

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Diplomová práce

**Ověření možnosti dlouhodobě udržitelné akvakultury
na Bohel'ovských rybnících**

Autor: Ing. Bc. Martin Šindler

Vedoucí diplomové práce: Ing. Ján Regenda, Ph.D.

Konzultant diplomové práce: Ing. Martin Bláha, Ph.D.

Studijní program a obor: Zemědělská specializace, Rybářství a ochrana vod

Forma studia: Kombinovaná

Ročník: 2.

České Budějovice, 2017

Prehlásenie

Prehlasujem, že som svoju diplomovú prácu vypracoval samostatne, iba s použitím prameňov a literatúry, ktorá je uvedená v zozname citovanej literatúry. Prehlasujem, že v súlade s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platnom znení, súhlasím so zverejnením svojej diplomovej práce. Zverejnenie prebieha elektronickou cestou vo verejne prístupnej časti databázy STAG prevádzkované Juhočeskou univerzitou v Českých Budějoviciach na jej internetových stránkach, a to so zachovaním môjho autorského práva k odovzdanému textu tejto diplomovej práce. Ďalej súhlasím s tým, aby rovnakou elektronickou cestou v súlade s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb., boli zverejnené posudky školiteľa a oponenta práce, i záznam o priebehu a výsledkov obhajoby diplomovej práce. Taktiež súhlasím s porovnaním textu mojej diplomovej práce s databázou kvalifikačných prác Theses.cz, ktorá je prevádzkovaná Národným registrom vysokoškolských kvalifikačných prác a systémom na odhaľovanie plagiátov.

Dátum 09.05.2017

.....
Ing. Martin Šindler

Pod'akovanie

Touto cestou by som sa chcel poďakovať najmä pánovi Ing. Jánovi Regendovi, Ph.D., za jeho odborné vedenie a za čas strávený počas osobných konzultácií a návštev rybníkov. Ďalej moje poďakovanie patrí pánom Ing. Martinovi Bláhovi, Ph.D., RNDr. Richardovi Fainovi, Ing. Jánovi Potužákovi, Ph.D a Ing. Janovi Urbanovi, Ph.D. za ich cenné rady. Tiež by som sa chcel poďakovať spoločnosti Rybárstvo Karáp s.r.o., za umožnenie realizácie môjho pozorovania v priestoroch Bohéľovskej rybníčnej sústavy. V neposlednej rade patrí obrovská vďaka mojej rodine, ktorá ma vždy podporovala a stála pevne pri mne počas celého obdobia. Patrí Vám veľká vďaka.

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

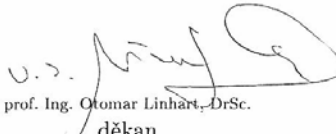
Jméno a příjmení: **Ing. Bc. Martin ŠINDLER**
Osobní číslo: **V15N004K**
Studijní program: **N4106 Zemědělská specializace**
Studijní obor: **Rybářství a ochrana vod**
Název tématu: **Ověření možnosti dlouhodobě udržitelné akvakultury na Baheřovských rybnících**
Zadávací katedra: **Ústav akvakultury a ochrany vod**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Cílem diplomové práce je na základě předešlých sledování a výsledků získaných v rámci bakalářské práce ověřit efektivnost navržených opatření v rybničním managementu na vybraných rybnících v okolí Bohel'ova, okr. Dunajská Streda, Slovensko. Literární rešerše bude zaměřena na obecné aspekty vývoje ekosystému eutrofních a hypertrofních rybníků. Zvláštní pozornost bude věnována hydrobiontům majícím potravní význam pro chov ryb a základním hydrochemickým parametrům. Ve vlastní práci bude brán hlavní zřetel na vliv složení a hustoty obsádky ryb na druhové složení a početnost zooplanktonu, případně i bentosu. V rámci práce bude sledován vliv rybích obsádek a ověřena případná přítomnost drobných planktonofágních ryb na společenstvo zooplanktonu v těchto rybnících. Autor se pokusí rovněž odhadnout početnost škeble asijské (*Sinanodonta woodiana*) na jednotlivých rybnících a na základě literárních poznatků odvodí její případný vliv na ekosystém dotčených rybníků. Hlavním předmětem zájmu bude sledování množství zooplanktonu s ohledem na rybářský management upravený na základě předešlých výsledků a závěrů. U odebraných vzorků zooplanktonu bude hodnocena početnost a velikostní složení, případně i druhové zastoupení hlavních taxonů. V práci budou také vyhodnoceny a porovnány základní produkční výsledky rybníků. Zjištěné poznatky budou konfrontovány se skutečně prováděným rybářským managementem v daných rybnících co do množství a druhu ryb v obsádkách. Dalšími sledovanými parametry budou základní hydrochemické ukazatele kvality vody: teplota, průhlednost, pH, obsah kyslíku, případně i další.

Rozsah grafických prací: 5 - 10 stran
Rozsah pracovní zprávy: 50 - 70 stran
Forma zpracování diplomové práce: tištěná
Seznam odborné literatury: viz příloha

Vedoucí diplomové práce: **Ing. Ján Regenda, Ph.D.**
Ústav akvakultury a ochrany vod
Konzultant diplomové práce: **Ing. Martin Bláha, Ph.D.**
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický
Datum zadání diplomové práce: 11. prosince 2015
Termín odevzdání diplomové práce: 5. května 2017


prof. Ing. Otomar Linhart, DrSc.
děkan

L.S.


Ing. Jan Mráz, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 29. března 2016

Příloha zadání diplomové práce

Seznam odborné literatury:

- Adámek, Z., Helešic, J., Maršálek, B., Rulík, M., 2010. Aplikovaná hydrobiologie, FROV JU, České Budějovice, 361s.
- Faina, R., 1983. Využití přirozené potravy kaprem v rybnících, Metodika VÚRH Vodňany č. 8.
- Losos, B., Heteša, J., 1971. Hydrobiological studies on the Lednické rybníky ponds. *Acta Scientiae Naturalis*, Brno 5:1-54
- Příkryl, I., 1996. Development of fishpond management in Bohemia and its projection in the zooplankton structure, a potential criterion of the fishponds biological value. In: Flajšhans, M., (ed.) Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚRH. Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany (in Czech), pp 151-164.
- Likens, E.; G., (ed.) (2010): Plankton of inland waters; A derivate of encyklopedia of inland waters, Elsevier, Academic press, Oxford, UK, 398 s.
- Pechar, L., 1995. Long-term changes in fish pond management as an unplanned ecosystem experiment: Importance of zooplankton structure, nutrients and light for species composition of cyanobacterial blooms. *Wat Sci Tech* 32(4):187-196
- Pechar, L., 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level and water quality in Czech fish ponds. *Fisheries Management and Ecology* 7(1-2):23-32
- Komárková, J., Faina, R., Pařízek, J., 1986. Influence of the watershed and fish stock upon the fishpond biocenoses. *Limnologica (Berlin)* 17:335-354
- Kořínek, V., 1967. Primary production of plankton in ponds in vicinity of Blatná. *Arch Hydrobiol* 63:520-32
- Kořínek, V., Fott, J., Fuksa, J., Lelálek, J., Pražáková, M., 1987. Carp ponds of central Europe. In: Michael RG (ed) *Managed aquatic ecosystems. Ecosystems of the World*, vol 29. Elsevier, Amsterdam, pp 29-63
- IUCN, 1997. Fishing for a living-the ecology and economics of fishponds in central Europe. *Environmental Research Serie 11*. IUCN, Gland, 184 pp
- Potužák, J., Hůda, J., Pechar, L., 2007. Changes in fish production effectivity in eutrophic fishponds-impact of zooplankton structure, *Aquacult Int* (2007) 15:201-210
- Pithart, D., Pichlová, R., Bílý, M., Hrbáček, J., Novotná, K., Pechar, L., 2007. Spatial and temporal diversity of small shallow waters in river Lužnice floodplain, *Hydrobiologia* (2007) 584:265-275
- Potužák, J., Hůda, J., Pechar, L., 2007. Zooplankton in Hypertrophic Fishponds: is the "Top-Down" Regulation of Phytoplankton Still a Valid Concept? *Acta Universitatis Carolinae Environmentalica* 21(2007): 115-120.
- Schlott, K., Bauer, Ch., Fichtenbauer, M., Gratzl, G., Schlott, G., 2011. Bedarforientierte Fütterung in der Karpfenteichwirtschaft, Bundesamt für Wasserwirtschaft Wien, 36s.
- Wetzel, R.G., (2001): *Limnology - Lake and River Ecosystems*, Elsevier - Academic press San Diego, third edition, 1006 s.

Obsah

1 ÚVOD	12
2 LITERÁRNY PREHĽAD	14
2.1 MANAŽMENT RYBNÍČNÉHO HOSPODÁRENIA V EUTROFIZOVANÝCH RYBNÍKOCH..	14
2.1.1 Rybník ako súčasť krajiny.....	15
2.1.2 Trofické stupne povrchových vôd.....	18
2.1.3 Primárna produkcia v rybníkoch.....	23
2.1.4 Sekundárna produkcia v rybníkoch.....	28
2.1.5 Skladby obsádok rýb (na základe potravinnej preferencie a ich vplyvu na ekosystém).....	35
2.1.6 Manažment rybníchej akvakultúry (Prirodzená produkcia – obsádka – zootechnik).....	52
2.2 UDRŽATELNOSŤ RYBNÍČNÉHO CHOVU V EURÓPE.....	58
2.2.1 Prehľad kompenzácií v rybárstve vo vybraných krajinách EU.....	62
3 METODIKA	65
3.1 VÝPOČET PRODUKČNÝCH UKAZOVATEĽOV	65
3.2 SLEDOVANIE FYZIKÁLNO-CHEMICKÝCH PARAMETROV	68
3.3 VÝPOČET TSI HODNÔT (INDEXU).....	71
3.4 MONITORING ZOOPLANKTÓNU, ZOOBENTOSU A NEŽIADÚCICH DRUHOV RÝB.....	73
3.5 SLEDOVANIE KORELÁCIE (ZÁVISLOSTI) MERANÝCH VELIČÍN	75
4 VÝSLEDKY	77
4.1 PRODUKČNÉ VÝSLEDKY	77
4.1.1 Rybník 1 v produkčnej sezóne 2014	77
4.1.2 Rybník 1 v produkčnej sezóne 2016	77
4.1.3 Rybník 3 v produkčnej sezóne 2014	78
4.1.4 Rybník 3 v produkčnej sezóne 2016	78
4.1.5 Finančné vyjadrenie príjmu z produkcie.....	81
4.2 VYHODNOTENIE FYZIKÁLNO-CHEMICKÝCH VÝSLEDKOV	84
4.3 VYHODNOTENIE TSI INDEXU	93
4.4 VYHODNOTENIE ODBEROV ZOOPLANKTÓNU, ZOOBENTOSU A NEŽIADÚCICH DRUHOV RÝB.....	94
5 DISKUSIA	102
ZÁVER	115
ZOZNAM POUŽITEJ LITERATÚRY	117
ZOZNAM POUŽITÝCH SKRATIEK	130
ZOZNAM TABULIEK	131
ZOZNAM GRAFOV	133
ZOZNAM OBRÁZKOV	133
PRÍLOHY	134
ABSTRAKT	152

1 Úvod

Na úvod tejto práce je potrebné si položiť triviálnu otázku, či sme v skutočnosti schopní využívať naše prírodné zdroje dostatočne primerane vo vzťahu k chovu rýb v rybníkoch? Pred položením tejto otázky je dôležité si najprv stanoviť reálne produkčné ciele a súčasne sa zamerať na súbor faktorov vplývajúcich na rybníčný management.

Realita však môže byť v našich podmienkach chovu rýb v skutočnosti často odlišná. Na rybník sa v uvedenom kontexte nahliada cez **ekonomické a produkčné ukazovatele** (maximalizácia zisku): začínajúc cez výmery produkčných plôch (ha), hustotou obsádky (ks.ha^{-1}), naviazané na produkciu (kg.ha^{-1}). Produkčné výsledky sú v ideálnom prípade vyjadrované cez relatívny kŕmny koeficient, ktorý sa podieľa na výnosnosti, či v neposlednom rade celkovej rentability podniku. Je však tento prístup dostatočný, schopný zohľadňovať všetky aspekty dobrej praxe? Z dlhodobého a funkčne udržateľného hľadiska využívania rybníkov ako prirodzených zdrojov, tento uvedený prístup nie vždy zohľadňuje ich aktuálne potreby dostatočne primerane a komplexne. Preto by dnes nemal chovateľ nahliadať na kaprové hospodárstvo iba cez maximalizáciu zisku a tým neprimeraným využívaním krajiny, ale mal by byť jeho prístup orientovaný aj na stále vzrastajúce požiadavky spoločnosti – tzv. trvalé zabezpečenie ekosystémových služieb na všetkých úrovniach. Dnes zažívame názorovú kolíziu medzi ochrancami prírody a rybárskymi organizáciami, bez výraznejšieho progresu problematiku spoločne vyriešiť. V dnešnej situácii trhovej ekonomiky, aktuálne platnej legislatívy a nedostatočne využívaného dotačného programu však tento stav neumožňuje radikálnejšiu zmenu chovu rýb. Splnenie základných prístupov chovateľa podľa „dobrej praxe“ prospešných pre spoločnosť, je možné začať realizovať len vtedy, keď dotknuté inštitúcie na úseku životného prostredia účinne prevezmú štafetu spolupráce s rybnikárskou obcou, najmä vo forme dotačného programu – kompenzácií a bude tak dôslednejšie podporená ich práca. V opačnom prípade pri narastajúcom jednostrannom tlaku ochrany prírody, bez aktuálneho riešenia finančnej otázky môže byť odvetvie rybníčného hospodárstva v budúcnosti nerentabilné a smerovať ku krachu so všetkými negatívnymi dôsledkami pre rybníky ako stavby.

Dnešná inovatívna akvakultúra by mala byť založená práve na znalostiach, dobrej a odbornej praxi, schopná zohľadňovať prakticky aktuálne vedecké poznatky. Práve

toto je jedna z ciest, ako môžeme zachovať náš komplexný a udržateľný prístup. Uvedený postup môže byť pre malé a stredné firmy problematický, rovnako ako aj prispôsobenie (znižovanie) produkčných cieľov. V kontexte dlhodobej udržateľnosti je však tento prístup veľmi dôležitým nástrojom stability, či už pre ekosystém rybníkov, alebo hospodáriaci subjekt.

Cieľom práce bude preto poukázať na aktuálne prístupy rybárskych hospodárov, pozorované najmä na rybníčnom hospodárstve v Bohelove v okrese Dunajská Streda, ktoré je zamerané prevažne na chov kapra rybníčného (*Cyprinus carpio carpio*). Práca bude ďalej zohľadňovať potreby a prístupy v najdôležitejších krokoch odchovu, so zameraním najmä na hustotu obsádky ako účinného modifikátora ekosystému rybníkov. Prístupy budú porovnané s regiónom južných Čiech – okresu Jindřichův Hradec, kde bol veľmi podrobne analyzovaný vplyv ekosystému rybníka.

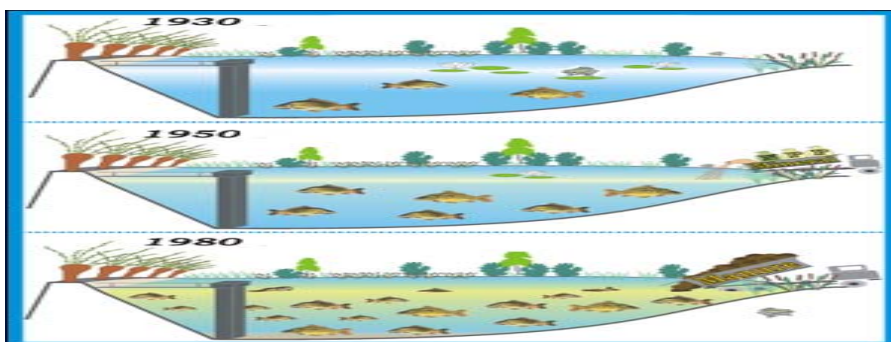
Mojim zámerom je udržať naše „jedinečné rybníčné plochy“ pre ďalšie generácie, kde sme už toto dedičstvo predkov v konečnom dôsledku zodpovedne prevzali. Diplomová práca bude mať charakter observačnej práce so širším pozorovaním aspektov chovu, s cieľom hľadať a zároveň navrhovať nápravu prípadných negatívnych dôsledkov spôsobených prístupom chovateľa. V práci bude demonštrovaný príklad preukázania rozdielnej zníženej produkcie rýb na nami porovnávaných rybníkoch R1 a R3 v produkčných sezónach 2014 a 2016. Popísaný postup tak môže slúžiť ako vzor pre ďalších chovateľov, ktorý ***majú záujem o dlhodobý udržateľný chov s využívaním dobrej praxe.***

2 Literárny prehľad

2.1 Manažment rybníčného hospodárenia v eutrofizovaných rybníkoch

Z pohľadu historického hospodárenia je potrebné uviesť, že počas 19. storočia a prelomu 20. storočia bola produkcia rýb v podmienkach rybníkov strednej a východnej Európy významne nízka, čo bolo zhruba $30 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, a v 30-tych rokoch 20. st. dosahovala produkcia približne $50 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Pechar 2015). Stav rybníčných ekosystémoch bol výsledkom prevažne prírodných procesov. Produkcia však postupne narastala aplikáciou kŕmenia a hnojív, ktorých využitie za účelom zvýšenia produkcie aplikoval už J. Šusta (Šusta, 1898). Tento prístup naštartoval viac ako **100-ročný proces intenzifikácie**, ktorá významne narástla počas 50 – 70 rokov 20. st., súbežne s intenzívne obhospodarovanou poľnohospodárskou pôdou, prevažne v dvojhorkovom produkčnom cykle. V tomto období (50 – 70 roky 20. st.) práve rybárske hospodárenie (obsádky, top-down efekt) ešte malo schopnosť výrazne ovplyvňovať stav rybníčnej biocenózy. Intenzifikácia bola spojená najmä so živočíšnou výrobou, ktorá v tom čase produkovala a dodávala množstvo statkových hnojív, ktoré využívali produkční rybníkári vrátane kŕmenia rýb obilninami. Intenzifikácia v rybníkárstve bola spojená s cieľom dosiahnutia potravinovej sebestačnosti krajiny, ktorá vychádzala zo strategického plánovania a politickej situácie v danom období. Zvyšovanie intenzity hospodárenia, vápnenie, prechod z dvojhorkového chovu na jednohorkový, kaprokačacie hospodárenie a zhoršovanie kvality vôd v povodí postupne obmedzovalo a zhoršovalo prírodné funkcie rybníkov (Lusk, 2015; Pechar 2015) (Obrázok 1).

Tento prístup spôsobil výrazne zaťaženie ekosystémov rybníkov prebytočnými živinami a trval až do 90-tich rokov 20. st. (Vrba, 2014; Pechar, 2015; Pechar a Baxa, 2016). Nárast produkcie v 20. storočí mal devastujúce eutrofizačné dôsledky na väčšinu rybníkov, dôsledkom čoho bola znížená biologická rozmanitosť (Vrba, 2016; Pechar a Baxa, 2016). V dnešných zmenených, často nestabilných (zhoršených) podmienkach rybníčného chovu má zmena rybníčného hospodárenia (napr. zmena veľkosti a štruktúry rybej obsádky) ďaleko menší vplyv ako tomu bolo počas 70. rokov 20. st..



Obrázok 1 Vývoj a zmena chovu v rybníkoch v 20. st. (poskytol Pechar, 2017)

Zhoršujúcim faktorom je v súčasnosti tiež výskyt invázných druhov rýb ako *Pseudorasbora parva* a *Carassius gibelio* (Adámek a Soukup, 2000; Musil, et al., 2014; Pechar a Baxa 2016), ako aj pôvodných eurytopných druhov rýb *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus* (Jamet, 1994) (Kahl, et al., 2001). Zvýšená prítomnosť biomasy uvedených nežiadúcich rýb výrazne redukuje možnosť využitia prirodzenej produkcie chovanými druhmi.

2.1.1 Rybník ako súčasť krajiny

Rybník je unikátnou hodnotou, ktorá je schopná dlhodobo zabezpečovať kvalitný zdroj obživy obyvateľstva. V Českej republike sa nachádza približne 20 tis. rybníkov, ktoré zaberajú rozlohu 52 000 ha (32,7% povrchových vôd) (<http://eagri.cz/>), zatiaľ čo v Slovenskej republike sú svojou rozlohou 2000 ha, v množstve 485 ks zastúpené menej (2,16 % povrchových vôd) (<http://www.mpsr.sk/sk/>). Mimo produkčných funkcií poskytuje rybníčný ekosystém ďalšie významné ekosystémové služby, ako najmä retenčnú schopnosť vody a živín, samočistiacu schopnosť, protipovodňovú ochranu, krajnotvornú funkciu, zachováva biodiverzitu pri zodpovednom prístupe k chovu, ovplyvňuje mikroklimu regiónu, dopĺňa a udržiava hladinu spodných vôd, ktoré tvoria a zabezpečujú ďalšiu významnú spoločenskú hodnotu. Je celkom na mieste považovať rybníky za lokality s veľkou mierou prirodzených ekologických vlastností a s veľkým prirodzeným potenciálom (Hule, 2012; Pechar 2015). Formovanie štruktúry rybníčnej biocenózy a jej ekologickej funkcie sú výsledkom prirodzených procesov, ktoré majú historický základ ďaleko starší ako je tisíc-ročná tradícia budovania a využívania rybníkov. Ak by sme hľadali podobnosť k prirodzeným povrchovým vodám, tak ich môžeme prirovnať jazerám nížinných a rovinatých častí Európy (napr. Holandsko, Nemecko, Poľsko). V našich geografických podmienkach sú to skôr tône a vedľajšie riečne jazerá, s kontinuitou vývoja od poslednej doby ľadovej (Pechar a Baxa, 2016).

Chovný rybník môžeme teda definovať z hľadiska účelu ako plne odchovný akvakultúrny systém, kde jeho hodnotnou vlastnosťou je dlhší čas zdržania rybníčnej vody, s jej udržateľnou kvalitou pre produkciu živočíchov. Produkcia je kontrolovaná prirodzenými fyzikálnymi, chemickými a biologickými procesmi vo vodnom prostredí (Tucker a Hargreaves, 2012), kde neprichádza k jarnej a jesennej stratifikácii.

Rybníky sú účelovými stavbami. Podľa ich účelu využitia ich môžeme rozdeľovať na výterové, predvýťažníky (I., II.), výťažníky, hlavné rybníky, komory a sádky (Čítek, et al., 1998), prípadne podrobnejšie rozdelenie s doplnením matičných, manipulačných, karanténnych a akvakultúrnych objektov (Pokorný, 2009). Percentuálny podiel plochy rybníkov (zastúpenie) podľa účelu využitia v uzavretom produkčnom cykle je potrebné navzájom vhodne navrhnuť (Stráňai, 1990; Pokorný, 2009; Hartman a Regenda, 2014). Podľa Slovenského zákona o vodách č. 364/2004 Z.z., § 52 1 písm. c) je rybník vodnou stavbou a rovnako je ho možné podľa ustanovenia § 2 písm. g) rovnakého zákona považovať za umelý vodný útvar povrchovej vody vytvorený človekom. Z hospodárskeho hľadiska je hlavnou funkciou chov rýb a zároveň ich správne obhospodarovanie je dôležitou podmienkou ich dlhodobého zachovania. Princiálne sú menej veľké rybníky z hľadiska hospodárenia podniku výhodnejšie. Optimálna veľkosť pre plôdiové rybníky je do 5 ha. Pre výťažníky je ideálna výmera do 20 ha a u hlavných rybníkov je vhodnou výmerou využiteľnej odchovnej plochy približne 50 ha. Väčšie rybníky, nad 100 ha môžu byť naopak nevýhodné (Füllner, et al., 2007). Základom chovu je využitie produkčného potenciálu, ktorý je za posledné dekády umelo navyšovaný za účelom dosahovania vyššej produkcie a tým dosiahnutie lepšej efektivity hospodárenia. Pokiaľ si však majú rybníky zachovať svoje prirodzené procesy je dôležité udržať ich ekologickú stabilitu a tým zachovať ich prírodné hodnoty (Pechar a Radová 1996; Céréghino, et al., 2014), vrátane ich ekosystémových služieb pre stále vyššie nároky spoločnosti.

Rybník je z medzinárodného hľadiska považovaný za **mokrad'**. V národnej legislatíve SR zákon o ochrane prírody a krajiny č. 543/2002, § 2, písmeno g) zahŕňa rybníky taktiež medzi mokrade. V roku 1990 pristúpila Česká a Slovenská republika (vtedy ČSFR) k Ramsarskému dohovoru – Dohovoru o mokradiach majúcich medzinárodný význam najmä ako biotopy vodného vtáctva. V podmienkach strednej Európy rybníky tvoria významnú časť mokrad'ou. Podľa článku 1. Asmarského dohovoru sa za mokrade považujú:

„Územia s močiarimi, slatinami, rašeliniskami a vodami prirodzenými alebo umelými, trvalými alebo dočasnými, stojatými aj tečúcimi, sladkými, brakickými alebo slanými, včítane územia s morskou vodou, ktorej hĺbka pri odlive nepresahuje 6 metrov“.

Podľa uvedeného vymedzenia termínu mokrade zahŕňajú v našich podmienkach všetky povrchové vody, vrátane riek, kanálov, rybníkov, jazier a údolných nádrží (Pokorný, et al., 2004; Lusk, 2015). Podrobnejšia klasifikácia rybníky ďalej zaraďuje podľa dohovoru medzi mokrade vytvorené ľudskou činnosťou („human-made wetlands“) (Secretariat 2013). V prípade verejnosti však prevláda veľmi všeobecné a neurčité vymedzenie pojmu mokrad' a z toho aj následne vyplývajúci spoločenský prístup (Pokorný, et al., 2004). Práve ako dôležitý nástroj k zlepšeniu vnímania hodnoty rybníkov pre chovateľov, či verejnosti môže slúžiť napríklad „**Akčný plán pre mokrade pre roky 2015 – 2018**“, ktorý bol schválený uznesením vlády SR č. 304/2015 z 03.06.2015. V materiáloch v *cieli 12* sa uvádza:

„Rozširovanie trvalo udržateľného rybného hospodárstva, poľnohospodárstva a ekoturizmu s ich prispením k ochrane biodiverzity a zvyšovaniu životnej úrovne obyvateľov“, čo predstavuje dôležitú úlohu pre orgány štátnej správy a produkčných chovateľov, s dôrazom na plynúce opatrenia v danom sektore.

Samotné zakladanie a udržiavanie rybníkov je asi jediným kultivačným krajinným opatrením človeka, ktorého výsledkom je vytvorenie bohatej druhovej diverzity. Rybníky poskytujú svojimi rozsiahlymi vodnými plochami okrem hospodársky priaznivého výsledku aj vhodný životný priestor pre mnohopočetné druhové bohatstvo živočíchov, rastlín a mikróbov. Urbanizáciou a stratou mnohých životných priestorov, zostali vďaka tomu práve rybníky často ich posledným útočiskom. Rybníky s chovom kapra sú preto z dnešného pohľadu ochrancov prírody a uvedomelej spoločnosti neobyčajne dôležité biotopy. Mnohé rybníčné kraje (regióny) v Európe boli aj preto v poslednom období prehlásené za chránené územia rôznych kategórií. Následne bude potrebné prijať pre tieto dôležité lokality rybníkov, či „mokrade“ všeobecne dôslednejší a citlivejší nastavený manažment chovu s finančnou podporou pre jeho udržateľnosť.

Dôležitým a určite nespochybniteľným nástrojom je v rámci Európskeho únie je SMERNICA 2000/60/ES EURÓPSKEHO PARLAMENTU A RADY z 23. októbra 2000 (WFD), ktorou sa stanovuje rámec pôsobnosti pre opatrenia spoločenstva v oblasti vodného hospodárstva. Jednotlivé články WFD definujú;

(16) „ochranu a trvalo udržateľné hospodárenie s vodou (manažment vôd) je potrebné začleniť aj do ďalších sektorov politiky spoločnosti, ako je energetika, doprava, poľnohospodárstvo, rybné hospodárstvo, regionálna politika a cestovný ruch“, či článku;

(26) „členské štáty sa majú snažiť o dosiahnutie cieľa – aspoň dobrého stavu vôd, definovaním a zavedením potrebných opatrení v rámci integrovaných programov opatrení, berúc do úvahy existujúce požiadavky spoločnosti“, ktoré zatiaľ neboli pre sektor rybníkárstva v SR implementované (VÚVH, 2017). Nariadenie vlády SR č. 269/2010 Z.z. je nástrojom hodnotenia kvality povrchových vôd, v ktorom § 4 klasifikuje dobrý chemický a ekologický potenciál útvarov povrchových vôd. Uvedené ustanovenie sa vzťahuje pre určenie dobrého ekologického potenciálu pre výrazne zmenené alebo umelé vodné útvary povrchových vôd (príloha č. 12 a 13), kde sa hodnotením určuje päť tried ekologickej kvality (Zákony pre ľudí, 2017). Rybníky sú však z uvedených požiadaviek oslobodené ustanovením § 10 zákona č. 364/2004 Z.z. o vodách.

2.1.2 Trofické stupne povrchových vôd

Trvalo pôsobiaci proces eutrofizácie je ďalším fenoménom, ktorý dnes významne vplyva na rybníčné ekosystémy. Eutrofizáciu v rybníkoch možno kategorizovať ako prirodzený proces a antropogenný proces. Počas prirodzeného procesu, ktorý nejde ovplyvniť, dochádza k uvoľňovaniu dusíka a fosforu z pôdy, odumretých rastlín a organizmov (Janeková a Malega, 2010). Naopak ku antropogennej eutrofizácii dochádza vplyvom človeka. Eutrofizácia je narušením prirodzeného kolobehu dusíka a fosforu (Šafarčíková, et al., 2006). Je spôsobená najmä intenzívnou poľnohospodárskou výrobou, splachom dusíkatých a fosforečných hnojív z poľnohospodársky obhospodarovaných pozemkov, vypúšťaním komunálnych a priemyselných odpadných vôd, používaním pracích prostriedkov s podielom polyfosforečnanov (Smith, et al., 1999), ktoré ešte dopĺňajú atmosférické depozície a prirodzený odnos v povodí (Hejzlar, 1995).

V rybníkoch dopĺňa vstup živín *organické a anorganické hnojenie a kŕmenie rýb* za účelom zvýšenia prirodzenej produkcie, vrátane exkrementov, čo môže proces eutrofizácie urýchľovať a stupeň trofie sa tak môže zvyšovať. Princípom dodržiavania zásad dobrej praxe je uplatňovanie vyrovnanej bilancie vstupu fosforu (P) a jeho

výstupu v biomase obsádky rýb (Knösche, 1998; Hlaváč, et al., 2013). Retencia prijatého fosforu v krmive za bežných podmienok predstavuje 32 %, kde zvyšok P je obsádkou vylúčený do vodného prostredia (Jirásek, et al., 2005). Pri odchove v rybníkoch je prikrmovanie (respektíve) založené na podávaní rastlinných krmív – obilnín, ktoré obsahujú fosfor vo forme kyseliny fytové. Kaprovité ryby nevytvárajú enzým fytázu, čo zhoršuje využívanie fosforu. Problémom je, že takto dostávajú ryby fosfor v ťažko dostupnej forme a ich schopnosť vstrebania sa pohybuje na úrovni len od 8 – 38 %. (Mareš, et al., 2015). Z uvedeného vyplýva, že takýto fosfor je prevažne vylučovaný výkalmi do vodného prostredia, čo zvyšuje ekologickú záťaž a prispieva k eutrofizácii vôd (Kopp, et al., 2017). Autor tiež uvádza, že v pšenici je podiel fytátového P **71,6 – 74,9 %**, pri obsahu TP 3,1 – 4,0 g/kg pšenice. LaMarra (1975) vo svojej štúdií vplyvov obsádky kapra na biotu uvádza, že najmenej 50 % vylúčeného fosforu z krmiva je hneď dostupné (využiteľné) pre fytoplanktón, s vplyvom na ďalšie zloženie primárnej produkcie. Pri nedodržiavaní vyrovnanej bilancie vstupu P voči výstupu P v rybníčanom chove sa zvyšuje negatívny prejav zvyšovania trofie už aj tak v mnohých prípadoch hypertrofných rybníkov. Dôležitú úlohu zohrávajú rovnako, aj staré živinové záťaže vo forme množstva sedimentov ako zdroja fosforu (Duras a Potužák, 2016), ktoré sú dnes bežne dostupné v rybníčaných chovoch. Jednoduchým príkladom poukazuje na vplyv nasadzovania maximálnych obsádok kaprov podľa metodického pokynu MP ZP03/2003 v ČR, s využitím maximálnych dávok hnojenia a kŕmenia (Tabuľka 2-1).

Podľa vodného zákona SR č. 364/2004 Z.z., je **eutrofizácia** definovaná ako *„obohacovanie vody živinami, najmä zlúčeninami dusíka a fosforu, ktoré má za následok zvýšený rast cyanobaktérií, rias a vyšších vodných rastlín, čím môže dôjsť k nežiaducemu zhoršovaniu ekologickej stability, k zníženiu biodiverzity a kvality vody“*. Všeobecným cieľom členských krajín EU je kvalitu povrchových vôd zlepšovať. Z uvedeného dôvodu je preto nevyhnutné, aby bolo vypúšťanie rybníčnej vody predmetom ďalších štúdií a pozorovaní.

Tabuľka 2-1 Základný prepočet vstupu fosforu do rybníčného ekosystému pri použití maximálnych dávok kŕmenia obilninami a použitia maximálnej dávky hnojenia (kravský hnoj) za odchovnú sezónu v zmysle povolených limitov podľa metodického pokynu č. ZP03/2003 v ČR. Zároveň bola odpočítaná retencia (využitie) obsádkou rýb pri RKK = 2,5 ($C_p = 1070 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, $pp = 400 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Najvyššie nasadenie podľa Tabuľka 2-5, v súlade s MP ZP03/2003.

Legenda: **Kŕmenie obilniny obsah 3,3 g P**, **maštalný hnoj 1,1 g P**, **retencia P v rybách 8,1 g P**.
Obsah živín a retencie živín prevzaté od Hlaváč, et al. (2013)

vek \ param.	Kŕmenie ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$)	P vstup ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	Hnojenie ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$)	P vstup ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	P retencia ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)	P saldo ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)
Násada $K_2 - K_3$ (odchov tržn. rýb)	2,68	8,8	3,5	3,85	8,7	+ 3,95

Pri ďalšom pozorovaní, ktoré bolo zamerané na vstup fosforu (TP) uvádzajú Duras a Potužák (2016) na príklade pozorovania rybníka Dehtář. V rybárskom manažmente s využívaním hnojív (kravský hnoj) a krmív malo podiel hnojenie až 22 % z celkového dodaného fosforu, ktorý tvoril podiel 61 %. Súčasťou dodávaných hnojív sú aj organické látky, ktoré výrazne zvyšujú (podporujú) bakteriálnu činnosť, ktorá výrazne odčerpáva kyslík, čo môže mať **negatívny vplyv na uvoľňovanie fosforu zo sedimentov**. To bolo pozorované najmä počas dní so slabšou svetelnou intenzitou. Primárna produkcia rybníka nebola schopná dostatočne nasýtiť vodný stĺpec kyslíkom a anoxický stav bol zaznamenaný v 80 % rybníka. V prípade, ak nie je v rybníku zachovaný funkčný potravinový reťazec, hnojenie sa tak minie účinku a v takýchto prípadoch skôr zhoršuje odchovné prostredie.

Prísun živín v súčasnosti v českom produkčnom rybníkárstve predstavuje v priemere 4 kg P a $20 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ (nepubl. dáta pre Rybárske združenie, Regenda 2013). Tabuľka 2-1 uvádza prehľad vstupu živín pri maximálnom zaťažení vstup až $12,65 \text{ kg} \cdot \text{P} \cdot \text{ha}^{-1}$. Třeboňské rybníky napr. v roku 2012 dosahovali dávky $4,5 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ a $21,4 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ Pechar (2015). Vstup živín vyjadrených uvedenými hodnotami zahrňujú krmivá a hnojivá používané v rybníkárstve. Prehľad vývoja vybraných parametrov od 50. rokov 20. st. je uvedený v tabuľke (Tabuľka 2-2).

Dentifikácia v anoxických podmienkach spôsobuje odvetranie dusíka do atmosféry. Tento proces môže účinne znižovať podiel dusíka vo vodnom prostredí. V niektorých prípadoch môžu byť jeho dostupné formy limitujúce pre vodné rastliny (Wetzel, 2001). Ďalšou schopnosťou sladkovodnej akvakultúry realizovanej v rybníkoch, je proces celoročného zachytávania v celosvetovom rozsahu približne $13,1 \text{ Mt} \cdot \text{rok}^{-1}$ uhlíka. Tento rozsah tvorí organický uhlík z nespotrebovaného krmiva, organických hnojív, mŕtveho planktónu a exkrementov z rôznych druhov rýb zachytávaných na dne rybníkov (Boyd,

Wood et al. 2010). Primárne prejavy eutrofizácie sú pozorovateľné na zvýšenej produkcii rias a siníc (Pinto, et al., 2005), ich nárastov, vrátane vláknitých rias a nadprodukcie submerzných a emerzných rastlín pozorované v počiatočnej fáze zvyšovania trofie. Priamymi dôsledkami sú problémy vo vodárenstve (čistenie vôd, kvalita podzemných vôd), výskyt toxínov, zhoršenie rybochovných podmienok a využívania vôd na rekreačné účely, nárast organickej hmoty s akumuláciou kontaminantov. Tieto prejavy a dôsledky majú v ďalšom procese najmä tieto dopady (Punčochár a Desortová, 1994):

- Znižovanie priehľadnosti vody (< 40 cm)
- Obohatenie sedimentov o živiny a zanášanie dna
- Zhoršenie fyzikálne – chemických parametrov vody
- Zmeny kyslíkového režimu a následné problémy s Mn a Fe
- Senzorické vady vody a organizmov slúžiacich k priamej konzumácii
- Zmeny v potravinových reťazcoch a druhových spoločenstvách, ako aj v zloženiach organizmov

Obsádka kapra je považovaná za kľúčového modifikátora trofie ekosystému, ktorá je schopná ovplyvňovať rybníchnú vodu dvomi cestami: uvoľňovaným sedimentu a exkréciou, čoho dôsledkom je zvýšenie živinového zaťaženia (LaMarra, 1975; Brabrand, et al., 1990). Extrémne kolísanie kyslíka vo vode, značné výkyvy pH, sú základné a zreteľné ukazovatele pokročilej eutrofizácie a najmä (ne)stability rybníčných ekosystémov.

Pri hodnotení príčin pokročilej eutrofizácie je často uvádzaný vplyv živinovej záťaže z povodia. Podľa štúdií so zámerom na udržateľný rybársky manažment na CHKO Třeboňsko, autori (Pechar a Radová 1996) uvádzajú, že prísun živín nie je priamo závislý na prísune z povodia, ale je významne spojený s rybárskym manažmentom. V práci bol potvrdený vzťah – vyjadrený negatívnou koreláciou medzi vodivosťou a chlorofylom – *a*, oproti pozitívnej korelácii medzi chlorofylom – *a* a celkovým dusíkom a celkovým fosforom, ako spojitosť so štruktúrou planktónu práve v rybníkoch. Novšie pozorovania v rámci projektu ARRINA (Kerepeczki, et al., 2016), ktoré boli zamerané na rôzne typy krmiva v rybníkoch (vyvážené krmivá, vrátane náhrad rybej múčky, cereálie) preukazujú schopnosť rybníka významne znižovať živinové zaťaženie vstupujúce z povodia. V komplexom prehľade štúdie storočnej eutrofizácie rybníkov podľa Pechara (2015) je súčasná eutrofná situácia

dôsledkom dlhodobu synergicky pôsobiacich faktorov – t.j. prísunu živín a zvyšovania rybích obsádok. Rovnako autor uvádza, že okrem kontrolovaného prísunu živín (hnojením a kŕmením rýb) boli rybníky posledných 50. rokov silne dotované živinami z povodia, kde táto situácia môže pretrvávať ešte dodnes. Preto je náročné rozlíšiť, ktorý z procesov mal v procese eutrofizácie väčší vplyv. V Tabuľka 2-2 je viditeľný príklad zníženia priehľadnosti vody, čo bolo zrejme spôsobené silným vegetačným zákalom (vysoké hodnoty *Chla-a*, a koncentrácia živín *TP* a *TN*) a zároveň veľkou hustotou kaprových obsádok, ktorá svojou potravnou aktivitou zvyšuje podiel abiosestonu (nerozpustné látky) vo vodnom stĺpci, uvoľnením z dna rybníka.

Tabuľka 2-2 Priemerné koncentrácie celkového dusíka (TN), fosforu (TP), chlorofylu a priemernej priehľadnosti vody (Pechar a Baxa, 2016) dlhodobu pozorované na Třeboňských rybníkoch. (dáta v zátvorkách sú odhady na základe korelačných vzťahov) Třeboňsko, 76 lokalít 1954–1956, 1–4 odbery ročne, 35 lokalít 1990–1991 a 40 lokalít 2000–2001 [17], 2010–2011, 2012 a 2014 3 odbery ročne

Roky	TN (mg.l ⁻¹)	TP (mg.l ⁻¹)	Chlorofyl (mg.l ⁻¹)	Priehľadnosť (m)
1954 – 56	1,70	(0,16)	(40)	1,10
1990 – 91	2,60	0,29	121	0,45
2000 – 01	2,27	0,29	140	0,42
2010 – 11	2,70	0,27	129	0,49
2012 – 14	2,36	0,21	120	0,52

Stupeň trofie (úživnosti) a posúdenie stavu vodného ekosystému môžeme rozlíšiť na základe rôznych ukazovateľov. Trofický stupeň je definovaný ako celková váha živého materiálu (biomasy) vo vode na danej lokalite za daný čas (Naumann, 1929). Klasifikácia úživnosti môže byť hodnotená rôzne. Napríklad podľa OECD (1982), ktorá rozlišuje štyri kategórie zaradenia na základe troch základných ukazovateľov, t.j. **chlorofyl – a** (µg.l⁻¹), **celkový P (TP)** (mg.l⁻¹) a **priehľadnosť** (m). Tabuľka 2-2 uvádza prehľad sledovaných vybraných parametrov od 50-tich rokov 20. storočia na príklade Třeboňských rybníkov. Ďalším pomocným nástrojom pre hodnotenie stavu trofie povrchových vôd je *TSI index* (trophic state index) podľa Carlsona (1977), alebo Forsberga (Forsberg and Ryding, 1980), či Canfielda, ktorý hodnotí trofiu využitím TSI indexu aj so zohľadnením makrofyt (Canfield, et al., 1983). Možným pohľadom na aktuálnu hodnotu biotopu rybníka poskytuje vo svojej práci Seják (2010) metodikou ich oceňovania. Metodika ďalej kvantifikuje ekologické ujmy, ktoré vznikajú stratou alebo oslabením prirodzených funkcií ekosystémov, narušením vnútorných väzieb a procesov v dôsledku ľudskej činnosti. Metodika tiež rieši adekvátne kompenzačné

opatrenia. Hodnotenie biotopov sa realizuje so zámerom zistenia ich biologickej rozmanitosti, kde hodnotenie má dva stupne:

- *biologické a*
- *ekonomické, tj. peňažné oceňovanie prírodných stanovišť*

Ďalším jednoduchším prístupom s dôrazom na zlepšenie kvality povrchových vôd a tým zlepšenie podmienok pre život vodných organizmov uvádza Duras a Potužák (2017). V uvedenom koncepte, ktorý nazval „kúzlo prvého vegetačného obdobia“ zhrnul jednotné požiadavky zainteresovaných skupín ako botanikov, ornitológov, entomológov a zoológov. Týmto prístupom sa snažia autori poukázať na problematiku obhospodarovania rybníkov s cieľom využitia a zlepšenia celkového ekologického potenciálu rybníkov. V nadväznosti na zlepšenie ekologického potenciálu autori uvádzajú, že je nemožné vychádzať z požiadaviek prirodzenej druhovej skladby rýb, či z očakávania nedosiahnuteľného nízkeho obsahu živín (pozn. autora – sedimentové zaťaženie živinami). Je potrebné hodnotiť ako rybník plní svoju mnohostrannú úlohu v krajine, kde má nespochybniteľný podiel aj biodiverzita. Hule (2012) uvádza **nezlúčiteľnosť týchto prístupov bez nastavenia kompenzačných opatrení** cez dotačný program konkrétnej krajiny. Hospodárenie na rybníkoch má v súčasnej dobe v pozornosti trvalo udržateľný chov rýb, ktorý spočíva mimo iných požiadaviek vo vyrovnanej bilancii dodaných živín oproti živinám vyťažnými prírastkom rýb (Hartman a Regenda, 2014).

2.1.3 Primárna produkcia v rybníkoch

Širšie akceptované pomenovanie mikroskopických rias (Algae) „nižšie rastliny“, aj keď nie sú súčasťou ríše rastlín (Plantae), je práve vo vzťahu k „vyšším rastlinám“ – makrofytom, pre ich spoločnú fotosyntetickú činnosť. Primárny producenti využívajú slnečné svetlo ako energiu, ktorou konvertujú anorganické látky do organických zlúčenín, čím poskytujú principiálny základ potravinových reťazcov na zemi. Produkujú kyslík, ktorý je rozhodujúci pre život heterotrofných organizmov. Riasy, ako „nižšie rastliny“ zaujímajú široký rozsah životných podmienok od pôdy po vodu, v podmienkach studenej, či teplej, alkalickej alebo acidickej, hypo/hyper – slanej, či inak extrémne podmienky (Krienitz, 2009). Táto široká skupina siníc, rias a vodných makrofytov patrí medzi fotoautotrofné organizmy, ktoré majú vo vodnom prostredí ekologickú funkciu primárnej produkcie. Hlavný význam majú vo vodných

ekosystémoch najmä sinice a mikroskopické riasy. Primárna produkcia v hypertrófných ekosystémoch dosahuje počas dňa dennú produkciu $> 2500 \text{ mg C m}^{-3} \cdot \text{deň}^{-1}$ (C = uhlík stanovený volumetricky) a v biomase $> 600 \text{ mg C} \cdot \text{m}^{-3}$. Častá dominancia v hypertrófných rybníkoch je podiel nasledujúcich skupín – Cyanobacterie, Chlorophyta a Euglenopytha (Dokulil and Kaiblinger, 2009). Podľa spôsobu života obýva fytoplanktón oblasť pelagiálu a fytobentos, môže byť bentickým spôsobom života prisadnutý na rôzne druhy substrátu (Spurný, et al., 2015). Riasy, ktoré tvoria spolu s baktériami a drobnými živočíchmi nárasty na rôznych povrchoch označujeme ako perifyton (Hejný a kol., 2000).

V porovnaní so stratifikovanými povrchovými vodami sú plytké povrchové vody viacej zaťažované kolobehom živín. Potenciál dekompozície, ako aj ich odtok je nižší, recyklácia živín v rybníkoch je však podstatne rýchlejšia. Nielen živiny, ale aj svetelná dostupnosť často reguluje fotosyntetickú produkciu a rast organizmov závislých od tejto produktivity. Dostupnosť živín nemá vždy vplyv na produktivitu fytoplanktónu v rybníkoch. Dôležitý je komplex vzájomných vplyvov medzi makrofytmí, prisadlou mikrobiotou a fytoplanktónom (Wetzel, 2001).

V prirodzených plytkých povrchových vodách je umožnené preniknúť viditeľným spektrom svetla (fotosyntetické svetlo) ku dnovému sedimentu, čo adekvátne podporuje fotosyntézu aj pre vyššie vodné rastliny. Vyššia turbidita však tieto procesy ovplyvňuje a preto vo väčšine prípadov makrofyty kolonizujú iba určitú časť vodnej plochy, najčastejšie litorál (Wetzel, 2001). To je tiež závislé na veľkosti a druhu rybej obsádky. Rozvoj ponorených rastlín v objeme do 25% plochy nádrže je prínosný. Časť z tohto podielu rastlín môže tvoriť pobrežná – litorálna vegetácia (tvrdá), ktorej rast je podporovaný najmä vyšším obsahom živín (Adámek, et al., 2013). Minimálnu rozlohu makrofytov 0,05 hektára (0,1 ha rákosin) v prírodných typoch biotopov, zabezpečí možnú spontánnu alebo riadenú obnovu pre plytké a prirodzene eutrofné vody (Seják 2010). Autori ďalej v metodike hodnotenia biotopov uvádzajú čas potrebné pre ich obnovu, ktorý je stanovený od 3 – 8 rokov. Tvrdá vegetácia je často pre rybárskych hospodárov nežiadúca, najmä z dôvodu odoberania živín z vodného prostredia, či odoberaním kyslíka pri jej disimilácii (Adámek, et al., 2013), prípadne tienenia vodnej hladiny. Cablík (1960) uvádza, že najväčšie straty vody v rybníkoch spôsobuje transpirácia vodných rastlín a výpar. V letných mesiacoch môže v závislosti na pomere

zarastenej plochy litorálu dosahovať transpirácia až **3 – 3,5 násobok výparu** z vodnej hladiny (Vrána a Beran, 2008).

Medzi významné chránené druhy rastlín, ktoré z rybníkov takmer vymizli sú bublinatka (*Utricularia sp.*), kotvica plávajúca (*Trapa natans*), lekno (*Nymphaea sp.*), salvínia plávajúca (*Salvinia natans*), leknovec štítantý (*Nymphoides peltata*), žabníček plávajúci (*Luronium natans*) (Seják 2010), ktoré patria v niektorých krajinách Strednej Európy medzi chránené druhy. Dnes v podmienkach zvýšenej trofie a vyšších obsádok ustupujú aj druhy ako močiarka (*Batrachium sp.*), pálka Laxmanova (*Thypha laxmannii*), pálka striebritosivá (*Thypha shuttleworthii*), sitina čiernastá (*Juncus atratus*) (Seják 2010). Tento priestor zaplňa rákos (*Pragmites australis*) a bežné obrobince (*T. angustifolia*, *T. latifolia*) (Hejný, 1996; Hejný a kol., 2000). Seják (2010) definuje degradované bioty vôd ako vody silne ovplyvnené antropickou činnosťou – obsádka rýb, eutrofizácia, znečistenie, ktoré však nevytvára abiotické prostredie chemicky znečistenej vody, ale limituje rozvoj bioty tak, že samovoľná sukcesia nemôže dospieť k prírode blízkym biotopom. Podľa autorov (Příkryl, 1996; Hejný, et al., 2002) analýzou historických údajov o zooplanktóne a správ o skladbe vegetácie je možné usúdiť, že väčšina rybníkov sa podobala dnešným plytkým mezotrofným a mierne dystrofným jazerám, ktoré môžeme nájsť na severe Nemecka a v Poľsku.

Zvýšená obsádka kapra môže výrazne zmeniť abundanciu a zloženie spoločenstva makrofytov v povrchových vodách a to priamo, alebo nepriamo. Pretože sú makrofyty dôležité pre ich schopnosť stabilizovať sediment, udržiavať priaznivý stav v kompetencii o svetlo a živiny s fytoplanktónom, poskytujú potravu a refúgium pre vodné živočíchy a tiež ich diverzita má vplyv na celý ekosystém (Crivelli 1983; Loughheed, Crosbie et al. 1998; Zambrano, Scheffer et al. 2001) či zvýšenia odparu vody (Vrána a Beran, 2008). Schopnosť kapra prehrabávať sedimenty pri vyhľadávaní bentickej potravy vedie zvyšovaním turbidity k strate abundancie a diverzity makrofytov (Crivelli 1983; Parkos Iii, Santucci et al. 2003; Miller and Crowl 2006). Submerzné rastliny majú slabšie korene, sú závislé od prieniku svetla, čím sú podstatne zraniteľnejšie zvýšeným vírením sedimentov obsádkou kapra (Roberts, Chick et al. 1995). Smerovanie k vymiznutiu submerznej vegetácie sú dlhodobo známymi dôsledkami vysokých obsádok bentivorných druhov rýb (Zambrano, Scheffer et al. 2001).

Naopak v produkčnom rybárstve je žiadúci tkz. „vegetačný zákal“ tvorený primárnou produkciou, ktorý na jednej strane zvyšuje produkciu rybníka, ale zároveň môže významne obmedzovať prirodzené procesy nedostatočným prienikom svetla do ďalších vrstiev vody. Podľa Pokorného (2015) je v podmienkach eutrofizovaných vôd žiadúca optimálna priehľadnosť vody približne 40 cm. Autor ďalej uvádza, že je možné ekosystém takto účinne kontrolovať, kde obmedzovaním svetelnosti sa udržuje abundancia fytoplanktónu. Pechar (2015) uvádza, že práve fotosyntéza rias a siníc rozhodujúcim spôsobom ovplyvňuje dva najdôležitejšie faktory určujúce **stabilitu planktónu ako kľúčového spoločenstva rybníčnej biocenózy**, t.j. pH a koncentráciu rozpusteného kyslíka. Intenzívny metabolizmus submerzných makrofytov, perifytonu, spolu s väčšími depozíciami organického detritu pravidelne spôsobuje v diurnálnych cykloch zmeny koncentrácie kyslíka, pH a ďalších parametrov (Scheffer, 1998). Dôvodom zvyšovania pH je asimilácia fotosyntetických rias a siníc vo fotickej vrstve vody, ktoré z vody odoberajú CO₂, ako zdroj uhlíka pre svoj rast (Hejný a kol., 2000). Takéto podmienky negatívne vplyvajú na rybie obsádky, predáciu vyžierajúceho zooplanktónu a životný cyklus bezstavovcov. Jedným z faktorov znižovania priehľadnosti môže byť aj pôsobenie pohybu vody na sediment a tiež aj dôsledkom vlnobitia za vplyvu vetra (Scheffer, 1998). Uvoľňovanie organických zlúčenín do vodného prostredia môže potláčať rast fytoplanktónu a perifytonu, napr. v kompetícii s baktériami – planktónom. Kontrola nárastu perifytonu na submerzných rastlinách (tínenie) je v prirodzených podmienkach kontrolovaná larvami hmyzu – napr. *chironomidae*, či vodnými slimákmi (Wetzel, 2001).

Prisadnuté baktérie ako súčasť komplexu ďalších mikroorganizmov – biofilm (riasy, sinice, huby, prvoky) práve so širšou taxonomickou a metabolickou diverzitou majú kľúčovú rolu v kontrole kvality povrchových vôd a v riadení bio – geochemických cyklov. Dôležitosť ich prítomnosti v stojatých vodách a plytkých jazerách je schopnosť degradovať polutanty, udržovať a izolovať hlavné prvky (C,N,P). Ich zastúpenie je preto v cykle nespochybniteľné (Carrias a Ngando-Sime, 2009). Bakteriálna dekompozícia organického materiálu a ukladanie uhlíka, re – mineralizačné procesy uvoľňujúce živiny naspäť do vodného prostredia, sú všetko zdrojom pre ďalšie mikroorganizmy, ktoré sú dôležité v procese cyklu fosforu a dusíka (Robarts a Carr, 2009). V podmienkach vysokej dostupnosti živín má denzita fytoplanktónu tendenciu v týchto podmienkach pretrvávajúť, aj pri rozdielnosti využiteľnosti živín (Wetzel, 2001).

V týchto podmienkach môžeme však zaznamenať zmenu podielu v druhovom zastúpení zelených rias oproti dusík fixujúcich cyanobaktérií, ktoré sú často ďalej v potravinovom reťazci nevyužité (Lampert a Sommer, 2007). V podmienkach obohatených vôd živinami sú bežnými zástupcami cyanobaktérií druhy ako *Anacystis*, *Aphanizomenon*, *Anabaena* (Hutchinson, 1967), ktoré sú v podmienkach plytkých povrchových vôd pre zooplanktón nevyužiteľné (Vincent, 2009).

V podmienkach dominancie fytoplanktónu (dnes väčšina rybníkov v strednej Európe) sú submerzné makrofyty významne eliminované, čoho dôsledkom je hojný rozvoj rias, či cyanobaktérií adaptovaných v náročných podmienkach kompetície o svetlo a zvýšeného podielu živín. Fytoplanktón zvyšuje turbiditu, redukuje svetlo pre submerzné makrofyty, znižuje vyžierací tlak veľkého zooplanktónu na fytoplanktón z dôvodu nevhodnej veľkosti potravy. Môžeme hovoriť o prevládajúcom fytoplanktóne, čo určuje typ povrchových vôd práve jeho dominanciou (Wetzel, 2001). Pokiaľ nie je dostatočne využitá primárna produkcia v jednosmernom toku energie, ***zostáva ekosystém nevyrovnaný s ďalšími možnými dôsledkami.***

Aktivita kapra pri vyhľadávaní potravy zastáva dôležitú úlohu v celkovej biomase a zložení fytoplanktónu v povrchových vodách, najmä zvýhodňovaním niektorých taxónov (cyanobaktérie). Tieto sú schopné prežívať v podmienkach zvráteného sedimentu, najmä v letných mesiacoch spojených z vyššou aktivitou kapra pri prijímaní potravy. Obsádky kapra „top down efektom“ potláčaním zooplanktónu menia jeho štruktúru, čoho dôsledkom je znížená účinnosť vyžieracieho tlaku na fytoplanktón (Carpenter and Lodge 1986). Zvýšená recyklácia živín zo sedimentu a súčasne kaskádový efekt sú výsledkom vzrastania abundancie fytoplanktónu (LaMarra, 1975). Predácia planktonožravých druhov rýb urýchľuje sukcesiu spoločenstiev zooplanktónu, ktorá je kombinovaná s eutrofizáciou (Li, Xie et al. 2017). Priamym efektom planktivorných druhov rýb, ktoré sa živia filtráciou potravy nie priamy vyžierací tlak na zooplanktón a tým zníženie jeho abundancie a biomasy, ale nepriamy efekt cez fytoplanktón (zmena jeho zloženia a biomasy). Cyanobaktérie môžu ďalej inhibovať veľké druhy zooplanktónu, čo môže neskôr vyhovovať menším druhom. Filtrujúce planktonožravé druhy rýb nepriamo vplývajú na zooplanktón redukovaním využiteľnej biomasy fytoplanktónu pre zooplanktón, čo v závere vedie k poklesu spoločenstva zooplanktónu (DeVries and Stein 1992). Štruktúra spoločenstva zooplanktónu je v čase menená rovnako planktonožravými rybami a cyanobaktériami (Li, Xie et al. 2017), čo

je jedným z eutrofizačných efektov, vedúcich k urýchľovaniu sukcesie v povrchových vodách.

