

# **VLIV SINIC V RYBNÍCÍCH NA KVALITU RYBÍHO MASA**

## **The influence of cyanobacteria on pond fish concerning the muscle quality**

**doc. Ing. Kopp Radovan, PhD.; Dr. Ing. Mareš Jan; Ing. Brabec Tomáš;**

**Ing. Ziková Andrea, Ph.D.**

Oddělení rybářství a hydrobiologie, Mendelova univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00  
Brno, Česká republika, kopp@mendelu.cz

V posledních desetiletích v souladu se stále intenzivnější lidskou činností, zrychlováním civilizačního procesu a zvyšováním množství nejrůznějších látek v prostředí neúměrně narůstá eutrofizace povrchových vod. Takto zasažené vodní prostředí, nadměrně obohacené základními minerálními živinami, s sebou přináší celou řadu problémů, spojených většinou se zhoršením podmínek pro využití povrchových vod k vodárenským, rybochovným nebo rekreačním účelům. Eutrofizované vodní plochy vykazují určité typické příznaky, z nichž mezi nejzávažnější patří nadprodukce sinic a řas. Tyto mikroskopické organizmy, vyskytující se v eutrofních vodách i v množství desítek miliónů buněk v jednom mililitru, mají pronikavý vliv na celou biocenózu. Nadměrně zvyšují množství organické hmoty v systému, snižují průhlednost vody, rozkolísávají chemický režim vod a produkují široké spektrum látek do vodního prostředí.

Biologicky aktivní látky, které sinice a řasy produkují a uvolňují do okolního prostředí, mohou ovlivňovat růst a vývoj ostatních vodních organismů i sebe navzájem. Spektrum působení některých z nich je značně široké a negativní účinky se mohou projevit i na zdravotním stavu člověka, pokud s nimi přichází do styku, zejména při rekreaci na nádržích s vodním květem sinic. V závislosti na ekologických podmínkách produkují řasy a sinice toxiny, enzymy, vitaminy, extracelulární polysacharidy, atraktanty, aminokyseliny i jiné organické kyseliny, antibiotika a hormony.

Z rybářského hlediska je částečná eutrofizace vod určených k chovu ryb vítaná, protože vyšší primární produkce následně umožňuje i zvýšení produkce ryb. V současné situaci nadměrné eutrofizace doprovázené masovým výskytem vodních květů sinic však převládají negativní vlivy těchto organismů i na rybářské hospodaření. Ty se projevují především vznikem nežádoucích kyslíkových deficitů a produkcí látek toxické povahy, které nemusí přímo způsobovat úhyny ryb, ale mohou negativně ovlivňovat jejich zdravotní stav, snižovat intenzitu příjmu potravy, měnit spektrum mastných kyselin a aminokyselin ve svalovině ryb a také snižovat její sensorickou kvalitu produkcí pachotvorných látek.

Právě stále častější výskyt vodních květů sinic a následné problémy s nimi spojené vedly ke zvýšení zájmu o hlubší poznání působení sinic na ryby i odborníky z rybářské a hydrobiologické praxe. Možnost kumulace toxických látek nebo jejich metabolitů produkovaných sinicemi v rybí svalovině a jejich následný přenos v rámci potravního řetězce až na člověka podnítil v posledních desetiletích intenzivnější výzkum v této oblasti i z hlediska hygienické bezpečnosti rybího masa jako potravin.

## Kumulace toxinů sinic v tkáních ryb

Toxiny sinic (cyanotoxiny) jsou látky sekundárního metabolismu, jsou toxičtější než toxiny vyšších rostlin a hub, ale méně toxické než bakteriální toxiny. Cyanotoxiny představují rozmanitou skupinu látek jak z chemického, tak z toxikologického hlediska. Nejrozšířenější a ve sladkých vodách nejčastěji nalézanou (a tudíž i nejvíce studovanou) skupinu cyanotoxinů představují microcystiny.

Microcystiny byly nalezeny u zástupců rodů planktonních, bentických i půdních sinic. V ČR produkují microcystiny běžně se vyskytující zástupci rodů *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Anabaenopsis* aj. Chemicky se jedná o cyklické heptapeptidy, liší se mezi sebou nejčastěji různou skladbou navázaných aminokyselin. V současnosti je známo přes 70 strukturních variant a kongenerů, mnohé cyanobakterie produkují souběžně i několik microcystinů. Nejběžnějšími známými strukturními variantami microcystinů jsou MCYST–LR, –RR, –YR. Většina microcystinů je poměrně hydrofilní (ve vodě dobře rozpustná) a netěkavá. Microcystiny jsou velmi stabilní, odolné vůči chemické hydrolýze a působení peptidáz. Menší množství microcystinů je produkováno do okolního prostředí, většina však zůstává uvnitř sinicových buněk, odkud se ve vyšších koncentracích dostává do prostředí při kolapsu vodního květu sinic (Sivonen a Jones, 1999).

Microcystiny jsou vysoce toxické, mechanismus jejich účinku spočívá v kovalentní vazbě na katalytickou podjednotku proteinfosfatáz 1 a 2A (Mackintosh a kol., 1995). Primárně jsou postiženy jaterní buňky, které aktivně přijímají microcystiny z krevního oběhu prostřednictvím transportního systému pro žlučové kyseliny (Eriksson a kol., 1990). Lze je však detekovat i v jiných orgánech - svaly, kůže, střevní epitel, krev. Sinicové toxiny se mohou projevit různými škodlivými vlivy na rybí organizmus i v závislosti na vývojovém stadiu ryb. Působení sinicových toxinů se projevuje změnou doby kulení jiker, malformacemi embryí, změnou hodnot hematologických a biochemických parametrů (Malbrouck a Kestemont, 2006).

