

Mendelova univerzita v Brně

Ověřená technologie

TECHNOLOGIE R02/2011

Optimalizace hydrochemických parametrů v recirkulačním systému pro chov ryb: I. Stabilizace kyselinové neutralizační kapacity a snížení toxicity dusitanů v recirkulačním systému Dánského typu.

Ing. Štěpán Lang, doc. Ing. Radovan Kopp, Ph.D., Ing. Tomáš Brabec, Ing. Tomáš Vítek, Ph.D.,

doc. Dr. Ing. Jan Mareš

Ověřená technologie je realizačním výstupem výzkumného projektu MZe ČR QI91C001 Optimalizace podmínek intenzivního chovu lososovitých ryb v podmínkách České republiky s využitím dánské technologie se zaměřením na kvalitu produkovaných ryb Národní agenturou pro zemědělský výzkum a výzkumného záměru MSM 6215648905 „Biologické a technologické aspekty udržitelnosti řízených ekosystémů a jejich adaptace na změnu klimatu“ uděleného Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky.

Adresa autorů:

Ing. Štěpán Lang, doc. Ing. Radovan Kopp, Ph.D., Ing. Tomáš Brabec, Ing. Tomáš Vítek, Ph.D., doc. Dr. Ing. Jan Mareš

Mendelova univerzita v Brně, Oddělení rybářství a hydrobiologie, Zemědělská 1, 613 00 Brno

www.rybarstvi.eu

Mendelova univerzita v Brně

ISBN 978-80-7375-597-3

Obsah:

1. Úvod	4
1.1 Recirkulační zařízení dánského typu určené k chovu ryb	4
1.2 Stavba recirkulačního systému	6
2. Recirkulační systém v Pravíkově	7
3. Kyselinová neutralizační kapacita (KNK)	9
4. Technologie ovlivnění KNK	11
5. Dusitany	12
6. Technologie ovlivnění toxicity dusitanů pomocí úpravy obsahu chloridů ve vodě	15
7. Seznam použité literatury	20
8. Seznam předcházejících publikací	24

Cíl: Cílem technologie je vysvětlit principy a zavést pro běžné rybářské praxe techniku jednoduché regulace a optimalizace vybraných hydrochemických parametrů - techniku stabilizace KNK (pH) a snížení toxicity dusitanů v recirkulačních zařízeních pro chov ryb.

Popis: Technologie přehledně popisuje odborné rybářské veřejnosti ověřený postup pro praktické využití aplikace chemických přípravků k stabilizaci hydrochemických parametrů v odchovném systému.

Oblast výzkumu: Místem testování a ověření byl recirkulační rybochovný objekt firmy BioFish s.r.o. u Kamenice nad Lipou. Vlastní testování technologie optimalizace vybraných hydrochemických parametrů probíhalo v letech 2009-2011.

1. Úvod

1.1 Recirkulační zařízení dánského typu určené k chovu ryb

Celosvětová produkce ryb pro intenzivně narůstající lidskou populaci dlouhodobě meziročně roste. Zvýšená potřeba je saturována především akvakulturním chovem, který se podílí na celkové produkci ryb pro lidský konzum z více než 45% (FAO, 2010). Snaha o vyšší efektivitu produkce a minimalizaci vstupů vede k dynamickému rozvoji zejména v oblasti intenzivních chovů ryb, které jsou v řadě případů založeny na recirkulaci vody.

Jednou z variant jsou tzv. polouzavřené recirkulační systémy. Z evropských zemí byly vyvinuty především v Dánsku po přijetí legislativních opatření zpoplatňujících odběr vody a tvrdě postihujících vypouštění odpadních vod do recipientu. Jedná se o systémy s nízkým nárokem na energetické vstupy (1,9 – 2,3 kWh na kg produkce dle Lareau a kol. 2004). Jsou založeny na principu airliftů, které zajišťují cirkulaci vody a výměnu plynů (Mozes a kol. 2002). V odchovných žlabech je využívána rychlá cirkulace vody ekvivalentní výměně vody ve žlabu 5-10 krát za hodinu, voda je však recirkulována a doplňována pouze minimálně (5%). Jedná se tedy o velmi intenzivní způsob chovu ryb s velmi vysokou koncentrací chovaných ryb až na úrovni 60 kg.m^{-3} , proto bývá často diskutováno zachování welfare ryb (Ellis a kol. 2002). Nespornou výhodou jsou minimální nároky na výměnu vody. Potřeba vody, která se pohybuje kolem 10 m^3 na kg použité krmné směsi, představuje stokrát menší množství, než je tomu u klasických průtočných systémů (MacMillan 1992, Blancheton a kol. 2007). Nároky na kvalitu vody v systému jsou vzhledem k vysoké koncentraci ryb značné. Pro chov ryb v recirkulačních systémech je třeba dodržet parametry znázorněné v tabulce 1. Nevhodné parametry působí jako chronické stresory, subakutní koncentrace, snížení

nespecifické rezistence zhoršení využití potravy a růstu. V intenzivních chovech je asi tím nejdůležitějším tzv. sociální stres z vysoké koncentrace ryb na daný objem vody (overcrowding stress) a chemický stres z vysoké koncentrace metabolitů ve vodě a/nebo nedostatečné koncentrace kyslíku ve vodním prostředí. Vedle udržení vhodných podmínek prostředí je základním předpokladem úspěšného chovu ryb v intenzivních podmínkách dobrý zdravotní stav ryb. Jakákoliv infekce se může velmi rychle rozšířit a vyvolat hromadný úhyn ryb a tím velké hospodářské ztráty. Dalším předpokladem pro dosažení ekonomicky uspokojivých výsledků chovu je potřeba pro krmení využívat nejkvalitnější krmné směsi, které jsou však patřičně účinné pouze při zabezpečení optimálních podmínek z hlediska kvality vody a zdraví ryb. Všechny tyto faktory kladou vysoké nároky na odbornost obsluhy systému, jakýkoliv nevhodný zásah se velmi rychle a výrazně projeví na ekonomickém výsledku. Recirkulační systémy nejsou stabilními ekosystémy a jsou citlivé a závislé na provedených zásazích.

Tabulka 1: Doporučené hodnoty hydrochemických parametrů pro chov ryb v recirkulačních systémech Dánského typu (Bregnballe, 2010, upraveno)

Parametr	Značka	Jednotka	Rozpětí hodnot	Nevhodné hodnoty
Teplota	t	°C	Dle druhu	
Nasycení vody O ₂	O ₂	%	70 - 250	< 40 a > 250
Nasycení vody N ₂	N ₂	%	80 - 100	> 101
Amonné ionty	NH ₄ ⁺	mg.l ⁻¹	0 - 2,5 (dle pH)	> 2,5
Volný amoniak	NH ₃	mg.l ⁻¹	< 0,01	> 0,025
Dusitany	NO ₂ ⁻	mg.l ⁻¹	0 - 0,5	> 0,5
Dusičnany	NO ₃ ⁻	mg.l ⁻¹	100 - 200	> 300
pH			6,5 - 7,5	< 6,2 a > 8,0
Alkalita	KNK		1 - 5	< 1
Chemická spotřeba kyslíku	CHSK _{Cr}	mg.l ⁻¹	25 - 100	
Biologické spotřeba kyslíku	BSK ₅	mg.l ⁻¹	5 - 20	> 20
Vápník	Ca ²⁺	mg.l ⁻¹	5 - 50	

Recirkulační systémy jsou ve světě využívány k chovu mořských (Davis a Lock 1997, Blancheton 2000) i sladkovodních okrasných ryb (Buckling a kol. 1993). Systémy dánského modelu jsou ovšem vhodné zejména k produkčnímu chovu lososovitých ryb (Summerfelt a

kol. 2004a). V samotném Dánsku je více než 10% produkce lososovitých ryb realizováno právě v těchto recirkulačních systémech, využívány jsou i ve Francii (d'Orbcastel a kol. 2009), Izraeli, nebo v Severní Americe (Summerfelt a kol. 2004b). V ČR jsou v současnosti v provozu dvě zařízení využívající dánský model k produkci lososovitých ryb, a to rybí farmy v Žáru (Pstruhařství Mlýny) a Pravíkově (firma BioFish), další jsou ve fázi výstavby (Rybářství Kinský Žďár nad Sázavou, s.r.o) nebo přípravy projektu. Při neustále vzrůstajících nákladech na krmiva, rostoucích cenách energií a zpřísnujících se normách pro využívání zdrojů vody v podmínkách ČR představují tyto systémy jedno z mála možných řešení pro zachování konkurenceschopnosti v produkčním rybářství. S ohledem na uvedené skutečnosti i finanční podporu z OP Rybářství lze očekávat další rozšiřování této technologie.

