

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**



**Faktory ovlivňující přežívání bolena dravého
(*Aspius aspius*) a candáta obecného (*Sander lucioperca*)
v hluboké kaňonovité nádrži**

Diplomová práce

Bc. Petr Blabolil

Vedoucí práce: RNDr. Jiří Peterka, Ph.D.

Školitel specialista: Ing. Jaroslava Frouzová, Ph.D.

České Budějovice 2012

Blabolil P., 2012: Faktory ovlivňující přežívání bolena dravého (*Aspius aspius*) a candáta obecného (*Sander lucioperca*) v hluboké kaňonovité nádrži. [Factors affecting survival of asp (*Aspius aspius*) and pikeperch (*Sander lucioperca*) in a deep canyon-shaped reservoir. Mgr. Thesis, in Czech] – 107 p., Faculty of Science, The University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation:

Changes in abundances of 0+, 1+ and 2+ age classes of the two most important piscivorous species – asp (*Aspius aspius*) and pikeperch (*Sander lucioperca*) in a deep canyon-shaped reservoir were investigated. A long-term fish sampling in the reservoir including fry trawling, fry and adult beach seining and gillneting was used to determine the factors affecting the recruitment. All data were used in a single linear model and the results obtained using different sampling methods were discussed.

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

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a 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 24. 4. 2012

.....
Bc. Petr Blabolil

Poděkování:

Od srdce děkuji vedoucímu práce RNDr. Jiřímu Peterkovi, Ph.D. za podnětné oči otevírající náměty ke koncepci a formě diplomové práce, za odborné vedení, poskytování rad a materiálových podkladů. Rovněž děkuji školitelce specialiste Ing. Jaroslavě Frouzové, Ph.D. za cenné připomínky a revize práce.

Veškeré odlovy ryb provedli vědečtí pracovníci ze skupiny Fish Ecology Unit Biologického centra AV ČR, v.v.i., Hydrobiologického ústavu, kterým patří nejen díky za poskytnuté údaje, ale i obdiv k vytrvalosti a nadšení pro tak rozsáhlé terénní akce. Velký dík rovněž patří odborníkům statistického zpracování dat Ing. MgA. Davidu Boukalovi, Ph.D., doc. RNDr. Tomáši Mrkvičkovi, Ph.D. a RNDr. Petru Šmilauerovi, CSc. Dále pak RNDr. Jakubu Borovcovi, Ph.D., doc. Ing. Josefu Hejzlarovi, CSc., RNDr. Jaromíru Sedřovi, CSc., doc. RNDr. Jaroslavu Vrbovi, CSc., Mgr. Janu Turkovi a státnímu podniku Povodí Vltavy za poskytnutí environmentálních údajů.

V neposlední řadě patří poděkování mým rodičům a Radce, kteří mě ve studiu podporují.

Diplomová práce byla finančně podpořena Programem cíleného výzkumu a vývoje Akademie věd České republiky č.1QS600170504 a grantem Národní agentury pro zemědělský výzkum č. QH81046.

Obsah:

1. Úvod	1
2. Cíle práce	2
3. Literární rešerše	3
3.1 Bolen dravý	3
3.1.1 Výskyt	3
3.1.2 Habitat	4
3.1.3 Teplota	7
3.1.4 Přezimování	9
3.1.5 Potrava	9
3.1.6 Ztráty predací	13
3.1.7 Konkurence	15
3.1.8 Lidský vliv	15
3.2 Candát obecný	16
3.2.1 Výskyt	16
3.2.2 Habitat	17
3.2.3 Průhlednost vody	23
3.2.4 Teplota	28
3.2.5 Přezimování	35
3.2.6 Potrava	38
3.2.7 Ztráty predací	53
3.2.8 Konkurence	56
3.2.9 Lidský vliv	59
3.3 Souhrn literárních poznatků a úvod do řešeného problému	62
4. Metodika	63
4.1 Vodní dílo Římov	63
4.2 Sběr vzorků	63
4.2.1 Tenatní síť	64
4.2.2 Příbřežní zátahové síť	65
4.2.3 Plůdkové vlečné síť	65
4.3 Zpracovávaná data	66
4.3.1 Údaje o rybách	66
4.3.2 Environmentální údaje	67
4.4 Statistické modelování	68
4.4.1 Model početnosti tohoročních ryb	68
4.4.2 Model přežívání ryb do stáří 1+ a 2+	69
4.5 Testování	70
5. Výsledky	72
5.1 Model početnosti tohoročních ryb	72
5.2 Model přežívání ryb do stáří 1+ a 2+	73

6. Diskuse	75
6.1 Zhodnocení používaných metod	75
6.2 Zjištěné faktory ovlivňující přežívání	76
7. Závěry	83
8. Seznam citované literatury	84
9. Přílohy	97

1. Úvod

Nejprve bych měl uvést, proč jsem si jako téma své diplomové práce zvolil dvě tak rozdílné ryby – bolena dravého (*Aspius aspius*) a candáta obecného (*Sander lucioperca*). Na první pohled je morfologicky odliší každý, což je dáno jejich nepříbuzností. Bolen patří do řádu máloostní (Cypriniformes), čeledi kaprovití (Cyprinidae). Kaprovití jsou s více než 2 400 sladkovodními druhy patřícími do 220 rodů nejbohatší sladkovodní čeledí. I v našich vodách mají nejvíce zástupců, Hanel a Lusk (2005) jich uvádějí 30 včetně 5 nepůvodních. Candát se řadí do řádu ostnoploutví (Perciformes), čeledi okounovití (Percidae). Tato čeleď zahrnuje pouze 200 druhů z 10 rodů. U nás se můžeme setkat s 8 druhy (Hanel a Lusk 2005).

Odlišně se na ně můžeme podívat z rybářského hlediska. Candát se na našem území cíleně chová již od roku 1784 (Šusta 1997). Rybáři je chován jednak pro spotřebitelský trh, neboť jeho maso dosahuje vysoké dietetické hodnoty, ale také jako násada do sportovních revírů, kde patří mezi oblíbené cíle sportovních rybářů. Je typickým dravcem, rybáři jej chytají při vláčení umělé nástrahy, na živou i mrtvou malou rybkou. Vlastnost preference menších ryb je využívána při chovu s jinými komerčně významnými rybami. V těchto obsádkách vlastně likviduje nežádoucí „méněcenné“ či neulovitelné ryby (Dubský 1998). Na pomyslné druhé straně je právě bolen. Ten je dodnes v rybářském hospodářství opomíjen. Mezi rybáři převládá názor, že jeho maso není příliš kvalitní a má mnoho kostí. Ovšem výzkum, který provedli Zmijewski a kol. (2006) o využitelnosti masa bolena, štiky obecné (*Esox lucius*) a cejna velkého (*Abramis brama*), hovoří ve prospěch bolena. O chutném a kvalitním mase se zmiňují Baruš a Oliva (1995), Hanel a Lusk (2005). Bolen je velmi ceněn sportovními rybáři (Váša a Vostradovský 1979, Lusk a kol. 1983, Baruš a Oliva 1995, Vostradovský 2009a), u nichž je úlovek velkého bolena znamením vysokého stupně dovednosti (Enenkl 1990, Vostradovský 2009b).

Při pohledu do statistik mimopstruhových revírů Českého rybářského svazu zjistíme, že se v posledních 20 letech od našich vod odneslo ročně v průměru 2 925 624,4 kg všech druhů evidovaných ryb. Z tohoto množství candát představuje 101 505,9 kg.rok⁻¹ a bolen 10 222,5 kg.rok⁻¹. Z dravých ryb candáta jen těsně předstihla štika se 127 769,5 kg.rok⁻¹ (ČRS 2012). Z tohoto srovnání lze vyvodit, že candát je 10x atraktivnější rybou.

Konečně se dostávám k podstatě toho, co je těmto druhům společné. Tím je jejich využití v procesu biomanipulace rybích obsádek vodních nádrží určených k rekreaci a využití pro vodárenské účely. Podstatou biomanipulace je eliminace populací planktivorních ryb, což lze provést buď přímými odlovy, nebo jejich potlačením zvýšením početnosti dravých druhů. Důsledkem je nárůst početnosti druhů velkého filtrujícího

zooplanktonu, který potlačí biomasu fytoplanktonu, což se projeví zvýšenou průhledností. Tato ekotechnologie je však účinná pouze v určitém rozsahu přísunu živin (Mehner a kol. 2004). Právě bolen a candát jsou velmi vhodné ryby pro kontrolu planktivorních ryb. Oba jsou převážně dravci volné vody, která tvoří naprostou většinu objemu našich nádrží. V nádržích většinou nacházejí i podmínky pro přirozenou reprodukci. Vostradovský (1998) uvedl, že bolen je neustále v pohybu, stále proplouvá kolem pobřeží a opět se noří do hlubší vody. Během krátké doby propátrá rozsáhlejší vodní hladinu velkých údolních nádrží. To spolu s obtížností přelstít tuto rybu rybáři (pytláky) z něho dělá vhodný druh pro účelové hospodářství na vodárenských nádržích. I zde se využívá toho, že candát konzumuje drobné ryby, které se živí převážně zooplanktonem. Candát je sice rybou stanovištní, ale za kořistí vyjíždí i na vzdálenější místa nádrže.

Ještě bych zmínil jednu motivaci k práci na mnou zvoleném tématu. Je jím stav poznání o těchto rybách. Candát jakožto hospodářsky významná ryba je v zájmu vědy po mnoho let a každoročně o něm vychází mnoho článků. Bolen je na opačné straně pomyslné stupnice (obr. 1). Dosavadní práce se zabývaly převážně metodikou umělého odchovu bolena a neví se téměř nic o faktorech ovlivňujících populační dynamiku tohoto potenciálně významného druhu.

2. Cíle práce

- 1) Napsat literární rešerši shrnující dosavadní poznání v oblasti faktorů ovlivňujících přežívání bolena dravého a candáta obecného.
- 2) Stanovit míry úmrtnosti různých věkových kategorií (0+, 1+, 2+) dvou nejvýznamnějších druhů dravých ryb ÚN Římov – candáta a bolena. Určit faktory, případně vzájemnou kombinaci faktorů, odpovědné za zjištěné míry přežívání.

3. Literární rešerše

Jak jsem v úvodu nastínil, oba druhy ryb se liší z více hledisek. Z toho důvodu je v této části textu budu popisovat odděleně. Zvolil jsem i rozdílné přístupy. O bolenovi je sepsáno jen skromné množství impaktivních publikací (obr. 1). Pokusil jsem se tedy shromáždit co nejvíce zdrojů, ty jsem důkladně prostudoval a sepsal rešerši shrnující dosavadní poznání. V případě candáta jsem uvážlivěji vybíral literaturu související s danou problematikou, a to zejména v oblasti biotických faktorů. V některých částech jsem navíc použil i články, které se zabývají blízkým příbuzným candáta obecného, candátem severoamerickým (*Sander vitreus*), o němž se v některých směrech ví víc, o čemž svědčí více než dvojnásobný počet publikací (obr. 1). Jelikož míra přežívání je obecně nižší u larválních a juvenilních stádií a s věkem rapidně stoupá (Begon a kol. 1997), vztahuje se větší část rešerše na faktory ovlivňující právě toto období.

Faktory ovlivňující přežívání ryb můžeme rozdělit na abiotické a biotické. V abiotických faktorech jsem se soustředil na vliv habitatu, průhlednosti vody, teploty a trvání zalednění. Do biotických jsem zahrnul potravu, interakce s příslušníky vlastního druhu i s druhy jinými, z nichž jsou nejvýznamnější predace a konkurence, a v neposlední řadě všudypřítomný vliv člověka.

3.1 Bolen dravý

3.1.1 Výskyt

Bolen dravý žije v řekách spadajících do úmoří Severního, Baltského, Černého a Kaspického moře. Přírozenou západní hranici jeho rozšíření tvoří povodí řeky Labe (včetně). Dnes je však znám výskyt i v povodí řeky Rýn (Fredrich 2003, Grift a kol. 2003). Severní hranici rozšíření zahrnuje jižní část Švédska a Finska a část Norska východně od Osla. Na jihu a jihovýchodě areál tohoto druhu zahrnuje povodí Dunaje, vyskytuje se i v řekách Bulharska. Na východě proniká až k Uralu a vyskytuje se i v povodí řek Amudarji a Syrdarji vtékajících do Aralského jezera (Baruš a Oliva 1995, Freyhof a Kottelat 2008a).

Bolen dravý je druhem s širokou ekologickou nikou. Vyskytuje se v tocích od parmového pásma po cejnové (Bartík 1955, Vostradovský 2006), avšak podle výkazů rybářů jej lze ulovit i v pstruhových revírech, kde se v letech 1990-2010 ročně ulovilo v průměru 168,4 kg této ryby (ČRS 2012). Hojně se vyskytuje ve středních a dolních tocích velkých řek (Baruš a Oliva 1995) např. Dunaje (Krpó-Četković a kol. 2010), Labe (Fredrich 2003, Wolter a kol. 2003), Rýna (Grift a kol. 2003), Visly (Backiel 1970, 1971), deltě řeky Odry

(Kompowski a Neja 2003) i dravých řek Finska (Kaukoranta a Pennanen 1990) a Švédska (Grahn 2002). Dobře se mu daří i ve stojatých vodách, od tůní kolem řek (Vostradovský 1976, Donabaum a kol. 1999), přes rybníky, kde se běžně odchovává plůdek (Adámek a kol. 1988, Sliwinski 2009), mělké nádrže typu Nové Mlýny (Jurajda a kol. 1997, Jurajda a Regenda 2004) nebo Balaton (Bíró a Fűrész 1976, Specziár a Rezsú 2009) či mělkou přehradu Pierzchaly v Polsku (Martyniak a Heese 1994) po hluboké údolní nádrže: Roznów v Polsku (Fleituch 1986), Římov (Hladík a Kubečka 2003, Vašek a kol. 2008 a 2009, Prchalová a kol. 2009a, Říha a kol. 2009), Želivka (Vostradovský 1974, 1976, Kouřil a Přikryl 1988, Křížek a Vostradovský 2002, Prchalová a kol. 2008), Žermanice (Piecouch a kol. 2003).

I přes hojné rozšíření je druh zařazen do přílohy II Směrnice Rady č. 92/43/EEC. V Červeném seznamu má status málo dotčený (Freyhof a Kottelat 2008a). Z legislativy přijaté po vstupu do Evropské unie (výše zmíněná Směrnice Rady) vyplynula povinnost vymezení zvláště chráněných území pro volně žijící druhy, známá jako NATURA 2000. V tomto systému byl pro bolena dravého navržen Národní seznam evropsky významných lokalit, který zahrnuje oblasti Soutoku Moravy a Dyje (Podluží), Berounku, Ohři, Orlici, Sázavu a Želivku (Hanel a Lusk 2005).

3.1.2 Habitat

Pro přirozenou reprodukci potřebuje bolen proudivé úseky toků s tvrdým šterkopískovým substrátem a malou hloubkou (do 1 m). To je ve shodě s pozorováním Vostradovského (1974, 1976), Vostradovského a Váši (1981), Kouřila a Přikryla (1988), kteří v přítoku do ÚN Želivka (průměrná a maximální hloubka, dále jen h_0 a $h_M = 16$ a 56 m, 1 432 ha, ČR) odlovovali generační hejno bolenů. Obdobně se boleni třou v přítoku nádrže Žermanice (h_0 a $h_M = 10$ a 28 m, 248 ha, ČR) (Piecouch a kol. 2003). Jiné místo výtěru uvedli jen Baruš a Oliva (1995). Ti popisují v jezerech místa s písčítým dnem, kameny i naplaveným roštím. Larvy se po vykulení naučí efektivně plavat ve věku asi 7 dní (Kujawa a kol. 1997).

Grift a kol. (2003) zkoumali habitatovou preferenci larev a juvenilů bolena na obnovených bočních kanálech řeky Rýn. Autoři zjistili, že pokud byla zaplavena terestrická vegetace, larvy toto prostředí vyhledávaly. Nejvíce jim vyhovovaly podmínky malé hloubky $<0,2$ m a pomalého proudu $0-4$ $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$. Juvenilní ryby preferovaly také mělká stanoviště $<0,2$ m, ale vyskytovaly se hojně i v hloubce $0,5-0,9$ m, a to v místech bez proudu nebo s rychlostí $10-14$ $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$. Větší juvenilní jedinci (>30 mm celkové délky, dále jen TL z anglického total length) se vyskytovali opět nejvíce u hladiny $<0,2$ m, zatímco rozsah rychlosti proudu byl značný $0-29$ $\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$. S tímto pozorováním se shoduje i tvrzení

Vostradovského (1974, 1976) o tom, že množství bolena v našich vodách kleslo po regulaci řek, kdy se odstranily písčiny a mělké proudy. Vostradovský (1976) uvedl, že plůdek bolena odrůstal v odstavených ramenech Labe. Opačné pozorování zaznamenali Janáč a Jurajda (2007) v nížinné části řeky Moravy, jejíž tok byl regulován a zarovnán do kanálu. Při jejich šetření plůdkového společenstva příbřežních částí během srpna a září zjistili výskyt juvenilních bolenů častěji u pobřeží bez vegetace než s vegetací, konkrétně 6 a 3 jedinců z celkem ulovených 5 427 ryb při 80 odlovech elektrickým agregátem.

Další studie stejného kolektivu Jurajdy a kol. (2006) popisuje vliv povodně z června 1997 na složení rybiho společenstva příbřežní oblasti řeky Moravy. Před povodní bylo zastoupení bolena 0,1 % z 986 ryb. Krátce po opadu velké vody, kdy průtok při kulminaci dosahoval dvacetinásobku dlouhodobého průměru, nebyla přítomnost bolena zjištěna vůbec.

V dřívější práci Jurajda (1999) popsal výskyt juvenilních bolenů na stejné lokalitě řeky Moravy. V takto nepřirozeném prostředí se juvenilní boleni vyskytovali při březích štěrkopísčících pláží a nikdy neobývali upravené břehy s velkými kameny.

Bartík (1955) sledoval o více než 40 let dříve výskyt bolenů v řece Želivce. Malé boleny <150 mm neurčené délky (dále jen NL z ang. not stated length) zaznamenal pod výtoky mlýnských turbín, na písčiny mělčinách i v mělkých proudech pod jezy. Větší boleni (200-300 mm NL) se vyskytovali v mělčích okrajích řeky nad jezy, v okolí pobřežních porostů, těsně u koruny jezů, v okolí ledolamů a brlení mlýnských náhonů. Jedinci největší pozorované kategorie velikosti >300 mm NL se vyskytovali v hlubších partiích řeky s výmoly ve dnu a za proudovými stíny.

Migrace dospělých bolenů použitím radiové telemetrie v rozmezí 390.-608. říčního kilometru (dále ř. km) řeky Labe a v přítocích tohoto úseku studoval Fredrich (2003). Boleni byli chyceni mezi 418.-453. ř. km a ve dvou přítocích (451. a 455. ř. km). Z celkem vymezených 2 196 lokalit byli označení boleni zjištěni v 1751 (79,7 %). Většina se v době detekce vyskytovala u břehu, jen 3,1 % bylo ve středu řeky a autoři předpokládali, že se nacházeli u dna. Migrace se mezi jedinci velmi lišila, 50 % neopustilo hlavní tok, 22 % navštívilo během roku slepá ramena, kam se patrně vydávali v létě a na podzim za potravou, 24 % se shromáždilo na přezimování v přístavu, jeden byl po celý rok v přítoku řeky Stepenitz. Během povodní boleni neopustili hlavní koryto. 11 z 34 bolenů mělo svůj domovský okrsek délky 2-10 km, 18 bolenů obývalo 10-40 km a nejaktivnější jedinec uplavál 166 km. Nejrychlejší zaznamenané přesuny činily zhruba 3 km.h⁻¹, přesněji 50-60 km.den⁻¹. Dále z výsledků vyplývá, že boleni podstupují mnohdy daleké třecí migrace (i přes 100 km), v tomto případě na trdliště v 427 ř. km Labe.

V mělké Novomlýnské nádrži (h_0 a $h_M = 5,3$ a $7,8$ m, 1 668 ha, ČR) Jurajda a kol. (1997) sledovali druhové složení a habitatovou preferenci juvenilních ryb. Početně dominantním druhem byl bolen (63,9 % z 267 ryb), následovala plotice obecná (*Rutilus rutilus*) (21,8 %) a jelec jesen (*Leuciscus idus*) (9 %). Rozmístění bolena při březích nádrže nebylo rovnoměrné, nejméně se vyskytoval při pobřeží z betonu (0,14 úlovku na jednotku úsilí elektrolovu, ang. catch per unit effort, dále jen CPUE), více mezi kameny (CPUE 0,24) a nejvíce byl zastoupen v místech, kde podklad tvořil štěrk a písek (CPUE 2,94). Ačkoli byla betonem tvořena většina břehových partií, bolen se tomuto prostředí vyhýbal. V roce 2004 publikovali Jurajda a Regenda práci, kdy zjišťovali výskyt juvenilních ryb i na zbylých nádržích vodního díla Nové Mlýny (Mušovská a Věstonická). Bolen se vyskytoval ve všech třech nádržích, ale byl zřejmý gradient, kdy se nejvíce vyskytoval v nejspodnější, nejmladší a také největší Novomlýnské nádrži. Naopak nejméně byl v první nádrži Mušovské (h_0 a $h_M = 2,3$ a $4,5$ m, 531 ha, ČR), která je nejstarší a nejmenší. V Mušovské byl zaznamenán pouze v habitatu se štěrkovými plážemi (CPUE 0,06) a kameny (CPUE 0,01). Ve střední nádrži Věstonické (h_0 a $h_M = 3,3$ a $5,3$ m, 1 033 ha, ČR) byli chyceni opět v místě se štěrkovým podkladem (CPUE 0,28) a kameny (CPUE 0,06) a v Novomlýnské bylo nejvyšší zastoupení v lokalitách se štěrkem (CPUE 0,93), méně s kameny (CPUE 0,36) a nejméně s betonem (CPUE 0,03).

Bolenům se velmi daří i ve velkých hlubokých přehradách, odkud dnes pochází většina trofejních úlovků. Starší boleni se nejčastěji vyskytují u hladiny dál od břehu. Díky své mimořádné pohybové aktivitě propátrají velkou rozlohu vodní hladiny a snadno se zde užíví (Enenkl 1990, Baruš a Oliva 1995, Vostradovský 1998). Výskyt bolenu ve volné vodě lze vyvodit ze studie Vostradovského a kol. (1974). Ti porovnávali tři různé odlovné prostředky ještě v průběhu plnění nádrže Želivka. Nejvíce bolenu bylo chyceno do tenatních sítí (oka 50, 60 a 80 mm). V roce 1972 byl bolen třetí nejhojnější rybou (po okounu říčním *Perca fluviatilis* a štice obecné, z množství ulovených ryb zaujímal 11,49 % a v biomase 16,49 %. Následující rok předstihl štika a s početností 26,49 % a biomasou 37,48 % se umístil hned za okounem. Zcela jiný obrázek autoři získali při použití záťahové sítě, která vzorkuje jen litorál. Z celkem ulovených 10 618 ryb chycených v letech 1971-1973 bylo bolenu jen 10 kusů. V úlovcích dominovala plotice obecná 31,26 % následovaná cejnem velkým 28,11 % a až třetí byl okoun 28,1 %. Bolen s 0,09 % zaujal osmé místo. Třetí použitou metodou byl elektrický agregát, jímž bylo celkem uloveno 4 927 ryb, opět dominovala plotice 65,74 %, ale na druhém místě byla již štika (10,03 %). Bolenu se chytlo 71 kusů, což představuje 1,44 % a zajistilo jim devátou příčku.

Vostradovský a Váša (1981) popsali, jak se během napouštění přehrady zvětšovalo i třecí hejno bolenů. Za hlavní pozitivní příčinu nárůstu jejich počtu uvádí skutečnost, že byla nádrž napouštěna ve víceletém rozpětí (1971-1975), což nebývalo obvyklé. V celkovém úlovku ryb elektřinou v jarním období činil bolen v roce 1972 3,16 %, 1973 již 3,69 % a 1974 3,19 %, následující roky byly podobné.

Prchalová a kol. (2009a) na nádrži Římov (viz kapitola 4.1 Vodní dílo Římov), lovili tenatními sítěmi a zjišťovali prostorovou distribuci ryb. Bolen se více chytal do pelagických než do bentických tenatních sítí. Velikost úlovku s hloubkou strmě klesala, v podstatě se chytal jen v hladinové vrstvě. Nejvíce úlovků bylo v horní části nádrže, nikoli však v úplném přítoku. Největší jedinci byli chyceni ve vzdálenosti 5,5 km od hráze. Boleny ve vrstvě nejbližší hladiny (0-1,5 m) zaznamenali v nádrži Římov při svém experimentu i Vašek a kol. (2009).

I přes zřejmé habitatové preference se boleni běžně odchovávají v plůdkových výtažnicích (Váša a Vostradovský 1979, Adámek a kol. 1988, Kaukoranta a Pennanen 1990) nebo méně často v klecových chovech (Kujawa a kol. 1998b). Ovšem i v tak umělém prostředí jako je rybník (zde Podedvorský, 1,34 ha) pozorovali Adámek a kol. (1988), jak se juvenilní boleni shromažďovali v mělčích částech, kde nacházeli více potravy i teplejší vodu.

3.1.3 Teplota

Bolen se v našich podmínkách tře na počátku jara při velmi nízkých teplotách. Váša a Vostradovský (1979) uvádí, že boleni na ÚN Želivka zahájili migraci k přítoku, když teplota vody dosáhla 5 °C, tření nastalo při 6 °C a bylo ukončeno v 8 °C. Obdobný rozsah uvedl i Doležal (1997), který zjistil výskyt bolenů na trdlišti již při 4 °C, a tření proběhlo při 6-7 °C. Hladík a Kubečka (2003) zjistili, že boleni vyplouvají do řeky Malše, která je hlavním přítokem ÚN Římov, při teplotě 7-8 °C. Nejprve připlouvají samci a později samice. Ke tření došlo až při teplotě 13-14 °C. Shodné pozorování popsali i Vostradovský (1976), Křížek a Vostradovský (2002) na ÚN Želivka.

Inkubace jiker trvá podle Sedlára (1989, v Doležal 1997, citace v seznamu literatury rukopisu chybí) při 17 °C 6 dnů (102 denních stupňů, dále jen °D). Sám Doležal (1997) zjistil rozsah výrazně vyšší: 187-200 °D. Váša a Vostradovský (1979) určili dobu inkubace při postupně zvyšující se teplotě z 6 °C na 12 °C na 17 dnů, hromadné líhnutí však nastalo až po 25 dnech. Při opakovaných pokusech zjistili Vostradovský a Váša (1981) líhnutí za 230 a 276 °D.

Velmi zajímavý pokus s vlivem teploty na dobu inkubace provedli v líhni Kaukoranta a Pennanen (1990). Pokud zvyšovali teplotu z 9 na 16 °C (o 1 °C za den), líhli se

boleni již za 8 dnů, dosahovali 7 mm a larvy byly zcela průhledné. Pokud ovšem udržovali stálou nízkou teplotu (7-10 °C), líhly se postupně v rozmezí 16-24 (maximum 28) dnů. Tyto larvy měřily 9-10 mm, byly pigmentované a již připravené k naplnění plynových měchýřů.

Hledáním optimální teploty pro inkubaci oplozených jiker se zabývali Kujawa a kol. (1997). Autoři nejprve uměle vytřeli boleny odlovené z přehrady Pierzchalski (Polsko). Oplozené jikry umístili po 350 kusech do akvárií s osmi různými teplotami: $7,0 \pm 0,11$; $9,8 \pm 0,15$; $12,8 \pm 0,07$; $14,8 \pm 0,14$; $17,2 \pm 0,24$; $19,7 \pm 0,19$; $21,9 \pm 0,08$ a $24,3 \pm 0,1$ °C. Poté sledovali úmrtnost a trvání inkubace do stádia očních bodů a následně vykulení eleuterembryí. Jako optimální autoři zhodnotili rozmezí teplot od 7,0 do 17,2 °C, kdy celková úmrtnost nepřesáhla 50 %. Při zbývajících teplotách (19,7-24,3 °C) došlo k úhynu všech oplozených jiker již v prvním sledovaném období, tedy do stádia očních bodů. Naopak nejvyšší přežívání bylo zaznamenáno při teplotě 12,8 °C $86,3 \pm 1,1$ %. Za této teploty došlo k vykulení eleuterembryí po >350 hodinách. Druhé nejvyšší přežívání $82,1 \pm 1,8$ % bylo zaznamenáno při 14,8 °C, k vykulení došlo za <300 hodin. Nejnižší přežívání $63,3 \pm 2,7$ % zjistili v 7 °C, kdy líhnutí nastalo až po 800 hodinách.

Za pokračování předešlé práce se dá považovat studie Wolnickiho a Gónyho (1993). Ti hledali optimální teplotu pro odchov čerstvě vykuleného plůdku v kontrolovaných podmínkách. Čtyři dny staré boleny o velikosti 8,4 mm a váze 2,4 mg rozmístili do akvárií s rozdílnou teplotou 22, 24, 26 a 28 ($\pm 0,5$) °C. Experiment trval pouhých 15 dní, po nichž byl ukončen a vyhodnocen. Boleni nejlépe rostli při teplotě 26 °C, měřili 22 mm TL, vážili 93,6 mg a úmrtnost činila pouze 7 %. Nejnižší přírůstky vykazovaly ryby chované při 22 °C (19,8 mm TL a 66,1 mg), ovšem úmrtnost byla jen 1%. Výsledky zbylých pokusných teplot jsou v rozmezí výše zmíněných extrémů, při 24 °C boleni dorostli 21,6 mm TL, 86,3 mg, úmrtnost 3 %. Poslední zkoumanou teplotou bylo 28 °C, při té dosáhli 20,5 mm TL, 76,6 mg a 4 %.

Wolnickiho a Gónyho pokusy podstatně rozšířili Kujawa a kol. (1998a). Ti opět testovali vliv různé teploty na růst a přežívání rozplavaného plůdku. Boleny o velikosti 9 mm standardní délky (dále jen SL z ang. standard length) vypustili do akvárií (25 ks.l⁻¹) s různou teplotou: $10,5 \pm 0,36$; $13,4 \pm 0,36$; $16,1 \pm 0,2$; $19,9 \pm 0,31$; $22,0 \pm 0,22$; $25,9 \pm 0,22$; $28,0 \pm 0,14$ a $31,0 \pm 0,29$ °C. V průběhu 21 dní trvajících pokusu byli boleni pravidelně po čtyřech dnech měřeni a váženi, denně se sledoval případný úhyn. Zjištěné přírůstky pozitivně odpovídaly zvyšující se teplotě vody v akváriu. Na konci pokusu boleni chovaní při 31 °C dosáhli délky téměř 25 mm SL a váhy >130 mg. Na druhé straně ryby odchovávané při 10,5 °C dosáhly jen 12 mm SL a 10 mg. Co považuji za ještě významnější je, že nejvyšší teplotě odpovídala nejnižší úmrtnost (2 %). Autoři doporučují odchov bolenu v rozmezí

25-31 °C. Všechny sledované skupiny v tomto rozmezí (25,9; 28 a 31 °C) vykazovaly obdobné přírůstky (~24 mm SL, >120 mg na konci pokusu) a úmrtnost nepřesáhla 5% hranici. Shodně Sliwinski (2009) pozoroval při opakovaném experimentu na plůdkových výtažnicích ($h_0 = 1$ m, 0,8 ha, Polsko), že larvy a později i juvenilní jedinci bolena rostli nejpomaleji, pokud teplota vody klesla během pokusu pod 17 °C.

Zajímavou a praktickou studii provedli Kujawa a kol. (1998b). Autoři odchovávali larvy bolenu v líhni v tancích při teplotě 14-18 °C a následně je po 4,5 týdnech života při velikosti 14,8 mm TL vysadili do klecí do jezera Maroz (h_0 a $h_M = 12$ a 41 m, 332 ha, Polsko), kde během 7 týdnů pokusu kolísala teplota od 10,5 do 21,5 °C. I přes relativně nízké teploty boleni rostli dobře (z $14,8 \pm 0,5$ mm TL na $40,8 \pm 1,0$ mm TL) a přežívání bylo 72 %.

3.1.4 Přezimování

O tom, že pro dospělé ryby patrně není zima krizovým obdobím, píší Trogońska a kol. (2008). Jejich práce shrnuje poznatky o umělém odchovu doplněné o vlastní pozorování. V jednom odstavci popisují, že je možné generační ryby nalovit už na podzim a umístit je na přezimování 4-5 měsíců do malých rybníků s vyšším průtokem ($400 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$). Za těchto podmínek zjistili přežívání 80-100 %. Dále Kaukoranta a Pennanen (1990) uvádějí, že přežívání bolenu během první zimy bylo v kontrolovaných podmínkách vysoké i když byli boleni krmeni suchými peletami.

3.1.5 Potrava

Raný vývoj bolenu od vykulení z jikry zkoumali Ostaszewska a Wegiel (2002). Podle těchto autorů začíná být trávicí trakt bolena diferencovaný pátý den po vykulení. Ovšem první potrava byla v trávicím traktu zjištěna již třetí a čtvrtý den po vylíhnutí. Od sedmého dne byla zjištěna absorpce proteinů ve střevě. K úplné resorpci žloutkového váčku dochází 11. den a do této doby musí přejít larva na exogenní výživu. Tak se při tomto pokusu stalo a od 12. dne boleni přijímali umělou výživu (pelety) bez problémů.

Podobně sledovali i Kujawa a kol. (2007) postembryonální vývoj bolena. Čerstvě vykulené larvy měřily v průměru 9 mm TL (7,9-9,3), larvě odstával žloutkový váček od těla. Po týdnu života při 17 °C měřily 9,7 mm TL (9-10) a začaly vedle endogenní výživy přijímat i exogenní, v tomto laboratorním pokusu jim byla za potravu poskytnuta nauplia žábřonožek (*Artemia* sp.). V dalším vývoji docházelo k postupnému vývoji ploutví, a s tím i zlepšení pohybových schopností. Od velikosti 30 mm TL měly juvenilní ryby dokonale vytvořené ploutve a dokončeno ošupení.

Potravu a růst larev bolena v rybnících určených k chovu kapra obecného (*Cyprinus carpio*) sledoval Sliwinski (2009). Ten určil, že larvy do pátého dne buď vůbec nepřijímají potravu, nebo jen minimálně. První potravou larev velikosti 8,9-9,1 mm TL byla nauplia klanonožců (Copepoda) a vířníci (Rotatoria). Od 10. dne převažovali v potravě dospělci klanonožců. Po 17. dni se zvyšoval podíl perlooček (Cladocera) a objevil se v potravě hmyz (Insecta). Zastoupení planktonních organismů ve vodě bylo v průběhu pokusu obdobné, stále dominovali vířníci, výrazně méně byla zastoupena nauplia a dospělci klanonožců. Perlooček bylo velmi málo. To dokládá výběrovost kořisti od časných stádií bolena. V potravě se vyhýbal vířníkům, naopak od počátku selektivně vybíral nauplia klanonožců, později dospělé klanonožce a v závěru tohoto pokusu perloočky.

S předchozími studii je v kontrastu pozorování Vostradovského a Váši (1981), že se vylíhlé larvy během prvních 24 hodin začaly shánět po potravě a už během tohoto období larvy velmi ochotně požíraly nabídnutý jemný plankton.

V rybnických podmínkách zkoumali potravu bolena i Adámek a kol. (1988). Potravou bolenu během prvního roku života byl ze 40-68 % zooplankton (*Daphnia* sp. 13,8-27,9 %, *Ceriodaphnia* sp. 1,6-19,4 %, klešťanka *Corixa affinis* 8,8-15,5 %, klanonožci 1,2-14,1 %, koretry *Chaoborus* sp. 0,7-3,4 %). Od velikosti 25 mm se v potravě vyskytoval nálet hmyzu (11-30 %) a zoobentos (10-20 %) tvořen larvami pakomárovitých (Chironomidae) (1-16 %), jepic (Ephemeroptera) a vážek (Odonata) společně 0,5-13 %. Z hlediska zastoupení organismů ve vodě byly selektivně vybírány larvy koreter, jepic, vážek a klešťanky. Z planktonních korýšů boleni dávali přednost rodům *Daphnia* a *Ceriodaphnia* před rody *Bosmina* a *Scapholeberis*. Dále autoři uvádí příklad, kdy vlivem vysoké obsádky boleni vyžrali perloočky rodu *Daphnia*, začali se orientovat na larvy pakomárů, klešťanky, v menší míře na zoobentos a na nálet hmyzu. Nejzajímavější bylo v průběhu srpna zjištění významného příjmu ječmene (až 90 %), který byl však určený pro kapra obecného.

Odchov v umělých nádržích na neživé potravě provedli Váša a Vostradovský (1979). Ti chovali mladé boleny celý rok v 200 l nádržích. Za potravu jim byl předkládán mražený zooplankton (nejlépe, pokud byly hojně zastoupeny velké perloočky rodu *Daphnia*) nebo suchá krmiva. I za těchto podmínek boleni nevykazovali ani zvýšenou úmrtnost ani pomalý růst.

Potravu larev a juvenilů bolena v jezeře Balaton (h_0 a $h_M = 3,25$ a $12,2$ m, 593 km², Maďarsko) zkoumali Specziár a Rezsú (2009). Autoři zjistili, že potravou nejmenších bolenu (5-15 mm SL) byl ze 75 % zooplankton (převážně perloočky), 20 % měkkotělí bentičtí bezobratlí a 5 % členovci z hladiny (zejména pakomárovití). Větší boleni (16-40 mm SL) se živili z 95 % měkkotělými benthickými bezobratlými a z 5 % členovci z hladiny. Větší

juvenilní boleni (41-120 mm SL) lovili v 50 % měkotělé bentické bezobratlé, v 25 % členovce z hladiny a v 25 % ryby. Největší zkoumané skupině (121-500 mm SL) byly potravou z 95 % ryby a z 5 % měkotělí bentičtí bezobratlí. Dále je důležitý fakt, že potrava se měnila v průběhu sezóny, mladí boleni dobře reagovali na výlet pakomárovitých, který trval jen krátkou dobu.

Fleituch (1986) popsal detailně potravu bolenu v přehradě Roznów v Polsku. Podle jeho determinace tvořily potravu v prvním roce života zelené řasy (Chlorophyta 80 %) a perloočky (20 %). Ve druhém roce zaujímaly řasy už jen 20 %, 20 % zastoupení činily i perloočky, 25 % pakomárovití, 17,5 % klanonožci a 17,5 % máloštětinatci (Oligochaeta). Třetí rok života bylo zastoupení potravních složek 5 % řasy, 10 % perloočky, 35 % pakomárovití, 10 % máloštětinatci a 15 % detrit (organické látky s bakteriálním nárstem). Ve čtvrtém roce dominovali 55 % pakomárovití, 20 % máloštětinatci a 25 % ryby. Ve věku pěti let tvořily ryby již 50 %, dále 35 % pakomárovití a 15 % máloštětinatci. U šestiletých bolenu ryby tvořily již 90 % a po 5 % je doplnili pakomárovití a detrit. U poslední věkové skupiny šest let tvořily ryby opět 90 % potravy a 10 % detrit.

Další velmi zajímavou studii provedli Kujawa a kol. (1998b), ti odchovávali larvy v líhni a poté je vysadili do osvětlených klecí umístěných v jezeře Maroz. Larvy byly umístěny do klecí při průměrné velikosti 14,8 mm TL ve věku 4,5 týdne. Množství zjištěné potravy v zažívacím traktu bolenu rostlo v průběhu experimentu z 5 ks.ind.⁻¹ na počátku, na až 200 kusů potravy na konci, kdy boleni dosáhli velikosti 40,8 ± 1 mm TL. Během prvních 2 týdnů pokusu larvy preferovaly v potravě klanonožce (40-60 %), zatímco v jezeře bylo jejich zastoupení jen 10 %. V této době byli v potravě i vířníci, ti zaujímali maximálně 10 % potravy, ovšem nabídka v jezeře byla i 50 %. Následně při velikosti bolenu 22 mm TL byly hlavní potravou perloočky (až 90 %), ty byly také v tomto období nejhojněji zastoupeny v jezeře. Po pátém týdnu pokusu množství perlooček v jezeře kleslo, a s tím i jejich zastoupení v potravě. Opět narostlo zastoupení klanonožců až na 90 % potravy. Imága hmyzu byla v potravě bolenu zaznamenána od velikosti 20 mm TL.

Bartík (1955) pozoroval v řece Želivce, jak se boleni <150 mm NL živili bentickými bezobratlými a hmyzem spadlým na hladinu. Větší jedinci velikosti 200-300 mm NL již lovili drobný potěr. Nad tuto velikost byli výhradně predátory, potravou jim byla ouklej obecná (*Alburnus alburnus*) velikosti <50 mm NL. Velcí jedinci (± 4 kg) útočili i na žáby (*Anura*) a myši (*Muridae*) plovoucí ve vodě a mohli napadnout i ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*) lovího pod hladinou.

Enenkl (1990) uvedl, že menší boleni jsou všežravci, konzumují plankton i hrubší části rostlin, velcí jsou výluční dravci a jídelníček obohacují sběrem hmyzu z hladiny, což je

v souladu se zkušenostmi rybářů, kteří loví i velké kusy na umělou mušku. Velmi zajímavá je zkušenost, že na jaře se u přítoku loví boleni na rousnice obecné (*Lumbricus terrestris*).

Podle Vostradovského (1998) se boleni nejméně do stáří jednoho roku, ale i starší, živí bezobratlými živočichy. Naopak Specziár a Rezsú (2009) tvrdí, že bolen jako typická dravá ryba podstupuje přechod na piscivorii již v průběhu prvního roku. Ve Finsku, kde jsou dlouhé zimy a boleni rostou pomaleji, přechází na piscivorii velmi pomalu během druhého léta života (Kaukoranta a Pennanen 1990).

Své zkušenosti z lovu bolenu ve Skandinávii popsal Grahn (2002). Podle něho se mladí boleni živí bezobratlými živočichy, ale brzy přechází na lov drobných ryb: plotice obecné, oukleje obecné a v jezerech síhy marény (*Coregonus maraena*).

Trzebiatowski a Leszczewicz (1976) zkoumali růst a potravu bolenu ve věku 3-16 let v ústí řeky Szczecin. Během roku v potravě dominovala koruška evropská (*Osmerus eperlanus*) (obsažena ve 49 % zažívacích traktů), následovala plotice obecná (32,1 %), koljuška tříostná (*Gasterosteus aculeatus*) (25,6 %), dále okoun říční (11,9 %), ouklej obecná (6,4 %) a ježdík obecný (*Gymnocephalus cernuus*) (1,3 %). Korušky byly jedinou potravní rybou od listopadu do března. V létě byla nejvíce zastoupena plotice (48,1 %), dále koljuška (36,5 %), koruška (23,1 %), okoun (17,3 %), ouklej (9,6 %) a ježdík (1,9 %). Velikost potravních ryb nepřesáhla 70 mm. Nejvíce prázdných žaludků bylo zaznamenáno v prosinci a únoru (90-100 %), asi polovina v březnu a listopadu, ovšem nejméně v srpnu (7,1 %).

Vostradovský (1998) udává, že bolen není predátor, který efektivně odebírá potravní ryby jiným dravým rybám. I při obsádce 30-100 ks.ha⁻¹ byl v rybníce hojný hrouzek obecný (*Gobio gobio*), střevlička východní (*Pseudorasbora parva*) a plůdek perlína ostrobřichého (*Scardinius erythrophthalmus*). Boleni byli tříletí, a tedy spolehlivě přijímali rybí potravu. Dále autor uvádí, že velcí boleni >400 mm NL se v údolních nádržích živí nejpočetnějšími druhy ryb, obvykle ploticemi, okouny, cejny a ježdíky. S tím je v rozporu konstatování Enenkla (1990), který tvrdí, že se bolen může přemnožit, zdecimovat populaci oukleje, plotice a perlína. Následkem toho dojde k poklesu populací ostatních dravců jako candáta a okouna. Jako příklad udává Brněnskou údolní nádrž (h_0 a $h_M = 6,5$ a $23,5$ m, 259 ha, ČR), ovšem bez jakýchkoli podkladů. Vostradovský (1976) publikoval práci, kde uvádí, že boleni na ÚN Želivka se živili v té době nejpočetněji se vyskytujícími druhy, zde 76 % okoun říční a 27 % plotice obecná. Později tentýž autor sepsal populární článek (Vostradovský 2006), kde tvrdí, že boleni nejčastěji loví oukleje obecné. Pokud těchto ryb není ve vodě dostatečné množství, aby tvořily hejna u hladiny, přechází bolen na lov početnějších druhů (nejčastěji plotice a okouny), za nimiž se vydává do hlubších vod. Navíc rozlišuje velikostní rozdělení,

malí boleni se živí plůdkem jiných ryb v litorálu a velké exempláře jsou predátory volné vody, což odpovídá i zkušenostem rybářů, kteří chytají velké exempláře převážně ve volné vodě.

