysají. Právě případná kořist, ale i predátoři způsobují chvění vody, což znakoplavky zaznamenají pomocí dobře vyvinutých mechanoreceptorů (Reichholf-Riehm a kol., 1997).

Klešťanky z čeledi Corixidae jsou na první pohled podobné, ale menší a na rozdíl od znakoplavek plavou hřbetem nahoru. Oproti ostatním druhům ploštic stoupají k hladině hlavou napřed, aby se nadechly (Hartman a kol., 1998). Některé druhy se živí jako predátoři, klasifikovány jsou hlavně jako „organické škrabky“ (Hutchinson, 1993; Wetzel, 2001), poněvadž jsou schopny, oproti ostatní druhům řádu polokřídlí (Hemiptera), přijímat a pomocí enzymů trávit pevnou stravu a nejen pouze tekutou

(Hädicke a kol., 2017). Papáček (2000, 2001) uvádí jejich obrovský význam ve vodě, především v některých jezerech (těžební, silně kyselá), která nejsou zarybněna, kde dominují v potravních sítích (Henrikson a Oscarson 1985; Soldán a kol., 2012 in Hädicke a kol., 2017). Užiteční jsou ale i ve vodních ekosystémech s rybami, kde jsou jejich významnou složkou potravy (Frost a Macan, 1948). V této bakalářské práci byl zkoumán především rod *Sigara*, u kterého však můžeme pozorovat odlišné stravovací návyky nejen mezi druhy, ale i mezi pohlavím (Popham a kol., 1984).

Rod *Chaoborus* (koretra) patří mezi dvoukřídle (Diptera). V pokusu byly použity jejich larvy, které jsou sklovitě průhledné. Mají dva výrazné tracheální měchýřky a jsou odolné vůči nedostatku kyslíku. Živí se dravě buchankami a perloočkami (Hartman a kol., 1998).

3.3 Sbíráání a uchovávání živočichů

Klešťanky rodu *Sigara* byly chytány pomocí ruční sítě v rybníku, který leží 13 km jihovýchodně od Českých Budějovic (48° 56' 13.255 ''N, 14° 38' 3.117 ''E). Nachytány byly ve větším množství dva dny před výzkumnými pokusy a byly uskladněny do nádrže s vodou o objemu 1100 litrů, která byla z vrchu zakrytá dírkovanou sítí (velikost ok 1 mm), aby neodletěly. Znakoplavky *Notonecta glauca*, klešťanky *Corixa punctata* a larvy rodu *Chaoborus* byly nachytány také ruční sítí v zahradním jezírku ležící v místě konání experimentů, které se již osvědčilo jako ideální prostředí i pro např. výzkumné experimenty. Jelikož se jich podařilo lovit dostatečný počet potřebný pro provedení pokusu, byly loveny vždy v den pokusu. Vzhledem k tomu, že nebylo možné přesně určit, které druhy klešťanek rodu *Sigara* byly k dispozici před zahájením pokusů, byly vloženy a uchovány ve vzorkovnicích s ethanolem a určeny na úrovni druhu po pokusech. Nejvíce dospělých klešťanek rodu *Sigara* bylo určeno jako *S. lateralis* a protože i jejich nymfy byly přítomny v dostatečném množství ve třech opakováních, tak byly také zahrnuty do analýz. Dále byla nalezena *S. falleni* v nízkém počtu, což umožnilo aspoň základní orientační zhodnocení i efektivity odchyty tohoto druhu. *S. striata* byla přítomna v tak malém počtu, že analýzy odchyty nebyly proveditelné.

3.4 Experimentální design

Pokusy byly konány na výukové zahradě PF JU v Českých Budějovicích a to v pěti obdobích, a to nejprve koncem září 2015, v polovině října a listopadu 2015, na konci června 2016 a naposled v polovině září 2016. Na zahradu byly umístěny čtyři obdélníkové nádrže (A, B, C a D) o rozměrech 120 cm x 80 cm a 60 cm na výšku a napuštěny vodou ze zahradní studny do objemu 400 litrů.

Různé úrovně turbidity byly vytvořeny pomocí jílu rozpuštěného ve vodních nádržích. Jíl byl navážen na požadovanou hmotnost a po částech třením mokřýma rukama těsně nad hladinou rozmělněn na co nejjemnější materiál. Poté byly nádrže pečlivě promíchány. Jíl byl nasbírán v pískovně Cep II. u Suchdola nad Lužnicí, kde se v současné době používají světelné pasti pro monitorování vodního hmyzu. Celkově bylo pracováno se čtyřmi úrovněmi turbidity vody (jedna čistá a tři úrovně zakalení). Zvolené počáteční množství na konci září 2015 bylo 0 gramů jílu L^{-1} v nádrži A, 0,33 g L^{-1} v nádrži B, 0,67 g L^{-1} v nádrži C a 1 g L^{-1} v nádrži D. Vzhledem k tomu, že v nádržích B, C a D turbidita (koncentrace rozmíchaného a rozpuštěného jílu) klesala a tím pádem se zvyšovala jasnost vody, tak bylo do těchto nádrží přidáno a rozmícháno větší množství jílu (podrobnosti viz tab. D). Turbidita klesla i během jedné noci, a to i přes důkladné promíchání cca půl hodiny před měřením a vhozením pastí do každé nádrže. V reakci na to byl průměr naměřené hodnoty večer a ráno použit jako úroveň turbidity v analýzách (označované jako průměrná turbidita). Kromě turbidity, byla při měření sledována i teplota a pH. Všechny hodnoty byly měřeny vždy jak za soumraku (při vhození pastí), tak ráno (při vyndávání) a to pomocí multiparametrového přístroje YSI Pro Plus.

Pro pokusy byla vytvořena síť s 1 mm oky tak, aby kopírovala vnitřek nádrže. Následně byla vložena do každé nádrže tak, aby těsně přilnula ke spodní i k vnitřním stěnám nádrže a byl zachován její původní objem. Pro jistotu byla zatížena na spodku menšími kameny. Tímto bylo umožněno snadné zachycení všech zkoumaných druhů vodního hmyzu a tím pádem rychlejší i jednodušší vybírání a počítání druhů nechycených světelnou pastí. Navíc byly nádrže zakryty stejnou sítí i z vrchu

(přichyceno kolíčky k nádrži), aby bylo zabráněno možnému úniku nebo vniknutí hmyzu. Také byly do každé nádrže vyrobeny tři umělé rostliny z plastu. Plastová síť byla nastříhána na 2 přibližně stejné, zhruba centimetrové, proužky a pomocí kamenu připevněna na dno u každé rostliny. Plovoucími listy dosahovaly až k hladině nádrže. Umělé vodní rostliny sloužily jako simulace běžné vodní vegetace a byly poskytovány vodnímu hmyzu jako místo odpočinku. Do každé nádrže byl dopoledne před experimentální nocí vložen stejný počet vzorků. Nicméně druhy, jejich vývojové stádium a počet jedinců se lišily (viz dále). Světelné pasti byly vždy vhozeny za soumraku a vybrány ze všech nádrží ve stejnou dobu, zhruba 12 hodin od vhození pastí. Pro každou replikaci byl použit nový soubor jedinců, poněvadž jak jedinci zachycené i nezachycené světelnou pastí byly odstraněny a zachovány ve vzorkovnicích se 70 % ethanolem pro bližší určení. Výjimkou byly znakoplavka *N. glauca* a klešťanka *C. punctata* v září 2016, jelikož nebyl v tuto dobu k dispozici dostatečný počet jedinců pro experiment. Spočítaní jedinci byli tedy po každé replikaci puštěni zpátky do zahradního jezírka a náhodně chytány před dalším pokusem.



Obr. 3. Nádrže s různou úrovní turbidity na výukové zahradě PF JU (v pozadí jezírko), foto autor.



Obr. 4. a 5. nádrž A (čistá voda), vlevo detailně obsah všech nádrží, vpravo prosvícená během noci světelnou pastí, foto autor.



Obr. 6., 7. a 8. Ostatní prosvícené nádrže světelnou pastí s jednotlivými úrovněmi turbidity (B, C, D) v tomto pořadí, foto autor.

3.5 Zpracování dat

Získaná data byla zpracována formou statistické analýzy. Vliv turbidity na efektivitu odchyty jednotlivých druhů a vývojových stádií byl vyhodnocován pomocí jednocestné ANOVY (rozdílnost podílu odchycených jedinců mezi jednotlivými variantami turbidity) a neparametrické Spermanovy korelace mezi seřazenými variantami turbidity (A, B, C, D) a podílem odchycených jedinců. Protože aktuální turbidita se v rámci jedné varianty míry turbidity lišila (viz výše), byla data finálně zhodnocena pomocí lineární regrese podílu odchycených jedinců v závislosti na střední (průměrné) turbiditě. Analýza byla provedena v programu Statistica 13 (Dell, Tulsa, OK).