1.2 Stavba recirkulačního systému

Recirkulační systém se skládá ze dvou hlavních částí, odchovné a filtrační (obr. 1). V odchovné části probíhá vlastní produkce (výkrm) ryb, proto je nutné zde zajistit dostatečný přísun vody optimálních parametrů, tedy především vysoké nasycení kyslíkem a nízké koncentrace sloučenin dusíku (amoniaku, dusitanů). Cirkulaci vody a výměnu plynů, především dotaci kyslíku provzdušňováním, v celém systému zajišťují vhodně umístěné nízkotlaké difuséry optimálních parametrů. Ve filtrační části je voda zbavována pevných nečistot a rovněž zplodin metabolismu dusíku (biologická filtrace). Odstraňování nerozpuštěných částic probíhá často přímo v odchovné části (zpravidla na konci žlabu) systémem formou sedimentace pevných částic v sedimentačních kuželech nebo žlabech umístěných za difusery. Část ve vodě rozptýlených pevných částic se přesto dostává do biofiltru, odkud musí být pravidelně odstraňovány při odkalování, nebo bývá biologické části filtru předřazen mikrosítový bubnový filtr. Biologická část filtrace je vlastně bakteriální transformace amoniaku přes dusitany na dusičnany, které jsou pro lososovité ryby neškodné i při koncentracích v řádech stovek mg.l^{-1} a odtékají s vyměňovanou vodou (v systémech bez denitrifikačních zařízení neprobíhá redukce dusičnanů na plynný dusík). Tento mechanismus je zabezpečen biofiltrem, čili ve své podstatě substrátem porostlým tzv. bakteriálním biofilmem. Technicky bývá tato část filtrace řešena biofiltrem pohyblivým (substrát v neustálém rotačním pohybu), fixním (substrát spočívá na dně), či kombinací obou. Systémy jsou pochopitelně vybaveny i rozvody kyslíku pro přímou oxygenaci vody v případě kyslíkových deficitů nebo poruchy dmyhadla. Pro případ přerušení dodávky elektrické energie je systém vybaven záložním automaticky se spouštějícím diesel agregátem.

2. Recirkulační systém dánského typu v Pravíkově

Konkrétní model je vždy volen dle podmínek a možností daného provozu. Je možno různě kombinovat funkční prvky, vždy je však třeba mít na paměti funkčnost celého systému. Základem je dostatečná kapacita biofiltru vzhledem k množství odchovávaných ryb a jeho správná funkce, pro niž je důležité zásobení dostatečně prokysličenou vodou vhodného pH, nejlépe v hodnotách nad 7, které podpoří rozvoj žádaných kmenů nitrifikačních bakterií s vysokou účinností odbourávání amoniaku a dusitanů.

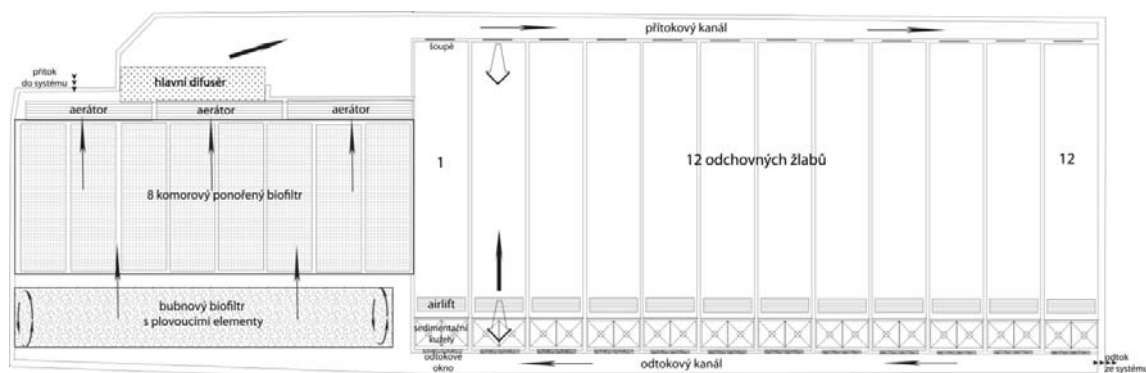
Příklad konkrétního řešení je na obr. 1. Jedná se o systém o celkovém objemu vody přibližně 1000 m³. Odchovná část je tvořena dvanácti paralelně řazenými žlaby délky 11 m a šířky 2 m. Výška vodního sloupce je v nich udržována na úrovni 1,60 m, objem vody v každém žlabu tedy činí přibližně 35 m³. Jednotlivé žlaby jsou vybaveny vlastním difusérem a dvojicí sedimentačních kuželů. Proti úniku ryb jsou žlaby zabezpečeny mříží umístěnou v celém profilu před sedimentačními kužely a za přítokovým oknem. Žlaby jsou navíc v odtokové části opatřeny otvorem pro slovování ryb. Zahrazením odtokového okna dlužemi a otevřením zmíněného otvoru lze snadno celý žlab potrubím vypustit přímo na třídící linku.

Biofiltr je funkčně rozlišen na jednokomorový plovoucí filtr a filtr ponořený. V obou částech se nachází substrát pro nitrifikační bakterie v podobě plastových elementů (PET výlisky) s velkým povrchem (800 m².m⁻³), které se liší svou specifickou hmotností. V plovoucím filtru se jedná o lehké (plovoucí) elementy o celkovém objemu 10 m³, které jsou pomocí difuséru uváděny do nepřetržitého rotačního pohybu. Elementy v ponořeném filtru (objem celkem 100m³) jsou těžké a klesají ke dnu. Z důvodu nutnosti pravidelného odkalování je tato část biofiltru rozdělena na osm stejně velkých komor, které lze při čištění (odkalování) jednotlivě zahradit dřevěnými dlužemi a zabránit tak přítoku vody z oblasti plovoucího filtru (obr. 6). Za filtračním blokem je řazen v hloubce zhruba 0,8 m tzv. mělký airlift (aerátor), který slouží zejména k odstranění nadbytečného CO₂ z vody a rovněž k aeraci. Následuje hlavní (hluboký) difusér (airlift), umístěný v hloubce 4,5 m. Tento difusér zabezpečuje mimo aerace vody její cirkulaci v celém systému. Pro zajištění pohybu vody je umístěna za ponořeným potrubím difuséru pevná stěna, ukončená ve spodní části na úrovni difuséru. To umožňuje díky vzduchu hnanému pod vodní hladinu zajistit její zvýšení o 8-10 cm. Tento difuzér poskytuje systému na maximální výkon kolem 300 l vody za sekundu. Průtok vody odchovným žlabem ovlivňuje především obsah metabolitů (NH₄⁺ a organických látek) ve vodě odtékající do biofiltru. Regulace průtoku vody odchovnými žlaby a rychlosti

proudění vody v odchovném žlabu byla řešena v ověřené technologii Technická řešení a možnosti efektivní regulace průtokových poměrů v zařízeních pro intenzivní chov ryb dánského typu (Vítek a kol. 2011), proto se tímto nebudeme dále zabývat.

Tabulka 2 zobrazuje hraniční hodnoty vybraných fyzikálně chemických parametrů naměřené v letech 2009 – 2011. Reakce vody byla díky nízké alkalitě přítokové vody ($0,2 \text{ mmol.l}^{-1}$) před začátkem aplikace mikromletého vápence nízká a značně kolísavá. Hodnoty pH se v prvních dvou hodinách po nakrmení ryb měnily i o více než 0,5. To při běžném pH, v té době kolem 6,5, znamenalo poměrně výrazný stres pro ryby (narušení acidobazické rovnováhy) i pro biofiltr, který pro svou správnou funkci, složení bakteriální mikroflóry a metabolismus nitrifikačních bakterií, potřebuje pH v rozmezí 6,8 – 7,8 (Bregnballe, 2010) (nejlépe přes 7,0). Zvýšené hodnoty amoniakálního dusíku byly zaznamenány výhradně prvotním nasazením systému v létě 2009, kdy byl biofiltr ve fázi prvotního „záběhu.“ Zvýšené hodnoty dusitanů byly v systému naměřeny nejen na začátku, při zabíhání biofiltru (to bylo očekáváno), ale i v roce 2010, kdy byly nitratační bakterie (bakterie druhé fáze nitrifikace jsou na zásahy citlivější) zahubeny nevhodným léčebným zásahem. V tu dobu byla v systému naměřena rekordní hodnota N-NO_2^- ($0,650 \text{ mg.l}^{-1}$). Ryby byly postiženy methemoglobinémií, ale nedošlo k většímu úhynu ryb díky včasné aplikaci dostatečného množství chloridů pro snížení účinku dusitanů. Nasycení vody kyslíkem v přítoku na odchovné žlaby se vždy pohybovalo kolem 100 %. Na odtoku z odchovných žlabů klesalo nasycení vody kyslíkem pod 70 % pouze krátkodobě v létě po nakrmení ryb při obsádce odchovného žlabu na úrovni 74 kg.m^{-3} .

