

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

Diplomová práce

2014

Eliška Podhradská

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta

**Vliv vybraných abiotických faktorů na predaci
ve vodním prostředí**

Diplomová práce

Bc. Eliška Podhradská

Školitel: doc. Ing. MgA. David Boukal, Ph.D.

Školitel – specialista: Arnaud Sentis, Ph.D.

České Budějovice 2014

Podhradská E., 2014: Vliv vybraných abiotických faktorů na predaci ve vodním prostředí. [The effect of selected abiotic factors on predation in aquatic habitats. Mgr. Thesis, in Czech] – 84 p., Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic

Anotace:

The influence of abiotic factors on predation behaviour in aquatic predators is reviewed. The most important factors are temperature, turbidity, light intensity and heterogeneity and complexity of the aquatic environment. The review is complemented by a laboratory experiment that examines the influence of temperature and water turbidity on the predation strength of larvae of three species of the dragonfly genus *Sympetrum*.

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala 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 diplomové 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.

V Českých Budějovicích dne 10. 12. 2014

.....

Eliška Podhradská

Poděkování:

Touto cestou bych chtěla velice poděkovat svému školiteli doc. Ing. MgA. Davidu Boukalovi, Ph.D. a Arnaudu Sentisovi, Ph.D. za odborné vedení, pomoc, cenné rady a připomínky při psaní diplomové práce. Děkuji také prof. RNDr. T. Polívkovi, Ph.D. a RNDr. Milanu Durchanovi, CSc. za komentář a poskytnuté odkazy k převodu různých jednotek intenzity světla.

Cíle práce

1. Provést literární rešerši a kvantitativní zhodnocení publikovaných údajů o vlivu vybraných abiotických faktorů (teplota, viditelnost a komplexita prostředí) na predanční tlak dravých vodních živočichů.
2. Na základě laboratorních pokusů vyvodit vliv teploty a turbidity na predanční tlak larev tří vybraných druhů vážek a získané výsledky zpracovat pomocí moderních statistických metod.

OBASH

1. ÚVOD	1
2. LITERÁRNÍ REŠERŠE	2
2. 1. Interakce v ekosystému	2
2. 2. Funkční odpověď	2
2. 3. Hlavní biotické a abiotické faktory ovlivňující predaci.....	3
2. 4. Nejdůležitější aspekty predace a funkční odpovědi ovlivňované abiotickými faktory... 6	
2. 5. Vliv abiotických faktorů na hledání kořisti.....	7
2. 6. Vliv abiotických faktorů na intenzitu a úspěšnost útoků	15
2. 7. Vliv abiotických faktorů na zpracování kořisti	21
2. 8. Celkový vliv abiotických faktorů na predaci	22
2. 9. Shrnutí kvantitativních studií o vlivu abiotických faktorů na predaci ve vodním prostředí.....	24
3. MATERIÁL A METODY	31
3. 1. Modelové organismy.....	31
3. 2. Sbírání a uchování živočichů před pokusem.....	32
3. 3. Experiment	33
3. 4. Testovaná hypotéza.....	35
3. 5. Zpracování dat.....	35
4. VÝSLEDKY	36
5. DISKUZE	38
5. 1. Vliv turbidity vody	38
5. 2. Vliv heterogenity a komplexity prostředí	40
5. 3. Vliv teploty	40
5. 4. Vliv experimentálního prostředí a uspořádání	41
5. 5. Koexistence a konkurence druhů	42
6. ZÁVĚR	46
7. POUŽITÁ LITERATURA	48
8. PŘÍLOHY	57

1. Úvod

Predace představuje ve vodním prostředí dominantní mezidruhovou interakci. Predátoři jsou k lovu kořisti přizpůsobeni mnoha mechanismy a využívají různé potravní strategie. Predátor musí vynaložit úsilí, aby kořist detekoval, úspěšně ji chytil a následně zpracoval, naopak kořist se může snažit predátorovi uniknout. V rešeršní části mé diplomové práce popisují vliv různých abiotických faktorů na proces predace. Věnuji se především tomu, jaký vliv mají turbidita vody, intenzita světla, heterogenita a komplexita prostředí a teplota na jednotlivé dílčí procesy predace u různých predátorů. V rámci literární rešerše jsem dále shromáždila studie zkoumající vliv abiotických faktorů na predační tlak organismů a získaná data jsem kvantitativně analyzovala.

Druhou část práce představuje laboratorní experiment rozšiřující téma mé bakalářské práce, ve které jsem zkoumala vliv turbidity na funkční odpověď larev vážek *Sympetrum danae* (Sulzer, 1776) a znakoplavek *Notonecta glauca* L. 1758. Zjistila jsem, že u larev vážek se s rostoucí turbiditou snižuje predační tlak, protože k detekci kořisti využívají především zrak a jeho funkce je v zakalené vodě oslabena. Přirozeným prostředím larev vážek rodu *Sympetrum* Newman, 1833, je mělká poměrně čistá voda s hustou vegetací, která podporuje jejich strategii lovu ze zálohy. V experimentech se zakalenou vodou a bez vegetace bylo pro larvy vážek zřejmě obtížnější detekovat kořist. Naopak znakoplavky nebyly zhoršenou viditelností ovlivněné, protože pravděpodobně využívaly k detekci kořisti zrak i mechanoreceptory (Podhradská 2012).

Cílem nového experimentu proto bylo rozšířit poznatky o vlivu turbidity vody na predační tlak u tří druhů larev vážek rodu *Sympetrum* a zjistit, jaký vliv má na predační tlak těchto predátorů teplota prostředí. Larvy vybraných druhů rodu *Sympetrum* se mohou vyskytovat sympatricky, jindy na dané lokalitě dominují jednotlivé druhy. Jejich shodné či rozdílné odezvy na vliv prostředí by mohly tyto částečné překryvy ve výskytu pomoci objasnit.

2. Literární rešerše

2. 1. Interakce v ekosystému

Každý druh v ekosystému je součástí společenstva a obvykle interaguje s ostatními druhy. Nejčastějšími interakcemi jsou kompetice a predace (Begon a kol. 1997). Ve vodním prostředí převládá predace (Boukal 2014) a například mutualismus téměř chybí.

Porozumění interakcím mezi druhy může být například rozhodující pro biologickou kontrolu škůdců. Reakce predátorů na změny v hustotě a dostupnosti kořisti jsou různé a závisí na nich, zda predátor dokáže regulovat množství této kořisti a tím snižovat množství případných škůdců (Gilioli a kol. 2005, Jafari a kol. 2012, Jalali a kol. 2010). Nepodařilo se mi nalézt studii, která by se zabývala výzkumem škůdců a jejich predátorů ve vodním prostředí; nejčastěji zkoumanými predátory používanými ke kontrole suchozemských škůdců jsou slunéčka, u kterých byl mimo jiné zkoumán vliv vybraných abiotických faktorů na míru predace (např. Jalali a kol. 2010, Sentis a kol. 2012).

Výsledné interakce mezi konzumenty a jejich zdroji potravy určují tok živin uvnitř společenstev a ekosystémů a ovlivňují rychlost vzniku společenstev, populační dynamiku a stabilitu populací (Anderson a kol. 2001, Rall a kol. 2012). Síla těchto interakcí může být ovlivněna jak biotickými, tak abiotickými faktory. V následující části literární rešerše se zabývám vlivem vybraných abiotických faktorů (turbidita vody, intenzita světla, heterogenita a komplexita prostředí, teplota) na jednotlivé dílčí procesy predace (hledání, útok a zpracování kořisti predátorem).

2. 2. Funkční odpověď

Funkční odpověď popisuje rychlost konzumace predátora v závislosti na hustotě kořisti. Většinou platí, že čím větší množství kořisti má predátor k dispozici, tím více jí za určitý čas zkonzumuje (Holling 1959 v Begon a kol. 1997). Velmi důležitými faktory určujícími tvar funkční odpovědi jsou útok a čas na zpracování kořisti. Predátor musí kořist vyhledat, pronásledovat, podmanit si ji, spolknout ji, strávit ji a připravit se na hledání další kořisti. Tento proces zabere určitý čas (Begon a kol. 1997). Funkční odpověď se dělí na tři základní typy (Holling 1959).

Nejjednodušší je typ I, kdy predátor dokáže konzumovat kořist, zatímco zpracovává předešlou. V tomto případě je doba potřebná na zpracování kořisti zanedbatelná a predátor není omezen v hledání další kořisti. Rychlost konzumace je tak přímo úměrná hustotě kořisti (Begon a kol. 1997).

Nejčastějším typem funkční odpovědi je typ II. Konzumace zpočátku rychle roste, potom zpomaluje a blíží se maximální hodnotě (Solomon 1949). Příjem potravy je omezen kapacitou zažívacího ústrojí a rychlostí, jakou se v něm uvolňuje místo pro další potravu. Ve vysokých hustotách kořisti tráví predátor téměř veškerý čas zpracováním kořisti, zatímco pokud je kořisti málo, musí věnovat nějaký čas jejímu hledání (Begon a kol. 1997). Typ II je typický pro většinu bezobratlých živočichů (Gresens a kol. 1982, Jalali a kol. 2010, Thompson 1978).

Posledním hlavním typem funkční odpovědi je typ III. V tomto případě hraje roli přítomnost úkrytů pro kořist nebo chování predátorů. V prvním případě je kořist při malých populačních hustotách schopná predátorovi uniknout a pouze ve vyšších hustotách je alespoň část populace kořisti predátorovi dostupná. V druhém případě získává predátor během procesu predace nové zkušenosti, zefektivňuje hledání a zrychluje zpracování kořisti (Begon a kol. 1997) nebo, pokud nemá k dispozici dostatečné množství běžně konzumované potravy, se přeorientuje na jinou, které je dostatek, a nastává tzv. přeskok. Funkční odpověď typu III se nejčastěji objevuje u obratlovců, kteří vykazují složitější chování (Begon a kol. 1997), nicméně může nastat i u bezobratlých živočichů. Příkladem je experiment se znakoplavkami *Notonecta glauca* L., 1758, u kterých nastal přeskok při konzumaci larev jepice *Cloeon dipterum* (L., 1761) a stejnonožců *Asellus aquaticus* (L., 1758). Znakoplavky ukázaly, že čím více zkušeností s kořistí získávají, tím jsou úspěšnější při útočení (Lawton a kol. 1974 v Begon a kol. 1997).

2. 3. Hlavní biotické a abiotické faktory ovlivňující predaci

Míra predace a tvar funkční odpovědi nemusí být nutně za všech okolností stejné. Mezi biotické faktory ovlivňující intenzitu predace a tvar a parametry funkční odpovědi patří kromě hustoty kořisti (Townsend a Risebrow 1982) také její velikost (Diéguez a Gilbert 2003, Utne 1997, Vinyard a kol. 1976), velikost predátora, aktivita, způsob a rychlost pohybu, zbarvení kořisti (Boukal 2014, Diehl 1988, Utne-Palm 1999), kontrast kořisti s prostředím (Duntley 1943, Utne 1997) nebo například přítomnost více predátorů (Vollset a Bailey 2011).

Abiotické faktory ovlivňující funkční odpověď mohou být dvojího typu. Faktory prvního typu ovlivňují především chování a následný vnější projev predátora a kořisti. Patří mezi ně turbidita vody (Granqvist a Mattila 2004, Wellington a kol. 2010), intenzita světla (Bergman 1988, Cobcroft a kol. 2001), heterogenita a komplexita prostředí (Cerri 1983, Ferrari a kol. 2014) a turbulence ve vodě (Boukal 2014, Pekcan-Hekim a kol. 2013). Tyto faktory ovlivňují především úspěšnost hledání a útok predátora. Druhým typem jsou faktory ovlivňující vnější chování a zároveň vnitřní fyziologické procesy predátora, např. celkový metabolismus. Typickým faktorem tohoto typu je teplota (McCoull a kol. 1998, Zamor a Grossman 2007).

Výše zmíněné abiotické faktory se mohou na gradientu prostředí lišit díky přirozeně probíhajícím procesům i vlivu člověka. Například turbidní vodu charakterizuje zákal tvořený organickými nebo anorganickými látkami (Obr. 19 a 20) (zejm. jíl, řasy, fytoplankton, hydratované oxidy manganu nebo železa, bakterie, látky jako tuky a škrob, ropné látky nebo prach). Zakalená voda je typická hlavně pro povrchové vody. V přirozeném prostředí přispívá zvýšení turbidity například tání sněhu, nárůst fytoplanktonu nebo suché podnebí. Látky způsobující zákal se do vody také dostávají díky zemědělství, urbanizaci nebo při stavbě budov (Braníš a kol. 1999).

Pokusy zkoumající vliv turbidity na predaci mohou probíhat v terénu nebo v laboratoři. V terénu je turbidita přirozeně tvořena anorganickými a organickými látkami zmíněnými výše a bývá využíváno oblastí s různými typy a intenzitami turbidity (Jacobsen a kol. 2014, Shoup a Wahl 2009). V některých pokusech dochází k postupnému usazování materiálu u dna, zatímco v některých se udržuje stálý zákal průběžným mícháním. V laboratoři jsou pro vytvoření zákalu nejčastěji používanými materiály jíl a řasy (Radke a Gaupisch 2005).

Druhý významný abiotický faktor ovlivňující interakce mezi konzumentem a zdrojem potravy je intenzita světla (Tab. 1). Vliv světla ve vodě a na souši se výrazně liší, protože ve vodním prostředí je světlo rozptýleno a tlumeno (Barret a kol. 1992). Rozptýl a viditelnost mohou být ovlivněny výskytem různých látek ve vodě. Ke změně zbarvení vody může dojít například působením přírodních organických látek vznikajících rozkladem převážně rostlinných zbytků, tzv. huminovými kyselinami.

Pokusy, které se zabývají vlivem světla na konzumaci predátora, mohou být stejně jako pokusy s turbiditou prováděny v laboratořích nebo venku. Terénní experimenty využívají přirozené světlo během dne nebo tmu během noci (Diéguez a Gilbert 2003, Gergs

a kol. 2010, Koski a Johnson 2002). Laboratorní pokusy používají umělé osvětlení v podobě světel různé intenzity, případně i zbarvení (Diéguez a Gilbert 2003, Gergs a kol. 2010).

Dalšími důležitými abiotickými faktory jsou heterogenita (různorodost) a komplexita (složitost) prostředí. Tyto faktory ovlivňují především pohyb živočichů a mají velký vliv na úspěšnost detekce kořisti a následný útok. Vliv heterogenity a komplexity na interakce mezi predátorem a kořistí může být testován také v terénu nebo v laboratoři. Různorodost a složitost přirozeného vodního prostředí tvoří hlavně vegetace (ponožené dřevo, makrofyta) nebo substrát (skály, kamení apod.) (Kovalenko a kol. 2012). V laboratorních pokusech jsou heterogenita a komplexita prostředí vytvářeny pomocí umělých napodobenin rostlin, kolíků různých velikostí, pletiv a dalších překážek (Hauzy a kol. 2010, Nyklíčková 2009, Skov a kol. 2002).

Dalším faktorem ovlivňujícím konzumaci predátora jsou turbulence vody, které mají vliv především na pohyb a působí na predátory podle toho, jakým způsobem svou kořist získávají. Turbulence ovlivňují hlavně organismy velmi malé velikosti, jako jsou například mikroorganismy požírající plankton. Mírné turbulence mohou být pro mikroorganismy prospěšné, protože zvyšují intenzitu jejich setkávání s potravou. Naopak velké turbulence výrazně narušují pohyb, snižují viditelnost a přehlednost prostředí a tím znesnadňují predaci (Saiz a Kiorboe 1995). Vliv turbulencí vody na intenzitu predace u větších vodních bezobratlých a obratlovců nebyl prakticky zkoumán. Výjimku tvoří studie, která se zabývala vlivem turbulencí na predaci u jedinců okouna říčního (*Perca fluviatilis* L., 1758) o délce těla 10 cm. Ukázalo se, že na predátory této velikosti už turbulence žádný výrazný vliv nemají (Pekcan-Hekim a kol. 2013).

Velmi významným faktorem ovlivňujícím intenzitu predace je teplota. Výzkumy zabývající se teplotou se často snaží předpovídat pravděpodobný dopad globálního oteplování na přírodní ekosystémy (Anderson a kol. 2001, Gresens a kol. 1982, Mahdian a kol. 2006, Sentis a kol. 2012, Thompson 1978). Mnoho výzkumů svou prací přispívá k porozumění populační dynamice predátora a kořisti v různých teplotních limitech.

Pro organismy je nejvýhodnější výskyt v optimální teplotě, kde jim nic nebrání v přežití, vývoji a rozmnožování (Pörtner a kol. 2006). Rozsah takových teplot prostředí určuje tzv. termální okno (Pörtner 2001, Sentis a kol. 2012). Pro každou tělesnou funkci může mít termální okno různé rozmezí teplot. Například pohybová aktivita a reprodukce lososa *Oncorhynchus nerca* (Walbaum, 1792) nastávají v mnohem užším termálním okně než jeho metabolická aktivita (Pörtner 2001). Pokud teplota přesahuje horní teplotní práh vymezující termální okno, výkon organismu klesá, protože se snižuje množství kyslíku a

anaerobní metabolismus se blíží ke kritické hodnotě. Pokud teplota klesne pod dolní práh rozsahu teplotního okna, anaerobní metabolismus naopak klesá (Sentis a kol. 2012).

Teplota má také vliv na celkovou bilanci příjmu a výdeje energie. Důležitým pojmem je tzv. energetická účinnost, neboli poměr mezi energií získanou z potravy a energií vydanou metabolickou aktivitou. Energetická účinnost je energie, kterou má živočich k dispozici, aby mohl růst, rozmnožovat se a být aktivní (Sentis a kol. 2012, Sibly a kol. 2012).

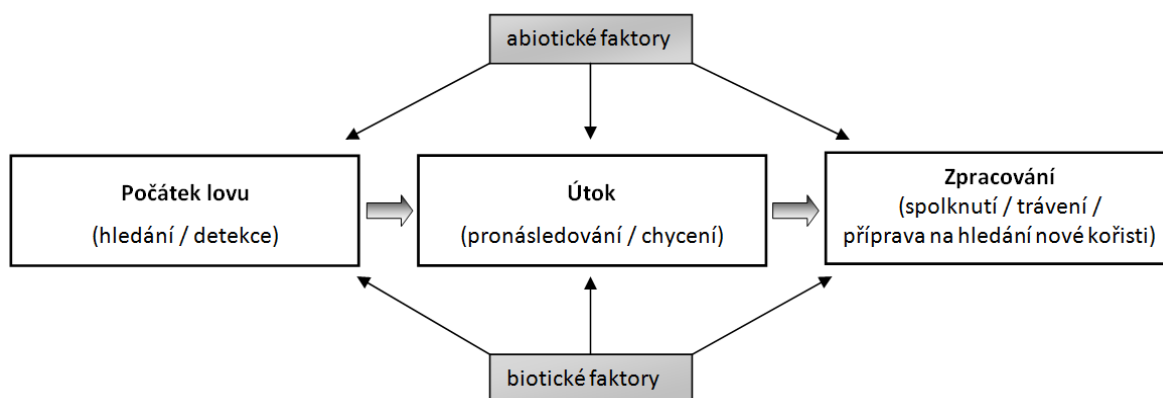
Teplota působí rozdílně na ektotermní a endotermní organismy (Pörtner 2001). Endotermní organismy udržují teplotu těla v úzkém, téměř konstantním rozmezí i přes změny teploty v prostředí, protože dokážou samy vytvářet teplo (Begon a kol. 1997, Sibly a kol. 2012). Jejich aktivita se proto v závislosti na teplotě prostředí skoro nemění. Naopak teplota těla ektotermních živočichů se může se změnami teploty prostředí výrazně měnit, protože jsou závislí na vnějších zdrojích tepla a vlastní teplotu nedokážou aktivně regulovat. (Sibly a kol. 2012). Za běžných podmínek jsou proto ektotermní živočichové v nižších teplotách méně aktivní a díky tomu mají endotermní predátoři vyšší šanci při útoku a chycení. Naprostá většina organismů žijících ve stojatých vodách je ektotermní, takže teplota okolí určuje rychlost jejich metabolismu a následně také intenzitu jejich vzájemných interakcí (Sibly a kol. 2012). V nízkých teplotách také vzniká vyšší pravděpodobnost úniku kořisti a neúspěšných útoků predátora (Dell a kol. 2014).

2. 4. Nejdůležitější aspekty predace a funkční odpovědi ovlivňované abiotickými faktory

Jednotlivé dílčí procesy predace jsou zkoumanými abiotickými faktory ovlivňované různě. Jako důsledek toho, že rostoucí teplota zvyšuje metabolickou aktivitu ektotermních predátorů (Sibly a kol. 2012), zrychluje se s rostoucí teplotou také trávení a vylučování. Ektotermní predátoři jsou proto při vyšší teplotě aktivnější a mají větší snahu najít kořist (Anderson a kol. 2001, Gresens a kol. 1982, McCoull a kol. 1998). Teplota tak přímo ovlivňuje predanční tlak a všechny důležité komponenty predace – hledání, útočení na kořist a především zpracování kořisti (Obr. 1) (Gresens a kol. 1982, Jafari a kol. 2012, Jalali a kol. 2010, Mahdian a kol. 2006, McCoull a kol. 1998, Sentis a kol. 2012, Thompson 1978).

Mnoho studií, které se zabývají turbiditou (Cobcroft a kol. 2001, Granqvist a Mattila 2004, Greycay a Targett 1996, Vinyard a kol. 1976), intenzitou světla (De Robertis a kol. 2003, Koski a Johnson 2002, Martin a kol. 2012, Petersen a Gadomski 1994) a heterogenitou

a komplexitou prostředí (Cerri 1983, Ferrari a kol. 2014, Hauzy a kol. 2010, Reiss a Schmid-Araya 2011), zkoumá především jejich vliv na hledání a útočení predátora na kořist. Na čas potřebný na zpracování kořisti mají tyto faktory malý nebo téměř žádný vliv, protože přímo neovlivňují fyziologii živočichů – to je také zřejmě důvod, proč v žádné z těchto studií souvislost mezi daným abiotickým faktorem a časem na zpracování kořisti nebyla analyzována.



Obr. 1. Diagram predačního cyklu včetně možných vlivů biotických a abiotických faktorů.

2. 5. Vliv abiotických faktorů na hledání kořisti

Intenzita predace je primárně závislá na aktivitách spojených s hledáním kořisti (Obr. 1) (Sentis a kol. 2012, Zamor a Grossman 2007). Zda se predátor s kořistí vůbec potkají a jaká bude případná reakční vzdálenost, neboli vzdálenost, na kterou je predátor schopný zaznamenat kořist, závisí na mnoha faktorech (Martin a kol. 2012, Petersen a Gadomski 1994, Tabor 1998), které následně ovlivní úspěšnost při získání potřebné energie (Bergman 1988, Cerri 1983, Richmond a kol. 2004).

Vliv teploty

Teplota určuje aktivační energii, neboli energii, která je potřebná pro dýchání, růst a pohyb. Aktivační energie daného procesu se může u jednotlivých skupin živočichů lišit (Dell a kol. 2014). Pokud budou mít predátor a kořist stejnou aktivační energii, nebude dynamika mezi nimi změnou teplot ovlivněna. Pokud se bude aktivační energie lišit, bude mít změna teploty na stabilitu dynamiky mezi predátorem a kořistí pozitivní nebo negativní vliv (Dell a

kol. 2014). Pro všechny predátory je obecně výhodnější lovit kořist v rozmezí teplot svého termálního okna (Thompson 1978). V příliš vysokých teplotách se predátor nevěnuje činností spojeným s hledáním kořisti a aktivita klesá (Dell a kol. 2011). Tento způsob chování při hledání kořisti vykazují například larvy vážek *Celithemis fasciata* Kirby, 1889, lovcí pakomáry *Chironomus tentans* (Fabricius, 1805) (Gresens a kol. 1982). Ze suchozemských zástupců vykazují stejné chování slunéčka *Coleomegilla maculata lengi* Timberlake, 1943, lovcí mšice *Myzus persicae* (Sulzer, 1776) (Sentis a kol. 2012) nebo drobničky *Coenosia attenuata* Meigen, 1826, lovcí octomilky *Drosophila melanogaster* Meigen, 1830. Na rozdíl od drobničky zůstávají octomilky i ve vyšších teplotách pořád aktivní a snadno jí uniknou, protože mají posunuté termální okno do vyšších teplot (Gilioli a kol. 2005).

Na druhou stranu predátor může být stále velice aktivní, i když se bude teplota blížit horní hranici termálního okna. Jeho metabolismus však poroste rychleji než schopnost lovit kořist a predátor tak nebude schopný uspokojit své metabolické potřeby. Predátor může aktivně hledat kořist, chytat ji a konzumovat, ale přesto bude pořád hladový a účinnost krmení bude ve vysokých teplotách klesat (Sibly a kol. 2012).

Teplota značně ovlivňuje růst predátora a kořisti a tím může nepřímo měnit úspěšnost predátora při detekci (Anderson a kol. 2001). Ve vyšší teplotě roste kořist rychleji, zvětšuje se tedy velikost jejího těla a je pro predátora snáze detekovatelná (Pawar a kol. 2012, Rall a kol. 2011, 2012). Také platí, že čím větší jsou predátor a kořist, tím rychleji se pohybují a zvyšuje se šance na jejich setkání (Dell a kol. 2014, Rall a kol. 2011).

Pokud jde o kombinaci teploty a usazování materiálu ve vodě, má predátor z hlediska viditelnosti vyšší šanci najít kořist v chladnějším období. Materiál tvořící zákal se usazuje rychleji, protože organismy nejsou v nízké teplotě tolik aktivní a to přispívá k lepší viditelnosti a následně i k relativně snazšímu nalezení kořisti (Zamor a Grossman 2007).

Vliv turbidity a intenzity světla

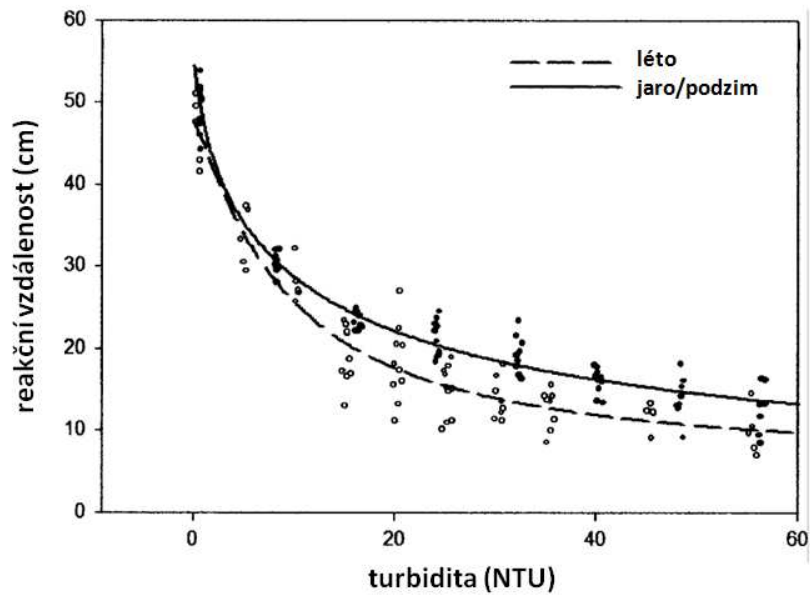
Vliv turbidity a intenzity světla na hledání kořisti a úspěšnosti útoků (Obr. 1) se do značné míry odvíjí od toho, jak predátoři detekují kořist. Nejdůležitější a nejčastěji používaný smysl u řady predátorů je zrak (Nilsson a kol. 2009, Vollset a Bailey 2011). Na zrak spoléhají při predaci ve vodním prostředí hlavně ryby (Diéguez a Gilbert 2003). Mnoho bezobratlých živočichů, na rozdíl od ryb, detekuje kořist i jinak než pomocí zraku (Diéguez a Gilbert 2003, Gergs a kol. 2010). Někteří bezobratlí predátoři dokážou používat

chemické nebo hmatové receptory (Nilsson a kol. 2009), jiní například mechanoreceptory (Diéguez a Gilbert 2003, Gergs a kol. 2010). Mechanoreceptory zaznamenávají informace o vibracích ve vodě a predátor tak dokáže určit, zda se v jeho okolí vyskytuje jiný organismus. Chemoreceptory zaznamenávají přítomnost chemických látek ve vodě (Meager a kol. 2005).

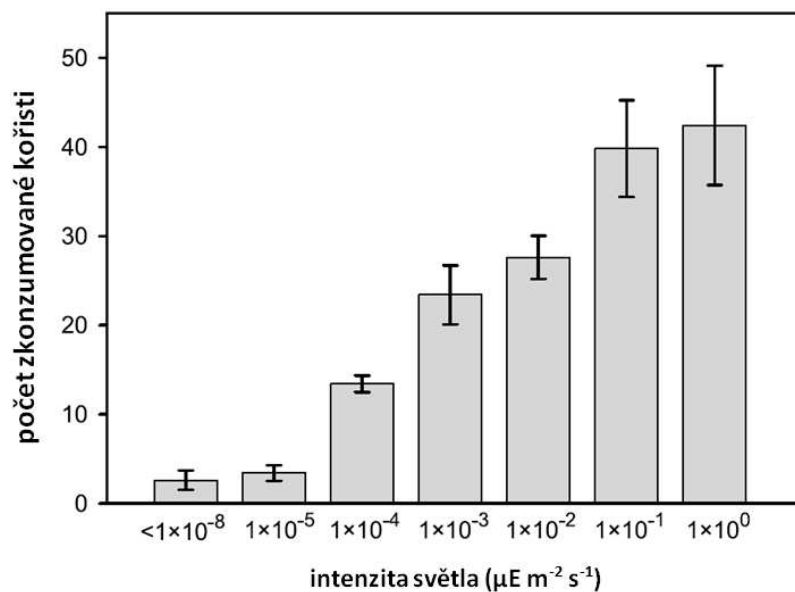
Rostoucí turbidita způsobuje, že je ve vodě část světla částicemi tvořícími zákal absorbována a rozptýlena. V turbidní vodě nebo při slabší intenzitě světla se snižuje celková viditelnost a zmenšuje se tak dosah zorného pole predátora a snižuje se i kontrast mezi prostředím a kořistí (Granqvist a Mattila 2004, Horppila a kol. 2004). Tím se zkracuje reakční vzdálenost, na kterou je vizuálně lovcí predátor schopný zaznamenat kořist (Obr. 2), snižuje se pravděpodobnost setkání predátora a kořisti a celková konzumace klesá (Obr. 3) (Abrahams a Kattenfeld 1997, Barrett a kol. 1992, Pangle a Peacor 2009, Quesenberry a kol. 2007, Ryer a Olla 1999, Utne 1997).