Microcystiny se mohou kumulovat v různých vodních organizmech, především v rybách, měkkýších, planktonních bezobratlých aj. Ryby mohou přijímat a kumulovat cyanotoxiny

různými cestami. Fytoplanktonofágní druhy ryb (např. tolstolobik bílý) je přijímají přímo v potravě konzumací toxických sinic. Ryby, které běžně fytoplankton nepřijímají, mohou přijímat rozpuštěný microcystin přes žaberní epitel, nebo kůži. Další možnost je nepřímá cesta v rámci potravního řetězce (např. platýz přijímá v potravě mlže, kteří filtrovali toxické sinice). Perorální cestu příjmu toxinu lze považovat za nejdůležitější (Ernst a kol., 2001).

Koncentrace microcystinů nalezených v různých tkáních ryb jsou velmi rozdílné. Nejvyšší koncentrace toxinu by se daly očekávat u ryb živících se sinicemi, ale MC-LR bývá v tkáních fytoplanktonofágních ryb v relativně nízkých koncentracích. V přírodním prostředí byly zaznamenány i vyšší koncentrace toxinu v tkáních karnivorních a omnivorních ryb než u býložravého tolstolobika bílého (Xie a kol., 2005). Koncentrace toxinu závisí také na celkovém množství přijaté potravy, které bývá podstatně nižší u karnivorních než u býložravých ryb (Gkelis a kol., 2006). Vliv na kumulaci toxinů mohou mít i rozdíly ve stavbě trávicího traktu karnivorních ryb (např. pstruh duhový) ve srovnání s planktonofágními a býložravými rybami (Fischer a Dietrich, 2000). Kaprovití podobně jako Vrbozubcovití mají delší střevo s větší absorpční kapacitou, proto by měly kumulovat vyšší koncentrace MCs, což je v protikladu ke studiím realizovaným v čínských jezerech, kde byly toxiny nalézány v nejvyšších koncentracích u karnivorních ryb. Carbis a kol. (1997) vysvětlují nižší příjem toxinů u kaprovitých ryb neutrálním až zásaditým pH v trávicím traktu těchto ryb (pro účinné trávení sinicových buněk, je nutné kyselé prostředí). Z literárních zdrojů vyplývá, že neexistuje přímý vztah mezi rybami s různým potravním spektrem a koncentrací toxinů v jejich tkáních. Způsob trávení potravy rybami a jejich potravní výběrovost nejsou spolehlivým indikátorem potenciální kumulace cyanotoxinů (Ibelings a Chorus, 2007).

Koncentrace toxinů nalézáných v rybách jsou značně závislé na délce expozice cyanobakteriálním toxinům, a proto poměrně nepředvídatelné. Studie s tilapií *Tilapia rendalli* ukázala závislost kumulace toxinu z buněk sinic rodu *Microcystis* na intenzitě příjmu krmiva rybami (Soares a kol., 2005). Velmi zajímavé jsou vysoké hodnoty MCs ve svalovině v průběhu detoxikační fáze, kdy ryby nejsou po delší dobu vystaveny působení toxinu. Srovnatelnost dat z různých studií je však problematická pro značné rozdíly v koncentracích toxinů, expoziční době, vstupu toxinu do organismu a dalších biotických a abiotických faktorech. Nepopiratelné však je, že navzdory rozdílným podmínkám jednotlivých experimentů prováděných u ryb ke kumulaci MCs v jejich tkáních dochází.

Na základě výsledků publikovaných studií lze vysledovat trend nejvyšší kumulace toxinů ve střevním epitelu a játrech, nižší koncentrace v ledvinách a svalovině. Cyanobakteriální toxiny byly nalezeny i v dalších tkáních ryb – gonádách, krvi, slezině, žlučníku aj. (Mohamed a kol., 2003, Xie a kol., 2005, Chen a kol., 2006, 2007, Zhang a kol., 2007b).

Příjem potravou se jeví jako nejdůležitější cesta vstupu cyanobakteriálních toxinů do vodních organismů. U těch živočišných druhů, které se neživí přímo sinicemi, se toxin dostává do jejich tkání potravním řetězcem. Množství toxinu přijímaného s potravou a

vázaného v tělech organismů je ve skutečnosti velmi malé. Nejvyšší koncentrace microcystinů (4%) se kumulují v hepatopankreatu ryb (Malbrouck a Kestemont, 2006). Dokonce i velmi malé koncentrace toxinu, které se dostanou do těla organismu a jsou krví transportovány do jednotlivých orgánů, jsou předmětem detoxifikace (Pflugmacher, 2004) a exkrece (Chen a kol., 2005). Tento proces snižování (ředění) koncentrace toxinu nastává v každém článku potravního řetězce. Spíše než biomagnifikace MCs a dalších toxinů je častější snižování koncentrace v dalších člancích potravního řetězce. Nicméně toxiny jsou nalézány i v koncových člancích potravního řetězce, proto nějaký druh transportu musí existovat. Navíc toxiny jsou nalézány v dostatečných koncentracích pro způsobení negativního vlivu na tyto organizmy.

Již v závěru 90. let byla experty Světové zdravotnické organizace (WHO) na základě výsledků toxikologických studií odvozena hodnota maximálního tolerovaného denního příjmu (TDI) pro strukturní variantu MC-LR. TDI představuje takovou dávku toxické látky, která s největší pravděpodobností nezpůsobí poškození zdraví. Pro celoživotní expozici byla pro MC-LR stanovena hodnota TDI  $0,04 \mu\text{g.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$ . Pro sezónní expozici (několik týdnů v průběhu sezóny vodních květů sinic) byla pro MC-LR stanovena hodnota TDI  $0,4 \mu\text{g.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$  (Chorus a Bartram, 1999). Pro jednorázovou expozici TI byla pro MC-LR stanovena hodnota  $2,5 \mu\text{g.kg}^{-1}.\text{den}^{-1}$  (Fromme a kol., 2000). Pro dospělou osobu (75 kg) vychází tolerovaný akutní příjem na 190  $\mu\text{g}$ , sezónní na 30  $\mu\text{g}.\text{den}^{-1}$  a celoživotní na 3  $\mu\text{g}.\text{den}^{-1}$ .