Proces sukcesie sa prejavuje aj pri starnutí rybníkov, kde dochádza k postupnému zaplňaniu rybníčnej kotliny. Jednak z dôvodu znižovania vodného stĺpca sedimentáciou, ako aj postupným zarastaním litorálnej vegetácie, ktorá postupuje ďalej od okrajov rybníka do jeho stredu (Williams, et al., 1999). Plytké kaprové rybníky sú podľa ich závislosti na hospodárení a štruktúry skôr, či neskôr náchylné k silnému zanášaniu (Hejný a kol., 2000; Füllner, et al., 2007). Zanášanie začína tvorbou hustých porastov rákosín (*Phragmites australis*, *Thypha sp.*, *Glyceria sp.*), kde zarastené plochy rybníka sú neprístupné pre obsádku rýb, či ďalej neproduktívne, čo znižuje produkčnú plochu rybníka. V záujme rybárskych hospodárov je dôležité vykonávať udržiavacie vysekávanie rákosín k tlmeniu ich rozrastu, najčastejšie žacími loďami (Füllner, et al., 2007). Sukcesia sa v plytkom type rybníka urýchľuje a môže tak bez pravidelného obhospodarovania zmeniť rybník na močiar, či olšinu (Hejný a kol., 2000). Je dôležité pri uvedených prácach rešpektovať hniezdenie a liahnutie vtáctva a práce tak vykonávať v zmysle legislatívneho opatrenia (napr. Zákon o ochrane prírody a krajiny č. 543/2002 Z.z.). Regulácia vodných makrofytov, vhodná skladba a abundancia obsádok rýb sú preto dôležitým a neopomenuteľným nástrojom rybárskeho hospodára, ktoré vie účinne pri chove využívať.

2.1.4 Sekundárna produkcia v rybníkoch

Prirodzená potrava má pri všetkých chovateľských metódach kapra v rybníkoch stále najvyšší význam, najmä pokiaľ sa jedná o varianty chovu, ktoré vychádzajú z prikrmovania bez plnohodnotných krmív (Füllner, et al., 2000). Vývoj prirodzenej potravy preto musí byť chovateľom pravidelne kontrolovaný. Správne vyhodnotenie množstva prirodzenej potravy má preto rozhodujúci význam na množstvo, frekvenciu a spôsob prikrmovania, čo samozrejme významne pôsobí na ekonomiku produkcie. Kvôli náročným metódam určovania množstva a kvality bentických organizmov, ktoré sú starším kaprom (> 30 cm) viacej preferované (Rahman, Kadowaki et al. 2010) (Huser a Bartels, 2015), je v rybnikárskej praxi používané hodnotenie množstva prirodzenej produkcie pre všetky kategórie kapra prostredníctvom zooplanktónu (Janeček, 1982; Faina, 1983; Füllner, et al., 2007; Schlott, et al., 2011; Hartman a Regenda, 2014). Rahman, Kadowaki et al. (2010) vo svojich prácach demonštrujú

posudzovanie preferencie obsádky kapra podľa dostupných potravinových zdrojov. V prípade, kde je obsádka kapra bez prístupu k bentickým zdrojom potravy má zooplanktón zastúpenie 70,9 % a fytoplanktón 29,1 % podiel. V prípade dostupnosti bentickej potravy, čo práve ***staršia obsádka kapra preferuje***, bentos tvoril až 76,1 % potravy. Zvyšný podiel potravy tvoril zooplanktón (17,9 %) a fytoplanktón (6,0 %). Tieto výsledky sú dobrým ukazovateľom, ako **je obsádka kapra schopná zmeniť svoju preferenciu potravy podľa jej dostupnosti**. Táto zmena však môže mať vplyv na rast obsádky, čo v prípade dostupnosti bentickej potravy môže zabezpečovať až o 30 % rýchlejšiu rast. Úloha makrozoobentosu je preto v procese chovu veľmi dôležitá.

Zooplanktón rybníkov

Obsádka kapra mení štruktúru populácie zooplanktónu. Vyžieracím tlakom mení populáciu väčšieho zooplanktónu na malý zooplanktón, ktorý je schopný vyžieraniu kapra unikať. Pri tejto aktivite obsádok kapra môžeme pozorovať zmenu zooplanktónu v jeho celkovej biomase, t.j. znižuje sa podiel väčších druhov zooplanktónu a naopak narastá podiel menších druhov. Vplyv rybej obsádky na abundanciu a biomasu zooplanktónu je závislý od jej veľkosti a štruktúry ekosystému (Huser and Bartels, 2015). Zooplanktón rybníkov je dôležitou súčasťou trofickej kaskády, najmä v zachovaní prestupu energie v potravinovom reťazci – t.j. účinnou filtráciou fytoplanktónu (čistiaca schopnosť) a zároveň zvyšuje produkčné výsledky. Dospelá *Daphnia galeata* vo veľkosti od 1,5 – 1,7 mm dosahuje denný priemerný pomer filtrácie 3,7 – 6,4 ml.deň⁻¹. Dospelá *Bosmina longirostris* vo veľkosti 0,4 – 0,6 mm je schopná filtrovať za deň **iba 0,44 ml.deň⁻¹** (Haney, 1973; Burns a Rigler, 1967). U väčších dafnií *D. pulex* môže byť filtračná schopnosť **až 15,1 ml.deň⁻¹ – 27,4 ml.deň⁻¹**, s prijímaním aj siníc v potrave (*Aphanizomenon flos-aque*) vo veľkosti vložiek 0,8 – 1,3 mm (20 x 10³ buniek x ml⁻¹) (Holm, et al., 1983).

Podľa definície polointenzívneho chovu v rybníkoch je dôležitá pri chove **zachovaná prirodzená sukcesia zooplanktónu**. V praxi to znamená, že v prvej polovici sezóny by mal byť prítomný podiel hrubého dafniového zooplanktónu a v ďalšej polovici by mal prevažovať stredný zooplanktón pri použití metódy prikrmovania obilninami, prípadne extenzívnym spôsobom. Schlott a kol. (2011) vo svojej práci uvádza, že veľkosť perloočiek > 1 mm (v počte 20 – 40 ind.l⁻¹) je základným predpokladom pre prikrmovanie obilninami. Zároveň sa požaduje nasýtenie vody kyslíkom (> 80 %),

vo vzťahu k teplote vody (>15°C). Tabuľka 2-3 uvádza prehľad rozdelenia kategórii prirodzenej potravy - zooplanktónu využiteľným kaprom, podľa rôznych autorov.

Tabuľka 2-3 Porovnanie kategórii rozdelenia zooplanktónu podľa rôznych autorov. Veľkostní rozsah je mm

<i>Zdroj</i>	<i>Drobný</i>	<i>Stredný</i>	<i>Veľký (hrubý)</i>
(Faina, 1983)	0,01 – 1,5	1,5 – 2,5	2,5 – 6,0
(Baxa, et al., 2013)	0,01 – 1	1 – 2	> 2

Porovnaním vybranej kategórie **drobného zooplanktónu** (< 1,5 mm) (Tabuľka 2-3) boli hlavnými zastúpenými druhmi v metodike Faina (1983) menšie *Daphnia galeata*, *Ceriodaphnia sp.*, *Bosmina sp.*, menšie buchanky (*Cyclopidae*) a ich vývojové štádia a viaceré druhy vírnikov (Rotatoria). Baxa, et al., (2013) uvádza pre rozsah **drobného zooplantónu** (< 1,0 mm) rozšírenejší výpis druhového zloženia; menšie štádia *Daphnia (galeata, ambigua, parvula, cucullata)*, *Diaphanosoma sp.*, *Simocephalus vetulus*, *Ceriodaphnia sp.*, ďalej menšie druhy perloočiek *Bosminidae*, *Chydoridae* a neonáty. U klanonožcov to bol najmä *Acanthocyclops trajany*, *Cyclops vicinus* a ich vývojové štádia nauplii a kopepoditi. U vírnikov sú to najmä *Brachionus sp.*, *Keratella sp.*, *Polyartha sp.*, *Hexartha sp.*, či väčšie druhy vírnikov (> 0,5 mm) ako *Brachionus calyciflorus*, či *Asplanchnidae*. Baxa, et al., 2013 svojím rozsiahlym pozorovaním 25 lokalít v oblasti Třeboňska zistili výskyt drobného zooplanktónu (prežraného celoročne) na 9-tich porozovaných profiloch.

Ako už bolo spomenuté v kapitole 2.1.3, tiež turbidita môže limitovať vyžitie fytoplanktónu, ktorý je pod vyžieracím tlakom väčšieho zooplanktónu. Zmena štruktúry zooplanktónu je zapríčinená v dôsledku zvýšenia voľných suspendovaných látok vo vodnom stĺpci, ktoré nevie zooplanktón svojím aktívnym predačným tlakom na fytoplanktón selektovať. Suspendované látky (drobný piesok, kaly) sú tak prijímané spoločne s fytoplanktónom, čím sa výrazne znižuje (redukuje) rýchlosť prijímania fytoplanktónu (DeMott 1982, Kirk 1991). Kirk (1991) ďalej uvádza, že vírniky (Rotifera) majú v takýchto podmienkach výraznú konkurenčnú výhodu, pretože potravu filtrovaním prijímajú pasívne. Tento mechanizmus na rozdiel od zooplanktónu, ktorý potravu prijíma aktívne (bez jej selekcie) umožňuje vírnikom v kompetencii o potravu mať konkurenčnú výhodu v podmienkach zvýšeného výskytu suspendovaných látok do vodného stĺpca. Tento mechanizmus vplyvu na populácie zooplanktónu ďalej znižuje jeho prežitie, oplodnenosť a rýchlosť rastu (Kirk and Gilbert 1990). Abundancia perloočiek je v podmienkach zvýšenej turbidity v stojatých povrchových vodách často

nízka (Koenings, Burkett et al. 1990). Efekt suspendovaných látok vo vodnom stĺpci sa môže veľkosťou a druhom perloočiek znižovať (Tabuľka 2-4). Zároveň je dôležitá koncentrácia suspendovaných látok, kde autori Arruda, Marzolf et al. (1983) **uvádzajú limitáciu schopnosti prijímania potravy** pre *D. parvula* a *D. pulex* hodnotu $> 50 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NL}_{105}$. Pre *D. ambigua* bol zistený pokles jej populácie o 80 % až pri hodnote NTU 200 mg.l^{-1} (Tabuľka 2-4).

Tabuľka 2-4 Vzťah medzi dĺžkou tela perloočiek a percentuálnym podielom poklesu prijímania potravy pri obsahu NTU $> 50 \text{ mg.l}^{-1}$ (Kirk (1991))

Veľkosť (mm)	Druh	<i>Ceriodaphnia</i>	<i>D. ambigua</i>	<i>D. galeata</i>	<i>D. magna</i>	<i>D. pulex</i>
1,0		> 80	-	-	-	-
1,0 – 1,5		-	40	-	> 70	70
1,5 – 2,0		-	-	-	-	45
2,0 – 2,5		-	-	> 70	> 40	-
2,5 – 3,0		-	-	-	-	> 10

Rozdiely v spôsobe príjmu potravy, veľkosti prijímanej potravy a schopnosti selektovať prijímanie potravy sú zodpovedné za vplyv suspendovaných látok na populácie zooplanktónu vo vodnom prostredí. Veľkosť prijímanej potravy je závislá od veľkosti organizmu. V prípade herbivorných perloočiek je ich bežná veľkosť od 300 – 3000 μm (Gerritsen, Porter et al. 1988). Veľkosť nimi prijímanej potravy je v rozmedzí 0,5 – 40 μm (DeMott 1982). Bežná veľkosť suspendovaných látok sa pohybuje v rozmedzí 0,5 – 2,0 μm , teda je plne vo veľkostnom spektre nimi prijímanej potravy (Arruda, Marzolf et al. 1983, Gliwicz 1986). Herbivorné vírniky sú podstatne menšie ako perloočky, ktoré filtrujú fytoplanktón. Ich veľkosť sa pohybuje v rozmedzí 80 μm – 300 μm , s rozsahom prijímanej potravy 4 – 18 μm (Rothhaupt 1990). V prirodzených podmienkach je filtračná schopnosť perloočiek napríklad *Daphnia* ($> 1 \text{ mm}$) veľmi silná v porovnaní s vírnikmi. Herbivorný klanonožci konzumujú rovnakú potravu ako vírnici, ale s menšou schopnosťou im konkurovať, nakoľko nevedia aktívne potravu selektovať ako vírnici. Stratégie prijímania potravy vírnikov sú rôzne, počnúc filtrovaním mikroriasí, baktérií, kvasiniek, či filtrovaním prvokov, ktoré konzumujú tak, že ich privádzajú prúdom vody do úst (*Brachinous sp.*, *Keratella sp.*) Väčšie dravé pelagické druhy ako *Asplanchna sp.* svoju korisť prehltávajú (Wallace and Smith, 2009).

(Brooks and Dodson, 1965) preukázali, že planktivorné ryby primárne vyžierajú väčší zooplanktón, čo má efekt na zníženie jeho veľkosti ako stratégia jeho prežitia. Iné štúdie zamerané na sukcesiu spoločenstiev zooplanktónu ukazujú negatívny efekt obsádok rýb na abundanciu zooplanktónu, kde výsledkom je podiel menšieho zooplanktónu s dominanciou vírnikov, malých perloočiek a klanonožcov (Andersson, Berggren et al. 1978; Vanni and Layne 1997). V poslednom období sa však publikujú štúdie zamerané na štruktúru zooplanktónu, kde bol preukázaný podiel hrubého až stredného zooplanktónu celoročne a to aj pri strednej intenzite hospodárenia (Baxa, et al., 2013). Adámek, Mrkvová et al. (2016) si vysvetľuje tento stav zmenou preferencie obsádky kapra na zoobentos. Vplyv rýb na populácie zooplanktónu môžu závisieť od schopnosti zooplanktónu prežiť (využívanie tvarových adaptácií – zmena veľkosti, diurinálnych zmien prostredia). Abundancia vírnikov narastá v povrchových vodách s produkciou rýb z hektára (Li, Xie et al. 2017). Vírnici, ako *r-stratégovia* sú schopný viacej tolerovať predáciu vedúcu k rastu ich spoločenstva (Geng, Xie et al. 2005).

Schopnosť únikovej adaptability niektorých perloočiek (*M. micrura*), napr. do vrstiev vody s nižším obsahom kyslíka, je perloočkami využívaná pri vyžieraní tlaku rýb (Zhang, Xie et al. 2013). Naopak početnosť vznášiviek (Calanoida) klesá s rastúcou biomasou rýb z dôvodu ich zhoršenej schopnosti uniknúť predácnému tlaku v porovnaní s buchankami (Cyclopoidae) (Brooks and Dodson, 1965; Chumchal, Nowlin et al. 2005). Perloočky sú efektívne vo vyžieraní (filtrovaní) fytoplanktónu, pokiaľ sa nezvýši podiel cyanobaktérií vo fytoplanktóne, čo následne vedie k rozvoju vodného kvetu v eutrofických vodách (Andersson, Berggren et al. 1978, Vanni and Layne 1997). Li, Xie et al. (2017) v závere práce uvádza, že zvyšovanie trofie v plytkých vodách s výskytom cyanobaktérií vedie k vyššej abundancii menších perloočiek, s pozitívnym efektom pre výskyt vírnikov. Schopnosť prežívania zooplanktónu je z dôvodu *r*-stratégie prežívania a jeho schopnosti uniknúť pred vyžiaracím tlakom obsádok rýb. Typický *r*-stratég je organizmom, ktorý si zakladá na rozmnožovaní populácie a mobilite svojho potomstva. Prevažne obsadzuje narušené ekosystémy.

Makrozoobentos rybníkov

Pechar a Radová (1996) pri pozorovaní rybníkov nachádzajúcich sa na Třeboňskej panve, ktorá bola zameraná aj na historické posúdenie pozorovanej lokality, potvrdzujú

z dostupných dát veľkú diverzitu zoobentosu v 19. storočí, ktorá je v dnešných podmienkach nízka. Pozorovania potvrdzujú najmä staršie práce Kafka (1891), Frič, Vávra (1895) s výskytom potočníkov (Trichoptera), lariev pošvatiek (Plecoptera), podeniek (Ephemeroptera), vážiek (Odonata), či ploštic (Heteroptera), čo Šusta (1884) v tom čase potvrdil kontrolou zažitiny obsádok rýb. Ďalej sa v prácach uvádza výskyt slimákov (Gastropoda), ulitníkov (Bivalvia) a mechoviek (Bryozoa) a druhov ako žižavica vodná (*Asellus aquaticus*), pavúk vodný (*Argyroneta aquatica*) príležitostne sa vyskytoval rak riečny (*Astacus astacus*). Larvy pakomárov boli zastúpené rôznymi druhmi, s početným zastúpením plošteniek (Turbellaria) a máloštetinatcov (Naididae). Naproti tomu nítanky (*Limnodrilus* a *Tubifex*) odrážali realitu chudobného bahenného substrátu, prípadne pieskového podložja, kde dnes sú bežnou súčasťou bentických organizmov. Za elimináciou vyššie uvedených druhov dnes stojí hlavne intenzifikácia hospodárstva, čo v rybnárstve predstavovalo až **10-násobné zvýšenie obsádok** (Pechar and Radová, 1996), s ďalšími následkami súvisiacimi z ich chovom (kap. 2.1.2; 2.1.3; 2.1.4; 2.1.5).

Preferencia starších kaprov má významný efekt na komunitu bezobratlovcov a ich zloženie, čo môže viesť k redukcii abundancii, druhovej diverzity a strate bohatosti a vyrovnanosti populácie bezstavovcov (Parkos Iii, Santucci et al. 2003, Stewart and Downing 2008). Mikrobiálna zložka, rastliny a spoločenstvá bezstavovcov poskytujú životný priestor a potravu pre stavovcov, ďalej pomáhajú odstraňovať polutanty, vrátane živín a anorganického sedimentu. Vplyv nižších štádií bezstavovcov je dôležitý v procese využitia živín a tokov energie pre vyššie bezstavovce, čím pomáhajú poskytovať potravu pre ďalšie potravinové reťazce (Wissinger, 1999). V rybníčných chovoch sú najdôležitejšou zložkou makrozoobentosu pakomáre – *Chironomus sp.* a máloštetinatí červy – *Tubifex*, *Limnodrilus*, ktoré dnes tvoria 90 – 95 % podielu potravy kapra (Adámek, et al., 2010). Densita zoobentosu vyjadrovaná na m² je závislá od vyžieracieho tlaku, teda hustoty obsádky. Početnosť makrozoobentosu sa môže pohybovať rôzne, je však závislá najmä od miesta, úživnosti, vyžieracieho tlaku obsádky rýb, kyslíkového režimu, dostupnosti substrátu, či manažmentu chovateľa. Podľa Sychra a Přemysl (2016) sa na Lednických rybníkov pohybovala densita pakomárov po letnení v predchádzajúcej sezóne a následne nižšej obsádke kapra (nasadenie 80 – 128 kg.ha⁻¹) od 7 – 3 tis. ks.m² (od VI. – X.). Naproti tomu Hlaváč (2011) pri pozorovaní štyroch Třeboňských rybníkov s konvenčným chovom

(s prikrmovaním a bez prikrmovania obilninami) a dlhodobo bez letnenia uvádzal priemerný počet pakomárov len 142 – 451 ks.m².

Turbidita rybnickej vody je ovplyvňovaná hustotou obsádky. Aktivita kŕmenia obsádok kapra sa vzťahuje inverzne k hustote a dostupnosti bentosu. Nárast turbidity je spôsobený podľa autorov Werner and Anholt (1993) vyžieracou aktivitou obsádky bentofágnych druhov z dôvodu znižujúcich sa dostupných zdrojov potravy. Za veľkou aktivitou vyžieracieho tlaku na bentické zdroje potravy môže byť obava z hladovania, pri znížení betnických zdrojov potravy. Obsádka kapra je však schopná prežívať aj pri veľmi nízkej hustote bentosu (Zambrano, Scheffer et al. 2001).

Škebl'a ázijská (*Sinanodonta woodiana*)

(*Sinanodonta woodiana*) patrí u nás medzi nepôvodné druhy lastúrnikov, k jej zavlečeniu z východnej Ázie došlo pravdepodobne vďaka zarybňovaniu nepôvodnými druhmi rýb (napr. tolstolobik biely a tolstolobik pestrý). Vo všeobecnosti je životný cyklus lastúrnikov rôzny. Časť vývoja životného cyklu škebiel' v našich podmienkach prebieha v parazitickom štádiu, cez tzv. larvu glochídie, kde ako hostiteľ je využívaná ryba – žiaberný aparát, či plutvy, na ktorých sú prisadnuté larvy neskôr encystované v hostiteľskom tkanive. Metamorfóza je kompletná v priebehu niekoľkých dní a juvenilné škeble sú uvoľnené z hostiteľa. Reprodukcia prebieha prevažne od mája do septembra, v závislosti od teploty vody (Douda, 2011). Škebl'a ázijská svojou vysokou adaptabilitou na naše podmienky je schopná vytláčať pôvodné druhy ako korýtko rybnicné (*Unio pictorum*), škebl'u riečnu (*Anodonta antatina*) a škebl'u rybnicnú (*Anodonta cygnea*) (Benkő-Kiss, 2013). Najzávažnejším problémom je kompetícia o potravné zdroje a jej vysokej schopnosti reprodukcie prostredníctvom našich nepôvodných druhov rýb (*C. gibelio*, *P. parva*), či pôvodných druhov kaprovitých rýb (*C. carpio*, *R. amareus*). Škebl'a ázijská je schopná dosahovať vysokú hustotu populácie viac ako 30 ind./m², s biomasou viac ako 25 kg/m² (Douda, 2011). Jej základným zdrojom potravy je filtrácia baktérií, prvokov a fytoplanktónu. Hojný výskyt bol zachytený najmä v oblastiach s vyšším živinovým zaťažením v rybníkoch (Podani, 2010), prakticky v celej Európe.

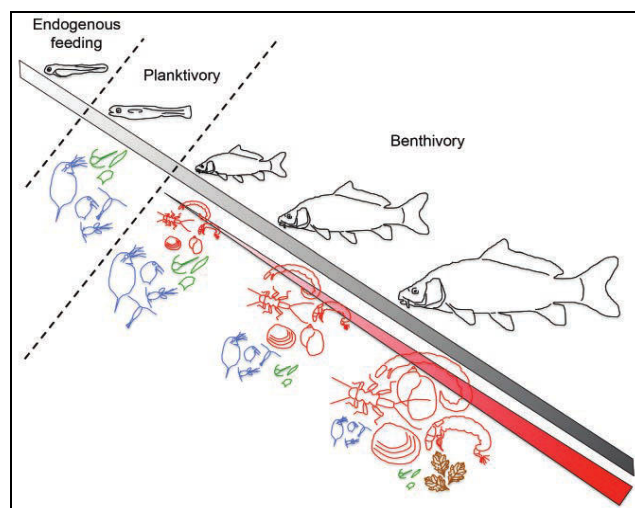
2.1.5 Skladby obsádok rýb (na základe potravinovej preferencie a ich vplyvu na ekosystém)

Aby bolo možné správne navrhnuť skladbu obsádky rýb, najmä polykultúrne obsádky, je potrebné dostatočne poznať potravinovú preferenciu chovaných druhov, úživnosť rybníka a správne vyhodnotiť vzájomné interakcie chovaných druhov. V podmienkach strednej a východnej Európy je prevažujúci chov kapra. Napríklad v Českej republike je jeho chov nosným pilierom rybníkárstva, vychádzajúc najmä z tradície a všeobecnej vhodnosti kapra ako druhu pre rybníčnú akvakultúru. Dôvody sú v rýchlom raste, veľkej plodnosti, odolnosti voči negatívnym zmenám životného prostredia, schopnosti prežitia aj dlhej zimy a v závere je produktom chutná a všetkým známa ryba (Berka, 2012). Napriek zažitej predstave, že kapor je doma v rybníku, je jeho pôvodným prostredím pomaly tečúca úživná rieka v nížinných oblastiach s veľkým výskytom vodnej vegetácie. Pôvodný areál výskytu divokého kapra *C. carpio carpio* na západe sa nachádzal v riekach, ktoré ústili do Čierneho, Kaspického a Aralského mora (Balon 1975; Blabolil (2016). Kapor, už ako domestikovaná európska forma (*C. carpio*) je majoritne chovaný druh vo východnej a strednej Európe. Pri vyšších obsádkach však svojou dominanciou znižuje produkčné možnosti pre ostatné druhy.

1) Kaprové obsádky

Kapor rybníčný je všeobecne považovaný za omnivora, ktorý sa kŕmi širokým a hlavne ľahko dostupným spektrom potravy s organickým základom. So vzrastajúcou veľkosťou tela kapor zvyčajne preferuje väčších bezstavovcov, čím ho môžeme postupne radiť od planktonofágov medzi bentofágov (Zambrano, Scheffer et al. 2001), (Obrázok 2-2). Dospelý kapor má mnoho morfológických odlišností, ktoré mu napomáhajú orientovať sa na prijímanie bentickej potravy, najmä organizmov, ktoré žijú v sedimente. Jednou z možností príjmu prirodzenej potravy je zachytávanie potravy prostredníctvom žiabrových tyčínok (*spinae branchiales*) na prvom žiabrovom oblúku, ktoré sú v počte 21 – 29 ks (Holčík a Hensel, 1971). Tie sú veľmi dobre adaptované na zachytávanie a následné prehltnutie malých zložiek potravy (Huser a Bartels, 2015). Druhou z možností prijímania potravy je využitie pažerákových zubov, ktoré sú umiestnené na pažerákovej kosti – *os pharyngeum* (Urbanowicz, 1956). Pažerákové zuby sú trojradové na vnútornej strane posledného žiabrového oblúka, s tvrdou plochou korunkou, so vzorcom 1.1.3 – 3.1.1 (Holčík a Hensel, 1971). Pažerákové zuby sú teda adaptované pre prijímanie väčšej a tvrdšej potravy (Huser a Bartels, 2015). Sibbing

(1986) vo svojej práci uvádza, že kapor v potrave efektívne zachytáva na žiabrových tyčinkách fytoplanktón, väčší zooplanktón a detrit (> 250 µm). U plôdiku a juvenilných štádií začína zachytávanie potravy už od 100 µm (Gisbert, Cardona et al. 1996). Zo zvyšujúcou sa veľkosťou kapra schopnosť zachytávania menších zložiek potravy klesá. Táto zmena je dôvodom zväčšujúcej sa veľkosti rozstupu žiabrových tyčínok, čím sa znižuje schopnosť kapra (> 30 cm) efektívne využívať malé zložky potravy. Veľkosť potravy je rovnako limitovaná veľkosťou ústneho otvoru, kde pri mladých vývojových štádiách je veľkosť potravy približne 9 % dĺžky tela a u starších jedincov (> 25cm) je to 7 % dĺžky tela (Sibbing 1988). Starší jedinci kapra sú schopní v ústnej dutine drviť tvrdý materiál medzi pažerákovými zubami a žuvacími plôškami lebky (Gidmark, Tarrant et al. 2014) ako mäkkýše, organické zvyšky (angl. „debris“), semená rastlín (Tucker, Cronin et al. 1996). Pri hľadaní potravy pri bentivorných druhoch je nasatá časť sedimentu zo dna, ktorý je vypustený naspäť do vody po odobratí potravinových častíc (Sibbing 1991). Tieto adaptácie spôsobu prijímania variabilného zdroja potravy od malých po veľké zložky, ktoré sú závislé na stupni ontogenézy kapra, tak uľahčujú kaprovi jeho všežravý spôsob života (Huser a Bartels, 2015). Týmto vyniká schopnosť kapra využívať aktuálne dostupné potravné zdroje. Celkový vplyv vyšších obsádok kapra na ekosystém stojatých vôd je možné priblížiť z hľadiska ich výskytu v dvoch rovinách.



Obrázok 2-2 (Huser a Bartels, 2015)

Ontogenický posun potravnjej orientácie kapra od začiatku exogénneho príjmu potravy po štádium dospelca. Zmena orientácie z planktónnej potravy na bentickú je zaznamenaná v skorej ontogenézii. Prijímanie zooplanktónu ako zložky potravy bol zaznamenaný počas všetkých štádií. Z obrázku je však vidieť dôležitosť veľkostnej preferencie. Pozn. Zelená = fytoplank., modrá = zooplank., červená = makrozoob., hnedá = listy a semená

Obsádka kapra v prirodzených povrchových vodách – ako bolo spomenuté vyššie, obsádka kapra je významným modifikátorom prostredia. Niektorí autori (Northcote 1988; Parkos Iii, Santucci et al. 2003; Bajer, Sullivan et al. 2009) považujú bentofágov za významných regulátorov štruktúry vodných organizmov. Bentofágne obsádky rýb majú priamy, ako aj nepriamy vplyv na priehľadnosť vody, cyklus živín a vodnej bioty. Tieto vplyvy sú viacej významné v plytkých dimiktických vodách, ako v hlbších stratifikovaných vodách. Objem biomasy obsádok kapra s negatívnym vplyvom na ekosystém v prirodzených povrchových vodách je uvádzaný už v rozsahu **100 – 450 kg·ha⁻¹** (Williams and Moss 2003; Bajer, Sullivan et al. 2009; Weber and Brown 2009). Obsádka kapra ovplyvňuje cez proces „bottom-up“ uvoľňovanie živín do vodného prostredia. Zvyšovaním turbidity vplýva na abundanciu a diverzitu fytoplanktónu. Zooplanktón a zoobentos vyžieracím tlakom „top-down“ procesom redukuje znížením biomasy svoju schopnosť vyžierať nižšie články potravinového reťazca (Weber and Brown 2009). Jedným z príkladov preukázania vplyvu obsádky rýb je štúdia osemnástich Holandských plytkých jazier s dominanciou kaprovitých druhov. Zo záverov štúdie vyplýva, že tam kde sa znížila obsádka o menej ako 70 %, v rámci biomanipulačných opatrení s cieľom zlepšenia kvality vôd sa opäť vrátil ekosystém do stavu pred biomanipuláciou. Tento návrat ekosystému do pôvodného stavu bol potvrdený až v 9-tich z 10-tich prípadoch! Takže až redukcia obsádky pod 30 % únosnosti ekosystému eutrofických vôd priniesla výrazný dlhodobý želaný efekt udržateľnej priehľadnosti s viditeľnosťou na dno (Meijer, de Boois et al. 1999). Zambrano, Scheffer et al. (2001) vo svojej štúdii uvádza, že práve veľkosť biomasy bentivorných obsádok, kde môžeme staršieho kapra zaradiť, je zrkadlom dramatického vplyvu na ekosystém najmä v plytkých eutrofických vodách. Podľa Pechar a Baxa (2016) pri dnešnom stave rybníkov je miera účinnosti top-down efektu neistá a variabilná. Účinnosť tohto procesu, kde sa zvýšila miera eutrofizácie v rybníkoch je ťažšie predvídateľná a možnosť zmeniť a efektívne ovplyvniť rozvoj siníc a rias znížením obsádky môže byť problematické. Preto je potrebné sa zamerať na stratégie manažmentu obhospodarovania povrchových vôd, s cieľom minimalizovať veľký vplyv obsádok chovaných rýb (kap. 2.1.3 a 2.1.4).

Obsádka kapra v podmienkach rybníčného hospodárstva

Hospodárenie v umelých vodných útvaroch – rybníkoch, zastúpených obsádkou chovaných rýb je podľa viacerých autorov (Füllner, et al., 2000; Füllner, et al., 2007;

Pokorný, 2009; Hartman a Regenda, 2014; Lusk, 2015) možno *považovať za trvalo udržateľné*. Dôležitou podmienkou je dosahovanie prírastku prikrmovaním pri vyrovnanej bilancii dodaných živín.

Ak by sme však svoju pozornosť zamerali na kategóriu polointenzívneho odchovu podľa metodického pokynu č. **ZP03/2003** v ČR môžeme definovať chov nasledujúco (SR nekategorizuje rybníky podľa intenzity hospodárenia); hlavnou chovanou rybou je kapor a súčasne doplnkové druhy rýb sú lieň, maréna, peled', zubáč, štika, sumec a ryby bylinožravé (tolstolobik biely, pestrý, amur biely), prípadne ďalšie druhy rýb. Rozsah hospodárenia je definovaný nasledovne v tabuľke (Tabuľka 2-5).

Tabuľka 2-5 Prehľad nasadenia vekových štádií kapra $K_1 - K_3$ pri polointenzifikačnej kategórii rybníkov a maximálne dávky kŕmenia obilninami, za použitia uhlikatého hnojenia podľa metodického pokynu ZP03/2003. Biomasa obsádok dosahovaná pri jednotlivých štádiách bola prevzatá od autorov Hartman a Regenda (2014).

Kategória	Nasadenie (tis. ks.ha ⁻¹)	Nasadenie (kg.ks)	Straty (%)	Výlovok* (kg.ha ⁻¹)	Kŕmenie (t.ha ⁻¹)	Hnojenie (t.ha ⁻¹)
Plôdik K_1 (odch. násad)	1 – 3	0,03 – 0,05 (0,015 – 0,1)	25	222,5 – 832,5 (211,2 – 1025)	3	3,5
Nás. $K_2 - K_3$ (odch.trž. rýb)	0,5 – 1	0,3 – 0,5 (0,2** – 1)	15	327,5 – 1570 (285 – 1845***)		

* v uvedenom limite je zohľadnená najnižšia prirodzená produkcia pri najnižšej hustote nasadenia oproti najvyššej prirodzenej produkcii a najvyššom nasadení pri zohľadnení charakteristiky polointenzívneho chovu, s vyjadrením celkového výlovku a so započítaním strát podľa (Hartvich a Vácha, 2002). Prepočet sa vzťahuje na uvedený limit za predpokladu **dodržania kŕmneho pomeru 1:1 prirodzená potrava vs. prikrmovanie obilninami**.

** najnižší limit 0,2 kg.ks⁻¹ pre zadržanú násadu K_2

*** celkový výlovok z intenzifikačného rybníka pri najvyššej prirodzenej produkcii 400kg.ha⁻¹

Teplejšie, nižšie položené oblasti prinášajú vyššie prírastky rýb, ktoré sú založené najmä na prirodzenej produkcii. Pri porovnaní s chladnejšími a vyššie položenými lokalitami je produkcia rýb významne rozdielna – t.j. nižšia. Příkryl (2008) a Adámek, et al. (2010) uvádzajú rozsah prirodzenej produkcie podľa daných vplyvov prostredia v rozmedzí od (50) 100 – 370 kg.ha⁻¹, prípadne až 400 kg.ha⁻¹ v intenzifikačných rybníkoch (Hartman a Regenda, 2014). Napríklad v Českej republike bola celková priemerná produkcia kapra v roku 2015 vrátane prikrmovania menšia ako 450 kg.ha⁻¹ (Hartman 2016). Je však na mieste otázka, či bol zohľadnený skutočný objem rybníčnej plochy (zarastanie, prirodzená sukcesia rybníkov, stav sedimentu) a taktiež či nemôže prichádzať k „podhodnoteniu“ štatistík produkčných rybárov (Fischer, 2016). V Insamingu (DE) sa pohybovala biomasa kapra pri nasadení 450 kg.ha⁻¹ (529 ks.ha⁻¹/0,85 kg.ks⁻¹), čo viedlo k zvýšeniu turbidity, chlorofylu-a, znižovaniu dostupnosti

využitelných rias, makrofytov, makrozoobentosu, s vplyvom na vodné vtáčstvo (Haas, xf et al. 2007). Nasadenie obsádky, ktorá dosahuje viac ako 350 – 400 kg.ha⁻¹ prevažne korešponduje s podielom makrofytov menším ako 20 % (Broyer and Curtet 2012). To považujú za limitnú biomasu aj ďalší autori (Crivelli 1983, Loughheed, Crosbie et al. 1998). Prístup chovateľa k odchovu podľa „dobrej praxe“ je chov založený na využití prirodzenej potravy a prikrmovaní obilninami v pomere 1:1 (RKK = 2), na základe produkčného potenciálu konkrétneho rybníka (Hartvich a Vácha, 2002; Füllner, et al., 2007; Hlaváč, 2011). Princípom udržateľnej akvakultúry je vyrovnaná bilancia vstupu fosforu prikrmovaním obsádok a hnojením, prípadne započítaním ďalších vstupov (chov kačíc, husí), voči výstupu fosforu získaného prírastkom rýb po ich vylovení (Hlaváč, 2011). Metodický pokyn MP č. **ZP03/2003** pripúšťa RKK pre **tržné ryby až do limitu 2,5 a pri plôdiku 5**. Podľa pomeru založeného na „dobrej praxi“ by sme z tohto dostupného údajja mohli odvodiť, že celková priemerná prirodzená produkcia v rybníkoch v ČR za rok 2015 bola 225 kg.ha⁻¹ a približne 225 kg.ha⁻¹ je produkcia zastúpená kŕmením.

Ďalej môžeme rovnako uviesť, že vyššie uvedený priemer produkcie môže znižovať i fakt, že časť rybníkov je zahrnutá do Európsky významných lokalít a vtáčích území – Natura 2000, alebo mokradí medzinárodného významu (RAMSAR). V Slovenskej republike sú to najmä Trnavské rybníky, Veľkoblavovské rybníky, Perínske rybníky, Búdkovianske rybníky, Senianske rybníky, či Levické rybníky. Pre Českú republiku sú známe oblasti predmetu ochrany rybníčných plôch najmä RS2 – Třebonské rybníky, RS3 – Břehyně a Novozámecký rybník, RS4 – Lednické rybníky a RS6 – Poodří (Lusk, 2015). Uvedené rybníky môžu byť obhospodarované prevažne so špeciálnym, často extenzívnym režimom po dojedaní plánu starostlivosti so Štátnou ochranou prírody v SR, či AOPK v ČR.

V tomto prípade je vhodné zamerať svoju pozornosť na šetrný spôsob chovu, t.j. na extenzívnejší chov, z dôvodu udržania najlepšej kvality vody a prostredia vhodného najmä pre rozvoj širokej druhovej diverzity. Chov rýb v takomto chove je založený iba na prírastku z prirodzenej potravy, bez povolenia hnojenia a prikrmovania rýb, so stanovením obsádky podľa charakteru a produkčných možností (Adámek, et al., 2013). Väčšinou sa jedná o málo úživné oligotrofné až mezotrofné rybníky, ktoré sú vhodné práve do začlenenia medzi prírodné rezervácie, či pre rekreačné využitie (Hartman, 2012). Ďalším príkladom je odchov bio-kapra v Rakúsku, kde sa hospodári

na približne 2700 ha rybníčných plôch z ročnou produkciou 750 ton, čo predstavuje približne 278 kg.ha⁻¹. Iniciatívou pre akvakultúru do roku 2020 sa v Rakúsku počíta so zmenou doterajšieho hospodárenia aj na ďalších vodných plochách s prechodom na produkciu bio-kapra s ročnou produkciou celkovo 1000 t. Z uvedenej iniciatívy vyplýva, že sa tento druh odchovu bio-kapra rozšíri na rybníčných plochách pri zachovaní rovnakej produkcie o 33%. Priemerná cena bio-kapra sa však v *maloobchode* pohybuje od 7 – 8,- EUR/kg v živom stave, alebo 12 – 17,- EUR/kg ako filet (<http://www.biofisch.at/>). Uvedeným šetrnejším spôsobom chovu je možné dosiahnuť taktiež širšiu rozmanitosť obojživelníkov (Fischer, 2016), prípadne výskyt rôznych druhov väčšieho hmyzu, ktorý je priamo naviazaný na bohatší výskyt makrofytov (Kolář, et al., 2016), či rôznorodého vodného vtáctva (Musil, et al., 2016).

Úplne opačným „*extrémnym*“ príkladom zmeny v produkčnom rybárstve môže byť totálna redukcia obsádky kapra s cieľom sledovania reakcie rybníčného ekosystému v podmienkach eutrofnej kondícii rybníkov (Musil, et al., 2016; Pechar, et al., 2017). Cieľom experimentu na rybníku Rod bolo poukázať na zmeny kvality vody. Súčasne bol experiment zameraný na proces znižovania eutrofizácie v rybníčnom ekosystéme **radikálnym znížením obsádky kapra**. Obsádka kapra bola úplne nahradená dravými druhmi (zubáč) a čiastočným podielom bentofágov (lieň) s hodnotou **do 50 kg.ha⁻¹**. Podľa autorov bol absenciou obsádky kapra naštartovaný proces vedúci k postupnej degradácii celého ekosystému (zarastanie makrofytmí, zvýšenie koncentracii chla-a, celkového fosforu, celkového dusíka, či kolísanie kyslíka a pH. Autori experimentom poukazujú, že nielen znižovanie objemu dodávaných živín (kímenie, hnojenie), ale aj zníženie obsádok pri aktuálnej trofii väčšiny rybníkov je momentálne málo účinné. Uvedené pozorovanie iba dokazuje dôležitosť citlivého nastavenia druhovej a vekovej skladby a rovnako jej početnosti.

Pozornosť je potrebné zamerať aktuálne na rybníky z vyššou trofiou až hypertrofiou. Northcote (1988) veľmi jasno uvádza, pri rôznych názoroch ohľadom úlohy vplyvu obsádok rýb na štruktúru ekosystému „*pri komplexnom pohľade môže byť naivné alebo zjednodušené očakávať, že štruktúra a funkcia sladkovodného ekosystému bude kontrolovaná iba prostredníctvom top-down efektu, alebo bottom-up efektu. Neskôr príde k mnohým ďalším efektom vo formovaní, či naopak*“. Duras a Potužák (2017) na základe skúseností uvádzajú, že dosiahnuť a dlhodobo udržať na jednom rybníku stav, ktorý by uspokojil stále sa zvyšujúce nároky ochrany prírody je v zásade **nemožné**

a to i za cenu značného zníženia obsádok rýb a teda i ekonomických strát. Pre demonštráciu uvedeného konštatovania môžu slúžiť šetrné skladby obsádok kapra z Nemecka alebo Rakúska (Tabuľka 2-6; Tabuľka 2-7). Sychra a Přemysl (2016) uvádza, že rybníky z územnou ochranou sú v súčasnosti jediné územia, kde je možné nastaviť prírode blízke rybničné hospodrenie na úkor ekonomického zisku. Podľa Pechara (2015) naopak nedovoľuje dnešná situácia v hypertrófnych rybníkoch veľké zníženie rybích obsádoch kvôli riziku kyslíkových deficitov, tj. pri znížení vyžieracieho tlaku obsádky na zooplanktón (dafnie). Na druhej strane ani udržiavanie vysokých obsádok rýb nie je rovnako žiaduce, čo môže značne zvyšovať vegetačný základ s rizikami výskytu siníc, či vplyvu na celý ekosystém rybníka ako bolo uvedené v jednotlivých kapitolách (2.1.2; 2.1.3; 2.1.4). Pri využití bikultúrnych obsádok lieňa (*Tinca tinca*) s kaprom ($> 400 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) pri jeho pomalších prírastkoch je chov lieňa takmer nemožný. Dôvodom je jeho kompetícia o potravu, priestor, či jeho plaché správanie sa (Hartman a Regenda, 2014).

Tabuľka 2-6 Príklad zostavovania obsádok kapra v úživných rybníkoch Nemecka (Füllner, et al., 2000)

Vek kapra	Prikrmovanie obilninami	Nasadenie ($\text{kg}\cdot\text{ks}^{-1}$)	Nasadenie ($\text{ks}\cdot\text{ha}^{-1}$)	Nasadenie ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	Produkcia ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)
$K_2 - K_3$	nie	0,300	300	90	350
$K_2 - K_3$	áno	0,300	500	150	500

Tabuľka 2-7 Príklad zostavovania obsádok kapra v stredne veľkých až veľkých rybníkoch s rôznou veľkosťou nasadzovania vo veku kapra K_2 s prikrmovaním obilninami. Doplňkovou rybou je lieň, štika a zubáč (Mössmer, 2016). *Uvedená produkcia vychádza z celkového prepočtu produkcie všetkých rybníkov v oblasti Waldviertel, zdroj: (<http://www.waldviertler-karpfen.at/>)

Vek kapra	Hmotnosť ($\text{kg}\cdot\text{ks}^{-1}$)	Nasadenie ($\text{ks}\cdot\text{ha}^{-1}$)	Nasadenie ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)	Produkcia ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$)
$K_2 - K_4$	0,422	190	89	300*

2) Bylinožravé obsádky

Hlavnými druhmi bylinožravých obsádok v polykultrure s kaprom je amur biely (*Ctenopharyngodon idella*), tolstolobík pestrý (*Aristichthys nobilis*) a tolstolobík biely (*Hypophthalmichthys molitrix*). Bylinožravé obsádky rýb je vhodné využívať nielen na zvýšenie produkcie, ale súčasne ich využívať aj k zlepšeniu kvality vody v eutrofných rybníkoch. Pri chove kapra v monokultúre v rybníkoch totiž zostávajú nevyužitú niektoré zložky prirodzenej potravy, ktorými sa za normálnych okolností kapor neživí. Ako bolo spomenuté vyššie preferencia kapra je najmä na živočíšne

zložky, ktoré sú postavené vyššie v potravinovom reťazci. Primárna produkcia tak nemusí byť dokonale využitá – sinice, riasy, prípadne makrofyty. Čím viac sa líšia jednotlivé zložky potravy nasadených rýb, tým menej si rôzne druhy rýb v obsádke vzájomne konkurujú. Z hľadiska efektívnosti využívania produkcie rybníkov sa považujú za najefektívnejšie tie druhy, ktoré dokážu účinne zužitkovať primárnu produkciu a z časti aj planktonické organizmy, čo spĺňajú ideálne bylinožravé druhy rýb (Stráňai, 1990).

Amur biely (**Ab**) s ročnou svetovou produkciou 5,54.mil. ton (FAO 2014) je veľmi populárny a rozšírený sladkovodný druh (Chen, Dong et al. 2015), ktorý spolu s tolstolobikom bielym (**Tb**), a jeho produkciou 4,96 mil. ton, patria medzi dva najproduktívnejšie druhy rýb vobec. Amura bieleho môžeme kvalifikovať ako omnivora, ktorý uprednostňuje mäkké a tvrdé vodné rastlinstvo. Jeho negatívnou vlastnosťou je, že v prípade podávania krmív obsádke kapra môže konkurovať kaprovi (Stráňai, 2000). Jeho množstvo v obsádke rýb, vyjadrené voči biomase kapra by nemalo presahovať 5 %, keď optimom je 2,5 % (Regenda, 2014). Planktonofágovia ako **Tb** a tolstolobik pestrý (**Tp**) nie sú filtrátormi, ktorý selektujú prijímanú potravu podľa veľkostnej štruktúry (Lazzaro 1987). Tolstolobik biely sa najviac približuje rastlinožravosti, so svojou preferenciou na fytoplanktón. Podľa Chen, Dong et al. (2015) **Tp** svojou orientáciou aj na zooplanktón si potravnú preferenciu rozširuje. Vo všeobecnosti sú **Tb** a **Tp** nasadzovaný do rybníkov, ako filtrujúce druhy rýb, s cieľom limitácie biomasy planktónu. Všetky tri druhy sú teplomilné a ich rastové parametre sú porovnateľné s chovaným kaprom (Adámek, et al., 2013) (Tabuľka 2-8).

Radke (2002) vo svojej štúdií, ktorá bola zameraná na biomanipuláciu fytoplanktónu **Tb** v mezotrofnej vodárenskej nádrži uvádza, že efekt biomanipulácie je vhodný skôr pre tropické a vysoko produktívne jazerá s nedostatkom veľkého zooplanktónu. Pri jeho pozorovaní bol zistený väčší negatívny efekt na dafniový zooplanktón ako na fytoplanktón, čo však mohli súbežne spôsobiť aj drobní planktonofágovia ako plotica (*R. rutilus*). Z jeho záverov vyplýva, po vylúčení vplyvu drobných planktonofágov význam nasádzania **Tb**. Primárnym cieľom je práve redukovať nežiadúci veľký fytoplanktón (cyanobaktérie), ktorý nemôže byť efektívne kontrolovaný veľkým zooplanktónom. Efekt redukcie cyanobaktérií (*Microcystis sp.*) vysadením **Tb** potvrdzujú vo svojich pozorovaniach aj ďalší autori (Dong and Li 1994; Vörös, Oldal et al. 1997). **Tb** a **Tp** neselektujú potravu aktívne, hoci veľkosť ich potravy sa v ich

obsahoch čriev líšila. Dong and Li (1994) si to vysvetľuje schopnosťou vyberať priestor prijímania potravy. Ďalšou vlastnosťou je zmena filtrovacej aktivity, kde výhodou **Tp** je, že má viac chutových pohárikov na povrchu epitela filtrovacích orgánov, čo zvyšuje účinnosť vyhnutia sa toxickým cyanobaktériám. Dong and Li, ďalej uvádza, že filtrovanie menšieho planktónu do 70 μm je účinnejšie pre **Tb**, v porovnaní z **Tp**. Od tejto veľkosti prijímanej potravy je jej príjem obidvoma druhmi rovnaký. Výhodou v prijímaní väčšieho množstva zooplanktónu u **Tp** však môže byť v jeho zvýšenej schopnosti príjmu filtrovanej vody, pri jej väčšom nasatí (Dong, Li et al. 1992), čím sa mu prisudzuje táto potravinová preferencia. Regenda (2014) uvádza, že jedným z dôvodov zhoršenej schopnosti filtrácie **Tp** oproti **Tb** je zrejme nižšia hustota žiaberných tyčiniek (20- 25 μm) ako u **Tb** (80 - 100 μm). Adámek a kol. (2010) sa po prijatí a prechodu tráviacim traktom väčších kolónii fytoplanktón rozbiže na jednotlivé bunky, ktoré sú následne základom pre nové bunkové útvary, čo je možné považovať za „*ichtyoeutrofizáciu*“ vody. Schopnosť filtrácie/redukcie biomasy fytoplanktónu veľkými perloočkami je v porovnaní z **Tb** vyššia, pokiaľ však nie je filtrácia preloočiek limitovaná nevyužitelnými – vláknitými riasami (Lampert a Sommer, 2007). Domaizon and Devaux (1999) považujú za efektívnu v redukcii celkového fytoplanktónu obsádku *Tb spoločne s veľkými perloočkami*. Za limitnú hodnotu na konci sezóny považujú biomasu obsádky **Tb 200 kg.ha⁻¹**. Negatívny efekt vyžieracieho tlaku na herbivorné perloočky je tak minimalizovaný a je tým spoločne dosiahnutá vyššia efektivita, čo korešponduje aj z názorom Smith (1993). Konkurenčne sa voči obsádke kapra chová **Tp**, ktorý konzumáciou zooplanktónu má vyššie rastové schopnosti ako kapor (Janeček a Příkryl, 1992) (Tabuľka 2-8).

V prípade produkcie tržných bylinožravých rýb sa v polykultúrnych obsádkach v SR a ČR uplatňuje dvojročná násada **Ab, Tb, Tp**, k násade **K₂**, kde obsádka vedľajších rýb nepresahuje 15 – 30 %. Pri rozdelení podielu nasadených bylinožravých rýb nepresahuje podiel **Tb** 50 – 70 % a zbytok tvorí **Ab** a **Tp** (Stráňai, 1990). Fulner (2000) uvádza nasadenie **Ab** ku **K₂** v rovnakom veku 10 – 20 ks.ha⁻¹, čo je pri výskyte litorálnej vegetácie *bez melioračného efektu*. Pri vysadaní amura z melioračných dôvodov sa uvažuje pri potlačení mäkkých ponorených rastlín s obsádkou 50 kg.ha⁻¹ a litorálnych tvrdých makrofytov do 100 kg.ha⁻¹ (Adámek, et al., 2010). Nakoľko sa nejedná o pôvodné druhy rýb ich vysadzovanie do voľných vôd nie je *doporučené* (Lusk 2010) (Adámek, et al., 2013; Regenda, 2014). Veľkosť tržného amura je od 800 –

900 g, čo dosahuje v treťom roku (ČSN 46 6802, 1989) a pre druhy ako **Tb** a **Tp** je tržná veľkosť 700 g. Obvyklá predajná veľkosť je však pre bylinožravé druhy rýb 2 – 5 kg, teda sa jedná o štvorročné ryby (Metro SK, 2017).

Tabuľka 2-8 Porovnanie rastu najmä dvojročných bylinožravých rýb ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) oproti dvojročnej násade kapra a lieňa ($\text{kg}\cdot\text{ks}^{-1}$) pri nadmorskej výške 200 m (Janeček a Prikryl, 1992). Tmavo zvýraznené hodnoty prírastku sú najvyššie pri **Tp**; kde SGR priemer je za vegetačné obdobie u tohto druhu $0,985 \text{ \%}\cdot\text{deň}^{-1}$

nasadenie		Výlov – kategória X ₃			
$\text{kg}\cdot\text{ks}^{-1}$	K. rybničný (<i>C. carpio</i>)	A. biely (<i>C. idella</i>)	T. biely (<i>H. molitrix</i>)	T. pestrý (<i>A. nobilis</i>)	L. sliznatý (<i>T. tinca</i>)
0,15	0,88	0,73	0,83	1,30	0,33
0,20	1,00	0,84	0,97	1,50	(0,39)
0,30	1,30	1,00	1,20	1,80	-
0,40	1,50	1,20	1,40	2,10	-
0,50	1,70	1,35	1,60	2,35	-
0,60	1,80	1,50	1,80	2,60	-

3) *Dravé druhy rýb*

Správne nastavenie drhovej skladby obsádok dravých druhov rýb je rovnako dôležitým krokom úspešného odchovu. Cieľom chovateľa je využívať prirodzenú produkciu. Jej využitie musí byť vhodne zvolené najmä na miestne pomery a charakteristiky rybníka. Využívanie dravých druhov rýb v polykultúrnych obsádkach zvyšuje produkciu a rozmanitosť ponuky chovateľa. Prostredníctvom skladby obsádky dravých druhov vieme eliminovať nepriaznivé vplyvy nežiadúcich druhov rýb (plotica, ostriež, belička, hrúzovec, karas, atď.), ktoré potravne konkurujú kaprovi. Dravé druhy rýb sú nezastupiteľnou zložkou v rybníčnej akvakultúre. Zubáč veľkousty (*Sander lucioperca*), šľuka severná (*Esox lucius*) a sumec veľký (*Silurus glanis*), sú hodnotné a dôležité hospodársky cenné druhy. Ich absenciu v produkčnom rybárstve si je možno ťažko predstaviť.

Zubáč obyčajný je perspektívnym a významným hospodárskym druhom našich sladkovodných druhov rýb (Policar, et al., 2011). Popri predaji konzumných tržných rýb, je možné v celej Európe sledovať dopyt po násade tohto druhu, pre vysadzovanie do voľných vôd – ako nádrže, priehrady, vodárenské nádrže, či rybníkov (Policar, Blecha et al. 2016). Hlavnými dôvodmi vysadzovania zubáčov sú jednak zatraktívnenie týchto revírov v rámci športového rybolovu, alebo využitie ich biomelioračnej schopnosti (Horký, et al., 2013). Zubáč je schopný významne eliminovať hospodársky menej cenné druhy kaprovitých rýb, ktoré sú nežiadúce najmä v pri chove kapra (Adámek, et al., 2010). Autor ďalej uvádza, že táto schopnosť sa pozitívne odráža

v produkčných rybníkoch a tým **zvyšuje produktivitu hospodársky významných druhov**. Policar a kol. (2017) ďalej uvádza, že z vyššie uvedených nenahraditeľných dôvodov často prevažuje dopyt nad ponukou a ryba v živom stave sa podľa veľkosti, doby a miesta pohybuje od 10 – 30,- EUR/kg, bez DPH. V tradičnom chove v rybníkoch v polykultúre je možné využiť výhody prirodzenej potravy, ktorá zlacňuje chov s výlovom kvalitných tržných rýb, bez nízkej náročnosti na obsluhu. Naopak kontrastom v chove týchto druhov môže byť sezónnosť, nepredvídateľné a nekontrolovateľné množstvo a kvalita chovaných rýb, s vplyvom rybožravých predátorov na chované obsádky (Policar, et al., 2017).

Chov zubáča je závislý od vhodných podmienok odchovu, teda najmä **stability rybníčného prostredia**. Tvrdšie dno, bez väčšieho množstva bahna s vyšším obsahom kyslíka a väčšou priehľadnosťou vody sú základom pre úspešný odchov v rybníčných podmienkach. Bežná hodnota kŕmneho koeficientu pri konzumácii potravných rýb je u zubáča 3,5 – 6 (Stráňai, 2000; Füllner, et al., 2007). Plôdik zubáča je možné získavať prisadzovaným 1 – 5 párov generačných rýb na hektár vodnej plochy, čím je možné do jesenného výlovu získať 1000 – 5000 ks.ha⁻¹ Ca₁ vo veľkosti 10 – 20 g. Odchov do štádia tržnej ryby je možný pri uplatnení rôznych kombinácií v jednoročnom až štvoročnom cykle, prisadzovaním do polykultúrnych obsádok, podľa stanoveného plánu odchovu. Pri starších štádiách vysadzujeme Ca₁ v počtoch 50 – 150 ks.ha⁻¹, resp. Ca₂ 50 – 75 ks.ha⁻¹ (Čítek, et al., 1998; Stráňai, 2000). Tržnú veľkosť 1 – 1,5 kg.ks⁻¹ dosahuje zubáč spravidla v štvrtom roku. Jeho konečná veľkosť je tak závislá od veľkosti násady, hustoty obsádky a dostatku potravných rýb, čo tento čas môže skrátiť aj na tri roky (váha 1 kg) (Vostradovský, 1985).

Sumec veľký je na rozdiel od zubáča nenáročným druhom, schopný zvládať aj väčšie výkyvy kyslíku, znáša aj väčšie zanesenie rybníkov bahnom, ktoré sa môžu aj prehrievať (Stráňai, 2000). K jeho odchovu sú vhodné skôr väčšie plytšie rybníky s dobrou zásobou potravinovej ryby z povodia (Füllner and Pfeifer, 1998). Od veľkosti 40 mm sa stáva sumec dravcom, jeho podiel na bentickej zložke sa tak znižuje s orientáciou na menšie ryby. Sumec svojou preferenciou k lieňovi, môže pri nevhodnej skladbe vekových štádií významne redukovať jeho obsádku (Regenda, 2014). Vďaka svojej všežravosti však nepohrdne hmyzom, slimákmi, ulitníkmi, rakmi, obojživelníkmi, či ďalšími živočíšnymi zložkami aj počas starších štádií (Sedlár, 1954). Kouřil a Berka (1981) uvádza, že podiel bezobratlovcov v potrave dvojročného sumca

prestavuje 4 – 36 %. Niektorí autori uvádzajú, že sumec je efektívnym sanitárom (Sedlár, et al., 1989). Rýchlosť metabolizmu sumca je v porovnaní so zubáčom rýchlejšia, nakoľko je sumec schopný pri teplote vody 25° C opäť vyraziť za potravou po plnom nakrmení už za 14 – 15 hodín.

V druhom, alebo treťom roku sa prisadzuje ako vedľajšia dravá ryba ku kaprovi v rovnakej, alebo staršej vekovej kategórii na jedno či dve vegetačné obdobia. Na 1 ha sa vysadzuje v závislosti od prítomnosti bielej ryby 50 – 200 ks Su₁, alebo 10 – 50 ks Su₂. Podľa Stráňai (2000) sumec dosahuje v druhom roku hmotnosť 0,35 – 1 kg.ks⁻¹, v treťom roku 1,5 – 2 kg.ks⁻¹ (2,5 kg.ks⁻¹ ; (Kouřil, 1984)) a v ďalších rokoch ročne 1 – 3 kg.ks⁻¹, čo však už môže byť rizikom pre ďalšiu chovanú obsádku v polykultúre. Podľa Kouřila (1984) sa prežitie dvoj a troj – ročného sumca pohybuje na úrovni 60 – 80 %. Fullner a kol. (2000) za priaznivý výsledok považuje výlov sumca až do 100 kg.ha⁻¹, pri priemernej váhe 2,5 – 5 kg.ks⁻¹.