4. Výsledky

4.1. Vliv turbidity na odchyt klešťanky *S. lateralis*

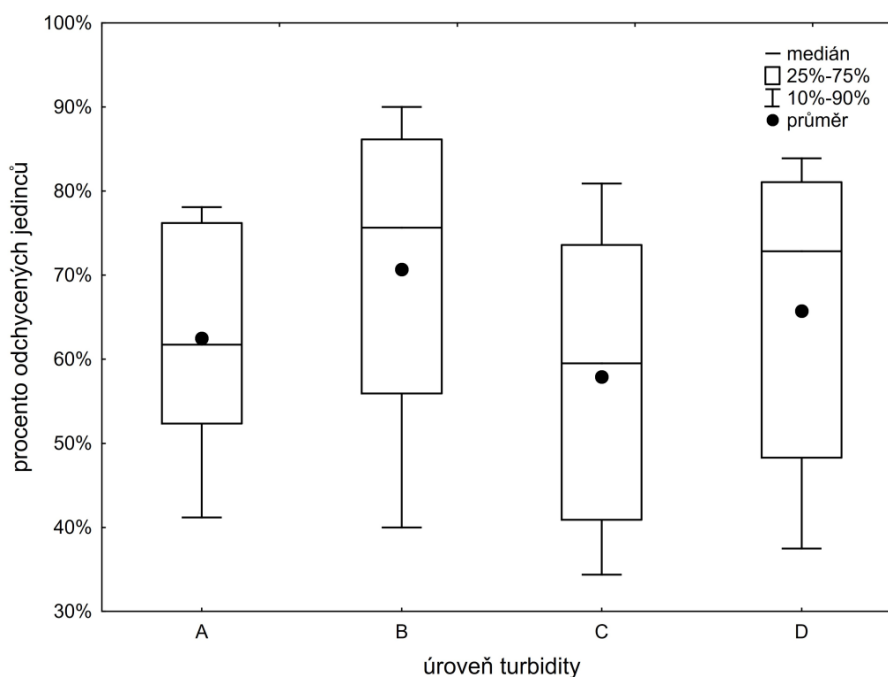
Experimenty pro stanovení míry odchytu klešťanky *S. lateralis* v různých úrovních turbidity byly provedeny ve dvou čtyřdenních intervalech; 22. – 25. 9. 2015 a 16. – 19. 10. 2015. Do jednotlivých nádrží s různou úrovní turbidity (A, B, C, D) bylo vloženo po 40 - 100 jedincích klešťanek r. *Sigara* (převážně dospělci, v menší míře i nymfy 4. a 5. instaru – analýza odchytu nymf viz dále), přesné počty viz tab. I.

Tabulka I. Přehled počtu jedinců, turbidity a teploty v experimentálních nádržích během výzkumu.

Datum	Počet jedinců r. <i>Sigara</i>	Počet dospělců <i>S. lateralis</i>	Množství rozpuštěného jílu [g/l]	Průměrná turbidita [NTU]	Průměrná teplota [°C]
22. 9. 2015	100	85; 81; 89; 87	0; 0,33; 0,67; 1	0,9; 19,2; 30,8; 48,2	13,4
23. 9. 2015	100	69; 64; 35; 72	0; 0,33; 0,67; 1	0,8; 21,3; 34,2; 40,9	13,8
24. 9. 2015	40	23; 36; 15; 23	0; 0,33; 0,67; 1	1; 17,1; 27,5; 55,5	14,1
25. 9. 2015	100	57; 53; 50; 38	0; 0,33; 0,67; 1	1; 16,9; 33,6; 54,2	12,5
16. 10. 2015	40	27; 30; 30; 25	0; 0,67; 1; 1,33	1,1; 32,5; 51; 63,2	6,9
17. 10. 2015	70	59; 58; 51; 54	0; 0,67; 1; 1,33	1,3; 50,4; 69,9; 84,8	7
18. 10. 2015	40	33; 40; 37; 40	0; 0,67; 1; 1,33	1,6; 37,8; 51,9; 64,5	6,6
19. 10. 2015	40	31; 40; 37; 40	0; 0,67; 1; 1,33	1,4; 39,3; 57; 75	6,8

Více čísel v buňce vždy popisuje rozdílné hodnoty ve variantách A, B, C, D (v tomto pořadí). Teplota vody byla měřena vždy večer a ráno ve všech nádržích, průměrná teplota za den byla spočítána jako průměr těchto osmi hodnot.

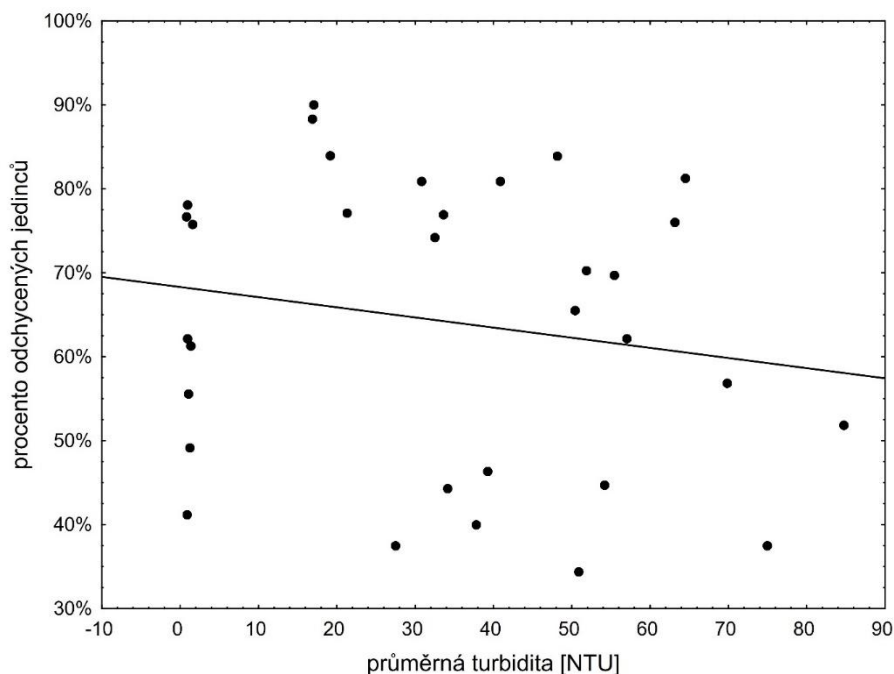
Celková míra odchyty klešťanky *S. lateralis* se pohybovala od 34 % (16. 10. 2015; varianta C) po 90 % (24. 10. 2015; varianta B). Průměrná hodnota míry odchycených jedinců v jednotlivých variantách byla 62 % (varianta A); 71 % (varianta B); 58 % (varianta C) a 66 % (varianta D) (obr. 9). Rozdíly mezi variantami nebyly statisticky průkazné ($F_{3, 28} = 0,78$; $p = 0,52$). Statisticky průkazná nebyla ani neparametrická Spearmanova korelace mezi seřazenými variantami úrovní turbidity ($R = 0,01$; $p = 0,97$).



Obr. 9. Procento odchycených klešťanek *Sigara lateralis* v různých úrovních turbidity (viz kap. 3.4 Experimentální design). Rozdíl mezi variantami není statisticky průkazný ($p = 0,52$).

Protože se aktuální míra turbidity (v jednotkách NTU) v rámci jedné úrovně turbidity v jednotlivých dnech lišila (především kvůli rozdílné rychlosti sedimentace v jednotlivých nádržích), byla ještě provedena lineární regrese procenta odchycených jedinců v závislosti na průměrné turbiditě (průměrná turbidita byla stanovena jako průměr turbidity změřené večer (při položení pasti) a ráno (při vybírání pasti, viz kap. 3.4 Experimentální design)). Přestože s rostoucí mírou turbidity klesalo množství odchycených dospělců *S. lateralis* (obr. 10), lineární regrese není průkazná ($p = 0,33$;

rovnice regresní přímky: procento odchycených jedinců = $0,68 - 0,0012 \cdot \text{průměrná turbidita}$; $R^2 = 0,03$).



Obr. 10. Lineární regrese procenta odchycených jedinců klešťanky *S. lateralis* v závislosti na průměrné turbiditě. Regrese není statisticky průkazná ($p = 0,33$), průměrná turbidita vysvětlila 3 % variability procenta odchycených jedinců.