Pokud není turbidita příliš vysoká, má intenzita světla rozhodující vliv na viditelnost a reakční vzdálenost vizuálně lovcích predátorů. Při mírné turbiditě a dostatečném osvětlení může být reakční vzdálenost poměrně dlouhá, i několik metrů (u ryb), a úspěšnost predátora při nalezení kořisti stejná, jako kdyby hledal v čisté vodě (De Robertis a kol. 2003). Například reakční vzdálenost, na kterou byla koljuška tříostná (*Gasterosteus aculeatus* L., 1758) schopná zaznamenat žábřonožku *Artemia salina* L., 1758, byla v turbiditě 70 NTU (mírně zakalená voda (Obr. 19)) jen 6 cm, zatímco v turbiditě 10 NTU (čirá voda) kolem 20 cm (Quesenberry a kol. 2007).

U většiny predátorů spoléhajících na zrak nezáleží na intenzitě osvětlení, pokud je turbidita příliš vysoká, nebo na turbiditě, pokud je intenzita světla nízká. Ani v jednom případě už nejsou predátoři schopni kořist zaznamenat, protože vizuální detekce je omezena na minimum (De Robertis a kol. 2003). Naopak někteří predátoři mají tak dobře vyvinutý zrak, že se problémy s detekováním kořisti objevují až v úplné tmě. Tento zlepšený zrak je způsoben zvláštní odrazovou vrstvou (tapetum lucidum), která se nachází mezi sítnicí a cévnatkou oka. Odráží paprsky světla od sítnice zpět a posiluje tak výsledný vjem. Nejčastěji se odrazová vrstva nachází u obratlovců, především u nočních šelem a ptáků, kteří jsou závislí na lovu potravy ve tmě. U suchozemských živočichů ji dále můžeme najít u poloopic nebo přežvýkavců. Ve vodním prostředí je typická pro živočichy, kteří žijí ve větší hloubce (žraloci, kytovci, některé ryby) (Ollivier a kol. 2004).



Obr. 2. Vliv turbidity na reakční vzdálenost ježika růžovobokého (*Clinostomus funduloides* Girard, 1856) při detekci kořisti v létě (18°C) a na jaře/na podzim (12°C). Naměřené hodnoty: data z pokusů léto (prázdná kolečka, plná křivka), data z pokusů jaro/podzim (plná kolečka, čárkovaná křivka). Převzato z práce Zamor a Grossman (2007).



Obr. 3. Vliv intenzity světla na predaci lososa *Oncorhynchus keta* (Walbaum, 1792) lovícího žábřonožky *Artemia salina* (průměr \pm SE). Převzato z práce De Robertis a kol. (2003).

Okouni říční (*Perca fluviatilis*) lovcí koryše *Neomysis integer* (Leach, 1814) byli testováni v různých kombinacích světla a turbidity. Ukázalo se, že v šeru byla predace podpořena přítomností odrazové vrstvy a až v téměř úplné tmě nebyli okouni schopni kořist najít (Granqvist a Mattila 2004).

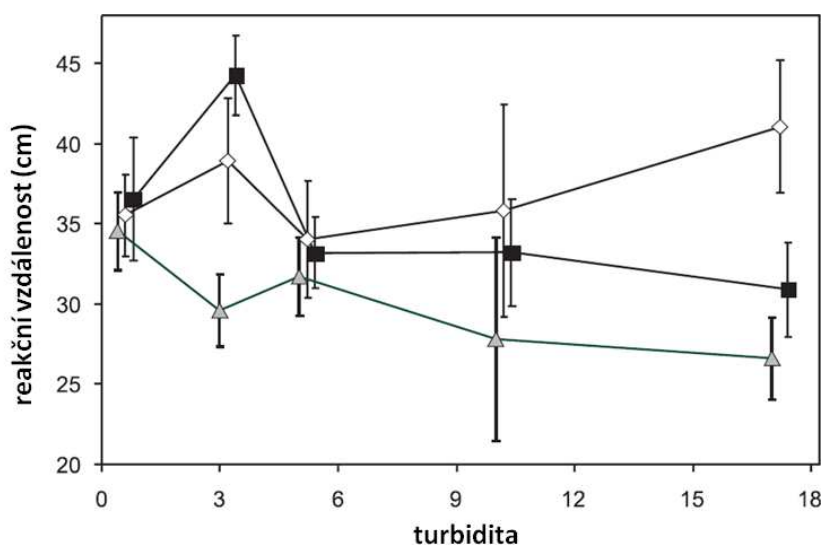
Klíčovým faktorem ovlivňujícím detekci kořisti vizuálně lovcím predátorem ve zhoršených viditelnostních podmínkách je velikost těla kořisti. Například pro piscivorní ryby preferující relativně velkou kořist je detekce malé kořisti při snížené viditelnosti obtížná. Naopak planktonožravé ryby se snadno vypořádají s nedostatkem světla, i když je jejich potravou pouze drobný plankton (Cobcroft a kol. 2001, Pankhurst a Hilder 1998), protože využívají i jiné mechanismy detekce kořisti než zrak. Vlivem zhoršené viditelnosti na vizuální detekci a na intenzitu hledání podle velikosti těla kořisti se zabýval například pokus s planktonožravými jedinci lososa *Oncorhynchus keta* a tresky *Theragra chalcogramma* (Pallas, 1814) a piscivorní chmurnatkou tmavou (*Anoplopoma fimbria* (Pallas, 1814)). Podle očekávání se ukázalo, že planktonožravé ryby neměly s detekcí kořisti ve zhoršených viditelnostních podmínkách potíže, zatímco piscivorním rybám se nedařilo kořist detekovat (De Robertis a kol. 2003).

Ve většině případů je pro úspěšnou detekci kořisti u predátorů používající zrak nejvýhodnější, pokud je kořist dostatečně velká, turbidita co nejnižší a osvětlení dostatečně silné. Například reakční vzdálenost slunečnice obecné (*Lepomis macrochirus* Rafinesque 1819) hledající hrotnatky *Daphnia pulex* Leydig, 1860, o velikosti 1 mm v prostředí s intenzitou osvětlení 0,7 lux byla pouhé 3 cm. Tato vzdálenost se zvýšila až na 26 cm u hrotnatek o velikosti 2,5 mm při intenzitě osvětlení 11 lux (Vinyard a kol. 1976).

U predátorů, kteří zaznamenávají kořist ještě jinak než zrakem, pokaždé neplatí, že vysoká turbidita a nízká intenzita světla zhoršují detekci. Používání mechanoreceptorů může být v zakalené vodě pro predátory výhodnější než používání zraku, protože snížená viditelnost nemá žádný vliv na šíření turbulencí produkovaných kořistí (Reichholf-Riehm a kol. 1997). Opět přitom ale hraje klíčovou roli velikost kořisti. Malá kořist ve vodě šíří méně intenzivní vlnové vzruchy a predátor, který využívá zrak nebo mechanoreceptory, ji nemusí zaznamenat (Diéguez a Gilbert 2003). Typickými predátory využívající zrak i mechanoreceptory jsou znakoplavky. Diéguez a Gilbert (2003) ve své studii sledovali vliv světla na detekci kořisti znakoplavkou *Buena macrotibialis* Hungerford, 1924. Potravou byl zooplankton tří velikostí: nejmenší vířníci *Brachionus calyciflorus* Pallas, 1766, prostřední buchanky rodu *Tropocyclops* Kiefer, 1927 a největší perloočky *Daphnia pulex*. Při nízké viditelnosti nebyla znakoplavka schopná vířníky zaznamenat, protože je neviděla ani

nepocit'ovala rušení z okolní vody. Naopak perloočky detekovala snadno ve všech intenzitách světla (Diéguez a Gilbert 2003).

U predátorů využívajících k detekci kořisti zrak a chemoreceptory není jasné, jaké prostředí je pro ně nejvýhodnější. Někteří preferují zrak, jiní chemoreceptory a další je kombinují. Používání chemoreceptorů by mohlo být při detekci kořisti ve vodě se špatnou viditelností výhodnější než používání zraku, ale není to vždy pravda. Chemoreceptory nemusí být vždy spolehlivé, protože příliš velké množství chemických látek ve vodě může predátora zmást (Meager a kol. 2005). Nalezla jsem pouze jednu studii, která se zabývala vlivem turbidity a způsobem detekce kořisti. Meager a kol. (2005) zkoumali, zda je pro tresku obecnou (*Gadus morhua*, L. 1758) lovící vidlonožce *Praunus neglectus* (Sars, 1869) výhodnější používat v zakalené vodě zrak nebo chemoreceptory. Ukázalo se, že ve všech testovaných hladinách turbidity, reagovala treska na nejkratší reakční vzdálenost, pokud používala zrak. U tresek používajících pouze chemoreceptory se reakční vzdálenost prodlužovala (Obr. 4).



Obr. 4. Vliv turbidity na reakční vzdálenost (průměr \pm 1 SE) tresky obecné (*Gadus morhua*) využívající k detekci vidlonožců *Praunus neglectus* pouze zrak (šedé trojúhelníky), zrak i chemoreceptory (plné čtverce) a pouze chemoreceptory (prázdné kosočtverce). Převzato z práce Meager a kol. (2005).

Na kořist působí turbidita a intenzita světla jinak než na predátora. Na jednu stranu má prostředí s vysokou turbiditou a nedostatkem světla na kořist pozitivní vliv, protože slouží jako úkryt, kde se může kořist schovat a predátorovi snáze uniknout (Vollset a Bailey

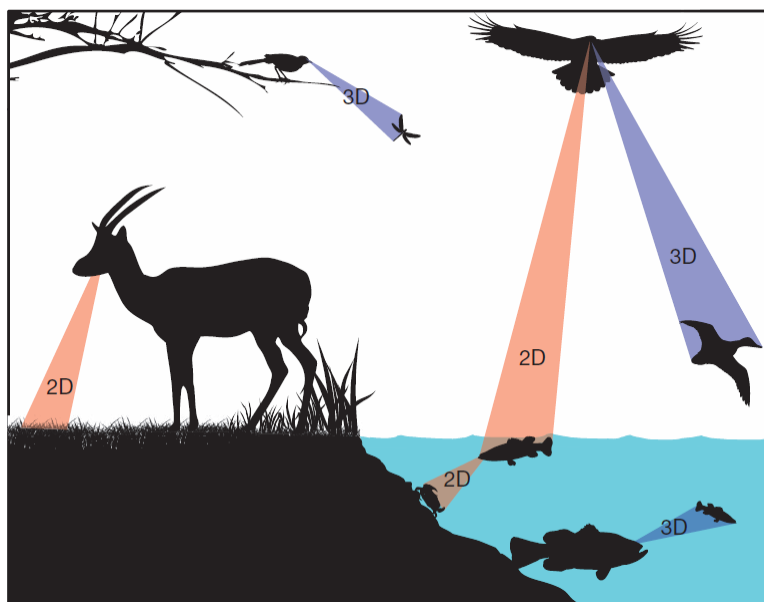
2011). Na druhou stranu se i mnoho druhů kořisti orientuje zrakem a v tom případě je turbiditou negativně ovlivněna, protože nedokáže určit přítomnost predátora nebo vzdálenost, kde se pohybuje (Vollset a Bailey 2011). Například jedinci jelečka velkohlavého (*Pimephales promelas* Rafinesque, 1820) vystavení predátorovi okounovi žlutému (*Perca flavescens* (Mitchill, 1814)) se dokázali poměrně dobře orientovat, zaznamenat přítomnost predátora a případně se mu i vyhnout v čisté i zakalené vodě. Nicméně v pokusech se zakalenou vodou byla úspěšnost predátora vyšší (Abrahams a Kattenfeld 1997).

Vliv heterogenity a komplexity prostředí

Heterogenita a komplexita prostředí významně ovlivňují detekci a mají zásadní vliv na nalezení kořisti. Různorodost prostředí může být pro predátora i pro kořist výhodná i nevýhodná. Veškerá vegetace ve vodním a terestrickém habitatu slouží jako úkryt pro kořist a snižuje tak míru predace (Boukal 2014, Klecka a Boukal 2014). Vyšší heterogenita a komplexita také mohou negativně ovlivňovat pohyb řady predátorů (Klecka a Boukal 2014). Pro kořist je tedy výhodnější více heterogenní prostředí: čím více překážek, tím snáze se kořist ukryje, predátorovi jí trvá déle najít a snižuje se pravděpodobnost setkání (Crowder a Cooper 1979, Ferrari a kol. 2014, Klecka a Boukal 2014). Živočichové žijící v otevřené vodě (pelagickém habitatu) ale většinou nemají možnost se schovat a musí spoléhat na to, že predátorovi uniknou (Boukal 2014).

Na druhou stranu může být přítomnost vegetace nebo dalších struktur výhodná pro predátory, kteří loví ze zálohy. Překážky se stávají vhodným místem, kde nepozorovaně číhají a při vhodné příležitosti zaútočí (Klecka a Boukal 2014, Skov a kol. 2002). Nejznámější rybou číhající na svou kořist je štika obecná (*Esox lucius* L., 1758). Jejím přirozeným prostředím jsou vody s hustou vegetací a složitost prostředí hraje při její predaci důležitou roli (Skov a kol. 2002). V experimentu, který zkoumal vliv heterogenity prostředí na úspěšnost při detekci kořisti, neměla štika podle očekávání problém s detekováním kořisti jak v prostředí s vegetací, tak bez vegetace (Skov a kol. 2002). Její aktivita byla velmi nízká, ale úspěšnost vysoká. Podobné chování vykazovala i buchanka zoubkovaná (*Eucyclops serrulatus* (Fischer, 1851)), jejíž úspěšnost útoků rostla s rostoucím počtem překážek (Reiss a Schmid-Araya 2011). Na úspěšnost predace v prostředí s vysokou komplexitou může mít vliv i chování predátora: okoun říční (*Perca fluviatilis*) byl v experimentu zahrnujícím heterogenní prostředí velmi aktivní, ale díky omezující vegetaci mnohem méně úspěšný a kořist mu unikla snáze, než kdyby vyčkával (Eklöv a Diehl 1994).

Dalšími důležitými faktory při hledání kořisti jsou uspořádání, velikost a rozmanitost prostředí, kde má k interakci dojít (Pawar a kol. 2012, Rall a kol. 2012). Rozdíly mohou záviset na tom, jestli se predátor pohybuje na ploše (dvou dimenzích) nebo v třídimenzionálním prostoru, například vodním sloupci (Obr. 5).



Obr. 5. Interakce konzumenta a zdroje mohou být ovlivněné dimenzionalitou prostředí. Pokud konzument hledá zdroje potravy (létáním, plaváním, vyčkáváním) na povrchu (např. hladina vody, dno nádrže, louka) jedná se o 2D uspořádání. Pokud hledá zdroje potravy v objemu (např. vzduch, vodní sloupec), jedná se o 3D uspořádání. Mezi konzumentem a zdrojem potravy mohou probíhat 2D i 3D interakce podle toho, jaký zdroj potravy predátor preferuje a jakou má potravní strategii. Převzato z práce Pawar a kol. (2012).

Například pasoucí se herbivoři jsou často omezeni tím, že je jejich potrava rozložena pouze po povrchu. Naproti tomu konzumenti, kteří získávají potravu aktivně, například ve vzduchu nebo ve vodním sloupci, mají k dispozici mnohem větší prostor a zvyšuje se pravděpodobnost setkání s kořistí. V prostoru je vždy vyšší šance získat kořist než na ploše (Pawar a kol. 2012). Vodní živočichy lze ještě podrobněji rozdělit na tři skupiny. Pelagické živočichové žijí ve vodním sloupci, benthické preferují dno a fytofilní se pohybují na vegetaci a využívají ji jako místa, ze kterých útočí na kořist. S využívaným mikrohabitatem se mění i jejich potravní strategie a schopnost ulovit kořist (Boukal 2014, Klecka a Boukal 2014). Laboratorní pokusy s vybranými zástupci vodních bezobratlých ukázaly, že fytofilní

predátoři jako např. larvy vážek a motýlic dokázali v prostředí s vegetací zkonzumovat až 1,7-krát větší množství pelagické kořisti než v prostředí bez vegetace, protože jim vegetace umožňovala obsáhnout větší objem prostředí a ulovit tak více kořisti, než kdyby mohli lovit pouze ze dna.

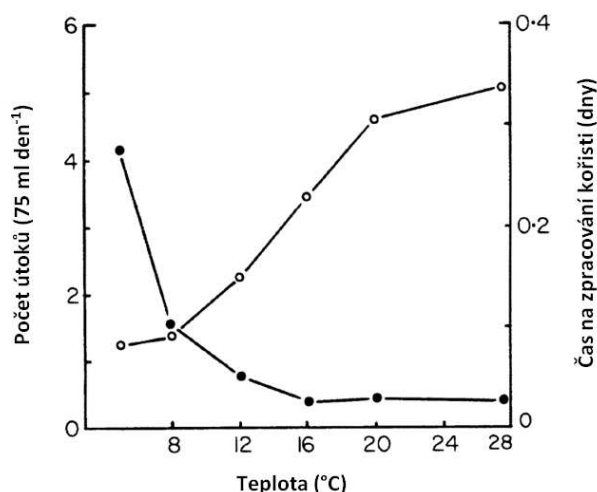
2. 6. Vliv abiotických faktorů na intenzitu a úspěšnost útoků

Pokud predátor kořist zaznamená, čeká ho další důležitá fáze predace – útok (Obr. 1). Značný vliv na intenzitu a úspěšnost útoků má hustota kořisti, kterou má predátor k dispozici (Wellington a kol. 2010). Čím vyšší je hustota kořisti, tím vyšší je pravděpodobnost útoku a chycení (Gilioli a kol. 2005, Jafari a kol. 2012, Jalali a kol. 2010, McCoull a kol. 1998), ale pravděpodobnost, že predátor uloví jednu konkrétní kořist, ve vyšších hustotách klesá (Podhradská 2012). Pro predátora i kořist je tedy výhodnější interagovat ve větším množství kořisti (Greacy a Targett 1996) bez ohledu na to, jestli je predace ovlivněna abiotickými faktory. Toto platí pro suchozemské i pro vodní organismy lovcí v prostředí s dostatečnou i nedostatečnou viditelností (Jacobsen a kol. 2014, Nurminen a kol. 2010 b).

Vliv teploty

Stejně jako u všech procesů, které u predátora během predace probíhají, je i intenzita útočení omezena rozsahem termálního okna. Mnoho studií ukázalo, že počet útoků roste s rostoucí teplotou (Obr. 6 a 7a), dokud její hodnota nepřesáhne optimum (Obr. 8) (Gilioli a kol. 2005, Gresens a kol. 1982, Jalali a kol. 2010, McCoull a kol. 1998, Thompson 1978).

Pokud je teplota příliš nízká, predátor neútočí vůbec nebo jen ve vysokých hustotách kořisti. Jestliže je teplota příliš vysoká, počet a úspěšnost útoků klesají, protože predátor přestává být aktivní. Naopak kořist může někdy zůstat aktivní i ve vyšších teplotách a snáze uniknout (Anderson a kol. 2001). Například intenzita útočení bodule *Naucoris congrex* Stål, 1876, na larvy komárů byla v nejnižší zkoumané teplotě 5°C až devětkrát nižší než v optimální teplotě kolem 20°C. S narůstající teplotou pak intenzita útočení opět klesala a v teplotě nad 25°C byla dvakrát nižší než v optimální teplotě (McCoull a kol. 1998).

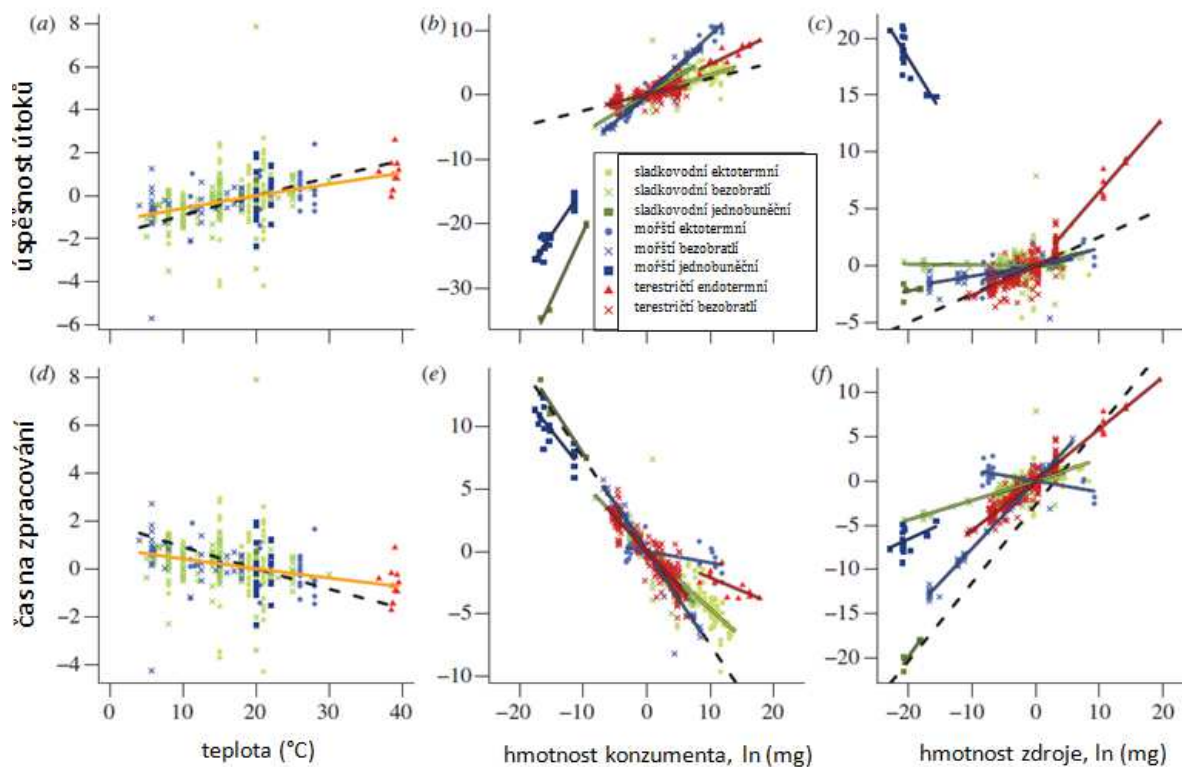


Obr. 6. Vliv teploty na počet útoků (prázdná kolečka) a na čas potřebný na zpracování kořisti (plná kolečka) u larev šidélka většího (*Ischnura elegans* Vander Linden, 1820) lovcích hrotnatky velké (*Daphnia magna* Straus, 1820). Převzato z práce Thompson (1978).

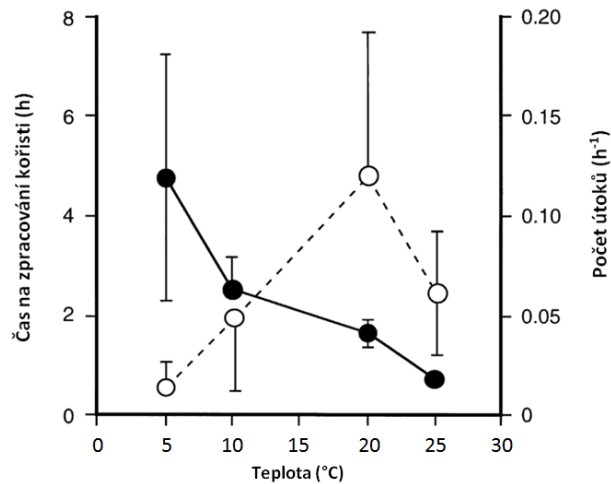
Teplota má pozitivní vliv na intenzitu útoků, protože ovlivňuje rychlost vývoje a růst predátora a kořisti. Čím větší je tělo kořisti, tím víc útoků nastává, protože ji predátor snáze zaznamená (Obr. 7c) (Pawar a kol. 2012, Rall a kol. 2011, 2012). S rostoucí velikostí těla kořisti se také zkracuje reakční vzdálenost predátora (Pawar a kol. 2012).

Teplota i ostatní abiotické faktory mají dále velký vliv na pohyb kořisti a predátora, jehož způsob pohybu je ovlivněn také potravní strategií. Z běžných způsobů získávání kořisti (nebo obecně potravních zdrojů) existují tři základní skupiny organismů podle potravní strategie (Obr. 9). Do první skupiny patří predátoři a kořist, kteří jsou aktivní. Mohou to být draví ptáci lovcí běžící myš nebo jiného ptáka letícího ve vzduchu. Ve vodním prostředí jsou to například znakoplavky lovcí perloočky. Pokud chceme zkoumat úspěšnost nalezení kořisti v této skupině živočichů, je důležité sledovat rychlosti, kterými se pohybují predátor i kořist. Do druhé skupiny řadíme filtrátory a konzumenty, kteří vyčkávají, dokud se kořist nepřiblíží na dostatečnou vzdálenost, aby na ni mohli zaútočit. Příkladem může být plaz čekající na myš (Dell a kol. 2014), štika vyčkávající mezi vegetací nebo larvy vážek sedící na vegetaci a čekající na proplouvající zooplankton (Boukal 2014, Klecka a Boukal 2014). V tomto případě záleží na rychlosti pohybu kořisti v prostoru, kde predátor číhá. Rychlost pohybu kořisti je vždy vyšší než rychlost predátora. Ve třetí skupině se většinou jedná o býložravce, může se ale jednat i o saprofágy nebo predátory specializované na sesilní kořist, například přisedlé mlže. V tomto případě je

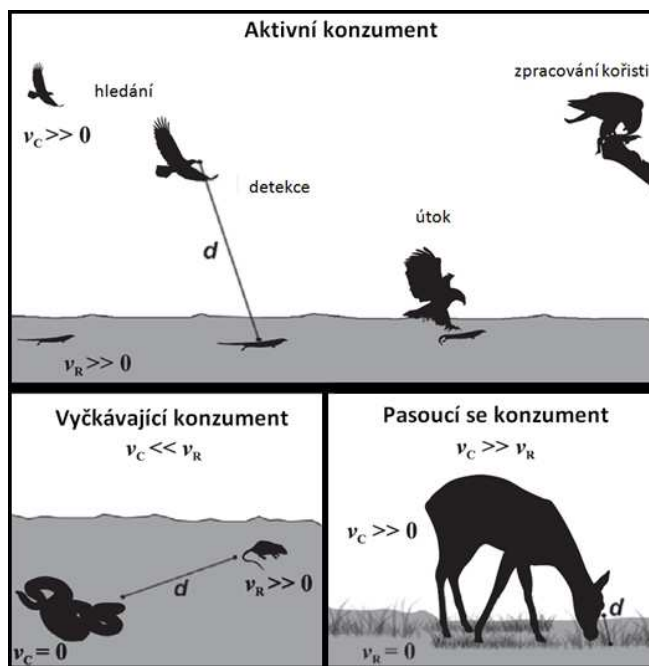
důležité sledovat rychlost pohybu konzumenta, protože rychlost pohybu zdroje (resp. kořisti) je nulová (Dell a kol. 2014, Pawar a kol. 2012).



Obr. 7. Vliv teploty, hmotnosti konzumenta a hmotnosti zdroje (resp. kořisti) na úspěšnost útoků (a-c) a na čas potřebný na zpracování kořisti (d-f). Jednotlivé zkoumané skupiny viz vložená legenda. Křivky zobrazují odhady na základě nejvíce parsimonních modelů, které předpokládají, že závislost na teplotě společná přes všechny skupiny odpovídá očekávání: úspěšnost útoků s rostoucí teplotou roste a čas na zpracování zdroje klesá. Na ose y jsou zobrazeny parciální reziduály ukazující pouze vliv dané proměnné. Černé čárkované přímky odpovídají nulové hypotéze a oranžové přímky v panelech a a d odpovídají regresi obou proměnných v závislosti na teplotě. Regrese ve zbývajících panelech se liší podle zkoumaných skupin. Převzato z práce Rall a kol. (2012).



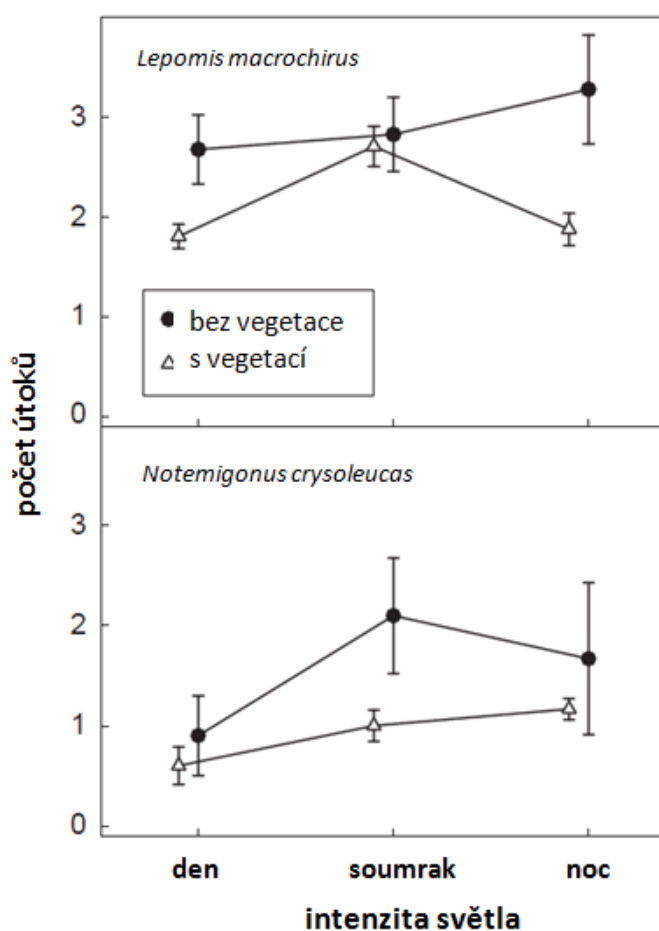
Obr. 8. Vliv teploty na počet útoků (prázdná kolečka) a na čas potřebný na zpracování kořisti (plná kolečka) u bodulí *Naucoris congrex* lovicích larvy komárů. Uvedeny jsou střední hodnoty \pm 95% konfidenční interval. Převzato z práce McCoull a kol. (1998).



