



Fakulta rybnářství
a ochrany vod
Faculty of Fisheries
and Protection
of Waters

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice



Fakulta rybnářství
a ochrany vod
Faculty of Fisheries
and Protection
of Waters

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

Nové postupy a technologické komponenty a možnosti jejich využití v akvakultuře

Tomáš Polícar, Tomáš Fuka, Miroslav Blecha



ISBN 978-80-7514-107-1





Fakulta rybnářství
a ochrany vod
Faculty of Fisheries
and Protection
of Waters

Jihočeská univerzita
v Českých Budějovicích
University of South Bohemia
in České Budějovice

Nové postupy a technologické komponenty a možnosti jejich využití v akvakultuře

Tomáš Polícar, Tomáš Fuka, Miroslav Blecha

Vodňany



EVROPSKÁ UNIE
Evropský námořní a rybářský fond
Operační program Rybářství

**Vydání a tisk publikace byly uskutečněny v rámci Operačního programu
Rybářství 2014–2020:**

„Publikace I“ CZ.10.5.109/5.2/4.0/18_012/0000592

**Obsahová část publikace byla zpracována za finanční podpory
následujících projektů:**

NAZV projekt QK1820354 *Technická a technologická inovace intenzivních
chovů ryb založená na nových znalostech umožňující efektivní a stabilní
produkci – 50%*

NAZV projekt QJ1510117 *Optimalizace metod umělé a poloumělé
reprodukce ryb – 20%*

Projekt OPPIK CZ.01.1.02/0.0/0.0/16_084/0010345 *Instalace uzavřených
okruhů na sádkách ryb, zadržetí vody v krajině a minimalizace produkce
škodlivin a opětovné využití živin v rybničním hospodářství – 20%*

MŠMT projekt CENAKVA (CZ.1.05/2.1.00/01.0024) – 5%

MŠMT projekt CENAKVA II (LO1205 v rámci programu NPU I) – 5%



č. 170

ISBN 978-80-7514-107-1

OBSAH

1. ÚVOD	7
2. CÍL	9
3. POPIS A VYUŽITÍ JEDNOTLIVÝCH TECHNOLOGICKÝCH KOMPONENTŮ	9
3.1. Kombinace nitrifikačního a denitrifikačního procesu s využitím vzniklých kalů v anoxickém prostředí daného systému – simultánní nitrifikace a denitrifikace	9
3.2. Ultrafiltrace	20
3.3. Využití polyflokulantů k separaci nerozpuštěných látek	25
3.4. Okysličování vody v kombinaci s jejím čerpáním	31
3.5. Využití Palmer-Bowlesova žlabu	33
3.6. Flotace	34
3.7. Řízené snižování pH a dodávání organického uhlíku do systému při nabíhání nitrifikačního procesu biologických filtrů (využití kyseliny octové)	35
3.8. Využití zařízení a přípravků s oxidačními účinky k dezinfekci v RAS	36
3.9. Stabilizace hodnot pH vody pomocí jednotky stabilizace (pH stat)	40
3.10. Ionexy – selektivní odstraňování dusičnanů z vody	42
3.11. Využití RAS při sádkování ryb v období sucha či v oblastech s nedostatkem vody v krajině	50
4. SROVNÁNÍ „NOVOSTI POSTUPŮ“	51
5. POPIS UPLATNĚNÍ CERTIFIKOVANÉ METODIKY	51
6. EKONOMICKÉ ASPEKTY	52
7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	52
8. SEZNAM PUBLIKACÍ, KTERÉ PŘEDCHÁZELY METODICE	55

1. ÚVOD

Intenzivní akvakultura využívající tzv. recirkulační akvakulturní systémy (RAS) dosahuje celosvětově neustále vyššího významu, a také vyššího podílu na produkci sladkovodních i mořských ryb a jiných vodních organismů (Mareš a kol., 2015; Policar a kol., 2015). Vývoj recirkulačních systémů a začátky chovu ryb v RAS je datován do 50.–60. let minulého století. V tomto období byly první systémy využívány k chovu kaprovitých ryb v Japonsku a na Dálném východě. Intenzita chovu byla v těchto provozech velmi nízká a systémy se využívaly především jako ochrana chovaných ryb před periodickým vysycháním vody v krajině (Warrer-Hansen, 2015).

V 70. letech minulého století vznikla myšlenka využívat RAS pro intenzivní chov ryb s cílem optimalizovat jejich růst a konverzi předkládaných krmiv pomocí optimálních kontrolovaných podmínek prostředí, jako je teplota vody, obsah rozpuštěného kyslíku a další parametry kvality vody (např. pH, amoniak a dusitany; Kouřil, 2013a; Warrer-Hansen, 2015). V této době byla v rámci prvních intenzivních chovů ryb přebírána technologie mechanické a biologické filtrace vody z technologických linek čistíren odpadních vod, kde byly tyto nebo velmi podobné principy již běžně využívány. Z důvodu nízkých rozdílů mezi bezpečnými a toxickými koncentracemi amoniaku a dusitanů v těchto chovech oproti čistírnám odpadních vod musela být celá technologie filtrace vody v intenzivním chovu ryb významně adaptována a optimalizována. Ve snaze udržet obecně nižší koncentrace amoniaku a dusitanů ve vodním prostředí bylo třeba zejména zajistit optimální podmínky pro probíhající proces nitrifikace, díky kterému jsou tyto látky z vody efektivně odstraňovány. Nesprávná funkce a nastavení biologických filtrů ve spojení s nedostatečnými zkušenostmi chovatelské obsluhy vedly často k celé řadě omylů, v jejichž důsledku docházelo k masovým úhynům chovaných ryb (Warrer-Hansen, 2015).

O deset let později nastal v Dánsku a Nizozemí velký rozvoj farem s intenzivním chovem úhoře říčního (*Anguilla anguilla*). Jejich roční produkce postupně dosáhla cca 8 000 tun tržních ryb. Ani v tomto období se stavitelé, technologové či provozovatelé nových RAS nevyvarovali technologických chyb. Díky tomu stále vznikaly a byly provozovány intenzivní chovy, které plně neodpovídaly biologickým a fyziologickým potřebám chovaných ryb či kapacitě chovaných obsádek (Warrer-Hansen, 2015). Nejčastějším a největším technologickým nedostatkem stavěných systémů byla nedostatečná kapacita a stabilita biologických filtrů, jejichž úkolem bylo kontinuálně a efektivně odstraňovat z daného systému toxický amoniak a dusitany (Lang a kol., 2013; Warrer-Hansen, 2015). Při řešení těchto problémů se zjistilo, že RAS musí poskytovat optimální podmínky prostředí nejen pro chované ryby, ale i pro bakterie žijící právě v těchto biologických filtrech (Warrer-Hansen, 2015).

Po vyřešení zmíněných technologických problémů, zavedení nových technologií v oblasti oksličování a sterilizace vody, měření kvality a průtoku vody v systému je v současnosti RAS považován za efektivní nástroj průmyslové produkce ryb a jiných vodních organismů. Využití tohoto systému při současném zajištění vysoké zootechnické úrovně chovu eliminuje, nebo alespoň minimalizuje zdravotní a nutriční problémy chovaných ryb. Tyto chovy zajišťují kontinuální, kvalitní, předvídatelnou a k životnímu prostředí více či méně šetrnou akvakulturní produkci (Martins a kol., 2010; Kouřil, 2013a; Policar a kol., 2014; Warrer-Hansen, 2015).

Zmíněná chovatelská technologie, podobně jako konkurenční produkční systémy, však musí v současnosti neustále řešit otázku spojenou s rentabilitou provozu. Z tohoto pohledu je třeba na RAS pohlížet jako na chovatelský systém, který je náročný nejen na investice, moderní chovatelské vybavení, spotřebu především elektrické energie, technickou a technologickou údržbu a zejména pak na vysoce kvalifikovanou a spolehlivou obsluhu. Na druhé straně tento systém umožňuje produkovat ryby a jiné vodní organizmy ve vysokých hustotách na omezeném prostoru s minimálními nároky na spotřebu přítokové vody. Další výhodou tohoto systému je možnost využití umělých peletovaných krmiv, díky kterým je dosahováno nízkého krmného koeficientu, vysoké produktivity práce, a tudíž i rentability chovu (Kouřil, 2013b).

Cílem provozovaných RAS je zajištění dobré a stabilní funkce všech technologických komponentů, díky kterým je možné v systémech odchovávat ryby či jiné vodní živočichy ve vysokých hustotách (na jednotku plochy či objemu), a tím maximálně využívat chovné kapacity a dosahovat dobré rentability chovu. Jen za těchto podmínek mohou být v RAS dlouhodobě a stabilně udržovány optimální parametry prostředí, které zajistí rychlý růst a vysoké přežití ryb, jejich dobrý zdravotní stav, kontinuální úspěšnou reprodukci a dobrou konverzi živin (Colt, 1991; Kouřil, 2013a,b; Policar a kol., 2014). Snahou je co nejvíce optimalizovat spotřebu krmiv a maximalizovat využití jejich nutričního potenciálu k produkci ryb, vodních organismů či jiných zemědělských komodit (např. zelenina, byliny, žížaly, červi nebo kompost; Mráz a Dovalil, 2015; Kouba a kol., 2018). Další významnou snahou při provozu RAS je omezit spotřebu elektrické energie. Zatímco před 20–25 lety se spotřeba elektrické energie pohybovala na úrovni 10 kWh na 1 kg vyprodukovaných ryb, dnes běžně v komerčních chovech dosahuje hodnot 1–2 kWh.kg⁻¹ a stále jsou hledány nové technologie, které by zajistily nižší energetickou náročnost. Jedná se především o optimalizaci jednotlivých procesů daného systému či o jeho doplnění novými technologickými komponenty, které usnadňují intenzivní chov či zvyšují jeho efektivitu (Warrer-Hansen, 2015).

2. CÍL

Cílem této publikace je detailně popsat nové technologické komponenty či postupy, které by mohly být dále poloproduktivně testovány a poté postupně zaváděny do produkčních intenzivních chovů ryb. Snahou je dosáhnout vyšší efektivity a stability intenzivních chovů, které budou kontinuálně produkovat vysoce kvalitní ryby či jiné vodní živočichy s nižšími produkčními náklady a vyšším využitím předkládaných živin. Předpokládáme, že tato certifikovaná metodika v budoucnosti přispěje ke zvýšení efektivity a rentability stávajících produkčních intenzivních chovů ryb a dále pomůže českým rybářským podnikům vytvořit podmínky pro zprovoznění nových chovů ryb založených na RAS.

3. POPIS A VYUŽITÍ JEDNOTLIVÝCH TECHNOLOGICKÝCH KOMPONENTŮ

V této kapitole budou popsány jednotlivé nově vytipované a technologicky vhodné komponenty a postupy intenzivních chovů ryb, které využívají RAS.

3.1. Kombinace nitrifikačního a denitrifikačního procesu s využitím vzniklých kalů v anoxickém prostředí daného systému – simultánní nitrifikace a denitrifikace

Cílem kombinace nitrifikačního a denitrifikačního procesu v intenzivních chovech ryb je stabilně a dlouhodobě udržovat koncentrace všech forem dusíku na optimálních úrovních, které následně umožňují dosáhnout vysoké produkce chovaných ryb. Snahou kombinace obou procesů je níže popsanými postupy odstraňovat z vody vyprodukovaný amoniakální dusík a současně k tomu využít vyprodukované organické látky jako zdroje organického uhlíku. Finálním produktem výše uvedených procesů je plynný dusík, který se přirozeně uvolňuje z vody do atmosféry. Nitrifikační proces v rámci kombinace obou procesů umožňuje efektivně využívat dusíkaté metabolity díky tamnímu zdroji organického uhlíku v podobě nashromážděných kalů, které současně vytvářejí optimální anoxické prostředí pro denitrifikaci. Tato kombinace je velmi energeticky a ekonomicky výhodná, jelikož se využívají získané organické látky a metabolity v daném systému bez jakýchkoliv dalších nákladů (Tuček a kol., 1977; Kouřil a kol., 2008; Vachta a kol., 2015).

V intenzivních chovech ryb se dusík jako metabolický produkt vyskytuje v několika formách. Jedná se především o dusík amoniakální, dále pak dusitan, dusičnan a organicky vázaný dusík (Liebmann, 1960). Úroveň zatížení vody zmíněnými formami dusíku, včetně BSK₅ (biologická spotřeba kyslíku za 5 dní)

a $CHSK_{Cr}$ (chemická spotřeba kyslíku stanovená dichromanem draselným), je v daném systému způsobena rybí obsádkou. Ta může být vyjádřena jako absolutní biomasa ryb (např.: jeden kg obsádky ryb; Tab. 1) či jako relativní biomasa ryb (hmotnost ryb vztažená na 1 m^3 , potažmo jeden litr odchovné vody či celkového objemu vody v daném systému; Tab. 2). Produkci dusíku je také možné sledovat a měřit v absolutních ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) či relativních hodnotách ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$) v rozmezí, které uvádí Tab. 1 a 2.

Tab. 1. Zatížení vody obsádkou ryb (kapr obecný *Cyprinus carpio*, kusová hmotnost 1–2 kg) při teplotě vody 21 °C (Máchová a kol., 2010, nepublikovaná data). $\text{NH}_4^+\text{-N}$ = amoniakální dusík, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ = dusičnanový dusík, BSK_5 = biologická spotřeba kyslíku za 5 dní, NL = dusíkaté látky, $CHSK_{Cr}$ = chemická spotřeba kyslíku stanovená dichromanem draselným.

Parametr	Úroveň zatížení vody ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	50–300
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	1–3
BSK_5	200–1 494
NL	300–1 800
$CHSK_{Cr}$	100–1 800

Jestliže budeme počítat s tím, že v daném RAS je hustota ryb na úrovni $50\text{--}75 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ a že polovina objemu tohoto systému je využita k chovu ryb a polovina na technologickou část zajišťující filtraci a ostatní ošetření vody, potom je možné dospět k následujícímu zatížení systému na jeden litr vody denně (Tab. 2).

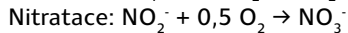
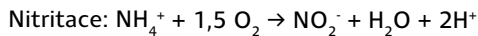
Tab. 2. Denní zatížení vody v intenzivním chovu v závislosti na hustotě ryb v jednom m^3 (přepočteno z Tab. 1). $\text{NH}_4^+\text{-N}$ = amoniakální dusík, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ = dusičnanový dusík, BSK_5 = biologická spotřeba kyslíku za 5 dní, NL = dusíkaté látky, $CHSK_{Cr}$ = chemická spotřeba kyslíku stanovená dichromanem draselným.