Váša a Vostradovský (1979) odchovávali boleny v plůdkových výtažnicích při krmení suchými krmivy plovoucími na hladině. Pozorovali však, že boleni ve večerních hodinách vyskakují z vody a sbírají hmyz jak nad vodou, tak z povrchové blanky. Při jednom z pokusů došlo k výtěru lína obecného (*Tinca tinca*) a jeho plůdek se stal potravou bolenu (větších než 50 mm NL) již ve druhé polovině prvního roku života.

Vostradovský a Váša (1981) zjišťovali potravu bolena během napouštění přehrady Želivka. Největší zastoupení měl okoun říční (76,47 % početnosti a 68,21 % v hmotnosti), na druhém místě se pak umístila plotice obecná (25,53 % v četnosti a 31,79 % hmotnosti). Autoři dokonce zmiňují, že nebyly pozorovány známé charakteristické projevy, jako je atakování ryb u hladiny. V teplém období roku byli boleni zjištěni v hloubkách až 10 m (tenatními sítěmi), naopak málokdy byl zastížen v litorálu (záťahovými sítěmi). Tato fakta jasně dokládají obrovskou plasticitu chování bolena.

Recentně publikovali článek o složení rybí potravy bolena v Srbské části řeky Dunaj Krpo-Četković a kol. (2010). Autoři prověřili celkem 198 bolenu v rozmezí velikostí 90-405 mm TL a váhy 5-567 g. Pouze 86 jedinců mělo v zažívacím traktu potravu, která byla analyzována. Juvenilní boleni se nejčastěji živili ouklejí obecnou, u starších kusů byli zjištěni v potravě i plotice obecná, karas stříbřitý (*Carassius gibelio*), jelec jesen, okoun říční, ježdík obecný a hlaváč říční (*Neogobius fluviatilis*). V průběhu roku se starší boleni živili na nejhojnějších druzích, v květnu převažoval v potravě karas stříbřitý, v červnu plotice obecná a v září a listopadu ouklej obecná. Nejvíce prázdných žaludků bylo zjištěno v listopadu, nejméně v červenci. Nebyl zjištěn žádný případ kanibalismu.

3.1.6 Ztráty predací

Vostradovský (1976) uvedl, že bolena na ÚN Želivka při tření následovali plotice obecné, oukleje obecné a cejni velcí, ti byli na trdlišti mnohem početnější (>96,5 %) a většinu jiker zkonsumovali již krátce po vytření, a proto zde byl výsledek přirozeného rozmnožování mizivý.

Adámek a Opačák (2006) zkoumali výběrovost kořisti tří dravých druhů ryb v laboratorních podmínkách, kdy kořist neměla možnost úkrytu. Autorům vyšlo, že roček štiky obecné (139 ± 3 mm TL) mírně preferoval plůdek bolena dravého před jelcem tloušťem (*Squalius cephalus*) a střevličkou východní. Autoři to vysvětlují tím, že štika loví podle optického stimulu a z nabízené kořisti jevil bolen největší aktivitu. Naopak roček candáta

obecného (244 ± 13 mm TL) dával přednost plůdku jelce tlouště a plotici obecné a odmítal střevličku východní, bolena dravého a okouna říčního. Posledním v pokusu byli dvouletí okouni říční, ti dávali v potravě přednost střevličce východní a vyhýbali se plůdku bolena dravého a jelce tlouště.

U malých bolenů prakticky neexistuje kanibalismus, čehož se s úspěchem využívá při odchovech larev a plůdku ve vysokých hustotách obsádek. Jedním z příkladů může být studie Kujawy a kol. (1998b), kteří vysadili do klecí ($2 \times 3 \times 2$ m, oka sítě 1 mm) v jezeře obsádku čítající $8\,830$ ks.klec⁻¹, po sedmi týdnech experimentu bylo zjištěno přežívání 72 %. Jinou hustotu obsádky při odchovech v rybníčních podmínkách po dobu celého prvního roku užívali Kaukoranta a Pennanen (1990), $0,5\text{--}4$ ks.m⁻² a zjistili přežívání 75 %. Sliwinski (2009) odchovával boleny o různých hustotách obsádky v kapřích rybníčcích. Nejvyšší přežívání (63 %) vykazovali při hustotě $200\,000$ ks.ha⁻¹, následovala hodnota $50\,000$ ks.ha⁻¹ s 54% přežíváním a nejnižší přežívání (24%) zaznamenal při střední hustotě $156\,000$ ks.ha⁻¹. Váša a Vostradovský (1979) odchovávali plůdek bolena v plůdkových výtažnicích při hustotách $30\,000\text{--}50\,000$ ks.ha⁻¹ a dosáhli dobrého přežívání i přírůstků ryb.

Vysoká obsádka má však svá omezení. Adámek a kol. (1988) uvádí příklad, kdy vysadili do mělkého rybníka boleny o hustotě $120\,000$ ks.ha⁻¹. Během léta došlo k vyčerpání kyslíku a boleni zde rostli pomaleji. Co je zajímavé, nedošlo zde k masovému úhynu, který by se čekal více než zpomalení růstu.

Navzdory předešlým studiím Vostradovský (2009a) uvedl, že i mezi boleny jsou přece jen známy případy kanibalismu, ovšem ne tak výrazné jako u štiky obecné nebo candáta obecného. Dá se předpokládat, že jde o kanibalismus mezi věkovými skupinami, neboť kohorty se velikostně liší jen málo (Váša a Vostradovský 1979, Vostradovský a Váša 1981). Mladí boleni se vyskytují v hejnech s jinými kaprovitými rybami (Bartík 1955, Baruš a Oliva 1995, Vostradovský 2006) a k jejich predaci tak dochází „omylem“ záměnou za oukleje či plotice.

Mezi další predátory bolenů můžeme zařadit specializované piscivorní ptáky a savce. V České republice jsou nejvýznamnější predátoři ryb kormorán velký (*Phalacrocorax carbo*), který má na svědomí zhruba 960 t ryb ročně (Čech M. osobní sdělení), vydra říční (*Lutra lutra*), jíž padne za potravu 800 t (pokud by se živila pouze rybami, Čech M. osobní sdělení), volavka popelavá (*Ardea cinerea*) podle odhadu rybářů 858 t za rok (ČRS 2001), a dále morčák velký (*Mergus merganser*) až 54 t ryb za rok (Čech M. osobní sdělení). Uvedená biomasa jsou pouze přímé škody, fakticky pozřené ryby, k čemuž se přidává úmrtnost stresovými faktory či zraněním. Konkrétní odhady, kolik bolenů dravých je těmito lovci uloveno, bohužel nejsou známy. Vybral jsem proto publikace z našeho území, ve

kterých je aspoň zmíněna predace tohoto druhu. Čech a kol. (2008) zjistili přítomnost kostí od 1 bolena v létě a 3 v zimním období ve vývržcích kormoránů z kolonie na břehu přehrady Želivky. Dále na téže nádrži autoři Čech a Čech (2002) během zimních měsíců opakovaně pozorovali zbytky 700 mm TL bolenů, které ulovila vydra říční. Usvědčující fotografii rozkousaného bolena velikosti 580 mm TL vydrou uveřejnil Čech (2007b) v časopise Rybářství. Jako poslední zmíním obsáhlou studii potravy ledňáčka říčního (Čech a Čech 2011). Autoři pravidelně nacházeli v hnízdních sedimentech ledňáčků hnízdicích u přehrady Slapy (h_0 a $h_M = 21$ a 53 m, $1\,392$ ha, ČR) kosti malých bolenů, přičemž se podle autorů jednalo pouze o příležitostnou kořist. Ve stejném článku je uveden příklad, kdy boleni během povodně v roce 2002 namigrovali ze Sázavy do Štěpanovského potoka, a následně se stali jednou z hlavních kořistí (13,8 %) ledňáčků hnízdicích na této lokalitě.

3.1.7 Konkurence

Na malý vliv vnitrodruhové konkurence na přežívání bolenů se dá usuzovat z předchozí kapitoly, kde autoři popisují odchov bolenů při obsádkách o značně vysokých hustotách.

Specziár a Rezsú (2009) popisují, že boleni v jezeře Balaton prakticky nemají v potravě konkurenci, neboť jako jediní se v pelagické zóně živí členovci z hladiny. V našich podmínkách Bartík (1955) uvedl, že v řece Želivce si mladí boleni (200-300 mm NL) konkurovali o drobný potěr s jelcem tluštěm, okounem říčním a malými štikami obecnými.

3.1.8 Lidský vliv

Krpo-Četković a kol. (2010) při svém výzkumu v Srbské části Dunaje nezjistili bolena staršího čtyř let. To autoři vysvětlují silným rybářským tlakem na velké ryby. Velký rybářský tlak je podle Martyniaka a Hesseho (1994) vyvíjen na boleny i v přehradě Pierzchaly v Polsku.

Na našem území je v platnosti vyhláška č. 197/2004 Sb., k provedení zákona č. 99/2004 sb., která stanovuje dobu hájení v rybářských revírech od 1. ledna do 15. června (§ 13), což pokrývá zejména období rozmnožování, vývoj larev a časných juvenilních stádií, které ochraňuje zákaz čeřinkování ve stejném období (§ 16). Dále je zákonem stanovena nejmenší lovná míra na mimopstruhových revírech 400 mm TL (§ 11) a denní limit úlovku dvou kusů (§ 16). V pstruhových revírech však platí nařízení, pokud rybář uloví bolena, vždy si jej přisvojí (§ 17).

Důsledky komerčního výlovu bolena na jezeře Balaton zaznamenali Bíró a Fűrész (1976). V roce 1964 činil komerční výlov 16 t z celkem 19 t ulovených ryb. Následující rok bylo vyloveno pouze 8 t bolena. Vyšší úlovky nastaly až po třech letech (12,5 t komerční

a 4 t sportovní rybáři), ještě následující rok se v komerčním výlovu chytlo 12 t a sportovní rybáři 7 t, ale poté následoval opět propad celkově o 3 t. Údaje z této lokality však uvádějí, že v letech 1945-1957 se výlov pohyboval mezi 15-30 t a od té doby byl pozorován pozvolný klesající trend.

Pennanen (1987 v Kaukoranta a Pennanen 1990) tvrdí, že úpravy toku a výstavba hrází pro vodní elektrárny měly velmi negativní vliv na populace bolena. U nás došlo po regulaci řek ke snížení jejich početnosti, neboť možnost vyplouvání do řek na výtěr je zásadní faktor pro životaschopnost populace (Bartík 1955, Vostradovský 1974, 1976). Ze studií Jurajdy a kol. (1997), Jurajdy (1999) a Jurajdy a Regendy (2004) jasně vyplývá, že betonové úpravy břehů bolenovi nevyhovují. Dále Vostradovský (1976) kritizuje likvidaci odstavných ramen při regulaci Labe, jako vhodného habitatu pro dorůstání plůdku.

Trochu zmírňující je závěr Vostradovského (2009a), kdy tvrdí, že velcí boleni jsou predátory u hladiny volné vody, a tak na ně nemá významný vliv úprava pobřežních partií a dna jako na stanovištní ryby. S mírným nadhledem se dá říci, že pro populaci bolenu jsou příznivé náhlé povodně. Při těch se voda většinou rychle vymění a proud obnaží původní šterkové dno, které může bolen využít ke tření (Vostradovský 2009a).

Kaukoranta a Pennanen (1990) popisují, že management zachycování vody a následné vypouštění, jak je to běžné při výrobě vodní energie, bolenu nesvědčí.

Po znečištění toku vymřela jedna ze dvou přirozených populací ve Finsku (Kaukoranta a Pennanen 1990). Jako nejvýznamnější zdroj znečištění autoři uvádí průmysl celulózy. Zde zaznamenali u přežívající populace pokles po zprovoznění průmyslových závodů z 1 000-3 000 ks na pouhých 150-300 jedinců v oblasti 6 300 ha. Jako hlavní zdroje znečištění vod v tehdejší Československu uvádí Vostradovský (1976) odpadní vody a splachy chemických látek.

3.2 Candát obecný

3.2.1 Výskyt

Candát obecný je rozšířen ve vodách střední a východní Evropy. Přirozenou hranici západního rozšíření tvoří povodí Labe. Introdikován byl však i do Francie, Švýcarska, Itálie, Španělska a Velké Británie. Na severu se vyskytuje v celém Dánsku, východní části Švédska a jižní části Finska. Na východ přirozeně zasahuje až k hranici Evropy a Asie, k pohoří Uralu. Uměle byl však vysazen i za tuto hranici a je rozšířen v jižní části povodí řek Ob a Amur. Na jihovýchodě má přirozený areál rozšíření až v povodí řeky Amudarji ústící do Aralského jezera a v oblasti Kavkazu. V jižní části Evropy byl uměle vysazen v Řecku

a severní části Turecka. Údajně byl vysazen i do severní Afriky. Asi nejzajímavější introdukce je portugalské souostroví Azory (Hanel a Lusk 2005, Kottelat a Freyhof 2007, Freyhof a Kottelat 2008b).

Typické vodní útvary, v nichž candát obecný dobře prosperuje, jsou velké vodní plochy s vodou bohatou na kyslík a živiny, malou průměrnou hloubkou, sníženou průhledností, optimálně bez teplotní stratifikace a tvrdým dnem (Kitchell a kol. 1977, Nagieć 1977). Většinu těchto podmínek splňují: ÚN Lipno, jezero Balaton nebo Neziderské jezero (hranice Rakousko-Maďarsko). Dále se candáti vyskytují v dolních tocích velkých řek: Labe, Dunaj, Rýn či Volha. Jsou hojní i v brakických vodách zálivů a ústí řek, které vtékají do Baltského moře. Jejich současné rozšíření je výrazně ovlivněno umělým vysazováním (Baruš a Oliva 1995, Hanel a Lusk 2005, Kottelat a Freyhof 2007).

V Červeném seznamu má status málo dotčený, je uvedeno hojné rozšíření a není vyžadována žádná zvláštní ochrana (Freyhof a Kottelat 2008b).

3.2.2 Habitat

Podle Baruše a Olivy (1995) candát obecný vyhledává ke tření nezabahněná místa s písčítým, šterkovým či hlinitým dnem, případně s vodními porosty a hloubkou vody obvykle do 0,5-2 m. Samec před třením buduje hnízdo tím, že očistí dno či kořínky rostlin od nánosů. Po výtěru následně hlídá jikry a zbavuje je nánosů až do jejich vylíhnutí. Kladení uměle připravených hnízd do připravených sádek či malých rybníčků se využívá při Šustově metodě poloumělého výtěru (Dubský 1998). Jako materiál na hnízda se používají ostřicové trsy, případně kořeny keřů, chvojí jehličnatých stromů nebo umělé materiály (Baruš a Oliva 1995).

Trdliště candátů jsou nejčastěji přítoky řek nebo zátoky. V Baltském moři jsou tato místa nepostradatelná, neboť mají raná stádia pouze omezenou toleranci k salinitě. Lehtonen a kol. (1996) popsali místa výtěru candátů jako mělké zálivy a ústí řek s nižší salinitou a vyšší teplotou během jara a na podzim, často s vyšší produkcí (eutrofní pobřeží). Na tyto lokality podnikají candáti třecí migrace obvykle kratší než 30 km.

Tření candátů obecných a východních (*Sander volgensis*) a následnou péči o hnízda v řece Ural sledovala Dimitrijeva (1973). Candáti se třeli na písečné nánosy, přičemž jednotlivá hnízda na sebe téměř navazovala, až 157 hnízd na 10 m², velikost hnízd činila od 55x55 do 90x100 cm (nejčastěji 70x80 cm), s hloubkou 20-25 cm. Hnízda se nacházela pouze v místech, kde byla přítomnost rostlin.

Odhad třecích míst vhodných pro candáty obecné v záplavovém území řeky Waal provedli Wolfshaar a kol. (2010). Nejprve na základě literárního přehledu určili, že je candát

v podstatě polyfilní druh a může se třít v hloubce 0,5-8 m, při rychlosti proudu $<0,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Následně zmapovali záplavové území a modelovali různé stavy průtoků. Nejvíce třecích habitatů bylo dostupných při průtoku $5\,000 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ na ploše $250\,000 \text{ m}^2$ v korytě a dalších $350\,000 \text{ m}^2$ v rámci trvale připojeného slepého říčního ramene. Za nízkého průtoku $<2\,500 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ byla dostupnost třecích substrátů $95\,000 \text{ m}^2$ v korytě a $85\,000 \text{ m}^2$ v připojeném říčním ramenu. Pokud by nastal extrémní průtok $8\,000 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$, tření v říčním korytě by z důvodu silného proudu již nebylo možné a jedinou vhodnou lokalitou by zůstala zaplavená plocha kolem říčního ramene o velikosti $100\,000 \text{ m}^2$.

O výběrovosti třecích míst candátům severoamerickým pojednává článek Chalupnickiho a kol. (2010). Autoři zjišťovali úspěšnost tření candátů v přítoku Dutch Hallow Brook (šíře 5-15 m, hloubka v ústí 3 m) do jezera Owasco (h_0 a $h_M = 29$ a 54 m , 27 km^2 , New York, USA). Množství jiker bylo pozitivně korelováno s procentuální pokryvností, typem substrátu a poměrem hloubky k rychlosti proudu. Candáti preferovali mělké habitaty s pomalým proudem se zárostem nebo šterkovým podložím. Co se týče vyplouvání do řeky, candáti se raději třeli v blízkosti jezera, než by migrovali hlouběji do řek, kde byl silnější proud.

Kovalev (1976) podrobně studoval vývoj larev a jejich rozmístění v jezeře Il'men (h_0 a $h_M = 2,6$ a $4,5 \text{ m}$, 982 km^2 , západní Rusko). Larvy o průměrné velikosti $5,96 \pm 0,03 \text{ mm SL}$ se vyskytovaly v pelagiálu, vykazovaly fotofilii a jejich rozmístění bylo dáno proudy (pasivní drift). O čtyři dny později pozoroval větší jedince ($7,7 \pm 0,06 \text{ mm SL}$) ve větší míře v mělké příbřežní zóně s hloubkou 2-3,5 m na návětrné straně jezera. Sem mohli být pasivně dopraveni proudy nebo tuto lokalitu aktivně vyhledali, neboť u nich již došlo k úplné resorpci žloutkového váčku a přešli na exogenní výživu (bylo zde akumulováno i více zooplanktonu). Zároveň došlo k zlepšení funkčnosti ploutví a naplnění plynového měchýře, což umožnilo efektivnější pohyb. Po třech dnech larvy měřily $9,07 \pm 0,04 \text{ mm SL}$, vyskytovaly se v hladinové vrstvě volné části jezera i v zálivech. Po dalších čtyřech dnech candáti dosáhli velikosti již $11,4 \pm 0,08 \text{ mm SL}$ a stále se vyskytovali v habitatu volné vody jezera. Poslední zkoumané stádium (za šest dnů) měřilo $14,07 \pm 0,08 \text{ mm SL}$. Candáti již získali hydrodynamický tvar, vývoj ploutví byl v podstatě dokončen, ocasní ploutev dosáhla homocerkního stavu. Zvýšený výskyt byl zaznamenán v přítokové části a v zátokách, kde našli dostatečné množství zooplanktonu, bylo zde vyšší množství rozpuštěného kyslíku, ale teplota vody byla nižší než v jezeře.

Distribuci 0+ candátů na počátku června let 1995-1997 v nádrži Lipno (h_0 a $h_M = 6,5$ a $21,5 \text{ m}$, $4\,820 \text{ ha}$, ČR) zkoumali Matěna a kol. (1999). Během nočních odlovů ichtyoplanktonní sítí v celém horizontálním profilu hladinové vrstvy bylo zastoupení

0+ candátů 70-90 % úlovku. Autoři zjistili, že množství 0+ candátů je v přítokové části 2,3-3x vyšší než ve zbytku nádrže, což naznačuje, že přítoková část je nejdůležitější třecí lokalitou nádrže. Velikost larev v nádrži byla v průměru 6-12 mm SL, ale v Olšinské zátocce, která je s nádrží spojena jen úzkým průlivem a má menší průměrnou hloubku, dorostly větší velikosti 7-17 mm SL. Při jednom z odlovů autoři zjistili větší množství larev o velikosti 8 mm SL na lokalitě Černá (rozlitina nádrže), kde bylo loveno poměrně blízko návětrného břehu a larvy sem patrně zanesly proudy způsobenými větrem. Odhad početnosti plůdkového společenstva přehrady Lipno odlovy plůdkovou vlečnou sítí ve dne a v noci na konci léta 2003 provedli Jůza a Kubečka (2007). Podle jejich šetření byla početnost 0+ ryb v noci 1,09 ks.1 000 m⁻³ (candát 62 %, okoun 33,8 %) a během dne jen 0,2 ks.1 000 m⁻³, přesněji za dne odlovili 30 0+ candátů ve 30 tazích a v noci 1 173 jedinců ve 24 tazích. Tyto rozdíly autoři vysvětlují hejnovým chováním a únikovými reakcemi během dne a diurnálními migracemi ke dnu a do litorálu.

Na stejné nádrži provedli své pokusy i Kratochvíl a kol. (2010). Jejich experiment byl však načasován už na konec května. Během 24 hodin vědci prozkoumali část středního úseku nádrže ($h_M = 8-10$ m, nejčastější hloubka 6 m) akustickou metodou a odlovy zátahovými sítěmi v litorálu a ichtyoplanktonní sítí ve sloupci volné vody. Kombinací všech metod stanovili dosti přesně diurnální migrace okouna říčního a candáta obecného. Ve dne se většina ryb ukrývala v blízkosti dna a do vodního sloupce vplouvala až se snížením světelné intenzity. V noci bylo množství okounovitých ve volné vodě téměř 1 000 ks.1 000 m⁻² v poměru 68,7 % okouni a 30,8 % candáti. Během dne však množství pokleslo na 32 ks.1 000 m⁻² se zastoupením 82 % candáti a 17,2 % okouni. Candáti chycení během dne byli menší (11 mm SL) než jedinci chycení v noci (14 mm SL). V litorálu byla zjištěna výrazně menší migrace. Ve dne autoři odlovili plůdkovou zátahovou sítí $45 \pm 24,7$ ks ryb, z čehož okouni představovali 87,9 %, zbytek tvořili candáti. V noci chytili $64,5 \pm 19,1$ ks ryb, ovšem s poměrem 52,5 % okouni a 47,5 % candáti. Candáti zjištění v litorálu byli v průměru větší ($15,1 \pm 2,4$ mm SL) než jedinci z pelagiálu. Akustická data jasně dokázala přesuny ryb mezi habitaty během soumraku a svítání. Analýzy obsahu žaludku nepotvrdily, že se jedná o migrace spojené s vyhledáváním potravy a pravděpodobně se tedy jedná o antipredační strategii.

To, že se candáti obecní a okouni říční přes den vyskytují v takzvané batypelagické vrstvě hlubokých nádrží, lze vyčíst z článku Čecha a kol. (2007). Ti studovali ichtyoplanktonní společenstvo nádrže Orlická (h₀ a h_M = 26 a 72 m, 2 733 ha, ČR), když došlo v půli června roku 2004 k náhlé povodni, která vypláchla okounovité ryby z úzkých přítokových ramen (Vltavské a Otavské) do „jezerní“ části nádrže, kde začaly během dne

vytvářet dvě hlubinné paralelní batypelagické vrstvy. V první z nich (v hloubce 6-10 m) se ryby shlukovaly do hejn ($>126\ 000\ \text{ks}\cdot\text{ha}^{-1}$) a v druhé se pak nacházely jednotlivě v hloubce 12-17 m ($30\ 000\ \text{ks}\cdot\text{ha}^{-1}$). Poměr příslušníků obou druhů okounovitých ryb ve vrstvách byl 69,6 a 66,8 % okounů k 29,8 a 28,6 % candátů. Candáti z první batypelagické vrstvy měřili v průměru 27,2 mm TL a ve hlubší vrstvě pak 26,9 mm TL.

Další příklad stejného chování nalezneme v článku Jůzi a kol. (2010), kdy autoři na nádrži Římov testovali účinnost různě velkých a barevných plůdkových tralů na konci května 2006. Ve dne chytili v hladinové vrstvě méně candátů o menší průměrné velikosti ($11,32 \pm 2,67\ \text{mm SL}$) než v noci ($13,5 \pm 2,56\ \text{mm SL}$). Později stejný autorský kolektiv (Jůza a kol. 2012) publikoval výsledky obdobného pokusu provedeného ve stejném období roku 2008, avšak již se zřetelem na batypelagickou vrstvu. Během dne se v hloubce 10-12 m vytvořila vrstva 0+ ryb z nichž okouni tvořili 96,1 % a candáti 3,7 %. Na rozdíl od ryb v hladinové vrstvě tyto ryby nevykazovaly únikové reakce a testovanými odlovnými prostředky byly chytány stejně.

Distribuci 0+ candátů obecných v půlce června roku 1993 zjišťovali na nádrži Sulejow (h_0 a $h_M = 3,4$ a $11\ \text{m}$, $2\ 380\ \text{ha}$, Polsko) Frankiewicz a kol. (1997). Ti zjistili odlišné vertikální rozmístění spojené s odlišným způsobem příjmu potravy. Nejvíce candátů bylo zaznamenáno v hloubce pěti metrů ($33\ \text{ks}\cdot 50\ \text{m}^{-3}$), u hladiny bylo jejich množství $7\ \text{ks}\cdot 50\ \text{m}^{-3}$ a v litorálu pouze $2,8\ \text{ks}\cdot 50\ \text{m}^{-3}$. Velikosti se však mezi habitaty průkazně nelišily (u hladiny v průměru 39 mm TL a v 5 m 40,5 mm TL). Autoři dále zjistili, že odlišné rozmístění je způsobeno distribucí zooplanktonu. V hloubce 1 m připadlo pouze $\sim 3\ \text{mg}$ potravy na rybu, zatímco v 5 m už $\sim 10\ \text{mg}$. V odlišných vrstvách candáti vykazovali rozdílné způsoby příjmu potravy. Ve vrstvě blíže u hladiny candáti selektivně lovili jednotlivě velké perloočky *Leptodora kindtii* a klanonožce, ale ve větší hloubce přešli na lov kopepoditových stádií klanonožců filtračním způsobem lovu. Jako další vysvětlení svého pozorování autoři uvádí antipredační strategii, obdobně jako články výše popsané. Stejní autoři své pozorování v roce 1994 opakovali (Frankiewicz a kol. 1996). V půlce července pozorovali rozdělení 0+ candátů na dvě skupiny. Candáti, kteří se vyskytovali v pelagické části nádrže, stále se živili zooplanktonem a rostli pomalu, na druhé straně v litorálu byli z velké části piscivorní a rostli rychleji. Autoři poukazují na skutečnost, že nádrž Sulejow má pouze velmi omezený litorál, ale i tak vytváří odlišné podmínky, zejména zde candáti nacházejí větší množství potravních ryb

Velmi zajímavý článek o habitatové preferenci 0+ candátů severoamerických v Big Clear Lake ($h_0 = 6,6\ \text{m}$, $337\ \text{ha}$, Ontário, Kanada) publikovali Pratt a Fox (2001). Vědci studovali výskyt candátů za využití podvodní vizuální techniky. Od půlky června do půli

července, při průměrné velikosti candátů $77 \pm 2,4$ mm SL, se candáti nejhojněji vyskytovali v oblasti se značným podílem makrofyt (>30 %) a hloubkou 2-5 m. Další využívaný habitat byl rovněž se zárostem makrofyt (>30 %), ale v mělčích částech (0-2 m). V malé míře se ještě uplatnily lokality se střední pokryvností (15 %) v mělkých partiích (0-2 m) a v hloubce 2-5 m lokality se střední pokryvností nebo porosty parožnatek. V dalším období od poloviny července do konce srpna candáti ($106 \pm 2,7$ mm SL) vyhledávali habitaty málo zarostlé a v mělčích částech pobřeží. Nejčastěji se vyskytovali v hloubce 0-2 m s porosty parožnatky a střední nebo vysokou pokryvností makrofyt, část byla ještě zaznamenána v hloubce 2-5 m se střední pokryvností. 0+ candáti nebyli nikdy zaznamenáni na lokalitách s hloubkou 0-2 m s kamenitým nebo bahnitým dnem, v hloubce 2-5 m s velkým podílem makrofyt a v hloubce pod 5 m. Autoři svá pozorování vysvětlují dvěma mechanismy. Během prvního období již byli téměř všichni candáti piscivorní a v hlubších habitatech měli více potravních ryb než je v mělké části. V pozdějším období je pro candáta důležitější ochrana před predátory, a proto vyhledává mělké partie, kde dospělí candáti severoameričtí většinou neloví.

Habitatovou preferencí candátů severoamerických v západní části Erijského jezera (h_0 a $h_M = 7,4$ a 11 m, $3\,700$ km², Ohio, USA) se zabývali Roseman a kol. (2005). Podle autorů vyhledávají larvy a později juvenilní candáti mělké příbřežní lokality. Množství 0+ candátů se vzrůstající hloubkou klesalo. V mělčích částech bylo vždy vyšší množství potravních zdrojů, zároveň je tu vyšší teplota a nižší průhlednost. Při analýzách teplota vody, množství ichtyoplanktonu a candátů vysvětlilo 59,8 % variability mezi ročníky.

Vertikální distribuci 0+ ryb v Římovské nádrži studovali Jůza a kol. (2009). Při srovnání sedmi let nočních odlovů tralovými sítěmi v pelagické zóně zjistili, že nejvíce ryb se vyskytuje ve vrstvě nejbliže hladiny a množství narůstá směrem od hráze k přítoku. U okounovitých ryb zjistili dvě maxima výskytu, jednak v hladinové vrstvě 0-3 m přítokové části pod vlastním ústí řeky Malše do nádrže a dále téměř v hrázové oblasti v hloubce 3-6 m. Autoři se pokoušeli svá pozorování vysvětlit teplotou vody, úrovní hladiny a množstvím zooplanktonu, avšak všechny výsledky byly statisticky neprůkazné. Prostorové rozmístění ryb téže nádrže na základě dat z tenatních sítí (konec léta 1999-2007) zjišťovali Prchalová a kol. (2009a). Klesající gradient početnosti od přítoku k hrázi a od hladiny do hloubky popisují shodně s předešlou prací. Candáti se chytali do bentických i pelagických tenatních sítí, ale při přepočtu na jednotku plochy sítě byli častěji uloveni do bentických sítí, což platí jak pro 0+ ryby, tak pro starší jedince. Obě kategorie se více chytaly ve vrstvách nejbliže hladiny (pro bentická tenata 0-3 m, pelagická 0-4,5 m), s tím, že u 0+ ryb byl pokles množství s narůstající hloubkou výraznější. U starších ryb platilo, že větší jedinci se chytali hlouběji. Při srovnání úlovků v horizontálním profilu zjistili nejvyšší množství 0+ candátů ve

vzdálenosti 4,7 km od hráze (měřeno středem koryta) a na stranu k přítoku bylo vyšší množství 0+ candátů než směrem k hrázi. Maximum ulovených starších candátů se nacházelo 5,2-5,7 km od hráze a průměrná velikost candátů narůstala od hráze k přítokové části. Stejná zjištění na nádrži Želivka publikovali Prchalová a kol. (2008).

Významný článek o rozmístění ryb v uměle destratifikovaných nádržích Biesbosch (De Gijster h_0 a h_M = 13 a 27 m, 320 ha, Honderd en Detrtig h_0 a h_M = 15 a 27 m, 219 ha a Petrusplaat h_0 a h_M = 13 a 15 m, 105 ha, Nizozemsko) sepsal stejný autorský kolektiv (Prchalová a kol. 2006). Na zmíněných nádržích se používají silné aerátory, čímž dochází k teplotní a kyslíkové rovnováze v celé nádrži. Za těchto podmínek se candáti vyskytovali v celém vodním sloupci i v hloubce 15-20 m, větší jedinci opět hlouběji. Z habitatů preferovali lokality s mírně svažitým či plochým dnem.

Migrace osmi dospělých candátů (530-690 mm SL) v řece Labi (úsek od jezu Střekov po hranice s Německem) sledovali radiovou telemetrií Horký a kol. (2008). Během ročního pozorování zjistili, že se candáti během dne ukrývají v hluboké části řeky a až s klesající sluneční intenzitou migrují do litorálu, kde jeví nejvyšší aktivitu patrně spojenou s lovem kořisti. V noci zůstávali v blízkosti břehu, avšak jejich aktivita byla nízká. Se svítáním se vraceli do hlavního koryta.

Candát severoamerický patří rovněž ke stanovištním rybám. Místa, kde candáti tráví období klidu, popsal Ryder (1977). Potápěči během vizuálního pozorování během dne zaznamenali odpočívající candáty ukryté v mezerách mezi kameny, schované v zárostu či na dně pod makrofyty nebo potopenými stromy, případně využili dřevěná prkna, větve nebo jiné nánosy. Autor navíc doplňuje, že mnohdy byla zakryta pouze hlava většího candáta, menší jedinci se schovali zcela.

Telemetrii použili při sledování candátů severoamerických v jezeře Honoye (h_0 a h_M = 4,9 a 9,2 m, 717 ha, New York, USA) Foust a Haynes (2007). Během 2,5 roku trvajícího pozorování zjistili průměrnou velikost domovského okrsku v období mimo tření 67,9 (24,2-187,8) ha a ve tření 57,9 (0,9-118,4) ha. Samice se pohybovaly ve větším prostoru (111,4 ha) než samci (28,7 ha). Nejvíce pohybu vykazovali candáti v období tření 149 m.den⁻¹, zatímco po zbytek roku jen 37 m.den⁻¹. Přesto mnozí jedinci zřejmě nenašli vhodnou lokalitu k rozmnožování.

Prostorovou preferenci candáta severoamerického ve východní části jezera Ontario a zálivu Bay of Quinte (h_0 a h_M = 7,6 a 15,2 m, Ontario, Kanada) během léta sledovali Bowlby a Hoyle (2011). Autoři při svém výzkumu použili tenatní síť a značení ryb štítky. Nedospělí candáti (mladší 4 let) byli hojní v horní části zátoky Bay of Quinte od dubna do listopadu, ale dospělí candáti se na této lokalitě vyskytovali pouze na jaře (tření) a léto trávili

ve spodní části zátoky nebo odpluli až do jezera Ontario. Tyto migrace autoři vysvětlují tím, že se dospělí candáti chtějí vyhnout vyšší teplotě v horní části zátoky, a také vyhledáváním míst s vyšší koncentrací potravních ryb (placky velkooké *Alosa pseudoharengus* a dorosomy dlouhoploutvé *Dorosoma cepedianum*). Juvenilní candáti se v horní části zátoky vyskytovali přes celou vegetační sezónu a využívali teplejší vody k rychlejšímu růstu. Zde mohli lovit i menší potravní ryby a až na podzim patrně migrovali do hlubších vod. Stejně tak činí candáti obecní, kteří zimují podle Lehtonena a kol. (1996) v hlubších partiích.

Greenberg a kol. (1995) provedli srovnávací predační experiment candáta obecného se štikou obecnou, na jehož základě usuzují, že candátům litorál zarostlý vegetací neprospívá. Ve svém pokusu použili za potravní ryby karasy obecné (*Carassius carassius*) a perlíny ostrobřiché a k nim přisazovali candáta nebo štika. Design pokusu měl dvě varianty: ohrádku (3 x 4 m) v plůdkovém výtažníku ($h_0 = 0,8$ m, Švédsko) s přítomností nebo absencí umělé vegetace simulující ponořená makrofyta. V případě pokusu s umělou vegetací měla vyšší míru predace štika (≤ 1 ks.den⁻¹) než candát (< 1 ks.den⁻¹). Pokud byla umělá vegetace odebrána, situace se obrátila ve prospěch candáta (1-2 ks.den⁻¹), zatímco u štiky se nezměnila (≤ 1 ks.den⁻¹). Svá pozorování autoři vysvětlují tak, že candáti loví ve volné vodě a štika vyhledává místa zarostlá vegetací.

Kitchell a kol. (1977) definovali ideální nádrž pro candáty a okouny podle analogie podmínek v přirozeném prostředí vývoje druhu v řekách. Podle autorů jsou nejvýznamnějšími podmínkami pro candáta obecného dostatečně rozsáhlý litorál, s písčítým nebo šterkovým substrátem. Během dne vyhledává úkryt v členitém dnu nebo odplouvá do větší hloubky. Zde může být omezení nižší koncentrací rozpuštěného kyslíku (vyžaduje 2-4 mg.l⁻¹). Rozvoj ponořených makrofyt je výhodou. Candát prosperuje ve větších vodních útvech (>100 ha) s malou až střední průměrnou hloubkou a průhledností do 2 m. S tím souvisí i vyšší teplota oproti hlubokým čistým jezerům.

3.2.3 Průhlednost vody

Candát je dobře přizpůsoben k životu ve vodě se sníženou průhledností. Nejdůležitější adaptací je vrstva tapetum lucidum, která je umístěna za fotoreceptory na sítnici. Její funkcí je odrazet světlo, které již přešlo přes receptory zpět, a tím zvýšit citlivost sítnice očí. Vývojem tapeta lucida u larev candáta severoamerického se zabývali Braekevelt a kol. (1989). Autoři zkoumali larvy od velikosti 25 mm TL, u nichž ještě tato vrstva nebyla zformována. První náznaky tvorby granulárních tělísek mezi apikálním hladkým endoplasmatickým retikulem pozorovali při velikosti 30 mm TL. Tyčinky a čípky se začaly vytvářet během 60-70 mm TL a současně se formovaly makroreceptory složené

z 20-30 fotoreceptorů. Do 90 mm TL bylo tapetum již dobře vyvinuto. Ve velikosti 125-140 mm TL bylo již oko plně funkční. Uvedený vývoj optického aparátu odpovídá zkušenosti, že časná stádia jsou do doby vývoje tapeta lucida pozitivně fototaktická a následně toto chování mizí.

Vandenbyllaart a kol. (1991) v laboratorním experimentu sledovali vztah mezi zákalem vody, piscivorii, velikostí juvenilních candátů severoamerických a vývojem sítnice. K pokusu použili candáty velikosti od 37 do 101 mm délky k ocasní vidlici (dále jen FL z ang. fork length). Pokusy trvaly 1 a 4 hodiny a za potravu byli candátům nabízeni jelečci velkohlaví (*Pimephales promelas*) velikosti 20-55 mm FL rozdělení do velikostních skupin po pěti mm. Zákal jež navodili rozvřením říčních sedimentů dosahoval při 4 h pokusu hodnot 7, 14 a 121 neflometrických jednotek zákalu (dále NJZ) a při 1 h experimentu 23, 42, 100 a 161 NJZ, vždy byla použita i kontrola 1 NJZ. U obou pokusů candáti požíli více jelečků s narůstajícím zákalem a svou velikostí, u většiny případů byla zjištěna pozitivní exponenciální funkce. Inflexní bod, od kterého prudce narůstalo množství potravy, odpovídal velikosti 75-85 mm FL. V kontrole s vodou bez zákalu se candáti živili stále stejným množstvím potravy. Když autoři svá pozorování rozdělili na velikostní skupiny ≤ 75 a > 85 mm FL, v první skupině nenašli rozdíl ve velikosti ani počtu zkonsumovaných jelečků s výjimkou nejvyššího zákalu (161 NJZ), kdy nejmenší candáti ulovili jen malé množství kořisti. Ve druhé skupině větší candáti ulovili vždy více jelečků ve více zakalené vodě opět s výjimkou nejvyššího zákalu (100 a 161 NJZ). Autoři svá pozorování vysvětlují vývojem optického aparátu, kdy od velikosti 60 mm FL začíná agregace fotoreceptivních buněk do skupin (20-30), čímž se vytváří makroreceptory.

Chování candátů severoamerických během prvních 17 dnů života ($50-58 \text{ ks.l}^{-1}$) při zákalu (30-40 NJZ) a ve vodě bez zákalu (< 1 NJZ) sledovali v laboratorním experimentu Rieger a Summerfelt (1997). Podle jejich zjištění se candáti ve vodě bez zákalu zdržovali častěji blízko stěn, než tomu bylo ve vodě zakalené. Během prvních pěti dnů života bylo ve volném prostoru akvária 85,3 % candátů v zakalené vodě a jen 36,8 % ve vodě bez zákalu. V dalších pěti dnech v otevřeném prostoru ubylo candátů ze zakalené vody (82,2 %) a naopak přibýlo ve vodě bez zákalu (50,4 %). V posledních pěti dnech sledování pokračoval trend poklesu candátů ve volné vodě při zákalu (79,9 %), a opačně se zvýšil poměr ve vodě bez zákalu (51,3 %). Popsané pozorování autoři vysvětlují tím, že se ve vodě bez zákalu odráží více světla od stěn a silně fototaktické larvy se zdržují v těchto místech. Toto chování má velký vliv na mobilitu larev. Při měření rychlosti plavání candátů autoři zjistili vždy vyšší rychlost u candátů z kalné vody než bez zákalu. V zákalu byla rychlost candátů během času poměrně stálá s mírným poklesem (období po pěti dnech 2,65; 2,28 a 2,24 cm.s^{-1}).

V čisté vodě candáti nejprve plavali pomalu, následně nejrychleji a následoval pokles (1,68; 2,13 a 1,88 cm.s⁻¹). Z hlediska přežívání je však nejdůležitější fakt, že v kalné vodě měli candáti plynové měchýře naplněné častěji než ve vodě bez zákalu. Konkrétně 17. den od vykulení mělo naplněný plynový měchýř 86 % candátů v zakalené vodě a jen 23 % ve vodě bez zákalu. Zároveň candáti v zakalené vodě dorostli v průměru větší velikosti (12,2 versus 9,7 mm). Vyšší úmrtnost i kanibalismus začal dříve u candátů ze zakalené vody (od 6. dne, maximum 13. den <20 %), ale obojí ustalo do 16. dne. Na druhé straně úmrtnost a kanibalismus u skupiny z vody bez zákalu se začaly zvyšovat od 10. dne, avšak k poklesu do konce experimentu nedošlo (16. den 35 %). Životaschopnost larev ze zakalené vody byla vyšší (19 %) než u larev z vody bez zákalu (5,7 %), zejména v důsledku vyššího poměru naplněných a nenaplněných plynových měchýřů.

V rybníčních podmínkách (6-15,3 ha, Estonsko) sledovali vliv průhlednosti (0,5-1,5 m) na výběr zooplanktonu candáty obecnými Zingel a Paaver (2010). Zooplankton autoři rozdělili do kategorií: vířníci, klanonožci, malé (*Bosmina*, *Chydorus*, ...) a velké perloočky (*Daphnia*, *Leptodora*, ...). Vířníci byli negativně selektováni u všech velikostních skupin candátů napříč průhlednostmi. Candáti nejmenší velikostní kategorie (31-45 mm TL) nejvíce preferovali malé perloočky. Větší candáti dávali přednost velkým perloočkám. Čím byli candáti větší velikosti, tím narůstala i pozitivní selekce klanonožců, a to více v zakalené vodě než ve vodě s vyšší průhledností. U vířníků byla zjištěna negativní lineární korelace mezi klesající průhledností a jejich výběrem, a čím byla průhlednost nižší, tím candáti více preferovali velké perloočky a méně malé perloočky. U největší skupiny (76-90 mm TL) se s narůstající průhledností zvyšovalo i množství přijaté potravy.

O zvýhodnění candáta obecného proti okounu říčnímu v podmínkách snížené viditelnosti pojednává článek Ljunggrena a Sandströma (2007). Ti provedli dva pokusy, kdy zjišťovali rozdíly v chování příbuzných druhů. První pokus trval 5 minut a autoři srovnávali funkční odpověď okounů (54 ± 3,5 mm TL) a candátů (57 ± 4 mm TL) ve vodě bez zákalu (3 NJZ) a vodě zakalené (25 NJZ) při krmení vidlonožci *Neomysis integer* (0,038-1,5 ks.l⁻¹). V zakalené vodě bylo množství vidlonožců ulovených okouny nízké a nezávislé na jejich hustotě. U candáta bylo toto množství obdobné v zákalu i bez něho. Opačně ve vodě bez zákalu byl predační tlak okouna výrazně vyšší než u candáta. U okouna byl pozorován vyšší počet útoků na kořist v obou podmínkách. Procento úspěšných útoků bylo u obou druhů nízké (<20 %). Úspěšnost candáta se za různých podmínek neměnila, ale úspěšnost okouna klesala se zvyšujícím se zákalem. Při pozorování autoři došli k závěru, že okoun loví opakovanými výpady, což je v zakalené vodě nevýhodné, neboť kořist může uniknout z dohledu, naproti tomu candát vykonává pouze jeden útok. Druhý pokus probíhal ve

venkovních podmínkách a trval 96 hodin. Na počátku ryby měřily podobně jako v předešlém pokusu: okoun $53,8 \pm 2,7$ mm a candát $57,3 \pm 3,7$ mm TL. Candát se během pokusu nepřestal živit vidlonožci, pouze v zakalené vodě během noci svůj predační tlak snížil. Příjem potravy byl u okouna závislý na vizuálních podmínkách. V zakalené vodě během noci prakticky nepřijímal potravu, ale opačně během dne bylo množství ulovených vidlonožců ve vodě bez zákalu výrazně vyšší než u candáta. Celkově byl růst candáta v obou podmínkách rychlejší ($0,05 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$) než u okouna ($0,03 \text{ g} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$).