Obrázek 1: Schéma recirkulačního zařízení v Pravíkově



Tabulka 2. Hraniční hodnoty vybraných fyzikálně chemických parametrů naměřené v Pravíkově v letech 2009 – 2011.

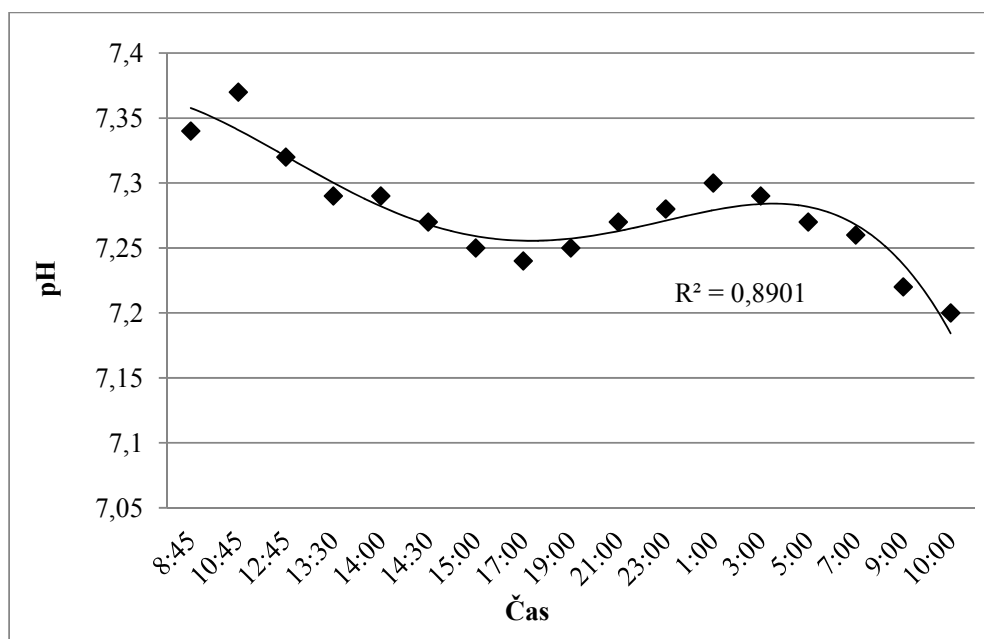
Parametr	Značka	Jednotka	minimum	maximum
Reakce vody	pH		6	7,5
Alkalita	KNK	mmol.l ⁻¹	0,21	1,83
Amoniakální dusík	N-NH ₄ ⁺	mg.l ⁻¹	0,00	0,92
Dusitanový dusík	N-NO ₂ ⁻	mg.l ⁻¹	0,000	0,650
Kyslík: přítok na žlaby	O ₂	%	97	103
Kyslík: odtok ze žlabů	O ₂	%	68	98

3. KNK (Kyselinová neutralizační kapacita, alkalita)

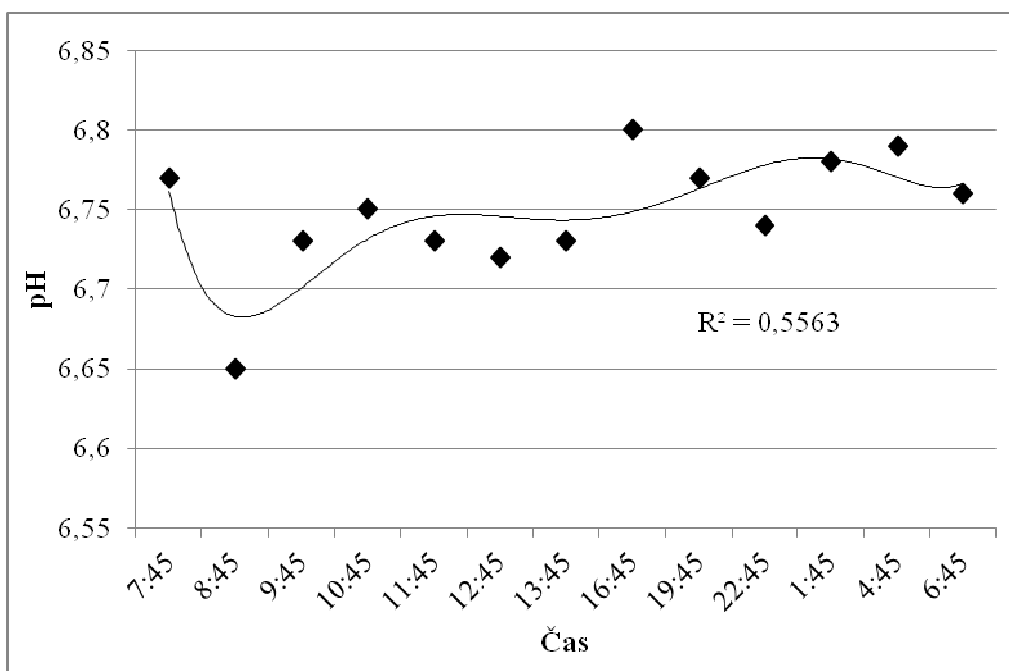
Náhlé výkyvy pH negativně ovlivňují homeostázi ryb. A to nejen raných stádií, ale i juvenilních a adultních jedinců. Za stabilitu pH ve vodním prostředí odpovídá především hydrogenuhličitanový komplex ($\text{CO}_2 - \text{HCO}_3^- - \text{CO}_3^{2-}$). KNK je hodnota definující kolik silné kyseliny nebo hydroxidu je schopen pojmout 1 litr vody, než se skokově změní pH. Stanovuje se v mmol.l⁻¹. Hodnota KNK tak nepřímo informuje o množství vápníku a hořčíku rozpuštěném ve vodě. Platí, že pokud je hodnota KNK do 2 mmol.l⁻¹, reakce vody kolísá. Pokud je KNK 2 – 5 mmol.l⁻¹, pH je relativně stabilní, v případě překročení hodnoty 5 mmol.l⁻¹ se již téměř nemění. Vzhledem k využívaným zdrojům vody a jejímu množství dodávanému do systému je ovlivnění pH vody v systému přítokem minimální. Díky intenzitě chovu ryb je pH vody v systému výrazně ovlivněno hlavně výkyvy v intenzitě metabolismu ryb, a to zejména po nakrmení. Biofiltr je díky poměrně stálému dodávání CO₂ do systému, způsobenému metabolismem aerobních bakterií, významným zdrojem kyseliny uhličité ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{H}_2\text{CO}_3$), která snižuje pH vody v systému. Na rozdíl od změn v intenzitě metabolismu ryb ale není příčinou prudkých výkyvů. To potvrdila i naše kontinuální a jednorázová měření. V době, kdy byl do systému dodáván mikromletý vápenec a KNK převyšovalo 1 mmol.l⁻¹, pH v systému se drželo na úrovni neklesající pod 7,0. V tomto případě bylo do systému ráno před měřením jednorázově přidáno 50 kg mikromletého vápence, který se během dne postupně vyplavoval ze systému. Průběh změn pH v systému během dne zobrazuje graf 1. Nárůst pH na začátku měření indikuje rozpouštění přidaného vápence. Druhé zvýšení pH indikuje vyublávání CO₂ ze systému pomocí difuserů po poklesu intenzity metabolismu ryb (Cai a Summerfelt, 1992, Iftikar a kol., 2008, Romero a kol.,

2006). Další pokles je způsoben vyplavováním vápence ze systému (snižovala se samozřejmě i hodnota KNK). Graf 2 znázorňuje změny pH v systému během dne při KNK 0,3 mmol.l⁻¹. Do systému bylo ten den nadávkováno jen 8 kg mikromletého vápence pomocí krmítka s hodinovým strojkem od 8:00 do 18:00 hodin. Prvotní pokles pH, i přes dávkování vápence, je způsoben jeho zachycením ve vypnuté části biofiltru s plovoucí náplní z důvodu odkalování. Následný pík pH je způsoben jeho spuštěním a jednorázovou dotací většího množství vápence do systému (cca 1 kg). Vzestup pH přes noc a ráno způsobilo vyublání CO₂ z vody pomocí difuserů.