Parametr	Úroveň zatížení vody	
	($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$); hustota $50 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$	($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$); hustota $75 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	2,5–15	3,75–22,5
$\text{NO}_3^-\text{-N}$	0,05–0,15	0,075–0,225
BSK_5	10–74,7	15–112
NL	15–90	22,5–135
$CHSK_{Cr}$	5–90	7,5–135

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

Organicky vázaný dusík je přítomen zejména v aminoskupině bílkovin, který v průběhu biologické filtrace přechází biologickým rozkladem na amoniakální dusík procesem amonifikace. Zde ale prozatím nedochází ke změně jeho oxidačního stavu. Proces amonifikace je zahájen depolymerizací makromolekul bílkovin, a to pomocí extracelulárních proteolytických enzymů. Vzniklé aminokyseliny jsou transferázami transportovány do buněk bakterií, kde jsou dále rozkládány intracelulárními deaminačními enzymy. Produktem deaminace jsou kromě amoniakálního dusíku také jednoduché organické sloučeniny (alkoholy, karboxylové kyseliny aj.), které se dále, v závislosti na kultivačních podmínkách v systému, rozkládají a v aerobních či anaerobních podmínkách jsou přeměňovány na oxid uhličitý a vodu. V anaerobních podmínkách například vstupují také do fermentačních reakcí. Amoniakální dusík, který je uvolňován ze žaber ryb či buněk bakterií do okolního prostředí, je v aerobních podmínkách dostupný pro proces biochemické oxidace, známý pod názvem nitrifikace (viz níže), kde je postupně přeměňován až na dusičnany (Kouřil a kol., 2008; Pitter, 2015).

Nitrifikace je dvojstupňový proces. V prvním stupni se především díky nitrifikačním bakteriím rodu *Nitrosomonas* (Bindzar a kol., 2009) oxidují amonné ionty na dusitany. V druhém stupni pak bakterie rodu *Nitrosococcus*, *Nitrobacter* a *Nitrospira* oxidují dusitany na dusičnany. První proces se nazývá nitritace a druhý pak nitratace.



Ze stechiometrie těchto rovnic vyplývá poměrně velká potřeba kyslíku. V prvním stupni procesu (nitritaci) jde o 3,43 gramu kyslíku na 1 gram odbourávaného amoniakálního dusíku a ve druhém stupni (nitrataci) pak o 1,14 gramu kyslíku na 1 gram amoniakálního dusíku. V celém procesu nitrifikace pak činí spotřeba 4,57 gramu kyslíku na 1 gram odbourávaného amoniakálního dusíku. Pokud se zohlední, že část přeměňovaného amoniakálního dusíku se v popsaném procesu uplatní k tvorbě biomasy především bakterií, je reálná hodnota spotřeby kyslíku nižší a činí přibližně 4,20 gramu kyslíku na 1 gram odbourávaného amoniakálního dusíku (Bindzar a kol., 2009).

Nitrifikace je proces, ve kterém zmíněné bakterie využívají ke svému životu energii získanou oxidací organických sloučenin. Na nitrifikaci se podílí dvě rozdílné skupiny chemolitotrofních nitrifikačních bakterií a akceptorem elektronů je zde molekulární kyslík. Samotný proces nitrifikace probíhá pouze v aerobních podmínkách a bakterie podílející se na tomto procesu jsou řazeny mezi striktně aerobní organizmy (Dohányos a kol., 2007, Bindzar a kol., 2009).

Z těchto důvodů jsou nitrifikační bakterie pomalu rostoucími mikroorganismy, a tudíž je jejich zastoupení v používané kultuře bakterií poměrně nízké (cca 1–3%) a silně závisí na kultivačních podmínkách. Jejich růstová rychlost je o řád nižší než u běžných heterotrofních bakterií (Bindzar a kol., 2009).

Z parametrů vodního prostředí ovlivňujících rychlost a průběh nitrifikace je nejdůležitější koncentrace rozpuštěného kyslíku, hodnota pH, teplota, stáří kultury bakterií, zatížení biologického filtru a chemická kvalita zpracovávané vody. Rovněž je nutné zachovat ve vodním prostředí správný poměr nejvýznamnějších prvků, a to v následujícím poměru C : N : P = 100 : 7 : 1. Některé z těchto parametrů kvality vody, jako je pH, teplota či obsah rozpuštěného kyslíku, lze poměrně snadno upravit. Některé parametry (jako je poměr C : N : P) se upravují ovšem velmi obtížně (Dohányos a kol., 2007; Bindzar a kol., 2009).

Současně při nitrifikaci dochází v daném systému také k odstraňování organických látek z vodního prostředí. Při tomto procesu opětovně působí v neprospěch nitrifikačních bakterií rychle rostoucí heterotrofní organizmy, které tvoří základ různých vloček či biofilmů vyskytujících se v odchovných systémech. Z tohoto důvodu je pro úspěšný provoz intenzivního chovu ryb nutné dodržovat následující zásady a brát na zřetel podmínky pro optimální průběh nitrifikace (podporu výskytu nitrifikačních bakterií):

- 1) Biologický filtr RAS, kde probíhá nitrifikace, je nutné provozovat při vyšším stáří směsné kultury nitrifikačních bakterií (déle jak 10–13 dní). Toto období v produkčním rybářství nazýváme jako tzv. nabíhání biologických filtrů (generační interval bakterií), kdy se nitrifikační bakterie potřebují v daném prostředí udržet a stabilně rozmnožit na dostatečnou hustotu. Teprve potom jsou schopné efektivně eliminovat amoniak produkovaný rybami a rozkladnými procesy. Pokud je stáří nižší než generační interval nitrifikačních bakterií, je jejich hustota nedostatečná a některé bakterie nejsou dostatečně uchycené na filtračním médiu biologických filtrů a takovéto organizmy jsou z filtrů často vyplavovány, což snižuje jejich následnou efektivitu (Christensen a Harremods, 1978; Bindzar a kol., 2009).
- 2) Biologie nitrifikačních bakterií je především ovlivňována teplotou vody a obsahem celkového amoniaku, které by se měly optimálně pohybovat v rozmezí 18–25 °C a 0,5–1,0 mg.l⁻¹. Při nedostatečné koncentraci amoniaku ve vodě a teplotě vody pod 12 °C dochází ke snížení rychlosti a při teplotách pod 8 °C k úplnému zastavení procesu nitrifikace (Christensen a Harremods, 1978; Bindzar a kol., 2009).

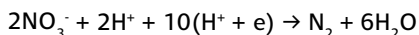
NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

- 3) Vzhledem k poměrně vysoké spotřebě kyslíku při procesu nitrifikace je nutné zajistit jeho dostatečnou dodávku do vodního prostředí. V opačném případě je nitrifikace významně limitována jeho nedostatkem. Koncentrace kyslíku by neměla v biologických filtrech poklesnout pod 2 mg.l^{-1} . Optimálními koncentracemi rozpuštěného kyslíku jsou hodnoty na úrovni 5–7 mg.l^{-1} .
- 4) Jak vyplývá z výše uvedené stechiometrické rovnice nitrifikace, v průběhu první fáze nitrifikace se uvolňují H^+ ionty, které ve vodním prostředí narušují uhlíčanovou rovnováhu. Při vysokých koncentracích amoniakálních iontů a nedostatečné kyselinové neutralizační kapacitě (KNK) vody může velmi často docházet k samovolnému poklesu pH vody v systému. Snížení hodnot pH pod 7 potom nitrifikační proces zpomaluje nebo úplně zastavuje (pH pod 6,5–6,0). To znamená, že správný průběh a intenzita nitrifikace vyžaduje nutnou stabilizaci hodnot pH vody pomocí dávkování neutralizačních činidel. V akvakulturních chovech se k tomuto účelu nejčastěji využívají hydrogenuhličitan či uhličitan sodný. Tento postup ale na druhé straně vede k nežádoucímu zvyšování koncentrace iontů sodíku ve vodním prostředí intenzivního chovu, která může způsobovat depresi růstu chovaných ryb či jiných vodních živočichů.
- 5) Rychlost nitrifikace se u čistíren odpadních vod běžně pohybuje v rozmezí $1\text{--}5 \text{ mg.g}^{-1}.\text{h}^{-1} \text{ NH}_4^+\text{-N}$ (tj. hmotnost odstraněného amoniakálního dusíku jedním gramem biomasy organických látek za hodinu). Rychlost tohoto procesu je závislá na již zmíněných podmínkách prostředí, ale také na způsobu kultivace bakterií v biologickém filtru (např.: bakterie vznášející se ve vodě či bakterie přisedlé na filtračním médiu). Bakterie přisedlé na médiu se vyznačují vyšší rychlostí nitrifikace z důvodu jejich vyšší hustoty v biofiltru. Tyto bakterie se z biofiltru totiž daleko méně vyplavují oproti bakteriím, které se ve vodě jen vznášejí.

Pro odstranění především dusičnanového dusíku ze systému musí za procesem nitrifikace (především v intenzivních chovech ryb bez jakékoliv výměny vody) následovat proces denitrifikace. Tento proces umožňuje rozkládat dusičnany až na plynný dusík. Tento proces je velmi důležitý, neboť vyšší koncentrace dusičnanů ve vodě negativně ovlivňují růst a produkci chovaných ryb. Jestliže koncentrace překračují dlouhodobě hodnotu $100 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NO}_3^-$, dochází u většiny chovaných ryb k depresi jejich růstu a následně pak i výraznému snížení produkce (Kouřil a kol., 2008).

K odstranění oxidovaných forem dusíku (především dusičnanů) a k jejich přeměně na plynný dusík se využívá proces denitrifikace, jehož se účastní heterotrofní bakterie následujících rodů: *Pseudomonas*, *Escherichia*, *Thiobacillus*, *Micrococcus* a *Paracoccus*. K denitrifikaci dochází za anoxických podmínek, tj. bez přítomnosti volného kyslíku a za přítomnosti dusičnanů, popřípadě dusitanů a organických látek. Z biochemického hlediska se jedná o proces analogický respiraci s molekulárním kyslíkem, kterého je schopna většina heterotrofních bakterií (Kim a Gadd, 2008; Kouřil a kol., 2008; Vachta a kol., 2015).

Oxidované formy dusíku mohou mikroorganismy využívat asimilačně, nebo disimilačně. V průběhu asimilačního procesu dochází k redukci dusičnanového dusíku na amoniakální, který se využívá v anabolických (růstových) procesech a amoniakální dusík je tak zabudován do nově vznikající biomasy bakterií (mikroorganismů). Disimilace je pak proces, při kterém je dusičnanový či dusitanový dusík využíván jako konečný akceptor elektronů namísto molekulárního kyslíku. Konečný produkt dusičnanové disimilace je určen druhem mikroorganismů a podmínkami prostředí. Proces, při kterém redukce probíhá až na plynný dusík, se finálně označuje jako denitrifikace. Formálně lze tento proces zapsat stechiometrickou rovnicí takto:



V průběhu denitrifikace se spotřebovávají H^+ ionty, takže tento proces částečně kompenzuje pokles hodnoty pH, ke kterému dochází při nitrifikaci. Z tohoto hlediska je velmi výhodné kombinovat oba dva procesy v jednom akvakulturním systému. Realizace procesu denitrifikace je v praktickém provedení méně náročná, protože denitrifikační bakterie jsou méně citlivé na podmínky prostředí než bakterie nitrifikační. Denitrifikace není výrazně závislá na teplotě vody a probíhá i v poměrně širokém rozmezí pH 6–9. Běžné rychlosti denitrifikace v čistírnách odpadních vod se pohybují v rozmezí 5–15 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ NO_3^- (hmotnost odstraněných dusičnanů jedním gramem sušiny biomasy organických látek za hodinu). V procesu denitrifikace jsou využívány externí snadno rozložitelné organické substráty a akumulované zásobní látky, které jsou především zdrojem organického uhlíku. Spotřeba snadno rozložitelného substrátu při úplné denitrifikaci je odhadována na 8 gramů CHSK_c na 1 gram zredukovaného dusičnanového dusíku. To představuje poměrně vysoké nároky na dostatek organických látek, které mohou být limitujícím faktorem pro kompletní průběh tohoto procesu v intenzivním chovu ryb. Proto se mnohdy musí do prostředí dodávat externí rozložitelné substráty, které neobsahují dusík (např. metanol, etanol, melasa, acetáty či glycerin). To

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

je ale v intenzivním chovu ryb nežádoucí, a proto je nutné zdroj organických látek hledat přímo v produkci daného systému (kalová voda či vlastní kaly; Kouřil a kol., 2008).

Zařazení denitrifikace do systému biologické filtrace v rámci intenzivního chovu ryb přináší řadu následujících produkčních výhod, které mohou mít nemalý ekonomický význam:

- 1) Stupeň odstranění dusíku v systému s dobře fungující denitrifikací dosahuje až 90–95 %.
- 2) Při kombinaci nitrifikace a denitrifikace v daném systému dochází k úspoře energie díky využití vlastní produkce organických látek a dále opětovnému využití 60 % kyslíku, který se v průběhu nitrifikačního procesu spotřeboval na oxidaci amoniaku a dusitanů za vzniku dusičnanů. Díky kyslíku obsaženému v dusičnanech dojde totiž při denitrifikaci k oxidaci přítomných organických látek, které se v tomto procesu využívají jako zdroj energie pro činnost denitrifikační bakterií. Finálním produktem je potom plynný dusík.
- 3) Celkově se kombinací nitrifikace a denitrifikace v daném systému sníží nároky na úpravu pH vody, kterou je nutno při oddělené nitrifikaci provádět. Hodnoty pH se upravují nejčastěji dávkováním hydrogenuhličitanu sodného (NaHCO_3) neboli jedlé sody. Pokud oba procesy – nitrifikace a denitrifikace, probíhají simultánně, v důsledku probíhající denitrifikace se hodnoty pH vody zvyšují, a proto je možno snížit dávky přidávané sody. Tím se (kromě finančních nákladů) významně omezí nárůst koncentrace sodíkových iontů v daném vodním prostředí.