Zvýhodnění candáta proti okounu v podmínkách snížené viditelnosti vysvětlili Ali a kol. (1977) rozdíly ve struktuře sítnice. Tyčinky candáta jsou velice malé a rozmístěny ve skupinách mezi epiteliálním pigmentem. Naopak čípky jsou silné a sedí v granulárním elipsoidu. Tyto granule jsou odvozeny od hypertrofických mitochondrií přeměněných na olejové kapičky. Na procesu adaptace na změněné světelné podmínky se podílí pouze tyčinky a epiteliální pigment. Čípky jsou imobilní a umožňují průnik světla k tyčinkám. Epiteliální pigment sítnice candáta je hustě pokryt reflektivním materiálem (již zmíněné tapetum lucidum) a zároveň obsahuje málo melatoninu. U okounů žlutých (*Perca flavescens*) autoři zjistili, že jejich tyčinky jsou relativně velké, čípky jsou střední velikosti a při srovnání s candátem má více melatoninu, ovšem postrádá tapetum lucidum. Z tohoto plyne i odlišná aktivita obou druhů: okouni jsou aktivní během dne a pasivní v noci a opačně je pro candáty typická nejvyšší aktivita za soumraku a při svítání, případně i v noci.

Pekcan-Hekim a Lappalainen (2006) provedli laboratorní experiment, kde dokázali, že zákal chrání larvy candáta obecného před predací okouny říčními. V pokusech testovali zákal 5-85 NJZ (obdoba litorálu Baltského moře, kde se candát tře) při množství larev candátů 2-21 ks.l⁻¹, velikosti 4,4-6,5 mm TL a velikosti okounů 6,3-10,6 mm TL. První výsledek ukázal, že pravděpodobnost predace larev závisí na zákalu a objemu pokusné nádoby, nikoli na hustotě larev. Při rozdělení výsledků do skupin podle objemu nádob (10-20 l a 25-40 l) byla zjištěna opět závislost predace na zákalu a u velkých nádob i na hustotě. Okoun je vizuální predátor a s narůstajícím zákalem se zkracuje vzdálenost, na kterou vidí kořist a může zaútočit.

Velmi zajímavý článek o vlivu světelné intenzity na aktivitu candátů severoamerických publikoval Ryder (1977). Ten vyhodnotil záznamy potápěčů z let 1962-1976 (>1 000 hodin) z jezer státu Ontário (USA). Potápěči zaznamenali nejvíce aktivních candátů při průhlednosti 4-4,9 m (měřeno Secchiho deskou), na což však měly vliv spíše než vlastní aktivita candátů vizuální schopnosti potápěčů. Druhý největší počet candátů zaznamenali při průhlednosti 1-1,9 m, což autor považuje za pravé optimum pro aktivitu candátů. Mimo to v článku uvádí výsledky rybářských úlovků v závislosti na intenzitě světla.

Během období bez ledové pokrývky bylo z celku 203 candátů 90 % chyceno při intenzitě <1 000 lx, 60 % při úrovni <400 lx a 40 % ryb rybáři ulovili při rozsahu 4-100 lx. Z toho autor vyvozuje, že aktivita shánění potravy je u candáta závislá na intenzitě světla dopadajícího na hladinu. Nejvíce úlovků rybáři zaznamenali 0,5 hodiny před soumrakem a 0,5 hodiny po svítání. Během zimního období bylo opět nejvíce candátů uloveno za nižší intenzity světla, konkrétně 86 kusů při světle <800 lx. Autor dále uvedl hypotézu, že diurnální migrace candátů do litorálu nebo v pelagiálu k hladině v době klesajícího množství světla je důsledkem toho, že candáti hledají lokality s optimálními světelnými podmínkami a impulsem ke shánění potravy je změna intenzity světelného záření.

Na zákal se lze podívat ještě z pohledu procesu eutrofizace. Vlivem přísunu nadměrného množství živin dojde k namnožení fytoplanktonu, zhorší se kvalita vody a sníží průhlednost. Takový případ popisují Voutilainen a Huuskonen (2010) z jezera Pyhäselkä (h_0 a $h_M = 9$ a 67 m, 26 300 ha, Finsko) z let 1975-2005. Místní rybáři poukazují, že se úlovky velkých candátů v letech 2001-2005 více než zdvojnásobily proti 90. letům. Autoři dále zjistili pozitivní korelaci s narůstající teplotou, která může být rovněž důsledkem eutrofizace.

Zvýšené množství živin má za následek i eutrofizaci pobřeží Baltského moře. Winkler (2002) zjistil v soustavě lagun Drass-Zingst Bodden ($h_0 = 2-3$ m, 197 km², Německo) pozitivní korelaci biomasy 0+ ryb (včetně candáta obecného) se zooplanktonem (kalanonožci) jako důsledek vyšší produkce systému. K tomu autor dodává, že se komerční úlovky během 20. století téměř zdvojnásobily jednak v důsledku eutrofizace, ale současně i vyšším rybářským úsilím. Shodné poznatky z příbřežních vod Finska publikovali Lappalainen a kol. (2002). Roční výlov candátů obecných v 80. letech vzrostl z 94 na 241 t a dále v 90. letech z 274 na 748 t. Zjištěný trend byl způsoben eutrofizací, ale i zvýšeným zájmem rybářů o tento druh, neboť došlo ke snížení výlovu tresky obecné (*Gadus morhua*) a omezení úlovků lososa obecného (*Salmo salar*). Více než 95 % komerčních úlovků bylo chyceno do tenatních sítí a při přepočtu úlovku na jednotku úsilí nebyl zjištěn významný trend. V 90. letech byly však zjištěny silné ročníky indukující početné třecí hejno a reprodukce byla úspěšná díky vysoké teplotě během léta.

Vliv vyšší produkce systému na růst candáta obecného studovali Keskinen a Marjomäki (2003). Autoři srovnávali celkem 41 jezer v centrální části Finska s rozdílnými charakteristikami: $h_M = 6-95$ m, 45-25 902 ha, barva vody 20-267 Pt mg.l⁻¹ (platinové číslo), koncentrace celkového fosforu 5-60 µg.l⁻¹. Jako indikátor růstu byla brána velikost candátů ve 3. roce života (dopočítáno), jež zahrnovala rozsah 179-333 mm TL. Růst byl pozitivně korelován s koncentrací celkového fosforu a s barvou vody. Opačně byla zjištěna negativní

korelace s velikostí a hloubkou jezera. Zjištěné charakteristiky se promítají v produkci daného systému, menší eutrofnější vody jsou bohatší na potravu a dosahují vyšší teploty. Na opačné straně pomyslné stupnice si můžeme představit velká hluboká oligotrofní jezera, kde candáti rostou jen velmi pomalu.

Leach a kol. (1977) ve svém článku shrnuli vliv eutrofizace na okounovité ryby (Percidae). Obecně vyšší produktivita systému má pozitivní vliv na tyto ryby. V některých jezerech (například: Erie, Bodamské a Ženevské) byl pozorován rychlejší růst candátů i okounů. Při eutrofizaci se nejvíce mění podmínky v litorálu, kde se nejvíce projevují vyšší primární produkce a změny makrofyt. Většinou se zvýší množství vodních organismů vhodných jako potravu (planktonní i bentičtí) pro 0+ ryby. V naprosté většině nádrží dominují v eutrofních podmínkách kaprovité ryby, jež jsou vhodnou potravou pro dospělé candáty. Vhodný habitat bývá omezen deficitem kyslíku v hypolimniu. V některých systémech se vyskytují častěji nemoci a parazité. Pro většinu okounovitých ryb představuje existenční problémy, ztráta třecích míst. Na třecí substrát se usazuje velké množství organické hmoty, jež při rozkladu působí lokální deficit kyslíku. Jako jediný druh z okounovitých ryb tento problém vyřešil candát obecný. Samec třecí místo nejprve očistí od nánosů, postaví hnízdo a i po výtěru u oplozených jiker zůstává. Při hlídání navíc jikry ovívá ploutvemi, a tím je zbavuje usazenin a dodává kyslík. Extrémní obětavost při hlídání jiker popsala Dimitrijeva (1973). Ta sledovala candáty hlídající hnízda s jikrami i v době, kdy výrazně klesla výška hladiny, candátům čněly hřbety z vody a někteří již měli oschlé šupiny. Za těchto podmínek candáti již aktivně nebránili hnízda, část ulovili místní obyvatelé a tři jedinci byli nalezeni uhynulí ve vysychající oblasti.

3.2.4 Teplota

Teplota je nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím dynamiku populace candáta obecného, a to buď přímo, nebo zprostředkovaně prostřednictvím jiných organismů. Podle Baruše a Olivy (1995) je candát teplomilná ryba. Wang a kol. (2009) určili optimální teplotu pro růst juvenilních jedinců candáta na 28 °C, u starších jedinců je pravděpodobně nižší.

V našich podmínkách se tře od konce dubna až do června (pouze jednorázově), kdy teplota vody dosahuje od 5 do 12 (16) °C (Baruš a Oliva 1995). Lusk a kol. (1983) uvedli optimální teplotu ke tření 8-14 °C. Vývoj oplozených jiker trvá při teplotě 8-12 °C 15-35 dnů. Baruš a Oliva (1995) publikovali, že za vyšší teploty 12-15 °C dojde k vykulení plůdku již za 10-16 dní.

Své poznatky o odchovu candáta obecného v kontrolovaných podmínkách popsali Steffens a kol. (1996). Candáti se v malých rybníčcích třou během první půlky května při

teplotě 12-15 °C. Podle těchto autorů je trvání inkubace jiker závislé na teplotě. Konkrétně při 10 °C se larvy vykulí za 264 hodin, při 15 °C za 82 hodin a při 20 °C za 66 hodin. Teplotu lze však zvyšovat jen velmi pozvolna 1-3 °C za den. Během odchovu v plůdkových výtažnicích by teplota vody neměla klesnout pod 18-20 °C, jinak bude růst candátů velmi pomalý.

Význam dvou teplot (15,5 ± 0,6 a 18,0 ± 0,3 °C) během časného vývoje (od líhnutí po 47. a 43. den od oplození) candáta obecného zjišťovali Löffler a kol. (2008). Při teplotě 18 °C nastalo líhnutí o den dříve než při 15,5 °C, ovšem vykulené larvy byly menší velikosti a byla u nich zjištěna vyšší úmrtnost 97,3 % proti 84,6 % (15,5 °C). Růst obou skupin candátů byl různý s výjimkou období pomalého růstu od konce embryonální fáze do časného larválního stádia (9 mm TL). Candáti chovaní při 18 °C rostli stále, na rozdíl od druhé skupiny, jejíž růst se výrazně zpomalil, a došlo k nárůstu úmrtnosti ve fázi přechodu na exogenní výživu. Po 40 dnech pokusu měřili candáti z 15,5 °C 13,0 ± 1,1 mm TL a jedinci z 18 °C již 21,8 ± 2,1 mm TL.

Výhodu nižší teploty během časného vývoje larev popsal Ljunggren (2002). Ten sledoval období přechodu larev z endogenní na exogenní výživu. Podle jeho závěrů nízká teplota v tomto období poskytne larvám delší čas, kdy se candát musí naučit lovit a zpracovat kořist.

Vliv teploty na množství přijímaného zooplanktonu larvami candáta severoamerického studovali Johnston a Mathias (1994). Ti v laboratorních pokusech chovali larvy candátů severoamerických (9,8-18 mm TL) při třech teplotách (15; 18,5 a 22 °C). Následně jim předkládali zooplankton o hustotě 150 ks.l⁻¹ a sledovali během desetiminutových experimentů množství a složení přijaté potravy. Se zvyšující se teplotou exponenciálně narůstalo množství přijaté potravy, candát velikosti 12,7 mm TL přijal při 15 °C 3,09 µg.min⁻¹, 18,5 °C pak 3,62 µg.min⁻¹ a při 22 °C 4,07 µg.min⁻¹. Rovněž napříč velikostními skupinami s teplotou narůstal i počet útoků na kořist 1,93; 2,02 a 2,38 útoků za minutu pro teploty 15; 18,5 a 22 °C. Nárůst teploty měl určitý vliv i na úspěšnost lovu, u candáta velikosti 12,7 mm TL představovala 56,1; 56,9 a 58,1% odpovídající teplotě 15; 18,5 a 22 °C. Složení přijímané potravy však teplotou ovlivněno nebylo. Zdá se, že při vyšší teplotě candát tráví méně času hledáním a zpracováváním kořisti, což lze vysvětlit rychlejším metabolismem. Tuto domněnku ověřili Zakes a Karpinski (1999) při pokusech s juvenilními candáty obecnými (110 mm TL) v recirkulačním systému. Odchov candátů probíhal při dvou teplotách (20 a 24 °C), a to buď při současném příkrmování (3,0 a 3,5 % váhy ryb denně) nebo candáti hladověli. Průměrná spotřeba kyslíku krmnými candáty byla 225,3 a 356,2 mg O₂.kg⁻¹.h⁻¹ odpovídající 20 a 24 °C. Zároveň při vyšší teplotě candáti

produkovali více celkového amonného dusíku (dále jen CAD) (14,1 a 18,3 mg CAD.kg⁻¹.h⁻¹ při teplotách 20 a 24 °C). Trend při hladovění candátů byl zcela stejný, pouze hodnoty byly výrazně nižší (20 °C 106 mg O₂.kg⁻¹.h⁻¹ a 1,4 mg CAD.kg⁻¹.h⁻¹ oproti 24 °C 145,9 mg O₂.kg⁻¹.h⁻¹ a 2,0 mg CAD.kg⁻¹.h⁻¹).

Složitější laboratorní pokus s juvenilními candáty severoamerickými (5-7 g) provedl Beamish (1990). Autor při svých pokusech zjišťoval rychlost metabolismu (mg O₂.kg⁻¹.hod⁻¹) při čtyřech teplotách (5; 10; 15; 20 a 23,5 °C) a odlišném zatížení (rychlost proudu 20 až 45 cm.s⁻¹). Při pokusu rostla spotřeba kyslíku od 5 do 15 °C a následně opět klesala od 20 do 23,5 °C. Konkrétně při proudu 20 cm.s⁻¹ byla spotřeba kyslíku ~100, <200, ~200 a <200 mg O₂.kg⁻¹.hod⁻¹ odpovídající teplotám 5; 10; 15 a 20 °C. Při 5-20 °C vydrželi candáti plavat při všech zatíženích, ale za teploty 23,5 °C již nezvládli rychlost proudu nad 35 cm.s⁻¹ po celou hodinu.

Pozitivní vliv teploty na růst candáta obecného zjistili při laboratorních pokusech Wang a kol. (2009). Ti testovali chov juvenilních candátů (v průměru 6,4 g) při třech různých teplotách (20, 24 a 28 °C) a třech frekvencích krmení (1x, 3x a 6x za den). Nejvyšší přírůstky (14,4 ± 0,4 g), nejlepší účinnost přeměny potravy na vlastní biomasu (0,95-0,97 %) a současně nejvyšší specifickou růstovou rychlost (1,7-2,0 ± 0,04 %) vykazovali po 56 dnech pokusu candáti chovaní při nejvyšší teplotě 28 °C a režimu krmení 3x denně. Celkově byl nárůst váhy pozitivně korelován se vzrůstající teplotou napříč všemi testovanými četnostmi krmení, při 20 °C dorostli 6,4 ± 0,4 g, teplota 24 °C odpovídala 9,4 ± 0,4 g a 28 °C pak 12,4 ± 0,4 g. Dále autoři zjistili, že candáti chovaní při 28 °C mají v těle nižší obsah proteinů (13,6 ± 0,3 %) než ryby chované v chladnější vodě (15,9 a 16,3 %). Obdobný pokus ovšem s většími candáty obecnými (84 ± 19 g) provedli Rónyai a Csengeri (2008). Ti testovali čtyři krmné režimy (1,0; 1,25; 1,5 a 2,0 % váhy candátů za den po prvních devět týdnů a 0,8; 1,0; 1,2 a 1,4 % váhy candátů za den po dalších devět týdnů) při dvou různých teplotách vody (20 a 25 °C). Stejně jako v předešlé práci autorům vyšlo, že candáti lépe rostli při vyšší teplotě, konkrétně při 25 °C dosáhli v průměru 284 g a při 20 °C jen 263 g.

Galarowicz a Wahl (2003) testovali v laboratoři růst, spotřebu potravy, efektivitu převodu do biomasy a metabolismus juvenilních candátů severoamerických (113-134 mm TL) dovezených z různých částí Severní Ameriky na severojižním transektu (Alberta – Kanada až Arkansas – USA), aby ověřili jejich přizpůsobení odlišným teplotním podmínkám. Pokusy probíhaly při 5, 10, 15, 20 a 25 °C. Všechny zjišťované charakteristiky nabývaly s rostoucí teplotou vyšších hodnot, přičemž ryby adaptované na teplejší vodu vykazovaly vyšší metabolickou aktivitu i množství přijaté potravy. Při porovnání relativní růstové rychlosti candáti chovaní při 5 °C váhu ztráceli napříč skupinami, nejvyšší přírůstek

hmotnosti nastal při nejvyšší zkoumané teplotě 25 °C. Stejně tak účinnost převodu potravy na vlastní biomasu byla nejmenší při 5 °C a nejvyšší při 25 °C. Zajímavé je porovnání mezi skupinami, kdy nejlépe převedli biomasu candáti z vyšších zeměpisných šířek a nejhůře candáti z jihu USA.

V přirozeném prostředí brakické vody zátoky Haminanlahti (h_0 a $h_M = 4$ a 9 m, Baltské moře, Finsko) zjišťovali vliv teploty na velikost candátů obecných a sílu ročníku Lappalainen a kol. (2009). Z jejich šetření vyplývá, že čím byla suma teplot $>10^\circ\text{C}$ vyšší, tím dosahovali candáti v daném roce větších přírůstků. Shodně byla i síla ročníku pozitivně korelována se sumou teplot $>10^\circ\text{C}$, ale zároveň zde byl negativní vliv ročního přírůstku, což indikuje závislost na množství ryb. Pozoruhodné je zjištění, že mladí nedospělí jedinci začínají růst na jaře dříve (za nižší teploty) než dospělí candáti, dřívější nárůst teploty na konci jara má tedy největší vliv na přírůstek v daném roce. Toto tvrzení dokládá Pitlo (2002) pro tohoroční (dále jen 0+) candáty severoamerické a candáty kanadské (*Sander canadensis*) na příkladu nádrže Pool 13 (11,4 km², Illinois/Iowa, USA). Autor zjišťoval početnost larev candátů na jaře a téhož roku na podzim v letech 1993-2000. Množství obou druhů candátů na podzim nekorelovalo s početností larev v jarních odlovech. Silnou pozitivní korelaci však zjistil s mírou narůstající teploty ($^\circ\text{F}.\text{den}^{-1}$) na jaře (15. duben až 15. květen). Tento vztah vysvětlil 79 % variability u candáta severoamerického a 59 % variability pro candáta kanadského. Žádný vztah nebyl nalezen pro množství 0+ candátů a průtokem řeky Mississippi v době tření. Autor během svého šetření našel tři silné ročníky candátů (1992, 1994 a 1997), při porovnání ostatních přehrad z kaskády došel ke stejnému závěru u dalších šesti. Svě pozorování autor vysvětluje zkrácením inkubační doby, což vede k vyššímu přežívání.

Nárůst teploty během jarních měsíců určil za rozhodující i Quist a kol. (2004). Autoři sledovali ichtyoplanktonní společenstvo nádrže Gren Elder (h_0 a $h_M = 5,8$ a >12 m, 5 093 ha, Kansas, USA) v hrázové a přítokové oblasti od dubna do června v letech 1999-2001. Zatímco roky 2000 a 2001 měly podobný průběh, rok 1999 se vyznačoval malým počtem candátů, kteří navíc rostli velmi pomalu. Tento stav byl způsoben nízkou průměrnou teplotou, zejména pomalým oteplováním během dubna ($0,01^\circ\text{C}$ za den na rozdíl od $0,16^\circ\text{C}.\text{den}^{-1}$ a $0,25^\circ\text{C}.\text{den}^{-1}$ v letech 2000 a 2001). Navíc teplota značně kolísala a tento rok bylo zjištěno desetkrát vyšší množství dorosom dlouhoploutvých než v ostatních letech, které však candáti nelovili, a pouze si konkurovali o zooplankton. Celkově $>80\%$ 0+ candátů bylo chyceno v přítokové části, kde byla teplota vždy o 1-2 °C vyšší.

Obdobné závěry vyvodili i Kjellmann a kol. (2001). Ve svém článku popisují složitou závislost mezi množstvím candátů obecných v litorálu tří zátok (h_0 a $h_M = 1,4$ - $2,4$

a <5 m, 3,3-5,3 km², Baltské moře) Finského zálivu na teplotě během léta (měřeno jako suma denních stupňů >10 °C) v období 1982-1993. Prosté srovnání meziroční letní teploty s množstvím ryb nekorelovalo, ovšem pokud prováděli korelace v 15 denních intervalech stejně s odlovem, dosáhli zajímavých výsledků. Na jaře zjistili slabou pozitivní korelaci mezi množstvím candátů a teplotou. V červnu, při velikosti ryb nad 12 mm TL byla velikost ryb silně korelována s teplotou. Později v červenci množství s teplotou korelovalo již negativně, což autoři vysvětlují pravděpodobnou migrací ryb za teplého období do jiných habitatů. Za chladného léta byli candáti menší, ale v litorálu bylo zjištěno vyšší množství. Při srovnání zátok candáti dorostli v nejteplejší vždy o 4-7 mm více než v obou chladnějších. Suma denních stupňů >10 °C vysvětlila celkově 39 % variability úlovků 0+ candátů. Shodné poznatky užili při modelování populace candáta obecného Kjellman a kol. (2003). Tito vědci studovali posílení populace candátů ve dvou zálivech (shodných z předchozí práce) a jednom ústí řeky do Baltského moře. Početnost chycených 0+ candátů v jednotkách CPUE nejprve s teplotou nekorelovala. Proto autoři hodnoty upravili přes sumu denních stupňů >10 °C v květnu a červnu, a získali tím velmi silnou pozitivní korelaci se sumou letních teplot.

Teplotu v květnu, tentokrát vyjádřenou jako koeficient variance, využili ve svém modelování Hansen a kol. (1998). Ti sestavili mnohorozměrný model k vysvětlení doplňku 0+ candátů severoamerických do jezera Escanaba (h_0 a $h_M = 4,3$ a 8 m, 119 ha, Wisconsin, USA). Do modelu zahrnuli třetí populaci candátů, množství okounů žlutých jako nejvýznamnější predátory a variabilitu teploty v květnu. Celkem se podařilo vysvětlit 89 % variability množství 0+ candátů na konci léta a na podzim z let 1958-1995, přičemž koeficient variance zvýšil fit modelu o 24 %. Čím byla teplota stálější, tím byl daný ročník úspěšnější. Konkrétně nejvyšší doplněk 0+ candátů nastal při koeficientu variance teploty 0,19 a nejnižší při 0,46. Pokud do modelu autoři přidávali charakteristiky teploty za pozdější období, byl jejich vliv neprůkazný. Velmi podobnou práci publikovali Fielder a kol. (2007). Opět šlo o vysvětlení síly ročníku 0+ candátů severoamerických v zátoce Saginaw Huronského jezera (Michigan, USA) tentokrát za použití vysvětlujících proměnných: množství placky velkooké (predátora larev i kompetitora o zooplankton), koncentrace chlorofylu *a* a celkového fosforu, průtoku a průměrné dubnové teploty. Nejvýznamnější vliv mělo množství placky (58 % vysvětlené variability), teplota v dubnu model vylepšila na 67 % vysvětlené variability. S vyšší teplotou v dubnu byla síla ročníku 0+ candátů vyšší. Ostatní parametry se ukázaly jako statisticky nevýznamné.

O zásadním vlivu teploty na úspěšnost kohorty 0+ candátů obecných pojednává článek Wysujacka a kol. (2002). V něm autoři popisují svá pozorování chování populace candátů v jezeře Feldberger Haussee (h_0 a $h_M = 6,4$ a 12 m, 136 ha, Německo). Na jaře se

jezero pomalu otepluje a tření candáta probíhá opožděně na počátku června po jarním vrcholu zooplanktonu. Proto je většina ročníků candáta slabá, ale pokud nastane dostatečně teplé léto (po 2-3 týdny $>23\text{ }^{\circ}\text{C}$), část candátů roste rychle a živí se piscivorně. Pouze tyto ryby tvoří v jezeře přirozený doplněk populace.

Pozitivní korelaci velikosti a síly ročníku 0+ candátů s teplotou v průběhu léta popisuje většina následujících autorů. Buijse a Houthuijzen (1992) sledovali v severní části jezera IJssel (h_0 a $h_M = 4,5$ a 8 m, $11,2\text{ km}^2$, Nizozemsko) průměrnou velikost a sílu ročníku candátů obecných v období 1966-1989. Autoři zjistili, že obě sledované charakteristiky v podzimních měsících jsou silně korelovány s průměrnou letní teplotou. Silný ročník se vyznačoval větší průměrnou velikostí candátů a negativně šikmou distribucí velikostí. Candáti >100 mm TL se živili piscivorně, lovili korušky evropské a jejich kondice se zlepšovala. Naopak, v případě slabého ročníku byli candáti menší, velikostní distribuce byla pozitivně šikmá a jedinci se živili pouze zooplanktonem a zoobentosem, neboť potravní ryby pro ně byly příliš velké. V důsledku všech těchto nepříznivých charakteristik byla kondice ryb slabá a s časem se stále zhoršovala. Čím byl nástup teplého léta rychlejší, tím dříve se stali candáti piscivorními, což vedlo k rychlejšímu růstu a vyššímu přežívání. To autoři dokumentují příklady, kdy v roce se sumou teplot ($>14\text{ }^{\circ}\text{C}$) $>500\text{ D}^{\circ}$ dorostli candáti 160-180 mm TL a početnosti ~ 100 CPUE (tralování) a opačně v roce se sumou teplot ($>14\text{ }^{\circ}\text{C}$) $<350\text{ D}^{\circ}$ dorostli candáti v průměru pouze 85 mm TL a početnosti ~ 10 CPUE. Konkrétněji v chladném roce 1987 vyrostli candáti od srpna do září jen o 10 mm (z 60 na 70 mm TL) a pouze 11 % z nich bylo piscivorních. Opakem byl teplý rok 1989, kdy za stejné období vyrostli o 30 mm (ze 140 na 170 mm TL) a piscivorně se živilo 86 %. Při regresi vysvětlila teplota vody 72 % variability velikosti a 35 % síly ročníku. Velmi podobné výsledky zahrnující sledování stejného jezera již dříve publikoval Willemsen (1977).

Pozitivní vztah mezi množstvím 0+ candátů obecných zjištěný na podzim a průměrnou teplotou vody v létě našli v zátocě Pärnu ($h_M = 8$ m, Baltského moře, Estonsko), která je součástí zátoky Riga Lappalainen a kol. (1995, 2000). Bylo-li chladné léto, suma denních stupňů ($>15\text{ }^{\circ}\text{C}$) dosáhla 100-150, candáti měřili jen 50-60 mm SL. Pokud bylo léto teplé, suma D° ($>15\text{ }^{\circ}\text{C}$) dosáhla 350-400, dosahovali velikosti 80-90 mm SL. Později stejní autoři (Lappalainen a kol. 2005a) publikovali obsáhlejší práci, kde popsali pozitivní korelaci růstu candáta obecného se sumou letních teplot v sedmi jezerech Finska ($h_0 = 3,2$ -12 m, 140-11 000 ha, různá produktivita). Tentokrát popsali pozitivní vztah mezi letní teplotou a přírůstkem candátů až do stáří 12 let, přičemž nejtěsnější vztah byl u candátů 1+ až 3+, což podle autorů souvisí se změnou výživy.

Zdálo by se, že probíhající globální oteplování bude mít příznivý vliv na populační dynamiku candáta. Schneider a kol. (2010) dokázali, že se candáti severoameričtí třou na 12 třecích lokalitách v Minnesotě (USA) stále časněji. Na tomto území dochází v dlouhodobém měřítku ke zkracování období trvání zalednění. Zároveň tření candáta probíhá o 0,5-1 den dříve pro každý jeden den, o který je kratší doba trvání ledu. Ovšem z jiného úhlu pohledu přistoupili k oteplování Wuellner a kol. (2010). Podle jejich modelu zvýšení teploty v přehradě Lake Sharpe (h_0 a $h_M = 9,5$ a $23,7$ m, 25 000 ha, Jižní Dakota, USA) povede ke zpomalení růstu a zvýšení úmrtnosti u věkových skupiny 3+ až 5+ v důsledku menšího množství potravních ryb. Nejdůležitější potravní ryby dorosomy dlouhoploutvé totiž vytvoří silné ročníky a celkově klesne jejich početnost.

Hoxmeier a kol. (2006) zkoumali růst a přežívání candátů severoamerických vysazených do 15 Illinoiských nádrží ($h_M = 8-24$ m, 6-4 500 ha, různá produktivita a zeměpisná šířka, USA) ve třech velikostních kategoriích: larvy (6 mm TL), menší ($46 \pm 0,9$ mm TL) a větší candáti ($99,7 \pm 2$ mm TL). Faktory ovlivňující růst a přežívání se v závislosti na velikosti candátů měnily. Průměrná letní teplota měla pozitivní vliv na růst larev a malých candátů, ale negativně ovlivňovala růst větších candátů. Candáti vysazení ve stádiu larev dorostli na podzim v chladnějších jezerech (severněji položené) jen do velikosti 180 mm TL, ovšem jedinci z teplejších jezer (jižněji) >220 mm TL. Candáti vysazení již při velikosti okolo 100 mm TL přirostli v chladnějších jezerech za sezónu o 50 mm, zatímco v teplejších jezerech pouze o 36 mm. Dále larvy a větší candáti vykazovali vyšší přežívání v chladnějších jezerech. Přežívání malých candátů teplotou ovlivněno nebylo. Za navazující práci se dá považovat studie, při níž Quist a kol. (2003) porovnali růst candátů severoamerických v osmi přehradách Kansasu ($h_M = 5,2-8,8$ m, 1 208-5 093 ha, různá zeměpisná šířka, USA). Při srovnání údajů z let 1991-1999 zjistili, že růst jednoletých a dvouletých candátů je negativně korelován s průměrnou letní teplotou. 1+ candáti v letech, kdy byla průměrná letní teplota jen 22 °C, měli přírůstky ~ 80 mm, 2+ candáti za stejných podmínek 50 mm. Pokud nastalo teplé léto s průměrnou teplotou 27 °C, 1+ candáti vyrostli jen o ~ 40 mm a 2+ candáti o 24 mm.

Zcela jiný přístup posuzování vlivu teploty na úmrtnost candátů severoamerických použili Schramm a kol. (2010). Ti sledovali úmrtnost candátů při 14 rybářských závodech, při nichž byly ulovené ryby vráceny do nádrže. Podle jejich výsledků je přežívání candátů závislé na teplotě vody, při které závod probíhá. V případě teploty v rozmezí $5-14$ °C, byla úmrtnost jen minimální. Ta však prudce narůstala počínaje 18 °C. Přesněji pravděpodobnost, že úhyn candátů nepřesáhne 10 % je 80% při 10 °C, 40% při 15 °C, 10% za 20 °C a s jistotou ji přesáhne při teplotě 26 °C.

3.2.5 Přezimování

Zimní období snižuje kondici candátů nebo může působit přímo letálně přes abiotické faktory. Ruuhijärvi a kol. (2010) popsali případ, kdy eutrofní jezero Äimöjärvi, které je rozděleno na dvě části (severní h_0 a $h_M = 2$ a 4 m, $3,7$ km² a jižní h_0 a $h_M = 3$ a 10 m, $4,8$ km², Finsko) propojené úzkým průlivem (5 m), zamrzlo již na začátku října roku 2002, jen po krátké době míchání, a velmi rychle v něm nastal deficit rozpuštěného kyslíku v důsledku nedostatečné komunikace vody se vzduchem. Autoři popisují hromadný úhyn ryb, kdy v severní části v lednu 2003 nechytily do tenatních sítí žádnou živou rybu (voda byla anoxická) a v jižní části zaznamenali přítomnost mrtvých i živých ryb (koncentrace kyslíku u hladiny $0,5$ mg.l⁻¹). V květnu téhož roku zaznamenali jen třetinový úlovek ve srovnání s obdobím před touto událostí. Candáti v tomto jezeře vymřeli během krátkého období. Rybáři jej sem opětovně vysazovali už od roku 2003, ale populace se dostala na úroveň před kolapsem až v roce 2007.

Candáti obecní jsou i v zimním období (pod ledem) aktivní. To demonstrovali Lappalainen a Vinni (2001) na příkladu rozdílů ve velikostním složení 0+ a 1+ candátů v různých částech jezera Hiidenvesi (h_0 a $h_M = 4$ a 33 m, $30,3$ km², Finsko). Velikostní skupina candátů <75 mm TL na podzim (21. září a 2. listopadu 1999) chyběla v oblasti Mustionselkä Basin, ale byli zde chytáni jedinci velikosti 60-74 mm TL již během zimy (28. ledna 2000), kdy tvořili 10 % úlovku 1+ candátů a na jaře (3. dubna 2000) již zaujímali 46 % úlovku 1+ candátů. Candáti do této části pravděpodobně připlavali z Kirkkojärvi Basin (h_0 a $h_M = 1,9$ a $3,5$ m), která leží proti převládajícímu proudění. Neboť v této části jezera byli candáti velikosti 56-70 mm TL chytáni na konci léta (11. srpna 1999). Jednalo se tedy o migrace jak aktivní, tak pravděpodobně i pasivní. Velikostní složení naznačuje, že candáti rostli i během podzimu. Při migracích autoři rozlišili pouze menší velikostní skupinu, neboť větší rychle rostoucí jedinci se nedali odlišit od o rok starších candátů.

Během odlovů v zamrzlém jezeře Hiidenvesi zjistili Lappalainen a kol. (2005b), že candáti přijímají potravu i během zimy. Potrava byla nalezena v zažívadlech 15-39 % ulovených 0+ candátů obecných, přičemž složení potravy odpovídalo výsledkům zjištěným v letním období. Menší candáti (<70 mm TL) se živili zooplanktonem (klanonožci) a vidlonožci jezerními (*Mysis relicta*), candáti střední velikosti (70-90 mm TL) převážně vidlonožci a velcí juvenilní candáti (>90 mm TL) lovíli ryby (korušky evropské a ryby kaprovité). Úmrtnost během zimy byla závislá na velikosti. U malých candátů (60-70 mm TL) činila 85 % a u větších jedinců (100-140 mm TL) pak <40 %.

Úmrtnost závislou na velikosti candátů obecných na konci vegetačního období pozorovali Lappalainen a kol. (2000) i v zátocě Pärnu. Juvenilní candáti velikosti

<50 mm SL byli některé podzimy let 1961-1994 častou složkou úlovků vlečných sítí, ovšem na jaře následujícího roku byli chyceni nejmenší candáti až délky 52 mm SL.

Na podzimní kondici candátů má s jistotou vliv potrava, která může mít zásadní vliv především na candáty z umělého odchovu, jež se vysazují do volných vod. Kirjasniemi a Valtonen (1997) zjišťovali vliv potravy a příkrmování candátů obecných na jejich přežívání v průběhu první zimy. Na podzim (září-listopad) autoři rozdělili candáty do dvou skupin, první krmili umělou a druhou přirozenou potravou (larvy pakomárů *Chironomus* spp.). Vedle toho byla během zimy část z každé skupiny dokrmována a zbytek nechán hladovět. Candáti krmění umělou potravou nepřijímali granulované krmivo příliš dobře a jejich úmrtnost byla vysoká. Na konci pokusu dosáhla kumulativní mortalita 81 %, nehledě na dokrmování nebo hladovění. U candátů krměných přirozenou potravou činila úmrtnost 19 % v případě, že v zimě hladověli a pouze 9 % byli-li dokrmováni. Navíc v této skupině bylo přežívání pozitivně korelováno s velikostí candátů. Zimu přečkali i candáti od 48 mm NL s přežíváním >50 %, ovšem při velikosti nad 60 mm NL bylo zjištěno přežívání >70 %. U candátů krměných umělou potravou autoři zjistili přežívání ryb 48-60 mm NL <25 % a pouze jedinci nad 60 mm NL přežili >70 %. Při hladovění během zimy klesaly candátům zásoby glykogenu v játrech. V lednu a březnu měli příkrmovaní candáti větší obsah glykogenu v játrech (120 mg.g⁻¹ vlhké hmotnosti, dále jen v.h.) než hladovějící (50 mg.g⁻¹ v.h.). Glykogen ve hřbetní svalovině klesl od listopadu do března u všech skupin (5,5 → 2 mg.g⁻¹ v.h.) s výjimkou candátů krměných přirozenou potravou (6 mg.g⁻¹ v.h.), ale později se snížilo zastoupení glykogenu i u této skupiny (2 mg.g⁻¹ v.h.). Pokud autoři analyzovali celé ryby, zjistili zřejmý rozdíl mezi krměnými a hladovějícími candáty. U krměných množství glykogenu od listopadu do dubna narůstalo (12 → 40 mg.g⁻¹ sušiny, dále jen suš.), ovšem u hladovějících bylo stejné (13 mg.g⁻¹ suš.). Množství lipidů (v celé rybě) bylo v listopadu a lednu vyšší u candátů krměných přirozenou potravou (55 mg.g⁻¹ suš.), než u candátů krměných umělou potravou (44 mg.g⁻¹ suš.). Od března byl zaznamenán výrazný pokles lipidů u hladovějících candátů (35 mg.g⁻¹ suš.). Dokrmování během zimy mělo pozitivní vliv na množství proteinů. Candáti příkrmovaní přirozenou potravou měli více proteinů v dubnu (600 mg.g⁻¹ suš.) než v listopadu (450 mg.g⁻¹ suš.), u hladovějících bylo množství stále stejné (450 mg.g⁻¹ suš.). Závěrem autoři zhodnotili, že krmění během zimy nemá průkazný vliv na přežívání 0+ candátů, ovšem ovlivňuje energetické zásoby (vyšší množství lipidů, proteinů i glykogenu). Nejmenší velikost candátů, jež jsou schopní přežít zimu, stanovili na >40 mm NL. Co se týče zarybňování candátů, je podle autorů výhodné je spíše dříve vysadit, tak aby mohli konzumovat ještě během podzimu přirozenou potravu, než jim podávat umělá krmiva.

Podobný článek publikovali Rennert a kol. (2005). Ti opět odchovávali candáty obecné tentokrát od stáří 50 dnů při dvou režimech krmení: umělé krmivo a přirozená potrava (pakomáří larvy). Přitom však přidáním rybího tuku zvýšili množství tuku v umělé potravě na 22 %. Konečné složení umělé potravy tedy bylo $3,3 \pm 0,4$ % vody, $56,6 \pm 1,6$ % proteinů, $21,9 \pm 0,2$ % tuku a energetická hodnota $24 \pm 2,1$ kJ.g⁻¹. Larvy pakomárů byly složeny z $89,8 \pm 1,3$ % z vody, $7,2 \pm 0,1$ % z tuku, $65,9 \pm 1,8$ % z proteinů a měly energetickou hodnotu $21,5 \pm 1,3$ kJ.g⁻¹. Po 90 dnech (21. října) výživy různými krmivy vysadili 12 candátů z každé skupiny do rybníku ($h_0 = 0,8$ m, 0,067 ha, Německo), kam byly současně vysazeny malé 0+ plotice obecné a okouni říční jako potravní zdroj. Již na podzim byly obě skupiny velikostně odlišné, avšak po zimním období (176 dnů) bylo u obou skupin zjištěno shodné přežívání 83,3 %. Obě skupiny ztratily na váze, přirostly na délce a došlo ke změně zastoupení lipidů, proteinů i tuku. Konkrétně candáti první skupiny na podzim měřili 166 ± 16 mm TL a na jaře 168 ± 18 mm TL a podobně vyrostly i ryby z druhé skupiny ze 128 ± 8 na 131 mm TL. Ztráty na váze byly vyšší u první skupiny $31,6 \pm 9,2$ na $28,3 \pm 10,4$ g a v druhé skupině z $13,8 \pm 3,2$ na $13,3 \pm 3,2$ g. U obou skupin bylo na jaře zjištěno vyšší procento vody ve svalovině. V první skupině vzrostlo z $69,9 \pm 0,7$ na $73,6 \pm 0,6$ % a u druhé ze $73,0 \pm 0,3$ na $76,1 \pm 0,8$ %. Ztráty tuku byly vyšší u první skupiny, u které klesl z $9,0 \pm 0,4$ na $3,2 \pm 0,7$ % sušiny, u druhé skupiny z $4,6 \pm 0,4$ na $1,4 \pm 0,5$ % suš. Zastoupení proteinů se v první skupině zvýšilo z $17,4 \pm 1$ na $18,0 \pm 0,8$ % suš. a u druhé snížilo $18,1 \pm 1,2$ na $16,2 \pm 0,8$ % suš. Zastoupení mastných kyselin na jaře se více lišilo u candátů druhé skupiny, neboť mastné kyseliny přijímané v potravě (pakomáří) bylo odlišné od těch, jež ryby potřebují do své biomasy. Podle autorů je pro přežívání první zimy zásadní kvalita potravy již během růstové sezóny.

Vliv hladovění na juvenilní candáty severoamerické během přezimování zkoumali Jonas a Wahl (1998). Autoři během 150 denního pokusu s candáty velikosti 140-230 mm NL v laboratorních podmínkách (4 °C) pozorovali sice snížení množství energetických zásob, avšak přežívání ovlivněno nebylo (100 %). Množství energetických zásob během prvních 95 dnů experimentu pokleslo z $16,5 \pm 0,2$ kJ.g⁻¹ suš. na $15,3 \pm 0,2$ kJ.g⁻¹ suš., ale po zbytek experimentu zůstalo stálé. Pokud byli candáti, tentokrát v jiném pokusu, během přezimování v plůdkových výtažnicích příkrmování, bylo u velikostní skupiny 80-120 mm NL pozorováno zvýšení energetických rezerv z $18,4 \pm 0,8$ kJ.g⁻¹ suš. na $21,1 \pm 0,4$ kJ.g⁻¹ suš. u piscivorních jedinců (potrava jelečci velkohlaví) a $19,9 \pm 0,5$ kJ.g⁻¹ suš. u invertebratofágních jedinců. Ve skupině větších candátů (140-230 mm NL) se množství energetických rezerv během pokusu nezměnilo (původně $21,8 \pm 0,5$ kJ.g⁻¹ suš. a následně $22,3 \pm 0,4$ kJ.g⁻¹ suš. u piscivorních a $20,2 \pm 0,4$ kJ.g⁻¹ suš. u invertebratofágních). Při tomto

pokusu byla zjištěna úmrtnost obou velikostních skupin při krmení jelečky i bezobratlými živočichy <23 %.

Na to, že se candáti během zimy krmí a rostou do délky, upozorňují i Lapplalainen a kol. (2000). Ti zjistili průměrný přírůstek candátů během zimy ze 100 mm SL na 112 mm SL. Fitzgerald a kol. (2006) publikovali článek, kde vyhodnotili údaje za 40 let sledování jezera Oneida (h_0 a $h_M = 6,7$ a 17 m, 207 km², New York, USA). Podle jejich šetření je úmrtnost okounů žlutých a morčáka amerického (*Morone americana*) závislá na množství dospělých candátů severoamerických. Tento fakt naznačuje značnou potravní aktivitu candátů v období vegetačního klidu. Na rozdíl od predace candátem vliv zimních podmínek na přežívání okounů a morčáků zjištěn nebyl.

Vliv predátorů a vztah k energetickým rezervám candátů severoamerických během první zimy zjišťovali Pratt a Fox (2002). Autoři na podzim vysadili juvenilní candáty (27-75 kusů, 73-146 mm TL a 3,3-24,7 g) do plůdkových výtažníků ($h_0 = 2$ m, 0,3 ha, Ontario, USA) a k nim přidali slunečnice (*Lepomis* sp.) jako potravní ryby, a v některých případech candáty severoamerické velikosti 300-350 mm TL nebo mníky jednovousé (*Lota lota*) 250-400 mm TL jako predátory. Po zimě vždy sledovali úmrtnost juvenilních candátů a jejich kondici. Zjištěné výsledky jsou překvapující. Autoři nezaznamenali velikostně závislou úmrtnost s přítomností ani s absencí predátora. Celková úmrtnost bez predátora byla 33 % a s predátorem 30 %. Nejmenší juvenilní candáti měli na jaře relativně více energetických zásob, než tomu bylo na podzim a na druhou stranu velcí juvenilní candáti své energetické zásoby během zimy spotřebovali. Celkově candáti v přítomnosti predátora ztratili více váhy a energie, měli nižší zastoupení lipidů a opačně relativně více proteinů proti jedincům bez dravce. Procentuální zastoupení vody v těle se mezi skupinami nelišilo. Své pozorování autoři vysvětlují tím, že v pokusu použili příliš malé candáty a navíc se candáti i během zimy aktivně živili. Horší kondici ryb v přítomnosti predátora vysvětlují dvěma teoriemi. Buď přítomnost predátora zvyšuje stres ryb a jejich metabolickou aktivitu a ryby spotřebovávají energetické zásoby i lipidy k podpoře metabolismu, anebo opačně svou aktivitu omezují a spoléhají na kryptické zbarvení. Tato strategie má za důsledek i nižší aktivitu vyhledávání a ulovení kořisti.

