

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybnářství a ochrany vod

Výzkumný ústav rybnářský a hydrobiologický

Bakalářská práce

**Znečištění produkované kaprem obecným v závislosti  
na naplněnosti trávicího traktu**

**Autor:** Šárka Havlínová

**Vedoucí bakalářské práce:** Ing. Jana Máchová Ph.D.

**Konzultant bakalářské práce:** Ing. Olga Valentová

**Studijní program a obor:** Ekologie a ochrana prostředí, Ochrana vod

**Forma studia:** prezenční

**Ročník:** 3.

České Budějovice, 2016

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění, souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě. Zveřejnění je elektronickou formou v databázi STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne:

Podpis studenta

---

Šárka Havlínová

## **Poděkování**

Touto cestou bych ráda poděkovala své vedoucí práce Ing. Janě Máchové Ph.D. za cenné rady, trpělivost, ochotu a čas, který mi věnovala při psaní této práce. Neméně tak konzultantce Ing. Olze Valentové za metodické vedení a odbornou pomoc. Dále bych chtěla poděkovat dr. hab. Ing. Josefu Velíškovi, Ph.D. za pomoc při statistickém vyhodnocení dat a techničce Iloně Prokopové za pomoc v průběhu měření.

V neposlední řadě bych ráda poděkovala své rodině a blízkým přátelům, kteří mě podporovali po celou dobu studia.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
Fakulta rybářství a ochrany vod  
Akademický rok: 2014/2015

**ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE**  
(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Šárka HAVLÍNOVÁ**  
Osobní číslo: **V13B068P**  
Studijní program: **B1601 Ekologie a ochrana prostředí**  
Studijní obor: **Ochrana vod**  
Název tématu: **Znečištění produkované kaprem obecným v závislosti na  
naplněnosti trávicího traktu**  
Zadávací katedra: **Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický**

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

Rybářství představuje v současné době jedno z mála odvětví českého zemědělství, které při transformaci po roce 1989 nezaznamenalo stagnaci ani ve výrobě, ani v exportu. V současné době však musí rybáři řešit kromě tradičních problémů spojených s technologií chovu ryb, zdravotní problematikou a marketingem, ještě problémy ekologické, neboť se stále zpřísňují požadavky na kvalitu vody jak v rybnících, tak na kvalitu vody z rybníků vytékající. Souběžně se zvyšujícími se nároky na kvalitu vody se zostřují i spory mezi rybáři a vodohospodáři o to, do jaké míry se vlastní chov ryb a činnosti s ním spojené podílí na zatížení vody živinami i organickými látkami a do jaké míry jsou živiny v rybničním ekosystému zadržovány a přirozeným způsobem využívány. Jinými slovy - zda chov ryb v rybnících ovlivňuje kvalitu vody pozitivně či negativně. Vzhledem k tomu, že každý rybník, (jeho historie, hospodářská činnost v povodí, hydrologické poměry a způsob rybářského hospodaření) představuje svým způsobem originální jednotku, nelze předpokládat, že se na tuto otázku podaří nalézt jednoznačnou a obecně platnou odpověď. A to i z toho důvodu, že k formulaci odpovědi na tuto otázku je stále kritický nedostatek dat. Proto je cílem bakalářské práce kvantifikovat zatížení, které do vody vnášejí ryby v něm chované a přispět tak k řešení výše uvedené problematiky. Metodický postup:

Budou provedeny laboratorní pokusy, při kterých budou ryby, které neměly po dobu 4 dnů k dispozici žádnou potravu, zváženy a rozděleny do 6 akvárií s definovaným objemem vody. Po 24 hodinách budou ryby odloveny a veškerá voda z jednotlivých akvárií přefiltrována přes uhelon ( $40 \mu\text{m}$ ), čímž budou odděleny pevná a vodná fáze exkrementů. U pevné fáze exkrementů bude stanovena celková sušina a v ní koncentrace celkového fosforu a dusíku. Ve vzorcích vodné fáze budou stanoveny základní hydrochemické parametry, a to celkový dusík, dusičnany, celkový amoniak, celkový fosfor, fosforečnany a organické látky formou  $\text{BSK}_5$ ,  $\text{CHSK}_{Mn}$ , a  $\text{CHSK}_{Cr}$ . Ze získaných výsledků budou vypočteny produkce znečištění v přepočtu na 1 kg živé hmotnosti ryb za 24 hodin. Stejným způsobem bude postupováno v dalším pokusu s tím rozdílem, že rybám bude před zahájením pokusu (přelovením ryb do akvárií s čistou vodou) předkládáno krmivo (granule KP1 v množství 2% hmotnosti obsádky). Poslední dávku krmiva ryby dostanou těsně před přelovením a během následujících 24 hodin již ryby nebudou krmeny. Porovnáním hodnot produkce znečištění, které zaznamenáme u jednotlivých skupin ryb, získáme informace, do jaké míry se zvýší produkce znečištění podáním krmiva KP a také údaje jakou zátěž pro vodní prostředí představují ryby, kterým není předkládána potrava (např. při sádkování).

Rozsah grafických prací: 5 - 10 tabulek, 5 grafů

Rozsah pracovní zprávy: 30 - 50 stran

Forma zpracování bakalářské práce: tištěná

Seznam odborné literatury:

- Kouřil, J., Hamáčková, J., Stejskal, V., 2008. Recirkulační akvakulturní systémy pro chov ryb. Edice metodik, VÚRH JU, Vodňany, č. 85, 40 s.
- Máchová, J., Faina, R., Mráz, J., Picková, J., Valentová, O., Beránková, P., Sudová, E., Svobodová, Z., 2010. Vliv intenzity rybářského hospodaření na kvalitu vody v rybnících a kvalitu masa ryb. Bulletin VÚRH Vodňany 46 (1): 19-30.
- Máchová, J., Valentová, O., Faina, R., Svobodová, Z., Kroupová, H., Mráz, J., 2010. Znečištění produkované kaprem obecným z různých podmínek odchovu. Bulletin VÚRH Vodňany 46 (1): 31-38.
- Máchová, J., Valentová, O., Faina, R., Svobodová, Z., Kroupová, H., 2011. Water pollution by common carp originating from different pond management systems. In: Diversification in Inland Finfish Aquaculture. 16-18 May 2011. Pisek, Czech Republic, p. 107.
- Pitter, P., 2009. Hydrochemie. Nakladatelství VŠCHT Praha, 592s.
- Příkryl, I., Janeček, V., Rajdl, M., Filipová, O., 1983. Vliv intenzifikace rybářské výroby na kvalitu vody v rybnících [The effect of the intensification of fish production on pond water quality]. Bul. VÚRH Vodňany, 19 (4): 3-16.
- Rychly, J., Marina, B.A., 1977. The ammonia excretion of trout during a 24-hour period. Aquaculture, 11: 173-178.
- Stejskal, V., Kouril, J., Valentova, O., Hamackova, J., Policar, T., 2009. Size-related oxygen consumption and ammonia excretion of Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.) reared in a recirculating system. Aquaculture Research 41: 135-142

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Jana Máchová, Ph.D.

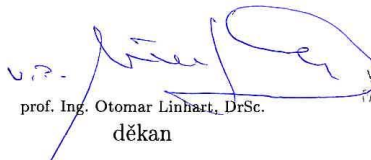
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Konzultant bakalářské práce: Ing. Olga Valentová

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Datum zadání bakalářské práce: 13. prosince 2014

Termín odevzdání bakalářské práce: 6. května 2016

  
prof. Ing. Otomar Linhart, DrSc.  
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA  
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD  
Zátiší 728/II  
389 25 Vodňany (2)

  
prof. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.  
ředitel

V Českých Budějovicích dne 25. dubna 2016

## Obsah

<b>1</b>	<b>Úvod</b> .....	<b>8</b>
<b>2</b>	<b>Literární přehled</b> .....	<b>9</b>
2.1	Základní vlastnosti vody .....	9
2.1.1	Organoleptické vlastnosti vody.....	11
2.2	Parametry kvality vody důležité z hlediska chovu ryb .....	13
2.3	Chov ryb .....	16
2.3.1	Výživa ryb .....	16
2.3.2	Stravitelnost a využitelnost krmiv .....	19
2.4	Produkce kapra a její zvyšování .....	20
2.5	Zatížení vody v souvislosti s chovem ryb .....	24
<b>3</b>	<b>Materiál</b> .....	<b>27</b>
<b>4</b>	<b>Metodika</b> .....	<b>28</b>
4.1	Schéma pokusů na kapru obecném .....	28
	Pokus 1 .....	28
	Pokus 2 .....	29
	Pokus 3 .....	29
4.1.2	Stanovení fyzikálně-chemických parametrů kvality vody .....	30
4.2	Statistické vyhodnocení výsledků .....	37
<b>5</b>	<b>Výsledky</b> .....	<b>38</b>
<b>6</b>	<b>Diskuze</b> .....	<b>46</b>
<b>7</b>	<b>Závěr</b> .....	<b>48</b>
<b>8</b>	<b>Seznam literatury</b> .....	<b>49</b>
<b>9</b>	<b>Seznam příloh</b> .....	<b>53</b>
<b>10</b>	<b>Přílohy</b> .....	<b>54</b>
<b>11</b>	<b>Abstrakt</b> .....	<b>62</b>
<b>12</b>	<b>Abstract</b> .....	<b>63</b>

## 1 Úvod

V současné době se chovatelé sladkovodních ryb potýkají s řadou problémů, které souvisejí nejen s udržení dobrého zdravotního a výživového stavu ryb, ale také s kvalitou vody v rybnících. Na kvalitu vody jsou kladeny stále přísnější požadavky. Jejich splnění vyžaduje velmi dobré znalosti vzájemných interakcí biologických a chemických parametrů vodního prostředí, znalosti zásadních faktorů, které ovlivňují trofickou a saprobiologickou úroveň rybníční vody včetně koloběhu živin a organických látek v ní. Obecně lze říci, že v literatuře a záznamech lze najít poměrně podrobné údaje o aplikaci živin a dalších látek do rybníčního prostředí a s tím souvisejícím stavem kvality vody v rybnících. Na druhé straně však existuje minimum údajů o produkci živin samotnými rybami v závislosti na přijímané potravě (Máchová a kol., 2010).

Z toho důvodu byla moje práce zaměřena na hodnocení míry znečištění rybami, které v předchozím období neměly přístup k potravě a rybami, kterým bylo předkládáno krmivo.



## 2 Literární přehled

### 2.1 Základní vlastnosti vody

Voda je nejrozšířenější látka na Zemi a je nepostradatelnou pro všechny formy života. Kvalita vody ovlivňuje chemické, fyzikální a biologické procesy, které v ní probíhají. V různých formách vytváří podmínky pro život organismů a tím ovlivňuje existenci přírodních ekosystémů (Blinová, 2009). V přírodě převládá molekula vody  $H_2O$  a na  $D_2O$  („těžká voda“) připadá jen asi 0,015 hmotnostních %. V  $D_2O$  probíhají reakce pomaleji a menší je i rozpustnost látek v takové vodě. Atmosférické vody a vody, které vznikly táním sněhu a ledu obsahují méně  $D_2O$  než podzemní vody (Pitter, 1999). Některé fyzikálně-chemické konstanty těchto dvou molekul vody jsou uvedeny v tabulce 1.

Tab. 1: Fyzikálně-chemické konstanty čisté a těžké vody (Pitter, 2009).

Konstanta	Jednotka	$H_2O$	$D_2O$
Hustota (25 °C)	Kg.m <sup>-3</sup>	997,045	1 104,46
Maximální hustota	Kg.m <sup>-3</sup>	1 000,00	1 105,97
Teplota, při které je hustota vody maximální	°C	3,98	11,20
Bod varu (101 325 Pa)	°C	100,00	101,43
Bod tuhnutí (101 325 Pa)	°C	0,00	3,81
Povrchové napětí (25 °C)	mN.m <sup>-1</sup>	71,96	71,85

Mezi základní fyzikální vlastnosti vody patří:

#### Teplota

Teplota vody je významným ukazatelem jakosti vody. Ovlivňuje formy výskytu a rozpustnost některých látek a tím i jejich dostupnost (Pitter, 1999). Teplota vody rovněž ovlivňuje průběh biochemických a chemických procesů (Buttner a kol., 1993).

## **Povrchové napětí**

Povrchové napětí je efekt, při kterém se povrch kapalin chová jako elastická fólie a snaží se dosáhnout co možná nejhladšího stavu s minimální plochou. To znamená, že se povrch tekutiny snaží dosáhnout stavu s nejmenší energií. Čím větší je povrchové napětí, tím „kulatější“ je kapička kapaliny (Anonymus a, 2016). Povrchové napětí do značné míry ovlivňuje fyzikálně-chemické a biologické vlastnosti vody (Pitter, 1999). Voda má největší povrchové napětí ze všech kapalin, hned po rtuti. Čím větší je povrchové napětí kapaliny, tím menší je její smáčecí schopnost. Povrchového napětí využívají různé vodní organismy, které se díky němu mohou udržet na hladině (Blinová, 2009). Snížení povrchového napětí má nepříznivý vliv na život vodních organismů a na přístup kyslíku hladinou difúzí u povrchových vod a při aeraci vody. Na ryby škodlivě působí snížení povrchového napětí asi na  $50 \text{ mN}\cdot\text{m}^{-1}$  pravděpodobně bez ohledu na to, o jaký typ povrchově aktivní látky se jedná. Snížení povrchového napětí vody způsobují povrchově aktivní látky (tenzidy), (Pitter a Matulová, 1967).

## **Hustota**

Hustota kapalné vody se od  $0 \text{ }^\circ\text{C}$  zvětšuje a při  $3,98 \text{ }^\circ\text{C}$  má největší hustotu. Od  $3,98 \text{ }^\circ\text{C}$  hustota zase klesá až k teplotě varu, kdy se mění na vodní páru (tzv. anomální chování vody), (Pitter, 1999).

## **Viskozita**

Viskozita je velikost vnitřního tření pohybující se vody. Dynamická viskozita je dána odporem, který klade voda vlastnímu pohybu. Viskozita vody klesá se vzrůstající teplotou, tedy v teplé vodě je odpor vůči pohybu menší než ve studené vodě (Blinová, 2009).

## **Oxidačně-redukční potenciál (ORP)**

Při nízkých koncentracích rozpuštěného kyslíku přestává být kyslík dominantním oxidačním činidlem a ORP je určován dalšími oxidačně-redukčními systémy (např.  $\text{H}_2\text{S}-\text{SO}_4$ ,  $\text{CH}_4-\text{CO}_2$ ). Obvyklý rozsah hodnot ORP v přírodních užitkových vodách je asi od  $-500 \text{ mV}$  do  $500 \text{ mV}$ . U splaškových odpadních vod se pohybuje asi od  $-200 \text{ mV}$  do  $500 \text{ mV}$  a při anaerobní stabilizaci kalů asi od  $-200 \text{ mV}$  do  $-300 \text{ mV}$ .

Za anoxických podmínek není ve vodě přítomen rozpuštěný elementární kyslík vůbec, ale značná část aerobních mikroorganismů umí využívat pro oxidaci kyslík vázaný v dusitanech a dusičnanech, které redukuje převážně na elementární dusík (Pitter, 1999).

### **Hodnota pH**

Hodnota pH je definována jako záporná hodnota dekadického logaritmu aktivity  $H^+$  iontů vyjádřených v  $mol.l^{-1}$ . Je to důležitá veličina k posuzování kyselosti nebo zásaditosti vody vlivem látek obsažených ve vodě. Stupnice pH je od 0 do 14, kde je 0 nejvíce kyselé pH a 14 je nejvíce zásadité pH. Hodnota pH 7 znamená, že je roztok neutrální (Blinová, 2009).

### **Neutralizační kapacita**

Neutralizační kapacita vody (NK) vyjadřuje schopnost vody vázat určité látkové množství kyseliny (pak se nazývá kyselinová neutralizační kapacita KNK) nebo zásady (pak se nazývá zásadová neutralizační kapacita ZNK) do zvolené hodnoty pH. Zvolená hodnota pH se připojuje ke zkratkám jako index, tj.  $KNK_{pH}$  resp.  $ZNK_{pH}$  (Šulcr, 2005). Neutralizační kapacita se vyjadřuje v  $mmol.l^{-1}$ . Vyjadřuje se jako látkové množství silné jednosytné kyseliny nebo zásady, které spotřebuje 1 litr vody k dosažení zvolené hodnoty pH. (Horáková a kol., 2007).

#### **2.1.1 Organoleptické vlastnosti vody**

Mezi organoleptické vlastnosti vody patří teplota, barva, zákal, pach a chuť. Organoleptickými vlastnostmi se rozumějí takové vlastnosti, které jsou zjistitelné smyslovými orgány. Při zkoušení organoleptických vlastností prostřednictvím smyslových orgánů se hovoří o senzorické analýze (Pitter, 1999).

### **Teplota**

Teplota výrazně ovlivňuje chemickou a biochemickou reaktivitu v přírodních i užitkových vodách. Za nejvhodnější teplotu pitné vody se považuje 8 °C až 12 °C. Voda teplejší než 15 °C již neosvěžuje a pitná voda o teplotě pod 5 °C může poškozovat

gastrointestinální trakt. Teplota vodárenských toků nemá překročit 20 °C a u ostatních povrchových vod 26 °C (Horáková a kol., 2007).

### **Barva**

Barva čisté vody v průhledu do dostatečné hloubky je obvykle světle modrá. Mnohé přírodní vody však mají zbarvení, a to je způsobené obsahem látek huminového charakteru, obsahem železa, koloidními částicemi jílu apod. Vody jezer mohou v období jarní a podzimní cirkulace získat zbarvení ze zvířeného sedimentu. V období vegetační fáze dochází v nádržích k rozvoji sinic a řas. Tyto organismy způsobují různorodé, nejčastěji zelenožluté zbarvení vody (Pitter, 1999).

### **Zákal**

Zákal lze definovat jako snížení průhlednosti (transparence) vody nerozpuštěnými látkami. Čiřost vody je jedním ze základních požadavků na jakost pitné a užitkové vody. Je způsoben anorganickými nebo organickými látkami (zpravidla koloidně dispergovanými), které mohou být buď přirozené, nebo antropogenního původu (Pitter, 1999).