Publikované údaje o koncentraci microcystinů u sladkovodních ryb udávají nejvyšší hodnoty v běžně nekonzumovaných tkáních a ve střevním obsahu. Tyto vysoké koncentrace MCs byly zjištěny ve vnitřnostech a játrech tilapií ( $71,6$ , respektive  $32,1 \mu\text{g.g}^{-1}$  čerstvé tkáně), játrech korušky evropské ( $87,4 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) a ježdíka obecného ( $19,4 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) (Magalhaes a kol., 2001, Ibelings a kol., 2005, Deblois a kol., 2008). Pokud srovnáme údaje o koncentraci microcystinů ve svalovině ryb, byly nejvyšší hodnoty popsány u tolstolobika bílého,  $2,86 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Zhang a kol., 2007b). Velmi podobné jsou maximální zjištěné koncentrace MCs ve svalovině tolstolobika pestrého  $0,516 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Chen a kol., 2007), hybridu tilapie  $0,500 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Dong a kol., 2009), karasa zlatého  $0,497 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Xie a kol., 2005) a kapra obecného  $0,412 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Xie a kol., 2007). Nejnižší koncentrace MCs se nacházejí ve svalovině dravých ryb, kdy maximální zjištěné hodnoty dosahovaly u pstruha duhového  $0,035 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Wood a kol., 2006) a sumce velkého  $0,031 \mu\text{g.g}^{-1}$  (Gkelis a kol., 2006). Výše uvedené koncentrace microcystinů v tkáních ryb představují doposud maximální zjištěné hodnoty, v řadě případů jsou koncentrace MCs i o více než řád nižší, nebo dokonce pod detekčním limitem použité metody.

Naše výsledky monitoringu koncentrace microcystinů u běžně chovaných druhů ryb v České republice žádné výrazně vysoké hodnoty MCs v tkáních ryb nepotvrdily. Nejvyšší koncentrace byly zjištěny v devítitýdenním experimentu v přírodním prostředí, kdy maximální naměřené hodnoty v hepatopankreatu tolstolobika bílého ( $0,226 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) i kapra

obecného ( $0,132 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) byly přibližně desetkrát vyšší než ve svalovině ( $0,029 \mu\text{g.g}^{-1}$ , respektive  $0,019 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) (Adamovský a kol., 2007a, 2007b). Nízké hodnoty MCs v hepatopankreatu i svalovině jsme zaznamenali i v obdobném kratším experimentu s oběma druhy ryb (Palíková a kol., 2007a, 2007b).

Dlouhodobá sledování hladiny microcystinů v tkáních různých druhů ryb v rybnících i vodních nádržích s toxickým vodním květem sinic neprokázala ani v jednom případě hodnotu MCs ve svalovině nad detekčním limitem  $0,13 \text{ ng.g}^{-1}$  (nepublikovaná data, Kopp a kol., 2009). Nadlimitní koncentrace MCs byly zjištěny v játrech (hepatopankreatu), kdy se nevyšší hodnoty vyskytovaly u karnivorních ryb, nejnížší u ryb omnivorních. Zjistili jsme tyto maximální hodnoty: okoun říční  $50,3 \text{ ng.g}^{-1}$ , candát obecný  $22,7 \text{ ng.g}^{-1}$ , bolen dravý  $11,7 \text{ ng.g}^{-1}$ , štika obecná  $6,5 \text{ ng.g}^{-1}$ , amur bílý  $6,1 \text{ ng.g}^{-1}$  a kapr obecný  $1,8 \text{ ng.g}^{-1}$ . Pod detekčním limitem  $0,31 \text{ ng.g}^{-1}$  MCs byly všechny vzorky v játrech (hepatopankreatu) tolstolobika bílého, lína obecného, sumce velkého, cejna velkého, plotice obecné, perlika ostrobříchého a jelce tlouště (nepublikovaná data).

Poměrně výrazné rozdíly mezi hladinami MCs v rámci prováděných experimentů a dlouhodobého monitoringu v přírodních vodách lze vysvětlit tím, že ryby v experimentech se s vysokou pravděpodobností setkaly s microcystiny poprvé a neměly vytvořeny detoxikační mechanismus na odstranění MCs, a proto byly zjištěné hodnoty vyšší. Navíc byly pokusné ryby uzavřeny v klecích bez možnosti úniku před masivním vodním květem oproti volně se pohybujícím rybám v nádržích a rybnících, kde mohou negativní vliv toxických sinic částečně eliminovat únikem do větších hloubek nebo setrávat u závětrné strany nádrže, kde je sinic výrazně méně. Odběry tkání ryb z rybníků probíhaly většinou v období podzimních výlovů, kdy už byla koncentrace toxinů ve vodě nízká a ryby tak mohly MCs uložený v tkáních odbourat. Eliminace microcystinů z tkání je ve většině případů poměrně rychlá, naše výsledky experimentů s kaprem obecným a tolstolobikem bílým potvrzují odbourání většinového podílu MCs u ryb do dvou týdnů při pobytu v čisté vodě bez toxických sinic (Adamovský a kol., 2007a, 2007b, Palíková a kol., 2007a, 2007b).