3.2.6 Potrava

Zcela zásadním obdobím v životě candáta je přechod z endogenní na exogenní výživu. Ve velmi krátkém čase se candáti musí naučit najít, zaútočit, zpracovat a pozřít kořist. Podle Ljunggrena (2002) trvá při 20 °C toto nejkritičtější období méně než 5 dnů.

Přežívání a růst candátů obecných s ohledem na složení zooplanktonu sledoval v plůdkových výtažnicích (0,025 ha, Nizozemsko) Verreth (1984). Autor použil tři typy úpravy čerstvě napuštěných výtažníků. Do prvních vysadil 1+ kapry obecné ($230 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), další ošetřil pesticidem Dipterexem (aktivní složka trichlorfon) a poslední nechal jako kontrolu bez zásahu. Od vykulení candátů na začátku května do začátku července pak autor odebíral zooplankton (60 μm síť) a na konci zjišťoval početnost larev candátů. U rybníků s kaprem byly v zooplanktonu dominantní perloočky (*Daphnia pulex* a *D. longispina*), které při nejvyšším zastoupení tvořily 87-88,6 %. V těchto podmínkách byli stále přítomní klanonožci i vířníci. Ve výtažnicích ošetřených Dipterexem bylo v době líhnutí candátů zastoupení zooplanktonu odpovídající 50 % vířníků a 50 % klanonožců, ovšem později (zejména při opakovaném použití Dipterexu) došlo k výrazné převaze zastoupení vířníků. Celková biomasa zooplanktonu byla nízká, což bylo způsobeno tím, že byla omezena četnost perloček až na úplné vymizení. Složení zooplanktonu v kontrolních výtažnicích se blížilo výtažníkům s kapří obsádkou. Nejnižší biomasu candátů na konci experimentu autor zjistil u výtažníků, na které byl 3x a 4x aplikován Dipterex. Zde bylo zároveň nejnižší množství zooplanktonu během prvních 30 dnů života larev a juvenilů candáta. Nejvyšší výnos autor zjistil u výtažníků 2x ošetřených Dipterexem a celkově byly perspektivní i výtažníky s kapří obsádkou.

Později Verreth a Kleyn (1987) předchozí experiment upravili a rozšířili. I tentokrát pracovali s plůdkovými výtažníky ($h_0 = 1,2 \text{ m}$, 0,2 ha, Nizozemsko), které před vysazením larev ihned po spotřebě žlutkového váčku (5,5-6 mm, $250\,000\text{-}350\,000 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$) ošetřili Dipterexem, do dalších vysadili 2+ kapry obecné ($500 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) a u třetí úpravy výtažník krátce před vysazením zaplavili a přihnajili. Pokus probíhal od půlky května do půli července. Aplikace Dipterexu vedla k dominanci vířníků během prvního týdne vysazení larev a zároveň zde bylo nejvíce zooplanktonních organismů $5\,140 \text{ ks} \cdot \text{l}^{-1}$. Později vzrostlo zastoupení nauplií a kopepoditových stádií klanonožců, která již od druhého týdne začala dominovat zooplanktonní komunitě, naopak zde shodně s předchozí prací nikdy nebyly časté perloočky. Ve zbylých výtažnicích opačně nikdy nedominovali vířníci a klanonožci, ale vždy byly zastoupeny perloočky $>20 \%$. V prvním týdnu zde byl výrazně nižší počet zooplanktonu $646 \text{ ks} \cdot \text{l}^{-1}$, ale po čtvrtém týdnu pokusu se početní stav obrátil. Ve výtažnicích s aplikací Dipterexu početnost klesla na $470 \text{ ks} \cdot \text{l}^{-1}$ a ve zbytku byla v průměru $1\,141 \text{ ks} \cdot \text{l}^{-1}$. Analýza zažívadel ukázala rychlé změny v preferencích potravy. Ve výtažnicích ošetřených Dipterexem se candáti po celou dobu živili převážně kopepoditovými stádii klanonožců. Ve zbylých byly vždy v potravě candátů od 15 mm TL zastoupeny perloočky a od velikosti 20 mm TL i pakomárovití, kteří tvořili významnou část potravy candátů velikosti

40-60 mm TL. Autoři zjistili vyšší přežívání ve výtažnicích s aplikací Dipterexu, v průměru 37,7 a 21,4 % versus 10,8 a 10,3 %. Při hledání závislostí též autoři zjistili významnou pozitivní korelaci počtu candátů s počtem vířníků první den pokusu a s počtem nauplií osmý den pokusu. Konečná průměrná váha a velikost byla pozitivně korelována s průměrným počtem perlooček mezi 43. až 50. dnem pokusu. Růst se mezi výtažníky průkazně nelišil. Smíšená obsádka s kaprem neovlivnila přežívání ani růst, přítomnost kapra pouze snížila početnost pakomárovitých. Po celkovém shrnutí autoři konstatují, že při přechodu na exogenní výživu jsou nejdůležitější kořisti candátů nauplia a kopepoditová stádia klanonožců, později roste význam klanonožců a perlooček a při dostatečné velikosti i pakomárovitých. Autoři dále uvádějí, že proti klanonožcům jsou energeticky výhodnější kořisti perloočky, neboť je lze snáze ulovit.

Potravním spektrem a růstem candátů obecných v plůdkových výtažnicích a v nádrži Římov se zabývali Peterka a kol. (2003). Ti sledovali zastoupení zooplanktonu v plůdkových výtažnicích ($h_0 = 0,7-1$ m, 0,46-0,63 ha, ČR), které byly opět čerstvě napuštěny a ošetřeny Soldepem (aktivní složka trichlorfon) a v nádrži Římov při týdenních odlovech (100 μ m síť) od konce dubna do konce června a ve stejném období i složení potravy candátů. Ve výtažnicích bylo nejprve malé množství zooplanktonu včetně vířníků. Do konce sledovaného období zastoupení vířníků narostlo na 49-84 %. Nauplia kopepodů tvořila stálý příspěvek 1-10 % s příležitostným navýšením až na 78 %. Množství perlooček (zejména *Daphnia* spp.) bylo na počátku nízké, ale od poloviny května do začátku června narostlo na zastoupení 93-100 %. Zastoupení klanonožců bylo stále <35 % s minimem v půlce května. V potravě byli zaznamenáni vířníci pouze u nově vykulených larev 6,1 mm SL a nikdy nebyli pozitivně selektováni. Během přechodu na exogenní výživu byla nejdůležitější potravou nauplia klanonožců, ta byla pozitivně selektována do velikosti candátů 10 mm SL, kdy zaujímala 45,4-97 % potravy. Naupliová stádia následně vystřídala kopepoditová stádia, která byla opět pozitivně selektována, a to již od velikosti 6,6 mm SL. Perloočky rodu *Daphnia* byly v potravě pozitivně selektovány od velikosti 15 mm SL a nejvyššího zastoupení dosáhly ve velikosti ryb 15-17,5 mm SL, kdy činily >90 %. Pokud se ve vodě objevily larvy pakomárovitých, byly rovněž pozitivně selektovány. Ostatní perloočky (např. *Bosmina longirostris*) v potravě netvořily významné zastoupení.

V nádrži Římov byli vířníci relativně hojní na konci května a na začátku srpna, kdy tvořili 32 a 20 % početnosti zooplanktonu. Zastoupení nauplií klanonožců se pohybovalo v rozmezí 7-17 %. Kopepoditová stádia vznášivky *Eudiaptomus gracilis* a buchaneček rodu *Cyclops* tvořila stále <20 % a perloočky rodu *Daphnia* pak zaujímaly 22-37 % s maximem na konci července (60 %). Ostatní perloočky se vyskytovaly v zanedbatelném množství.

U candátů přecházejících na exogenní výživu byla v zažívadlech pozorována nauplia a první kopepoditové instary *Eudiaptomus gracilis* a buchanek (dohromady 80 %), což byla vysoce pozitivně selektovaná potrava. Vířníci nebyli v potravě nikdy zaznamenáni. U ryb velikosti 10 mm SL se v potravě začaly objevovat perloočky *Daphnia galeata* a v menší míře *Diaphanosoma brachyurum*. Na konci června při velikosti candátů 20 mm SL autoři pozorovali zřetelnou změnu potravního chování, kdy se ryby přeorientovaly z klanonožců na perloočky rodu *Daphnia* a dravou perloočku *Leptodora kindtii*. Ty v době od konce června do začátku srpna tvořily >85 % potravy.

Autoři dále zhodnotili, že pozorované trendy výběru potravy jsou v obou případech shodné. Růst candátů byl však 4x rychlejší ve výtažnicích, což však bylo pravděpodobně způsobeno prodlouženým obdobím tření v přehradě (později vylíhlé larvy v přehradě snížily průměrnou velikost candátů). Autoři dále uvádějí, že naplněnost zažívadla stoupala zhruba desetinásobně s každými 10 mm délkou candáta.

Velice podrobně se růstem larev candáta obecného v jezeře Il'men zabýval Kovalev (1976). Ten zjistil mixogenní výživu u candátů velikosti $5,96 \pm 0,3$ mm SL. Candáti ještě měli žloutkový váček, ale již začali lovit nauplia a kopepoditová stádia klanonožců, jenž tvořily 98,85 % váhy obsahu žaludku, zbývající část tvořily malé perloočky a vířníci. Candáti průměrné velikosti $7,7 \pm 0,06$ mm SL již plně přešli na exogenní výživu a jejich potravu tvořila z větší části nauplia a kopepoditová stádia klanonožců (82,8 %), větší perloočky *Sida cristallina* (13,73 %), doplněk tvořily další perloočky (*Chydorus sphaericus*, *Bosmina coregini*, *B. longirostris* a *Alona rectangula*) a zcela výjimečně vířníci. Při dalších odlovech candáti měřili již $9,07 \pm 0,04$ mm SL, ale v potravě stále dominovala nauplia a kopepoditová stádia klanonožců (75,8 %), i když se zvýšilo zastoupení perlooček na 24,2 % (shodné složení jako u předchozí velikosti, jen s dalším druhem *Daphnia longispina* var. *cucullata*). Zřetelná změna ve složení potravy nastala až při dosažení velikosti $11,4 \pm 0,08$ mm SL, kdy byly výhradní potravou perloočky (57,12 %) a částečně stále klanonožci (42,88 %). Z perlooček dosahovala nejvyššího zastoupení *Sida cristallina* (48,11 %) a nově *Leptodora kindtii* (8,16 %). V posledním sledovaném stádiu candáti měřili $14,07 \pm 0,08$ mm SL a v potravě dominovaly perloočky (76,27 %), z nichž *Sida cristallina* představovala 65,25 %, *Leptodora kindtii* 10,12 % a zbytek doplňovaly *Chydorus sphaericus*, *Bosmina coregini*, *B. longirostris*, *Daphnia galeata* var. *cucullata*, *Alona rectangula* a *Polyphemus pediculus*. Klanonožci byli zastoupeni již pouze z 23,73 %, z čehož buchanky tvořily největší část.

V podstatě shodné složení potravy candátů obecných ze tří odlišných lokalit popsali Ljunggren a Erikson (2002). Autoři sledovali potravu a její nabídku (filtrováno 60 μ m sítí)

v jezeře Storsjön (východní část h_0 a $h_M = 2,7$ a $4,5$ m, celkově 70 km^2), v brakické vodě ústí řeky Gävlebukten do Baltského moře a v rybnících podniku Forsbacka (vše ve Švédsku). Nejvíce zooplanktonu bylo v jezeře Storsjön v průměru $4\,900 \pm 1\,800 \text{ ks.l}^{-1}$, v oblasti Gävlebukten pak $3\,300 \pm 2\,900 \text{ ks.l}^{-1}$ a nejméně v umělých podmínkách Forsbacka $600 \pm 290 \text{ ks.l}^{-1}$. V přírodních podmínkách v zooplanktonu dominovali vířníci, zatímco v umělých podmínkách tvořili pouze malou část. Z korýšů byla vždy nejhojnější nauplia klanonožců. Potravu candátů velikosti 6-9 mm TL z chovu Forsbacka tvořili z 66 % klanonožci, z 24 % malé perloočky a 10 % nauplia klanonožců. U větších candátů (10-13 mm TL) z jezera Storsjön autor v potravě našel z 62 % velké perloočky a dále převážně klanonožce (27 %). Poněkud odlišné bylo zastoupení potravy v oblasti Gävlebukten. Nejpočetnější kořisti byli klanonožci (53 %), dále jejich nauplia (23 %) a malé perloočky (20 %). U candátů této velikosti z chovu jasně dominovali klanonožci s 88 %. Při analýzách potravy candátů 14-17 mm TL autoři zjistili shodné zastoupení potravních skupin a druhů po lokalitách jako v předešlé velikostní skupině. Celkově autoři shodně s předešlými hodnotí, že se candáti v potravě vyhýbají vířníkům a při malých velikostech preferují nauplia klanonožců a malé perloočky. Od velikosti 17 mm TL selektují klanonožce a později i velké perloočky. Shodné pozorování zaznamenali i Zingel a Paaver (2010).

Výše popsanou potravní výběrovost vysvětlili Mehner a kol. (1998) vývojem velikosti ústního otvoru. Zde autoři sledovali a měřili velikost candátů a jejich ústních otvorů během prvních týdnů života v nádrži Bautzen (h_0 a $h_M = 7,4$ a 12 m, 533 ha, Německo). Podle jejich měření je velikost ústního otvoru candáta čerstvě po vykulení pouze $0,3$ mm a velikosti $>2,5$ mm dosahuje až v červenci. Podle autorů tedy candáti nemohou lovit perloočky rodu *Daphnia* do púlky května právě kvůli morfologickému omezení. V nádrži to znamenalo, že do velikosti 20 mm TL se živili perloočkami menšími, než byla nejčastější velikost, ale od >20 mm TL pozitivně selektovali perloočky větší než nejčastější velikost. Tento predační tlak vedl až k poklesu populace perlooček, konkrétně ještě v půli června byla jejich početnost 60 ks.l^{-1} , ale v půlce léta již jen $<10 \text{ ks.l}^{-1}$. Perloočky rodu *Daphnia* označili za hlavní kořist větších candátů obecných i Persson a Brönmark (2002). Ti zjistili nejvíce pozřených perlooček rodu *Daphnia* u candátů velikosti 66 mm NL.

Kromě kvality (složení) potravy je během přechodu na exogenní výživu důležitá i její kvantita. Ljunggren (2002) při laboratorních pokusech s různě starými candáty obecnými (5, 10 a 15 dnů od vykulení) testoval vliv odlišného množství potravy (10, 30, 100, 300 a $1\,000 \text{ ks.l}^{-1}$ velikosti 200-1 300 μm s dominancí perlooček *Bosmina* sp. a buchaneček) na jejich růst a přežívání. Specifická růstová rychlost se zvyšovala s množstvím kořisti u všech pokusů. U nejmenších larev 6,5 mm TL autor pozoroval nárůst biomasy (maximum

9 % den⁻¹) pouze při nejvyšším množství zooplanktonu (1 000 ks.l⁻¹), při všech nižších koncentracích kořisti candáti strádali. V pokusu s candáty o 5 dnů staršími velikosti 7 mm TL autor zjistil pomalý růst a ztrátu hmotnosti pouze u nejnižších početností kořisti (10 a 30 ks.l⁻¹). Nejvyšší růstová rychlost (26 % den⁻¹) byla zaznamenána při množství kořisti 1 000 ks.l⁻¹. V pokusech s larvami velikosti 11 mm TL byl zaznamenán růst při všech koncentracích kořisti. Nejnižší byl pozorován při 10 ks.l⁻¹ kdy dosahoval jen 8-11 % den⁻¹, 300 ks.l⁻¹ odpovídalo 27 % den⁻¹ a 1 000 ks.l⁻¹ 30 % den⁻¹. Při vynesení závislosti růstu na množství kořisti do grafu, byl zaznamenán lineární průběh u nejmladších larev a u obou starších larev průběh křivky odpovídal Hollingově funkcionální odezvě II. typu. Ze zjištěných údajů autor vyvodil, že prvně se živící larvy (6,5 mm TL) potřebují >585 ks.l⁻¹ k udržení vlastní biomasy. O pět dnů starším larvám (7 mm TL) však stačí již jen 55 ks.l⁻¹ a pro 25 dnů staré ryby (11 mm TL) pouze <10 ks.l⁻¹. Dosti odlišnou hodnotu uvádí Persson a Brönmark (2002). Podle nich je kritická hodnota koncentrace zooplanktonu 0,04 ks.l⁻¹ pro larvy velikosti 9 mm.

Nagięć (1977) ve svém článku shrnul potravní chování candátů ve vodách Polska. Podle jeho obecného tvrzení se candáti během prvních 2-3 týdnů života živí malým zooplanktonem (vířníci, klanonožci, perloočky a larvy slávičky mnohotvárné *Dreissena polymorpha*), ve věku 4-6 týdnů často mění potravu na vidlonožce (*Neomysis vulgaris*) a larvy koreter (*Chaoborus flavicans*) a následně zejména při omezení početnosti bezobratlých organismů přechází na piscivorní výživu.

Čím je candát větší, tím je efektivnější při shánění potravy. Doba zpracování potravy je vždy vyšší pro rybí potravu než zooplankton či bentické organismy. Na druhé straně je příjem a přeměna energie nejvýhodnější u ryb, méně u bentických bezobratlých a nejméně u zooplanktonu (Densen a kol. 1996). Piscivorní způsob výživy byl u candáta obecného zaznamenán již při velikosti 14 mm SL (Specziár 2005, 2011). Obvykle však začínají přijímat rybí potravu až při dosažení velikosti 40-100 mm TL, ale až do věku 2 let jsou součástí potravy i bezobratlí živočichové (Popova a Sytina 1977).

Změna z planktonofágního způsobu výživy na piscivorní je dalším významným mezníkem v životě candáta (Persson a Brönmark 2002). Jedinci, kteří se začnou živit rybami, výrazně zvýší svůj růst oproti candátům lovcím pouze planktonní organismy. K této změně však může dojít pouze v případě dostatečného množství potravních ryb vhodné velikosti. Pokud tyto podmínky nenastanou, dochází k promarnění příhodného okamžiku (ang. mismatch) a velmi pomalému růstu.

Příklad takového promarnění přechodu na piscivorní candáta obecného v jezeře Ringsjön (h_0 a $h_M = 6,1$ a $16,4$ m, $20,5$ km², Švédsko) na konci léta popsali Persson

a Brönmark (2008). V srpnu bylo v tomto jezeře složení zooplanktonu 30 % klanonožci, 33 % *Chydoridae* a 21 % malé perloočky. Žádná ze složek zooplanktonu nedosahovala 1 mm. Ovšem potravu candátů velikosti 53-80 mm TL tvořil zooplankton o velikosti >1 mm, například klanonožci (1,5 mm), *Leptodora kindtii* (5 mm) nebo larvy a kukly dvoukřídlých (*Diptera*). Početně v potravě převažovaly dravé perloočky *Leptodora kindtii* 71 %, avšak biomasově je předstihli dvoukřídlí 57 %. U žádného candáta nebyly v potravě nalezeny ryby, neboť byly v tu dobu v jezeře příliš velké >48 mm TL. Následně autoři provedli laboratorní experiment, kde zjišťovali výběrovost různě velkých candátů (60, 70 a 85 mm TL) při odlišné koncentraci kořisti (0,06-8 ks.l⁻¹), kterou byly larvy koreter (*Chaoborus* sp.) délky 10,8 mm a perloočky *Daphnia magna* velikostí 1-2,5 mm. Zjistili, že s rostoucí velikostí ryb rostl počet útoků na kořist větší velikosti. Selektovány byly larvy koreter proti perloočkám či větší perloočky proti menším. To autoři vysvětlují tím, jak menším jedincům déle trvá zacházení s kořistí. Například candátu velikosti 60 mm TL trvá zpracování potravy 6 sekund a větším rybám jen 3-4,5 sekundy. Energeticky výhodnější potravou jsou koretry, u kterých autoři pozorovali i vyšší selektivitu. Při smíšené potravě candáti lovili perloočky pouze na počátku pokusu, nebo bylo-li koreter jen velmi malé množství (<0,045 mg.l⁻¹ pro candáta velikosti 70 mm TL). V jezeře tedy candáti sice lovili málo hojnou potravu, avšak v dané situaci energeticky nejvýhodnější.

Potravu 0+ candátů obecných stanovoval od července do září v mělkých nádržích Mušovské a Věstonické Kokeš (1993). Autor popisuje relativně různorodou potravu složenou převážně ze zástupců *Cyclops vicinus*, *Acanthocyclops vernalis*, *Daphnia hyalina*, *Leptodira kindtii* a *Daphnia cucullata* s příležitostnými larvami a kuklami pakomárovitých. Při porovnání váhy dílčích skupin, *A. vernalis*, *C. vicinus* a *D. hyalina* zaujímali 64,3 % a ryby, které však nepatřily mezi hojnou kořist 25,8 %. V sezónní dynamice pokleslo na konci července zastoupení larev pakomárovitých a zvýšil se význam *D. cucullata*, *E. gracilis* a kukel pakomárovitých. Zatímco v srpnu v potravě chyběly *D. cucullata*, *E. gracilis* a larvy pakomárovitých, zvýšilo se zastoupení *D. hyalina*. Na konci listopadu se v potravě vyskytovali *C. vicinus*, larvy pakomárovitých, *D. hyalina* a berušky vodní (*Asellus aquaticus*).

Zooplanktonní potravu candátů obecných v období bez ledu v jezeře Peipsi (severní část h₀ a h_M = 8,1 a 12,9 m, 2 611 km², Estonsko; celé jezero 3 555 km² Estonsko-Rusko) a Võrtsjärv (h₀ a h_M = 2,8 a 6 m, 270 km², Estonsko) popsali i Ginter a kol. (2011). Na základě tralových odlovů sledovali složení potravy candátů velikosti 40-200 mm SL a zároveň potravní nabídku v období od srpna do listopadu. Candáti se živili velkým zooplanktonem, kterým v jezeře Peipsi byly larvy pakomárovitých a perloočky (*Daphnia*

galeata a *Bythotrephes longimanus*) a v jezeře Võrtsjävř pak *Mesocyclops leuckarti* a *Leptodora kindtii*. Obecným trendem byla dominance perlooček v létě a klanonožců na jaře a na podzim. Co se týče skladby zooplanktonu, dominovali v jezeře Peipsi *Bosmina berlinensis*, *D. galeata* a *Eudiaptomus gracilis* a v jezeře Võrtsjävř *Chydorus sphaericus* a *Bosmina longirostris*. Celkově bylo v jezeře Võrtsjävř méně zooplanktonu, a to zejména druhů dorůstajících větších velikostí, což bylo patrně způsobené vyšší úživností jezera (eutrofní až hypertrofní). Tomuto odpovídalo i menší množství potravy pozřené candáty v tomto jezeře během sledovaného období. Autoři opět nezjistili přechod na piscivorní výživu, což vysvětlují nedostatkem vhodných potravních ryb, neboť v jezerech došlo ke kolapsu populace korušek evropských. Na podzim měřili candáti v jezeře Võrtsjävř 73 ± 4 (2007), respektive 66 ± 5 (2008) mm SL a v jezeře Peipsi $61,5 \pm 8$ (2007), respektive 61 ± 9 (2008) mm SL. Velikost potravních ryb byla však zhruba stejná, 50-70 mm SL (cejn velký, okoun říční a plotice obecná) a 40 mm SL v případě ježdíka obecného. První piscivorní candáti v jezeře Peipsi byli zjištěni až v květnu následujícího roku o velikosti 93 ± 9 mm SL s potravou 20-30 mm SL ploticemi a 30-50 mm SL ježdíky. Ale v případě jezera Võrtsjävř byla piscivorie candátů zjištěna ještě o měsíc později při délce 82 ± 3 mm SL a první potravou jim byli 20-30 mm SL ježdíci a 30-50 mm příslušníci vlastního druhu.

Potravní chování candátů obecných v prvním roce života v jezeře Balaton popsal Specziár (2005). Podle jeho pozorování se candáti do velikosti 20-30 mm SL vyskytovali pouze v pelagické zóně a živili se zde planktonními korýši. Následně se na konci května rozdělili na dvě skupiny. První z nich (početnější) zůstala nadále v pelagiálu a ve velikosti 5-10 mm SL lovili candáti převážně nauplia a kopepoditová stádia *Eudiaptomus gracilis*. Zastoupení této kořisti následně klesalo až do velikosti ryb 50-60 mm SL. Další významnou potravou byly perloočky *Diaphanosoma mongilium*, které byly preferovány při velikosti 20-60 mm SL, kdy tvořily 15-85 % hmotnosti potravy. *Leptodora kindtii* se v potravě prvně objevila již u ryb délky 10-20 mm SL, avšak nejvíce přijímanou potravou byla u candátů velikosti 60-100 mm SL (tvořila 45-100 %). Druhá část candátů se přesunula do litorálu a lovila převážně vidlonožce *Limnomysis benedeni* (činily 56-100 %), další složkou byli různonožci *Dikerogammarus* spp., *Corophium curvispinum* a larvy pakomárovitých. Autor zaznamenal piscivorii u obou skupin. V pelagiálu se objevil první piscivorní candát již v půlce května při velikosti 14 mm SL, avšak po celou dobu bylo zastoupení dravých candátů nízké, s maximem 2,6 % v červenci. Hlavní kořisti byli příslušníci vlastního druhu, candáti východní a ježdíci obecní. U větších candátů (>50 mm SL) se v potravě dále vyskytovaly slunečnice pestré (*Lepomis gibbosus*), oukleje obecné a cejni velcí. Piscivorní způsob výživy byl častější u candátů v litorální části, 22 % v habitatu s rákosem a 8 %

s ponořenými makrofyty. Rybí potrava zaujímala v průměru 33 % váhy obsahu zažívad. Druhá skladba byla bohatší než u ryb v pelagiálu a tvořili ji: plotice obecná, ouklej obecná, slunečnice pestrá a hlaváč říční.

Velmi podobný příklad popsali i Frankiewicz a kol. (1996) z přehrady Sulejow v Polsku. V půli června roku 1994 byli 0+ candáti rozděleni na dvě skupiny. První setrvala v pelagiálu a živila se zooplanktonem. Druhá litorální s piscivorními jedinci již od velikosti 30 mm TL rostla díky vydatnější potravě mnohem rychleji. Potravu piscivorních candátů tvořily od začátku června 0+ plotice obecné. V půli července se candáti z pelagické části přesunuli do litorálu, avšak nemohli přejít na piscivorii, neboť byli stejně velcí jako potenciální potravní ryby (50 mm TL). Této situace opět využili litorální candáti a živil se na příslušnicích vlastního druhu. Z dalších potravních ryb se u 0+ candátů v potravě vyskytli ještě 0+ okouni. Svě zjištění autoři vysvětlují potravní nabídkou. V pelagické části se nevyskytují 0+ plotice, a tedy tito candáti jsou odkázáni pouze na zooplankton nebo v minimální míře na kanibalismus (3 candáti ze 481 byli piscivorní).

Na zásadní vliv nabídky potravních zdrojů při přechodu na piscivorii upozorňuje i článek Densena a kol. (1996). V něm autoři porovnali vývoj kohorty 0+ candátů ve třech jezerech Nizozemska: nejeutrofnější Tjeukemeer (h_0 a $h_M = 1,5$ a 2 m, 2 147 ha), eutrofní IJssel (h_0 a $h_M = 4,5$ a 8 m, 1 120 ha), která mají velmi omezenou nabídku velkých bentických bezobratlých, a „čerstvě“ odsolené a nejméně eutrofní Volkerak (h_0 a $h_M = 5$ a 24 m, 4 570 ha). V prvních dvou jezerech měla kohorta 0+ candátů během léta vždy pozitivně šikmé velikostní rozdělení. Na konci růstové sezóny pak bimodální rozdělení s rychle rostoucími piscivorními (100-150 mm NL, hlavní potravní rybou koruška evropská) a pomalu rostoucími zooplanktivorními (60-80 mm NL) jedinci. V nádrži Volkerak se během prvních pěti let po odsolení, kdy v ní panovaly mezotrofní podmínky, vyskytovalo velké množství vidlonožců *Neomysis integer*, kteří tvořili i nejvýznamnější část potravy candátů 83-97,7 %. Během těchto pěti let candáti dorůstali ke konci růstové sezóny 120-140 mm NL. Na piscivorní způsob výživy přešli až během druhého léta při velikosti 150-250 mm NL. Po pěti letech se nádrž stala více eutrofní, rapidně se zvýšila biomasa kaprovitých ryb a 0+ candáti opět vykazovali bimodální velikostní rozdělení. Závěrem autoři zobecňují, že produktivní systémy s vysokou rybní biomasou, malou početností bentických bezobratlých a velkého zooplanktonu mají silnější selekční mechanismus na doplněk okounovitých ryb.

Shodné závěry při studiu stejných jezer dříve publikoval Willemsen (1977). Candáti se v jezeře IJssel do velikosti 50 mm NL živil zooplanktonem a larvami pakomárovitých, následovalo přechodné období s dominancí vidlonožců *Neomysis* sp. a blešivců

Gammarus spp. A konečný stav byla piscivorie. U candátů velikosti 60-500 mm NL tvořily korušky evropské >80 % potravy, ale u větších jedinců (510-900 mm NL) se uplatnily i jiné druhy. Korušky představovaly 50,5 %, ježdíci obecní 33 % a kaprovité ryby (cejn velký a plotice obecná) 16,5 % potravy. V jezeře Tjeukemeer bylo zastoupení korušek u všech candátů >110 mm NL 96 %. Poslední údaje jsou z jezera Velawemeer (h_0 a $h_M = 2$ a 5 m, >30 km²), kde netvořily korušky silnou populaci. V těchto podmínkách byly hlavní potravou kaprovité ryby (49 %) spolu s ježdíky (25 %) a bezobratlými živočichy (18 %).

V severní části jezera IJssel sledovali různou sílu ročníků 0+ candátů obecných i Buijse a Houthuijzen (1992). Tito autoři zjistili, že přechod na piscivorii byl vždy rychlejší, pokud bylo teplé letní období. Za těchto podmínek byl růst candáta rychlejší a přežívání vyšší. Bylo-li teplé léto (např. 1989), přešli na rybí potravu téměř všichni candáti (86 %), pokud ovšem bylo chladno (1987), bylo piscivorních ryb velmi málo (11 %).

Jiné vysvětlení přechodu na piscivorii popsali Mehner a kol. (1996). V přehradě Bautzen byl přechod na piscivorii u 0+ candátů obecných spuštěn nárůstem teploty na konci jarního období. Tento stav měl příznivý vliv na jejich rychlejší růst v porovnání s ostatními 0+ rybami, ale zároveň dochází k drastickému snížení početnosti velkého zooplanktonu a nástupu druhů malých rozměrů. V roce 1993, kdy byla teplota vody na konci května 19-21 °C, candáti za šest týdnů vyrostli z 20 na 90-100 mm TL, což je dvojnásobek v porovnání s jinými druhy. V této nádrži byli piscivorní candáti zaznamenáváni každým rokem již od června při velikostech od 20 mm TL. Potravou jim byli převážně menší příslušníci vlastního druhu, neboť jiných druhů je zde omezené množství. Z těch se v potravě 0+ candátů ještě vyskytoval okoun říční, ježdík obecný a plotice obecná.

Důležitost přechodu na piscivorii experimentálně prokázali Musil a Peterka (2005). Autoři na konci června vysadili do plůdkových výtažníků 0+ candáty o hustotě 12 000 ks.ha⁻¹. Ve dvou výtažnících (0,08 ha, ČR) k candátům přisazovali potravní rybu střevličku východní a ve dvou zbývajících (0,16 ha, ČR) jim byl za potravu pouze zooplankton a bentičtí bezobratlí živočichové. Pokus byl ukončen a vyhodnocen na začátku října. Obsádka candátů s přítomností potravní ryby byla charakterizována negativně šikmým velikostním rozdělením se znaky bimodality. Početnější skupina menších jedinců se živila zooplanktonem a dorostla 75-140 mm TL, piscivorní candáti dosáhli velikosti 170-210 mm TL. Naproti tomu výrazně pozitivní velikostní rozdělení bylo zjištěno u candátů bez potravních ryb s velikostmi 80-155 mm TL. Celkové přežívání bylo 10x vyšší u obsádky s potravní rybou (25 % v porovnání s 2,5 %), což bylo způsobeno nižší mírou kanibalismu (1,7 % v porovnání s 63 a 85 %), ale i v těchto podmínkách bylo piscivorních jedinců pouze

20-50 %, pravděpodobně kvůli nedostatku potravních ryb. Na piscivorní způsob života tedy zřejmě přechází pouze část obsádky.

V přirozených podmínkách prokázali význam načasování přechodu na piscivornii Sutela a Hyvärinen (2002). Autoři na počátku srpna vysadili do jezera Oulujärvi (h_0 a $h_M = 7$ a 36 m, 928 km², Finsko) candáty o průměrné velikosti $50,5$ mm TL (45 - 60 mm) odchované v plůdkových výtažnicích. Tito candáti se prakticky okamžitě po vypuštění začali živit koruskami evropskými, zatímco candáti, kteří byli v jezeře původní, se v důsledku malé velikosti (25 - 30 mm TL) stále živili zooplanktonem (perloočkami a klanonožci). Různá počáteční velikost byla dána tím, že se candáti v plůdkových výtažnicích vykulili o 2-3 týdny dříve a měli zde teplejší vodu než jedinci v jezeře. Na konci srpna candáti původem z jezera měřili 35 - 40 mm TL a z výtažníků 65 - 85 mm TL. Růst původních candátů během srpna odpovídal $0,021$ g.den⁻¹, což je pouze 17 % rychlosti růstu vysazených candátů ($0,125$ g.den⁻¹). Průměrná velikost pozřených koruskek odpovídala 50 % velikosti candáta s nejvyšším poměrem 66 %.

Potrava candátů obecných může být velmi rozmanitá, jak ukazuje studie analýz žaludků 986 candátů velikostí 150 - 340 mm FL z jezera Eğirdir (h_0 a $h_M = 8,5$ a >10 m, 468 km², Turecko) Balıka a kol. (2006). V potravě bylo nalezeno 1 745 jedinců bezobratlých a obratlovců ze 13 taxonomických kategorií. Z ryb to byli hlaváči rodu *Knipowitschia*, halančíkovec anatolský (*Aphanius anatoliae*), živorodka komáři (*Gambusia affinis*), mřenka Lendlova (*Nemacheilus lendlii*), karas stříbřitý a příslušníci vlastního druhu. Dále se v potravě vyskytovali skokani (*Rana*), pijavky (*Hirudo*), motýlice lesklé (*Calopteryx splendens*), vidlonožci (*Mysis* sp.), blešivci, pakomáři a plži rodu *Graecoanatica*. Ze všech potravních zdrojů byly nejvýznamnější ryby (52,1 %), z čehož hlaváči představovali 24,4 % a halančíkovec anatolský 21,8 %. Důležitým potravním zdrojem byly ještě vážky 18,8 % a vidlonožci 12,7 %. Podíl obratlovců a bezobratlých byl u velikostní skupiny 150 - 190 mm FL téměř stejný (46,4 % ryb), ale s velikostí převažovalo zastoupení obratlovců pro velikostní skupiny 200 - 240 , 250 - 290 a 300 - 340 to bylo 59,8; 67,7 a 86,3 %. Složení potravy se lišilo i podle ročního období. Na jaře byl v potravě nejčastěji zastoupen halančíkovec anatolský spolu s pakomárovitými, vidlonožci a blešivci. V létě byly zastoupeny všechny potravní skupiny. Na podzim převažovali hlaváči (65 %), dále vidlonožci, vážky, pakomárovití, blešivci a žáby. V zimě byly zastoupeny různé druhy ryb (96,7 %) a vidlonožci. Počet prázdných žaludků byl na jaře a v létě nižší (46,1 a 46,7 %) ve srovnání s podzimem a zimou (50 a 64,1 %).

Pestré složení potravy candáta obecného popsali z podobného prostředí jako v předchozím případě i Yilmaz a Ablak (2003). V potravě 326 jedinců candáta velikosti

105-529 mm FL v nádrži Hirfanlı Dam Lake ($h_M = 78$ m, 272 km², Turecko) byli z 27,7 % zastoupeni blešivci, 22,7 % tvořily larvy a kukly dvoukřídlých, 22,1 % rybí složka (příslušníci vlastního druhu, lín obecný a ouklej syrská *Alburnus orontis*), 9,8 % larvy vážek, 6 % vidlonožci (*Mysis* sp.), 1,9 % stejnonožci (*Isopoda*) a 9,8 % neidentifikované organické zbytky s řasami.

Široké potravní spektrum candátů obecných velikostí 6,5-750 mm SL s prvky výběrovosti potravy zaznamenal v jezeře Balaton Specziár (2011). Autor analyzoval zažívadla 7 729 candátů, z nichž pouze 357 jedinců obsahovalo identifikovatelné ryby, zbytek byl prázdný nebo s bezobratlými organismy. Piscivorní candáti byli zaznamenáni již od velikosti 13,5 mm SL, avšak více než polovina se jich začala živit rybí potravou až při dosažení velikosti 150 mm SL. Potravních ryb bylo určeno 15 druhů z celkových 32 žijících v jezeře. Nejvyšší potravní diverzita byla zjištěna u velikostních skupin 101-150 a 401-500 mm SL. Průměrný počet ryb v zažívadlech činil 1,1-1,3 jedince u velikostní skupiny ≤ 250 mm SL; 1,6-2,5 u candátů 201-400 mm SL; 2,9 pro 401-500 mm SL a 1,1 u ryb 501-800 mm SL. Při studiu potravních preferencí autor zjistil, že pro candáty 5-100 mm SL je nejvýznamnější kanibalismus, ryby velikostí 150-400 mm SL se živily z >50 % ouklejemi obecnými a ježdíky obecnými, ve skupině 401-500 mm SL bylo zastoupení oukleje spolu s cejnem velkým >50 % a u největší kategorie 501-800 mm SL samotný cejn již tvořil >50 %. Autor zároveň zjišťoval potravní možnosti v jezeře. Podle jeho šetření je nabídka potravních ryb bimodální, většina ryb spadala do dvou velikostních kategorií 61-110 a 181-270 mm SL. Z tohoto důvodu byla u candátů velikosti 100-400 mm SL zjištěna selekce menších ryb (50-80 mm SL), než jim umožnila velikost ústního otvoru. Candáti >400 mm SL se živili rybami velikostí 50-60 a 130-250 mm SL. Tento jev autor pojmenoval „hrdlo láhve (ang. bottleneck) středního věku“. I přes omezenou nabídku candáti všech velikostních kategorií pozitivně selektovali příslušníky vlastního druhu, candáty východní, ježdíky a hlaváče říční a negativně pak oukleje. U velkých jedinců se ještě projevila pozitivní selekce cejna velkého. Z dalších ryb byla v potravě častěji zaznamenána ostrucha křivočará (*Pelecus cultratus*). Obecněji candát vybírá méně aktivní ryby žijící ve volném vodním sloupci nebo u dna a zřejmě pasivně negativně selektuje ryby obývající hladinové vrstvy.

Dalším příkladem značné flexibility candátů obecných ve výběru potravy je studie jejich potravy v zálivu Himmerfjärden (h_0 a $h_M = 18$ a 37 m, 30 km², Baltské moře, Švédsko), kterou publikovali Hansson a kol. (1997). Podle autorů je dominantní složka potravy mořského původu, a to jak bezobratlí, tak i ryby. Shodně s předchozí prací i zde autoři sledovali ubývání potravní složky bezobratlých se zvětšující se velikostí candátů,

konkrétně pro velikostní skupiny 50-100, 100-150, 150-200, 200-250 a 250-500 mm TL to bylo >60, >30, >5, >30 a <10 %. Z korýšů se v potravě vyskytovali zástupci vidlonožců (*Praunus* sp., *Neomysis integer*, *Mysis mixta* a *M. relicta*) a garnáti obecní (*Crangon crangon*). Nejvýznamnější potravní rybou byl sled' obecný (*Clupea harengus*) ~40 % potravy, který byl zároveň nejhojnější rybou zálivu. Candáti velikosti <250 mm TL se navíc živili hlaváči (*Pomatoschistus* sp.) ~10 % a >350 mm TL koruškami evropskými, rovněž ~10 %. Autoři dále uvádí, že při změně potravních preferencí candátů ze zooplanktonu na ryby, nastupuje přechodná mezifáze s dominancí vidlonožců. Velikostní spektrum potravních ryb v zálivu je prakticky kontinuální a s narůstající velikostí candátů se zvětšuje i velikost potravních ryb, která téměř konstantně odpovídá 30 % velikosti predátora.

Potravou a výběrem kořisti candátů obecných v podmínkách jezera Vesijärvi (h_0 a $h_M = 6$ a 42 m, 108 km², Finsko) se zabýval Peltonen a kol. (1996). V tomto jezeře jsou nejvýznamnější potravní ryby okoun říční, plotice obecná, ouklej obecná a koruška evropská. Candáti nejmenší váhové kategorie (50-500 g) se živili nejvíce koruškami (40-65 %) patrně kvůli protáhlému tvaru těla. U větších candátů byl důležitější potravou okoun (~40 %), plotice a případně kombinace dalších ryb.

Detailně se složením potravy starších candátů obecných (3+ až 5+) v jezeře Balaton zabýval Biró (1973). Ten určil obsah zažívadle 3 347 candátů během dvou let 1970 a 1971. V roce 1970 byla potrava nalezena u 909 jedinců z 1 118 obsahující 1 806 potravních ryb. Nejhojněji byl zastoupen ježdík obecný, méně ouklej obecná, juvenilní příslušníci vlastního druhu a dále cejn velký. Celkově bylo zaznamenáno 10 druhů (z dalších: cejnek malý *Blicca bjoerkna*, candát východní, hlaváč říční, ostrucha křivočará, hořavka duhová *Rhodeus sericeus* a plotice obecná). Potravní složení se během roku výrazně měnilo, ouklej byla v potravě zastoupena po celý rok stejně jako hlaváči, kterých bylo vždy pouze několik kusů. Candáti východní a plotice byli významnou složkou potravy nejvíce v květnu, 0+ ježdíci a candáti obecní dominovali v srpnu a cejnek, hořavka a ostrucha byli nejčastější na podzim. Kromě ryb byl v potravě zaznamenán i mlž slávička mnohotvárná. V roce 1971 autor analyzoval potravu v 982 zažívadlech z celkem odlovených 2 229 candátů (55,9 % bylo prázdných), v nichž našel 1 916 potravních ryb. Čtyři nejčastější druhy kořisti zůstaly stejné, pouze ouklej se vyskytovala častěji než ježdík. V tomto roce bylo v potravě zaznamenáno dokonce 13 druhů ryb, všechny z předešlého roku a navíc slunko obecnou (*Leucaspius delineatus*), úhoře říčního (*Anguilla anguilla*) a karase obecného. Další změna byla ve výskytu dalších mlžů: velevruba (*Unio*) a škeble (*Anodonta*). Oukleje nejčastěji zastoupené v potravě měřily 55-70 mm SL, v případě ježdíka to bylo 40-60 mm SL s výjimkou srpna, kdy byla hojnější velikostní skupina 35-40 mm SL, potravní juvenilní

candáti dosahovali délky 70-80 mm SL opět s odchylkou v srpnu 25-55 mm SL a podobných velikostí dosahovali i candáti východní, cejni velcí a plotice obecné. Většina candátů (56 %) měla pozřeny 1-2 potravní ryby, nejvyšší průměr byl pozorován v srpnu, 15 kusů menších ryb. Z tohoto vyplývá, že candáti reagují na množství přítomné kořisti, což se týká zejména sezónního výskytu vysoké početnosti 0+ ryb. Autoři dále poznamenali, že při vyšší teplotě probíhá trávení rychleji a zvyšuje se i příjem potravy, který je nejvyšší v červnu a v srpnu.

Výběr kořisti candátem obecným v rozmezí velikostí 70-776 mm TL v nádrži Bautzen studovali na vzorku 806 jedinců Dörner a kol. (2007). V letech, kdy se podařila reprodukce okounovitých ryb (1997 a 1998), byly 0+ candáti a okouni říční nejčastější kořistí candátů jak v rámci kohorty, tak i starších ročníků. V roce 1995 byla reprodukce okounovitých ryb velmi omezená a roli nejvýznamnější potravy převzali jezdíci obecní a 1+ plotice obecné. Při porovnání velikostí pozřených ryb autoři zjistili, že minimální velikost kořisti je u všech velikostí candátů takřka stálá, ale s velikostí predátora se zvyšovala jen maximální velikost kořisti. Největší candáti tedy měli nejširší velikostní rozptyl potravních ryb. Co se týče průměrné velikosti pozřených ryb, tak ta lineárně narůstala v případě ježdíků, candátů a plotic, ale nikoli u okouna. Všechny velikostní kategorie pozitivně selektují 0+ okouny. Populace dospělých candátů v nádrži tak velmi efektivně ovlivňuje početnost kohorty 0+ okounovitých ryb. Poměr velikostí kořisti k predátoru s velikostí dravce klesá, v případě okouna byl nejvyšší 0,50 (min. 0,04; \emptyset 0,11 \pm 0,07); u candáta (kořist) 0,63 (kanibalistický případ, kdy jedinec velikosti 96 mm TL pozřel jiného délky 62 mm TL, min. 0,04; \emptyset 0,23 \pm 0,16); ježdík 0,34 (min. 0,02; \emptyset 0,14 \pm 0,07) a plotice 0,45 (min. 0,06; \emptyset 0,23 \pm 0,08). Candáti stejné velikosti se živí většími ploticemi než candáty a ježdíky. V podstatě stejné výsledky jsou popsány i Dörnerem a kol. (1999).