### **Pach**

Pach vody způsobují svojí přítomností ve vodě látky, které jsou přirozenou součástí vody, látky biologického původu, ale také látky obsažené ve splaškových a průmyslových odpadních vodách. Pach znehodnocuje pitnou vodu, která poté působí odpudivě, i když je jinak zdravotně nezávadná. Proto nesmí být pach vody patrný ani při zahřátí vody. Koncentrace pachotvorné látky, která vyvolává postižitelný pach, je tzv. prahová koncentrace a udává se v  $\text{mg.l}^{-1}$  (Pitter, 1999).

### **Chuť vody**

Většina látek, které způsobují pach vody, ovlivňují i její chuť. Chuťové vlastnosti jednotlivých složek závisí na jejich koncentraci, ale i na vzájemné kombinaci složek, které jsou přítomny ve vodě. Velký vliv na chuť vody má hodnota pH (Horáková a kol., 2007). Pitter (1999) zmiňuje, že intenzita chuťových vjemů klesá se stoupající teplotou.

## 2.2 Parametry kvality vody důležité z hlediska chovu ryb

Kvalita vody je limitujícím faktorem v komerční výrobě ryb a rozhoduje tedy o úspěchu či neúspěchu v akvakultuře (Swann, 1997).

Význam jednotlivých ukazatelů kvality vody pro růst, vývoj a přežití ryb je rozdílný. Jednotlivé parametry se vzájemně ovlivňují a doplňují, a proto musí být vhodnost kvality vody pro chov ryb posuzována komplexně (Buttner a kol., 1993). Jakost vody pro rybářské účely je nutno posuzovat nejenom z hlediska jejího přímého působení na ryby, ale i z hlediska podmínek zaručujících vývin potravy pro ryby. Odolnost různých druhů ryb se velmi liší, proto se přípustné koncentrace udávají skupinově, zvláště pro kaprovité a zvláště pro lososovité ryby (Pitter, 2009).

Jedním z významných ukazatelů jakosti vody pro chov ryb je **teplota**. Optimální teplota pro růst a vývoj kaprovitých ryb je 18 °C až 28 °C a u lososovitých 8 °C až 18 °C. Je nutno dodat, že hranice optimálních teplot se v průběhu vývoje ryb poněkud mění. Ryby jsou však teplotně poměrně tolerantní a mohou dlouhodobě snášet i teploty ležící mimo uvedený rozsah. Nebezpečné jsou však především náhlé změny teplot. K teplotnímu šoku může dojít při náhlých teplotních změnách přesahujících asi 10 °C (Pitter, 1999).

Teplota rovněž ovlivňuje rozpustnost kyslíku, rychlost biochemických pochodů, a tím i celý proces samočištění. Teplota ovlivňuje také hustotu vody (anomálie vody) a díky tomu dochází v hlubších jezerech a nádržích v létě a v zimě k výrazné teplotní stratifikaci. V létě teplota povrchové vrstvy stoupá a v hlubších vrstvách se hromadí chladnější voda s větší hustotou. Svrchní vrstva vody (epilimnion) je od spodní vrstvy (hypolimnion) oddělena tzv. skočnou vrstvou (metalimnion), která brání cirkulaci vody v celém objemu. Proto pod touto vrstvou zůstává teplota vody přibližně konstantní. Je to období letní stagnace. V zimě dochází k inverznímu rozdělení teploty a ve svrchní vrstvě se hromadí voda o teplotě pod 4 °C. Je to období zimní stagnace. Na jaře a na podzim dochází vlivem teplotních změn (vyrovnání teploty a tím i hustoty vody v celém vodním sloupci) a větru k promíchávání vrstev. Hovoří se o tzv. jarní a podzimní cirkulaci (Pitter, 2009).

Dalším důležitým parametrem kvality vody z hlediska chovu ryb je **koncentrace rozpuštěného kyslíku**. Optimální koncentrace rozpuštěného kyslíku je pro lososovité ryby nad  $9 \text{ mg.l}^{-1}$  a pro kaprovité nad  $7 \text{ mg.l}^{-1}$ , přičemž letální koncentrace pro lososovité je pod  $3 \text{ mg.l}^{-1}$  a pro kaprovité pod  $1,5 \text{ mg.l}^{-1}$  (Pitter, 2009).

Optimální rozmezí **pH** pro lososovité i kaprovité je 6,5-8,5. Letální hodnota pH pro lososovité je pod 4,8 a nad 9,2 a pro kaprovité je to hodnota pod 5 a nad 10,8. Lososovité ryby jsou tedy citlivější k vysokým hodnotám pH a naopak odolnější k nízkým hodnotám pH (Svobodová a kol., 1987).

Mezi nejdůležitější **biogenní prvky** nacházející se ve vodách patří: dusík, fosfor, vápník, železo, hořčík a sodík. Tyto prvky jsou pro organismy žijící ve vodě dostupné v různé formě. Voda má totiž velkou rozpouštěcí schopnost a představuje výborné transportní prostředí pro nejrůznější ionty. V důsledku toho se ve vodě vytváří stejnorodý živný roztok, v němž jsou biogeny obsaženy. Biogenní prvky vázané v organických sloučeninách jsou pro vodní organismy obecně dostupné hůře. (Dubský a kol., 2003).

**Amoniakální dusík** je primárním produktem rozkladu organických dusíkatých látek živočišného a rostlinného původu. Antropogenním zdrojem amoniaku organického původu jsou především splaškové odpadní vody a odpady ze zemědělských výroby. Zdrojem amoniaku jsou také srážkové vody. Dalším jeho zdrojem jsou dusíkatá hnojiva, která se infiltrací a splachem ze zemědělsky obdělávaných ploch dostávají do vod podzemních i povrchových. Amonné sloučeniny se i někdy přidávají do vody při jejich hygienickém zabezpečování tzv. chloraminací (Pitter, 2009). Amoniak je rovněž hlavním konečným produktem dusíkatého (bílkovinného) metabolismu kostnatých ryb (Schreckenbach a Spangenberg, 1978).

Amoniak se ve vodě vyskytuje ve dvou formách, a to ve formě molekulární nedisociované ( $\text{NH}_3$ ) a ve formě amonného iontu-disociovaná forma ( $\text{NH}_4^+$ ). Pro ryby je více toxický nedisociovaný amoniak. Vzájemný poměr těchto dvou forem závisí na hodnotě pH a na teplotě prostředí. Se zaváděním chovných systémů, ve kterých je voda částečně či úplně využívána opakovaně (recirkulace), kde jsou ryby chovány ve vysokých hustotách s malou výměnou vody či nedostatečnou filtrací, se může koncentrace amoniaku výrazně zvýšit v důsledku nevyužití proteinu z přijatého krmiva.

Působení zvýšené koncentrace amoniaku ve vodním prostředí je příčinou různých fyziologických problémů, malformací, snižuje se přežití a zpomaluje růst ryb, mající za následek vyšší citlivost k onemocněním a parazitům, nižší reprodukční schopnosti a zvýšení mortality (Bártů a Kopp, 2004). Svobodová a kol., (1987) ve své publikaci uvádí, že hodnoty 48hLC50 (střední letální koncentrace) pro lososovité ryby se pohybují v rozmezí 0,5 až 0,8 mg.l<sup>-1</sup> a u kaprovitých ryb se pohybují v rozmezí 1 až 1,5 mg.l<sup>-1</sup>. Nejvyšší přípustné koncentrace (NPK) jsou pro lososovité ryby 0,0125 mg.l<sup>-1</sup>NH<sub>3</sub> a pro kaprovité ryby 0,05 mg.l<sup>-1</sup> NH<sub>3</sub>.

**Dusitany** zpravidla doprovázejí ve vodách dusičnany a formy amoniakálního dusíku. Vzhledem ke své chemické a biochemické labilitě se obvykle vyskytují ve velmi malých koncentracích (obvykle v setinách až desetínách mg.l<sup>-1</sup>).

Řádově vyšší koncentrace (i přes 1 mg.l<sup>-1</sup>) se vyskytují ve splaškových odpadních vodách. Ještě vyšší koncentrace dusitanů lze nalézt v některých odpadních vodách ze strojírenských závodů. V těchto vodách lze prokázat i stovky mg.l<sup>-1</sup> dusitanového dusíku.

Dusitany jsou ve vodách velmi nestálé. Mohou být biochemicky i chemicky oxidovány či redukovány. Velmi snadná je biochemická oxidace (nitrifikace) probíhající ve vodách v aerobních podmínkách (Pitter, 2009). Zvýšené koncentrace dusitanů (řádově desetiny, ale i jednotky mg.l<sup>-1</sup> N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) se mohou vyskytovat ve vodách v intenzivních chovech ryb, zejména v recirkulačních systémech (Kroupová a kol., 2005).

Dusitany se do organismu ryb vstřebávají hlavně přes tzv. chloridové buňky žaber. V krvi oxidují hemoglobin na methemoglobin, který dále není schopen vázat kyslík. Zvýšené množství methemoglobinu v krvi bývá doprovázeno hnědým zbarvením krve a žaber ryb. Pokud množství methemoglobinu v krvi nepřesáhne 50 % z celkového množství hemoglobinu, nedochází k úhynu ryb. Pokud však překročí 70 %, k úhynům ryb dochází (Svobodová a kol., 2008).

**Organické látky** je obecný název pro materiál, tvořený převážně organickými sloučeninami, který však obvykle obsahuje i příměsi anorganických sloučenin. Typickými příklady organických látek jsou dřevo, půda, ropa, dřevní ovoce, kompost a zemní plyn (Anonymus b, 2016). Část se jich uvolňuje při rozkladu těl odumřelých organismů. Značnou část organických látek vylučují do prostředí živé organismy.

Významným zdrojem organických látek jsou také odpadní vody, které přivádějí do rybníků a řek značné množství organických sloučenin. Organické látky, které vznikají přirozenými procesy, (životní činnosti organismů žijících v daném prostředí, jejich produkty, odumřelé organismy) označujeme jako autochtonní. Naproti tomu, jako alochtonní jsou označovány organické látky, které se do vodního prostředí dostávají z okolí a přítokem. Organické látky významně ovlivňují úživnost vod. Nadměrné množství organických látek může přinášet následné problémy v kvalitě vody spojené s jejich odbouráváním (pokles obsahu kyslíku). Stanovení obsahu organických látek ve vodě se ve vodě obvykle určuje jako BSK<sub>5</sub> (biologická spotřeba kyslíku za 5 dní) či CHSK (chemická spotřeba kyslíku), (Dubský a kol., 2003).

## 2.3 Chov ryb

### 2.3.1 Výživa ryb

K růstu a rozmnožování potřebují ryby stejné živiny jako teplokrevná zvířata, ale mají nižší spotřebu energie a relativně vyšší spotřebu proteinu. Rozdílnou potřebu živin mají ryby karnivorní (masožravé) a omnivorní (všežravé) (Čítek a kol., 1998).

V počátečním období života ryb je nezbytnou a nezastupitelnou potravou zooplankton, který obsahuje potřebné živiny a rovněž potřebné enzymy na nastartování vlastní produkce enzymů a usnadňuje vstřebávání živin. I starší ryby využívají krmivo mnohem lépe, mají-li současně v rybníku k dispozici přirozenou potravu (Čítek a kol., 1998). Navíc, zooplankton má pro rybáře i indikační význam, neboť výborně reaguje změnou velikosti i druhové skladby na vyžírací tlak rybí obsádky. Větší druhy jsou nahrazovány menšími, což nejlépe vyniká u perlooček.

Z kvalitativní skladby zooplanktonu je možno zjistit:

- nedosazenost rybníka (převažuje výskyt hrubého zooplanktonu v průběhu sezóny)
- úměrné nasazení (převažuje výskyt středního zooplanktonu v průběhu sezóny)
- přesazení (převažuje drobný zooplankton)
- výskyt nemocí, úhyn obsádky i její části (prožraný drobný zooplankton ustupuje v průběhu sezóny rozvoji hrubšího zooplanktonu)



- produkční rezervu rybníka víceleté sledování (převažující výskyt hrubého zooplanktonu se v průběhu sezóny opakuje)
- hromadný výskyt jiných druhů ryb, potravních konkurentů kapra, nepředpokládaně vysoké přežití doplňkových druhů vysazených ve stadiu embryonů, obvykle maréna, peled' (v rybníku se vyskytuje podstatně prožranější, drobnější zooplankton než odpovídá přezimující obsádce)
- hmotnost obsádky (s přihlédnutím na fytoplankton)
- četnost obsádky při znalosti průměrné kusové hmotnosti (Faina, 1983).

K dalším složkám přirozené potravy patří fytoplankton a bentos (larvy hmyzu). Ryby s kombinovaným způsobem výživy (kapr, lín) přijímají i předkládaná krmiva rostlinného původu jako šroty zrnin, zbytky zpracovatelského průmyslu a krmné směsi. Sestavování krmných směsí pro jednotlivé druhy a kategorie ryb se řídí příslušnými legislativními předpisy. Některé komponenty používané do krmných směsí se mohou tepelně či mechanicky upravovat (Jeroch a kol., 2006).

V přirozené potravě (planktonu a bentosu) i v krmivu přijímá kapr živiny potřebné pro záchovnou dávku i pro produkční dávku. Z hlediska jejich biochemické funkce rozdělujeme živiny na:

živiny stavební: organické (dusíkaté látky-NL), minerální (voda, minerální látky)

živiny energetické: glycidy, tuky a v nadbytku přijímané bílkoviny

biologicky účinné látky: stopové prvky, vitamíny, enzymy a hormony (Čítek a kol., 1998).

Dusíkaté látky jsou nezastupitelné jinými živinami ve funkci stavebních látek. Největší podíl dusíkatých látek představují bílkoviny, malý podíl tvoří dusíkaté látky nebílkovinné-amidy. V procesu trávení se bílkoviny štěpí na aminokyseliny, z nichž se pak v těle skládají specifické bílkoviny rybího těla (Čítek a kol., 1998).

### **Přikrmování ryb**

Doplňkové krmivo je užitečný zdroj produkce živin a energie pro kapra a dodává potřebné komponenty pro lepší růst a produkci ryb (Abdelghany a Ahmad, 2002).

### **Předkládaná krmiva**

K přikrmování kapra se používají převážně jaderná krmiva. Především jsou to obiloviny nebo krmné směsi, složené z obilných šrotů, pokrutin, extrahovaných šrotů,

luštěnin, úsušků píce, zčásti i z krmiv živočišného původu a z různých doplňků. Při současné intenzitě příkrmování se obilniny v čisté formě podílejí na celkové spotřebě krmiv asi ze 60-70 %, zbytek tvoří krmné směsi. Malý podíl tvoří krmiva získávaná z místních zdrojů, např. odpady po čištění z obilí, jetelovin apod. K příkrmování kapra se používají i jiné druhy krmiv, která se kombinují v závislosti na jeho věkové kategorii (Tab. 2).

Tab. 2 : Příklad vhodného složení krmiv pro kapra rozdílných věkových kategorií

Krmiva	Minimální až maximální hodnota (%)
<b>Krmivo pro kapří plůdek- bílkovinné</b>	
Rybí moučka	23-26
Masokostní moučka	8-15
Krmné kvasnice	2-2
Extrahované šroty (I. jakostní sk.)	13-15
Pšeničné otruby	8-8
Obilní klíčky	2-2
Kukuřice, pšenice	28-50
Úsušky vitaminózní	5-5
<b>Krmivo pro kapří násadu a tržního kapra</b>	
Masokostní moučka	3-8
Extrahované šroty (I. jakostní sk.)	10-20
Pšenice, ječmen, žito	30-50
Úsušky pícnin	5-15

(Čítek a kol., 1998)

**Rychlost příjmu potravy, jejího trávení a metabolických procesů** v organismu ovlivňuje řada faktorů. Jsou to zejména:

- Teplota vody
- Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě
- Délka dne i intenzita slunečního svitu
- Kvalita a složení potravy (rostlinné bílkoviny jsou tráveny déle a závisí na technické úpravě krmiv)
- Množství přijaté potravy
- Denní a roční doba

- Věk a velikost ryby (u raných stádií je nižší aktivita enzymů a je nutné podávat lehce stravitelné živiny)
- Stupeň pohlavní dospělosti (Jeroch a kol., 2006).

### 2.3.2 Stravitelnost a využitelnost krmiv

Jedním z podmiňujících faktorů udržitelnosti a stability produkce rybníční akvakultury je výzkum a realizace nutriční strategie ke snížení produkce metabolitů v rybnících. Zhodnocením proteinů z předkládaných krmiv v provozních podmínkách cestou jejich konverze do biomasy kapra se zabýval Steffens (1985). Tento autor zjistil, že ukládání proteinů u dvouletých kaprů z průmyslově vyráběných krmných směsí převážně na bázi obilovin se pohybuje v rozmezí 27-32 % a je tedy relativně nízké. V několika posledních letech byl v souvislosti s využitelností krmiv studován vliv jejich úpravy a technologie aplikace na přírůstek obsádek kapra (Hossain a kol., 2001; Davies a Gouveia, 2010). Složení a způsob podávání krmiv má významný vliv jednak na retenci živin v biomase ryb a recipročně na množství metabolitů produkovaných obsádkou ryb v rybnících (NRC, 1993; Jirásek a kol., 2005).

Jak uvádí např. Jirásek a kol., (2005), ryby obecně dobře tráví fosfor (P), špatně cukry (škrob), vlákninu nejsou schopny trávit (chybí enzym či celulotické bakterie), a proto by neměl podíl hrubé vlákniny v krmivech překročit pro  $K_{0-1}$  a  $K_{1-2}$  (5 %) a v krmivu pro starší ročníky (8 %).

Současná rybníční akvakultura se vrátila k původní metodě příkrmování kapra obilovinami. Důvodem návratu k příkrmování obilovinami je jejich přirozená stabilita vůči rozpadu a s tím spojené vyluhování živin, ke kterému dochází u průmyslově vyráběných směsí v podobě granulí (Másílko a kol., 2014).