U prvních konstrukcí využívajících kombinace nitrifikačního a denitrifikačního procesu v intenzivních chovech ryb se od sebe stavebně oddělovaly jednotlivé sekce, ve kterých probíhala nitrifikace, denitrifikace a následná oxidace organických podílů znečištění. V současné době se používají v čistírenství tzv. jednokalové systémy, kde aktivovaný kal obsahuje jak mikroorganismy heterotrofní (aerobní a anaerobní), tak i autotrofní. Simultánnost procesu je v biologickém filtru (reaktoru) umožněna aerobní a anaerobní stratifikací biologického povlaku, tedy díky vzniku dvou vrstev, a to vrstvy vnější (aerobní zóny) a vrstvy vnitřní (anoxické a anaerobní zóny) na biologickém filtru. Zastoupení jednotlivých zón v takovém filtru je ovlivněno koncentrací zmíněného lehce rozložitelného organického substrátu (organických látek) ve vodním prostředí. V prostředí s vysokou koncentrací organického substrátu je aerobní vrstva jen na povrchu. U systémů s nízkou koncentrací organických látek pak aerobní vrstva zasahuje i do větší hloubky. V takovém případě (pokud není velikost anoxické vrstvy dostatečná) dochází ke zpomalení denitrifikačního

procesu. Denitrifikace probíhá jen částečně a tomu odpovídá nedokonalé odstranění dusičnanového dusíku z prostředí (Bindzar a kol., 2009).

Z technologického pohledu se pod pojmem simultánní nitrifikace a denitrifikace rozumí uspořádání biologické filtrace tak, aby vedle aerobního prostředí (kde probíhá nitrifikace) existoval i prostor bez přítomnosti volného kyslíku, kde probíhá denitrifikace. Prostor, kde probíhá denitrifikace, vzniká v těch místech, kde je kyslík vyčerpán v důsledku vyššího obsahu organických látek a vyšší respirační aktivity mikroorganismů. Aby mohla probíhat denitrifikace, musí být zajištěna dostatečná produkce dusičnanů. To znamená, že aerobní část filtru musí být dimenzována tak, aby zde došlo k dostatečné nitrifikaci. V opačném případě by docházelo ke kumulaci amoniaku a nedostatečné produkci dusičnanů. V důsledku toho by denitrifikační zóna neměla co zpracovávat. Z praktického hlediska je pro úspěšný průběh simultánní nitrifikace a denitrifikace nutné zajistit dostatečné množství kyslíku ve vodě, která natéká do aerobní části, a naopak vyčerpání kyslíku ve vodě, která natéká do anoxické části filtru. To znamená, že nejprve musí při denitrifikaci dojít k vyčerpání kyslíku (vzniku anoxického prostředí bez výskytu volného kyslíku) a následně po denitrifikaci je nutno vodu kyslíkem obohatit. Pro zajištění anoxických podmínek pro denitrifikaci je proto vhodné zčásti využít vodu vytékající z odchovných nádrží ještě před biologickou filtrací. Taková voda vykazuje snížené koncentrace kyslíku (deficit kyslíku) a současně dostatečné množství organických látek. Pokud nelze denitrifikaci situovat před nitrifikaci, musí se umístit až po ní. V obou případech je však pro denitrifikaci vhodné využívat kaly z mechanické filtrace nebo z usazování nerozpuštěných látek v nějaké sedimentační nádrži nebo jiné části kalového hospodářství daného systému. Voda, která je odváděna z rybochovných nádrží a kumuluje se v retenčních či vestavěných nádržích (bez ohledu na to, zda již prošla nebo neprošla biologickou filtrací), vykazuje kyslíkový deficit. K prohloubení kyslíkového deficitu dochází při dostatečné době zdržení vody v nádrži, neboť v nádrži se hromadí organické látky v podobě kalů či usazenin a při jejich biologickém rozkladu je z vody intenzivně odčerpáván kyslík. Po jeho vyčerpání může probíhat vlastní proces denitrifikace. Při tomto procesu jsou dusičnany odstraňovány z vody s účinností, která odpovídá zatížení vody organickými látkami (kaly či usazeninami). Tento systém lze realizovat s celým objemem průtoku vody v systému nebo, jak je tomu ve většině případů, pouze s jeho částí. Průtok cca z jedné třetiny celkového průtoku systémem je z hlediska rychlosti denitrifikace plně dostačující. Technologicky je technické řešení simultánní nitrifikace a denitrifikace možné řešit následovně.

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

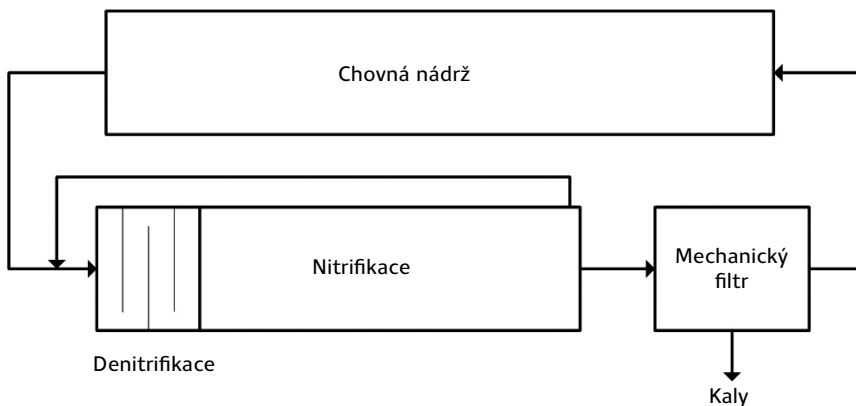
3.1.1. Předřazená nádrž s anaerobním prostředím pro denitrifikaci na začátku biologického filtru

Vestavěná nebo předřazená denitrifikační část biologické filtrace u RAS bývá nejčastějším možným řešením kombinace nitrifikace a denitrifikace. Podmínkou tohoto řešení je dostatečný pokles obsahu kyslíku pro dosažení anaerobních poměrů v denitrifikační části filtrace. K tomu dochází přirozeně, jelikož voda odtéká z odchovných nádrží, kde je kyslík spotřebován dýcháním ryb. Tato voda navíc není před vlastní denitrifikační jednotkou mechanicky filtrována, a tudíž obsahuje dostatečné množství organického substrátu, kterého je pro úspěšný průběh denitrifikace rovněž třeba. Nevýhodou tohoto řešení je, že odtoková (zbytková) koncentrace dusičnanů ve vodě odváděné z denitrifikační zóny se v průběhu dalších čisticích procesů již nemění. Vyšší účinnosti odstranění dusičnanů lze dosáhnout zdvojením denitrifikačních zón s odděleným nátokem vstupní vody. Dalším řešením pro vyšší účinnost odstraňování dusičnanů může být vrácení části vody po průchodu biologickým filtrem na počátek biologické filtrace – do denitrifikační zóny (Obr. 1 a 2).

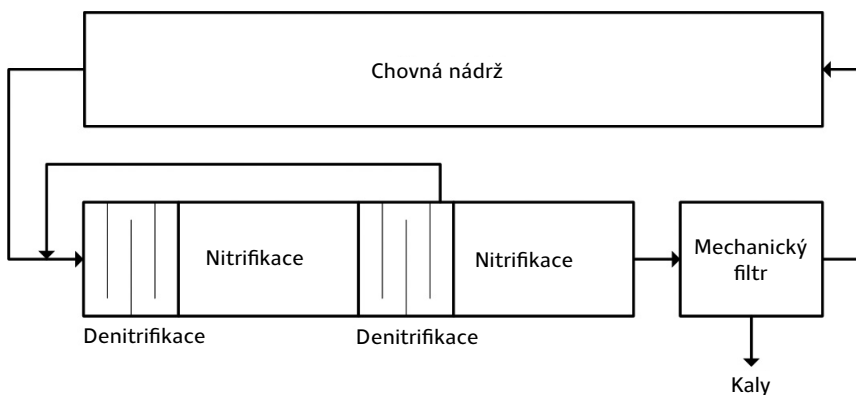
Pro vestavbu a její náplň je možné použít klasické sypané biologické médium nebo blokové plastové náplně, které se běžně používají pro nitrifikační část biologického filtru. Sypané filtrační médium je vyrobeno nejčastěji z plastu a je tvořeno lisovanými plastovými tělísky různých tvarů a velikosti (často označované jako bioelementy). Tato tělíška jsou koncipována tak, aby jejich specifický povrch byl co největší. Většinou se pohybuje v rozmezí 200–750 m².m⁻³. Mezerovitost pak činí 80–95 % při měrné hmotnosti 50–200 kg.m⁻³. Blokované náplně z plastu jsou sestavovány z voštinových bloků, které se vyrovnají do vestavby či biofiltru. Pevné uspořádání stěnových prvků v bloku minimalizuje možnost zkratového proudění, zanášení uvolněnou biomasou a případně obsaženými nerozpuštěnými látkami. Proto jsou tyto bloky vhodné jako náplň i do filtrů s vysokým organickým zatížením. U blokových náplní činí specifický povrch 80–200 m².m⁻³, mezerovitost dosahuje až 97 % a specifická měrná hmotnost je obvykle do 50 kg.m⁻³.

V provozu je nutné výrobcem udávané hodnoty specifického povrchu bioelementů či bloků korigovat na skutečně využitelnou plochu, protože za provozu se využitelná plocha filtračního média vlivem oděru, obrůstání a ukládáním inertních částic z odpadních vod zmenšuje. Hodnota koeficientu využitelnosti filtrační náplně (f) s dobou provozu postupně klesá. Rychlost poklesu závisí na způsobu využití a typu náplně. Obecně lze předpokládat s poklesem aktivního povrchu v závislosti na typu náplně a jejího stáří až o 20 až 50 %, což odpovídá hodnotě f v rozpětí 0,5–0,8. S tímto faktorem je třeba počítat i při návrhu biologických filtrů, a především při jeho provozu, kdy filtrační

náplně musí být periodicky cca 1x za 2–5 let vyměňovány (Sirotkin, 2014). V následujících schématech (Obr. 1 a 2) je uvedeno nejběžnější technologické zapojení aerobních a anaerobních zón, včetně opakování jednotlivých sekcí, což zvyšuje účinnost celého procesu biologické filtrace v rámci RAS.



Obr. 1. Technologické schéma simulované nitrifikace a denitrifikace s integrovanou denitrifikační jednotkou v biologickém filtru.



Obr. 2. Technologické schéma simulované nitrifikace a denitrifikace s opakovaným zařazením denitrifikační jednotky pro zvýšení účinnosti odstraňování dusičnanů.

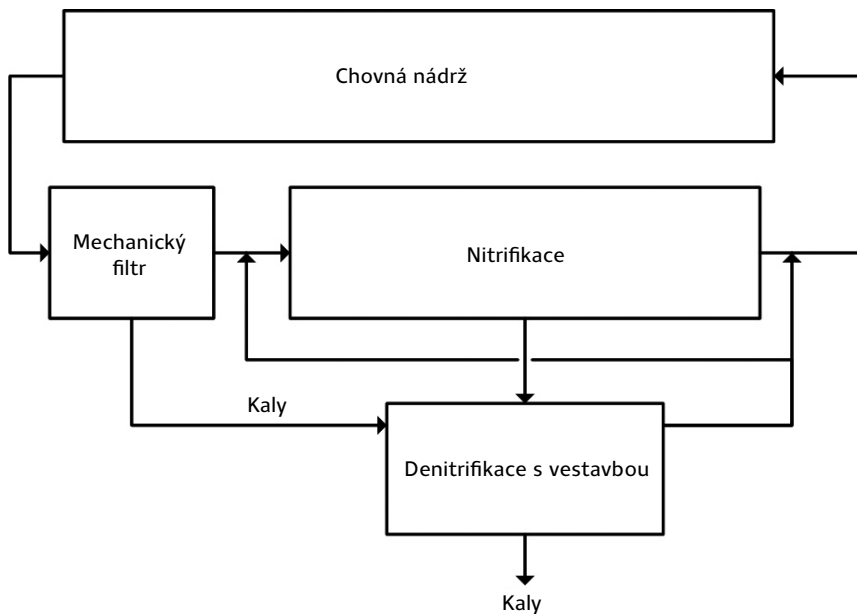
NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

3.1.2. Sekce biologického filtru s vypínatelnou aerací – časově oddělené zóny

Sekce s vytvářenou anaerobní zónou jsou v tomto případě ve vlastním biologickém filtru odděleny od aerobní pouze střídáním časových intervalů, kdy se jednotlivé sekce biologického filtru provzdušňují a kdy je provzdušňování mimo provoz. To znamená, že v biologickém filtru nejsou tyto prostory stavebně dělené. Jejich realizaci je vždy nutno zvážit podle objemového a látkového zatížení biologického filtru organickými látkami (uhlíkem), amoniakem a dusičnany. Tento typ biologické filtrace není určen pro všechny systémy. Má jen speciální uplatnění. Konstrukce biologického filtru musí umožňovat zonaci aerobního a anaerobního prostředí řízenou aerací s dostatečnou dobou zdržení protékající vody.

3.1.3. Externí nádrž s přepadem z biologického filtru využívající anaerobní prostředí

Denitrifikační proces lze realizovat také v oddělené nádrži s dostatečnou koncentrací organických látek (zmíněných kalů z mechanické filtrace atd.), do které za nitrifikačním stupněm přepadá část vody. V této nádrži je voda mechanicky míchána s filtračním médiem (bez přívodu vzduchu) a následně dle zatížení dusičnany odváděna do klidové sedimentační části, z které je potom odváděna do další technologické části RAS. Po průchodu vody touto sekci je část vody vedena zpět do nitrifikační sekce a zbývající část vody se vrací přes oxygenaci a sterilizaci zpět do chovatelské části RAS (odchovných nádrží). Jako zdroj organických látek lze využít již zmiňované kaly a sedimenty, případně jinou kalovou vodu. Pro využití a následné odvodnění kalů ze zmíněné nádrže denitrifikace (sedimentační části) je možné použít kalolis a kalovou vodu využít dle jejího složení na verikompostování či hnojení rostlin. Tento způsob simultánní nitrifikace a denitrifikace je schématicky znázorněn na Obr. 3.



Obr. 3. Technologické schéma simultánní nitrifikace a denitrifikace s externí nádrží využívající anaerobní prostředí pro denitrifikaci.