Z uvedených výsledků je zřejmé, že možnost přenosu sinicových toxinů v rámci potravního řetězce až na člověka je velmi nízká. Pro přiblížení potenciálního ohrožení lidské populace v ČR cyanotoxiny z rybího masa je třeba uvést několik údajů o spotřebě ryb. Průměrná celosvětová spotřeba ryb (sladkovodních i mořských) dosahuje přibližně  $16 \text{ kg . obyvateľ}^{-1} . \text{rok}^{-1}$ , v zemích evropské unie je to  $11 \text{ kg . obyvateľ}^{-1} . \text{rok}^{-1}$ . V České republice spotřeba ryb dlouhodobě stagnuje, konzumace sladkovodních ryb bez samozásobení (sportovní rybáři) v současnosti nečiní ani  $1 \text{ kg . obyvateľ}^{-1} . \text{rok}^{-1}$ , při započtení úlovků sportovních rybářů pak  $1,4 \text{ kg . obyvateľ}^{-1} . \text{rok}^{-1}$ . Přitom celková spotřeba ryb v ČR (včetně mořských) činila v roce 2006 pouze  $5,7 \text{ kg . obyvateľ}^{-1} . \text{rok}^{-1}$  (Ženíšková a Gall, 2007). Je zřejmé, že množství ryb zkonsumovaných v ČR je velmi nízké a navíc konzumace sladkovodních ryb spadá převážně do období vánoc, kdy není rozvinut vodní květ sinic.

Ohrožení tak teoreticky mohou být pouze sportovní rybáři, kterých je v ČR v současnosti registrováno přibližně 330 tisíc. Průměrné množství přivlastněných ryb (včetně rybářů bez úlovku) činí přibližně 25,5 kg . rybář<sup>-1</sup>. rok<sup>-1</sup>. Více než 10 kg rybího masa za rok zkonsumuje přibližně 34% sportovních rybářů, maximální množství zkonsumovaných ryb na jednoho rybáře se výjimečně pohybuje až kolem 100 kg (Spurný a kol., 2009).

Jestliže osoba o hmotnosti 75 kg zkonsumuje 100g svaloviny tolstolobika bílého nebo kapra obecného, bude celková dávka toxinu i při max. koncentracích zjištěných v podmínkách ČR (Adamovský a kol., 2007a, 2007b) pod limitem TDI 3 µg . den<sup>-1</sup> (2,9 µg tolstolobik, 1,9 µg kapr). K dosažení tolerované jednorázové denní dávky by musel člověk zkonsumovat přibližně 6,5 kg svaloviny tolstolobika nebo 10 kg svaloviny kapra. Jiná situace nastane, pokud budou konzumovány vnitřní orgány (např. rybí polévka), kdy je toxicita přibližně o řád vyšší. Při použití max. zjištěných hodnot toxicity v hepatopankreatu a předpokladu, že celý hepatopankreas z tržní ryby (3 kg kapr, 1,7 kg tolstolobik) bude použit, vychází při průměrných hmotnostech jater (125 g kapr, 22 g tolstolobik) dávky 27,1 µg u kapra a 5,0 µg u tolstolobika. Přestože se jedná o dávky toxinu výrazně vyšší než u svaloviny, nebude max. tolerovaná jednorázová dávka překročena. Je však nutno podotknout, že v uvažovaném případě rybí polévky by byly použity i další orgány (např. ledviny, gonády) které rovněž mohou obsahovat toxiny a výsledná koncentrace by byla pravděpodobně vyšší.

Závěrem lze tedy konstatovat, že i přes možnost kumulace toxinů sinic v tkáních a orgánech ryb bude jejich koncentrace vztažená k limitům WHO nízká a riziko poškození lidského organismu minimální. Zjištěné hodnoty toxicity tkání ryb v ČR jsou poměrně nízké, a to zejména ve srovnání se stejnými druhy ryb z přírodních podmínek čínských hypertrofních jezer, kde dosahuje toxicita tkání ryb i více než o řád vyšších hodnot (Xie a kol., 2004, Chen a kol., 2006, Zhang a kol., 2007b). Převážná část spotřeby sladkovodních ryb v ČR navíc spadá do období vánoc, kdy jsou konzumovány ryby z produkčních chovů, které jsou díky několikátýdennímu pobytu v sádkách a zjištěné rychlé eliminaci microcystinů z tkání ryb cytotoxinů prosté.

## **Nutriční hodnota svaloviny ryb z prostředí vodních květů sinic**

Chemické složení svaloviny ryb se u jednotlivých druhů mění ve vztahu k velikosti ryby a podmínkám životního prostředí. Důležitou roli hraje množství a druh přijímané potravy, věk, pohlaví, kondice, stres aj. (Henderson a Tocher, 1987, Fajmonová a kol., 2003). Sinice vodního květu jsou dominantní složkou fytoplanktonu eutrofních vod, často tvoří významnou část potravy především u býložravých ryb a jejich metabolity mohou rybí organismus ovlivňovat (Malbrouck a Kestemont, 2006). Chemické složení sinic a řas je značně závislé na podmínkách prostředí a výrazně se liší i mezi jednotlivými druhy. Sinice jsou poměrně bohaté na některé mastné kyseliny (MK), jejich celkový obsah je však nižší než u zelených řas a rozsivek (Ahlgren, 1992; Dunstan a kol., 1994). Spektrum aminokyselin je u sinic i řas

podobné. Jejich obsah kolísá v širokém rozmezí (14-61 % sušiny) v závislosti na druhu a podmínkách prostředí (Ahlgren, 1992).

Využití sinic v potravě tolstolobika bílého je pro jejich nízkou stravitelnost pochybné. Rozsivky, skryténky a zvláště zooplankton jsou jako potrava hodnotnější (Domaizon a kol., 2000). U ryb, které jsou schopny sinice účinně trávit, např. tilapie nilská, jsou sinice jako hlavní složka potravy použitelné (Tadesse a kol., 2003; Takeuchi a kol., 2002). Složení lipidů ve svalovině tilapie nilské přijímající v potravě sinici *Spirulina platensis* se měnilo v závislosti na jejím spektru mastných kyselin (Takeuchi a kol., 2002). Změny chemického složení svaloviny ryb přijímajících v potravě sinice závisí na míře stravitelnosti sinicové populace, která je nejnižší v období exponenciálního růstu sinic (Domaizon a kol., 2000).