Stravitelnost prostých obilovin u dvouletých až tříletých kaprů dosahuje při suboptimální teplotě vody (19-22 °C) a optimálním nasycení vody kyslíkem (70-75 %) úrovně (60-80 %). Zlepšení kvality podávaných krmiv s cílem zadržet fosfor v biomase ryb je jedním z hlavních cílů snižování dopadu akvakultury na životní prostředí (Gavine a kol., 1995; Satoh a kol., 2003).

Z tohoto pohledu je velmi důležité nastavit množství podávaných krmiv a hnojení tak, aby rybníky dosáhly tzv. nulového salda celkového fosforu ( $P_T$ ). To znamená, že:

$P_T$  v krmivech +  $P_T$  v hnojivu +  $P_T$  v obsádce ryb =  $P_T$  ve vylovených rybách. Potom by byl veškerý fosfor dodaný do rybníka v souvislosti s chovem ryb při výlovu z rybníka opět odebrán v biomase ryb. Dosažením této rovnováhy by se zabránilo narůstání koncentrace fosforu, a tím i trofie vody (Másílko a kol., 2014).

#### **Příklad stravitelnosti některých živin**

- Proteiny-v optimálních podmínkách až 95 %
- Tuky-85-95 %
- Sacharidy (škrob)-neupravený 30-45 %, hydrotermicky upravený až 65 %  
jednotlivé čeledě ryb tráví jinak (kaprovité lépe než lososovité), (Vejsada a Šrámek, 2012)

#### **Stravitelnost některých proteinových zdrojů u kapra**

- Rybí moučka 89-95 %
- Pšeničné klíčky 90-97 %
- Čistý sójový protein 92-96 %
- Alkanové kvasnice 87-94 %
- Kasein 98 %
- Pstruží pelety 93 % (Vejsada a Šrámek, 2012)

## **2.4 Produkce kapra a její zvyšování**

Hospodaření na českých rybnících se od dob středověku, kdy byly rybníky zakládány, do konce 19. st. příliš neměnilo a probíhalo bez podstatných změn (Pechar, 2000). Na konci 19. století zaznamenal Söusta (1898), že se produkce ryb v nových či nově obnovených rybnících po několika letech snižuje a předpokládal, že příčinou může být vyčerpání živin. Průměrná produkce ryb v té době činila cca 30 kg.ha<sup>-1</sup>. Dle současných kritérií lze většinu rybníků na konci 19. st. označit za oligotrofní či mezotrofní (Pechar, 2000).

Intenzifikace produkce ryb začala v první polovině 20. st. Během 30. let 20. st. se rybníky hodně hnojily i vápnily. Větší obsádky ryb bylo třeba přikrmovat

průmyslovými krmivými (granulemi, obilím). V letech 1925-1930 došlo ke změnám v řízení rybníků, které vedly ke zvýšení produkce ryb z 50 až na 500 kg.ha<sup>-1</sup>.rok<sup>-1</sup>. Ve stejné době se kvalita vody a sedimentů zhoršila a funkce rybníčního ekosystému byla narušena (Pechar, 2000).

### **Výživa rybníční biocenózy organickými hnojivy**

Cílem výživy rybníční biocenózy organickými hnojivy je zvyšování přirozené produkce rybníků využitelné pro přírůstek ryb (Hartman, 2012).

Současná metoda výživy rybníční biocenózy organickým hnojením spočívá především ve vyrovnání poměru N a P vůči C (resp. CO<sub>2</sub>), (Hartman, 2012). Význam přiměřeného zásobování rybníku organickými látkami vysvětloval již Josef Šusta (1938), který doporučoval i zelené hnojení rybníků.

### **Zelené hnojení**

„Zelené hnojení rybníků“ je považováno za nejlepší metodu výživy rybníční biocenózy, neboť využívá zásoby živin vlastního biotopu rybníka, převádí je na rostlinnou biomasu, která je svým složením po rozkladu velmi blízká biomase žádoucí vodní vegetace, především zelených řas (Hartman, 2012). Tento autor rovněž zdůrazňuje, že předností této metody je také zpevnění sedimentu rybníční kotliny a fixace živin kořenovým systémem vzrostlých polních plodin.

Rostlinná hmota po rozkladu v důsledku jejího zatopení zásobuje živinami vodní sloupec a přitom pomocí kořenového systému fixuje určitý podíl uhlíkaté hmoty v zatopeném dně rybníků (Füllner a kol., 2000). Kostomarov (1958) uvádí příklady pozitivního vlivu postupného zatápění osevu zeleného porostu rybníků na abundanci zooplanktonu (byla dvojnásobná) a na osídlení dna benthickými organismy (1,65x vyšší) a na zvýšený přírůstek plůdku kapra o 63 % ve srovnání s kontrolou (bez zeleného hnojení). Tentýž autor uvádí možnost využití kompostované zelené hmoty z „měkkých“, ale i „tvrdých“ porostů a jejich účinnost vyjadřuje zvýšením přírůstku kapra o 35 kg.ha<sup>-1</sup>.

### **Aplikace stájových hnojiv**

Aplikace stájových hnojiv, především chlévské mrvy, se provádí s cílem doplnit živiny-zejména uhlík a mikroflóru-pro výživu potravních organismů ryb

(zooplanktonu). Cílem obou metod výživy rybníční biocenózy organickými hnojivy je zajištění uhlíku či  $\text{CO}_2$  a iontů  $\text{HCO}_3^-$  pro fotosyntetickou asimilaci žádoucích rostlin, především zelených řas. Přitom sledujeme co nejmenší zatěžování rybníční biocenózy živinami P a N (Hartman, 2012). Pro efektivní aplikaci hnojiv je nutné znát jejich základní složení (Tab. 3).

Tab. 3: Obsah živin v jednotlivých druzích dostupných organických hnojiv (Richter a kol., 2002)

Druh hnojiva	Obsah sušiny (%)	Obsah živin v surové hmotě *)	
		Celkový dusík ( $\text{g.kg}^{-1}$ )	Celkový fosfor ( $\text{g.kg}^{-1}$ )
Hnůj skotu	23	4,8- 5	1-1,1 g/kg
Kejda skotu	7,5	0,40	0,10- 0,13
Kompost v rybníkářství	50	2	0,9 (až 1,1)
Organická hnojiva v rybářství			1000 g $\text{P}_T$ v 1t

\*) Je důležité se vyvarovat aplikaci drůbeží kejdy do rybníku pro vysoký obsah živin (N a P), ta nesplňuje podmínky uhlíkatého hnojení (Richter a kol., 2002).

**Výše produkce kaprovitých ryb** je ovlivňována nejen množstvím a kvalitou přijatého krmiva, ale i vnějšími faktory, jako jsou například:

- Průměrná hloubka nádrže (rybníka) 1-1,5 m
- Střední výměra rybníka 5-20 ha
- Stálý vodní režim
- Chráněná slunečná poloha
- Hlinité, úrodné dno a vrstva aktivního bahna
- Intenzifikační faktory (např. zimování a letnění rybníků, vápnění a odstraňování neúměrně rozsáhlých rybníčních porostů, příkrmování)
- Správně zvolená obsádka (Vejsada a Šrámek, 2012).

### **Negativní důsledky nesprávně vedených intenzifikačních zásahů v chovu kapra na kvalitu vody v rybnících**

Pechar (1992) ve své práci uvádí, že během let 1930-1950 byly rybníky vápněny a silně hnojeny, byly tedy zatěžovány superfosfáty, močovinou a dusičnanem amonným ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ). To vedlo k výraznému zvýšení trofické úrovně celého rybníčního ekosystému (Pechar, 2000).

Od r. 1960 do pol. 1980 značně vzrostly stavy ryb. Ve stejné době byla minerální hnojiva nahrazena vysokými dávkami hnoje (především vepřového a hovězího).

Eutrofizace rybníků dosáhla vyšší úrovně během let 1980 a 1990. Úrovně dusíku v roce 1990 bylo téměř 10x vyšší než v roce 1950. Obrovské množství použitých org. hnojiv a vysoká hustota rybí obsádky vedly k vytvoření velmi malého množství zooplanktonu. Vznik velkého množství fytoplanktonu vedlo ke zvýšení pH a snížení koncentrace celkového dusíku (Pechar, 1995). Vysoké hodnoty pH jsou rizikové zejména v jarním období, kdy jsou v rybniční vodě ještě vysoké koncentrace amoniaku. Se vzrůstajícím pH a teplotou vody vzrůstá podíl toxického amoniaku ( $\text{NH}_3$ ) a jeho koncentrace může dosáhnout až hodnot pro ryby letálních (Pechar, 2000).

Rybníky představují spravovaný vodní ekosystém, ve kterém hladina vody, hmotnost rybí obsádky, a do jisté míry i vstup živin, jsou pod lidskou kontrolou. Pokud existuje rovnováha mezi procesy výroby a biologickým rozkladem, kyslíková bilance je stabilní a nedochází k žádným náhlým změnám pH ve vodě. Takový stav naznačuje dobré fungování vnitřních kontrolních mechanismů a stabilní ekosystém. Pokud je vodní prostředí přetížené živinami a organickým materiálem po delší časové období, dochází k hromadění těchto látek u dna, kde dochází k jejich rozkladu. Probíhající biodegradční a rozkladné procesy vyvolají deficit kyslíku, který se postupně rozšíří do celého vodního sloupce. Anoxické podmínky vedou k uvolňování živin ze dna a následně k nadměrné autotrofní produkci a kvalita vody se zhoršuje a mnohdy dochází i k úhynům ryb (Pechar, 2000).

Kontrola vstupu živin organickým hnojením a příkrmováním obsádek ve vztahu k „vytěženým“ živinám výlovem v biomase přírůstkem ryb za vegetační období, je cílem efektivního a ekologického vynakládání živin a krmiv do rybničního ekosystému.

Proto je metodicky doporučeno při předpokládaném zvýšeném příkrmování obsádek optimalizovat organické hnojení rybníků (Hartman, 2012).

## 2.5 Zatížení vody v souvislosti s chovem ryb

### Exkrementy

Při příkrmování obsádky je reálná retence živin z předkládaných krmiv (obilovin) v těle kapra asi 60 % (Füllner a kol., 2000; Steffens, 1985). Např. část celkového dusíku je vydychána do prostředí žábami ve formě  $N-NH_4^+$ . Připustíme-li, že až 40 % spotřebovaného krmiva (v sušině) odchází exkrementy ryb do vody, pak při roční spotřebě 1 t obilovin na 1 ha představuje zatížení biocenózy dávkou 400 kg organických látek v sušině, tj. cca 1600 kg surových exkrementů. Vliv příkrmování ryb na zatížení vody organickými látkami není tedy zanedbatelný (Hartman, 2012).

Vejsada a Šrámek (2012) uvádějí, že nejvyšší ztráta energie připadá u ryb na výkaly (exkrementy), činí (10-40 %), zatímco ztráty energie při branchiální a urinální exkreci činí jen (8-12 %). Výkaly ryb také představují výraznou zátěž vodního prostředí živinami a organickými látkami. Znalosti o množství a složení výkalů, které ryby produkují, potom mohou sloužit ke kvantitativnímu odhadu zátěže, kterou chov ryb pro vodní prostředí představuje.

### Exkrece amoniaku

Jak již bylo uvedeno, amoniak je hlavním konečným produktem metabolismu dusíkatých látek u kostnatých ryb. V závislosti na druhu ryb, jejich věku a podmínkách prostředí je to 60-90 % z celkového množství vylučovaného dusíku vylučováno jako amoniak pasivním transportem po koncentračním spádu přes žábry (Schreckenbach a Spangenberg, 1978). Altinok a Grizzle (2004) uvádějí, že sladkovodní kostnaté ryby vylučují cca 90 % odpadních dusíkatých látek ve formě amoniaku a 10 % ve formě močoviny. Poměr vylučovaného amoniaku a močoviny u těchto ryb může kolísat v závislosti na některých vnitřních a vnějších faktorech, jako jsou např.: salinita a pH vody, kvalita přijímané potravy apod. Amoniak patří mezi dusíkaté látky, které svým přisunem negativně ovlivňují kvalitu vody a také negativně působí na většinu vodních organismů. Pro svou vysokou toxicitu se amoniak stává jak v přirozených povrchových vodách tak především v soustavách intenzivního chovu ryb stále více limitujícím



faktorem prostředí. V intenzivních akvakulturách je jeho obsah zvyšován používáním krmiv s vysokým obsahem dusíkatých látek, které nejsou rybami využívány (Bartů a Kopp, 2004).

Je prokázáno, že obsah proteinu v potravě významně ovlivňuje následnou exkreci amoniaku do vodního prostředí. Nejvyšší produkce byla změřena u krmiva Bio optimal C80 s obsahem 64 % proteinu, jehož značná část nebyla metabolicky využita. Nižší hladina vylučovaného amoniaku byla zaznamenána u ryb krmených krmivem Ecostart 17 s obsahem 50 % proteinu, následně nižší byla u krmiva Cyprico s obsahem 46 % proteinu. Extrémně nízká exkrece amoniaku byla zjištěna u krmiva Sak 55 s obsahem 48 % proteinu, a to kvůli nevyužití nebo nízké stravitelnosti proteinu v tomto krmivu. Produkce amoniaku po nakrmení ryb se prudce zvyšuje až do 8-9 hodin, zde začíná stagnovat a následně klesat, což je způsobeno zřejmě ukončením trávení krmné dávky. U negativní kontroly byla zaznamenána nízká exkrece amoniaku způsobená pravděpodobně využíváním energie z tělesných rezerv glukoneogenezí, při které jsou využity i proteiny z tělesných tkání. U krmiva s nedostatečným obsahem proteinu se exkrece amoniaku průkazně neliší od krmiva s optimálním obsahem proteinu, ale u krmiva s nadměrným obsahem je průkazně vyšší. Porovnáním exkrece amoniaku s hmotnostním přírůstkem byla zjištěna optimální úroveň 40 % proteinu v krmivu.

U ryb krmených krmivem s vyšším obsahem proteinu se hmotnostní přírůstek průkazně nezvýšil, ale zvýšila se exkrece amoniaku, což indukuje přebytek proteinu (Bartů a Kopp, 2004).

Chakraborty a kol., (1992) zjistil u plůdku kapra obecného (*Cyprinus carpio*) výrazně vyšší exkreci amoniaku u krmiva s obsahem 50 % proteinu, než u krmiv s obsahem 20 a 35 %. Obdobných výsledku dosáhli Engin a Carter (2001) u australského úhoře (*Anguilla australis*). S přibývajícím množstvím proteinu v krmivu se exkrece amoniaku zvyšovala.

Pokud nastane nerovnováha mezi produkcí a exkrecí amoniaku žábami, může dojít k výraznému zvýšení koncentrace amoniaku v krvi ryb a následně k otravě ryb vlastním metabolitem (autointoxikaci) a k jejich úhynu. Porucha vylučování amoniaku může být způsobena různými vnitřními i vnějšími faktory. Případy autointoxikace amoniakem jsou většinou spojeny s náhlým poklesem teploty vody (o 5-8 °C) nebo koncentrace kyslíku (z přesycení na 20-40 % nasycení), když mají ryby plný trávicí trakt (Svobodová a kol., 2008).

Touto problematikou se zabýval také Stejskal a kol., (2009), který sledoval produkci amoniaku okounem říčním chovaným v recirkulačním systému v závislosti na intenzitě krmení a velikosti ryb. Tento autor uvádí průměrnou produkci amoniakálního dusíku ve výši 120-360 mg za 24 hodin na 1 kg živé hmotnosti ryb pro ryby, které byly do zahájení pokusu krmeny a 50 mg amoniakálního dusíku za 24 hodin na 1 kg hmotnosti ryb pro ryby, které nebyly 2 dny před zahájením pokusu krmeny. Uvedené pokusy probíhaly při průměrné teplotě 23,3 °C. Produkce amoniaku byla vyšší u ryb menších hmotností. Výrazně vyšší hodnoty uvádí Rychly a kol., (1977) u pstruha duhového, a to 180 mg amoniakálního dusíku za 24 hodin na 1 kg hmotnosti ryb, kterým nebyla po dobu 12 dnů před zahájením pokusu předkládána potrava, a 900 mg amoniakálního dusíku za 24 hodin na 1 kg hmotnosti ryb, které byly do zahájení pokusu krmeny granulami s obsahem 43 % bílkovin.

Müllerová (2015) se ve své práci zabývala vylučováním amoniaku rybami za rozdílných kyslíkových poměrů. Tato autorka ve své práci zjistila, že u ryb vystavených hypoxickým podmínkám se produkce amoniaku výrazně snížila v porovnání s rybami, které byly chovány ve vodě s intenzivním nasycením kyslíku. V předběžném pokusu uvádí, že ryby ve vodě s dostatkem kyslíku (po dvou hodinách) vyloučily 49,51 mg.l<sup>-1</sup> N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, kdežto ryby s omezeným přístupem kyslíku (akvárium překryto fólií a jen mírně provzdušněno) vyloučily jen 10,37 mg.l<sup>-1</sup> N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Při déle trvajícím pokusu (5 hodin) byly u ryb zaznamenány změny chování, ale při zlepšení kyslíkových poměrů ryby opět začaly vylučovat amoniak. To znamená, že v případě, že nedojde k výrazně vyššímu poškození ryb, je tento proces vratný.

### 3 Materiál

#### **Pokusné organismy:**

plůdek kapra obecného (*Cyprinus carpio L.*), který pocházel z experimentálního zařízení VÚRH JU Vodňany.

#### **Pomůcky:**

laboratorní nádobí [kádinky, stříčka, pipety, tyčinky, lahvičky, Erlenmayerovy baňky, odměrný válec (objem 50 a 250 ml), kyvety (1 a 5 cm), exsikátor], uhelon 40 μm, skleněné filtry GF/C (1,2 μm), skleněná akvária (objem 20 l), síťka na lovení ryb.

#### **Přístroje:**

spektrofotometr Spectronic 20 Genesys, spektrofotometr PHARO 100, vodní lázeň GFL, termoreaktor Spectroquant TR 620 MERCK, analytické váhy Mettler AE 200, přesné váhy KERN 440-45N, pHmetr a oximetr- multifunkční přístroj MultiLine P4 firmy WTW, Termostat TS606CZ/3-Var, sušárna, filtrační zařízení.