Graf 1: Průběh změn pH v systému během dne v závislosti na vyplavování vápence a metabolismu ryb.



Graf 2: Průběh změn pH v systému během dne při KNK 0,3 mmol.l⁻¹.



Potřebu regulace KNK uvádí metodika FAO k využití recirkulačních systémů kde Bregnballe (2010) doporučuje udržovat v systému KNK na úrovni 1 – 5 mmol.l⁻¹ se zdůvodněním, že při KNK nižším pod 1 mmol.l⁻¹ je pH v systému nestabilní. To potvrzují i námi zjištěné výsledky z recirkulačního zařízení v Pravíkově. Zároveň jsme zjistili, že při pH nižším v průměru o 0,6 byla účinnost biofiltru o 4% nižší.

4. Technologie ovlivnění KNK

K ovlivnění reakce vody v systému pro zajištění správného pH je v praxi používáno několik způsobů. Jednou z velice rychlých, ale poměrně drahých a na techniku náročných metod, je využití automatického dávkování kalcinované sody (Na₂CO₃) (Kouřil a kol. 2008). Tato metoda umožňuje rychlé ovlivnění pH, ale nezajišťuje dlouhodobější stabilitu hydrogenuhličitanového údržného komplexu. Další metodou je vkládání košů s vápencovým šterkem, nebo zbytky z ulit mořských plžů a lastur mlžů. Toto je metoda poměrně jednoduchá, ale použitelné suroviny (lastury) nejsou celoročně běžně k dispozici. Jednou z nejjednodušších metod ovlivnění KNK v systému, zároveň i nejpoužívanější v rybníkářství, je dávkování mikromletého vápence. Pomineme-li příměsi ve vápenci obsažené (cca 5 %, hlavně MgCO₃), je molární hmotnost uhličitanu vápenatého 100 g.mol⁻¹. Potřebujeme-li tedy mít v systému KNK rovno 2 mmol.l⁻¹ museli bychom do litru čisté vody (KNK = 0 mmol.l⁻¹)

přidat 0,2 g uhličitanu vápenatého. Z tohoto vztahu lze odvodit vzorec, který po započítání velikosti přítoku a KNK přítokové vody jednoduše určí denní dávku mikromletého vápence potřebnou k udržení požadovaného KNK v systému a tím i k udržení stabilní reakce vody v průběhu dne (Vzorec 1).

Vzorec 1:

$$x = \left(0,2 - \frac{KNK}{10}\right) * p * 86,4$$

Kde: x = denní dávka mikromletého vápence v kg

KNK = KNK přítokové vody [mmol.l⁻¹]

p = velikost přítoku v l.s⁻¹

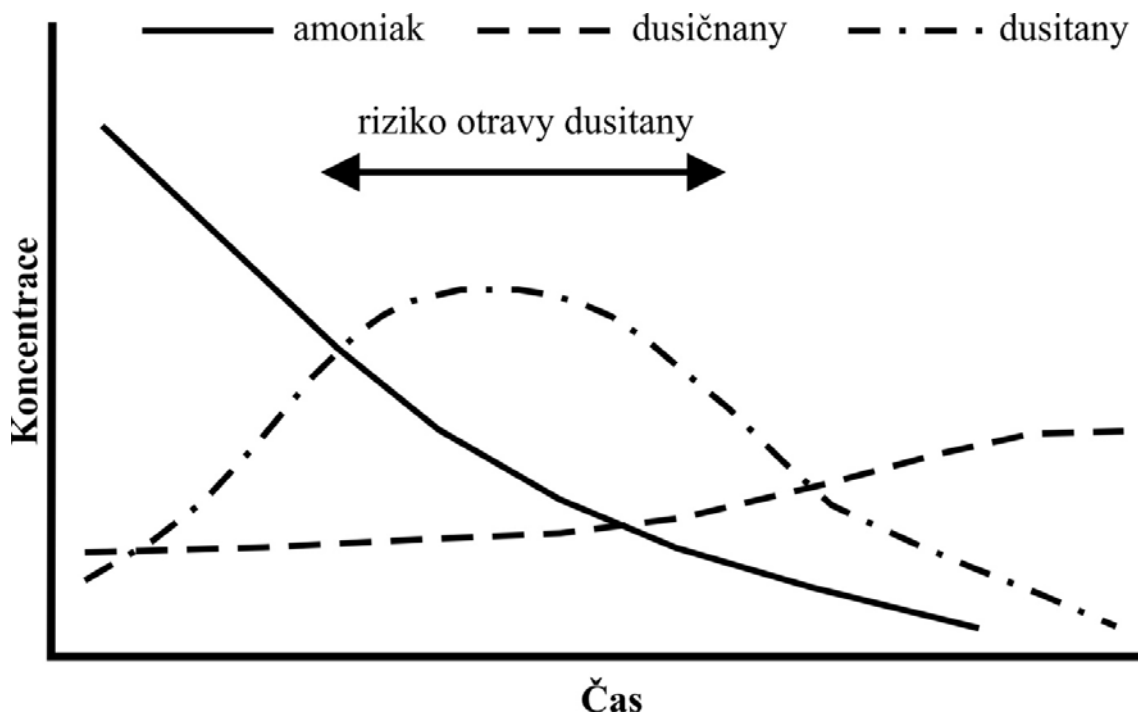
Pro zjednodušení výpočtu množství mikromletého vápence aplikovaného do systému jsme vypracovali jednoduchou tabulku (Tab. 4). Mikromletý vápenec by měl být do systému pokud možno dávkován postupně během celého dne pomocí automatického zařízení např. vápníciho mlýnku. V praxi se rovněž osvědčila metoda dávkování vápence pomocí krmítka s hodinovým strojkem. Tato metoda zajišťuje dávkování vápence do systému po dobu 10 hodin po natažení krmítka, což umožňuje dávkovat vápenec ve dvou dávkách po dobu 20 hodin denně, když je krmítko nataženo ráno, před krmením, a odpoledne. Dávkování vápence po dobu 20 hodin je pro provoz dostačující, protože stabilizuje reakci v systému přes den, kdy díky krmení ryb hrozí největší výkyvy pH. Nevýhodou této metody dávkování je, že i větší verze krmítka, běžně dostupná na trhu, je schopna za 10 hodin nadávkovat maximálně 8 kg vápence. Proto je při potřebě větší dávky vápence nutno použít krmítek více a při této „extrémní“ zátěži (krmítko je určeno pro maximálně 5 kg) je hodinový strojek nadměrně opotřebováván a vyžaduje častější opravy, což tuto metodu prodražuje.

5. Dusitany

Dusitany zpravidla doprovázejí ve vodě dusičnany a formy amoniakálního dusíku. Vzhledem ke své chemické a biochemické nestálosti se obvykle vyskytují ve velmi malých a často jen stopových koncentracích. V přírodních vodách dusitany mezi anorganickými

formami dusíku nikdy nedominují, protože v aerobních podmínkách jsou rychle transformovány nitrifikací na dusičnany. Naopak v anoxických podmínkách přechází biologickou denitrifikací na elementární dusík respektive N_2O . Proto lze dusitany často prokázat v nízkých koncentracích jako meziproduct chemických a biochemických transformací dusíku (Pitter, 1999). Průměrná hodnota dusitanového dusíku v pitných vodách z 8 regionů ČR byla $0,004 \text{ mg.l}^{-1}$ (NO_2^- $0,026 \text{ mg.l}^{-1}$) v povrchových vodách se koncentrace dusitanového dusíku pohybují od $0,004 - 0,179 \text{ mg.l}^{-1}$ (Pitter, 1999). Zvýšené koncentrace dusitanů (řádově desetiny, ale i jednotky mg.l^{-1} $N-NO_2^-$) se mohou vyskytovat v recirkulačních systémech pro intenzivní chov hospodářských a okrasných ryb (Svobodová a kol., 2005; Dvořák, 2004). Zvýšené koncentrace dusitanů se v recirkulačních systémech vyskytují zejména bezprostředně po zahájení provozu, nebo v důsledku nerovnováh v procesu nitrifikace (Graf 3) (Bregnballe, 2010, Kamstra a kol., 1996; Avnimelech a kol., 1986). Proces nitrifikace je v recirkulačních systémech využíván v biofiltrech k biologickému odbourání amoniaku, hlavního produktu dusíkatého metabolismu ryb (Wood, 1993). Během nitrifikace dochází k biologické oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany a následně na dusičnany, které jsou pro ryby téměř neškodné (LC_{50} se u $N-NO_3^-$ pohybuje v řádech stovek mg.l^{-1}). Pokud je druhá fáze nitrifikace pomalá (nedostatečný rozvoj nitratačních bakterií, nebo jejich odumření v důsledku léčebného zásahu), dochází v systému k hromadění dusitanů, které bývá příčinou onemocnění ryb a někdy i příčinou jejich hromadného úhynu (Svobodová a kol., 2005). Mezi faktory ovlivňující nitrifikaci patří pH, teplota, koncentrace rozpuštěného kyslíku, počet nitrifikačních bakterií nebo látky nitrifikaci inhibující, jako methylenová modř, antibiotika a některé organické látky (anilín, dodecylamin, p-nitrobenzaldehyd) (Russo a Thurson, 1991).