Chemické složení svaloviny a délkohmotnostní charakteristiky kapra nebyly přítomností sinic vodního květu signifikantně ovlivněny, vyjma poměr u n-3/n-6 mastných kyselin (Mareš a kol., 2009). Hlavním důvodem malých změn ve složení svaloviny byla možnost příjmu jen omezeného množství přirozené potravy (ryby byly umístěny v klecích cca 20 cm nad dnem). Celkové množství lipidů ve svalovině bylo nižší a pohybovalo v rozmezí 3,15-5,23 %. U kapra s dostatkem potravy dosahuje celkové množství lipidů ve svalovině v průběhu vegetačního období přes 5 % (Kmínková a kol., 2001). Spektrum mastných kyselin odpovídalo hodnotám ryb z přírodních vod, přijímajících pouze přirozenou potravu (Steffens, 1997), kdy ve srovnání s běžně udávaným složením mastných kyselin u kapra s příkrmováním (Vácha, 1996; Kmínková a kol., 2001; Fajmonová a kol., 2003) vykazují nižší hodnoty MUFA a vyšší PUFA.

Složení aminokyselin svalové tkáně je u kapra poměrně stálé, i v případě hladovění jsou pozorovány pouze mírné, jen výjimečně signifikantní změny (Ščerbina a Grižajev, 1990). Obsah bílkovin svaloviny kapra dosahoval v našem experimentu 15-19 %, což odpovídá běžným hodnotám, které se pohybují v rozmezí 16-19 % (Vácha, 1996). Hodnota sušiny (19-23 %) je na spodní hranici intervalu (21-26 %) uváděného ve vědecké literatuře (Furuichi a kol., 1987; Vácha, 1996; Fajmonová a kol., 2003).

Chemické složení svaloviny tolstolobika bílého, který sinice aktivně přijímá v potravě, je i přes diskutabilní schopnost účinně tuto potravní složku trávit ovlivněno mnohem více než u kapra obecného. Celkové množství lipidů u kontrolní i experimentální skupiny bylo nízké, pohybovalo se v rozmezí 0,7-3,1 % a nedosahovalo obvykle udávaného intervalu 4,3-6,7 % (Vácha, 1996; Domaizon a kol., 2000). Spektrum mastných kyselin přibližně odpovídalo hodnotám ryb žijících se sinicemi rodu *Microcystis* (Domaizon a kol., 2000). Experimentální skupina měla oproti kontrolní skupině signifikantně zvýšenou hodnotu sušiny, sníženo bylo množství celkových lipidů, proteinů a poměr n-3/n-6 u MK (Mareš a kol., 2009, Palíková a kol., 2007b).

Sinice rodu *Microcystis* mají vyšší obsah kyseliny palmitové a palmitoolejové a vyšší obsah MK řady n-3, převážně  $\alpha$ -linolenové, ale pouze stopový je obsah EPA (20:5 n-3). Celkové množství MK se pohybuje v rozmezí 1,5-2,5 % v sušině vzorku sinic (Ahlgren, 1992).

Ryby kontrolní skupiny byly chovány v prostředí zelených řas a rozsivek, které ve srovnání se sinicemi mají vyšší celkový obsah MK (5,2-8,9 %) v sušině vzorku, a oproti sinicím i vyšší obsah kyseliny linolové a olejové. Složení MK u sinic a řas závisí na růstové kondici, v exponenciální fázi růstu stoupá i množství MK (Dunstan a kol., 1994).

S prodlužující se dobou pokusu nastával u experimentální skupiny tolstolobika bílého zřetelný pokles celkového obsahu lipidů. Tento pokles odpovídá podstatně nižšímu obsahu lipidů a horší stravitelnosti sinic ve srovnání se zelenými řasami a rozsivkami, které konzumovaly ryby z kontrolní skupiny. Z hlediska biochemického složení docházelo ke snížení poměru n-3/n-6 MK, způsobenému především poklesem MK řady n-3 u pokusných a nárůstem koncentrací n-3 MK u kontrolních ryb (Mareš a kol., 2009).

Obsah bílkovin ve svalovině tolstolobika bílého v našem experimentu kolísal v širokém intervalu 13-21 %, běžné hodnoty se pohybují kolem 19 % (Vácha, 1996). Širokému rozmezí hodnot proteinů odpovídala i hodnota sušiny (14-24 %), běžné jsou hodnoty sušiny kolem 24 % (Vácha, 1996). Spektrum aminokyselin se ve svalové tkáni kontrolní a pokusné skupiny ryb výrazně nelišilo, bylo zaznamenáno signifikantní zvýšení obsahu treoninu, glycinu a kyseliny glutamové ve srovnání s kontrolní skupinou (Mareš a kol., 2009, Palíková a kol., 2007b).

Ryby žijící v prostředí vodního květu sinic jsou vystaveny chronickému environmentálnímu stresu, který může ovlivnit jak jejich fyziologický stav, tak nutriční kvalitu masa. Na základě výsledků našich experimentů je zřejmé, že vliv sinic vodního květu na chemické složení svaloviny kapra obecného, který sinice v potravě nepřijímá a netráví, je minimální. Svalovina tolstolobika bílého byla vodním květem sinic výrazně ovlivněna i přes jejich uváděnou velmi nízkou stravitelnost. Shodně byl u obou sledovaných druhů zaznamenán pokles poměru n-3/n-6 mastných kyselin. Výsledky našich experimentů potvrzují určitý nepřímý negativní vliv vodních květů sinic na dietetickou hodnotu rybího masa obou hospodářsky důležitých druhů ryb. Přestože se jednalo o toxickou populaci sinic, nebyl na experimentálních rybách pozorován žádný přímý negativní vliv toxinů.