#### **Krmivo: KP1**

Složení: Pšenice, pšeničná krmná mouka, řepkové expelery, pšeničné otruby, pšeničná mouka, sójový, loupaný extrahovaný šrot toastovaný, uhličitán vápenatý, dihydrogenfosforečnan vápenatý, chlorid sodný, vitamíny A, D<sub>3</sub>, E, síran měďnatý pentahydrát (CuSO<sub>4</sub>x2H<sub>2</sub>O). Podrobnější složení je uvedeno v tabulce 4.

Tab. 4: Nutriční hodnoty (v 1 kg):

<b>NL (g)</b>	155
<b>Lyz (g)</b>	6,1
<b>Vláknina (g)</b>	38
<b>Tuk (g)</b>	50
<b>Ca (g)</b>	9,5
<b>P (g)</b>	6
<b>Vitamin A (m.j)</b>	12000
<b>Vitamin D3 (m.j)</b>	2000
<b>Vitamin E (mg)</b>	60

(VKS HB, 2001)

## 4 Metodika

### 4.1 Schéma pokusů na kapru obecném

Celkem byly provedeny 3 pokusy:

#### Pokus 1

Ryby byly dovezeny 4. 11. 2015 z experimentálního zařízení VÚRH Vodňany a umístěny do kádě. Následující den jsem ryby zvažila a rozmístila po 10 kusech do 6 akvárií s odstátou vodovodní vodou o objemu 20 litrů. Hmotnost ryb v jednotlivých akváriích je uvedena v tabulce 5.

Po 24 hodinách pobytu ryb v akváriích jsem v jednotlivých akváriích změřila pH a teplotu vody (Tab. 5), odlovila jsem ryby a přemístila je zpět do kádě. Veškerou vodu z jednotlivých akvárií jsem přefiltrovala přes uhelon 40  $\mu\text{m}$  (Obr. 3) a získala tak pevnou fázi exkrementů, (tj. částice větší než 40  $\mu\text{m}$ ). Tento podíl, označovaný jako pevná fáze exkrementů, jsem z uhelonu převedla do plastových lahvíček (Obr. 4) a zamrazila (-20 °C). Zamražené vzorky byly poté předány na analýzu do Chemické a mikrobiologické laboratoře v Písku. Přefiltrovanou vodu jsem dále podrobila chemické analýze. Tento podíl, označovaný dále jako vodná fáze exkrementů, zahrnuje jak pevné částice o velikosti  $\leq 40 \mu\text{m}$ , tak látky, které se vyluhovaly z pevné fáze exkrementů, případně slizu do vody, dále moč a amoniak vylučovaný žábrami. Hydrochemické analýzy jsem prováděla pod vedením Ing. Olgy Valentové v hydrochemické laboratoři VÚRH Vodňany.

Tab. 5: Hmotnosti ryb, pH a teplota vody (pokus 1).

Č. akvária	Hmotnost 10 ks ryb (kg)	pH	Teplota (°C)
1.	0,200	7,57	20,4
2.	0,230	7,61	20,4
3.	0,205	7,46	20,5
4.	0,106	7,61	20,5
5.	0,220	7,62	20,5
6.	0,225	7,43	20,7

## Pokus 2

Pokus 2 jsem provedla ve dnech 11. až 12. 11. 2015. Metodicky jsem postupovala stejným způsobem jako v prvním pokusu. Cílem tohoto pokusu bylo získat informace o produkci znečištění rybami, kterým byla předkládána potrava - granule KP1. Ryby však předkládanou potravu nepřijímaly. Pokus jsem přesto dokončila s tím, že jeho výsledky bude možno porovnat s výsledky pokusu 1 (tj. produkce amoniaku rybami, které 2 dny nepřijímaly potravu). Údaje o hmotnosti, teplotě, pH vody a koncentraci rozpuštěného kyslíku jsou uvedeny v tabulce 6.

Tab. 6: Hmotnosti ryb, pH, teplota vody a koncentrace rozpuštěného kyslíku (pokus 2).

Č. akvária	Hmotnost 10 ks (kg)	pH	Teplota (°C)	Kyslík (mg.l <sup>-1</sup> )
1.	0,200	7,21	21,0	5,2
2.	0,200	7,26	21,0	5,13
3.	0,210	7,68	20,9	7,83
4.	0,205	7,47	21,1	5,3
5.	0,195	7,25	20,9	5,2
6.	0,195	7,21	21,0	2,87

## Pokus 3

Stejným způsobem byl proveden třetí pokus, který proběhl ve dnech 13. až 14. 3. 2016. K pokusu byly použity ryby (Obr. 1-2), které v předchozím období (1 týden) spontánně přijímaly potravu. Potrava (KP1) byla rybám předkládána denně v množství 2 % hmotnosti obsádky. V den pokusu však ryby v jedné nádrži nepřijímaly potravu spontánně a následně bylo zjištěno, že ryby v této nádrži nespotebovaly předloženou potravu a zhruba  $\frac{3}{4}$  potravy zůstaly na dně akvária. Tyto ryby byly umístěny do akvárií č. 1-4 (v dalším textu je tento pokus označen jako 3a). Ve druhém akváriu ryby zkonsumovaly veškerou předloženou potravu a tyto ryby byly umístěny do akvárií č. 5 a 6 (v dalším textu je tento pokus označen jako 3b). Údaje o hmotnosti ryb, teplotě, pH vody a koncentraci rozpuštěného kyslíku jsou uvedeny v tabulce 7.

Tab. 7: Hmotnosti ryb, pH, teplota vody a koncentrace rozpuštěného kyslíku (pokusy 3a a 3b).

Č. akvária	Pokus č.	Hmotnost 6 ks (kg)	pH	Teplota (°C)	Kyslík (mg.l <sup>-1</sup> )
1	3a	0,394	7,44	13,4	7,0
2		0,347	7,44	13,2	7,5
3		0,424	7,36	13,2	6,8
4		0,436	7,44	13,0	7,4
5	3b	0,416	7,48	13,1	6,4
6		0,358	7,53	13,1	7,2

#### 4.1.2 Stanovení fyzikálně-chemických parametrů kvality vody

##### Stanovení hodnot pH, teploty vody a koncentrace rozpuštěného kyslíku

Hodnoty pH a koncentrace rozpuštěného kyslíku byly měřeny pomocí multifunkčního přístroje Multiline P4 firmy WTW. Před zahájením měření byly provedeny kalibrace tohoto přístroje. Teplota vody byla měřena skleněným lihovým teploměrem.

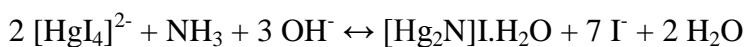
Ve vzorcích vody získaných z jednotlivých akvárií po filtraci přes uhelón (40 µm), (vodná fáze exkrementů) byly stanoveny: nerozpuštěné látky (NL), biochemická spotřeba kyslíku (BSK<sub>5</sub>), chemická spotřeba kyslíku (CHSK<sub>Cr</sub> a CHSK<sub>Mn</sub>), celkový dusík (N<sub>T</sub>) a celkový fosfor (P<sub>T</sub>). Ve filtrátech získaných filtrací vzorků přes skleněné filtry (1,2 µm) byly stanoveny: amoniakální dusík /N-(NH<sub>3</sub> + NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)/, dusičnanový dusík (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) a ortofosforečnanový fosfor (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>).

##### Stanovení amoniakálního dusíku (NH<sub>4</sub>-N) absorpční spektrofotometrií po reakci s Nesslerovým činidlem

###### Princip stanovení:

Stanovení je založeno na reakci amoniaku a hydroxidu alkalických kovů s tetrajodortuřnatanem sodným nebo draselným za vzniku jodidu.

Reakce probíhá podle rovnice:



Vzniklý jodid je málo rozpustná žlutohnědá sloučenina, která při nízkých koncentracích amoniaku vytváří žlutohnědé koloidní roztoky vhodné pro fotometrické měření. Intenzita zabarvení je úměrná koncentraci amoniaku.

#### Postup:

Připravila jsem si 50 ml vzorku vody ředěného 1:1 destilovanou vodou, roztok jsem převedla do kádinky a přidala jsem 0,5 ml roztoku Seignetovy soli (vinanu sodnodraselného) a směs jsem promíchala. Dále jsem přidala 1 ml Nesslerova činidla a opět promíchala. Po uplynutí reakční doby (10 min) jsem změřila intenzitu zabarvení pomocí spektrofotometru proti slepému stanovení v 1 cm kyvetě při vlnové délce 412 nm (Obr. 5) a pomocí regresní rovnice jsem vypočítala koncentraci amoniakálního dusíku (Převzato od Valentové a kol., 2013). Z naměřené koncentrace a objemu vody jsem přepočítala produkci amoniakálního dusíku na 1 kg hmotnosti ryb za den.

#### **Stanovení dusičnanového dusíku ( $\text{NO}_3^-$ -N)**

##### Princip metody:

Stanovení je založeno na reakci dusičnanů se salicylanem sodným v prostředí kyseliny trichloroctové nebo sírové. Po alkalizaci vzniká žlutě zbarvená sůl kyseliny nitrosalicylové vhodná k fotometrii.

##### Postup:

Nejprve jsem upravila vzorek vody o objemu 10 ml do alkalické reakce přidáním přibližně 0,2 ml roztoku NaOH. Poté jsem přidala 1 ml roztoku salicylanu sodného a v široké kádince jsem ho odpařila dosucha na vodní lázni. K horkému odparu jsem přidala 2 ml kyseliny sírové, aby byl celý odparek ovlhčen a kyselinu jsem nechala působit (cca 3 min.) na vodní lázni. Po zchladnutí jsem přidala 20 ml destilované vody a 7 ml roztoku hydroxidu sodného. Roztok jsem promíchala a kvantitativně převedla do baňky o objemu 50 ml a doplnila po rysku destilovanou vodou. Zbarvení je stále několik hodin. Intenzitu zabarvení vzorku jsem změřila pomocí spektrofotometru proti slepému stanovení v 1 cm kyvetě při vlnové délce 410 nm a pomocí regresní rovnice jsem vypočítala koncentraci dusičnanového dusíku. (Převzato od výrobce soupravy Crack Set 10 /firma MERCK/).

## **Stanovení celkového dusíku (N)**

### Princip metody:

Celkový dusík jsem stanovovala pomocí soupravy dodávané firmou MERCK. Tato metoda je založena na přeměně organických i anorganických sloučenin dusíku na dusičnany s pomocí oxidačního činidla v termoreaktoru. V roztoku okyseleném kyselinou sírovou a fosforečnou tyto dusičnany reagují s 2,6-dimethylfenolem a vytvářejí oranžově zbarvený 4-nitro-2,6-dimethylfenol, který se poté stanovuje fotometricky. (Převzato od výrobce soupravy Crack Set 10 /firma MERCK/).

### Postup:

Do kulaté kyvety, která je součástí soupravy, jsem napipetovala 10 ml vzorku, přidala jsem 1 zarovnanou mikrolžičku prvního činidla a 6 kapek druhého činidla a obsah kyvety jsem důkladně promíchala. Kyvetu jsem umístila do předehřátého termoreaktoru, kde se zahřívala po dobu 1 hodiny při teplotě 120 °C. Poté jsem kyvetu vyjmula, nechala ji vychladnout při laboratorní teplotě. Z vychladlé směsi jsem odebrala 1 ml a převedla do další kyvety a přidala jsem 1 ml třetího činidla. Poté jsem kyvetu uzavřela, důkladně promíchala, směs se zahřála a po ochlazení při laboratorní teplotě (10 minut) jsem intenzitu zbarvení změřila ve fotometru. (Převzato od výrobce soupravy Crack Set 10 /firma MERCK/).

## **Stanovení rozpuštěných anorganických orthofosforečnanů a celkového fosforu**

- 1) Stanovení rozpuštěných anorganických orthofosforečnanů absorpční spektrofotometrií po reakci s molybdenanem a redukcí askorbovanou kyselinou.

### Princip stanovení:

Orthofosforečnany reagují v prostředí kyseliny sírové s ionty molybdenanu a vytvářejí kyselinu fosfomolybdenovou, která se redukuje kyselinou askorbovou na fosfomolybdenovou modř. Intenzita zbarvení je úměrná koncentraci fosforečnanů a stanovuje se fotometricky.



### Postup:

K 50 ml zfiltrovaného vzorku jsem přidala 4 ml molybdenanového činidla a 1 ml roztoku kyseliny askorbové a směs jsem promíchala. Po uplynutí reakční doby (15 minut) jsem změřila absorbance vybarvených vzorků proti slepému stanovení v 5 cm kyvetě při vlnové délce 690 nm. Pomocí regresní rovnice kalibračního grafu jsem vypočítala koncentrace fosforečnanů ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), které jsem následně přepočítala na fosforečnanový fosfor ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ). (Převzato od Valentové a kol., 2013).

### 2) Stanovení celkového fosforu ( $\text{P}_{\text{celk.}}$ ) s použitím soupravy činidel Crack Set 10

#### Princip stanovení:

Sloučeniny obsahující organicky vázaný fosfor jsou rozloženy kyselinou sírovou a peroxodisíranem a převedeny na orthofosforečnany, které se poté stanovují fotometricky.

#### Postup:

Do prázdné čisté kruhové kyvety jsem nejprve napipetovala 10 ml nefiltrovaného zhomogenizovaného vzorku. Poté jsem přidala 1 kapku činidla 1 (roztok kyseliny sírové) a zamíchala, vzápětí jsem přidala jednu dávku činidla 2 (peroxodisíranu) a kyvetu jsem těsně uzavřela, promíchala a vložila jsem ji do termoreaktoru předem vyhřátého na 120 °C. Směs jsem zahřívala po dobu 1 hodiny. Po uplynutí této doby jsem kyvetu vyndala a uzavřenou jsem jí nechala ve stojanu vychladnout na pokojovou teplotu. Po ochlazení roztoku jsem do kyvety přidala 3 kapky činidla 3 (neutralizační činidlo-roztok hydroxidu sodného) a řádně jsem kyvetu promíchala. Následně jsem přidala 10 kapek činidla č. 1 ze soupravy Spectroquant (roztok molybdenanu amonného ve zředěné kyselině sírové) a 2 mikrolžičky činidla č. 2 (kyselina askorbová). Kyvety jsem uzavřela a intenzivně zamíchala. Na systémovém spektrofotometru Pharo jsem nastavila příslušnou metodu a po uplynutí reakční doby (5 minut) jsem vzorky přelila do hranolové kyvety (1 cm) a změřila přímo koncentrace celkového fosforu ( $\text{P}_T$ ). (Převzato od výrobce soupravy Crack Set 10 /firma MERCK/).

## Stanovení chemické spotřeby kyslíku manganistanem draselným (CHSK<sub>Mn</sub>)

### Princip stanovení:

Metoda je založena na oxidaci oxidovatelných látek ve vzorku vody manganistanem draselným v prostředí okyseleném kyselinou sírovou. Oxidace probíhá 10 min. při 96 °C-98 °C, přičemž spotřeba manganistanu nesmí být větší než 60 % jeho přidaného množství. Úbytek manganistanu, tj. množství spotřebované na oxidaci oxidovatelných látek, se zjistí odměrným manganometrickým stanovením. Tzn., že po ukončené oxidaci se do reakčního roztoku přidá známé množství standardního odměrného roztoku kyseliny šťavelové, jejíž přebytek (který je ekvivalentní množství manganistanu spotřebovaného na oxidaci oxidovatelných látek ve vzorku se stanoví titrací odměrným roztokem manganistanu).

Při stanovení probíhají tyto chemické reakce:

Oxidace organických látek ve vzorku vody pomocí manganistanu



Po přidavku kyseliny šťavelové do reakční směsi a při zpětné titraci kys. šťavelové manganistanem draselným probíhá reakce:



### Postup:

Do varné baňky jsem vložila několik skleněných kuliček k zamezení utajeného varu a odměřila jsem 100 ml vzorku ředěného 1:1 destilovanou vodou. Poté jsem přidala 5 ml zředěné kyseliny sírové (1:2) a 20 ml roztoku manganistanu draselného o koncentraci 0,002 mol.l<sup>-1</sup>. Směs jsem zahřívala na elektrické plotýnce a po dosažení varu jsem směs vařila po dobu přesně 10 minut. K horkému roztoku jsem potom ihned přidala 20 ml roztoku kyseliny šťavelové o koncentraci 0,005 mol.l<sup>-1</sup>. Odbarvenou směs jsem titrovala roztokem manganistanu draselného do dosažení růžového zbarvení a odečetla jsem objem spotřebovaného manganistanu. Ke každé sérii vzorků jsem provedla slepé stanovení se 100 ml destilované vody, která byla použita k ředění vzorku. Na základě spotřeby titračního činidla jsem vypočítala hodnoty CHSK<sub>Mn</sub>. (Převzato od Valentové a kol., 2013).

## **Stanovení chemické spotřeby kyslíku dichromanem draselným (CHSK<sub>Cr</sub>)**

### Princip metody:

Tato metoda je založena na oxidaci vodného vzorku horkým roztokem dvojchromanu draselného v kyselině sírové se síranem stříbrným jakožto katalyzátorem. Chloridy jsou maskovány síranem rtuťnatým. Koncentrace žlutého přebytku iontů  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$  nebo zelených  $\text{Cr}^{3+}$  se poté stanovuje fotometricky.

### Postup:

Do prázdné čisté kyvety, která je součástí soupravy jsem napipetovala 0,3 ml roztoku A a 2,85 ml roztoku B a přidala jsem 3 ml vzorku. Kyvetu jsem uzavřela a intenzivně protřepala. Dále jsem kyvetu vložila do termoreaktoru, který byl předehřátý na teplotu 148 °C, a zahřívala jsem po dobu 120 minut. Horkou kyvetu jsem vyjmula z termoreaktoru a nechala ve stojanu zchladnout na pokojovou teplotu. Po 10 minutách jsem obsah kyvety protřepala a vrátila znovu do stojanu a nechala ještě 30 minut vychladnout. Poté jsme provedla měření vzorku pomocí fotometru. (Převzato od výrobce soupravy Crack Set 10, /firma MERCK/).