Graf 3: Změny obsahu jednotlivých forem dusíkatých sloučenin v průběhu přirozené kolonizace biofiltru nitrifikačními bakteriemi (Bregnballe, 2010, přeloženo). Hodnoty nejsou znázorněny záměrně, protože jejich výše a časový průběh změn jejich poměrů je závislý na biomase vodních organismů v systému, intenzitě jejich krmení a hlavně teplotě vody.



Sladkovodní ryby jsou vůči svému prostředí hyperosmotickými organismy. Ztrátu iontů močí a pasivním transportem ve směru osmotického gradientu vyrovnávají aktivním příjmem iontů z prostředí pomocí chloridových buněk umístěných v epitelu žaber (Maetz, 1971). Chloridové buňky aktivně vyměňují vodíkové ionty za stejný počet sodných iontů a hydrogenuhličitanové ionty za stejný počet chloridových iontů z vodního prostředí (Love, 1980). Problém s dusitany ve sladké vodě pramení v afinitě NO_2 k výměně chloridů za HCO_3 , takže pokud jsou v okolní vodě NO_2^- , ryby je aktivně přijímají na úkor části přijímaných chloridů. To potvrzuje i fakt, že ryby s rychlejším příjmem chloridů (pstruh duhový, okoun říční, štika obecná, candát obecný) jsou citlivější k dusitanům než ryby s nízkou rychlostí příjmu chloridů (kapr obecný, úhoř říční, lín obecný) (Williams a Eddy, 1986). Koncentrace dusitanů v krevní plazmě může být až šedesátkrát vyšší, než v okolní vodě (Fontenot a kol., 1999). Dusitany z krevní plazmy prostupují do červených krvinek, kde se vážou na železitou

složku hemoglobinu a přeměňují hemoglobin na methemoglobin, který není schopen přenosu O₂ (Cameron, 1971). Zvýšený obsah methemoglobinu v krvi se projevuje hnědým zbarvením žaber. Hnědá barva žaber byla patrná u tilapie nilské již při obsahu methemoglobinu v krvi cca 20 % (Svobodová a kol., 2005).

Crawford a Allen (1977) zjistili, že toxicita dusitanů je silně závislá na salinitě vody. V mořské vodě zaznamenali 50 až 100 krát nižší úmrtnost ryb než ve sladké při stejné koncentraci dusitanů. Závislost toxicity dusitanů na obsahu chloridů ve vodě je lineární (Russo a Thurson, 1977; Palachek a Tomasso, 1984; McConell, 1985; Máchová a Svobodová, 2001). V chovech ryb se z toho důvodu doporučuje sledovat vzájemný poměr mezi Cl⁻ a N-NO₂⁻. V chovech lososovitých ryb by tento poměr (chloridové číslo) neměl klesnout pod 17 a u ostatních ryb pod 8 (EFIAC, 1984; Svobodová a kol., 1986).

6. Technologie ovlivnění toxicity dusitanů pomocí úpravy obsahu chloridů ve vodě.

Podle doporučení EFIAC (1984) a námi naměřených hodnot obsahu dusitanového dusíku (N-NO₂⁻) v systémech v Pravíkově (0,001 – 0,650 mg.l⁻¹) doporučujeme chovatelům udržovat v systému koncentraci chloridů na úrovni minimálně 15 mg.l⁻¹. Tato koncentrace by měla bezpečně předejít výrazným problémům s dusitany v recirkulačních systémech pro lososovité ryby až do koncentrace téměř 0,5 mg.l⁻¹ N-NO₂⁻, nebo přinejmenším prodloužit dobu potřebnou k úpravě obsahu chloridů v odchovném prostředí v případě zjištění problému bez podstatných ztrát. V závislosti na použité analytické metodě měříme ve vodě obsahy dusitanů (NO₂⁻), nebo dusitanového dusíku (N-NO₂⁻). Pro tyto dvě hodnoty platí přepočtové koeficienty znázorněné v tabulce 3. Pokud naměříme ve vodě 1 mg N-NO₂⁻, znamená to, že obsah NO₂⁻ je 3,2582 mg.l⁻¹ a pokud naměříme ve vodě 1mg.l⁻¹ NO₂⁻, voda obsahuje 0,3044 mg.l⁻¹ N-NO₂⁻.

Tabulka 3. Přepočtové koeficienty naměřených hodnot dusitanové formy dusíku.

Vyjádření dané	Vyjádření požadované	Přepočítávací koeficient
N-NO ₂ ⁻	NO ₂ ⁻	3,2845
NO ₂ ⁻	N-NO ₂ ⁻	0,3045

Obsah chloridů ve vodě je možno upravovat podle několika parametrů. Pokud chceme obsah chloridů upravovat přesně, základním předpokladem je vždy analýza jejich obsahu ve vodě. Tu je možné provést přímo na farmě pomocí přenosných spektrofotometrů s využitím komerčních setů, nebo ji nechat udělat za poplatek v laboratoři (cca 40 Kč za stanovení Cl⁻ v jednom vzorku). Správný chovatel ryb by měl vědět, jaký obsah chloridů má a jakou intenzitu má přítok do jeho odchovného zařízení, proto lze doporučit provádět analýzy přítokové vody alespoň jednou a vody v odchovném zařízení preventivně 3 – 4x ročně. Na základě těchto údajů je možné precizně stanovit denní dávku chloridů (nejčastěji ve formě NaCl), která je potřeba k udržení potřebného obsahu chloridů v systému. Výpočet denní dávky NaCl v kg potřebné k udržení daného obsahu chloridů v systému (Vzorec 2):

Vzorec 2:

$$x = (a - b) * p * 0,143$$

Kde: x = denní dávka NaCl potřebná k udržení daného obsahu chloridů v systému [kg]

a = cílový obsah chloridů [mg.l⁻¹]

b = obsah chloridů v přítoku [mg.l⁻¹]

p = přítok [l.s⁻¹]

Pro zjednodušení praktické aplikace soli jsme vypracovali jednoduchou tabulku (Tabulka 5). Pro výpočet jednorázové dávky NaCl potřebné k jednorázovému zvýšení obsahu chloridů (při nedostatečném zaběhnutí, nebo „zabití“ biofiltru) je musíme použít vzorec jiný (Vzorec 3). Metoda s precizním stanovením chloridů je díky ceně vybavení nebo laboratorních stanovení poměrně nákladná. Cena přenosných spektrofotometrů (např. fotometr PF-12) se pohybuje okolo 27 000 Kč a cena jedno stanovení se díky spotřebě chemikálií, dle stanovovaného parametru, pohybuje okolo 8 Kč.

Vzorec 3:

$$x = (a - b) * 1,65 * V$$

Kde: x = jednorázová dávka NaCl [g]

a = cílový obsah chloridů [mg.l⁻¹]

b = obsah chloridů v systému [mg.l⁻¹]

V = objem systému [m³]

Další možností kontroly obsahu chloridů ve vodě, i když nepřímou, je odhad obsahu chloridů ve vodě na základě měření konduktivity. Konduktivita je závislá na množství iontů rozpuštěných ve vodě. Samozřejmě není možno počítat s tím, že by ve vodě byly pouze ionty chloridové. Běžně dostupná povrchová i podzemní voda používaná v našich podmínkách jako zdroj vody pro rybochovné systémy obsahuje i ionty síranové, dusičnanové, amonné, hořečnaté, draselné, křemičité a další. Ty ale většinou ve vodě nejsou obsaženy ve vyšších koncentracích a vodivost způsobená těmito ionty běžně nepřesahuje hodnoty kolem 20 mS.m⁻¹. Naopak obsah iontů chloridových značně kolísá v závislosti na lokalitě (Lednické rybníky – desítky mg.l⁻¹ vs. rybí farma v Pravíkově – jednotky mg.l⁻¹). Tomu odpovídá i vodivost naměřená v dané lokalitě (Lednické rybníky kolem 130 mS.m⁻¹, Pravíkov 6 – 9 mS.m⁻¹). Z námi naměřených dat a modelování v laboratoři vyplývá, že závislost vodivosti na obsahu chloridů ve vodě je lineární (Graf 1). Drobné odchylky jednotlivých bodů od linie regrese byly pravděpodobně způsobeny nepřesností vážení přidávaného chloridu sodného. Vývoj závislosti vodivosti vody na obsahu chloridů charakterizuje závislost:

$$y = 0,318x$$

Kde: x = obsah chloridů ve vodě [mg.l⁻¹]

y = vodivost [mS.m⁻¹]