Významná produkcia *šťuky severnej* pochádza v Európe z odlovu z voľných vôd veľkých jazier najmä v Rusku, Fínsku, Poľsku a Nemecku v rozsahu 17 700 – 24 500 ton (Ženíšková a Gall, 2011). Popri odlove z voľných vôd je významná produkcia z extenzívneho rybníčného chovu, ktorí však tvorí len 3 –10 % podielu (FAO, 2014). Produkcia šťúk je v rámci českého rybárstva významne limitovaná jednak biológiou druhu a nedostatočnými, či **suboptimálnymi chovateľskými podmienkami** (Lusk a Krčál, 1982; Policar, 2012). Priemerná konečná biomasa v podmienkach českého rybníkárstva v polykultúrnych obsádkach je v priemere medzi 0,7 – 16,0 kg.ha⁻¹ (Kratochvíl, 2012). Füllner et al. (2000) uvádza priaznivý výsledok spolu pre šťuku a zubáča do 30 kg.ha⁻¹, pri dosiahnutej priemernej hmotnosti 1 – 1,5 kg. V dospelosti šťuka spotrebuje 3 – 5 kg bielych rýb na 1 kg prírastku. V prípade dostatku potravy môže ročný prírastok dosiahnuť až 1 – 1,5 kg a v optimálnych podmienkach ešte viac. Konzumná veľkosť je dosiahnutá spravidla v treťom roku, ale niekedy môže byť aj skôr (Stráňai, 1990). Regenda (2014) uvádza pre šťuku tržnú veľkosť od 0,7 – 1,0 kg (ČSN 46 6836, 1987) však uvádza len 0,5 kg, ktorú šťuky dosahovanú v druhom až treťom roku. Odchov šťuky je často využívaný s prisadením plôdiku Š₀ v polykultúre s kaprom v množstve 200 – 2000 ks.ha⁻¹ na celé vegetačné obdobie, prípadne Š_r 100 – 400 ks.ha⁻¹ (Hamáčková, 1987). Pri jesennom výlove sa zlovuje Š₁ pri veľkosti 100 – 200 g a prežití 10 – 40 % (Čítek, et al., 1998; Stráňai, 2000). Odchov starších násad sa rovnako realizuje v polykultúre s kaprom, prípadne ďalšími druhmi rýb, vždy

v závislosti na potravinových podmienkach. Nasadenie je od 20 – 200 ks.ha⁻¹ Š₁ s prežitím 60 – 80 %, príp. 10 – 30 ks.ha⁻¹ pri Š₂ a 80 % prežití (Čížek, et al., 1998). Štuku je dnes možné považovať za „luxusnú“ rybu kvôli jej nedostatku na trhu, s nestabilnou ročnou produkciou v našich podmienkach (Regenda, 2014).

4) *Sprievodné (nežiaduce druhy)*

Tieto druhy prevažne patria do eurytopnej skupiny, ktorá sa vyznačuje druhmi so širokou ekologickou valenciou, to znamená druhy nešpecializované a odolné voči zmene prostredia (Schiemer a Waidbacher, 1992). Ekologická skupina zahŕňa druhy bez špecifických nárokov na výterový substrát, tzv. fyto – litofilná skupina (Balon, 1975). Typickým zástupcom tejto reprodukčnej skupiny je napríklad plotica (*R. rutilus*), ostriež (*P. fluviatilis*), belička (*A. alburnus*), pleskáč vysoký (*A. brama*), hrebenačka (*Gymnocephalus sp.*), ako naše pôvodné druhy rýb, alebo karas striebřistý (*C. gibelio*) ako nepôvodný druh, či hrúzovec sieťovaný (*P. parva*), ako invázny druh (Koščo, Košuthová et al. 2010).

Plotica, ostriež a hrebenačka sú tri druhy s dominantným postavením v typicky teplých eutrofických povrchových vodách (Bergman, 1990). Ich predáciou, môže byť každý z uvedených druhov dôležitým regulátorom zooplanktónnych a bentických spoločenstiev (Prejs, Lewandowski et al. 1990). Plotica je selektívny (vizuálny) „vyžierač“ počas dňa a taktický „vyžiaráč“ cez noc. Môžeme ju zaradiť potravným správaním medzi oportunistických omnivorov, ktoré je závislé od veku a prostredia. Jej výhodou voči ostatným druhom môže byť preferencia v eutrofizovaných vodách s vyššou turbiditou, bez významného výskytu makrofytov (Diehl 1988). Paull, Lange et al. (2008) uvádzajú, že v sledovaných populáciách dosahuje mliečňak pohlavnú dospelosť za menej ako 300 dní od oplodnenia a ikernačka 728 dní, prípadne aj skôr v ideálnych odchovných podmienkach. Podľa Maitland and Cambbell (1992) môže mliečňiak plotice dosiahnuť v prvom roku života až 60 – 90 mm, a tým tak dosiahnuť schopnosť reprodukcie už v prvom roku pri veľkosti 62 – 72 mm (Paull, Lange et al. 2008). Holčík a Hensel (1971) uvádza pri zhoršených podmienkach pohlavne dospelé populácie (nízkotelé) pri dĺžke 50 – 70 mm a absolútnu plodnosť druhu od 5 – 30 tis. ikier (100 tis.) Literatúra však štandardne uvádza pohlavnú dospelosť mliečňaka plotice v druhom roku a ikerančky v treťom roku života (Adámek, et al., 2013). Rozmnožovanie prebieha od apríla do júna pri teplote vody okolo 12° C a v závislosti na fotoperióde.

Ostriež a hrebenačka sú striktnými predátormi, ktorí sa živia zooplanktónom a makrozoobentosom. Ostriež je vizuálny predátor žijúci prevažne v litorálnych zónach, ktorý sa živý v staršom veku drobnými rybkami (Jamet 1994). Hrebenačka preferuje miesta s nižšou svetelnou intenzitou v bentickom prostredí (Bergman, 1990). Brooks and Dodson (1965) ich považuje za druhy, ktoré majú silný selektívny prístup na spoločenstvá zooplantónu, čo je v súlade s tvrdením aj ďalších autorov, najmä v eutrofných sladkých vodách (Gannon, 1972) (Gliwicz and Prejs, 1977). Podľa Jamet (1994) pri štúdiu potravinovej preferencie na jazere Aydat – Francúzsko, bola preferencia plotice najmä na makrozoobentos (39,7%), sediment (29%), makrofyty (15,4%), fytoplanktón (14,9%) a zooplanktón (2,4%) a preferencia ostrieža na makrozoobentos a malé rybky (41,8%) a zooplanktón (15%). Hrebenačky preferovali najmä makrozoobentos (97,4%). Plotica bola schopná počas jari a leta konzumovať aj *cyanobaktérie* (*Microcystis sp.* a *Anabaena sp.*), kde fytoplanktón predstavoval až 14,9% príjmu potravy. V letnom období to predstavovalo elimináciu 5% biomasy fytoplantónu za deň. Zo štúdie vyplynuli tri závery vo vzťahu k menšiemu vyžieraciemu tlaku na zooplanktón:

i) biomasa spoločenstva sprievodných druhov bola nízka, v tomto prípade najmä plotice ($37,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), kde iní autori uvádzajú vyššiu biomasu plotice s vplyvom na spoločenstvá zooplanktónu od $30 - 60 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (McQueen and Post 1988), či $150 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Mills and Forney 1983)

ii) zooplanktón, ktorý je pod predačným tlakom selektujúcich rýb, je schopný unikať do neokysličených vrstiev vody a tým unikať vyžierajúcemu tlaku rýb (Taleb, et al., 1993)

iii) plotica nie je striktným zooplanktonofágom, ale ominvorom, ktorý nevie kontrolovať abundanciu a sezónnu sukcesiu spoločenstva zooplanktónu cez predáciu.

Wetzel (2001) vo svojej práci uvádza, že veľký podiel malých planktonožravých rýb je zapríčinený nedostatkom piscivorných rybích druhov. Vyžierací tlak týchto malých sprievodných rýb na veľký zooplanktón (perloočky, veslonôžky), ktorý reguluje množstvo fytoplanktónu, významne redukuje ich spoločenstvo.

V súčasnosti je v našich rybníkoch rozšírený invazívny hrúzovec sieťovaný – „rasbora“, ktorý je bežný vo všetkých rybochovných oblastiach najmä v Českej (Adámek a Soukup, 2000), či Slovenskej republiky (Koščo, Košuthová et al. 2010).

Vysoká invazívna schopnosť hrúzovca je výsledkom jeho životného cyklu a úspešnej ekologickej stratégie (Záhorská and Kováč 2009, Gozlan, Andreou et al. 2010). Pohlavnú dospelosť zvyčajne dosahuje v prvom roku života pri dĺžke 40 mm (Gozlan, Andreou et al. 2010), prípadne pri hustejších populáciách pri 35 mm. Ďalšou stratégiou udržania populácií je dávkový výter, s rôznou relatívnou plodnosťou, ktorá môže byť až 3000 ikier/rok (Adrovic 2007), prípadne 121 – 7124 ks/rok (medián 1106) (Záhorská and Kováč 2009).

Negatívnym vplyvom hrúzovca je nielen vplyv na prirodzené populácie malých kaprovitých rýb v menších vodách (Lusk 2010), ale aj kompetícia o potravu u chovaných druhov (Musil, Jurajda et al. 2010). Hrúzovec je považovaný za omnivora (Weber, 1984), súčasne je však považovaný za účinného planktonofága (Sunardi, Asaeda et al. 2006). Podľa Chang, Nagata et al. (2004) hrúzovec priamo kontroluje veľký zooplanktón (Cladocera) a v jeho juvenilných štádiách s dominanciou prevažujú v potrave perloočky rodu *Daphnia* a *Bosmina* (Hliwa, 2002). Ďalší autor popisuje silný vplyv na larvy pakomárov (*Chiromnomidae*) (Declerck, Louette et al. 2002). Musil, Novotná et al. (2014) vo svojej práci uvádza, že hrúzovec má extrémne negatívny dopad vyžieracím tlakom na prirodzenú potravu. Dramaticky potláča abundanciu veľkého zooplanktónu a pri jej vysokej hustote môže znížiť produkciu prírastku rýb až o 100 %. Naopak, pri nedostatočnej eliminácii môže zvýšiť výrobné náklady na kilogram kapra až o 130 %. Nakoľko sú rybníky umiestnené vo voľnej krajine a sú napojené na prirodzené, či umelé vodné toky musí rybníkár v obsádkach často prijať tieto nežiadúce spoločenstvá rýb, ktoré im prináša prítoková voda (Hartman a Regenda, 2014).

Otázka zavlečených invázných druhov je náročná, nakoľko aj pri znížení obsádky kapra môžu mať fatálny vplyv na spoločenstvá zooplanktónu, čo potvrdili pozorovaním rybníka Rod aj ďalší autori (Pechar, et al., 2017). V rybníku Rod bola takmer okamžite prirodzene nahradená výrazne eliminovaná obsádka kapra práve nežiadúcimi druhmi rýb – karasom a hrúzovcom. Obdobný prípad nahradenia voľnej niky zníženou obsádkou kapra bol zaznamenaný aj v národnej prírodnej rezervácii Lednických rybníkov, pri šetrnejšie nastavenom pláne hospodárenia (Sychra a Přemysl, 2016). Tieto vplyvy sa dajú eliminovať zmiešanými obsádkami napr. kapra so zubáčom, či inými dravými druhmi. Uvedené opatrenie je však možné realizovať iba v prípade dodržania vyrovnanej kyslíkovej bilancie, nižšom zabahnení rybníkov, čo dáva

predpoklad ekologickejšieho hospodárenia pri jeho nižšej intenzifikácii (Duras a Potužák, 2016).

5) *Polykultúrne obsádky významných druhov rýb (ekonomický prínos)*

Dôležitým (finálnym) článkom pri produkcii v rybníčnej akvakultúre je práve prírastok obsádky a tým dosahovanie výnosov pri predaji výlovku. V tejto časti je preto venovaná pozornosť najmä odchovu rýb do veľkostnej kategórie tržnej ryby. Kapor pri výlove v ČR v roku 1929 predstavoval 94 % produkcie, v roku 2000 to bolo 87 %. Postupne dochádza ku zvyšovaniu podielu dravých a bylinožravých rýb na úkor kapra (Hartman 2016). Podobný trend je aj v SR, kde napríklad SRZ hospodári na 700 ha rybníkov s ročnou produkciou kapra okolo 360 ton. Výlov vedľajších druhov hospodársky cenných rýb nepresahuje podiel 10 %, kde **Tb** sa už v týchto zariadeniach nevysádza (Krajč – ústne podanie, 2016).

Skladba polykultúrnych obsádok je založená na rozdielnych potravinových nárokoch rôznych druhov rýb, napr. planktonofágov, bentofágov, herbivorov, karnivorov, či ďalších (Verdegem, 2007). Cieľom viac druhových obsádok s doplnkovými druhmi je **dokonalejšie využitie širokej potravinovej ponuky** a tým zvýšenie prirodzeného prírastku z jednotky plochy, so zabezpečením širšieho sortimentu tržných rýb s celkovo vyššou efektivitou chovu. Stanovenie polykultúrnych obsádok bližšie uvádzajú viacerí autori (Janeček a Přikryl, 1992; Stráňai, 1990; Füllner, et al., 2007; Hartman a Regenda, 2014). Za pilier polykultúrnych obsádok je považovaný kapor, ku ktorému sa podľa únosného podielu prisadzuje: **Ab, Tb, Tp, síhovité ryby** a **dravé ryby** ako **šťuka, sumec**, ostriež a **zubáč** (Regenda, 2014).

Podľa Janečka a Přikryla (1992) môžu polykultúrne obsádky tvoriť nasledujúci podiel voči obsádke kapra, **bez uplatňovania zvyšovania prikrmovania a ďalších dotácii živín** (teda len prirodzená produkcia) (Tabuľka 2-9):

Tabuľka 2-9 Skladby polykultúrnych obsádok rýb (Janeček a Příklad, 1992). Podiel pri kusovom nasadení voči kaprovi

Druh	Podiel (%)	Druh	Podiel (%)
Lieň	5 – 10	Tolstolobik biely	25
Sihovité druhy	10 – 15	Tolstolobik pestrý	10
Dravé druhy	3	Amur biely	2,5 – 3

Prípadne je možné obsádky kombinovať vždy k dravcom (jednotlivo), alebo k bylinožravým druhom rýb, ako je uvedené v tabuľke (Tabuľka 2-10), podľa Füllner et al., (2000). Füllner k uvedeným produkčným výsledkom stanovuje cieľ kapor > 1,5 kg.ks, s dosiahnutím prírastku 500 – 1000 kg.ha⁻¹. Skladby sú vhodné pre rybníky s vyššou trofiou. Nasadenie kapra v tabuľke (Tabuľka 2-10) je upravené na 1/3 (v ks), pre potreby modifikácie obsádok ďalej v metodike.

Tabuľka 2-10 Prehľad polykultúrnych obsádok v hypertrófnych rybníkoch pri zníženom podiele kapra na 1/3 oproti pokynu pre násadu K₂ pri polointenzifikačných chovoch v ČR podľa MP č. ZP03/2003. Podiel bol stanovený k celkovému kusovému podielu obsádky vždy v rámci skupiny podľa potravinovej preferencie (farebne oddelené podľa legendy). Výlovok je odpočítaný o nasadenie základnej obsádky. Celkový výlovok vychádzal z údajov práce (Füllner, et al., 2000; 2007); legenda: **bentofág**, **herbivor**, **karnivor**

Druh	%	N a s a d e n i e		V ý l o v o k		Produkcia (kg.ha ⁻¹)
		(ks.ha ⁻¹)	(kg.ha ⁻¹)	(ks.ha ⁻¹)	(kg.ha ⁻¹)	
A ₃₊	2,2	8,9	5,3	8,0	15	9,7
K ₃₊	–	314,8	125,9	283,3	523	397,4
L ₂₋₃	33,4	158,2	23,7	125,0	50	26,3
Su ₂₋₃	18,5	71,4	42,9	50,0	100	57,1
Š ₁₋₂ **	2,7	9,4	0,5	8,0	8	7,5
Tb ₂₋₃	17,6	71,1	42,7	64,0	115	72,3
Tp ₂₋₃	1,9	7,8	4,7	7,0	21	16,3
Ca _{2-t} **	4,0	13,8	3,5	9,0	7	3,5

** alternatíva nahradenia sumca

„Produkcia kapra a doplnkových druhov rýb je vzájomne previazaná nielen produkčne – využitím tých potravinových zložiek, ktoré kapor opomína, ale rovnako ekonomicky, pri predaji. Doplnkové (vedľajšie) druhy rýb si preto zaslúžia potrebnú starostlivosť, i keď sa im to dnes bohužiaľ nedostáva“ (Regenda, 2014). Autor ďalej uvádza že polykultúry kapra a dravcov sú ekonomicky a obchodne významné vzhľadom na vyššie ceny na domácom i zahraničnom trhu.

2.1.6 Manažment rybníčnej akvakultúry (Prirodzená produkcia – obsádka – zootechnik)

Obsahom kapitoly je *vybraný* súbor činností hlavných rybníkov, ktoré sú hospodárom a hospodáriacim subjektom v rybníkoch dlhodobo známe. Predsa však aj v tomto prípade môžeme v dnešnej dobe stále pozorovať niektoré nedostatky, či prehliadania, ktoré nemožno pri odchove sladkovodných rýb podceňovať. Tento výber činností môže mať významný vplyv na celkový odchov, nehovoriac o ich ekonomickom dopade na produkčné výsledky.

Letnenie a zimovanie rybníkov

Pri zimovaní ide o vytvorenie priaznivej štruktúry pôdy v dôsledku jej premrznutia – vysušenia a tým narušenia sedimentu. Predpokladom je fungujúce odvodnenie rybníčnej kotliny (Hartman a Regenda, 2014) a dostatočné mrazivé počasie. Autori ďalej odporúčajú v zmysle dobrej praxe periodicky zimovať hlavné rybníky, prípadne aspoň čiastočne. Princíp letnenia a zimovania je v podstate rovnaký, s tým rozdielom, že letnením sa docieľuje zlepšenie odchovných podmienok prostredníctvom slnečného žiarenia (UV) a tepla (vysušenie) (Stráňai, 1990). Tento prístup počas letnenia významne zvyšuje elimináciu choroboplodných zárodkov a preventívne zamedzuje zazemňovaniu. V zimnom období je zase meliorovaná väčšia plocha dna pôsobením mrazu, čo uvoľňuje viacej živín (Adámek, et al., 2010). Stráňai (1990) uvádza, že letnenie je *dôležitý melioračný zásah*, ktorý sa dá len ťažko nahradiť. Obidva prístupy je však vhodné v rámci zootechnických prístupov pravidelne zaraďovať a v časovom horizonte správne naplánovať. Dnes je zimovanie rybníkov realizované pomerne častejšie (po jesennom výlove), aj keď je v poslednom období odberateľmi stále viacej žiadané jarné zarybňovanie, čo následne zimovanie neumožňuje. V tomto kontexte Adámek, et al. (2010) ďalej uvádza, že sa prakticky klasické letnenie nerealizuje, maximálne je spojené z opravami. Letnenie je spájané s výsevom vhodných poľných plodín (ovos, horčica) (Füllner, et al., 2000; Hartman a Regenda, 2014), ktoré je nazývané ako zelené hnojenie. Zelené hnojenie je tak zdrojom autochtonných živín v optimálnom pomere, ale najmä substrátom pre fytofilný bentos (larvy pakomárov, máloštetinatce) (Adámek, et al., 2010), či substrátom pre niektoré litorálne druhy perloočiek (Hudec, 2010; Hartman a Regenda, 2014). Zvyšovaním dostupných živín, tzn. výsledkom letnenia je zvyšovanie produkcie, ktoré však môže byť realizované aj pri vysokej trofii vysadením poľnohospodárskych plodín, pri úplnom letnení, ktoré sú

tak schopné nadbytočné živiny odčerpať. Koreňové sústavy ostávajú v rybníčovom dne bez zaorania, ktoré sú tak ďalším vhodným substrátom v ďalších obdobiach (Stráňai, 2000). Efekt letnenia je možné realizovať v dvoch rovinách, a to: i) čiastočným letnením (pozvolné napúšťanie v sezóne) ii) úplné letnenie (ponechanie rybníka v sezóne bez napustenia – úhorovanie).

Pri úplnom letnení sa kompenzuje strata z produkcie v nasledujúcich 2 – 3 odchovných sezónach zvýšenou produkciou, ktorú je podľa Stráňai (1990) vhodné doplniť vyššou obsádkou rýb. Autor ďalej uvádza zvýšenú produkciu v ďalšej sezóne v 1. roku o 50 %, 2. roku 30 %, 3. roku 20 %. Letnenie je pri hlavných rybníkoch odporúčané opakovať každých 4 – 8 rokov. Už Dubravius pred takmer 470 rokmi vo svojej práci *O Rybnících* (1547) uvádzal, že je vhodné rybníky „omlazovať a obnovovať“ tým, že sa rybníky nechajú úhorom, ako pole, ktoré sa má obnoviť. Dôležitosť letnenia vhodne demonštruje vo svojom pozorovaní Sychra a Přemysl (2016) na rybníku Nesyt, kde následne po letnení došlo k zvýšeniu abundancie a biomasy makrozoobentosu, čo bolo spôsobené nárastom cennej vegetácie (napr. *Rumex maritimus*) počas letnenia. Tento prístup mal pozitívny dopad v ďalších sezónach, kde výsledkom bolo zvýšenie produkcie v rybníku. Tieto opatrenia je však vhodné dostatočne komunikovať, či už z orgánom ochrany prírody, alebo prostredníctvom obce ako informáciu pre verejnosť, najmä u väčších rybníkoch.

Príprava rybníkov (strojenie, hnojenie, kontrola porastov)

Pri napúšťaní rybníkov a plánovaní nasadenia obsádky je potrebné zabezpečiť prirodzenú sukcesiu zooplanktónu. V jarnom období napúšťania rybníkov (marec) je teplota vody prevažne nižšia ako 10° C, čo znamená ešte obmedzenie reprodukcie pre herbivorné perloočky. Populácia perloočiek, ktorá vzniká z vyvíjajúcich sa efípií, či inokula z prítokovej vody je viazaná na jarný rozvoj potravných zdrojov (fytoplanktón), čo zabezpečuje rozvoj a rast juvenilov. V toto období je potrebný dlhší čas na vývoj dostatočne silnej populácie partenogenických samičiek bez tlaku planktonofágnych druhov rýb. Pri teplote vody 22° C trvá diapauza 3 – 6 týždňov (efípiá) a cyklus jednej generácie cez všetky zvliekania trvá pri 18 °C 42 dní (Wetzel, 2001). Z toho vyplýva, že populácia herbivorných perloočiek vyžaduje vyššiu teplotu vody nad 12 °C, kde sa začnú postupne perloočky presadzovať pri dostupnosti potravy. Vyžierací tlak rýb v začiatku tohto obdobia je nežiadúci, čo je možné eliminovať zootecnickým opatrením – neskorším nasadením obsádky. Vhodným nástrojom je teda kontrola

veľkosti zooplanktónu (podielu partenogenických samičiek) pred nasadením rybníkov. Pri perloočkách rodu *Daphnia* s výskytom rýb v prirodzených vodách je prevažne veľkosť samičiek prvej generácie od 0,75 mm a bez obsádky rýb od 1,5 mm (Gliwicz, 2010). Ďalším dôležitým indikátorom je objem litorálneho porastu, ktorý je substrátom pre fytofílné organizmy, prípadne litorálne perloočky. Jeho podiel by mal tvoriť v ideálnom prípade aspoň 10% z vodnej plochy (kap. 2.1.3) a k tomu je potrebné prispôbovať veľkosť a hustotu obsádok a najmä druhové zloženie (**Ab**) (kap. 2.1.5). Uvedené opatrenie je schopné zabezpečiť dostatočnú druhovú pestrosť, abundanciu a biomasu zooplanktónu a makrozoobentosu (kap. 2.1.4).

V rámci vhodného manažmentu dostupných živín v sedimente je dobrým nástrojom ich správne využitie. Uvedené opatrenie sa vzťahuje najmä na pokročilé eutrófné až hypertrófné rybníky, kde je v sedimente dostatočná zásoba fosforu (Duras a Potužák, 2016). Fosfor je v rámci recyklácie v ekosystéme potravnou aktivitou kapra uvoľňovaný opäť do vodného stĺpca (Chumchal, Nowlin et al. 2005). (Hartman, 2012) napríklad odporúča v hlavných rybníkoch základnú štartovaciu dávku maštalného hnoja v množstve $500 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Ďalším vhodným opatrením je podľa rovnakých autorov podporenie rybníčného ekosystému zeleným hnojením ako bolo spomenuté vyššie, čo tak kolobeh živín zvyšuje a zároveň tento typ hnojenia zabezpečuje optimálny pomer limitujúceho uhlíka voči ďalším živinám. Metodický pokyn *MP* č. *ZP03/2003* povoľuje objem maštalného hnoja aplikovaný od novembra až mája do limitu $3,5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. Zároveň však rovnaký pokyn uvádza, uplatňovanie aplikácie hnojenia iba v prípade jej potreby; tzn. pri preukázaní hydrochemickým rozborom nedostatku živín, respektíve ak bol v predošlej sezóne vyrovnaný kyslíkový režim (bez anoxie, či supersaturácie), pH nebolo vyššie ako 9, nebola vyššia biomasa menšieho zooplanktónu, nebol povolený RKK vyšší ako 2, prípadne nebol realizovaný dlhodobý odchov vodnej hydiny. Pri dôslednej kontrole jednotlivých ustanovení *MP* č. *ZP03/2003*, je v hypertrófnych rybníkoch **používanie hnojenia zbytočné**, a môže byť skôr kontraproduktívne, mimo využitia vhodne nastaveného zeleného hnojenia v rámci uzavretého cyklu živín v rybníku. Uvedené opatrenie je však potrebné dostatočne využiť vhodnou obsádkou rýb.

Pechar a Baxa (2016) na základe intenzívneho pozorovania rybníkov za posledných 10 rokov uvádzajú, že ani úplné upustenie od aplikácie akýchkoľvek foriem hojív nespôsobuje zníženie koncentrácie celkového fosforu, dusíku a množstva fytoplanktónu. Pravidelné vypúšťanie rybníkov pri výlovoch, letnenie, rôzna veľkosť rybej obsádky, či jej absencia, rôzny prísun živín sú kľúčovými faktormi určujúce stav rybníčnej

biocenózy (Pechar 2015). Autori ďalej konštatujú, že tento stav je spôsobený najmä zásobami živín v sedimente a substrátu litorálu (Potužák, Duras et al., 2016; Pechar a Baxa, 2016; Duras a Potužák, 2016). Carney (1990) uvádza vo vzťahu k trofii ekosystému a obsádok rýb, že účinnosť „top-down“ regulácie klesá aj v podmienkach oligotrofie pri limitácii živinami, aj v podmienkach hypertrofie. Vplyv rybárskeho manažmentu je menej účinný, napríklad regulovaním obsádok, ako to bolo v 70. rokoch (Pechar a Baxa, 2016). Každoročným výlovom rýb je hospodár schopný z rybničného ekosystému *využiť – odobrať významné množstvo fosforu*. Na príklade je možné uviesť pri pozitívnom salde fosforovej bilancie a priemernej produkcii 500 kg.ha⁻¹ živej váhy rýb predstavuje odnos 3,5 kg.P.ha⁻¹ za rok. Pokiaľ bude rybárska prax dodržiavať pozitívne saldo fosforovej bilancie, bude to dôležitý príspevok ku zlepšeniu celkovej situácie, čo je úzko spojené najmä s prísunom živín do rybníkov (Pechar 2015). Dôležitým nástrojom je práve vhodné nastavenie druhovej skladby obsádok a tým využitie celého spektra prirodzenej potravy nielen obsádkami kapra.

Kontrola kyslíku a prirodzenej potravy

Kyslík (mimo iných) je dôležitý parameter, ktorý určuje stav a kondíciu obsádky. V nadväznosti na jeho množstvo je vhodne zvolená intenzita kŕmenia a s ohľadom na aktuálnu teplotu vody. Povinnosťou odborne vybaveného hospodára je pravidelne zabezpečovať meranie kyslíku, či ďalších parametrov vody (kap. 2.1.6). Pravidelná kontrola kyslíka najmä v skorých ranných hodinách (pred fotosyntetickou asimiláciou) môže predchádzať ešte výraznejším kyslíkovým deficitom pri následnej aplikácii kŕmenia. Tento stav často nastáva pri nedostatočnej fotosyntéze z dôvodu oblačného počasia, s kombináciou z nízkym parciálnym tlakom (búrkové počasia). Tento stav môže byť ešte zhoršený bezveterným obdobím. Aplikácia kŕmenia v týchto obdobiach je často neefektívna, môže výrazne zaťažovať recipient rybníka, čoho dôsledkom je zvyšovanie RKK a tým nákladov chovateľa, s ďalšími dôsledkami rozkladajúceho sa krmiva (aktivita bakteriálnej biomasy = odoberanie O₂) (Šindler, 2015). Tento jav môže nastávať aj pri veľmi nízkej priehľadnosti (uvoľnený abiosestón), kde kompenzačný bod (P = R) je veľmi nízko pod hladinou rybníka a tým respiračné procesy (R) výrazne prevažujú. Primárna produkcia (P) nie je schopná zabezpečiť dostatočné nasýtenie pre celý vodný stĺpec, rovnako pri bezveterných dňoch, či búrkových obdobiach, kde veľmi nakŕmená obsádka môže ešte tento efekt zosilňovať.

Priehľadnosť vody, ktorá je veľmi nízka, nie vždy znamená „bohatý“ vegetačný zákal. Často túto zníženú priehľadnosť tvoria nerozpustné látky zvrátením sedimentov aktivitou hustej obsádky kapra, prípadne premiešaním rybníčnej vody nárazmi vlnobitia na brehy, či pohybom nahromadených sedimentov. Vhodným ukazovateľom v tomto prípade je súčasná kontrola pH, ktorá fotosyntetickou aktivitou narastá. Hartman a Regenda (2014) uvádzajú vizuálnu kontrolu zooplanktónu pri meraní priehľadosti oproti Secchiho doske. Táto kontrola je však efektívna pri výskyte najmä väčšieho zooplanktónu, čo v prípade vysokej turbidity v hypertrófnom rybníku nie je často možné. Dôslednejšia kontrola zooplanktónu a zoobentosu je preto nevyhnutná, ale vzhľadom na jej rozsiahlosť nie je dostatočne využívaná. Zooplanktón môže byť pri obhliadke rybníka účinne kontrolovaný po odobratí rybníčnej vody do sklenenej nádoby a vizuálne skontrolovaný hodinárskou lupou (zväčšenie min. 10x). Takto je možné vyhodiť jeho štruktúru, či podiel partenogenických/efípiálnych samíc, **ktoré môžu indikovať náhlu zmenu rybníčného prostredia**. Ich vhodnou náhradou je možná pravidelná kontrola zažítiny starších kaprov (K₂-K₄) podľa metodiky Fainu (1983), najmä počas kontrolných odlovov. Pri tomto prístupe je však potrebné eliminovať naplnenie zažívacieho traktu práve prikrmeným miestom, čo môže prezentované výsledky skreslovať. Preto je vhodnejšie v týchto prípadoch využiť vrhaciu sieť po okrajoch kŕmneho miesta, prípadne náhodnými vrhmi. Ďalším možným spôsobom je kontrola rybníčného zooplanktónu podľa Schlott, et al. (2011) prelievaním známeho objemu vody cez sieťovinu (500 – 700 µm) v rovnakom čase a mieste odberu. Tento spôsob je možné nahradiť ťahaním planktónnej sietej väčšej hustoty za vyplavovacou loďou za známy čas (Kalmár 2016, ústne podanie). Rovnako sa využíva rovnaké miesto a čas, ktorý je možné využiť pred alebo po zakŕmení.

Prikrmovanie ako základ dobrej praxe

Záujmom manažmentu rybníčnej akvakultúry, ktorá je zameraná na produkciu rýb, je účinné nakladanie s krmivami a živinami dôležité pre rozvoj rybníčnej biocenózy. Týmto je dosahované šetrné nakladanie s povrchovými vodami čo je zárukou trvalo udržateľného hospodárstva. Dôležitým predpokladom je, že pri docieľovaní prírastku rýb neprichádza ku kumulácii živín v rybníku, či povodí pod rybníkom. Žiaduca je v tomto prípade konverzia krmív do biomasy prírastku (Másilko, et. al., 2014). Z uvedeného dôvodu je žiaduce obsádky **prikrmovať** obilninami a tým dopĺňať potrebný zdroj energie, aby sa tak zvyšovalo využívanie prirodzenej potravy primárne určenej pre

rast. Hospodáriaci rybníkári sú schopní ovplyvňovať hydrologický režim väčšiny rybníkov, najmä prísunom živín z kŕmenia rýb, hnojenia a správneho nastavenia veľkosti a zloženia rybej obsádky (Pechar 2015). Schopnosť retencie TP a TN z krmiva je 32 % pre TP a 30 % pre TN, zvyšok je kaprom vylúčený do vodného prostredia (kap. 2.1.2). V niektorých prípadoch nemusí byť dostatočne spotrebované krmivo obsádkou rýb. Orientačným faktorom pri hodnotení retencie uvedených živín je stanovený relatívny kŕmny koeficient *RKK*. Hlaváč, et al. (2013) uvádza pri ohľaduplnej rybníčnej akvakultúre dodržiavať vyrovnaný vstup a výstup TP a tým predchádzať neefektívnemu prekrmovaniu. V kapitole (2.1.2), ktorá popisuje zaťaženie povrchových vôd je uvedené v tabuľke (Tabuľka 2-1) vzorový prehľad vstupu TP a jeho výstupu pri dodržaní platného metodického pokynu aplikovaného pre polointenzívne chovy, čo pri maximálnom nasadení, hnojení a využitia kŕmenia obilninami pri *RKK* 2,5 znamenal výstup 3,95 kg.ha⁻¹ TP, po započítaní retencie P v obsádke. Vhodným príkladom „dobrej praxe“ v rámci bio-chovu kapra v Rakúsku môžeme uviesť, že tam nie je daný striktný limit pre *RKK*, ale z hľadiska dlhodobého priemeru dosahuje od **1,15 – 1,62** (Bauer, 2016). Iným nástrojom vyhodnocovania efektívnosti ochovu je priebežne spracovávanie *RKK* medzi odlovmi, ktoré následne umožňuje pružnejšie reagovanie na niekedy zbytočne nadhodnotené kŕmenie (Šindler, 2015). Hlaváč, Anton-Pardo et al. (2016) uvádza v novších pozorovaniach, že pri tepelnej úprave kŕmnych obilnín je možné dosiahnuť až o 10 % lepšiu *RKK*, čo zvyšuje profit a zároveň znižuje vplyv na životné prostredie.

Letné odlovy

Jedným zo zootecnických nástrojov na redukciiu biomasy rýb v rybníkoch je odlov na plnej vode počas vegetačného obdobia. Toto opatrenie môžeme účelovo využívať v čase nedostatku prirodzenej potravy, zhoršenej kvality vody, alebo pri efektívnom riadení dostupnosti potravných zdrojov rýb. V dnešných podmienkach živinami zaťažených rybníkov je obsádka rýb schopná dosahovať už v júni biomasu viac ako 1000 kg.ha⁻¹. Už Faina (1983) uvádzal, výrazný tlak obsádky kapra, ktorý ovplyvňoval zloženie zooplanktónu rybníkov. Autor tento vplyv obsádky odstupňoval podľa jednotlivých kategórií, kde obsádka od 800 kg.ha⁻¹ výrazne redukovala väčší zooplanktón a jeho podiel tvorili najmä menšie samičky *D. galeata* s menším počtom vajíčok, s nedospelými jedincami, s prítomnosťou *B. longirostris*, vývojových štádií buchaniek, s veľkým podielom vírnikov. Z uvedeného pozorovania vyplýva, že v ekosystéme sú narúšané prirodzené pochody – sukcesia, čím sa oplyvňuje najmä schopnosť filtrácie

herbivorného zooplanktónu, s vplyvom na priehľadnosť vody, prípadne následnú tvorbu vodného kvetu. Vhodne naplánovaným odlovom „na plnej vode“, bez potreby zníženia stavu vody v rybníku, je možné účinne redukovať zvýšenú biomasu rýb (Hartman a Regenda, 2014). Tento „uvolnený“ priestor môže zabezpečiť celkové zlepšenie pomerov potrebných pre ďalší odchov. Dôjde k obnoveniu zásob prirodzenej potravy, vďaka čomu je možné opätovne naštartovať rast biomasy obsádky až do úrovne, ktorá bola pred odlovom. Chované ryby tak pri výlove dosahujú vyššej kusovej hmotnosti.

Kontrola a redukcia nežiadúcich druhov rýb

V rámci odchovu je veľmi dôležité poznať štruktúru celkovej druhovej skladby počas odchovu. Keďže sú rybníky prevažne napájané s voľne dostupných zdrojov v krajine, pravidelne dochádza k prenikaniu nežiadúcich druhov rýb (kap. 2.1.5). Veľmi často chýbajú aj opatrenia proti vzniku takýchto nežiaducich druhov, respektíve nesprávne zvolené druhové skladby obsádok môžu podhodnotiť nežiadúcu obsádku, prípadne kontrolné odlovy nemusia dostatočne zachytiť nežiadúce druhy. Pri samotnom výlove je prítomnosť týchto drobných rýb nezistená z dôvodu ich nepozorovaného úniku mrežami už pri vypúšťaní rybníka. Takto môže byť výrazne ovplyvnená produkcia rybníkov, často bez vedomia hospodára. Vhodným nástrojom kontroly uvedeného stavu je využívať vrhaciu sieť s menšími okami (4 – 5 mm) (Faina – ústne podanie, 2016). Kontrolu aktuálnej skladby drobných nežiaducich druhov je vhodné vykonávať od júna v rámci odchovnej sezóny v pravidelných intervaloch pri stanovenej dĺžke časti rybníka, napr. 150 – 200 bm, prípadne kombináciou miest. Uvedené opatrenie umožňuje odhadnúť aktuálnu biomasu nežiaducich rýb, ktorá môže byť ešte dodatočne redukovaná napr. prisadením dravca a tým zlepšená celková ekonomika chovu.

2.2 Udržateľnosť rybníčného chovu v Európe

Produkcia sladkovodných rýb je často považovaná za najstaršiu chovateľskú aktivitu v Európe, datujúcu už stredoveké obdobie. Rybníky boli budované v oblastiach, kde boli dostupné prítoky vody a nebolo udržateľné poľnohospodárstvo. **Močiarne oblasti („wetlands“)** v centrálnej a východnej Európe tento koncept splňali ideálne (Bardócz, 2009). Oblasť akvakultúry sľubuje v budúcnosti rast, ktorý nepríde bez nových výziev. Pôsobenie trhov a vznikajúci tlak na reguláciu, popri živých organizmoch, ako predmet chovu, bude pokračovať s vplyvom na produkciu, manažérske zručnosti a celkové

náklady. Efektívnosť bude zvyšovať význam. S udržateľnosťou bude sprevádzaný cieľ dlhodobej profitability (Goncalves 2016).

„Keď praktizujeme zodpovednosť, chov rýb vie poskytnúť živobytie a potravu svetovej populácii, ktorá dosiahne 9 miliárd ľudí do roku 2050. Akvakultúra, s cieľom udržateľnosti by mala v dnešných podmienkach zahŕňať (Bank 2013):

i) udržateľnosť životného prostredia – kde nie je možné kreovať signifikantné poškodzovanie ekosystémov, v prípade straty biodiverzity, či významným vplyvom na znečisťovanie prostredia;

ii) ekonomickú udržateľnosť – akvakultúra musí byť hodnotným biznisom s dobrými dlhodobými vyhliadkami a profitom

iii) sociálno – spoločenskú udržateľnosť – akvakultúra musí byť spoločensky zodpovedná a prispievať na blaho spoločnosti“.

Aby sme predišli rovnakej chybe, ku ktorej došlo pri znížení, či vyčerpaniu niektorých zdrojov (prelovenie v moriach), je potrebné v Európskej akvakultúre a poľnohospodárstve prijať spoločnú politiku. Politika by mala byť založená na princípoch udržiavania životného prostredia, životaschopnej ekonomiky a spoločensky akceptovateľného rozvoja, ktoré sú princípmi udržateľnosti pre zdravý rozvoj sektora (Aqua, 2009). Sladkovodná akvakultúra je často charakterizovaná ako nízko–nákladová produktivita s nižšou investičnou potrebou, poskytnúca produkty najmä lokálnym trhom (kapor). Táto kategória je práve limitovaná dopytom a silným medzinárodným konkurenčným prostredím, ktoré limituje ziskovosť a rast produkcie. Extenzívna produkcia a tradičné remeslo hrá dôležitú úlohu v *environmentálnych a rekreačných aspektoch* (najmä v súvislosti s biodiverzitou a uchovaním hodnoty a kultúry krajiny) (STECF, 2013). V roku 2011 sa v EU vyprodukovalo viac ako 61 tis. ton kapra s hodnotou 127 mil. EUR. V celosvetovom meradle však EU zastáva svojou produkciou kapra v hmotnostnom vyjadrení podiel len 1,6 %, ale vo finančnej hodnote dosahuje 3,3 %. Hlavným producentom kapra v EÚ je ČR (18 200 t), Poľsko (14 400 t) a Maďarsko (10 800 t) (FAO, 2013).

Jednou z možností praktizovania udržateľného chovu v Európskom spoločenstve môže byť cesta **certifikácie subjektov chovateľov**. Certifikácia napríklad podľa ASC spadá pod kompetenciu neziskovej organizácie Aquaculture Stewardship Council, ktorá bola založená v roku 2009 prostredníctvom WWF (World Wildlife Fund) a IDH (The

Sustainable Trade Initiative), s cieľom riadiť globálny štandard pre zodpovednú akvakultúru (ASC, 2017). Pri založení tejto platformy predchádzala komunikácia medzi chovateľmi, spracovateľmi, zásobovačmi, predajcami, vedeckou a ochranárskou obcou, verejnosťou a neziskovými organizáciami. Certifikácia uvádza vybrané chovné druhy, ktoré boli vybrané s cieľom eliminovať vplyv na životné prostredie a spoločnosť, vzhľadom na ich trhovú hodnotu a medzinárodný obchod. Záujmovými druhmi sú zo sladkovodných rýb napríklad pstruh, pangasius, tilapia, zo slaných vôd napr. morský losos, či ulitníky (Abalone). Štandard podľa udeleného ACS nasleduje sprievodcu podľa ISEAL (*Alliance the ISEAL Code of Good Practices for Setting Social and Environmental Standard*), ktorý spĺňa ISO/IEC Guide 59 podľa „dobrej praxe a štandardizácie“ a súčasne *WTO Technical Barriers to Trade (TBT)* prílohu Annex 3. Splnenie štandardu podľa ASC znamená plnenie dôležitých kritérií, ktoré sú súčasťou udržateľného chovu vo viacerých smeroch, ako: **umiestňovanie chovov, využívanie vody, vplyv vypúšťanej vody z chovov s dodržiavaním legislatívnych opatrení, dodržiavanie welfare pre obsádky rýb, využívanie krmív**, či iné. Plnenie povinností zabezpečuje chovateľ od odchovu generáčnych rýb, ich reprodukciu, cez odchov, až po dodanie finálneho produktu trvalým systémom kontroly. Tým chovateľ plní štandard, čím chráni spotrebiteľa dodávaním kvalitných produktov. Súčasťou certifikácie je viacero metodických pokynov, ako metodológia pre vypúšťanie fosforu na 1 tonu produkcie, vzorkovanie vody v odchovnom prostredí (kyslík, celkový fosfor, celkový dusík, chemická spotreba kyslíka), kontrola spoločenstiev makrozoobentosu, či ďalšie. Pri nasýtenosti kyslíkom štandard uvádza min. 60 % nasýtenosti počas odchovu, pri celkovom fosfore sa uvádza prípustné povolené vypustenie 4 kg P na tonu produkcie rýb do recipientu (umelé krmivo).

Ďalším príkladom „dobrej praxe“ na medzinárodnej úrovni môže byť BAP certifikácia (Best Aquaculture Practices Certification) udeľovaná Global Aquaculture Alliance (BAP, 2017). Tento štandard rovnako zahŕňa dodržiavanie postupov chovateľa až po finálny produkt, kde je celý proces auditovaný. Chovateľ má povinnosť zbierať a evidovať v 5 – ročnom cykle viaceré parametre počas odchovu. Zameraný je napríklad na vypúšťanie organických látok, dusíka, fosforu, suspendovaných látok, s cieľom znížiť eutrofizáciu vôd. Z množstva príkladov je možné uviesť kontrolu nasýtenosti kyslíka, meranú od 5.00 – 7.00 ráno a 13.00 –15.00 poobede, či kontrolu fyzikálno–chemických parametrov pri odchove (amoniak, rozpustný fosfor) a ďalšie parametre

na výstupe z odchovného zariadenia. Cieľom je znižovanie eutrofizácie a vplyvu na životné prostredie, či udržanie biodiverzity spoločenstiev organizmov (BAP, 2017). V danej oblasti je množstvo ďalších príkladov dobrej praxe, ktoré môžu vo finálne zabezpečiť udržateľnosť odchovu; štandard podľa Global G.A.P. pre producentov v akvakultúre v Severnej Amerike (GAP, 2017), prípadne kvality rýb v procese spracovania a uvedenia na trh ako potraviny IFS Standards (IFS, 2016).

Príkladom dodržiavania zásad dobrej praxe s minimálnym vplyvom na životné prostredie s dobre rozvinutým ekoturizmom je odchov kapra v regióne Waldviertel v Rakúsku. Cieľom certifikovanej značky „GenussRegion Waldvierteler karpfen“ je odchov bio-kapra s definovanými podmienkami odchovu (najmä kŕmenie, hustota a skladby obsádok, fyzikálno – chemické parametre vody). Chov je v tejto oblasti realizovaný na viac ako 1000 rybníkoch, na ploche zhruba 1600 ha, s ročnou produkciou približne 500 ton (produkcia 300 kg.ha⁻¹) (Hafellner, 2017).

V podmienkach Českej republiky sú uvádzané produkty na trh od lokálnych chovateľov. Pre zvýšenie povedomia medzi spotrebiteľmi môžu byť využívané rôzne obchodné značky, ktoré konkretizujú produkt, ako známy Třebonský kapor[®]. Názov je od roku 2007 chránený značkou zemepisného pôvodu chovaného vo vymedzenej oblasti Třebonska. V tejto oblasti prebieha rozmnožovanie, chov, sádkovanie a spracovanie. Uvedená značka pomáha zákazníkovi v lepšej orientácii k tradičným produktom (Třeboň, 2016). Táto ochranná známka produktu však nezaručuje zákazníkovi komplexnú kvalitu v celom rozsahu výrobného procesu, teda od držania generáčnych rýb až po uvedenie na trh, s elimináciou vplyvu na životné prostredie, či dodržiavanie welfare rýb. Bosma and Verdegem (2011) definoval 7 základných prístupov podľa certifikácie GAP. Ich uplatňovanie začína aplikáciou systému kontroly HACCP v procese ochrany potraviny, pre férové obchodovanie v rámci medzinárodného obchodu. Jednotlivé prístupy boli definované nasledovne;

- a) dodržiavanie legislatívnych opatrení*
- b) manažment kŕmenia*
- c) využívanie krajiny a vody*
- d) genetika*
- e) znečisťovanie vody a manažment odpadového hospodárstva*
- f) zdravie rýb a používanie liečiv a chemikálií*
- g) spoločenská zodpovednosť*

Keby sme zodpovedne uskutočňovali všetky tieto kritéria pri celom procese chovu, tak by spomenuté ustanovenia mohlo využívať **20 % najlepších producentov** ako vnútorné normy. Autor ďalej uvádza, že tento prístup by však bol pre menšie, či rodinné farmy príliš drahý, čo by **mohlo viesť k ich likvidácii**. Tu je však otvorený priestor pre vytipovanie najdôležitejších oblastí, ktoré sú dnes nedostatočne metodicky nastavené a umožňujú tak veľkú variabilitu chovateľovi, čo v konečnom dôsledku odlišuje proces odchovu medzi chovateľmi v zmysle dobrej praxe. Rovnako je tu priestor pre stanovenie druhového štandardu pre hospodársky cenné druhy rýb. Ďalej je potrebné uviesť, že legislatíva v jednotlivých členských krajinách EU sa neustále sprísňuje, čo v konečnom dôsledku môže uvádzanú certifikáciu ako štandardu plne nahradiť – „Made in EU“ (Commission, 2014). V rámci Európskeho spoločenstva je možné využiť chovateľom nástroj (schému) pre environmentálne manažérstvo a audit (EMAS) podľa nariadenia č. 1221/2009 z 25. Decembra 2009, v právnej úprave SR zákonom č. 351/2012 Z.z.. Cieľom EMAS je dosiahnuť trvalo udržateľnú spotrebu a výrobu a trvalo udržateľnú priemyselnú politiku podporovaním neustále zlepšujúceho sa environmentálneho správania organizácií (napr. chovateľov) vytvorením a zavedením systémov environmentálneho manažérstva organizácii, systematickým hodnotením výkonu systému, s dialógom s verejnosťou a s ďalšími zainteresovanými stranami, s aktívnou účasťou zamestnancov v organizácii, so zabezpečením vhodnej odbornej prípravy (<https://www.enviroportal.sk/>). Využitie loga **EMAS** môže byť ďalším nástrojom manažérstva kvality zdrojov a ich výstupov, ktoré sú tak schopné napomôcť spotrebiteľovi pri jeho výbere produktu.

2.2.1 Prehľad kompenzácií v rybárstve vo vybraných krajinách EU

Rôzne formy kompenzácií v Európskom spoločenstve v odvetví rybníkárstva sú riešené prostredníctvom implementovania operačných programov v jednotlivých členských štátoch (napr. v ČR – OP Rybárstvo, OP Životné prostredie) (Tabuľka 2-11, Tabuľka 2-12). V aktuálnom programovacom období 2014 – 2020 v Európskom námornom a rybárskom fonde vychádzajú možnosti kompenzácie najmä z nariadenia Európskeho parlamentu a Rady (EÚ) č. 508/2014, s implementáciou hlavne článku č. 53 **Prechod na ekologickú akvakultúru** a článku č. 54 **Akvakultúra poskytujúca environmentálne služby**. V nadväznosti na článok č. 53 a 54 (Nariadenie č. 508/2014) je vhodné uviesť a definovať **ekologickú výrobu** podľa nariadenia č. 834/2007 (tiež Nariadenie č. 710/2009 s podrobným vykonaním nariadenia č. 834/2007) nasledovne:

„*Ekologická výroba predstavuje komplexný systém manažmentu poľnohospodárskych fariem a výroby potravín, ktorý je kombináciou tých najlepších environmentálnych postupov, vysokej úrovne biodiverzity, ochrany prírodných zdrojov, uplatňovania prísnych noriem v oblasti pohody zvierat a výrobných metód v súlade s preferenciou určitých spotrebiteľov pre produkty vyrábané pomocou prírodných látok a procesov. Spôsob ekologickej výroby takto zohráva dvojité spoločenské úlohu, keď na jednej strane zabezpečuje konkrétny trh reagujúci na dopyt spotrebiteľa po ekologických produktoch a na strane druhej dodáva verejnosti tovary prospievajúce k ochrane životného prostredia a k pohode zvierat, ako aj k rozvoju vidieka*“.

Na základe vyššie uvedených nariadení Európskeho parlamentu a Rady je preto možné uviesť, že nástroj kompenzácie strát v rybníkárstve vyvolaných tlakom ochrany prírody pre zachovanie funkčného ekosystému je **plne v rukách vlády jednotlivých krajín EU**, vrátane Českej a Slovenskej republiky. Rovnako je veľmi dôležitý **záujem produkčných rybníkárov** počas nastavovania implementácie smerníc EU do jednotlivých Operačných programov. Je nevyhnutné tieto podmienky vhodne nastaviť pre prax a ich ďalšie využitie v produkčnom rybníkárstve so zameraním na odchov kapra, či polykultúr.

Tabuľka 2-11 Kompenzácie v rybníkárstve v Nemecku (2014-2020), zdroj kompenzácií ENRF 2014 – 2020, podľa Smernice na podporu rybníkárstva a ochrany prírody – RL TWN/2015 (<https://www.revosax.sachsen.de/>). Implementácia smernice vychádzala z nariadenia parlamentu a Rady EÚ č. 508/2014, suma je uvedená v EUR.

Krajina EU	Druhy kompenzácií podľa hospodárenia na rybníkoch					
	T1	T2a	T2b	T2c	T3a	T3b
Nemecko	186	320 (134)	340 (154)	353 (167)	419 (233)	444

Údaj v zátvorke vyjadruje započítavanie kompenzácie od 20 ha plochy rybníka (znížená sadzba). Bez možnosti súbežnej kombinácie čerpania kompenzácie.

T1. údržba rybníka a zachovanie kultúrnej krajiny (podpora do 20 ha rybníka)

T2a. ochrana druhov a životného priestoru – podpora vegetácie dna rybníka

T2b. ochrana druhov životného priestoru – obojživelníky, bezstavovce, ryby, vodné rastliny

T2c. ochrana druhov a životného priestoru – rybožravé živočíšne druhy

T3a. plánovaný výnos – zameranie hospodárenia na cieľový výnos

T3b. plánovaný výnos – bez úžitku

Účelom finančnej podpory (kompenzácie podľa RL TWN/2015, Tabuľka 2-11) je v záujme trvalého rozvoja rybníkárstva v slobodnom štáte Sasko, zabezpečiť prínos pre životné prostredie. Musia sa podporovať opatrenia zamerané na starostlivosť o rybníky a extenzívne výrobné postupy, orientované na zachovanie ohrozených kultúrnohistorických cenných rybníkov, na ochranu a zlepšenie životného prostredia a tiež biologickej rozmanitosti. Pri týchto postupoch sa zohľadňuje ochrana prírody a tiež zachovanie rázu krajiny a tradičných znakov akvakultúrnej oblasti.

Tabuľka 2-12 Priemerné kompenzácie v rybníkárstve vo vybraných krajinách EU v programovacom období 2007-2013 (Pyč, 2011).

Krajina	Priemerné kompenzácie v rybárstve EUR/ha/rok	Krajina	Priemerné kompenzácie v rybárstve EUR/ha/rok
Maďarsko	90	Rakúsko	235
Litva	115	Nemecko – Bavaria	258,77
Rumunsko	200	Poľsko	392,3

Počas programovacieho obdobia 2007 – 2013 boli v jednotlivých krajinách zaznamenané veľké rozdiely implementácie kompenzácií v rybníkárstve (Tabuľka 2-12), ich podiel na celkovej hodnote poskytnutých zdrojov z ENRF a vôbec ich využitie v rozdielnych podmienkach v národných programoch (Pyč, 2011). Podľa Pyč (2011) boli rozdiely zaznamenané napríklad pre Rakúsko, kde neboli kompenzácie uplatnené. V Českej Republike boli do roku 2009 uplatnené nároky kompenzácií iba do výšky 20 tis. EUR (1 % prijatej podpory) a po roku 2009 už kompenzácie na hektár pre environmentálne služby využité neboli. Litva bola schopná kompenzácie v rybárstve využiť v období od 2009 – 2013 na 100 %, Poľsko dosiahlo využívanie na úrovni 70%, čo predstavovalo pokrytie 25 % odchovej plochy pri 70 tis ha celkovej plochy rybníkov. Uplatňovanie kompenzácií v Sasku, ktoré bolo obdobné ako v novom programovacom období 2014 – 2020 (Tabuľka 2-11) vychádzalo z jeho regionálneho rozpočtu, tzn. nepochádzalo zo zdrojov EU.

Rumunsko využívalo kompenzácie na troch úrovniach pre oblasti zahrnuté do NATURA 2000 (182 – 227 EUR), prechod tradičnej akvakultúry na ekologickú (341 EUR) a v poslednom prípade akvakultúru, ktorá zahrňuje ochranu a skvalitňovanie životného prostredia (182 EUR) (Palaton, 2015). Autor ďalej uvádza, že niektoré hospodárstva obdržali **všetky tri typy platieb!** Tento systém vytváral nekalé praktiky medzi subjektami, znevýhodňoval niektoré subjekty s dôsledkami zlej konkurencie schopnosti na spoločnom trhu a kaprom. S problematikou, s ktorou sa stretávajú subjekty zahrnuté do oblasti NATURA 2000 sa stretávajú aj podnikateľské subjekty mimo týchto oblastí, ktorí však nie sú braní do úvahy. *Palaton (2015) z uvedených dôvodov navrhuje vyvinúť spoločné úsilie chovateľov s výskumými organizáciami, neziskovými organizáciami a štátnou správou pre lepšie pochopenie tradičnej role chovu kaprov vo vzťahu k biodiverzite.* V rámci spoločného trhu a stále sa zvyšujúcej ochrany životného prostredia (napr. Smernica o voľne žijúcich vtákoch č. 79/409/EEC, Smernica o ochrane biotopov č. 92/43/EHS, Smernica o vodách č. 2000/60/ES, Smernica o ochrane voľne žijúceho vtáctva č. 2009/147ES) je dôležité tento systém kompenzácií plošne harmonizovať.

3 Metodika

3.1 Výpočet produkčných ukazovateľov

Zámerom štúdie rybníkov v katastri obce Boheľov, okres Dunajská Streda, bolo v produkčnej sezóne 2014 a 2016 zistiť vplyv hustoty obsádky kapra na kvalitu odchovných podmienok. Stabilita ekosystému rybníka je totiž dôležitým nástrojom udržateľnosti odchovu a jej zachovaním je možné dosiahnuť udržanie dlhodobého výnosu aj pre chovateľa. Súčasne je stabilita odchovných podmienok dôležitým hodnotiacim kritériom na základe „dobrej praxe“. Situačná mapka (Obrázok 3) zobrazuje sledované lokality na Boheľovských rybníkoch. Sledovanie vybraných parametrov je ďalej definované v popise metodiky.

Rybník 1 (R1) – vodná plocha rybníka dosahuje 25 hektárov, pri nadmorskej výške 112,2 m n.m. (maximálna hladina). Priemerná hĺbka rybníka je podľa prevádzkového poriadku 1,4 m, v súčasnosti je ale je len > 1m, s podielom litorálu > 4,2 %. Rybník je napájaný z rieky Dunaj Boheľovským kanálom NO, ukončený rozdeľovacím objektom, ktorý ďalej zabezpečuje jeho priame napojenie z náhonu o dĺžke 20 m (Obrázok 3). Napustenie rybníka v sezóne 2014 bolo 2. marca, po zimovaní, s nasadením obsádky rýb dňa 16. apríla. Príprava R1 trvala teda 44 dní. Teplota vody dosahovala pri nasadení rýb 16 °C. Napustenie rybníka v sezóne 2016 bolo 28. marca, bezprostredne po jarnom výlove (R1 bol bez zimovania, či letnenia). Počas dní od 4. – 12. apríla bola postupne nasadená obsádka rýb. Rybník bol z prevádzkových a odbytových dôvodov bez potrebnej prípravy. Nasadenie a druhová skladba obsádky je zobrazená v tabuľke (Tabuľka 3-1; Tabuľka 3-2). Množstvo spotrebovaných kŕmív a hnojív pre obidve sezóny uvádza tabuľka (Tabuľka 3-3).