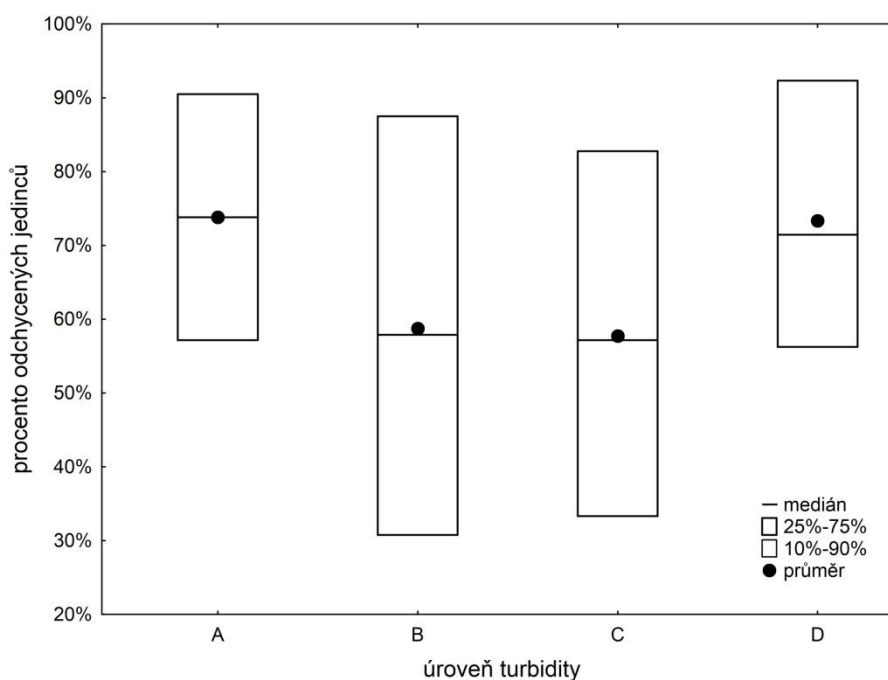
4. 1. 1. Vliv turbidity na odchyt larev klešťanky *S. lateralis*

Jelikož bylo v prvním intervalu výzkumu (22., 23. a 25.9 2015) k dispozici i dostatečné množství nymf 4. a 5. instaru klešťanky *S. lateralis*, byla provedena statistická analýza i pro ně. Do každé nádrže s různou úrovní turbidity (A, B, C, D) bylo vloženo vždy 100 jedinců klešťanek r. *Sigara*, mezi nimiž byl náhodný počet larev, přesný počet (viz tab. II.) Hodnoty o turbiditě a teplotě vody se shodují s dospělci (viz tab I.)

Tabulka II. Přehled počtu larev *S. lateralis* v jednotlivých úrovních turbidity v určité dny.

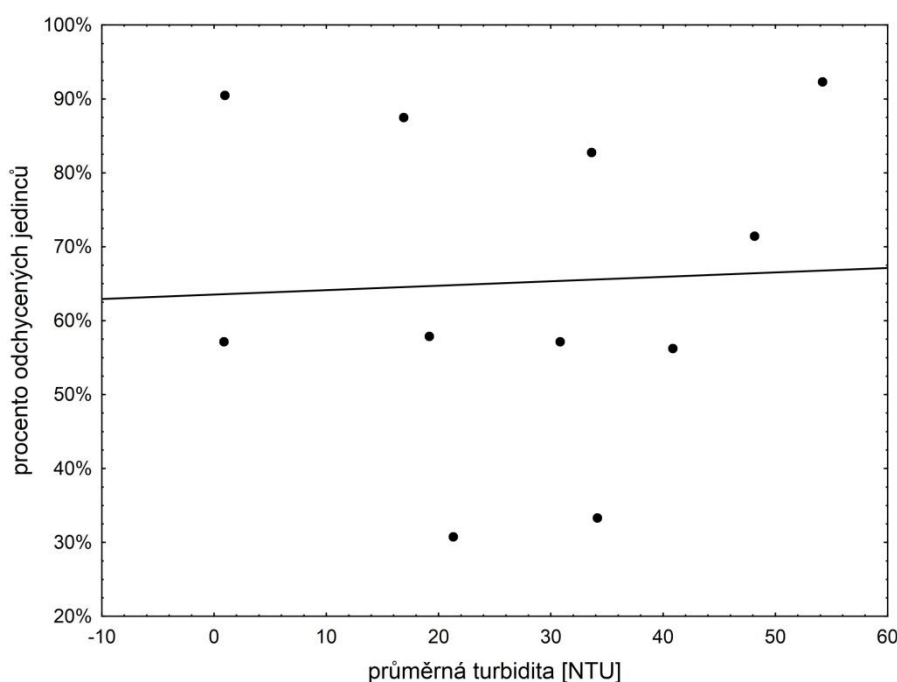
Datum	Počet jedinců r. <i>Sigara</i>	Počet larev <i>S. lateralis</i>
22. 9. 2015	100	14; 19; 7; 7
23. 9. 2015	100	3; 13; 9; 16
25. 9. 2015	100	21; 40; 19; 13

Nejmenší míra odchyty nymf 4. a 5. instaru klešťanky *S. lateralis* byla 0 % (23. 9. 2015; varianta A), ale potřeba zmínit, že v této replikaci byli pouze 3 jedinci. Naopak největší míra byla 92 % (25. 9. 2015; varianta D), kde se z celkových 13 larev nechytli do světelné pasti pouze 1 jedinec. Průměrná hodnota míry odchycených jedinců v jednotlivých variantách byla 74 % (varianta A); 59 % (varianta B); 57 % (varianta C) a 74 % (varianta D) (obr. 11). Rozdíly mezi variantami nebyly statisticky průkazné ($F_{3,7} = 0,37$; $p = 0,78$). Statisticky průkazná nebyla ani neparametrická Spearmanova korelace mezi seřazenými variantami úrovní turbidity ($R = 0,01$; $p = 0,97$).



Obr. 11. Procento odchycených nymf klešťanky *Sigara lateralis* v různých úrovních turbidity. Rozdíl mezi variantami není statisticky průkazný ($p = 0,78$).

Kvůli lišící se aktuální turbiditě byla i pro nymfy klešťanky *S. lateralis* ještě provedena lineární regrese procenta odchycených jedinců v závislosti na průměrné turbiditě. Přestože s rostoucí mírou turbidity mírně stoupalo množství odchycených larev *S. lateralis* (obr. 12), lineární regrese není průkazná ($p = 0,89$; rovnice regresní přímky: procento odchycených jedinců = $0,64 + 0,0006 \cdot \text{průměrná turbidita}$; $R^2 = 0,002$).



Obr. 12. Lineární regrese procenta odchycených larev klešťanky *S. lateralis* v závislosti na průměrné turbiditě. Regrese není statisticky průkazná ($p = 0,89$), průměrná turbidita vysvětlila 0,2 % variability procenta odchycených larev.

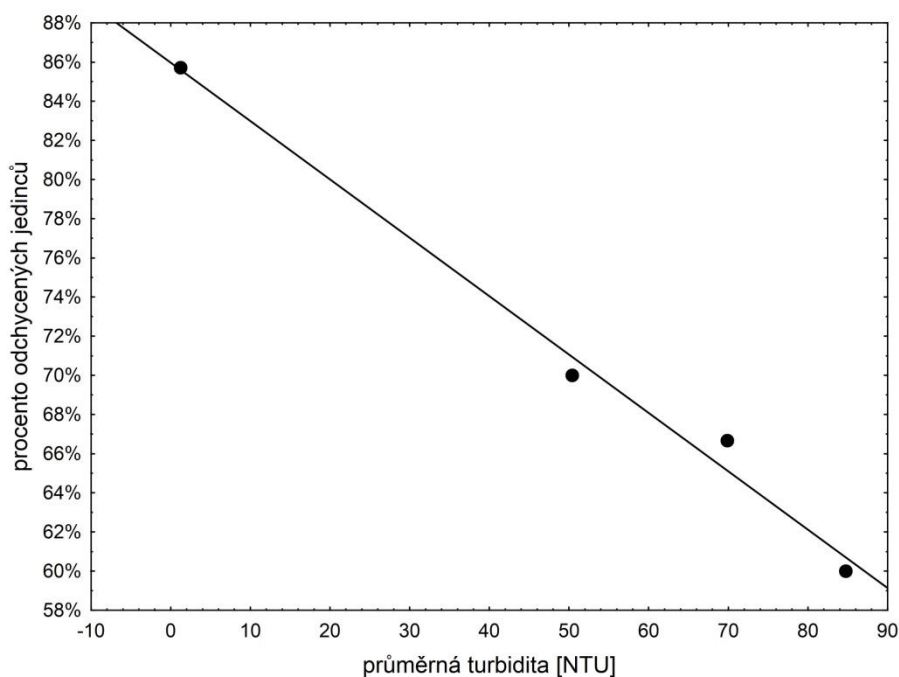
4.2. Vliv turbidity na odchyt klešťanky *S. falleni*

Během již zmiňovaných výzkumných intervalů se výjimečně (do 3 ks, ojediněle 5 ks) objevoval jiný druh klešťanky r. *Sigara* a to *Sigara falleni*. A protože se jí náhodně v druhém experimentálním týdnu, konkrétně 17. 10. 2015 vyskytl větší počet, byla provedena samostatná analýza i pro ni a byla zařazena do výzkumu. I pro tento druh *Sigary* platí, že naměřené hodnoty o turbiditě a teplotě vody jsou stejné jako u *S. lateralis* (viz. tab. I.)

Tabulka III. Přehled počtu jedinců *S. falleni* v jednotlivých nádržích

Varianta	Počet jedinců <i>S. falleni</i>
A	7
B	10
C	15
D	10

Vzhledem k tomu, že bylo k dispozici pouze malé množství jedinců klešťanky *S. falleni*, nebylo možné vytvořit relevantní krabicový graf ani Spearmanovu korelaci. Pro tento druh tedy byla provedena pouze lineární regrese procenta odchycených jedinců v závislosti na průměrné turbiditě. S rostoucí mírou turbidity prudce klesalo množství odchycených jedinců *S. falleni* (obr. 13), lineární regrese je statisticky průkazná ($p = 0,005$; rovnice regresní přímky: procento odchycených jedinců = $0,86 - 0,003 \cdot \text{průměrná turbidita}$; $R^2 = 0,99$).