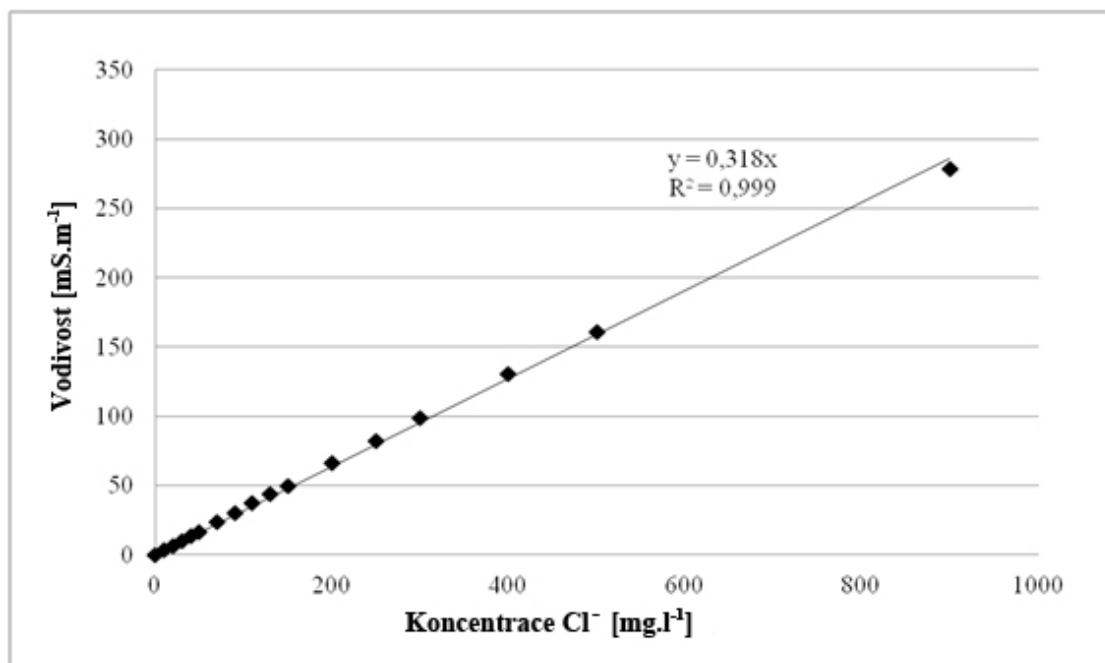
Tato rovnice vypovídá o lineárním průběhu závislosti vodivosti na obsahu chloridů ve vodě s pravděpodobností 99,9 % (viz koeficient R² v grafu 1).

Z dané závislosti lze při znalosti místních podmínek (konduktivita a obsah chloridů v systému) nejen odhadnout přibližný obsah chloridů v systému, ale i následně kontrolovat

účinnost provedeného opatření pomocí jednoduchých a v porovnání s předchozí metodou výrazně levnějších přístrojů (nejlevnější konduktometry lze pořídit od 1 400 Kč). Tento postup může být aplikován dvěma způsoby lišícími se pouze začátkem. První, mnohem přesnější, zahrnuje analýzu chloridů. Od daného obsahu chloridů se pak odvíjí přesné dávkování, jako ve výše zmíněné metodě, a kontrola jejich obsahu a další úprava jejich obsahu probíhá na základě měření vodivosti. Tento postup doporučujeme pro dobrou chovatelskou praxi. Druhý postup spočívá ve změření vodivosti, odhadu obsahu chloridů podle naměřené hodnoty a dávkování chloridů podle odhadu.

Pro udržení bezpečného poměru obsahu chloridů k dusitanům (chloridové číslo) lze díky výše zmíněné lineární závislosti konduktivity na obsahu chloridů „vynechat“ měření chloridů a vztáhnout obsah dusitanů přímo k vodivosti. Pro bezpečné udržení chloridového čísla na úrovni 20 i při $0,5 \text{ mg.l}^{-1} \text{ N-NO}_2^-$ obsažených ve vodě, je třeba vodivost vody v systému udržovat pomocí přídatku NaCl na úrovni minimálně o 3 mS.m^{-1} vyšší, než má přítoková voda (podle místních podmínek). Pro dodržení tohoto navýšení vodivosti vody oproti přítoku je třeba přidat do systému denně $1,43 \text{ kg NaCl}$ na každý $1.\text{s}^{-1}$ přítoku do systému. Jednorázová dávka pro zvýšení obsahu chloridů je opět počítána podle vzorce 3. Pro jednoduché určení potřebné denní dávky NaCl pro zvýšení obsahu chloridů na potřebnou hodnotu lze využít opět tabulku 5.

Graf 1: Závislost vodivosti vody na obsahu chloridů.



Ekonomický přínos

Předpokládané ekonomické a další přínosy jsou v zefektivnění chovu ryb v systémech intenzivního chovu, využívajících recirkulačních nebo průtočných systému s biologickým čištěním vody. Ekonomické přínosy lze vyjádřit v optimalizaci welfare ryb a tím zvýšení jejich přírůstku, což se finančně promítne v úspoře použitého krmiva. Dalším ekonomickým přínosem jsou nižší náklady na chemický rozbor vody. Dalším již obtížněji kvantifikovatelným efektem je snížení ztrát ryb v případě špatné funkce biofiltrů (nedostatečné zapracování, léčebný zásah apod.) a tím zhoršení hydrochemických parametrů chovného prostředí, kdy použití technologie ke stabilizaci KNK (pH) a potlačení toxického efektu dusitanového dusíku vhodnou dávkou chloridů, což výrazně eliminuje ztráty ryb úhynem. Celkově lze shrnout přínosy uplatnění technologie do zlepšení hydrochemických parametrů recirkulačních a průtočných systémů a zefektivnění práce obsluhy těchto zařízení.

Novost technologie je v zavedení jednoduché techniky regulace a optimalizace vybraných hydrochemických parametrů v systémech s recirkulací vody, případně i průtočných, určených k intenzivnímu chovu ryb.

Závěr

V letech 2009-2011 bylo provedeno sledování dynamiky hydrochemických parametrů v recirkulačním systému pro chov ryb. Na základě znalosti kvality vody v systému a vody přitékající byly provedeny zásahy zaměřené na stabilizaci hydrochemických parametrů, konkrétně hodnot KNK a působení dusitanů, a optimalizace jejich hodnot pro činnost biofiltru. Na základě testování různých postupů byla vypracována a v provozu ověřena technologie úpravy uvedených parametrů. Zároveň byla vyvinuta metoda dávkování chloridu sodného pro zvýšení obsahu chloridů ve vodě (snížení toxicity dusitanů pro ryby), a to na základě jednoduchého stanovení vodivosti a množství vody do systému přitékající.

Poděkování

Technologie regulace vybraných hydrochemických parametrů vznikla za finanční podpory Národní agentury pro zemědělský výzkum, projektu QI91C001 „Optimalizace podmínek intenzivního chovu lososovitých ryb v podmínkách České republiky s využitím dánské technologie se zaměřením na kvalitu produkovaných ryb“ a s podporou Výzkumného záměru č. MSM6215648905 „Biologické a technologické aspekty udržitelnosti řízených ekosystémů a jejich adaptace na změnu klimatu“ uděleného Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky.

7. Seznam použité literatury

Avnimelech, Y., Weber, B., Hopher, B., Milstein, A., Zorn, M., 1986. Studies in circulated fish ponds: organic matter recycling and nitrogen transformation. *Aquaculture and Fisheries Management* 17, 231 – 242.

Blancheton, J.P., 2000. Developments in recirculation systems for Mediterranean fish species. *Aquacultural Engineering*, 22, 17-31.

Blancheton, J.P., Piedrahita, R., Eding, E.H., Roque d'orbecastel, E., Lemarie, G., Bergheim, A., Fivelstad, S., 2007. Intensification of landbased aquaculture production in single pass and reuse systems. In: *Aquaculture Engineering and Environment*, (Chapter 2).

Bregnballe, J., 2010, A guide to recirculation aquaculture. Eurofish, Copenhagen, Denmark, 66.