### **Senzorická hodnota svaloviny ryb z prostředí vodních květů sinic**

Na podzim roku 2007 jsme uskutečnili experiment, ve kterém byl zkoumán vliv rozdílného prostředí rybníků na senzorickou hodnotu svaloviny kapra obecného a následný vliv sádkování. Cílem práce bylo zjistit, zda jsou senzorické vlastnosti rybího masa ovlivněny při srovnatelném způsobu hospodaření a stejném původu násady ryb prostředím konkrétního rybníka a zda dochází ke statisticky významným změnám senzorických vlastností svaloviny kapra obecného sádkováním. K pokusu byly použity ryby ze tří různých rybníků Rybníkářství Pohořelice (podzim 2007) a dále ze tří sádek, kde byly ryby z těchto rybníků shromážděny (doba sádkování cca 7 týdnů).

Ve všech sledovaných rybnících se v průběhu vegetační sezóny až do výlovu vyskytovalu

ve fytoplanktonu sinice. U prvního ze sledovaných rybníků se vyskytovaly především pikoplanktonní sinice, které nebyly dominantní skupinou sinic a řas. Tento rybník byl ve všech sledovaných ukazatelích senzorického hodnocení nejlépe vyhodnocen. V obou dalších sledovaných rybnících tvořily dominantní složku fytoplanktonu sinice rodu *Planktothrix*. Zatímco u druhého ze sledovaných rybníků se počet buněk sinic v průběhu roku pohyboval ve statisících, u třetího rybníka byl až do výlovu rybníka počet sinicových buněk v miliónech v 1 mililitru vody. Některé druhy sinic (např. rod *Planktothrix*) jsou známy produkcí metabolitů, které negativně ovlivňující organoleptické vlastnosti vody a svalovinu ryb. Pachy a pachutě sinicového původu jsou převážně terpenoidy, případně sirné sloučeniny. Za asi nejvýznamnější látky této kategorie lze považovat dva alicyklické seskviterpeny – geosmin (E-1,10-dimethyl-E-9-decalol) a 2-MIB (2-methyl isoborneol). Tyto sloučeniny způsobují zemitý, plísňovitý zápach, který je člověk schopen zaznamenat čichem již v koncentracích kolem 10 ng . l<sup>-1</sup> (Falconer et al. 1999).

Byl odebírán vzorek deseti kusů ryb z každého rybníku a sádky zvlášť. U ryb byly sledovány ukazatele celková délka těla (Dc), délka těla (Dt), výška těla (Vt), šířka těla (Št), hmotnost celková (Hc), hmotnost bez vnitřností (Hbv), hmotnost opracovaného trupu (Hot), hmotnost levé filety (H fil L) a pravé filety (H fil P), dále se stanovoval index vysokohřbetosti (Iv), index širokohřbetosti (Iš), Fultonův koeficient (Fk), výtěžnosti (V) a dále byly provedeny rozborů svaloviny na obsah dusíkatých látek, tuku a sušiny. Z výsledků bylo zjištěno, že rozdílné prostředí mělo vliv na délkohmotnostní charakteristiky, index širokohřbetosti, Fultonův koeficient a tučnost ryb. Sádkování mělo vliv na délkové a hmotnostní parametry. Nebyl prokázán vliv na výtěžnost a chemické složení svaloviny ryb.

Senzorické hodnocení prováděli školení hodnotitelé. Hodnotila se intenzita vůně, příjemnost vůně, textura v ústech, šťavnatost, intenzita chuti a příjemnost chuti. Statisticky významné rozdíly (P>0,05) mezi rybníky byly prokázány při výlovu, což bylo způsobeno nízkým hodnocením rybníku s nadměrným rozvojem sinic rodu *Planktothrix*. Statisticky významné rozdíly mezi hodnotami některých deskriptorů (intenzita vůně, příjemnost vůně, šťavnatost, příjemnost chuti) zjištěných po výlovu již po sádkování prokázány nebyly. Hodnoty deskriptorů mezi rybníky byly pozitivně ovlivněny sádkováním (Jarošová et al. 2009).

## Poděkování

Příspěvek byl zpracován 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 a Projektu NAZV QH71015.