Obr. 9. Tři obecné potravní strategie založené na rychlosti pohybu konzumenta (v_c) a zdroje (v_r); d zobrazuje reakční vzdálenost. Často se konzument i zdroj v prostředí pohybují a útok je aktivní (nahore). Jindy se pohybuje pouze zdroj a konzument používá strategii lovu ze zálohy (vlevo dole). Pokud se pohybuje pouze konzument, jedná se většinou o pastvu herbivorů, konzumaci saprofágů nebo konzumentů požírající přisedlou kořist (vpravo dole). Jednotlivé složky predace jsou zobrazeny v horní části a zahrnují hledání, detekci, útok a zpracování kořisti. Převzato z práce Dell a kol. (2014).

Vliv heterogenity a komplexity prostředí

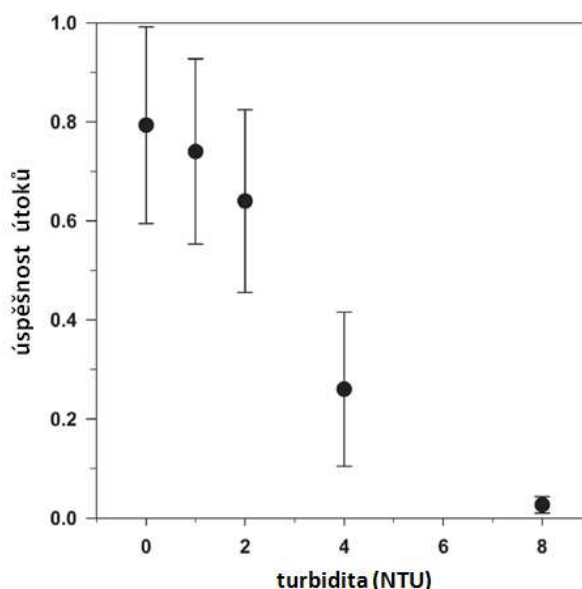
Živočiškové využívající jakoukoliv potravní strategii (aktivní lov, lov ze zálohy, spásání) jsou často pozitivně nebo negativně ovlivňováni abiotickými faktory. Stejně jako tomu je při detekci kořisti také při útočení se stává heterogenita prostředí překážkou omezující pohyb nebo útočištěm pro kořist. Pokud predátor kořist zaznamená, může kořist v prostředí s vegetací snáze uniknout a snižuje se tak šance predátora ji dohnat (Obr. 10) (Einfalt a kol. 2012, Gregory a Levings 1996). Nicméně opět záleží na predáční strategii predátora a na vlastnostech kořisti (Skov a kol. 2002).



Obr. 10. Počet útoků (průměr \pm SE) candáta severoamerického (*Sander vitreus* (Mitchill, 1818)) na jelečka zlatého (*Notemigonus crysoleucas* (Mitchill, 1814)) (dole) a na slunečnici obecnou (*Lepomis macrochirus*) (nahore) v různých intenzitách světla (den, soumrak, noc) v prostředí s vegetací (trojúhelníky) a bez ní (kolečka). Převzato z práce Einfalt a kol. (2012).

Vliv turbidity a intenzity světla

Turbidita a intenzita světla také významně ovlivňují intenzitu a úspěšnost útoků (Benfield a Minello 1996, Breitbart 1988, Nurminen a kol. 2010a, Nurminen a kol. 2014, Quesenberry a kol. 2007, Radke a Gaupisch 2005, Rowe a kol. 2002, Salonen a Engström-Öst 2010, Shoup a Wahl 2009, Utne-Palm 1999). Stejně jako u hledání kořisti, i při útočení má zvýšená turbidita na predátory negativní vliv díky zhoršené viditelnosti (Skov a kol. 2002). S rostoucí turbiditou u většiny predátorů intenzita a úspěšnost útoků klesá (Obr. 11) (Allen-Ankins a kol. 2012, De Robertis a kol. 2003, Gardner 1981, Helenius a kol. 2013, Huenemann 2012, Ljunggren a Sandström 2006, Rowe a Dean 1998, Rowe a kol. 2003, Vinyard a Yuan 1996, Wellington a kol. 2010). Příkladem je experiment s okounem říčním (*Perca fluviatilis*) lovicím vidlonožce *Neomysis integer*, jehož intenzita útoků ve vodě s turbiditou 3 NTU (čirá voda) byla až třikrát vyšší než ve vodě s turbiditou 75 NTU (mírně zakalená voda) (Ljunggren a Sandström 2006). Okoun říční vykazoval podobné chování také v experimentu, kde lovil plotice obecné (*Rutilus rutilus* (L., 1758)). S rostoucí turbiditou klesala úspěšnost útoků (Obr. 11). Díky zhoršené viditelnosti se také může prodlužovat doba potřebná k chycení kořisti. Okounkovi pstruhovému (*Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802)) například trvalo chytit kořist v turbiditě 250 NTU pětkrát déle než v čisté vodě (Huenemann 2012).



Obr. 11. Vliv turbidity na úspěšnost útoků (průměr ± SE) okouna říčního (*Perca fluviatilis*) při lovu plotice obecné (*Rutilus rutilus*). Převzato z práce Radke a Gaupisch (2005).

Kombinace vlivu turbidity a biotických faktorů

Turbidita v kombinaci s biotickými faktory může na úspěšnost útoků působit negativně nebo pozitivně. Záleží například na tom, zda predátor loví sám nebo je obklopen dalšími jedinci. Pokud je predátorů více, snáze kořist chytnou a mohou získat potřebnou energii (Nilsson a kol. 2009). Proč tomu tak je? Jednotliví predátoři jsou aktivní buď proto, že se snaží upevnit své postavení ve skupině nebo jde o kompetici o potravu. Díky vysoké turbiditě je omezena vizuální detekce a jelikož není predátor schopen kořist zaznamenat, intenzita hledání a útočení roste. Predátor také nemusí pociťovat ohrožení od ostatních kompetitorů, protože je nevidí, neomezuje se v pohybu a aktivně hledá kořist. Nicméně predátoři se mohou často ovlivňovat i negativně, např. si vzájemně překážet nebo jinak interferovat. Při zvýšené turbiditě však mohou být interference částečně zmírněné. Ať už působí turbidita při lovu pozitivně či negativně, predátor je často v přítomnosti dalších jedinců aktivní a zvyšuje se šance, že kořist najde a úspěšně na ní zaútočí (Nilsson a kol. 2009, Vollset a Bailey 2011). Vollset a Bailey (2011) zkoumali vliv kombinace turbidity a přítomnosti více predátorů na úspěšnost útoků koljušek *Gasterosteus aculeatus*, které lovily kořist buď samostatně, nebo v hejnu. Ve druhém případě byly koljušky v turbidní vodě aktivnější a útočily více než v čisté vodě.

2. 7. Vliv abiotických faktorů na zpracování kořisti

Dalším krokem po úspěšném chycení kořisti je její zpracování (Obr. 1). Při hledání a útočení jsou procesy závislé převážně na chování a vlastnostech predátora a kořisti. Při zpracování kořisti záleží spíše na procesech probíhajících uvnitř těla predátora (zejména rychlosti trávení potravy) a způsobu, kterým potravu přijímá. Čas potřebný na zpracování kořisti jako složka funkční odpovědi se u různých organismů liší. Pro maximální úspěšnost je nejvýhodnější kořist mechanicky zpracovat a strávit ji v co nejkratším čase, aby mohl predátor pokračovat v hledání další kořisti a získat tak novou energii (Dell a kol. 2014).

Jak už jsem zmínila výše, teplota má zásadní vliv na metabolismus predátora a tím ovlivňuje i dobu na zpracování kořisti (Rall a kol. 2012, Sibly a kol. 2012). S rostoucí teplotou se zkracuje doba potřebná na zpracování kořisti díky rychlejší metabolické aktivitě (Obr. 6, 7d a 8) (Gresens a kol. 1982, Jafari a kol. 2012, Jalali a kol. 2010, Mahdian a kol. 2006, McCoull a kol. 1998, Sentis a kol. 2012, Thompson 1978, Zamor a Grossman 2007). Například larvy vážek *Celithemis fasciata* zpracovávaly v experimentu pakomáry

Chironomus tentans v teplotě 25°C dvakrát rychleji než v teplotě 10°C (Gresens a kol. 1982). Ve větším rozsahu teplot může být čas na zpracování kořisti pro různé živočichy ještě rozdílnější. Například slunéčka *Coleomegilla maculata lengi* zpracovala kořist v teplotě 34°C až šestkrát rychleji než v teplotě 14°C (Sentis a kol. 2012).

Dalším klíčovým faktorem ovlivňujícím rychlost a úspěšnost zpracování kořisti je velikost těla predátora a kořisti. Obecně platí, že čím větší je konzument, tím kratší dobu trvá kořist zpracovat (Obr. 7e). Naopak čím větší je kořist, tím delší je doba na její zpracování (Obr. 7f) (Rall a kol. 2011, 2012).

Rychlost metabolismu je také ovlivněna aktivitou predátora. Například Xu a kol. (2014) ukázali, že metabolismus je vyšší u jedinců ryby lenoka sibiřského (*Brachymystax lenok* (Pallas, 1773)), kteří aktivně plavou, zatímco u ryb, které nejsou tak aktivní, je metabolická aktivita nižší. Metabolismus je dále ovlivněn druhem pohybu. Létající hmyz má až desetkrát vyšší metabolickou aktivitu než hmyz pohybující se po zemi, protože vydává velké množství energie na pohyb letových svalů (Sibly a kol. 2012).

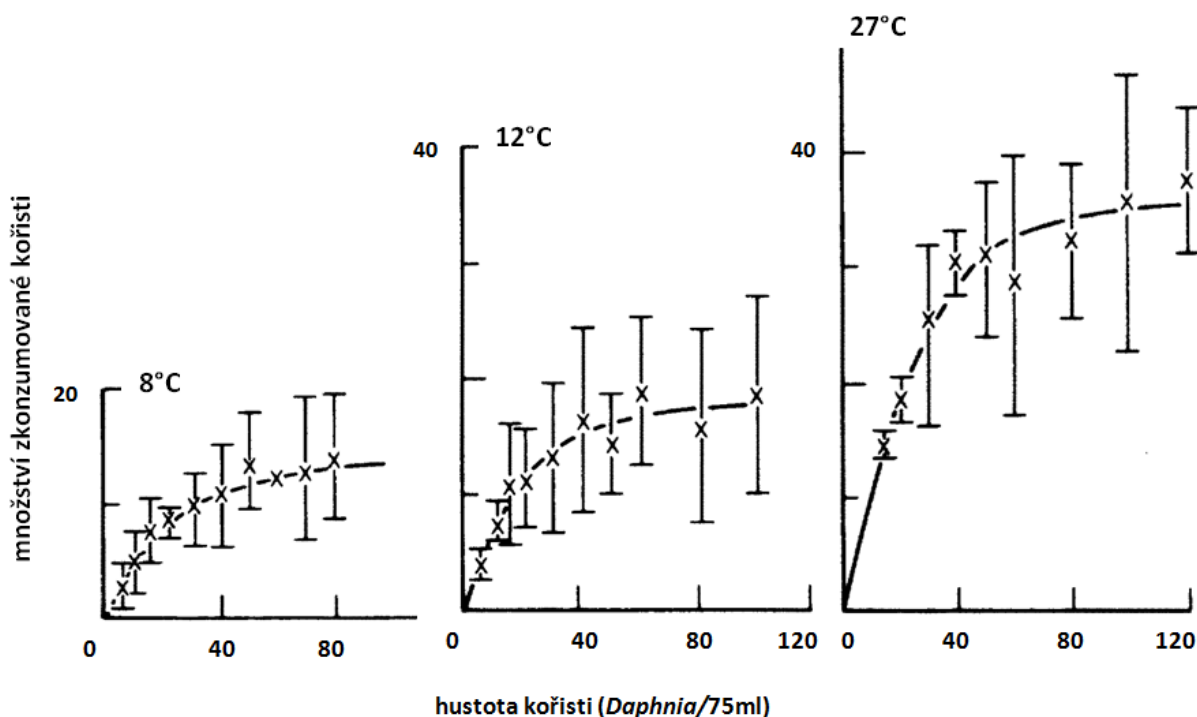
Vliv dalších abiotických faktorů jako jsou turbidita, intenzita světla a heterogenita a komplexita prostředí na rychlost zpracování kořisti není téměř v žádných publikacích zkoumán. Pouze jediná studie se zabývala vlivem rostoucí turbidity na rychlost zpracování kořisti. Ukázala, že čas na zpracování žížalíc *Lumbriculus variegatus* (Müller, 1774) okounem *Macculochella peelii* (Mitchell, 1838) byl stejný v čisté vodě i ve vodě s turbiditou 150 NTU (Allen-Ankins a kol. 2012). Je tedy pravděpodobné, že zmíněné faktory (turbidita, intenzita světla, heterogenita a komplexita prostředí) zpracování kořisti nijak neovlivňují.

2. 8. Celkový vliv abiotických faktorů na predaci

Vliv turbidity, intenzity světla a heterogenity a komplexity prostředí na úspěšnost predace se nejčastěji mění podle potravní strategie predátora, jeho způsobu detekce kořisti a také podle obranných mechanismů a únikových strategií kořisti (Boukal 2014). Nelze tak obecně určit, jak tyto podmínky zvyšují nebo naopak snižují míru predace pro danou kombinaci predátora a kořisti.

Naopak u vlivu teploty lze na základě dostupných studií nejvhodnější podmínky pro úspěšnou konzumaci kořisti poměrně dobře odvodit. Vzhledem k tomu, jakým způsobem jsou teplotou ovlivněny jednotlivé složky predace (intenzita hledání a detekce, úspěšnost útoků, zpracování kořisti), celková konzumace i funkční odpověď rostou s rostoucí teplotou

(Obr. 12), ale v příliš nízkých nebo vysokých teplotách klesají (Anderson a kol. 2001, Gresens a kol. 1982, Jalali a kol. 2010, Sentis a kol. 2012).



Obr. 12. Vliv teploty na funkční odpověď larev šidělek *Ischnura elegans* lovcí perloočky rodu *Daphnia* (plné křivky) v různých teplotách. Naměřené hodnoty: střední hodnoty (křížky) \pm 95 % konfidenční intervaly. Převzato z práce Thompson (1978).

Abiotické faktory mají na nepříbuzné druhy predátorů často rozdílný vliv, zatímco na příbuzné druhy mohou působit podobně. Příbuzné druhy pravděpodobně využívají stejný zdroj potravy, stejné potravní strategie a jejich fyziologické procesy pracují na stejném principu. Ať už jsou predátoři ovlivněni abiotickými faktory stejně či rozdílně, může mezi nimi ve společném habitatu vznikat konkurence o potravu a jednotlivé druhy pak musí využít různé strategie (rozdružení habitatu, kanibalismus, teritorialita, změna potravních nároků atd.), aby si udržely životaschopnou populaci. V experimentální části své diplomové práce analyzují, jak různé podmínky prostředí ovlivňují míru predace larev tří druhů vážek rodu *Sympetrum* sdílejících společný habitat a nakolik se tyto druhy na zkoumaném gradientu podmínek shodují či liší.

2. 9. Shrnutí kvantitativních studií o vlivu abiotických faktorů na predaci ve vodním prostředí

Studie shrnující data o vlivu abiotických faktorů na procesy predace jsem hledala pomocí Google Scholar a Web of Science. Vyhledávaná klíčová slova byla „temperature“, „predat*“, „prey“, „forag*“, „turbid*“, „light“, „heterog*“, „complexity“ „functional response“, „aquatic*“, „water“, „behav*“ a jejich různé kombinace.

Celkem jsem našla 73 studií zabývajících se vlivem abiotických faktorů na predací tlak organismů. Některé z nich jsem vyřadila, protože neobsahovaly kvantitativní data ke zpracování. Celkem jsem zahrnula 46 prací (40 laboratorních experimentů a 6 terénních studií), ze kterých bylo možné z publikovaných výsledků kvantifikovat vliv daného faktoru na intenzitu predace nebo její dílčí procesy (Tab. 2). Zmíněných 46 studií se dohromady zabývalo 65 dvojicemi různých predátorů a kořisti. Přestože se v experimentální části mé práce věnuji také teplotě, zařadila jsem do tohoto srovnání pouze 4 ilustrativních studie zabývajících se výlučně tímto faktorem. Řadu dalších prací, které zkoumaly vliv teploty na predaci, shrnují nedávno publikované metaanalýzy (např. Dell a kol. 2011, 2014, Rall a kol. 2012).

Taxonomické zařazení zkoumaných predátorů bylo výrazně vychýleno ve prospěch ryb (35 druhů), kterými se zabývalo 41 studií. Z toho se 16 studií zaměřilo na okounovité ryby, z čehož 9 studií zkoumalo okouny říční (*Perca fluviatilis*) a 3 studie okouny žluté (*Perca flavescens*). Druhou nejčastěji zkoumanou čeledí byly kaprovité ryby (6 studií), méně časté byly například galaxiovité, hlaváčovité, ostruhovité nebo okounkovité ryby. Další čeledi ryb byly zkoumané vždy jen v jedné nebo dvou studiích. Pouze 5 studií se zabývalo vodními bezobratlými, z toho se dvě zaměřily na larvy vážek (*Celithemis fasciata*, *Ischnura elegans*), dvě na ploštice (*Naucoris congrex*, *Notonecta kirbyi* Hungerford, 1925) a jedna na perloočky (*Bythotrephes longimanus* Leydig, 1860).

Oproti převaze rybích predátorů byli nejvíce používanou kořistí vodní bezobratlí (35 studií). Dominantní skupinu kořisti tvořili korýši: v 15 studiích posloužily jako modelové organismy perloočky rodu *Daphnia* (*D. mendotae* Birge, 1918, *D. pulicaria* Forbes, 1893, *D. longispina* (O. F. Müller, 1776), *D. magna*, *D. pulex*) a v 6 studiích rakovci (*Neomysis integer*, *Neomysis americana* (S. I. Smith, 1873), *Praunus neglectus*, *Orconectes virilis* (Hagen, 1870), *Palaemonetes pugio* Holthuis, 1949). Třináct studií použilo jako kořist ryby, nejčastěji kaprovité (7 studií).

Nejvíce prací se týkalo vlivu turbidity na predaci živočichů jako hlavního faktoru (30 článků). Další zkoumané hlavní faktory byly vliv teploty (4 studie), intenzity světla (11), heterogenity a komplexity prostředí (1), turbulencí (1) nebo různých jejich kombinací a kombinací s biotickými faktory (21). Sledovanými veličinami byly celková rychlost konzumace (33 článků), reakční vzdálenost predátora (7), rychlost útoků (5), čas na zpracování kořisti (4), čas potřebný k nalezení kořisti (2), intenzita útoků (2), úspěšnost chycení kořisti (1), rychlost sběru potravy (1) a pravděpodobnost predace (1).

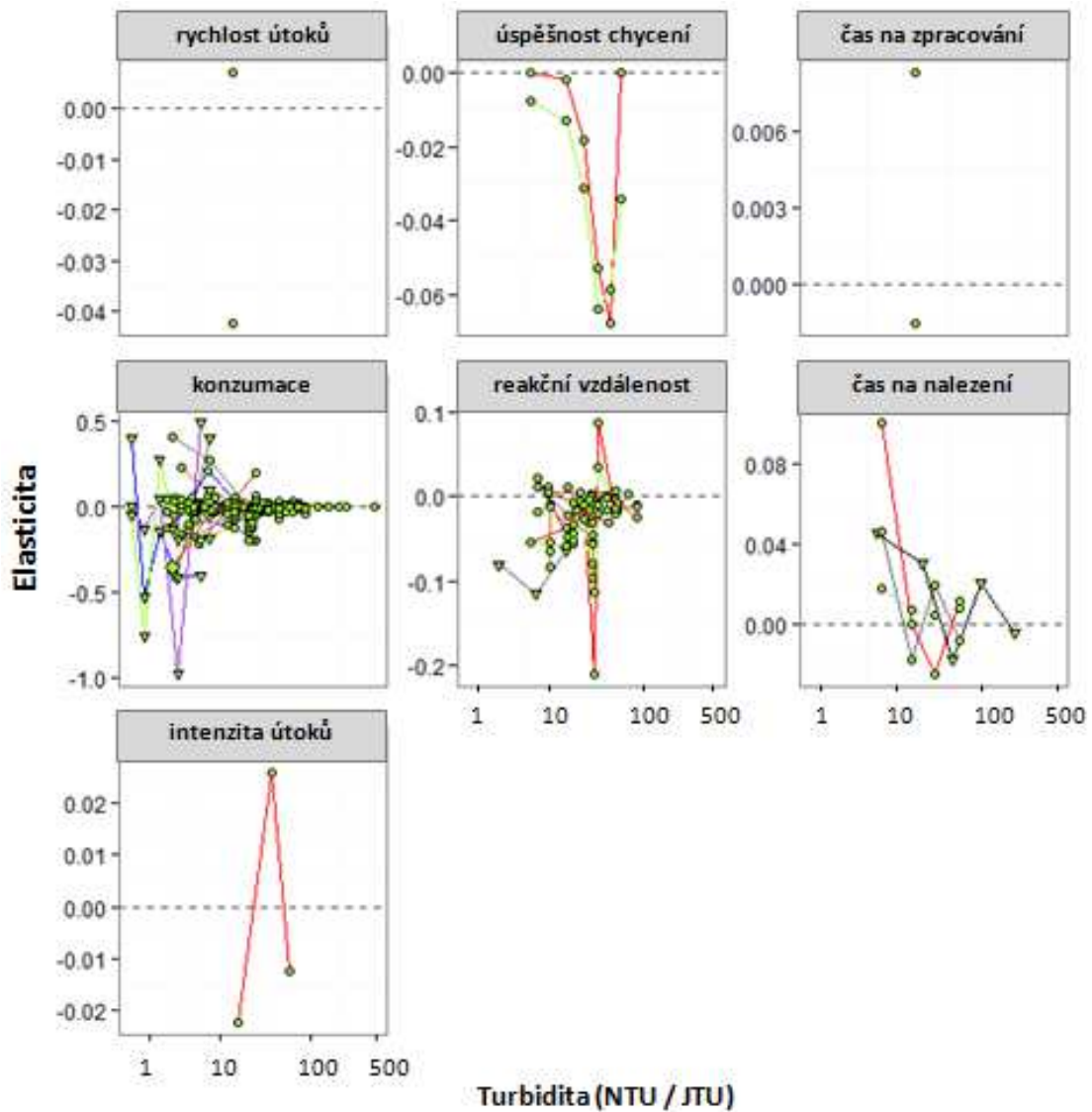
Výsledky těchto experimentů jsem shrnula do grafů (Obr. 13–17) znázorňujících vliv abiotických faktorů na dílčí procesy predace, které jsem charakterizovala pomocí tzv. elasticity (E) vyjadřující vztah daného dílčího procesu predace y (čas potřebný k nalezení kořisti, reakční vzdálenost predátora, rychlost útoků, intenzita útoků, rychlost sběru potravy, úspěšnost chycení kořisti, pravděpodobnost predace, rychlost konzumace, čas na zpracování kořisti) a daného abiotického faktoru x (turbidita, teplota, intenzita světla, komplexita prostředí, turbulence) jako:

$$E\left(\frac{x_{i+1} + x_i}{2}\right) = \frac{2(y(x_{i+1}) - y(x_i))}{(y(x_{i+1}) + y(x_i))(x_{i+1} - x_i)} \quad (1)$$

kde, $y(x_i)$ a $y(x_{i+1})$ jsou hodnoty daného dílčího procesu predace naměřené pro dvě sousední hodnoty faktoru x_i a x_{i+1} . Takto definovaná elasticita E vyjadřuje, kolikrát se hodnota dílčího procesu predace (y) sníží/zvýší na jednu jednotku abiotického faktoru (x).

V některých pokusech byl zkoumán vliv kombinace více faktorů najednou. Pro tyto kombinace je vždy zobrazen efekt jednoho zvoleného („hlavního“) faktoru a další faktory jsou fixovány na jednotlivých hodnotách, takže jeden výsledek je pak zobrazen vícekrát (vždy zvlášť pro daný „hlavní“ faktor). Jednotky vlivu turbidity a intenzity světla jsou pro větší názornost znázorněny na transformované ose ($z_i = \log_{10}(x_i + 1)$), protože největší změny dílčích procesů predace v závislosti na turbiditě a intenzitě světla nastávají převážně při nízkých hodnotách těchto faktorů a data navíc obsahovala i hodnoty $x_i = 0$.

Rychlost útoků a čas na zpracování kořisti představují parametry odvozené z naměřené funkční odpovědi; rychlost sběru potravy představuje parametr odvozený z rovnice (1) v práci Pangle a Peacor (2009). Různé jednotky jednotlivých faktorů a dílčích procesů predace uvedené ve studiích byly vždy převedeny na uvedené jednotky; pro intenzitu světla byla použita tabulka Tab. 3.

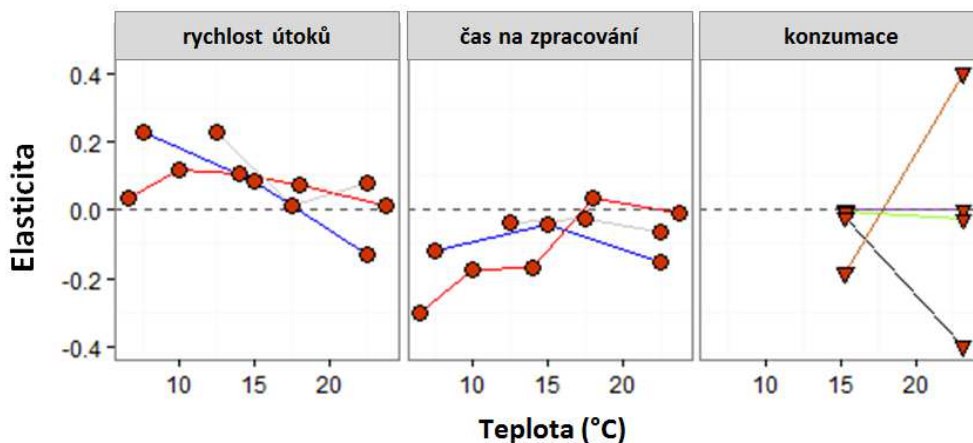


Obr 13. Vliv turbidity na rychlost útoků ($L \cdot h^{-1}$), úspěšnost chycení kořisti (%), čas na zpracování kořisti (h), rychlost konzumace (počet jedinců kořisti. h^{-1}), reakční vzdálenost predátora (cm), čas potřebný k nalezení kořisti (h) a intenzitu útoků (počet útoků. h^{-1}). Pro zjednodušení je použita závislost $1 \text{ NTU} = 1 \text{ JTU}$. Symboly: kořist = bezobratlí (kruh), směs bezobratlých a obratlovců (kosočtverec) nebo obratlovci (trojúhelník); predátoři = bezobratlý (červená výplň) nebo obratlovec (zelená výplň). Data z jednoho experimentu, případně navíc se stejnými hodnotami vedlejších faktorů, jsou spojena čarou stejné barvy.

Z uvedených studií je možné kvantifikovat vliv turbidity na celkem sedm parametrů charakterizujících dílčí procesy predace (Obr. 13). Elasticita vlivu turbidity na procesy predace není příliš vysoká: hodnoty turbidity mají velký rozsah, a proto lze očekávat, že relativní změny v jednotlivých procesech způsobené rozdílem 1 NTU budou malé. Hodnoty

procesů predace, které se nápadně vychylují oproti ostatním datům, jsou pravděpodobně ovlivněné náhodnou variabilitou. Nejvíce je ve srovnání s ostatními zkoumanými procesy predace ovlivněna rychlost konzumace. Konzumace může s rostoucí turbiditou v závislosti na druhé proměnné, se kterou byla v experimentech kombinována (intenzita světla, zbarvení kořisti, způsob detekce kořisti, typ turbidity, hustota kořisti) klesat i růst, převažuje ale spíše negativní efekt turbidity (Obr. 13). Rostoucí turbidita mírně prodlužuje reakční vzdálenost predátora a čas potřebný k nalezení kořisti. Z jednoho dostupného experimentu (Zamor a Grossman 2007) vyplývá, že ve středních hodnotách turbidity (kdy také dochází k jejímu nejvyššímu subjektivnímu nárůstu, viz Obr. 19 a 20) klesá úspěšnost chycení kořisti. Data zjišťující vliv turbidity na rychlost útoků a čas na zpracování kořisti zobrazená v grafech jako jednotlivé body náleží jediné studii provedené na okounech *Perca fluviatilis* pro dvě blízké hladiny turbidity (3 NTU a 25 NTU); výsledky naznačují, že turbidita parametry funkční odpovědi ovlivňuje relativně málo (Obr. 13).