Průměrnou velikost potravních ryb u candátů z Nizozemských jezer rozdělených po velikostních kategoriích popsal Willemsen (1977). Pro velikostní kategorie 11-15, 16-20, 21-30, 31-40, 41-50, 51-60 a 61-70 mm NL byla zjištěna průměrná velikost kořisti takto: 5,8; 6,3; 7,5; 8,1; 8,5; 9,0 a 9,7 mm NL.

Velmi obsáhlý článek shrnující potravní ekologii candáta obecného ve vybraných vodních tělesech bývalého Svazu sovětských socialistických republik publikovali Popova a Sytina (1977). V malých mělkých jezerech patřících do komplexu delty řeky Volhy se candáti v období duben-květen živili převážně ploticemi západokaspickými (*Rutilus caspicus*) velikosti >100 mm NL, přičemž během tohoto krátkého období zkonsumovali 80 % ročního příjmu potravy. Druhý nárůst predace nastal na podzim, kdy bylo velké množství 0+ plotic obecných. Z dalších ryb se v potravě hojněji vyskytovali hlaváčovití

(Gobiidae). Další popsanou lokalitou je nádrž Rybinsk (h_0 a $h_M = 5,6$ a 28 m, $4\,580$ km², Rusko). Zde autoři rozdělili potravní preference podle hydrologických podmínek. Byl-li málo vodný rok, candáti na jaře lovili plotice obecné při tření a v létě se živili juvenilními okouny. V případě hodně vodného roku candáti na jaře lovili korušky evropské a plotice obecné, na podzim pak ježdíky obecné a okouny říční. Další lokalitou je jezero Pskov-Chudskoy, dnes známé jako Peipsi. Zde se candáti po celý rok živili převážně koruškami evropskými, pokud jejich početnost poklesla, živili se navíc ježdíky obecnými. Poslední příklad představuje jezero Karelina, kde candáti v zimě a na jaře lovili plotice západokaspické a během léta a podzimu hlaváče a drobné kaprovité ryby. Zobecněním údajů došli autoři ke zjištění, že v zeměpisné šířce $50-60^\circ$ severní šířky je typickou potravou candátů plotice obecná, ježdík a okoun. Tyto druhy směrem na sever nahrazuje koruška a síh malý (*Coregonus albula*) a směrem k jihu hlaváčovití. Roční příjem potravy candáta činí v průměru $200-250$ % vlastní váhy těla (opět závisí na zeměpisné šířce, respektive trvání vegetačního období), z čehož je zhruba 60 % pozřeno jen během jarního období, 15 % v létě, 22 % na podzim a 3 % v zimě. V době intenzivní predace je denní příjem $4,5-5,5$ % váhy, zatímco během méně intenzivního klesá až na $0,5$ %. Autoři dále uvádí, že je pro candáta typická preference menších potravních ryb, nejčastěji $80-120$ mm NL.

V umělých podmínkách testovali výběr kořisti candátem obecným Greenberg a kol. (1995). Autoři při pokusech během dvou let candátům o velikosti 350 ± 32 a 363 ± 36 mm TL nabízeli karasy obecné $55-110$ a $80-115$ mm TL a perlíny ostrobřiché $55-140$ a $80-115$ mm TL. V obou letech se pokusy uskutečnily v plůdkovém výtažníku rozděleném na ohrádky. V prvním roce (1990) byly ohrádky prázdné a simulovaly volnou vodu bez úkrytů, v druhém byly do ohrádek umístěny dvě desky, každá o velikosti 1 m^2 , z nichž čněly proužky plastu simulující vegetaci. Pokusy trvaly 5-8 dní a začaly tím, že bylo k candátům vysazeno 20 potravních ryb, buď jen jednoho druhu, nebo kombinace ve stejném celkovém množství. V experimentu s vegetací byl denní příjem candátů <1 ryba, ale když byla vegetace odstraněna, zvýšila se jeho míra predace na 1-2 ryby za den. Při obou pokusech candáti preferovali za kořist karasy nad perlíny, což vedlo k vyššímu přežívání perlínů. Velikost pozřených ryb byla v rozsahu $80-119$ mm TL. Při pozorování chování v přítomnosti vegetace se ukázalo, že se perlíni rychleji shlukují do hejn a byla-li přítomna umělá vegetace, tak se v ní ukryli. Karasi se pohybovali mnohem méně a pomaleji, ale pokud jim byl umožněn úkryt, trávili zde v porovnání s perlínem delší dobu.

Trvalý nedostatek vhodné rybí kořisti v eutrofním jezeře Sahajjärvi (h_0 a $h_M = 4,1$ a 10 m, $1,92$ km², Finsko) se silně zakalenou vodou popsali Vinni a kol. (2009). V červenci byly v tomto jezeře i u candátů obecných velikosti $239-423$ mm TL (věk 4+ až 9+) hlavní

potravou larvy koreter (*Chaoborus flavicans*) představující 72 % potravy. Až v srpnu a září se v potravě candátů 149-407 mm TL objevily malé ryby velikostí 30-100 mm (okouni říční, ježdíci obecní a plotice obecné). 0+ candáti neměli v prvním roce života dostatek potravních ryb a na konci září tvořil jejich potravu výhradně zooplankton: *Leptodora kindtii* 85 %, malé perloočky 5 %, *Bosmina* 2 %, kukly pakomárovitých 6 %. Ve stejném období se starší jedinci 1+ až 3+ rovněž živili převážně perloočkou *Leptodora kindtii* 63,8 %. Růst celé populace byl extrémně pomalý, největší jedinci v populaci měřili 480 mm TL a nejvyšší věk byl dopočítán na 9 let.

3.2.7 Ztráty predací

Z předešlé kapitoly je zřejmé, že více než preference konkrétní rybí kořisti je důležitá její dostupnost. V podmínkách, kdy se v nádrži vyskytuje silná populace candátů, jsou známy příklady autoregulace nastupujících kohort kanibalismem.

Názorný příklad popsali Frankiewicz a kol. (1999) v nádrži Sulejow. Kanibalismus byl pozorován již v rámci kohorty 0+ candátů obecných, která měla od počátku léta bimodální velikostní rozložení. Malí zooplanktivorní jedinci sloužili jako potrava pro větší piscivorní jedince. Síla ročníku tak byla zároveň řízena kanibalismem starších candátů. Počty 0+ candátů nalezených v žaludecích starších jedinců odpovídaly početnosti 0+ candátů v pelagické zóně na počátku jara. Ve dvou reprodukčně úspěšných letech (1994 a 1997), kdy bylo velké množství 0+ candátů ($0,6-0,8 \text{ ks.m}^{-3}$), bylo pozorováno 7-9 kusů pozřených candátů na staršího jedince. V letech se slabou reprodukcí ($0,05 \text{ ks.m}^{-3}$) byl průměrný počet pozřených candátů ≤ 1 . Silný, na hustotě závislý predační tlak měl za následek prudký pokles početnosti 0+ candátů již na konci léta, a tím regulaci doplňku vedoucí k dlouhodobě stabilní síle ročníků.

Efekt autoregulace populace candáta pozorovali v části jezera Hiidenvesi zvané Mustionselkä ($h_{\text{Ø}}$ a $h_{\text{M}} = 1,7$ a $4,5 \text{ m}$, $2,7 \text{ km}^2$) Lappalainen a kol. (2006). Tento jev byl zaznamenán pouze v letech s teplými léty, kdy se podařila silná reprodukce candátů. Takové podmínky nastaly například v roce 1999, kdy se v červenci více jak třetina (39,3 %) starších candátů živilo 0+ candáty, ale v září to již byli všichni. Candáti pozření v červenci měřili 25-35 mm TL, čímž patřili mezi nejmenší kořist. V září to pak bylo 65-8,6 mm TL, i když velikost candátů v jezeře dosahovala rozmezí 65-138 mm TL, což dokazuje kanibalismus na candátech nejmenších velikostí. Stejně jako v předchozím případě nebyla v jezeře pozorována meziroční fluktuace početnosti candátů starších jednoho roku.

V nádrži Bautzen pozorovali Dörner a kol. (1999), jak se starší candáti obecní a okouni říční podílejí na predaci vlastních potomků. V této nádrži bylo na přelomu května

a června 1997 85 % všech 0+ ryb tvořeno candáty a okouny. Jako první se na kohortě 0+ okounovitých ryb začali živit 1+ okouni v litorálu již na začátku června, kdy okounovité ryby dosáhly velikosti 20 mm TL. Později, v půli června se k nim přidali i 2+ a starší okouni a candáti v litorální i pelagické části. Přičemž vyšší predační tlak byl zaznamenán v pelagiálu, kde se candáti vyskytovali hojněji. V tomto období 0+ okounovité ryby měřily v průměru 30 mm TL, avšak predátoři selektovali jedince menší, než byl průměr v nádrži. V červenci a srpnu byl zaznamenán vyšší výskyt starších candátů v litorální části naznačující přesun těchto dravců do habitatu s vyšší koncentrací kořisti. Piscivorní okouni se vyskytovali převážně v litorálu po celé období (květen-srpen). Při zjišťování potravní výběrovosti zjistili autoři, že candáti v potravě preferují své vlastní potomky nad okouny.

Podobné závěry publikovali i Sutela a Hyvärinen (2002). Na jezerech ve Finsku autoři nezjistili predaci od štiky obecné ani okouna říčního na juvenilních candátech. Zaznamenali však juvenilní candáty v potravě 4 ze 37 starších candátů (325-365 mm TL). Kanibalismus zejména na 0+ ročníku je zmiňován i v pracích Biróa (1973), Popové a Sytiny (1977), Willemsena (1977), Frankiewiczze a kol. (1996), Lehtonena a kol. (1996), Mehnera a kol. (1996), Yilmaze a Ablaka (2003), Musila a Peterky (2005), Specziára (2005), Balika a kol. (2006), Dörnera a kol. (2007), Vinniho a kol. (2009), Ginterové a kol. (2011) a Specziára (2011).

Pekcan-Hekim a Lappalainen (2006) považují okouny říční za potencionální predátory larev candátů obecných v příbřežních oblastech Baltského moře, ovšem jejich významnější predaci brání zákal vody, při kterém se okouni špatně orientují na kořist. Více prací popisuje predaci okounem žlutým na candátu severoamerickém (například Hansen a kol. 1998 nebo Pierce a kol. 2006), což může být považováno za určitou dobu predace okouna říčního na candátu obecném.

Fayram a kol. (2005) zjišťovali interakce mezi candátem severoamerickým a štikou obecnou, štikou muskalungou (*Esox masquinongy*) a okounkem pstruhovým (*Micropterus salmoides*) ve 20 jezerech severního Wiskonsinu (USA). Při porovnání početností candátů a jejich potenciálních predátorů zjistili statisticky průkaznou pozitivní korelaci mezi candáty a štikou muskalungou a negativní korelaci s početností okounka pstruhového. Tímto autoři vyloučili negativní vliv štiky muskalungy na populaci candátů. V dalším kroku zjišťovali potravu štiky obecné a okounka pstruhového. Z potravních analýz zjistili, že ve dvou jezerech je zastoupení candáta v potravě štiky obecné 49,9 a 0,2 % váhy potravy. V případě okounka zjistili zastoupení candáta 4,8 % váhy. Autoři dále uvádějí, že přežívání vysazených 0+ candátů (0,6 g v červnu) je negativně ovlivněno početností okounků pstruhových. Při odhadu populace dospělých okounků v jezeře Whitefish se dostali k hodnotě 946 jedinců,

z nichž každý váží 0,7 kg s ročním nárůstem 0,3 kg. Tato populace ročně zkonsumuje na 49,5 kg 0+ candátů, což při přepočtu na vysazené jedince činí 82 500 kusů. Zjištěné číslo vysoce převyšuje počet vysazených candátů (např. v roce 2002 bylo vysazeno 39 300 kusů) a naznačuje silný vliv na populaci candátů v jezeře.

Zástupce čeledi okounkovitých (Centrarchidae) označili za významné predátory candátů severoamerických (zejména larev) v 15 Illinoiských jezerech Hoxmeier a kol. (2006). Při analýze obsahu zažívadla 12 226 okounků pstruhových (přítomných ve všech jezerech) odlovených během tří dnů od vysazení 0+ candátů autoři zaznamenali 200 okounků s pozřenými candáty. Nejvyšší poměr byl však zaznamenán u okounků *Pomoxis* spp. 2,6 % z 240 se živilo candáty a značný podíl zjistili i u štiky muskalungy 2,3 % z 384 štik. Z dalších okounkovitých ryb lovíli candáty i slunečnice.

Ačkoli je candát vrcholovým predátorem, i on se stává kořistí piscivorních ptáků a savců. Efekt regulace početnosti 0+ candátů obecných populací kormoránů velkých na jezeře Dümmer (h_0 a $h_M = 1,1$ a 4 m, 1 240 ha, Německo) popsali Emmrich a Düttmann (2011). Autoři během celého roku sesbírali 562 vývržků kormoránů, v nichž našli kosti 10 645 ryb patřící 15 druhům. Nejdůležitější potravou byli candáti obecní, ježdíci obecní, plotice obecné a okouni říční. Složení potravy se v sezónách měnilo, na podzim a v zimě dominovaly malé kaprovité ryby a ježdíci, během jarních měsíců drobné kaprovité ryby, ale v létě se kormoráni živilo na 0+ okounovitých s převahou candátů (63,4 %). Celkový výlov z jezera činil $26,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, z čehož candáti představovali necelou čtvrtinu. 81 % candátů bylo vyloveno v období červenec-září, což vedlo až k poklesu početnosti kohorty. Proto se později kormoráni živilo na jiných rybách. Podle úlovků z tenatních sítí je nejhojnější rybou v jezeře plotice (40,3 %), dále cejn velký (26,9 %) a na pomyslném třetím místě je candát (10,2 %). Autoři uvádí, že v důsledku nárůstu populace kormoránů (v současnosti čítající >1 300 kusů) došlo k úpadku komerčního lovu ryb v jezeře.

Jiný příklad publikoval Engström (2001) z jezera Ymsen (h_0 a $h_M = 2,4$ a 4,2 m, 1 353 ha, Švédsko). V 67 vývrzcích kormoránů určil 1 633 ryb, z čehož 75 % tvořil ježdík obecný, 11 % plotice obecná, 10 % okoun říční a candát byl zastoupen jen 0,2 % (3 kusy). V jezeře se nejpočetněji vyskytovali plotice (49 %), ježdíci (24 %) a okouni (13 %), na candáty připadala 4 %. Ačkoli výlov kormorány představoval $12,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, početnost ani biomasa ryb v jezeře se neměnila.

Potravou kormoránů na našich přehradních nádržích Slapy a Želivka se zabývali Čech a kol. (2008). Ti určili ve vývrzcích celkem 2 055 ryb 18 druhů a zrekonstruovali jejich velikosti v různých obdobích roku. V létě (Želivka) se kormoráni živilo rybami o průměrné velikosti 120 mm TL, během teplé zimy (Želivka) 183 mm TL a při chladné zimě (Slapy)

228 mm TL. Nejčastější potravou kormoránů byly plotice, cejni velcí, oukleje a okouni. Candáti se v potravě vyskytovali pouze ojediněle, podle autorů jsou negativně selektováni kvůli trnům v ploutvích, 1 candát byl zjištěn v letní potravě kormoránů na přehradě Želivka, 3 v zimě tamtéž a 6 kusů u kormoránů na Slapské přehradě v zimním období.

Velmi podobné složení potravy našli ve vývrzcích kormoránů z Vyššího Brodu na Vltavě a opět na Slapech Čech a Vejřík (2011). Kostí candátů byly nalezeny pouze u 0,5 % z 385 ryb ve Vyšším Brodě a 1 % z 604 ryb na Slapech. Pozoruhodné je, že největší ulovená ryba kormorány ve Vyšším brodě byl candát velikosti 410 mm TL.

Dalším predátorem candátů je vydra říční. Čech a Čech (2000) analyzovali 1 860 ml vydřího trusu z povodí potoka Chotýšanky (okres Benešov), v němž nelezli zbytky 1 038 ryb patřících k 13 druhům. Z tohoto množství candát představoval pouze 0,1 %, byl nalezen v úseku u obce Smilkov, kde se na toku nachází rybník. Autoři však určovali ryby pouze podle kostí hlavy, čímž podhodnotili úlovky větších ryb. Neboť jak uvádí Čech a Čech (2002), vydra je schopna ulovit kapry až o velikosti 600 mm TL, boleny 700 mm TL, úhoře téměř 1 000 mm TL a zatím největší zdokumentovaná ryba byl sumec velký (*Silurus glanis*) z řeky Sázavy velikosti 1 300 mm TL. Čech (2007a) zveřejnil fotografii candáta uloveného vydrou velikosti 800 mm TL a o rok později (Čech 2008) téměř 1 000 mm TL.

Kostí candátů obecných pravidelně nacházeli v potravě ledňáčka říčního hnízdícího u Slapské přehrady Čech a Čech (2011). Podle autorů šlo však pouze o náhodnou kořist a ledňáček candáty kvůli trnům a tvrdým paprskům v ploutvích nijak zvlášť neupřednostňuje.

3.2.8 Konkurence

Konkurence je další velmi častou interakcí buď mezi příslušníky vlastního druhu, nebo mezidruhově. Při hledání literatury na téma vnitrodruhové konkurence jsem našel články převážně z odchovu v umělých podmínkách (akvakultury). I tak si myslím, že jsou to cenné informace pro představu, při jakých obsádkách lze tyto ryby chovat.

Klimeš a Kouřil (2003) shrnuli výsledky z 27 odchovu candátů obecných v monokultuře rybníků Školního pokusniční Střední rybářské školy ve Vodňanech v období 1993-2002. Autoři nasazovali každoročně několik plůdkových výtažníků (0,1-1 ha) hnízdy s oplozenými jikrami v počtu 1,1-30 ks.ha⁻¹, přičemž se z jednoho hnízda získalo v průměru 7 300 kusů candáta (min. 500 v roce 1999 a max. 21 500 roku 2001). Průměrné množství odchovávaného rychleného plůdku (průměrná délka trvání 43 dnů) za desetileté období činilo 84 000 ks.ha⁻¹ (min. 5 700 v roce 1996 a max. 268 700 roku 2001). Při porovnání velikostí nebyly zjištěny statisticky průkazné rozdíly, plůdek v průměru měřil 42 mm TL.

Potravou i při takto početných obsádkách byl po celou dobu odchovu pouze přírodní zooplankton, který přitékal spolu s vodou z rybníka.

Autoři dále v průběhu tří sezón sledovali odchov ročka (podzimního plůdku) z nasazeného rychleného plůdku. Při počátečních obsádkách 13 700-15 600 ks.ha⁻¹ o délce 40 mm TL bylo do podzimu odchováno a sloveno 12 500-13 400 ks.ha⁻¹ plůdku candáta velikosti 95-110 mm TL, což představuje přežívání >90 %. Tentokrát dorostli nejmenších velikostí candáti v podmínkách nejvyšší obsádky. V případě odchovu ročka autoři doporučují vysadit v předstihu potravní ryby v množství 2-5 násobku biomasy násady candáta, jinak dojde ke snížení produkce kanibalismem.

Sledování produkce rychleného plůdku candáta bylo součástí práce Peterky a kol. (2003). Ti při vyhodnocování experimentu zjistili, že candáti dorostli nejmenších velikostí v půdkovém výtažníku s nejvyšší obsádkou (228 800 ks.ha⁻¹) a opačně největší délky s obsádkou nejnižší (52 000 ks.ha⁻¹). Tyto výsledky naznačují vnitrodruhovou konkurenci, ačkoli autoři plůdek od konce května každý druhý den příkrmovali uměle naloveným zooplanktonem. Ten dokonce rozdělovali v poměru odhadované početnosti tak, že obsádka o nejvyšší koncentraci dostávala desetinásobné množství v porovnání s obsádkou o nejnižší hustotě. Stejný vliv vnitrodruhové konkurence v přirozených podmínkách zátoky Haminanlahti pozorovali i Lappalainen a kol. (2009).

Praktické důsledky konkurence candátů obecných při odchovu v umělých podmínkách popsali Sutela a Hyvärinen (2002). Autoři sledovali růst rychleného plůdku vysazeného do jezera Oulujärvi na začátku srpna při velikosti 50,5 mm TL a následně na konci srpna. Candáti z prvního vysazení prakticky okamžitě po vysazení začali lovit korušky evropské a jejich růst byl rychlý, na konci srpna dosáhli průměrné velikosti 76 mm TL, zatímco právě vysazovaní candáti z plůdkových výtažníků měřili pouze 61,1 mm TL. Podle autorů byl pomalejší růst candátů ve výtažnicích způsoben konkurencí o potravu.

Situaci, ve které byl úspěšnější odchov při vyšších obsádkách, popsali Molnár a kol. (2004). Autoři testovali vliv různě početné obsádky (1,25; 1,66 a 2,08 g ryb.l⁻¹) na růst a přežívání 0+ candátů obecných při intenzivním chovu. Candáti z plůdkových výtažníků na počátku pokusu měřili v průměru 41,28 ± 0,88 mm SL a vážili 0,91 ± 0,04 g. Jejich přežívání se během čtyř týdnů pokusu pohybovalo v rozmezí 44,2-49,6 %. Většina ztrát byla způsobena kanibalismem, pouze 8-14 % bylo v důsledku přirozené úmrtnosti. Rozdíly v poměrech kanibalismu nebyly závislé na hustotě při nasazení. Přirozená úmrtnost klesala s rostoucí hustotou. Ryby žijící v akváriu s vyšší hustotou se pravděpodobně naučily přijímat umělou potravu rychleji než ryby v akváriu s nižší obsádkou. Ztráty hladověním byly nižší

díky vyšší hustotě ryb, silnější jedinci lovili slabší. Hustota při nasazení neovlivnila růst ani přijímané množství potravy.

V raném období, kdy se candáti živí zooplanktonem, si o tento zdroj konkurují jednak s většinou ostatních 0+ ryb, které se touto potravou živí, ale i s druhy, které jsou planktonofágními i v dospělosti. Z našich hojně se vyskytujících ryb ve větších vodách takto můžeme označit plotici obecnou a ouklej obecnou (Hanel a Lusk 2005). Tento efekt lze demonstrovat prací Quista a kol. (2004) na příkladu konkurence candáta severoamerického s dorosomou dlouhoploutvou v nádrži Glen Elder. V roce 1999 se v nádrži v důsledku nízké teploty zpozdilo tření candátů a tento rok se vyznačoval i značnou teplotní nestálostí. Za těchto podmínek rostli candáti pomalu, nemohli přejít na piscivorii a místo toho si s dorosomami konkurovali o zooplankton. Tento efekt byl navíc umocněn abnormální početností dorosom, >100 larev m^{-3} proti běžným 10 larvám m^{-3} . Nebo studií Fieldera a kol. (2007), kteří určili početnost placky velkooké jako nejvýznamnější faktor ovlivňující doplněk 0+ candátů severoamerických v zátocě Saginaw Huronského jezera.

Důležitým konkurentem v juvenilním období candáta obecného je okoun říční, a to jak v případě, kdy se živí zooplanktonem a bentickými organismy (Popova a Sytina 1977, Lehtonen a kol. 1996, Mehler a kol. 1996), tak i v případě sdílení ryb malých velikostí, jakožto potravního zdroje (Popova a Sytina 1977, Dörner a kol. 1999). V tomto případě můžeme použít i termín prostorové konkurence, neboť se oba druhy mohou vyskytovat ve stejných habitatech, a to jak ve volné vodě (Čech a kol. 2007, Jůza a kol. 2012, Kratochvíl a kol. 2010), tak v litorálu (Dörner a kol. 1999). Stejně jako v předchozí kapitole, můžeme považovat za určitou analogii příklad konkurence candáta severoamerického a okouna žlutého. Ti sdílí rovněž jak potravní zdroje, tak habitat, jak na příkladu z jezera West Blue (h_0 a $h_M = 11,3$ a >30 m, 160 ha, Manitoba, Kanada) demonstrovali Kelso a Ward (1977).

Specziár (2005, 2011) sledoval potravu candáta obecného a candáta východního v jezeře Balaton. Podle jeho výsledků jsou trendy v potravě shodné, zejména postupný výběr potravy (zooplankton-makrozoobentos-ryby), ale liší se zejména velikost upřednostňovaných potravních ryb. Zatímco některé potravní zdroje jsou využívány oběma druhy, jako například larvy pakomárovitých, v případě potravních ryb loví candát obecný výrazně větší kořist než candát východní. Candát východní preferuje ježdíky obecné a hlaváče říční, vždy v malých velikostech, a negativně selektuje cejny velké, oukleje obecné a candáty obecné. To autor vysvětluje absencí větších „psích“ zubů a usuzuje, že candát východní není významným potravním konkurentem candátu obecnému. I v tomto případě by bylo možné mluvit o prostorové konkurenci. Oba druhy totiž využívají ke tření stejné lokality (Dimitrijeva

1973) a recentně byli pozorováni i jejich plodní kříženci (Müller a kol. 2010), ale i během zbylé části roku obývají stejné habitaty (Specziár 2005, 2011).

Pro úplnost opět zbývá dodat, že v Severní Americe patří mezi významné konkurenty candáta severoamerického okounek pstruhový, ale potravní zdroje sdílí i se štikou obecnou (Fayram a kol. 2005).

3.2.9 Lidský vliv

Člověk vždy zasahoval do prostředí a prováděl úpravy tak, aby jej mohl co nejlépe využívat. Mnohokrát to však volně žijícím tvorům uškodilo, vodní živočichy nevyjímaje. Je známo mnoho příkladů, kdy intenzivní lov ryb vedl k ohrožení celé populace daného druhu. Příklady přelovení se bohužel nevyhnuly ani candátu obecnému. Intenzivní využívání produkce candátů obecných v jezeře Balaton popsál Biró (1977). Jezero Balaton je rybářsky využíváno po staletí. První zmínky o poklesu úlovků v důsledku přelovení sahají až do období turecké nadvlády (16. století). Další masivní využívání produkce jezera nastalo v 19. století, kdy bylo v roce 1880 odhadnuto použití 20 000 tenatních sítí. Naštěstí se již roku 1884 zavedly pro rybáře regulační opatření. V letech 1900-1913 byl roční výlov candátů 80 t a v letech 1926-1940 již dvojnásobný. Po roce 1948 převzal kontrolu nad využíváním jezera stát a úlovky nejprve stoupaly, ale následně se ustálily na 120 t ročně. V letech 1964-1973 se komerční výlov pohyboval v rozmezí 60-180 t ročně, což představovalo 24-36 % celkové produkce a dalších 20-41 % využívali sportovní rybáři.

Další příklad přelovení zaznamenal Ojaveer (2002) v zátocě Riga (h_0 a $h_M = 26$ a 67 m, 16 330 km², Baltské moře Lotyšsko/Estonsko). Výlov candátů byl nejvyšší ve 30. letech minulého století (700-800 t), kdy došlo k výraznému přelovení a kolapsu populace. Od 60. do 90. let minulého století byl roční výlov mezi 100-200 t s výjimkou let 1968-1971, kdy se pohyboval okolo 300 t v důsledku umělého vysazování. V nedávné historii došlo k vyšší poptávce po candátu a zvýšení jeho ceny. Na to rybáři zareagovali zvýšeným úsilím při odlovech se zaměřením právě na tento druh. Výsledkem byl nárůst výlovu na >400 t v roce 1993 a kolaps populace candáta. V rámci ochranných opatření byl od roku 2000 lov candátů v této oblasti zcela zakázán.

Abych nepsal pouze o komerčním rybolovu, tak je skutečností, že sportovní rybáři dnes mají k dispozici velmi efektivní techniku a propracované způsoby lovu jednotlivých druhů ryb. Pokud se rybářský tlak soustředí na konkrétní druh, může dojít k ohrožení celé populace v nádrži, jak se pravděpodobně v případě candáta stalo na ÚN Lipno (Čech 2008).

Aby byl rybářský tlak omezen alespoň v nejdůležitějších obdobích pro populaci candátů, je ve vyhlášce č. 197/2004 Sb., k provedení zákona č. 99/2004 sb. stanovena doba

hájení candáta obecného v rybářských revírech od 1. ledna do 15. června (§ 13), tedy pokrývající zejména období rozmnožování. V tomto období je v mimopstruhových revírech zakázán lov přívlačí, čeřínkování a lov na nástražní rybku (§ 16). Dále je zákonem stanovena nejmenší lovná míra na mimopstruhových revírech 450 mm TL (§ 11) a maximální počet dvou ponechaných kusů na rybáře za den (§ 16). V pstruhových revírech však platí, že pokud rybář uloví candáta, nevrací jej do pstruhového revíru (§ 17).

Člověk nepřímou záměrně i nevědomě ovlivňuje celé ekosystémy introdukcí nepůvodních druhů. Díky těm se mohou změnit toky živin, celé potravní sítě a dokonce i fyzikální parametry. Mnohé introdukované druhy se v novém prostředí stávají invazními, konkurují si s původními druhy, mohou být jejich parazity nebo predátory. Asi nejzřetelnějším příkladem jsou velká severoamerická jezera, která obývá i candát severoamerický, jehož populace byla nepůvodními druhy narušena (Millis a kol. 1993). Příklad ovlivnění potravních zdrojů candáta obecného v jezeře Balaton uvádí Biró (1977). V 60. letech minulého století bylo do jezera vysazeno velké množství úhořů říčních. Introdukce se projevila již v letech 1965-1968, kdy zkolabovala populace okounů říčních a poklesla početnost ježdíků obecných a ouklejí obecných v důsledku konkurence a predace úhoři. Konečným důsledkem bylo omezení vhodné potravy pro candáty, jakožto vrcholové predátory.

Další způsob, kterým člověk ovlivňuje vodní prostředí, je znečišťování. Jak bylo v kapitole 3.2.3 (Průhlednost) uvedeno, candátovi v mnoha případech zvýšení koncentrace živin ve vodě prospělo. Vše má své meze, častým důsledkem eutrofizace je i snížení množství kyslíku kvůli rozkladným procesům. V extrémních případech dochází až k anoxii a úhynu ryb. Tento stav popsali Ruuhijärvi a kol. (2010) při rychlém zamrznutí jezera Äimöjärvi, nebo Engström (2001) za chladné zimy roku 1940 v jezeře Ymsen. Problémy s hypoxií hypolimnia a nevhodností tohoto prostoru pro život candáta obecného zmiňuje v práci ze zátoky Riga Ojaveer (2002) a stejné poznatky ve shrnujícím článku vlivu eutrofizace na okounovité ryby uvedli i Leach a kol. (1977).

Negativní vliv znečištění vody nadměrným splachem živin a pesticidů do jezera Balaton popsal Biró (1977). Podle autora znečištění vedlo ke ztrátě třecích míst a omezení zooplanktonu pro larvy a juvenilní jedince. Autor dále popisuje situaci, kdy v roce 1965 došlo k masovému úhynu 500 t ryb (40 % candátů obecných) v důsledku znečištění pesticidy. Situace se opakovala o 10 let později, kdy se na jaře vytvořil silný vodní květ a uhynulo 70 t ryb. V hypertrofním jezeře byl růst candáta velmi pomalý.

Jak z textu vyplývá, candát je vrcholovým predátorem. S tím souvisí i kumulativní efekt škodlivých látek, například rtuti, v jeho těle. Hromadění tohoto těžkého kovu v tkáni

candátů v jezerech Finska zmiňuje Lind (1977). Stanovení koncentrace rtuti u candátů severoamerických z 34 jezer Severního Wisconsinu (USA) provedli Gerstenberg a kol. (1993). Při stanovení použili vzorky z 83 candátů velikostí 150-198 mm TL. Rozsah koncentrací rtuti byl v mezích $0,190 \mu\text{g Hg}\cdot\text{g}^{-1}$ u nejmenšího candáta po $0,999 \mu\text{g Hg}\cdot\text{g}^{-1}$ u skupiny průměrné velikosti 186 mm TL. Téměř polovina candátů měla v těle více než $0,5 \mu\text{g Hg}\cdot\text{g}^{-1}$, což byla povolená mez pro spotřebitele.

Další velmi důležitou kategorií jsou vodní stavby, úpravy toků a břehových partií nádrží. Cordone a Kelly (1961) sepsali studii o vlivu anorganického sedimentu na vodní živočichy. Při úpravách bagrováním zvržený sediment poškozuje žábry ryb a velmi mění podmínky ve vodě. Usazující se sediment například ovlivňuje třecí substrát, ryby se chovají v zákalu odlišně a u mnoha druhů klesá početnost populace, čímž se snižují i potravní zdroje pro candáta. Rovněž regulace vodních toků, budování vodních stupňů, vede ke ztrátě přirozeného prostředí a znemožnění volné migrace. Candáti jsou považováni za ryby převážně lentických vod, zcela běžně se ale vyskytují i v řekách (viz kapitola 3.2.2 Habitat).

Člověk odedávna buduje rybníky, v novodobé historii stavěl a staví přehradu. Vedle vlastních morfo-technologických parametrů těchto vodních děl, které primárně, na základě ekologických nároků (viz výše), určují, zda se v nich candátovi bude optimálně dařit, je následně důležitý i management. Pehlivanov (2000) porovnal sezónní změny ve vertikálním rozšíření zooplanktonu, jeho odnos odtokem vody z přehradu výpustí u dna (Alexander Stambolijski, $h_M = 42 \text{ m}$, 10 km^2 , Bulharsko) a horní výpustí (0-5 m) (Pchelina, $h_M = 19,7 \text{ m}$, $5,4 \text{ km}^2$, Bulharsko) a důsledky pro zooplanktivorní ryby. S odtékající vodou z přehradu s výpustí u dna byl selektivně odnášen i velký zooplankton ($>1 \text{ mm}$, převážně samice perlooček a klanonožců s vajíčky a embryi), nejvíce během dne v důsledku jejich diurnálních migrací. Při zvýšeném vypouštění vody pro potřeby závlah na začátku léta došlo k celkovému poklesu početnosti zooplanktonu a druhy dorůstající velkých velikostí nahradily drobnější. Ve stejné době bylo zjištěno u 0+ candátů menší množství potravy v zaživadlech a jejich migrace po proudu. V případě nádrže s horní výpustí převažoval v odtékající vodě malý epilimnetický zooplankton složený z nejpočetněji zastoupených skupin v nádrži (vířníci, malí klanonožci a perloočky), odpouštěný převážně v nočních hodinách. Ve vypouštěné vodě byla jen malá část celkového počtu zooplanktonu, a proto neměla vliv na vývoj společenstva zooplanktonu v nádrži. Tento stav připomínal přirozená jezera. V porovnání s přehradou s odpouštěním u dna tu zejména po celou sezónu zůstalo vyšší zastoupení zooplanktonu $>1 \text{ mm}$.

3.3 Souhrn literárních poznatků a úvod do řešeného problému

Z literární rešerše je zřejmé, že problematika přežívání obou druhů je velmi komplexní záležitostí. Nejdůležitějším faktorem řídícím pochody ve vodě je bezesporu teplota. V závislosti na teplotě vody dochází k rozvoji potencionální potravy, zde je nejzásadnější načasování kritických fází ontogenetického vývoje, přechod na exogenní výživu, případně piscivorii. Další zásadní abiotické podmínky jsou přítomnost vhodných habitatů či zákalu. Často se uplatňují i interakce typu predace či konkurence, a to jak s jinými druhy, tak i vnitrodruhově. Podmínky, při nichž ryby žijí, mají zásadní vliv na dosažení kondice, která je pak významná pro přežívání zimního období. Zásahy lidské činnosti jsou znát všude, kam lidská noha vstoupila, vodní prostředí nevyjímaje.

Ve své bakalářské práci jsem při sledování vývoje kohorty 0+ candátů obecných během dvou let zjistil zcela odlišnou úspěšnost přežívání (obr. 2 a 3). V roce 2007 jsem zaznamenal náhlý pokles početnosti ryb krátce po rozplavání indikující jednorázový vliv faktoru, který zasáhl celou kohortu. Proto jsem se v této práci zaměřil zejména na hledání faktorů ovlivňujících přežívání nejdůležitějších predátorů nádrže během prvního roku života, což je jistě nejkritičtější období, ale rovněž jsem využil údaje pro stanovení vlivů působící na přežívání do dalších let.

Vodní dílo Římov je nejkompexněji sledovanou nádrží u nás. Probíhá zde rozsáhlý dlouhodobý monitoring abiotických i biotických složek. Rybí společenstvo je monitorováno nejširším spektrem metod jak v rámci Evropy, tak patrně i celosvětově. Protože každá z odlovných metod má své výhody i omezení, rozhodl jsem se využít dostupná data z různých metod a na základě zjištěných výsledků určit ty metody, které jsou vhodnější a méně vhodné k popisu nádrže ve vztahu k vybraným druhům.

4. Metodika

4.1 Vodní dílo Římov

Hráz přehrady se nachází na jihovýchodním okraji obce Římov na 21,85 říčním kilometru řeky Malše 16 km jižně od Českých Budějovic. Celková plocha nádrže činí 210 ha, objem 33 milionů m³, délka 12,95 km, maximální hloubka 45 m (u hráze), průměrná hloubka 16 m. Přehrada byla vybudována v letech 1974-1978. Hlavním účelem vodního díla je akumulace vody pro vodárenské využití, s průměrným odběrem 1,48 m³.s⁻¹. Dále zabezpečení předepsaného průtoku Malše pod hrází (0,65 m³.s⁻¹) a pod soutokem se Stropnicí v profilu Roudné (1,2 m³.s⁻¹). Vedlejšími účely jsou částečné zachycení povodní a snížení povodňových průtoků v Malši pod vodním dílem a výroba elektrické energie (Dolejší 1982).

V současné době je úživnost nádrže na úrovni mezotrofní až eutrofní. Za účelem udržení dobré kvality vody (využití biomanipulačního efektu) jsou každoročně do nádrže vysazovány dravé ryby: bolen dravý, candát obecný, sumec velký a štika obecná. I tak jsou v nádrži nejhojnějšími druhy ryb plotice obecná, cejn velký, ouklej obecná, okoun říční a ježdík obecný (Vašek a kol. 2004, Prchalová a kol. 2009a). Nádrž je obhospodařována státním podnikem Povodí Vltavy a je nejdůležitějším místem aktivit pracovníků Biologického centra AV ČR, v.v.i., Hydrobiologického ústavu.

4.2 Sběr vzorků

Již od samotného napuštění nádrže probíhá monitoring jak abiotických faktorů, tak prakticky veškerých biotických složek. Dlouhodobá sledování s sebou přinášejí i určité problémy. Lze sice říci, že je k dispozici dlouhá časová řada ichtyologických údajů, avšak používané metodiky se nejednou měnily. Abych se vyvaroval užití nepřesných „historických“ údajů, rozhodl jsem se vybrat časovou řadu od roku 1999 do 2010, která je provedena z hlediska metodiky v celém období stejně (o čemž se přesvědčuji svou aktivní účastí od roku 2007). Navíc vybrané období spadá do relativně stabilní fáze s dominancí kaprovitých ryb (Říha a kol. 2009). I v tomto relativně krátkém úseku se vyskytuje odchylka, kterou je povodňový rok 2002. Během tohoto roku nebyly uskutečněny odlovy vzorkující 0+ ryby (plůdkové zátahy a plůdkové vlečné sítě) a zbylé metody byly použity v dřívějším termínu na počátku července místo standardního období půlky srpna. Toto načasování je v našich podmínkách optimální, protože ryby jsou díky vyšší teplotě aktivní a zároveň již pominula u většiny druhů doba rozmnožování a ještě nenastalo období přezimování, kdy zaujímají odlišné

prostorové rozmístění než během zbylé části roku (Kubečka a kol. 2010). Další výhodou je, že lze již v tomto období podchytit sílu nastupujících ročníků. Za celé sledované období bylo chyceno 425 0+ bolenů, 689 0+ candátů, 356 1+ bolenů, 361 1+ candátů, 314 2+ bolenů a 178 2+ candátů (tabulky 1-3).

4.2.1 Tenatní sítě

Tenatní sítě jsou spolu s hydroakustickým průzkumem a elektrolovem zahrnuty v monitoringu ekologického potenciálu nádrží a jezer pro účely Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000 ustavující rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky a jsou předmětem evropské normy EN 14 757 s českým ekvivalentem ČSN 75 7708.

Za celé časové období (1999-2010) jsem použil data ze sítí vzorkujících vrstvu nejbližší k hladině, v případě bentických tenatních sítí to je vrstva 0-3 m a u pelagických sítí 0-5 m. Od roku 2000 se navíc vzorkovaly i hlubší vrstvy, ze kterých jsem použil další údaje zahrnující vzorkování až do hloubky 10 m, a tím vytvořil druhou řadu vysvětlovaných proměnných. V hloubkách >10 m se vyskytuje jen velmi málo ryb (omezeny termoklinou a nízkou koncentrací rozpuštěného kyslíku, Prchalová a kol. 2009a).

Na nádrži se prováděly standardní odlovy na čtyřech lokalitách rozmístěných po podélném profilu (hráz, střed, horní část a přítok, obr. 4). Bentickými tenatními sítěmi byla vzorkována vrstva 0-3 m na všech čtyřech lokalitách, hloubka 3-6 m na lokalitách hráz, střed a horní část (na přítoku použití sítí ve větších hloubkách není možné, neboť tam větší hloubka není) a jako poslední jsem použil data z hloubky 6-9 m z lokalit hráz a střed (opět omezeno hloubkou dané lokality). Pelagická tenata na všech lokalitách vzorkovala vrstvu 0-5 m a na lokalitách hráz a střed i 5-10 m.

Během sledovaného období prošla metoda vzorkování tenatními sítěmi řadou změn a zdokonalování. V letech 1999-2003 se používaly tenatní sítě s 13 velikostmi oček: 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55; 70 a 90 mm. Díky nárůstu velikostí oček o $\frac{1}{4}$ lze podchytit všechny velikostní kategorie tak, že velikostní složení úlovků maximálně odpovídá velikostní struktuře vzorkované populace (Appelberg a kol. 1995). Jednotlivé sítě měly vždy pouze jednu velikost oček, jejich délka činila 12,5 m (pro očka 6-12,5 mm) a 25 m (pro zbylé velikosti oček). V případě bentických tenatních sítí byla jejich výška 1,5 m a u pelagických 3 (v přítokové části) a 4,5 m (v ostatních částech). Od roku 2004 do roku 2009 se používaly sítě složené z panelů síťoviny délky 2,5 m s 16 velikostmi oček (5; 6,25; 8; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43; 55 mm, norma EN 14 757 a ČSN 75 7708 a 70; 90; 110 a 135 mm pro postižení jedinců ryb nad 300 mm SL, Kubečka a kol. 2010). Přičemž

výška sítí zůstala zachována. Během praxe se ukázalo, že se do přidaných velkých ok chytalo jen velmi málo ryb, jak například ukazuje zpráva shrnující komplexní průzkum rybí obsádky údolní nádrže Švihov – Želivka v roce 2010 (Soukalová a kol. 2010), a proto se od roku 2010 opět používaly jen standardní 12 očkové tenatní sítě. Panely s velkými oky (nad 55 mm) tvořily samostatné takzvané velkooké tenatní sítě a jejich plocha byla čtyřnásobně zvětšena (délka 10 m). Tabulka 4 uvádí plochy použitých sítí v jednotlivých letech.

Vzhledem k této různorodosti použitých velikostí oček a designů sítí, pokusil jsem se maximálně sjednotit lovné úsilí. Při výpočtu početnosti ryb na jednotku plochy sítě jsem standardizoval lovné úsilí na plochu sítě pouze se standardními 12 velikostmi ok, a to ignorováním plochy i úlovků panelů sítí s velikostí ok 70; 90; 110 a 135 mm.

4.2.2 Příbřežní záťahové síť

Adultní záťahová síť byla používána délky 50, 150 a 200 m, výšky 4 m a velikosti oček 1 cm. Všechny tyto sítě mají velmi podobnou účinnost (Říha a kol. 2008), lze tedy po přepočtu na jednotku prolovené plochy porovnat výsledky. V případě plůdkové záťahové sítě byla v roce 1999 použita síť délky 30 m, výšky 3 m a velikosti oček 6 mm a ve zbylých letech menší délky 10 a výšky 2, po roce 2004 při některých odlovech 3 m s očky 1,7 mm.