Kŕmenie bolo zabezpečované 5 – 6 x týždenne, v sezóne 2014 podľa ON 46 6864 (1965) a v sezóne 2016 podľa biomasy obsádky (0 – 5 %), vo vzťahu k nasýtenosti vody kyslíkom a teplote vody. Na základe kontrolných odlovov (KO) v približne mesačných intervaloch po odchYTE najmenej 100 ks rýb sa stanovila kusová priemerná váha. Zo získanej priemernej váhy sa vypočítala aktuálna biomasa kapra (normované ročné straty boli vo výpočte odpočítané po prvom KO). Odchovná sezóna 2014 trvala 197 dní s výlovom dňa 30. októbra a v roku 2016 trvala 203 dní, keď došlo k čiastočnému výlovu (21.10. 2016) a zvyšok obsádky (cca 25% zostal komorovaný v rybníku s úplným výlovom dňa 31. 3. 2017.

Rybník 3 (R3) – vodná plocha rybníka dosahuje 45 hektárov, pri nadmorskej výške 111,7 m n.m. a maximálnej hladine. Priemerná hĺbka rybníka je podľa prevádzkového poriadku 1,2 m, ale skutočná priemerná hĺbka je > 1m, s podielom litorálu > 2,4 %. Rybník je napájaný z rieky Dunaj Bohel'ovským kanálom NO ukončený rozdeľovacím objektom. Z neho je odoberaná voda cez do R3 prostredníctvom náhonu o dĺžke 1,77 km, ktorý obteká rybník R2 (Obrázok 3). Napustenie rybníka v sezóne 2014 bolo 2. marca po zimovaní, s nasadením obsádky rýb dňa 27. 03. – 4. 04. 2014. Príprava R3 trvala 24 dní. Teplota vody dosahovala 13,5 °C, pri nasadení rýb. Napustenie rybníka v sezóne 2016 bolo od 14. februára po zimovaní, s nasadením obsádky rýb dňa 3. 03. 2016. Teplota vody pri nasadení rýb dosahovala 11 °C. Množstvo krmív a hnojív pre obidve sezóny uvádza tabuľka (Tabuľka 3-3).

Nasadenie a druhová skladba je zobrazená v tabuľke (Tabuľka 3-1; Tabuľka 3-2). Kŕmenie obsádky bolo zabezpečované 5 – 6 x týždenne, v sezóne 2014 podľa ON 46 6864 (1965) a v sezóne 2016 podľa biomasy obsádky (0 – 5 %), vo vzťahu k nasýtenosti vody kyslíkom a teplote vody. Na základe kontrolných odlovov (KO) v približne mesačných intervaloch po odchvyte najmenej 100 ks rýb sa stanovila kusová priemerná váha. Zo získanej priemernej váhy sa odhadla aktuálna biomasa kapra (normované ročné straty boli odpočítané po prvom KO). Odchovná sezóna 2014 trvala 214 dní s výlovom dňa 31. októbra a v roku 2016 trvala 232 dní s výlovom dňa 21. októbra.

Hlavné produkčné ukazovatele sú uvádzané ako; relatívny kŕmny koeficient (**RKK_{celk.}**), prirodzená produkcia (**Pp**), produkcia kŕmením (**Pk**), hektárový výnos (**CP**) a natalita. Ukazovatele nadväzovali na výsledky uvedenej práce z pozorovania rybníkov z roku 2014, s porovnaním produkčnej sezóny 2016. Relatívny kŕmny koeficient (RKK) je základným a dôležitým zootechnickým ukazovateľom, ktorý vyjadruje spotrebu krmiva na 1 kilogram prírastku rýb. Prirodzená produkcia (Pp) je dôležitý ukazovateľ hodnotiaci úrodnosť rybníkov, vyjadrený v jednotkách kg.ha⁻¹.

$$RKK_{celk.} = F / (Wt - W0)$$

$$Pp = (V - O - Pk) / S \qquad Pk = K / a \quad \text{kde,}$$

F - objem spotrebovaného krmiva

W0 - hmotnosť rýb na začiatku sledovania

Wt - hmotnosť rýb na konci sledovania

O – hmotnosť nasadených rýb do rybníka (kg), *K* – hmotnosť spotrebovaného krmiva (kg),

P_p - prirodzená produkcia (kg.ha⁻¹), *a* – absolútny krmný koeficient krmiva

V – hmotnosť vylovených rýb z rybníka (kg), *S* – plocha rybníčného dna (ha).

Pk – prírastok z krmiva (kg),

Tabuľka 3-1 Nasadenie obsádok rýb v rybníkoch R1 a R3 v sezóne 2014

Nasadenie	Rybník 1 – sezóna 2014			Rybník 3 – sezóna 2014		
	% podiel (ks)	priemerná váha	kg.ha ⁻¹	% podiel (ks)	priemerná váha	kg.ha ⁻¹
K ₂	95,4	0,62	632	95,3	0,67	624
Ab ₂	3,1	0,30	10	3,0	0,30	8,9
Š ₁	1,5	0,20	3,2	1,7	0,20	3,3
Σ	100	–	645,2	100	–	636,2

Tabuľka 3-2 Nasadenie obsádok rýb v rybníkoch R1 a R3 v sezóne 2016

Nasadenie	Rybník 1 – sezóna 2016			Rybník 3 – sezóna 2016		
	% podiel (ks)	priemerná váha	kg.ha ⁻¹	% podiel (ks)	priemerná váha	kg.ha ⁻¹
K ₁	-	-	-	60,9	0,1	96,6
K ₂	97	0,54	540,4	38,1	0,61	372
Ab ₂	3,0	0,35	10,7	1,0	0,3	5,0
Σ	100	–	551,1	100	–	473,6

*vysadenie sumca nepodliehalo firemnej evidencii, Vysadenie Su1 spolu na rybník R3 bolo cca 50 kg s výlovom 300kg Kalmár – ústne podanie, 2016)

Tabuľka 3-3 Aplikácia krmív a hnojív v rybníkoch R1 a R3 v sezóne 2014 a 2016

Ukazovateľ	Jed.	Rybník 1		Rybník 3	
		2014	2016	2014	2016
Spotreba hnoja (maštalný)	kg.ha ⁻¹	4000	2000	4000	1000
Spotreba hnoja (slepačí)	kg.ha ⁻¹	500	1000	800	–
Spotreba krmenia (pšenica)	kg.ha ⁻¹	3221	3422	2974	2809

Ďalej bolo sledované finančne vyjadrenie hektárových príjmov (v EUR) z produkcie, ktoré slúžili pre modifikáciu (znižovanie) abundancie obsádok, ako potenciálnu pre ďalšie odchovné obdobia, vrátane skladby polykultúr. Základné ceny uvedených 8 druhov rýb (**Ab, K, L, Su, Š, Tb, Tp, Zu**) vychádzali z náhodného oslovenia stredných až veľkých produkčných podnikov v Českej a Slovenskej republike (n=8), so spracovaním veľkoobchodných cien druhov rýb. Z dôvodu cenovej politiky

producentov neboli poskytnuté ceny zobrazené adresne (Tabuľka 3-4). Z ceny bola odpočítaná daň z pridanej hodnoty podľa daňových sadzieb súvisiacich krajín a prepočítaná aktuálnym kurzom Národnej banky (devíza – stred) ku dňu 28.1.2017.

Tabuľka 3-4 Stanovenie ceny za kg (EUR) vybraných druhov rýb, podľa náhodne vybraných stredných a väčších producentov v SR a ČR (n=8) dopytované emailom v období od 1.1. – 28.2.2017.

Druh ryby	kg	Priemer	Medián	Min	Max
<i>A₃₊</i>	1,00	2,40 €	2,50 €	1,44 €	3,30 €
<i>K₃₊</i>	1,00	2,09 €	2,18 €	1,67 €	2,47 €
<i>L₂₋₃</i>	1,00	3,30 €	3,27 €	2,18 €	5,00 €
<i>Su₂₋₃</i>	1,00	5,52 €	6,07 €	3,64 €	6,93 €
<i>Š₁₋₂</i>	1,00	6,77 €	7,27 €	3,64 €	8,40 €
<i>Tb₂₋₃</i>	1,00	1,14 €	1,02 €	0,90 €	1,55 €
<i>Tb₂₋₃</i>	1,00	1,14 €	1,02 €	0,90 €	1,55 €
<i>Ca_{2-t}</i>	1,00	9,44 €	10,36 €	4,00 €	15,00 €

Polykultúrne obsádky boli stanovené na základe produkčných ukazovateľov Füllner, et al. (2000; 2007), (Tabulka 2-10) so započítaním mortality vybraného druhu. Stanovené boli dva varianty referenčnej ceny V1 a V2. Prvý variant bola polykultúra karpas so sumcom a v druhom variante bola využitá obsádka bylinožravých rýb (Ab, Tp, Tb) s kaprom. Štuka a zubáč neboli pre stanovenie referenčnej ceny využité z dôvodu nevhodných odchovných podmienok v Bohel'ovských rybníkoch (hustota obsádok, priehľadnosť, teplota vody, kyslík). Uvedená alternatíva odchovu bola stanovená s výhľadom na ďalší „udržateľný“ odchov, pri požiadavke výraznej redukcie obsádok pri nasadení. Prepočet obsádok kapra vychádzal z metodického pokynu MP č. ZP03/2003 z ČR, pri maximálnom nasadení kapra (1000 ks.ha⁻¹) a s jej následnou redukciov na 1/3 obsádky, s kombináciou využitia uvedenej polykultúry (Tabulka 2-10). Základné parametre boli spracované v programe MS-Excel 2016 (verzia 15.29), spolu so základnými popisnými štatistikami (priemer, medián, smerodajná odchýlka, minimálne a maximálne hodnoty).

3.2 Sledovanie fyzikálno-chemických parametrov

Odbery rybnickej vody prebiehali v odchovnej sezóne 2014 a 2016 v dvojtýždňových intervaloch. Počas sezóny 2014 boli počas odberov a kontroly fyzikálno-chemických parametrov v období od 26.4 – 14.9. (141 dní) využívané ručné multifunkčné merače zn. Polaris a Hanna Instruments a v sezóne 2016 v období od 7.5. – 24.9 (140 dní) boli využité multifunkčné merače od spoločnosti Hach/Lange[®],

s vymeniteľnými sondami podľa typu merania (Tabuľka 3-6). Rybníčná voda bola odobieraná pri požeráku v hĺbke 1 m na rybníku 1 a 3 (Obrázok 3).

V sezóne 2016 boli odbery doplnené aj o merania parametrov pod vodnou hladinou (Tabuľka 3-5). Počas sezóny 2014 a 2016 boli sledované súčasne aj základné chemické parametre rozdelené podľa druhu vyhodnocovania (Tabuľka 3-6). Počas sezóny 2014 neboli sledované parametre chlorofyl (chla-*a*) a nerozpustné látky (NL 105 a 550 °C). V sezóne 2016 boli chla-*a* a NL vyhodnocované Výskumným ústavom vodného hospodárstva v Bratislave, v zmysle platných noriem v mesiacoch máj, jún, júl a september. Vybrané hodnoty boli porovnané podľa prístupných limitov SR v zmysle NV č. 269/2010 Z.z.

Tabuľka 3-5 Prehľad sledovaných fyzikálnych parametrov v sezónach 2014 a 2016 (miesta odberu R1: GPS 47.898004; 17.697203 a R3: GPS 47.909253; 17.695347)

Param. jed.	teplota vody °C	pH -	priehľ. cm	nasýt. O ₂ %	obsah O ₂ mg.l ⁻¹	konduktiv. µS/cm
2014	P. OxyGuard	P. Handy pH	Secchi d.	P. OxyGuard	P. ORP	
2016	HACH HQ 40D		Secchi d.	HACH HQ 40D	HQ 40D	

Tabuľka 3-6 Prehľad sledovaných chemických parametrov v sezónach 2014 a 2016 (miesta odberu R1: GPS 47.898004; 17.697203 a R3: GPS 47.909253; 17.695347) *merané parametre boli zabezpečené prostredníctvom VÚVH Bratislava

Param.	KNK _{4,5} mmol/l ⁻¹	TP mg/l ⁻¹	TN mg/l ⁻¹	Chla- a µg/l ⁻¹	NL 550 °C mg/l ⁻¹
2016	Titrácia HCl	-	-	-	-
2016	Titrácia HCl	SF HACH DR 1900	STN EN 872*		STN ISO 10260*

Popis vybraných chemických parametrov

KNK_{4,5} (kyselinovo-neutralizačná kapacita vody) – predstavuje schopnosť vody viazať určité látkové množstvo kyseliny do stanovenej hodnoty pH a predbežne zodpovedá približnej hodnote hydrogenuhličitanov. Tie predstavujú hlavné ióny, ktoré určujú hydrochemický typ vody. *KNK_{4,5}* bola na mieste stanovená titráciou vzorky vody 0,1M kyselinou HCl do bodu ekvivalencie pH 4,5 na zmesový indikátor (Valentová, et al., 2009). Uvedeným sledovaním bol pozorovaný prevažujúci typ rybníčnej vody vo vzťahu k pH, respekt. dostupnosť anorganického uhlíka (C) počas odchovej sezóny.

TP (celkový fosfor) – podľa postupu metódy č. LCK 349 HACH® (techn. list; EN ISO 6878) fosfátové ióny reagujú s molybdénom a ióny antimonylu v kyslom prostredí za vzniku antimonylfosfomolybdátového komplexu. Komplex bol zredukovaný

kyselinou askorbovou na fosfomolybdenovú modrú. Hydrolýza prebiehala v termostate pri teplote 100° C jednu hodinu. Následne bola vychladená vzorka pri izbovej teplote vyhodnotená spektrofotometricky pri vlnovej dĺžke 714 nm v rozsahu **0,050 – 1,500 mg/l**. Limit v SR pre povrchové vody podľa NV č. 269/2010 Z.z. je **0,4 mg.l⁻¹**. Podľa klasifikácie OECD (1982) je priemerný limit celkového fosforu pre 4. kategóriu trofie > 0,100 mg.l⁻¹ **TP** definovaný ako hypertrofia. Koncentrácia celkového fosforu bola sledovaná s cieľom posúdenia intenzity hospodárenia počas odchovej sezóny. Rovnako boli namerané hodnoty **TP** využité aj pri hodnotení trofie podľa TSI indexu.

Vstup celkového fosforu do rybníčného ekosystému vo vzťahu k jeho retencii v rybej obsádke bol stanovený prepočtom a vyjadrením jeho salda v rybníčnom ekosystéme (Hlaváč, et al., 2013).

$$\{(Sk*3,3) + (Sh * 1,0)\} - (produkcia rýb * 8,1) = obsah P (kg.ha^{-1})$$

Sk – spotreba krmív (kg) na 1 ha výmery rybníka v hodnote 3,3 g P na 1 kg obilia (Hlaváč, et al., 2013).

Sh – spotreba organických hnojív (kg) na 1 ha výmery rybníka, kde 1 kg v surovej hmote predstavuje obsah 1,1 g P pre maštalný hnoj a 12,5 g pre slepačí hnoj (Richter, et al., 2002)

Celkový prírastok rýb vychádzal z produkcie v kg na 1 ha výmery rybníka, kde 1 kg prírastku znamená v priemere 8,1 g retencie celkového P v surovej homogenizovanej hmote rýb

TN (celkový dusík) – podľa metódy č. LCK 138 HACH[®] (techn. list; ISO 8466-1) počas rozkladu s peroxidisíranom je anorganicky a organicky naviazaný dusík oxidovaný na dusičnan. Ióny dusičnanu reagovali s 2,6-dimethylfenolom v roztoku kyseliny sírovej a fosforečnej za vzniku nitrofenolu. Zahriatie vzorky prebiehalo v termostate pri teplote 100° C jednu hodinu. Následne bola vychladená vzorka na hodnotu izbovej teploty vyhodnotená spektrofotometricky pri vlnovej dĺžke 345 nm, v rozsahu **1,00 – 16,00 mg/l**. Limit v SR pre povrchové vody podľa NV č. 269/2010 Z.z. je 9 mg.l⁻¹.

Chla – a (chlorofyl – a) – riasy a ostatné nerozpustené látky sa zachytia zo vzorky vody filtráciou. Pigmenty rias sa zo zvyšku na filtru extrahujú horúcim etanolom. Koncentrácia chlorofylu-a v extrakte sa stanovovala spektrofotometricky. Koncentrácia chlorofylu-a a feopigmentov sa vypočítala z rozdielu absorbancií hodnotených

pri vlnovej dĺžke 665 nm pred okyslením a po okyslení extraktu. Stanovenie bolo vykonané v zmysle STN ISO 10260. Chlorofyl je pigmentom, ktorý je prítomný vo všetkých sinicách a riasach. Jeho koncentrácia je ukazovateľom jeho množstva, s vypovedajúcou hodnotou stupňa trofie (OECD, 1982), ktorý bol využitý pre hodnotenie TSI indexu.

NL 105 a 550 (nerozpustné látky) – stanovenie nerozpustených látok bolo pri žíhaní do 550 ° C, je metódou filtrácie cez filtre zo sklenených vlákien podľa STN EN 872 2005-11. Prvým stupňom získania vzorku bolo sušenie pri 105 ° C a následné žíhanie vzorku. Uvedené sledovanie bolo zamerané na pozorovanie voľného abiosestónu (suspendovaných látok) v dôsledku potravinnej aktivity obsádky kapra, vo vzťahu k jej biomase a dostupnosti prirodzenej potravy. Limit pre povrchové vody podľa NV č. 269/2010 Z.z. pre život a reprodukciu rýb je 25 mg.l⁻¹.

3.3 Výpočet TSI hodnôt (indexu)

Index stupňa trofie je používaný ako nástroj vhodného monitoringu aktuálnej trofie a následnom využití výsledkov pri obnove degradovaných ekosystémov (Carlson 1977, Canfield Jr, Langeland et al. 1983, Devi Prasad 2012, Szczykowska, Siemieniuk et al. 2015, Zebaparveen 2015). Podľa Carlsona (1977) je TSI index („tropic state index“) dostupný a jednoduchý nástroj pre manažment povrchových vôd, overiteľný vo vedeckých pozorovaniach, kde je potrebné stanovenie objektívneho štandardu trofie vôd. Index využíva biomasu mikroskopických rias („algal biomass“) ako základ pre stanovenie klasifikácie trofického stupňa. Základom porovnania sú tri variabilné hodnoty ako *chlorofyl – a (Chlor-a)*, *priehľadnosť (S)* meraná Secchi doskou a *celkový fosfor (TP)*, ktoré nezávislé odhadujú biomasu rias podľa nasledujúcich vzorcov:

$$TSI - P = 14.42 * Ln [TP] + 4.15 \quad (\text{ug/L})$$

$$TSI - C = 30.6 + 9.81 Ln [Chlor-a] \quad (\text{ug/L})$$

$$TSI - S = 60 - 14.41 * Ln [Secchi] \quad (\text{cm})$$

$$\text{Priemer indexu TSI} = \frac{[TSI-P + TSI-C + TSI-S]}{3}$$

TSI index bol stanovený na R1 a R3 počas sezóny 2016 v závislosti na štyroch odberoch chlorofylu–a, vrátane TP a priehľadnosti v odchovej sezóne. Ďalej bola stanovená priemerná hodnota TSI so smerodajnou odchýlkou. Výsledok TSI bol

porovnaný s nameranými historickými hodnotami, podľa 5-tich období v rokoch od 1954 – 2014 (Pechar a Baxa, 2016). Uvedené obdobie zahŕňa priemerné koncentrácie porovnávaných parametrov; TP, chla-*a* a priehľadnosť vody v lokalite Třeboňska, okres Jindřichův Hradec, podľa tabuľky (Tabuľka 2-2), prepočítaním na TSI index v danom období. Hodnotenie výsledných TSI indexov bolo stanovené podľa siedmich kategórií hodnotenia (Tabuľka 3-7) (Carlson, 1977).

Tabuľka 3-7 Sedem kategórií klasifikácie TSI Indexu podľa Carlson (1977)

1.	TSI < 30	<i>Oligotrofia, čistá voda s dostatkom kyslíka počas roka v hypolimniu, rybárstvo lososovitých druhov rýb v hlbších jazerách</i>
2.	TSI 30-40	<i>Hlbšie jazerá dosahujú stále bežný stupeň oligotrofie, kde plyššie povrchové vody sa môžu prejavíť anoxiou v hypolimniu počas leta</i>
3.	TSI 40-50	<i>Voda je stredne čistá, ale vzrastá pravdepodobnosť anoxických podmienok v hypolimniu počas leta</i>
4.	TSI 50-60	<i>Dosahovanie spodnej hranice bežnej eutrofie; klesajúca priehľadnosť, anoxické podmienky v hypolimniu počas leta, evidentné problémy s makrofytmami, prevádzkovanie rybárstva iba s teplomilnými druhmi</i>
5.	TSI 60-70	<i>Dominancia cyanobaktérií (“blue-green algae”), pravdepodobnosť riasových filmov, rozsiahly problém s makrofytmami</i>
6.	TSI 70-80	<i>Pravdepodobnosť silne rozvinutého vodného kvetu počas leta, silné zarastanie makrofytmami na brehoch, s rozsiahlou limitáciou svetlom, často môžeme klasifikovať ako hypertrófné vody</i>
7.	TSI > 80	<i>Vodný kvet, letné úhyny rýb, malá diverzita makrofytov, dominancia nežiaducich rýb</i>

Cieľom stanoveného porovnania ***bolo posúdiť zmeny v kvalite vôd***, vo vzťahu k trojici v ekosystémoch Třebonských rybníkov a Bohel'ovských rybníkov počas obdobia intenzifikácie v rybárstve. Pri celkovom posúdení, s ohľadom na skutočnosť, že oblasť Třeboňska dosahuje nadmorskú výšku od 410 – 450 m.n.m a tým čiastočne nižšiu prirodzenú produkciu ako oblasť Bohel'ova (112 m.n.m), nebol tento rozdiel zohľadnený. Pre porovnanie záujmových území na úrovni okresov, eutrofizačný faktor v tomto prípade zohrávala najmä hustota obyvateľstva (EO) os/km², kde v okrese Jindřichův Hradec (JH) predstavovala hustota obyvateľstva iba 47 obyvateľov a v okrese Dunajská streda (DS) hustota predstavovala až 111,02 obyvateľov. Tento trend predstavoval viac ako násobné zaťaženie recipientu fosforom odvádzaným z ČOV v okrese Dunajskej stredy. Rozsah poľnohospodársky využívanej ornej pôdy a lesnej pôdy podľa štatistických úradov z roku 2015 je uvedené ďalej v tabuľke (Tabuľka 3-8). Tieto faktory, vzhľadom na rozsah neboli predmetom posudzovania tejto práce,

poskytujú však základný prehľad pri zohľadnení nameraných výsledkov porovnaných okresov vo vzťahu k odchovu rýb a tým kvalite vôd.

Tabuľka 3-8 Základné vybrané parametre pre porovnanie okresov, ktoré sú predmetom sledovaných oblastí odchovu rýb. JH – Jindřichův Hradec, Česká republika, DS – Dunajská Streda, Slovenská republika. Zdroj: Český statistický úrad (<https://www.czso.cz>); Slovenský statistický úrad (<https://slovak.statistics.sk/>)

Ukazovateľ	JH	DS
Rozloha územia v ha	194 369	107 459
Z toho výmera lesnej pôdy v ha (%)	74 813 (38,5)	7 082 (6,6)
Z toho výmera obhospodarovanej ornej pôdy v ha (%)	52 655 (27,1)	73 319 (68,2)
Počet obyvateľov v okrese	91 359	119 306
Počet obyvateľov na km ²	47	111,02

3.4 Monitoring zooplanktónu, zoobentosu a nežiaducich druhov rýb

Zooplanktón bol odoberaný v dvojtýždňových intervaloch počas odchovnej sezóny 2014, t.j. 26.4 – 14.9. (141 dní – spolu 11 odberov) a počas roka 2016 v období 7.5. – 10.9. (126 dní – spolu 10 odberov) prostredníctvom Patalasovho odoberáku o objeme 5l, vždy 60l rybnickej vody z oboch rybníkov R1 a R3 (Schlott, et al., 2011; Šindler, 2015) zmesnou vzorkou (tri vrstvy vodného stĺpca) v okolí požeráku (n=12); (Obrázok 3). Obsah bol filtrovaný cez planktónnu sieťku postupne cez 0,5 a následne 0,08 mm sitko planktónnej sieťky a následne po dôkladnom zmytí stričkou, fixovaný 85% etanolom. Takto pripravené vzorky boli predmetom ďalšieho spracovania a determinácie. Vzorky boli základom pre mikroskopické kvalitatívne (druhové) a kvantitatívne stanovenie (početnosť vyjadrená ako ind.l⁻¹). Determinácia prebiehala pod mikroskopom Olympus CX 23 pri zväčšení 10 x 0,25 a 20 x 0,40. Pri samotnej determinácii bola použitá Sedgwick – Rafterová počítacia komôrka, so zakrývacím sklíčkom pre elimináciu odparu etanolu, s objemom 1 ml od firmy Phyco–Tech, Inc.. Rozdelenie počítacích komôrok bolo veľkosti 0,5 mm pre ľahšiu kontrolu už rozdelených skupín zooplanktónu. Ten bol rozdelený na dve veľkostné skupiny; < 0,5 mm a 0,5 – 1 mm, uvádzaný ako zooplanktón celkom (0,01 – 1 mm) a z toho zooplanktón využiteľný (0,5 – 1,0 mm) (Tabuľka 3-9). Takto rozdelené organizmy boli prepočítané na liter rybnickej vody (ind.l⁻¹), podľa vzorca:

$$\text{ind.l}^{-1} = l/o \times [(\text{objem PE fl./po}) \times \text{ind.}]$$

l – liter

objem PE fl. – v mililitroch (ml)

o – odoberaný objem rybnickej vody (20 l, 60 l)

ind.Γ¹ – výsledný počet jedincov daného druhu z počítacej komôrky

po – pipetovaný objem na Sedgwick - Rafterovú počítaciu komôrku

Kvalitatívne pozorovanie prebehlo rozdelením zooplanktónu na rad perloočky (Cladocera), klanonožci (Copepoda) a triedu vírnikov (Rotifera). Perloočky a tiež vírniky boli determinované do druhov, rozdelenie klanonožcov (veslonôžiek) prebehlo do adultných, kopepoditových a naupliových štádií.

Tabuľka 3-9 Tabuľka hodnotenia drobného zooplanktónu v rybníkoch R1 a R3 z hľadiska využitia prirodzenej potravy kaprom

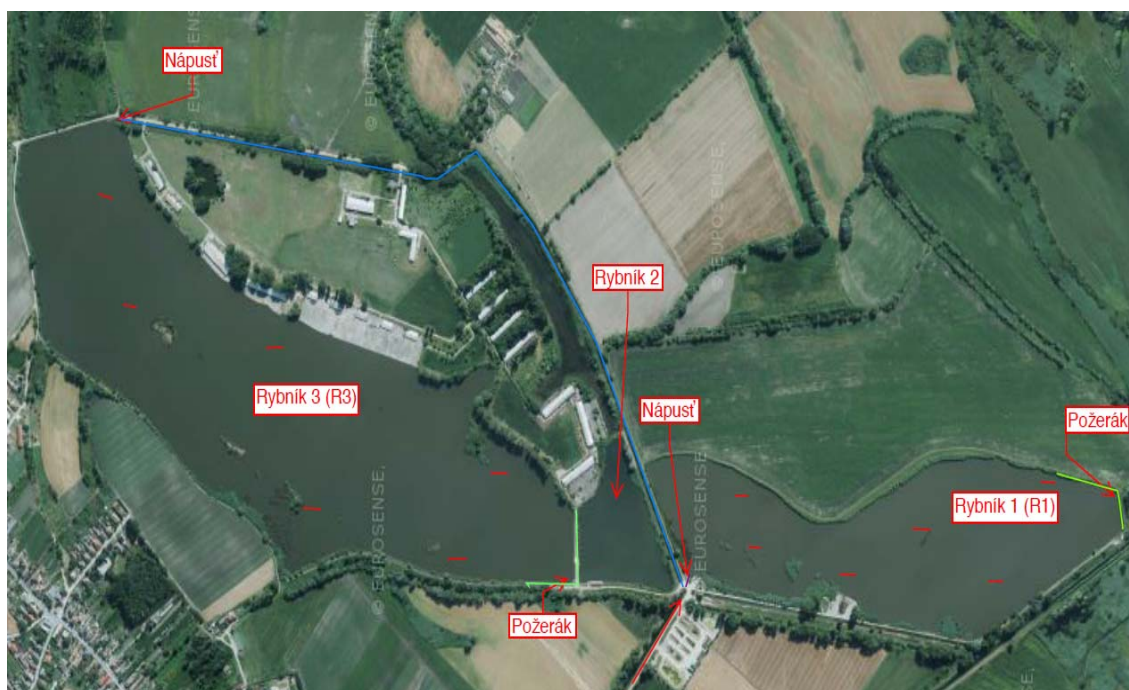
	Skupina rok/ veľk. v mm	Cladocera		Copepoda		Rotifera	
		R1	R3	R1	R3	R1	R3
2014	0,01 – 1,0	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	0,5 – 1,0	✓	✓	✓	✓	✓	✓
2016	0,01 – 1,0	✓	✓	✓	✓	✓	✓
	0,5 – 1,0	✓	✓	✓	✓	✓	✓

Pozn. * v sezóne 2014 bol zaznamenaný aj minimálny podiel (< 0,25%) celkového využiteľného zoopl. do 1,5 mm, tvorení najmä v začiatku sezóny druhmi *D.pulicaria*, *D. longispina*, či v letnom období vznášivka (*L. kingti*)

Zoobentos bol odoberaný 2 x v mesiaci jún na troch miestach (v prvej polovici rybníka od nápušného zariadenia) a v mesiaci júl na šiestich miestach celej plochy rybníka R1 a R3, prostredníctvom Ekman–Birge odoberáku, o ploche 225 cm² (obr. 3). Odoberatý objem bahna bol následne na mieste prečistený cez sito 200 x 50mm 0,5 mm DIN ISO 3310/1. Z takto získaného zmieseneho vzorku bola stanovená priemerná početnosť vyjadrená počtom kusov na m². Výsledky boli v práci použité informatívne, z dôvodu vykonania odberov iba v druhej polovici odchovej sezóny 2016.

Ďalším predpokladom vplyvu na zníženie produkcie na R3 (oproti R1) bol pôvodne pozorovaný výskyt invázneho druhu škeble ázijskej (*Sinanodonta woodiana*) počas sezóny 2014 (Šindler, 2015). V sezóne 2015 bola po vypustení rybníka R1 a R3 stanovená početnosť fyzickým prepočítaním troch 100 m štvorcov. Miesta boli určené v strede, v okolí zlovovacej stoky, v okolí brehovej časti a na prítoku. Následne bol stanovený priemer výskytu škeble ázijskej na m². Počas odchovej sezóny 2015 boli vykonané hospodárom opatrenia na elimináciu vplyvu škeble ázijskej, preto sa s uvedeného dôvodu už v sezóne 2016 početnosť nevyhodnocovala. Tento faktor vplyvu s možným dôsledkom na zníženie produkcie rybníkov nebol preto za sledované sezóny 2014 a 2016 v práci hodnotený.

Kontrola sprievodnej ryby vrhaciou sieťkou bola zabezpečená prostredníctvom náhodných 10 hodov v litorálnom pásme v rozsahu 150 bm brehovej línie, vždy v rovnakej časti rybníka (Obrázok 3). Oká vrhanej sieťky vo veľkosti 0,4 x 0,4 mm zabezpečili odchyt aj najmenších larválnych, juvenilných až adultných štádií nežiaducich rýb na oboch rybníkoch. Takto odchytená vzorka bola zvážená na digitálnej váhe, bol stanovený jej váhový priemer a bola odhadnutá biomasa vyjadrená ako $\text{ks} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{m}^3$; $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, na základe prepočtu z odlovenej plochy (plocha vrhanej sieťky pre 10 vrhov = 20 m^2). Podľa jednoduchého prepočtu biomasy nežiaducich pri výlove bola stanovená nevyužitá hodnota prirodzenej produkcie do biomasy obsádky kapra. Produkčná strata bola vyjadrená v EUR, ako priemer veľkoobchodnej ceny kapra (Tabuľka 3-4).



Obrázok 3: Mapové zobrazenie rybníka 1 a rybníka 3 v obci Bohel'ov. Hlavný prítok do rybníkov je označený červenou šípkou, ktorý sa rozvetvuje pre R1 a R3. Fialovou je označený prítok do R1 (20 m), modrou prítok do R3 (1,7 km). Odber chemikálno-fyzikálnych parametrov a zooplanktónu prebiehal v sezónach 2014 a 2016 z okolia požeráku. Odber zoobentosu prebiehal v sezóne 2016 na R1 a R3 podľa distribúcie bodov (červené čiarky). Kontrola sprievodnej ryby vrhaciou sieťkou prebehla v sezóne 2016 z brehovej čiary (zelená čiara) v rozsahu 150 bm na R1 a R3.

3.5 Sledovanie korelácie (závislosti) meraných veličín

Výpočet regresie bol využitý k analýze vzájomných vzťahov medzi sledovanými parametrami na rybníku R1 a R3 počas odchovných sezón 2014 a 2016. Použitá bola Spearmanova korelácia, pre hodnotenie analýzy rozptylu. Hodnota **rho** = sila korelácie

(najvyššia hodnota 1); hodnota **pval** = pravdepodobnosť chyby, na úrovni **p** < **0,05**. Opačné hodnoty vyjadrujú odlišnosť. Výber sledovaných parametrov bol zostavený tak, aby mohli byť vyhodnotené (sledované) zmeny v jednotlivých sezónach 2014 a 2016 medzi R1 a R3 vplyvom hustoty obsádky na jednotlivé parametre hodnotiace zmeny v spoločenstvách (RADOCH) zooplanktónu. Rady boli rozdelené na skupiny Cladocera, Copepoda, Rotifera a skupinu plankton celkom. Sledovanie závislosti bolo zamerané na vplyv obsádok v jednotlivých sezónach zameraný na zmeny počtu organizmov zooplanktónu, rozdelený na dve veľkostné skupiny; < 0,01 – 1 mm = zooplanktón celkový a 0,5 – 1 mm = zooplanktón > 0,5 mm (Tabuľka 3-9). Počet organizmov bol prepočítaný na liter rybnickej vody (ind.l⁻¹) podľa metodiky. Lineárna regresia bola stanovená v programe Statistica 12.

4 Výsledky

4.1 Produkčné výsledky

4.1.1 Rybník 1 v produkčnej sezóne 2014

Počas odchovnej sezóny 2014 bola za 197 dní chovu dosiahnutá **produkcia 1 181,5 kg.ha⁻¹**, vyjadrená ako čistý prírastok na hektár rybníka (K₃+Ab₃). Produkcia kŕmením dosiahla 805,2 kg.ha⁻¹ a prirodzená produkcia dosiahla hodnotu **376,3 kg.ha⁻¹**, pri **RKK 2,73**. Prežitie obsádky kapra v kusovom vyjadrení (ks. ha⁻¹) na celkovom nasadenom podiele dosahovalo 86,2 % a u amura až 90%. Vyjadrenie rastu kapra *SGR* hodnotou pri nasadení kategórie K₂ v priemernej váhe 0,62 kg.ks⁻¹(± 0,04) a výlovku 2,02 (± 0,31) predstavovalo 0,60 %.deň⁻¹. U obsádky amura (Ab₂₋₃) v rastovom intervale od nasadenia v priemernej váhe 0,3 kg.ks⁻¹ a 1,6 kg.ks⁻¹ pri výlove predstavovalo *SGR* hodnotu 0,85 %.deň⁻¹. Ďalšie produkčné parametre sú vyjadrené v tabuľke (Tabuľka 4-3). Biomasa obsádky kapra dosahovala od **632 kg.ha⁻¹** pri nasadení, do **1775 kg.ha⁻¹** pri výlove. Objem biomasy obsádky kapra bol sledovaný počas štyroch kontrolných odlovov (Tabuľka 4-1), od 11. 6. – 25. 9., v odchovnej sezóne v jednotlivých mesiacoch.

4.1.2 Rybník 1 v produkčnej sezóne 2016

Počas odchovnej sezóny 2016 s jarným výlovom v roku 2017 bola za 361 dní chovu dosiahnutá **produkcia 1 135,5 kg.ha⁻¹**, vyjadrená ako čistý prírastok na hektár rybníka (K₃+Ab₃). Produkcia kŕmením dosiahla 855,5 kg.ha⁻¹ a prirodzená produkcia dosiahla hodnotu **280 kg.ha⁻¹**, pri **RKK 3,01**. Prežitie obsádky kapra v kusovom vyjadrení (ks. ha⁻¹) na celkovom nasadenom podiele dosahovalo 85,9 % a u amura až 90 %. Vyjadrenie rastu kapra *SGR* hodnotou pri nasadení kategórie K₂ v priemernej váhe 0,54 kg.ks⁻¹ (± 0,04) a výlovku 1,99 (± 0,20) predstavovalo 0,643 %.deň⁻¹, počas 203 dňového pozorovania. Jesenným výlovom bolo zlovené 76 % z veľkovej obsádky. U dvojročnej kategórie amura (Ab₂₊) v rastovom intervale od nasadenia 0,35 kg.ks⁻¹, a 1,6 kg.ks⁻¹ pri výlove predstavovalo *SGR* hodnotu 0,749 %.deň⁻¹. Ďalšie produkčné parametre sú vyjadrené v Tabuľka 4-3. Biomasa obsádky kapra dosahovala od **540 kg.ha⁻¹** pri nasadení, do **1 683 kg.ha⁻¹** pri jesennom výlove (prepočet podľa biomasy *KO*), respektíve 1 642 kg.ha⁻¹ pri jarnom výlove. Objem biomasy obsádky

kapra bol sledovaný počas piatich kontrolných odlovov (Tabuľka 4-1) od 1. 6. do 21.10., v odchovej sezóne v jednotlivých mesiacoch.

4.1.3 Rybník 3 v produkčnej sezóne 2014

Počas odchovej sezóny 2014 bola za 201 dní chovu dosiahnutá **produkcia 922,1 kg.ha⁻¹**, vyjadrená ako čistý prírastok na hektár rybníka (K₃+Ab₃). Produkcia kŕmením dosiahla 754,5 kg.ha⁻¹ a prirodzená produkcia dosiahla hodnotu **167,6 kg.ha⁻¹**, pri **RKK 3,26**. Prežitie obsádky kapra v kusovom vyjadrení (ks. ha⁻¹) na celkovom nasadenom podiele dosahovalo 80,0 % a u amura 78,0%. Vyjadrenie individuálneho rastu kapra hodnotou *SGR* pri nasadení kategórie K₂ v priemernej váhe 0,67 kg.ks⁻¹ (± 0,05) a výlovku 2,04 (± 0,39) predstavovalo 0,577 %.deň⁻¹. U dvojročnej kategórie amura (Ab₂₊) v rastovom intervale od nasadenia 0,3 kg.ks⁻¹, a 1,5 kg.ks⁻¹ pri výlove predstavovalo *SGR* hodnotu 0,801 %.deň⁻¹. Ďalšie produkčné parametre sú vyjadrené v Tabuľka 4-3. Biomasa obsádky kapra dosahovala od **624 kg.ha⁻¹** pri nasadení do **1520 kg.ha⁻¹** pri výlove. Objem biomasy obsádky kapra bol sledovaný počas piatich kontrolných odlovov (Tabuľka 4-1), 25.6. – 21.9., v odchovej sezóne v jednotlivých mesiacoch.

4.1.4 Rybník 3 v produkčnej sezóne 2016

Počas odchovej sezóny 2016 bola za 232 dní chovu dosiahnutá **produkcia 970,0 kg.ha⁻¹**, vyjadrená ako čistý prírastok na hektár rybníka (K₂+K₃+Ab₃). Produkcia kŕmením dosiahla 687,2 kg.ha⁻¹ a prirodzená produkcia dosiahla hodnotu **267,5 kg.ha⁻¹**, pri **RKK 2,90**. Prežitie obsádky kapra v kusovom vyjadrení (ks.ha⁻¹) na celkovom nasadenom podiele dosahovalo 55,9 % (K₂), 79,5 % (K₃) a u amura 80%. Vyjadrenie rastu kapra hodnotou *SGR* pri nasadení K₁ – 0,1 kg.ks⁻¹ (±0,02) a priemernom kusovom výlovku 0,82 kg.ks⁻¹ (±0,14) **dosiahla 0,902 %.deň⁻¹**. Pri nasadení kategórie K₂ – 0,61 kg.ks⁻¹ (± 0,05) a výlovku K₃ – 2,02 kg.ks⁻¹ (± 0,32) predstavovala hodnota *SRG* 0,516 %.deň⁻¹. U dvojročnej kategórie amura (Ab₂₊) v rastovom intervale od nasadenia 0,3 kg.ks⁻¹, a 1,5 kg.ks⁻¹ pri výlove predstavovala *SGR* hodnota 0,801 %.deň⁻¹. Ďalšie produkčné parametre sú vyjadrené v Tabuľka 4-3. Biomasa obsádky kapra dosahovala od **468,6 kg.ha⁻¹** pri nasadení, do **1423,4 kg.ha⁻¹** pri výlove. Počas výlovu bolo zlovené zhruba 300 kg Su₂ (Kalmár – ústne podanie, 2016). Objem biomasy obsádky kapra bol sledovaný počas štyroch kontrolných odlovov (Tabuľka 4-1), od 1.6. do 26.8. v odchovej sezóne v jednotlivých mesiacoch.

Tabuľka 4-1 Výsledky kontrolných odlovov 1 – 5 na R1 v jednotlivých mesiacoch v produkčných sezónach 2014 a 2016 – zvýraznená modrá časť. Výsledné hodnoty boli stanovené ako priemerná hodnota z najmenej 100 ks kapra, prepočítaná na aktuálnu biomasu na hektár ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), po započítaní ks mortality pri prvom kontrolnom odlove. Interval kontrolného odlovu +/- 2 týždne, N = nasadenie, V = výlov

R1 Rast biomasy kapra v sezóne							
Poradie odlovov	Odlov v mesiaci	Dátum	\bar{X} ks. kg^{-1}	kg. ha^{-1}	Dátum	\bar{X} ks. kg^{-1}	kg. ha^{-1}
		2014	K_{2-3}		2016	K_{2-3}	
N	4	17.4.	0,62 ($\pm 0,04$)	632	4.4.	0,54 ($\pm 0,04$)	540
1	6	11.6.	1,14 ($\pm 0,15$)	1003	1.6.	0,98 ($\pm 0,18$)	788
2	7	-	-	-	1.7.	1,21 ($\pm 0,20$)	980
3	8	30.7.	1,72 ($\pm 0,23$)	1511	6.8.	1,67 ($\pm 0,26$)	1352
4	9	8.9.	1,79 ($\pm 0,23$)	1576	26.8.	1,75 ($\pm 0,37$)	1410
5	9	25.9-	1,97 ($\pm 0,25$)	1730	-	-	-
V	10	30.10.	2,02 ($\pm 0,31$)	1775	24.10.	1,99 ($\pm 0,20$)	1683
V	-	-	-	-	31.3.17.	1,91*	1642

* údaj nebol k dispozícii

Tabuľka 4-2 Výsledky kontrolných odlovov 1 – 5 na R3 v jednotlivých mesiacoch v produkčných sezónach 2014 a 2016 – zvýraznená modrá časť. Výsledné hodnoty boli stanovené ako priemerná hodnota a smerodajná odchýlka (SD) z najmenej 100 ks kapra, prepočítaná na aktuálnu biomasu na hektár ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) Mortalita bola započítaná pri prvom kontrolnom odlove. Interval kontrolného odlovu ± 2 týždne, N = nasadenie, V = výlov

R3 Rast biomasy kapra v sezóne								
Poradie odlovov	Odlov v mesiaci	Dátum	\bar{X} ks. kg^{-1} (SD)	kg. ha^{-1}	Dátum	\bar{X} ks. kg^{-1} (SD)	kg. ha^{-1}	
		2014	K_{2-3}		2016	K_{1-2}	K_{2-3}	
N	4	31.3.	0,67 ($\pm 0,05$)	624	3.3.	0,10 ($\pm 0,02$)	0,61($\pm 0,05$)	468,60
1	6	25.6.	1,20 ($\pm 0,06$)	891	1.6.	0,30 ($\pm 0,06$)	1,02 ($\pm 0,17$)	655,78
2	7	13.7.	1,27 ($\pm 0,24$)	948	1.7.	0,40 ($\pm 0,06$)	1,17 ($\pm 0,22$)	781,76
3	8	1.8.	1,66 ($\pm 0,29$)	1237	9.8.	0,69 ($\pm 0,10$)	1,53 ($\pm 0,27$)	1112,41
4	9	5.9.	1,90 ($\pm 0,36$)	1416	26.8.	0,73($\pm 0,11$)	1,68 ($\pm 0,26$)	1207,33
5	9	21.9.	1,97 ($\pm 0,35$)	1465	-	-	-	-
V	10	31.10.	2,04 ($\pm 0,39$)	1520	21.10.	0,82 ($\pm 0,14$)	2,02 ($\pm 0,32$)	1423,38

Tabuľka 4-3 Prehľad základných zootechnických a produkčných výsledkov rybníkov R1 a R3 za sezóny 2014 a 2016

		2014	2016	2014	2016
<i>Rybník</i>	<i>jd.</i>	R 1	R 1	R 3	R 3
<i>Plocha rybníka</i>	<i>ha</i>	25	25	45	45
<i>Príprava rybníkov</i>	<i>dni</i>	44	0	24	18
<i>Dátum napúšťania rybníkov</i>		02.03.	28.03.	02.03.	14.02.
<i>Dátum nasadenia obsádky</i>		16.04.	4.4. - 12.4.	27.3.- 4.04.	03.03.
<i>Dátum výlovu</i>		30.10.	31.3.17*	31.10.	21.10.
<i>Dĺžka odchovej sezóny</i>	<i>dni</i>	197	361**	201	232
<i>Ks váha násady K1 – 2 kg.ks</i>	<i>Ø kg</i>	-	-	-	0,1- 0,82
<i>SGR</i>	<i>%.deň⁻¹</i>	-	-	-	0,902
<i>Násada kapra K1</i>	<i>ks.ha⁻¹</i>	-	-	-	972,8
<i>Násada kapra K1</i>	<i>kg.ha⁻¹</i>	-	-	-	96,6
<i>Natalita K1</i>	<i>%</i>	-	-	-	55,9
<i>Ks váha nasadenej ryby K2</i>	<i>Ø kg</i>	0,62	0,54	0,67	0,61
<i>Ks hmotnosť vylovene j K3</i>	<i>Ø kg</i>	2,02	1,91	2,04	2,02
<i>SGR</i>	<i>%.deň⁻¹</i>	0,60	0,643	0,577	0,516
<i>Násada kapra K2</i>	<i>ks.ha⁻¹</i>	1019	1000,8	932	608
<i>Násada kapra K2</i>	<i>kg.ha⁻¹</i>	632	540,4	624	372
<i>Natalita K2</i>	<i>%</i>	86,2	85,9	80	79,5
<i>Ks váha nasadenej ryby Ab2</i>	<i>Ø kg</i>	0,3	0,35	0,3	0,3
<i>ks hmotnosť vylovene j Ab3</i>	<i>Ø kg</i>	1,6	1,6	1,5	1,5
<i>SGR</i>	<i>%.deň⁻¹</i>	0,850	0,749	0,801	0,801
<i>Násada amura Ab2</i>	<i>ks.ha⁻¹</i>	33,3	30,5	29,7	16,5
<i>Násada amura Ab2</i>	<i>kg.ha⁻¹</i>	10	10,7	8,9	5,0
<i>Natalita amura Ab2</i>	<i>%</i>	90	90	78	80
<i>Množstvo aplik. hnoja (mašt.)</i>	<i>kg.ha⁻¹</i>	4000	2000	4000	1000
<i>Množstvo apl. hnoja (slepačí)</i>	<i>kg.ha⁻¹</i>	500	1000	800	-
<i>Spotreba kŕmenia</i>	<i>kg.ha⁻¹</i>	3221	3422	2974	2809
RKK celkový	koefic.	2,73	3,01	3,26	2,90
Prirodzená produkcia	kg.ha⁻¹	376,3	280	167,6	267,5
<i>Výlovok</i>	<i>kg.ha⁻¹</i>	1823,5	1686,6	1555	1443,3
Čistý prírastok na ha	kg.ha⁻¹	1181,5	1135,5	922,1	970,0

* čiastočný výlov bol vykonaný dňa 21.10.2016 (32 310 kg), zvyšná obsádka bola ďalej komorovaná

** dĺžka pozorovaného odchovej obdobia v zvähu biomasy obsádky ku kvalite voy bola 203 dní

*** hodnota prežitia je vrátanie straty 5% na komorovanie v zmysle normativu (Hartvich a Vácha, 2002)

4.1.5 Finančné vyjadrenie príjmu z produkcie

Na základe pozorovania Bohel'ovských rybníkov v sezóne 2014 a 2016 bola vybratá hodnota najnižšej a najvyššej dosiahnutej produkcie. Táto hodnota predstavovala vo finančnom vyjadrení príjmom pre chovateľa sumu **1 937,- EUR/ha (P1)** (Tabuľka 4-4) – dosiahnutá najnižšia produkčná hodnota. Suma vo výške **2 484,- EUR/ha** (Tabuľka 4-7) predstavovala najvyššiu produkčnú hodnotu (**P2**) dosiahnutú na Bohel'ovských rybníkoch R1 a R3 v pozorovaných odchovných sezónach 2014 a 2016. Ďalšie hodnoty produkcie vo finančnom vyjadrení sú uvedené v tabuľke (Tabuľka 4-5; Tabuľka 4-6). Hodnoty produkcie sú uvedené vzostupne od najhoršieho výsledku dosiahnutý na R3 v sezóne 2014 po R1 2014 (Tabuľka 4-4; Tabuľka 4-5; Tabuľka 4-6; Tabuľka 4-7).

Tabuľka 4-4 Produkcia z R3 v Bohel'ove v sezóne 2014 – finančne vyjadrená najhoršia produkcia za sledované obdobie 2014 a 2016

Druh	Výlovok			Produkcia	Cena v EUR	Príjem z prod. v EUR
	% podiel v ks	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	kg.ks	ha
A ₃₊	3,0	23	35	26	2,40 €	63 €
K ₃₊	97,0	746	1 520	896	2,09 €	1 875 €
P1 Σ	100,0	769	1 555	922,1	–	1 937 €

Tabuľka 4-5 Produkcia z R3 v Bohel'ove v sezóne 2016 – finančné vyjadrenie produkcie

Druh	Výlovok			Produkcia	Cena v EUR	Príjem z prod. v EUR
	% podiel v ks	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	kg.ks	ha
A ₃₊	1,3	13	19,8	15	2,40 €	36 €
K ₂₊	52,3	544	445,9	349	2,09 €*	729 €
K ₃₊	46,4	483	976,5	606	2,09 €	1 266 €
P2 Σ	100,0	1040	1442	970	–	2 032 €

* Cena počítaná ako za K3

Tabuľka 4-6 Produkcia z R1 V Bohel'ove v sezóne 2016 – finančné vyjadrenie produkcie

Druh	Výlovok			Produkcia	Cena v EUR	Príjem z prod. v EUR
	% podiel v ks	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	kg.ks	ha
A ₃₊	3,1	27	44	33	2,40 €	79 €
K ₃₊	96,9	859	1642	1102	2,09 €	2 303 €
P2 Σ	100,0	886	1686	1132	–	2 382 €

Tabuľka 4-7 Produkcia z R1 v Bohel'ove v sezóne 2014 – finančne vyjadrená najlepšia produkcia za sledované obdobie 2014 a 2016. Prirodzená produkcia dosiahla na rybníku 376,3 kg.ha⁻¹. Ceny sú uvedené v Tabuľka 3-4.

Druh	Výlovok			Produkcia kg.ha ⁻¹	Cena v EUR kg.ks	Príjem z prod. v EUR ha
	% podiel v ks	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹			
A ₃₊	3,3	30	48	38	2,40 €	91 €
K ₃₊	96,7	878	1 775	1 143	2,09 €	2 393 €
P2 Σ	100,0	908	1 823	1 181,5	–	2 484 €

Vyššie citované výsledky a porovnania rôznych nárazov autorov uvedených v literárnej rešerši (2.1) preukazujú na zhoršovanie odchovných podmienok vysokými obsádkami. Znížením obsádok je znížený aj príjem z produkcie. V rámci možnosti využívania kompenzácií z ENRF, bolo počítané so zníženým nasadením kapra (na 1/3, v ks.ha). Cieľom bolo dosiahnutie lepšej eliminácie ekonomickej straty s doplnkovým využitím polykultúry. Toto opatrenie často vychádza aj z požiadaviek udržateľnej akvakultúry (Tabuľka 2-11). Tabuľka 4-8 uvádza prvý variant využitia polykultúry. Pri variante V1- polykultúra s dravcom, bol využitý sumec s jeho podielom pri výlovku 15,0 %, s predpokladaným výlovom do 100 kg.ha⁻¹ a s dosiahnutou produkciou 57,1 kg. Týmto variantom po prepočítaní zo získaných cien (Tabuľka 3-4) bola stanovená **referenčná hodnota** príjmu z produkcie, ktorá predstavovala sumu **1 147,- EUR/ha**. Druhou **referenčnou hodnotou** príjmu z produkcie (Tabuľka 4-9) bola varianta V2 – polykultúra s byľinožravými rybami, s podielom Ab₃₊ 2,2 %, s výlovom 15 kg.ha⁻¹ a produkciou 9,7 kg.ha⁻¹, vrátane Tb₃₊ a Tp₃₊, v predpokladanej produkcii 88,6 kg.ha⁻¹, predstavovala hodnotu **956,- EUR/ha**. Produkcia (z výlovku odpočítaná násada) bola v oboch prípadoch prepočtu (V1 a V2) v rozsahu od 454,5 – 495,7 kg.ha⁻¹.

Tabuľka 4-8 Výpočet referenčnej hodnoty V1. Skladba polykultúrnej obsádky na základe produkčných ukazovateľov z hektára podľa Füllner, et al. (2000; 2007), uvedených v tabuľke (Tabuľka 2-10), so zníženou obsádkou kapra na 1/3. Cena za 1 kg.ks bola stanovená podľa údajov z tabuľky (Tabuľka 3-4).

Druh	Výlovok			Produkcia kg.ha ⁻¹	Cena v EUR kg.ks	Príjem z prod. v EUR ha
	% podiel v ks	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹			
K ₃₊	85,0	283,3	523	397,4	2,09 €	831 €
Su ₂₋₃	15,0	50,0	100	57,1	5,52 €	316 €
V1 Σ	100,0	333	623,3	454,5	–	1 147 €

Tabuľka 4-9 Výpočet referenčnej hodnoty V2. Skladba polykultúrnej obsádky na základe produkčných ukazovateľov z hektára podľa Füllner, et al. (2000;2007), uvedených v (Tabuľka 2-10), so zníženou obsádkou kapra na 1/3. Cena za 1 kg.ks bola stanovená podľa Tabuľka 3-4.

Druh	Výlovok		Produkcia		Cena v EUR	Prijem z prod. v EUR
	% podiel v ks	ks.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	kg.ha ⁻¹	kg.ks	ha
Ab ₃₊	2,2	8,0	15	9,7	2,40 €	23 €
K ₃₊	78,3	283,3	523	397,4	2,09 €	831 €
Tb ₃₊	17,6	64,0	115	72,3	1,14 €	83 €
Tp ₃₊	1,9	7,0	21	16,3	1,14 €	19 €
V2 Σ	100,0	362	674,3	495,7	–	956 €

Porovnanie jednotlivých finančných hodnôt z produkcie uvádza tabuľka (Tabuľka 4-10). Pri zníženej produkcii zníženou obsádkou, vrátane využitia polykultúry oproti dosahovanej produkcii na rybníkoch R1 a R3, bola produkcia vo finančnom vyjadrení **nižšia v priemere o 1 064,- EUR/ha**. Uvedené zníženie obsádok predstavuje 48,1 % pokles príjmov pre chovateľa **bez započítania celkových priamych a nepriamych nákladov**. Vyjadrenie nákladov vzhľadom na rôznu štruktúru a veľkosť podniku chovateľov (akciové spoločnosti, spoločnosti s ručeným obmedzením, či SZČO), neboli podrobne analyzované, môžu však predstavovať **35 – 50 % ceny produkcie** vo finančnom vyjadrení. Porovnanie referenčnej hodnoty V1 oproti najhoršej produkcii P1 prestavovalo zníženie vo finančnom vyjadrení o 790,- EUR/ha, čo znamenalo 40,8 % pokles príjmov. Naopak, pri najvyššej dosiahnutej produkcii za pozorované obdobia dosiahla strata príjmu znížením obsádky sumu až 1 337,-EUR/ha, vyjadrené v 53,8 % poklese príjmu z produkcie. Vyjadrenie poklesu príjmu z produkcie pri variante V2 (polykultúra bylinožravé druhy) je uvedené ďalej v tabuľke (Tabuľka 4-10). Pri započítaní nákladov bude finančná strata z hektára produkcie predstavovať sumu nižšiu o náklady podniku (35 – 50 %) ako je uvedené v tabuľke (Tabuľka 4-10). Finančné náhrady uvedené podľa Smernice na podporu rybníkárstva a ochrany prírody – RL TWN/2015, podľa nemeckého vzoru, by mohli finančnú stratu spôsobenú cieľeným znížením obsádok takto kompenzovať (Tabuľka 2-11).

Tabuľka 4-10 Finančné porovnanie produkčných príjmov z celkovej produkcie pri využití polykultúry so zníženou obsádkou kapra na 1/3 vo variante V1 (dravec) a variante V2 (bylinožravé druhy). Pre vyjadrenie produkčných príjmov bola vybraná najhoršia produkcia (Tabuľka 4-4) z R3 zo sezóny 2014, za sledované obdobie 2014 a 2016 a najlepšia produkcia (Tabuľka 4-7) dosiahnutá na R1 v sezóne 2014, za pozorované obdobie 2014 a 2016. Taktiež bol stanovený aj priemer a SD obidvoch odchovných sezón, ktorý bol porovnaný s obidvomi variantmi polykultúry.

Zdroj údajov	Variant	Produkcia (EUR/ha)	V1 (EUR/ha)	V1 (%)	V2 (EUR/ha)	V2 (%)
Tabuľka 4-4	V1 (dravec)	1 147 €	-	-	-	-
Tabuľka 4-5	V2 (bylinož.)	956 €	-	-	-	-
Tabuľka 4-4	P1 R3 2014	1 937 €	- 790 €	- 40,8	- 981 €	- 50,6
Tabuľka 4-7	P2 R1 2014	2 484 €	- 1 337 €	- 53,8	- 1528 €	- 61,5
Tab. 4-6;4-7	R1-R3 2014	2 211 € (±387)	-1 064 €	- 48,1	- 1255 €	- 56,8
Ø						

4.2 Vyhodnotenie fyzikálno-chemických výsledkov

Dôležitým faktorom v odchovej sezóne je stabilita základných enviromentálnych parametrov rybnickej vody; nasýtenosť kyslíka, teplota, pH, priehľadnosť. Uvedené parametre svojím kolísaním, či rozdielnymi hodnotami niekedy mimo fyziologického optima pre vodné organizmy, ovplyvňujú ďalšie chemické parametre rybnickej vody. Na celkovú stabilitu ekosystému rybníka a jeho trofie pôsobia aj zvýšené hodnoty foriem dusíka a fosforu, pozorovaných ako TP a TN. Stanovenie chlorofylu-*a* a NL₁₀₅, alebo NL₅₅₀ pomáha usmerniť prácu chovateľa. Zmeny týchto parametrov môžu ďalej výrazne ovplyvniť produkciu a welfare najmä rýb a v prípade ich zvýšených hodnôt narúšať celkovú stabilitu ekosystému rybníka.