## Seznam použité literatury

- ADAMOVSKEÝ, O., KOPP, R., HILSCHEROVÁ, K., BABICA, P., PALÍKOVÁ, M., PAŠKOVÁ, V., NAVRÁTIL, S., MARŠÁLEK, B., BLÁHA, L. (2007a): Microcystin kinetics (bioaccumulation, elimination) and biochemical responses in common carp and silver carp exposed to toxic cyanobacterial blooms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26, 12, 2687—2693 (ISSN 1552-8618)
- ADAMOVSKEÝ, O., KOPP, R., HILSCHEROVÁ, K., PALÍKOVÁ, M., NAVRÁTIL, S., BLÁHA, L. (2007b): Akumulace a eliminace microcystinů v rybách (*Cyprinus carpio*, *Hypophthalmichthys molitrix*) a hodnocení biomarkerů po expozici sinicovou biomasou. *Bulletin VÚRH Vodňany*, 43, 3, 4-10. ISSN 0007-389X.
- AHLGREN, G. (1992): Fatty acid content and chemical composition of freshwater microalgae. *J. Phycol.* 28: 37-50
- CARBIS, C.R., RAWLIN, G.T., GRANT, P., MITCHELL, G.F., ANDERSON, J.W., MCCAULEY, I. (1997): A study of feral carp, *Cyprinus carpio* L., exposed to *Microcystis aeruginosa* at Lake Mokoan, Australia, and possible implications for fish health. *Journal of Fish Diseases* 20, 2: 81-91
- DEBLOIS, C.P., ARANDA-RODRIGUEZ, R., GIANI, A., BIRD, D.F. (2008): Microcystin accumulation in liver and muscle of tilapia in two large Brazilian hydroelectric reservoirs. *Toxicon* 51: 435-448
- DOMAIZON, I., DESVILLETES, C., DEBROAS, D., BOURDIER, G. (2000): Influence of zooplankton and phytoplankton on the fatty acid composition of digesta and tissue lipids of silver carp: mesocosm experiment. *Journal of Fish Biology* 57: 417-432
- DONG G, ZHU X, HAN D, YANG Y, SONG L, XIE S. (2009): Effects of dietary cyanobacteria of two different sources on growth and recovery of hybrid tilapia (*Oreochromis niloticus* x *O. aureus*). *Toxicon*, 54(3):208-216
- DUNSTAN, G.A., VOLKMAN, J.K., BARRETT, S.M., LEROI, J.M., JEFFREY, S.W. (1994): Essential polyunsaturated fatty acids from 14 species of diatom (Bacillariophyceae). *Phytochemistry*, 35: 155-161
- ERIKSSON J.E., GRÖNBERG, L., NYGLRD, S., SLOTT, J.P., MERILUOTO, J. (1990): Hepatocellular uptake of 3H-dihydromicrocystin-LR a cyclic peptide toxin. *Biochimica et Biophysica Acta* 1025:60-66
- ERNST, B., HOEGER, J.S., O'BRIEN, E., DIETRICH, R.D. (2006): Oral toxicity of the microcystins-containing cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in European whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Aquat. Toxicol.* 79: 31-40
- FAJMONOVÁ, E., ZELENKA, J., KOMPRDA, T., KLADROBA, D., ŠARMANOVÁ, I. (2003): Effect of sex, growth intensity and heat treatment on fatty acid composition of common carp. *Czech J. Anim. Sci.* 48: 85-92
- Falconer, I.R., Bartram, J., Chorus, I., Kuiper-Goodman, T., Utkilen, H., Burch, M. and Codd, G.A. (1999): Safe levels and practices. In *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. I. Chorus and J. Bartram, eds. Published for the World Health Organisation, London: E. and F.N. Spon, pp. 155-178.
- FISCHER, W.J., DIETRICH, D.R. (2000): Pathological and biochemical characterization of microcystin-induced hepatopancreas and kidney damage in carp (*Cyprinus carpio*). *Toxicology and Applied Pharmacology* 164, 1: 73-81
- FROMME, H., KOHLER, A., KRAUSE, R., FÜHRLING, D. (2000): Occurrence of cyanobacterial toxins-microcystins and anatoxin-a-in Berlin water bodies with implications to human health and regulations. *Environmental Toxicology* 15, 2: 120-130
- FURUICHI, M., ITO, G., YONE, Y. (1987): Effect of  $\beta$ -Starch on Growth, Feed Efficiency, and Chemical Components of Liver, Muscle, and Blood of Carp and Red Sea breams. *Nippon Suisan Gakkaishi* 53: 1437-1442

- GKELIS, S., LANARAS, T., SIVONEN, K. (2006): The presence of microcystins and other cyanobacterial bioactive peptides in aquatic fauna collected from Greek freshwaters. *Aquatic Toxicology* 78, 1: 32-41
- HENDERSON, R.J., TOCHER, D.R. (1987): The lipid composition and biochemistry of freshwater fish. *Progress in Lipid Research* 26: 281-347
- CHEN, J., XIE, P., GUO, L., ZHENG, L., NI, L. (2005): Tissue distributions and seasonal dynamics of the hepatotoxic microcystins-LR and -RR in a freshwater snail (*Bellamya aeruginosa*) from a large shallow, eutrophic lake of the subtropical China. *Environmental Pollution* 134, 3: 423-430
- CHEN, J., XIE, P., ZHANG, D., KE, Z., YANG, H. (2006): In situ studies on the bioaccumulation of microcystins in the phytoplanktivorous silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) stocked in Lake Taihu with dense toxic *Microcystis* blooms. *Aquaculture* 261: 1026-1038
- CHEN, J., XIE, P., ZHANG, D., LEI, H. (2007): In situ studies on the distribution patterns and dynamics of microcystins in a biomanipulation fish – bighead carp (*Aristichthys nobilis*). *Environmental Pollution* 147: 150-157
- CHORUS, I., BARTRAM, J. (1999): *Toxic Cyanobacteria in Water*. WHO, E. and F.N. Spoon, London and New York.
- IBELINGS, B.W., BRUNING, K., JONGE, J., WOLFSTEIN K., DIONISIO PIRES, L.M., POSTMA, J., BURGER, T. (2005): Distribution of Microcystins in a Lake Foodweb: No Evidence for Biomagnification. *Microbial Ecology* 49:487-500
- IBELINGS, B.W., CHORUS, I. (2007): Accumulation of cyanobacterial toxins in freshwater "seafood" and its consequences for public health: A review. *Environmental Pollution* 150, 1: 177-192
- JAROŠOVÁ, A., ŠUSTEK, M., MAREŠ, J. (2009): Senzorické hodnocení svaloviny kapra obecného. *Maso*. 6, 1:48-52
- KMÍNKOVÁ, M., WINTEROVÁ R., KUČERA, J. (2001): Fatty acids in lipids of carp (*Cyprinus carpio*) tissues. *Czech J. Food Sci.*, 19: 177-181
- KOPP, R., MAREŠ, J., PALÍKOVÁ, M., NAVRÁTIL, S., KUBÍČEK, Z., ZIKOVÁ, A., HLÁVKOVÁ, J., BLÁHA, L. (2009): Biochemical parameters of blood plasma and content of microcystins in tissues of common carp (*Cyprinus carpio* L.) from a hypertrophic pond with cyanobacterial water bloom. *Aquaculture Research* 40, 1683-1693, ISSN 1355-557X.
- MACKINTOSH, R.W., DALBY, K.N., CAMPBELL, D.G., COHEN, P.T.W., COHEN, P., MACKINTOSH, C. (1995): The Cyanobacterial Toxin Microcystin Binds Covalently to Cysteine-273 on Protein Phosphatase-1. *Febs. Letters* Vol. 371, Iss. 3: 236-240
- MAGALHAES, V.F., SOARES, R.M., AZEVEDO, S.M.F.O. (2001): Microcystin contamination in fish from the Jacarepaguá Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil): ecological implication and human health risk. *Toxicon* 39: 1077-1085
- MALBROUCK, CH., KESTEMONT, P. (2006): Effects of microcystin on fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25, 1:72-86
- MAREŠ, J., PALÍKOVÁ, M., KOPP, R., NAVRÁTIL, S., PIKULA, J. (2009): Changes in the nutritional parameters of muscles of the common carp (*Cyprinus carpio*) and the silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) following environmental exposure to cyanobacterial water bloom. *Aquaculture Research* 40: 148-156, ISSN 1355-557X
- MOHAMED, Z.A., CARMICHAEL, W.W., HUSSEIN, A.A. (2003): Estimation of microcystins in the freshwater fish *Oreochromis niloticus* in an Egyptian fish farm containing a *Microcystis* bloom. *Environmental Toxicology*, 18, 2: 137-141
- PALÍKOVÁ, M., NAVRÁTIL, S., KOPP, R., MAREŠ, J., BURGER, I., HELÍSKOVÁ, M., ADAMOVSKÝ, O., PAŠKOVÁ, V., HILSCHEROVÁ, K., BLÁHA, L. (2007a): Akumulace a odbourávání microcystinu LR ve tkáních kapra obecného (*Cyprinus carpio* L.) a tolstolobika bílého (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.). *Bulletin VÚRH Vodňany*. 43, 2, 7-12. ISSN 0007-389X.
- PALÍKOVÁ, M., MAREŠ, J., PAŠKOVÁ, V., KOPP, R., ADAMOVSKÝ, O., HILSCHEROVÁ, K., BLÁHA, L., NAVRÁTIL, S. (2007b): Ovlivnění nutriční hodnoty svaloviny kapra obecného (*Cyprinus carpio*) a tolstolobika bílého (*Hypophthalmichthys molitrix*) cyanobakteriemi. *Bulletin VÚRH Vodňany*. 43, 3, 99-106. ISSN 0007-389X.