Obr. 13. Lineární regrese procenta odchycených jedinců klešťanky *S. falleni* v závislosti na průměrné turbiditě. Regrese je statisticky průkazná ($p = 0,005$), průměrná turbidita vysvětlila 99 % variability procenta odchycených jedinců.

4. 3. Vliv turbidity na odchyt znakoplavky *N. glauca*

Pokusy pro stanovení míry odchytu znakoplavky *N. glauca* v různých úrovních turbidity byly provedeny v jednom dvoudenním a ve dvou čtyřdenních intervalech; 17. a 18. 11. 2015, 20. 6 - 23. 6. 2016 a 12. 9 - 15. 9. 2016. Do jednotlivých nádrží s různou úrovní turbidity (A, B, C, D) bylo vloženo po 16 - 30 jedincích znakoplavek r. *Notonecta* (převážně dospělci, v menší míře i nymfy 4. instaru – analýza odchytu nymf viz dále), přesné počty viz tab. IV.

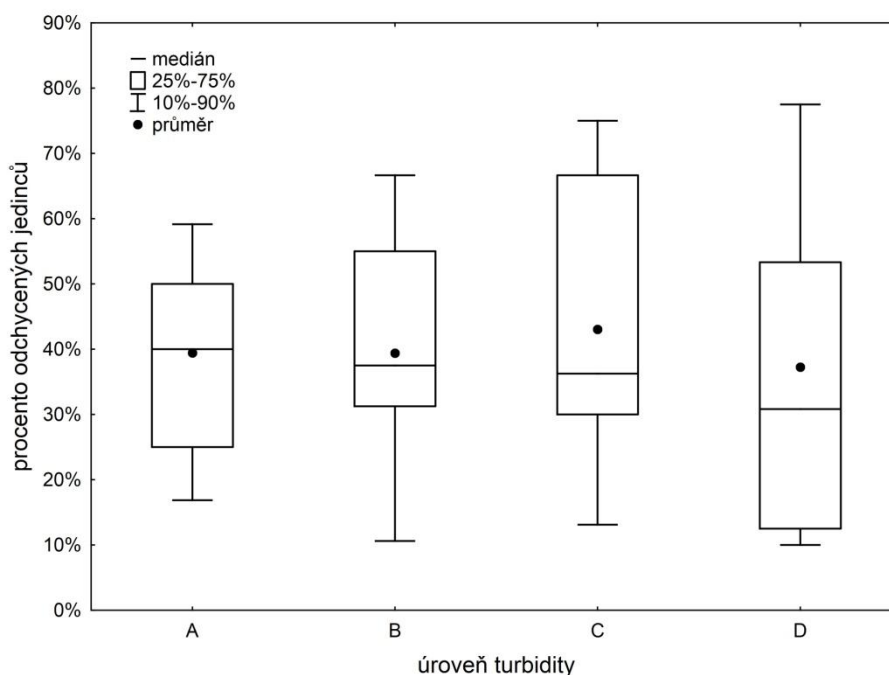
Tabulka IV. Přehled počtu jedinců, turbidity a teploty vody v nádržích v průběhu výzkumu.

Datum	Počet jedinců r. <i>Notonecta</i>	Počet dospělců <i>N. glauca</i>	Množství rozpuštěného jílu [g/l]	Průměrná turbidita [NTU]	Průměrná teplota [°C]
17. 11. 2015	16	16	0; 0,67; 1; 1,33	1,5; 39,8; 82,7; 94,6 ¹	7,9
18. 11. 2015	16	16	0; 0,67; 1; 1,33	1,5; 39,8; 82,7; 94,6	7,9
20. 6. 2016	30	10	0; 1; 1,5; 2	0,9; 57,2; 76,4; 71,2	15,8
21. 6. 2016	30	15	0; 1; 1,5; 2	0,8; 79,5; 94,7; 102	17,6
22. 6. 2016	24	15	0; 1; 1,5; 2	0,9; 44,4; 76,5; 126,4	22,5
23. 6. 2016	28	20	0; 1; 1,5; 2	0,8; 28,2; 50,3; 88,1	25,8
12. 9. 2016	20	20	0; 1; 1,5; 2	0,6; 101,7; 153,5; 193,4	19,7
13. 9. 2016	20	20	0; 1; 1,5; 2	0,8; 79,7; 143; 193,7	20,7
14. 9. 2016	20	20	0; 1; 1,5; 2	0,9; 103,8; 165,9; 204,2	19,9
15. 9. 2016	20	20	0; 1; 1,5; 2	0,8; 97,1; 168,8; 194,6	20,1

Více čísel v buňce vždy popisuje rozdílné hodnoty ve variantách A, B, C, D (v tomto pořadí). Teplota vody byla měřena vždy večer a ráno ve všech nádržích, průměrná teplota za den byla spočítána jako průměr těchto osmi hodnot.

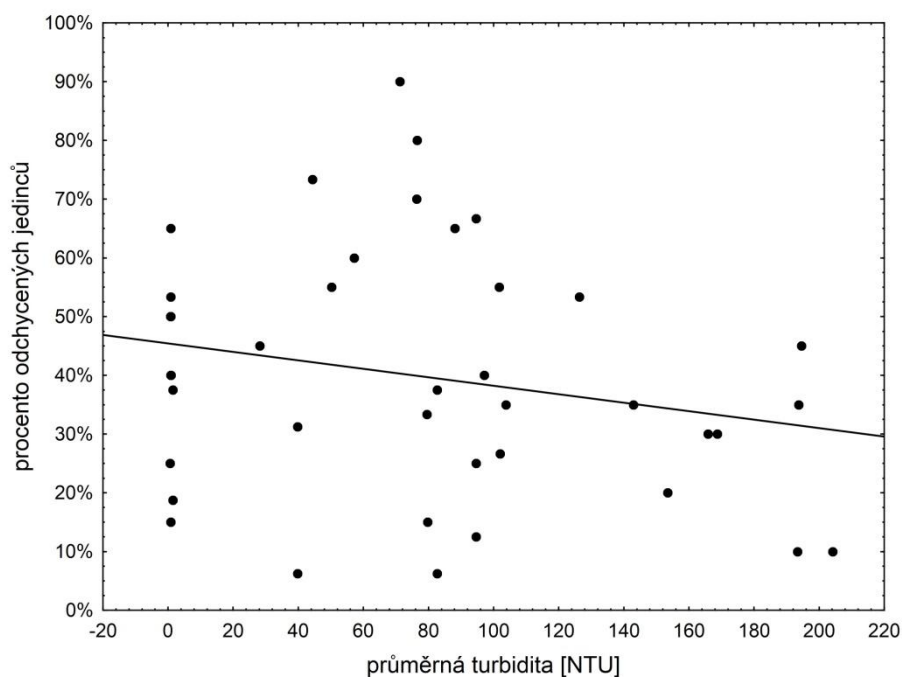
¹ Jelikož 17.11.2015 nebylo z technických důvodů možné změřit parametry vody, byly použity do analýz hodnoty z následujícího dne.

Celková míra odchyту znakoplavky *N. glauca* se pohybovala od 6 % (17. 11. 2016; varianta B, C) po 90 % (20. 6. 201; varianta D). Průměrná hodnota míry odchycených jedinců v jednotlivých variantách byla 40 % (varianta A); 39 % (varianta B); 43 % (varianta C) a 37 % (varianta D) (obr. 14). Rozdíly mezi variantami nebyly statisticky průkazné ($F_{3, 36} = 0,12$; $p = 0,95$). Statisticky neprůkazná byla i neparametrická Spearmanova korelace mezi seřazenými variantami úrovní turbidity ($R = -0,07$; $p = 0,66$).



Obr. 14. Procento odchycených jedinců znakoplavky *Notonecta glauca* v různých úrovních turbidity. Rozdíl mezi variantami není statisticky průkazný ($p = 0,95$).

Kvůli odlišné aktuální turbiditě byla i pro znakoplavky *N. glauca* ještě provedena lineární regrese procenta odchycených jedinců v závislosti na průměrné turbiditě. Přestože s rostoucí mírou turbidity klesalo množství odchycených jedinců *N. glauca* (obr. 15), lineární regrese není průkazná ($p = 0,18$; rovnice regresní přímky: procento odchycených jedinců = $0,45 - 0,0007 \cdot \text{průměrná turbidita}$; $R^2 = 0,05$).



Obr. 15. Lineární regrese procenta odchycených jedinců znakoplavky *N. glauca* v závislosti na průměrné turbiditě. Regrese není statisticky průkazná ($p = 0,18$), průměrná turbidita vysvětlila 5% variability procenta odchycených jedinců.