Záťahovými sítěmi se prováděly odlovy během dne i noci, pro srovnatelnost výsledků jsem však užil pouze údaje z nočních odlovů, jak doporučují Říha a kol. (2011). Adultní záťahové sítě se používaly na pěti lokalitách nádrže, čtyři ve střední a jedna v horní části (obr. 4). Plůdkovými záťahovými sítěmi se v roce 1999 vzorkovaly pouze tři lokality, po jedné v hrázové, střední a přítokové části a ve zbylých letech se vzorkovalo lokalit šest, jedna v hrázové, tři ve střední, dvě v horní a jedna v přítokové části (obr. 4). Tabulka 4 uvádí velikost prolovené plochy pobřeží v jednotlivých letech.

4.2.3 Plůdkové vlečné síť

Síť byla navlečena na pevném kovovém rámu velikosti 3 x 3 m a tažena jednou lodí. Tvar byl kuželovitý, velikost oček u ústí 6 mm, avšak na zúženém konci pouze 3 mm, délka sítě činila 5,4 m. Při vzorkování byla síť vlečena zhruba 100 m za tažnou lodí většinou po dobu 10 min rychlostí 0,8-1,1 m.s⁻¹ (Jůza a kol. 2006). Do analýz jsem vybral pouze údaje z nočního vzorkování, a to jen hladinové vrstvy 0-3 m, kde se vyskytuje naprostá většina 0+ ryb (Jůza a kol. 2006). V letech 1999-2001 se odlovy prováděly pouze na čtyřech lokalitách, jedna v hrázové, dvě ve středové a jedna v horní části. Následně se odlovy zintenzivnily a prováděly na lokalitách sedmi, jedna v hrázové, tři ve střední a tři v horní části nádrže (obr. 4). V přítokové části se z důvodu nedostatečné hloubky a členitosti koryta

odlovy neprováděly. Celkové objemy profiltrované vody během odlovů jsou uvedeny v tabulce 4.

4.3 Zpracovávaná data

4.3.1 Údaje o rybách

Výčet metod a jimi vzorkovaných hloubkových profilů, z nichž jsem použil údaje o rybách je uveden v tabulce 5. V každém roce se úlovky získané ze všech odlovných prostředků měřily (SL), podvzorek se vážil a odebíraly se šupiny (u okounovitých ryb otolity) ke stanovení stáří. Před zpracováním vlastních dat jsem určil velikostní hranice věkových kategorií, u bolena z podvzorku 85 odebraných šupin patřících rybám velikostí 140-660 mm SL (průměr 265 mm SL). Shodně jsem postupoval i v případě candáta, u něhož jsem použil k odhadu velikostních hranic věkových kategorií 69 otolitů, u jedinců velikostí 75-770 mm SL (průměr 220 mm SL). Následně jsem vytvořil grafy velikostní distribuce (histogramy četností) nejhojnějších druhů v nádrži. Zjištěné velikosti v jednotlivých letech jsem dále porovnal s literárními údaji Baruše a Olivy (1995) a Luska a kol. (1983). Mezní hranice velikostí (tabulka 6) jsem zadal do programu Pasgear II (Kolding J., University of Bergen, Bergen, Norway, www.imr.no/forskning/bistandsarbeid/pasgear_2/en) a z jednotlivých odlovných prostředků jsem již exportoval údaje o zastoupení jednotlivých ročníků (správněji tedy velikostních skupin). Ryb velkých velikostí se chytlo jen velmi málo, a proto jsem je z analýz vyřadil.

Z tabulky 4 je patrné různé lovné úsilí během let, což je dáno tím, že se na každé lokalitě provádělo jedno až čtyři opakování, nejčastěji tři. S těmito odchylkami jsem se pokusil vypořádat převedením úlovku na průměr po habitatech, a následně po lokalitách (bylo-li více opakování). Abych zohlednil odlišné zastoupení jednotlivých částí nádrže, převedl jsem údaje o početnosti ryb na vážené průměry a v analýzách počítal s jediným číslem za nádrž. V případě tenatních sítí jsem použil údaje ze sítí vzorkující benthické a pelagické habitaty jednak odděleně, a dále jsem je po převedení na shodnou jednotku sloučil, čímž jsem vytvořil skupinu „celek tenatních sítí“.

Nádrž jsem rozdělil na tři části: hráz, střed a horní část sloučil s přítokovou (obr. 4). Z trojrozměrného digitálního modelu nádrže Římov jsem získal objemy vody těchto tří zvolených částí (při kótě hladiny 468 m n. m., stanoveno jako nejčastější hodnota kóty hladiny během odlovů za sledované období, směrodatná odchylka 1,21 m) s odlišením litorální a pelagické části. Poměry objemů ve vrstvě 0-5 m odpovídaly 1 : 1,981 : 1,640 u litorální části a 1 : 1,175 : 0,431 v pelagické zóně, poměr litorálu k pelagiálu činil

1 : 13,933. V těchto poměrech jsem upravil úlovky z tenatních sítí vzorkující vrstvu nejbližší hladiny a plůdkových vlečných sítí. Dále jsem z modelu zjistil poměry objemů vrstvy 0-10 m (v litorálu 1 : 1,915 : 1,846, pelagické zóně 1 : 1,123 : 0,320 a poměr litorálu k pelagiálu 1 : 8,111) a upravil jimi úlovky z tenatních sítí vzorkující vrstvy do hloubky 10 m. Poslední jsem upravoval početnosti ryb zjištěné plůdkovou záťahovou sítí. V tomto případě jsem vzal jako poměrové měřítko délku pobřeží jednotlivých částí nádrže (1 : 1,136 : 1,531). U adultních záťahových sítí jsem vážený průměr nepočítal. Na nádrži se z důvodu omezeného výběru vhodných lokalit lovilo pouze na pěti lokalitách, přičemž čtyři byly ve střední části a jedna v sousední (horní), jsou si tedy značně podobné. Úpravy početností jsem provedl v programu Microsoft Office Excel 2003 (Microsoft Corporation, <http://office.microsoft.com/cs-cz>).

Určení počtu vysazených ryb do nádrže provedli pracovníci Biologického centra AV ČR, v.v.i., Hydrobiologického ústavu.

4.3.2 Environmentální údaje

Za vysvětlující proměnné byly použity teplota vody, výška hladiny, doba trvání zalednění, koncentrace chlorofylu *a*, početnost nauplií klanonožců, perlooček rodu *Daphnia* a klanonožců.

Jako údaje o teplotě byla použita denní měření teploty epilimnia v hrázové oblasti. Stejně i data o výšce hladiny měla charakter denních měření kóty hladiny (m n. m.). Posledním abiotickým faktorem je doba trvání zalednění (dny), kterou jsem určil z hlášení o ledových jevech, kdy se denně zjišťovala mocnost ledu. Všechna tato měření uskutečnili pracovníci státního podniku Povodí Vltavy. Stanovení koncentrace chlorofylu *a* patří mezi základní charakteristiky, které provádí laboratoř Biologického centra AV ČR, v.v.i., Hydrobiologického ústavu v rámci dlouhodobého sledování stavu nádrže v třítydenních intervalech v hrázové oblasti. Použitou metodou byla extrakce do 90% acetonu a následné měření na spektrofotometru vzorku ($\mu\text{g.l}^{-1}$), metoda podle Lorenzena (Lorenzen 1967). Vzorek vody pro stanovení pocházel z odběru sondou z vrstvy 0-4 m. Ve stejném odběrovém intervalu se provedl i odběr na určení zooplanktonu (ind.l^{-1}). V letech 1999-2003 bylo stanovení počtu nauplií klanonožců prováděno metodou podle Devettera prvně popsanou Devetterem a Sedřou (2003), kdy se odebíral pružnou trubicí vzorek o objemu 60 l z hloubky 0-8 m. Od roku 2004 se sondou, kterou se odebíral vzorek ke stanovení chlorofylu *a* odebíral i vzorek na určení početnosti vířníků a nauplií klanonožců (filtrováno přes planktonní síťku s oky 40 μm). Dále se dlouhodobě opět v třítydenních intervalech stanovuje početnost větších zooplanktonních organismů přefiltrováním celého vodního

sloupce Apsteinovou planktonní sítí o průměru 20 cm a velikosti oček 200 µm. Z tohoto vzorku se určilo zastoupení jednotlivých druhů perlooček a v případě klanonožců i vývojových stádií. Metoda odběru vzorků zooplanktonu byla podrobně popsána již v publikaci Straškraby a Hrbáčka (1966).

4.4 Statistické modelování

Úbytek jedinců v populaci lze popsat rovnicí exponenciálního poklesu:

$$N_t = N_0 \times e^{-\alpha t + \beta z t'} \times e^\varepsilon \text{ (Begon a kol. 1997 upraveno), po zlogaritmování:}$$

$$\ln N_t = \ln N_0 - \alpha t + \beta z t' + \varepsilon$$

kde parametr α je základní (průměrná) rychlost úmrtnosti, β míra snížení úmrtnosti, z kovariát, t' je předpokládaná délka období působení daného faktoru a ε celková chyba s multiplikatívním charakterem.

4.4.1 Model početnosti tohoročních ryb

Při modelování 0+ ryb jsem na základě odhadů relativně konstantní početnosti pohlavně dospělých ryb zjištěné ze záťahových sítí (obr. 5) a v kratší časové řadě i adultních vlečných sítí (obr. 6) vyšel z předpokladu, že na počátku (N_0) nebyl mezi ročníky rozdíl.

Odlovy jsou prováděny vždy ve stejném období roku (viz část 4.2 Sběr vzorků). Období výtěru jsem odhadl na základě denních teplotních údajů na přítoku v profilu Malše – Pořešín, který se nachází 7 km nad ústím řeky do nádrže a dále z teplotních údajů v hrázové oblasti. Na základě literárních údajů jsem stanovil jako nejpravděpodobnější teplotu výtěru bolena 6-8 °C a candáta 12-14 °C. Podle těchto předpokladů se bolen vytírá v přítokové části v době 5. 4. – 20. 4. (± 9 dnů) a tření candáta probíhá v rozmezí 26. 4. – 6. 5. (± 5 dnů) (hrázová oblast) až 1. 5. – 27. 5. (± 11 dnů) (přítok). Odchyšky mezi roky jsou velmi malé, a proto v modelu zanedbávám i meziroční variabilitu.

Celou rovnici jsem přepsal do tvaru rovnice lineární regrese a testoval závislosti početnosti tohoročních bolenů a candátů na jednotlivých vysvětlujících faktorech:

$$\ln N_t = \underbrace{\ln N_0 - \alpha t + \varepsilon}_a + \beta z t' \quad (1)$$

$$y = a + \sum b_n x_n \quad (2)$$

kde a je přirozený logaritmus průměrné početnosti tohoročních ryb a b kolikrát se změni jejich početnost.

4.4.2 Model přežívání ryb do stáří 1+ a 2+

Při modelování starších ročníků opět předpokládám exponenciální úbytek jedinců s tím, že početnost v daném roce (N_t) vychází z početnosti předchozího (N_{t-1}). Konkrétně pro 1+ boleny a candáty ulovené v srpnu je počáteční stav populace početnost 0+ bolenů a candátů v srpnu předcházejícího roku. Tento předpoklad může být ovlivněn selektivitou odlovných prostředků (S), což platí zejména pro tenatní sítě, které podle Prechalové a kol. (2009b) podhodnocují ryby menší 40 mm SL. Období mezi odlovy považují za konstantní i v těchto analýzách. Celkem:

$$N_t = N_{t-1} \times e^{-at + \beta zt'} \times e^\varepsilon, \text{ neboli:}$$

$$\ln N_t = \ln N_{t-1} - at + \beta zt' + \varepsilon, \text{ ale } \ln N_{t-1} \text{ je zatíženo selektivitou } (S)$$

$$\text{reálně chycené množství ryb: } R_{t-1} = N_{t-1} \times S$$

$$\ln R_{t-1} = \ln N_{t-1} + \ln S$$

$$\ln N_{t-1} = \ln R_{t-1} - \ln S$$

$$\ln N_t = \ln R_{t-1} - \ln S - at + \beta zt' + \varepsilon$$

$$\ln N_t - \ln R_{t-1} = -\ln S - at + \beta zt' + \varepsilon$$

Opět mohu testovat závislosti rozdílů početnosti bolenů a candátů mezi roky na jednotlivých vysvětlujících faktorech:

$$\underbrace{\ln N_t - \ln R_{t-1}}_y = \underbrace{-\ln S - at + \varepsilon + \beta zt'}_a + \sum b_n x_n \quad (3)$$

kde a je základní rychlost úmrtnosti, b míra snížení úmrtnosti.

Stejný postup jsem použil pro rozdíl početnosti 1+ oproti 0+ a 2+ s 1+ boleny a candáty vždy ze stejných odlovných prostředků, s výjimkou adultních záťahových sítí, ze kterých jsem použil pouze údaje o rybách stáří 1+ a 2+ (0+ ryby se v terénu sice zaznamenávaly, avšak tyto údaje nejsou kvantitativní, jelikož ryby prochází očky). Výchozí stav početnosti 0+ ryb jsem použil z plůdkových záťahových sítí, převedené na stejnou jednotku (chybějící údaje z roku 2002 jsem nahradil průměrem z ostatních let).

4.5 Testování

K hledání kritických období pro 0+ boleny a candáty jsem do analýz vybral faktory rozčleněné po měsíčních intervalech: teplota vody, výška hladiny (duben-červenec), koncentrace chlorofylu *a* (květen-červenec), početnost nauplií klanonožců (začátek května), perlooček rodu *Daphnia* a klanonožců (dospělců dohromady s kopepoditovými stádii, květen-červenec). Následně jsem vybral zastoupení nejhojnějších druhů ryb, které jsem rozdělil na kaprovité (cejn velký, ouklej obecná a plotice obecná) a okounovité (ježdík obecný a okoun říční). Všechny tyto druhy jsem rozdělil po ročnících a v této analýze testoval pouze ostatní vybrané druhy 0+ ryb. Jako poslední vysvětlující proměnnou jsem zvolil početnost 1+ a starších ouklejí a plotic, jakožto nejpočetnější, převážně zooplanktivorní konkurenty. Výčet faktorů použitých při testování je uveden v tabulce 7.

V případě starších ryb předpokládám, že náhodné krátkodobé jevy nejsou již tolik důležité a spíše se projevují dlouhodobé procesy. Jako vysvětlující faktory jsem do analýz použil teplotu počítanou jako sumu teplot během období května-července a dále průměrnou výšku hladiny za totéž období. Spočetl jsem dobu trvání zalednění (počet dní, kdy byla hlášena vrstva ledu v hrázové oblasti). Koncentraci chlorofylu *a* jsem vyjádřil rovněž průměrnou hodnotou za období květen-červenec. Pro rozdíl 1+ ryb oproti 0+ rybám jsem dále testoval početnosti nejhojnějších druhů ryb ve věku 0+ a 1+ rozdělené shodně s předchozí částí na kaprovité a okounovité (tabulka 7). Stejně jsem postupoval i při testování rozdílu 2+ s 1+ boleny a candáty s tím, že jsem vždy přidal ještě věkovou kategorii 2+ (tabulka 7).

Při testování byly brány pouze ryby ulovené stejným odlovným prostředkem. Údaje o biotických složkách jsem zlogaritmoval přirozeným logaritmem, v případě zooplanktonu ve tvaru $\ln x$ a ryb $\ln(100x+1)$.

Komplikací celého testování je vysazování dravých druhů ryb do nádrže. V naprosté většině se jednalo o podzimní vysazování 0+ ryb (až po letním ichtyologickém průzkumu). Rychlený plůdek byl vysazen v období před odlovy (červen) pouze v letech 2007 v počtu 1 610 ks candáta, v roce 2008 11 130 ks bolena a v roce 2009 42 650 ks candáta a 11 130 ks bolena. Tyto ryby nebyly pro malou velikost značeny a je možné, že část z nich byla součástí letního úlovku. Údaje pro ohodnocení tohoto příspěvku mám k dispozici pouze pro rok 2007, kdy jsem stanovoval početnost 0+ candátů až do termínu 12. 6. (obr. 2). Při předpokladu 100 % přežívání a toho, že by se vysazení candáti vyskytovali pouze ve vrstvách 0-5 m, činil by jejich příspěvek jen 1,02 %, a proto jsem tyto údaje do analýz nezařadil. Množství vysazených bolenů bylo za sledované období řádově podobné, konkrétně

$7\ 343 \pm 3\ 879$, naproti tomu candáti se v letech 1999, 2000 a 2004 nevysazovali vůbec. Vliv početnosti vysazených ryb jsem testoval s rozdílem početnosti 1+ oproti 0+ bolenům a candátům. V případě ryb vysazených na podzim jsem použil tyto hodnoty k testu, kdy dosáhly věku 1+. Pokud šlo o ryby vysazené již v červnu, snížil jsem jejich skutečný počet podle přepočtu uvedeného v příloze č. 4 vyhlášky č. 197/2004 Sb., k provedení zákona č. 99/2004 sb.: 1 bolen roček (12 cm) = 3 kusy do 6 cm a v případě candáta 1 kus ročka (12 cm) = 5 kusů rychlených candátů (do 8 cm). Vysvětlující proměnné byly před vlastní analýzou centrovány na nulový průměr a standardizovány k jednotkové varianci.

Již před vlastními analýzami jsem si byl vědom jistých omezení plynoucích z habitatových preferencí. Ty jsou nejvíce patrné v případě bolena, který se během prvního roku života vyskytuje téměř výhradně v mělké litorální části, a proto je pouze velmi výjimečně chytán do plůdkových vlečných sítí a do tenatních sítí. I tak mohou tyto sporadické úlovky něco skrývat. Pokud byly úlovky zjištěny ve více než dvou letech ze sledované 10 nebo 11 leté řady, provedl jsem s nimi rovněž analýzy.

Vlastní analýzu jsem provedl v programu Statistica, verze 9.1 (StatSoft, Inc., www.statsoft.com). Nejprve jsem provedl korelační analýzu, kde jsem odděleně testoval logaritmované hodnoty vážené početnosti 0+ respektive rozdílu logaritmovaných hodnot v případě modelování starších bolenů a candátů z jednotlivých odlovných prostředků proti všem vybraným vysvětlujícím faktorům (rovnice 1 a 3). Při této analýze jsem zjistil hodnoty Pearsonova korelačního koeficientu (r) udávající míru lineární závislosti a hladinu významnosti testu (p). Do analýz vstupovalo celkem 22 vysvětlujících proměnných pro 0+ ryby, 9 a 10 pro rozdíly početností starších ryb. Navíc lze očekávat i korelace mezi vysvětlujícími faktory. Proto jsem z první analýzy vybral jen faktory, jejichž hladina významnosti nepřesáhla 10% hranici (nižší hladinu významnosti jsem zvolil vzhledem k charakteru dat – relativně krátká časová řada na statistické testování) s hodnotou korelačního koeficientu obvykle v intervalu 1 až 0,5 a -0,5 až -1 a zde provedl další korelační analýzu. Nyní jsem ověřil korelace mezi vysvětlujícími faktory, pokud byla hladina významnosti nižší než 5 % a existovalo tu logické přímé spojení, sloučil jsem proměnné dohromady do bloků. Nejprve jsem spočetl primární model, kdy jsem z každého separátního bloku použil pouze jediný vysvětlující faktor při testování mnohonásobné regrese (rovnice 2). Případně pokud zbyl faktor jediný, tak v regresi jednoduché. Zde jsem za průkazný výsledek považoval, pokud hladina významnosti nepřesáhla 5 %. Následně jsem dopočítal sekundární modely se zbylými faktory z bloků. Ve všech analýzách jsem zaznamenával parametr (a), regresní koeficient (b) každého faktoru udávající strmost vztahu a hodnotu hladiny významnosti (p). Regresní koeficient jsem při modelování starších ryb

v případě kratšího období působení daného faktoru (t') přepočtl na trvání celé sezóny (t). Dále jsem do výsledků uvedl koeficient determinace (R^2) určující procento vysvětlené variability a hodnoty F testu.

5. Výsledky

5.1 Model počtosti tohoročních ryb

V případě bolena jsem zjistil pouze dva průkazné výsledky, jednak při sloučení tenatních úlovků vzorkující vrstvu nejbliže k hladině z obou habitatů je početnost bolenů pozitivně ovlivněna početností klanonožců a perlooček v květnu, početností 0+ kaprovitých ryb a plotic starších 0+. Vzájemná pozitivní korelace je pouze mezi početností klanonožců a perlooček. V primárním modelu jsem použil početnost perlooček, 0+ kaprovitých ryb a plotic starších 0+ a získal statisticky průkazný výsledek ($a = 2,00$; $b_{per.} = 1,46$; $p_{per.} = 0,079$; $b_k. = 0,87$; $p_k. = 0,296$; $b_{plo.} = 0,83$; $p_{plo.} = 0,280$; $F_{3,8} = 4,90$; $R^2 = 0,65$; $p = 0,032$). V sekundárním pak početnost klanonožců, 0+ kaprovitých ryb a plotic starších 0+, přičemž výsledek je neprůkazný ($b_{kla.} = 1,16$; $p_{kla.} = 0,218$; $b_{kap.} = 1,35$; $p_{kap.} = 0,129$; $b_p. = 0,36$; $p_p. = 0,702$; $F_{3,8} = 3,50$; $R^2 = 0,57$; $p = 0,070$). Podle úlovků z plůdkových záťahových sítí pozitivně ovlivňuje početnost bolenů množství perlooček v červenci ($a = 3,67$; $b = 1,80$; $F_{1,9} = 8,14$; $R^2 = 0,48$; $p = 0,019$). Všechny výsledky včetně statisticky neprůkazných jsou přehledněji uvedeny v tabulce 8.

U candáta jsem zjistil průkazných výsledků více. V případě údajů z bentických tenatních sítí vzorkujících vrstvu nejbliže k hladině jsem z první korelační analýzy vybral za vysvětlující proměnné početnost perlooček v červnu a červenci a průměrnou teplotu v dubnu. Při druhé korelační analýze jsem zjistil, že všechny tyto vybrané faktory jsou vzájemně silně korelovány a to tak, že teplota negativně ovlivňuje početnost perlooček a ty jsou vzájemně korelovány pozitivně. Proto jsem provedl jednoduché regrese každého faktoru. Z testů vyplývá, že početnost candátů je pozitivně ovlivněna množstvím perlooček v červenci ($a = 5,53$; $b = 1,83$; $F_{1,10} = 7,20$; $R^2 = 0,42$; $p = 0,023$) a v červnu ($b = 1,58$; $F_{1,10} = 4,52$; $R^2 = 0,31$; $p = 0,060$) a opačně negativně, při vyšší teplotě v dubnu ($b = -1,66$; $F_{1,10} = 5,26$; $R^2 = 0,35$; $p = 0,045$). Podle údajů z pelagických tenatních sítí (0-5 m) má na candáty pozitivní vliv početnost klanonožců v květnu a negativní koncentrace chlorofylu a ve stejném měsíci. Korelační analýzou jsem zjistil vzájemný negativní vztah. Opět jsem provedl jednoduché regrese, kde se ukázal vliv početnosti klanonožců statisticky nevýznamný ($a = 2,43$; $b = 1,13$; $F_{1,10} = 4,28$; $R^2 = 0,30$; $p = 0,066$) a v případě koncentrace

chlorofylu *a* významný ($b = -1,26$; $F_{1,10} = 5,93$; $R^2 = 0,37$; $p = 0,035$). Při sloučení úlovků z obou habitatů je početnost candátů zvyšována množstvím perlooček v červnu a červenci a teplotou v červenci a snižována teplotou v dubnu. Korelační analýza ukázala stejné vztahy jako při testování početnosti candátů z bentických tenatních sítí. V primárním modelu jsem testoval množství perlooček v červenci a teplotu ve stejném měsíci a získal jediný statisticky průkazný výsledek ($a = 5,91$; $b_p = 1,49$; $p_p = 0,066$; $b_t = 1,29$; $p_t = 0,102$; $F_{2,9} = 4,77$; $R^2 = 0,52$; $p = 0,040$), v sekundárním početnost perlooček v červnu s teplotou v červenci ($b_p = 1,01$; $p_p = 0,388$; $b_t = 0,89$; $p_t = 0,450$; $F_{2,9} = 2,31$; $R^2 = 0,34$; $p = 0,155$) a v terciálním teplotu v dubnu a červenci ($b_{t4} = -1,25$; $p_{t4} = 0,207$; $b_{t7} = 0,90$; $p_{t7} = 0,353$; $F_{2,9} = 3,02$; $R^2 = 0,40$; $p = 0,099$).

Při zpracování úlovků z bentických tenatních sítí vzorkující vrstvy 0-9 m má na početnost candátů pozitivní vliv množství perlooček v červnu a teplota v červenci a opačně negativní teplota v květnu. Z vybraných vysvětlujících proměnných je početnost perlooček v červnu negativně ovlivněna květnovou teplotou. V primárním modelu jsem použil početnost perlooček v červnu a teplotu v červenci ($a = 5,70$; $b_p = 1,19$; $p_p = 0,125$; $b_t = 0,53$; $p_t = 0,469$; $F_{2,8} = 5,05$; $R^2 = 0,56$; $p = 0,038$), v sekundárním pak teplotu v květnu a červenci ($b_{t5} = -1,38$; $p_{t5} = 0,013$; $b_{t7} = 0,78$; $p_{t7} = 0,109$; $F_{2,8} = 11,07$; $R^2 = 0,74$; $p = 0,005$). Po sloučení úlovků z obou habitatů jsou nalezené vysvětlující proměnné shodné s úlovkou z bentických tenatních sítí. Do modelu jsem použil rovněž stejné faktory, pouze oba vyšly slabší: primární model $a = 5,89$; $b_p = 1,10$; $p_p = 0,183$; $b_t = 0,63$; $p_t = 0,425$; $F_{2,8} = 4,31$; $R^2 = 0,52$; $p = 0,054$ a sekundární $b_{t5} = -1,38$; $p_{t5} = 0,019$; $b_{t7} = 0,82$; $p_{t7} = 0,122$; $F_{2,8} = 9,56$; $R^2 = 0,71$; $p = 0,008$.

Podle plůdkových zátahových sítí má na početnost candátů negativní vliv teplota v květnu a pozitivní početnost 0+ kaprovitých ryb. Tyto faktory jsou vzájemně negativně korelovány, a proto jsem spočetl dvě jednoduché regrese. Silnější test vyšel pro kaprovité ryby ($a = 4,09$; $b = 1,22$; $F_{1,9} = 15,29$; $R^2 = 0,63$; $p = 0,004$) v porovnání s květnovou teplotou ($b = -0,95$; $F_{1,9} = 5,50$; $R^2 = 0,38$; $p = 0,044$). Výsledky včetně statisticky neprůkazných jsou opět přehledněji uvedeny v tabulce 8.

5.2 Model přežívání ryb do stáří 1+ a 2+

Pro bolena jsem zjistil jen jediný průkazný výsledek, podle úlovků z pelagických tenatních sítí (0-10 m) se přežívání do věku 1+ zvyšuje se sumou teplot za období května-července a snižuje s průměrnou výškou hladiny ($a = 3,72$; $b_t = 2,78$; $p_t = 0,085$; $b_h = -2,35$;

$p_h = 0,135$; $F_{2,7} = 5,12$; $R^2 = 0,59$; $p = 0,043$). Všechny výsledky včetně statisticky neprůkazných jsou přehledněji uvedeny v tabulce 9.

V případě candátů se přežívání do věku 1+ podle úlovků z pelagických tenatních sítí nejbližší hladiny zvyšuje s vyšší početností 0+ a 1+ okounovitých ryb a opačně snižuje prodloužením doby trvání zalednění. Početnost 1+ okounovitých ryb je negativně korelována s trváním zalednění. V primárním modelu jsem použil pouze údaje o rybách ($a = -0,03$; $b_{0+0} = 1,26$; $p_{0+0} = 0,043$; $b_{1+0} = 1,17$; $p_{1+0} = 0,056$; $F_{2,8} = 9,30$; $R^2 = 0,70$; $p = 0,008$) a v sekundárním pak početnost 0+ okounovitých ryb a dobu trvání zalednění ($b_o = 1,18$; $p_o = 0,086$; $b_l = -1,08$; $p_l = 0,111$; $F_{2,8} = 7,46$; $R^2 = 0,65$; $p = 0,015$). V podstatě shodně vyšly i výsledky z pelagických tenatních sítí vzorkující vrstvy 0-10 m, jen se slabšími testy: primární model $a = 0,17$; $b_{0+0} = 0,53$; $p_{0+0} = 0,372$; $b_{1+0} = 1,64$; $p_{1+0} = 0,021$; $F_{2,7} = 9,94$; $R^2 = 0,74$; $p = 0,009$ a sekundární $b_o = 0,88$; $p_o = 0,199$; $b_l = -1,23$; $p_l = 0,089$; $F_{2,7} = 5,74$; $R^2 = 0,62$; $p = 0,033$. Po sloučení úlovků z obou habitatů (0-10 m), početnost kaprovitých ryb ve věku 1+ snižuje přežívání candátů do věku 1+ ($a = 0,79$; $b = -1,32$; $F_{1,8} = 11,99$; $R^2 = 0,60$; $p = 0,009$).

Podle údajů ze záťahových sítí se přežívání candátů do věku 1+ snižuje nárůstem početnosti 1+okounovitých ryb ($a = -1,26$; $b = -2,58$; $F_{1,9} = 28,97$; $R^2 = 0,76$; $p = 0,0004$). Výsledky včetně statisticky neprůkazných jsou opět přehledněji uvedeny v tabulce 9.

Při modelování přežívání ryb do věku 2+ nebylo dosaženo žádného průkazného výsledku (tabulka 10).

6. Diskuse

Při pohledu do výsledkových tabulek je na první pohled vidět, že dosažených průkazných výsledků není mnoho. Je to dáno krátkou časovou řadou pro statistické zpracování a variabilitou v hodnotách. Z tohoto důvodu považují i výsledky bez statistické průkaznosti za důležité v popisu trendů závislosti přežívání bolenu a candátů na těchto faktorech.

6.1 Zhodnocení používaných metod

V prvním roce života se boleni vyskytují v mělkém litorálu (Bartík 1955, Adámek a kol. 1988, Grift a kol. 2003), který je vzorkován pouze plůdkovými záťahovými sítěmi. Zpracováním údajů z této metody byl dosažen průkazný výsledek a zjištěna nejvyšší hodnota průměrné početnosti. V případě bentických tenatních sítí se udává vzorkovaná vrstva nejbližší k hladině 0-3 m, sítě jsou obvykle kladeny do hloubky 2-3 m a při výšce 1,5 m nad nimi vždy zůstává volná část. Pokud by byly zavedeny litorální tenatní sítě dosahující až k hladině, tato metoda by patrně nabyla na významu. Zbylé výsledky z údajů z pelagických tenatních sítí vzorkující vrstvu nejbližší hladiny i při sloučení pelagických dohromady s bentickými tenatními sítěmi jsou převážně neprůkazné, neboť se 0+ boleni v pelagické zóně takřka nevyskytují. Přidání údajů z bentických tenatních sítí pomohlo sice zvýšit počet nenulových hodnot, a tím umožnilo testování, zjištěné výsledky je však třeba brát s opatrností.

Starší boleni se ještě stále více vyskytují při pobřeží, ale postupně vyplouvají i do pelagické zóny nádrže. Rovněž výsledky závislosti přežívání do stáří 1+ (převážně statisticky neprůkazné) byly zjištěny pouze pro údaje z adultních záťahových sítí a pelagických tenatních sítí. V případě modelů tenatních sítí nabývá základní míra úmrtnosti klaných hodnot, což indikuje jednak vyšší pravděpodobnost ulovitelnosti starších ryb, ale i imigraci do tohoto prostředí. Naopak záporných hodnot nabývá v případě záťahových sítí, způsobené převážně opouštěním tohoto habitatu. Při modelování přežívání bolenu do věku 2+ se zmíněné trendy ještě prohloubily. Nejvíce záporná míra úmrtnosti byla opět zjištěna pro adultní záťahové sítě, ale i pro bentické tenatní sítě. V této sérii modelů již nebyl zjištěn žádný průkazný výsledek, pouze trendy naznačující závislosti. Používání údajů ze sítí vzorkujících hlubší vrstvy nádrže se ukázalo vzhledem ke zřejmým habitatovým preferencím tohoto druhu jako ne zcela nezbytné. Stejně tak při sloučení údajů z bentických a pelagických tenatních sítí výsledky nepřinesly nové informace a výsledky jsou blízké údajům z pelagických tenatních sítí.

Situace s candáty je mnohem pestřejší, neboť se chytají všemi používanými prostředky. Ovšem zároveň platí, že všechny věkové kategorie se častěji vyskytují u pobřeží a dna, než ve volné vodě, jak lze odvodit z vyšších hodnot průměrné početnosti. V případě 0+ candátů bylo dosaženo i většiny průkazných výsledků z metod vzorkujících právě tuto oblast (bentické tenatní sítě a plůdkové záťahové sítě). Ačkoli se 0+ candáti chytají do plůdkových vlečných sítí zejména při silných ročnicích, nebyly s těmito údaji nalezeny téměř žádné závislosti, ostatně stejné závěry publikovali i Jůza a kol. (2009). 0+ candáti se v menší míře vyskytují i v hlubších částech nádrže, a to opět v blízkosti dna. Při sloučení úlovků z bentických a pelagických tenatních sítí se výsledky shodují s výsledky z bentický tenatních sítí.

Při modelování přežívání candátů do věku 1+ vyšla stejně jako v případě bolenu i zde základní míra úmrtnosti nejvíce záporná u údajů ze záťahových sítí. Přestože byly úlovky v pelagických tenatních sítích i v absolutních počtech poloviční či méně ve srovnání s bentickými sítěmi, zjištěné výsledky jsou častěji průkazné. Výsledky z pelagických tenatních sítí jsou prakticky totožné u série vrstvy nejbližší hladiny i po přidání dat z větších hloubek. Modely přežívání do věku 2+ nepřinesly téměř žádné trendy. Pozoruhodné však je, že hodnoty základní míry úmrtnosti nabývají záporných hodnot i v případě bentických tenatních sítí, a také v tomto parametru vyšly údaje podobně při sloučení tenatních sítí z obou habitatů.

6.2 Zjištěné faktory ovlivňující přežívání

Při zpracování údajů byl u všech metod (s výjimkou pelagických tenatních sítí 0-5 i 0-10 m) zjištěn negativní vliv teploty v dubnu a květnu na početnost 0+ candátů. Ovšem většina prací popisuje striktní pozitivní vliv teploty na populace tohoto druhu. Závisí na ní načasování tření (Lusk a kol. 1983, Baruš a Oliva 1995), i to zda proběhne naráz nebo bude rozvržené (Peterka a kol. 2003). Při vyšší teplotě se zkracuje doba inkubace jiker (Steffens a kol. 1996), ale rychlejší vývoj vede k menší velikosti při vykulení a vyšší mortalitě (Löffler a kol. 2008), čímž lze vysvětlit naše výsledky. Další výhodou nízké teploty během jarních měsíců je podle Ljunggrena (2002) v prodloužení období přechodu na exogenní výživu. Nízká teplota poskytne candátům delší čas k tomu, aby se naučili lovit a zpracovávat kořist. Při nižší teplotě mají i candáti severoameričtí pomalejší metabolismus (Beamish 1990) a mohou přijímat méně potravy (Johnson a Mathias 1994), pro candáty obecné tuto teorii ověřili Zakes a Karpinski (1999). Opačný případ, kdy studený začátek sezóny candátům severoamerickým neprospěl, popsali Quist a kol. (2004). Ti popsali, zpoždění tření a pomalý

růst candátů kvůli pomalému oteplování a kolísání teploty. Za těchto podmínek candáti nemohli přejít na piscivorii a po celou sezónu si konkurovali s jinak potravní rybou dorosomou dlouhoploutvou. Pozitivní korelaci narůstající teploty na jaře s početností candátů severoamerických popsali i Pitlo (2002) a Fielder a kol. (2007), pro candáta obecného Kjellman a kol. (2001).

Při vyšší teplotě larvy a juvenilní boleni lépe rostou a vykazují vyšší přežívání (Wornicki a Gróny 1993, Kujawa a kol. 1998a). Shodně v této práci, pokud candáti přežijí časné kritické období, je pro ně vyšší teplota výhodou, jak ukazují zjištěné výsledky, kdy vyšší teplota v červenci má pozitivní vliv na jejich početnost (údaje z bentických tenatních sítí 0-9 m, i po sloučení s pelagickými 0-(3)5 i 0-(9)10 m). V této době jsou candáti již zdatní plavci a dokáží si snadněji obstarat potravu. Pokud mají dostatek potravy, rostou při vyšší teplotě rychleji než při nižší, jak ukázali v laboratorních pokusech Galarowicz a Wahl (2003) a Wang a kol. (2009). V přirozených podmínkách zjistili pozitivní vliv teploty na velikost candátů i sílu ročníku Kjellman a kol. (2003) a Lappalainen a kol. (2009). Kjellman a kol. (2001) zjistil silnou pozitivní korelaci mezi množstvím candátů obecných a teplotou v červnu a negativní v červenci, což autoři vysvětlují pozdější migrací candátů do jiných habitatů. Pozitivní vliv teploty v létě na růst candátů obecných zdokumentovali i Willemsen (1977), Buijse a Houthuijzen (1992), Lappalainen a kol. (1995, 2000), Wysujack a kol. (2002), Lappalainen a kol. (2005a) a u candátů severoamerických Hoxmeier a kol. (2006).

V případě bolenu nebyly zjištěny žádné závislosti, ačkoli jsou v literatuře popsány případy, kdy vyšší teplota měla pozitivní dopad na dobu inkubace jiker (Kaukoranta a Pennanen 1990, Kujawa a kol. 1997) i růst larev a juvenilních ryb (Wolnicki a Gróny 1993, Kujawa a kol. 1998a). V případě přežívání do dalšího roku byl zjištěn pozitivní trend pouze u bolenu (údaje z pelagických tenatních sítí 0-10 m), a u starších ryb do věku 2+ opačně u candátů (jen pro pelagické tenatní sítě 0-10 m).

Období první zimy se u candátů udává mezi nejrizikovější období, které slabší jedinci zpravidla nepřežijí (Kirjasniemi a Valtonen 1997, Lappalainen a kol. 2000). S prodloužením doby trvání se toto nebezpečí zvyšuje, neboť mají pod ledem zpravidla horší potravní podmínky. Laboratorní pokusy Jonase a Wahla (1998) s candáty severoamerickými ukázaly, že u candátů 140-230 mm NL se při hladovění jejich kondice v chladném období zhoršuje, ale pokud byla menším jedincům (80-120 mm NL) dodávána potrava, autoři zjistili zvýšení energetických rezerv. Při testování větších jedinců (140-230 mm NL) se i přes krmení množství energetických rezerv statisticky nelišilo. V této studii bylo na základě údajů z pelagických tenatních sítí (0-5 i 0-10 m pro 1+ a 0-10 m pro 2+) zjištěno, že prodloužení doby zalednění vede k nižšímu přežívání, což naznačuje omezené potravní zdroje v tomto

období, neboť i během zimního období candáti v přirozených podmínkách přijímají potravu (Lappalainen a kol. 2000, 2005b). V případě bolenu literární údaje o této problematice prakticky chybí, zjištěné výsledky ukazují jen trend negativního ovlivnění bolenu do stáří 2+ (údaje z adultních záťahových sítí).

V dalších analýzách jsem testoval vliv koncentrace chlorofylu *a*. Tímto parametrem lze vyjádřit aktuální primární produkci systému a zároveň do jisté míry odráží i průhlednost, která je omezena výskytem planktonních sinic a řas. Studie uvedené v rešeršní části této práce často srovnávaly různá jezera (Keskinen a Marjömaki 2003) nebo se zabývaly delší časovou řadou (Lappalainen a kol. 2002, Winkler 2002, Voutilainen a Huusonen 2010). Ve světle těchto okolností jejich závěry, že zvýšení produkce systému (eutrofizace) má pozitivní vliv na populaci candátů obecných, nejsou překvapivé. Tato veličina však ukázala, že s jejím zvýšením v jarních měsících dochází ke snížení početnosti 0+ bolenu i candátů ve volné vodě (pelagické tenatní sítě 0-5 m a plůdkové vlečné sítě) a nebyl nalezen žádný vztah k rybám vyskytujícím se u pobřeží, kde se přemnožené sinice a řasy v případě eutrofizace vyskytují častěji. Vysvětlení jsou možná dvě, buď jde o spojitost s průhledností, jejíž snížení vlivem rozvoje sinic a řas může i 0+ candátům v květnu ještě vadit (Braekvelt a kol. 1989, Vandenbyllaart a kol. 1991) nebo je zde spojitost s potravními zdroji, neboť je-li vysoká koncentrace chlorofylu *a*, bývá málo zooplanktonu. U starších ročníků se nepodařilo najít žádný vztah k přežívání s tímto faktorem.

Ačkoli jsou nauplia klanonožců důležitou potravní složkou časných larválních stádií v době přechodu na exogenní výživu bolenu (Sliwinski 2009) i candátů (Kovalev 1976, Verreth a Kleyn 1987, Ljunggren a Erikson 2002, Peterka a kol. 2003), nebyl zjištěn žádný vliv na jejich početnost. Vysvětlením může být, že vzorkování v třítydenních intervalech mají nízkou frekvenci k podchycení kritického období a navíc pro bolena lze předpokládat, že podmínky v přítokové části, kde se tře a následně zde žijí larvy, jsou odlišné od stavu v hrázové oblasti, kde se provádí měření. Později se juvenilní boleni (Adámek a kol. 1988, Kujawa a kol. 1998b, Sliwinski 2009) a candáti (Kovalev 1976, Verreth a Kleyn 1987, Kokeš 1993, Ljunggren a Erikson 2002, Peterka a kol. 2003, Specziár 2005, Persson a Brönmark 2008) živí klanonožci a následně přecházejí na perloočky (bolen: Fleituch 1986, Adámek a kol. 1988, Kujawa a kol. 1998b, Sliwinski 2009, Specziár a Rezu 2009; candát: Kovalev 1976, Verreth a Kleyn 1987, Kokeš 1993, Ljunggren a Erikson 2002, Peterka a kol. 2003, Specziár 2005, Persson a Brönmark 2008, Ginter a kol. 2011), z nichž jsou pro candáty klíčové druhy rodu *Daphnia* (Mehner a kol. 1998, Persson a Brönmark 2002, Peterka a kol. 2003). Popsané schéma plně odpovídá zjištěným výsledkům pozitivního vlivu klanonožců a později perlooček na početnost obou druhů (bolen: pelagické tenatní sítě

0-5 m, sloučení z obou habitatů 0-(3)5 m i 0-(9)10 m a plůdkové záťahové sítě; candát: bentické tenatní sítě 0-3 i 0-9 m, pelagické tenatní sítě 0-5 m a sloučení z obou habitatů 0-(3)5 m i 0-(9)10 m).

Důležitou potravou pro boleny je sbírání hmyzu spadlého na hladinu nebo vyskytujícího se v její těsné blízkosti (Bartík 1955, Adámek a kol. 1988, Enekl 1990, Kujawa a kol. 1998b, Slwinski 2009, Specziár a Rezu 2009), stanovování počtu utopeného hmyzu se ovšem na nádrži neprovádí. Určitým vodítkem by mohla být výška hladiny, neboť čím je výše, tím je její plocha větší a dochází i k zaplavení většího území, které by mohlo být zdrojem hmyzu. Výška hladiny má vliv i na habitat, který ryby obývají. Larvy bolenu preferují mělká stanoviště s hloubkou $<0,2$ m a proudem $0-4 \text{ cm}\cdot\text{s}^{-1}$ (Grift a kol. 2003) a i juvenilní boleni se častěji vyskytují v mělkých partiích (Bartík 1955, Adámek a kol. 1988, Grift a kol. 2003), kterých je při vyšší hladině v nádrži více. K zaplavení vegetace dochází pouze při zvýšení hladiny. Podle Grifta a kol. (2003) je potopená vegetace pro larvy a juvenilní jedince výhodou, ale Janáč a Jurajda (2007) zjistili v nížinném toku řeky Moravy více 0+ bolenu v habitatu bez vegetace než s ní. V této studii se výška hladiny nikdy neprojevila jako významný faktor mající vliv na početnost 0+ bolenu. Překvapující je trend, kdy vyšší hladina přispívá k snížení přežívání bolenu do stáří 1+, zjištěno pouze z údajů z pelagických tenatních sítí (0-5 i 0-10 m). Starší boleni již nejsou tolik vázáni na mělký litorál (Vostradovský a kol. 1974, Enekl 1990, Baruš a Oliva 1995, Vostradovský 2009a), snížením hladiny se zmenší její plocha a možná dojde opačně ke zkoncentrování potencionální kořisti. U candátů byl zjištěn jen trend, kdy se při vyšší hladině zvyšuje přežívání candátů do věku 1+. Jelikož se jedná o údaje z bentických tenatních sítí (0-9 m), které jsou exponovány od pozdního odpoledne do dopoledních hodin následujícího dne, je tento jev pravděpodobně způsoben tím, že candáti podnikají večerní migrace do litorálu a ranní zpět do hlubší vody (Horký a kol. 2008). Při zvýšení hladiny jsou tyto přesuny do litorálu patrně častější, než aby candáti lovili ve větším prostoru otevřené vody.