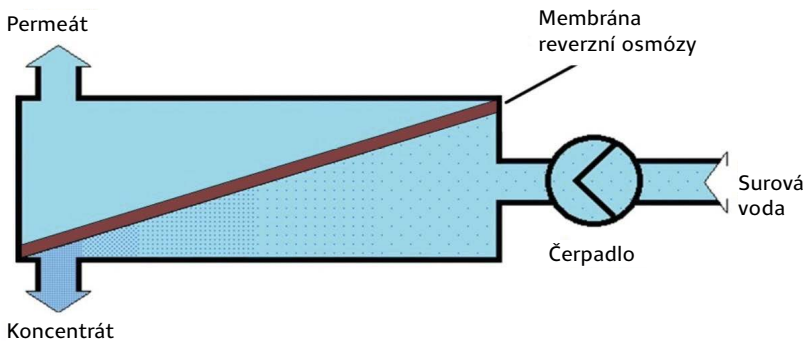
3.2. Ultrafiltrace

Tato filtrační (separační) metoda se řadí do skupiny membránových procesů, kde je hlavní hnací silou tlak separovaného média. Při úpravě vody tlakovými procesy se pod tlakem do filtračního modulu přivádí čištěná voda. Část vstupní vody (nástřiku) prochází přes membránu a nazývá se permeát, tzn. vyčištěná voda. Část nástřiku s obsahem separovaných nečistot neprochází přes membránu a z filtračního modulu se odvádí jako koncentrát. Podél separačních membrán je ve filtračním modulu během provozu udržováno trvale turbulentní proudění, což omezuje zanášení separační přepážky. Rozdělení tlakových procesů dle velikosti membránou zadržovaných částic je uvedeno na Obr. 4.

Jak je zřejmé z názvu, hnací silou tlakových membránových procesů je gradient tlaku. Čím menší molekuly mají být odstraněny, tím vyšší tlak je nutno použít. U těchto procesů probíhá separace na základě velikosti separovaných látek (sítový mechanismus nejprve zachycuje větší částice, poté až menší atd.). Běžně používaným tlakovým membránovým procesem je tzv. reverzní osmóza, při které vyčištěná voda proudí přes membránu proti přirozenému osmotickému tlaku, proto název „reverzní“ (Obr. 4). Znečištěná voda naráží

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

na membránu, kterou protéká čistá voda nebo voda s malými částicemi, jež projdou membránou. Separované nečistoty se hromadí před filtrem nebo na něm, neboť tlak, který na ně působí, není dostatečný na to, aby je protlačil danou velikostí otvorů v membráně (Jelínek a kol., 2009). Obecně se surová voda na permeát a koncentrát dělí v různém poměru, který lze regulovat nastavením tlaků na odtoku vyčištěné vody (permeátu). Čím větší je podíl permeátu, tím vyšší je koncentrace nečistot v koncentrátu. Při překročení určité hranice koncentrací pak prudce narůstá míra zanášení membrány a klesá účinnost odstranění nečistot. Např. čím více je v koncentrátu vápníku, tím dříve dochází k překročení této meze. Typický poměr permeátu ke koncentrátu se udává 40 : 60 %, což zaručuje dlouhou životnost membrán a minimální potřebu jejich čištění.

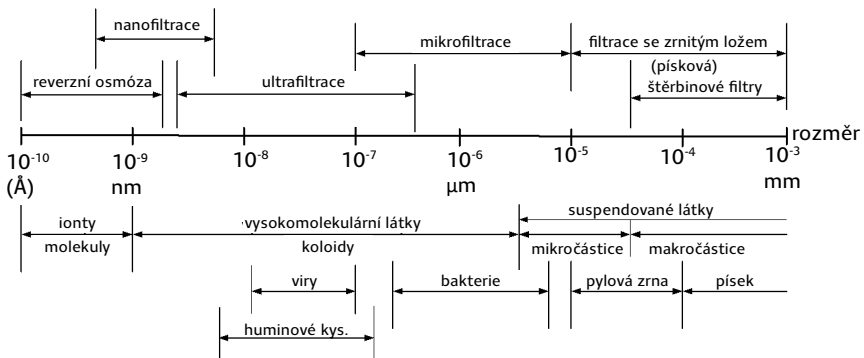


Obr. 4. Schématické znázornění funkce reverzní osmózy.

Nejčastěji používané membránové procesy ve vodohospodářské praxi jsou vyjmenovány v Tab. 3. Na následujících Obr. 5 a 6 jsou v grafické podobě uvedeny velikostní rozdělení membránové filtrace a názorný přehled aplikačního využití tlakových membránových procesů (Fuka, 2006).

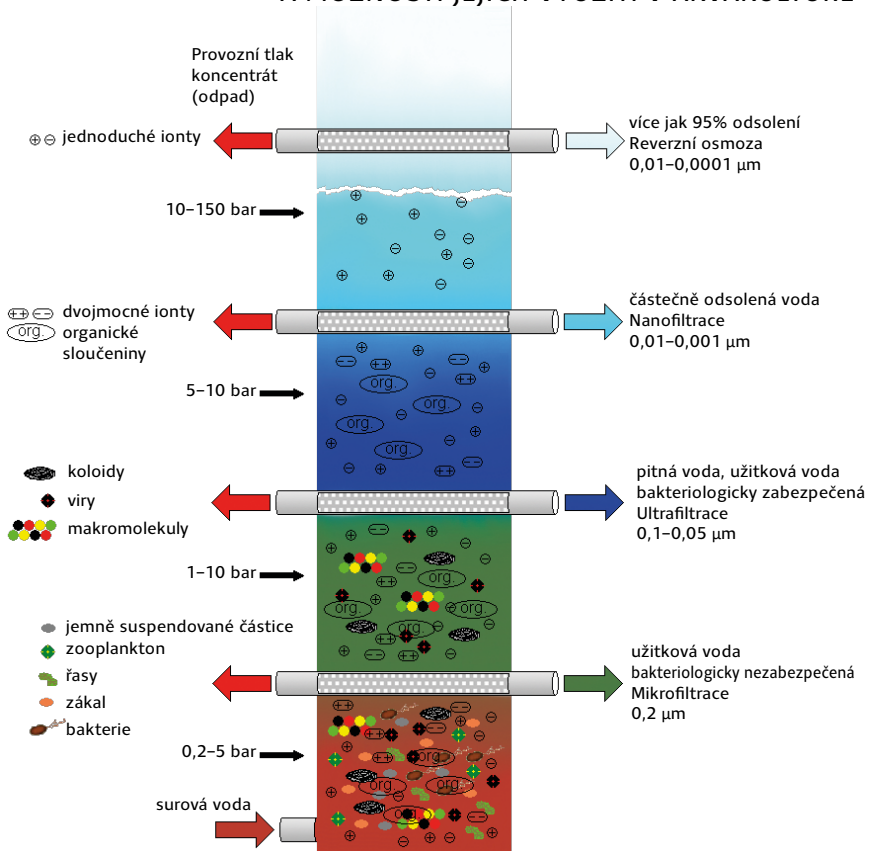
Tab. 3. Nejčastěji používané membránové procesy ve vodohospodářské praxi (Fuka, 2013).

Proces (zkratka)	Velikost pórů v membráně [nm]	Pracovní tlak [MPa]	Nejmenší zachycované látky
mikrofiltrace (MF)	50–1 000	< 0,2	zákal, mikroorganizmy, koloidní částice
ultrafiltrace (UF)	3–50	0,1–0,5	rozpuštěné makromolekuly, organické látky, viry
nanofiltrace (NF)	1–3	0,5–3,5	vícemocné soli
reverzní osmóza (RO)	Neporézní nebo pórovitá s póry < 1	1,5–15	jednomocné soli



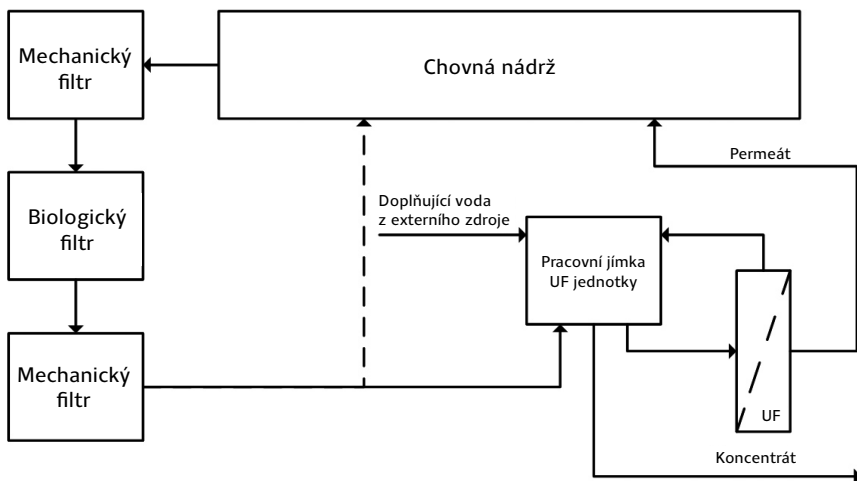
Obr. 5. Velikostní rozdělení membránové filtrace (Fuka, 2017).

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE



Obr. 6. Aplikační využití tlakových membránových procesů ve vodohospodářské praxi (Jelínek a kol., 2009).

Z uvedeného přehledu je zřejmá široká škála použití těchto procesů při čištění (filtraci vody). Se stoupajícími pracovními tlaky stoupá i energetická náročnost jednotlivých procesů. V systémech RAS je pro bakteriologické zabezpečení vody, a především pro zajištění maximální čistoty doplňovací vody z povrchových vod optimální využití ultrafiltrace, případně mikrofiltrace. V okruhu pak lze použít ultrafiltr i k separaci makromolekulárních látek (bílkoviny, tuky včetně emulgovaných a huminových kyselin), čímž se sníží obsah organických látek, odstraní se pěnотvorné složky a v případě separovaných bílkovin se pozitivně ovlivní i dusíková bilance ve vodě (Jelínek a kol., 2009). Zapojení ultrafiltračního separačního modulu do okruhu je zřejmé z následujícího technologického schématu (Obr. 7).



Obr. 7. Technologické schéma zapojení ultrafiltrační separační jednotky do okruhu RAS.

Jak je zřejmé, je v tomto zapojení možné separační modul ultrafiltrace využívat oběma způsoby, tzn. jak pro bakteriologické zabezpečení vstupní doplňovací čerstvé vody, tak i kontinuálně v čase mimo doplňování, k běžné údržbě recirkulační vody v daném systému. V druhém případě je využito filtrační kapacity k dočištění veškeré či většinou jen části recirkulované vody po průchodu mechanickým a biologickým filtrem a následně speciálním mechanickým filtrem ultrafiltrace. Návrh konkrétního zařízení musí být zpracován vždy pro podmínky daného systému a na základě specifického složení vstupní vody. Na schématu (Obr. 7) je znázorněno plnopřutokové zapojení, které lze změnit obtokem z biologického filtru. Toto řešení umožní kontinuální čištění

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

jen určité části průtoku vody v daném systému, kdy je celková účinnost čištění ještě dostačující. Tímto způsobem se ušetří jak investiční, tak i provozní náklady (energie potřebná k čerpání vody). Využití ultrafiltrů však není vhodné pro přímou separaci kalů. Modul je v tomto případě zatěžován vysokou koncentrací nerozpuštěných látek a zároveň dochází ve filtračním modulu k rozbíjení větších částic na mikročástice díky turbulentnímu proudění. Avšak i tento typový technologický celek ultrafiltrace lze účinně použít jako dočišťovací technologii pro separaci nerozpuštěných částic. Vzhledem k energetickým nárokům tohoto zařízení je jeho využití doporučováno jen v případech, kdy musí mít upravovaná voda velmi vysokou kvalitu. Většinou se využívá u RAS pro chov a především reprodukci vzácných tropických akvarijních ryb (Kouřil a kol., 2008).

3.3. Využití polyflokulantů k separaci nerozpuštěných látek

3.3.1. Charakteristika polyflokulantů

Polyflokulanty jsou určeny pro zlepšení separačních vlastností dispergovaných (rozptýlených) částic ve zpracovávané vodě (Žáček, 1981). Principem této aplikace je efektivně využít separace rozptýlených částic, které nejprve sloučíme do různých větších částic či sraženin a následně tyto větší částice běžnými metodami (tedy sedimentací či mechanickou filtrací) odstraníme. Aplikace polyflokulantu vede tudíž k podstatnému zvýšení výkonu separační jednotky (mechanického filtru) daného systému. Zároveň se také zvýší účinnost separace, neboť vlivem proběhlé koagulace se ze separované suspenze odstraní mikročástice, které jinak prochází filtrační přepážkou, nebo v případě sedimentace tvoří trvalý zákal. Tento zákal většinou zůstává ve vodním sloupci, snižuje průhlednost vody a zvyšuje organické zatížení vodního prostředí v odchovných nádržích. Zvýšená zátěž vody organickými látkami vytváří vhodné podmínky pro rozvoj bakterií, které mohou infikovat chované ryby (Polícar a kol., 2018).

Polyflokulanty jsou nejčastěji vysokomolekulární organické polymery (na bázi polyakrylamidu, polyvinylalkoholu, kvartérních amoniových polymerů atd.) s aktivními centry na vláknitých molekulách. Podle náboje se polyflokulanty rozdělují do čtyř skupin:

- elektroneutrální,
- elektronegativní (anionické),
- elektropozitivní (kationické),
- amfolytické.

Škála dostupných polyflokulantů je velmi široká, a není proto problém zvolit správný typ, který odpovídá daným podmínkám provozovaného systému. Obecně lze konstatovat, že pro anorganické kaly a kaly s vyšším obsahem kovů se používají polyflokulanty anionické a pro kaly organického původu pak kationické. Mimo náboje aktivních skupin je nutné při výběru polyflokulantu počítat i s velikostí makromolekul polymeru, jejichž relativní atomová hmotnost se většinou pohybuje v rozmezí od jednotek tisíc až do milionů. Přípravky jsou dodávány ve formě jemného granulátu nebo viskózních roztoků. Při skladování je nutné zejména sytké přípravky chránit před zvlhnutím, protože pak vytváří těžkorozpustné agregáty.

Před aplikací polyflokulantu je nutné pomocí koagulačního testu zvolit takový typ, který z hlediska účinnosti separace a velikosti použité dávky poskytuje optimální výsledky separace rozpuštěných látek z vody. Volba nevhodného typu polyflokulantu či příliš vysoké dávky mohou vést i k zhoršení separačních vlastností zpracovávané suspenze (čištěné vody).