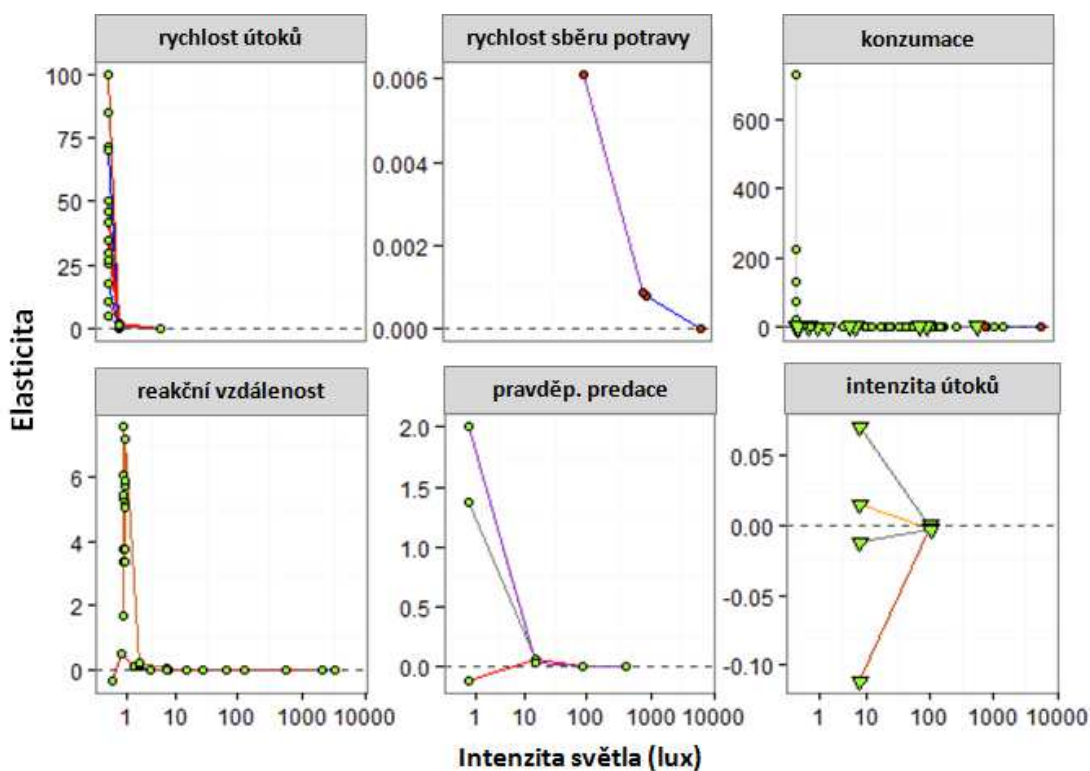
Turbidita měla slabý vliv také na znakoplavky *N. glauca* v pokusu v rámci mé bakalářské práce. Rychlost útoků i čas na zpracování kořisti byly ve třech zkoumaných hladinách turbidity podobné, ale naopak u larev vážek *S. danae* rychlost útoků mírně klesala.



Obr. 14. Vliv teploty (°C) na rychlost útoků ($L \cdot h^{-1}$), čas potřebný ke zpracování kořisti (h) a konzumaci (počet jedinců kořisti $\cdot h^{-1}$). Symboly a čáry viz Obr. 13.

Zde uvedené ilustrativní práce zabývající se vlivem teploty na intenzitu predace zkoumaly její vliv na parametry funkční odpovědi a míru konzumace kořisti (Obr. 14). Tyto výsledky ilustrují, že s rostoucí teplotou rychlost útoků nejprve roste, ale při vysokých teplotách zůstává téměř konstantní nebo i klesá, zřejmě v důsledku dosažení horního prahu termálního okna (Obr. 14) (Gresens a kol. 1982, McCoull a kol. 1998, Thompson 1978). Čas

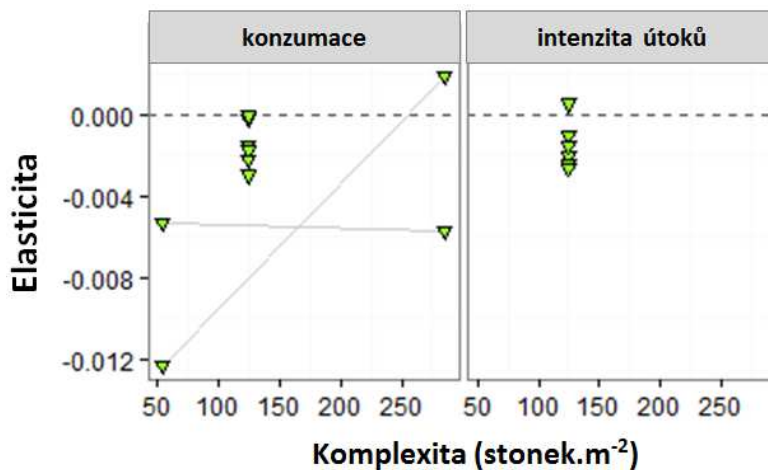
na zpracování kořisti se s rostoucí teplotou naopak zkracuje; pravděpodobně kvůli rychlejší metabolické aktivitě predátora. Celková konzumace může růst i klesat v závislosti na dalších proměnných, např. zde zkoumané velikosti kořisti. Celkově je ale elasticita těchto tří procesů/parametrů predace vzhledem k teplotě poměrně nízká (Obr. 14).



Obr 15. Vliv intenzity světla (lux) na rychlost útoků ($L \cdot h^{-1}$), rychlost sběru potravy ($L \cdot h^{-1}$), konzumaci (počet jedinců kořisti. h^{-1}), reakční vzdálenost predátora (cm), pravděpodobnost predace a intenzitu útoků (počet útoků. h^{-1}). Z dat jsem odstranila dvě extrémní hodnoty (viz Obr. 1 v práci Ryer a Olla 1999), kdy se ve velmi nízké intenzitě světla mírně měnila míra konzumace, která po přepočtu na elasticitu dosahovala extrémně vysokých hodnot. Symboly a čáry viz Obr. 13.

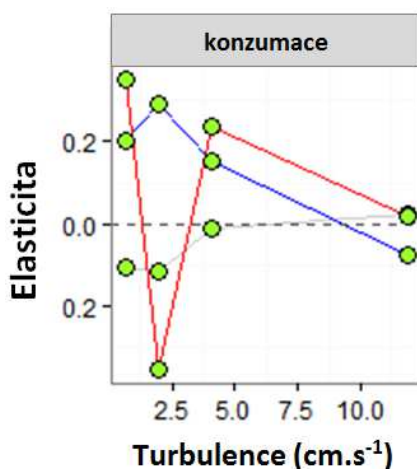
Mnohem citlivější jsou dílčí procesy predace, zejména rychlost konzumace a rychlost útoků, na změny intenzity světla (Obr. 15). Obě rychlosti přitom výrazně rostou při přechodu z úplné tmy do šera, ale při dostatečném osvětlení už se reakce predátorů výrazněji nemění (Obr. 15). Vliv intenzity světla na reakční vzdálenost predátora (zkoumaný ovšem pouze v práci Richmond a kol. (2004)) a na pravděpodobnost predace je kvalitativně podobný jako vliv rostoucí turbidity na rychlost konzumace a rychlost útoků. Reakční vzdálenost a pravděpodobnost predace také rostou při přechodu z úplné tmy do šera a při vyšší intenzitě

světla nejsou téměř ovlivněné; zjištěné hodnoty elasticity jsou však oproti vlivu světla na konzumaci a rychlost útočení o jeden až dva řády nižší. Malý vliv má intenzita světla také na intenzitu útoků a na rychlost sběru potravy (Obr. 15).



Obr. 16. Vliv komplexity prostředí (stonek.m⁻²) na konzumaci (počet jedinců kořisti.h⁻¹) a intenzitu útoků (počet útoků.h⁻¹). Symboly a čáry viz Obr. 13.

Nalezla jsem pouze dvě studie (Einfalt a kol. 2012, Ferrari a kol. 2014) zkoumající vliv kvantifikovatelné komplexity prostředí na konzumaci predátorů (Obr. 16). S rostoucí komplexitou prostředí konzumace predátorů mírně klesala nebo byla téměř konstantní. Intenzita útoků byla komplexitou prostředí ovlivněna podobně (t.j. jen málo) jako konzumace. Výsledné hodnoty konzumace a intenzity útoků jsou v práci Einfalt a kol. (2012) velmi podobné, zřejmě díky velmi vysoké úspěšnosti útoků predátorů (Obr. 16).



Obr. 17. Vliv turbulencí (cm.s⁻¹) na konzumaci (počet jedinců kořisti.h⁻¹). Symboly a čáry viz Obr. 13.

Na závěr tohoto kvantitativního srovnání uvádím i výsledky studie, která se zabývala vlivem kombinace turbidity a turbulencí na konzumaci okounů *Perca fluviatilis* (Pekcan-Hekim a kol. 2013). Rostoucí turbulence v průměru mírně zvyšovaly konzumaci predátora, ale pro některé kombinace dalších faktorů ji naopak snižovaly; výsledný efekt pro nejvyšší hodnoty turbulence nad $10 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ byl víceméně nulový (Obr. 17).

Žádná z výše uvedených studií nezkoumala vliv kombinace teploty a turbidity prostředí na konzumaci predátorů. Pouze Zamor a Grossman (2007) zkoumali vliv turbidity na úspěšnost chycení kořisti a na reakční vzdálenost predátora ve dvou ročních obdobích v teplotách kolem 12°C a 18°C . Sledování vlivu teploty však nebylo hlavním cílem jejich práce. S rostoucí turbiditou v jejich experimentu klesala úspěšnost chycení kořisti a prodlužovala se reakční vzdálenost predátora, zatímco teplota neměla na konzumaci téměř žádný vliv.

3. Materiál a metody

V návaznosti na hlavní témata vytyčená v rámci literární rešerše jsem pomocí laboratorních pokusů zjišťovala, jakou roli hraje vliv zvýšené turbidity vody a teploty v predačním chování vybraných druhů predátorů.

3. 1. Modelové organismy

Jako kořist jsem použila hrotnatky velké (*Daphnia magna*), které patří mezi perloočky (Cladocera). Hrotnatky se hojně vyskytují ve všech stojatých a mírně tekoucích vodách a patří mezi nejběžnější potravu většiny ryb a řady bezobratlých živočichů. Nejvýraznějším znakem na okrouhlém těle perlooček je pár rozeklaných tykadel, která fungují jako vesla, slouží k pohybu a udržují perloočky ve vodním sloupci. Prodloužená hlava je opatřena zakrnělými tykadly se štětinami, které slouží jako smyslové orgány detekující predátory. Tělo je chráněno dvouchlopňovým krunýřem vybíhajícím v zadní části těla v osten (spina), který znesnadňuje manipulaci predátorům (Lass a Spaak 2003). U hrotnatek jsou běžné změny tvaru těla v závislosti na podmínkách, kde žijí (tzv. cyklomorfóza) a denní migrace ve vodním sloupci. Pokud nezaznamenají přítomnost chemických látek vylučovaných rybami, krmí se přes den u hladiny. Pokud zaznamenají přítomnost ryb, pohybují se přes den u dna a potravu získávají přes noc, kdy nejsou ohroženy predátory. Ve vodě s rybami také dospívají perloočky při menší velikosti a produkují větší množství drobných potomků. V ohrožení mohou dospělé perloočky vybavit svá mláďata mechanismy, které jim mohou pomoci při úniku nebo při obraně proti predátorům (např. zvětšení a zesílení hlavového krunýře, ostny na krunýři nebo na hlavě apod.) (Lass a Spaak 2003).

Jako predátory jsem v experimentu použila poslední larvální stádia tří druhů vážek rodu *Sympetrum* (Odonata: Libellulidae). Vážky patří do skupiny velkého okřídleného dravého hmyzu s protáhlým tělem. Larvy vážek se líhnou z vajíčka ve vodě nebo v blízkosti vody a po vylíhnutí se vyvíjí ve vodě. Vývoj probíhá proměnou nedokonalou a svlékání může probíhat 10-15krát (Hanel a Zelený 2000). Spodní pysk je u larev přetvořen ve vychlípitelné uchvacovací zařízení, tzv. masku, která slouží k lovu potravy. Masku dokážou vymrstit za 25 milisekund až do vzdálenosti jedné třetiny svého těla a kořist si s její pomocí přitáhnout k ústům. Převážná většina larev se živí aktivní kořistí, kterou

detekují tak, že zpozorují její pohyb. Nejčastěji využívají k detekci kořisti zrak. Typickým způsobem získávání kořisti je útok ze zálohy, kdy larvy vyčkávají a při vhodné příležitosti zaútočí (Corbet 2004). Nejčastější potravou larev vážek jsou larvy jiného vodního hmyzu nebo korýši. Velké druhy jsou schopné ulovit i pulce, larvy čolků nebo malé rybky (Zahradník a Severa 2004). Před posledním svlékáním do dospělce přestává larva přijímat potravu a vylézá na stonky rostlin nebo na břeh.

Larvy všech tří druhů vážek rodu *Sympetrum* (vážky obecné *S. vulgatum* (L., 1758), vážky rudé *S. sanguineum* (O. F. Müller, 1764) a vážky tmavé *S. danae*) použitých v experimentu jsou snadno zaměnitelné. Nejspolehlivějším způsobem rozeznávání larev vážek je genetická analýza (Corbet 2004), další možností je sledování rozdílů v morfologii zadečkových článků larev, které jsou ale dostatečně průkazné pouze u předposledního a posledního stádia (Febria a kol. 2005). Vyskytují se jednotlivě v menších populačních hustotách téměř všude po ČR, preferují kyselé a mělké vody a nejsou chráněné (Zahradník a Severa 2004).

3. 2. Sbíráání a uchování živočichů před pokusem

Perloočky byly nasbírané na Vrbenských rybnících v Českých Budějovicích konkrétně v rybníce Domin (49° 0' 15,166" severní šířky, 14° 26' 18,402" východní délky). Poté byly přeneseny do klimaboxu na Entomologickém ústavu BC AV ČR v Českých Budějovicích. Perloočky jsem chovala v teplotě 20,1±0,84°C (průměr ± 1 SD).

Do pokusů jsem používala jedince o velikosti přibližně 0,7 mm, které jsem získala dvěma způsoby. Buď jsem chovala gravidní matky, které jsem získala přecezením přes sítku o velikosti ok 2mm. Ty, které se zachytily na sítku, jsem chovala v nádobách o objemu 5l a každý den jsem je krmila šesti kapátky řasy rozmíchané ve vodě. Čekala jsem, dokud se nenarodí mladé perloočky. Když se narodily, snažila jsem se je chovat do té doby, než měly příslušnou velikost, což bylo přibližně 4-6 dní po narození. Umístila jsem je do nádob o objemu 1l naplněných přibližně 800ml vody a do každé nádoby jsem přidala jako krmení tři kapátka řasy. Druhým způsobem jsem získávala perloočky tak, že jsem je po přivezení z terénu přecedila přes síta o velikosti ok v rozmezí 620µm a 810µm. Získanou velikostní frakci jsem umístila do nádob o objemu 1l a krmila stejně jako perloočky získané prvním způsobem. Většinu perlooček použitých v pokusu jsem získala tímto druhým způsobem.

Larvy vážek byly nasbírané pomocí cedníku v tůňích v pískovně Cep I. u Suchdola nad Lužnicí (48° 55' 4,515" severní šířky, 14° 53' 1,833" východní délky) na Třeboňsku a

také přemístěné do klimaboxu na Entomologickém ústavu BC AV ČR v Českých Budějovicích. Predátory jsem chovala v klimatických skříních s přibližnou teplotou 18°C a 22°C. Predátory v posledním larválním stádiu (F-0) jsem chovala v teplotě 18°C, aby se zpomalil jejich vývoj a larvy mohly být testované ve stejném ontogenetickém stádiu (F-0). Predátory v předposledním stádiu (F-1) jsem naopak chovala v teplotě 22°C, aby se jejich vývoj urychlil a mohli být co nejdříve použiti v pokusech. Jedinci, kteří se čerstvě svlékli do posledního stádia, byli přesunuti do klimatických skříní s teplotou 18°C a byli další 3–4 dny krmeni a až potom použiti v pokusu.

Larvy byly chované v bílých kelímcích o objemu 0,2 l naplněných ze tří čtvrtin vodou s kouskem mechu *Fontinalis antipyretica*. Výměna vody probíhala přibližně po 5-6 dnech. Minimálně 4 dny před pokusem byly larvy každý den krmeny perloočkami, tedy stejnou potravou, která pak byla použita jako kořist v pokusech. Perloočkami byly krmeny i předtím, pouze v případě nedostatku perlooček, byli někteří jedinci v této době krmeni pakomáry.

Den před pokusem byli predátoři přemístěni do prostředí s průměrnou teplotou 19,28°C a krmeni *ad libitum* perloočkami. V den pokusu byli predátoři 1 hodinu před zahájením pokusu přemístěni do experimentální teploty.

3.3. Experiment

Pro vytvoření turbidity jsem použila jíl z pískovny Cep I. u Suchdola nad Lužnicí. Po uschnutí jsem jíl prosela přes sítko o velikosti ok 0,25 mm a získanou frakci jsem pečlivě rozmíchala v odstáté vodovodní vodě. Pokusy jsem prováděla v odstáté vodovodní vodě a v turbidní vodě, která vznikla rozpuštěním 2,7 g jílu v 1 litru čisté odstáté vody (při teplotě 18,5°C byla v takto připravené turbidní vodě naměřená vodivost vody 235 $\mu\text{S cm}^{-1}$, obsah kyslíku 9,69 mg O₂ L⁻¹ a pH 7,88). Turbidita v průběhu pokusu mírně klesala kvůli usazování jílu u dna, na začátku se pohybovala v rozmezí 1000-1200 NTU (viz Obr. 20 f).

Pokus probíhal ve dvou experimentálních teplotách: 17,9±0,12°C a 21,9 ± 0,12°C (jedná se o celkové průměrné teploty v daném teplotním režimu; nadále kráceno jako 18°C a 22°C). Teplotu jsem měřila uvnitř klimatických skříní v policích, kde probíhaly pokusy. Teplota mírně kolísala, ale pouze v malém měřítku a na výsledky to nemá vliv.

Před pokusem se každé experimentální nádobě náhodně přiřadily hladiny početnosti kořisti (10, 40, 100 jedinců), různé teploty (18°C a 22°C), predátor (*S. danae*, *S. sanguineum*, *S. vulgatum*) a čistá nebo turbidní voda. Vzniklo tak 36 různých kombinací.

Provedla jsem celkem 442 pokusů, z toho s larvami vážky *S. vulgatum* 84 pokusů, s larvami *S. sanguineum* 166 pokusů a s larvami *S. danae* 192 pokusů. Rozdíly v počtech odpovídají zastoupení jednotlivých druhů na dané lokalitě. Zatímco larvy vážek *S. vulgatum* bylo obtížné v terénu najít a pravděpodobně se na dané lokalitě nacházely v menším množství, larvy vážek *S. sanguineum* a *S. danae* byly poměrně hojné. Také jsem provedla kontrolní pokusy v čisté i turbidní vodě při obou teplotách bez přítomnosti predátora, abych zjistila případnou morální kořisti. Kontrolu jsem prováděla vždy s 10 jedinci kořisti, celkem jsem provedla 63 kontrolních pokusů.

Založení pokusu

Pokusy probíhaly od 6. 7. 2014 do 26. 7. 2014. Každý pokus vždy trval 7 hodin a probíhal za světla v průsvitných plastových nádobách o rozměrech přibližně 6 x 8 x 10 cm (šířka x délka x výška) a o objemu 500 ml. Každá nádoba byla odměrkou naplněna 400ml čisté nebo turbidní vody. Do každé nádoby jsem vhodila kousek mechu *Fontinalis antipyretica* a jednotlivé nádoby jsem obestavila kartonem, aby dovnitř ze stran nepronikalo světlo.

Perloočky vhodné velikosti jsem odpočítala pomocí kapátka a vpouštěla je do experimentálních nádob. Přibližně po 3 minutách jsem do pokusné nádoby přidala predátora. Po 30 minutách pokusu jsem zkontrolovala, jestli se některé perloočky nezachytily v povrchové blance vody. Pokud ano, byly z pokusu kapátkem odstraněny a nahrazeny stejným počtem nových perlooček. Díky metodě vpouštění perlooček do pokusné nádoby aniž by se naskytla možnost vytvoření vzduchové bubliny a následného zachycení kořisti u hladiny, byl počet perlooček zachycených v povrchové blance zanedbatelný.

Ukončení pokusu

Po uplynutí doby trvání pokusu jsem z každé nádoby pomocí pinzety vyndala predátora, opláchla ho v čisté vodě pro zachycení všech perlooček a následně usmrtila zmražením při teplotě -20°C.

Po odstranění predátora jsem vodu z každé nádoby opatrně přelila přes sítko s velikostí ok 0,25 mm, aby se na něm zachytily zbývající perloočky a zkontrolovala, že se žádné perloočky nezachytily na stěnách nádoby. Potom jsem zaznamenala množství mrtvé (nehybné) i živé nesežrané kořisti.

3. 4. Testovaná hypotéza

Hlavní testovanou hypotézou bylo, jestli má rostoucí turbidita vody, která snižuje viditelnost, negativní vliv na predaci u larev tří druhů vážek rodu *Sympetrum* v souladu s podobnými výsledky u ryb. U ryb velmi záleží na tom, jak detekují svou kořist. Cílem bylo zjistit, zda bude úspěšnost získání kořisti u larev vážek také ovlivněna detekčním mechanismem, který je pravděpodobně u všech tří druhů stejný. Pokud by měla turbidita na larvy tří zkoumaných druhů vážek rozdílný vliv, důvodem by mohlo být používání rozdílných detekčních mechanismů, odlišných potravních strategií nebo vzájemné pozitivní nebo negativní interakce v závislosti na tom, zda obývají společný habitat a konkurují si. Další testovanou hypotézou bylo, jestli ve vyšší teplotě predátor zkonzumuje více kořisti díky rostoucí metabolické aktivitě. Jelikož jsou testované larvy vážek blízce příbuzné, předpokládala jsem, že bude jejich citlivost metabolismu a chování vůči teplotě podobná.

3. 5. Zpracování dat

Statistická analýza zjišťující vliv zkoumaných abiotických faktorů na predaci larev vážek rodu *Sympetrum* byla rozdělena do dvou kroků. Nejprve jsem pomocí zobecněného lineárního modelu (GLM) s quasibinomickým rozdělením, zohledňujícím nadměrnou disperzi reziduí při použití binomického rozdělení, a logistickou link funkcí (Zuur a kol. 2009) provedla analýzu vlivu druhu predátora, turbidity, teploty, počátečního hustoty kořisti a všech jejich interakcí na poměr sežrané kořisti. Z plného modelu obsahujícího všechny interakce vysvětlujících proměnných jsem postupným odstraňováním nejméně významných vysvětlujících proměnných a jejich interakcí dospěla k nejvíce parsimonnímu modelu. Významnost vysvětlujících proměnných nebo jejich interakcí byla přitom hodnocena pomocí F-testu (balíček *anova*).

Analogické analýzy jsem pak provedla pro jednotlivé podmnožiny celkových dat, ve kterých jsem se zaměřila buď na jednotlivé druhy predátorů, nebo na jednotlivé hustoty kořisti. Pokud se množství sežrané kořisti při její dané hustotě významně lišilo mezi jednotlivými druhy predátorů, použila jsem *post-hoc* Tukeyho test ke zjištění, které dvojice druhů predátorů se signifikantně liší. Všechny analýzy byly provedené pomocí programu R verze 2.15.3 (R Core Team, 2013).

4. Výsledky

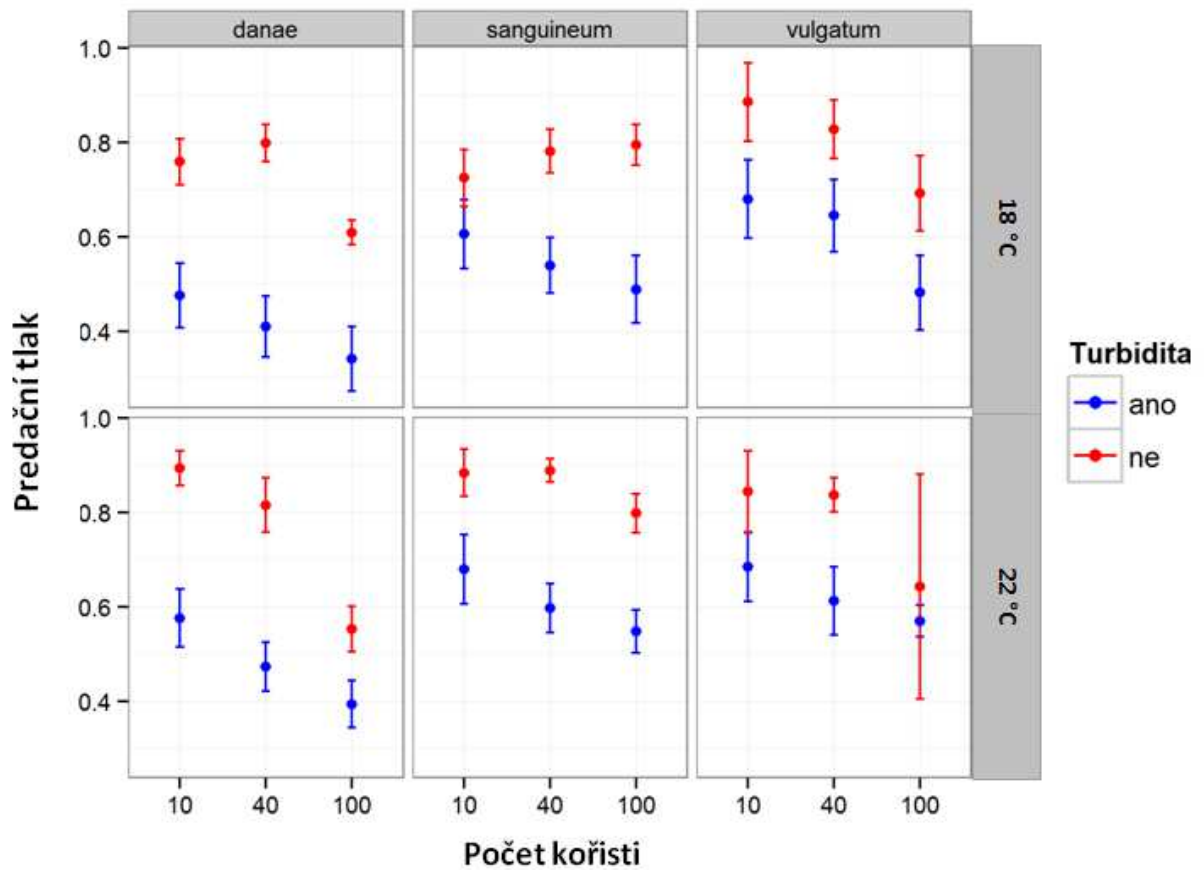
Průměrný predační tlak larev všech tří druhů definovaný jako poměr sežrané kořisti vzhledem k její počáteční hustotě se pohyboval mezi 0,34–0,89 (Obr. 18). Teplota neměla téměř nikdy výrazný vliv na predaci. Predátoři konzumovali kořist stejně intenzivně v obou teplotách (GLM model pro jednotlivé druhy zahrnující teplotu, počáteční hustotu kořisti a turbiditu jako vysvětlující proměnné, *S. danae*: $F_{1,189} = 1,42$, $P = 0,23$; *S. sanguineum*: $F_{1,219} = 2,93$, $P = 0,08$; *S. vulgatum*: $F_{1,96} = 2,23$, $P = 0,14$). Podobné výsledky jsem získala i při omezení analýzy na jednotlivé počty kořisti (GLM model zahrnující identitu predátora, teplotu a turbiditu jako vysvětlující proměnné, 40 jedinců kořisti: $F_{1,179} = 2,12$, $P = 0,146$; 100 jedinců kořisti: $F_{1,141} = 1,43$, $P = 0,23$). Pozitivní vliv rostoucí teploty se ukázal pouze v případě, kdy měl predátor k dispozici 10 jedinců kořisti (GLM model zahrnující identitu predátora, teplotu a turbiditu jako vysvětlující proměnné: $F_{1,184} = 5,65$, $P = 0,018$).

Na konzumaci všech tří druhů měla rozdílný vliv počáteční hustota kořisti. Poměr zkonzumované kořisti výrazně klesal s rostoucí hustotou kořisti u predátorů *S. danae* ($F_{1,188} = 35,52$, $P < 10^{-7}$) a *S. vulgatum* ($F_{1,95} = 9,29$, $P = 0,003$). Naopak konzumace larev *S. sanguineum* byla ve všech hustotách kořisti téměř stejná ($F_{1,218} = 1,22$, $P = 0,27$).

Konzumace se také výrazně lišila mezi jednotlivými druhy podle počtu kořisti na počátku pokusu. Při počtu 10 jedinců kořisti byla konzumace všech larev tří druhů vážek podobná (GLM model zahrnující identitu predátora, teplotu a turbiditu jako vysvětlující proměnné: $F_{2,182} = 1,25$, $P = 0,29$), ale ve vyšších hustotách kořisti vznikaly znatelné rozdíly. V pokusech s vyšším počátečním množstvím kořisti se již predační tlak jednotlivých druhů lišil (GLM model zahrnující identitu predátora, teplotu a turbiditu jako vysvětlující proměnné: 40 jedinců kořisti: $F_{1,177} = 3,17$, $P = 0,044$; 100 jedinců kořisti: $F_{2,139} = 19,25$, $P < 10^{-7}$). V těchto hustotách kořisti byla konzumace larev *S. vulgatum* větší než konzumace larev *S. danae* (Tukeyho test, 40 jedinců kořisti: $z = 2,52$, $P = 0,03$; 100 jedinců kořisti: $z = 3,32$, $P = 0,002$) a larvy *S. danae* také konzumovaly méně kořisti než *S. sanguineum* při počtu kořisti 100 jedinců (Tukeyho test, $z = 5,78$, $P < 0,001$).