## **Stanovení biochemické spotřeby kyslíku (BSK<sub>5</sub>)**

Biochemická spotřeba kyslíku je definována jako množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy při biochemických pochodech na rozklad organických látek ve vodě při aerobních podmínkách.

Měření jsem prováděla manometrickou metodou za použití tlakového čidla OxiTop. Tato metoda je založena na měření podtlaku v uzavřeném systému. Mikroorganismy, které se nacházejí ve vzorku, spotřebovávají kyslík a produkují oxid uhličitý. Ten je absorbován hydroxidem sodným. Vzniká tak podtlak, podle kterého dochází v tlakovém čidle k převodu signálu přímo na hodnotu BSK<sub>5</sub> mg.l<sup>-1</sup>. Nasazením různých objemů vzorků se reguluje množství disponibilního kyslíku, aby mohl proběhnout plný proces BSK<sub>5</sub>. (Převzato od Valentové a kol., 2013).

### Postup:

Při stanovování hodnot BSK<sub>5</sub> jsem pracovala se vzorky vody přefiltrovanými pouze přes uhelón 40 µm. Přefiltrovaný vzorek vody jsem důkladně promíchala a nalila potřebný objem do tmavých lahví na BSK<sub>5</sub> a uzavřela jsem je tlakovým čidlem OxiTop. Poté jsem je umístila do termostatu (Obr. 7). Reakční doba je 5 dní. Po 5 dnech jsem odečetla hodnotu spotřeby kyslíku na digitálních displejích na uzávěrech reakčních lahví.

### **Gravimetrické stanovení nerozpuštěných látek (NL)**

#### Princip stanovení:

Filtračním zařízením se na předem vysušeném a zváženém filtru ze skleněných vláken (nebo na membránovém filtru) zachytí nerozpuštěné látky z přesně odměřeného množství zhomogenizovaného vzorku. Hmotnost nerozpuštěných látek se získá vysušením filtru se zachycenými nerozpuštěnými látkami v sušárně při teplotě 105 °C do konstantní teploty.

#### Postup stanovení NL 105:

Nejprve jsem na analytických vahách zvážila předem vysušené filtry, kterými jsem manipulovala pomocí pinzety. Poté jsem vložila filtr do filtračního zařízení. Pomalým přiléváním zhomogenizovaného vzorku vody přes filtrační zařízení (Obr. 6) jsem filtrovala, dokud nebyl filtr zanesen tak, že přes něj vzorek vody špatně protékal. Potom jsem filtr s nerozpuštěnými látkami opatrně sejmula pinzetou z filtračního zařízení, umístila na hodinové sklíčko a nechala sušit při laboratorní teplotě. Dále jsem pomocí odměrného válce změřila objem filtrovaného vzorku zachyceného v odsávací baňce. Po předběžném vysušení filtru jsem filtr přenesla do sušárny s nastavenou teplotou a nechala jsem vzorky sušit při teplotě 105 °C do konstantní hmotnosti. Doba sušení činila cca 2 hodiny. Po vysušení jsem filtry přenesla do exsikátoru a vyčkala na vyrovnání teploty. Vysušené filtry se zachycenými nerozpuštěnými látkami jsem zvážila na analytických vahách. (Převzato od Valentové a kol., 2013).

Stejnými postupy byla provedena analýza odstáté vodovodní vody, která byla použita v testech. V této vodě nebyly stanoveny nerozpuštěné látky a hodnota BSK<sub>5</sub>, neboť je předpoklad, že tyto parametry budou rovny nule.

## **4.2 Statistické vyhodnocení výsledků**

Stanovení statistického rozdílu mezi experimentálními skupinami a kontrolou bylo vyhodnoceno pomocí statistického programu Statistika 12.0 analýzou variance (ANOVA).

## 5 Výsledky

Jak již bylo uvedeno v metodice, průběh provedených pokusů umožnil posoudit a vyhodnotit produkci znečištění následujících skupin ryb:

**Pokus 1:** produkce znečištění rybami, které 2 dny před pokusem neměly přístup k potravě.

**Pokus 2:** produkce znečištění rybami, které 10 dní nepřijímaly potravu.

**Pokus 3a:** produkce znečištění rybami, kterým byla předkládána potrava (KP1) v množství 2 % hmotnosti obsádky, ryby ji spontánně přijímaly, ale v den zahájení pokusu byl příjem potravy laxní a cca  $\frac{3}{4}$  předložené potravy zůstalo na dně akvária. U této skupiny předpokládám částečnou naplněnost trávicího traktu.

**Pokus 3b:** produkce znečištění rybami, kterým byla předkládána potrava (KP1) v množství 2 % hmotnosti obsádky a ryby potravu spontánně přijímaly. U této skupiny předpokládám nejvyšší naplněnost trávicího traktu. U tohoto pokusu, jak bylo vysvětleno v odstavci schéma pokusu, byly k dispozici pouze 2 skupiny ryb. Vzhledem k tomu, že při tomto pokusu byly zaznamenány výrazné rozdíly v produkci znečištění, zahrnuje jsem tento pokus do statistického vyhodnocení, i když vím, že jeho vypovídací schopnost je touto skutečností narušena.

Produkce znečištění byla hodnocena na základě analýz vodné fáze exkrementů (to je filtrát, který byl získán po filtraci vody, ve které byly ryby drženy po 24 hodin, přes uhelon /40  $\mu\text{m}$ /) a pevné fáze exkrementů, pevný podíl, který zůstal na uhelonu (částice  $\geq 40 \mu\text{m}$ ).

### Odstátá vodovodní voda, která byla použita k testům

Analýzou odstáté čisté vodovodní vody, která byla v testech použita, bylo prokázáno, že koncentrace dusičnanového dusíku je  $1,1 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$ . To je hodnota velmi blízká hodnotám zjišťovaným ve vodné fázi exkrementů (zjištěné rozdíly jsou na úrovni nejistoty měření). Proto je produkce dusičnanového dusíku považována za

nulovou a není uváděna v tabulkách, ani grafech. Hodnota  $CHSK_{Cr}$  byla u vodovodní vody pod mezí detekce ( $4 \text{ mg.l}^{-1}$ ) a zjišťované hodnoty  $CHSK_{Cr}$  v produkci znečištění nebyly upravovány. Obdobně tomu bylo u rozpuštěného ortofosforečnanového fosforu a amoniakálního dusíku. V případě celkového dusíku však koncentrace zjištěná ve vodovodní vodě ( $2,2 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ ) byla snížena o  $1,1 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$  a při výpočtech produkce celkového dusíku byla potom od zjištěných koncentrací celkového dusíku odečítána hodnota  $1,1 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N}$ . K dalším výpočtům byly použity takto upravené koncentrace.

### Vodná fáze exkrementů

Výsledky analýz vodné fáze (hodnoty jednotlivých parametrů a z nich vypočtené výše produkce vztažené na  $1 \text{ kg}$  živé hmotnosti ryb za  $1 \text{ den}$ ) jsou uvedeny v příloze v tabulkách I-IV. V grafech 1-4 jsou uvedeny jednotlivé parametry produkce znečištění a směrodatné odchytky výběru. Z výsledků vyplývá, že ze sledovaných parametrů reagoval na naplněnost trávicího traktu ryb velmi citlivě amoniak, kde je patrné, že jeho produkce byla nejnižší v pokusu 2, (v průměru  $70 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ ), při kterém byly ryby (i když ne úmyslně) vystaveny po dobu 10 dnů hladovění. Zhruba pětinašobná produkce byla zjištěna u ryb, které hladověly pouze 2 dny a u ryb, které omezeně přijímaly potravu a nejvyšší produkci vykazovaly ryby, které spontánně přijímaly potravu ( $637 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ ).

Naproti tomu poměrně vyrovnaná byla produkce celkového dusíku u obou skupin hladovějících ryb a ryb s omezeným příjmem krmiva a výrazně vyšší hodnota (zhruba dvojnásobná- $1123 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ ) byla zaznamenána u ryb, které spontánně přijímaly potravu (Graf 2).

V případě fosfátového fosforu se délka hladovění ryb na jeho produkci výrazně neprojevila a zjištěný rozdíl nebyl u těchto dvou skupin (pokus 1 a pokus 2) statisticky významný. Naproti tomu statisticky významný nárůst jeho produkce byl zaznamenán u ryb s omezeným příjmem krmiva a se spontánním příjmem krmiva, kde průměrná produkce dosáhla hodnot  $2,6$  resp.  $4,9 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1} \text{ P-PO}_4^{3-}$ . Produkce celkového fosforu mezi skupinami hladovějících ryb a ryb s omezeným příjmem krmiva (pokusy 1, 2, 3a) byla srovnatelná (zjištěné rozdíly nebyly statisticky významné) a statisticky významný nárůst (zhruba dvojnásobný) byl zaznamenán u ryb, které spontánně přijímaly potravu ( $27 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1} \text{ P}$ ).

Produkce organických látek zachycených ve vodné fázi a hodnocených jako BSK<sub>5</sub>, a CHSK<sub>Cr</sub> byly u ryb hladovějících a u ryb s omezeným příjmem potravy srovnatelné, a to na úrovni cca poloviny produkce rybami, které spontánně přijímaly potravu. Podobný trend byl zaznamenán u produkce nerozpuštěných látek zachycených ve vodné fázi exkrementů (tj. částic o velikosti 1,2-40 μm). Statistickým vyhodnocením produkce organických látek a celkového fosforu a celkového dusíku zachycených ve vodné fázi exkrementů jsem prokázala těsnou závislost těchto parametrů na produkci nerozpuštěných látek (Grafy 5-8). Parametr CHSK<sub>Mn</sub> není vhodným ukazatelem organického znečištění zatížených vod, a proto je uveden pouze pro zajímavost, ale pro výpočet produkce znečištění nebyl použit.

### Pevná fáze exkrementů

Výsledky analýz pevné fáze exkrementů (tj. částic o velikosti  $\geq 40 \mu\text{m}$ ) jsou uvedeny v grafech 9-13 a v příloze v tabulkách V-VII. Z výsledků je zřejmé, že nejvyšší produkce nerozpuštěných látek byla zaznamenána u ryb, které spontánně přijímaly potravu ( $3\,419 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$ ), nižší hodnotu vykazovaly ryby, které 2 dny hladověly a srovnatelné a současně nejnižší hodnoty byly zaznamenány u ryb dlouho hladovějících a u ryb, které omezeně přijímaly potravu.

Produkce celkového dusíku v pevné fázi exkrementů dosáhla nejvyšší průměrné hodnoty u skupiny ryb, které spontánně přijímaly potravu ( $219,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1} \text{ N}$ ), zhruba poloviční produkci vykazovaly ryby, které 2 dny hladověly a čtvrtinovou produkci vykazovaly ryby, které 10 dní hladověly a ryby s omezeným příjmem potravy. Zjištěné rozdíly byly statisticky významné na hladině významnosti  $P < 0,01$ .

Produkce celkového fosforu v pevné fázi exkrementů byla rovněž nejvyšší u ryb, které spontánně přijímaly potravu ( $79 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1} \text{ P}$ ), zhruba o 60 % nižší byla produkce celkového fosforu u ryb s omezeným příjmem potravy a u ryb, které 2 dny hladověly a nejnižší hodnoty byly zaznamenány u ryb 10 dní hladovějících. Naměřené hodnoty jsou uvedeny v grafu 10. Zjištěné rozdíly byly statisticky významné na hladině významnosti  $P < 0,01$ .

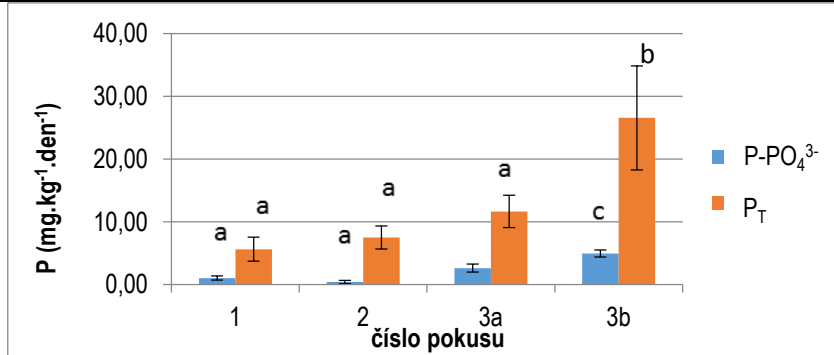
Podíl produkce celkového fosforu zachyceného v pevné fázi exkrementů se pohyboval cca od 70 do 84 % jeho celkové produkce (Graf 11). Produkce rozpuštěných orthofosforečnanů tvořila v produkci celkového fosforu (v pevné i vodné fázi exkrementů) pouze malý podíl, který nepřekročil 10 %. Výrazný podíl znečištění



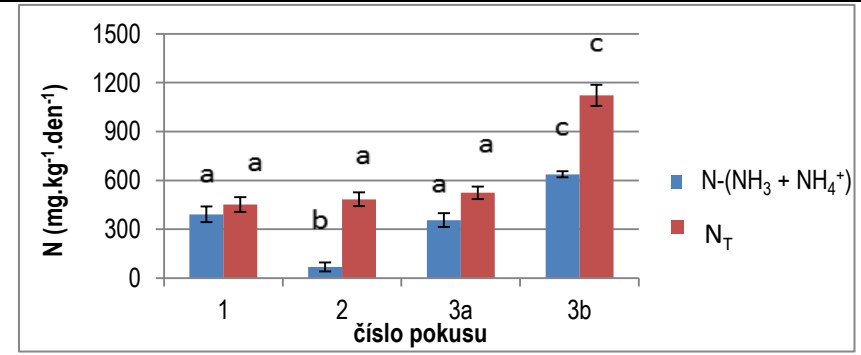
v pevné fázi exkrementů byl zjištěn u nerozpuštěných látek, kde se jeho hodnota pohybovala od 78-88,2 % (Graf 13).

Naopak, výrazně nižší podíl v pevné fázi exkrementů byl u celkového dusíku, kde činil 8,6 až 16,5 % z dusíku vyloučeného celkem (Graf 12).

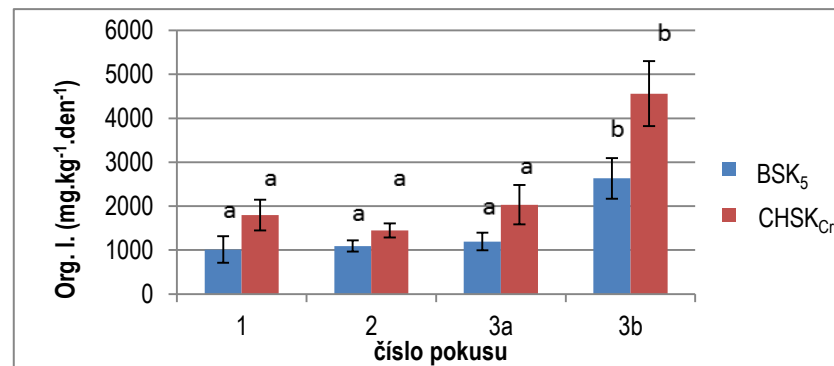
Grafy 1 – 4: Znečištění produkované rybami za 24 hodin zjištěné ve vodné fázi vztahované na 1 kg hmotnosti ryb.



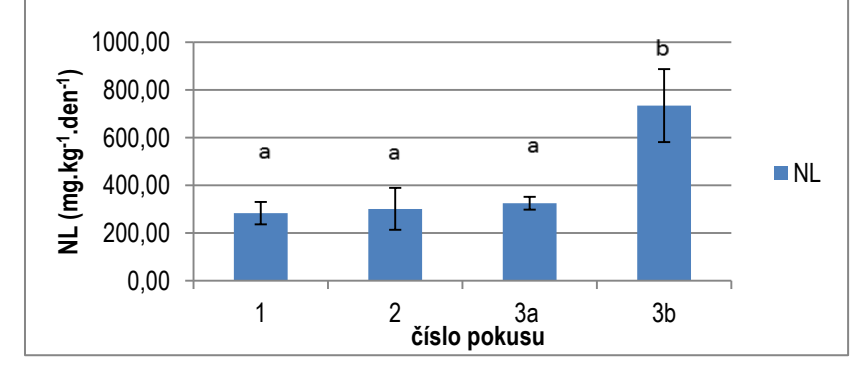
Graf 1: Průměrná produkce ortofosforečnanového fosforu a celkového fosforu zjištěna v pokusech 1-3b (mg.kg<sup>-1</sup>.den<sup>-1</sup>).  
a; b; c) statistická významnost rozdílu P < 0,01



Graf 2: Průměrná produkce amoniakálního a celkového dusíku zjištěna v pokusech 1-3b (mg.kg<sup>-1</sup>.den<sup>-1</sup>).  
a; b; c) statistická významnost rozdílu P < 0,01

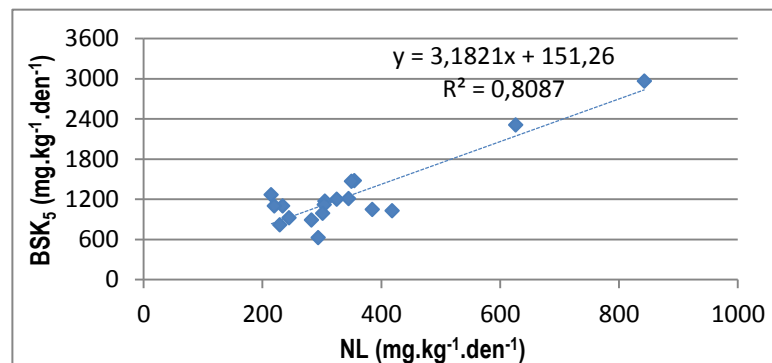
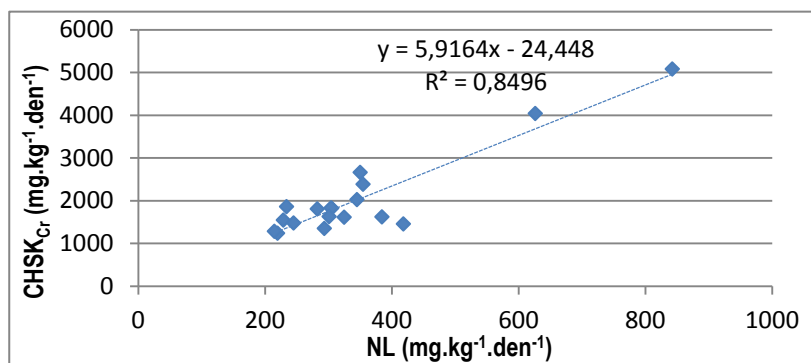