V dalších analýzách byly testovány vztahy s ostatními rybami. Pravděpodobné vysvětlení pozitivního vztahu početností 0+ bolenu s 0+ kaprovitými rybami je pozitivní korelace, tedy faktory působící pozitivně na boleny mají stejný vliv i na příbuzné kaprovité ryby (údaje z pelagických tenatních sítí 0-5 m a po sloučení s bentickými 0-(3)5 m). Dále vyšel negativní trend početnosti okounovitých ryb a 0+ bolenu v tenatních sítích vzorkující vrstvu 0-(9)10 m. Tento vztah je velmi slabý už kvůli povaze dat (bolen byl chycen jen ve třech případech) a usuzovat z něho efektivní konkurenci nelze. Z celého souboru vysvětlujících proměnných pro 0+ candáty byl zjištěn pouze jediný statisticky průkazný výsledek, a to pozitivní vliv 0+ kaprovitých ryb na početnost 0+ candátů v litorálu

vzorkovaného plůdkovými záťahovými sítěmi. Zde by se mohlo jednat o přesun candátů za potravními rybami, neboť se jich zde vyskytuje vždy větší množství než v jiných habitatech nádrže. Tyto migrace do litorálu byly zaznamenány například v jezeře Balaton (Specziár 2005) nebo přehradě Sulejow (Frankiewicz a kol. 1996). Potravu bolenu v druhém roce života tvoří ještě převážně hmyz (Specziár a Rezu 2009), ale již začíná přijímat i ryby (Grahm 2002, Specziár a Rezu 2009), a to převážně menších velikostí (Bartík 1955, Grahm 2002). Závislost přežívání starších bolenu s 0+ rybami nebyla zjištěna vůbec a v případě 1+ ryb pouze slabý negativní vliv zástupců okounovitých i kaprovitých (údaje z adultních záťahových sítí). Tyto výsledky lze vysvětlit tím, že se boleni v prvním roce dosud neživí piscivorně a vzhledem k jejich plachosti (Lusk a kol. 1983, Baruš a Oliva 1995) raději opouštějí litorál v době, kdy se zde vyskytuje hojnost jiných starších ryb. Dále bylo zjištěno snížení přežívání bolenu do věku 2+ s 0+ kaprovitými rybami v případě pelagických sítí (0-10 m) a 2+ kaprovitými i okounovitými rybami u bentických tenatních sítí (0-3 m). Oba vztahy jsou slabé a vyskytují se pouze u jediné série metody. V případě pelagických tenatních sítí jde o sérii vzorkující vrstvy 0-10 m, přičemž se téměř všichni boleni chytli již ve vrstvě 0-5 m. Tento výsledek lze tedy považovat za náhodný. U bentických tenatních sítí se jedná patrně též o náhodný jev v důsledku habitatových preferencí bolenu v pozdějším věku. V pelagických tenatních sítích (0-5 i 0-10 m) zvýšilo přežívání candátů do věku 1+ nárůst početnosti 0+ a 1+ okounovitých ryb. Podle Specziára (2011) je převážná část 1+ candátů piscivorních. Navíc jsou okounovité ryby častější potravou než kaprovité (Mehner a kol. 1996, Dörner a kol. 1999, Specziár 2005, Dörner a kol. 2007, Specziár 2011). Opačný trend, snižující přežívání candátů do věku 1+ okounovitými rybami, byl však zjištěn u záťahových sítí, což může mít souvislost s konkurencí, jak pro okouna říčního popsali Popova a Sytina (1977) a Dörner a kol. (2007). Poslední zjištěná interakce je snížení přežívání candátů s početností 1+ kaprovitých ryb v bentických tenatních sítích (0-9 m). K objasnění tohoto trendu jsem žádné přímé vysvětlení nedohledal. U candátů do věku 2+ bylo podle údajů z pelagických tenatních sítí (0-10 m) zjištěno zvýšení přežívání s nárůstem početnosti 1+ okounovitých ryb a opačně podle údajů z adultních záťahových sítí snížení s 2+ okounovitými rybami. V prvním případě se mohlo jednat o přesun za potravními rybami a v druhém snad o konkurenci.

Z výsledků se zdá, že početnost plotic a ouklejí nemá na početnost 0+ ryb výrazný vliv, ačkoli se jedná o velmi hojné druhy živící se převážně zooplanktonem (Hanel a Lusk 2005), ale není vyloučena ani predace larev ryb. V případě bolenu byl zjištěn pozitivní vztah s ploticemi staršími jednoho roku (údaje z pelagických tenatních sítí 0-5 m a po sloučení s bentickými 0-(3)5 m). Výsledek lze sice interpretovat tak, že se oba druhy vyskytovaly

více v pelagické zóně v důsledku využívání stejných potravních zdrojů, avšak tento vztah je rovněž slabý (boleni byli chyceni pouze ve třech letech). Nепrokázání vlivu početnosti oukleje obecně patrně vyplývá z habitatových preferencí, neboť většina ouklejí se chytá v pelagické zóně nádrže (Prchalová a kol. 2009a).

Prokázat vliv vysazování se nepodařilo ani v jednom případě. Ačkoli se do nádrže každoročně vysazují tisíce bolenu (7 343 ± 3 879 ks.rok⁻¹), regresní analýzy neukázaly žádný vztah k početnosti bolenu v následujícím roce. Zde může být problémem právě značná konstantnost příspěvku a možná by pro testování pomohlo střídání roků s a bez vysazování (v různé délce), tak aby se zvýšil kontrast v možném vlivu vysazování na sílu doplňku. Candáti se za sledované období čtyřikrát vůbec nevysazovali a ve zbylých letech počet kolísal od 2 000 do 19 500. V těchto počtech je zohledněno i vysazení na konci jara přepočtem uvedeném v příloze č. 4 vyhlášky č. 197/2004 Sb., k provedení zákona č. 99/2004 sb. Naprostá většina násady byla však vysazena až na podzim (11. 9. – 4. 11.), což je podle pokusů Sutely a Hyvärinena (2002) pozdě a lepšího přežívání by bylo dosaženo při vysazení všech již během léta. Nemám informace, čím se candáti před vysazením do nádrže krmí. Kirjasniemi a Valtonen (1997) prokázali, že je pro kondici candátů lepší dřívější vysazení do nádrže, než je odchovávat umělými krmivy. I pokud by byli candáti odchováni ve výtažnicích či rybnících s hojností larev pakomárů, je to pro ně nedostatečná potrava a nevyrovná se piscivorii (Rennert a kol. 2005). Zajímavé je, že Říha a kol. (2009) zjistili pozitivní nárůst početnosti (údaje z adultních záťahových sítí) candátů v této nádrži v letech 1991-2006 v důsledku právě vysazování, ale neprokázali totéž pro boleny.

V testovaných faktorech záměrně chybí rybí predátoři bolenu a candátů. Jejich početnost je v nádrži dlouhodobě nízká. Nejpočetnějšími dravými druhy ryb jsou bolen a candát, následováni štikou obecnou, sumcem velkým a úhořem říčním. Podle Říhy a kol. (2009) tvoří piscivorní ryby dlouhodobě 3 % početnosti a 7 % biomasy (údaje z adultních záťahových sítí). Prchalová a kol. (2009a) určili jejich zastoupení v pelagických tenatních sítích na 5,7 % početnosti a 7,65 % biomasy a v bentických 4,81 % početnosti a 14,35 % biomasy. Navíc jsou jejich početnosti podhodnocovány selektivitou odlovných prostředků. Tenatní sítě podhodnocují málo aktivní ryby, jakou je například teritoriální štika a ryby schopné plavat zpět (mník jednovousý, sumec velký či úhoř říční (Blabolil vlastní pozorování, Appelberg a kol. 1995). Sumci se navíc v nádrži vyskytují nejčastěji při strmých suťových březích, které se vzorkují pouze elektrickým agregátem (Blabolil vlastní pozorování).

Dalšími spíše příležitostnými predátory jsou kormoráni velcí. Ti na nádrž většinou zalétají z nedaleké kolonie u Českých Budějovic, nebo se jedná o tažné ptáky. Jejich počet

však bývá do deseti kusů (Blabolil vlastní pozorování). Na nádrži se s jistotou vyskytovala i vydra říční (Čech M. osobní sdělení), recentní informace sice chybí, ale v důsledku morfologie nádrže a způsobu lovu patrně není významným predátorem ryb. Naopak mezi velmi časté návštěvníky přehrady patří volavky šedé, kterých lze při plutí po hladině od hráze k přítoku napočítat až sedm jedinců (Blabolil vlastní pozorování). Průměrná denní spotřeba ryb činní podle ČRS (2001) $0,2 \text{ kg.den}^{-1}$, ale Glutz (1962 v Balát 1994) udává dokonce $0,5 \text{ kg.den}^{-1}$, vzhledem k omezenému zastoupení litorálu není tento příspěvek predace zanedbatelný. Posledním rybožravým ptákem je ledňáček říční, který se vyskytuje pouze v přítokové části, jelikož na zbylé části nemá vhodné podmínky pro vystavění nory pro hnízdění (Čech M. osobní sdělení).

Patrně nejvýznamnějšími predátory ryb v nádrži jsou lidé. Dlouhodobě je vysoká početnost bolenů a candátů ukončena dosažením velikosti 350 mm SL. Ryby od této velikosti jsou patrně považovány za konzumní. Pytláci nemají stanovena žádná omezení v době hájení ryb, denní limit počtu kusů, natož nejmenší míru. Bohužel dosud nikdo lovné úsilí pytláků nekvantifikoval. Pytláci se u nádrže vyskytují v dopoledních hodinách, méně odpoledne, ale jejich aktivita od večera a přes noc opět narůstá. Početnost je většinou dána klimatickými podmínkami a kulturním děním. Při dešti, větru a jinak nepříznivému počasí se limitně blíží k nule, ale během léta lze spatřit ve večerních hodinách při proplouvání na motorové lodi až čtyři pytláky, kteří se ještě nestačili schovat. O enormním pytláckém tlaku hovoří sami za sebe vyšlapané cestičky k vodě a důkladně připravená rybářská místa (Blabolil vlastní pozorování).

Na lidský vliv se lze podívat ještě z pohledu managementu nádrže. V testovaných faktorech již byla zanesena výška hladiny. Dalším aspektem je vypouštění odtokové vody, neboť Pehlivanov (2000) publikoval studii, ve které porovnal přehradu se spodní výpustí s druhou, která vypouštěla vodu výpustí horní. V první přehradě byl s odtékající vodou odnášen i velký zooplankton (převážně samice perlooček a klanonožců s vajíčky a embryi) a v době zvýšeného vypouštění vody došlo k poklesu početnosti zooplanktonu, a tím i vhodné potravy pro ryby. V druhé přehradě byl s odtékající vodou odnášen pouze malý zooplankton složený z nejpočetněji zastoupených skupin v nádrži. Nádrž Římov by se dala zařadit jako přechodná mezi oběma typy. Do roku 1997 se minimální odtok vypouštěl přes malou vodní elektrárnu a v období letní rekreace (červen-srpen) se vypouštěla oteplená voda z epilimnia nádrže. Později vstoupila v platnost změna Manipulačního řádu vodního díla Římov tak, že se v období květn-říjen vypouští oteplená voda přelivem nebo spodními výpustmi podle potřeby manipulace a po zbytek roku se voda vypouští spodní výpustí přes malou vodní elektrárnu.

7. Závěry

- Používaný model je užitečný nástroj k vyhodnocování časových řad pravidelných odlovů, který elegantním způsobem vyhledává činitele zodpovědné za přežívání ročníků.
- Zjištěných průkazných výsledků není mnoho, což je dáno relativně krátkou časovou řadou. Přesto se podařilo odhalit hlavní faktory ovlivňující přežívání dvou nejdůležitějších druhů ryb v nádrži Římov, a to zejména v prvním roce života, který je pro doplněk populace nejdůležitější.
- V prvním roce je pro boleny nejdůležitější přítomnost dostatečného množství vhodné potravy, později se uplatňují abiotické faktory jako je teplota a výška hladiny i interakce s jinými rybami.
- Silný ročník candátů nastává, pokud je chladné jaro, po němž následuje teplé léto. Dále má na candáty pozitivní vliv, pokud je v nádrži dostatečné množství zooplanktonu, převážně velkých perlooček, a negativní koncentrace chlorofylu *a*. U starších ročníků narůstá vliv interakcí s jinými rybami a přežívání snižuje doba trvání zalednění.
- Nikdy se nepodařilo prokázat vliv vysazování ryb do nádrže, ačkoli se jedná o tisíce kusů ročně.
- Celou studií je protkán vliv habitatových preferencí a selektivity používaných metod. Pro zhodnocení populace bolenu jsou zásadní odlovy plůdkovou zátahovou sítí a u starších ročníků i tenatními sítěmi ve vrstvě nejbliže k hladině.
- U candáta se zdají být významné všechny používané metody, neboť je ve výběru habitatu značně flexibilní, ale jsou patrné tendence k preferenci prostředí v blízkosti dna.

8. Seznam citované literatury

- Adámek Z., V. Kubec a I. Sukop, 1988: Růstová a potravní charakteristika plůdku bolena dravého (*Aspius aspius*) v rybníčních podmínkách. *Živočišná výroba*. **33**(10): 907-915.
- Adámek Z. a A. Opačák, 2006: Výběrovost kořisti štikou obecnou (*Esox lucius*), candátem obecným (*Sander lucioperca*) a okounem říčním (*Perca fluviatilis*) v experimentálních podmínkách. *Bulletin VÚRH Vodňany*. **42**(1): 45-47.
- Ali M. A., R. A. Ryder a M. Anctil, 1977: Photoreceptors and visual pigments as related to behavioral responses and preferred habitats of perches (*Perca* spp.) and pikeperches (*Stizostedion* spp.). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. **34**(10):1475-1480.
- Appelberg M., H.-M. Berger, T. Hesthagen, E. Kleiven, M. Kurkilahti, J. Raitaniemi a M. Rask, 1995: Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. *Water, Air and Soil Pollution*. **85**: 401-406.
- Backiel T., 1970: Production and consumption in the population of *Aspius aspius* (L.) of the Vistula river. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*. **17**(30): 249-258.
- Backiel T., 1971: Production and food consumption of predatory fish in the Vistula River. *Journal of Fish Biology*. **3**(4): 369-405.
- Balát F., 1994: *Ardea cinerea cinerea* Linnaeus, 1958 – Volavka popelavá evropská. In: Fauna ČR a SR. Svazek 27, Práci – Aves, Díl 1. (2. přeprac. a dopl. vyd.) Ed. Hudec K. a kolektiv. Praha: *Academia*. 303-318. ISBN 80-200-0382-7.
- Balik I., H. Cubuk, B. Karaşahin, R. Özkök, R. Uysal a A. Alp, 2006: Food and feeding habits of the pikeperch, *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758), population from Lake Eğirdir (Turkey). *Turkish Journal of Zoology*. **30**(1): 19-26.
- Bartík M., 1955: Studie o stanovištích bolena dravého (*Aspius aspius* L.) v Želivce. *Časopis Národního musea, oddíl přírodovědný*. **74**(1): 89-93.
- Baruš V. a O. Oliva, 1995: Fauna ČR a SR. Svazek 28, Mihulovci (Petromyzontes) a ryby (Osteichthyes) (2). Praha: *Academia*. 698 stran. ISBN 80-200-0218-9.
- Beamish F. W. H., 1990: Swimming metabolism and temperature in juvenile walleye, *Stizostedion vitreum vitreum*. *Environmental Biology of Fishes*. **27**(4): 309-314.
- Begon M., J. L. Harper a C. R. Townsend, 1997: Ekologie: jedinci, populace a společenstva. Olomouc: *Vydavatelství Univerzity Palackého*. 122-157. ISBN 80-7067-695-7.
- Biró P., 1973: The food of pike-perch (*Lucioperca lucioperca* L.) in Lake Balaton. *Annales Biology of Tihany*. **40**: 159-183.
- Biró P., 1977: Effects of exploitation, introductions, and eutrophication on percids in Lake Balaton. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. **34**(10): 1678-1683.
- Biró P. a G. Fűrész, 1976: The growth of asp (*Aspius aspius* L.) in Lake Balaton and the selective effects of commercial fisheries on population structure. *Annales Biology of Tihany*. **43**: 47-67.
- Blabolil P., 2010: Faktory ovlivňující rané přežívání plůdku candáta v hlubokých kaňonovitých nádržích. České Budějovice: *bakalářská práce, Přírodovědecká fakulta Jihočeské university v Českých Budějovicích*, vedoucí práce: RNDr. Jiří Peterka, PhD., 68 stran.

- Bowlby J. N. a J. A. Hoyle, 2011: Distribution and movement of Bay of Quinte walleye in relation to temperature, prey availability and dreissenid colonization. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. **14**(1): 56-65.
- Braekvelt C. R., D. B. McIntyre a J. F. Ward, 1989: Development of the retinal tapetum lucidum of the walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *Histology and histopathology*. **4**(1): 63-70.
- Buijse A. D. a R. P. Houthuijzen, 1992: Piscivory, growth, and size-selective mortality of age 0 pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **49**(5): 894-902.
- Cordone A. J. a D. W. Kelly, 1961: The influences of inorganic sediments on the aquatic life of streams. *California Fish and Game*. **47**(2): 189-228.
- Čech M., 2007a: Do tajů biologie ryb, pradátoři ryb XXVI. *Rybářství*. **110**(5): 20-23.
- Čech M., 2007b: Do tajů biologie ryb, pradátoři ryb XXVIII. *Rybářství*. **110**(6): 22-25.
- Čech M., 2008: Do tajů biologie ryb, pradátoři ryb XXXIX. *Rybářství*. **111**(5): 30-33.
- Čech M. a P. Čech, 2000: Potrava vydry říční na Chotýšance v zimním období 2000/2001. *Sborník vlastivědných prací z Podblanicka*. **40**: 81-91.
- Čech M. a P. Čech, 2002: Výskyt a složení potravy vydry říční na Podblanicku. *Pod Blánkem*. **6**(1): 4-6.
- Čech M., J. Kubečka, J. Frouzová, V. Draštík, M. Kratochvíl a J. Jarošík, 2007: Impact of flood on distribution of bathypelagic perch fry layer along the longitudinal profile of large canyon-shaped reservoir. *Journal of Fish Biology*. **70**(4): 1109-1119.
- Čech M., P. Čech, J. Kubečka, M. Prchalová a V. Draštík, 2008: Size selectivity in summer and winter diet of great cormorant (*Phalacrocorax carbo*): Does it reflect season-dependent difference in foraging efficiency? *Waterbirds*. **31**(3): 438-447.
- Čech M. a P. Čech, 2011: Potrava ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*) v závislosti na typu obývaného prostředí: shrnutí výsledků z České republiky. *Sylvia*. **47**: 33-47.
- Čech M. a L. Vejřík, 2011: Winter diet of great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) on the river Vltava: Estimate of size and species composition and potential for fish stock losses. *Folia Zoologica*. **60**(2): 129-142.
- ČRS, 2001: Vliv predančního tlaku vydry, kormorána, volavky popelavé a dalších predátorů na rybí společenstva vodních toků v roce 2001. Český rybářský svaz. Praha. online 17. 2. 2012. dostupné z: http://www.cesky-muskar.eu/archivPM/ochrana/predatori/studie_predatori.html.
- ČRS, 2012: Celková statistika úlovků jednotlivých druhů ryb na rybářských revírech ČRS. online 17. 2. 2012. dostupné z: http://www.rybsvaz.cz/?page=reviry%2Fstatistiky&lang=cz&fromIDS=&statistiky_typ=vse.
- ČSN 75 7708, EN 14 757, 2006: Jakost vod – Odběr vzorků ryb tenatními sítěmi. Praha: Český normalizační institut.
- Densen W. L. T. van, W. Ligtoet a R. W. M. Roozen 1996: Intra-cohort variation in the individual size of juvenile pikeperch, *Stizostedion lucioperca*, and perch, *Perca fluviatilis*, in relation to the size spectrum of their food items. *Annales Zoologici Fennici*. **33**(3-4): 495-506.
- Devetter M. a J. Sed'a, 2003: Rotifer fecundity in relation to components of microbial food web in a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*. **504**(1-3): 167-175.

- Dimitrijeva E. N., 1973: Nerestilišča sudaka *Lucioperca lucioperca* L. I berša *Lucioperca volgensis* (Gmelin) v r. Ural. *Voprosy ichtiologii*. **13**(5): 934-937.
- Dolejší Z., 1982: Manipulační řád pro vodní dílo Římov na řece Malši. Praha: *Vodohospodářský rozvoj a výstavba*, i. p. 50 stran.
- Doležal V., 1997: Odchov a reprodukce bolena dravého (*Aspius aspius*) na vodárenské nádrži Želivka. České Budějovice: *diplomová práce, Zemědělská fakulta Jihočeské university v Českých Budějovicích*, vedoucí práce: doc. Ing. Petr Hartvich, CSc., 35 stran.
- Donabaum K., M. Schagerl, M. T. Dokulil, 1999: Integrated management to restore macrophyte domination. *Hydrobiologia*. **395/396**: 87-97.
- Dörner H., A. Wagner a J. Benndorf, 1999: Predation by piscivorous fish on age-0 fish: spatial and temporal variability in a biomanipulated lake (Bautzen reservoir, Germany). *Hydrobiologia*. **408/409**: 39-46.
- Dörner H., S. Hülsmann, F. Hölker, C. Skov a A. Wagner, 2007: Size-dependent predator-prey relationships between pikeperch and their prey fish. *Ecology of Freshwater Fish*. **16**(3): 307-314.
- Dubský K., 1998: Základy chovu vedlejších druhů ryb. Praha: *Institut výchovy a vzdělávání MZe ČR*. 35 stran. ISBN 80-7105-168-3.
- Emmrich M. a H. Düttmann, 2011: Seasonal shifts in diet composition of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis* foraging at a shallow eutrophic inland lake. *Ardea*. **99**(2): 207-216.
- EN 14 757, 2005: Water Quality – Sampling of Fish with Multimesh Gillnets, CEN TC 230.
- Enekl V., 1990: Bolen dravý. *Rybářství*. **93**(9): 211-213.
- Engström H., 2001: Long term effect of cormorant predation on fish communities and fishery in a freshwater lake. *Ecography*. **24**(2): 127-138.
- Fayram A. H., M. J. Hansen a N. A. Nate, 2005: Determining optimal stocking rates using a stock-recruitment model: An example using walleye in Northern Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management*. **25**(4): 1215-1225.
- Fielder D. G., J. S. Schaeffer a M. V. Thomas, 2007: Environmental and ecological conditions surrounding the production of large year classes of walleye (*Sander vitreus*) in Saginaw bay, Lake Huron. *Journal of Great Lakes Research*. **33**(1): 118-132.
- Fitzgerald D. G., J. L. Forney, L. G. Rudstam, B. J. Irwin a A. J. VanDeValk, 2006: Gizzard shad put a freeze on winter mortality of age-0 yellow perch but not white perch. *Ecological Applications*. **16**(4): 1487-1501.
- Fleituch T. M., 1986: The food of dominant fish species in the Roznów dam reservoir (Southern Poland) and their food resources. *Acta Hydrobiologica*. **28**(3/4): 463-473.
- Foust J. C. a J. M. Haynes, 2007: Failure of walleye recruitment in a lake with little suitable spawning habitat is probably exacerbated by restricted home ranges. *Journal of Freshwater Ecology*. **22**(2): 297-309.
- Frankiewicz P., K. Dąbrowski a M. Zalewski, 1996: Mechanism of establishing bimodality in a size distribution of age-0 pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.) in the Sulejow Reservoir, Central Poland. *Annales Zoologici Fennici*. **33**(3-4): 321-327.
- Frankiewicz P., M. Zalewski, F. Schiemer a K. Dąbrowski, 1997: Vertical distribution of planktivorous 0+ pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in relation to particulate of filter feeding. *Fisheries Management and Ecology*. **4**(2): 93-101.

- Frankiewicz P., K. Dabrowski, A. Martyniak a M. Zalewski, 1999: Cannibalism as a regulatory force of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), population dynamics in the lowland Sulejow reservoir (Central Poland). *Hydrobiologia*. **408/409**: 47-55.
- Fredrich F., 2003: Long-term investigations of migratory behaviour of asp (*Aspius aspius* L.) in the middle part of the Elbe River, Germany. *Journal of Applied Ichthyology*. **19**(5): 294-302.
- Freyhof J. a M. Kottelat, 2008a: *Aspius aspius*, IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2 online 17. 2. 2012 dostupné z: <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/20860/0>.
- Freyhof J. a M. Kottelat, 2008b: *Sander lucioperca*, IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.2 online 17. 2. 2012 dostupné z: <http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/2178/0>.
- Galarowicz T. L. a D. H. Wahl, 2003: Differences in growth, consumption, and metabolism among walleyes from different latitudes. *Transactions of the American Fisheries Society*. **132**(3): 425-437.
- Gerstenberger S. L., J. Pratt-Shelley, M. S. Beattie a J. A. Dellinger, 1993: Mercury concentration of walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) in 34 Northern Wisconsin Lakes. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. **50**(4): 612-617.
- Ginter K., K. Kangur, A. Kangur, P. Kangur a M. Haldna, 2011: Diet patterns and ontogenetic diet shift of pikeperch, *Sander lucioperca* (L.) fry in lakes Peipsi and Võrtsjärv (Estonia). *Hydrobiologia*. **660**(1): 79-91.
- Glutz von Blotzheim U., 1962: Die Brutvögel der Schweiz. Aarau: *Verlag Aarguer Tagblatt AG*. 648 stran. In: *Ardea cinerea cinerea* Linnaeus, 1958 – Volavka popelavá evropská. Balát F., 1994. In: Fauna ČR a SR. Svazek 27, Ptáci – Aves, Díl 1. (2. přeprac. a dopl. vyd.) Ed. Hudec K. a kolektiv. Praha: *Academia*. 303-318. ISBN 80-200-0382-7.
- Grahn P., 2002: Bolen dravý *Aspius aspius*. *Český rybář*. **5**(10): 42.
- Greenberg L. A., C. A. Paszkowski a W. M. Tonn, 1995: Effect of prey species composition and habitat structure on foraging by two functionally distinct piscivores. *Oikos*. **74**(3): 522-532.
- Grift R. E., A. D. Buijse, W. L. T. Van Densen, M. A. M. Machiels, J. Kranenbarg, J. G. P. Klein Breteler a J. J. G. M. Backx, 2003: Suitable habitats for 0-group fish in rehabilitated floodplains along the lower River Rhine. *River Research and Application*. **19**(4): 353-374.
- Hanel L. a S. Lusk, 2005: Ryby a mihule České republiky. Vlašim: *Český svaz ochránců přírody*. 448 stran. ISBN 80-86327-49-3.
- Hansen M. J., M. A. Bozek a J. R. Newby, 1998: Factors affecting recruitment of walleyes in Escanaba Lake, Wisconsin, 1958-1996. *North American Journal of Fisheries Management*. **18**(4): 764-774.
- Hansson S., F. Arrhenius a S. Nellbring, 1997: Diet and growth of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* L.) in a Baltic Sea area. *Fisheries Research*. **31**(1-2): 163-167.
- Hladík M. a J. Kubečka, 2003: Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary. *Hydrobiologia*. **504**(1-3): 251-266.
- Horký P., O. Slavík a L. Bartoš, 2008: A telemetric study on the diurnal distribution and activity of adult pikeperch, *Sander lucioperca* (L.), in a riverine environment. *Hydrobiologia*. **614**(1): 151-157.

- Hoxmeier R. J. H., D. H. Wahl, R. C. Brooks a R. C. Heidinger, 2006: Growth and survival of age-0 walleye (*Sander vitreum*): interactions among walleye size, prey availability, predation, and abiotic factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **63**(10): 2173-2182.
- Chalupnicki M. A., J. H. Johnson, J. E. McKenna a D. E. Dittman, 2010: Habitat selection and spawning success of walleyes in a tributary to Owasco Lake, New York. *North American Journal of Fisheries Management*. **30**(1): 170-178.
- Janáč M. a P. Jurajda, 2007: A comparison of point abundance and continuous sampling by electrofishing for age-0 fish in a channelized lowland river. *North American Journal of Fisheries Management*. **27**(4): 1119-1125.
- Johnston T. A. a J. A. Mathias, 1994: The effects of temperature on feeding in zooplanktivorous walleye, *Stizostedion vitreum*, larvae. *Environmental Biology of Fishes*. **40**(2): 189-198.
- Jonas J. L. a D. H. Wahl, 1998: Relative importance of direct and indirect effects of starvation for young walleyes. *Transactions of the American Fisheries Society*. **127**(2): 192-205.
- Jurajda P., 1999: Comparative nursery habitat use by 0+ fish in a modified lowland river. *Regulated Rivers Research Management*. **15**(1-3): 113-124.
- Jurajda P., M. Reichard a E. Hohausová, 1997: A survey of inshore 0+ juvenile fish community in the Nové Mlýny lowland reservoir, Czech Republic. *Folia zoologica*. **46**(3): 279-285.
- Jurajda P. a J. Regenda, 2004: Littoral 0+ fish assemblages in three reservoirs of the Nové Mlýny dam (Czech Republic). *Czech Journal of Animal Science*. **49**(10): 450-457.
- Jurajda P., M. Reichard a C. Smith, 2006: Immediate impact of an extensive summer flood on the adult fish assemblage of a channelized lowland river. *Journal of Freshwater Ecology*. **21**(3): 493-501.
- Jůza T., J. Kubečka, M. Čech, V. Draštík, O. Jarolím, J. Peterka a M. Vašek, 2006: Snímkování pelagických plůdkových společenstev ryb nádrží pomocí tralů. In: Biodiverzita ichtyofauny České republiky (VI). Brno, 8. listopadu 2005. Ed. Lusk S. a V. Lusková, Brno: Ústav biologie obratlovců AV ČR. 71-78. ISBN 80-903329-6-X.
- Jůza T. a J. Kubečka, 2007: The efficiency of three fry trawls for sampling the freshwater pelagic fry community. *Fisheries Research*. **85**(3): 285-290.
- Jůza T., M. Vašek, J. Kubečka, J. Sed'a, J. Matěna, M. Prchalová, J. Peterka, M. Říha, O. Jarolím, M. Tušer, M. Kratochvíl, M. Čech, V. Draštík, J. Frouzová, E. Hohausová a J. Žaloudík, 2009: Pelagic underyearling communities in a canyon-shaped reservoir in late summer. *Journal of Limnology*. **68**(2): 304-314.
- Jůza T., M. Čech, J. Kubečka, M. Vašek, J. Peterka a J. Matěna, 2010: The influence of the trawl mouth opening size and net colour on catch efficiency during sampling of early fish stages. *Fisheries Research*. **105**(3): 125-133.
- Jůza T., M. Čech, J. Kubečka, M. Vašek, J. Peterka, M. Kratochvíl, J. Frouzová a J. Matěna, 2012: The influence of the trawl mouth opening size and net colour on catch efficiency during sampling of early stages of perch (*Perca fluviatilis*) and pikeperch (*Sander lucioperca*) in the bathypelagic layer of a canyon-shaped reservoir. *Fisheries Research*. **123-124**: 21-25.

- Kaukoranta M. a J. T. Pennanen, 1990: Propagation and management of the asp, *Aspius aspius* (L.), in Finland. In: Management of freshwater fisheries. Proceedings of a symposium on management of freshwater fishes Göthenburg, Sweden, May 31. – June 3. 1988. Ed. Densen W. L. T. van, B. Steinmetz a R. H. Hughes, *FAO: European Inland Fisheries Advisory*. 67-73.
- Kelso J. R. M. a F. J. Ward, 1977: Unexploited percid populations of West Blue Lake, Manitoba, and their interactions. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. **34**(10): 1655-1669.
- Keskinen T. a T. J. Marjomäki, 2003: Diet and prey size spectrum of pikeperch in lakes in central Finland. *Journal of Fish Biology*. **65**(4): 1147-1153.
- Kirjasniemi M. a T. Valtonen, 1997: Winter mortality of young-of-the-year pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Ecology of Freshwater Fish*. **6**(3): 155-160.
- Kitchell J. F., G. Murray, M. G. Johnson, C. K. Minns, K. H. Loftus, L. Greig a C. H. Olver, 1977: Percid habitat: The river analogy. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. **34**(10): 1922-1935.
- Kjellman J., J. Lappalainen a L. Urho, 2001: Influence of temperature on size and abundance dynamics of age-0 perch and pikeperch. *Fisheries Research*. **53**(1): 47-56.
- Kjellman J., J. Lappalainen, L. Urho a R. Hudd, 2003: Early determination of perch and pikeperch recruitment in the northern Baltic Sea. *Hydrobiologia*. **495**(1): 181-191.
- Klimeš J. a J. Kouřil, 2003: Odchov rychleného plůdku a ročka candáta obecného (*Sander lucioperca*) v rybnících. *Bulletin VÚRH Vodňany*. **35**(1-2): 43-48.
- Kokeš J., 1993: Food of 0+ juvenile zander (*Stizostedion lucioperca*) in the Nové Mlýny impoundments (Moravia, Czech Republic). *Folia Zoologica*. **42**(4): 373-380.
- Kompowski A. a Z. Neja, 2003: The growth rate and condition of asp *Aspius aspius* (L., 1758) from Międzyodrze waters. *Bulletin of the Sea Fisheries Institute*. **3**(160): 47-59.
- Kottelat M. a J. Freyhof, 2007: Handbook of European freshwater fishes. Cornol: *Publications Kottelat*. 646 stran. ISBN 978-2-8399-0298-4.
- Kouřil J. a I. Příkryl, 1988: Pracovní plodnost jikernaček bolena dravého (*Aspius aspius* L.) z údolní nádrže Želivka při umělém výtěru. *Bulletin VÚRH Vodňany*. **24**(4): 16-19.
- Kovalev P. M., 1976: Larval development of the pike-perch *Lucioperca lucioperca* under natural conditions. *Journal of Ichthyology*. **16**: 606-616.
- Kratochvíl M., M. Čech, M. Vašek, J. Kubečka, J. Hejzlar, J. Matěna, J. Peterka, J. Macháček a J. Sed'a, 2010: Diel vertical migrations of age 0+ percids in a shallow, well-mixed reservoir. *Journal of Limnology*. **69**(2): 305-310.
- Krpo-Četković J., A. Hegediš a M. Lenhardt, 2010: Diet and growth of asp, *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758), in the Danube River near the confluence with the Sava River (Serbia). *Journal of Applied Ichthyology*. **26**(4): 513-521.
- Křížek J. a J. Vostradovský, 2002: Population dynamics of the rapacious carp (*Aspius aspius* L.) in the Želivka reservoir in 1972-1992. In: ResLim 2002: extended abstracts 4th International Conference on Reservoir Limnology and Water Quality. České Budějovice, August 12.-16. 2002. Ed. Hydrobiological Institute Academy of Science of the Czech Republic., Praha: *Icaris*. 180-182.

- Kubečka J., J. Frouzová, T. Jůza, M. Kratochvíl, M. Prchalová a M. Říha, 2010: Metodika monitorování rybích společenstev nádrží a jezer. České Budějovice: *Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav*. 64 stran.
- Kujawa R., A. Mamcarz a D. Kucharczyk, 1997: Effect of temperature on embryonic development of asp (*Aspius aspius* L.). *Polskie Archiwum Hydrobiologii*. **44**(1-2): 139-143.
- Kujawa R., D. Kucharczyk a A. Mamcarz, 1998a: Wpływ temperatury na tempo wzrostu larw bolenia (*Aspis aspius* L.) podchowiwanych w warunkach kontrolowanych. *Komunikaty Rybackie*. **6**: 29-31.
- Kujawa R., A. Mamcarz, A. Skrzypczak a D. Kucharczyk, 1998b: Feeding habits of asp *Aspius aspius* larvae (Cyprinidae) in Lake Maroz, Poland. *Italian Journal of Zoology*. **65**(1): 235-236.
- Kujawa R., A. Mamcarz a D. Kucharczyk, 2007: Postembryonic developmental stages of asp *Aspius aspius* (L.). *Polish Journal of Natural Science*. **22**(2): 239-245.
- Lappalainen J., V. Erm a H. Lehtonen, 1995: Pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), catch in relation to juvenile density and water temperature in Pärnu Bay, Estonia. *Fisheries Management and Ecology*. **2**(2): 113-120.
- Lappalainen J., V. Erm, J. Kjellman a H. Lehtonen, 2000: Size-dependent winter mortality of age-0 pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in Pärnu Bay, the Baltic Sea. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **57**(2): 451-458.
- Lappalainen J. a M. Vinni, 2001: Movement of age-1 pikeperch under the ice cover. *Journal of Fish Biology*. **58**(2): 588-590.
- Lappalainen A., P. Söderkultalahti a T. Wiik, 2002: Changes in the commercial fishery of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) on the Finnish coast from 1980 to 1999 – Consequences of environmental and economic factors. *Archive of Fishery and Marine Research*. **49**(3): 199-212.
- Lappalainen J., T. Malinen, M. Rahikainen, M. Vinn, K. Nyberg, J. Ruuhijärvi, a M. Salminen, 2005a: Temperature dependent growth and yield of pikeperch, *Sander lucioperca*, in Finnish lakes. *Fisheries Management and Ecology*. **12**(1): 27-35.
- Lappalainen J., M. Vinni a J. Kjellman, 2005b: Diet, condition and mortality of pikeperch (*Sander lucioperca*) during first winter. *Advances in Limnology*. **59**: 207-217.
- Lappalainen J., M. Olin a M. Vinni, 2006: Pikeperch cannibalism: effects of abundance, and size condition. *Annales Zoologici Fennici*. **43**(1): 35-44.
- Lappalainen J., M. Milardi, K. Nyberg a A. Venäläinen, 2009: Effects of water temperature on year-class strengths and growth patterns of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) in the brackish Baltic Sea. *Aquatic Ecology*. **43**(1): 181-191.
- Leach J. H., M. G. Johnson, J. R. M. Kelso, J. Hartmann, W. Nümann a B. Entz, 1977: Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. **34**(10): 1959-1963.
- Lehtonen H., S. Hansson a H. Winkler, 1996: Biology and exploitation of pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.), in the Baltic Sea area. *Annales Zoologici Fennici*. **33**(3-4): 525-535.
- Lind E. A., 1977: A review of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*), eurasian perch (*Perca fluviatilis*), and ruff (*Gymnocephalus cernua*) in Finland. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. **34**(10): 1684-1695.

- Ljunggren L., 2002: Growth response of pikeperch larvae in relation to body size and zooplankton abundance. *Journal of Fish Biology*. **60**(2): 405-414.
- Ljunggren L. a L.-O. Eriksson, 2002: Size related prey selection by larval perch (*Perca fluviatilis*) and pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). In: Feeding Ecology of Young-of-the-Year Pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) – implications for recruitment and aquaculture. Ed. Ljunggren L. Silvestria: *doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*. 255: 1-15.
- Ljunggren L. a A. Sandström, 2007: Influence of visual conditions on foraging and growth of juvenile fishes with dissimilar sensory physiology. *Journal of Fish Biology*. **70**(5): 1319-1334.
- Löffler J., A. Ott, H. Ahnelt a H. Keckeis, 2008: Early development of the skull of *Sander lucioperca* (L.) (Teleostei: Percidae) relating to growth and mortality. *Journal of Fish Biology*. **72**(1): 233-258.
- Lorenzen C. J., 1967: Determination of chlorophyll and phaeo-pigments – spectrophotometric equations, *Limnology and Oceanography*. **12**(2): 343-346.
- Lusk S., V. Baruš a J. Vostradovský, 1983: Ryby v našich vodách. Praha: *Academia*. 212 stran. ISBN 509-21-856.
- Martyniak A. a T. Heese, 1994: Growth rate and age composition of asp *Aspius aspius* (L., 1758) from Pierzchaly Reservoir. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. **24**(1): 55-67.
- Matěna J., J. Kubečka a J. Peterka, 1999: Kvantitativní sledování larev candáta v údolní nádrži Lipno v letech 1995-1997. *Bulletin VÚRH Vodňany*. **35**(1-2): 75-84.
- Mehner T., H. Schultz, D. Bauer, R. Herbst, H. Voigt a J. Benndorf, 1996: Intraguid predation and cannibalism in age-0 perch (*Perca fluviatilis*) and age-0 zander (*Stizostedion lucioperca*): Interactions with zooplankton succession, prey fish availability and temperature. *Annales Zoologici Fennici*. **33**(3-4): 353-361.
- Mehner T., M. Plewa, S. Hülsmann a S. Worischka, 1998: Gape-size dependent feeding of age-0 perch (*Perca fluviatilis*) and age-0 zander (*Stizostedion lucioperca*) on *Daphnia galeata*. *Archiv fuer Hydrobiologie*. **142**(2): 191-207.
- Mehner T., R. Arlinghaus, S. Berg, H. Dörner, L. Jacobsen, P. Kasprzak, R. Koschel, T. Schulze, C. Skov, C. Wolter a K. Wysujack, 2004: How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology*. **11**(3-4): 261-275.
- Millis E. L., J. H. Leach, J. T. Carlton a C. L. Secor, 1993: Exotic species in the Great Lakes: A history of biotic crises and antropogenetic introductions. *Journal of Great Lakes Research*. **19**(1): 1-54.
- Molnár T., Cs. Hancz, M. Bódis, T. Müller, M. Bercsényi a P. Horn, 2004: The effect of initial stocking density on growth and survival of pike-perch fingerlings reared under intensive conditions. *Aquaculture International*. **12**(2): 181-189.
- Müller T., J. Taller, B. Kolics, B. Kovács, B. Urbányi a A. Specziár, 2010: First record of natural hybridization between pikeperch *Sander lucioperca* and Volga pikeperch *S. volgensis*. *Journal of Applied Ichthyology*. **26**(3): 481-484.
- Musil J. a J. Peterka, 2005: Potrava 0+ okouna a candáta – některé aspekty přechodu od planktivorie k piscivorii. *Bulletin VÚRH Vodňany*. **41**(3): 99-106.
- Nagięc M., 1977: Pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in its natural habitats in Poland. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. **34**(10): 1581-1585.

- Ojaveer E., 2002: Problems in fisheries and management of fish resources in the Gulf of Riga In: Baltic Coastal Ecosystems – Structure, Function and Coastal Zone Management. Sborník z konference, Rostock, Německo, November 20.-23. 2000. Ed. Schernewski G. a U. Scheiwer, Berlin: *Springer*. 157-169. ISBN 3-540-42937-9.
- Ostaszewska T. a M. Wegiel, 2002: Differentiation of alimentary tract during organogenesis in larval asp (*Aspius aspius* L.). *Acta Scientiarum Polonorum, Piscaria*. **1**(1): 23-34.
- Pehlivanov L., 2000: Water outflow as a cause of changes in trophic conditions for zooplanktivorous fish in reservoirs. *Fisheries Management and Ecology*. **7**(1-2): 115-125.
- Pekcan-Hekim Z. a J. Lappalainen, 2006: Effects of clay turbidity and density of pikeperch (*Sander lucioperca*) larvae on predation by perch (*Perca fluviatilis*). *Naturwissenschaften*. **93**(7): 356-359.
- Peltonen H., H. Rita a J. Ruuhijärvi, 1996: Diet and prey selection of pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)) in Lake Vesijärvi analysed with a logit model. *Annales Zoologici Fennici*. **33**(3-4): 481-487.
- Pennanen J. T., 1987: Kokemenjoen vesistön toutaimen hoito- ja suojeluohjelma. Helsinki. RKTL, kalantutkimusosasto. *Monistettu ja julkaisu*. 60: 56 stran. ISBN 9519092897. In: Propagation and management of the asp, *Aspius aspius* (L.), in Finland. Kaukoranta M. a J. T. Pennanen, 1990. In: Management of freshwater fisheries. Proceedings of a symposium on management of freshwater fishes Göthenburg, Sweden, May 31. – June 3. 1988. Ed. Densen W. L. T. van, B. Steinmetz a R. H. Hughes, *FAO: European Inland Fisheries Advisory*. 67-73.
- Persson A. a C. Brönmark, 2002: Foraging capacity and resource synchronization in an ontogenetic diet switcher, pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Ecology*. **83**(11): 3014-3022.
- Persson A. a C. Brönmark, 2008: Pikeperch *Sander lucioperca* trapped between niches: foraging performance and prey selection in a piscivore on a planktivore diet. *Journal of Fish Biology*. **73**(4): 793-808.
- Peterka J., J. Matěna a J. Lipka, 2003: The diet and growth of larval and juvenile pikeperch (*Stizostedion lucioperca* (L.)): comparative study of fishponds and a reservoir. *Aquaculture International*. **11**(4): 337-348.
- Piecuch J., B. Lojkásek, T. Marek a V. Veselý, 2003: Bolen dravý *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758) v údolní nádrži Žermanice. *Práce a studie Muzea Beskyd (Přírodní vědy)*. **13**: 183-188.
- Pierce R. B., C. M. Tomcko a M. T. Negus, 2006: Interactions between stocked walleyes and native yellow perch in Lake Thirteen, Minnesota: A case history of percid community dynamics. *North American Journal of Fisheries Management*. **26**(1): 97-107.
- Pitlo J., 2002: Effect of environmental factors on walleye and sauger recruitment in Pool 13, Upper Mississippi River. *North American Journal of Fisheries Management*. **22**(3): 1021-1031.
- Popova O. A. a L. A. Sytina, 1977: Food and feeding relations of eurasian perch (*Perca fluviatilis*) and pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in various waters of the USSR. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. **34**(10): 1559-1570.
- Pratt T. C. a M. G. Fox, 2001: Biotic influences on habitat selection by young-of-year walleye (*Stizostedion vitreum*) in the demersal stage. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. **58**(6): 1058-1069.