V čistě vodě konzumovaly jednotlivé druhy predátora mnohem více kořisti než v turbidní vodě (GLM model pro jednotlivé druhy zahrnující teplotu, počáteční hustotu kořisti a turbiditu jako vysvětlující proměnné, *S. danae*: $F_{1,187} = 90,09$, $P < 10^{-15}$; *S. sanguineum*: $F_{1,217} = 91,84$, $P < 10^{-15}$; *S. vulgatum*: $F_{1,94} = 29,94$, $P < 10^{-6}$). Konzumace

klesala s rostoucí turbiditou při všech počátečních hustotách kořisti (GLM model zahrnující identitu predátora, teplotu a turbiditu jako vysvětlující proměnné, 10 jedinců kořisti: $F_{1,181} = 32,01$, $P < 10^{-7}$; 40 jedinců kořisti: $F_{1,176} = 81,2$, $P < 10^{-15}$; 100 jedinců kořisti: $F_{1,138} = 65,3$, $P < 10^{-12}$). Larvy *S. danae* konzumovaly nejméně kořisti ze všech tří zkoumaných druhů.



Obr. 18. Vliv turbidity (ano = hladina turbidity 2,7 g jílu na 1 l vody, ne = čistá voda) a teploty (18°C a 22°C) na predační tlak larev vážek *S. danae*, *S. sanguineum* a *S. vulgatum* vyjádřený jako poměr sežraných perlooček *Daphnia magna* vůči jejich počátečnímu počtu.

5. Diskuze

Abiotické faktory mají rozhodující vliv na výsledek predace vodních živočichů, především na jejich chování během predace (na hledání, detekci, intenzitu setkávání, útočení), na zpracování kořisti a na následné získání potřebné energie (Bergman 1988, Cerri 1983, Richmond a kol. 2004). Znalosti o tom, jak jsou interakce ovlivněny rozdíly mezi habitaty, jsou rozhodující pro zjišťování hodnot příjmu a výdaje energie predátora (Pawar a kol. 2012).

5.1. Vliv turbidity vody

Jedním z hlavních důvodů, proč jsou někteří predátoři při hledání kořisti úspěšnější než jiní, je způsob detekce kořisti. Větší aktivitu vykazují většinou kořisti a úkolem predátora je zaznamenat její pohyb. Přírodným prostředím vizuálně lovicích predátorů je čistá nebo mírně zakalená voda. Rostoucí turbidita tyto predátory negativně ovlivňuje, protože zhoršuje viditelnost, kořist není dobře rozeznatelná od prostředí (Granqvist a Mattila 2004, Horppila a kol. 2004) a snižuje se pravděpodobnost setkání predátora a kořisti (Abrahams a Kattenfeld 1997, Barrett a kol. 1992, Pangle a Peacor 2009, Quesenberry a kol. 2007, Ryer a Olla 1999, Utne 1997).

Vliv turbidity vody ve vodním prostředí byl zkoumán častěji na rybách než na bezobratlých predátorech. V porovnání s jinými bezobratlými živočichy se řada studií věnovala vlivu viditelnosti na predaci znakoplavek, u nichž může hrát viditelnost v predačním chování významnou roli (Diéguez a Gilbert 2003, Gergs a kol. 2010). U znakoplavek *Notonecta maculata* Fabricius, 1794, byla predace negativně ovlivněna zhoršenou viditelností a jsou tedy typickým příkladem predátorů, kteří využívají hlavně zrak (Gergs a kol. 2010). Podobné chování jako znakoplavky *N. maculata* vykazují některé druhy ryb detekujících kořisti pomocí zraku (plotice, cejni, okouni). Znakoplavky *Notonecta glauca* se v mém předchozím pokusu chovaly jinak než *N. maculata* (Podhradská 2012). Rostoucí turbidita neměla na intenzitu útočení ani na predaci znakoplavek *N. glauca* velký vliv, protože nejspíš využívají k detekci kořisti nejen zrak, ale i jiné mechanismy (Podhradská 2012). Nejpravděpodobněji se jedná o mechanoreceptory, které zaznamenávají turbulence způsobené pohybem kořisti (Reichholf-Riehm a kol. 1997). Podobné chování

vykazují i některé larvy vážek (například rod *Libellula* L., 1758) nebo ryby, které se živí drobným zooplanktonem, který je zrakem obtížně detekovatelný.

Ryby mohou využívat kromě mechanoreceptorů ještě postranní čáru nebo chemoreceptory. Meager a kol. (2005) ve své studii ukázali, že u obratlovců může být někdy výhodnější v zakalené vodě používat zrak, protože přítomnost příliš velkého množství chemických látek ve vodě může jednice využívající chemoreceptory mást. Nenalezla jsem žádnou studii, která by zkoumala používání chemoreceptorů u bezobratlých živočichů a zobecnila nebo vyvrátila u nich předchozí tvrzení.

Vliv turbidity na konzumaci larev vážek rodu *Sympetrum* v mém experimentu se shodoval s výsledky ostatních studií, t.j. rostoucí turbidita snižovala míru predace (viz Obr. 13 a 18). Moje výsledky tedy naznačují, že používají k detekci kořisti převážně zrak (viz podobné výsledky pro *N. maculata* v práci Gergs a kol. 2010). V přirozených podmínkách obývají druhy rodu *Sympetrum* poměrně čisté vody a pravděpodobně nejsou schopné v turbidní vodě kořist zaznamenat stejně dobře jako v čisté vodě. Snížená predace larev vážek rodu *Sympetrum* v zakalené vodě ale nemusí být způsobena jen neschopností predátora zaznamenat kořist. Je také možné, že larvy vážek úspěšně detekovaly kořist a intenzivně útočily, ale rostoucí turbidita a zhoršující se viditelnost snižovaly úspěšnost útoků a konečná predace byla nízká (Wellington a kol. 2010).

Dalším důvodem neúspěšné predace zkoumaných predátorů mohlo být chování kořisti. Pokud kořist predátora zaznamená jako první, má šanci mu uniknout. Perloočky zjišťují přítomnost predátorů pomocí chemoreceptorů, a pokud predátora zaznamenají, změni své chování a snaží se být co nejméně nápadné. Například se mohou v experimentu pohybovat u dna, u hladiny nebo kolem stěn pokusné nádoby a tím predátorovi znesnadňovat ulovení. Na druhou stranu zhoršená viditelnost může mít na kořist i negativní vliv. V zakalené vodě se mohou perloočky cítit méně ohrožené a pak se nemusí chovat stejně jako v čisté vodě (Abrahams a Kattenfeld 1997). Pokud necítí riziko predace, mohou snižovat své antipredační chování a pohybovat se v celém vodním sloupci a ne u dna jako za běžných podmínek (Abrahams a Kattenfeld 1997, Utne 1997). Proto nemusí být predace u některých živočichů, jako jsou například znakoplavky nebo některé ryby, turbiditou negativně ovlivněna. Chování kořisti a predátora v turbidní vodě ale bylo v mých pokusech obtížné vizuálně sledovat, protože zvolená hladina turbidity byla poměrně vysoká. Pro další zjišťování vlivu zakalené vody na organismy by bylo vhodné provést behaviorální pokus s vhodným zařízením, které by umožnilo zaznamenat jejich chování.

5. 2. Vliv heterogenity a komplexity prostředí

Dalším faktorem, který může mít vliv na predaci, je typ prostředí a heterogenita a komplexita prostředí. Pro larvy vážek rodu *Sympetrum* je typickým habitatem voda s heterogenním prostředím. V mém pokusu jsem zjistila, že v prostředí bez vegetace turbidita negativně ovlivňuje predaci larev vážek rodu *Sympetrum*. Je možné, že pokud bych provedla experimenty s turbidní vodou v prostředí s vegetací, výsledky by se oproti experimentům bez vegetace výrazně lišily, protože larvy vážek jsou predátoři, kteří loví ze zálohy (Boukal 2014) a vegetace pro ně tvoří ideální prostředí, kde mohou schovaní čekat na svou kořist. Mnoho ryb a bezobratlých živočichů, včetně zmíněných znakoplavek rodu *Notonecta*, loví aktivním pronásledováním a mají v heterogenním prostředí nevýhodu, protože vegetace omezuje jejich pohyb. Vizuálně lovící predátoři mohou být znevýhodněni, pokud nemají dostatečně velké zorné pole a nedokážou kořist lokalizovat (Boukal 2014, Klecka a Boukal 2014). Predátoři využívající mechanoreceptory mohou být v nevýhodě, pokud vegetace ruší vibrace produkované kořistí nebo znesnadňuje její lokalizaci.

5. 3. Vliv teploty

Pro všechny organismy je nejvýhodnější vyskytovat se a interagovat v optimální teplotě (Pörtner a kol. 2006). Podle převážné většiny zdrojů o vlivu teploty na predaci živočichů platí, že s rostoucí teplotou roste konzumace, dokud teplota nedosáhne k horní hranici termálního okna (Anderson a kol. 2001). Teplota urychluje metabolickou aktivitu, tím zrychluje trávení a vylučování, predátor dříve hladoví a hledá novou kořist (Anderson a kol. 2001, Gresens a kol. 1982, McCoull a kol. 1998). Většina ektotermních živočichů, kam patří také larvy vážek a perloočky, spoléhá na příjem tepla z okolního prostředí a v nižších teplotách se zvyšuje šance, že kořist unikne a predátor bude neúspěšný (Dell a kol. 2014). U vodních bezobratlých živočichů s rostoucí teplotou roste intenzita útočení a zkracuje se čas potřebný na zpracování kořisti. Teplota tedy ovlivňuje všechny komponenty funkční odpovědi.

Teplota má také pozitivní vliv na růst a vývoj predátorů a kořisti. S rostoucí teplotou roste kořist rychleji, predátor ji detekuje na delší vzdálenost a zvyšuje se intenzita setkávání (Dell a kol. 2014, Rall a kol. 2011). Na druhou stranu může být rychleji rostoucí kořist nevýhodou, protože je schopná rychleji se pohybovat a uniknout (Anderson a kol. 2001).

V mém experimentu byly použité jako kořist perloočky *Daphnia magna* přibližně stejné velikosti 0,7 mm a velikost těla kořisti proto neměla na výsledky vliv.

Rostoucí teplota může být prospěšná nejen pro predaci, ale i pro zvýšení celkové fitness. Například bakterie *Escherichia coli* Escherich, 1885, mají vyšší fitness v teplotě 41,5°C než v teplotě 32,5°C. Avšak bakterie chované v teplotě 50°C, která už se pohybuje okolo horní hranice termálního okna, už nejsou schopné žít a rozmnožovat se stejně dobře, jako bakterie chované v rozmezí termálního okna (Leroi a kol. 1994).

V souladu s terénním pozorováním jsem predaci larev vážek rodu *Sympetrum* v mém experimentu zkoumala v teplotách (18°C a 22°C), ve kterých se běžně vyskytují ve svém přirozeném prostředí. Larvy vážek rodu *Sympetrum* jsou relativně teplomilné a nejčastěji obývají mělké mikrohabitaty s teplotou do 25°C (D. Boukal, osobní sdělení). Zatímco Anderson a kol. (2001) ukázali, že rostoucí teplota zvyšuje konzumaci, dokud nepřesáhne horní hranici termálního okna, na larvy vážek rodu *Sympetrum* v mém pokusu neměla teplota vliv. Tento rozdíl ve vlivu teploty na intenzitu predace vznikl zřejmě díky relativně malému rozmezí teplot v mém experimentu. Lze předpokládat, že pokud bych zvolila rozdílnější experimentální teploty, zjistila bych podobné výsledky, t.j. intenzita predace by v rámci teplotního okna rostla s teplotou.

5. 4. Vliv experimentálního prostředí a uspořádání

Experimenty zkoumající vliv abiotických faktorů na chování organismů jsou prováděny v laboratořích nebo v terénu. V laboratořích jsou podmínky upravené a mohou proto zkreslovat skutečné chování některých živočichů (Gvoždík a kol. 2007, Gvoždík a Van Damme 2008). V přirozených podmínkách má predátor k dispozici obvykle různou kořist a v případě potřeby je schopný přejít z jednoho typu kořisti na druhý. Většina predátorů je také zvyklá hledat kořist ve větších objemech vody při různé viditelnosti (Grecay a Targett 1996). Takové podmínky predátoři v laboratorních pokusech obvykle nemají. V laboratorních pokusech také není příliš často zkoumaná kompetice mezi predátory nebo preference prostředí, kde dochází k predaci (Febria a kol. 2005) a predátoři jsou pak v laboratorních pokusech ve výhodě, protože nejsou těmito faktory omezováni.

Většina experimentů zkoumajících například vliv teploty na interakce mezi predátorem a kořistí je prováděna v laboratořích (Anderson a kol. 2001, Gilioli a kol. 2005, Jafari a kol. 2012, Jalali a kol. 2010, Mahdian a kol. 2006, McCoull a kol. 1998), které umožňují přesnou kontrolu podmínek. Méně pokusů je prováděno přímo v terénu. Venkovní

pokusy slouží například ke zjišťování vlivu teploty na interakce v různých ročních obdobích (Thompson 1978). Teplota se ve venkovním prostředí nedá ovládat a případné změny a kolísání se nedají nijak ovlivnit. Avšak i výkyvy teplot mohou být prospěšné. Téměř žádné živočichové nežijí a neinteragují v optimálních podmínkách, a proto mohou terénní pokusy lépe popsat skutečné chování živočichů (Gvoždík a kol. 2007, Gvoždík a Van Damme 2008).

Výsledky experimentů mohou být také ovlivněny subjektivní interpretací. Například ve studiích použitých v této práci pro kvantitativní analýzu dat o vlivu abiotických faktorů na predací tlak organismů se u faktoru intenzita světla vyskytly dvě jednotky různého charakteru, které na sebe nejsou přímo převoditelné, protože jedny jsou subjektivní a berou v potaz to, jak světlo vnímá (lidské) oko (např. Bergman 1988, Cobcroft a kol. 2001, Petersen a Gadomski 1994), zatímco druhé jsou založeny na objektivním měření množství dopadajících fotonů a/nebo energie (např. Pangle a Peacor 2009, Ryer a Olla 1999). Ze studií zabývajících se vlivem intenzity světla na predaci zahrnutých v této práci se žádná nezabývala detailně tím, jak světlo vnímají zkoumaní živočichové. Nelze tedy říci, zda zkoumaní predátoři vnímají světlo stejně jako člověk (v rozmezí 400-700 nm). Pokud je spektrální citlivost jejich oka podobná lidskému, lze přibližně odhadnout, jak danou intenzitu záření vnímají. Pokud vnímají světlo jinak než lidské oko, může to zásadním způsobem ovlivnit výsledky. Podobně často v jednotlivých pracích chybí údaje, ze kterých by bylo možné odvodit spektrum používaného osvětlení. Pouze malé množství prací uvádí, jaký konkrétní zdroj světla byl použit k vytvoření požadované intenzity světla. Nejčastěji jsou to fluorescenční zářivky (např. Koski a Johnson 2002, Townsend a Risebrow 1982) nebo běžné inkandescentní žárovky (např. Richmond a kol. 2004, Ryer a Olla 1999).

5. 5. Koexistence a konkurence druhů

Všechny larvy tří druhů vážek rodu *Sympetrum* použité v mém pokusu pocházely ze sympatrických populací vyskytujících se ve stejných tůních ve stejném mikrohabitatu (hustý porost submerzní vegetace tvořené zejména rody *Utricularia*, *Carex* a *Juncus*). Podobné nebo rozdílné výsledky vlivu abiotických faktorů na predaci těchto organismů mohou mít různá vysvětlení. Díky interakcím může mezi predátory vznikat vnitrodruhová nebo mezidruhová konkurence a predátoři mohou k jejímu snížení, zachování životaschopné populace a udržení potravního zdroje využívat různé strategie a změny v chování.

Vnitrodruhová konkurence může vést k regulaci hustoty populace například snížením plodnosti. Jedinci mohou klást při vysokých hustotách jen malý počet vajíček, čímž klesne natalita a hustota populace se sníží na optimální velikost (Begon a kol. 1997). Mechanismem vnitrodruhové regulace může být také velikostně závislý kanibalismus, kdy větší jedinci požírají menší (Claessen a kol. 2004, Wahlström a kol. 2000), a při mezidruhové konkurenci může docházet k intraguild predaci, kdy se druhy požírají navzájem. Nicméně u larev vážek rodu *Sympetrum* není kanibalismus ani intraguild predace tak intenzivní jako u jiných rodů vážek (*Anax* Leach, 1815, *Aeshna* Fabricius, 1775) (D. Boukal, osobní sdělení). Pokud by u larev vážek rodu *Sympetrum* tyto procesy snižující vnitrodruhovou a mezidruhovou konkurenci v nějaké míře probíhaly, dá se předpokládat, že budou u příbuzných druhů podobné.

Dalším způsobem omezení konkurence může být rozrůznění potravního zdroje (Begon a kol. 1997). Larvy vážek jsou obecně považované za generalisty a představují sympatrické oportunistické predátory, kteří využívají mnoho druhů kořisti a účelně mohou měnit charakter predace (Corbet 2004). Pokud mají vážky k dispozici různorodou potravu, často se krmí všemi nebo téměř všemi dostupnými druhy kořisti, ale u většiny z nich dochází alespoň k mírné selektivitě (Febria a kol. 2005, Klecka a Boukal 2012). Někteří predátoři mohou například začít preferovat různá vývojová stadia kořisti a tím snížit vnitro- i mezidruhovou konkurenci. Hlavní výhodou této strategie je snížení rizika hladovění při nedostatku potravních zdrojů (Dolný a Bárta 2008). Kořistí larev vážek se stávají převážně bezobratlí živočichové (např. prvoci, larvy vodního hmyzu, korýši atd.) (Corbet 2004). Například u larev vážek rodu *Lestes* Leach, 1815, se objevuje značná specializace na perloočky (Febria a kol. 2005), zatímco larvy vážek rodu *Sympetrum* (*S. costiferum* (Hagen, 1861), *S. internum* Montgomery, 1943, a *S. obtrusum* (Hagen, 1861)) konzumují nejvíce larvy komárů a pakomárů (Febria a kol. 2005). Šíře potravní niky u našich druhů rodu *Sympetrum* není dostatečně známá. Klecka a Boukal ale (2012) zjistili, že poslední instar druhu *S. sanguineum* preferuje larvy komárů a pakomárů (stejně jako severoamerické druhy rodu *Sympetrum*, Febria a kol. 2005), ale je možné, že larvy náležely ve skutečnosti (také) jiným druhům rodu. U larev ostatních druhů rodu *Sympetrum* zahrnutých v mém experimentu chybí informace o preferenci kořisti. Jelikož mají všechny druhy vážek rodu *Sympetrum* zkoumané v mé práci v larválním stádiu pravděpodobně stejné nebo velmi podobné požadavky na potravu a stejnou potravní strategii (lov ze zálohy) (Febria a kol. 2005, Klecka a Boukal 2012), nelze říci, zda dokážou rozrůznit své potravní zdroje dostatečně natolik, aby si nekonkurovaly.

Složení jídelníčku souvisí rovněž se sezonalitou predátora (Dolný a Bárta 2008). V některých habitatech může docházet k časovému rozrůznění mezi predátory (Begon a kol. 1997). Všechny tři druhy larev vážek rodu *Sympetrum* použité v mé práci se líhnou v období od poloviny května do konce září, t.j. poslední instary se na dané lokalitě vyskytují několik týdnů alespoň zčásti společně. Larvy vážek *S. vulgatum* a *S. danae* se líhnou nejvíce v druhé polovině července, zatímco larvy vážek *S. sanguineum* se nejvíce líhnou od začátku června do první poloviny července. V nadměrně teplém roce může být vývoj urychlen a vrchol líhnutí se tak posune do ranější doby, kdy se larvy vážek *S. danae* líhnou už na konci června a larvy vážek *S. sanguineum* dokonce už na konci května (Dolný a Bárta 2008) Může se tedy stát, že ve stejnou dobu se na jednom místě budou v posledním larválním stádiu zkoumaném v mém experimentu vyskytovat pouze jeden nebo dva druhy a konkurence o potravní zdroje bude snížena (Febria a kol. 2005).

Kromě rozrůznění potravního zdroje a rozrůznění habitatu v čase může nastat i rozrůznění prostorové, kdy každý druh predátora využívá pouze určitou část habitatu a její potravní zdroje (Begon a kol. 1997). Někteří predátoři mohou využít prostorové rozrůznění vodního habitatu například tak, že jeden druh žije u dna a jiný ve vodním sloupci (Klecka a Boukal 2012, Boukal 2014). Larvy všech tří druhů vážek rodu *Sympetrum* obývají nejčastěji mělká čistá jezera nebo tůň, kde se zdržují v pobřežních oblastech a pohybují se u dna nebo mezi vegetací. Larvy vážek *S. danae* preferují výskyt kolem břehů stojatých vod s hustými porosty rašeliníku (*Sphagnum* sp.), nebo se pohybují u dna tvořeného jemným organickým bahnem, případně čistou rašelinou, zatímco larvy vážek *S. vulgatum* a *S. sanguineum* upřednostňují příbřežní oblasti s porosty *Phragmites communis*, *Typha latifolia*, *T. angustifolia* a *Lemna* sp. Všechny druhy však hojně obývají také habitaty s hustými porosty *Juncus* sp. a *Carex* sp. (Dolný a Bárta 2008). Přestože jsou potravní strategie a chování larev vážek rodu *Sympetrum* pravděpodobně shodné, nelze vyloučit, že za určitých podmínek by prostorové rozrůznění v rámci sympatrických populací těchto druhů mohlo nastat, neboť jejich habitatové preference jsou velmi podobné, ale ne totožné.

Volba mikrohabitatu a interakce s kořistí mohou mít dále vliv na tvar a velikost těla predátora, jako je tomu například u larev vážek (Giacomini a De Marco 2008). Z morfologie predátorů je proto možné zpětně usuzovat, jaké jsou jejich preferované mikrohabitaty a potravní strategie (Boukal 2014). Larvy preferující pohyb mezi vegetací mají většinou menší tělo a delší a užší zadeček, což jim umožňuje hbitější pohyb při chytání kořisti. Larvy, které žijí u dna, jsou často zahrabané v substrátu a vyčkávají na kořist, dokud se nepřiblíží na dostatečnou vzdálenost, aby mohly zaútočit. Jejich zadeček je širší, protože se nepotřebují

pohybovat tak intenzivně jako larvy, které chytají kořist mezi vegetací. Většina larev vážek žijících u dna má laterálně prodloužené nohy umožňující snazší pohyb na substrátu, ale zároveň jsou poměrně dobře schopné pohybovat se i mezi vegetací. Aktivnější predátoři se také vyznačují většíma očima, které jim umožňují detekci kořisti na delší vzdálenost (Giacomini a De Marco 2008). Jelikož mají larvy vážek všech tří druhů rodu *Sympetrum* testovaných v mém experimentu velmi podobnou morfologii, jsou přizpůsobené životu ve stejném mikrohabitatu a lze tedy předpokládat, že mají podobné potravní strategie a preference. Menší množství potravy zkonsumované larvami *S. danae* lze vysvětlit jejich nižší hmotností (nepublikovaná data) a tím pádem nižším metabolickým nárokům oproti *S. vulgatum* a *S. sanguineum*.

6. Závěr

V teoretické části práce jsem shrnula poznatky o vlivu abiotických faktorů na predační tlak vodních predátorů a kvantitativně shrnula dostupná data z experimentálních studií. Vodní organismy mohou být znatelně ovlivněni podmínkami prostředí. Například při predaci v prostředí se zhoršenou viditelností velmi záleží na způsobu získávání potravy. Zhoršená viditelnost (rostoucí turbidita, klesající intenzita světla) má negativní vliv na predátory lovcí vizuálně, zatímco na predátory využívající vhodné mechanismy detekce kořisti (mechanoreceptory, postranní čára, chemoreceptory, hmat atd.) může mít pozitivní vliv nebo nemusí mít žádný. Významným faktorem, který ovlivňuje predaci je také heterogenita a komplexita prostředí. Různorodost prostředí a přítomnost překážek znesnadňují predaci jak vizuálně lovcím predátorům, tak predátorům využívajícím mechanoreceptory. V prvním případě se kořist schová a predátor ji nemůže lokalizovat a v druhém případě překážky ruší vibrace produkované kořistí. Různorodé prostředí je výhodné pro predátory využívající jako potravní strategii lov ze zálohy a naopak pro aktivně lovcí predátory se stává přítomnost vegetace překážkou, protože omezuje jejich pohyb. Další významný faktor ovlivňující predaci organismů je teplota vody. Rostoucí teplota pozitivně působí na rychlost metabolismu, doba potřebná na zpracování kořisti se zkracuje a predátoři se mohou s rostoucí teplotou krmit intenzivněji. Efektivnost predace však klesá, pokud teplota přesáhne horní práh termálního okna, protože predátor přestává být aktivní nebo nedokáže uspokojit své metabolické potřeby. Abiotické faktory tedy působí rozdílně na predátory, podle toho v jakém žijí prostředí, jak jsou k predaci přizpůsobeni a jakou loví kořist.

V návaznosti na literární rešerši a svou bakalářskou práci (Podhradská 2012) jsem provedla experiment zaměřený na vliv rostoucí turbidity a teploty na predační tlak a funkční odpověď u různých druhů predátorů. V bakalářské práci jsem zjišťovala hodnoty parametrů funkční odpovědi: rychlost útočení a čas potřebný na zpracování kořisti u larev vážek *Sympetrum danae* a znakoplavek *Notonecta glauca*. U znakoplavek turbidita neovlivnila predační chování, krmily se ve všech hustotách kořisti stejně a rychlost útočení a čas potřebný na zpracování kořisti byly za všech podmínek (různé hladiny turbidity, různé hustoty kořisti) srovnatelné. Naopak na larvy vážek rodu *Sympetrum* měla rostoucí turbidita negativní vliv. Čas na zpracování kořisti ve vyšší turbiditě sice vzrostl, ale maximálně o 10-15 sekund. S rostoucí turbiditou ale výrazněji klesala rychlost útočení a celková

konzumace. Výsledky z bakalářské práce jsem se snažila rozšířit, a proto jsem v rámci diplomové práce provedla pokus, kde jsem se snažila zjistit, jaký vliv má turbidita vody a teplota na predaci u larev tří druhů vážek rodu *Sympetrum*.

Ukázala jsem, že teplota neměla v daném rozmezí na predaci všech tří zkoumaných druhů vliv. To vysvětluji tím, že vybrané pokusné teploty byly podobné a nacházely se v optimu termálního okna predátorů. Jejich predace tedy nebyla ovlivněna. Pouze v pokusech s nízkým počtem kořisti (10 jedinců) mírně rostla predace ve vyšší teplotě. Naopak vliv turbidity na predaci byl významný. V turbidní vodě byla predace všech zkoumaných druhů vážek mnohem nižší než v čisté vodě. Larvy tedy pravděpodobně využívaly k detekci kořisti (převážně) zrak. Přírodním prostředím larev vážek rodu *Sympetrum* je čistá nebo jen mírně zakalená voda, takže pravděpodobně nejsou přizpůsobené k lovu kořisti ve zhoršených viditelnostních podmínkách. Velký vliv na predaci měla také hustota kořisti. Zatímco u larev *S. sanguineum* nebyla predace hustotou kořisti ovlivněna, u druhů *S. danae* a *S. vulgatum* klesalo množství zkonzumované kořisti s rostoucí hustotou kořisti. Larvy vážek *S. danae* také konzumovaly oproti zbylým dvěma druhům mnohem méně kořisti ve vysokých hustotách kořisti. Pravděpodobně to bylo způsobeno tím, že larvy *S. danae* jsou drobnější, nepotřebují tedy přijímat tolik energie a konzumují menší množství potravy.