Graf 3: Průměrná produkce organických látek vyjádřená jako BSK<sub>5</sub>, a CHSK<sub>Cr</sub> zjištěna v pokusech 1-3b (mg.kg<sup>-1</sup>.den<sup>-1</sup>).  
a; b; c) statistická významnost rozdílu P < 0,01



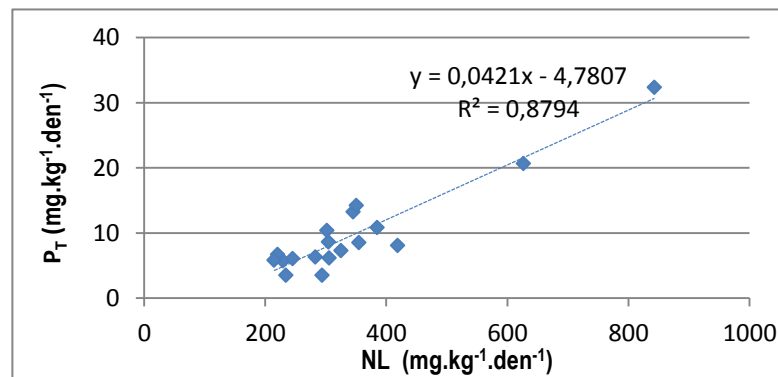
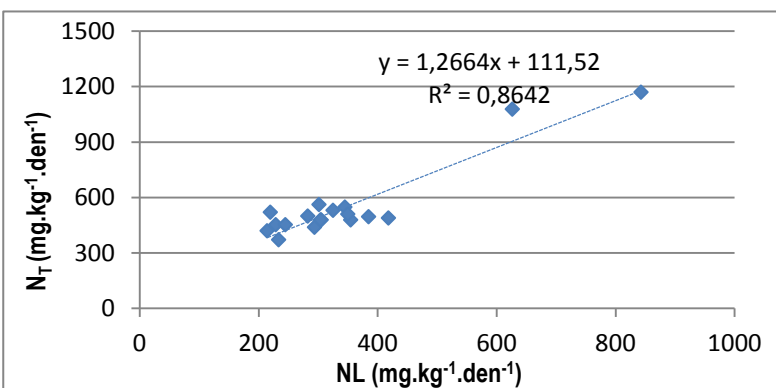
Graf 4: Průměrná produkce nerozpuštěných látek (1,2-40 μm) zjištěna v pokusech 1-3b (mg.kg<sup>-1</sup>.den<sup>-1</sup>).  
a; b; c) statistická významnost rozdílu P < 0,01

Grafy 5–8: Znečištění produkované rybami- vodná fáze exkrementů- vztah mezi nerozpuštěnými látkami a dalšími parametry.



Graf 5: Vztah mezi NL a CHSK<sub>Cr</sub> (mg.kg<sup>-1</sup>.den<sup>-1</sup>).

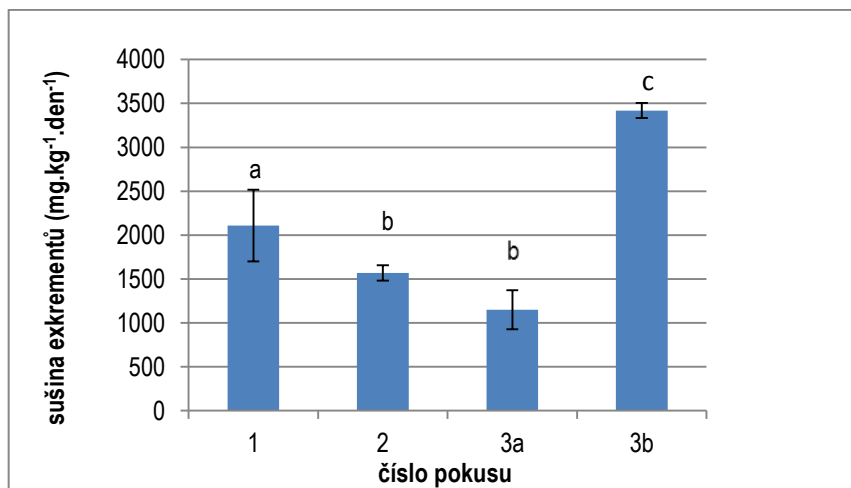
Graf 6: Vztah mezi NL a BSK<sub>5</sub> (mg.kg<sup>-1</sup>.den<sup>-1</sup>).



Graf 7: Vztah mezi NL a N<sub>T</sub> (mg.kg<sup>-1</sup>.den<sup>-1</sup>).

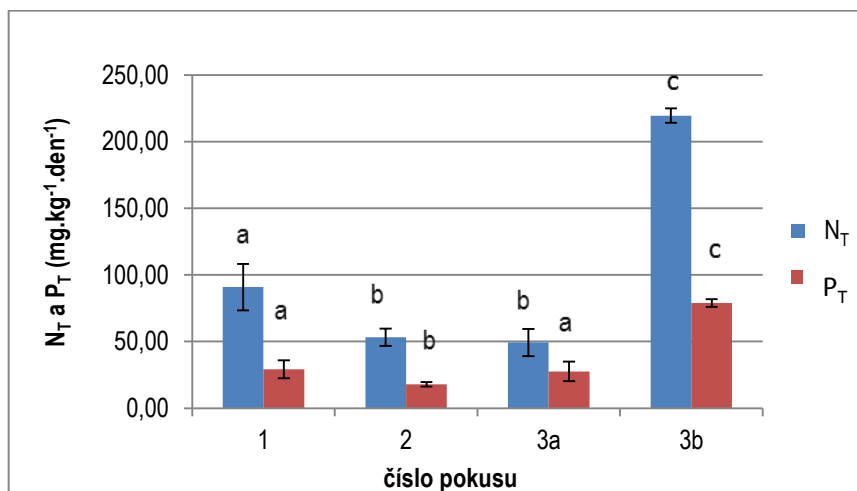
Graf 8: Vztah mezi NL a P<sub>T</sub> (mg.kg<sup>-1</sup>.den<sup>-1</sup>).

Grafy 9-13: Znečištění produkované rybami zachycené v pevné fázi exkrementů za 24 hodin vztahované na 1 kg hmotnosti ryb. Průměrné hodnoty.



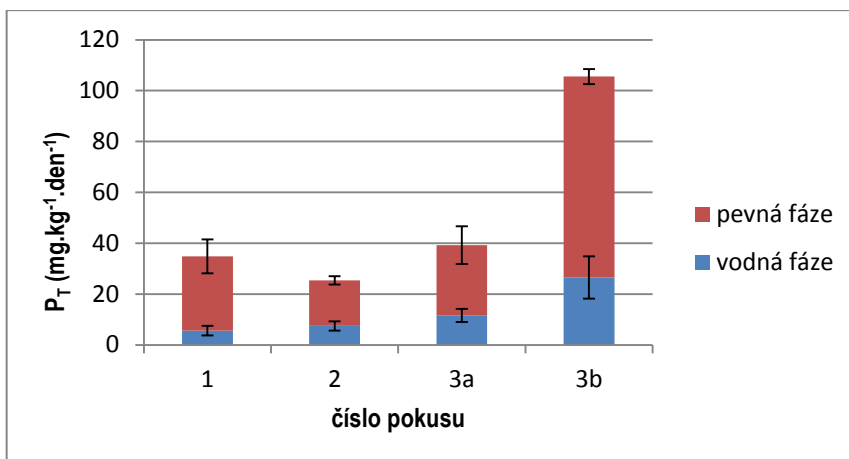
Graf 9: Množství celkové vyprodukované sušiny.

a; b; c) statistická významnost rozdílu  $P < 0,01$ .

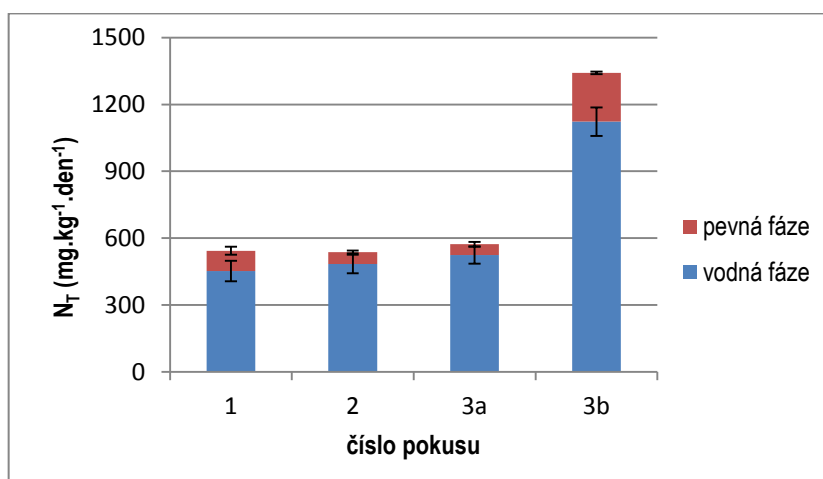


Graf 10: Množství celkového fosforu a dusíku. V pevné fázi exkrementů.

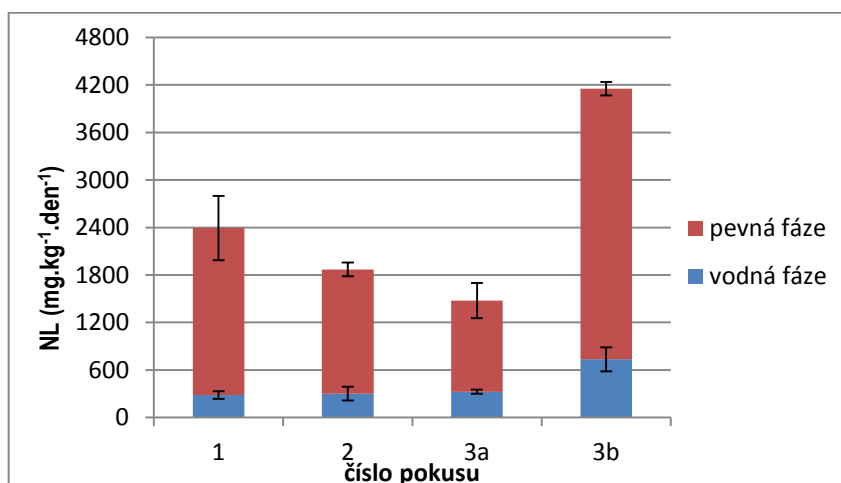
a; b; c) statistická významnost rozdílu  $P < 0,01$ .



Graf 11: Produkce celkového fosforu ve vodné a pevné fázi exkrementů.



Graf 12: Produkce celkového dusíku ve vodné a pevné fázi exkrementů.



Graf 13: Produkce nerozpuštěných látek ve vodné a pevné fázi exkrementů.

## 6 Diskuze

Výsledky mé práce potvrzují, že znečištění, které kapr produkuje, závisí na naplněnosti jeho trávicího traktu (na množství potravy, kterou v předchozím období přijal). Výrazný vliv příjmu krmiva byl prokázán zejména v produkci amoniaku, kdy dlouhodobě hladovějící ryby vykazovaly zhruba 6x nižší produkci ve srovnání s rybami, které hladověly po dobu 2 dnů nebo předkládané krmivo přijímaly pouze omezeně a 10x nižší produkci ve srovnání s rybami, které spontánně přijímaly předkládané krmivo. Obdobné zkušenosti popisují ve své práci Rychly a kol., (1977), kteří zjistili, že pstruzi, kteří byli krmeni do zahájení pokusu granulemi s obsahem 43 % bílkovin, produkovali  $900 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$  amoniakálního dusíku a u pstruhů, kterým nebyla v období 12 dnů před zahájením pokusu předkládaná potrava, pouze  $180 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$  amoniakálního dusíku. Také v mém pokusu jsem zjistila řádové rozdíly v produkci amoniakálního dusíku u ryb, které 10 dní nepřijímaly potravu ( $70 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ ) a těmi, které byly až do zahájení pokusu krmeny KP1 ( $637 \text{ mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ ). Lze tedy konstatovat, že mé výsledky jsou v dobré shodě s výsledky, které uvádí Rychly a kol., (1977). Těmto průměrným hodnotám odpovídají také údaje Kouřila a kol., (2008) a Pittera (1999), kteří ve své práci, uvádějí pro produkci amoniaku rybami hodnoty od 0,25 do 2,07  $\text{g.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ , resp. 0,2  $\text{g.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ . Obdobné hodnoty uvádí také Stejskal (2009), který prováděl pokusy s okounem říčním.

V literatuře /např. Altinok a Grizzle (2004), Svobodová (2008)/ se uvádí, že amoniak je hlavním produktem dusíkatého metabolismu většiny sladkovodních ryb a tvoří 65 až 90 % vylučovaného dusíku. Při pokusech, které jsem prováděla, jsem zjistila, že u ryb, které dva dny před zahájením pokusu hladověly, představuje podíl dusíku vylučovaného ve formě amoniaku v průměru 80 %, u ryb, které omezeně nebo spontánně přijímaly potravu, činil tento podíl 47-81 % a nejnižší podíl (7-20 %) tvořil amoniakální dusík u ryb, které 10 dní hladověly. To znamená, že pokud ryby nebyly vystaveny dlouhodobému hladovění, je podíl vylučovaného dusíku ve formě amoniaku v dobré shodě s literárními údaji. Produkce celkového fosforu zjištěná ve vodné i pevné fázi exkrementů se v závislosti na naplněnosti trávicího traktu pohybovala v rozmezí 34 až 105  $\text{mg.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$  P, z čehož 70-84 % bylo zachyceno v pevné fázi. Pitter (2008) ve své práci uvádí hodnotu 0,02  $\text{g.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ , což při srovnání s mými výsledky odpovídá nejnižším hodnotám, které byly zjištěny u ryb, které hladověly. Produkci organických

látek jsem ve své práci hodnotila formou  $CHSK_{Cr}$  a  $BSK_5$ . Z poměru zjištěných hodnot  $BSK_5/CHSK_{Cr} > 0,5$  vyplývá, že organické látky produkované rybami obsahují látky snadno biologicky rozložitelné (Pitter, 2009). Hodnoty produkovaného znečištění rybami uváděné Pitterem (2009) a Kouřilem a kol. (2008) vyjádřené jako  $CHSK_{Cr}$  se pohybují od 28,4 do 80  $g \cdot kg^{-1} \cdot den^{-1}$ , což jsou ve srovnání s mými výsledky (1,8-4,6  $g \cdot kg^{-1} \cdot den^{-1}$ ), hodnoty výrazně vyšší. Tento rozdíl souvisí s tím, že mé výsledky jsem získala analýzou vodné fáze exkrementů, to znamená, po filtraci přes uhelón (tedy po odstranění částic větších než 40  $\mu m$ ). Vzhledem k tomu, že při hodnocení vodné fáze exkrementů byla potvrzena závislost hodnot  $CHSK_{Cr}$  a nerozpuštěných látek, vypočítala jsem z příslušné regresní rovnice a sušiny veškerých nerozpuštěných látek (zjištěných ve vodném i pevném podílu exkrementů) „teoretické“ hodnoty  $CHSK_{Cr}$ . Tyto orientační hodnoty se pohybovaly v rozmezí 7 až 15  $g \cdot kg^{-1} \cdot den^{-1}$  u ryb, které hladověly nebo omezeně přijímaly krmivo a u ryb, které spontánně přijímaly krmivo, to byly hodnoty dosahující téměř 25  $g \cdot kg^{-1} \cdot den^{-1}$ . Při použití „teoretických“ hodnot lze konstatovat, že jsou to výsledky již dobře srovnatelné s literárními údaji. Podobně je tomu i v případě  $BSK_5$ , kde byly zjištěny ve vodné fázi exkrementů v závislosti na naplněnosti trávicího traktu hodnoty od 0,625 do 2,960  $g \cdot kg^{-1} \cdot den^{-1}$ . Stejným postupem jako v případě  $CHSK_{Cr}$  jsem vypočítala „teoretické“ hodnoty  $BSK_5$ , které se pohybují od 4 do téměř 14  $g \cdot kg^{-1} \cdot den^{-1}$ . Pitter (2009) ve své práci uvádí hodnotu  $BSK_5$  12  $g \cdot kg^{-1} \cdot den^{-1}$  a Kouřil (2008) uvádí 3 až 18  $g \cdot kg^{-1} \cdot den^{-1}$ . I v tomto případě lze konstatovat, že vypočítané „teoretické“ hodnoty  $BSK_5$  jsou ve velmi dobré shodě s literárními údaji.

Celkové produkce nerozpuštěných látek v sušině (částice  $\geq 40 \mu m$ ) se pohybovaly v závislosti na naplněnosti trávicího traktu v průměru v rozmezí 1,2 až 3,4  $g \cdot kg^{-1} \cdot den^{-1}$ , což je ve velmi dobré shodě s údaji Kouřila a kol. (2008), kteří uvádějí hodnoty od 4,5 do 18,5  $g \cdot kg^{-1} \cdot den^{-1}$ . Vyšší hodnotu (16  $g \cdot kg^{-1} \cdot den^{-1}$ ) uvádí Pitter (2009). Vzhledem k tomu, že nejsou specifikovány podmínky, za kterých byly tyto výsledky získány, lze mé výsledky považovat za velmi dobře srovnatelné s literárními údaji.

## 7 Závěr

V průběhu řešení bakalářské práce jsem vyhodnotila znečištění produkované rybami s rozdílnou naplněností trávicího traktu. Míra produkovaného znečištění byla sledována v tzv. pevné fázi exkrementů (pevné částice zachycené filtrací přes uhelon o velikosti ok 40  $\mu\text{m}$ ) a vodné fázi (filtrátu). Rozpuštěný ortofosforečnanový fosfor a amoniakální dusík byly měřeny ve filtrátu získaném filtrací vodné fáze exkrementů filtrací přes skleněný filtr o velikosti pórů 1,2  $\mu\text{m}$ .