Buckling, R.A., Baird, C.D., Watson, C.A., Chapman, F.A., 1993. Energy use of recycling water aquaculture systems for ornamental fish production. In: *Circular 1095*. Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, Gainesville, FL, 5 s.

CAI, Y., SUMMERFELT, R.C. , 1992. Effects of temperature and size on oxygen consumption and ammonia excretion by walleye. *Aquaculture*, 104 (1-2), 127-138.

Cameron, J. N., 1971. Methemoglobine in erythrocytes of rainbow trout. *Comparative Biochemistry and Physiology A, Comparative Physiology* 40, 743 – 749.

- Crawford, R. E., Allen, G. H., 1977. Seawater inhibition of nitrite toxicity to Chinook salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 106, 105 – 109.
- Davis, J.T., Lock, J.T., 1997. Culture of largemouth bass fingerlings. Southern Regional Aquaculture Center (SRAC), Aqua KE Gov Doc, Technical Publication 201, 4 s.
- d'Orbcastel, E.R., Blancheton, J.P., Belaud, A., 2009. Water quality and rainbow trout performance in a Danish Model Farm recirculating system: Comparison with a flow through system. *Aquacultural Engineering*, 40, 135-143.
- Dvořák, P., 2004. Vybraná specifika onemocnění akvarijských ryb. *Bulletin VÚRH Vodňany* 40, 101 – 108.
- European Inland Fisheries Advisory Commission, 1984 (EFIAC). Water quality criteria for European freshwater fish: Report on nitrite and freshwater fish. Food and Agriculture Organization of the United Nations. EFIAC Technical Paper 46, 19.
- Ellis, T., North, B., Scott, A.P., Bromage, N.R., Porter, M., Gadd, D., 2002. The relationships between stocking density and welfare in farmed rainbow trout. *Journal of Fish Biology*, 61, 493-531.
- Farrell, A.P., 2008. Comparisons of swimming performance in rainbow trout using constant acceleration and critical swimming speed tests. *Journal of Fish Biology*, 72, 693-710.
- Fontenot, Q. C., Isely, J. J., Tomasso, J. R., 1999. Characterisation of inhibition of nitrite uptake in shortnose sturgeon fingerlings. *Journal of Aquatic Animal Health* 11, 76 – 80.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2010. The state of world fisheries and aquaculture 2010. FAO, Rome. 197 s.
- Iftikar, F.I., Patel, M., Ip, Y.K., Wood, C.M, 2008. The influence of feeding on aerial and aquatic oxygen consumption, nitrogenous waste excretion, and metabolic fuel usage in the African lungfish, *Protopterus annectens*. *Canadian Journal of Zoology* 86 (8) , 790-800.
- Kamstra, A., Span, J. A., Van Weerd, J. H., 1996. The acute toxicity and sublethal effects of nitrites on growth and feed utilization of European eel, *Anquilla anquilla*, (L). *Aquaculture Research* 27, 903 – 911.

Kouřil, J., Hamáčková, J., Stejskal, V., 2008. Recirkulační akvakulturní systémy pro chov ryb. č. 85. Vodňany. ISBN 978-80-85887-74-7.

Lareau, S., Champagne, R., Gilbert, E., Vandenberg, G., 2004. Rapport sur les missions d'évaluation de la technologie danoise pour l'élevage en eau douce des salmonides.

Máchová, J., Svobodová, Z., 2001. Nitrite toxicity to fish under experimental and farming conditions – poster č. P-275, 10th International conference of EAFP Diseases of Fish and Shellfish, Dublin, 9th – 14th September 2001.

MacMillan, R., 1992. Economic implications of water quality management for a commercial trout farm. In: Blake, J., Donald, J., Magette, W. (Eds.), National Livestock, Poultry, and Aquaculture Waste Management. American Society of Agricultural Engineers, St. Joseph, MI, 185–190.

Maetz, J., 1971. Fish gills: Mechanism of salt transfer in fresh water and sea water. Physiological Transactions of Royal Society of London Series B Biological Sciences. 262, 209 – 249.

McConnell, R., 1985. Toxicity of nitrite to fathead minnow. Colorado department of Health File Report, Denver.

Mozes, N., Eshchar, M., Conijeski, D., Fediuk, M., Ashkenazy, A., Milanez, F., 2002. Marine water recirculating systems in Israel-performance, production cost analysis and rationale for desert conditions. In: Rakestraw, T., Douglas, L., Flick, G. (Eds.), Proceeding of the Fourth International Conference on Recirculating Aquaculture, Roanoke, VA, USA, July 18–21, 2002, 404–413

Palachek, R. M., Tomasso, J. R., 1984. Toxicity of nitrites to channel catfish (*Ictalurus punctatus*), tilapia (*Tilapia aurea*) and largemouth bass (*Micropterus salmoides*): evidence for nitrite exclusion mechanism. Canadian Journal of Fish Aquatic Science 41, 1739 – 1744.

Pitter, P., 1999. Hydrochemie. Vydavatelství VŠCHT, Praha.

Romero, C. M., Vanella, F., Tapella, F., Lovrich, G.A. 2006. Assimilation and oxygen uptake associated with two different feeding habits of *Munida gregaria* (= *M. subrugosa*) (Crustacea, Decapoda). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 333 (1), 40-48.

Russo, R. C., Thurson, R. V., 1977. The acute toxicity of nitrite to fishes. In: Tubb, R. A., (ed.). Recent Advances in Fish Toxicity. EPA-600/3-77-085. US Environmental Protection Agency, Corvallis, OR. 118 – 131.

Russo, R. C., Thurson, R. V., 1991. Toxicity of ammonia, nitrite and nitrate to fishes. In: Brune, D. E., Tomasso, J. R., (eds.). Aquaculture and Water Quality. World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, 58 – 89.

Summerfelt, S.T., Davidson, J.W., Waldrop, T.B., Tsukuda, S.M., Bebak-Williams, J. 2004a. A partial-reuse system for coldwater aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 31, 157-181.

Summerfelt, S.T., Wilton, G., Roberts, D., Rimmer, T., Fonkalsrud, K., 2004b. Developments in recirculating systems for Arctic char culture in North America. *Aquacultural Engineering*, 30, 31-71.

Svobodová, Z., Máhcová, J., Poleszczuk, G., Hůda, J., Hamáčková, J., Kroupová, H, 2005. Nitrite poisoning of fish in aquaculture facilities with water-recirculating system: three case studies. *Acta veterinaria Brno* 74, 129 – 137.

Svobodová, Z., Pravda, D., Palačková, J. (1986): Jednotné metody hematologického vyšetřování ryb. Edice metodik VÚRH ve Vodňanech, Vodňany, 36 p.

Vítek, T., Kopp, R., Lang, Š., Brabec, T., Mareš, J., 2011. Technická řešení a možnosti efektivní regulace průtokových poměrů v zařízeních pro intenzivní chov ryb dánského typu. Mendelova univerzita v Brně, ISBN 978-80-7375-571-3.

Williams, E. M., Eddy, F. B., 1986. Chlorine uptake in freshwater teleosts and its relationship to nitrite uptake and toxicity. *Journal of Comparative Physiology B*, 156, 867 – 872.

Wood, C. M., 1993. Ammonia and urea metabolism and excretion. In: Ewans, D. H. (Ed) *Physiology of Fishes*. CRC Press Boca Raton, 379 – 425.

8. Seznam předcházejících publikací

KOPP, R., ZIKOVÁ, A., BRABEC, T., LANG, Š., VÍTEK, T., MAREŠ, J., 2009: Dusitany v recirkulačním systému rybní farmy farmy Pravíkov. In KOPP, R. "60 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně".1. vyd. Brno: MZLU Brno, 2009, s. 105--110. ISBN 978-80-7375-358-0.

KOUŘIL, J., MAREŠ, J., POKORNÝ, J., ADÁMEK, Z., KOLÁŘOVÁ, J., PALÍKOVÁ, M., 2008: Chov lososovitých druhů ryb, lipana a síhů. 1. vyd. Vodňany: JU v Českých Budějovicích, s. 63--97. ISBN 978-80-85887-80-8.

LANG, Š., KOPP, R., ZIKOVÁ, A., VÍTEK, T., MAREŠ, J., 2011: Diurnální změny vybraných hydrochemických parametrů na recirkulačním systému dánského typu při různých teplotách vody. Bulletin Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického Vodňany. 2010. sv. 46, č. 4, s. 23--32. ISSN 0007-389X.