7. Použitá literatura

- Abrahams M., Kattenfeld M., 1997. The role of turbidity as a constraint on predator-prey interactions in aquatic environments. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 40: 169-174
- Allen-Ankins S., Stoffels R. J., Pridmore P. A., Vogel M. T., 2012. The effects of turbidity, prey density and environmental complexity on the feeding of juvenile Murray cod *Maccullochella peelii*. *Journal of Fish Biology*, 80: 195–206
- Anderson M. T., Kiesecker J. M., Chivers D. P., Blaustein A. R., 2001. The direct and indirect effects of temperature on a predator–prey relationship. *Canadian Journal of Zoology*, 79: 1834–1841
- Barrett J.C., Grossman G.D., Rosenfeld J., 1992. Turbidity induced changes in reactive distance of rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society*, 121: 437-443
- Begon M., Harper J. L., Townsend C. R., 1997. Ekologie – jedinci, populace a společenstva. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc, Czech Republic
- Benfield M. C., Minello T. J., 1996. Relative effects of turbidity and light intensity on reactive distance and feeding of an estuarine fish. *Environmental Biology of Fishes*, 46: 211-216
- Bergman, E. 1988. Foraging abilities and niche breadths of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernua*, under different environmental conditions. *Journal of Animal ecology*, 57: 443-453
- Boukal D. S., 2014. Trait- and size-based descriptions of trophic links in freshwater food webs: current status and perspectives. *Journal of Limnology*, 73: 171-185
- Braniš M., Pivnička K., Benešová L., Pušková R., Tonika J., Hovorka J., 1999. Výkladový slovník vybraných termínů z oblasti ochrany životního prostředí a ekologie. Karolinum, Praha, Czech Republic
- Breitburg D. L., 1988. Effects of Turbidity on Prey Consumption by Striped Bass Larvae. *Transactions of the American Fisheries Society*, 117: 72-77
- Cerri R. D., 1983. The effect of light intensity on predator and prey behaviour in cyprinid fish: factors that influence prey risk. *Animal Behaviour*, 31: 736-742
- Claessen D., De Roos A. M., Persson L., 2004. Population dynamic theory of size-dependent cannibalism. *Proceedings of the Royal Society*, 271, 333–340

- Cobcroft J. M., Pankhurst P. M., Hart P. R., Battaglione S. C., 2001. The effects of light intensity and algae-induced turbidity on feeding behaviour of larval striped trumpeter. *Journal of Fish Biology*, 59:1181–1197
- Corbet P. S., 2004. Dragonflies: Behaviour and Ecology of Odonata. Harley Books, Colchester, England
- Crowder L. B., Cooper W. E., 1979. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology*, 63: 1802-1813
- 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
- Dell A. I., Pawar S., Savage V. M., 2011. Systematic variation in the temperature dependence of physiological and ecological traits. *Proceedings of the National Academy of Science*, 108: 10591-10596
- Dell A. I., Pawar S., Savage V. M., 2014. Temperature dependence of trophic interactions are driven by asymmetry of species responses and foraging strategy. *Journal of Animal Ecology*, 83: 70-84
- Diéguez M. C., Gilbert J. J., 2003. Predation by *Buenoa macrotibialis* (Insecta, Hemiptera) on zooplankton: effect of light on selection and consumption of prey. *Journal of Plankton Research*, 25: 759-769
- Diehl S., 1988. Foraging efficiency of three freshwater fishes: effects of structural complexity and light. *Oikos*, 53: 207-214
- Dolný A., Bárta D., Waldhauser M., Holuša O., Hanel L., Lízler R., 2008. Vážky České Republiky. Ekologie, ochrana a rozšíření. Český svaz ochránců přírody Vlašim, Vlašim, Czech Republic
- Duntley, S. Q., 1943. The mathematics of turbid media. *Journal of the Optical Society of America*, 33: 252-257
- Einfalt L. M., Grace E. J., Wahl D. H., 2012. Effects of simulated light intensity, habitat complexity and forage type on predator–prey interactions in walleye *Sander vitreus*. *Ecology of Freshwater Fish*, 21: 560–569
- Eklöv P., Diehl S., 1994. Piscivore efficiency and refuging prey: the importance of predator search mode. *Oecologia*, 98: 344–353
- Febria C. M., Magnusson A. K., Williams D.D., 2005. Seasonal abundance and prey selection of the nymphs of three sympatric species of *Sympetrum* (Odonata: Libellulidae) in an intermittent pond. *The Canadian Entomologist*, 137: 723–727

- Ferrari M. C. O., Ranåker L., Weinersmith K. L., Young M. J., Sih A., Conrad L. J., 2014. Effects of turbidity and an invasive waterweed on predation by introduced largemouth bass. *Environmental Biology of Fishes*, 97: 79-90
- Gardner M. B., 1981. Effects of Turbidity on Feeding Rates and Selectivity of Bluegills. *Transactions of the American Fisheries Society*, 110: 446-150
- 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
- Giacomini H. C., De Marco Jr. P., 2008. Larval ecomorphology of 13 Libellulidae (Anisoptera, Odonata) of the Middle Rio Doce Valley, Minas Gerais, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 68: 211-219
- Gilioli G., Baumgärtner J., Vacante V., 2005. Temperature Influences on Functional Response of *Coenosia attenuata* (Diptera: Muscidae) Individuals. *Journal of Economic Entomology*, 98: 1524-1530
- Granqvist M., Mattila J., 2004. The effects of turbidity and light intensity on the consumption of mysids by juvenile perch (*Perca fluviatilis* L.). *Hydrobiologia*, 514: 93-101
- Grechay P. A., Targett T. E., 1996. Effects of turbidity, light level and prey concentration on feeding of juvenile weakfish *Cynoscion regalis*. *Marine Ecology Progress Series*, 131: 11-16
- Gregory R. S., Levings C. D., 1996. The effects of turbidity and vegetation on the risk of juvenile salmonids, *Oncorhynchus* spp., to predation by adult cutthroat trout, *O. clarkii*. *Environmental Biology of Fishes*, 47: 279-288
- Gresens S. E., Cothran M. L., Thorp J.H., 1982. The Influence of Temperature on the Functional Response of the Dragonfly *Celithemis fasciata* (Odonata: Libellulidae). *Oecologia*, 53: 281-284
- Gvoždík L., Puky M., Šugerková M., 2007. Acclimation is beneficial at extreme test temperatures in the Danube crested newt, *Triturus dobrogicus* (Caudata, Salamandridae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 90: 627-636
- Gvoždík L., Van Damme R., 2008. The evolution of thermal performance curves in semi-aquatic newts: Thermal specialists on land and thermal generalists in water? *Journal of Thermal Biology*, 33: 395-403
- Hanel L., Zelený J., 2000. Vážky (Odonata), výzkum a ochrana, Metodika ČSOP č. 9. ČSOP Vlašim, Vlašim, Czech Republic

- Hauzy C., Tully T., Spataro T., Paul G., Arditi R., 2010. Spatial heterogeneity and functional response: an experiment in microcosms with varying obstacle densities. *Oecologia*, 163: 625-636
- Helenius L. K., Borg J. P. G., Nurminen L., Leskinen E., Lehtonen H., 2013. The effects of turbidity on prey consumption and selection of zooplanktivorous *Gasterosteus aculeatus* L. *Aquatic Ecology*, 47: 349–356
- Holling C. S., 1959. Some characteristics of simple types of predation and parasitism. *The Canadian Entomologist*, 91: 385-398
- Horppila 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: 1862-1870
- Huenemann T. W., Dibble E. D., Fleming J. P., 2012. Influence of Turbidity on the Foraging of Largemouth Bass. *Transactions of the American Fisheries Society*, 141: 107–111
- Jacobsen L., Berg S., Baktoft H., Nillson A., Skov C., 2014. The effect of turbidity and prey fish density on consumption rates of piscivorous Eurasian perch *Perca fluviatilis*. *Journal of Limnology*, 73: 187-190
- Jafari S., Fathipour Y., Faraji F., 2012. The influence of temperature on the functional response and prey consumption of *Neoseiulus barkeri* (Acari: Phytoseiidae) on *Tetranychus urticae* (Acari: Tetranychidae). *Journal of Entomological Society of Iran*, 31: 39-52
- Jalali M. A., Tirry L., De Clercq P., 2010. Effect of temperature on the functional response of *Adalia bipunctata* to *Myzus persicae*. *Biological Control*, 55:261–269
- Klecka J., Boukal D. S., 2012. Who Eats Whom in a Pool? A Comparative Study of Prey Selectivity by Predatory Aquatic Insects. *Public Library of Science ONE*, 7: e37741
- Klecka J., Boukal D. S., 2014. The effect of habitat structure on prey mortality depends on predator and prey microhabitat use. *Oecologia*, 176: 183-191
- Koski M. L., Johnson B. M., 2002. Functional response of kokanee salmon (*Oncorhynchus nerka*) to *Daphnia* at different light levels. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 707-716
- Kovalenko K. E., Thomaz S. M., Warfe D. M., 2012. Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia*, 685: 1–17
- Lass S., Spaak P., 2003. Chemically induced anti-predator defences in plankton: a review. *Hydrobiologia*, 491: 221–239

- Lawton J. H., Beddington J., Bonser R., 1974. Switching in invertebrate predators. In: Usher M. B., Williamson M. H., Ecological stability. London: Chapman and Hall, 141-158
- Leroi A. M., Bennett A. F., Lenski R.E., 1994. Temperature acclimation and competitive fitness: an experimental test of the beneficial acclimation assumption. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 91: 1917–1921
- Li W., Zhang T. Zhang C., Li Z., Liu J., Hicks B. J., 2013. Effects of turbidity and light intensity on foraging Access of juvenile mandarin fish *Siniperca chuatsi* (Basilewsky). *Environmental Biology of Fishes*, 96: 995-1002
- Ljunggren L., Sandström A., 2007. Influence of visual conditions on foraging and growth of juvenile fishes with dissimilar sensory physiology. *Journal of Fish Biology*, 70: 1319-1334
- Mahdian K., Vantornhout I., Tirry L., De Clercq P., 2006. Effects of temperature on predation by the stinkbugs *Picromerus bidens* and *Podisus maculiventris* (Heteroptera: Pentatomidae) on noctuid caterpillars. *Bulletin of Entomological Research*, 96: 489-496
- Martin B. T., Wahl D. H., Czesny S. J., 2012. Effect of light intensity, prey density, and ontogeny on foraging success and prey selection of larval yellow perch (*Perca flavescens*). *Ecology of Freshwater Fish*, 21: 588–596
- McCoull C. J., Swain R., Barnes R. W., 1998. Effect of temperature on functional response and components of attack rate in *Naucoris congrex* Stål (Hemiptera: Naucoridae). *Australian Journal of Entomology*, 37: 323-327
- Meager J. J., Solbakken T., Utne-Palm A. C., Oen T., 2005. Effects of turbidity on the reactive distance, search time, and foraging success of juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 1978-1984
- Nilsson P. A., Jacobsen L., Berg S., Skov Ch., 2009. Environmental conditions and intraspecific interference: unexpected effects of turbidity on pike (*Esox lucius*) foraging. *Ethology*, 115: 33-38
- Nurminen L., Estlander S., Olin M., Lehtonen H., 2014. Feeding efficiency of planktivores under disturbance, the effect of water colour, predation threat and shoal composition. *Journal of Fish Biology*, 84:1195–1201
- Nurminen L., Pekcan-Hekim Z., Horppila J., 2010 (a). Feeding efficiency of planktivorous perch *Perca fluviatilis* and roach *Rutilus rutilus* in varying turbidity: an individual-based approach. *Journal of Fish Biology*, 76: 1848–1855

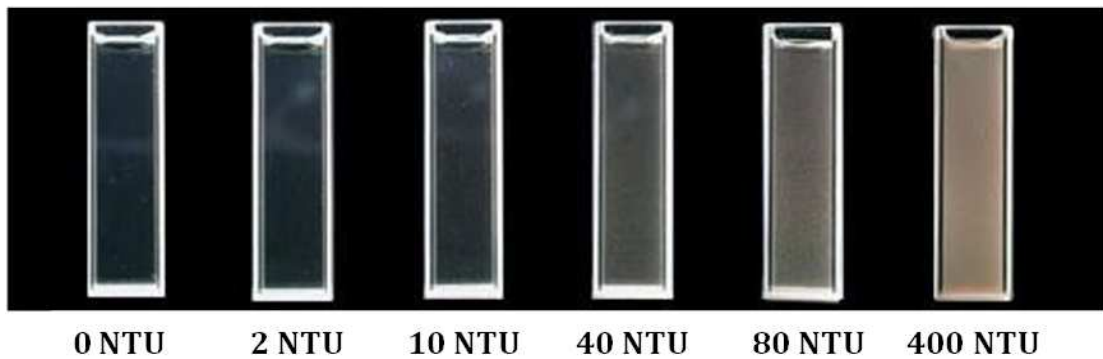
- Nurminen L., Pekcan-Hekim Z., Horppila J. Repka S., 2010 (b). Effect of prey type and inorganic turbidity on littoral predator–prey interactions in a shallow lake: an experimental approach. *Hydrobiologia*, 646: 209-214
- Nyklíčková M., 2009. Substrátové preference potápníků (Dytiscidae: Coleoptera). Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, 40 stran
- Ollivier F. J., Samuelson D. A., Brooks D. E., Lewis P. A., Kallberg M. E., Komáromy A.M., 2004. Comparative morphology of the tapetum lucidum (among selected species). *Veterinary Ophthalmology*, 7: 11-22
- Pangle K. L., Peacor S. D., 2009. Light-dependent predation by the invertebrate planktivore *Bythotrephes longimanus*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66: 1748-1757
- Pankhurst P. M., Hilder P. E., 1998. Effect of light intensity on feeding of striped trumpeter *Latris lineata* larvae. *Marine Freshwater Research*, 49: 363–368
- Pawar S., Dell A. I., Savage V. M., 2012. Dimensionality of consumer search space drives trophic interaction strengths. *Research Articles*, 486
- Pekcan-Hekim Z., Joensuu L., Horppila J., 2013. Predation by a visual planktivore perch (*Perca fluviatilis*) in a turbulent and turbid environment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70: 854-859
- Petersen J. H., Gadomski D. M., 1994. Light-mediated predation by northern squawfish on juvenile Chinook salmon. *Journal of Fish Biology*, 45: 227-242
- Podhradská E., 2012. Vliv viditelnosti ve vodním sloupci na predáční tlak dravého vodního hmyzu. Bakalářská práce, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Přírodovědecká fakulta, 53 stran
- Pörtner H. O., 2001. Climate change and temperature-dependent biogeography: oxygen limitation of thermal tolerance in animals. *Naturwissenschaften*, 88: 137-146
- Pörtner H. O., Bennett A. F., Bozinovic F. Clarke A., Lardies M. A., Lucassen M., Pelster B., Schiemer F., Stillman J. H., 2006. Trade-Offs in Thermal Adaptation: The Need for a Molecular to Ecological Integration. *Physiological and Biochemical Zoology*, 79: 000–000
- Quesenberry N. J., Allen P. J., Cech J. J., 2007. The influence of turbidity on three-spined stickleback foraging. *Journal of Fish Biology*, 70: 965–972
- R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

- Radke R. J., Gaupisch A., 2005. Effects of phytoplankton-induced turbidity on predation success of piscivorous Eurasian perch (*Perca fluviatilis*): possible implications for fish community structure in lakes. *Naturwissenschaften*, 92: 91–94
- Rall B. C., Brose U., Hartvig M., Kalinkat G., Schwarzmüller F., Vucic-Pestic O., Petchey O. L., 2012. Universal temperature and body-mass scaling of feeding rates. *Philosophical Transactions of the Royal Society, Biological Sciences*, 367: 2923–2934
- Rall B. C., Kalinkat G., Ott D., Vucic-Pestic O., Brose U., 2011. Taxonomic versus allometric constraints on non-linear interaction strengths. *Oikos*, 120: 483-492
- Ranåker L., Jönsson M., Nilsson A., Brönmark C., 2012. Effects of brown and turbid water on piscivore–prey fish interactions along a visibility gradient. *Freshwater Biology*, 57: 1761-1768
- Reichholf-Riehm H., Marek J., Kühbandner R., Wendler F., Krampl F., 1997. Hmyz a pavoukovci. IKAR, Praha, Czech Republic
- Reiss J., Schmid-Araya J. M., 2011. Feeding response of a benthic copepod to ciliate prey type, prey concentration and habitat complexity. *Freshwater Biology*, 56: 1519-1530
- Richmond H. E., Hrabik T. R., Mensinger A. F., 2004. Light intensity, prey detection and foraging mechanisms of age 0 year yellow perch. *Journal of Fish Biology*, 65: 195–205
- Rowe D. K., Dean T. L., 1998. Effects of turbidity on the feeding ability of the juvenile migrant stage of six New Zealand freshwater fish species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 32: 21-29
- Rowe D. K., Dean T. L., Williams E., Smith J. P., 2003. Effects of turbidity on the ability of juvenile rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*, to feed on limnetic and benthic prey in laboratory tanks. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 37: 45-52
- Rowe D. K., Smith J., Williams E., 2002. Effects of turbidity on the feeding ability of adult, riverine smelt (*Retropinna retropinna*) and inanga (*Galaxias maculatus*). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 36: 143-150
- Ryer C. H., Olla B. L., 1999. Light-induced changes in the prey consumption and behaviour of two juvenile planktivorous fish. *Marine ecology progress series*, 181: 41-51
- Saiz E., Kiorboe T., 1995. Predatory and suspension feeding of the copepod *Acartia tonsa* in turbulent environments. *Marine Ecology Progress Series*, 122: 147-158
- Salonen M., Engström-Öst J., 2010. Prey capture of pike *Esox lucius* larvae in turbid water. *Journal of Fish Biology*, 76: 2591-2596

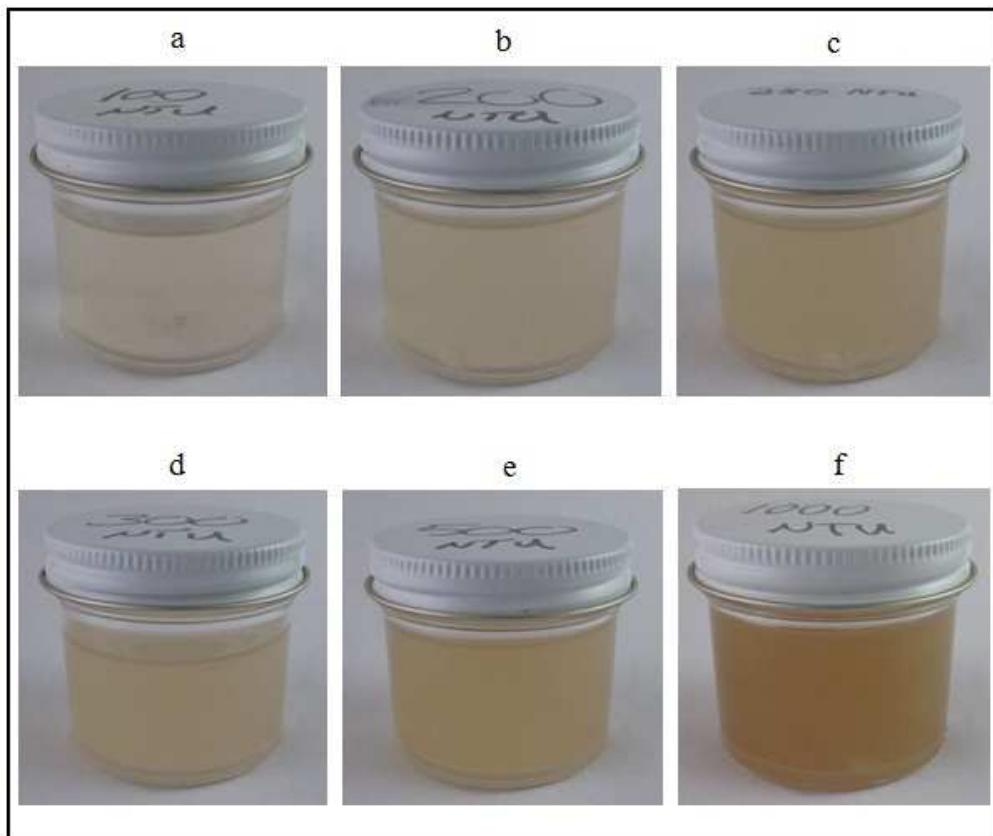
- Sentis A., Hemptinne J. L., Brodeur J., 2012. Using functional response modeling to investigate the effect of temperature on predator feeding rate and energetic efficiency. *Oecologia*, 169: 1117–1125
- Shoup D., Wahl D. H., 2009. The Effects of Turbidity on Prey Selection by Piscivorous Largemouth Bass. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138: 1018–1027
- Sibly R. M., Brown J. H., Kodric-Brown A., 2012. Metabolic Ecology. A Scaling Approach. Wiley-Blackwell, United Kingdom
- Skov C., Berg S., Jacobsen L., Jepsen N., 2002. Habitat use and foraging success of 0+ pike (*Esox lucius* L.) in experimental ponds related to prey fish, water transparency and light intensity. *Ecology of Freshwater Fish*, 11: 65-73
- Solomon M. E., 1949. The natural control of animal populations. *Journal of Animal ecology*, 18: 1-35
- Tabor R. A., Brown G. S., Luiting V. T., 1998. The effect of light intensity on predation of sockeye salmon fry by prickly sculpin and torrent sculpin. *U.S. Fish and Wildlife Service*, iv, 16 p. : ill.
- Thompson D. J., 1978. Towards a Realistic Predator-Prey Model: The Effect of Temperature on the Functional Response and Life History of Larvae of the Damselfly, *Ischnura elegans*. *Journal of Animal Ecology*, 47: 757-767
- Townsend C. R., Risebrow A. J., 1982. The Influence of Light Level on the Functional Response of a Zooplanktonivorous Fish. *Oecologia*, 53: 293-295
- Utne A. C. W., 1997. The effect of turbidity and illumination on the reaction distance and search time of the marine planktivore *Gobiusculus flavescens*. *Journal of Fish Biology*, 50: 296-238
- Utne-Palm A. C., 1999. The effect of prey mobility, prey contrast, turbidity and spectral composition on the reaction distance of *Gobiusculus flavescens* to its planktonic prey. *Journal of Fish Biology*, 54: 1244-1258
- Vinyard G. L., O'Brien W. J., 1976. Effects of Light and Turbidity on the Reactive Distance of Bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 33: 2845-2849
- Vinyard G. L., Yuan A. C., 1996. Effects of turbidity on feeding rates of lahontan cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki henshawi*) and lahontan redbreast darter (*Richardsonius egregius*). *Great Basin Naturalist*, 56: 157-161

- Vollset K. W., Bailey K. M., 2011. Interplay of individual interactions and turbidity affects the functional response of three-spined sticklebacks *Gasterosteus aculeatus*. *Journal of Fish Biology*, 78: 1954-1964
- Wahlström E., Persson L., Diehl S., Byström P., 2000. Size-dependent foraging efficiency, cannibalism and zooplankton community structure. *Oecologia*, 123: 138-148
- Wellington C. G., Mayer C. M., Bossenbroek J. M., Stroh N. A., 2010. Effects of turbidity and prey density on the foraging success of age 0 year yellow perch *Perca flavescens*. *Journal of Fish Biology*, 76: 1729-1741
- Xu G. F., Wang Y. Y., Han Y., Li X., Ma B., Liu Y., Mou Z. B., 2014. Effect of locomotion and feeding on metabolic mode of juvenile lenok, *Brachymystax lenok* (Pallas) under different water temperatures. *Yingyong Shengtai Xuebao*, 25: 1156-1162
- Zahradník J., Severa F., 2004. Hmyz, Aventinum, Praha, Czech Republic
- Zamor R. M., Grossman G. D., 2007. Turbidity Affects Foraging Success of Drift-Feeding Rosyside Dace. *Transactions of the American Fisheries Society*, 136: 167-176
- Zuur A., Ieno E. N., Walker N., Saveliev A. A., Smith G. M., 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York, USA.

8. Přílohy



Obr. 19. Gradient turbidity (NTU) vytvořené rozmícháním jílu ve vodě (staženo dne 30. 11. 2014: <http://www.waterontheweb.org/under/waterquality/turbidity.html>)



Obr. 20. Gradient turbidity (NTU) vytvořené rozmícháním jílu ve vodě. (a) 100 NTU, (b) 200 NTU, (c) 280 NTU, (d) 300 NTU, (e) 500 NTU, (f) 1000 NTU (staženo dne 30. 11. 2014: <http://newsletters.wetlandstudies.com/fieldNotesArticle.asp?id=223>).

Tab. 1. Příklady dané intenzity světla během dne nebo v noci (staženo dne 30. 11. 2014: <http://en.wikipedia.org/wiki/Daylight>).

intenzita světla (lx)	příklad
0,0001	zatažená noční obloha (bez měsíce a hvězd)
0,002	jasná noční obloha (bez měsíce, s hvězdami)
0,1	pomezí tmy
0,25 - 1,0	jasná noc za úplňku
1	pomezí šera
3,4	nejtemnější období soumraku při jasné obloze
100	velmi temný zatažený den
400	východ/ západ slunce za jasného dne
1 000 - 2 000	běžný lehce zatažený den, vnitřní prostory
5 000 - 10 000	zatažená obloha
3 000 - 25 000	rozptýlené denní světlo
> 70 000	slunečný letní den

Tab. 2. Přehled experimentů použitých pro kvantitativní analýzu dat. Tabulka obsahuje citaci zkoumané studie, druhy predátora a kořisti použité v experimentu, typ predátora **typ_pred**, typ kořisti **typ_k**, zkoumané faktory (maximálně tři, značeny **f1–f3**) a jejich odpovídající hodnoty (**f1_h**, **f2_h**, **f3_h**), dílčí procesy predace (**p-pred**) a jejich zjištěné hodnoty (**p_pred_h**). Typy predátora a kořisti zahrnují obratlovce *O*, bezobratlé *B* nebo jejich kombinaci *B-O*. Zkoumané faktory zahrnují (v závorce je uvedena jednotka; pokud ji faktor nemá, je uvedena zkoumaná hodnota nebo pomocný index daného faktoru): turbiditu *TB* (NTU), případně **TB* (JTU); intenzitu světla *S* (lux); teplotu *T* (°C); komplexitu prostředí *KP* (stonek.m⁻²); turbulenci *TR* (cm.s⁻¹); hustotu kořisti *hk* (počet jedinců kořisti.L⁻¹), případně **hk* (počet jedinců kořisti.dm⁻²); experiment *exp* (pomocný index 1–5 rozlišující jednotlivé pokusy v dané práci); prostředí *ps* (kn = kruhová nádrž, pn = podélná nádrž); zbarvení kořisti *zk* (č = červená, pr = průsvitná); způsob detekce kořisti *dk* (z = zrak, ch = chemoreceptory, z-ch = jejich kombinace); typ turbidity *tTB* (jíl, řasy, pl = plankton, sed = sedimenty); denní dobu *dd* (do 12h, po 12h); velikost kořisti *vk* (mm) a pohyb kořisti *pk* (poh = pohyblivá, nepoh = nepohyblivá). NA = další faktor nebyl zkoumán. Faktory zahrnuté jako hlavní faktory v Obr. 13-17 jsou uvedeny velkými písmeny. Zkoumané procesy predace zahrnují (v závorce je uvedena jednotka): rychlost útoků *rÚ* (L.h⁻¹); čas na zpracování kořisti *čZ* (h); úspěšnost chycení kořisti *ÚCH* (%); rychlost sběru potravy *rs* (L.h⁻¹); konzumaci *K* (počet jedinců kořisti.h⁻¹); reakční vzdálenost predátora *RV* (cm); pravděpodobnost predace *pP* (bezrozměrná); čas potřebný k nalezení kořisti *čN* (h) a intenzitu útoků *iÚ* (počet útoků.h⁻¹).