3.3.2. Vlastní aplikace polyflokulantů

Jak již bylo uvedeno, základním předpokladem úspěšné aplikace je správná volba vhodného polyflokulantu, kterou provede laboratoř na základě koagulačních testů. Stejně důležitou roli pak hraje i způsob jeho dávkování a dodržení technologického postupu, který vyplývá z vlastností upravované vody a zvoleného polyflokulantu. Při zpracování suspendovaných látek v rybochovných systémech se jedná především o hrubě dispergované látky. Potom mluvíme o tzv. disperzních soustavách. Disperzní soustava je systém, který obsahuje alespoň dvě fáze nebo dvě složky (v našem případě různé chemické či organické sloučeniny) a vodu. V disperzních systémech je vždy minimálně jedna nespojitá fáze nebo složka (disperzní podíl – dispersum), která je více nebo méně rozptýlena v druhé spojitě fázi nebo složce (disperzním prostředí – dispergens). Disperzním prostředím je v našem případě vždy voda. Pokud by se v akvakulturních systémech mělo jednat o koloidní disperze (složka – dispersum o velikosti 1–1 000 nm), je třeba nejprve přidávkem vhodných činidel rozrušit stabilitu koloidů a vytvořit částice odpovídající hrubým disperzím (o velikosti > 1 000 nm), které jsou bez problémů v praxi zpracovatelné (Fuka, 2017). Přehled vlastností disperzních soustav je uveden v následující Tab. 4.

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

Tab. 4. *Vlastnosti a parametry jednotlivých disperzních soustav.*

Hrubé disperze > 1 000 nm (1μm)	Koloidní disperze 1–1 000 nm	Analytické disperze < 1 nm
disperzní částice jsou viditelné v mikroskopu	disperzní částice lze pozorovat jen v ultramikroskopu nebo v elektronovém mikroskopu	disperzní částice nelze vidět ani v elektronovém mikroskopu
zadržují se papírovým filtrem	procházejí papírovým filtrem, ale jsou zadržovány membránami	procházejí i membránami (mimo reverzně – osmotické)
jemnější suspenze vykonávají Brownův pohyb	vykonávají intenzivní Brownův pohyb	vykonávají velmi intenzivní tepelný pohyb
nedifundují a nevyvolávají osmotický tlak	difundují jen velmi pomalu a osmotický tlak je poměrně malý	difundují rychle a osmotický tlak je velký
sedimentující	nesedimentující	nesedimentující

Jak již bylo zmíněno, správná volba a dávkování polyflokulantů, právě tak jako příprava dávkovacích roztoků jsou nejdůležitější podmínkou jejich úspěšné aplikace. Vzhledem k vysoké viskozitě využívaných roztoků se pro dávkování používají nízko koncentrované roztoky. Pro dávkovací roztoky se obvykle používají koncentrace 0,5–1,5 g.l⁻¹. Dávkovací roztoky je nutné mechanickým mícháním dokonale homogenizovat. Rozpouštění lze provádět ručním dávkováním přípravku do rozmíchávací nádoby. Nádoba musí být nejméně z poloviny naplněná vodou, zbytek vody se nechá přitékat a dávkovaný přípravek se za stálého míchání přisypává do natékající vody. Proces je třeba realizovat tak, aby se dávkovaný přípravek nespojil do velkých agregátů. Tyto agregáty plavou na hladině a velmi obtížně se rozpouštějí. Připravený dávkovací roztok je nutné intenzivně míchat až do úplného zhomogenizování a v míchání pokračovat i při aplikaci do daného systému. Dávkovací roztok musí být připraven nejméně dvě hodiny před vlastním dávkováním do systému, aby došlo k dokonalé hydrataci řetězců polyflokulantu. V případě kapalných přípravků je sice příprava dávkovacích roztoků jednodušší, neboť nevytváří při rozpouštění gelovité agregáty. Jejich nevýhodou však je, že po nadávkování vytváří mléčně zakalené roztoky. Avšak i v případě použití kapalných polyflokulantů je pro jejich úspěšnou aplikaci nezbytné dokonale míchání dávkovacího roztoku před jeho aplikací do systému, protože vlivem postupující hydratace silně stoupá viskozita celého roztoku. Optimální variantou přípravy dávkovacích roztoků je automatická dávkovací stanice, která je vybavena dvěma nádržemi a míchadlem.

Koncentraci dávkovaných roztoků polyflokulantů je nutno vždy přesně dodržet. Při používání vyšších koncentrací se vytváří příliš viskózní roztok a použitý dávkovací roztok se pak nestačí rozmíchat a tvoří kapky, které se ihned obalí pevnými vločkami suspenze. Tyto vločky následně sedimentují a činidlo se tak ve zpracovávané suspenzi nehomogenizuje a v roztoku tak stále zůstávají volné mikročástice. Sedimentované makročástice činidla obaleného vločkami pak v následném nakládání s odseparovanými kaly působí další problémy, kdy se tyto makročástice vlivem manipulace (přečerpávání, přepouštění) rozbíjejí a uvolňující se polyflokulant zalepuje např. síta mechanických filtrů či plachetky kalolisu.

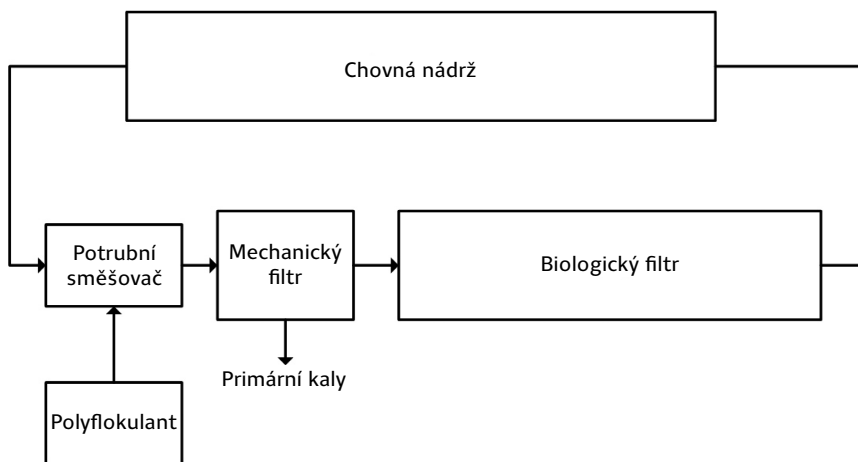
Optimální dávky polyflokulantu do systému, kde se čistí suspenze (voda), se pohybují obvykle v koncentracích jednotek gramů na krychlový metr zpracovávané suspenze (nejčastěji 1–5 g.m³). Vždy je nutno vycházet z optimální stanovené dávky, neboť při aplikaci příliš nízké dávky se nemohou na činidlo navázat všechny přítomné mikročástice a vytvářené vločky jsou navíc malé a špatně separovatelné. Naopak při předávkování činidla (jedná se o řádové překročení dávky) se jednotlivé makromolekuly vzájemně dotýkají, a zvyšuje se tak viskozita roztoku, což působí problémy při mechanické filtraci vody v chovatelských systémech a následně také při zpracování kalů. Výhodou při předávkování je ale to, že použitý přípravek nezůstává v systému, ale plně se naváže na nerozpuštěné podíly (částice) a odseparuje se spolu s kaly.

Z hlediska použití polyflokulantů v rybníkářství je důležitá nízká toxicita naprosté většiny těchto přípravků vůči rybám. Toxicita polyflokulantů je popsána v bezpečnostních listech, kde jsou uváděny hodnoty 48–96hLC50 \geq 100 mg.l⁻¹, což jsou koncentrace, které způsobují po 48–96hodinové expozici úhyn 50% obsádky ryb. Tyto koncentrace jsou o jeden až dva řády vyšší, než jsou běžně používané koncentrace polyflokulantů při separaci hrubých disperzí vyskytujících se v akvakulturních systémech. Zároveň se jedná o přípravky poměrně dobře biologicky rozložitelné a dle směrnice ES neobsahující látky zdraví škodlivé. Z tohoto vyplývá, že použití polyflokulantů se zdá být vysoce bezpečné.

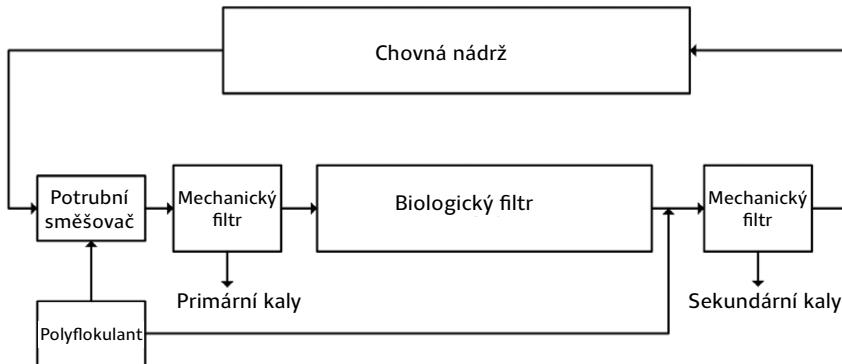
Vedení procesů flokulace musí odpovídat základnímu principu zpracování disperzních soustav, kdy je cílem zajistit tvorbu co možná největších homogenních částic s optimálními separačními vlastnostmi. Takto vzniklé částice mají určitou soudržnost, která nesmí být během zpracování porušena, např. příliš intenzivním mícháním, přečerpáváním odstředivými čerpadly či jinak vyvolaným vysoce turbulentním prostředím. V opačném případě se obnoví jemné částice způsobující při následné separaci problémy. Současně nesmí být při míchání zpracovávaných suspenzí použito míchání vzduchem, protože by se do vznikajících vloček kalu zabudovávaly mikrobublinky vzduchu,

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

kteřé by vyvolaly nežádoucí flotaci části kalů. V praxi musí být v daných akvakulturních systémech zajištěno dostatečné promísení suspenze (čištěné vody) s připraveným činidlem – polyflokulantem (mechanické míchadlo, směšovací nádoba) a následné diskrétní (pozvolné) promíchání (např. nátokem) suspenze (čištěné vody) s připraveným roztokem polyflokulantu. Tak se dostává polyflokulant do kontaktu pouze s částicemi odstraňovaného znečištění, což umožňuje žádoucí nárůst vznikajících vloček. Uspořádání dávkování připraveného činidla obsahující polyflokulant se suspenzí (čištěnou vodou) a případná filtrace získaných velkých homogenních částic, které mají optimální separační vlastnosti (vločky a sraženiny), je zřejmé z následujícího technologického schématu (Obr. 8). Mohou však existovat i systémy, ve kterých je polyflokulant v podobě dávkovacího roztoku aplikován do systému na dvou místech (řeší se dle podmínek jednotlivých provozů). V tomto případě je první místo aplikace před mechanickým a biologickým filtrem a druhé místo až za biologickým filtrem s následnou druhou mechanickou filtrací (Obr. 9).



Obr. 8. Technologické schéma aplikace činidla obsahující polyflokulant, jeho mísení s čištěnou vodou a následná mechanická filtrace velkých částic v okruhu RAS před biologickou filtrací.

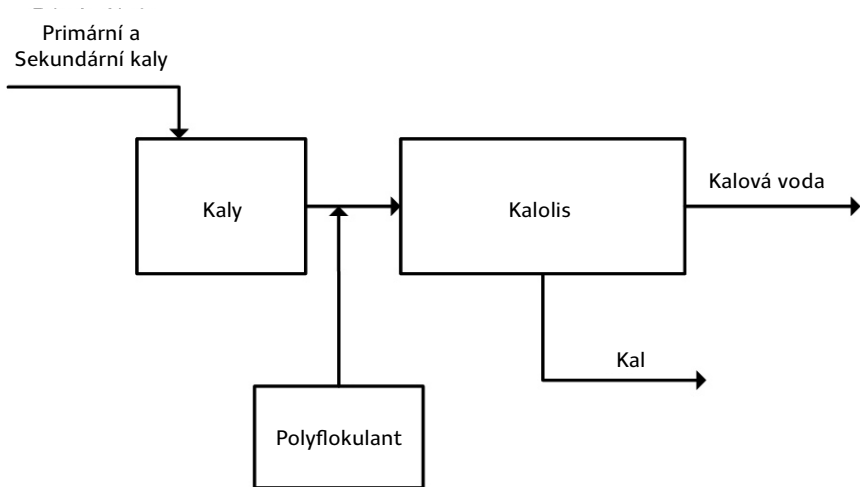


Obr. 9. Technologické schéma aplikace činidla obsahující polyflokulant, jeho mísení s čištěnou vodou a následná mechanická filtrace velkých částic v okruhu RAS před a za biologickou filtrací.

Jak již bylo částečně zmíněno, v intenzivních chovech ryb je možné polyflokulanty využít ke zlepšení účinnosti mechanické filtrace. Dále je lze použít k dávkování do přední části sedimentačních nádrží, které obsahují velké množství nerozpuštěných látek – částic. Tyto částice potom v další části nádrže lépe sedimentují a snáze se odstraňují.

Polyflokulanty se s výhodou uplatní i po mechanické filtraci v následném stupni zpracování kalů odvodněním, nejčastěji na kalolisu (Obr. 10). Pro zpracování se obvykle spojuje primární a sekundární kal z RAS. Využití polyflokulantů se pozitivně projeví i při strojním odvodnění kalů (využití a zapojení kalolisu do technologie), které zvýší obsah jejich sušiny z původních 1–3% v suspenzi s vodou až na úroveň 25–30% sušiny v kalovém koláči, což má významný přínos pro další nakládání s kaly.

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

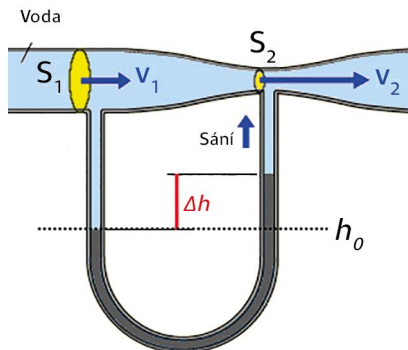


Obr. 10. Aplikační schéma dávkování polyflokulantu pro strojní odvodnění kalů.

3.4. Okysličování vody v kombinaci s jejím čerpáním

Dostatečná koncentrace kyslíku je v RAS jedním ze základních chemických parametrů kvality vody, který je nutné sledovat a trvale udržovat na požadované úrovni. Z finančního hlediska je použití tlakového vzduchu či čistého kyslíku poměrně investičně a provozně nákladné, a proto je nutné maximalizovat účinnost použité aerace vody a podpořit při ní maximální přestup kyslíku ze vzduchu do vody. To je možné realizovat různými aeračními elementy v daném chovatelském systému a vhodným prouděním vody v odchovných nádržích.