Hodonotenie základných vybraných ukazovateľov na R1 a R3

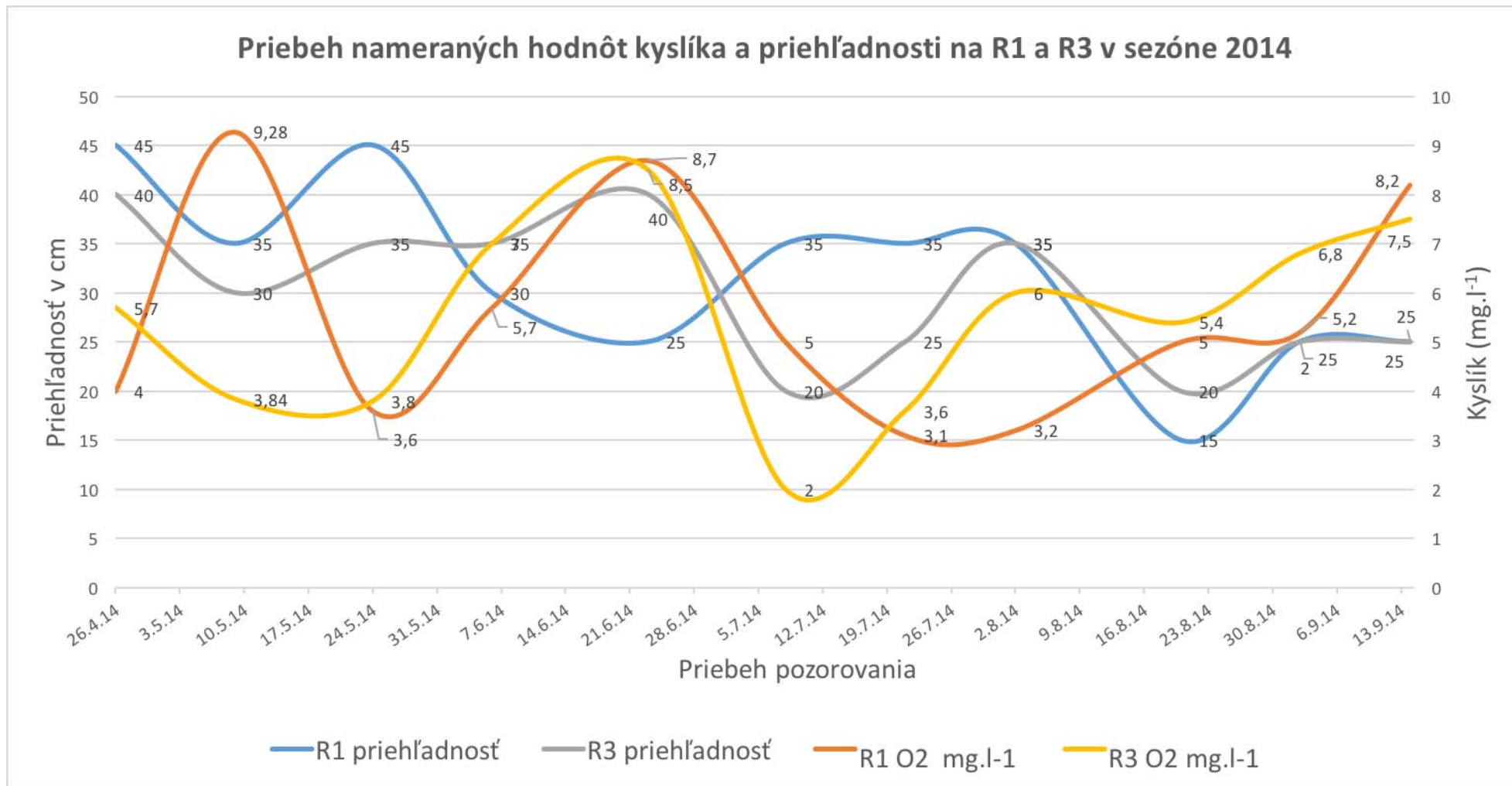
Počas sezóny 2014 na obidvoch rybníkoch bola v hĺbke 1 m pozorovaná rovnaká priemerná hodnota rozpustného kyslíka 5,5 mg.l⁻¹ (±2,1) pre R1 a 5,5 mg.l⁻¹ (±1,9). Medzná limitná hodnota (NV 269/2010; **MH =5 mg.l⁻¹**) bola prekročená na R1 4 x (3,1 – 4,0 mg.l⁻¹) v percentuálnom nasýtení (40 – 44 %), s najnižšou hodnotou 21,7%. Na R3 bola MH prekročená zhodene ako na R1 4 x (2,0 – 3,84 mg.l⁻¹) v percentuálnom nasýtení (26 – 48 %), s najnižšou hodnotou O₂ dňa 8.7., na hranici fyziologického minima pre kapra (Graf 1).

V sezóne 2016 bolo priemerné nasýtenie nižšie ako v sezóne 2014 a dosahovalo hodnotu **3,7 mg.l⁻¹** (±1,9) na R1 a hodnotu **3,2 mg.l⁻¹** (±2,0) na R3. MH bola prekročená na R1 8 krát (**0,79 – 4,95 mg.l⁻¹**) v percentuálnom nasýtení (**10,1 – 51,5 %**), s najnižšou hodnotou dňa 2.7.. Na R3 bola MH prekročená zhodene ako na R1 8 krát (**0,88 –**

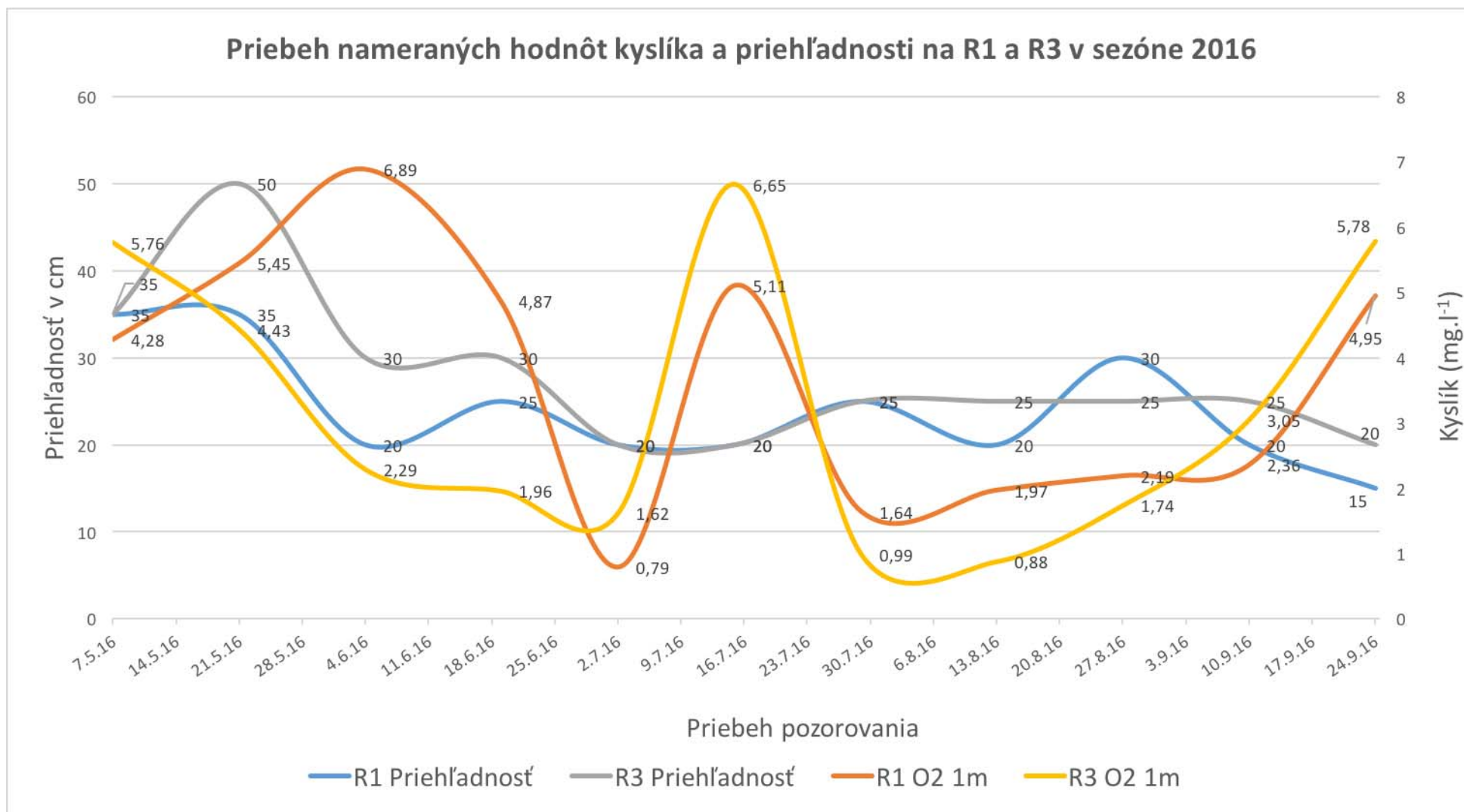
4,43 mg.l⁻¹) v percentuálnom nasýtení (9,8 – 49,9 %), s najnižšou hodnotou O₂ dňa 13.8., pri fyziologickom minime pre obsádku kapra (Graf 2).

Prieľadnosť vody dosahovala vo všetkých pozorovaných sezónach nižších hodnôt ako uvádzaný optimum (> **40 cm**) (Pokorný, 2015). Počas roka 2014 boli zaznamenané hodnoty 31,8 cm (±8,6) na R1 a 30,0 cm (±7,1) na R3. Počas odchovej sezóny 2016 boli hodnoty 24,1 cm (±6,3) na R1 a 27,7 cm (±8,4) na R3 (Graf 1; Graf 2; Graf 3). Teplota a pH sa počas odchovej sezón 2014 a 2016 pohybovali vo fyziologickom optime. Jediná vysoká hodnota pH, ktorá bola pozorovaná mimo optima (pH 6,5 – 8,5) pre kaprovité ryby bola zaznamenaná v začiatku sezóny 2016 dňa 7.5. na R3., ktorá dosiahla na hladine (vo fotickej vrstve) hodnotu **9,48**, kde v hĺbke jedného meter bolo namerané pH 8,52. Prehľad jednotlivých parametrov je uvedený v tabuľke (Tabuľka 0-8; Tabuľka 0-9; Tabuľka 0-10).

Graf 1 Priebeg pozorovaných parametrov kyslíka a prehľadnosti na R1 a R3 počas sezóny 2014



Graf 2 Priebeg pozorovaných parametrov kyslíka a prehľadnosti na R1 a R3 počas sezóny 2016



Priebeh pozorovaných parametrov celkového dusíka a fosforu

Celkový dusík (TN), ktorý bol pozorovaný počas sezóny 2016 sa jeho hodnoty pohybovali na R1 v priemere **3,32 mg.l⁻¹** ($\pm 1,92$) a na R3 dosahoval nameranú priemernú hodnotu **2,79 mg.l⁻¹** ($\pm 1,74$). Prekročenie limitnej hodnoty pre povrchové vody 9 mg.l⁻¹ nebolo zaznamenané. Na obidvoch rybníkoch boli dňa 15.7. pozorované najvyššie hodnoty TN **6,95 mg.l⁻¹** a na R3 bola hodnota až **8,05 mg.l⁻¹**.

Celkový fosfor (TP) počas sezóny 2016 dosahoval priemerné hodnoty na R1 **0,26 mg.l⁻¹** ($\pm 0,27$) a R3 dosahoval nižšiu priemernú hodnotu **0,17 mg.l⁻¹** ($\pm 1,74$). Limitná hodnota pre povrchové vody 0,4 mg.l⁻¹ bola prekročená iba v jednom prípade na R1 dňa 19.7. a dosiahla úroveň 1,106 mg.l⁻¹ (Tabuľka 0-9; Tabuľka 0-10). Podľa klasifikácie OECD (1982) je priemerný limit celkového fosforu pre 4. kategóriu trofie > 0,100 mg.l⁻¹, ktorý bol na obidvoch rybníkoch prekročený počas každého merania. Podľa uvedenej klasifikácie prevláda na rybníkoch hypertrófný stav. Priebeh TP a TN je pozorovaný v grafoch (Graf 3 a Graf 4). Jednotlivé namerané hodnoty sú uvedené v tabuľke v prílohe (Tabuľka 0-9; Tabuľka 0-10).

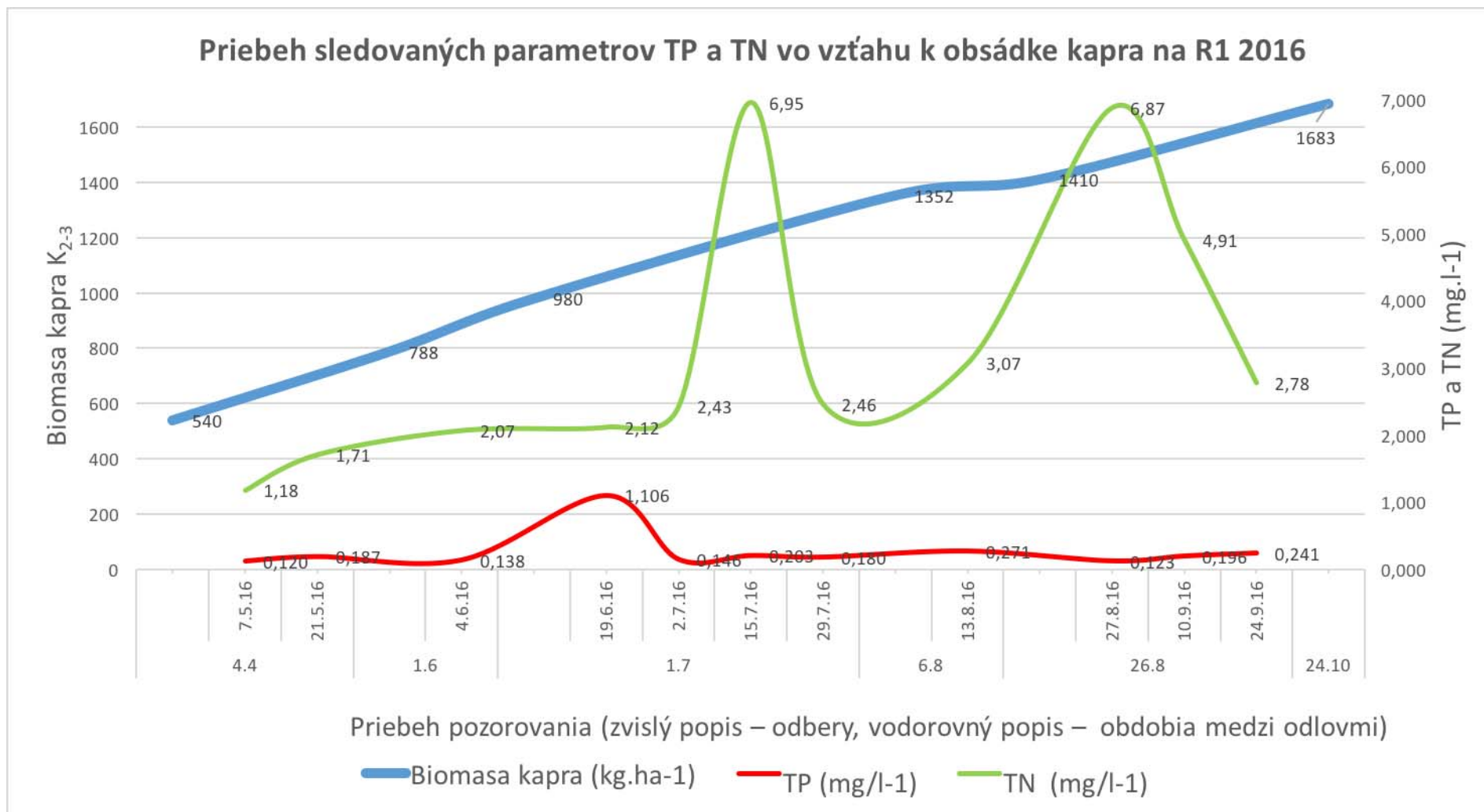
Na základe produkčných ukazovateľov, vstupu kŕmenia a aplikácii hnojenia (Tabuľka 4-3) boli stanovené vstupy fosforu, odpočítaná ich retencia v biomase obsádky a vyjadrená výsledná bilancia fosforu v rybníčanom ekosystéme. Najvyššie hodnoty zostatku fosforu počas odchovej sezóny 2016 boli zaznamenané na R1 v hodnote + **16,8 kg.ha⁻¹** (tzn. 16,8 kg x 25 ha = 420 kg fosforu v rybníku). V uvedených výsledkoch je zrejma rozdielnosť v bilancií fosforu v sezónach, ktorá **nevychádza iba zo vzťahu k RKK**, ale výrazne ju ovplyvňuje používané množstvo a druh hnojenia. V tomto výpočte však nie je započítaná mortalita obsádky a rybožraví predátori, z dôvodu nedostupnosti dát.

Tabuľka 4-11 Výsledné hodnoty vstupu fosforu do rybníčaného ekosystému podľa rybníkov a odchovej sezón.

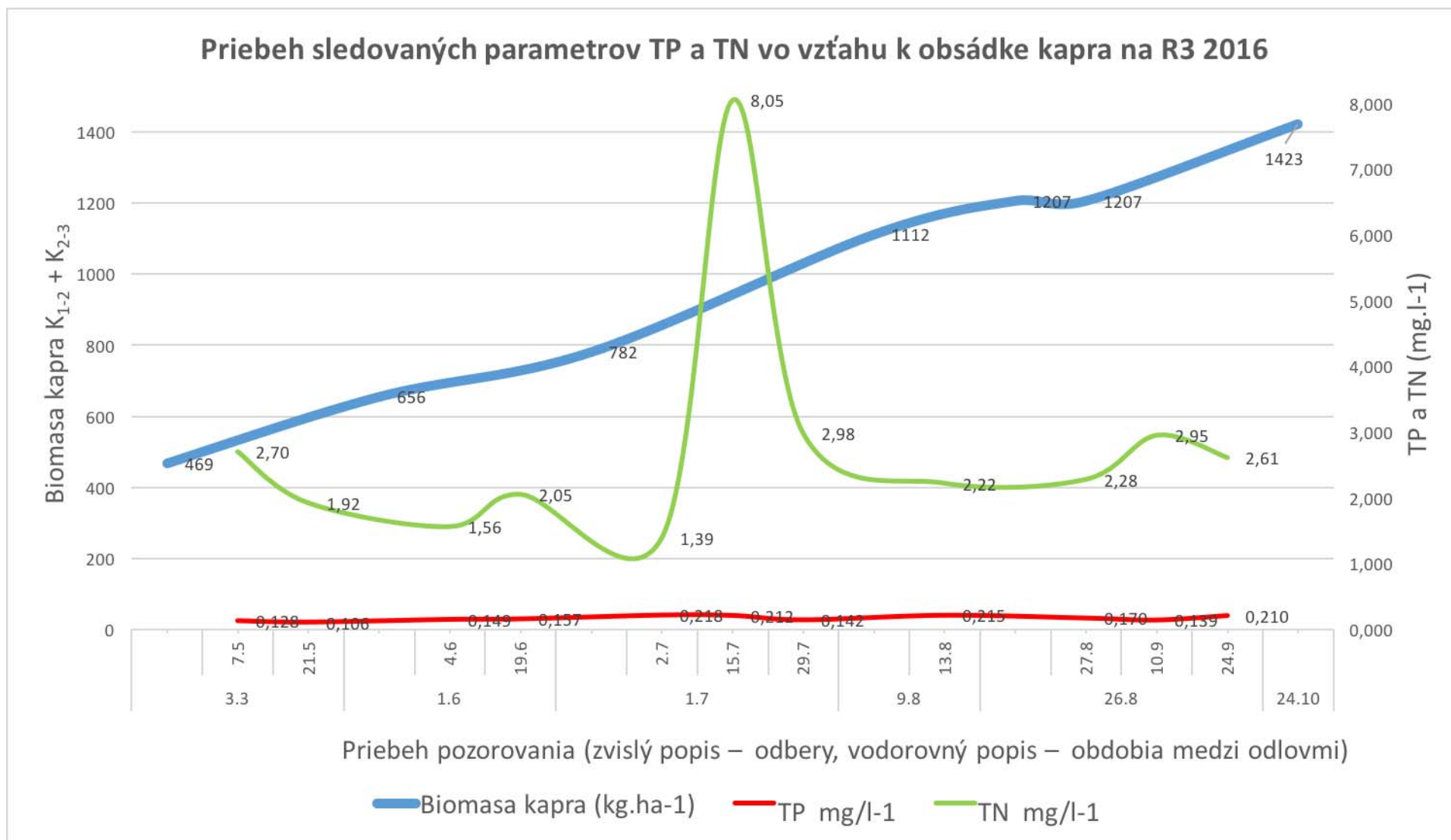
Ukazovateľ		R1 2014	R1 2016	R3 2014	R3 2016
RKK	hod.	2,73	3,01	3,26	2,90
Vstup P - kŕmenie*	(kg.ha ⁻¹)	10,629	11,293	9,814	9,270
Vstup P - hojenie	(kg.ha ⁻¹)	10,650	14,700	14,400	1,100
Retencia v obsádke	(kg.ha ⁻¹)	9,570	9,198	7,469	7,733
Bilancia P (- / +)	(kg.ha ⁻¹)	11,709	16,795	16,745	2,637

*maštalný hnoj + slepačí hnoj podľa údajov z tabuľky (Tabuľka 4-3). Vstup P zo slepačieho hnoja uvádza (Richter, et al., 2002) v podiele 1,25 % podielu v surovej hmote.

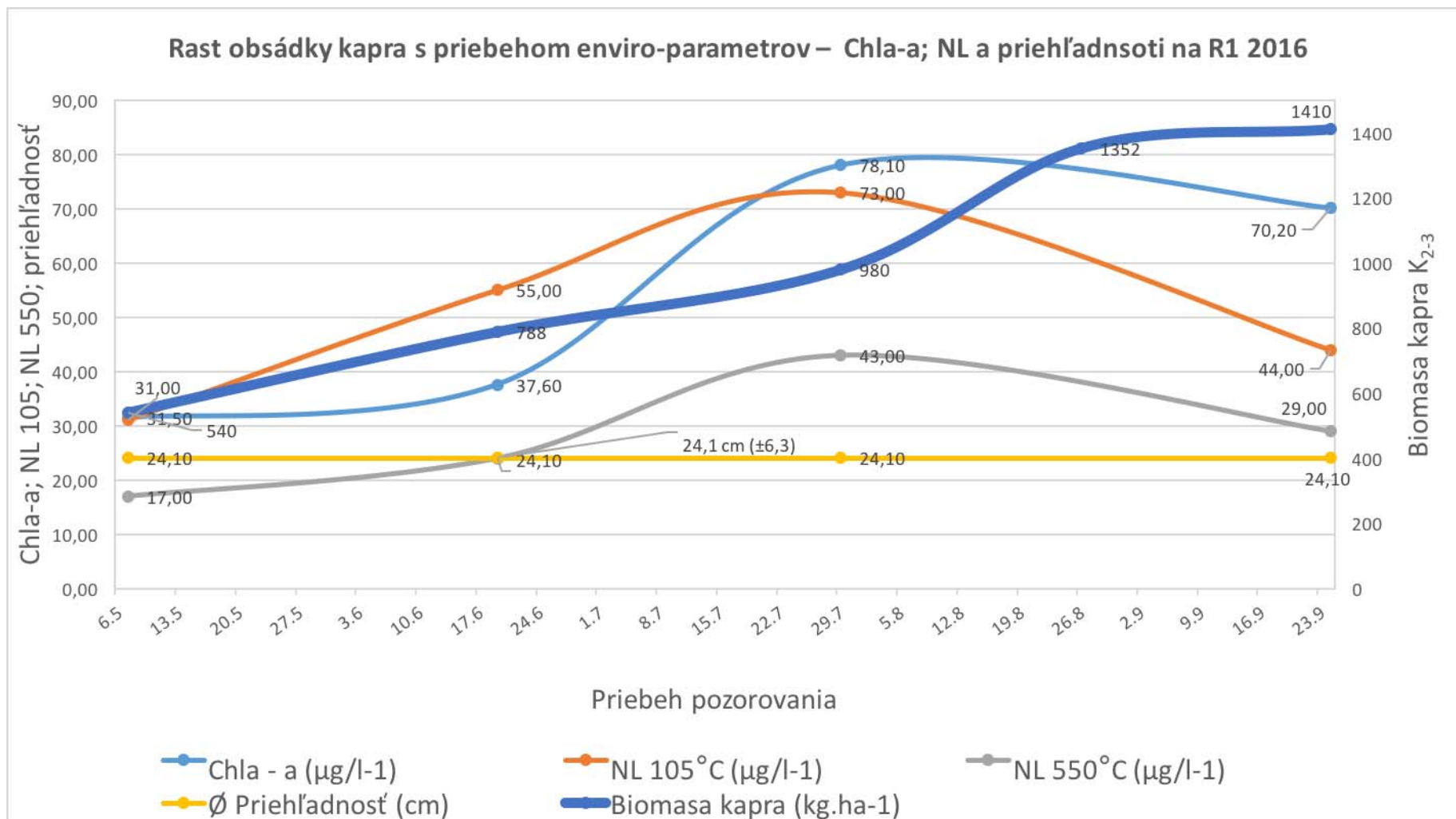
Graf 3 Priebeg TP a TN vo vzťahu k obsádke kapra na R1 2016



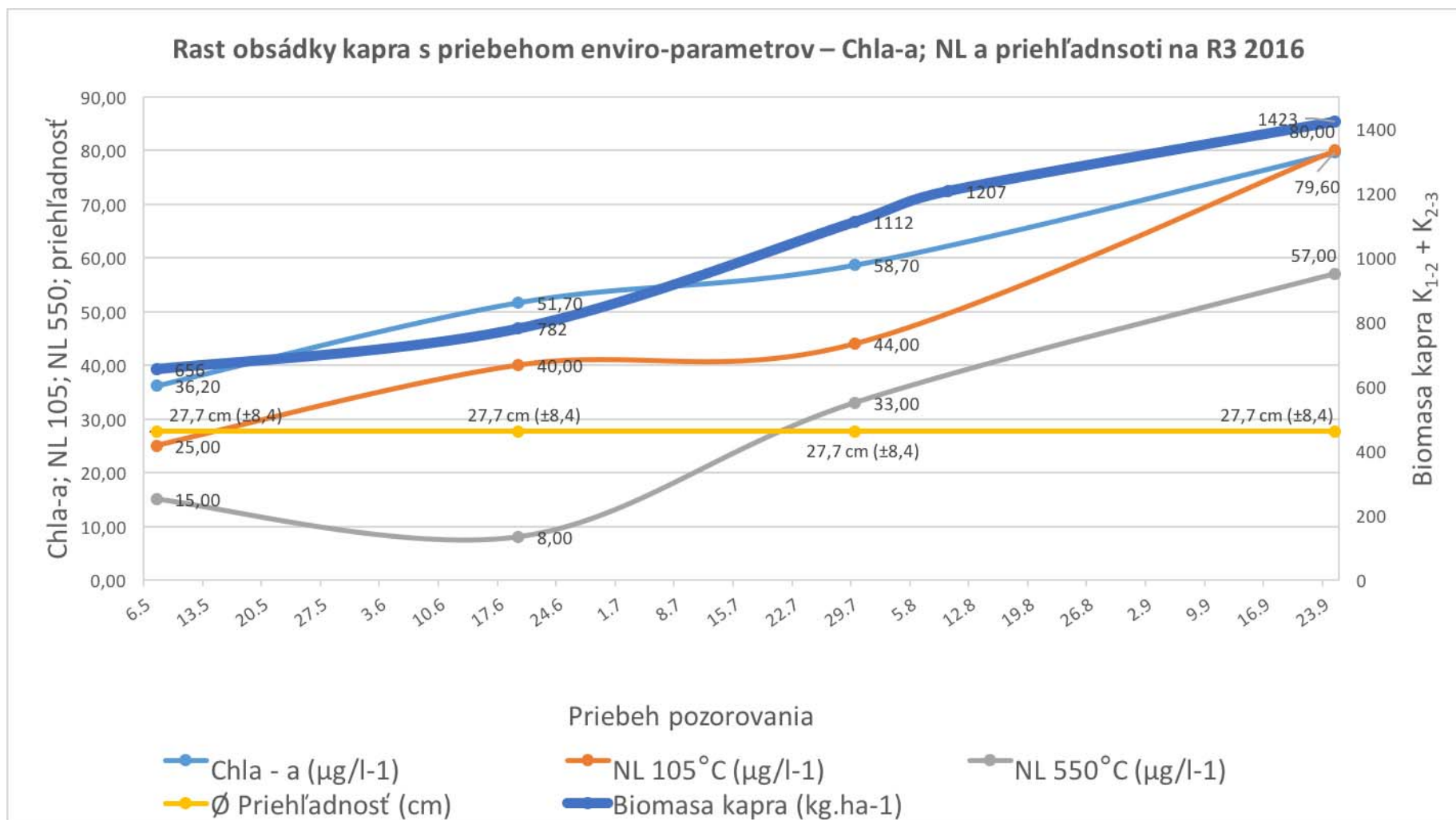
Graf 4 Priebeg TP a TN vo vzťahu k obsádke kapra na R3 2016



Graf 5 Rast obsádky kapra v sezóne 2016 na R1 vo vzťahu k enviro-parametrom – chla-a, NL₁₀₅ a NL₅₅₀. V grafe je uvedená aj priemerná priehľadnosť 24,1 cm (±8,4)



Graf 6 Rast obsádky kapra v sezóne 2016 na R1 vo vzťahu k enviro-parametrom – chla-a, NL₁₀₅ a NL₅₅₀. V grafe je uvedená aj priemerná priehľadnosť 27,71 cm (±6,3)



Chlorofyl-a, nerozpustné látky a konduktivita

Hodnoty chlorofylu-*a* mali počas odchovej sezóny 2016 na R1 aj R3 od začiatku sezóny stúpajúcu tendenciu. Dňa 7.5. bola zaznamenaná na R1 hodnota Chl-*a* **31,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$** a na konci sezóny dosiahol pozorovaný parameter **70,20 $\mu\text{g.l}^{-1}$** s priemernou hodnotou za sezónu **54,4 $\mu\text{g.l}^{-1}$** ($\pm 20,1$). Na R3 bola hodnota na začiatku sezóny dňa 7.5. hodnota sledovaného parametra **36,2 $\mu\text{g.l}^{-1}$** a na konci **79,6 $\mu\text{g.l}^{-1}$** , priemerná hodnota bola **56,6 $\mu\text{g.l}^{-1}$** ($\pm 15,6$). Podľa klasifikácie OECD (1982) sa tieto hodnoty pohybujú v maximálnych hodnotách eutrofie a v priemerných hodnotách hypertrofie. Nerozpusté látky vyjadrené ako NL_{105} dosahovali priemerné hodnoty **50,8 mg.l^{-1}** ($\pm 15,4$) pre R1 a **47,3 mg.l^{-1}** ($\pm 20,2$) pre R3. Limitná hodnota (25 mg.l^{-1}) pre život a reprodukciu rýb bola počas sezóny na oboch rybníkoch prekračovaná s maximom **73,0 mg.l^{-1}** na R1 dňa 29.7. a **80 mg.l^{-1}** na R3 na konci sezóny (Tabuľka 0-9; Tabuľka 0-10).

Priemerná hodnota konduktivity dosahovala v sezóne 2014 na R1 úroveň **393,7 $\mu\text{S.cm}^{-1}$** ($\pm 58,03$), v sezóne 2016 to bolo **377,1 $\mu\text{S.cm}^{-1}$** ($\pm 10,8$) a na R3 predstavovala v sezóne 2014 konduktivita hodnotu **353,1 $\mu\text{S.cm}^{-1}$** ($\pm 29,01$) a počas sezóny 2016 hodnotu **358,6 $\mu\text{S.cm}^{-1}$** ($\pm 19,04$). Prepočet **1 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ = 0,1 mS.m^{-1}** (Kopp, et al., 2013). Pozorovaný rozsah konduktivity napresahoval všeobecné limitné hodnoty pre povrchové vody podľa NV č. 26/2010 Z.z. ktoré sú 1100 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, resp. 110 mS.m^{-1} .

4.3 Vyhodnotenie TSI Indexu

Vhodným nástrojom pre hodnotenie stavu trofie povrchových vôd je TSI index (trophic state index) podľa Carlsona (1977). V sezóne 2016 boli na rybníku R1 a R3 namerané priemerné hodnoty 78,3 ($\pm 6,2$) a 75,6 ($\pm 3,8$), ktoré vychádzali z čiastkových TSI_{1-4} vyhodnotených počas pozorovaného obdobia (Tabuľka 4-12) od 7.5. – 24.9. Uvedené parametre sa nachádzajú v hodnotovom intervale **TSI od 70-80**. Podľa uvedeného intervalu sa kvalita vôd v rybníkoch v Bohel'ove nachádza v hypertófnom stave s pravdepodobnosťou rovzninutého vodného kvetu počas leta, so silným zárastom brehového pásu makrofytmí, s rozsiahlou limitáciou svetlom. Pri meraniach na R1 dňa 19.6. a 24.9. bol limitný interval posunutý ešte o jednu kategóriu hodnotenia na limitných rozsah $\text{TSI} > 80$, ktorý už predstavuje riziko pre vodné organizmi, s malou diverzitou makrofytov a výskytom nežiadúcich rýb.

Tabuľka 4-12 Hodnoty TSI Indexu za vybrané sledované obdobie na R1 a R3. V pravej časti je prepočet TSI podľa historických údajov (Pechar a Baxa,(2016))

Index	Dátum	R1 2016	R3 2016	(Pechar a Baxa, 2016)	Priemer TSI
TSI 1	7.5.	70,9 (±4,6)	71,7 (±4,2)	1954 – 56	67,6 (±7,7)
TSI 2	19.6.	83,8 (±16,2)	74,6 (±3,7)	1990 – 91	78,4 (±5,9)
TSI 3	29.7.	77,5 (±2,9)	75,4 (±3,9)	2000 – 01	79,2 (±5,5)
TSI 4	24.9.	81,0 (±6,3)	79,3 (±4,2)	2010 – 11	77,8 (±6,0)
Priemer TSI		78,3 (±6,2)	75,6 (±3,8)	2012 – 14	76,1 (±4,9)

Porovnaním údajov rôznych období v okrese Jindrichův Hradec podľa Pechar a Baxa (2016) (Tabuľka 2-2) z Tabuľka 4-12, sú viditeľné podobné výsledky priemerných hodnôt v období od 1990 – 1991 po 2012 – 2014 ako na rybníkoch v Bohelove v sezóne 2016. Odlišné obdobie bolo zaznamenané pri porovnaní rokov 1954 – 1956, ktoré sa nachádzalo v pásme hodnoteného intervalu **TSI 60 – 70**, ktoré už indikovali začínajúcu nestabilitu ekosystému.

4.4 Vyhodnotenie odberov zooplanktónu, zoobentosu a nežiaducich druhov rýb

Vyhodnotenie celkového zooplanktónu

Vývoj a dynamika celkového zooplanktónu (> 80 µm) na **R1 v sezóne 2014** bola rozdielna v početnosti oproti odchovnej sezóne 2016. V prvom pozorovanom roku dosahovala početnosť zooplanktónu priemerne **1 189,6 ind.l⁻¹** (± 440), kde najnižšie hodnoty v početnosti boli zaznamenané na začiatku sezóny dňa 26.4.2014 v počte **425 ind.l⁻¹** (podiel Copepoda 61 %) a najvyššia hodnota bola dosiahnutá dňa 20.8.2014 v počte **2 011 ind.l⁻¹** (zastúpenie Rotifera 52 %). **V roku 2016** dosahovala priemerná početnosť zooplanktónu **2 236,7 ind.l⁻¹** (± 1042,7), s najnižšou zaznamenanou hodnotou na začiatku sezóny dňa 7.5. 2016 v počte **310 ind.l⁻¹** (zastúpenie Copepoda 61 %) a najvyššou hodnotou pozorovanou v prvej tretine sezóny dňa 21.5. 2016 v počte **4 534 ind.l⁻¹** (podiel Cladocera 81 % - najmä *Bosmina longirostris*) (Graf 7; Graf 8;

Graf 11; Tabuľka 0-3). Druhový zástupcovia perloočiek v sezóne 2014 boli z väčších perloočiek zo začiatku sezóny z čeľade *Daphniidae*: *D. pulicaria*, *D. longispina*, počas sezóny *D. Galeata*, invázne druhy *D. ambigua* a *D. parvula*. Z rodu *Ceriodaphnia* to bol jeden zástupca *Ceriodaphnia sp.*, z čeľade *Moinidae* zástupca *Moina micrura* a čeľade *Bosminidae* zástupca *Bosmina longirostris*. Z čeľade *Leptodoridae* jeden zástupca *Leptodora kindtii* (celkovo 9 taxonomických druhov). V sezóne 2016 tvorili zastúpenie druhy *Ceriodaphnia sp.*, *D. Galeata*, *D. Ambigua*, *D. Parvula*, *Bosmina longirostris* (celkovo 5 druhov) (Tabuľka 11-3 až 11-6).

Vývoj a dynamika celkového zooplanktónu na **R3 v sezóne 2014** bola rozdielna v početnosti a podiele zastúpenia jednotlivých taxonomických radov oproti odchovej sezóne 2016. V prvom pozorovanom roku dosahovala početnosť zooplanktónu priemerne **1 034,4 ind.l⁻¹** ($\pm 553,2$), kde najnižšie hodnoty v početnosti boli zaznamenané na začiatku sezóny dňa 26.4. 2014 v počte **233 ind.l⁻¹** (podiel Copepoda 64 %) a najvyššia hodnota bola dosiahnutá dňa 8.7. 2014 v počte **2 318 ind.l⁻¹** (zastúpenie Cladocera 76 %). V roku 2016 dosahovala priemerná početnosť zooplanktónu **1 341,1 ind.l⁻¹** ($\pm 514,3$), s najnižšou zaznamenanou hodnotou na začiatku sezóny dňa 19.6. 2016 v počte **724 ind.l⁻¹** (zastúpenie Copepoda 63 %) a najvyššími hodnotami pozorovanými v závere sezóny dňa 21.5. 2016 v počte **2 378 ind.l⁻¹** (podiel Cladocera 70 %) (Graf 8; Tabuľka 0-3).

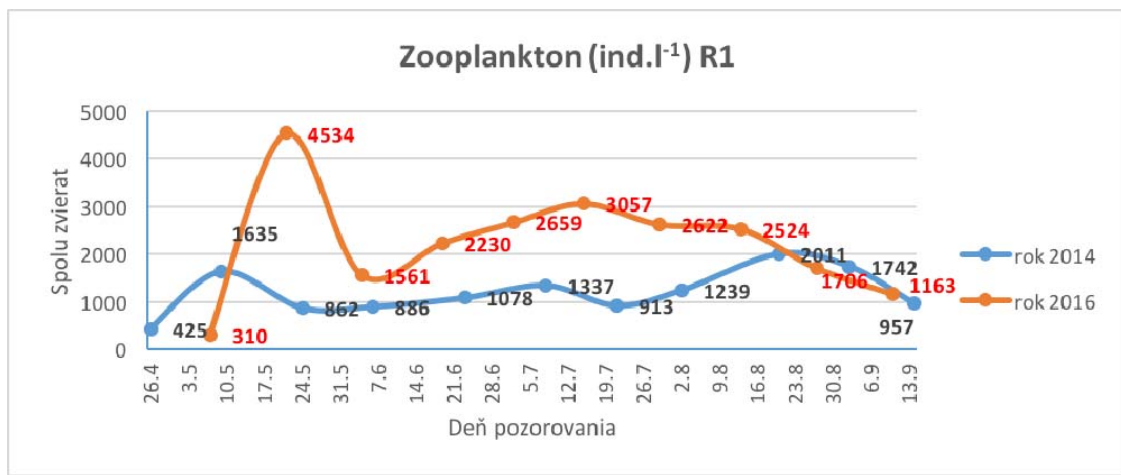
Spearmanova korelácia

Podobnosť sezón 2014 a 2016 v zastúpení jednotlivých skupín na R1 nebola preukázaná vzájomnou koreláciou ($\rho = 0,127$; $p\text{val} = 0,726$), sila testu však preukázala odlišnosť, ktorá nebola dostatočne preukázateľná. Významná odlišnosť medzi celkovým zložením zooplanktónu na R1 v sezóne 2014 bola potvrdená iba vo vzťahu k R3 v sezóne 2014 a 2016. Rozdielnosti zooplanktónu boli zaznamenané vo všetkých pozorovaných skupinách priemerných hodnôt (Tabuľka 0-3), z čoho vyplývala aj rozdielnosť porovnania všetkých skupín celkovo.

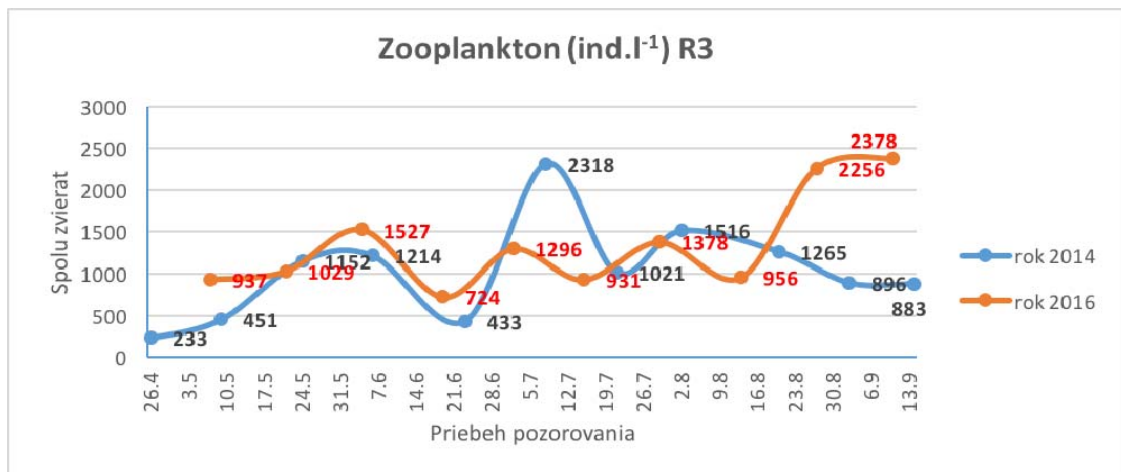
Podľa zloženia jednotlivých skupín zooplanktónu sa štatisticky odlišovala početnosť perloočiek (Cladocera) na rybníku R1 v sezóne 2014 od R3 v sezóne 2016. Na R1 bola početnosť perloočiek 475 ind.l⁻¹ ($\pm 388,5$), kde na R3 v 2014 boli hodnoty 441 ind.l⁻¹ ($\pm 495,4$) a 462 ind.l⁻¹ ($\pm 507,7$) v 2016. V skupine vírnikov (Rotifera) boli významné odlišnosti zaznamenané v na R1 2014 v hodnote 304 ind.l⁻¹ ($\pm 318,1$)

a na R3 2014 288 ind.l⁻¹ ($\pm 280,1$). Odlišnosť medzi rybníkom R1 v skupine klanonožcov (Copepoda) bol zaznamenaný medzi sezónami v početnosti 411 ind.l⁻¹ ($\pm 189,8$) v 2014 a 633 ind.l⁻¹ ($\pm 386,0$) v 2016 a tiež medzi rybníkmi R1 a R3 v sezóne 2016. Ďalej bola zistená štatistická odlišnosť medzi obidvomi rybníkmi počas každej odchovnej sezóny v početnosti vírnikov; R1 2016; 481 ind.l⁻¹ ($\pm 548,2$), R3 465 ind.l⁻¹ ($\pm 327,0$), 2014 R1 304 ind.l⁻¹ ($\pm 318,1$) a R3 481 ind.l⁻¹ ($\pm 548,2$) Výsledné hodnoty sily korelácie rho a hodnoty pval sú uvedené v tabuľke v prílohe (Tabuľka 0-11).

Graf 7 Početnosť celkového zooplanktónu v rybníku R1 počas odchovnej sezóny 2014 a 2016



Graf 8 Početnosť celkového zooplanktónu v rybníku R3 počas odchovnej sezóny 2014 a 2016



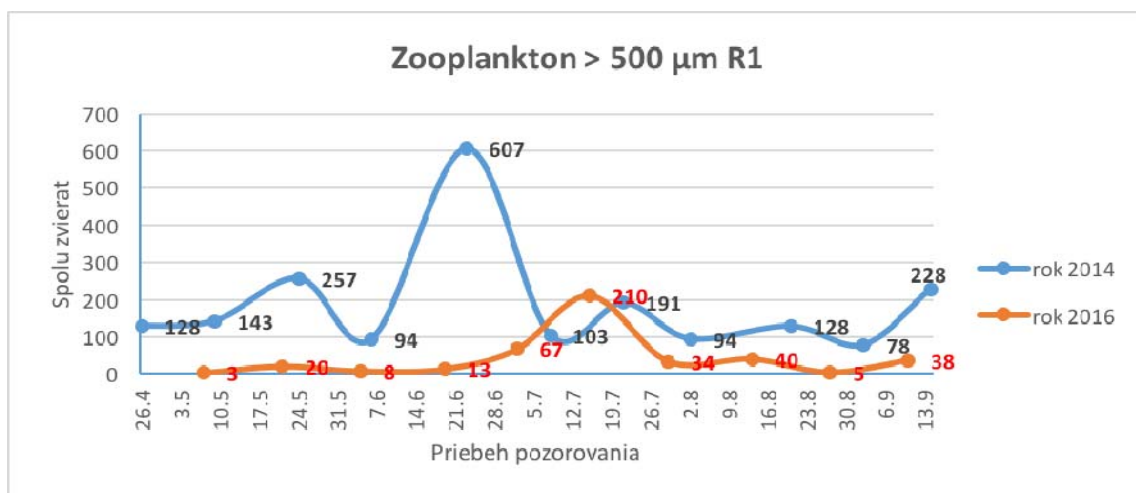
Vyhodnotenie využiteľného zooplanktónu na R1 (> 500 μ m)

Ďalšie pozorovanie, ktoré prebiehalo na R1 počas sezóny 2014 a 2016 bolo zamerané na využiteľný zooplanktón (> 500 μ m) obsádkou kapra. Väčší zooplanktón je zároveň dôležitým článkom pre reguláciu primárnej produkcie v prirodzených procesoch kolobehu živín v rybníkoch.

Celková početnosť väčšieho zooplanktónu dosahovala hodnotu **186,3 ind.l⁻¹** (± 144), v intervale od 78 – 607 ind.l⁻¹ v prvom sledovanom roku 2014 (Graf 9). Z toho početnosť druhov perloočiek (Cladocera) na R1 dosahovala **65 ind.l⁻¹** ($\pm 27,7$). Najnižší počet prloočiek bol zaznamenaný na konci odchovej sezóny dňa 14.9. 2014 v počte **14 ind.l⁻¹** a dňa 23.6. bola dosiahnutá najvyššia hodnota **117 ind.l⁻¹**, z čoho podiel 79 % tvorila *B. longirostris*. V začiatku sezóny išlo o zastúpenie aj väčších perloočiek *Daphnia pulicaria*, *D. longispina*, ďalej v sezóne už zastúpenie tvorili prevažne jedince ako *D. galeata*, *D. ambigua* a *D. parvula*, či v letnom období *Leptodora kindti*. Zastúpenie jednotlivých taxonomických radov je uvedené v prílohe (**Tabuľka 11-3 až 11-6**) Ostatné druhové zastúpenie bolo prezentované druhmi z radu Copepoda – *Acnaticyclops trajani* (kopepoditové a adultné štádia) a v rade Rotifera išlo prevažne o väčšie druhy ako *Brachionus sp.* a *Asplanchna priodonta*.

V roku 2016 priemerná početnosť dosiahla hodnotu **44 ind.l⁻¹** ($\pm 58,7$) v intervale od 3 – 210 ind.l⁻¹ (Graf 9). Z uvedeného priemerného množstva početnosť druhov perloočiek (Cladocera) na R1 v 2016 dosahovala **42 ind.l⁻¹** ($\pm 58,5$). Najnižší počet perloočiek bol zaznamenaný na začiatku odchovej sezóny dňa 7. 5. 2016 v počte **2 ind.l⁻¹** a dňa 15. 7. 2016 bola dosiahnutá najvyššia hodnota **209 ind.l⁻¹**, z čoho podiel 87 % tvorila *Bosmina longirostris*. V začiatku sezóny nebolo pozorované zastúpenie väčších druhov perloočiek ako v sezóne 2014 (*D. pulicaria*, *D. longispina*). Išlo prevažne o väčšie jedince *D. galeata*, *D. ambigua* a *D. parvula*, ktoré ďalej v sezóne nedosahovali veľkosť (> 1 mm), ako na začiatku sezóny. V letnom období mala zastúpenie aj *L. kindti*. Percentuálne zastúpenie jednotlivých taxonomických radov je uvedené v prílohe (Tabuľka 0-1). Ďalšie druhové zastúpenie bolo prezentované jediným druhom z radu Copepoda – *Acnaticyclops trajani* (kopepoditové a adultné štádia) a v rade Rotifera išlo prevažne o väčšie druhy ako *Brachionus sp.* a *Asplanchna priodonta*.

Graf 9 Početnosť využiteľného zooplanktónu obsádkou kapra v rybníku R1 počas odchovnej sezóny 2014 a 2016



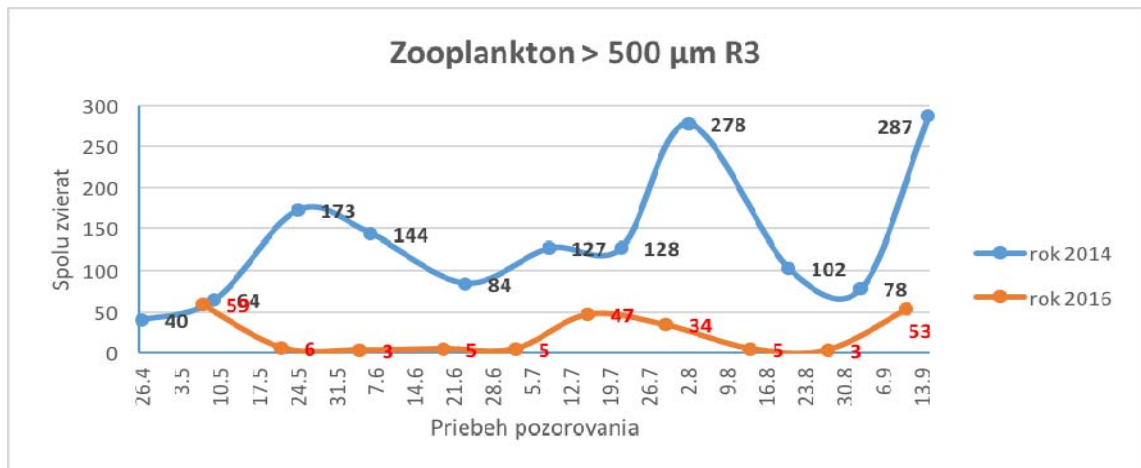
Vyhodnotenie využiteľného zooplanktónu na R3 (> 500 µm)

Celková početnosť väčšieho zooplanktónu dosahovala hodnotu **136,8 ind.l⁻¹** ($\pm 77,5$), v intervale od 40 – 287 ind.l⁻¹ v prvom sledovanom roku 2014 (Tabuľka 11-1) z toho početnosť druhov perloočiek (Cladocera) na R3 dosahovala **33,8 ind.l⁻¹** ($\pm 27,3$). Najnižší počet perloočiek bol zaznamenaný na konci odchovnej sezóny dňa 14.9. 2014 v počte **7 ind.l⁻¹** a dňa 6.6. 2014 bola dosiahnutá najvyššia hodnota **109 ind.l⁻¹**, z čoho podiel 86 % tvorila *Bosmina longirostris*. V začiatku sezóny tvorila zastúpenie aj perloočky ako *D. longispina*, väčšia *D. galeata*, kde ďalej v sezóne už zastúpenie tvorili prevažne menšie jedince ako *D. galeata*, *D. ambigua* a *D. parvula*, či v letnom období *L. kindti*. Percentuálne zastúpenie jednotlivých taxonomických radov je uvedené v prílohe (Tabuľke 11-3 až 11-6) Druhové zastúpenie z radu Copepoda bolo prezentované jedným druhom – *Acnatocyclops trajani* (kopepoditové a adultné štádia) a v rade Rotifera išlo prevažne o väčšie druhy ako *Brachionus sp.* a *Asplanchna priodonta*.

V roku 2016 dosiahla priemerná početnosť hodnotu **22 ind.l⁻¹** ($\pm 22,4$) v intervale od 3 – 59 ind.l⁻¹ (Tabuľka 11-1). Z uvedeného priemerného množstva početnosť druhov perloočiek (Cladocera) na R3 v 2016 dosahovala **18 ind.l⁻¹** ($\pm 19,1$). Najnižší počet perloočiek bol zaznamenaný zhodne v prvej tretine odchovnej sezóny dňa 4.6. 2016 v počte **3 ind.l⁻¹** a dňa 27.8. 2016. Najvyššia hodnota bola dosiahnutá pozorovaná dňa 10.9. 2016 v počte **52 ind.l⁻¹**, z čoho podiel 100 % tvorila *Bosmina longirostris*. Percentuálne zastúpenie jednotlivých taxonomických radov je uvedené v prílohe (Tabuľka 0-1). V začiatku sezóny zastúpenie tvorili väčšie jedince ako *D. galeata*,

D. ambigua a *D. parvula*, ktoré ďalej v sezóne nedosahovali veľkosť ako v začiatku sezóny (1 mm). Zastúpenie bolo prezentované druhmi z radu Copepoda – *Acnato cyclops trajani* (kopepoditové a adultné štádia) a v rade Rotifera išlo zhodne s R1 prevažne o väčšie druhy ako *Brachionus sp.* a *Asplanchna priodonta*.

Graf 10 Početnosť využiteľného zooplanktónu obsádkou kapra v rybníku R3 počas odchovnej sezóny 2014 a 2016



Spearmanova korelácia

Pri porovnaní závislosti celkového využiteľného zooplanktónu (skupina plan 500) na R1 a R3 v obdviach sezónach neboli zistené žiadne preukázateľné korelácie na úrovni $pval < 0,05$. Rovnako neboli zaznamenané ani významné odlišnosti v celkovom porovnaní. Štatisticky preukázateľné odlišnosti boli však zistené na R1 medzi sezónami v početnosti perloočiek; R1 $65,1 \text{ ind.l}^{-1} (\pm 27,7)$ a R1 v druhej sezóne v hodnote $41,5 \text{ ind.l}^{-1} (\pm 58,5)$ ($\rho=0,18$; $pval=0,96$;). Nízka hodnota **rho** a vysoká hodnota **pval** predstavuje odlišnosť, ako opak korelácie. Ďalší rozdiel bol medzi sezónami na R1 zaznamenaný v skupine klanonožcov na R1 $114,2 \text{ ind.l}^{-1} (\pm 122,7)$ a v roku 2016 v hodnote $1,8 \text{ ind.l}^{-1} (\pm 2,2)$. Odlišnosť v skupine vírnikov bola zaznamenaná medzi R1 a R3 v sezóne 2016 v počete $0,4 \text{ ind.l}^{-1} (\pm 0,8)$ a $1,7 \text{ ind.l}^{-1} (\pm 3,8)$. Posledný rozdiel, ktorý preukázala analýza rozptylu medzi sezónami na R3, bol v skupine vírnikov v hodnote $0,4 \text{ ind.l}^{-1} (\pm 0,8)$ a $1,7 \text{ ind.l}^{-1} (\pm 3,8)$. Výsledné hodnoty sily korelácie ρ a hodnoty $pval$ sú uvedené v tabuľke v prílohe (Tabuľka 0-11; Tabuľka 0-11).

Zoobentos

Na rybníku R1 a R3 za pomoci odoberáku bola získaná 2. – 5. júna 2016 z troch miest jedna zmesná vzorka. V priebehu júla 2016 (10.8.) bola získaná zmesná vzorka zo šiestich miest (Obrázok 3) Na obidvoch rybníkoch boli zachytené rozdrtené lastúry vodných slimákov (ulitníkov) a lastúrníkov, s väčším podielom na R1, živé organizmy lastúrníkov však pri vyhodnutení odberov absentovali. Najvyšší počet organizmov zoobentosu bol pozorovaný na R1 v júni v počte **304,3 ks.m²**. Zástupcami čeľade *Chironomidae* bola larva pakomára (*Chironomus sp.*), ktorý predstavoval 100 % zachytených jedincov.

Tabuľka 4-13 Zachytený počet zoobentosu (pakormárov) zo zmesných vzoriek počas dvoch odberov na R1 a R3 v sezóne 2016

Taxon	Jún 2016		Júl 2016	
	R1	R3	R1	R3
<i>Chironomidae</i> Ø	7 (±3,7)	1 (±0,8)	5 (±2,9)	2,3 (±0,5)
Celkom bentos (ks.m ²)	304,3	34,8	217,4	100

Sinanodonta woodniana

Prepočítaním vybraných troch tvorov na troch miestach rybníka (9 x (10 x 10 m)) na prítoku, v strede a litorálnej časti rybníka bola stanovená priemerná početnosť výskytu škebl'e ázijskej.

Tabuľka 4-14 Stanovenie početnosti (ks) výskytu škebl'e ázijskej (*Sinanodonta woodniana*) na R1 a R3 v sezóne 2015

Miesto	R3			R1		
	Stred	Prítok	Litorál	Stred	Prítok	Litorál
Početnosť 100 m ² Ø	15 (±2,5)	22,5 (±2)	5 (±1,6)	4 (±1,6)	8 (±3,3)	2 (±0,8)
Spolu Ø/100 m ²	14,2 (±7,2)			4,7 (±2,5)		

Z údajov tabuľky je vidieť rozdielnosť v početnosti výskytu škebl'y ázijskej. Na rybníku R3 bol zaznamenaný v sezóne 2015 vyšší výskyt ako na R1. Táto rozdielna abundancia bola prvotným predpokladom vplyvu na produkčné výsledky na R3, ktoré boli počas sezóny 2014 nižšie ako na rybníku R1 (Tabuľka 4-3). Po vykonaných zootechnických opatreniach po sezóne 2015, ktorých následkom bola uvedená abundancia znížená na R3, nebol ďalej tento ukazovateľ hodnotený.

Sprievodná (nežiaduca) obsádka rýb

Kontrola nežiaducej ryby a jej vyhodnotenie bolo zabezpečené prostredníctvom 10 hodov v litorálnom pásme v rozsahu 150 bm brehovej línie (Obrázok 3). Zistené ryby

tvorili najmä **plotica červenooká** (*Rutilus rutilus*) (> 85%), kde ďalšie druhy ako ostriež riečny, lopatka dúhová (*Rodeus amareus*), hrúzovec sieťovaný (*Pseudorasbora parva*) a belička európska (*Alburnus alburnus*) tvorili zvyšný podiel.