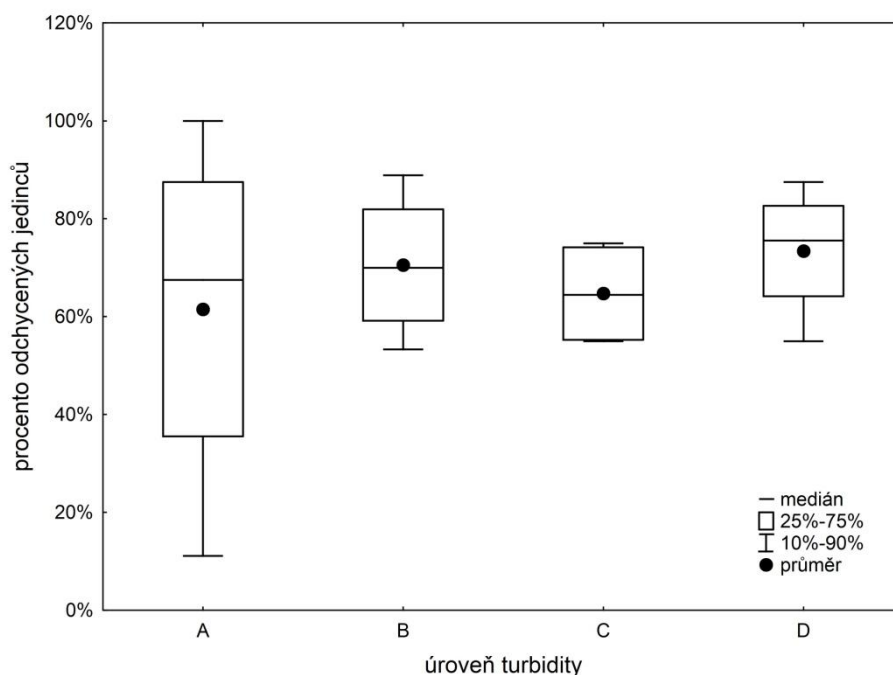
4. 3. 1. Vliv turbidity na odchyt larev znakoplavky *N. glauca*

V červnovém intervalu výzkumu (20. 6. - 23. 6. 2016) bylo k dispozici i dostatečné množství nymf 4. a 5. instaru znakoplavky *N. glauca*, tudíž byla provedena statistická analýza i pro ně. Do každé nádrže s různou úrovní turbidity (A, B, C, D) bylo vloženo 24 - 30 jedinců znakoplavky *N. glauca*, mezi nimiž byl různý počet larev, přesný počet (viz tab. V) Hodnoty o turbiditě a teplotě vody se shodují s dospělci (viz tab. IV)

Tabulka V. Přehled počtu larev *N. glauca* v každé experimentální nádrži během červnového intervalu.

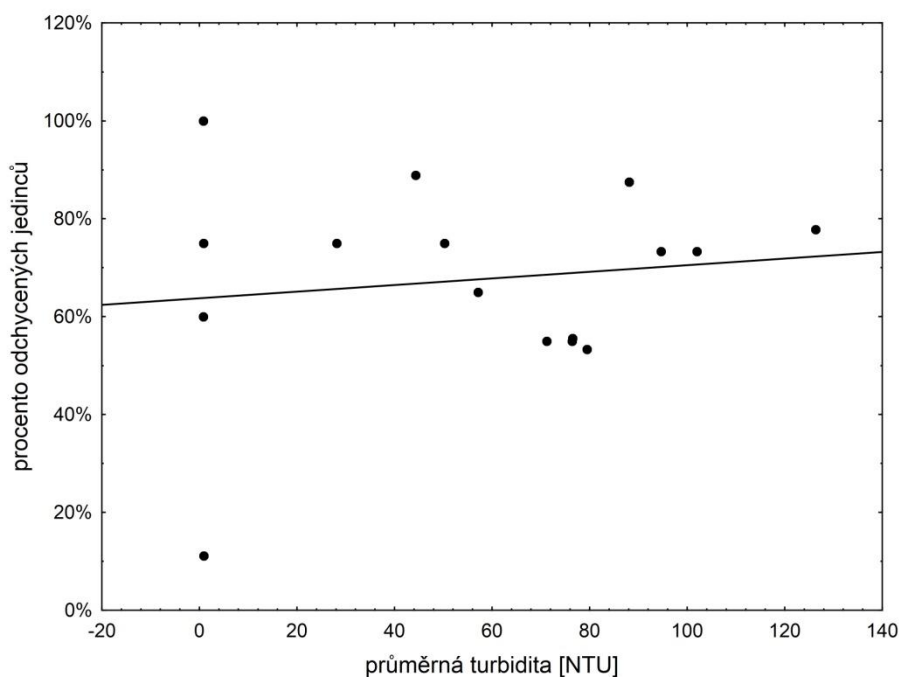
Datum	Počet jedinců r. <i>Notonecta</i>	Počet larev <i>N. glauca</i>
20. 6. 2016	30	20
21. 6. 2016	30	15
22. 6. 2016	24	9
23. 6. 2016	28	8

Celková míra odchyty nymf znakoplavky *N. glauca* byla od 11 % (22. 6. 2016; varianta A) po 100 % (23. 6. 2016; varianta A). Průměrná hodnota míry odchycených jedinců v jednotlivých variantách byla 62 % (varianta A); 71 % (varianta B); 65 % (varianta C) a 73 % (varianta D) (obr. 16). Rozdíly mezi variantami nebyly statisticky průkazné ($F_{3, 12} = 0,24$; $p = 0,87$). Statisticky průkazná nebyla ani neparametrická Spearmanova korelace mezi seřazenými variantami úrovní turbidity ($R = 0,05$; $p = 0,86$).



Obr. 16. Procento odchycených nymf znakoplavky *Notonecta glauca* v různých úrovních turbidity. Rozdíl mezi variantami není statisticky průkazný ($p = 0,87$).

Vzhledem k lišící se aktuální turbiditě byla i pro nymfy znakoplavky *N. glauca* ještě provedena lineární regrese procenta odchycených jedinců v závislosti na průměrné turbiditě. Přestože s rostoucí mírou turbidity mírně stoupalo množství odchycených larev *N. glauca* (obr. 17), lineární regrese není průkazná ($p = 0,62$; rovnice regresní přímky: procento odchycených jedinců = $0,64 + 0,0007 \cdot \text{průměrná turbidita}$; $R^2 = 0,02$).



Obr. 17. Lineární regrese procenta odchycených larev znakoplavky *N. glauca* v závislosti na průměrné turbiditě. Regrese není statisticky průkazná ($p = 0,62$), průměrná turbidita vysvětlila 2 % variability procenta odchycených larev.

4. 4. Vliv turbidity na odchyt r. *Chaoborus*

Experimenty pro stanovení míry odchyty r. *Chaoborus* v různých úrovních turbidity byly provedeny na podzim ve čtyřdenním a třídenním intervalu; 22. – 25. 9. 2015 a 17. – 19. 10. 2015. Do jednotlivých nádrží s různou úrovní turbidity (A, B, C, D) bylo vloženo vždy 100 jedinců r. *Chaoborus*, podrobně viz tab. VI.

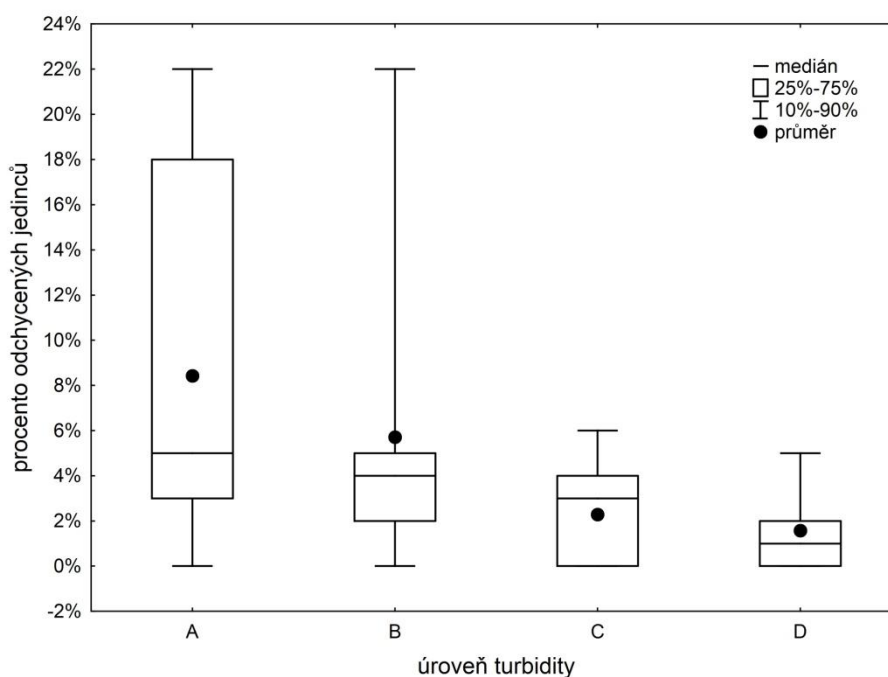
Tabulka VI. Přehled počtu jedinců r. *Chaoborus*, turbidity a teploty vody v nádržích během výzkumu.