Další možností je využít energii již vloženou do procesu čerpání vody. Do potrubí čerpané vody před jeho vyústěním do odchovných nádrží se nainstaluje ejektor, který přisává do proudu čerpané vody vzduch a vlivem turbulencí vytvářených v ejektoru jej rozptyluje do proudu vody (Bindzar, 2009). Tím se v porovnání s prostým nátokem vody do nádrže zvýší přestup kyslíku do čerpané vody. Hnací médium, v tomto případě čerpaná voda, vstupuje s vyšším tlakem do vstupního napájecího otvoru ejektoru tvarovaného uvnitř do trysky, kde voda zavedená do zúženého místa mění svoji tlakovou energii na kinetickou. Na výstupu z trysky má voda větší rychlost než na jejím vstupu, čím se vytváří podtlak potřebný pro přisávání vzduchu. Za tryskou se voda mísí s přisávaným vzduchem unášeným do difuzoru, který je ale naopak ve tvaru obrácené trysky. Zde se v důsledku rozšiřování průtočného průřezu snižuje rychlost a kinetická energie směsi se mění na energii tlakovou (tedy obrácený děj), která ji vynáší ven z potrubí. Aplikovaný postup je stejný jako v případě vodní vývěvy. Sací prostor s difuzorem se pak prakticky realizuje známou Venturiho trubicí (Obr. 11).



Obr. 11. Popis principu Venturiho trubice. S = průměr potrubí; v = rychlost proudění vody.

Zařízení založená na tomto principu jsou již komerčně dostupná a využívají se u bazénů nebo případně u zahradních jezírek. Běžně dostupné jsou ejektory pro čerpané množství vody na úrovni 3 000–9 000 litrů za hodinu. Pokud je zvolen vhodný materiál ejektoru, je možné přisávat mimo vzduchu např. i ozon, případně směs ozonu se vzduchem, což může být využito pro dezinfekci protékající vody v dané části RAS. Ovšem při použití ozonu musí dojít k bezpečnému odstranění jeho zbytků ve vodě průchodem přes tlakový filtr nebo směšovač kyslíku. Ozon je totiž velmi oxidativní látka, která může způsobit poškození odchovávaných ryb. Odstranění zbytkového ozonu je velmi důležité také pro eliminaci jeho možných karcinogenních účinků pro obsluhu systému (Polícar a kol., 2017).

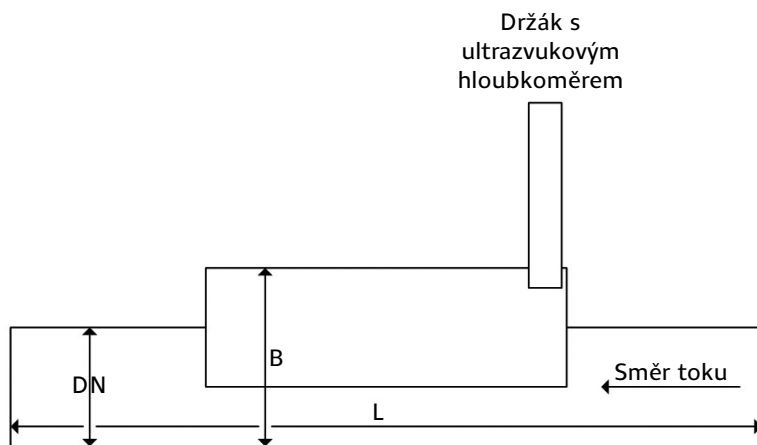
Tento technologický postup má také i další aplikační možnosti. Stejný princip je možné efektivně využít v případech, kdy je nutné dávkovat jiné médium než vzduch či ozon (např.: kyselina peroctová, směs vody a potravních organismů při výživě larev atd.). Zde se využívá vzniku sacího efektu (tzv. proudového čerpadla) k přisávání činidel, léčiv, oxidačních látek, čerstvé vody nebo vody s potravními organismy. Regulačním ventilem se u takového systému jednoduše nastaví přisávané množství média v poměru k čerpané vodě. Takto lze v závislosti na protékajících objemech v daném recirkulačním systému přesně dávkovat potřebné látky či přípravky. Použití dezinfekčních či léčebných preparátů (zejména antibiotik) je však nutné zvážit a učinit opatření, která by případně zamezila narušení funkce biologického filtru.

3.5. Využití Palmer-Bowlesova žlabu

V okruzích RAS a jiných chovatelských akvakulturních zařízeních je rozvod vody prováděn beztlakovým potrubím o průměrech 100–200 mm, případně i více. V těchto podmínkách je velmi obtížné měřit průtok vody pro účely řízení či kontroly celého systému. Tak tomu ale není u měrného systému dodávaného polskou firmou, který umožňuje bezproblémové zapojení měrného žlabu do beztlakově protékajícího potrubí běžných průřezů (Obr. 12A a B; 13). Výsledky měření jsou pak zobrazeny vyhodnocovací jednotkou (Obr. 12C). Celé zařízení je možné doplnit o měření pH, teploty vody, obsahu kyslíku a redox potenciálu. Z hlediska náročnosti na prostor jsou zástavby měřiče minimální (Tab. 5).



Obr. 12. Měrná (A, B) a vyhodnocovací (C) jednotka využívající Palmer-Bowlesův žlab (Di-box, 2018)



Obr. 13. Zástavbové schéma měřícího Palmer-Bowlesova žlabu. DN – průměr potrubí (mm), B – výška měrného žlabu (mm), L – délka měrného žlabu (mm).

Tab. 5. Parametry Palmer-Bowlesova žlabu včetně průměru potrubí nutného k jeho instalaci (Di-box, 2018).

Typ žlabu	Průměr potrubí [mm]	Průtok [$\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$]	Délka [mm]	Výška [mm]
ZPB 100	110	12	800	155
ZPB 160	160	45	800	210
ZPB 200	200	70	1 190	250
ZPB 250	250	130	1 190	305
ZPB 300	315	220	1 400	368

Naměřené hodnoty lze využít nejen k evidenci a kontrole chovných podmínek v RAS, ale také k řízení zásahů obsluhy či dávkování krmiva v závislosti na průtoku vody potrubím, což umožňuje optimalizovat celý chov ryb včetně jeho ekonomiky. Zařízení je provozně zcela nenáročné, pouze v případě měření vod s vyšším obsahem nerozpuštěných látek je třeba kontrolovat čistotu měrného žlabu a v případě potřeby je nutné ho mechanicky (štetcem) očistit. Hladina je sledována ultrazvukovým čidlem, které je v tomto případě odolné vůči jakékoliv korozi.

3.6. Flotace

Pěnová frakcionizace, známá spíše pod názvem flotace, může být využita k odstranění částic o velikosti v rozmezí 10–50 μm , což představuje hrubou disperzi, která se v akvakulturních systémech nejvíce vyskytuje (Chen a kol., 1993; Timmons, 1994). Odstranění velmi jemných pevných látek menších než 50 μm z vody recirkulačního systému je dosti obtížné. Malá sedimentační rychlost těchto částic znemožňuje jejich oddělení v sedimentačních nádržích a při použití velmi jemných mikrosít mechanických filtrů zase dochází k zvyšování spotřeby prací vody při jejich čištění. Takto malé částice nepředstavují významný problém v průtočných systémech, ale mohou způsobovat problémy ve zcela uzavřených RAS, kde se částice postupem času kumulují (Timmons, 1994).

Celý systém funguje tak, že znečištěná voda je přiváděna do horní části kontaktní komory a odtok vyčištěné vody je v dolní části zařízení. Z této spodní části stoupají intenzivně proti proudu vody drobné bubliny vzduchu (velikost 10–100 μm), na které se díky své povrchové aktivitě navazují drobné nečistoty stoupající společně s bublinami k hladině. Na horním okraji zařízení dojde k rozpadu bublin a navázaný materiál je v podobě pěny odváděn do sběrných nádob (Timmons, 1994; Lawson, 1995). Účinnost flotace závisí na průměru použitých bublin vzduchu, koncentraci a velikosti pevných látek a jejich

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

povrchové aktivitě (Huguenin a Colt, 2002). Obecně platí, že zařízení na bázi flotace fungují lépe ve vodě s vyšší hustotou, tzn. salinitou (Wheaton, 1977).

3.7. Řízené snižování pH a dodávání organického uhlíku do systému při nabíhání nitrifikačního procesu biologických filtrů (využití kyseliny octové)

Oživení neboli nabíhání biologických filtrů nitrifikačními bakteriemi (nejprve nitritačními a poté nitratačními) v RAS je komplikovaný a poměrně zdoluhavý proces s nutností nejdříve získat odpovídající hustotu bakterií v daném filtru. Jak už bylo zmíněno u nitrifikačního procesu výše, nitrifikační bakterie musí postupně osídlit filtrační médium biologických filtrů. Teprve po dosažení dostatečné hustoty zmíněných bakterií můžeme očekávat požadovaný účinek biologické filtrace (snižování koncentrace amoniaku a dusitanů ve vodě). Vždy prvním krokem oživování biologických filtrů nitrifikačními bakteriemi je vytvoření optimálních podmínek prostředí pro dané bakterie (teplota vody 18–24 °C, nasycení vody kyslíkem 75–100%, pH 6,8–7,2 a koncentrace celkového amoniaku ve vodě 0,5–1 mg.l⁻¹; Kouřil a kol., 2008; Vachta a kol., 2015). Následně dochází k inokulaci filtračního média daných filtrů čistou kulturou nitrifikačních bakterií v dávce 1 litr přípravku (např. přípravkem Bacto Gel) na 20 000–50 000 litrů vody v závislosti na zatížení systému. Tyto kultury nitrifikačních bakterií jsou dnes na trhu již běžně prodávány ve formě různých komerčních přípravků. Po vlastní inokulaci biologických filtrů nitrifikačními bakteriemi má chovatel ryb dvě možnosti dalšího postupu v nabíhání biologických filtrů (Policar a kol., 2018).

První možností je uměle zatěžovat po dobu cca 10–14 dní daný akvakulturní systém amoniakem aplikací chloridu amonného tak, aby se v daném systému udržovala konstantní koncentrace celkového amoniaku na hodnotě 0,5–1 mg.l⁻¹. V období, kdy bude nutné amoniak do systému doplňovat velmi často (několikrát denně), tzn. navýšená koncentrace amoniaku bude rychle odbourána, je možné do systému nasadit rybí obsádku. V tomto období je ale velmi důležité kontrolovat a udržovat pH vody na hodnotě 6,8–7, aby se předešlo jakýmkoliv výkyvům mimo optimální podmínky chovu a nitrifikace (Lang a kol., 2015).

Druhou možností nabíhání biologických filtrů po jejich inokulaci nitrifikačními bakteriemi je nasazení systému rybí obsádkou v nižší hustotě cca 15–20 kg.m⁻³. Obsádka ryb bude přirozeně při svém odchovu, příjmu potravy a vylučování metabolitů kontinuálně zvyšovat koncentraci amoniaku ve vodě. Současně při nedostatečné produkci CO₂ (výsledkem dýchání nízké obsádky ryb), nedostatečně probíhající nitrifikaci z důvodu nevhodného poměru

C : N : P, nedostatku výskytu organických látek ve vodě a nedostatečné oxidace organických látek bude v této fázi chovu prozatím docházet k postupnému zvyšování pH (nad hodnoty 8) vody. Tímto se bude ve vodě daného systému zvyšovat podíl volného amoniaku, který je pro ryby toxický a může vyvolat poškození, nebo dokonce úhyn ryb. V tomto období je velmi důležité do celého RAS aplikovat 8% kyselinu octovou (kvasný 8% ocet běžně dostupný ve všech obchodech s potravinami) cca v dávce 1–2 litry octa na 1 000–3 000 litrů vody v závislosti na zatížení systému (Polícar a kol., 2018). Přídavek kyseliny octové do systému se pozitivně projeví poklesem pH, s tím souvisí změna zastoupení jednotlivých forem amoniaku, a to ve prospěch vázaného (pro ryby relativně netoxického) amoniaku a zvýšením koncentrace organického uhlíku, což příznivě ovlivní růst a činnost nitrifikačních bakterií. V tomto období je důležité do systému kyselinu octovou přidávat v pravidelných intervalech do okamžiku, kdy dojde k výraznému snížení pH pod hodnotu 6,8. Tento okamžik nastane v momentě, kdy se nastartuje (začne probíhat) v patřičné intenzitě proces nitrifikace. V tomto období je třeba důsledně kontrolovat hodnoty pH vody, které se v důsledku probíhající nitrifikace dosti prudce snižují. Také je důležité ověřovat, zda klesají koncentrace amoniaku a kontrolovat, zda neúměrně nevrůstají koncentrace dusitanů. Pokud koncentrace dusitanového dusíku stoupají k hodnotám $1 \text{ mg.l}^{-1} \text{ NO}_2\text{-N}$ a výše, je třeba do systému dávkovat kuchyňskou sůl pro navýšení koncentrace chloridů. Přítomnost chloridů zvyšuje odolnost ryb vůči dusitanům a v tomto přechodném období, kdy ještě neprobíhá druhá fáze nitrifikace (oxidace dusitanů na dusičnany), ochrání zvýšené koncentrace chloridů rybičskou obsádku. V případě, že koncentrace dusitanového dusíku dosahují jednotek mg.l^{-1} , je třeba zvýšit podíl čerstvé přiváděné vody, aby došlo k jejich naředění. Pro úpravu poměru C : N : P ve vodě, která podporuje nabíhání činnosti nitrifikace, lze využít kromě kyseliny octové i řadu dalších organických látek na bázi cukrů. Nejčastěji jsou používány komerčně vyráběné roztoky dodávající do vody organický substrát (uhlík) v podobě cukrů a melasy. Tyto přípravky jsou použitelné jak pro zabíhání nitrifikačního procesu u biologických filtrů, tak i jako zdroj organického uhlíku pro proces denitrifikace. Nevýhodou použití těchto přípravků je, že nedochází k žádoucí úpravě pH vody.