LANG, Š., VÍTEK, T., KOPP, R., ZIKOVÁ, A., BRABEC, T., PFAU, R., MAREŠ, J., 2010: The Danish model trout farm Pravíkov (ČR); A first year and a plans for future. [online]. 2010. URL: <http://www.rybarstvi.eu/dok%20rybari/stepan.pdf>.

MAREŠ, J., KOPP, R., BRABEC, T., 2011: Nové metody v chovu ryb. In Intenzivní metody chovu ryb a ochrany kvality vod. 1. vyd. Třeboň: Rybářství Třeboň Hld.a.s., 2011, s. 5-13

NUSL, P., PFAU, R., 2010: Intenzivní chov pstruha duhového v recirkulačním systému. In Intenzita chovu ryb a ekologické aspekty v rybářství. Vodňany: Střední rybářská škola a Vyšší odborná škola vodního hospodářství a ekologie, 2010, s. 35-38. ISBN 978-80-87096-10-9.

VÍTEK, T., MAREŠ, J. 2009: Flow velocity conditions in the trout farm based on recirculation system of danish technology. IN KOPP, R. "60 let výuky rybářské specializace na MZLU v Brně". 1. Vyd. Brno: MZLU Brno, s. 179-180. ISBN 978-80-7375-358-0

VÍTEK, T., KOPP, R., LANG, Š., BRABEC, T., MAREŠ, J. 2011. Technická řešení a možnosti efektivní regulace průtokových poměrů v zařízeních pro intenzivní chov ryb dánského typu. Mendelova univerzita v Brně, ISBN 978-80-7375-571-3.

**Optimalizace hydrochemických parametrů v recirkulačním systému pro chov ryb:
I. Stabilizace kyselinové neutralizační kapacity a snížení toxicity dusitanů
v recirkulačním systému Dánského typu.**

(ověřená technologie)

Lang, Š., Kopp, R., Brabec, T., Vítek, T., Mareš, J.

Vydavatel: Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00, Brno

Tisk: Ediční středisko Mendelovy univerzity v Brně

Vydání: první, 2011

ISBN 978-80-7375-597-3

Tabulka 4: Denní dávka mikromletého vápence v kg v závislosti na KNK přítoku a jeho intenzitě k dosažení alkality 2,0 mmol.l⁻¹.

kg vápence za den		KNK [mmol/l]																			
		0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0	1,1	1,2	1,3	1,4	1,5	1,6	1,7	1,8	1,9
Přítok [l/s]	1	17,3	16,4	15,6	14,7	13,8	13,0	12,1	11,2	10,4	9,5	8,6	7,8	6,9	6,0	5,2	4,3	3,5	2,6	1,7	0,9
	2	34,6	32,8	31,1	29,4	27,6	25,9	24,2	22,5	20,7	19,0	17,3	15,6	13,8	12,1	10,4	8,6	6,9	5,2	3,5	1,7
	3	51,8	49,2	46,7	44,1	41,5	38,9	36,3	33,7	31,1	28,5	25,9	23,3	20,7	18,1	15,6	13,0	10,4	7,8	5,2	2,6
	4	69,1	65,7	62,2	58,8	55,3	51,8	48,4	44,9	41,5	38,0	34,6	31,1	27,6	24,2	20,7	17,3	13,8	10,4	6,9	3,5
	5	86,4	82,1	77,8	73,4	69,1	64,8	60,5	56,2	51,8	47,5	43,2	38,9	34,6	30,2	25,9	21,6	17,3	13,0	8,6	4,3
	6	103,7	98,5	93,3	88,1	82,9	77,8	72,6	67,4	62,2	57,0	51,8	46,7	41,5	36,3	31,1	25,9	20,7	15,6	10,4	5,2
	7	121,0	114,9	108,9	102,8	96,8	90,7	84,7	78,6	72,6	66,5	60,5	54,4	48,4	42,3	36,3	30,2	24,2	18,1	12,1	6,0
	8	138,2	131,3	124,4	117,5	110,6	103,7	96,8	89,9	82,9	76,0	69,1	62,2	55,3	48,4	41,5	34,6	27,6	20,7	13,8	6,9
	9	155,5	147,7	140,0	132,2	124,4	116,6	108,9	101,1	93,3	85,5	77,8	70,0	62,2	54,4	46,7	38,9	31,1	23,3	15,6	7,8
	10	172,8	164,2	155,5	146,9	138,2	129,6	121,0	112,3	103,7	95,0	86,4	77,8	69,1	60,5	51,8	43,2	34,6	25,9	17,3	8,6
	11	190,1	180,6	171,1	161,6	152,1	142,6	133,1	123,6	114,0	104,5	95,0	85,5	76,0	66,5	57,0	47,5	38,0	28,5	19,0	9,5
	12	207,4	197,0	186,6	176,3	165,9	155,5	145,2	134,8	124,4	114,0	103,7	93,3	82,9	72,6	62,2	51,8	41,5	31,1	20,7	10,4
	13	224,6	213,4	202,2	190,9	179,7	168,5	157,2	146,0	134,8	123,6	112,3	101,1	89,9	78,6	67,4	56,2	44,9	33,7	22,5	11,2
	14	241,9	229,8	217,7	205,6	193,5	181,4	169,3	157,2	145,2	133,1	121,0	108,9	96,8	84,7	72,6	60,5	48,4	36,3	24,2	12,1
	15	259,2	246,2	233,3	220,3	207,4	194,4	181,4	168,5	155,5	142,6	129,6	116,6	103,7	90,7	77,8	64,8	51,8	38,9	25,9	13,0
	16	276,5	262,7	248,8	235,0	221,2	207,4	193,5	179,7	165,9	152,1	138,2	124,4	110,6	96,8	82,9	69,1	55,3	41,5	27,6	13,8
	17	293,8	279,1	264,4	249,7	235,0	220,3	205,6	190,9	176,3	161,6	146,9	132,2	117,5	102,8	88,1	73,4	58,8	44,1	29,4	14,7
	18	311,0	295,5	279,9	264,4	248,8	233,3	217,7	202,2	186,6	171,1	155,5	140,0	124,4	108,9	93,3	77,8	62,2	46,7	31,1	15,6
	19	328,3	311,9	295,5	279,1	262,7	246,2	229,8	213,4	197,0	180,6	164,2	147,7	131,3	114,9	98,5	82,1	65,7	49,2	32,8	16,4
	20	345,6	328,3	311,0	293,8	276,5	259,2	241,9	224,6	207,4	190,1	172,8	155,5	138,2	121,0	103,7	86,4	69,1	51,8	34,6	17,3

Tabulka 5: Denní dávka NaCl v kg v závislosti na obsahu chloridů v přítoku a jeho intenzitě k dosažení hodnoty 15 mg.l⁻¹ chloridů.

		Potřeba NaCl [kg/den]							
Vodivost přítoku [mS/m]		10,0	10,6	11,3	11,9	12,5	13,2	13,8	14,5
Obsah Cl ⁻ v přítoku [mg/l]		0	2	4	6	8	10	12	14
Přítok v l/s	1	2,14	1,85	1,57	1,28	1,00	0,71	0,43	0,14
	2	4,28	3,71	3,14	2,57	2,00	1,43	0,86	0,29
	3	6,42	5,56	4,70	3,85	2,99	2,14	1,28	0,43
	4	8,55	7,41	6,27	5,13	3,99	2,85	1,71	0,57
	5	10,69	9,27	7,84	6,42	4,99	3,56	2,14	0,71
	6	12,83	11,12	9,41	7,70	5,99	4,28	2,57	0,86
	7	14,97	12,97	10,98	8,98	6,99	4,99	2,99	1,00
	8	17,11	14,83	12,55	10,26	7,98	5,70	3,42	1,14
	9	19,25	16,68	14,11	11,55	8,98	6,42	3,85	1,28
	10	21,38	18,53	15,68	12,83	9,98	7,13	4,28	1,43
	11	23,52	20,39	17,25	14,11	10,98	7,84	4,70	1,57
	12	25,66	22,24	18,82	15,40	11,98	8,55	5,13	1,71
	13	27,80	24,09	20,39	16,68	12,97	9,27	5,56	1,85
	14	29,94	25,95	21,95	17,96	13,97	9,98	5,99	2,00
	15	32,08	27,80	23,52	19,25	14,97	10,69	6,42	2,14
	16	34,21	29,65	25,09	20,53	15,97	11,40	6,84	2,28
	17	36,35	31,51	26,66	21,81	16,96	12,12	7,27	2,42
	18	38,49	33,36	28,23	23,09	17,96	12,83	7,70	2,57
	19	40,63	35,21	29,80	24,38	18,96	13,54	8,13	2,71
	20	42,77	37,07	31,36	25,66	19,96	14,26	8,55	2,85