Datum	Počet jedinců r. <i>Chaoborus</i>	Množství rozpuštěného jílu [g/l]	Průměrná turbidita [NTU]	Průměrná teplota [°C]
22. 9. 2015	100	0; 0,33; 0,67; 1	0,9; 19,2; 30,8; 48,2	13,4
23. 9. 2015	100	0; 0,33; 0,67; 1	0,8; 21,3; 34,2; 40,9	13,8
24. 9. 2015	100	0; 0,33; 0,67; 1	1; 17,1; 27,5; 55,5	14,1

25. 9. 2015	100	0; 0,33; 0,67; 1	1; 16,9; 33,6; 54,2	12,5
17. 10. 2015	100	0; 0,67; 1; 1,33	1,3; 50,4; 69,9; 84,8	7
18. 10. 2015	100	0; 0,67; 1; 1,33	1,6; 37,8; 51,9; 64,5	6,6
19. 10. 2015	100	0; 0,67; 1; 1,33	1,4; 39,3; 57; 75	6,8

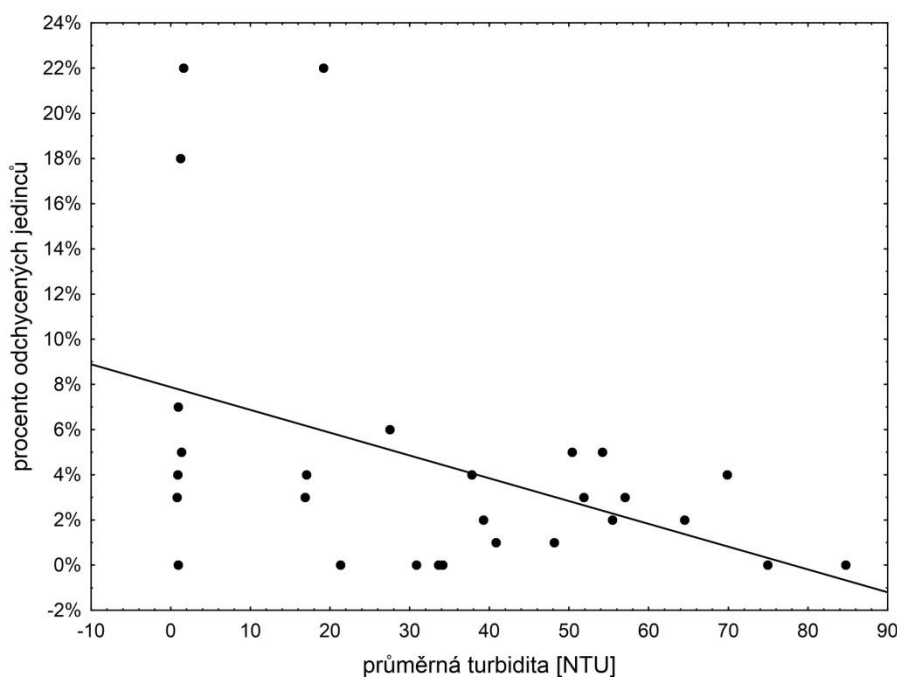
Více čísel v buňce vždy popisuje rozdílné hodnoty ve variantách A, B, C, D (v tomto pořadí). Teplota vody byla měřena vždy večer a ráno ve všech nádržích, průměrná teplota za den byla spočítána jako průměr těchto osmi hodnot.

Celková míra odchyty rodu *Chaoborus* byla velmi nízká. Průměrná hodnota míry odchycených jedinců v jednotlivých variantách byla 8,5 % (varianta A); 6 % (varianta B); 2 % (varianta C) a 2 % (varianta D) (obr. 18). Rozdíly mezi variantami nebyly statisticky průkazné ($F_{3, 24} = 2,16$; $p = 0,12$). Statisticky průkazná byla parametrická Spearmanova korelace mezi seřazenými variantami úrovní turbidity ($R = -0,48$; $p = 0,01$), což je dáno především třemi odchytami (22 %, 22. 9, varianta B; 22 %, 18. 10, varianta A; 18 %, 17. 10, varianta A).



Obr. 18. Procento odchycených chaoborů v různých úrovních turbidity. Rozdíl mezi variantami není statisticky průkazný ($p = 0,12$).

Kvůli odlišné aktuální turbiditě byla i pro chaoboridy ještě provedena lineární regrese procenta odchycených jedinců v závislosti na průměrné turbiditě. S rostoucí mírou turbidity klesalo množství odchycených jedinců (obr. 19), lineární regrese je průkazná ($p = 0,03$; rovnice regresní přímky: procento odchycených jedinců = $0,079 - 0,001 \cdot \text{průměrná turbidita}$; $R^2 = 0,18$).



Obr. 19. Lineární regrese procenta odchycených chaoborů v závislosti na průměrné turbiditě. Regrese je statisticky průkazná ($p = 0,03$), průměrná turbidita vysvětlila 18 % variability procenta odchycených jedinců.

4. 5. Vliv turbidity na odchyt klešťanky *C. punctata*

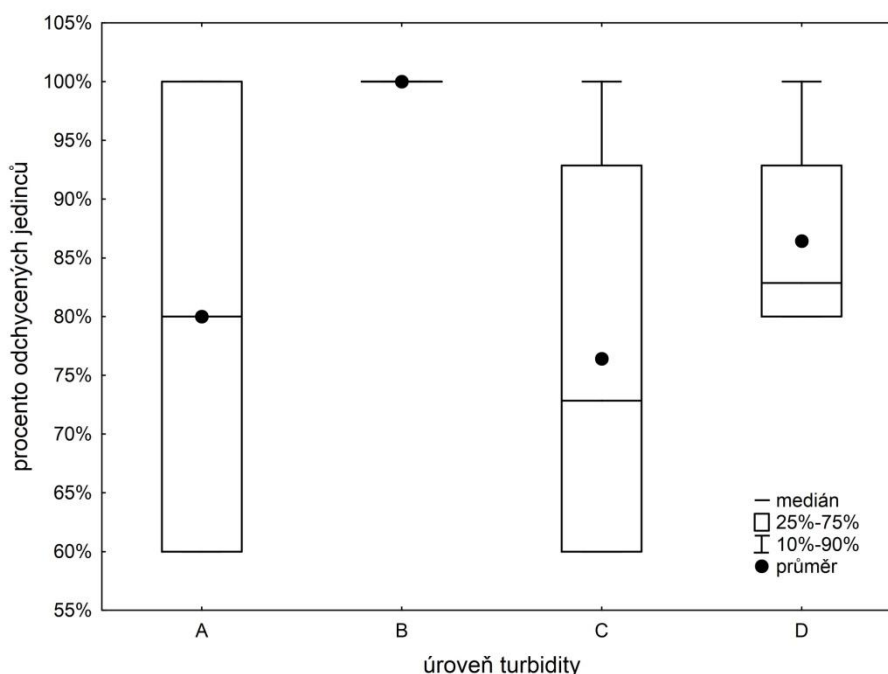
Pokusy pro stanovení míry odchyty klešťanky *Corixa punctata* v různých úrovních turbidity byly provedeny v jednom čtyřdenním intervalu od 12. do 15. 9. 2016. Do jednotlivých nádrží s různou úrovní turbidity (A, B, C, D) bylo vloženo třikrát 5 jedinců a jednou 7 jedinců klešťanky *C. punctata*, podrobně viz tab. VII.

Tabulka VII. Přehled počtu jedinců *Corixa punctata*, turbidity a teploty vody v nádržích v průběhu výzkumu.

Datum	Počet jedinců <i>C. punctata</i>	Množství rozp. jílu [g/l]	Průměrná turbidita [NTU]	Průměrná teplota [°C]
12. 9. 2016	5	0; 1; 1,5; 2	0,6; 101,7; 153,5; 193,4	19,7
13. 9. 2016	5	0; 1; 1,5; 2	0,8; 79,7; 143; 193,7	20,7
14. 9. 2016	7	0; 1; 1,5; 2	0,9; 103,8; 165,9; 204,2	19,9
15. 9. 2016	5	0; 1; 1,5; 2	0,8; 97,1; 168,8; 194,6	20,1

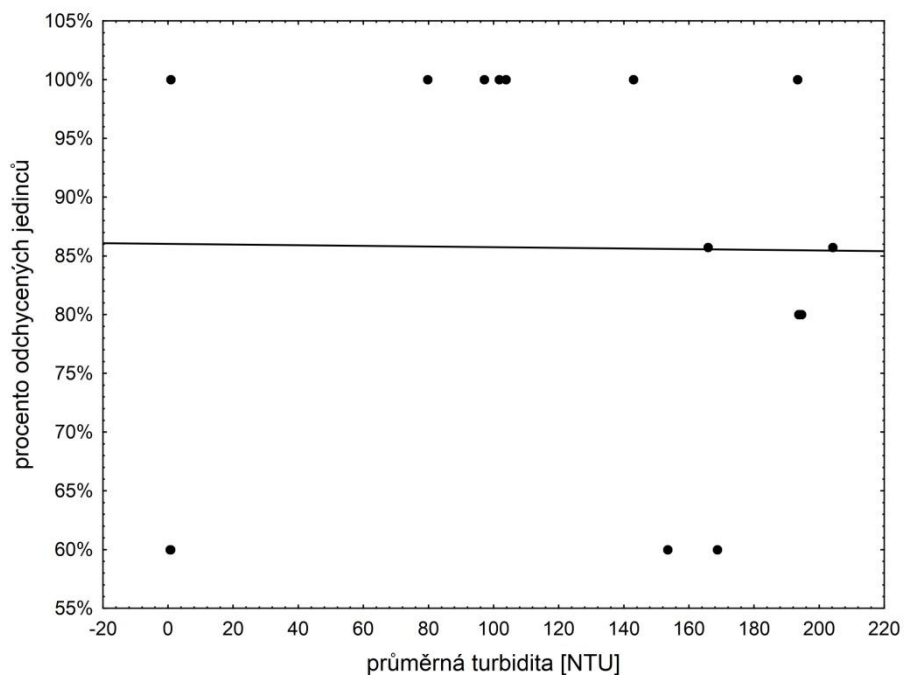
Popis tabulky stejný jako u předchozích druhů.