- PFLUGMACHER, S. (2004): Promotion of oxidative stress in the aquatic macrophyte *Ceratophyllum demersum* during biotransformation of the cyanobacterial toxin microcystin-LR. *Aquatic Toxicology* 70, 3: 169-178
- SIVONEN, K., JONES, G. (1999): Cyanobacterial toxins. *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to Public Health Significance, Monitoring and Management.*: 41-111
- SOARES, R.M., MAGALHAES, V.F., AZEVEDO, S.M.F.O. (2004): Accumulation and depuration of microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) in *Tilapia rendalli* (Cichlidae) under laboratory conditions. *Aquatic Toxicology* 70: 1-10
- SPURNÝ, P., MAREŠ, J., KOPP, R., FIALA, J., VÍTEK, T. (2009): *Socioekonomická studie sportovního rybolovu v České republice. Závěrečná zpráva pro ČRS a MRS, Brno, 38 s.*
- STEFFENS, W. (1997): Effects of variation in essential fatty acids in fish feeds on nutritive value of freshwater fish for humans. *Aquaculture* 151: 97-119
- ŠČERBINA, M.A., GIRJAJEV, A.S. (1990): Effects of combined overwintering on survival and metabolisms in the carp, *Cyprinus carpio*, and bighead, *Aristichthys nobilis*. *J. Ichthyol.*, 30: 154-160
- TADESSE, Z., BOBERG, M., SONESTEN, L., AHLGREN, G. (2003): Effects of algal diets and temperature on the growth and fatty acid content of the cichlids fish *Oreochromis niloticus* L. – A laboratory study. *Aquatic Ecology* 37: 169-182
- TAKEUCHI, T., LU, J., YOSHIZAKI, G., SATOH, S. (2002): Effect on the growth and body composition of juvenile tilapia *Oreochromis niloticus* fed raw *Spirulina*. *Fisheries Science*, 68: 34-40
- VÁCHA, F. (1996): Kvalitativní parametry masa sladkovodních ryb. In: Flajšhans, M. *Sborník vědeckých prací k 75. výročí založení VÚRH. Vodňany*, 169-176 p.
- WOOD, S.A., BRIGGS, L.R., SPROSEN, J., RUCK, J.G., WEAR, R.G., HOLLAND, P.T., BLOXHAM, M. (2006): Changes in concentrations of microcystins in rainbow trout, freshwater mussels, and cyanobacteria in Lakes Rotoiti and Rotoehu. *Environmental Toxicology* 21, 3: 205-222
- XIE, L., XIE, P., OZAWA, K., HONMA, T., YOKOYAMA, A., PARK, H. (2004): Dynamics of microcystins-LR and -RR in the phytoplanktivorous silver carp in a sub-chronic toxicity experiment. *Environmental Pollution* 127: 431-439
- XIE, L., XIE, P., GUO, L., LI, L., MIYABARA, Y., PARK, H. (2005): Organ Distribution and Bioaccumulation of Microcystins in Freshwater Fish at Different Trophic Levels from the Eutrophic Lake Chaohu China. *Environmental Toxicology* 20: 293-300
- XIE, L., YOKOYAMA, A., NAKAMURA, K., PARK, H. (2007): Accumulation of microcystins in various organs of the freshwater snail *Sinotaia histrica* and three fishes in a temperate lake, the eutrophic Lake Suwa, Japan. *Toxicon* 49 (5): 646-652
- ZHANG, H.J., ZHANG, J.Y., HONG, Y., CHEN, Y.X. (2007b): Evaluation of organ distribution of microcystins in the freshwater phytoplanktivorous fish *Hypophthalmichthys molitrix*. *Journal of Zhejiang University. Science. B.* 8 (2): 116-120
- ŽENÍŠKOVÁ, H., GALL, V. eds. (2007): *Situační a výhledová zpráva ryby*. MZ Praha, 41 pp.