Výsledky, které jsem získala, potvrzují, že míra znečištění produkovaného rybami souvisí s naplněností trávicího traktu ryb. Největší znečištění bylo zachyceno v pokusu s rybami, které do zahájení pokusu přijímaly předkládanou potravu (granule KP1 v množství 2 % hmotnosti obsádky). Zjištěné průměrné hodnoty produkce znečištění v tomto pokusu výrazně převyšovaly hodnoty naměřené u dalších skupin ryb u ryb, které 2 dny a 10 dní před zahájením pokusu hladověly a u ryb, které před zahájením pokusu přijímaly předkládanou potravu pouze v omezené míře.

Průměrné hodnoty produkce znečištění vztažené na 1 kg hmotnosti ryb za 24 hodin u skupiny ryb, které spontánně přijímaly potravu, činily:

- **4154  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$  nerozpuštěných látek** (částice  $\geq 1,2 \mu\text{m}$ ) a u ostatních skupin to byly hodnoty 1,7-2,8 krát nižší.
- **105,5  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$  fosforu**, u ostatních skupin to byly hodnoty 2,7 až 4,4 krát nižší. Z toho podíl **rozpuštěného ortofosfátového fosforu** činí 1,5-6,6 %.
- **1342  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$  dusíku**, u ostatních skupin ryb to byly hodnoty 2,5-3 krát nižší. Vyloučený **amoniakální dusík** se na celkovém vyloučeném dusíku podílel do 20 % u ryb, které 10 dní nepřijímaly potravu a u ostatních skupin ryb se jeho podíl pohyboval mezi 47 až 81 %.
- **4561  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$  organických látek stanovených jako  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$**  (stanoveno ve vodné fázi exkrementů), u ostatních skupin ryb to byly hodnoty 2,2 až 3,2 krát nižší. Poměr hodnot  $\text{BSK}_5/\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  se pohyboval v rozmezí 0,56 do 0,76, což svědčí o tom, že přítomné organické látky jsou vesměs biochemicky rozložitelné.



## 8 Seznam literatury

- Abdelghany, E. A., Ahmad, M. H., 2002. Effects of feeding rates on growth and production of Nile tilapia, common carp and silver carp polyculture in fertilized ponds. *Aquaculture Research*, 33: 415-423.
- Altinok, I., Grizzle, J. M., 2004. Excretion of ammonia and urea by phylogenetically diverse fish species in low salinities. *Aquaculture*, 238: 499-507.
- Anonymus a. Wikipedie: Otevřená encyklopedie. Povrchové napětí. [online]. [cit. 2016-04-18]. Dostupné na WWW: [https://cs.wikipedia.org/wiki/Povrchov%C3%A9\\_nap%C4%9Bt%C3%AD](https://cs.wikipedia.org/wiki/Povrchov%C3%A9_nap%C4%9Bt%C3%AD).
- Anonymus b. Wikipedie: Otevřená encyklopedie. Organická látka [online]. [cit. 2016-04-10]. Dostupné na WWW: [https://cs.wikipedia.org/w/index.php?title=Organick%C3%A1\\_l%C3%A1tk&oldid=13231323](https://cs.wikipedia.org/w/index.php?title=Organick%C3%A1_l%C3%A1tk&oldid=13231323).
- Bártů, V., Kopp, R., 2004. Exkrece amoniaku u plůdku kapra (*Cyprinus carpio L.*) ve vztahu k různé úrovni proteinu v krmivu. In: 55 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně, Sborník referátů. s. 114-118.
- Blinová, L., 2009. Voda. Tlačové štúdio Váry, Trnava, 40 s.
- Buttner, J. K., Soderberg, R. W., Terlizzi, D. E., 1993. An introduction to water chemistry in freshwater aquaculture [online]. Northeastern regional aquaculture center, fact sheet 170, University of Massachusetts [cit. 2016-02-21]. Dostupné na WWW: [http://www.aces.edu/dept/fisheries/education/ras/publications/water\\_quality/wqchemntro\\_wqch170.pdf](http://www.aces.edu/dept/fisheries/education/ras/publications/water_quality/wqchemntro_wqch170.pdf).
- Crack Set 10 od firmy MERCK. Laboratorní postupy.
- Čítek, J., Krupauer, V., Kubů, F., 1998. Rybníkářství. Informatorium, spol. s r.o. Praha, 306 s.
- Davies, S. J., Gouveia, A., 2010. Response of common carp fry fed diets containing a pea seed meal (*Pisum sativum*) subjected to different thermal processing methods. *Aquaculture*, 305: 117-123.
- Dubský, K., Šrámek, V., Kouřil, J., 2003. Obecné rybářství. Informatorium, Praha, 308 s.
- Engin, K., Carter, C. G., 2001. Ammonia and urea excretion rates of juvenile Australian short-finned eel (*Anguilla australis*) as influenced by dietary protein level. *Aquaculture*, 194: 123-136.
- Faina, R., 1983. Využívání přirozené potravy kaprem v rybnících. Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický ve Vodňanech, Vodňany. Edice metodik č. 8. 15 s.

- Füllner, G., Langner, N., Pfeifer, M., 2000. Ordnungsgemäße Teichbewirtschaftung im Freistaat Sachsen, Sächsisches Landesanstalt für Landwirtschaft, Referat Fischerei Königswarta, 66 s.
- Gavine, F. M., Phillips, M. J., Murray, A., 1995. Influence of improved feed quality and food conversion ratios on phosphorus loadings from cage culture of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum), in freshwater lakes. *Aquaculture Research*, 26: 483-495.
- Chakraborty, S. C., Ross, L. G., Ross, B., 1992. The effect of dietary protein level and ration level on excretion of ammonia in common carp (*Cyprinus carpio*). *Comp. Biochem. Physiol.*, 103 A, 4: 801-808.
- Hartman, P., 2012. Výživa rybníční biocenózy organickými hnojivy. FROV JČU, České Budějovice. Edice metodik č. 127. 35 s.
- Horáková, M., Janda, V., Koller, J., Kollerová, L., Koubíková, J., Palatý, J., Pokorná, D., Kujalová, H., Schejbal, P., Smrčková, Š., Strnadová, N., Sýkora, V., 2007. Analytika vody. Vydavatelství VŠCHT Praha, Praha, 335 s.
- Hossain, M. A., Focken, U., Becker, K., 2001. Effect of soaking and soaking followed by autoclaving of Sesbania seeds on growth and feed utilisation in common carp, *cyprinus carpio* L. *Aquaculture*, 203: 133-148.
- Jeroch, H., Čermák, B., Kroupová, V., 2006. Základy výživy a krmení hospodářských zvířat. Vědecká monografie. ZF JU, České Budějovice, 212 s.
- Jirásek, J., Mareš, J., Zeman, L., 2005. Potřeba živin a tabulky výživné hodnoty krmiv pro ryby. MZLU, Brno, 68 s.
- Kostomarov, B., 1958. Rybářství. ČSAZV Státní zemědělské nakladatelství, Praha, 335 s.
- Kouřil, J., Hamáčková, J., Stejskal, V., 2008. Recirkulační akvakulturní systémy pro chov ryb. VÚRH JU, Vodňany. Edice metodik č. 85. 53 s.
- Kroupová, H., Máchová, J., Svobodová, Z., 2005. Dusitany ve vodním prostředí a jejich účinky na ryby-přehled. *Bulletin VÚRH Vodňany*, 41, 4: 154-170.
- Máchová, J., Valentová, O., Faina, R., Svobodová, Z., Kroupová, H., Mráz, J., 2010. Znečištění produkované kaprem obecným z různých podmínek odchovu. *Bulletin VÚRH Vodňany* 46, 1: 31-38.
- Máchová, J., Valentová, O., Faina, R., Svobodová, Z., Kroupová, H., 2011. Water pollution by common carp originating from different pond management systems. In: *Diversification in Inland Finfish Aquaculture*. 16-18 May 2011. Pisek, Czech Republic, s. 107.
- Másílko, J., Hlaváč, D., Hartman, P., Bláha, M., Hartvich, P., Hůda, J., Všeticková, L., 2014. Přikrmování kapra upravenými obilovinami. FROV JU, České Budějovice. Edice metodik č. 143, 33 s.

- Müllerová, L., 2015. Vylučování amoniaku rybami za rozdílných oxických podmínek prostředí. Bakalářská práce. FROV JU, České Budějovice, 63 s.
- NRC, 1993. US. National Research Council. Nutrients requirements of fish. National Academy Press, USA, 114 s.
- Pechar, L., 1992 Water blooms of *Aphanizomenon flos-aquae*. An ecological study of fish pond populations. *Archiv für Hydrobiologie*, 90 (Suppl.), 339-418.
- 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. *Water Science and Technology*, 32: 187-196.
- Pechar, L., 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. *Fisheries Management and Ecology*, 7: 23-31.
- Pitter, P., Matulová, D., 1967. Sborník VŠCHT F 11, 43 s.
- Pitter, P., 1999. Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT Praha, Praha, 568 s.
- Pitter, P., 2009. Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT Praha, Praha, 579 s.
- Richter, R., Hlušek, J., Ryant, P., Lošák, T., 2002. Organická hnojiva a jejich postavení v zemědělské praxi. *Úroda* 50 (9). 9-12 s. [online]. [cit. 2012-09-12]. [navštíveno: 2016-04-20]. Dostupné na WWW: [http://www.mendelu.cz/user/ryant/publikace/organicka\\_hnojiva\\_02.htr](http://www.mendelu.cz/user/ryant/publikace/organicka_hnojiva_02.htr).
- Rychly, J., Marina, B. A., 1977. The ammonia excretion of trout during a 24-hour period. *Aquaculture*, 11: 173-178.
- Satoh, S., Hernández, A., Tokoro, T., Morishita, Y., Kiron, V., Watanabe, T., 2003. Comparison of phosphorus retention efficiency between rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) fed a commercial diet and a low fish meal based diet. *Aquaculture*, 224: 271-282.
- Schreckenbach, K., Spangenberg, R., 1978. pH-Wert-abhängige Ammoniakvergiftungen bei Fischen und Möglichkeiten ihrer Beeinflussung. *Zeitschrift Binnenfischerei*, 22: 299-314.
- Steffens, W., 1985. Grundlagen der Fischernährung. VEB Gustav fisher Verlag Jena, DE, 226 s.
- Stejskal, V., Kouřil, J., Valentová, O., Hamáčková, J., Polícar, T., 2009. Size-related oxygen consumption and ammonia excretion of Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.) reared in a recirculating system. *Aquaculture Research*, 41: 135-142.
- Söusta, J., 1898. Fünf Jahrhunderte der Teichwirtschaft Zu Wittingau. Stettin: Herke und Lebeling. In Pechar, L., 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level water quality in Czech fish ponds. *Fisheries Management and Ecology*, 7: 23-31.
- Svobodová, Z., Gelnarová, J., Justýn, J., Krupauer, V., Máchová, J., Valentová, V., Vykusová, B., Wolgemuth, E., 1987. Toxikologie vodních živočichů. SZN, Praha, 231 s.

- Svobodová, Z., Máchová, J., Kroupová, H., 2008. Otravy ryb. In: Svobodová, Z. (Ed.), Veterinární toxikologie v klinické praxi. Profi Press, Praha, s. 201-217.
- Swann, L. D., 1997. A Fish Farmer's Guide to Understanding Water Quality [online]. Aquaculture Extension Fact Sheet AS-503, Illinois and Indiana [cit. 2016-02-14]. Dostupné na WWW: <http://www.indianasoybean.net/images/stories/Workshops/WaterQuality/File%203B%20Water%20Quality.pdf>.
- Šulcr, 2005. Laboratorní návod na LN4- Stanovení neutralizační kapacity vody. [online]. Ústav procesní a zpracovatelské techniky FS ČVUT v Praze. [cit. 2016-04-23]. Dostupné na WWW: <http://www1.fs.cvut.cz/cz/u218/pedagog/predmety/5rocnik/tov/LABCV/NAVODY/tovln4.pdf>.
- Šusta, J., 1997. Výživa kapa a jeho družiny rybníčné. Původní vydání z r. 1938. Carpio, Třeboň, 182 s.
- Valentová, O., Máchová, J., a Kocour Kroupová, H., 2013. Základy hydrochemie - návody pro laboratorní cvičení. FROV JČU, Vodňany, 123 s.
- Vejsada, P., Šrámek, J., 2012. Výživa ryb. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích Fakulta rybářství a ochrany vod, České Budějovice, s. 53-75.
- VKS HB, Pohledští dvořáci, 2001. Krmná směs KP1. [online]. [cit. 2016-04-10]. Dostupné na WWW: [http://fitfeed.cz/index.php?id\\_product=1222&controller=productAPA](http://fitfeed.cz/index.php?id_product=1222&controller=productAPA).

## 9 Seznam příloh

### Seznam tabulek:

Tab. I: Pokus 1. Výsledky z vodné analýzy.

Tab. II: Pokus 2. Výsledky z vodné analýzy.

Tab. III: Pokus 3a. Výsledky z vodné analýzy.

Tab. IV: Pokus 3b. Výsledky z vodné analýzy.

Tab. V: Pokus 1. Výsledky analýz pevné části exkrementů.

Tab. VI: Pokus 2. Výsledky analýz pevné části exkrementů.

Tab. VII: Pokus 3a a 3b. Výsledky analýz pevné části exkrementů.

### Seznam obrázků:

Obr. 1: Ryby na začátku pokusu 3a (Foto J. Máchová).

Obr. 2: Ryby na konci pokusu 3a (Foto autor).

Obr. 3: Separace vodné a pevné fáze exkrementů filtrací přes uhelon 40  $\mu\text{m}$ . (Foto J. Máchová).

Obr. 4: Pevná část exkrementů po odběru z uhelonu (Foto. J Máchová).

Obr. 5: Měření koncentrace amoniakálního dusíku na spektrofotometru Spectonis 20 Genesys (Foto J. Máchová).

Obr. 6: Filtrace vody přes skleněný filtr (1,2  $\mu\text{m}$ ), (Foto J. Máchová).

Obr. 7: Stanovení BSK<sub>5</sub>-reakční lahve s digitálními displeji na uzávěrech (Foto autor).

## 10 Přílohy

Tabulky I-IV. Výsledky analýz vodné fáze v pokusu 1-3b v akváriích č. 1-6 a produkce znečištění vyjádřená v mg na 1 kg živé hmotnosti ryb za 24 hodin.

Tab. I: Pokus 1. Výsledky z vodné analýzy.

Tab. I: Výsledky analýz-Akvárium č. 1			Akvárium č. 2		
Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )	Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,011	1,10	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,010	0,87
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,181		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,160	
N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	3,255	325,50	N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	4,324	376
N <sub>T</sub>	4,8	480,0	N <sub>T</sub>	6,900	600
P <sub>T</sub>	0,035	3,5	P <sub>T</sub>	0,098	8,52
BSK <sub>5</sub>	11	1100	BSK <sub>5</sub>	17	1478,26
CHSK <sub>Mn</sub>	4,96		CHSK <sub>Mn</sub>	7,04	
CHSK <sub>Cr</sub>	18,6	1860	CHSK <sub>Cr</sub>	27,4	2382,61
NL	2,34	234	NL	4,08	354,78

Tab. I: Výsledky analýz-Akvárium č. 3			Akvárium č. 4		
Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )	Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,007	0,68	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,013	1,63
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,084		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,181	
N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	4,714	459,90	N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	3,478	434,75
N <sub>T</sub>	6	585,37	N <sub>T</sub>	4,6	575
P <sub>T</sub>	0,063	6,15	P <sub>T</sub>	0,028	3,5
BSK <sub>5</sub>	12	1170,73	BSK <sub>5</sub>	5	625
CHSK <sub>Mn</sub>	4,8		CHSK <sub>Mn</sub>	3,04	
CHSK <sub>Cr</sub>	18,7	1824,39	CHSK <sub>Cr</sub>	10,8	1350
NL	3,13	305,37	NL	2,35	293,75

Tab. I: Výsledky analýz-Akvárium č. 5			Akvárium č. 6		
Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )	Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,011	1	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,009	0,80
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,193		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,2169	
N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	4,191	364,43	N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	4,402	391,29
N <sub>T</sub>	6,3	547,83	N <sub>T</sub>	6,7	595,56
P <sub>T</sub>	0,063	5,73	P <sub>T</sub>	0,071	6,31
BSK <sub>5</sub>	9	818,18	BSK <sub>5</sub>	10	888,89
CHSK <sub>Mn</sub>	4,96		CHSK <sub>Mn</sub>	6,4	
CHSK <sub>Cr</sub>	17	1545,45	CHSK <sub>Cr</sub>	20,3	1804,44
NL	2,52	229,09	NL	3,18	282,67

Tab. II: Pokus 2. Výsledky z vodné analýzy.

Tab. II: Výsledky analýz-Akvárium č. 1			Akvárium č. 2		
Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )	Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,003	0,30	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,003	0,3
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,253		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,012	
N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	0,52	52	N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	0,894	89,4
N <sub>T</sub>	6,3	630	N <sub>T</sub>	6,4	640
P <sub>T</sub>	0,067	6,7	P <sub>T</sub>	0,073	7,3
BSK <sub>5</sub>	11	1100	BSK <sub>5</sub>	12	1200
CHSK <sub>Mn</sub>	4,48		CHSK <sub>Mn</sub>	5,76	
CHSK <sub>Cr</sub>	12,4	1240	CHSK <sub>Cr</sub>	16,1	1610
NL	2,2	220	NL	3,25	325

Tab. II: Výsledky analýz-Akvárium č. 3			Akvárium č. 4		
Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )	Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,003	0,29	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,009	0,88
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,998		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,084	
N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	0,816	77,71	N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	0,315	30,73
N <sub>T</sub>	6,3	600	N <sub>T</sub>	5,4	526,83
P <sub>T</sub>	0,114	10,86	P <sub>T</sub>	0,06	5,85
BSK <sub>5</sub>	11	1047,62	BSK <sub>5</sub>	13	1268,29
CHSK <sub>Mn</sub>	5,76		CHSK <sub>Mn</sub>	4,8	
CHSK <sub>Cr</sub>	17	1619,05	CHSK <sub>Cr</sub>	13,1	1278,05
NL	4,04	384,76	NL	2,2	214,63

Tab. II: Výsledky analýz-Akvárium č. 5			Akvárium č. 6		
Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )	Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,003	0,31	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,003	0,31
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,06		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1	
N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	0,106	107,90	N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	0,583	59,79
N <sub>T</sub>	6,1	595,12	N <sub>T</sub>	5,5	564,10
P <sub>T</sub>	0,079	8,10	P <sub>T</sub>	0,059	6,05
BSK <sub>5</sub>	10	1025,64	BSK <sub>5</sub>	9	923,08
CHSK <sub>Mn</sub>	4,64		CHSK <sub>Mn</sub>	4,32	
CHSK <sub>Cr</sub>	14,2	1456,41	CHSK <sub>Cr</sub>	14,4	1476,92
NL	4,08	418,46	NL	2,39	245,13

Tab. III: Pokus 3a. Výsledky vodné analýzy.