3.8. Využití zařízení a přípravků s oxidačními účinky k dezinfekci v RAS

Nezbytnou podmínkou optimálního provozu intenzivních chovů ryb je dodržování vysoké zoohygieny chovu a zabránění kontaminaci chovu infekčními mikroorganismy (především parazitickými prvky a bakteriemi),

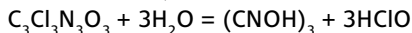
NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

ať již z nové přítokové vody nebo použitím kontaminovaného chovatelského nářadí z jiných chovů (Kouřil a kol., 2008). Dezinfekce vody či vzduchu je bez problémů zvládnutelná pomocí komerčně dodávaných zařízení (např. UV zářiče, výrobny ozonu atd.). Dezinfekce chovatelského nářadí, technologie či pomůcek UV zářením je však limitovaná, neboť některé materiály používané k výrobě těchto komponentů nejsou vždy odolné vůči UV záření. Dezinfekce provedená UV zářením nemá dlouhodobý účinek a prakticky ihned může dojít k opětovné kontaminaci, např. voda opět prochází kontaminovanými rozvody (Vachta a kol., 2015). Výhodou využití UV záření je však to, že v upravované vodě nezanechává žádná rezidua (naopak některé látky se vlivem dodané energie rozštěpí) a voda je ihned použitelná pro chov ryb. V některých případech je však požadováno, aby dezinfekční účinek trval delší dobu (např. v průběhu napouštění systému či nádrží nebo ošetření chovatelských pomůcek či nářadí). V těchto případech je nutné použít dezinfekční prostředky s dlouhodobější účinností. Volba skladby dezinfekčních a ochranných látek tedy musí vycházet z požadavků na dobu působení a s ohledem na další použití ošetřených komponentů či vody. V oblasti chovu ryb jsou nejčastěji používána činidla na bázi oxidačních účinků obsahujících chlor či kyslík, případně přípravky, které tyto prvky generují následně po aplikaci. Zároveň tyto přípravky musí umožňovat bezpečnou manipulaci a skladování v běžných provozech, nesmí být toxické a nesmí poškozovat materiály běžně používané v rybochovných zařízeních (Kneiflová, 2001). Takovéto nejběžnější přípravky jsou: přípravky na bázi chlornanu sodného, kyseliny trichlorisokyanurové, peroxidisíranu draselného, kyseliny peroxyoctové a jejich solí, peroxidu vodíku a ozon (Zusková a kol., 2011; Bullock a kol., 2017). Dále jsou také používány přípravky na bázi kvartérních amoniových solí – guanidin aj., které mají silnou afinitu k ošetřovaným povrchům.

V případě použití přípravků s obsahem chloru vznikají ve vodě v malých koncentracích i chlorované uhlovodíky a v přítomnosti amoniakálních iontů pak také monochloraminy, dichloraminy až trichloraminy, které se dále postupně hydrolyzují a uvolňují chlor, čímž se prodlužuje doba jejich dezinfekčního působení. Obdobně by bylo možné použít i oxid chloričitý, který je však z hlediska přípravy a použití komplikovanější. Výhodou tohoto přípravku je, že jeho účinnost je méně závislá na pH a nevytváří v takové míře chlorované uhlovodíky (Žáček, 1981). V současné době nejsou tyto přípravky v chovu ryb běžně používány, ale mají svoje potencionální uplatnění, které se nyní poloprovazně testuje.

Dalšími vhodnými přípravky jsou látky na bázi trichlorisokyanurové kyseliny (Barros, 2005). Tyto přípravky jsou dodávány buď ve formě granulátu nebo tablet. Výhodou je jejich nezávadnost, poměrně snadné dávkování, pomalé

rozpouštění ve vodě a dlouhé dezinfekční účinky. Sumárně lze tento proces znázornit následující rovnicí:



V průběhu působení těchto přípravků však vzniká kyselina kyanurová, která je zdrojem dusíku, což v některých akvakulturních systémech (především s nízkou kapacitou biologického filtru) může způsobovat technologické problémy. Tento přípravek je vhodný především pro dezinfekci chovatelského zařízení a nářadí s dlouhým bakteriocidním účinkem. Jeho využití v jednotlivých RAS pak záleží na osobních zkušenostech a vlastním uvážení chovatele. Sama kyselina kyanurová může jako organická látka také částečně v systému spotřebovávat např. kyslík, což může být dalším aplikačním limitem tohoto přípravku v akvakultuře. Obecně kyselina kyanurová podléhá biologickému rozkladu a je velmi málo toxická (např. LC_{50} stanovené perorálně u potkanů je $7,7 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$). Její využití v akvakultuře je nyní rovněž teprve testováno.

Přípravky na bázi kyseliny peroctové (např.: přípravek Persteril či Wofasteril) jsou nejčastěji používány ve formě zředěných roztoků (Zusková a kol., 2011). V koncentrované formě je kyselina peroctová silné oxidační činidlo, které reaguje s řadou organických látek explozivně. Je náročná na materiálové vybavení, skladování a silně zapáchá. Tato kyselina je nebezpečná pro obsluhu a manipulaci. V průběhu svého působení se kyselina peroctová rozkládá na kyselinu octovou a peroxid vodíku. Při aplikaci do vody je nutné počítat s poklesem pH a následným rozkladem kyseliny octové, která je biologicky velmi dobře rozložitelná a celý proces se projeví spotřebou a úbytkem kyslíku. Při ošetření ploch a nářadí ji lze použít v bezoplachovém režimu.

Peroxodisíran draselný $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ má rovněž oxidační vlastnosti. Obecně je používán jako dezinfekční činidlo např. v provozech bazénů a zahradních jezírek. Konečným produktem jeho rozkladu jsou sírany a aktivní kyslík. Komerčně jsou dostupné jak lisované tablety, tak krystalická látka.

Ozon je velmi účinný oxidační dezinfekční prostředek, který se ve vodných roztocích rychle rozpadá na atomární kyslík. Rychlost děje závisí na řadě faktorů – tlaku, pH, teplotě vody, iontové síle roztoku, obsahu organických látek atd. Jeho dezinfekční vlastnosti jsou vynikající, protože má mimořádně velkou mikrobiocidní účinnost. Koncentrace ozonu od $0,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ se ukázala dostatečná pro zabití všech bakterií, virů, plísní a hub (Davidson a kol., 2011). Sterilizace a dezinfekce je nezávislá na přítomnosti amoniaku (NH_3 , amonné soli se ozonem oxidují minimálně), a není tak, na rozdíl od řady přípravků na bázi chloru, ovlivněna hodnotou pH. Mikroorganismy, které jsou za normálních podmínek rezistentní vůči chloru nebo potřebují hodiny kontaktního času, jsou zničeny ozónem během několika sekund. Z tohoto pohledu je použití ozónu k dezinfekci vody velmi vhodné (Žáček, 1981). Z hlediska aplikace v okruzích

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

RAS je výhodné, že rozklad ozonu probíhá rychleji ve vodě znečištěné organickými látkami (Bullock a kol., 2017; Policar a kol., 2017). Pokud došlo k předávkování ozonu, je nutno jeho rezidua odstranit průchodem přes směšovač kyslíku, filtr s aktivním uhlím nebo tlakový filtr. Pro odstraňování zbytkového ozonu se také někdy doporučují využívat UV zářiče, které ovšem vzhledem k jejich dočasné životnosti a nižší účinnosti, nemusí vždy zbytkový ozon z vody odstraňovat efektivně. V Tab. 6 jsou uvedeny orientační dávky ozonu potřebné pro odstranění vybraných druhů bakterií a virů.

Tab. 6. Dávky ozonu nutné pro zničení vybraných druhů bakterií a virů (Kneiflová, 2001).

Mikroorganizmus	Dávkování ozonu
<i>Bacillus cereus</i>	0,2 mg.l ⁻¹ po dobu 30 sekund
<i>Bacillus subtilis</i>	0,1 mg.l ⁻¹ po dobu 33 minut
<i>Cladosporium</i>	0,1 mg.l ⁻¹ po dobu 12,1 minuty
<i>Enteric virus</i>	4,1 mg.l ⁻¹ po dobu 29 minut v surové odpadní vodě
<i>Escherichia coli</i> (v čisté vodě)	0,25 mg.l ⁻¹ po dobu 1,6 minuty
<i>Escherichia coli</i> (v odpadní vodě)	2,2 mg.l ⁻¹ po dobu 19 minut
<i>Herpes virus</i>	0,1–0,8 mg.l ⁻¹ po dobu 30 sekund
<i>Legionella pneumophila</i>	0,32 mg.l ⁻¹ po dobu 30 minut v destilované vodě
<i>Mucor piriformis</i>	3,8 mg.l ⁻¹ po dobu 2 minut
<i>Mycobacterium fortum</i>	0,25 mg.l ⁻¹ po dobu 1,6 minuty ve vodě
<i>Phytophthora parasitica</i>	3,8 mg.l ⁻¹ po dobu 2 minut
<i>Salmonella typhimurium</i>	0,25 mg.l ⁻¹ po dobu 1,67 minuty
<i>Stafylokoky</i>	1,5–2 mg.l ⁻¹ po dobu 30 sekund
bakterie <i>Streptococcus</i>	0,2 mg.l ⁻¹ po dobu 30 sekund
<i>Tyfus abdominalis</i>	1,5–2 mg.l ⁻¹ po dobu 30 sekund

Velkou předností ozonu je možnost jeho použití nejen k dezinfekci, ale i k rozkladu organických látek bez následného zanášení balastních solí do vodního prostředí. Nevýhodou použití ozonu v RAS je ale jeho vysoká toxicita jak pro vodní živočichy, tak pro obsluhující personál. Ozon navíc působí korozivně na celou řadu materiálů.

Ozon se generuje v různých typech výrobníků buď ze vzduchu, nebo z čistého kyslíku. Nevýhodou těchto zařízení však je, že musí pracovat na svoji jmenovitou kapacitu, a nelze tudíž regulovat jejich výkon dle aktuální potřeby.

3.9. Stabilizace hodnot pH vody pomocí jednotky stabilizace (pH stat)

Hodnota pH je vedle teploty a nasycení vody kyslíkem rozhodujícím parametrem kvality vody. Velké kolísání pH vody daného systému má negativní vliv na fyziologii rybí obsádky a správnou funkci biologického filtru. Úprava tohoto parametru skokově, tzn. ručním jednorázovým dávkováním neutralizačních činidel, vede k rozkolísání systému nejen v hodnotě pH, ale i v řadě dalších parametrů kvality vody, jejichž forma výskytu je závislá na hodnotě pH. Nejznámějším případem v této oblasti je disociace amonných iontů, a to především z hlediska toxicity volného amoniaku vůči rybám. Hodnota pH má podstatný vliv i na průběh rozkladných procesů dusíkatých látek v biologickém filtru. Zejména nitrifikační procesy jsou k hodnotě pH poměrně velmi citlivé. Při vysokých koncentracích amonných iontů a nedostatečné kyselinové neutralizační kapacitě vody může velmi často vlivem mechanismu oxidace docházet k samovolnému poklesu pH vody v systému. Snížené pH pod 7 potom nitrifikační proces zpomaluje nebo úplně zastavuje (pH pod 6,5–6,0; Bindzar, 2009). To znamená, že správný průběh a intenzita nitrifikace vyžaduje nutnou stabilizaci hodnot pH vody pomocí dávkování neutralizačních činidel, nejčastěji na bázi hydrogenuhličitanu či uhličitanu sodného. Stabilizaci pH pak napomáhá i správná funkce denitrifikace, kdy dochází ke zvyšování alkality, která částečně kompenzuje možný pokles pH z nitrifikačního procesu. Na základě zkušeností z RAS provozů jsou však korekce pH i tak nutné (Vachta a kol., 2015; Kouřil a kol., 2008).

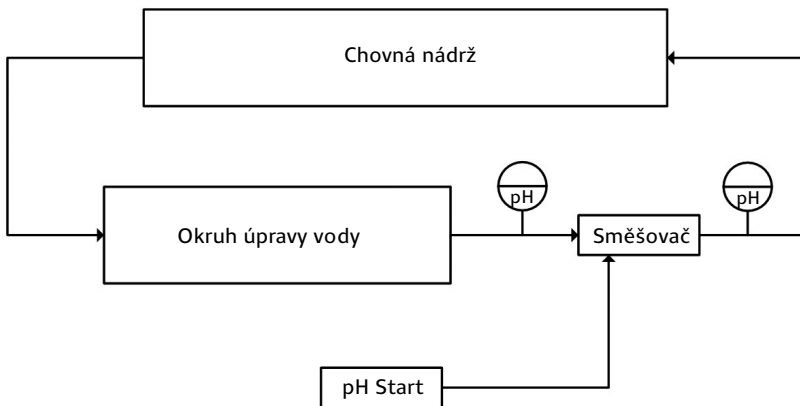
Pro stabilizaci pH je optimální použití potrubního směšovače, kde je pH měřeno před vstupem do směšovače, porovnáno s požadovanou hodnotou a na základě zjištěného rozdílu je aplikována dávka neutralizačního činidla. Kontrolní měření pH pak probíhá i za směšovačem, aby mohla být případně korigována dávka neutralizačního činidla. Nastavení citlivosti a útlumu měření pH je třeba pro potřeby každého RAS provádět individuálně a zvlášť.

Důležitou otázkou je tedy volba velikosti dávky neutralizačního činidla, která bývá někdy mylně dávana do souvislosti pouze s hodnotou pH. Z rozdílu naměřené a požadované hodnoty pH však nelze v žádném případě přímo usuzovat na dávku neutralizačního činidla, protože ta je dána neutralizační kapacitou vody, tedy obsahem látek schopných vázat neutralizační činidlo. Dle použitého neutralizačního činidla pak rozlišujeme zásadovou neutralizační kapacitu (ZNK) – dávkována jsou alkalická činidla a kyselinovou neutralizační kapacitu (KNK) – dávkována jsou kyselá činidla. Indexem u příslušného označení se pak označuje pH, do kterého byla titrace provedena, např. $ZNK_{7,5}$. Neutralizační kapacita se vyjadřuje v molární koncentraci silných jednosytných kyselin a zásad na jednotku objemu, např. v mol.l^{-1} nebo mmol.l^{-1} . Pokud při

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

úpravě pH dochází ke vzniku nerozpustného podílu (např. sraženiny), při jehož vzniku se spotřebovává přidávané neutralizační činidlo, mohou mít vody se stejným pH řádově odlišné spotřeby neutralizačního činidla. Stejně je tomu i u vod s vyšší tlumivou kapacitou (Pitter, 2015).

Jednotka pH stabilizace (pH stat) je nejčastěji tvořena dvojicí měrných pH elektrod, potrubním směšovačem, vyhodnocovací a řídicí jednotkou, řízeným dávkovacím čerpadlem a zásobníky činidel. Pokud je třeba pH stabilizovat střídavě z alkalické i kyselé oblasti, jsou dávkována jak alkalická, tak kyselá činidla. To je ale v oblasti RAS výjimkou. V naprosté většině případů se jedná o zvyšování pH alkalizačním činidlem. Činidlo musí být po seřízení jednotky pH stabilizace v chovatelském systému používáno v přibližně stálé koncentraci, aby okruh pracoval v ustáleném režimu. Zapojení jednotky pH stabilizace v systému je zřejmé z následujícího schématu (Obr. 14). Podle potřeby chovatele může být pH stat zařazen i na jiné místo v systému.



Obr. 14. Technologické schéma zapojení jednotky pH stabilizace (pH stat) do RAS.