Tabuľka 4-15 Prehľad počtu odchytených sprievodných (nežiadúcich) rýb vrhaciu sieťkou s okom 0,4 x 0,4 cm. (pozn. kusová početnosť bola prepočítaná na objem vody pri hĺbke pre R1 a R3 = 1m). bm = bežný meter.

Odchyt	Dátum	R1 – 10 vrhov (20 m ²)			R3 – 10 vrhov (20 m ²)		
		100 bm/ks	ks.ha ⁻¹ .m ³	kg.ha ⁻¹	100 bm/ks	ks.ha ⁻¹ .m ³	kg.ha ⁻¹
1	19.6.16	2	1 000	–	3	1 500	–
2	2.7.16	1	500	0,5	77	38 500	38,5
3	15.7.16	2	1 000	1,5	35	17 500	26,3
4	29.7.16	2	1 000	2,0	44	22 000	44,0
5	13.8.16	3	1 500	4,5	26	13 000	32,5
6	27.8.16	2	1 000	4,0	32	16 000	48,0
7	10.9.16	6	3 000	15,0	32	16 000	64,0
8	24.9.16	2	1 000	6,0	45	22 500	108,0
Výlov				< 2,0	Výlov		44,5*

* Hodnota je bez započítania biomasy nežiaducich rýb pre Su₂, tj. 250 kg prírastok (konverzia 5:1, na rast sumca bolo počítané taktiež s 30% využitím bentickej zložky (Kouřil, 1984). Táto hodnota podľa uvedeného prepočtu predstavovala ďalších 19,4 kg.ha⁻¹ podotrených rýb.

Podľa jednoduchého prepočtu biomasy nežiaducich rýb zlovených pri výlove bola stanovená nevyužitá hodnota prirodzenej produkcie pre biomasu obsádky kapra. Na 1 kg prirodzenej produkcie sa na Boheľovských rybníkoch v sezónach 2014 a 2016 vzťahuje hodnota celkovej produkcie od 3,13 – 5,50 kg. Priemerná hodnota je **4,07 kg** (±0,89). Strata na produkcii teda v hmotnostnom vyjadrení predstavuje pri 44,5 kg biomasy nežiaducich rýb hodnotu až **181,12 kg.ha⁻¹**. Vo finančnom vyjadrení s priemernej ceny kapra (Tabuľka 3-4), strata predstavuje sumu **378,54 EUR/ha**. Hodnota prirodzenej produkcie rybníka by sa mohla teda pohybovať až nad 400 kg.ha⁻¹, čo zodpovedá nadmorskej výške (Adámek, et al., 2010) a približnej prirodzenej produkcii na R1 v 2014.

5 Diskusia

Eutrofizácia rybníkov

Intenzifikácia v poľnohospodárstve a rybníkárstve počas 20. storočia naštartovala proces zvyšovania trofie v rybníčných ekosystémoch (Lusk, 2015; Pechar 2015). Tento stav zaťažovania recipientu prebytočnými živinami trval až do konca minulého storočia (Vrba, 2014; Pechar (2015) (Pechar a Baxa, 2016). Ďalším významným vplyvom bolo vypúšťanie komunálnych vôd do recipientu (Smith, et al., 1999). V týchto podmienkach prebytku živín je dlhodobo napájaná väčšina rybníkov. Dôsledky sú viditeľné aj v okrese Dunajská Streda v obci Bohel'ov, kde sa nachádzajú pozorované rybníky R1 a R3. Vzhľadom na dosiahnuté výsledky **TP**, **TN**, **Chla-a** a **priehľadnosti** pozorovaním obidvoch rybníkov, môžeme stupeň trofie podľa hodnotiacich kritérií OECD považovať **za hypertrófný**. Priemerné hodnoty TP dosahovali v sezóne 2016 od **0,17 mg.l⁻¹** ($\pm 1,74$) na R3 do **0,26 mg.l⁻¹** ($\pm 0,27$) na R1 s menším trendu rastu (OECD limit $> 0,1 \text{ mg.l}^{-1}$). Hodnotenie vplyvu obsádok kapra na hodnoty TP neboli koreláciou na pozorovaných rybníkoch zistené. Naopak hodnoty Chla-a sa pohybovali v priemerných hodnotách od **54,4 $\mu\text{g.l}^{-1}$** ($\pm 20,1$) na R1 do **56,6 $\mu\text{g.l}^{-1}$** ($\pm 15,6$) na R3 (OECD limit $> 25 \mu\text{g.l}^{-1}$), s rastúcim trendom do konca odchovej sezóny (Graf 5; Graf 6).

Hodnotením stavu povrchových vôd podľa **TSI Indexu** (Carlson, 1977) bol opäť definovaný hypertrófný stav podľa kategórie 1 – 7 (Tabuľka 3-7) pre obidva rybníky. Na pozorovaných rybníkoch sa priemerná hodnota **TSI** pohybovala od **75,6** ($\pm 3,8$) na R3 a do **78,3** ($\pm 6,2$) na R1, ktorá bola v hornom kvartile hodnotenia. Pri dosiahnutí posledného intervalu podľa hodnotenia TSI indexu > 80 môžu hroziť úhyny rýb počas letného obdobia. Spoločné charakteristiky obidvoch limitov ($70 - 80$; > 80) sú spojené s nízkou penetráciou svetlom, výskytom siníc a zárastom brehového pásu makrofytmí. Tento stav je pozorovateľný na na R1 a R3 priemernou priehľadnosťou **31,8 cm** ($\pm 8,6$) na R1 a **30,0 cm** ($\pm 7,1$) v roku 2014 a **24,1 cm** ($\pm 6,3$) na R1 a **27,7 cm** ($\pm 8,4$) v sezóne 2016, s nižšími hodnotami. Prejav eutrofizácie vo vzťahu k znižujúcej sa priehľadnosti $< 40 \text{ cm}$ uvádzajú Punčochár a Desortová (1994). Zárast a nízka diverzita brehového pásu potvrdzuje na rybníkoch dominantný výskyt rákosia (*Pragmites australis*), čo zrejme vychádza so spôsobu rybárskeho obshospodarovania, ako uvádzajú aj ďalší autori (Hejný a kol., 2000; Füllner, et al., 2007). Podľa autorov (Szczukowska, 2015;

Zebaparveen, 2015; Devi Prasad, 2012) mal nameraný vývoj TSI indexu podobné hodnoty na iných lokalitách pred revitalizáciou ekosystémov, prípadne sa odlišoval v zmysle stupnice pri ekosystémoch z nižšou trofiou.

Ďalším pozorovaním dvoch rozdielnych okresov Jindřichův Hradec a Dunajskej Stredy z dostupných historických dát podľa (Pechar a Baxa, 2016); (Tabuľka 2-2) boli zistené podobné výsledky TSI Indexu podľa priemerných nameraných hodnôt na R1 a R3. V zmysle uvedených dát je možno konštatovať že trofické podmienky sa rovnako v regióne zhrošili, najmä pozorované medzi rokmi 1990 – 2001 a dosiahli hodnoty **TSI od 78,4** ($\pm 5,9$) - **79,2** ($\pm 5,5$). Už v päťdesiatich rokoch 20. st. bola dosahovaná eutrofná úroveň na Třeboňských rybníkoch **TSI 67,6** ($\pm 7,7$) s prvotnými problémami s makrofytmami a výskytom sinice vo fytoplanktón. Ekosystém rybníka však v tom čase bol schopný reagovať na zootechnické opatrenia, napr. vo vzťahu k hustote obsádok (nasadenie 400 ks.ha⁻¹), ktoré nedosahovali ešte vysokých hustôt (Obrázok 1), ako pri nasadení obsádok rýb na R1 a R3 v pozorovaných obdobiach 2014 a 2016 (Tabuľka 3-1; Tabuľka 3-2). V uvedenom období bolo používané na Třeboňských rybníkoch minerálne hnojenie (ledek, močovina, superfosfát), kde na Bohelovských rybníkoch sa využívajú len organické hnojivá (Tabuľka 3-3). Priehľadnosť však bola v tomto období (1954 – 1956) vysoká a dosahovala okolo 1 metra, s výskytom veľkého zooplanktónu (Pechar a Radová, 1996).

Hlavné rozdiely súboru ostatných faktorov vo vzťahu k porovnaniu okresov Dunajská Streda a Jindřichův Hradec, ako pomer lesa, pomer ornej pôdy a počet obyvateľov, sú uvedené v tabuľke (Tabuľka 3-8). Celkovo je dôležité uviesť, že obidva okresy v zmysle porovnaných hodnôt zdieľajú dnes obdobné problémy spojené s vysokým stupňom trofie, ktoré sa prenášajú do hospodárenia na rybníkoch.

Dôsledkom dosiahnutia eutrófného až hypertrófného stavu rybníkov je narušenie prirodzených procesov (Tucker and Hargreaves, 2012). Rybníkárstvo je závislé **najmä na prirodzených procesoch** v rámci trofickej kaskády vzájomných vzťahov. Sukcesia spoločenstiev producentov, konzumentov a destruentov na jednotlivých úrovniach je predpokladom správneho fungovania prirodzených procesov. Pozornosť je preto potrebné zamerať na väčší zooplanktón, ktorý svojim vyžieracím tlakom filtruje ako účinný regulátor primárnu produkciu. Procesu znižovania nadmernej primárnej produkcie filtráciou môžu napomáhať aj bylinožravé druhy rýb (Tp, Tb) (2.1.5 – bylinožravé druhy rýb). (Domaizon, 1999) považuje za účinnú kombináciu znižovania

primárnej produkcie bylinožravými rybami v celkovej biomase Tb 200 kg.ha⁻¹ súčasne s veľkými perloočkami. Tb a Tp však nebol počas sledovaných sezón nasadený do R1 a R3. Nevyužitá primárna produkcia tak postupne odumiera a v procese desimilácie odoberá z vodného prostredia kyslík a následne v ďalšom procese uvoľňuje živiny opäť do vodného prostredia.

Trvalá udržateľnosť hospodárenia na rybníkoch by mala byť základným cieľom hospodárov. Viacerí autori (Füllner, et al., 2000; Füllner, et al., 2007; Pokorný, 2009; Hartman a Regenda, 2014; Lusk, 2015) považujú odchov rýb v rybníčných ekosystémoch *za trvalo udržateľný*. Dôležitým pravidlom je však dosahovanie prírastku prikrmovaním pri vyrovnanej bilancii dodaných živín. Princípom dodržiavania zásad dobrej praxe je uplatňovanie vyrovnanej bilancie vstupu fosforu (P) a jeho výstupu v biomase obsádky rýb (Knösche, 1998; Hlaváč, et al., 2013). Pri porovnaní hospodárenia na rybníkoch v Bohelove, kde boli porovnané vstupy živín – fosforu (*vstup živín z hnojenia + kŕmenia = retencia fosforu v rybách*) s ich výstupom z rybníkov (Hlaváč, et al. 2013). Po stanovení bilancie fosforu v jednotlivých sezónach je z výsledkov zrejmé (Tabuľka 4-11), že sa rybníky obohacujú živinami, ktoré nie sú využité v potravinovom reťazci – pôvodne smerované do produkcie rýb. Zostatok nevyužitého fosforu obsádkou rýb v rybníku sa pohyboval pri rôznych RKK (2,73 – 3,26) od **2,6 – 16,8 kg.ha⁻¹**. Uvedený prepočet upozorňuje na dve súvislosti;

- RKK nemôže byť jediným ukazovateľom udržateľnosti chovu (produkcia na R1 2014)
- v podmienkach vyššej trofie obmedzenie hnojenia vždy neznižuje celkovú produkciu (produkcia na R3 2016) s prínosom pre odchovné prostredie a zvýšenie hnojenia môže mať ešte zhoršujúci efekt na produkciu (produkcia na R3 2014)

Takýto prístup, ktorý bol pozorovaný na Bohelovských rybníkoch dáva predpoklad pre ďalšie zhoršovanie podmienok, najmä kyslíkových deficitov a zvyšovanie trofie v rybníčnom ekosystéme. Priebeh veľmi nízkych hodnôt nasýtenosti kyslíkom bol pozorovaný počas sezón 2014 a 2016 na oboch rybníkoch (Graf 1; Graf 2). Pri takýchto podmienkach je nevyhnutné kŕmenie zastaviť a obmedziť do obdobia opätovnej saturácie kyslíkom. Najväčšie riziká spojené s kyslíkovými deficitmi boli pozorované pri bezveterných dňoch s vyššou oblačnosťou (obmedzenie stratifikácie a fotosyntézy primárnej produkcie).

Zooplanktón ako súčasť funkčného a udržateľného ekosystému rybníka

Zooplanktón reaguje na vyžierací tlak rybej obsádky, ktorá mení jeho štruktúru a veľkosť. Väčšie druhy sú nahradené menšími, čo najlepšie preukazuje sledovanie perloočiek (Faina, 1983). Základom je zachovanie prirodzenej sukcesie zooplanktónu s prítomnosťou hrubého dafniového zooplanktónu, s ďalším prevažovaním stredného zooplanktónu v odchovnej sezóne (Tabuľka 2-3). Podľa Schlott a kol. (2011) veľkosť perloočiek $> 1 \text{ mm}$, v počte $20 - 40 \text{ ind.l}^{-1}$, je základným predpokladom pre prikrmovanie obilninami.

Zooplanktón rybníkov je jeho základnou a nenahraditeľnou funkčnou zložkou. Pozorovaním odchovných sezón 2014 a 2016 bol zistený rozdiel druhovej početnosti v celkovom zooplanktóne. Kým v sezóne 2016 bolo zaznamenaných **12 taxonomických druhov** perloočiek (*Cladocera*) na R3 a spolu 9 druhov na R1, tak v sezóne 2016 druhové zastúpenie predstavovalo na oboch rybníkoch zhodne iba **5 druhov**. Absentovali prevažne väčšie druhy perloočiek, pozorované najmä v začiatku sezóny 2014 na R1: *D. pulicaria*, *D. longispina* či *L. kingti* počas letného obdobia. Výskyt menších druhov ako *Moina micrura*, *Pleuroxus sp.*, *Alona affinis*, či *B. coregoni* už v sezóne 2016 zaznamenaný nebol. *Chydorus sphaericus* bol v sezóne 2016 zaznamenaný iba na R1 v začiatku sezóny. Pozorované zníženie druhovej početnosti je zrejme dôsledkom dlhšie zhoršených odchovných podmienok, najmä vysokej hustoty obsádk, nasadenie bez dostatočnej prípravy rybníkov, kolísanie nasýtenosti kyslíka, zvýšený podiel NL, či vysoká trofia. Moje výsledky sa zhodujú aj s pozorovaním Hudeca (2010), ktorý uvádza zvyšovanie trofie ako jeden z dôvodov druhovej absencie pre druhy *M. micrura*, *C. quadrangula*, *B. coregoni*, či *A. affinis*, ktorá obľubuje litorálnu vegetáciu. *Pleuroxus aduncus* sa zo skladby zooplanktónu vytráca pri 23°C , pod hranicou uvedenej teploty však pozorovaný v sezóne 2016 nebol.

Nerozpustné látky (NL_{105}) boli počas celej sezóny 2016 nad povoleným limitom $> 25 \text{ mg.l}^{-1}$ (NV č. 269/2010 Z.z.) pre život a reprodukciu rýb, ktoré zhoršujú podmienky aj pre výskyt väčšieho zooplanktónu (Graf 5; Graf 6). Zvýšené hodnoty môžu dokonca jeho rozvoj, reprodukciu a prežitie výrazne ovplyvňovať. Hodnoty NL_{105} sa pohybovali v priemere od **50,8 mg.l⁻¹** ($\pm 15,4$) pre R1 a **47,3 mg.l⁻¹** ($\pm 20,2$) pre R3 v sezóne 2016. Hodnoty NL_{550} , ktoré predstavujú voľné anorganické látky ako drobný piesok, íl, dosahovali nižšie hodnoty (Tabuľka 0-9; Tabuľka 0-10).

Nerozpustné látky až po prvom stupni spracovania vzorku, sú následne žiňaním zbavené organických látok (detrit, schránky korýšov). Nevýhodou pre herbivorné perloočky je pasívne prijímanie potravy filtráciou, čo pri zvýšených hodnotách nerozpustných látok NL_{105} ($> 50 \text{ mg.l}^{-1}$) ich limituje v prijímaní potravy (Kirk and Gilbert 1990; Arruda, Marzolf et al. (1983)). Schopnosť kapra vyhľadávať ľahko dostupnú potravu (bentos) cez bottom-up efekt zvyšuje podiel suspendovaných látok, ktoré majú sekundárne vplyv na väčší zooplanktón a priehľadnosť vody. Spearmanovou koreláciou bola zistená odlišnosť sezón na R1 v počte perloočiek v prvom roku, kde počet predstavoval $65,1 \text{ ind.l}^{-1}$ ($\pm 27,7$) a v druhom roku $41,5 \text{ ind.l}^{-1}$ ($\pm 58,5$). Ďalší pozorovaný rozdiel medzi týmito sezónami bol aj medzi klanonožcami, ktoré boli výrazne v nižšej abundancii ako v roku 2014 (Tabuľka 0-11).

Počas sezóny 2016 bolo pozorované zvýšenie abundance **celkového zooplanktónu** oproti roku 2014. Významná odlišnosť bola preukázaná medzi R1 a R3 v sezóne 2014 a 2016. Rozdiely boli zaznamenané iba medzi niektorými skupinami a rybníkmi (Tabuľka 0-3; Tabuľka 0-11). Z výsledov pozorovaných na R1 v roku 2014, kde priemerná hodnota dosiahla **1 189,6 ind.l⁻¹** (± 440) oproti **2 236,7 ind.l⁻¹** ($\pm 1042,7$) v roku 2016 vyplývajú nasledové údaje. Zvýšená abundancia celkového zooplanktónu v 2016 s dominanciou *Bosmina longirostris* (76,6 %) v rade Cladocera (podiel na zooplanktóne 50,2 %) ukazujú nárast horšie využiteľného zooplanktónu obsádkami rýb. Zároveň zvýšenie podielu celkového zooplanktónu neprineslo efekt zlepšenia priehľadnosti vody, tj. **31,8 cm** ($\pm 8,6$) na R1 2014 oproti **24,1 cm** ($\pm 6,3$) na R1 v sezóne 2016, ani prírastku z hektára (2014 – $376,3 \text{ kg.ha}^{-1}$; 2016 – 280 kg.ha^{-1}). Aj keď došlo k nárastu podielu *B. longirostris* (2,44 x) v porovnaní s jej filtračnou schopnosťou by muselo byť jej zvýšenie až 10 – násobné, aby bol zabezpečený podobný filtračný výkon ako majú veľké preloočky – dospelá *D. galeata*, *D. pulex*; (Haney, 1973; Burns a Rigler, 1967; Holm, et al., 1983). Aj v prípade presadenia sa *B. longirostris* oproti väčším druhom zooplanktónu by však hrozila limitácia veľkosti prijímanej potravy, čo by pravdepodobne nevedlo k zlepšeniu priehľadnosti vôd a tým účinnosti filtračnej schopnosti perloočiek. Rovnako možno predpokladať jej konkurenčnú výhodu v kompetícii o potravu pri menších druhoch perloočiek (zníženie diverzity).

Na rybníku R3 v pozorovanom roku 2014 dosahovala početnosť celkového zooplanktónu priemerne hodnotu **1 034,4 ind.l⁻¹** ($\pm 553,2$). V roku 2016 dosahovala

priemerná početnosť zooplanktónu hodnotu **1 341,1 ind.l⁻¹** ($\pm 514,3$). Táto skutočnosť sa prejavila aj na zlepšení produkčných výsledkov zrejme nasadením K₁ medzi K₂, ktorý vedel lepšie vyžívať drobnejší zooplanktón (SGR 0,902%.deň⁻¹). Takýmto nasadením sa zvýšila produkcia z hektára. Zvýšená abundancia zooplanktónu však mala iný priebeh ako na R1. Nárast abundancie (ind.l⁻¹) bol sprevádzaný miernym poklesom početnosti perloočiek a zvýšeným podielom a početnosťou vírnikov. *B. longirostris* v sezóne 2014 zastupovala 85,7% podiel na perloočkách (celkový podiel Cladocera 42,7 %). V sezóne 2016 bol podiel *B. longirostris* podobný – 86,4%, ako v sezóne 2014, ale celkový podiel perloočiek bol nižší nakoľko Cladocera predstavovali len 29,8 %. Abundancia vírnikov však narástla a dosiahla až 34,7 % podiel na celkovom zooplanktóne. Odlišnosť skupiny vírnikov bola zaznamenaná v sezóne 2014 medzi rybníkmi a rovnako aj medzi sezónami, čo potvrdil aj analýza rozptylu (Tabuľka 0-11). Nárast podielu vírnikov bol zrejme zapríčinený stúpajúcim trendom NL do konca sezóny. Vírnik má v takýchto podmienkach lepšie schopnosti selekcie potravy oproti perloočkám. Vírnik potravu prijíma aktívne, čo je v tomto prípade jeho konkurenčnou výhodou. Tvrdenie sa zhoduje aj s prácami ďalších autorov (Arruda, Marzolf et al. 1983; Gliwicz 1986; Rothhaupt 1990)). Predpokladom bolo, že podiel menšieho zooplanktónu bol na R3 v sezóne 2016 ovplyvňovaný obsádkou ročného kapra (K₁). Tento predpoklad však analýza rozptylu nepreukázala, keďže významné rozdiely medzi sezónami neboli zaznamenané. Rozdiel bol zistený len v priemerných hodnotách využiteľného zooplanktónu na R3, keď počas sezóny 2016 klesol zo 136,8 ind.l⁻¹ ($\pm 27,3$) na 22,0 ind.l⁻¹ ($\pm 22,4$), celkovo sa však podľa analýzy nepreukázala celková rozdielnosť. (Tabuľka 0-1). Rozdiely vplývali iba medzi skupami vírnikov, ako bolo uvedené vyššie. Účinnosť zachytávania zooplanktónu začína od > 250 μm (Sibbing, 1986), ktorá sa však postupne rastom znižuje. Približne od > 30 cm sa potravná preferencia kapra od planktonofágov orientuje viac na bentickú zložku (Zambrano, Scheffer et al. 2001) (Huser a Bartels, 2015). Dobré využitie zooplanktónu na hranici príjmu K₂ demonštruje príklad rastu K₁₋₂ vyjadrením SGR, ktorý dosahoval za sezónu **0,902 %.deň⁻¹**, zatiaľ čo K₂₋₃ v rovnakých podmienkach dosahoval hodnotu SGR na úrovni len **0,516 %.deň⁻¹** (Tabuľka 4-3). Ďalším vplyvom na prírastky bez výskytu stredného zooplanktónu bude bentická zložka, ktorú je však potrebné dôkladnejšie zhodnotiť rozsiahlejším pozorovaním (Tabuľka 4-13). Vďaka nízkej priehľadnosti vody počas celej sezóny (2014 a 2016) je možné predpokladať významnú potravnú orientáciu

obsádok v Bohel'ove prevažne na bentos, ako prirodzenú zložku, čo vo svojom pozorovaní potvrdzuje (Huser a Bartels, 2015).

V sezóne 2014 sa početnosť **využiteľného zooplanktónu** obsádkou rýb pohybovala vyššie ako v sezóne 2016. Dôvodom mohla byť lepšia príprava rybníkov (zimovanie, neskoršie nasadenie), vďaka čomu bola na začiatku sezóny vyššia priehľadnosťou vody na oboch rybníkoch. Rybníky boli zimované s prípravou rybníka bez obsádky rýb (44 dní a 24 dní), zároveň priebeh teplôt pri príprave rybníkov bol vyšší (16 °C a 13,5 °C) ako v roku 2016. Priehľadnosť vody sa postupne na R1 znižovala od 45 na 30 cm ešte v prvej tretine sezóny. Trend zníženej priehľadnosti bol zrejme spôsobený s rastúcou biomasou obsádky v období od nasadenia 632 kg.ha⁻¹ do hodnoty 1 003 kg.ha⁻¹ dňa 11.6.2014. Obdobný trend bol zaznamenaný aj na R3 s priehľadnosťou od 40 cm do 30 cm. Dňa 9.5.2014 dosahovala obsádka od nasadenia 624 kg.ha⁻¹ do 891 kg.ha⁻¹, dňa 25.6.2014 (Tabuľka 4-3; Graf 1; Graf 2). V roku 2016 však bola príprava rybníkov minimálna. R1 nebol zimovaný a rybník R3 bol napušetný v chladnom období s veľmi skorým vysadením obsádky (11 °C). Priehľadnosť vody dosahovala od začiatku sezóny na R1 35 cm s poklesom na 20 cm ešte v prvej tretine ochovnej szóny. Na rybníku R3 bola priehľadnosť až 50 cm zaznamenaná dňa 21.5.16 v prvom pozorovanom mesiaci. V tomto období ale väčšie druhy prerloočiek neboli pozorované. Uvedený stav mohla spôsobiť dočasná nižšia potravinová aktivita kapra na bentickú zložku, keďže väčšie perloočky absentovali, ako účinný filtrátor. V nadväznosti na absenciu väčších druhov perloočiek bola na R3 nasadená vyššia hustota obsádky $K_1 + K_2$ (972,8 + 608 ks.ha⁻¹). Na rybníku R3 bol pozorovaná veľká biomasa nežiadúcich rýb v hodnote **44,5 kg.ha⁻¹**. Dominantné zastúpenie tvorila plotica obyčajná (85 %), ktorá je **schopná efektívne redukovat' perloočky**, čo potvrdil vo svojom pozorovaní (Diehl, 1988). Dôvodom vysokej biomasy plotice je 1,7 km dlhý a plytký nátokový kanál, ktorý sa využíva počas celej sezóny na dopĺňanie odparov do rybník R3 (Obrázok 3).

Využívanie zooplanktónu podľa Schlott a kol. (2011), ktorý uvádza minimálnu veľkosť perloočiek > 1 mm v počte 20 – 40 ind.l⁻¹ nemožno v tomto prípade porovnateľne hodnotiť. Nami pozorovaná veľkosť perloočiek v sezóne 2014 (s výnimkou začiatku sezóny) a 2016 nepresahovala hranicu 1 mm, s dominanciou v rade Cladocera – *B. longirostris*, ktorá je na hranici využiteľnosti obsádkou kapra (0,5 mm). Z dôvodu úplného „prežratia“ zooplanktónu je limitované využívanie primárnej produkcie väčšími perloočkami. Podobné zloženie drobného zooplanktónu

uvádzajú v svojom rozsiahlom pozrovaní aj Baxa, et al., 2013, kde nachádzajú lokality na Třebonsku s celoročne prežraným zooplantónom. Negatívny efekt na sukcesiu spoločenstiev zooplanktónu vyžieracím tlakom obsádok rýb s podielom menšieho zooplanktónu (perloočiek, klanonožcov a vírnikov) je potvrdený aj v ďalších prácach (Andersson, Berggren et al. 1978, Vanni and Layne 1997).

Produkčné možnosti rybníkov s dôrazom na ich správne využívanie

Zakladanie a udržiavanie rybníkov je jediným kultivačným krajinným opatrením človeka, ktoré zabezpečuje vytvorenie „bohatej“ druhovej diverzity. Zakladanie rybníkov bolo v centrálnej a východnej Európe časté v močiarnych oblastiach, ktoré nevyhovovali poľnohospodárstvu (Bardócz, 2009). Rybník je z pohľadu legislatívy SR zaradený medzi mokrade, ktoré sú chránené národnou legislatívou (v SR zákon č. 543/2002 Z.z.), či Ramsarským dohovorom o mokradiach (v ČR je rybník radený medzi „významné krajinné prvky“). Bohel'ovské rybníky boli vybudované na bývalých rašelinistiach.

Prirodzená produkcia rybníkov v Bohel'ove umožňuje dosahovať celkovú produkciu (CP) v rozsahu okolo 1 000 kg.ha⁻¹, čo zhodne uvádza Adámek, et al. (2010) pre nižšie položené lokality. Prirodzená produkcia (PP) bola najvyššia na R1 v sezóne 2014 v hodnote **376,3 kg.ha⁻¹** pri CP **1181,5 kg.ha⁻¹** a RKK **2,73**. V sezóne 2016 bola PP na hodnote **280 kg.ha⁻¹**, pri CP **1 135 kg.ha⁻¹** a RKK **3,01**. Na rybníku R3 v roku 2014 bola PP len **167,6 kg.ha⁻¹** pri CP **922,1 kg.ha⁻¹** a RKK **3,26**. V sezóne 2016 dosiahla hodnoty PP **267,5 kg.ha⁻¹**, pri CP **970,0 kg.ha⁻¹** a RKK **2,90**. Podľa Hartman a Regenda (2014) by nemal RKK presahovať hodnotu **2 – 2,5**. Zvýšená hodnota RKK spôsobovala zvýšené náklady na 1 kg prírastku (Šindler, 2015). Veľmi nízka priehľadnosť vody v dôsledku vysokej biomasy rýb obmedzuje vodný stĺpec pre dostatočné nasýtenie kyslíkom. Respiračný bod sa posúva bližšie k hladine z dôvodu malej fotickej vrstvy pre fotosyntézu. Nízke hodnoty kyslíka zhoršujú využitie krmiva. Nevyužitú krmivo môže byť sekundárne ďalším dôvodom zhoršenej kyslíkovej bilancii pri rozklade organických látok, čo je v súlade so zistením Duras a Potužák (2016). Zhrošené kyslíkové pomery boli pozorované počas všetkých ochovných sezón (Graf 1; Graf 2). Ďalším pretrvávajúcim problémom pri prikrmovaní obilninami je vylučovanie fosforu v exkrementoch obsádkami kapra z dôvodu jeho ťažšej dostupnosti vo forme kyseliny fytovej, čo prispieva k eutrofizácii vôd (Kopp, et al., 2017). Je preto nevyhnutné

prikrmovanie obilninami využívať efektívne s maximálnym podielom prirodzenej potravy s tendenciou znižovať RKK medzi hodnotu 1 – 2. Bauer (2016) uvádza dlhodobý priemer v Rakúsku pri odchove kapra 1,15 – 1,62. Vhodným nástrojom na kontrolu efektívnosti prikrmovania je vykonávať kontrolu efektivity prikrmovania sledovaním RKK medzi odlovmi (Šindler, 2015). Významné opatrenia, ktoré vedú účinne zlepšovať efektívnosť celého chovu a tým aj konverziu kŕmenia vo vzťahu k výskytu prirodzenej potravy sú uvedené v kapitole (2.1.6). Jedná sa najmä o dodržiavanie pravidelného letnenia, zimovania, dostatočnej prípravy rybníkov, kontroly kyslíku a prirodzenej potravy pred nasadením rýb a počas odchovu, vykonávanie letných odlovov, či kontrola nežiadúcich druhov rýb. Nedodržiavanie týchto základných zootecnických prístupov „dobrej praxe“ môžu zhoršovať ekonomiku odchovu s negatívnym vplyvom na rybníčný ekosystém, ktoré je možné pozorovať aj v prostredí rybníkov v Bohelove.

V rámci uplatňovania prístupov vo vzťahu k aktuálnej trofii rybníka je potrebné efektívne nakladať zo živinami (kŕmenie), vylučovať vo vysokej trofii hnojenie, ktoré môže byť nahradené zeleným hnojením v rámci využívania autochtonných živin (Hartman a Regenda, 2014). Tento prístup však na rybníkoch R1 a R3 nie je dnes **uplatňovný** a nadbytočné živiny sú dodávané aj naďalej (hnojenie, neefektívne kŕmenie). Znižovanie obsádok je pri momentálne nastavených „vyšších“ produkčných cieľoch pre chovateľov ekonomicky nerentabilné. Aktuálna situácia na R1 a R3 s obdobiami s nižším nasýtením kyslíkom sú však prvotným ukazovateľom nefunkčnosti ekosystému. Nasadzovanie obsádky na základe rôznej potravinovej preferencie v polykultúrach je nástrojom pre využívanie voľnej niky pre nerealizovanú prirodzenú produkciu (2.1.5). Podľa viacerých autorov (Duras a Potužák, 2016; Duras a Potužák, 2016; Duras a Potužák, 2016; Sychra a Přemysl, 2016; Musil, et al., 2016; Pechar, et al., 2017) znižovanie obsádok nemusí priniesť vo vyššom trofickom stupni stanovené ciele. Uvoľnením niky vzniká často priestor pre nepôvodné druhy rýb (karas, hrúzovec), či nežiadúce druhy (plotica, ostriež). Odporúčaním pre uvedené tvrdenia je využívanie dobrej odbornej praxe rybníkára s ideálnym prepočtom podielu dravých rýb (2.1.5 – dravé druhy rýb). Tento efekt využitia voľnej niky je možné pozorovať aj pri vysokých obsádkach rýb, prípadne nestanovenie vhodnej obsádky pri nasadení s dostatočným podielom dravca. Na Bohelovských rybníkoch dosiahla biomasa nežiadúcich rýb (plotica, ostriež) až **44,5 kg.ha⁻¹** pri celkovej produkcii **970,0 kg.ha⁻¹**. Ďalej nevyužitý

priestor môžu prevziať polykultúry, ako uvádzajú (Janeček a Příkryl, 1992). Tu je však potrebné pre ich uplatnenie v rybníku vytvoriť podmienky a priestor, čo v prípade pozorovaného nasadovania v Bohel'ove je takmer nerealizovateľné (najmä š'uka, zubáč, lieň) (Kalmár – ústne podanie, 2016). V prípade zmeny obsádok, je dôležité zachovávať aj podiel kapra, ako pôvodného druhu (Balon, 1975), ktorý je schopný čiastočne regulovať premnoženie zooplanktónu.

Vplyv sprievodných (nežiaducich) rýb na ekosystém rybníka

Biomasa nežiadúcej ryby bola najprv stanovená ako odhadovaná biomasa na základe kontroly vrhaciou sieťkou (Faina – ústne podanie, 2016) počas sezóny 2016 a následne sa preukázala dôkladným zlovením loviska počas výlovu. Dominantné zastúpenie mala prítomnosť plotice (*R. rutilus*). Plotica je selektívny (vizuálny) „vyžierač“ počas dňa a taktický „vyžiarač“ cez noc s jej preferenciou v eutrofizovaných vodách s vyššou turbiditou, bez významného výskytu makrofytov (Diehl 1988). (McQueen and Post 1988) uvádzajú výrazný vplyv plotice na spoločenstvá zooplanktónu s biomasou 30 – 60 kg.ha⁻¹. Podiel plotice dosiahol počas sezóny na R3 uvádzaný rozsah, čo sa zhoduje s výsledkami uvedených autorov (Tabuľka 4-15). Na R1 však biomasa nežiadúcich rýb nebola preukázaná, ale rovnako ani výskyt veľkých perloočiek.

Biomasa nežiaducich rýb – plotice počas sezóny 2016 spôsobila výrazné zníženie produkčných schopností rybníka R3, nakoľko jej výlovok dosiahol **44,5 kg.ha⁻¹**. Počas roka 2014, ale aj v minulosti bola prítomnosť nežiaducich rýb prehľadnutá a bevola jej venovaná patričná pozornosť. Respektíve neboli vykonávané dostatočné opatrenia na preukázanie jej prítomnosti (kontrola + široká mreža na výpusti) a minimalizácie jej negatívnych vplyvov. Predpokladáme preto, že tento zistený stav dlhodobo ovplyvňuje aj produkčné výsedky na rybníku R3 (Tabuľka 4-3). Prepočtom biomasy podotrenej bielej ryby vznikla strata na prirodzenej produkcii až **181,12 kg.ha⁻¹**, čo pri finančnom vyjadrení predstavuje stratu v hodnote (podľa priemernej ceny kapra) **378,51 EUR/ha!** (Tabuľka 3-4). Tento vplyv nežiaducich druhov rýb (najmä plotice) **je dôsledkom výrazného zníženia produkcie** medzi R1 a R3. Dôvodom výrazného vplyvu nežiaducich rýb je rozdielnosť nápuštných zariadení, kde do R3 vedie dlhé a plytšie nápuštné zariadenie bez dostatočnej pozornosti chovateľa (Obrázok 3).

Vplyv obsádok kapra na ekosystém rybníka

Obsádka kapra je rovnako významným modifikátorom trofie ekosystému; uvoľňuje sediment vrátane exkrécie, čoho dôsledkom je zvýšenie živinového zaťaženia (LaMarra, 1975; Brabrand, et al., 1990). Starší kapor ako bentofág reguluje štruktúru vodných organizmov (Northcote 1988, Parkos Iii, Santucci et al. 2003, Bajer, Sullivan et al. 2009), s vplyvom na priehľadnosť vody, či cyklus živín, s extrémnymi kolísaniami kyslíku vo vode (Graf 1; Graf 2; Graf 3; Graf 4; Graf 5; Graf 6). Všetky uvedené vplyvy boli pozorované na rybníkoch v Bohel'ove, čím sa zhodujú s prácami vyššie uvedených autorov. Zvýšená recyklácia živín zo sedimentu a súčasne kaskádový efekt sú výsledkom vzrastania abundancie fytoplanktónu (LaMarra, 1975). Pozorovaním chlorofylu-*a* počas sezóny 2016 na R1 a R3 bolo zistené, že dochádza k postupnému zvyšovaniu hodnôt od začiatku sezóny (Graf 5; Graf 6). Z narastania hodnoty chlorofylu-*a* je možné usúdiť zvyšovanie podielu fytoplanktónu v rybníkoch. Narastanie podielu fytoplanktónu je dôsledkom absencie veľkých perloočiek a ich schopnosti filtrovať primárnu produkciu. Nepreukázanie veľkých perloočiek počas sezón 2014 a najmä v sezóne 2016 (Tabuľka 11-3 až 11-6), je dôvodom top-down efektu, čo sa zhoduje s prácou autorov (Carpenter and Lodge 1986) (Weber and Brown 2009).

Negatívny vplyv biomasy obsádky kapra na ekosystém v prirodzených povrchových vodách je uvádzaný už v rozsahu **100 – 450 kg.ha⁻¹** (Williams and Moss 2003, Bajer, Sullivan et al. 2009, Weber and Brown 2009). Počas pozorovaných sezón 2014 a 2016 boli už pri nasadení presahované limitné hodnoty uvedeného intervalu. Na rybníku R1 v sezóne 2014 bolo nasadené **632 kg.ha⁻¹**, na R3 **540 kg.ha⁻¹** a v sezóne 2016 hodnota pri nasadení dosahovala **624 kg.ha⁻¹** na R1 a **468,60 kg.ha⁻¹** na R3. Na konci prvej tretiny až v polovici odchovu atakovala biomasa obsádok hranicu 1 000 kg.ha⁻¹. Podobné negatívne vplyvy publikovala (Haas, xf et al. 2007) pri nasadení 450 kg.ha⁻¹, ktoré je podobné ako na R3 v sezóne 2014. Na základe uvedených pozorovaní a dosiahnutých výsledkov v Bohel'ove je potrebné hľadať spoločné riešenie metodického usmernenia chovateľov rýb z dôvodu udržania jedinečnosti rybníčných ekosystémov. Vhodný by bol preto odlov a predaj časti obsádky rýb na plnej vode v priebehu vegetačného obdobia. To však vyžaduje zvládnutie tejto techniky lovu, dostatok pracovníkov a taktiež v konečnom dôsledku zabezpečiť odbyt pre túto časť obsádky.

Kompenzácie v rybníkárstve

Funkcie prirodzeného rybníka by mali byť vysoko cenené. Sú dôležité nie len z hľadiska produkčných cieľov, ale aj pre spoločnosť. Rybníky ako prirodzené biotopy poskytujú významné ekosystémové služby (Berka, 2012).

Pri pozorovaní Bohel'ovských rybníkov počas odchovných sezón 2014 a 2016 boli viditeľné viaceré rizikové faktory, ktoré môžu **narúšať prípadne až postupne degradovať ekosystém rybníka** (najmä pozorované kyslíkové deficity, hypertrofia, hraničné hodnoty TSI indexu, absencia veľkých perloočiek, atď.). Tieto negatívne faktory môžu sekundárne obmedzovať plné využívanie ekosystémových služieb prospešných pre celú spoločnosť. Uvedeným prístupom vzniká **ekologická ujma** (Seják, 2010), ktorá je spojená s oslabením, či narúšaním vnútorných väzieb v ekosystéme v dôsledku ľudskej činnosti. Jedným z možných prístupov je úplná zmena hospodárenia subjektu. V praxi to znamená **výraznú elimináciu obsádok kapra** s možnou hranicou $< 300 \text{ ks} \cdot \text{ha}^{-1}$, čo sa zhoduje z obhospodarovaním známych lokalít v Rakúsku (Waldviertel), či v Nemecku (Tabuľka 2-6; Tabuľka 2-7). Takéto obmedzenie chovateľa s ohľadom na celospoločenský prospech však musí ísť ruku v ruke s patričnou finančnou kompenzáciou. Vo výsledkoch preto boli simulované dve verzie použiteľné aj v rámci kompenzačných opatrení v zmysle nariadenia EU č. 508/2014.

Zo sledovaných produkcií v Bohel'ove roku 2014 na R3 (najhoršia produkcia; Tabuľka 4-4) a R1 (najlepšia produkcia; Tabuľka 4-7) bola stanovená priemerná **referenčná cena** na hektár produkcie. Na jej základe boli porovnané dva varianty (V1 - dravec a V2 bylinožravé druhy) (Tabuľka 4-9). Výsledom týchto kombinácií nasadenia a celkovej produkcie (**454,5 – 495,7 kg.ha⁻¹**), ktoré sú porovnateľné s ekologickým odchovom, by vznikla chovateľovi v Bohel'ove finančná **strata z hektára z produkcie 1 064,- EUR, bez započítania priamych a nepriamych nákladov** (Tabuľka 4-10). Jednostranne vynútenie zmeny hospodárenia (zníženie produkcie), bez adekvatných kompenzácií by bol pre chovateľov likvidačný. Hule (2012) preto upozorňuje na nezlučiteľnosť prístupov zmeny hospodárenia bez nastavenia kompenzačných opatrení cez dotačný program konkrétnej krajiny.

Pokiaľ by sme využili možnosti ENRF v operačných programoch podľa článku 53 a 54 nariadenia EU č. 508/2014 a implementovali opatrenia v rámci prioritných osí ako napríklad v Nemecku (Tabuľka 2-11), tak prijaté opatrenia by boli súčasťou

kompenzácií v rybárstve. V uvedenom prípade by sme mohli finančnú stratu z produkcie zmenou hospodárenia kompenzovať. Táto kompenzácia môže pokryť prevažnú časť straty hospodára (186 – 444,- EUR/ha, vo väčšine s limitom do 20 ha). Po započítaní nákladov jednotlivých podnikov podľa veľkosti subjektu chovateľa, by mohli kompenzácie pokrývať navrhovaný ekologickejší chov rýb. Zároveň podľa skúseností z predošlých OP s ENRF (Tabuľka 2-12) prichádzalo k nekoordinovanému uplatňovaniu kompenzácií v jednotlivých členských štátoch (Pyč, 2011; Palaton, 2015). Z uvedeného dôvodu je preto dôležité systém kompenzácií plošne harmonizovať v členských štátoch EU na jednotnom trhu s kaprom, aby sa tak znižovalo riziko konkurenčných výhod, prípadne nezhoršovalo chovateľské prostredie.

Záver

Boheľovské rybníky sa začínajú prejavovať nestabilitou ekosystému. Uvedený stav vychádza z aktuálneho stavu zvýšenej trofie vôd. Dokladajú to bežné kyslíkové deficity na hranici fyziologického minima kapra, nízka priehľadnosť, zvýšené koncentrácie celkového fosforu a dusíka a absencia stredného zooplanktónu počas sezóny indikuje potrebu zmeny stavu hospodárenia.

Zaťažovanie recipientu rybníka nadmernými a nevyužitými živinami je nevyhnutné v rámci dobrej praxe chovateľa čo najskôr eliminovať. Aktuálny stupeň trofie – hypertrofia **nevyžaduje** dopĺňanie živín, najmä hnojenia. Zmena prístupu so zameraním na nižšie hodnoty RKK (< 2), využívanie zeleného hnojenia v rámci uzavretého manažmentu živín v rybníčnej kotline je len ďalším predpokladom pre zlepšenie ekosystému rybníkov najmä vo vzťahu k nasýtenosti kyslíkom. V ojedinelých prípadoch je možné využívať slamu, či seno v minimálnych dávkach ako uhlíkaté hnojenie.

Využitie priestoru pre lepšie transformovanie primárnej produkcie cez potravinový reťazec, cez správne nastavené polykultúrne obsádky sú základom pre lepšiu konverziu živín do biomasy rýb. Využívanie druhovej plasticity kapra (kyslíkové minimá, zákal) a jeho vysokej adaptability na nevhodné podmienky, **nie je ideálnym riešením dlhodobej udržateľnosti**. Je potrebné hľadať cestu dosahovania prírastkov pri iných druhoch (šľuka, zubáč, lieň) a tým vytvárať podmienky pre ich úspešný chov. Využívanie dravých druhov rýb (ideálne sumca) voči nežiaducim a nepôvodným druhom rýb (plotica, ostriež, hrúzovec) je len základným opatrením dobrej praxe.

Jedinou cestou udržateľnosti je **zníženie obsádok kapra na 1/3**, prípadne polovicu aktuálnych obsádok, s letnými odlovmi. Týmto opatrením je možné docieľiť vyššiu priehľadnosť, znížiť koncentrácie nerozpustných látok, odstrániť limitáciu prestupu svetla pre makrofyty, ktoré sú nevyhnutnou súčasťou litorálu všetkých rybníkov. Opatrenie je schopné znížiť top-down efekt na väčší zooplanktón, umožní jeho prirodzenú sukcesiu, s dôležitosťou udržať výskyt minimálne stredného zooplanktónu (> 1 mm) počas ochovu. Zooplanktón rybníkov v jeho diverzite a veľkosti nemožno považovať iba za faktor zlepšujúci výslednú produkciu, ale je potrebné ho povýšiť **na dôležitý článok stability rybníčného prostredia**, s jeho dôslednou kontrolou.

Dnešná trhová ekonomika, ktorá je založená na efektívite produkcie a rentabilite vložených zdrojov, pri takto nastavených produkčných ukazovateľoch, aké boli pozorované na Bohel'ovských rybníkoch neumožňujú výrazné zníženie obsádok kapra. Zníženie obsádok prináša produkčnú stratu, ktorú je potrebné nahradiť **jedine harmonizovaným systémom kompenzácií** v rybnikárstve. Ukážkou sú viaceré prístupy členských štátov EU v programovacom období 2007 – 2013, či v aktuálne nastavených podmienkach v nemeckej akvakultúre. Tieto kompenzácie, ktoré sú schopné zabezpečiť naďalej výhody ekosystémových služieb pre spoločnosť však nemusia plne nahradovať produkčnú stratu. Aktuálne sa otávrá priestor pre subjekty chovateľov s cieľom využívania aktívnejších zootechnických opatrení (polykultúra, letné odlovy), spracovaním rýb s dodávkou počas roka a neposlednom rade snahou dodávať finálny produkt priamo spotrebiteľom, so započítaním ceny ako ekologického produktu.

Je dôležité sa zamyslieť nad dlhodobou udržateľnosťou v našich chovoch a tým využívania prírodných zdrojov, ktoré sú súčasťou našej krajiny. Ako prístup rybnikárov, tak aj prístup orgánov životného prostredia **je nevyhnutný**, aby mohlo byť vyvinuté spoločné úsilie, ktoré prinesie zmenu doterajšieho systému odchovu. Prvoradým cieľom by mala byť šetrná a dobrá prax chovateľa k životnému prostrediu. Pokiaľ však dlho očakávaná zmena nepríde, bude naďalej prevládať čisto ekonomický prístup chovateľov, ktorý sa od dlhodobej udržateľnosti bude vzdalovať.

Zoznam použitej literatúry

- Adámek Z. & Sukop I.,** (2000). Vliv střevličky východní (*Pseudorasbora parva*) na parametry rybníčního prostředí [The impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) populations upon pond environmental determinants], pp. 37–43. In: Lusk S., Halačka K. (eds), Biodiverzita Ichtyofauny České republiky 3: Materiály z konference "Biodiverzita ichtyofauny ČR (III) z 8. listopadu 1999 v Brně [Biodiversity of Fishes in the Czech Republic (III.)], Ústav biologie obratlovců AV ČR [Institute of vertebrate Biology Academy of Sciences], Brno, Czech Republic, 204 pp. ISBN: 80-238-5659-6
- Adámek, Z., Mrkvová, M., Zukal, J., Roche, K., Mikl, L., Šlapanský, L., Janáč, M., Jurajda, P.,** (2016). "Environmental quality and natural food performance at feeding sites in a carp (*Cyprinus carpio*) pond." *Aquaculture International* 24(6): 1591-1606.
- Adámek, Z., Helišic, J., Maršálek, B. a Rulík, M.,** (2010). Aplikovaná hydrobiologie. Vodňany (CZ): Jihočeská univerzita v Českých Budejovicích, FROV, Vodnany.
- Adrovic, A. S. I.** (2007). "Allochthonous ichthyofauna of certain water bodies in North-Eastern Bosnia." *Acta Agriculturae Serbica*(12): 37-46.
- Andersson, G., Berggren, H., Cronberg, B., Gelin, C.** (1978). "Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes." *Hydrobiologia* 59(1): 9-15.
- Aqua, S.,** (2009). A handbook for Sustainable aquaculture: Integrated approach for a sustainable and healthy freshwater aquaculture, Sixth Framework Programme.
- Arruda, J. A., Marzolf, R.G.,** (1983). "The Role of Suspended Sediments in the Nutrition of Zooplankton in Turbid Reservoirs." *Ecology* 64(5): 1225-1235.
- Bajer, P. G., Sullivan, G.,** (2009). "Effects of a rapidly increasing population of common carp on vegetative cover and waterfowl in a recently restored Midwestern shallow lake." *Hydrobiologia* 632(1): 235-245.
- Balon, E.,** (1975). Reproductive guilds of fishes. A proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, Issue 32, pp. 821-864.
- Bank, W.** (2013). FISH TO 2030 Prospects for Fisheries and Aquaculture. *Agriculture and Environmental services discussion paper 03*. T.W. Bank. Washington, USA.
- Bardócz, T.,** (2009). Technology and production of main freshwater aquaculture types in Europe. In: *Sustinaqua handbook*. Bremerhaven: s.n., pp. 11-13.
- Bauer, C.,** (2016). Poskytnutí základních charakteristik a popis organických rybníků z roku 2016. Sděleno prostřednictvím emailu dne 13.7.2016, Schrems
- Baxa, M., Bendová, Z., Chmelová, I., Musil, M., Pechar, L., Pokorný, J.,** (2013). Technická zpráva pilotního projektu: Komplexní systém kontroly kvality rybníčních nádrží - klíčový nástroj pro efektivní produkci ryb, pp. 54
- Benkő-Kiss, Á., Ferincz, Á., Kováts, N., Paulovits, G.,** (2013). Spread and distribution pattern of *Sinanodonta woodiana* in Lake Balaton, *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 408, 09

- Bergman, E.**, (1990). Effects of roach *Rutilus rutilus* on two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernua*: importance of species interactions for diet shifts. *Oikos*, Issue 57, pp. 241-249.
- Berka, R.**, (2012). Udržení produkce ryb. In: M. Urbánek, ed. *Naše rybářství*. České Budejovice: Rybářské združení České republiky, pp. 94-102.
- Bosma, R. H. and M. C. J. Verdegem** (2011). "Sustainable aquaculture in ponds: Principles, practices and limits." *Livestock Science* 139 (1–2): 58-68.
- Boyd, C. E., Claude, E., Wood, C.W.**, (2010). "Role of aquaculture pond sediments in sequestration of annual global carbon emissions." *Environmental Pollution* 158(8): 2537-2540.
- Brabrand, A., Faafeng, B. a Nilssen, J.**, (1990). Relative importance of Phosphorus Supply to Phytoplankton Production: Fish Excretion versus External Loading. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47: pp. p. 364 - 372.
- Brooks, J. a Dodson, S.**, (1965). Predation, body size and composition of plankton. *Science*, Issue 150, pp. 28-35.
- Broyer, J. and L. Curtet** (2012). "Biodiversity and fish farming intensification in French fishpond systems." *Hydrobiologia* 694(1): 205-218.
- Burns, C.W; Rigler, H.R.** (1967). Comparison of filtering rate of *Daphnia rosea* in lake water and in suspensions of yeast. California, San Diego, USA. Elsevier. pp. 422.
- Canfield, D. E. J.**, (1983). Trophic state classification of lakes with aquatic macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: pp. 1723-1718.
- Carlson, R.E.**, (1977). A trophic state index for lakes. Limnological Research Center, University of Minnesota, Minneapolis 55455
- Carney, J.**, (1990). A general hypothesis for the strength of food web interactions in relation to trophic state .. *Verh Internat Verein Limnol*, Issue 24, pp. 487-492.
- Carpenter, S. R. and D. M. Lodge** (1986). "Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes." *Aquatic Botany* 26: 341-370.
- Carrías, J. F. a Ngando-Sime, T.**, (2009). Bacteria, Attached to Surfaces. In: *Encyclopedia in Inland Waters*. Clermont-Ferrand: Elsevier.
- Céréghino, R., Boix, D. a Cauchie, H.**, (2014). The ecological role of ponds in a changing world. *Hydrobiologia* 723: p. 1–6.
- Crivelli, A. J.** (1983). "The destruction of aquatic vegetation by carp." *Hydrobiologia* 106(1): 37-41.
- Čítek, J., Krupauer, V. a Kubů, F.**, (1998). *Rybníkářství*. 3. vyd. ed. Praha: Inform. Praha.
- Declerck, S., Louette, G., Bie, De. T., Meester, De. L.**, (2002). "Patterns of diet overlap between populations of non-indigenous and native fishes in shallow ponds." *Journal of Fish Biology* 61(5): 1182-1197.
- DeMott, W. R.** (1982). "Feeding selectivities and relative ingestion rates of *Daphnia* and *Bosmina*." *Limnology and Oceanography* 27(3): 518-527.

- DeVries, D. R. and R. A. Stein** (1992). "Complex Interactions between Fish and Zooplankton: Quantifying the Role of an Open-Water Planktivore." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49(6): 1216-1227.
- Diehl, S.** (1988). "Foraging Efficiency of Three Freshwater Fishes: Effects of Structural Complexity and Light." *Oikos* 53(2): 207.
- Dokulil, M.T.; Kaiblinger, C.** (2009). Phytoplankton productivity In: *Plankton of inland waters*, E.G. Likens, Millbrook, NY, USA, Elsevier, 299-324.
- Domaizon, I. and J. Devaux** (1999). "Experimental study of the impacts of silver carp on plankton communities of eutrophic Villerest reservoir (France)." *Aquatic Ecology* 33(2): 193
- Dong, S. and D. Li** (1994). "Comparative studies on the feeding selectivity of silver carp *Hypophthalmichthys molitrix* and bighead carp *Aristichthys nobilis*." *Journal of Fish Biology* 44(4): 621-626.
- Dong, S., Shuanglin, Deshang, Li.** (1992). "Suction volume and filtering efficiency of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.) and bighead carp (*Aristichthys nobilis* Rich.)." *Journal of Fish Biology* 41(5): 833-840.
- Douda, K., Vrtílek, M., Slavík, O., Reichard, M.**, (2011). The role of host specificity in explaining the invasive success of the freshwater mussel *Anodonta woodiana* in Europe. *Springer Science+Business Media B.V.* 011-9989-7.
- Duras, J. and Potužák, J.**, (2016). Jsou rybníky zdroje či naopak příjemci znečištění?. *Fórum ochrany přírody*, 03, pp. 33-37.
- Duras, J. and Potužák, J.**, (2016). Rybníky: Jakost vody a legislativa. *Fórum ochrany přírody*, 3, pp. 47-50.
- Duras, J. and Potužák, J.**, (2017). Kouzlo prvního horka. s.l., České rybářské združení , pp. 61-63.
- Faina, R.**, (1983) Využívání přírodních potravy kaprem v rybnících. *Vodňany: edice metodik VÚRH č. 8*
- FAO** (2014). World aquaculture production of fish, crustaceans, molluscs, etc., by principal species in 2014. 46: 46.
- Fischer, D.**, (2016). Přežijí obojživelníci současný způsob nakládání s rybníky?. *Fórum ochrany přírody*, Issue 3, pp. 24-29.
- Forsberg, C. a Ryding, S.**, (1980). Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving Bakes. *Arch. Hydrobiol.* 80: 189-207.
- Füllner, G. a Pfeifer, M.**, (1998). *Aufzucht von Wels and Schleie in Karpfenteichen*, Dresden: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Füllner, G., Langer, N. a Pfeifer, M.**, (2000). *Ordnungsgemäße Teichbewirtschaftung im Freistaat Sachsen*, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. s.l., Königswarta, p. 66.
- Füllner, G., Pfeifer, M. a Langner, N.**, (2007). *Karpfenteichwirtschaft Bewirtschaftung von Karpfenteichen Gute fachliche Praxis*, Dresden, Freistaat Sachsen: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft.

- Gannon, J.**, (1972). Effects of eutrophication and fish predation on recent changes in zooplankton Crustacea species composition in Lake Michigan. *Trans. Am. microsc. Soc.*, Issue 91, pp. 82-84.
- Geng, H., Ping, X., Deng, D., Qiong, Z.**, (2005). "The Rotifer Assemblage in a Shallow, Eutrophic Chinese Lake and Its Relationships with Cyanobacterial Blooms and Crustacean Zooplankton." *Journal of Freshwater Ecology* 20 (1): 93-100.
- Gerritsen, J., Porter, K.G., Strickler, R.**, (1988). "Not by Sieving Alone: Observations of Suspension Feeding in *Daphnia*." *Bulletin of Marine Science* 43(3): 366-376.
- Gidmark, N. J., Tarrant, C.J., Brainerd, L.E.**, (2014). "Convergence in morphology and masticatory function between the pharyngeal jaws of grass carp, *Ctenopharyngodon idella*, and oral jaws of amniote herbivores." *J Exp Biol* 217(Pt 11): 1925-1932.
- Gisbert, E., Cardona, L., Castelló, F.**, (1996). "Resource Partitioning Among Planktivorous Fish Larvae and Fry in a Mediterranean Coastal Lagoon." *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 43(6): 723-735.
- Gliwicz, M. Z.** (1986). "Suspended clay concentration controlled by filter-feeding zooplankton in a tropical reservoir." *Nature* 323(6086): 330-332.
- Gliwicz, Z. a Prejs, A.**, (1977). Can planktivorous fish keep in check planktonic crustacean populations? A test of size-efficiency hypothesis in typical Polish lakes. *Ekol. Pol.*, Issue 25, pp. 567-591.
- Gliwicz, Z.**, (2010). Competition and predation. In: *Plankton of inland waters*. Millbrook: Elsevier, pp. 255-264.
- Goncalves, R. S., G.** (2016). *Profitable, Sustainable Aquaculture*. BIOMIN Holding GmbH, Getzendorf, Austria.
- Gopa**, (2007). Biochemical composition of zooplankton community grown in freshwater earthen ponds: Nutritional implication in nursery rearing of fish larvae and early juveniles. *Aquaculture*, Issue 272, pp. 346-360.
- Gozlan, R. E., Djikanovic, V., Jeney, G., Tricarico, E.**, (2010). "Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions." *Fish and Fisheries* 11(4): 315-340.
- Haas, K., Köhler, U., Diehl, S., Köhler, P., Dietrich, S., Holler, S., Jaensch, A., Nidermaler, M., Vilsmeler, J.**, (2007). "Influence of Fish on Habitat Choice of Water Birds: A Whole System Experiment." *Ecology* 88(11): 2915-2925.
- Hamáčková, J.**, (1987). *Chov štiky*. Oborová norma 46 6836, Praha
- Haney, J.F.**, (1973). An in situ examination of the grazing activities of natural zooplankton communities. In: *Limnology, Lake and River ecosystems*. Wetzel, G.R., Arch. Hydrobiol. 72, 87-132.
- Hartman, P. a Regenda, J.**, (2014). *Praktika v rybníkářství*. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budejovicích, FROV.
- Hartman, P.; Regenda, J.; Hamerník, J.** (2016). Změny v produkci ryb v průběhu 20. století v ČR. *Rybníky 2016*. Sborník příspěvků odborné konference konané 23. - 24.6.2016 na České zemědělské univerzitě v Praze. V. D. David, T.: 58-69.