Tab. III: Výsledky analýz-Akvárium č. 1			Akvárium č. 2		
Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )	Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,034	1,73	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,051	2,94
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,229		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,108	
N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	6,518	330,86	N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	7,2696	419
N <sub>T</sub>	10,5	532,99	N <sub>T</sub>	10,6	610,95
P <sub>T</sub>	0,17	8,63	P <sub>T</sub>	0,23	13,26
BSK <sub>5</sub>	22	1116,75	BSK <sub>5</sub>	21	1210,37
CHSK <sub>Mn</sub>	8,8		CHSK <sub>Mn</sub>	8,6	
CHSK <sub>Cr</sub>	36	1827,41	CHSK <sub>Cr</sub>	35,1	2023,05
NL	5,99	304,06	NL	5,69	345,23

Tab. III: Výsledky analýz-Akvárium č. 3			Akvárium č. 4		
Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )	Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,054	2,55	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,069	3,17
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,084		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,108	
N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	7,214	340,28	N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	7,325	336,01
N <sub>T</sub>	13	613,21	N <sub>T</sub>	12,2	559,63
P <sub>T</sub>	0,22	10,38	P <sub>T</sub>	0,31	14,22
BSK <sub>5</sub>	21	990,57	BSK <sub>5</sub>	32	1467,89
CHSK <sub>Mn</sub>	8,3		CHSK <sub>Mn</sub>	11,5	
CHSK <sub>Cr</sub>	34,4	1622,64	CHSK <sub>Cr</sub>	58	2660,55
NL	6,39	301,42	NL	7,65	350,92

Tab. IV: Pokus 3b. Výsledky vodné analýzy.

Tab. IV: Výsledky analýz-Akvárium č. 5			Akvárium č. 6		
Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )	Parametr	koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> )	Produkce (mg.kg <sup>-1</sup> .den <sup>-1</sup> )
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,111	5,31	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	0,081	4,53
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,35		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,2	
N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	12,977	623,89	N-(NH <sub>3</sub> + NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	11,64	650,28
N <sub>T</sub>	23,5	1129,81	N <sub>T</sub>	22	1229,05
P <sub>T</sub>	0,43	20,67	P <sub>T</sub>	0,58	32,40
BSK <sub>5</sub>	48	2307,69	BSK <sub>5</sub>	53	2960,89
CHSK <sub>Mn</sub>	18,6		CHSK <sub>Mn</sub>	18,6	
CHSK <sub>Cr</sub>	84	4038,46	CHSK <sub>Cr</sub>	91	5083,80
NL	13,03	626,44	NL	15,09	843,02



Tabulka V: Výsledky analýz pevné fáze exkrementů v pokusu 1.

Pokus č. 1						
Parametr	Akv. č. 1	Akv. č. 2	Akv. č. 3	Akv. č. 4	Akv. č. 5	Akv. č. 6
Celková sušina (mg)	259,3	495,4	487,6	375,8	482,3	513,7
Celkový fosfor (% v sušině)	1,30	1,38	1,55	1,24	1,39	1,42
Celkový dusík (% v sušině)	4,35	4,47	4,32	4,28	4,15	4,31

Tabulka VI: Výsledky analýz pevné fáze exkrementů v pokusu 2.

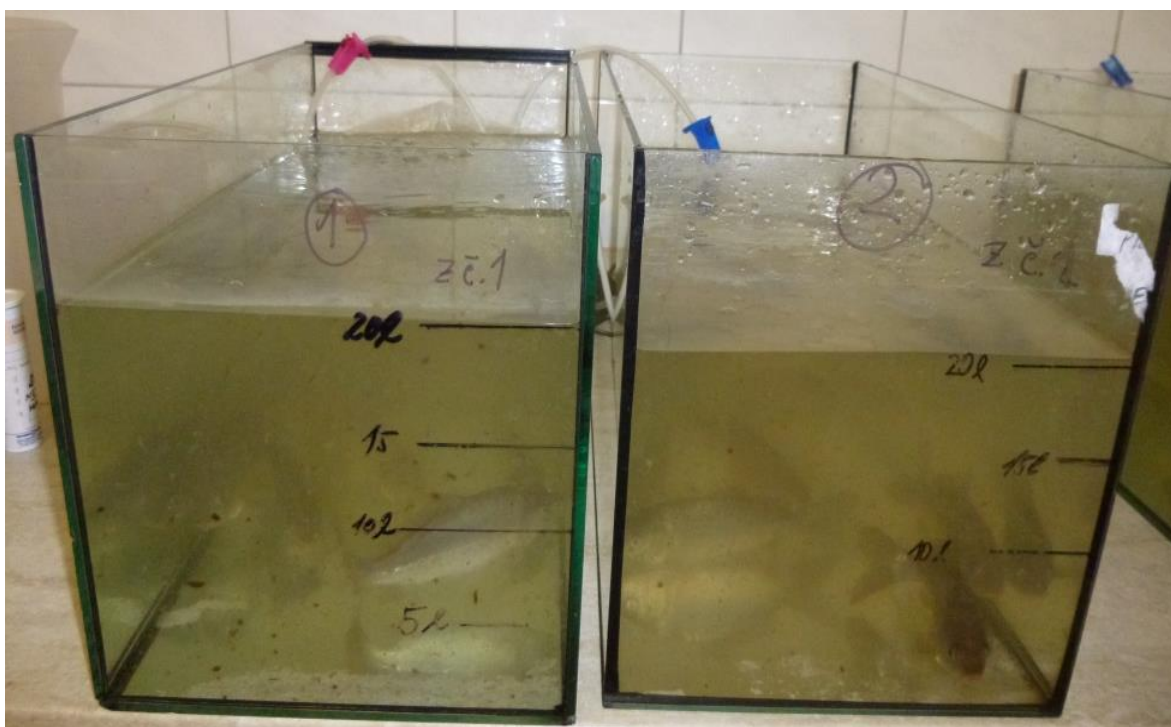
Pokus č. 2						
Parametr	Akv. č. 1	Akv. č. 2	Akv. č. 3	Akv. č. 4	Akv. č. 5	Akv. č. 6
Celková sušina (mg)	328,6	339,8	305,2	316,5	298,3	301,2
Celkový fosfor (% v sušině)	0,986	1,24	1,20	1,15	1,12	1,14
Celkový dusík (% v sušině)	2,64	3,750	3,60	3,42	3,48	3,52

Tabulka VII: Výsledky analýz pevné fáze exkrementů v pokusech 3a a 3b.

Pokus č. 3a					Pokus č. 3b	
Parametr	Akv. č. 1	Akv. č. 2	Akv. č. 3	Akv. č. 4	Akv. č. 5	Akv. č. 6
Celková sušina (mg)	532,4	463,9	409,0	415	1447,1	1202,6
Celkový fosfor (% v sušině)	2,60	2,41	1,98	2,52	2,33	2,29
Celkový dusík (% v sušině)	3,840	4,67	4,49	4,150	6,42	6,42



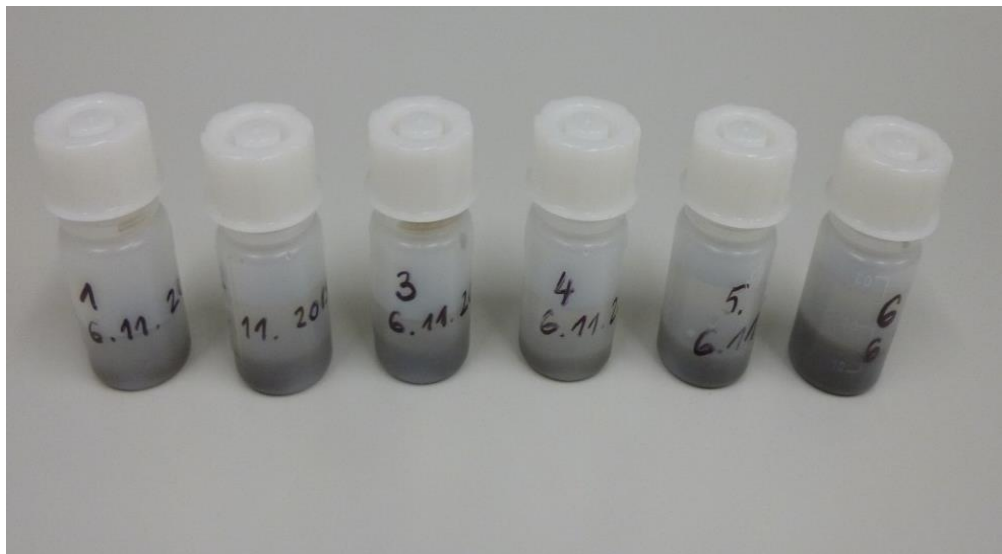
Obr. 1: Ryby na začátku pokusu 3a (Foto J. Máchová).



Obr. 2: Ryby na konci pokusu 3a (Foto autor).



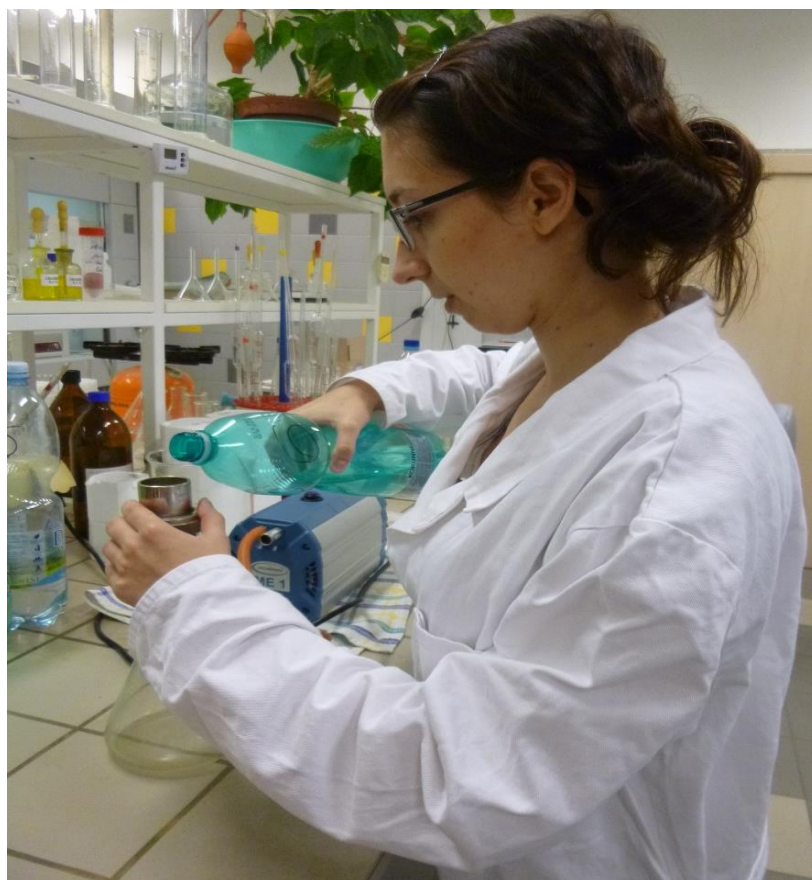
Obr. 3: Separace vodné a pevné fáze exkrementů filtrací přes uhelon 40  $\mu\text{m}$ . (Foto J. Máchová).



Obr. 4: Pevná část exkrementů po odběru z uhelonu (Foto. J Máchová).



Obr. 5: Měření koncentrace amoniakálního dusíku na spektrofotometru Spectonis 20 Genesys (Foto J. Máchová).



Obr. 6: Filtrace vody přes skleněný filtr (1,2  $\mu\text{m}$ ), (Foto J. Máchová).



Obr. 7: Stanovení BSK<sub>5</sub> – reakční lahve s digitálními displeji na uzávěrech (Foto autor).

## 11 Abstrakt

Cílem mé bakalářské práce bylo zjistit a porovnat rozdíly v míře znečištění, které produkují ryby svou metabolickou činností v závislosti na naplněnosti trávicího traktu. Produkce znečištění byla sledována na 4 skupinách plůdku kapra obecného, který: 1) před zahájením pokusu neměl přístup k potravě; 2) před zahájením pokusu nepřijímal potravu po dobu 10 dnů; 3) před zahájením pokusu přijímal omezeně potravu; 4) před zahájením pokusu přijímal potravu spontánně v množství 2 % hmotnosti obsádky. Pokusy probíhaly v laboratorních podmínkách. Na počátku pokusu byly ryby jednotlivých skupin a známé hmotnosti umístěny do experimentálních akvárií s 20 litry odstáté vodovodní vody. Po 24 hodinách pobytu ryb v čisté vodě byly ryby z akvárií odloveny a vráceny do původních akvárií. Poté byla voda z jednotlivých experimentálních akvárií přefiltrována přes uhelon s velikostí ok 40  $\mu\text{m}$ , čímž byla oddělena pevná fáze exkrementů, ve které byla stanovena celková sušina, koncentrace celkového fosforu a celkového dusíku. Ve filtrátu (vodné fázi exkrementů) byly stanoveny nerozpuštěné látky, celkový fosfor, celkový dusík a organické látky jako hodnoty  $\text{BSK}_5$ ,  $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$ ,  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$ . Ve filtrátu, po filtraci vodné fáze exkrementů přes skleněný filtr (1,2  $\mu\text{m}$ ) byly stanoveny amoniakální dusík  $[\text{N}-(\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+)]$ , dusičnanový dusík  $[\text{N}-\text{NO}_3^-]$  a ortofosforečnanový fosfor  $[\text{P}-\text{PO}_4^{3-}]$ .

Z naměřených hodnot byla vypočtena produkce znečištění v přepočtu na 1 kg hmotnosti obsádky za 24 hodin. U všech sledovaných parametrů byly zaznamenány nejvyšší hodnoty u ryb, které před zahájením pokusu spontánně přijímaly potravu (ryby 4. skupiny). Ryby této skupiny vyprodukovaly v průměru 4 154  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$  nerozpuštěných látek (částice  $\geq 1,2 \mu\text{m}$ ), 105,5  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$  celkového fosforu, a 1 342  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$  celkového dusíku. Ve vodné fázi exkrementů této skupiny ryb bylo zachyceno v průměru 637  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$  amoniakálního dusíku a 4,9  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$  fosfátového fosforu. Hodnoty  $\text{CHSK}_{\text{Cr}}$  u této skupiny ryb dosáhly v průměru 4 561  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$ , a hodnoty  $\text{BSK}_5$  2 634  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$ . Hodnoty zjištěné u ostatních skupin ryb byly ve srovnání s těmito hodnotami několikanásobně nižší.

**Klíčová slova:** kapr obecný, exkrementy, CHSK,  $\text{BSK}_5$ , dusík, fosfor, krmná směs KP1, trávicí trakt

## 12 Abstract

The aim of my bachelor thesis was to determine and compare the differences in the levels of pollution produced by fish through their metabolic activities depending on the fullness of their digestive tract. The pollution production was detected in 4 groups of fry of the common carp: 1) the fish had no access to food for 2 days before the beginning of the experiment; 2) the fish did not eat for 10 days before the beginning of the experiment; 3) the fish had a limited food intake (pellets KP1) before the beginning of the experiment; 4) the fish accepted spontaneously feed (2% by weight of the stock). The experiments were carried out in laboratory conditions.

In the beginning of the experiment, the fish of individual groups and known weight were placed in experimental aquariums filled with 20 l of tap water. The experiments took 24 hours and after that the fish were moved back into its origin tank. Water from the experimental aquariums was filtered through a screen with 40  $\mu\text{m}$  mesh size. Both, filtered water (“aqueous phase excrements”) and solids (“solid phase excrements”) were analysed. Solids were analysed for a content of dry matter, total phosphorus (P) and nitrogen (N). Filtered water was analysed for a concentration of suspended solids, total nitrogen, total ammonia, total phosphorus, chemical oxygen demand ( $\text{COD}_{\text{Mn}}$ , and  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ) and biochemical oxygen demand ( $\text{BOD}_5$ ). Aqueous phase excrements was filtered again through a glass filter (1.2  $\mu\text{m}$ ) and the filtrate was analysed for concentration of ammonia nitrogen [ $\text{N}(\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+)$ ], nitrate nitrogen [ $\text{N-NO}_3^-$ ] and orthophosphate phosphorus [ $\text{P-PO}_4^{3-}$ ]. Pollution detected in solids and in filtered water was related to 1 kg of live weight of fish per day. The parameters characterizing pollution excreted by fish achieved in the 4<sup>th</sup> group i.e. fish, which accepted spontaneously feed the highest values. The fish of this group secreted on average of 4,154  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  of suspended solids (particles  $\geq 1.2$  mm), 105,5  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  of total phosphorus and 1,342  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  of total nitrogen. In the aqueous phase excrements, there was detected on average of 637  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  of ammonia nitrogen 4.9  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  of phosphate phosphorus, 4,561  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  of  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ , 2,634  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{day}^{-1}$  of  $\text{BOD}_5$ . The values detected in the other groups were times lower.

**Key words:** common carp, excrements, COD,  $\text{BOD}_5$ , nitrogen, phosphorus, feed pellets KP1, digestive tract