Celková míra odchytku klešťanky *C. punctata* byla poměrně vysoká a pohybovala se od 60% do 100 %. Průměrná hodnota míry odchycených jedinců v jednotlivých variantách byla 80 % (varianta A); 100 % (varianta B); 77 % (varianta C) a 87 % (varianta D) (obr. 20). Rozdíly mezi variantami nebyly statisticky průkazné ($F_{3, 12} = 1,70$; $p = 0,22$). Statisticky neprůkazná byla i parametrická Spearmanova korelace mezi seřazenými variantami úrovní turbidity ($R = -0,14$; $p = 0,59$).



Obr. 20. Procento odchycených jedinců klešťanky *C. punctata* v různých úrovních turbidity. Rozdíl mezi variantami není statisticky průkazný ($p = 0,22$).

Lineární regrese procenta odchylených jedinců v závislosti na průměrné turbiditě byla provedena i pro klešťanku *C. punctata*. Přestože s rostoucí mírou turbidity mírně klesalo množství odchylených jedinců *C. punctata* (obr. 21), lineární regrese není průkazná ($p = 0,96$; rovnice regresní přímky: procento odchylených jedinců = $0,86 - 2,82 \cdot \text{průměrná turbidita}$; $R^2 = 0,0002$).



Obr. 21. Lineární regrese procenta odchylených jedinců klešťanky *C. punctata* v závislosti na průměrné turbiditě. Regrese není statisticky průkazná ($p = 0,96$), průměrná turbidita vysvětlila 0,2 % variability procenta odchylených jedinců.

5. Diskuze

Ze získaných výsledků je patrné, že podvodní světelné pasti měly vysokou efektivitu na odchyt vodních ploštic (klešťanek i znakoplavek), ale nízkou na dvoukřídlý hmyz (*Chaoborus*), jak v čisté, tak v turbidních vodách. Vysvětlením může být to, že koretry na rozdíl od vodních ploštic nejsou ve vodě tak aktivní, nepohybují se tolik, ale nehybně visí ve vodním sloupci (Wright a O'Brien, 1982).

Rozdíly mezi různými úrovněmi turbidity nebyly ve většině případů statisticky průkazné. Lineární regrese byla statisticky průkazná u klešťanky *S. falleni* ($p = 0,005$), ale kvůli nedostatečnému množství byla do analýzy zařazena pouze jedna replikace. Dále byla statisticky průkazná ještě lineární regrese ($p = 0,03$) u koreter, jenže to bylo dáno především třemi poměrně vysokými odchty. Kromě toho podíl odchycených jedinců koreter byl konzistentně velmi nízký, biologicky významná závislost úspěšnosti odchytu na turbiditě pravděpodobně neexistuje.

Podle použitého experimentálního designu tedy turbidita míru odchytu zkoumaného vodního hmyzu v takto malých nádržích neovlivňuje. Lze tedy konstatovat, že odchyt podvodní světelnou pastí je dobrou metodou odchytu vodního hmyzu, i v případě porovnávání vodních těles s různou průhledností vody. Reálné přírodní nádrže, ve kterých tento vodní hmyz žije, jsou ale v drtivé většině větší, tudíž mohou být výsledky jiné. Větší vodní útvary pravděpodobně povedou k nižší míře odchytu. Nicméně posuzování a vyhodnocování jak zachycených, tak nezachycených jedinců by bylo extrémně obtížné nebo dokonce nemožné ve větších objemech vody.

Do budoucna by bylo vhodné provést podobné pokusy i s dalšími druhy vodního hmyzu, zejména s larvami dalších dvoukřídлых a dospělci i larvami vodních brouků, případně i s planktonními korýši. Během experimentů se objevila otázka, zda nemá také vliv na efektivitu odchytu vodního hmyzu měsíční fáze (v závislosti na oblačnosti). Podobné budoucí studie by toto měly jistě zvážit.

6. Závěr

Provedené experimenty ukázaly, že pro klešťanky *S. lateralis*, *C. punctata*, znakoplavky *N. gluca* i koretry r. *Chaoborus* jsou podvodní světelné pastí podobně účinné v čistých i v různě turbidních vodách. Celková úspěšnost odchyty se pohybovala od jednotek procent (koretry) po cca 40 – 70 % u výše zmíněných vodních ploštic. Tyto hodnoty jsou však dané především použitým experimentálním designem, ve větších vodních nádržích lze efektivitu předpokládat nižší.

7. Seznam použité literatury

- Aiken R. B., 1979: A Size Selective Underwater Light Trap. *Hydrobiologia*, 65, 65-68.
- Anonymous, 2008: Nefelometrie a turbidimetrie. Elektronická opora studia Mendelovy univerzity v Brně. [cit. 3. 7. 2017].
Dostupné z: https://is.mendelu.cz/eknihovna/opory/zobraz_cast.pl?cast=52957
- Appeltans W., Ahyong S. T., Anderson G., Angel M. V., Artois T., Bailly N., Bamber R., Berber A., Bartsch I., Berta A. a kol., 2012: The magnitude of global marine species diversity. *Current Biology*, 22, 2189-2202.
- APHA, 1998: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (20th Edition). American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. Washington, D.C.
- Austin R. W., 1973: Problems in Measuring Turbidity as a Water Quality Parameter. U.S. EPA Seminar on Methodology for Monitoring the Marine Environment, October 16-18, 23-54.
- Baylor E. R., Smith F. E., 1953: A Physiological Light Trap. *Ecology*, 34, 223-224.
- Biggs B. J. B., Kilroy C., Mulcock C., 1998: Stream Monitoring Manual. New Zealand Stream Health Monitoring and Assessment Kit (SHMAK) Version 1. National Institute of Water and Atmospheric Research, New Zealand.
- Böhm M., Kemp R., Baillie J. E. M., Collen B., 2012: The unravelling underworld. In *Spineless: Status and Trends of the World's Invertebrates*, Collen B., Böhm M., Kemp R., Baillie J. E. M. (eds): Zoological Society of London: London, 12-23.
- Braňiš M., Pivnička K., Benešová L., Pušková R., Tonika J., Hovorka J., 1999: Výkladový slovník vybraných termínů z oblasti ochrany životního prostředí a ekologie. Praha: Karolinum.
- Carlson D., 1971: A Method for Sampling Larval and Emerging Insects Using an Aquatic Black Light Trap. *The Canadian Entomologist*, 103, 1365-1369.
- Carlson D., 1972: Comparative Value of Black Light and Cool White Lamps in Attracting Insects to Aquatic Traps. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 45, 194-199.

Charette M. A., Smith W. H. F., 2010: The volume of Earth's ocean. *Oceanography*, 23, 112-114.

Collier K. J., Probert P. K., Jeffries M., 2016: Conservation of aquatic invertebrates: concerns, challenges and conundrums. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26, 817-837.

Čeloudová M., 2009: Prostorová distribuce vodních ploštic (Heteroptera: Nepomorpha) v rybářsky obhospodařovaných rybnících: odhad a srovnání na základě výsledků dosažených klasickou metodou odchyty (cedníkem) a metodou světelných pastí. Diplomová práce. Pedagogická fakulta Jihočeské univerzity, České Budějovice, 68 s.

Černá L., 2009: Srovnání výsledků užití vybraných metod odchyty při studiu taxocenu vodních ploštic (Heteroptera: Nepomorpha). Diplomová práce. Pedagogická fakulta Jihočeské univerzity, České Budějovice, 103 s.

Darwall W., Seddon M., Clausnitzer V., Cumberlidge N., 2012: Freshwater invertebrate life. In *Spineless: Status and Trends of the World's Invertebrates*, Collen B., Böhm M., Kemp R., Baillie J. E. M. (eds): Zoological Society of London: London, 26-32.

Davies-Colley R. J., Vant W. N., Smith D. G., 1993: *Colour and Clarity of Natural Waters*. Ellis Horwood, New York, New York. 310 s.

Davies-Colley R. J., Smith D. G., 2001: Turbidity, Suspended sediment, and water clarity: A review. *Journal of the American Water Resources Association*, 37(5), 1085-1101.

Dawson M. N., 2012: Species richness, habitable volume, and species densities in freshwater, the sea, and on land. *Frontiers in Biogeography*, 4(3), 105-116.

De Robertis A., Ryer C. H., Veloza A., Brodeur R. D., 2003: Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60, 1517-1526.

Ditrich T., Čihák P., 2017: Efficiency of subaquatic light traps. *Aquatic Insects*, v tisku.

Dostálková E., 2014: Vliv abiotických faktorů na utváření společenstev vodního hmyzu a dalších bezobratlých v malých nádržích. Bakalářská práce. PřF JU, České Budějovice, 48 s.

Engelmann H. D., 1974: Lichtfang unter Wasser. *Folia Entomologica Hungarica*, 27, 173-176.