- Pratt T. C. a M. G. Fox, 2002: Influence of predation risk on the overwinter mortality and energetic relationships of young-of-year walleyes. *Transactions of the American Fisheries Society*. **131**(5): 885-898.
- Prchalová M., J. Kubečka, M. Hladík, E. Hohausová, M. Čech a J. Frouzová, 2006: Fish habitat preference in an artificial reservoir system. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. **29**(4): 1890-1894.
- Prchalová M., J. Kubečka, M. Vašek, J. Peterka, J. Sed'a, T. Jůza, M. Říha, O. Jarolím, M. Tušer, M. Kratochvíl, M. Čech, V. Draštík, J. Frouzová a E. Hohausová, 2008: Patterns of fish distribution in a canyon-shaped reservoir. *Journal of Fish Biology*. **73**(1): 54-78.
- Prchalová M., J. Kubečka, M. Čech, J. Frouzová, V. Draštík, E. Hohausová, T. Jůza, M. Kratochvíl, J. Matěna, J. Peterka, M. Říha, M. Tušer a M. Vašek, 2009a: The effect of depth, distance from dam and habitat on spatial distribution of fish in an artificial reservoir. *Ecology of Freshwater Fish*. **18**(2): 247-260.
- Prchalová M., J. Kubečka, M. Říha, T. Mrkvička, M. Vašek, T. Jůza, M. Kratochvíl, J. Peterka, V. Draštík a J. Křížek, 2009b: Size selectivity of standardized multimesh gillnets in sampling coarse European species. *Fisheries Research*. **96**(1): 51-57.
- Quist M. C., C. S. Guy, R. D. Schultz a J. L. Stephen, 2003: Latitudinal comparisons of walleye growth in North America and factors influencing growth of walleyes in Kansas Reservoirs. *North American Journal of Fisheries Management*. **23**(3): 677-692.
- Quist M. C., C. S. Guy, J. R. Bernot a J. L. Stephen, 2004: Factors related to growth and survival of larval walleyes: implications for recruitment in a southern Great Plains reservoir. *Fisheries Research*. **67**(2): 215-225.
- Rennert B., M. Wirth, S. Günther a C. Schulz, 2005: Effect of feeding under-year zander (*Sander lucioperca*) on size, body mass and body composition before and after wintering. *Journal of Applied Ichthyology*. **21**(5): 429-432.
- Rieger P. W. a R. C. Summerfelt, 1997: The influence of turbidity on larval walleye, *Stizostedion vitreum*, behavior and development in tank culture. *Aquaculture*. **159**(1-2): 19-32.
- Rónyai A. a I. Csengeri, 2008: Effect of feeding regime and temperature on on-growing results of pikeperch (*Sander lucioperca* L.). *Aquaculture Research*. **39**(8): 820-827.
- Roseman E. F., W. W. Taylor, D. B. Haynes, J. T. Tyson a R. C. Hass, 2005: Spatial patterns emphasize the importance of coastal zones as nursery areas for larval walleye in Western Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*. **31**(1): 28-44.
- Ruuhijärvi J., M. Rask, S. Vesala, A. Westermark, M. Olin, J. Keskitalo a A. Lehtovaara, 2010: Recovery of the fish community and changes in the lower trophic levels in a eutrophic lake after a winter kill of fish. *Hydrobiologia*. **646**(1): 145-158.
- Ryder R. A., 1977: Effects of ambient light variations on behavior of yearling, subadult, and adult walleyes (*Stizostedion vitreum vitreum*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. **34**(10): 1481-1491.
- Říha M., J. Kubečka, T. Mrkvička, M. Prchalová, M. Čech, V. Draštík, J. Frouzová, M. Hladík, E. Hohausová, O. Jarolím, T. Jůza, M. Kratochvíl, J. Peterka, M. Tušer a M. Vašek, 2008: Dependence of beach seine net efficiency on net length and diel period. *Aquatic Living Resources*. **21**(4): 411-418.

- Říha M., J. Kubečka, M. Vašek, J. Sed'a, T. Mrkvička, M. Prchalová, J. Matěna, M. Hladík, M. Čech, V. Draštík, J. Frouzová, E. Hohausová, O. Jarolím, T. Jůza, M. Kratochvíl, J. Peterka a M. Tušer, 2009: Long-term development of fish populations in the Římov Reservoir. *Fisheries Management and Ecology*. **16**(2): 121-129.
- Říha M., J. Kubečka, M. Prchalová, T. Mrkvička, M. Čech, V. Draštík, J. Frouzová, E. Hohausová, T. Jůza, M. Kratochvíl, J. Peterka, M. Tušer a M. Vašek, 2011: The influence of diel period on fish assemblage in the unstructured littoral of reservoirs. *Fisheries Management and Ecology*. **18**(4): 339-347
- Schneider K. N., R. M. Newman, V. Card, S. Weisberg a D. L. Pereira, 2010: Timing of walleye spawning as an indicator of climate change. *Transactions of the American Fisheries Society*. **139**(4): 1198-1210.
- Schramm H. L., B. Vondracek, W. E. French a P. D. Gerard, 2010: Factors associated with mortality of walleyes and saugers caught in live-release tournaments. *North American Journal of Fisheries Management*. **30**(1): 238-253.
- Sliwinski J., 2009: Charakterystyka diety oraz wzrostu larw bolenia *Aspius aspius* (L.) w warunkach stawów kappiowych. *Roczniki Naukowe PZW*. **22**: 163-176.
- Soukalová K., J. Kubečka, M. Prchalová, M. Tušer, T. Jůza a M. Kratochvíl, 2010: Komplexní průzkum rybí obsádky údolní nádrže Švihov – Želivka v r. 2010 České Budějovice: *Biologické centrum AV ČR, v.v.i., Hydrobiologický ústav*. 123 stran.
- Specziár A., 2005: First year ontogenetic diet patterns in two coexisting *Sander* species, *S. lucioperca* and *S. volgensis* in Lake Balaton. *Hydrobiologia*. **549**(1): 115-130.
- Specziár A., 2011: Size-dependent prey selection in piscivorous pikeperch *Sander lucioperca* and Volga pikeperch *Sander volgensis* shaped by bimodal prey distribution. *Journal of Fish Biology*. **79**(7): 1895-1817.
- Specziár A. a E. T. Rezsű, 2009: Feeding guilds and food resource partitioning in a lake fish assemblage: an ontogenetic approach. *Journal of Fish Biology*. **75**(1): 247-267.
- Steffens W., F. Geldhauseer, P. Gerstner a V. Hilge, 1996: German experiences in the propagation and rearing of fingerling pikeperch (*Stizostedion lucioperca*). *Annales Zoologici Fennici*. **33**(3-4): 627-634.
- Straškraba M. a J. Hrbáček, 1966: Net-plankton cycle in Slapy Reservoir during 1958-1960, *Hydrobiological studies*. **1**: 113-153.
- Sutela T. a P. Hyvärinen, 2002: Diet and growth of stocked and wild 0+ pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.). *Fisheries Management and Ecology*. **9**(1): 57-63.
- Šusta J., 1997: Výživa kapra a jeho družiny rybníčné, nové základy rybochovu rybníčního. Původní vydání z roku 1884. Třeboň: *Carpio*. 180 stran. ISBN 80-901945-2-4.
- Targońska K., D. Zarski a D. Kucharczyk, 2008: A review of the artificial reproduction of asp, *Aspius aspius* (L.), and nase, *Chondrostoma nasus* (L.). *Archives of Polish Fisheries*. **16**(4): 341-354.
- Trzebiatowski R. a B. Leszczewicz, 1976: A contribution to knowledge of biology and economic importance of *Aspius aspius* (L.) of the Szczecin Firth. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. **6**(2): 103-118.
- Vandenbyllaert L., J. F. Ward, C. R. Braekvelt a D. B. McIntyre, 1991: Relationships between turbidity, piscivory, and development of the retina in juvenile walleye. *Transactions of the American Fisheries Society*. **120**(3): 382-390.
- Váša J. a J. Vostradovský, 1979: Umělý výtěr bolena. *Rybářství*. **77**(12): 266-267.

- Vašek M., J. Kubečka, J. Peterka, M. Čech, V. Draštík, M. Hladík, M. Prchalová, a J. Frouzová, 2004: Longitudinal and vertical spatial gradients in the distribution of fish within a canyon-shaped reservoir. *International review of hydrobiology*. **89**(4): 352-362.
- Vašek M., O. Jarolím, M. Čech, J. Kubečka, J. Peterka a M. Prchalová, 2008: The use of pelagic habitat by cyprinids in a deep riverine impoundment: Římov Reservoir, Czech Republic. *Folia Zoologica* **57**(3): 324-336.
- Vašek M., J. Kubečka, M. Čech, V. Draštík, J. Matěna, T. Mrkvička, J. Peterka a M. Prchalová, 2009: Diel variation in gillnet catches and vertical distribution of pelagic fishes in a stratified European reservoir. *Fisheries Research*. **96**(1): 64-69.
- Verreth J., 1984: Manipulation of the zooplankton populations in nursing ponds of pike-perch fry (*Stizostedion lucioperca* L.). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. **22**: 1672-1680.
- Verreth J. a K. Kleyn, 1987: The effect of biomanipulation of the zooplankton on the growth, feeding and survival of pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in nursing ponds. *Journal of Applied Ichthyology*. **3**(1): 13-23.
- Vinni M., J. Lappalainen, T. Malinen a H. Lehtonen, 2009: Stunted growth of pikeperch *Sander lucioperca* in Lake Sahajärvi, Finland. *Journal of Fish Biology*. **74**(4): 967-972.
- Vostradovský J., 1974: K biologii bolena (*Aspius aspius* L.) ve vodárenské údolní nádrži Švihov (Želivka). *Živočišná výroba*. **19**(9): 683-688.
- Vostradovský J., 1976: Nezapomínejme na bolena. *Rybářství*. **79**(4): 75-76.
- Vostradovský J., 1998: Začínáme se bát bolena? *Rybářství*. **101**(3): 120-123.
- Vostradovský J., 2006: Bolen dravý – Mýtus a skutečnost. *Rybářství*. **109**(4): 10-13.
- Vostradovský J., 2009a: Bolen poutá pozornost. *Rybářství*. **112**(8): 12-15.
- Vostradovský J., 2009b: Bolen poutá pozornost (2). *Rybářství*. **112**(9): 12-15.
- Vostradovský J., I. Leontovyč a M. Vostradovská, 1974: K vývoji rybářských poměrů ve vodárenské údolní nádrži Švihov (Želivka) s posouzením lovného účinku tenat, zátahové sítě a elektrického agregátu. *Bulletin VÚRH Vodňany*. **10**(2): 25-36.
- Vostradovský J. a J. Váša, 1981: Bolen dravý (*Aspius aspius* L.) – nový objekt umělého chovu. *Bulletin VÚRH Vodňany*. **17**(3): 10-13.
- Voutilainen A. a H. Huuskonen, 2010: Long-term changes in the water quality and fish community of a large boreal lake affected by rising water temperatures and nutrient-rich sewage discharges – with special emphasis on the European perch. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. **397**(03): 1-14.
- Vyhláška č. 197/2004 Sb., k provedení zákona č. 99/2004 Sb., o rybníkářství, výkonu rybářského práva, rybářské strážní, ochraně mořských rybolovných zdrojů a o změně některých zákonů (zákon o rybníkářství).
- Wang N., X. Xu a P. Kestemont, 2009: Effect of temperature and feeding frequency on growth performances, feed efficiency and body composition of pikeperch juveniles (*Sander lucioperca*). *Aquaculture*. **289**(1-2): 70-73.
- Willemsen J., 1977: Population dynamics of percids in Lake IJssel and some smaller lakes in the Netherlands. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. **34**(10): 1710-1719.

- Winkler H. M., 2002: Effect of eutrophication on fish stock in Baltic Lagoons. In: Baltic Coastal Ecosystems – Structure, Function and Coastal Zone Management. Sborník z konference, Rostock, Německo, November 20.-23. 2000. Ed. Schernewski G. a U. Scheiwer, Berlin: *Springer*. 65-74. ISBN 3-540-42937-9.
- Wolfshaar K. E. van de, A. C. Ruizeveld de Winter, M. W. Straatsma, N. G. M. Brink a J. J. de Leeuw, 2010: Estimating spawning habitat availability in flooded area of the river Waal, the Netherlands. *River Research and Application*. **26**(4): 487-498.
- Wolnicki J. a W. Górny, 1993: Temperatura optymalna dla wzrostu młodocianego boliena *Aspius aspius* L. oraz brzany *Barbus barbus* L. *Komunikaty Rybackie*. **2**: 9-10.
- Wolter C., F. Kirschbaum a A. Ludwig, 2003: Sub-population structure of common fish species in the Elbe River estimated from DNA analysis. *Journal of Applied Ichthyology*. **19**(5): 278-283.
- Wuellner M. R., S. R. Chipps, D. W. Willis a W. E. Adams, 2010: Interactions between walleyes and smallmouth bass in a Missouri River Reservoir with consideration of the influence of temperature and prey. *North American Journal of Fisheries Management*. **30**(2): 445-463.
- Wysujack K., P. Kasprzak, U. Laude a T. Mehner, 2002: Management of a pikeperch stock in a long-term biomanipulated stratified lake: efficient predation vs. low recruitment. *Hydrobiologia*. **479**(1): 169-180.
- Yilmaz M. a Ö. Ablak, 2003: The feeding behavior of pikeperch (*Sander lucioperca* (L., 1758)) living in Hirfanli Dam Lake. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences*. **27**(5): 1159-1165.
- Zakes Z. a A. Karpinski, 1999: Influence of water temperature on oxygen consumption and ammonia excretion of juvenile pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.) reared in a recirculating system. *Aquaculture Research*. **30**(2): 109-114.
- Zingel P. a T. Paaver, 2010: Effects of turbidity on feeding of the young-of-the-year pikeperch (*Sander lucioperca*) in fishponds. *Aquaculture Research*. **41**(2): 189-197.
- Zmijewski T., R. Kujawa, B. Jankowska, A. Kwiatkowska a A. Mamcarz, 2006: Slaughter yield, proximate and fatty acid composition and sensory properties of rapfen (*Aspius aspius* L) with tissue of bream (*Abramis brama* L) and pike (*Esox lucius* L). *Journal of Food Composition and Analysis*. **19**(2-3): 176-181.

9. Přílohy

Tabulka 1. Počet ulovených 0+ bolenů a candátů jednotlivými odlovními prostředky v konkrétních letech.

	tenatní sítě								plůdkové záťahové sítě		plůdkové vlečné sítě	
	bentické 0-3 m		pelagické 0-5 m		bentické 0-9 m		pelagické 0-10 m		bolen	candát	bolen	candát
	bolen	candát	bolen	candát	bolen	candát	bolen	candát				
1999	0	12	3	4	-	-	-	-	7	22	0	13
2000	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
2001	0	2	1	0	0	2	1	0	23	20	0	0
2002	1	6	0	2	1	6	0	2	-	-	-	-
2003	0	2	4	3	0	2	4	3	12	4	2	0
2004	0	35	0	12	0	37	0	12	7	40	0	123
2005	0	4	0	3	0	6	0	3	54	9	3	6
2006	0	3	0	0	0	8	0	0	178	8	0	1
2007	0	1	0	1	0	1	0	1	0	23	0	18
2008	0	1	0	3	0	3	0	3	23	6	0	115
2009	0	0	0	0	0	2	0	0	107	33	0	51
2010	0	2	0	3	0	15	0	3	0	22	0	49
suma	1	68	8	31	1	82	5	27	411	187	5	377

Tabulka 2. Počet ulovených 1+ bolenů a candátů jednotlivými odlovnými prostředky v konkrétních letech.

	tenatní síť								adultní záťahové síť	
	bentické 0-3 m		pelagické 0-5 m		bentické 0-9 m		pelagické 0-10 m			
	bolen	candát	bolen	candát	bolen	candát	bolen	candát	bolen	candát
1999	6	10	3	2	-	-	-	-	2	12
2000	1	23	6	2	1	29	6	2	88	20
2001	1	1	5	1	1	1	5	1	18	8
2002	10	1	13	0	10	3	13	0	42	6
2003	3	5	11	1	3	5	11	1	17	11
2004	6	6	9	12	6	6	9	12	16	47
2005	0	5	3	5	0	9	3	5	10	35
2006	2	7	3	0	2	18	3	0	1	20
2007	2	4	11	5	2	5	12	5	17	14
2008	0	3	3	1	0	7	3	1	36	12
2009	0	3	1	0	0	5	1	0	6	35
2010	0	3	2	0	0	6	2	0	1	8
suma	31	71	70	29	25	94	68	27	254	228

Tabulka 3. Počet ulovených 2+ bolenů a candátů jednotlivými odlovními prostředky v konkrétních letech.

	tenatní síť								adultní záťahové síť	
	bentické 0-3 m		pelagické 0-5 m		bentické 0-9 m		pelagické 0-10 m		bolen	candát
	bolen	candát	bolen	candát	bolen	candát	bolen	candát		
1999	0	4	43	3	-	-	-	-	0	6
2000	0	17	1	1	0	17	1	1	2	7
2001	3	7	28	9	3	7	28	9	26	5
2002	5	10	23	8	5	15	23	8	11	8
2003	9	0	25	1	9	1	25	1	2	2
2004	1	7	11	7	1	8	11	7	16	1
2005	1	4	15	6	1	5	15	6	4	1
2006	2	3	4	2	2	19	4	2	1	5
2007	2	6	18	8	2	7	20	8	8	1
2008	0	4	12	1	0	4	12	1	19	1
2009	0	0	13	0	0	0	13	0	4	3
2010	0	3	3	0	0	3	3	0	0	2
suma	23	65	196	46	23	86	155	43	93	42

Tabulka 4. Přehled lovného úsilí v jednotlivých letech. Tenatní sítě jsou uvedeny v m² sítě, plůdkové vlečné sítě v m³ profiltrované vody a záťahové sítě v m² proloveného pobřeží.

	tenatní sítě				plůdkové vlečné sítě	plůdkové záťahové sítě	adultní záťahové sítě
	bentické 0-3 m	pelagické 0-5 m	bentické 0-9 m	pelagické 0-10 m			
1999	675	2 250	-	-	22 113	144	9 224
2000	1 050	2 363	1 688	4 501	19 440	80	18 481
2001	1 688	3 975	2 701	6 113	24 373	120	11 218
2002	1 538	3 431	2 926	5 569	-	-	26 041
2003	1 200	3 150	2 363	5 288	29 127	96	16 016
2004	990	3 413	1 530	5 573	31 482	144	12 670
2005	720	2 408	1 710	3 488	30 321	144	12 982
2006	810	2 408	1 980	3 488	40 482	88	9 634
2007	585	2 408	945	3 488	45 000	120	12 038
2008	540	1 485	1 485	2 295	37 431	144	7 000
2009	540	1 485	1 350	2 295	42 192	144	13 932
2010	540	1 485	1 350	2 295	36 990	152	12 288
suma	10 876	30 261	20 028	44 393	358 951	1 376	161 524

Tabulka 5. Výčet používaných metodik a jimi vzorkovaných hloubkových profilů.

typ	habitat	hloubka (m)
		0-3
tenatní síť	bentický	3-6
		6-9
		0-5
	pelagický	5-10
plůdkové záťahové síť	bentický	0-2 / 0-3
adultní záťahové síť	pelagický	0-4
plůdkové vlečné síť	pelagický	0-3

Tabulka 6. Hraniční velikosti ročníků vybraných druhů ryb pro nádrž Římov, uvedeno ve standardní délce (mm).

	bolen	candát	okoun	ouklej	plotice	cejn	ježdík
0+	< 85	< 135	< 70	< 70	< 70	< 70	< 40
1+	86-170	136-230	71-100	71-100	71-100	71-100	71-90
2+	171-240	231-330	101-150	101-120	101-150	101-150	91-110

Tabulka 7. Výčet faktorů a jejich specifikace použitých v modelech.

	faktor	období	popis	charakteristika
model početnosti tohoročních ryb	teplota vody	duben-červenec	měsíční průměry	abiotické charakteristiky
	výška hladiny	květen-červenec	měsíční průměry	abiotické charakteristiky
	koncentrace chlorofylu <i>a</i>	květen-červenec	měsíční průměry	úživnost / průhlednost
	nauplia klanonožců	začátek května	jeden odběr	zooplankton - potrava
	klanonožci	květen-červenec	měsíční průměry	zooplankton - potrava
	perloočky	květen-červenec	měsíční průměry	zooplankton - potrava
	kaprovité	0+	standardní odlov	ryby - konkurence / potrava
	okounovité	0+	standardní odlov	ryby - konkurence / potrava
	plotice	1+ a starší	standardní odlov	ryby - konkurence / predace
oukleje	1+ a starší	standardní odlov	ryby - konkurence / predace	
model přežívání do věku 1+	teplota vody	květen-červenec	suma za období	abiotické charakteristiky
	led	prosinec-duben	počet dní	abiotické charakteristiky
	výška hladiny	květen-červenec	průměr za období	abiotické charakteristiky
	koncentrace chlorofylu <i>a</i>	květen-červenec	průměr za období	úživnost / průhlednost
	kaprovité	0+	standardní odlov	ryby - potrava
	okounovité	0+	standardní odlov	ryby - potrava
	kaprovité	1+	standardní odlov	ryby - potrava
	okounovité	1+	standardní odlov	ryby - potrava / konkurence
	vysazování	0+	převážně jednorázové	převážně roční
model přežívání do věku 2+	teplota vody	květen-červenec	suma za období	abiotické charakteristiky
	led	prosinec-duben	počet dní	abiotické charakteristiky
	výška hladiny	květen-červenec	průměr za období	abiotické charakteristiky
	koncentrace chlorofylu <i>a</i>	květen-červenec	průměr za období	úživnost / průhlednost
	kaprovité	0+	standardní odlov	ryby - potrava
	okounovité	0+	standardní odlov	ryby - potrava
	kaprovité	1+	standardní odlov	ryby - potrava
	okounovité	1+	standardní odlov	ryby - potrava
	kaprovité	2+	standardní odlov	ryby - potrava
okounovité	2+	standardní odlov	ryby - potrava / konkurence	

Tabulka 8. Zjištěné závislosti a parametry modelů početnosti tohoročních bolenu a candátů (a – přirozený logaritmus průměrné početnosti ryb, b – koeficient ovlivňující přežívání, p – hladina významnosti, F – testová statistika, R² – koeficient determinace testů jednoduché případně mnohonásobné regrese; zkratky: klano – klanonožci, perlo – perloočky, 0kapro – 0+ kaprovité ryby, 0okouno – 0+ okounovité ryby, 1+ploti – 1+ a starší plotice, chla – koncentrace chlorofylu a, t – teplota; číslo udává, ke kterému měsíci se faktor vztahuje; červeně tučně označeny statisticky průkazné výsledky na 5% hladině významnosti).

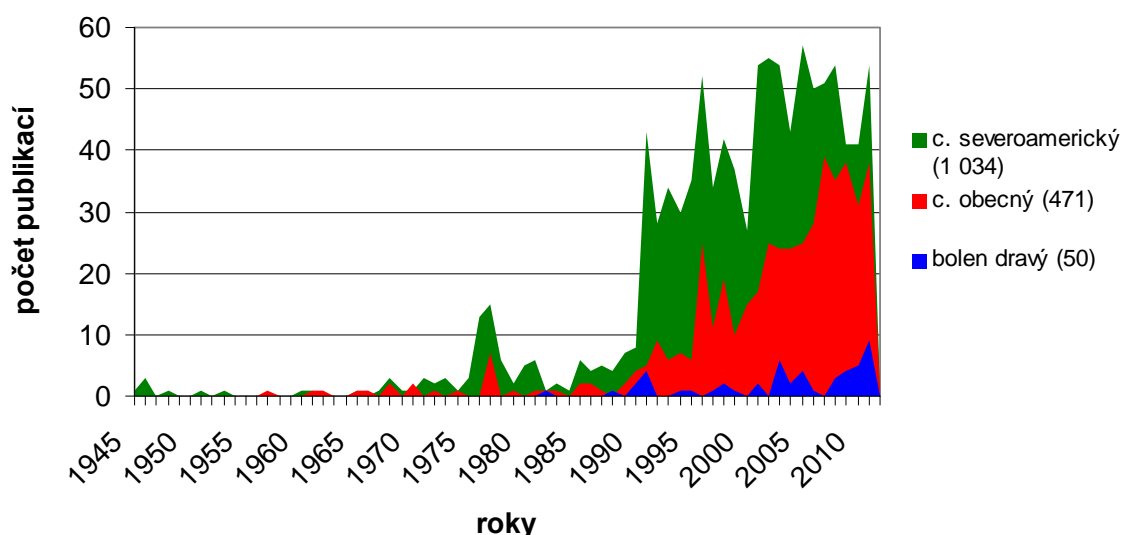
		bolen									candát										
		primární model						sekundární model			primární model			sekundární model			terciální model				
		a	F / R ²	b			F / R ²	b		a	F / R ²	b		F / R ²	b		F / R ²	b			
bentické tenatní síť 0-3 m	parametry modelu									5,53	7,20/0,42	1,83		4,52/0,31	1,58		5,26/0,35	-1,66			
	p											0,023			0,060			0,045			
	vysvětlující faktor											perlo7			perlo6			t4			
bentické tenatní síť 0-9 m	parametry modelu									5,70	5,05/0,56	1,19	0,53	11,07/0,74	-1,38	0,78					
	p										0,038	0,125	0,469	0,005	0,013	0,109					
	vysvětlující faktor											perlo6	t7		t5	t7					
plůdkové zátahové síť	parametry modelu	3,67	8,14/0,48	1,80						4,09	5,50/0,38	-0,95		15,29/0,63	1,22						
	p			0,019								0,044			0,004						
	vysvětlující faktor			perlo7								t5			0kapro						
pelagické tenatní síť 0-5 m	parametry modelu	0,96	2,80/0,62	0,07	-0,49	0,73	0,62			2,43	4,28/0,30	1,13		5,93/0,37	-1,26						
	p		0,111	0,903	0,381	0,203	0,246					0,066			0,035						
	vysvětlující faktor			perlo5	chl45	0kapro	1+ploti					klano5			chl45						
pelagické tenatní síť 0-10 m	parametry modelu									2,03	4,20/0,32	-1,05									
	p											0,071									
	vysvětlující faktor											chl45									
plůdkové vlečné síť	parametry modelu									1,92	4,32/0,32	-0,88									
	p											0,067									
	vysvětlující faktor											t5									
celek tenatní síť 0-(3)5 m	parametry modelu	2,00	4,90/0,65	1,46	0,87	0,83		3,50/0,57	1,16	1,35	0,36			2,31/0,34	1,01	0,89	3,02/0,40	-1,25	0,90		
	p		0,032	0,079	0,296	0,280		0,070	0,218	0,129	0,702		0,040	0,066	0,102	0,155	0,388	0,450	0,099	0,207	0,353
	vysvětlující faktor			perlo5	0kapro	1+ploti			klano5	0kapro	1+ploti		perlo7	t7		perlo6	t7		t4	t7	
celek tenatní síť 0-(9)10 m	parametry modelu	1,37	3,42/0,59	1,21	0,49	-0,59								9,56/0,71	-1,38	0,82					
	p		0,082	0,138	0,491	0,407					5,89	4,31/0,52	1,10	0,63							
	vysvětlující faktor			perlo5	klano6	0okouno						perlo6	t7		0,008	0,019	0,122				

Tabulka 9. Zjištěné závislosti a parametry modelů přežívání bolenu a candátů do věku 1+ (a – základní míra úmrtnosti, b – koeficient míry snížení úmrtnosti, p – hladina významnosti, F – testová statistika, R² – koeficient determinace testů jednoduché případně mnohonásobné regrese; zkratky: kapro – kaprovité ryby, okouno – okounovité ryby, číslo před zkratkou udává věkovou skupinu; červeně tučně označeny statisticky průkazné výsledky na 5% hladině významnosti).

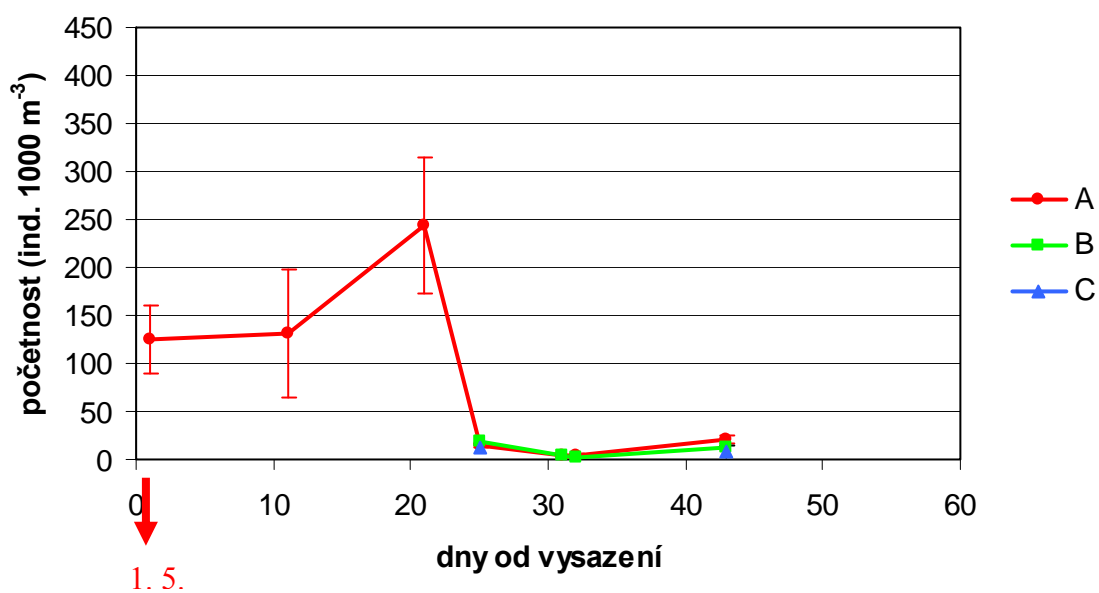
		bolen				candát						
		a	model		b	a	primární model			sekundární model		
			F / R ²				F / R ²	b	F / R ²	b		
bentické tenatní sítě 0-3 m	parametry modelu	3,32				1,02						
	p		bez závislostí				bez závislostí					
	vysvětlující faktor											
bentické tenatní sítě 0-9 m	parametry modelu	2,86				0,74	4,34/0,55	-0,79	4,17			
	p		bez závislostí				0,059	0,094	0,101			
	vysvětlující faktor							1kapro	hladina			
adultní záťahové sítě	parametry modelu	-1,28	3,48/0,47	-2,63	-1,12	-1,26	28,97/0,76	-2,58				
	p		0,082	0,135	0,497			0,0004				
	vysvětlující faktor			1okouno	1kapro			1okouno				
pelagické tenatní sítě 0-5 m	parametry modelu	3,86	4,69/0,34	-2,35		-0,03	9,30/0,70	1,26	1,17	7,46/0,65	1,18	-1,08
	p			0,059			0,008	0,043	0,056	0,015	0,086	0,111
	vysvětlující faktor			hladina				0okouno	1okouno		0okouno	led
pelagické tenatní sítě 0-10 m	parametry modelu	3,72	5,12/0,59	2,78	-2,35	0,17	9,94/0,74	0,53	1,64	5,74/0,62	0,88	-1,23
	p		0,043	0,085	0,135		0,009	0,372	0,021	0,033	0,199	0,089
	vysvětlující faktor			teplota	hladina			0okouno	1okouno		0okouno	led
celek tenatní sítě 0-(3)5 m	parametry modelu	5,46				1,04						
	p		bez závislostí				bez závislostí					
	vysvětlující faktor											
celek tenatní sítě 0-(9)10 m	parametry modelu	5,12				0,79	11,99/0,60	-1,32				
	p		bez závislostí					0,009				
	vysvětlující faktor							1kapro				

Tabulka 10. Zjištěné závislosti a parametry modelů přežívání bolenů a candátů do věku 2+ (a – základní míra úmrtnosti, b – koeficient míry snížení úmrtnosti, p – hladina významnosti, F – testová statistika, R² – koeficient determinace testů jednoduché případně mnohonásobné regrese; zkratky: kapro – kaprovité ryby, okouno – okounovité ryby, číslo před zkratkou udává věkovou skupinu).

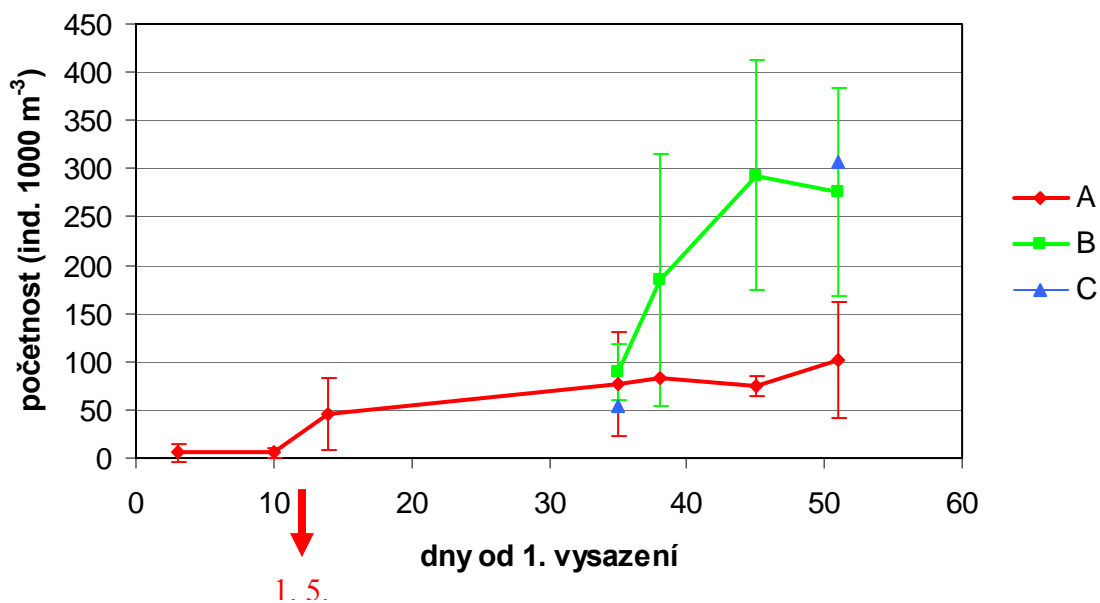
		bolen				candát						
		model				primární model			sekundární model			
		a	F / R ²	b		a	F / R ²	b	F / R ²	b		
bentické tenatní sítě 0-3 m	parametry modelu	-0,50	3,32/0,45	-1,26	-1,51	-1,13						
	p		0,089	0,274	0,197			bez závislostí				
	vysvětlující faktor			2okouno	2kapro							
bentické tenatní sítě 0-9 m	parametry modelu	-0,06				-0,79						
	p			bez závislostí				bez závislostí				
	vysvětlující faktor											
adultní záťahové sítě	parametry modelu	-1,26	3,95/0,31	-1,10		-1,87	3,53/0,28	-0,52				
	p			0,780				0,093				
	vysvětlující faktor			led				2okouno				
pelagické tenatní sítě 0-5 m	parametry modelu	0,69				0,60						
	p			bez závislostí				bez závislostí				
	vysvětlující faktor											
pelagické tenatní sítě 0-10 m	parametry modelu	0,83	3,93/0,33	-0,39		0,67	2,93/0,46	1,03	2,20	4,24/0,55	-1,06	4,01
	p			0,083			0,120	0,205	0,482	0,062	0,093	0,102
	vysvětlující faktor			0kapro				1okouno	teplota		led	teplota
celek tenatní sítě 0-(3)5 m	parametry modelu	0,62				-0,45						
	p			bez závislostí				bez závislostí				
	vysvětlující faktor											
celek tenatní sítě 0-(9)10 m	parametry modelu	0,75				-0,51						
	p			bez závislostí				bez závislostí				
	vysvětlující faktor											



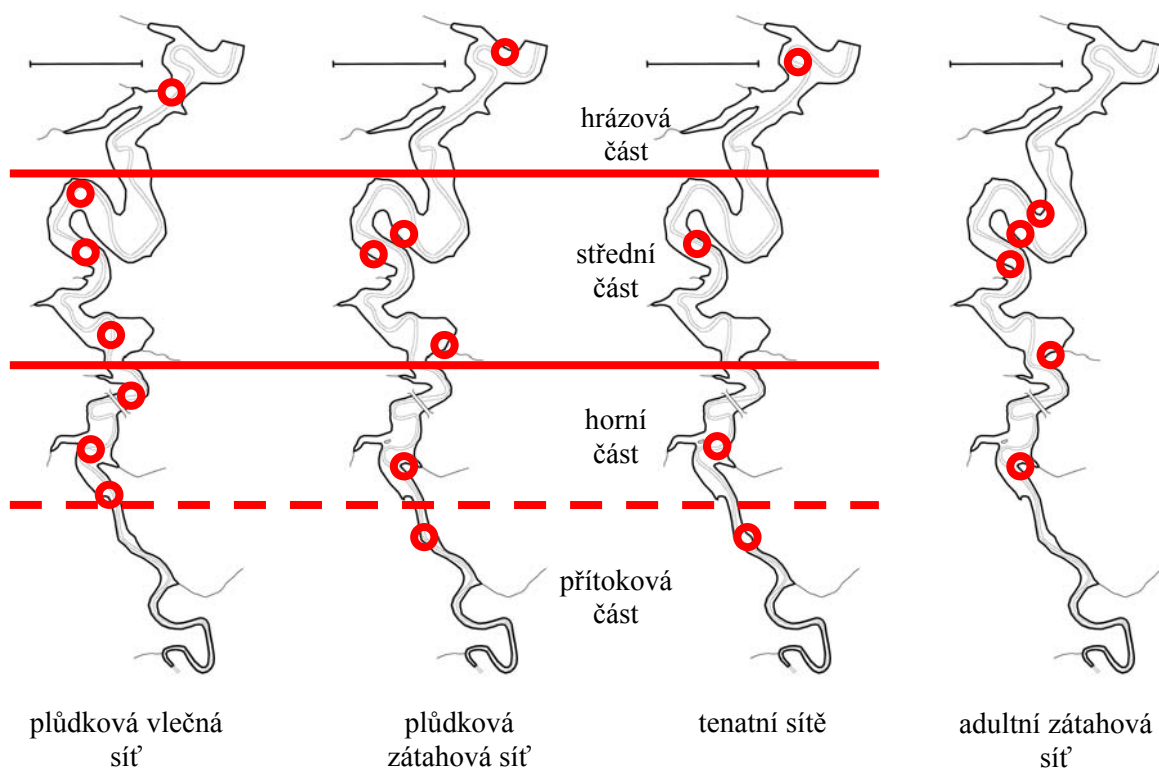
Obr.1. Vývoj počtu publikací o candátu severoamerickém, candátu obecném a bolenu dravém. Číslo v popisku značí celkový počet publikací k 20. 2. 2012 (zdroj Web of Knowledge, při vyhledávání jsem použil latinské názvy včetně dříve používaných synonym jako klíčová slova, pro candáta severoamerického = *Stizostedion vitreum*, *Sander vitreus*; candáta obecného = *Lucioperca lucioperca*, *Lucioperca sandra*, *Stizostedion lucioperca*, *Sander lucioperca*; bolena dravého = *Aspius aspius*).



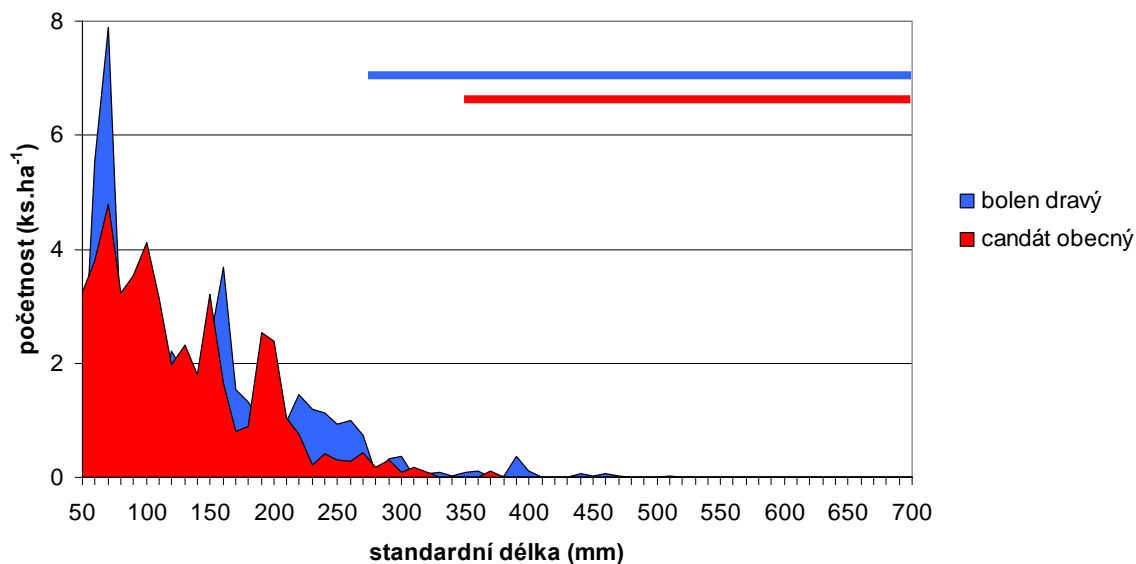
Obr. 2. Průběh změn množství tohoročních candátů epipelagické vrstvy ve všech profilech nádrže Římov v roce 2007 (A – hrázová oblast, B – střední část a C – horní část nádrže. Chybové úsečky značí směrodatnou odchylku, převzato z Blabolil 2010).



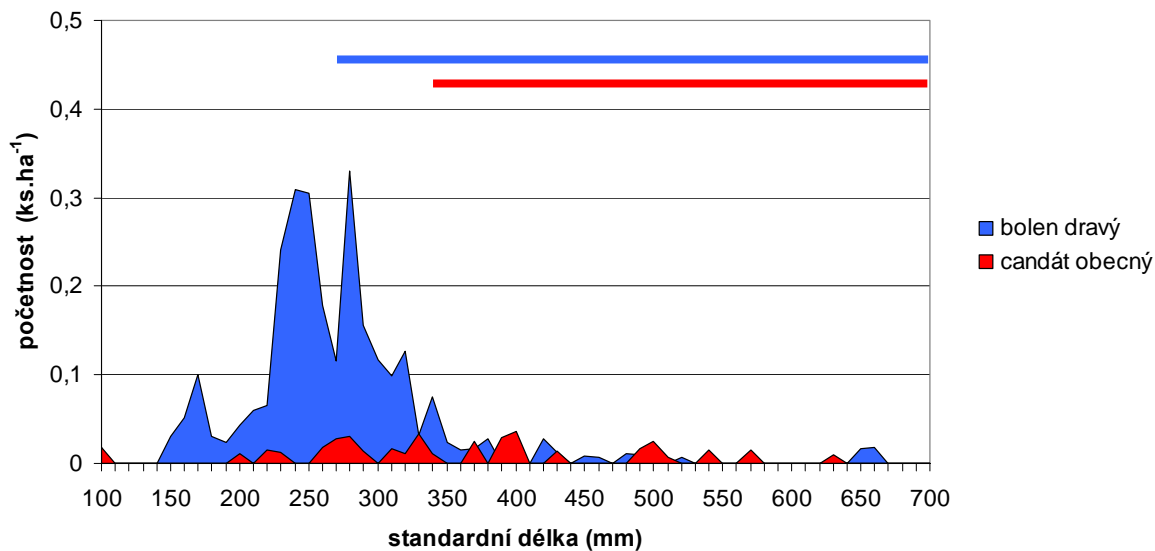
Obr. 3. Průběh změn množství tohoročních candátů epipelagické vrstvy ve všech profilech nádrže Římov v roce 2008 (A – hrázová oblast, B – střední část a C – horní část nádrže. Chybové úsečky značí směrodatnou odchylku, převzato z Blabolil 2010).



Obr. 4. Rozmístění vzorkovaných lokalit na nádrži Římov s vyznačením rozdělení nádrže na části, podle nichž byl počítán vážený průměr.



Obr. 5. Průměrná distribuce velikostí bolenů a candátů z úlovků adultních záťahových sítí na nádrži Římov v letech 1999-2010. Vodorovné přímky označují pohlavně dospělé ryby.



Obr. 6. Průměrná distribuce velikostí bolenů a candátů z úlovků z adultních vlečných sítí na nádrži Římov v letech 2009-2011. Vodorovné přímky označují pohlavně dospělé ryby.