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Abrahams a Kattenfeld 1997	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Pimephales promelas</i>	O	TB	1	NA	NA	NA	NA	K	0,001
Abrahams a Kattenfeld 1997	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Pimephales promelas</i>	O	TB	11,01	NA	NA	NA	NA	K	0,001
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	9,9	exp	1	NA	NA	K	1,904
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	9,9	exp	2	NA	NA	K	2,001
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	9,9	exp	3	NA	NA	K	1,641
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	9,9	exp	4	NA	NA	K	0,547
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	9,9	exp	5	NA	NA	K	0,724
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	20,7	exp	1	NA	NA	K	1,899
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	20,7	exp	2	NA	NA	K	1,901
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	20,7	exp	3	NA	NA	K	1,299
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	20,7	exp	4	NA	NA	K	0,000
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	20,7	exp	5	NA	NA	K	0,000
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	25,7	exp	1	NA	NA	K	1,901
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	25,7	exp	2	NA	NA	K	1,661
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	25,7	exp	3	NA	NA	K	0,000
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	25,7	exp	4	NA	NA	K	0,143
Anderson a kol. 2001	<i>Notonecta kirbyi</i>	B	<i>Hyla regilla</i>	O	T	25,7	exp	5	NA	NA	K	0,000
Benfield a Minello 1996	<i>Fundulus grandis</i>	O	<i>Palaemonetes pugio</i>	B	TB	0,6	S	951,4	NA	NA	K	8,800
Benfield a Minello 1996	<i>Fundulus grandis</i>	O	<i>Palaemonetes pugio</i>	B	TB	0,6	S	1353	NA	NA	K	8,600
Benfield a Minello 1996	<i>Fundulus grandis</i>	O	<i>Palaemonetes pugio</i>	B	TB	100,8	S	958,1	NA	NA	K	3,400
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0	hk	0,5	NA	NA	rÚ	111,863
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0	hk	1	NA	NA	rÚ	132,733
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0	hk	2	NA	NA	rÚ	214,384
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0	hk	4	NA	NA	rÚ	308,919
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0	hk	8	NA	NA	rÚ	225,045
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0,02	hk	0,5	NA	NA	rÚ	206,257
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0,02	hk	1	NA	NA	rÚ	226,936
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0,02	hk	2	NA	NA	rÚ	264,902
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0,02	hk	4	NA	NA	rÚ	519,137
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0,02	hk	8	NA	NA	rÚ	609,127
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	1	hk	0,5	NA	NA	rÚ	509,644
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	1	hk	1	NA	NA	rÚ	846,556
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	1	hk	2	NA	NA	rÚ	908,215
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	1	hk	4	NA	NA	rÚ	1089,317

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	1	hk	8	NA	NA	rÚ	1134,669
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	10	hk	0,5	NA	NA	rÚ	467,260
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	10	hk	1	NA	NA	rÚ	747,195
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	10	hk	2	NA	NA	rÚ	939,911
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	10	hk	4	NA	NA	rÚ	807,061
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	10	hk	8	NA	NA	rÚ	1066,975
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0	hk	0,5	NA	NA	rÚ	108,459
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0	hk	1	NA	NA	rÚ	236,918
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0	hk	2	NA	NA	rÚ	221,989
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0	hk	4	NA	NA	rÚ	451,934
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0	hk	8	NA	NA	rÚ	615,891
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,02	hk	0,5	NA	NA	rÚ	328,696
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,02	hk	1	NA	NA	rÚ	410,870
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,02	hk	2	NA	NA	rÚ	457,826
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,02	hk	4	NA	NA	rÚ	641,739
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,02	hk	8	NA	NA	rÚ	680,870
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1	hk	0,5	NA	NA	rÚ	292,105
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1	hk	1	NA	NA	rÚ	315,789
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1	hk	2	NA	NA	rÚ	560,526
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1	hk	4	NA	NA	rÚ	734,211
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1	hk	8	NA	NA	rÚ	844,737
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	10	hk	0,5	NA	NA	rÚ	289,637
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	10	hk	1	NA	NA	rÚ	398,528
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	10	hk	2	NA	NA	rÚ	498,399
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	10	hk	4	NA	NA	rÚ	926,202
Bergman 1988	<i>Gymnocephalus cernua</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	10	hk	8	NA	NA	rÚ	1144,992
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0	hk	0,5	NA	NA	rÚ	0,000
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0	hk	1	NA	NA	rÚ	41,852
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0	hk	2	NA	NA	rÚ	36,371
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0	hk	4	NA	NA	rÚ	134,353
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0	hk	8	NA	NA	rÚ	115,913
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0,02	hk	0,5	NA	NA	rÚ	235,273
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0,02	hk	1	NA	NA	rÚ	256,074
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0,02	hk	2	NA	NA	rÚ	465,070

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
vBergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0,02	hk	4	NA	NA	rÚ	330,044
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	0,02	hk	8	NA	NA	rÚ	660,129
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	1	hk	0,5	NA	NA	rÚ	1215,405
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	1	hk	1	NA	NA	rÚ	2437,824
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	1	hk	2	NA	NA	rÚ	1894,766
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	1	hk	4	NA	NA	rÚ	2795,720
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	1	hk	8	NA	NA	rÚ	2423,548
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	10	hk	0,5	NA	NA	rÚ	1842,442
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	10	hk	1	NA	NA	rÚ	2367,201
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	10	hk	2	NA	NA	rÚ	2876,739
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	10	hk	4	NA	NA	rÚ	2758,223
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus obscuripes</i>	B	S	10	hk	8	NA	NA	rÚ	3370,891
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0	hk	0,5	NA	NA	rÚ	0,000
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0	hk	1	NA	NA	rÚ	0,000
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0	hk	2	NA	NA	rÚ	0,000
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0	hk	4	NA	NA	rÚ	0,000
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0	hk	8	NA	NA	rÚ	0,000
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,02	hk	0,5	NA	NA	rÚ	281,739
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,02	hk	1	NA	NA	rÚ	485,217
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,02	hk	2	NA	NA	rÚ	590,870
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,02	hk	4	NA	NA	rÚ	571,304
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,02	hk	8	NA	NA	rÚ	540,000
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1	hk	0,5	NA	NA	rÚ	1705,263
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1	hk	1	NA	NA	rÚ	1373,684
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1	hk	2	NA	NA	rÚ	1934,211
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1	hk	4	NA	NA	rÚ	2096,373
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1	hk	8	NA	NA	rÚ	2700,000
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	10	hk	0,5	NA	NA	rÚ	1413,667
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	10	hk	1	NA	NA	rÚ	1467,533
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	10	hk	2	NA	NA	rÚ	1913,376
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	10	hk	4	NA	NA	rÚ	3072,224
Bergman 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	10	hk	8	NA	NA	rÚ	2984,396
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	viřníci	B	S	8	NA	NA	NA	NA	K	1,701
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	viřníci	B	S	8	NA	NA	NA	NA	K	2,464

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	S	8	NA	NA	NA	NA	K	13,285
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	S	50	NA	NA	NA	NA	K	6,974
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	S	50	NA	NA	NA	NA	K	4,369
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	S	50	NA	NA	NA	NA	K	10,278
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	S	200	NA	NA	NA	NA	K	5,598
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	S	200	NA	NA	NA	NA	K	7,398
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	S	200	NA	NA	NA	NA	K	13,242
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	S	400	NA	NA	NA	NA	K	5,936
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	S	400	NA	NA	NA	NA	K	6,911
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	S	400	NA	NA	NA	NA	K	9,939
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	0,68	NA	NA	NA	NA	K	4,030
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	0,68	NA	NA	NA	NA	K	2,454
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	0,7	NA	NA	NA	NA	K	9,178
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	0,7	NA	NA	NA	NA	K	8,716
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	0,7	NA	NA	NA	NA	K	9,621
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	5,73	NA	NA	NA	NA	K	3,657
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	5,73	NA	NA	NA	NA	K	9,302
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	5,99	NA	NA	NA	NA	K	12,000
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	5,99	NA	NA	NA	NA	K	3,646
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	5,99	NA	NA	NA	NA	K	10,017
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	23,2	NA	NA	NA	NA	K	6,121
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	23,2	NA	NA	NA	NA	K	2,893
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	23,2	NA	NA	NA	NA	K	5,734
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	31,7	NA	NA	NA	NA	K	8,183
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	31,7	NA	NA	NA	NA	K	10,260
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	55,9	NA	NA	NA	NA	K	2,574
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	55,9	NA	NA	NA	NA	K	7,970
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	55,9	NA	NA	NA	NA	K	11,769
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	66,3	NA	NA	NA	NA	K	5,425
Cobcroft a kol. 2001	<i>Latris lineata</i>	O	vířníci	B	TB	66,3	NA	NA	NA	NA	K	11,158
De Robertis a kol. 2003	<i>Anoplopoma fimbria</i>	O	<i>Oncorhynchus keta</i>	O	TB	0,4	NA	NA	NA	NA	K	18,607
De Robertis a kol. 2003	<i>Anoplopoma fimbria</i>	O	<i>Oncorhynchus keta</i>	O	TB	5,1	NA	NA	NA	NA	K	0,075
De Robertis a kol. 2003	<i>Anoplopoma fimbria</i>	O	<i>Oncorhynchus keta</i>	O	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	6,018
De Robertis a kol. 2003	<i>Oncorhynchus keta</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	0,2	S	0,024	NA	NA	K	154,700

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
De Robertis a kol. 2003	<i>Oncorhynchus keta</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	0,2	S	25,1	NA	NA	K	647,148
De Robertis a kol. 2003	<i>Oncorhynchus keta</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	5,1	S	0,024	NA	NA	K	118,435
De Robertis a kol. 2003	<i>Oncorhynchus keta</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	5,1	S	25,1	NA	NA	K	815,779
De Robertis a kol. 2003	<i>Oncorhynchus keta</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	9,3	S	0,024	NA	NA	K	151,243
De Robertis a kol. 2003	<i>Oncorhynchus keta</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	9,3	S	25,1	NA	NA	K	749,590
De Robertis a kol. 2003	<i>Oncorhynchus keta</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	19,6	S	0,024	NA	NA	K	94,842
De Robertis a kol. 2003	<i>Oncorhynchus keta</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	19,6	S	25,1	NA	NA	K	536,642
De Robertis a kol. 2003	<i>Oncorhynchus keta</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	39,9	S	0,024	NA	NA	K	124,767
De Robertis a kol. 2003	<i>Oncorhynchus keta</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	39,9	S	25,1	NA	NA	K	288,007
De Robertis a kol. 2003	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	0,2	S	0,024	NA	NA	K	195,872
De Robertis a kol. 2003	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	0,2	S	25,1	NA	NA	K	923,077
De Robertis a kol. 2003	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	5,1	S	0,024	NA	NA	K	105,816
De Robertis a kol. 2003	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	5,1	S	25,1	NA	NA	K	1062,664
De Robertis a kol. 2003	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	9,3	S	0,024	NA	NA	K	270,169
De Robertis a kol. 2003	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	9,3	S	25,1	NA	NA	K	896,060
De Robertis a kol. 2003	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	19,6	S	0,024	NA	NA	K	418,762
De Robertis a kol. 2003	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	19,6	S	25,1	NA	NA	K	869,043
De Robertis a kol. 2003	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	39,9	S	0,024	NA	NA	K	218,386
De Robertis a kol. 2003	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	39,9	S	25,1	NA	NA	K	515,572
Diehl 1988	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Chironomus anthracinus</i>	B	S	0	NA	NA	NA	NA	K	79,818
Diehl 1988	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Chironomus anthracinus</i>	B	S	400	NA	NA	NA	NA	K	83,891
Diehl 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chironomus anthracinus</i>	B	S	0	NA	NA	NA	NA	K	34,401
Diehl 1988	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chironomus anthracinus</i>	B	S	400	NA	NA	NA	NA	K	75,995
Diehl 1988	<i>Rutilus rutilus</i>	O	<i>Chironomus anthracinus</i>	B	S	0	NA	NA	NA	NA	K	50,561
Diehl 1988	<i>Rutilus rutilus</i>	O	<i>Chironomus anthracinus</i>	B	S	400	NA	NA	NA	NA	K	55,925
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	S	5	KP	0	NA	NA	K	3,242
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	S	5	KP	0	NA	NA	iÚ	23,350
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	S	10	KP	0	NA	NA	K	4,166
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	S	10	KP	0	NA	NA	iÚ	13,173
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	S	200	KP	0	NA	NA	K	1,816
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	S	200	KP	0	NA	NA	iÚ	16,932
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	S	5	KP	250	NA	NA	K	2,249
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	S	5	KP	250	NA	NA	iÚ	14,151
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	S	10	KP	250	NA	NA	K	1,941

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	S	10	KP	250	NA	NA	iÚ	15,286
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	S	200	KP	250	NA	NA	K	1,178
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	S	200	KP	250	NA	NA	iÚ	9,234
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	B	S	5	KP	0	NA	NA	K	6,658
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	B	S	5	KP	0	NA	NA	iÚ	20,662
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	B	S	10	KP	0	NA	NA	K	5,750
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	B	S	10	KP	0	NA	NA	iÚ	19,447
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	B	S	200	KP	0	NA	NA	K	3,617
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	B	S	200	KP	0	NA	NA	iÚ	12,607
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	B	S	5	KP	250	NA	NA	K	3,851
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	B	S	10	KP	250	NA	NA	K	5,475
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	B	S	10	KP	250	NA	NA	iÚ	15,326
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	B	S	200	KP	250	NA	NA	K	3,605
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	B	S	200	KP	250	NA	NA	iÚ	8,673
Einfalt a kol. 2012	<i>Sander vitreus</i>	O	<i>Notemigonus crysoleucas</i>	B	S	5	KP	250	NA	NA	iÚ	10,728
Ferrari a kol. 2014	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	KP	0	NA	NA	NA	NA	K	0,042
Ferrari a kol. 2014	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	KP	109	NA	NA	NA	NA	K	0,023
Ferrari a kol. 2014	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	KP	462	NA	NA	NA	NA	K	0,000
Ferrari a kol. 2014	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Micropterus salmoides</i>	O	KP	0	NA	NA	NA	NA	K	0,023
Ferrari a kol. 2014	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Micropterus salmoides</i>	O	KP	109	NA	NA	NA	NA	K	0,005
Ferrari a kol. 2014	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Micropterus salmoides</i>	O	KP	462	NA	NA	NA	NA	K	0,009
Gardner 1981	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	0	NA	NA	NA	NA	K	817,778
Gardner 1981	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	60	NA	NA	NA	NA	K	652,705
Gardner 1981	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	120	NA	NA	NA	NA	K	600,746
Gardner 1981	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	190	NA	NA	NA	NA	K	440,428
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	1	S	0	NA	NA	K	0,000
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	1	S	53	NA	NA	K	7,201
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	1	S	3250	NA	NA	K	6,501
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	10	S	0	NA	NA	K	0,000
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	10	S	53	NA	NA	K	6,767
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	10	S	3250	NA	NA	K	7,475
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	20	S	0	NA	NA	K	0,000
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	20	S	53	NA	NA	K	5,637
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	20	S	3250	NA	NA	K	6,728

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	30	S	0	NA	NA	K	0,000
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	30	S	53	NA	NA	K	6,075
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	30	S	3250	NA	NA	K	7,702
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	1	S	0	NA	NA	K	1,911
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	1	S	53	NA	NA	K	8,957
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	1	S	3250	NA	NA	K	7,323
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	10	S	0	NA	NA	K	0,000
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	10	S	53	NA	NA	K	8,553
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	10	S	3250	NA	NA	K	7,682
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	20	S	0	NA	NA	K	0,000
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	20	S	53	NA	NA	K	8,284
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	20	S	3250	NA	NA	K	7,234
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	30	S	0	NA	NA	K	2,752
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	30	S	53	NA	NA	K	8,621
Granqvist a Mattila 2004	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	30	S	3250	NA	NA	K	8,738
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	0,95	S	0	NA	NA	K	1,288
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	0,95	S	1,229	NA	NA	K	1,829
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	0,95	S	2,458	NA	NA	K	1,829
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	0,95	S	86,02	NA	NA	K	1,938
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	3,1	S	0	NA	NA	K	0,988
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	3,1	S	1,229	NA	NA	K	1,971
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	3,1	S	2,458	NA	NA	K	1,996
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	3,1	S	86,02	NA	NA	K	1,804
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	6,1	S	0	NA	NA	K	1,150
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	6,1	S	1,229	NA	NA	K	1,983
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	6,1	S	2,458	NA	NA	K	1,971
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	6,1	S	86,02	NA	NA	K	1,575
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	11	S	0	NA	NA	K	0,983
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	11	S	1,229	NA	NA	K	1,975
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	11	S	2,458	NA	NA	K	1,971
Grecay a Targett 1996	<i>Cynoscion regalis</i>	O	<i>Neomysis americana</i>	B	TB	11	S	86,02	NA	NA	K	1,983
Gresens a kol. 1982	<i>Celithemis fasciata</i>	B	<i>Chironomus tentans</i>	B	T	10	NA	NA	NA	NA	rÚ	0,005
Gresens a kol. 1982	<i>Celithemis fasciata</i>	B	<i>Chironomus tentans</i>	B	T	10	NA	NA	NA	NA	čZ	0,098
Gresens a kol. 1982	<i>Celithemis fasciata</i>	B	<i>Chironomus tentans</i>	B	T	15	NA	NA	NA	NA	rÚ	0,018

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Gresens a kol. 1982	<i>Celithemis fasciata</i>	B	<i>Chironomus tentans</i>	B	T	15	NA	NA	NA	NA	čZ	0,081
Gresens a kol. 1982	<i>Celithemis fasciata</i>	B	<i>Chironomus tentans</i>	B	T	20	NA	NA	NA	NA	rÚ	0,019
Gresens a kol. 1982	<i>Celithemis fasciata</i>	B	<i>Chironomus tentans</i>	B	T	20	NA	NA	NA	NA	čZ	0,072
Gresens a kol. 1982	<i>Celithemis fasciata</i>	B	<i>Chironomus tentans</i>	B	T	25	NA	NA	NA	NA	rÚ	0,028
Gresens a kol. 1982	<i>Celithemis fasciata</i>	B	<i>Chironomus tentans</i>	B	T	25	NA	NA	NA	NA	čZ	0,052
Helenius a kol. 2013	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	zooplankton	B	TB	0	NA	NA	NA	NA	K	136,500
Helenius a kol. 2013	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	zooplankton	B	TB	47,16	NA	NA	NA	NA	K	109,620
Helenius a kol. 2013	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	zooplankton	B	TB	77,38	NA	NA	NA	NA	K	56,260
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	0	S	0	NA	NA	K	1,693
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	0	S	8,398	NA	NA	K	3,558
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	0	S	13,25	NA	NA	K	10,500
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	0	S	31,17	NA	NA	K	14,392
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	0	S	45,91	NA	NA	K	6,749
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	0	S	54,12	NA	NA	K	12,484
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	0	S	63,08	NA	NA	K	5,318
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	0	S	72,6	NA	NA	K	2,990
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	0	S	85,48	NA	NA	K	1,554
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	0	S	92,38	NA	NA	K	5,353
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	0	S	115,9	NA	NA	K	11,833
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	0	S	120,7	NA	NA	K	6,758
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	0	S	132,9	NA	NA	K	12,418
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	10	S	0	NA	NA	K	0,080
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	10	S	20,78	NA	NA	K	5,633
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	10	S	32,34	NA	NA	K	9,013
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	10	S	67,98	NA	NA	K	8,991
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	10	S	100,9	NA	NA	K	6,875
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	10	S	126,9	NA	NA	K	6,859
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	10	S	168,2	NA	NA	K	13,528
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	10	S	190,9	NA	NA	K	9,079
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	20	S	1,133	NA	NA	K	5,647
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	20	S	20,76	NA	NA	K	8,422
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	20	S	32,6	NA	NA	K	10,585
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	20	S	52,95	NA	NA	K	11,183
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	20	S	72,55	NA	NA	K	13,336

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	20	S	106,8	NA	NA	K	14,074
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	20	S	123,4	NA	NA	K	14,521
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	20	S	196,7	NA	NA	K	14,047
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	40	S	0	NA	NA	K	0,514
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	40	S	3,997	NA	NA	K	5,459
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	40	S	23,88	NA	NA	K	9,514
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	40	S	49,63	NA	NA	K	8,622
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	40	S	80,46	NA	NA	K	9,514
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	40	S	113,8	NA	NA	K	8,297
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	40	S	142,7	NA	NA	K	10,081
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	40	S	190,7	NA	NA	K	7,649
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	50	S	0,329	NA	NA	K	0,327
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	50	S	2,799	NA	NA	K	4,951
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	50	S	34,9	NA	NA	K	10,676
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	50	S	62,56	NA	NA	K	2,947
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	50	S	98,77	NA	NA	K	5,305
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	50	S	107	NA	NA	K	6,654
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	50	S	132	NA	NA	K	6,123
Horpilla a kol. 2004	<i>Osmerus eperlanus</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TB	50	S	199,8	NA	NA	K	8,365
Huenemann 2012	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Pimephales</i> sp., <i>Notemigonus</i> sp.	O	TB	0	NA	NA	NA	NA	čN	0,061
Huenemann 2012	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Pimephales</i> sp., <i>Notemigonus</i> sp.	O	TB	10	NA	NA	NA	NA	čN	0,096
Huenemann 2012	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Pimephales</i> sp., <i>Notemigonus</i> sp.	O	TB	25	NA	NA	NA	NA	čN	0,154
Huenemann 2012	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Pimephales</i> sp., <i>Notemigonus</i> sp.	O	TB	50	NA	NA	NA	NA	čN	0,097
Huenemann 2012	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Pimephales</i> sp., <i>Notemigonus</i> sp.	O	TB	100	NA	NA	NA	NA	čN	0,296
Huenemann 2012	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Pimephales</i> sp., <i>Notemigonus</i> sp.	O	TB	250	NA	NA	NA	NA	čN	0,153
Jacobsen a kol. 2014	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	0	*hk	0,031	NA	NA	K	0,039
Jacobsen a kol. 2014	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	0	*hk	0,125	NA	NA	K	0,161
Jacobsen a kol. 2014	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	25	*hk	0,031	NA	NA	K	0,023
Jacobsen a kol. 2014	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	25	*hk	0,125	NA	NA	K	0,106
Jacobsen a kol. 2014	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	105	*hk	0,031	NA	NA	K	0,007
Jacobsen a kol. 2014	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	105	*hk	0,125	NA	NA	K	0,117
Koski a Johnson 2002	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	<i>Daphnia</i> sp.	B	S	0,1	NA	NA	NA	NA	K	104,400
Koski a Johnson 2002	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	<i>Daphnia</i> sp.	B	S	15	NA	NA	NA	NA	K	9816,000
Koski a Johnson 2002	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	<i>Daphnia</i> sp.	B	S	30	NA	NA	NA	NA	K	2532,000

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	0	S	0,025	tTB	řasy	K	6,827
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	0	S	0,025	tTB	jil	K	7,499
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	0	S	1300	tTB	řasy	K	7,013
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	0	S	1300	tTB	jil	K	6,920
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	10	S	0,025	tTB	řasy	K	7,520
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	10	S	0,025	tTB	jil	K	7,610
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	10	S	1300	tTB	řasy	K	6,926
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	10	S	1300	tTB	jil	K	7,044
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	20	S	0,025	tTB	řasy	K	6,704
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	20	S	0,025	tTB	jil	K	7,502
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	20	S	1300	tTB	řasy	K	6,819
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	20	S	1300	tTB	jil	K	7,310
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	40	S	0,025	tTB	řasy	K	6,915
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	40	S	0,025	tTB	jil	K	6,813
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	40	S	1300	tTB	řasy	K	7,492
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	40	S	1300	tTB	jil	K	7,486
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	80	S	0,025	tTB	řasy	K	5,625
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	80	S	0,025	tTB	jil	K	7,298
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	80	S	1300	tTB	řasy	K	6,388
Li a kol. 2012	<i>Siniperca chuatsi</i>	O	<i>Carassius auratus</i>	O	TB	80	S	1300	tTB	jil	K	7,687
Ljunggren a Sandström 2006	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	3	NA	NA	NA	NA	rÚ	792,000
Ljunggren a Sandström 2006	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	3	NA	NA	NA	NA	čZ	0,026
Ljunggren a Sandström 2006	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	25	NA	NA	NA	NA	rÚ	288,000
Ljunggren a Sandström 2006	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	25	NA	NA	NA	NA	čZ	0,031
Ljunggren a Sandström 2006	<i>Sander lucioperca</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	3	NA	NA	NA	NA	rÚ	216,000
Ljunggren a Sandström 2006	<i>Sander lucioperca</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	3	NA	NA	NA	NA	čZ	0,032
Ljunggren a Sandström 2006	<i>Sander lucioperca</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	25	NA	NA	NA	NA	rÚ	252,000
Ljunggren a Sandström 2006	<i>Sander lucioperca</i>	O	<i>Neomysis integer</i>	B	TB	25	NA	NA	NA	NA	čZ	0,031
McCoull a kol. 1998	<i>Naucoris congrex</i>	B	larvy komára	B	T	10	NA	NA	NA	NA	rÚ	0,020
McCoull a kol. 1998	<i>Naucoris congrex</i>	B	larvy komára	B	T	10	NA	NA	NA	NA	čZ	2,548
McCoull a kol. 1998	<i>Naucoris congrex</i>	B	larvy komára	B	T	20	NA	NA	NA	NA	rÚ	0,049
McCoull a kol. 1998	<i>Naucoris congrex</i>	B	larvy komára	B	T	20	NA	NA	NA	NA	čZ	1,685
McCoull a kol. 1998	<i>Naucoris congrex</i>	B	larvy komára	B	T	25	NA	NA	NA	NA	rÚ	0,025
McCoull a kol. 1998	<i>Naucoris congrex</i>	B	larvy komára	B	T	25	NA	NA	NA	NA	čZ	0,755

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
McCoull a kol. 1998	<i>Naucoris congrex</i>	B	larvy komára	B	T	5	NA	NA	NA	NA	rÚ	0,006
McCoull a kol. 1998	<i>Naucoris congrex</i>	B	larvy komára	B	T	5	NA	NA	NA	NA	čZ	4,780
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	1,4	dk	ch	NA	NA	RV	35,558
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	1,4	dk	ch	NA	NA	čN	0,350
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	1,4	dk	z	NA	NA	RV	34,356
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	1,4	dk	z	NA	NA	čN	0,390
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	1,4	dk	z-ch	NA	NA	RV	36,467
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	1,4	dk	z-ch	NA	NA	čN	0,271
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	10	dk	ch	NA	NA	RV	38,895
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	10	dk	ch	NA	NA	čN	0,521
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	10	dk	z	NA	NA	RV	29,384
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	10	dk	z	NA	NA	čN	0,453
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	10	dk	z-ch	NA	NA	RV	44,214
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	10	dk	z-ch	NA	NA	čN	0,686
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	16	dk	ch	NA	NA	RV	34,035
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	16	dk	ch	NA	NA	čN	0,467
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	16	dk	z	NA	NA	RV	31,522
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	16	dk	z	NA	NA	čN	0,471
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	16	dk	z-ch	NA	NA	RV	33,087
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	16	dk	z-ch	NA	NA	čN	0,685
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	32	dk	ch	NA	NA	RV	35,718
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	32	dk	ch	NA	NA	čN	0,643
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	32	dk	z	NA	NA	RV	27,556
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	32	dk	z	NA	NA	čN	0,501
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	32	dk	z-ch	NA	NA	RV	33,093
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	32	dk	z-ch	NA	NA	čN	0,457
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	55	dk	ch	NA	NA	RV	40,887
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	55	dk	ch	NA	NA	čN	0,535
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	55	dk	z	NA	NA	RV	26,384
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	55	dk	z	NA	NA	čN	0,605
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	55	dk	z-ch	NA	NA	RV	30,754
Meager a kol. 2005	<i>Gadus morhua</i>	O	<i>Praunus neglectus</i>	B	TB	55	dk	z-ch	NA	NA	čN	0,589
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	0	NA	NA	NA	NA	K	184,201
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	222,830

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	103,878
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	30	NA	NA	NA	NA	K	191,614
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	239,211
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	50	NA	NA	NA	NA	K	112,570
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	60	NA	NA	NA	NA	K	125,147
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	70	NA	NA	NA	NA	K	90,748
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	80	NA	NA	NA	NA	K	94,358
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	100	NA	NA	NA	NA	K	33,676
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Rutilus rutilus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	0	NA	NA	NA	NA	K	250,819
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Rutilus rutilus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	166,030
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Rutilus rutilus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	139,749
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Rutilus rutilus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	30	NA	NA	NA	NA	K	180,511
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Rutilus rutilus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	149,530
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Rutilus rutilus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	50	NA	NA	NA	NA	K	203,954
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Rutilus rutilus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	60	NA	NA	NA	NA	K	142,656
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Rutilus rutilus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	70	NA	NA	NA	NA	K	195,378
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Rutilus rutilus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	80	NA	NA	NA	NA	K	224,185
Nurminen a kol. 2010 a	<i>Rutilus rutilus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	100	NA	NA	NA	NA	K	155,388
Nurminen a kol. 2010 b	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	0	hk	13	NA	NA	K	366,111
Nurminen a kol. 2010 b	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	10	hk	13	NA	NA	K	290,556
Nurminen a kol. 2010 b	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	20	hk	13	NA	NA	K	294,444
Nurminen a kol. 2010 b	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	TB	30	hk	13	NA	NA	K	277,778
Nurminen a kol. 2010 b	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Sida crystallina</i>	B	TB	0	*hk	0,004	NA	NA	K	5,833
Nurminen a kol. 2010 b	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Sida crystallina</i>	B	TB	10	*hk	0,004	NA	NA	K	2,708
Nurminen a kol. 2010 b	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Sida crystallina</i>	B	TB	20	*hk	0,004	NA	NA	K	0,590
Nurminen a kol. 2010 b	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Sida crystallina</i>	B	TB	30	*hk	0,004	NA	NA	K	0,000
Pangle a Peacor 2009	<i>Bythotrephes longimanus</i>	B	<i>Daphnia mendotae</i>	B	S	4,02	exp	2	NA	NA	rs	0,020
Pangle a Peacor 2009	<i>Bythotrephes longimanus</i>	B	<i>Daphnia mendotae</i>	B	S	4,02	exp	2	NA	NA	K	0,120
Pangle a Peacor 2009	<i>Bythotrephes longimanus</i>	B	<i>Daphnia mendotae</i>	B	S	201	exp	1	NA	NA	rs	0,170
Pangle a Peacor 2009	<i>Bythotrephes longimanus</i>	B	<i>Daphnia mendotae</i>	B	S	201	exp	2	NA	NA	rs	0,080
Pangle a Peacor 2009	<i>Bythotrephes longimanus</i>	B	<i>Daphnia mendotae</i>	B	S	201	exp	1	NA	NA	K	0,620
Pangle a Peacor 2009	<i>Bythotrephes longimanus</i>	B	<i>Daphnia mendotae</i>	B	S	201	exp	2	NA	NA	K	0,680
Pangle a Peacor 2009	<i>Bythotrephes longimanus</i>	B	<i>Daphnia mendotae</i>	B	S	1474	exp	2	NA	NA	rs	0,280
Pangle a Peacor 2009	<i>Bythotrephes longimanus</i>	B	<i>Daphnia mendotae</i>	B	S	1474	exp	2	NA	NA	K	1,830

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Pangle a Peacor 2009	<i>Bythotrephes longimanus</i>	B	<i>Daphnia mendotae</i>	B	S	1675	exp	1	NA	NA	rs	0,610
Pangle a Peacor 2009	<i>Bythotrephes longimanus</i>	B	<i>Daphnia mendotae</i>	B	S	1675	exp	1	NA	NA	K	2,280
Pangle a Peacor 2009	<i>Bythotrephes longimanus</i>	B	<i>Daphnia mendotae</i>	B	S	11390	exp	1	NA	NA	rs	0,620
Pangle a Peacor 2009	<i>Bythotrephes longimanus</i>	B	<i>Daphnia mendotae</i>	B	S	11390	exp	1	NA	NA	K	2,300
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	0	NA	NA	NA	NA	pP	1,818
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	0	NA	NA	NA	NA	pP	0,000
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	0	NA	NA	NA	NA	pP	2,061
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	0	NA	NA	NA	NA	pP	0,000
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	1	NA	NA	NA	NA	pP	9,818
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	1	NA	NA	NA	NA	pP	2,061
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	1	NA	NA	NA	NA	pP	1,818
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	1	NA	NA	NA	NA	pP	52,485
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	30	NA	NA	NA	NA	pP	100,000
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	30	NA	NA	NA	NA	pP	90,303
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	30	NA	NA	NA	NA	pP	61,939
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	30	NA	NA	NA	NA	pP	100,000
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	150	NA	NA	NA	NA	pP	98,061
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	150	NA	NA	NA	NA	pP	95,394
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	150	NA	NA	NA	NA	pP	55,152
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	150	NA	NA	NA	NA	pP	100,000
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	700	NA	NA	NA	NA	pP	98,303
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	700	NA	NA	NA	NA	pP	95,394
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	700	NA	NA	NA	NA	pP	65,576
Pankhurst a Hilder 1998	<i>Latris lineata</i>	O	<i>Brachionus plicatilis, Artemi nauplii</i>	B	S	700	NA	NA	NA	NA	pP	62,667
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	0	TB	0	NA	NA	K	152,423
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	0	TB	30	NA	NA	K	74,023
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	0	TB	60	NA	NA	K	35,615
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	1,3	TB	0	NA	NA	K	133,033
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	1,3	TB	30	NA	NA	K	117,486
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	1,3	TB	60	NA	NA	K	46,510
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	2,7	TB	0	NA	NA	K	113,649
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	2,7	TB	30	NA	NA	K	71,242
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	2,7	TB	60	NA	NA	K	70,559
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	5,5	TB	0	NA	NA	K	110,263