Hartman, P., (2012). Technologie používané při chovu v rybnících. In: M. Urbánek, ed. Naše rybářství. České Budejovice: Rybářské združení České republiky, pp. 57-94.

Hartman, P., (2012). Výživa rybníční biocenózy organickými hnojivy. Vodňany: Jihočeská univerzita v ČB, FROV.

Hartman, P., (2012). Management akvakultury. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budejovicích, FROV, Vodňany.

Hartvich, P. a Vácha, F., (2002). Metodika pro výpočet škod způsobených úbytkem rýí obsádky v rybnících v důsledku povodní pomocí kontrolních odlovů.. Praha: Ministerstvo zemědělství ČR.

Hejný a kol., (2000). Rostliny vod a pobřeží. Praha: East West Publishing Praha.

Hejný, S., Pecharová, E., Pokorný, J., (1996). Vývoj a utváření porostů makrofyt, Praha: IUCN.

Hejný, S., Hroudová, Z. a Květ, J., (2002). Fishpond vegetation: an historical view. In: Květ, J.; Soukupová, L. (eds.), Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future: A Case study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic., s.l.: Man and the Biosphere Series 28, UNESCO a The Parthenon Paris.

Hejzlar, (1995). Zdroje fosforu a dusíku v povodích vodárenských nádrží. In: Aktuální otázky vodárenské biologie. Praha: ČVVS MŽP ČR, pp. 23-30.

Hlaváč, D.; Hartman, P.; Adámek, Z.; Másilko, J.; Bláha, M.; Pechar, L.; Baxa, M. (2013). Vliv přikrmování kapra obilnými krmivly na kvalitu vody a bilanci živin. České Budejovice, Urbánek, M., pp. 21-30.

Hlaváč, D., (2011). Vliv úpravy krmiv na produkční ukazovatele v chovu tržního kapra na rybnících Rybářství Třeboň, České Budejovice

Hlaváč, D., Pardo-Anton, M., Másilko, J., Hartman, P., Regenda, J., Vejsada, P., Baxa, M., Pechar, L., Valentová, O., Všetíčková, L., Drozd, B., Adámek, Z., (2016). "Supplementary feeding with thermally treated cereals in common carp (*Cyprinus carpio* L.) pond farming and its effects on water quality, nutrient budget and zooplankton and zoobenthos assemblages." *Aquaculture International* 24(6): 1681-1697.

Hliwa, P. M., A.; Kucharczyk, D.; Sebestyén, A. (2002). "Food preferences of juvenile stages of *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842) in the Kis-Balaton reservoir." *Ar.Pol. Fish.* 10: 121-127

Holčík, J. a Hensel, K., (1971). Ichtyologická příručka. Bratislava: Obzor Bratislava.

Horký, P., Kubečka, J., Jůza, T., Prchalová, M., Slavík, O., Hladík, M., Boukal, D., Randák, T., Vašek, M., Adámek, Z., Andreji, P., Dvořák, P., Turek, J., Musil, J. (2013). Rybářské hospodářství ve volných vodách. In: P. doc. Ing. Tomáš Randák, ed. Rybářství ve volných vodách. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budejovicích, FROV, pp. 129-296.

Holm, N.P.; Ganf, G.G; Shapiro, J., (1983). Feeding and assimilation rates of *Daphnia pulex* fed *Aphanizomenon flos-aque*. *Limnology, Oceanography* 28. pp. 677-687.

Hudec, I., (2010). Fauna Slovenska III. Bratislava: VEDA vydavateľstvo SAV Bratislava.

- Hule, M.**, (2012). Mimoprodukční funkce rybníků. In: **Naše rybářství**, Šilhavý, V.; Hule, M.; Pokorný, J.; Hartman, P.; Berka, R.; Andreska, J.; Vácha, F.; Stupka, P.; Linhart, O.; Mareš, J.; Dubský, J.; Vávře, K.; Pánský, K.. RSČR, České Budejovice. pp. 35-41.
- Huser, B. a Bartels, P.**, (2015). Feeding ecology of Carp. In: C. Pietsch a P. E. Hirsch, ed. *Biology and ecology of Carp*. Boca Raton: CRC Press Taylor a Francis Group, pp. 217-243.
- Hutchinson, G.**, (1967). *Treatise on Limnology. II. Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton.* John Wiley a Sons ed. New York
- Chang, K.-H., Negata, T.**, (2004). "Direct and indirect impacts of predation by fish on the zooplankton community: an experimental analysis using tanks." *Limnology* 5(2).
- Chen, Y., Dong, S., Wang, Z., Wang, F., Gao, Q., Tian, X., Xiong, Y.**, (2015). "Variations in CO₂ fluxes from grass carp *Ctenopharyngodon idella* aquaculture polyculture ponds." *Aquaculture Environment Interactions* 8: 31-40.
- Chumchal, M. M., Nowlin, H.W., Drenner, W.R.**, (2005). "Biomass-dependent effects of common carp on water quality in shallow ponds." *Hydrobiologia* 545(1): 271-277.
- Jamet, L. J.**, (1994). "Feeding activity of adult roach (*Rutilus rutilus* (L.)), perch (*Perca fluviatilis* L.) and ruffe (*Gymnocephalus cernuus* (L.)) in eutrophic Lake Aydat (France)." *Aquatic Sciences* 56(4): 376-387.
- Jamet, L. J.**, (1994). Feeding activity of adult roach (*Rutilus rutilus* (L.)). *Aquatic Sciences* 56/4, Universitat Blaise Pascal, Laboratoire de Zoologie-Protistologie,URA CNRS 138. 63177 Aubiere cedex, France.
- Janeček, V. a Příkryl, I.**, (1992). Polykulturní obsádky kapra s býložravými rybami a línem. Vodňany: VÚRH Vodňany.
- Janeček, V. P. I.**, (1982). Chov násadových a tržných kaprů v intenzifikačních rybnících. Vodňany (Česká republika)
- Janeková, J. a Malega, P.**, (2010). Metódy zneškodňovania siníc. The 13th International Scientific Conference Trends and Innovative Approaches in Business Processes
- Kahl, U., Dörner, H., Radke, J.R., Waner, A., Bendorf, J.**, (2001). The roach population in the hypertrophic Bautzen Reservoir: Structure, diet and impact on *Daphnia galeata*. *Limnologica* 31 - Ecology and Management of Inland Waters, 04, pp. 61-68.
- E. Kerepeczki*, L. Berzi-Nagy, A. Adorjan, F. Toth, Zs. J. Sandor and D. Gal**, (2016). Nutrient budget of experimental carp ponds with different diet compositions, National Agricultural Research and Innovation Centre, Anna-liget 8, Szarvas, H-5540 Hungary
- Kirk, K.L.** (1991). "Inorganic Particles Alter Competition in Grazing Plankton: The Role of Selective Feeding." *Ecology* 72(3): 915-923.
- Kirk, K.L. and J.J. Gilbert** (1990). "Suspended Clay and the Population Dynamics of Planktonic Rotifers and Cladocerans." *Ecology* 71(5): 1741-1755.
- Koenings, J.P., Burkett, D.R., Edmundson, M.J.**, (1990). "The Exclusion of Limnetic Cladocera from Turbid Glacier-Meltwater Lakes." *Ecology* 71(1): 57-67.
- Kolář, V., Ondáš, T. a Boukal, D.**, (2016). Proč mizí vodní brouci (a jiný velký hmyz) z našich rybníků?. *Fórum ochrany přírody*, 3, pp. 28-32.

- Kopp, R.**, (2015). Hydrochemie nejen pro rybáře. Brno: Mendelova univerzita.
- Kopp, R., Lang, Š., Brabec, T. a Mareš, J.**, (2013). Stanovení základních fyzikálně-chemických parametrů v akvakulturních chovech ryb, Praha: Ministerstvo zemědělství.
- Kopp, R., Poštulková, E. a Kilscherová, K.**, (2015). Základy vodní ekotoxikologie. Brno: Mendelova univerzita.
- Kopp, K.; Malý, O.; Mareš, J.**, (2017). Fytátový fosfor v krmivech pro ryby, 4. ročník odborné konference: Sborník referátů, Rybářské združení České republiky, ČB, 65-69.
- Koščo, J., Košutothová, L., Košuth, P., Pekárik, L.**, (2010). "Non-native fish species in Slovak waters: origins and present status." *Biologia* 65(6).
- Kouřil, J. a Berka, R.**, (1981). Chov sumce a okounka pstruhového, Praha: Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství.
- Kouřil, J.**, (1984). Chov sumce. Oborová norma 46 6866, Praha: ÚNM.
- Kratochvíl, M.**, (2012). Výlov tržních ryb u členu RS v roce 2011 a využití produkce ryb v ČB v letech 1990-2011. Zpráva Rybářského sdružení České republiky
- Krienitz, L.**, (2009). Algae (Including Cyanobacteria): Planktonic and Attached. In: C. I. o. E. Studies, ed. Plankton of Inland Waters. Millbrook (NY): Elsevier, pp. 99-182.
- LaMarra, V.**, (1975). Digestive activities of carp as a major contributor to the nutrient loading of lakes. Contribution No. 138 from the Limnological Research Center, Verh. International Verein.. *Limnology*, pp. p. 2461-2468.
- Lampert, W. a Sommer, U.**, (2007). Limnoecology. 2nd Edition. Oxford University Press.
- Lazzaro, X.** (1987). "A review of planktivorous fishes: Their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts." *Hydrobiologia* 146(2): 97-167.
- Lendlerová, L.**, (2013). Respirace zooplanktonu v eutrofních rybnících, České Budejovice: Thessis.
- Li, Y., Xie, P., Zhang, P., Tao, M., Deng, X.**, (2017). "Effects of filter-feeding planktivorous fish and cyanobacteria on structuring the zooplankton community in the eastern plain lakes of China." *Ecological Engineering* 99: 238-245.
- Lougheed, V. L., et al.** (1998). "Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton, and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55(5): 1189-1197.
- Lusk, S. a Krčál, J.**, (1982). Štika obecná, Praha: Naše vojsko.
- Lusk, S. L., V.; Hanel, L.** (2010). "Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna." *Folia Zool.* 59(1): 57-72.
- Lusk, S.**, (2015). Rybníky a ostatní malé vodní nádrže v krajině - význam a funkce. In: České rybníky a rybářství ve 20. století. České Budejovice: TYP, pp. 15-24.
- Maitland, P. a Cambbell, R.**, (1992). *Freshwater Fishes* Harper Collins Publisher, UK, pp. 368.

Másilko, J., Hlaváč, D., Hartman, P., Bláha, M., Hartvich, P., Hůda, J., Všetická, L., (2014). Prikrmování kapra upravenými obilovinami. Vodňany: Jihočeská univerzita v ČB, FROV Vodňany.

McQueen, D. J. and J. R. Post (1988). "Cascading trophic interactions: Uncoupling at the zooplankton-phytoplankton link." *Hydrobiologia* 159(3): 277-296.

Meijer, M.-L., Boois, De Ingeborg, Scheffer, M., Portielje, R., Hosper, H., (1999). Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands: an evaluation of 18 case studies. *Shallow Lakes '98: Trophic Interactions in Shallow Freshwater and Brackish Waterbodies*. N. Walz and B. Nixdorf. Dordrecht, Springer Netherlands: 13-30.

Miller, S. A. and T. A. Crowl (2006). "Effects of common carp (*Cyprinus carpio*) on macrophytes and invertebrate communities in a shallow lake." *Freshwater Biology* 51(1): 85-94.

Mills, E. L. and J. L. Forney (1983). "Impact on *Daphnia pulex* of Predation by Young Yellow Perch in Oneida Lake, New York." *Transactions of the American Fisheries Society* 112(2A): 154-161.

Mössmer, M., (2016). Poskytnutí základních charakteristik a popisu rybníka Haslauer včetně obsádek rybníka na rok 2016. Sděleno prostřednictvím emailu dne 3. 8. 2016.

Musil, J., Jurajda, P., Adámek, Z., Horký, P., Slavík, O., (2010). "Non-native fish introductions in the Czech Republic - species inventory, facts and future perspectives." *Journal of Applied Ichthyology* 26: 38-45.

Musil, M., Novotná, K., Potužák, J., Hůda, J., Pechar, L., (2014). Impact of topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*) on production of common carp (*Cyprinus carpio*) – question of natural food structure. *Biologia* 69 (12) (doi:10.2478/s11756-014-0483-4)., p. 1757—1769.

Musil, P., Poláková, K., Musilová, Z., Čehovská, M., Kočicová, P., Kejzlarová, T., (2016). Význam "Alterantivní" rybí obsádky pro populace vodních ptáků: Příklad rybníka Rod. Fórum ochrany přírody, 22.6.2016 3, pp. 19-23.

Naumann, E., (1929). The scope of chief problems of regional limnology. *Hydrobiology* 21, p. 423.

Northcote, T. G. (1988). "Fish in the Structure and Function of Freshwater Ecosystems: A "Top-down" View." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45(2): 361-379.

OECD, (1982). OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), Eutrophication of Waters – Monitoring, Assessment and Control. Final Report. OECD Cooperative Programme on monitoring of Inland Water, OECD, Paris, France, 332p., Paris, France, 332p: OECD.

Palaton, E.C., (2015). Compensation system for NATURA 2000 in Romania, 3rd. Carp Conference, JU v Českých Budejovicích, FROV, Zátíší 728/II, 389 25, p. 82-85

Parkos Iii, J. J., Santucci, J.V., Wahl, H.D., (2003). "Effects of adult common carp (*Cyprinus carpio*) on multiple trophic levels in shallow mesocosms." *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60(2): 182-192.

Paull, G. C., Lange, A., Henshaw, A.C., Tyler, C.R., (2008). "Ontogeny of sexual development in the roach (*Rutilus rutilus*) and its interrelationships with growth and age." *Journal of Morphology* 269(7): 884-895.

Pechar, L. (2015). "Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek.", pp. 6.

Pechar, L. a Baxa, M., (2016). Vztah rybářského hospodaření a fungování rybníční biocenózy. Fórum ochrany přírody, 03, pp. 15-18.

Pechar, L. a Radová, J., (1996). Hydrobiologické zhodnocení vývoje třebonských rybníků od konce 19. století, Praha: České koordinační středisko IUCN, pp. 57-82.

Pechar, L.; Musil, M., Baxa, M., Petrů, A., Benedová, Z., Kröpfelová, L., Šulcová, J., (2017). Tři roky bez kapra na rybníce Rod (Třebonsko) - aneb, jak reálná je možnost zlepšit kvalitu vody a stav rybníčního biotopu absencí obsádky kapra?. České Budejovice, Rybářské združení České republiky, pp. 55-60

Pinto, L., Chandrasena, N., Pera, J., Hawkins, P., Eccles, D., Sim, R., (2005). Managing invasive carp (*Cyprinus carpio* L.) for habitat enhancement at Botany Witlands, Australia. Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 15: pp. 447-462.

Pitter, P., (1999). Hydrochemie. 4.akutalizované vydání ed. Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha, pp. 579.

Podani, J., Csányi, B., (2010). Detecting indicator species: Some extensions of the IndVal measure. Elsevier. Ecological indicators. 641-6

Pokorný, J., Luck, Z., Lusk, S., Pohunek, M., Jurák, M., Štedronský, E., Prášil, O., (2004). Velký encyklopedický rybářský slovník. 1.vydání ed. Plzeň: Nakladatelství Fraus, pp. 649.

Pokorný, J., (2009). Vodní hospodářství. Stavby v rybářství. Vyšší odborná škola vodního hospodářství a ekologie ed. Vodňany: Informatorium, pp. 318.

Polícar, T., Blecha, M., Křišťan, J., Malinovskyi, O., Vaniš, J., (2017). Může být kombinace rybníčního a intenzivního chovu candáta obecného (*Sander lucioperca*) úspěšně využita v rámci českého produkčního rybářství?. České Budejovice, Rybářské združení České republiky, pp. 33.

Polícar, T., (2012). Ověření technologie zaručující kvalitní a vyrovnanou produkci násadového materiálu štiky obecné. Technická správa z pilotního projektu č. CZ.1.25/3.4.00/11.00397

Polícar, T., Bláha, M., Křišťan, J., Stejskal, V., (2011). Kvalitní a vyrovnaná produkce rychleného plůdku candáta obecného (*Sander lucioperca*) v rybníciích.. Vodňany: FROV JU Vodňany.

Polícar, T., Blecha, M., (2016). "Comparision of production efficiency and quality of differently cultured pikeperch (*Sander lucioperca* L.) juveniles as a valuable product for ongrowing culture." Aquaculture International 24(6): 1607-1626.

Potužák, J., Duras, J., Drozd, B., (2016). "Mass balance of fishponds: are they sources or sinks of phosphorus?" Aquaculture International 24(6): 1725-1745.

Prasad, Devi. A.G., Siddaraju, (2012). Carlsons Trophic State Index for the assessment of trophic status of two Lakes in Mandya district. Pelagia Research Library. 3 (5): 2992-2996

Prejs, A., Lewandowski, K., Piatrowska-Stánczykwska, A., (1990). "Size-selective predation by roach (*Rutilus rutilus*) on zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): field stuides." Oecologia 83(3): 378-384.

- Příkryl, I.**, (1996). Vývoj hospodaření na českých rybnících a jeho odraz ve struktuře zooplanktonu, jako možného kritéria biologické hodnoty rybníků. In: Flajšhans, M. (ed.), Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚVH
- Punčochár, P. a Desortová, B.**, (1994). Komplexní pohled na řešení problematiky eutrofizace. Sborník semináře "akutální otázky vodárenské biologie". Praha, str. 3 - 8.
- Pyć, A.**, (2011). EU funds 2007-2013 for pond farms in Europe, Aller Aqua Polska, 77-116 Czarna Dabrowka, Nozynko
- Radke, R. J. K., U.**, (2002). "Effects of a filter-feeding fish [silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* (Val.)] on phyto- and zooplankton in a mesotrophic reservoir: results from an enclosure experiment." *Freshwater Biology*(47): 2337–2344.
- Rahman, M. M., Kadowaki, S., Balcombe, R.S., Wahab, A.**, (2010). "Common carp (*Cyprinus carpio* L.) alters its feeding niche in response to changing food resources: direct observations in simulated ponds." *Ecological Research* 25(2): 303-309.
- Regenda, J.**, (2014). Chov doplňkových (vedlejších) druhů, Praktika v rybníkářství. Vodňany: Jihočeská univerzita v Českých Budejovicích, FROV, pp. 179-356.
- Robarts, D. R. a Carr, M. G.**, (2009). Bacteria, Bacterioplankton. In: Elsevier, ed. *Encyclopedia of Inland Waters*. Millbrook(NY): s.n., pp. 27-34.
- Roberts, J., et al.** (1995). "Effect of carp, *Cyprinus carpio* L., an exotic benthivorous fish, on aquatic plants and water quality in experimental ponds." *Marine and Freshwater Research* 46(8): 1171-1180.
- Rothhaupt, K.** (1990). "Differences in particle size-dependent feeding efficiencies of closely related rotifer species." *Limnology and Oceanography* 35(1): 16-23.
- Secretariat, R. C.** (2013). *The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971)*. G. Ramsar Convention Secretariat, Switzerland. 6th ed.
- Sejál, J. C., P., Dejmál, I., Petříček, V., Černý, K., a kol.** (2010). Metodika oceňování biotopů AOPK ČR, pp. 66.
- Scheffer, M.**, (1998). *Ecology of shallow lakes*. 1 ed. s.l.:Chapman and Hall.
- Schiemer, S. a Waidbacher, H.**, (1992). Strategies for conservation of a Danubian fish fauna. In: G. Petts, ed. Chichester: Wiley a Sons Ltd, pp. 363-382.
- Schlott, K.**, (2011). *Das Absatzvolumen von Zooplankton Bedarfsorientierte Futternunge der Karpfenteichwirtschaft*. Gebhart: MInisterium Lebenswerters Osterreich, pp.65.
- Sibbing, F. A.** (1988). "Specializations and limitations in the utilization of food resources by the carp, *Cyprinus carpio*: a study of oral food processing." *Environmental Biology of Fishes* 22(3): 161-178.
- Sibbing, F. A.** (1991). Food capture and oral processing. *Cyprinid Fishes: Systematics, biology and exploitation*. I. J. Winfield and J. S. Nelson. Dordrecht, Springer Netherlands: 377-412.
- Sibbing, F. A., Osse, J.W.**, (1986). "Food handling in the carp (*Cyprinus carpio*): its movement patterns, mechanisms and limitations." *Journal of Zoology* 210(2): 161-203.

Smith, D. W. (1993). "Wastewater treatment with complementary filter feeders: A new method to control excessive suspended solids and nutrients in stabilization ponds." *Water Environment Research* 65(5): 650-654.

Smith, V., Tilman, G. a Nekola, J., (1999). Eutrophication: Impacts of excess nutrient input on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. In: *Environmental pollution 100*: s.l.:s.n., pp. 179-196.

Spurný, P., Mareš, J., Kopp, R. a Řezníčková, P., (2015). *Hydrobiologie a rybářství*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, pp. 250.

STECF (2013). The Economic Performance of the EU Aquaculture Sector (STECF 13-29). Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF), J. M. Guillen, A. Brussels, Belgium, Joint Research Centre: 387.

Stewart, T. W. and J. A. Downing (2008). "Macroinvertebrate communities and environmental conditions in recently constructed wetlands." *Wetlands* 28(1): 141-150.

Stráňai, I., (1990). *Rybářstvo a ochrana vód*. Nitra: VŠP Nitra, pp. 155.

Stráňai, I., (2000). *Chov ryb*. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre.

Sunardi, Asaeda, T., Manatunge, J., Fujino, T., (2006). "The effects of predation risk and current velocity stress on growth, condition and swimming energetics of Japanese minnow (*Pseudorasbora parva*)." *Ecological Research* 22(1): 32-40.

Szczykowska, J., Siemieniuk, A., Wiater, J., (2015). Diversity of the TSI indicators of the middle-forest small retention reservoir. *Journal of Ecological Engineering*, Vol. 16 (5): 54-61

Sychra, J. a Přemysl, H., (2016). Rybníční rezervace: Příliš pomalá cesta k přírodě šetrnému managementu. *Fórum ochrany přírody*, 3, pp. 41-46.

Šafarčíková, S., Kořil, M., Pešta, M. a Konvalinková, P., (2006). Živiny v krajině. In: s.l.:Daphne ČR - Institut aplikované ekologie, p. 16 s.

Šindler, M., (2015). Vliv zooplanktonu na produkci kapra na Bohelovských rybnících, České Budejovice: Bakalárska práca, pp. 93.

Šusta, J., (1898). *Fünf Jahrhunderte der Teichwirtschaft zu Wittingau*

Taleb, H., Lair, N., Marchant-Reyes, P. a Jamet, L., (1993). Observations on vertical migrations of zooplankton at four different stations of a small, eutrophic, temperate zone lake, in relation to their predators. *Limnol.*, Issue 39, pp. 199-216.

Tucker, C. a Hargreaves, J., (2012). Ponds. In: J. Tidwell, ed. *Aquaculture production system*, First edition.. s.l.:s.n., pp. 191-244.

Tucker, J. K., Cronin, F., (1996). "Predation on Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) by Common Carp (*Cyprinus carpio*)." *Journal of Freshwater Ecology* 11(3): 363-372.

Urbanowicz, K., (1956). *Osteologia karpia*. Warszawa: Państwowe Wydawnictwo Naukowe.

Valentová, O., Máchová, J., Kroupová-Kocour, H., (2013). *Základy hydrochemie – návody pro laboratorní cvičení*. Vodňany: Jihočeská univerzita v ČB, FROV, Vodňany, pp. 123.

- Vanni, M. J. and C. D. Layne** (1997). "Nutrient recycling and herbivory as mechanisms in the "top-down" effect of fish on algae in lakes." *Ecology* 78(1): 21-40.
- Verdegem, M.**, (2007). Nutrient balances in ponds. In: van der Zijpp, A.J., Verreth, J.A.J., Le Quang Tri, Mensvoor, Bosma, M.E.F, Bevirge, M.C.M (Eds) *Fishpond in Farming System*. Wageningen: Wageningen Academic Publishers.
- Vincent, F. W.**, (2009). Cyanobacteria. In: *Plankton of Inland Waters*. Laval University ed. Quebec City: Elsevier, pp. 142-148.
- Vörös, L., Oldal, I., Présing, M., Balog, V.K.**, (1997). Size-selective filtration and taxon-specific digestion of plankton algae by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.). *Shallow Lakes '95: Trophic Cascades in Shallow Freshwater and Brackish Lakes*. L. Kufel, A. Prejs and J. I. Rybak. Dordrecht, Springer Netherlands: 223-228.
- Vostradovský, J.**, (1985). Chov candáta. Oborová norma 46 6835, Praha: ÚNM.
- Vrba, J.**, (2014). Dopady stechiometrie (C:N:P:Ca) na funkci mikrobiální smyčky a produkci ryb v současných rybnících In: *Kaprové hospodářství se zřetelem na stav a perspektivy organického chovu v Dolním Rakousku a jižních Čechách*. MEVPIS, Vodňany
- Vrba, J.**, (2016). Rybníkářská tradice a pěkné rybníky. *Fórum ochrany přírody*, 3, p. 14.
- Wallace, L. R. a Smith, A. H.**, (2009). *Plankton of inland waters; Zooplankton*. Ripon(WI): Elsevier, pp. 398.
- Weber, E.**, (1984). Die Ausbreitung der Psudokeifleckbarben im Donuraum. *Österreichs Fischerei*, Issue 37, pp. 63-65.
- Weber, M. J. and M. L. Brown** (2009). "Effects of Common Carp on Aquatic Ecosystems 80 Years after "Carp as a Dominant": Ecological Insights for Fisheries Management." *Reviews in Fisheries Science* 17(4): 524-537.
- Werner, E. E. and B. R. Anholt** (1993). "Ecological Consequences of the Trade-Off between Growth and Mortality Rates Mediated by Foraging Activity." *The American Naturalist* 142(2): 242-272.
- Wetzel, R.**, (2001). *Limnology – Lake and River Ecosystems*. third edition ed. San Diego: Elsevier - Academic press, pp.396-489.
- Williams, A. E. and B. Moss** (2003). "Effects of different fish species and biomass on plankton interactions in a shallow lake." *Hydrobiologia* 491(1): 331-346.
- Williams, P., Biggs, J., Withfield, M., Thorne, A., Bryant, S., Fox, G., Nicolet, P.** (1999). *The Pond Book - A guide to the management and creation of ponds*. Oxford: Ponds Conservation Trust, c/o Oxford Brookes University, pp. 55.
- Wissinger, S. A.**, (1999). Ecology of wetland invertebrates: synthesis and applications for conservation and management.. In: S. A. Wissinger, ed. *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Management*. Hoboken(NJ): John Wiley a Sons, Inc. pp. 1043.
- Záhorská, E. and V. Kováč** (2009). "Reproductive parameters of invasive topmouth gudgeon *Pseudorasbora parva* (Temminck and Schlegel, 1846) from Slovakia." *Journal of Applied Ichthyology* 25(4): 466-469.

Zambrano, L., Scheffer, M., Ramos-Martinez, M., (2001). "Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction." *Oikos* 94(2): 344-350.

Zebaparveen, M.R., Vijaykumar, K., (2015). Changes in trophic status: A study on restored freshwater lake, Kalaburagi (Gulbarga), Karnataka state, *International Journal of Science, Environment and Technology*, Vol. 4, No 2, pp. 326-330

Zhang, J., Xie, P., Tao, M., Guo, L., Chen, J., Li, L., Zhang, X., Zhang, L., (2013). "The Impact of Fish Predation and Cyanobacteria on Zooplankton Size Structure in 96 Subtropical Lakes." *PLOS ONE* 8(10): e76378.

Ženišková, H. a Gall, V., (2011). Situační a výhledová zpráva, Ryby, s.l.: Ministerstvo zemědělství ČR.

WEB zdroje

ASC, 2017. *Aquaculture Stewardship Council*. [Online]. Available at: <http://www.asc-aqua.org/index.cfm?act=tekst.itemiid=625alng=1>

BAP, 2017. *Best Aquaculture Practices Certification*. [Online]. Available at: <http://bap.gaalliance.org/bap-standards/>

Commission, E., 2014. [Online]. Available at: http://ec.europa.eu/archives/commission_2010-2014/tajani/priorities/made in/index_en.htm [Cit. 4 3 2017].

FAO, 2013. *Global Capture Production 1950-2011 database*. [Online]. Available at: <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-capture-production/query/en>

FAO, 2014. *Food and Agriculture organization of the United Nations, Fisheries and Aquaculture Department*. [Online]. Available at: <http://www.fao.org/fishery/factsheets/en> [Cit. 30 10 2016].

GAP, 2017. *Global G.A.P.*. [Online]. Available at: http://www1.globalgap.org/north-america/front_content.php?idcat=284

Hafellner, W., 2017. [Online] IFS, 2016. *International Featured Standards*. [Online]. Available at: <https://www.ifs-certification.com/index.php/en/standards>

Metro SK, 2017. [Online]. Available at: <http://www.metro.sk/o-produktoch/ryby-a-plody-mora/sladkovodne-ryby/tolstolobik-biely>

Miroslav Fulin, 1995. [Online]. Available at: <http://www.seps.sk/zp/iucn/projekty/fis/8.htm>

Třeboň, R., 2016. [Online]. Available at: <http://www.trebonskykapr.cz/trebonsky-kapr-chronene-oznaceni-evropske-unie>

VÚVH, 2017. *Výskumný ústav vodného hospodárstva*. [Online]. Available at: <http://www.vuvh.sk/rsv2/>

Zákony pre ľudí, 2017. *Zákony pre ľudí.sk*. [Online]. Available at: <http://www.zakonypreludi.sk/zz/2010-269>

Zoznam použitých skratiek

K ₁	Jednoročný plôdika kapra
K ₂	Dvojročná násada kapra
Ab	Amur biely (<i>Ctenoparyngodon idella</i>)
Tb	Tolstolobík biely (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>)
Tp	Tolstolobík pestrý (<i>Aristichthys nobilis</i>)
L	Lieň zelenkavý (<i>Tinca tinca</i>)
EU	Európska únia
WD	Európska smernica o vodách (2000/60ES)
WWF	World Wildlife Fund
TP	Celkový fosfor
TN	Celkový dusík
Chla-a	Chlorofyl-a
NL	Nerozpustné látky (550°C, 105°C)
TSI	Trophic state index
PK	Produkcia kŕmením
PP	Prirodzená produkcia
CP	Celková produkcia
RKK	Relatívny kŕmny koeficient
SGR	Špecifická rýchlosť rastu
SD	Smerodajná odchýlka
CHKO	Chránená krajinná oblasť
ŠOP	Štátna ochrana prírody
MP	Metodický pokyn č. ZP 03/2003 vydaná v ČR na usmernenie hospodárenia v rybníkárstve
P	Primárna produkcia
R	Respirácia
IDH	The Sustainable Trade Initiative
TBT	Technical barriers for Trade
BAP	Best Aquaculture practice
ENRF	Európsky námorný a rybársky fond

Zoznam tabuliek

Tabuľka 2-1	Základný prepočet vstupu fosforu do rybníčného ekosystému	20
Tabuľka 2-2	Priemerné koncentrácie celkového dusíka (TN), fosforu (TP), chlorofylu a priemernej priehľadnosti vody	22
Tabuľka 2-3	Porovnanie kategórii rozdelenia zooplanktónu.....	30
Tabuľka 2-4	Vzťah medzi dĺžkou tela perloočiek a percentuálnym podielom poklesu prijímania potravy	31
Tabuľka 2-5	Prehľad nasadenia vekových štádií kapra $K_1 - K_3$	38
Tabuľka 2-6	Príklad zostavovania obsádok kapra v úživných rybníkoch nemecka.....	41
Tabuľka 2-7	Príklad zostavovania obsádok kapra v stredne veľkých až veľkých rybníkoch s rôznou veľkosťou nasadzovania vo veku kapra K_2 s prikrmovaním obilninami.	41
Tabuľka 2-8	Porovnanie rastu najmä dvojročných bylinožravých rýb ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) oproti dvojročnej násade kapra a lieňa ($\text{kg}\cdot\text{ks}^{-1}$) pri nadmorskej výške 200 m .	44
Tabuľka 2-9	Skladby polykultúrnych obsádok rýb	51
Tabuľka 2-10	Prehľad polykultúrnych obsádok v hypertrófnych rybníkoch pri zníženom podiele kapra na 1/3 oproti pokynu pre násadu K_2 pri polointenzifikačných chovoch v ČR podľa MP č. ZP 03/2003.	51
Tabuľka 2-11	Kompenzácie v rybníkárstve v nemecku (2014-2020).	63
Tabuľka 2-12	Priemerné kompenzácie v rybníkárstve vo vybraných krajinách EU v programovacom období 2007-2013	64
Tabuľka 3-1	Nasadenie obsádok rýb v rybníkoch R1 a R3 v sezóne 2014.....	67
Tabuľka 3-2	Nasadenie obsádok rýb v rybníkoch R1 a R3 v sezóne 2016.....	67
Tabuľka 3-3	Aplikácia kŕmiv a hnojív v rybníkoch R1 a R3 v sezóne 2014 a 2016 ...	67
Tabuľka 3-4	Stanovenie ceny za kg (EUR) vybraných druhov rýb, podľa náhodne vybraných stredných a väčších producentov v SR a ČR (n=8).....	68
Tabuľka 3-5	Prehľad sledovaných fyzikálnych parametrov v sezónach 2014 a 2016 .	69
Tabuľka 3-6	Prehľad sledovaných chemických parametrov v sezónach 2014 a 2016.	69
Tabuľka 3-7	Sedem kategórii klasifikácie TSI indexu podľa carlson (1977)	72
Tabuľka 3-8	Základné vybrané parametre pre porovnanie okresov, ktoré sú predmetom sledovaných oblastí odchovu rýb.	73
Tabuľka 3-9	Tabuľka hodnotenia drobného zooplanktónu v rybníkoch R1 a R3 z hľadiska využitia prirodzenej potravy kaprom.....	74
Tabuľka 4-1	Výsledky kontrolných odlovov 1 – 5 na R1 v jednotlivých mesiacoch v produkčných sezónach 2014 a 2016	79

Tabuľka 4-2	Výsledky kontrolných odlovov 1 – 5 na R3 v jednotlivých mesiacoch v produkčných sezónach 2014 a 2016	79
Tabuľka 4-3	Prehľad základných zootechnických a produkčných výsledkov rybníkov R1 a R3 za sezóny 2014 a 2016	80
Tabuľka 4-4	Produkcia z R3 v boheľove v sezóne 2014 – finančne vyjadrená najhoršia produkcia za sledované obdobie 2014 a 2016.....	81
Tabuľka 4-5	Produkcia z R3 v boheľove v sezóne 2016 – finančné vyjadrenie produkcie.....	81
Tabuľka 4-6	Produkcia z R1 v boheľove v sezóne 2016 – finančné vyjadrenie produkcie.....	81
Tabuľka 4-7	Produkcia z R1 v boheľove v sezóne 2014 – finančne vyjadrená najlepšia produkcia za sledované obdobie 2014 a 2016.....	82
Tabuľka 4-8	Výpočet referenčnej hodnoty V1. Skladba polykultúrnej obsádky na základe produkčných ukazovateľov z hektára	82
Tabuľka 4-9	Výpočet referenčnej hodnoty V2. Skladba polykultúrnej obsádky na základe produkčných ukazovateľov z hektára.	83
Tabuľka 4-10	Finančné porovnanie produkčných príjmov z celkovej produkcie pri využití polykultúry so zníženou obsádkou kapra.....	84
Tabuľka 4-11	Výsledné hodnoty vstupu fosforu do rybníčného ekosystému podľa rybníkov a odochovných sezón.....	88
Tabuľka 4-12	Hodnoty TSI indexu za vybrané sledované obdobie na R1 a R3	94
Tabuľka 4-13	Zachytený počet zoobentosu (pakormárov) zo zmesných vzoriek počas dvoch odberov na R1 a R3 v sezóne 2016	100
Tabuľka 4-14	Stanovenie početnosti (ks) výskytu škebl'e ázijskej (sinanodonta woodiana) na R1 a R3 v sezóne 2015	100
Tabuľka 4-15	Prehľad počtu odchytených sprievodných (nežiadúcich) rýb vrhaciou sieťkou s okom 0,4 x 0,4 cm.	101
Tabuľka 0-1/5	Porovnanie zooplanktónu > 0,5 mm v sezóne 2014 – 2016 na R1 a R3	135
Tabuľka 0-2/7	Porovnanie celkového zooplanktónu v sezóne 2014 – 2016 na R1aR3	137
Tabuľka 0-8	Chemikálno-fyzikálne parametre pozorované počas odchovnej sezóny 2014 na R1 a R3	142
Tabuľka 0-9	Chemikálno – fyzikálne parametre na rybníku R1 v sezóne 2016	143
Tabuľka 0-10	Chemikálno – fyzikálne parametre na rybníku R3 v sezóne 2016	144
Tabuľka 0-11	Výsledky spearman korelácie skupín zooplanktónu podľa radov	148
Tabuľka 0-12	Spearman korelácia – výsledky rho hodnoty	150
Tabuľka 0-13	Spearman korelácia – výsledky pval hodnoty	151

Zoznam grafov

Graf 1	Priebeh pozorovaných parametrov kyslíka a prehľadnosti na R1 a R3 počas sezóny 2014	86
Graf 2	Priebeh pozorovaných parametrov kyslíka a prehľadnosti na R1 a R3 počas sezóny 2016	87
Graf 3	Priebeh TP a TN vo vzťahu k obsádke kapra na R1 2016	89
Graf 4	Priebeh TP a TN vo vzťahu k obsádke kapra na R3 2016	90
Graf 5	Rast obsádky kapra v sezóne 2016 na R1 vo vzťahu k enviro-parametrom – chlorofyl-a, NL ₁₀₅ a NL ₅₅₀	91
Graf 6	Rast obsádky kapra v sezóne 2016 na R1 vo vzťahu k enviro-parametrom – chlorofyl-a, NL ₁₀₅ a NL ₅₅₀	92
Graf 7	Početnosť celkového zooplanktónu v rybníku R1 počas odchovej sezóny 2014 a 2016	96
Graf 8	Početnosť celkového zooplanktónu v rybníku R3 počas odchovej sezóny 2014 a 2016	96
Graf 9	Početnosť využiteľného zooplanktónu obsádkou kapra v rybníku R1 počas odchovej sezóny 2014 a 2016	98
Graf 10	Početnosť využiteľného zooplanktónu obsádkou kapra v rybníku R3 počas odchovej sezóny 2014 a 2016	99
Graf 11	Prehľad vývoja celkového zooplanktónu podľa zastúpenia taxónov počas sezón 2014 a 2016 na R1 a R3 (graf 1 – 4)	145
Graf 12	Prehľad vývoja zooplanktónu (> 500 µm) podľa zastúpenia taxónov počas sezón 2014 a 2016 na R1 a R3 (graf 1 – 4)	146
Graf 13	Rast biomasy kapra vo vzťahu k spoločenstvám zooplanktónu (> 500 µm) (graf 1 – 4)	147

Zoznam obrázkov

Obrázok 1	vývoj a zmena chovu v rybníkoch v 20 st. (poskytol pechar, 2017).....	15
Obrázok 2	Ontogenický posun potravných orientácií kapra od začiatku exogénneho príjmu potravy po štádium dospelca.....	36
Obrázok 3	Mapové zobrazenie rybníka R1 a rybníka R3 v obci bohel'ov..	75
Obrázok 4	Sledovanie enviro-parametrov na R3.....	134
Obrázok 5	Triedenie a fixácia zooplanktónu.....	134
Obrázok 6	Kontrola prirodzenej potravy - pakomár.....	134
Obrázok 7	Kontrola nežiadúcich druhov rýb vrhačkou.....	134
Obrázok 8	Výlov plôdikovú vätkou na R3	134
Obrázok 9	Nápuštný kanál do R3 s výskytom plotice.....	134

Prílohy



Obrázok 4 Sledovanie enviro-parametrov na R3



Obrázok 5 Triedenie a fixácia zooplanktónu



Obrázok 6 Kontrola prirodzenej potravy - pakomár



Obrázok 7 Kontrola nežiadúcich druhov rýb vrhačkou



Obrázok 8 Výlov plôdikovou vatkou na R3



Obrázok 9 Nápuštný kanál do R3 s výskytom plotice

Tabuľka 0-1 Porovnanie zooplanktónu > 0,5 mm v sezóne 2014 – 2016 na R1 a R3 (tabuľka 1 – 4)

1, Pozorovanie rybník č.1		26.4.14	9.5.14	24.5.14	6.6.14	23.6.14	8.7.14	21.7.14	2.8.14	20.8.14	2.9.14	14.9.14	Priemer	SD
Cladocera	ind.l⁻¹	66	53	101	64	117	60	61	39	92	49	14	65,1	27,7
	%	51,6	37,4	39,3	68,1	19,2	58,4	32,2	41,0	71,9	62,7	6,1	44,3	19,6
Copepoda	ind.l⁻¹	62	89	156	27	456	41	128	44	17	27	209	114,2	122,7
	%	48,4	62,6	60,7	28,7	75,1	39,9	67,1	47,0	13,5	34,8	91,5	51,8	21,3
ROTIFERA	ind.l⁻¹	0	0	0	3	34	2	1	11	19	2	5	7,1	10,2
	%	0,0	0,0	0,0	3,2	5,7	1,6	0,7	12,0	14,6	2,6	2,3	3,9	4,8
spolu zvierat	ind.l⁻¹	128	143	257	94	607	103	191	94	128	78	228	186,3	144,0

2, Pozorovanie rybník č.1		7.5.16	21.5.16	4.6.16	19.6.16	2.7.16	15.7.16	29.7.16	13.8.16	27.8.16	10.9.16	Priemer	SD
Cladocera	ind.l⁻¹	2	19	6	12	60	209	31	39	5	33	41,5	58,5
	%	64,3	94,1	84,6	90,9	89,1	99,5	90,2	97,9	100,0	88,0	89,9	9,8
Copepoda	ind.l⁻¹	1	1	1	0	7	1	1	1	0	5	1,8	2,2
	%	35,7	5,9	15,4	0,0	10,9	0,5	2,4	2,1	0,0	12,0	8,5	10,5
ROTIFERA	ind.l⁻¹	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0,4	0,8
	%	0,0	0,0	0,0	9,1	0,0	0,0	7,3	0,0	0,0	0,0	1,6	3,3
spolu zvierat	ind.l⁻¹	3	20	8	13	67	210	34	40	5	38	43,7	58,7

Pokračovanie Tabuľky 0-2 Porovnanie zooplanktónu > 0,5 mm v sezóne 2014 – 2016 na R1 a R3 (tabuľka 1 – 4)

3, Pozorovanie rybník č. 3		26.4.14	9.5.14	24.5.14	6.6.14	23.6.14	8.7.14	21.7.14	2.8.14	20.8.14	2.9.14	14.9.14	Priemer	SD
Cladocera	ind.l⁻¹	17	21	35	109	34	46	12	9	41	42	7	33,8	27,3
	%	42,5	32,3	20,2	75,7	39,9	36,2	9,4	3,1	40,1	53,8	2,4	32,3	21,3
Copepoda	ind.l⁻¹	23	43	138	34	46	61	112	260	33	19	279	95,3	89,5
	%	57,5	67,7	79,8	23,6	54,2	48,0	87,5	93,6	32,6	24,4	97,2	60,5	25,7
ROTIFERA	ind.l⁻¹	0	0	0	1	5	20	4	9	28	17	1	7,7	9,2
	%	0,0	0,0	0,0	0,7	5,9	15,7	3,1	3,2	27,4	21,8	0,3	7,1	9,4
spolu zvierat	ind.l⁻¹	40	64	173	144	84	127	128	278	102	78	287	136,8	77,5

4, Pozorovanie rybník č. 3		7.5.16	21.5.16	4.6.16	19.6.16	2.7.16	15.7.16	29.7.16	13.8.16	27.8.16	10.9.16	Priemer	SD
Cladocera	ind.l⁻¹	45	5	3	0	4	34	33	5	3	52	18,4	19,1
	%	76,3	90,0	100,0	0,0	87,5	72,6	95,1	100,0	100,0	97,2	81,9	28,8
Copepoda	ind.l⁻¹	13	1	0	3	0	0	2	0	0	2	1,9	3,8
	%	22,0	10,0	0,0	55,6	0,0	0,0	4,9	0,0	0,0	2,8	9,5	16,7
ROTIFERA	ind.l⁻¹	1	0	0	2	1	13	0	0	0	0	1,7	3,8
	%	1,7	0,0	0,0	44,4	12,5	27,4	0,0	0,0	0,0	0,0	8,6	14,6
spolu zvierat	ind.l⁻¹	59	6	3	5	5	47	34	5	3	53	22,0	22,4

Tabuľka 0-3 Porovnanie celkového zooplanktónu v sezóne 2014 – 2016 na R1 a R3 (tabuľka 1 – 4)

1, R1 2014	26.4.14		9.5.14		24.5.14		6.6.14		23.6.14		8.7.14		21.7.14		2.8.14		20.8.14		2.9.14		14.9.14		Priemer	SD
	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%		
Cladocera	154	36	1445	88,4	409	47	136	15	282	26	731	55	340	37	248	20	580	29	844	48	54	6	475	388,5
Copepoda	260	61	183	11,2	365	42	308	35	588	55	375	28	508	56	582	47	393	20	143	8	817	85	411	189,8
Rotifera	11	3	7	0,4	88	10	443	50	209	19	232	17	66	7	410	33	1038	52	756	43	85	9	304	318,1
spolu zvierat	425	100	1635	100	862	100	886	100	1078	100	1337	100	913	100	1239	100	2011	100	1742	100	957	100	1190	440

2, R1 2016	7.5.16		21.5.16		4.6.16		19.6.16		2.7.16		15.7.16		29.7.16		13.8.16		27.8.16		10.9.16		Priemer	SD
	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%		
Cladocera	57	18,3	3658	81	864	55	331	15	1766	66	1212	40	539	21	1623	64	685	40	497	43	1123	992,6
Copepoda	205	66,1	872	19	597	38	449	20	516	19	226	7	1629	62	505	20	777	46	555	48	633	386
Rotifera	48	15,6	4	0	100	6	1451	65	378	14	1618	53	455	17	396	16	245	14	111	10	481	548,2
spolu zvierat	310	100	4534	100	1561	100	2230	100	2659	100	3057	100	2622	100	2524	100	1706	100	1163	100	2237	1093,6

3, R3 2014	26.4.14		9.5.14		24.5.14		6.6.14		23.6.14		8.7.14		21.7.14		2.8.14		20.8.14		2.9.14		14.9.14		Priemer	SD
	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%				
Cladocera	61	26	380	84,3	943	82	687	57	186	43	1760	76	109	11	99	6	336	27	258	29	38	4	441	495,4
Copepoda	150	64	69	15,3	188	16	150	12	185	43	307	13	566	55	596	39	171	14	195	22	774	88	304	220,6
Rotifera	22	9	2	0,4	22	2	378	31	62	14	251	11	345	34	821	54	758	60	442	49	71	8	288	280,1
spolu zvierat	233	100	451	100	1152	100	1214	100	433	100	2318	100	1021	100	1516	100	1265	100	896	100	883	100	1034	553,2

4, R3 2016	7.5.16		21.5.16		4.6.16		19.6.16		2.7.16		15.7.16		29.7.16		13.8.16		27.8.16		10.9.16		Priemer	SD
	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%	ind.l ⁻¹	%		
Cladocera	355	37,9	350	34	35	2	22	3	71	5	242	26	671	49	130	14	1089	48	1658	70	462	507,7
Copepoda	574	61,3	480	47	345	23	459	63	532	41	322	35	542	39	338	35	358	16	192	8	414	115,5
Rotifera	8	0,9	199	19	1147	75	243	34	694	54	367	39	165	12	489	51	810	36	528	22	465	327,0
spolu zvierat	937	100	1029	100	1527	100	724	100	1296	100	931	100	1378	100	956	100	2256	100	2378	100	1341	539,4

Tabuľka 0-4 Prehľad perloočiek (Cladocera) v sezóne 2014 na R1 celkom a veľkosť > 500 µm

Rybník R1		26.4.14		9.5.14		24.5.14		6.6.14		23.6.14		8.7.14		21.7.14		2.8.14		20.8.14		2.9.14		14.9.14	
CLADOCERA	rok 2014	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%
Ceriodaphnia	<i>C. quadrangula</i>	6	6	6	0	6	2	0	0	11	7	106	16	194	70	33	16	7	2	28	3	6	14
Daphnia	<i>D. longispina</i>	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. galeata</i>	6	6	20	1	6	2	11	15	4	2	18	3	0	0	0	0	0	0	4	0	2	5
	<i>D. ambigua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. parvula</i>	0	0	4	0	6	2	6	8	2	1	6	1	7	3	2	1	7	2	6	1	4	9
Chydorus	<i>Ch. sphaericus</i>	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Moina	<i>M. micrura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	48	23	2	0	6	1	2	5
Bosmina	<i>B. longirostris</i>	66	75	1362	98	248	80	55	77	139	84	532	79	50	18	117	56	466	95	746	94	11	27
	samec clad.*	0	0	0	0	44	14	0	0	9	6	0	0	28	10	9	4	6	1	7	1	17	41
	spolu	88	100	1392	100	308	100	72	100	165	100	671	100	279	100	209	100	488	100	796	100	40	100

CLADOCERA	rok 2014	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%
Ceriodaphnia	<i>C. quadrangula</i>	3	5	0	1	0	0	4	6	13	11	19	31	30	49	9	22	4	5	3	7	1	10
	<i>D. galeata</i>	32	48	6	11	4	4	43	67	3	3	6	9	5	9	2	6	2	2	2	4	5	33
	<i>D. ambigua</i>	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. parvula</i>	22	33	7	14	6	6	5	8	1	1	3	4	1	2	5	12	14	15	12	25	5	33
Moina	<i>M. micrura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	9	22	6	7	2	3	1	5
	<i>Leptodora kindti</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Bosmina	<i>B. longirostris</i>	4	6	39	73	51	50	5	8	93	79	23	39	10	16	7	18	64	70	28	57	3	19
	samec clad.*	0	0	1	1	40	40	7	11	7	6	9	16	9	15	7	19	1	1	2	4	0	0
	spolu > 500 µm	66	100	53	100	101	100	64	100	117	100	60	100	61	100	39	100	92	100	49	100	14	100

Tabuľka 0-5 Prehľad perloočiek (Cladocera) v sezóne 2016 na R1 celkom a veľkosť > 500 µm

CLADOCERA		7.5.16		21.5.16		4.6.16		19.6.16		2.7.16		15.7.16		29.7.16		13.8.16		27.8.16		10.9.16	
		Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%
Daphnia	<i>D. galeata</i>	9,2	16,7	353,8	9,7	75,2	8,8	118,5	37,1	45,0	2,6	8,3	0,8	2,0	0,4	22,0	1,4	101,7	15,0	29,0	6,3
	<i>D. ambigua</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	7,3	0,9	18,0	5,6	60,0	3,5	0,0	0,0	4,0	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	0,4
	<i>D. parvula</i>	0,0	0,0	3,7	0,1	16,5	1,9	42,0	13,1	183,0	10,7	65,0	6,5	50,0	9,8	199,8	12,6	125,0	18,4	18,0	3,9
Chydorus	<i>Ch. sphaericus</i>	0,8	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Bosmina	<i>B. longirostris</i>	45,0	81,8	3281,7	90,2	759,0	88,5	141,0	44,1	1417,5	83,1	930,0	92,7	452,0	89,0	1362,2	86,0	453,3	66,7	415,0	89,4
spolu		55,0	100	3639,2	100,0	858,0	100,0	319,5	100,0	1705,5	100,0	1003,3	100,0	508,0	100,0	1584,0	100,0	680,0	100,0	464,0	100

Rybník R1 rok 2016		7.5.16		21.5.16		4.6.16		19.6.16		2.7.16		15.7.16		29.7.16		13.8.16		27.8.16		10.9.16	
		Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%	Ind.l-1	%
Ceripdaph.	<i>C. quadrangula</i>	0,0	0,0	2,3	12,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,7	1,1	1,1	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Daphnia	<i>D. galeata</i>	0,4	22,2	2,3	12,5	5,3	81,8	4,7	40,0	21,3	35,6	8,7	4,1	0,0	0,0	5,0	12,8	0,0	0,0	0,8	2,3
	<i>D. ambigua</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	3,3	4,3	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	<i>D. parvula</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	9,1	6,4	55,0	18,0	30,0	8,7	4,1	0,0	0,0	15,0	38,3	0,5	11,1	0,8	2,3
Bosmina	<i>B. longirostris</i>	1,4	77,8	14,0	75,0	0,6	9,1	0,6	5,0	18,0	30,0	182,0	87,0	29,2	94,6	17,5	44,7	4,0	88,9	31,5	95,5
samec clad.*		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	2,1	1,7	5,4	1,7	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0
spolu >500 µm		1,8	100	18,7	100,0	6,4	100,0	11,7	100,0	60,0	100,0	209,1	100,0	30,8	100,0	39,2	100,0	4,5	100,0	33,0	100

Tabuľka 0-6 Prehľad perloočiek (Cladocera) v sezóne 2014 na R3 celkom a veľkosť > 500 µm

Rybník R3	26.4.14		9.5.14		24.5.14		6.6.14		23.6.14		8.7.14		21.7.14		2.8.14		20.8.14		2.9.14		14.9.14		
Cladocera	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	
Ceriodaphnia	<i>C. quadrangula</i>	0	0	6	2	6	1	0	0	0	0	0	0	24	25	37	41	4	1	6	3	0	0
Daphnia	<i>D. longispina</i>	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. galeata</i>	0	0	9	3	6	1	6	1	0	0	7	0	2	2	0	0	4	1	9	4	9	29
	<i>D. ambigua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. parvula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	6	0	0	0	0	0	2	1	2	1	4	12
Chydorus	<i>Ch. sphaericus</i>	0	0	0	0	6	1	6	1	4	2	46	3	6	6	0	0	4	1	0	0	0	0
Moina	<i>M. micrura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	1	7	3	4	12	
Bosmina	<i>B. longirostris</i>	44	100	343	95	880	97	561	97	141	93	1639	96	26	26	48	53	279	94	193	89	7	24
	<i>Pleuroxus</i>	0	0	0	0	11	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>B. coregoni</i>	0	0	0	0	0	0	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Alona affinis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	0	0
samec clad.		0	0	0	0	0	0	0	0	6	4	17	1	37	38	4	4	2	1	0	0	7	24
spolu		44	100	359	100	908	100	578	100	152	100	1714	100	97	100	90	100	295	100	216	100	31	100
Rybník 3	26.4.14		9.5.14		24.5.14		6.6.14		23.6.14		8.7.14		21.7.14		2.8.14		20.8.14		2.9.14		14.9.14		
Cladocera	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	ind.l-1	%podiel	
Ceriodaphnia	<i>C. quadrangula</i>	0	0	5	23	1	3	4	4	1	2	2	4	2	19	1	8	0	1	2	5	1	10
	<i>D. longispina</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. galeata</i>	3	18	15	74	1	3	6	6	1	4	1	1	1	8	0	4	2	5	4	10	2	33
	<i>D. ambigua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>D. parvula</i>	6	35	0	2	1	3	3	3	2	6	3	7	2	14	2	27	2	6	7	17	2	29
Chydorus	<i>Ch. sphaericus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0
Moina	<i>M. micrura</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	19	3	8	8	20	1	19	
	<i>Leptodora kindti</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bosmina	<i>B. longirostris</i>	4	24	0	0	28	80	94	86	28	84	38	83	2	14	1	12	31	76	19	45	0	5
	<i>B. coregoni</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
samec clad.		4	24	0	0	4	11	1	1	1	4	2	5	4	33	3	31	1	2	2	4	0	5
spolu >500 µm		17	100	21	100	35	100	109	100	34	100	46	100	12	100	9	100	41	100	42	100	7	100

Tabuľka 0-7 Prehľad perloočiek (Cladocera) v sezóne 2016 na R3 celkom a veľkosť > 500 µm

Rybník R3		7.5.16		21.5.16		4.6.16		19.6.16		2.7.16		15.7.16		29.7.16		13.8.16		27.8.16		10.9.16	
CLADOCERA		ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%
Ceriodaphnia	<i>C. quadrangula</i>	1	0	0	0	3	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Daphnia	<i>D. galeata</i>	5	1	3	1	13	42	5	24	8	13	14	7	17	3	14	11	59	5	48	3
	<i>D. ambigua</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5	0	0	0	0	5	4	9	1	7	0
	<i>D. parvula</i>	10	3	6	2	0	0	0	0	30	45	6	3	65	10	12	10	78	7	26	2
Bosmina	<i>B. longirostris</i>	294	95	335	97	16	50	17	76	25	38	188	90	557	87	95	76	940	87	1525	95
spolu		310	100	345	100	32	100	22	100	67	100	208	100	638	100	125	100	1086	100	1606	100

Rybník R3		7.5.16		21.5.16		4.6.16		19.6.16		2.7.16		15.7.16		29.7.16		13.8.16		27.8.16		10.9.16	
CLADOCERA		ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%	ind.l-1	%
Ceriodaphnia	<i>C. quadrangula</i>	0,5	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Daphnia	<i>D. galeata</i>	3,0	6,7	0,6	11,1	1,8	60,0	0,0	0,0	0,6	14,3	0,6	1,7	0,8	2,6	0,8	16,7	0,0	0,0	0,0	0,0
	<i>D. ambigua</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,8	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	<i>D. parvula</i>	8,0	17,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	42,9	0,6	1,7	0,8	2,6	0,0	0,0	0,5	16,7	0,0	0,0
Bosmina	<i>B. longirostris</i>	33,5	74,4	4,7	88,9	1,2	40,0	0,0	0,0	1,8	42,9	31,5	91,5	29,2	89,7	2,5	50,0	2,5	83,3	51,8	100,0
spolu >500 µm		45,0	100,0	5,3	100,0	2,9	100,0	0,0	0,0	4,1	100,0	34,4	100,0	32,5	100,0	5,0	100,0	3,0	100,0	51,8	100,0

Tabuľka 0-8 Chemikálno-fyzikálne parametre pozorované počas odchovnej sezóny 2014 na R1 a R3