- Frost W. E., Macan T. T., 1948: Corixidae (Hemiptera) as food of fish, 17, 174-179.
- Gergs A., Hoeltzenbein N. I., Ratte H. T., 2010: Diurnal and nocturnal functional response of juvenile *Notonecta maculata* considered as a consequence of shifting predation behaviour. Behavioural Processes, 85, 151-156.
- Hädicke C. W., Rédei D., Kment P., 2017: The diversity of feeding habits recorded for water boatmen (Heteroptera: Corixoidea) world-wide with implications for evaluating information on the diet of aquatic insects. European Journal of Entomology, 114, 147-159.
- Hartman P., Příkryl I., Štědranský E., 1998: Hydrobiologie. Praha: Informatorium. 335 s.
- Henley W. F., Patterson M. A., Neves R. J. a Lemly A. D., 2000: Effects of Sedimentation and Turbidity on Lotic Food Webs: A Concise Review for Natural Resource Managers. Reviews in Fisheries Science, 8, 125-139.
- Henrikson L., Oscarson H., 1985: Waterbugs (Corixidae, Hemiptera - Heteroptera) in acidified lakes: Habitat selection and adaptations, 37, 232-238.
- Hoetzel G., Croome R., 1994: Long-term phytoplankton monitoring of the Darling River at Burtundy, New South Wales: incidence and significance of cyanobacterial blooms. Australian Journal Marine Freshwater Research, 45, 747-759.
- Horpilla J., Liljendahl-Nurminen A., Malinen T., 2004: Effects of clay turbidity and light on the predator prey interaction between smelts and chaoborids. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 61(10), 1862-1870.
- Hutchinson G., E., 1993: A Treatise on Limnology. Vol. IV. The Zoobenthos. New York: John Wiley a Sons, 964 s.
- Hungerford H. B., Spangler P. J., Walker N. A., 1955: Subaquatic Light Traps for Insects and Other Animal Organisms. Transactions of the Kansas Academy of Science, 58, 387-407.
- Kilroy C., Biggs B. J. F., 2002: Use of the SHMAK Clarity Tube for Measuring Water Clarity: Comparison with the Black Disc Method. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 36(2), 519-527.
- Kirk J. T. O., 1985: Effects of suspensoids (turbidity) on penetration of solar radiation in aquatic ecosystems. Hydrobiologia, 125, 195-208.

- Klečka J., Boukal D. S., 2011: Lazy ecologist's guide to water beetle diversity: Which sampling methods are the best? *Ecological Indicators*, 11, 500-508.
- Lakesuperiorstreams, 2009: Turbidity and TSS. [cit. 11. 7. 2017].
Dostupné z: http://www.lakesuperiorstreams.org/understanding/param_turbidity.html
- Lellák F., Kubíček F., 1991: *Hydrobiologie*. Praha: Karolinum. 260 s.
- Lloyd D. S., 1985: Turbidity in freshwater habitats of Alaska. , Juneau, Alaska: Alaska Department of Fish and Game, 101 s.
- Lloyd D. S., Koenings J. P., LaPerriere J. D., 1987: Effects of turbidity in freshwaters of Alaska. *North American Journal of Fisheries Management*, 7, 18-33.
- Lohrer A. M., Thrush S. F., Gibbs M. M., 2004: Bioturbators enhance ecosystem function through complex biogeochemical interactions. *Nature*, 431, 1092-1095.
- Macadam C. R., Stockan J. A., 2015: More than just fish food: ecosystem services provided by freshwater insects. *Ecological Entomology*, 40, 113-123.
- McGirr D. J., 1974: Turbidity and Filterable and Non-filterable Residue. Interlaboratory Quality Control Study, 10. Canada Centre for Inland Waters Report Series, 37, 9 s.
- Mora C., Tittensor D. P., Adl S., Simpson A. G. B., Worm B., 2011: How many species are there on Earth and in the ocean? *PLoS Biology* 9(8), e1001127.
- Paaijmans K. P., Takken W., Githeko A. K., Jacobs A. F. G., 2008: The effect of water turbidity on the near-surface water temperature of larval habitats of the malaria mosquito *Anopheles gambiae*. *Int J Biometeorol*, 52, 747-753.
- Palumbi S. R., Sandifer P. A., Allan J. D., Beck M. W., Fautin D. G., Fogarty M. J., Halpern B. S., Incze L. S., Leong J-A., Norse E. a kol., 2009: Managing for ocean biodiversity to sustain marine ecosystem services. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7, 204-211.
- Papáček M., 2000: Small aquatic bugs (Nepomorpha) with slight or underestimated economic importance. In: Schaefer C. W., Panizzi A. R. (eds): *Heteroptera of Economical Importance*. CRC Press, Boca Raton, 591-600.
- Papáček M., 2001: Small aquatic and ripicolous bugs (Heteroptera: Nepomorpha) as predators and prey: The question of economical importance, 98, 1-12.

Papáček M., Čeloudová M., Černá L. a Ditrich T., 2009: Methodological approach to the study of water bug taxocenoses (Heteroptera: Nepomorpha): hand net sampling versus light trapping. s. 66-69. In Soldán T., Papáček M. a Boháč J. (eds): Communications and Abstracts, SIEEC 21, June 28 - July 3, 2009. University of South Bohemia, České Budějovice, 96 s.

Pingram M. A., Collier K. J., Hicks B. J., Hamilton D. P., David B. O., 2014: Spatial and temporal patterns of carbon flow in a temperate, large river food web. *Hydrobiologia*, 729, 107-131.

Podhradská E., 2012: Vliv viditelnosti ve vodním sloupci na predáční tlak dravého vodního hmyzu. Bakalářská práce. PřF JU, České Budějovice, 59 s.

Polhemus J. T., Polhemus D. A., 2008: Global diversity of true bugs (Heteroptera; Insecta) in freshwater. *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Balian E. V., Lévêque C., Segers H., Martens K. (eds): Dordrecht, Springer Netherlands, 379-391.

Popham E. J., Bryant M. T., Savage A. A., 1984: The role of front legs of British corixid bugs in feeding and mating, 18, 445-464.

Pospíšil, 1998: Příspěvek k praktické výuce zákalu kapalin. [cit. 3. 7. 2017].
Dostupné z: http://www.pospisilovi.net/diplomka/index_studenti.php

Reichholf-Riehm H., Marek J., Kühbandner R., Wendler F., Krampl F., 1997: *Hmyz a pavoukovci*. Praha: IKAR

Richter B. D., Braun D. P., Mendelson M. A., Master L. L., 1997: Threats to imperiled freshwater fauna. *Conservation Biology*, 11, 1081-1093.

Rossaro B., Marziali L., Cardoso A. C., Solimini A., Free G., Giacchini R., 2007: A biotic index using benthic macroinvertebrates for Italian lakes. *Ecological Indicators*, 7, 412-429.

Ryan P. A., 1991: Environmental effects of sediment on New Zealand streams: a review. *New Zealand Journal Marine and Freshwater Research*, 25, 207-221.

Savage A. A., 1989: *Adults of the British aquatic Hemiptera Heteroptera: a key with ecological notes*. Freshwater Biological Association, Ambleside, 176 s.

Sharma R. C., Rawat J. S., 2009: Monitoring of aquatic macroinvertebrates as bioindicator for assessing the health of wetlands: A case study in the Central Himalayas, India. *Ecological Indicators*, 9, 118-128.

- Smith D. G., 2001: A Protocol for Standardizing Secchi Disk Measurements, Including Use of a Viewer Box. *Journal of Lake and Reservoir Management*, 17(2), 90-96.
- Smith D. G., Hoover C. M., 1999: Use of a Viewer Box in Secchi Disk Measurements. *Journal of the American Water Resources Association*, 35, 1183-1189.
- Soldán T., Bojková J., Vrba J., Bitušík P., Chvojka P., Papáček M., Peltanová J., Sychra J. a Tátosová J., 2012: Aquatic insects of the Bohemian Forest glacial lakes: Diversity, longterm changes, and influence of acidification. *Silva Gabreta* 18, 123-283.
- Sovell L., Heiskary S., Anderson J., 2000: Using the Transparency Tube in Minnesota's New Citizen Stream-Monitoring Program. *Proceedings of the National Water Quality Monitoring Council Conference*, Austin, Texas, April 25-27, 481-493.
- Steel E. A., Neuhausser S., 2002: A Comparison of Methods for Measuring Visual Water Clarity. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(2), 326-335.
- Strayer D. L., 2006: Challenges for freshwater invertebrate conservation. *Journal of the North American Benthological Society*, 25, 271-287.
- Strayer D. L., Dudgeon D., 2010: Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29, 344-358.
- Tyler J. E., 1968: The Secchi Disc. *Limnology and Oceanography*, 13, 1-6.
- Weber R. G., 1987: An Underwater Light Trap for Collecting Bottom-Dwelling Aquatic Insects. *Entomological News*, 98, 246-252.
- Wetzel R. G., 2001: *Limnology Lake and River Ecosystems*. San Diego: Elsevier, 1006 s.
- Williams D. D., 2006: *The Biology of Temporary Waters*. Oxford University Press, 348 s.
- Wright D., O'Brien W., 1982: Differential Location of Chaoborus Larvae and Daphnia by Fish: The Importance of Motion and Visible Size, *The American Midland Naturalist*, 108, 68-73.