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	5,5	TB	30	NA	NA	K	141,001
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	5,5	TB	60	NA	NA	K	108,877
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	18,3	TB	0	NA	NA	K	148,584
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	18,3	TB	30	NA	NA	K	182,753
Pekcan-Hekim a kol. 2013	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Chaoborus flavicans</i>	B	TR	18,3	TB	60	NA	NA	K	38,062
Petersen a Gadowski 1994	<i>Ptychoeilus oregonensis</i>	O	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	O	S	0,01	ps	kn	dd	do12h	K	0,172
Petersen a Gadowski 1994	<i>Ptychoeilus oregonensis</i>	O	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	O	S	0,01	ps	kn	dd	po12h	K	0,218
Petersen a Gadowski 1994	<i>Ptychoeilus oregonensis</i>	O	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	O	S	0,03	ps	pn	dd	do12h	K	0,425
Petersen a Gadowski 1994	<i>Ptychoeilus oregonensis</i>	O	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	O	S	0,03	ps	pn	dd	po12h	K	0,394
Petersen a Gadowski 1994	<i>Ptychoeilus oregonensis</i>	O	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	O	S	2,2	ps	kn	dd	do12h	K	0,023
Petersen a Gadowski 1994	<i>Ptychoeilus oregonensis</i>	O	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	O	S	2,2	ps	kn	dd	po12h	K	0,058
Petersen a Gadowski 1994	<i>Ptychoeilus oregonensis</i>	O	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	O	S	4,3	ps	pn	dd	do12h	K	0,024
Petersen a Gadowski 1994	<i>Ptychoeilus oregonensis</i>	O	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	O	S	4,3	ps	pn	dd	po12h	K	0,023
Petersen a Gadowski 1994	<i>Ptychoeilus oregonensis</i>	O	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	O	S	160	ps	pn	dd	do12h	K	0,001
Petersen a Gadowski 1994	<i>Ptychoeilus oregonensis</i>	O	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	O	S	160	ps	pn	dd	po12h	K	0,009
Petersen a Gadowski 1994	<i>Ptychoeilus oregonensis</i>	O	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	O	S	215	ps	kn	dd	do12h	K	0,029
Petersen a Gadowski 1994	<i>Ptychoeilus oregonensis</i>	O	<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	O	S	215	ps	kn	dd	po12h	K	0,061
Quesenberry a kol. 2007	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	7,5	NA	NA	NA	NA	RV	17,226
Quesenberry a kol. 2007	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	7,5	NA	NA	NA	NA	iÚ	837,513
Quesenberry a kol. 2007	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	7,5	NA	NA	NA	NA	K	36,648
Quesenberry a kol. 2007	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	25	NA	NA	NA	NA	RV	13,032
Quesenberry a kol. 2007	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	25	NA	NA	NA	NA	iÚ	562,906
Quesenberry a kol. 2007	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	25	NA	NA	NA	NA	K	44,102
Quesenberry a kol. 2007	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	50	NA	NA	NA	NA	RV	5,710
Quesenberry a kol. 2007	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	50	NA	NA	NA	NA	iÚ	1099,607
Quesenberry a kol. 2007	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	50	NA	NA	NA	NA	K	36,743
Quesenberry a kol. 2007	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	70	NA	NA	NA	NA	RV	6,000
Quesenberry a kol. 2007	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	70	NA	NA	NA	NA	iÚ	854,015
Quesenberry a kol. 2007	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	TB	70	NA	NA	NA	NA	K	40,989
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	0	hk	0,2	NA	NA	K	47,636
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	0	tTB	jil	NA	NA	K	19,192
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	0	tTB	pl	NA	NA	K	15,615
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	0,5	hk	0,2	NA	NA	K	58,116
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	0,5	tTB	jil	NA	NA	K	19,189

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	0,5	tTB	pl	NA	NA	K	15,232
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	1	hk	0,2	NA	NA	K	44,520
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	1	tTB	jil	NA	NA	K	17,969
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	1	tTB	pl	NA	NA	K	10,383
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	2	hk	0,2	NA	NA	K	38,423
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	2	tTB	jil	NA	NA	K	18,751
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	2	tTB	pl	NA	NA	K	13,600
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	4	hk	0,2	NA	NA	K	15,681
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	4	tTB	jil	NA	NA	K	0,180
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	4	tTB	pl	NA	NA	K	9,176
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	8	hk	0,2	NA	NA	K	1,688
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	8	tTB	jil	NA	NA	K	18,340
Radke a Gaupisch 2005	<i>Perca fluviatilis</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	8	tTB	pl	NA	NA	K	4,006
Ranåker a kol. 2012	<i>Esox lucius</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	0	NA	NA	NA	NA	RV	134,935
Ranåker a kol. 2012	<i>Esox lucius</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	3,2	NA	NA	NA	NA	RV	103,988
Ranåker a kol. 2012	<i>Esox lucius</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	7,5	NA	NA	NA	NA	RV	62,772
Ranåker a kol. 2012	<i>Esox lucius</i>	O	<i>Rutilus rutilus</i>	O	TB	16,9	NA	NA	NA	NA	RV	33,716
Richmond a kol. 2004	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	S	0	NA	NA	NA	NA	RV	2,797
Richmond a kol. 2004	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	S	0,3	NA	NA	NA	NA	RV	2,530
Richmond a kol. 2004	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	S	1	NA	NA	NA	NA	RV	3,650
Richmond a kol. 2004	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	S	2	NA	NA	NA	NA	RV	4,103
Richmond a kol. 2004	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	S	5	NA	NA	NA	NA	RV	4,089
Richmond a kol. 2004	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	S	10	NA	NA	NA	NA	RV	4,419
Richmond a kol. 2004	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	S	20	NA	NA	NA	NA	RV	4,075
Richmond a kol. 2004	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	S	35	NA	NA	NA	NA	RV	3,880
Richmond a kol. 2004	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	S	100	NA	NA	NA	NA	RV	4,644
Richmond a kol. 2004	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	S	160	NA	NA	NA	NA	RV	4,462
Richmond a kol. 2004	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	S	1010	NA	NA	NA	NA	RV	4,622
Richmond a kol. 2004	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	S	3000	NA	NA	NA	NA	RV	5,004
Richmond a kol. 2004	<i>Perca flavescens</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	S	3400	NA	NA	NA	NA	RV	3,909
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias brevipinnis</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	0	NA	NA	NA	NA	K	63,199
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias brevipinnis</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	49,719
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias brevipinnis</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	50,736
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias brevipinnis</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	43,338

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias brevipinnis</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	80	NA	NA	NA	NA	K	55,746
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias brevipinnis</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	160	NA	NA	NA	NA	K	52,234
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias brevipinnis</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	320	NA	NA	NA	NA	K	72,800
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias brevipinnis</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	640	NA	NA	NA	NA	K	41,709
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias fasciatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	0	NA	NA	NA	NA	K	50,791
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias fasciatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	38,215
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias fasciatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	31,982
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias fasciatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	36,106
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias fasciatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	80	NA	NA	NA	NA	K	36,217
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias fasciatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	160	NA	NA	NA	NA	K	33,998
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias fasciatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	320	NA	NA	NA	NA	K	31,132
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias fasciatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	640	NA	NA	NA	NA	K	27,617
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias maculatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	0	NA	NA	NA	NA	K	47,740
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias maculatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	52,512
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias maculatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	49,385
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias maculatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	49,108
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias maculatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	80	NA	NA	NA	NA	K	43,005
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias maculatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	160	NA	NA	NA	NA	K	44,669
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias maculatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	320	NA	NA	NA	NA	K	42,711
Rowe a Dean 1998	<i>Galaxias maculatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	640	NA	NA	NA	NA	K	28,582
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus cotidianus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	0	NA	NA	NA	NA	K	42,785
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus cotidianus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	45,355
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus cotidianus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	43,265
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus cotidianus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	45,576
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus cotidianus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	80	NA	NA	NA	NA	K	33,518
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus cotidianus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	160	NA	NA	NA	NA	K	29,355
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus cotidianus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	320	NA	NA	NA	NA	K	27,786
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus cotidianus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	640	NA	NA	NA	NA	K	27,119
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus huttoni</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	0	NA	NA	NA	NA	K	31,191
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus huttoni</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	25,351
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus huttoni</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	42,162
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus huttoni</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	63,893
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus huttoni</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	80	NA	NA	NA	NA	K	50,286
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus huttoni</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	160	NA	NA	NA	NA	K	45,220

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus huttoni</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	320	NA	NA	NA	NA	K	47,017
Rowe a Dean 1998	<i>Gobiomorphus huttoni</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	640	NA	NA	NA	NA	K	31,206
Rowe a Dean 1998	<i>Retropinna retropinna</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	0	NA	NA	NA	NA	K	46,608
Rowe a Dean 1998	<i>Retropinna retropinna</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	37,010
Rowe a Dean 1998	<i>Retropinna retropinna</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	36,992
Rowe a Dean 1998	<i>Retropinna retropinna</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	29,596
Rowe a Dean 1998	<i>Retropinna retropinna</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	80	NA	NA	NA	NA	K	29,708
Rowe a Dean 1998	<i>Retropinna retropinna</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	160	NA	NA	NA	NA	K	28,653
Rowe a Dean 1998	<i>Retropinna retropinna</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	320	NA	NA	NA	NA	K	26,693
Rowe a Dean 1998	<i>Retropinna retropinna</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	640	NA	NA	NA	NA	K	18,777
Rowe a kol. 2002	<i>Galaxias maculatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	252,618
Rowe a kol. 2002	<i>Galaxias maculatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	207,699
Rowe a kol. 2002	<i>Galaxias maculatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	222,770
Rowe a kol. 2002	<i>Galaxias maculatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	80	NA	NA	NA	NA	K	221,328
Rowe a kol. 2002	<i>Galaxias maculatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	160	NA	NA	NA	NA	K	205,103
Rowe a kol. 2002	<i>Galaxias maculatus</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	3	NA	NA	NA	NA	K	294,058
Rowe a kol. 2002	<i>Retropinna retropinna</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	73,380
Rowe a kol. 2002	<i>Retropinna retropinna</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	80,498
Rowe a kol. 2002	<i>Retropinna retropinna</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	75,207
Rowe a kol. 2002	<i>Retropinna retropinna</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	80	NA	NA	NA	NA	K	82,323
Rowe a kol. 2002	<i>Retropinna retropinna</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	160	NA	NA	NA	NA	K	80,000
Rowe a kol. 2002	<i>Retropinna retropinna</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	3	NA	NA	NA	NA	K	75,354
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	334,592
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	340,884
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	359,985
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	80	NA	NA	NA	NA	K	347,649
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	160	NA	NA	NA	NA	K	341,119
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	<i>Daphnia sp.</i>	B	TB	320	NA	NA	NA	NA	K	374,210
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	<i>Deleatidium</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	13,423
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	<i>Deleatidium</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	15,711
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	<i>Deleatidium</i>	B	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	15,093
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	<i>Deleatidium</i>	B	TB	80	NA	NA	NA	NA	K	14,784
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	<i>Deleatidium</i>	B	TB	160	NA	NA	NA	NA	K	16,948
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	<i>Deleatidium</i>	B	TB	320	NA	NA	NA	NA	K	18,866

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	larvy komára	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	18,618
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	larvy komára	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	18,801
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	larvy komára	B	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	26,462
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	larvy komára	B	TB	80	NA	NA	NA	NA	K	21,194
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	larvy komára	B	TB	160	NA	NA	NA	NA	K	24,419
Rowe a kol. 2003	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	O	larvy komára	B	TB	320	NA	NA	NA	NA	K	33,729
Ryer a Olla 1999	<i>Anoplopoma fimbria</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	S	5E-07	NA	NA	NA	NA	K	309,953
Ryer a Olla 1999	<i>Anoplopoma fimbria</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	S	1E-05	NA	NA	NA	NA	K	309,953
Ryer a Olla 1999	<i>Anoplopoma fimbria</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	S	5E-05	NA	NA	NA	NA	K	311,659
Ryer a Olla 1999	<i>Anoplopoma fimbria</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	S	8E-04	NA	NA	NA	NA	K	367,962
Ryer a Olla 1999	<i>Anoplopoma fimbria</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	S	0,008	NA	NA	NA	NA	K	637,536
Ryer a Olla 1999	<i>Anoplopoma fimbria</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	S	0,078	NA	NA	NA	NA	K	1060,664
Ryer a Olla 1999	<i>Anoplopoma fimbria</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	S	0,75	NA	NA	NA	NA	K	1181,801
Ryer a Olla 1999	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	S	5E-07	NA	NA	NA	NA	K	240,000
Ryer a Olla 1999	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	S	1E-05	NA	NA	NA	NA	K	197,429
Ryer a Olla 1999	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	S	5E-05	NA	NA	NA	NA	K	358,458
Ryer a Olla 1999	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	S	8E-04	NA	NA	NA	NA	K	621,285
Ryer a Olla 1999	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	S	0,008	NA	NA	NA	NA	K	737,892
Ryer a Olla 1999	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	S	0,078	NA	NA	NA	NA	K	911,877
Ryer a Olla 1999	<i>Theragra chalcogramma</i>	O	<i>Artemia salina</i>	B	S	0,75	NA	NA	NA	NA	K	823,033
Salonen a kol. 2010	<i>Esox lucius</i>	O	<i>Cyclops sp.</i>	B	TB	1,03	exp	2	NA	NA	K	2,651
Salonen a kol. 2010	<i>Esox lucius</i>	O	<i>Cyclops sp.</i>	B	TB	7,02	exp	2	NA	NA	K	1,067
Salonen a kol. 2010	<i>Esox lucius</i>	O	<i>Daphnia longispina</i>	B	TB	1,03	exp	1	NA	NA	K	2,415
Salonen a kol. 2010	<i>Esox lucius</i>	O	<i>Daphnia longispina</i>	B	TB	1,03	exp	2	NA	NA	K	0,863
Salonen a kol. 2010	<i>Esox lucius</i>	O	<i>Daphnia longispina</i>	B	TB	7,02	exp	1	NA	NA	K	2,708
Salonen a kol. 2010	<i>Esox lucius</i>	O	<i>Daphnia longispina</i>	B	TB	7,02	exp	2	NA	NA	K	0,731
Salonen a kol. 2010	<i>Esox lucius</i>	O	<i>Eurytemora affinis</i>	B	TB	1,03	exp	1	NA	NA	K	4,723
Salonen a kol. 2010	<i>Esox lucius</i>	O	<i>Eurytemora affinis</i>	B	TB	7,02	exp	1	NA	NA	K	2,462
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Dorosoma cepedianum</i>	O	TB	0	NA	NA	NA	NA	K	2,187
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Dorosoma cepedianum</i>	O	TB	5	NA	NA	NA	NA	K	0,007
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Dorosoma cepedianum</i>	O	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	0,011
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Dorosoma cepedianum</i>	O	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	0,000
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	kombinace všech tří druhů daného pokusu	B,O	TB	0	NA	NA	NA	NA	K	2,406
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	kombinace všech tří druhů daného pokusu	B,O	TB	5	NA	NA	NA	NA	K	0,136

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	kombinace všech tří druhů daného pokusu	B,O	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	0,108
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	kombinace všech tří druhů daného pokusu	B,O	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	0,066
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	TB	0	NA	NA	NA	NA	K	0,173
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	TB	5	NA	NA	NA	NA	K	0,088
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	0,031
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	0,027
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Orconectes virilis</i>	B	TB	0	NA	NA	NA	NA	K	0,000
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Orconectes virilis</i>	B	TB	5	NA	NA	NA	NA	K	0,005
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Orconectes virilis</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	0,023
Shoup a Wahl 2009	<i>Micropterus salmoides</i>	O	<i>Orconectes virilis</i>	B	TB	40	NA	NA	NA	NA	K	0,001
Tabor 1998	<i>Cottus asper</i>	O	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	S	0	NA	NA	NA	NA	K	125,035
Tabor 1998	<i>Cottus asper</i>	O	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	S	0,032	NA	NA	NA	NA	K	129,053
Tabor 1998	<i>Cottus asper</i>	O	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	S	0,065	NA	NA	NA	NA	K	109,320
Tabor 1998	<i>Cottus asper</i>	O	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	S	0,108	NA	NA	NA	NA	K	107,921
Tabor 1998	<i>Cottus asper</i>	O	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	S	1,075	NA	NA	NA	NA	K	114,439
Tabor 1998	<i>Cottus asper</i>	O	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	S	10,75	NA	NA	NA	NA	K	62,832
Tabor 1998	<i>Cottus rhotheus</i>	O	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	S	0	NA	NA	NA	NA	K	130,072
Tabor 1998	<i>Cottus rhotheus</i>	O	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	S	0,032	NA	NA	NA	NA	K	122,186
Tabor 1998	<i>Cottus rhotheus</i>	O	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	S	0,065	NA	NA	NA	NA	K	102,099
Tabor 1998	<i>Cottus rhotheus</i>	O	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	S	0,108	NA	NA	NA	NA	K	110,413
Tabor 1998	<i>Cottus rhotheus</i>	O	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	S	1,075	NA	NA	NA	NA	K	91,927
Tabor 1998	<i>Cottus rhotheus</i>	O	<i>Oncorhynchus nerka</i>	O	S	10,75	NA	NA	NA	NA	K	33,039
Thompson 1978	<i>Ischnura elegans</i>	B	<i>Daphnia sp.</i>	B	T	5	NA	NA	NA	NA	rÚ	0,004
Thompson 1978	<i>Ischnura elegans</i>	B	<i>Daphnia sp.</i>	B	T	5	NA	NA	NA	NA	čZ	6,630
Thompson 1978	<i>Ischnura elegans</i>	B	<i>Daphnia sp.</i>	B	T	8	NA	NA	NA	NA	rÚ	0,004
Thompson 1978	<i>Ischnura elegans</i>	B	<i>Daphnia sp.</i>	B	T	8	NA	NA	NA	NA	čZ	2,491
Thompson 1978	<i>Ischnura elegans</i>	B	<i>Daphnia sp.</i>	B	T	12	NA	NA	NA	NA	rÚ	0,007
Thompson 1978	<i>Ischnura elegans</i>	B	<i>Daphnia sp.</i>	B	T	12	NA	NA	NA	NA	čZ	1,207
Thompson 1978	<i>Ischnura elegans</i>	B	<i>Daphnia sp.</i>	B	T	16	NA	NA	NA	NA	rÚ	0,011
Thompson 1978	<i>Ischnura elegans</i>	B	<i>Daphnia sp.</i>	B	T	16	NA	NA	NA	NA	čZ	0,599
Thompson 1978	<i>Ischnura elegans</i>	B	<i>Daphnia sp.</i>	B	T	20	NA	NA	NA	NA	rÚ	0,014
Thompson 1978	<i>Ischnura elegans</i>	B	<i>Daphnia sp.</i>	B	T	20	NA	NA	NA	NA	čZ	0,686
Thompson 1978	<i>Ischnura elegans</i>	B	<i>Daphnia sp.</i>	B	T	27,5	NA	NA	NA	NA	rÚ	0,016
Thompson 1978	<i>Ischnura elegans</i>	B	<i>Daphnia sp.</i>	B	T	27,5	NA	NA	NA	NA	čZ	0,645

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,005	hk	1,1	NA	NA	K	0,515
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,005	hk	2,2	NA	NA	K	1,666
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,005	hk	3,3	NA	NA	K	4,059
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,005	hk	4,4	NA	NA	K	7,121
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,005	hk	8,3	NA	NA	K	11,723
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,005	hk	16,6	NA	NA	K	24,753
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,005	hk	22,2	NA	NA	K	30,892
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,005	hk	33,3	NA	NA	K	32,468
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	0,005	hk	55,5	NA	NA	K	59,125
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1,25	hk	1,1	NA	NA	K	3,476
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1,25	hk	2,2	NA	NA	K	7,015
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1,25	hk	3,3	NA	NA	K	10,076
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1,25	hk	4,4	NA	NA	K	11,989
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1,25	hk	8,3	NA	NA	K	29,877
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1,25	hk	16,6	NA	NA	K	56,091
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1,25	hk	22,2	NA	NA	K	68,823
Townsend a Risebrow 1982	<i>Abramis brama</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	S	1,25	hk	33,3	NA	NA	K	75,176
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	0	zk	č	pk	poh	RV	11,427
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	0	zk	pr	pk	nepoh	RV	7,246
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	0	zk	pr	pk	poh	RV	8,926
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	15	zk	č	pk	poh	RV	11,752
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	15	zk	pr	pk	nepoh	RV	8,430
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	15	zk	pr	pk	poh	RV	9,613
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	20	zk	č	pk	poh	RV	11,236
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	20	zk	pr	pk	nepoh	RV	8,659
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	20	zk	pr	pk	poh	RV	9,308
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	25	zk	č	pk	poh	RV	10,358
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	25	zk	pr	pk	nepoh	RV	7,418
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	25	zk	pr	pk	poh	RV	9,117
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	30	zk	č	pk	poh	RV	9,881
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	30	zk	pr	pk	nepoh	RV	7,131
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	30	zk	pr	pk	poh	RV	8,239
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	40	zk	č	pk	poh	RV	9,842
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	40	zk	pr	pk	nepoh	RV	6,081

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	40	zk	pr	pk	poh	RV	8,067
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	50	zk	č	pk	poh	RV	8,506
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	50	zk	pr	pk	nepoh	RV	5,203
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	50	zk	pr	pk	poh	RV	7,418
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	100	zk	č	pk	poh	RV	5,069
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	100	zk	pr	pk	nepoh	RV	1,174
Utne-Palm 1999	<i>Gobiusculus flavescens</i>	O	<i>Calanus spp.</i>	B	*TB	100	zk	pr	pk	poh	RV	3,866
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,7	vk	1	RV	3,359
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,7	vk	1,25	RV	3,512
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,7	vk	1,5	RV	4,894
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,7	vk	1,75	RV	4,280
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,7	vk	2	RV	4,779
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,7	vk	2,25	RV	4,741
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,7	vk	2,5	RV	3,820
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,81	vk	1	RV	4,050
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,81	vk	1,25	RV	5,355
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,81	vk	1,5	RV	7,121
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,81	vk	1,75	RV	7,850
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,81	vk	2	RV	9,578
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,81	vk	2,25	RV	8,772
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,81	vk	2,5	RV	9,232
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,9	vk	1	RV	6,852
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,9	vk	1,25	RV	8,656
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,9	vk	1,5	RV	10,038
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,9	vk	1,75	RV	12,457
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,9	vk	2	RV	13,033
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,9	vk	2,25	RV	15,067
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	0,9	vk	2,5	RV	18,061
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	3,2	vk	1	RV	9,002
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	3,2	vk	1,25	RV	13,186
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	3,2	vk	1,5	RV	15,413
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	3,2	vk	1,75	RV	19,904
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	3,2	vk	2	RV	22,821
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	3,2	vk	2,25	RV	25,547

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	10,8	vk	1	RV	12,687
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	10,8	vk	1,25	RV	18,752
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	10,8	vk	1,5	RV	20,979
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	10,8	vk	1,75	RV	24,702
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	1	S	10,8	vk	2	RV	26,353
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	6,25	S	34,9	vk	1	RV	8,364
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	6,25	S	34,9	vk	1,5	RV	11,801
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	6,25	S	34,9	vk	1,75	RV	18,265
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	6,25	S	34,9	vk	2	RV	18,532
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	6,25	S	34,9	vk	2,25	RV	19,858
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	10	S	34,9	vk	1	RV	6,835
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	10	S	34,9	vk	1,25	RV	6,827
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	10	S	34,9	vk	1,5	RV	11,330
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	10	S	34,9	vk	1,75	RV	13,245
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	10	S	34,9	vk	2	RV	14,453
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	10	S	34,9	vk	2,25	RV	18,956
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	20	S	34,9	vk	1	RV	4,363
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	20	S	34,9	vk	1,25	RV	6,318
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	20	S	34,9	vk	1,5	RV	6,272
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	20	S	34,9	vk	1,75	RV	12,264
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	20	S	34,9	vk	2	RV	8,492
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	20	S	34,9	vk	2,25	RV	13,584
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	20	S	34,9	vk	2,5	RV	15,028
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	30	S	34,9	vk	1	RV	2,716
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	30	S	34,9	vk	1,25	RV	3,651
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	30	S	34,9	vk	1,5	RV	4,585
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	30	S	34,9	vk	1,75	RV	4,265
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	30	S	34,9	vk	2	RV	4,688
Vinyard a kol. 1976	<i>Lepomis macrochirus</i>	O	<i>Daphnia pulex</i>	B	*TB	30	S	34,9	vk	2,25	RV	5,857
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	3,5	NA	NA	NA	NA	K	85,351
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	3,5	NA	NA	NA	NA	K	89,741
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	3,5	NA	NA	NA	NA	K	93,733
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	6	NA	NA	NA	NA	K	81,780
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	6	NA	NA	NA	NA	K	84,841

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	6	NA	NA	NA	NA	K	89,630
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	73,832
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	78,755
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	82,081
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	37,598
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	36,268
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	39,061
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	22	NA	NA	NA	NA	K	31,229
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	22	NA	NA	NA	NA	K	27,105
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	22	NA	NA	NA	NA	K	26,041
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	25	NA	NA	NA	NA	K	16,487
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	25	NA	NA	NA	NA	K	18,616
Vinyard a Yuan 1996	<i>Oncorhynchus clarki henshawi</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	25	NA	NA	NA	NA	K	22,209
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	3,5	NA	NA	NA	NA	K	91,165
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	3,5	NA	NA	NA	NA	K	94,454
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	3,5	NA	NA	NA	NA	K	94,456
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	6	NA	NA	NA	NA	K	84,797
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	6	NA	NA	NA	NA	K	89,666
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	6	NA	NA	NA	NA	K	93,483
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	74,400
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	81,768
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	10	NA	NA	NA	NA	K	84,396
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	40,376
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	44,058
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	20	NA	NA	NA	NA	K	61,294
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	22	NA	NA	NA	NA	K	31,491
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	22	NA	NA	NA	NA	K	35,440
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	22	NA	NA	NA	NA	K	54,649
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	25	NA	NA	NA	NA	K	23,298
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	25	NA	NA	NA	NA	K	24,615
Vinyard a Yuan 1996	<i>Richardsonius egregius</i>	O	<i>Daphnia magna</i>	B	TB	25	NA	NA	NA	NA	K	40,929
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	20	tTB	sed	NA	NA	K	104,090
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	20	tTB	pl	NA	NA	K	5,337
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	50	tTB	sed	NA	NA	K	36,465

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	50	tTB	pl	NA	NA	K	2,930
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	100	tTB	sed	NA	NA	K	61,439
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	100	tTB	pl	NA	NA	K	2,749
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	5	tTB	sed	NA	NA	K	76,411
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	5	tTB	pl	NA	NA	K	53,745
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	20	tTB	sed	NA	NA	K	26,872
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	20	tTB	pl	NA	NA	K	22,252
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	50	tTB	sed	NA	NA	K	35,227
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	50	tTB	pl	NA	NA	K	17,117
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	100	tTB	sed	NA	NA	K	42,954
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	100	tTB	pl	NA	NA	K	10,869
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	5	tTB	sed	NA	NA	K	31,505
Wellington a kol. 2010	<i>Perca flavescens</i>	O	zooplankton	B	TB	5	tTB	pl	NA	NA	K	42,927
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	0	NA	NA	T	12	RV	49,400
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	0	NA	NA	T	12	ÚCH	9,300
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	9	NA	NA	T	12	RV	30,100
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	9	NA	NA	T	12	ÚCH	9,300
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	15,5	NA	NA	T	12	RV	23,500
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	15,5	NA	NA	T	12	ÚCH	9,200
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	24,5	NA	NA	T	12	RV	21,300
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	24,5	NA	NA	T	12	ÚCH	7,800
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	31	NA	NA	T	12	RV	20,700
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	31	NA	NA	T	12	ÚCH	5,500
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	26,5	NA	NA	T	12	RV	13,900
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	46,5	NA	NA	T	12	ÚCH	1,700
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	55,5	NA	NA	T	12	RV	12,600
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	55,5	NA	NA	T	12	ÚCH	1,700
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	0	NA	NA	T	18	RV	46,500
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	0	NA	NA	T	18	ÚCH	9,400
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	9	NA	NA	T	18	RV	27,900
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	9	NA	NA	T	18	ÚCH	8,800
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	15,5	NA	NA	T	18	RV	19,000
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	15,5	NA	NA	T	18	ÚCH	8,100
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	24,5	NA	NA	T	18	RV	14,800

studie	predátor	typ_pred	kořist	typ_k	f1	f1_h	f2	f2_h	f3	f3_h	p_pred	p_pred_h
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	24,5	NA	NA	T	18	ÚCH	6,100
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	31	NA	NA	T	18	RV	13,800
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	31	NA	NA	T	18	ÚCH	4,000
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	26,5	NA	NA	T	18	RV	11,800
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	46,5	NA	NA	T	18	ÚCH	1,500
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	55,5	NA	NA	T	18	RV	9,900
Zamor a Grossman 2007	<i>Clinostomus funduloides</i>	O	<i>Tenebrio molitor</i>	B	TB	55,5	NA	NA	T	18	ÚCH	1,100

Tab. 3. Tabulka použitá pro převod jednotek intenzity světla v Tab. 2 (http://www.egc.com/useful_info_lighting.php, staženo dne 5. 11. 2014)

Radiation Source	Photons To W/m ²	W/m ² To Photons	Photons To Lux	Lux To Photons	Photons To F.C.	F.C. To Photons	W/m ² To Lux	Lux To W/m ²
Sunlight	0.219	4.57	54	0.019	5.02	0.199	0.249	4.02
Cool white fluorescent	0.218	4.59	74	0.014	6.87	0.146	0.341	2.93
Plant Growth fluorescent (Gro-Lux)	0.208	4.80	33	0.030	3.07	0.326	0.158	6.34
High-pressure sodium	0.201	4.98	82	0.012	7.62	0.131	0.408	2.45
High-pressure metal halide	0.218	4.59	71	0.014	6.60	0.152	0.328	3.05
Low-pressure sodium	0.203	4.92	106	0.009	9.85	0.102	0.521	1.92
Incandescent 100W tungsten halogen	0.200	5.00	50	0.020	4.65	0.215	0.251	3.99