Typ odberu Bohel'ov R1	jednotka	26.4.14	9.5.14	24.5.14	6.6.14	23.6.14	8.7.14	21.7.14	2.8.14	20.8.14	2.9.14	14.9.14	priemer	SD
čas	hod.	9.30	14.15	10.00	9.00	18.00	9.00	14.00	17.30	11.00	10.00	16.45	-	-
tlak hPa	hPa	-	-	1013	1019	1022	980	1003	1011	1016	1015	1016	-	-
Teplota 1m	°C	17,5	19,5	23,1	23,6	24	25,6	28,1	26,2	20,1	17,5	19,8	22,3	3,4
Priehľadnosť	cm	45	35	45	30	25	35	35	35	15	25	25	31,8	8,6
O ₂ 1m	mg.l ⁻¹	4	9,28	3,6	5,7	8,7	5	3,1	3,2	5	5,2	8,2	5,5	2,1
O ₂ %	%	44	102	41	66	114	63	41	40	57	58	93	65,4	25,0
pH	jed.	8,5	8	6,7	7	8,5	7,3	8	7,7	7,8	7,8	7,8	7,7	0,5
KNK _{4,5}	mmol.l ⁻¹	3	3,1	3,2	3,4	3,8	3	2,9	2,8	2,9	3,2	3,1	3,1	0,3

Typ odberu Bohel'ov R3	jednotka	26.4.14	9.5.14	24.5.14	6.6.14	23.6.14	8.7.14	21.7.14	2.8.14	20.8.14	2.9.14	14.9.14	priemer	SD
čas	hod.	13.30	16.45	12.00	10.00	19.30	10.30	15.30	18.30	12.00	11.00	17.45	-	-
tlak	hPa	-	-	1012	1020	1021	979	1005	1011	1016	1015	1016	-	-
Teplota 1m	°C	17,7	19,7	24,4	24,1	24,3	26,5	28,2	28,3	20,4	18	19,6	22,8	3,7
Priehľadnosť	cm	40	30	35	35	40	20	25	35	20	25	25	30,0	7,1
O ₂ 1m	mg.l ⁻¹	5,7	3,84	3,8	7	8,5	2	3,6	6	5,4	6,8	7,5	5,5	1,9
O ₂ %	%	62	42	47	84	103	26	48	80	61	75	84	64,7	21,7
pH	jed.	8,5	8,6	8,5	7,3	8	8,6	8	7,9	7,8	7,96	8,1	8,1	0,4
KNK _{4,5}	mmol.l ⁻¹	3	2,6	2,8	3	3	2,8	3,2	3,1	3	3,1	3	3,0	0,2

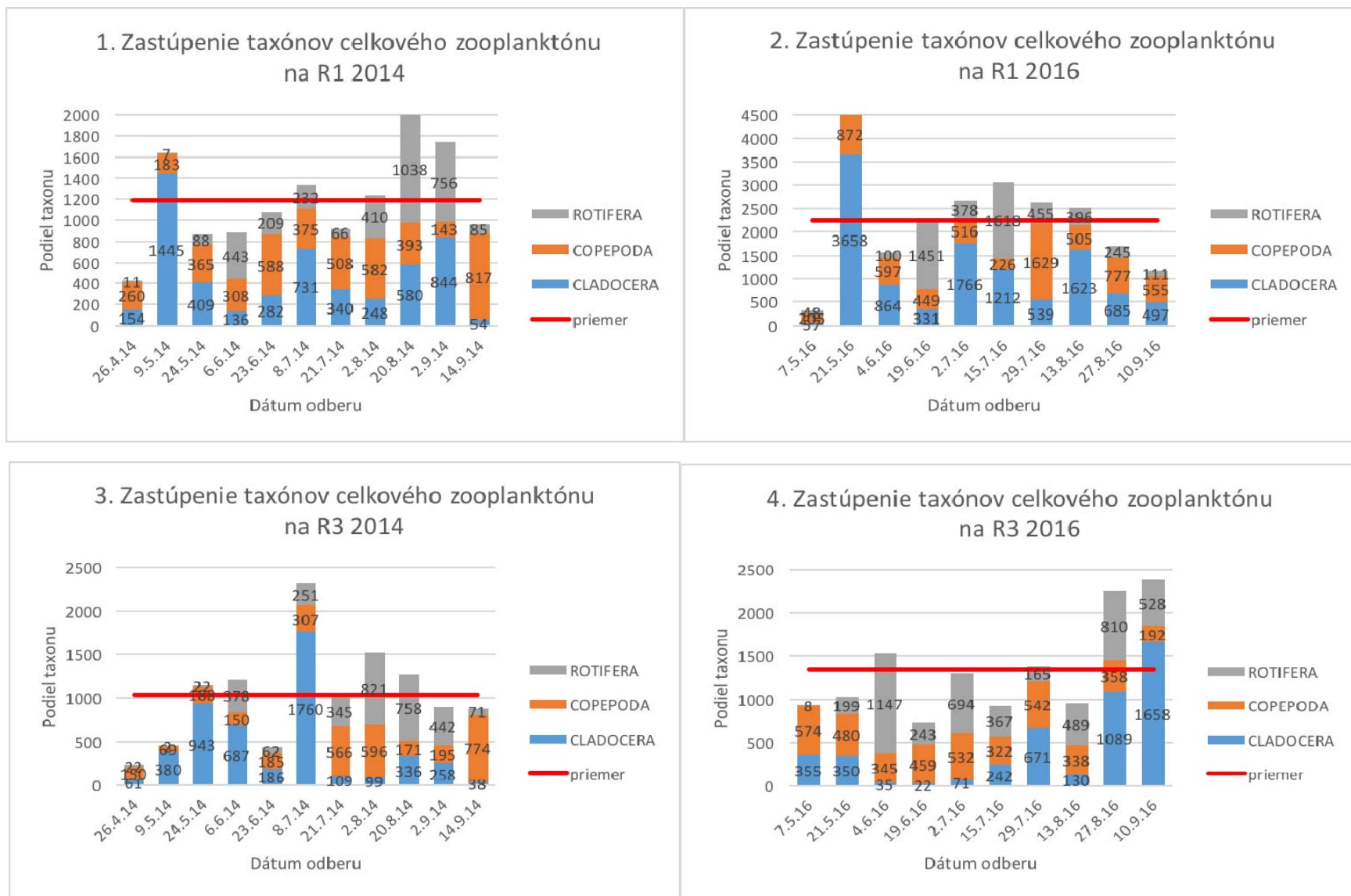
Tabuľka 0-9 Chemikálno – fyzikálne parametre na rybníku R1 v sezóne 2016

Typ odberu	jednotka	7.5.16	21.5.16	4.6.16	19.6.16	2.7.16	15.7.16	29.7.16	13.8.16	27.8.16	10.9.16	24.9.16	priemer	SD
čas odberu	hod.	17,00	15,00	17,00	17,30	14,00	14,00	14,00	14,00	14,00	14	14	-	-
tlak	hPa	-	1009	999	1002	996	1009	1002	1013	1007	1005	1012	-	-
Priehľadnosť	cm	35	35	20	25	20	20	25	20	30	20	15	24,1	6,3
O ₂ hladina	mg.l ⁻¹	10,39	9,88	7,73	7,08	3,45	5,28	5,63	3,56	9,36	5,89	6,01	6,75	2,3
O ₂ %	%	121,10	123,30	96,90	89,60	45,20	60,60	72,80	40,30	116,70	73,9	63,2	82,1	28,2
O ₂ 1m	mg.l ⁻¹	4,28	5,45	6,89	4,87	0,79	5,11	1,64	1,97	2,19	2,36	4,95	3,7	1,9
O ₂ %	%	47,10	61,30	86,30	60,50	10,10	58,70	20,60	21,90	26,30	28,2	51,5	43,0	22,1
Teplota hladina	°C	22,5	26,3	26,0	26,8	28,5	22,0	28,1	21,4	26,30	26,5	17,9	24,8	3,2
Teplota 1m	°C	19,6	20,8	26,0	25,8	27,4	22,0	26,5	20,7	24,10	24	17,4	23,1	3,1
pH	jed.	8,22	8,41	8,17	7,85	7,17	7,57	7,69	7,61	8,32	8,1	8,03	7,9	0,4
pH 1m	jed.	7,54	7,91	8,08	7,81	7,40	7,59	7,45	7,42	7,69	7,55	7,86	7,7	0,2
Vodivosť	μS.cm ⁻¹	365	386	394,00	393,00	378,00	373,00	363,00	363,00	380,00	383	370	377,1	10,8
KNK _{4,5}	mmol.l ⁻¹	3,2	3,5	2,90	3,00	3,00	3,20	2,90	3,30	3,30	3,6	3,0	3,2	0,2
TP	mg.l ⁻¹	0,120	0,187	0,138	1,106	0,146	0,203	0,180	0,271	0,123	0,196	0,241	0,26	0,27
TN	mg.l ⁻¹	1,18	1,71	2,07	2,12	2,43	6,95	2,46	3,07	6,87	4,91	2,78	3,32	1,92
Chla - a	μg.l ⁻¹	31,50	-	-	37,60	-	-	78,10	-	-	-	70,20	54,4	20,1
NL ₁₀₅	mg.l ⁻¹	31,00	-	-	55,00	-	-	73,00	-	-	-	44,00	50,8	15,4
NL ₅₅₀	mg.l ⁻¹	17,00	-	-	24,00	-	-	43,00	-	-	-	29,00	28,3	9,5

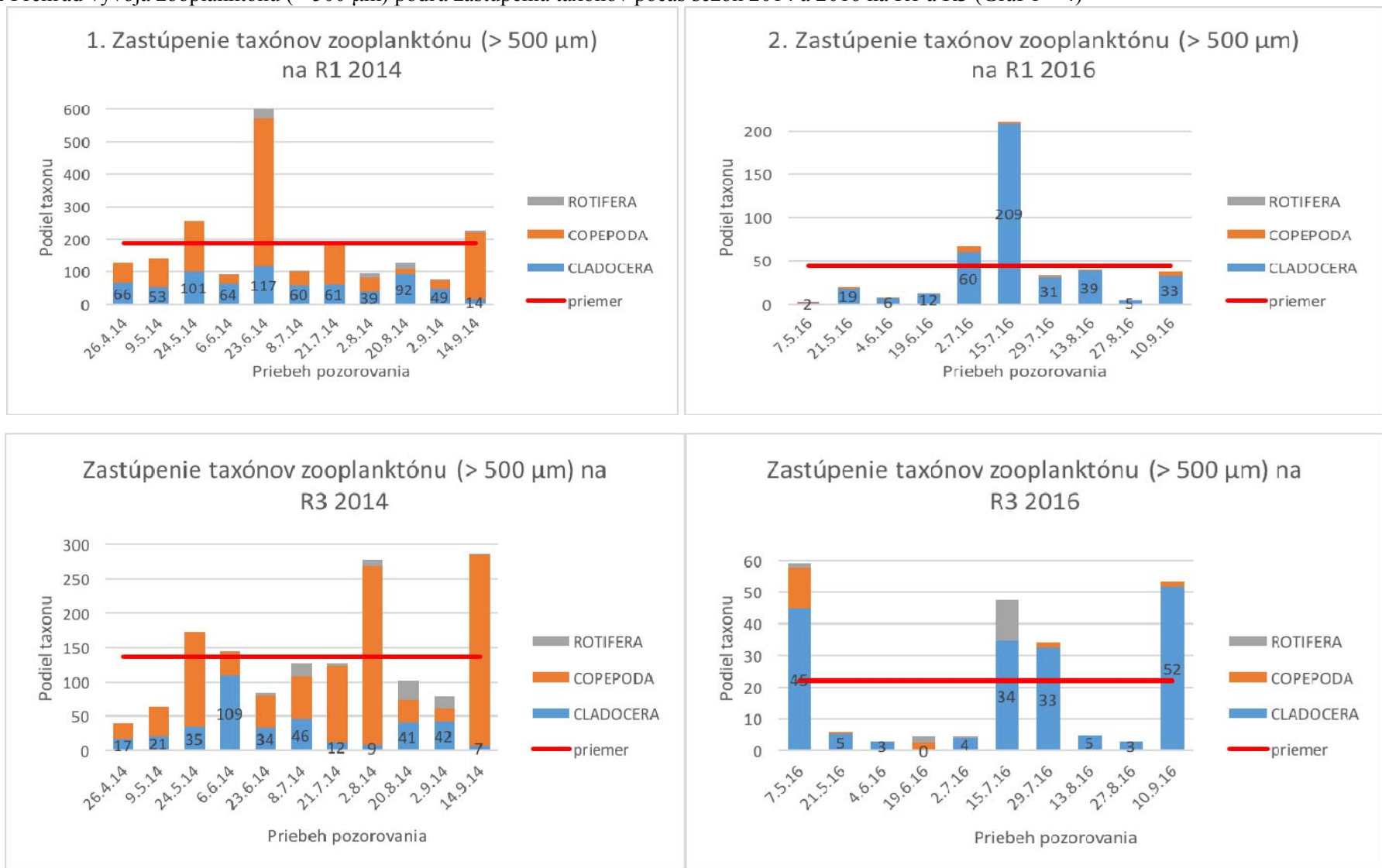
Tabuľka 0-10 Chemikálno – fyzikálne parametre na rybníku R3 v sezóne 2016

Typ odberu	jednotka	7.5.16	21.5.16	4.6.16	19.6.16	2.7.16	15.7.16	29.7.16	13.8.16	27.8.16	10.9.16	24.9.16	priemer	SD
čas odberu	hod.	17,00	17,00	17,00	17,00	16,00	14,00	14,00	15,00	14,00	14,00	14	-	-
tlak	hPa	-	1006	999	1002	996	1008	1001	1012	1007	1003	1012	-	-
Priehľadnosť	cm	35	50	30	30	20	20	25	25	25	25	20	27,7	8,4
O ₂ hladina	mg.l ⁻¹	13,35	9,91	8,00	9,89	2,74	6,96	3,36	2,53	5,88	9,3	7,8	7,25	3,2
O ₂ %	%	166,00	123,90	97,80	124,00	35,10	80,50	43,40	28,80	73,20	120,1	87,6	89,1	40,8
O ₂ 1 m	mg.l ⁻¹	5,76	4,43	2,29	1,96	1,62	6,65	0,99	0,88	1,74	3,05	5,78	3,2	2,0
O ₂ %	%	64,00	49,90	27,70	23,50	20,50	76,70	12,50	9,80	20,90	37	62,8	36,8	21,9
Teplota hladina	°C	25,9	26,3	24,80	26,30	27,40	22,30	27,90	21,60	26,50	28	21	25,3	2,4
Teplota 1m	°C	19,9	20,8	24,30	24,00	26,60	22,10	26,80	20,50	24,30	24,5	19,4	23,0	2,5
pH	jed.	9,48	8,61	7,88	8,09	7,33	7,47	7,50	7,52	7,83	8,14	8,51	8,0	0,6
pH 1m	jed.	8,52	8,14	7,68	7,73	7,40	7,46	7,45	7,41	7,72	7,76	8,06	7,8	0,3
Vodivosť	μS.cm ⁻¹	379	393,00	380,00	349,00	346,00	331,00	333,00	342,00	364,00	360	368	358,6	19,4
KNK _{4,5}	mmol.l ⁻¹	2,8	3,20	3,30	3,2	2,80	2,70	3,20	2,80	2,50	2,8	3,1	2,9	0,2
TP	mg.l ⁻¹	0,128	0,106	0,149	0,157	0,218	0,212	0,142	0,215	0,170	0,139	0,210	0,17	0,04
TN	mg.l ⁻¹	2,70	1,92	1,56	2,05	1,39	8,05	2,98	2,22	2,28	2,95	2,61	2,79	1,74
Chla - a	μg.l ⁻¹	36,20	-	-	51,70	-	-	58,70	-	-	-	79,60	56,6	15,6
NL ₁₀₅	mg.l ⁻¹	25,00	-	-	40,00	-	-	44,00	-	-	-	80,00	47,3	20,2
NL ₅₅₀	mg.l ⁻¹	15,00	-	-	8,00	-	-	33,00	-	-	-	57,00	28,3	18,9

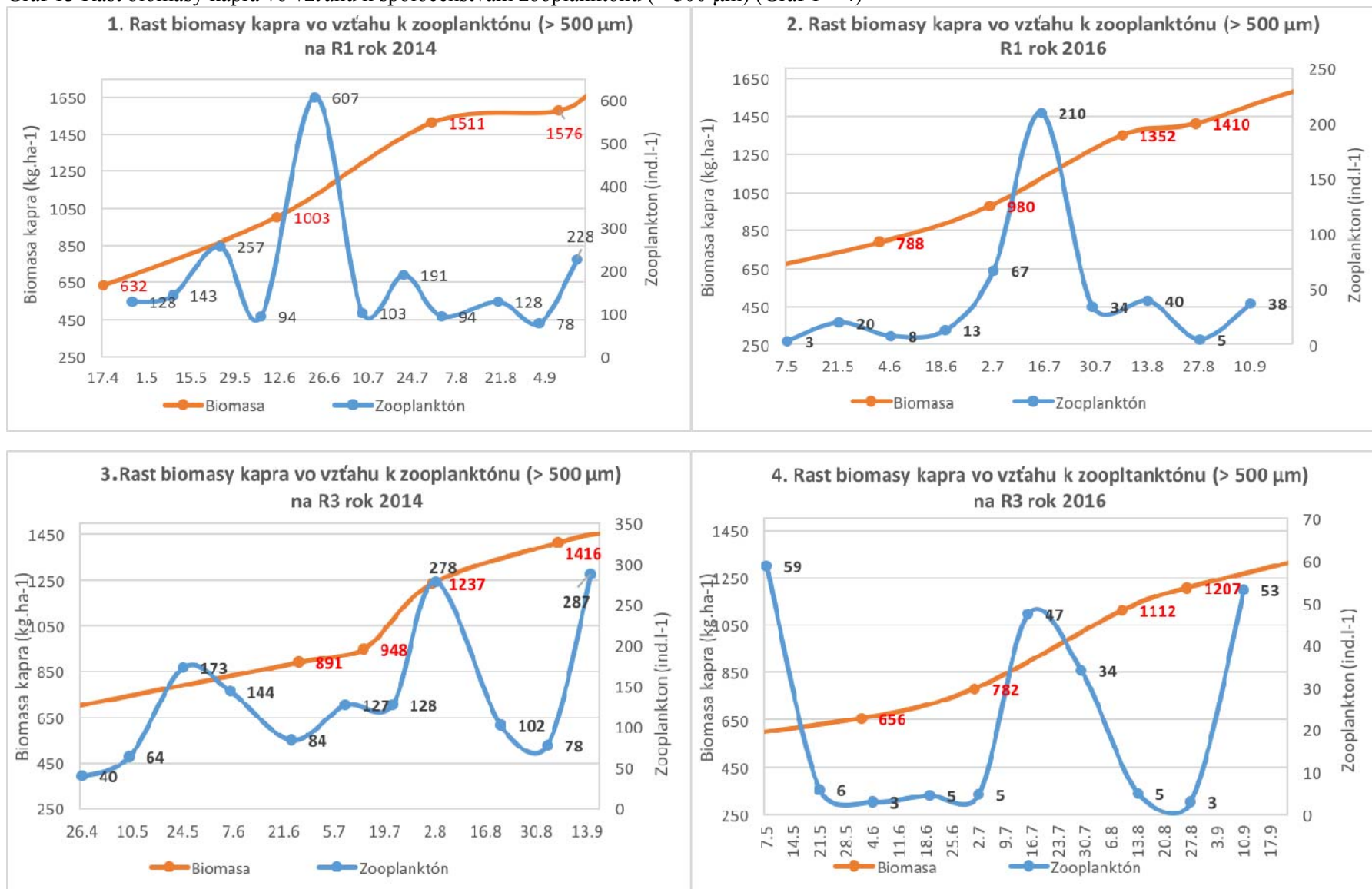
Graf 11 Prehľad vývoja celkového zooplanktónu podľa zastúpenia taxónov počas sezón 2014 a 2016 na R1 a R3 (Graf 1 – 4)



Graf 12 Prehľad vývoja zooplanktónu (> 500 µm) podľa zastúpenia taxónov počas sezón 2014 a 2016 na R1 a R3 (Graf 1 – 4)



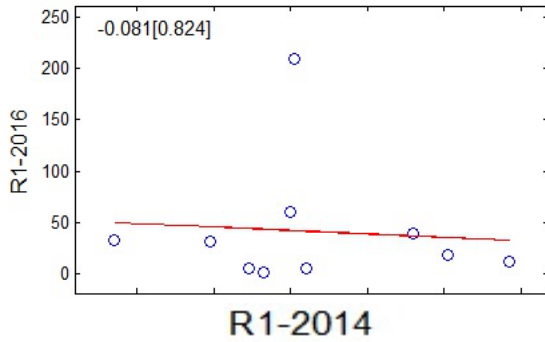
Graf 13 Rast biomasy kapra vo vzťahu k spoločenstvám zooplanktónu (> 500 µm) (Graf 1 – 4)



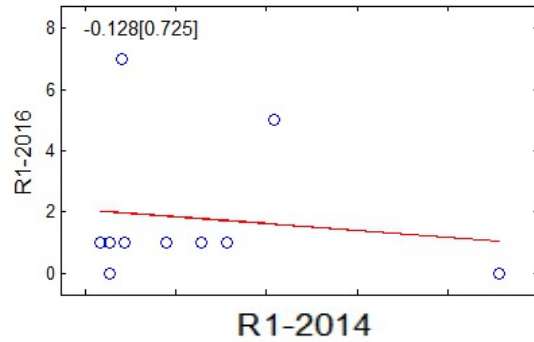
Tabuľka 0-11 Výsledky Spearman korelácie skupín zooplanktónu podľa radov (Cladocera = cla; Copepoda = cop; Rotifera = rot; plan = plankton celkom za skupinu)

Spearman correlation - zooplankton 0,5 mm rady Cladocera, Copepoda, Rotifera, plankton celkom za rady+C1:L25					odlišnosť			
RHO - hodnota korelácie					PVAL - dôveryhodnosť korelácie			
cla500	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016
R1-2014	1	0,018182	0,430303	-0,560986	1	0,96024	0,214492	0,091578
R1-2016	0,018182	1	-0,2	0,274395	0,96024	1	0,579584	0,442949
R3-2014	0,430303	-0,2	1	-0,743916	0,214492	0,579584	1	0,013628
R3-2016	-0,560986	0,274395	-0,743916	1	0,091578	0,442949	0,013628	1
cop500	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016
R1-2014	1	-0,006875	0,674775	0,670246	1	0,984961	0,032312	0,03394
R1-2016	-0,006875	1	0,520927	-0,121062	0,984961	1	0,122605	0,739024
R3-2014	0,674775	0,520927	1	0,389249	0,032312	0,122605	1	0,266224
R3-2016	0,670246	-0,121062	0,389249	1	0,03394	0,739024	0,266224	1
rot500	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016
R1-2014	1	0,591797	0,552147	-0,158613	1	0,071501	0,097936	0,661632
R1-2016	0,591797	1	0,182761	0,092936	0,071501	1	0,613299	0,798448
R3-2014	0,552147	0,182761	1	-0,034481	0,097936	0,613299	1	0,924662
R3-2016	-0,158613	0,092936	-0,034481	1	0,661632	0,798448	0,924662	1
plan500	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016
R1-2014	1	0,182372	0,115502	0,472258	1	0,614068	0,750683	0,168143
R1-2016	0,182372	1	0,442424	0,172328	0,614068	1	0,200423	0,634029
R3-2014	0,115502	0,442424	1	0,221565	0,750683	0,200423	1	0,538428
R3-2016	0,472258	0,172328	0,221565	1	0,168143	0,634029	0,538428	1
Spearman correlation - zooplankton celkový; rady Cladocera, Copepoda, Rotifera, plankton celkom za rady					odlišnosť			
RHO - hodnota korelácie					PVAL - dôveryhodnosť korelácie			
cla	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016
R1-2014	1	0,127273	0,515152	0,042424	1	0,726057	0,127553	0,907364
R1-2016	0,127273	1	0,551515	-0,248485	0,726057	1	0,098401	0,488776
R3-2014	0,515152	0,551515	1	-0,478788	0,127553	0,098401	1	0,161523
R3-2016	0,042424	-0,248485	-0,478788	1	0,907364	0,488776	0,161523	1
cop	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016
R1-2014	1	-0,066667	0,587879	-0,357576	1	0,854813	0,073878	0,310376
R1-2016	-0,066667	1	0,369697	0,10303	0,854813	1	0,29305	0,776998
R3-2014	0,587879	0,369697	1	-0,284848	0,073878	0,29305	1	0,425038
R3-2016	-0,357576	0,10303	-0,284848	1	0,310376	0,776998	0,425038	1
rot	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016
R1-2014	1	0,139394	0,769697	0,539394	1	0,700932	0,009222	0,107593
R1-2016	0,139394	1	0,466667	-0,030303	0,700932	1	0,173939	0,933773
R3-2014	0,769697	0,466667	1	0,369697	0,009222	0,173939	1	0,29305
R3-2016	0,539394	-0,030303	0,369697	1	0,107593	0,933773	0,29305	1
plan	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016	R1-2014	R1-2016	R3-2014	R3-2016
R1-2014	1	-0,29697	0,066667	-0,018182	1	0,404702	0,854813	0,96024
R1-2016	-0,29697	1	0,527273	-0,309091	0,404702	1	0,117308	0,384841
R3-2014	0,066667	0,527273	1	0,260606	0,854813	0,117308	1	0,467089
R3-2016	-0,018182	-0,309091	0,260606	1	0,96024	0,384841	0,467089	1

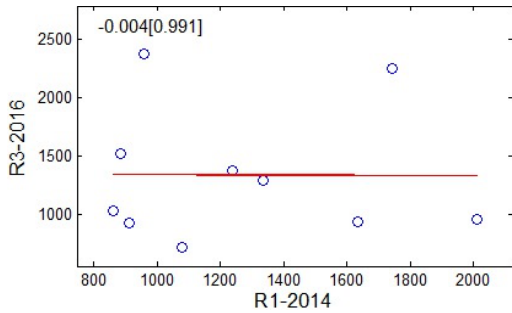
Korelačný vzťah – perloočky 0,5 mm (clad500) – $\rho=0,0182$; $p\text{val}=0,9602$



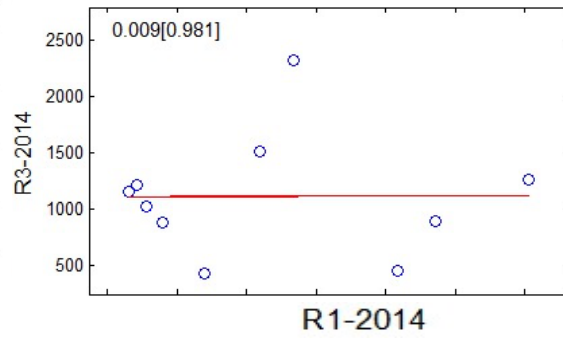
Korelačný vzťah – klanonožci 0,5 mm (cop500) – $\rho=0,103$; $p\text{val}=0,777$



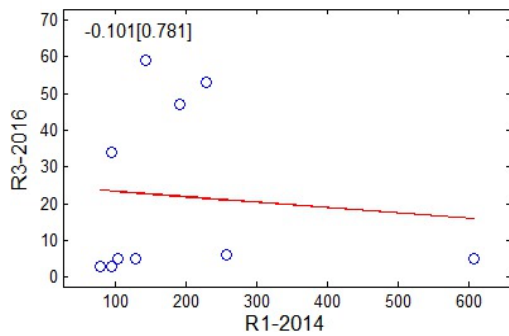
Korelačný vzťah – zooplankton celkom (plan) – $\rho=-0,018$; $p\text{val}=0,9602$



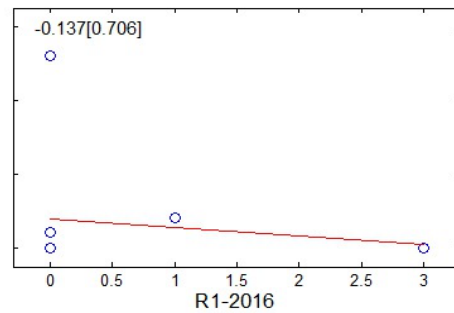
Korelačný vzťah – zooplankton celkom (plan) – $\rho=-0,0667$; $p\text{val}=0,8548$



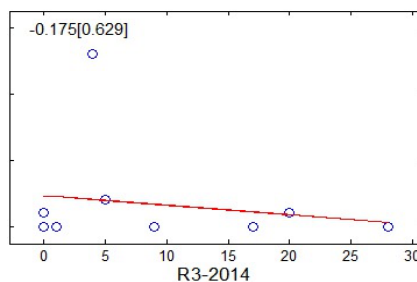
Korelačný vzťah – zooplankton 0,5 mm (plan500) – $\rho=0,4723$; $p\text{val}=0,1681$



Korelačný vzťah – vírnici 0,5 mm (rot500) – $\rho=0,0929$; $p\text{val}=0,7984$



Korelačný vzťah – vírnici 0,5 mm (rot500) – $\rho=-0,034$; $p\text{val}=0,9247$



Tabuľka 0-12 Spearman korelácia – výsledky rho hodnoty

		R1 2014								R1 2016								R3 2014								R3 2016								
		'cla'	'cop'	'rot'	'plan'	'cla500'	'cop500'	'rot500'	'plan500'	'cla'	'cop'	'rot'	'plan'	'cla500'	'cop500'	'rot500'	'plan500'	'cla'	'cop'	'rot'	'plan'	'cla500'	'cop500'	'rot500'	'plan500'	'cla'	'cop'	'rot'	'plan'	'cla500'	'cop500'	'rot500'	'plan500'	
R1	2014	cla'	1	-0,68485	0,00606	0,62424	0,06667	-0,35259	-0,50001	-0,20669	0,12727	-0,32121	-0,17576	0,04242	-0,23636	-0,17136	-0,35465	-0,23636	0,51515	-0,41818	-0,18788	-0,01818	0,34545	-0,55152	0,19513	-0,79394	0,04242	0,47879	-0,16364	-0,29697	-0,07927	-0,09731	0,22619	-0,04924
		'cop'	-0,68485	1	-0,2	-0,22424	-0,04242	0,56535	0,61587	0,5228	-0,18788	-0,06667	0,56364	0,15152	0,57576	0,2399	0,51035	0,57576	-0,66061	0,58788	0,05455	-0,06667	-0,64848	0,67273	0,12195	0,53939	-0,0303	-0,35758	-0,2	-0,12727	0,2622	0,30491	0,17821	0,36312
		'rot'	0,00606	-0,2	1	0,40606	0,11515	-0,7538	0,5305	-0,63222	0,32121	0,47879	0,13939	0,05455	-0,0303	-0,25361	0,1038	-0,0303	0,15152	-0,12727	0,7697	0,51515	0,6	-0,55152	0,71343	-0,06667	-0,18788	-0,11515	0,53939	0,35758	-0,60977	-0,56441	-0,56891	-0,82471
		'plan'	0,62424	-0,22424	0,40606	1	-0,26061	-0,53496	0,24391	-0,43161	-0,21212	-0,23636	0,2	-0,29697	-0,10303	-0,14394	0,00865	-0,10303	-0,01818	-0,17576	0,33333	0,06667	0,12727	-0,55152	0,65855	-0,63636	0,16364	0,21212	0,00606	-0,01818	-0,04268	-0,04541	-0,04113	-0,12309
		'cla500'	0,06667	-0,04242	0,11515	-0,26061	1	0,09119	0,09756	0,46201	0,3697	-0,23636	0,07879	0,39394	0,01818	-0,35642	0,0173	0,01818	0,46667	-0,56364	-0,24848	-0,05455	0,4303	-0,29697	-0,02439	-0,24848	-0,80606	-0,01818	-0,06667	-0,66061	-0,56099	-0,11677	0,27417	-0,37543
		'cop500'	-0,35259	0,56535	-0,7538	-0,53496	0,09119	1	-0,05199	0,83841	-0,35259	-0,18237	0,05471	0,06079	0,03647	-0,00688	0,30367	0,03647	-0,36474	0,31003	-0,68085	-0,60791	-0,6383	0,67478	-0,55352	0,25532	0,07295	-0,01216	-0,47417	-0,30395	0,25077	0,67025	0,41939	0,5556
		'rot500'	-0,50001	0,61587	0,5305	0,24391	0,09756	-0,05199	1	-0,00612	-0,2561	0,08537	0,54269	-0,15854	0,15854	-0,18275	0,5918	0,15854	-0,45123	0,12195	0,48172	0,05488	-0,07317	-0,04878	0,55215	0,12805	-0,2683	-0,2744	0,17073	0,03659	-0,33129	0,06527	-0,15861	-0,3189
'plan500'	-0,20669	0,5228	-0,63222	-0,43161	0,46201	0,83841	-0,00612	1	-0,09119	-0,40122	0,02432	0,16413	0,18237	0,0275	0,06507	0,18237	-0,12766	0,01216	-0,71733	-0,52888	-0,44377	0,45593	-0,44954	0,1155	-0,18845	-0,15806	-0,45593	-0,54711	0,20489	0,50431	0,41939	0,47226		
R1	2016	cla'	0,12727	-0,18788	0,32121	-0,21212	0,3697	-0,35259	-0,2561	-0,09119	1	0,30909	-0,06667	0,7697	0,53939	0,3153	-0,4152	0,53939	0,55152	0,09091	0,21212	0,69697	0,49091	-0,00606	0,2622	0,26061	-0,24848	-0,15152	0,30909	0,04242	-0,18293	-0,73957	-0,18507	-0,35697
		'cop'	-0,32121	-0,06667	0,47879	-0,23636	-0,23636	-0,18237	0,08537	-0,40122	0,30909	1	-0,26061	0,24848	-0,10303	-0,00685	0,23355	-0,10303	-0,00606	0,3697	0,4303	0,45455	0,11515	0,23636	0,06098	0,57576	0,34545	0,10303	0,18788	0,68485	-0,18903	-0,17516	-0,77454	-0,34466
		'rot'	-0,17576	0,56364	0,13939	0,2	0,07879	0,05471	0,54269	0,02432	-0,06667	-0,26061	1	0,33333	0,55152	-0,20563	0,51035	0,55152	-0,51515	0,38182	0,46667	0,09091	-0,24848	0,05455	0,61587	-0,05455	-0,27273	-0,23636	-0,0303	-0,40606	-0,14025	-0,16219	0,50036	-0,05339
		'plan'	0,04242	0,15152	0,05455	-0,29697	0,39394	0,06079	-0,15854	0,16413	0,7697	0,24848	0,33333	1	0,62424	0,09596	0,1038	0,62424	0,21212	0,33333	0,15152	0,52727	0,06667	0,30909	0,23781	0,28485	-0,23636	0,05455	-0,15152	-0,30909	-0,12195	-0,38925	0,1645	-0,08616
		'cla500'	-0,23636	0,57576	-0,0303	-0,10303	0,01818	0,03647	0,15854	0,18237	0,53939	-0,10303	0,55152	0,62424	1	0,56205	-0,0692	1	-0,16364	0,58788	0,27273	0,50303	-0,2	0,44242	0,42074	0,44242	-0,12727	-0,41818	0,10303	-0,12727	0,2744	-0,42817	0,23305	0,17233
		'cop500'	-0,17136	-0,2399	-0,25361	-0,14394	-0,35642	-0,00688	-0,18275	0,0275	-0,3153	-0,00685	-0,20563	0,09596	0,56205	1	-0,35218	0,56205	0,17136	0,36328	-0,10281	0,48666	-0,10967	0,52093	0,04483	0,51407	0,11652	-0,06169	0,11652	0,30159	-0,20776	-0,12106	-0,06202	0,38283
		'rot500'	-0,35465	0,51035	0,1038	0,00865	0,0173	0,30367	0,5918	0,06507	-0,4152	0,23355	0,51035	0,1038	-0,0692	-0,35218	1	-0,0692	-0,4498	0,21625	0,23355	-0,0173	-0,37195	0,2941	0,18276	0,1384	-0,11245	0,37195	-0,4498	-0,2076	-0,20887	0,49537	0,09294	0,02635
'plan500'	-0,23636	0,57576	-0,0303	-0,10303	0,01818	0,03647	0,15854	0,18237	0,53939	-0,10303	0,55152	0,62424	1	0,56205	-0,0692	1	-0,16364	0,58788	0,27273	0,50303	-0,2	0,44242	0,42074	0,44242	-0,12727	-0,41818	0,10303	-0,12727	0,2744	-0,42817	0,23305	0,17233		
R3	2014	cla'	0,51515	-0,66061	0,15152	-0,01818	0,46667	-0,36474	-0,45123	-0,12766	0,55152	-0,00606	-0,51515	0,21212	-0,16364	0,17136	-0,4498	-0,16364	1	-0,58788	-0,28485	0,35758	0,79394	-0,39394	-0,04878	-0,30909	-0,47879	0,41818	0,17576	-0,11515	-0,39635	-0,3114	-0,00685	-0,39389
		'cop'	-0,41818	0,58788	-0,12727	-0,17576	-0,56364	0,31003	0,12195	0,01216	0,09091	0,3697	0,38182	0,33333	0,58788	0,36328	0,21625	0,58788	-0,58788	1	0,27273	0,2	-0,53939	0,70909	0,20122	0,63636	0,50303	-0,28485	0,06667	0,39394	0,35976	-0,07785	-0,05483	0,27696
		'rot'	-0,18788	0,05455	0,7697	0,33333	-0,24848	-0,68085	0,48172	-0,71733	0,21212	0,4303	0,46667	0,15152	0,27273	-0,10281	0,23355	0,27273	-0,28485	0,27273	1	0,6	0,15152	-0,22424	0,70123	0,18788	0,07879	-0,23636	0,3697	0,35758	-0,17683	-0,56441	-0,41811	-0,44313
		'plan'	-0,01818	-0,06667	0,51515	0,06667	-0,05455	-0,60791	0,05488	-0,52888	0,69697	0,45455	0,09091	0,52727	0,50303	0,48666	-0,0173	0,50303	0,35758	0,2	0,6	1	0,3697	0,06667	0,49391	0,3697	-0,15152	0,13939	0,23636	0,26061	-0,07317	-0,59036	-0,32901	-0,29542
		'cla500'	0,34545	-0,64848	0,6	0,12727	0,4303	-0,6383	-0,07317	-0,44377	0,49091	0,11515	-0,24848	0,06667	-0,2	-0,10967	-0,37195	-0,2	0,79394	-0,53939	0,15152	0,3697	1	-0,70909	0,30488	-0,3697	-0,55152	0,09091	0,62424	0,10303	-0,74392	-0,6228	-0,15079	-0,84318
		'cop500'	-0,55152	0,67273	-0,55152	-0,55152	-0,29697	0,67478	-0,04878	0,45593	-0,00606	0,23636	0,05455	0,30909	0,44242	0,52093	0,2941	0,44242	-0,39394	0,70909	-0,22424	0,06667	-0,70909	1	-0,35367	0,78182	0,32121	-0,00606	-0,39394	0,10303	0,56708	0,38925	0,04113	0,64623
		'rot500'	0,19513	0,12195	0,71343	0,65855	-0,02439	-0,55352	0,55215	-0,44954	0,2622	0,06098	0,61587	0,23781	0,42074	-0,04483	0,18276	0,42074	-0,04878	0,20122	0,70123	0,49391	0,30488	-0,35367	1	-0,21342	-0,18293	-0,10366	0,36586	0,04268	-0,38037	-0,51238	-0,03448	-0,50467
'plan500'	-0,79394	0,53939	-0,06667	-0,63636	-0,24848	0,25532	0,12805	0,1155	0,26061	0,57576	-0,05455	0,28485	0,44242	0,51407	0,1384	0,44242	-0,30909	0,63636	0,18788	0,3697	-0,3697	0,78182	-0,21342	1	0,24848	-0,30909	0,05455	0,46667	0,35367	-0,03892	-0,41811	0,22156		
R3	2016	cla'	0,04242	-0,0303	-0,18788	0,16364	-0,80606	0,07295	-0,2683	-0,18845	-0,24848	0,34545	-0,27273	-0,23636	-0,12727	0,11652	-0,11245	-0,12727	-0,47879	0,50303	0,07879	-0,15152	-0,55152	0,32121	-0,18293	0,24848	1	-0,04242	-0,16364	0,56364	0,63416	0,21409	-0,43868	0,46775
		'cop'	0,47879	-0,35758	-0,11515	0,21212	-0,01818	-0,01216	-0,2744	-0,15806	-0,15152	0,10303	-0,23636	0,05455	-0,41818	-0,06169	0,37195	-0,41818	0,41818	-0,28485	-0,23636	0,13939	0,09091	-0,00606	-0,10366	-0,30909	-0,04242	1	-0,55152	-0,21212	-0,09756	0,44764	0,10967	0,11078
		'rot'	-0,16364	-0,2	0,53939	0,00606	-0,06667	-0,47417	0,17073	-0,45593	0,30909	0,18788	-0,0303	-0,15152	0,10303	0,11652	-0,4498	0,10303	0,17576	0,06667	0,3697	0,23636	0,62424	-0,39394	0,36586	0,05455	-0,16364	-0,55152	1	0,56364	-0,44513	-0,73957	-0,26732	-0,70162
		'plan'	-0,29697	-0,12727	0,35758	-0,01818	-0,66061	-0,30395	0,03659	-0,54711	0,04242	0,68485	-0,40606	-0,30909	-0,12727	0,30159	-0,2076	-0,12727	-0,11515	-0,39394	0,35758	0,26061	0,10303	0,10303	0,04268	0,46667	-0,12727	0,56364	1	0,07927	-0,24652	-0,76083	-0,22156	
		'cla500'	-0,07927	0,2622	-0,60977	-0,04268	-0,56099	0,25077																										

Tabuľka 0-13 Spearman korelácia – výsledky pval hodnoty

		R1 2014								R1 2016								R3 2014								R3 2016									
		'cla'	'cop'	'rot'	'plan'	'cla500'	'cop500'	'rot500'	'plan500'	'cla'	'cop'	'rot'	'plan'	'cla500'	'cop500'	'rot500'	'plan500'	'cla'	'cop'	'rot'	'plan'	'cla500'	'cop500'	'rot500'	'plan500'	'cla'	'cop'	'rot'	'plan'	'cla500'	'cop500'	'rot500'	'plan500'		
1	R1	2014	cla'	1	0,02888	0,98674	0,05372	0,85481	0,31766	0,1411	0,5667	0,72606	0,36547	0,62719	0,90736	0,510885318	0,63597	0,31464	0,51089	0,12755	0,22911	0,60322	0,96024	0,32823	0,0984	0,58905	0,0061	0,90736	0,16152	0,65148	0,4047	0,82768	0,78913	0,52975	0,89256
2			'cop'	0,02888	1	0,57958	0,5334	0,90736	0,08854	0,05799	0,12103	0,60322	0,85481	0,08972	0,67607	0,081552815	0,50439	0,13176	0,08155	0,03759	0,07388	0,88104	0,85481	0,04254	0,03304	0,73716	0,10759	0,93377	0,31038	0,57958	0,72606	0,46427	0,39163	0,62231	0,30239
3			'rot'	0,98674	0,57958	1	0,24428	0,75142	0,01179	0,11467	0,04985	0,36547	0,16152	0,70093	0,88104	0,933772958	0,47956	0,77537	0,93377	0,67607	0,72606	0,00922	0,12755	0,06669	0,0984	0,02052	0,85481	0,60322	0,75142	0,10759	0,31038	0,06124	0,08919	0,08611	0,00332
4			'plan'	0,05372	0,5334	0,24428	1	0,46709	0,11109	0,49708	0,21295	0,55631	0,51089	0,57958	0,4047	0,776998463	0,69157	0,98108	0,777	0,96024	0,62719	0,34659	0,85481	0,72606	0,0984	0,0384	0,04791	0,65148	0,55631	0,98674	0,96024	0,9068	0,90086	0,91019	0,73478
5			'cla500'	0,85481	0,90736	0,75142	0,46709	1	0,80218	0,7886	0,17886	0,29305	0,51089	0,82872	0,26	0,960240418	0,31205	0,96217	0,96024	0,17394	0,08972	0,48878	0,88104	0,21449	0,4047	0,94668	0,48878	0,00486	0,96024	0,85481	0,03759	0,09158	0,74801	0,44334	0,28504
6			'cop500'	0,31766	0,08854	0,01179	0,11109	0,80218	1	0,88658	0,00244	0,31766	0,61407	0,88068	0,86751	0,92031846	0,98496	0,39366	0,92032	0,30007	0,38332	0,03021	0,06225	0,04702	0,03231	0,09693	0,47649	0,84127	0,97341	0,16619	0,3932	0,48466	0,03394	0,22764	0,09542
7			'rot500'	0,1411	0,05799	0,11467	0,49708	0,7886	0,88658	1	0,98662	0,4751	0,81461	0,10504	0,66178	0,661780975	0,61332	0,0715	0,66178	0,19055	0,73716	0,15861	0,88031	0,84079	0,89354	0,09794	0,72444	0,45355	0,44295	0,63722	0,92008	0,34974	0,85782	0,66163	0,36913
8			'plan500'	0,5667	0,12103	0,04985	0,21295	0,17886	0,00244	0,98662	1	0,80218	0,2505	0,94684	0,65047	0,614067751	0,93989	0,85826	0,61407	0,72525	0,97341	0,01953	0,11599	0,19889	0,1854	0,19242	0,75068	0,60209	0,66276	0,1854	0,10168	0,57014	0,13717	0,22764	0,16814
9	R1	2016	cla'	0,72606	0,60322	0,36547	0,55631	0,29305	0,31766	0,4751	0,80218	1	0,38484	0,85481	0,00922	0,107593188	0,37486	0,23279	0,10759	0,0984	0,80277	0,55631	0,0251	0,14966	0,98674	0,46427	0,46709	0,48878	0,67607	0,38484	0,90736	0,61296	0,01449	0,60875	0,31126
10			'cop'	0,36547	0,85481	0,16152	0,51089	0,51089	0,61407	0,81461	0,2505	0,38484	1	0,46709	0,48878	0,776998463	0,98501	0,51608	0,777	0,98674	0,29305	0,21449	0,1869	0,75142	0,51089	0,86711	0,08155	0,32823	0,777	0,60322	0,02888	0,60096	0,62837	0,00852	0,32942
11			'rot'	0,62719	0,08972	0,70093	0,57958	0,82872	0,88068	0,10504	0,94684	0,85481	0,46709	1	0,34659	0,098401177	0,56873	0,13176	0,0984	0,12755	0,27626	0,17394	0,80277	0,48878	0,88104	0,05799	0,88104	0,44584	0,51089	0,93377	0,24428	0,69917	0,6544	0,14078	0,8792
12			'plan'	0,90736	0,67607	0,88104	0,4047	0,26	0,86751	0,66178	0,65047	0,00922	0,48878	0,34659	1	0,053717767	0,79201	0,77537	0,05372	0,55631	0,34659	0,67607	0,11731	0,85481	0,38484	0,50823	0,42504	0,51089	0,88104	0,67607	0,38484	0,73716	0,26622	0,64973	0,81291
13			'cla500'	0,51089	0,08155	0,93377	0,777	0,96024	0,92032	0,66178	0,61407	0,10759	0,777	0,0984	0,05372	1	0,09083	0,84935	0	0,65148	0,07388	0,44584	0,13833	0,57958	0,20042	0,22598	0,20042	0,72606	0,22911	0,777	0,72606	0,44295	0,21702	0,51701	0,63403
14			'cop500'	0,63597	0,50439	0,47956	0,69157	0,31205	0,98496	0,61332	0,93989	0,37486	0,98501	0,56873	0,79201	0,090828797	1	0,31826	0,09083	0,63597	0,30216	0,77746	0,15376	0,76296	0,12261	0,90214	0,12849	0,74854	0,86557	0,74854	0,39708	0,10876	0,73902	0,86486	0,27488
15			'rot500'	0,31464	0,13176	0,77537	0,98108	0,96217	0,39366	0,0715	0,85826	0,23279	0,51608	0,13176	0,77537	0,849348002	0,31826	1	0,84935	0,19213	0,54846	0,51608	0,96217	0,28989	0,40947	0,6133	0,70298	0,7571	0,28989	0,19213	0,56495	0,56251	0,14543	0,79845	0,94239
16			'plan500'	0,51089	0,08155	0,93377	0,777	0,96024	0,92032	0,66178	0,61407	0,10759	0,777	0,0984	0,05372	0	0,09083	0,84935	1	0,65148	0,07388	0,44584	0,13833	0,57958	0,20042	0,22598	0,20042	0,72606	0,22911	0,777	0,72606	0,44295	0,21702	0,51701	0,63403
17	R3	2014	cla'	0,12755	0,03759	0,67607	0,96024	0,17394	0,30007	0,19055	0,72525	0,0984	0,98674	0,12755	0,55631	0,651477343	0,63597	0,19213	0,65148	1	0,07388	0,42504	0,31038	0,0061	0,26	0,89354	0,38484	0,16152	0,22911	0,62719	0,75142	0,25683	0,38111	0,98501	0,26006
18			'cop'	0,22911	0,07388	0,72606	0,62719	0,08972	0,38332	0,73716	0,97341	0,80277	0,29305	0,27626	0,34659	0,073877707	0,30216	0,54846	0,07388	0,07388	1	0,44584	0,57958	0,10759	0,02167	0,57722	0,04791	0,13833	0,42504	0,85481	0,26	0,30721	0,83073	0,88041	0,43853
19			'rot'	0,60322	0,88104	0,00922	0,34659	0,48878	0,03021	0,15861	0,01953	0,55631	0,21449	0,17394	0,67607	0,445838342	0,77746	0,51608	0,44584	0,42504	0,44584	1	0,06669	0,67607	0,5334	0,02385	0,60322	0,82872	0,51089	0,29305	0,31038	0,62505	0,08919	0,2292	0,19962
20			'plan'	0,96024	0,85481	0,12755	0,85481	0,88104	0,06225	0,88031	0,11599	0,0251	0,1869	0,80277	0,11731	0,138333698	0,15376	0,96217	0,13833	0,31038	0,57958	0,06669	1	0,29305	0,85481	0,1468	0,29305	0,67607	0,70093	0,51089	0,46709	0,84079	0,07237	0,35327	0,40728
21			'cla500'	0,32823	0,04254	0,06669	0,72606	0,21449	0,04702	0,84079	0,19889	0,14966	0,75142	0,48878	0,85481	0,579584	0,76296	0,28989	0,57958	0,0061	0,10759	0,67607	0,29305	1	0,02167	0,39168	0,29305	0,0984	0,80277	0,05372	0,777	0,01363	0,05444	0,67754	0,00218
22			'cop500'	0,0984	0,03304	0,0984	0,0984	0,4047	0,03231	0,89354	0,1854	0,98674	0,51089	0,88104	0,38484	0,200422687	0,12261	0,40947	0,20042	0,26	0,02167	0,5334	0,85481	0,02167	1	0,31608	0,00755	0,36547	0,98674	0,26	0,777	0,08735	0,26622	0,91019	0,04351
23			'rot500'	0,58905	0,73716	0,02052	0,0384	0,94668	0,09693	0,09794	0,19242	0,46427	0,86711	0,05799	0,50823	0,225981976	0,90214	0,6133	0,22598	0,89354	0,57722	0,02385	0,1468	0,39168	0,31608	1	0,55384	0,61296	0,77566	0,29848	0,9068	0,27824	0,12997	0,92466	0,13685
24			'plan500'	0,0061	0,10759	0,85481	0,04791	0,48878	0,47649	0,72444	0,75068	0,46709	0,08155	0,88104	0,42504	0,200422687	0,12849	0,70298	0,20042	0,38484	0,04791	0,60322	0,29305	0,29305	0,00755	0,55384	1	0,48878	0,38484	0,88104	0,17394	0,31608	0,91498	0,2292	0,53843
25	R3	2016	cla'	0,90736	0,93377	0,60322	0,65148	0,00486	0,84127	0,45355	0,60209	0,48878	0,32823	0,44584	0,51089	0,726057015	0,74854	0,7571	0,72606	0,16152	0,13833	0,82872	0,67607	0,0984	0,36547	0,61296	0,48878	1	0,90736	0,65148	0,08972	0,04894	0,55256	0,20472	0,17281
26			'cop'	0,16152	0,31038	0,75142	0,55631	0,96024	0,97341	0,44295	0,66276	0,67607	0,777	0,51089	0,88104	0,229112841	0,86557	0,28989	0,22911	0,22911	0,42504	0,51089	0,70093	0,80277	0,98674	0,77566	0,38484	0,90736	1	0,0984	0,55631	0,7886	0,19454	0,76296	0,76062
27			'rot'	0,65148	0,57958	0,10759	0,98674	0,85481	0,16619	0,63722	0,1854	0,38484	0,60322	0,93377	0,67607	0,776998463	0,74854	0,19213	0,777	0,62719	0,85481	0,29305	0,51089	0,05372	0,26	0,29848	0,88104	0,65148	0,0984	1	0,08972	0,1973			

Abstrakt

Ovĕření možnosti dlouhodobĕ udržitelnĕ akvakultury na Bohel'ovskĕch rybnĕcĕch

Zĕmerom práce bolo overiť v produkĕnom rybĕrstve vplyv chovu rĕb na ekosystĕm rybnĕkov. Pozorovanie prebiehalo poĕas sezony 2014 a 2016 na Bohel'ovskĕch rybnĕkoch R1 a R3. Sledované boli parametre RKK, SGR, prirodzenĕ produkcia rybnĕkov a celkovĕ produkcia. Z chemikĕlno-fyzikĕlnych parametrov bol sledovaný vĕvoj zĕkladnĕch parametrov v dvojtĕždňovĕch intervaloch; kyslĕk, pH, priehľadnosť, teplota a nerozpustnĕ lĕtky. S cieľom posŕdiť aktuĕlnu trofiu na rybnĕkoch boli sledovaný chlorfĕyl-*a*, celkovĕ fosfor a celkovĕ dusĕk.

Z hľadiska posŕdenia vplyvu na spoloĕenstvo vodnĕch organizmov bola pozorovanĕ v dvojtĕždennĕch intervaloch sukcesia zooplanktŕnu, rozdelenĕ do taxonomickĕch radov na Cladocera, Copepoda a Rotifera. Sŕĕasťou pozorovania bola aj v pravidelnĕch intervaloch kontrolovanĕ biomasa neĕiaducĕch rĕb, ktorĕ dosiahla **44,5 kg.ha⁻¹** na rybnĕku R3. Dominantnĕm druhom bola plotica (*Rutilus rutilus*). Poĕas sezŕn sa vykonĕvali kontrolnĕ odlovy, na zĕklade ktorĕch sa odhadovala aktuĕlna biomasa obsĕdok kapra. Celkovĕ produkcia sa pohybovala v hodnotĕch od 922,1–1181,5 kg.ha⁻¹. Űroveň RKK bola 2,73 – 3,26. Hodnotu SGR 0,902 %.deň⁻¹ bola dosiahnutĕ u obsĕdky K₁₋₂.

Vysokĕ obsĕdky kapra ovplyvňovali spoloĕenstvá zooplaktŕnu. Poĕas pozorovania nebol zaznamenanĕ vĕskyt strednĕho zooplanktŕnu. Prevaĕujŕce druhy z radov perlooĕiek boli *Bosmina longirostris*, *Dafnia galeata*, *D. parvula*. Z radu klanonoĕcov *Acanthocyclops trajani* a z radu rotifera *Brachionus calycifloris*, *Asplanchna priodonta*, *Polyartha sp.*. Spearmanova korelĕcia potvrdila odliĕnosť celkovĕho zooplanktŕnu na R1 vo vzťahu k rybnĕku R3 v obidvoch sezŕnach (R3 2014: rho=0,066; pval=0,854; R3 2016 rho=-0,018; pval=0,96). Inedx TSI preukĕzal stav hypertrofie na obidvoch rybnĕkoch. Index dosiahol priemernŕ hodnotu 78,3 (±6,2) na rybnĕku R1 a 75,6 (±3,8) na rybnĕku R3. Najniĕĕšie priemernĕ hodnoty kyslĕka boli na rybnĕku R3 v roku 2016 v hodnote **3,2 mg.l⁻¹** (±2,0).

S ohľadom na negatĕvny vĕvoj stavu zĕkladnĕch parametrov (deficity kyslĕka, priehľadnosti) a stavu trofie bolo navrhnutĕ obmedzenie intenzity hospodĕrenia: znĕzenĕ obsĕdky kapra na 1/3 s vyjadrenĕm finanĕnej straty z produkcie. Potreba znĕzenia obsĕdok je jedinou moĕnosťou, ako rybnĕky dlhodobo udržať. Ruku v ruku je potrebnĕ prijať rieĕenie kompenzĕciĕ, v zmysle aktuĕlne platnej eurŕpskej legislatĕvy.

KPŕĕĕovĕ slovĕ: rybnĕkĕrstvo, rybnĕky, zooplanktŕn, trvalĕ udrĕzatel'nosť, eutrofĕzĕcia

Abstract

Verifying the possibility of sustainability of aquaculture in the Bohel'ov fish ponds

The focus of the thesis was verifying the effects of fish breeding in production-oriented fish farming on the ecosystem of fish ponds. The observation was conducted in R1 and R3 Bohel'ov fish ponds in 2014 and 2016 seasons. The RKK and SGR parameters, the natural fish pond production and the overall production were monitored. The monitored chemical and physical parameters included the developments of the essential parameters at two-week intervals; oxygen, pH, transparency, temperature and insoluble substances. Chlorophyll-*a*, total phosphorus and total nitrogen were monitored to assess the timely trophy in the ponds.

To assess the effects on water organism community zooplankton succession by Cladocera, Copepoda and Rotifera taxonomic orders was monitored at two-week intervals. The monitoring also included periodical checking of the biomass of undesired fish that reached the value of **44,5 kg.ha⁻¹** in the R3 pond. Roach (*Rutilus rutilus*) was the dominating specie. Control fishing was carried out during the seasons to estimate the actual biomass of carp stock. The total production ranged between **922,1 – 1181,5 kg.ha⁻¹**. The RKK level was 2,73 – 3,26. The SGR value of 0,902 %.day⁻¹ was reached in stock C₁₋₂.

High carp stock influenced the zooplankton communities. During the observation no occurrence of the intermediate zooplankton was found. The prevailing species of the Cladocera order included *Bosmina longirostris*, *Daphnia galeata* and *D. parvula*. In the Cladocera order there was prevalence of *Acanthocyclops trajani* and in rotifera order there was prevalence of *Brachionus calycifloris*, *Asplanchna priodonta*, *Polyartha sp.* Spearman's correlation confirmed difference between the total zooplankton in R1 pond compared with R3 pond in both seasons (R3 2014: rho=0,066; pval=0,854; R3 2016 rho=-0,018; pval=0,96). The TSI index showed hypertrophic condition in both ponds. The average values of the index were 78,3 (±6,2) in R1 and 75,6 (±3,8) in R3. The lowest average oxygen values, namely **3,2 mg.l⁻¹** (±2,0), were in pond R3 in 2016.

Taking account of the adverse development of the essential parameters (oxygen and clarity deficits) and the status of the trophy certain limitation of the farming intensity was proposed, namely: reducing the carp stock down to 1/3 including a calculation of the production-related financial loss. Reducing the stock is the only way how to make the fish ponds sustainable. Relevant compensation, in line with the effective European regulations, needs to be addressed hand in hand with the proposed measures.

Key words: pond aquaculture, pond, zooplankton, sustainability, eutrofization