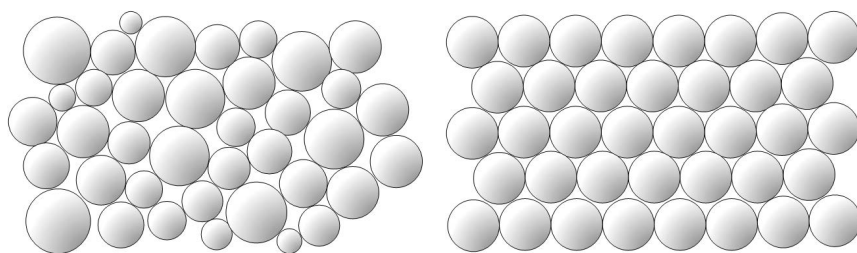
Provedení pH stabilizace dle místních podmínek v RAS nemusí být pouze ve formě potrubního směšovače. Lze ji využít jako jakoukoli protékanou jímku s turbulentním prouděním vody, případně vybavenou míchadlem (mechanické míchadlo, čerpadlo s ejektorem), kam lze současně nainstalovat dávkovací čerpadlo se zásobníkem činidla, a řízené pH elektrodou. Tato čerpadla jsou dodavatelem vybavena i sací jehlou s indikací hladiny zásobního činidla. Podmínkou této aplikace je dostatečná homogenizace činidla s upravovanou vodou. Toto řešení je investičně i provozně nenáročné. V obou provedeních pH stabilizace je nutné pouze čistit měrné elektrody mechanickým otřením a dále kontrolovat a provádět jejich kalibraci dle pokynů výrobce.

3.10. Ionexy – selektivní odstraňování dusičnanů z vody

3.10.1. Charakteristika ionexů

Ionexy jsou látky schopné vyměňovat ionty mezi ionexovou fází a roztoky elektrolytů. Schopnost vyměňovat ionty má celá řada látek, a to jak organického, tak anorganického charakteru. Ionexy jsou makromolekulární sloučeniny, jejichž základ tvoří trojrozměrný skelet, na kterém jsou pevně zabudovány funkční skupiny, které disociací poskytují fixované ionty. Ionexy přitahují určitý iont z roztoku a místo něho uvolňují ekvivalentní množství jiného iontu stejného náboje (Jelínek a kol., 2009). V úpravě vody se dnes používají převážně organické polymerní látky vyráběné na bázi kopolymerů styrenu, kyseliny akrylové, kyseliny metakrylové a polyethylenaminů se síťovacím činidlem. Jako síťující činidlo se používá divinylbenzen (DVB) o různých koncentracích (Parschová a kol., 2016).

Ionexy se vyrábějí ve formě ionexových zrn o průměru 0,3–1,2 mm. V současnosti se upřednostňuje používání tzv. monodisperzních (monosferických) ionexů (Obr. 15), jejichž velikost zrn se pohybuje v úzkém rozmezí 0,55–0,65 mm. Monosférické ionexy vyhovují lépe jak z hlediska depozice, tak z hlediska hydraulických poměrů v koloně. V současné době se ionexy dodávají také ve formě vláken. Oproti standardním perličkovým ionexům je jejich výhoda v rychlejším přístupu odstraňovaného iontu k funkční skupině.



Obr. 15. Standardní (vlevo) a monosferické (napravo) ionexy (Jelínek a kol., 2009).

Funkční skupiny (fixované ionty) mohou nést záporný, nebo kladný náboj. Podle toho rozeznáváme měniče kationtů (katexy), které mají záporně nabitě funkční skupiny, a opačně nabitě měniče aniontů (anexy), které mají kladně nabitě funkční skupiny (Tab. 7).

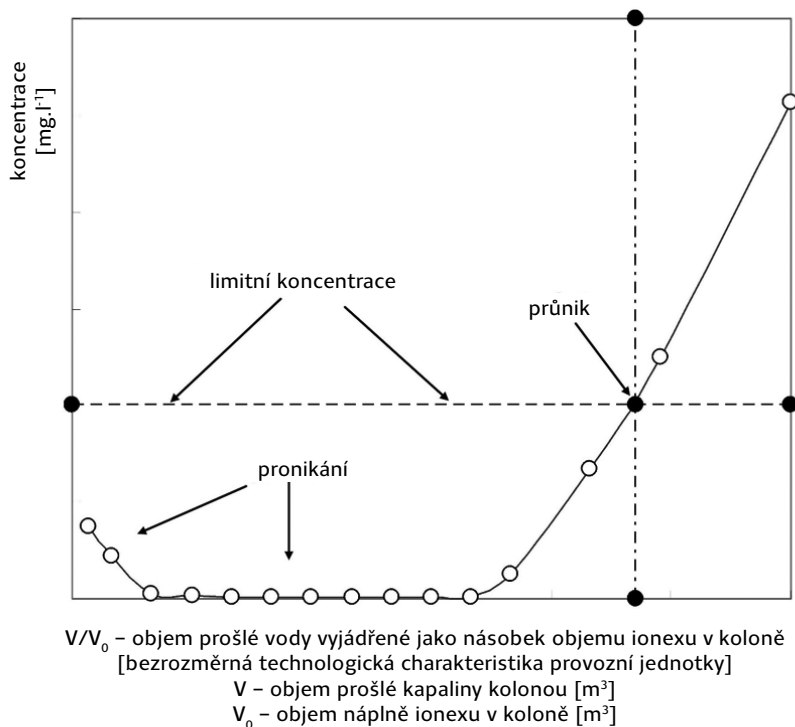
NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

Tab. 7. Rozdělení ionexů (Jelínek a kol., 2009; Parschová a kol., 2016).

Ionex	Funkční skupina
silně kyselý katex	$-\text{SO}_3^-$
středně kyselý katex	$-\text{PO}(\text{OH})_2$
slabě kyselý katex	$-\text{COO}^-$
silně bazický anex I. typu	$-\text{N}^+(\text{CH}_3)_3$
II. typu	$-\text{N}^+(\text{CH}_3)_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OH}$
slabě bazický anex	$-\text{N}(\text{CH}_3)_2$
chelatační ionexy	$-\text{N}(\text{CH}_2\text{COOH})_2$, $-(\text{NCH}_2\text{CH}_2\text{N})_n\text{H}$ a další

Každý ionex je definován tzv. celkovou kapacitou, která v závislosti na objemu nebo hmotnosti ionexu udává počet funkčních skupin v ionexu. Celková kapacita se obvykle vyjadřuje v eq.l^{-1} ionexu v definované formě nebo v eq.kg^{-1} ionexu v suchém stavu.

Během pracovního období se sleduje zbytková koncentrace odstraňovaných iontů na výstupu z ionexové kolony a nazývá se pronikání. Pronikání může být způsobeno např. nedokonalou regenerací ionexu v předchozím pracovním cyklu (nízká regenerační dávka, velmi pevně poutané ionty, které nebyly vytěsněny). Pracovní období se provozuje při daném specifickém zatížení, které vyjadřuje hodinový průtok vztažený na objem ionexové náplně. Obvykle se pracuje při specifickém zatížení $10\text{--}40 \text{ V/V}_0 \cdot \text{h}^{-1}$ [$\text{m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$]. Pracovní období končí po dosažení užitečné kapacity (bod průniku). Pokud je ionex při daném specifickém zatížení zregenerován příslušnou dávkou regeneračního činidla a následně vymyt demineralizovanou vodou, je možné znovu započít s pracovním obdobím. Ve většině případů je nutné si předem stanovit cílové parametry kvality vody, kterých chceme úpravou vodného roztoku dosáhnout. Jedná se o limitní koncentraci, při které přerušíme sorpční (pracovní) fázi – bod průniku, na který za daných provozních podmínek vztahujeme užitečnou kapacitu ionexu (Obr. 16). Koncentraci odpovídající bodu průniku volíme dle podmínek použití a separovaného iontu (Jelínek a kol., 2009; Parschová a kol., 2016).



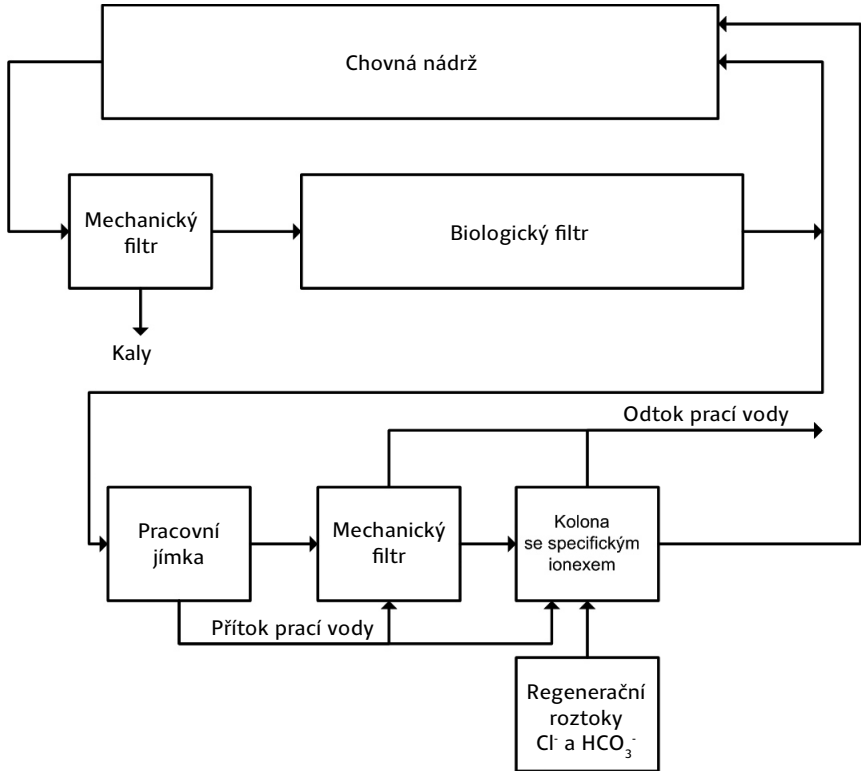
Obř. 16. Grafické znázornění pracovního období ionexu (Jelínek a kol., 2009).

3.10.2. Selektivní odstraňování dusičnanů

Tato metoda se zdá být potencionálně využitelná v RAS bez použití denitrifikační jednotky, bez spojení s akvaponií či jakékoliv výměny vody v systému. Ve všech zmíněných případech je zřejmé, že v daném systému bude docházet ke kumulaci dusičnanů jako finálního produktu nitrifikace. To je přípustné do hodnoty 100–120 $mg.l^{-1}$ NO_3^- . Při vyšších koncentracích dusičnanů ve vodě je následně nutné jejich obsah nějakým způsobem snižovat. V opačném případě způsobuje vyšší koncentrace dusičnanů významnou depresi růstu u většiny chovaných druhů ryb (Kouřil a kol., 2008; Vachta a kol., 2015). Dusičnany jsou v klasickém RAS odstraňovány výměnou vody (pro udržení koncentrace dusičnanů pod 100 $mg.l^{-1}$ je nutné denně vyměnit 300 litrů vody v daném systému na 1 kg zkrmeného peletovaného krmiva; Warrer-Hansen, osobní sdělení, 2015).

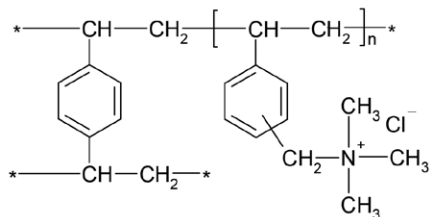
NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

S rozvojem intenzivních chovů ryb a již dnes se projevujícím nedostatkem vody bude nutné používat stále účinnější postupy filtrace (úpravy) vody bez nutnosti doplňovat do systému novou čistou vodu. S tím souvisí potenciaální využití měničů iontů a případně dalších regenerovatelných sorpčních materiálů v rámci selektivní ionexové kolony (Janda, 2008). Možnost napojení selektivní ionexové kolony pro separaci dusičnanů z RAS je znázorněno na Obr. 17.



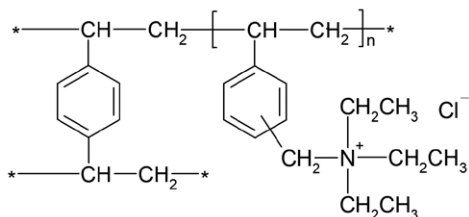
Obr. 17. Technologické schéma instalace iontoměničové kolony pro separaci dusičnanů.

Při iontové výměně jsou dusičnany z vody odstraňovány standardními silně bazickými anexy s kvartérní trimethylamoniovou funkční skupinou (Obr. 18), jejichž selektivita k aniontům stoupá v řadě $\text{HCO}_3^- < \text{Cl}^- < \text{NO}_3^- < \text{SO}_4^{2-}$ (Janda, 2008; Jelínek a kol., 2009).



Obr. 18. Struktura standardního silně bazického anexu s trimethylamoniovou funkční skupinou (Janda, 2008).

Pokud je však koncentrace síranů v čištěné vodě vyšší než dusičnanů, je vhodné použít selektivní anexy s kvartérní triethylamoniovou funkční skupinou (Obr. 19). Tento anex je strukturálně podobný standardním anexům pouze s tím rozdílem, že kvartérní amoniová funkční skupina obsahuje delší alkylový řetězec. Selektivní řada aniontů pro tento anex je $\text{HCO}_3^- < \text{Cl}^- < \text{SO}_4^{2-} < \text{NO}_3^-$. Z toho vyplývá, že dusičnanové anionty jsou při sorpci poutány nejpevněji (Janda, 2008).



Obr. 19. Struktura anexu s triethylamoniovou funkční skupinou (Janda, 2008).

Anex je možné regenerovat chloridy, sírany, hydrogenuhličitaný nebo jejich kombinací. Výběr regeneračního činidla závisí na koncentraci aniontů v surové vodě. Kdybychom použili anex v chloridové formě, vzniká nebezpečí pronikání chloridů do čištěné vody. Stejné problémy mohou nastat při užití síranové formy (Janda, 2008; Jelínek a kol., 2009). Tím by docházelo k trvalému nárůstu rozpuštěných anorganických solí ve vodě RAS, což je rovněž z hlediska dlouhodobé funkce akvakulturního systému nežádoucí.

K odstraňování dusičnanů z vody se při dvoustupňové regeneraci nejlépe osvědčilo použití selektivního, silně bazického anexu, kdy byly dusičnany vytěsněny chloridem sodným a následně byl ionex částečně převeden do hydrogenuhličitanové formy koncentrovaným roztokem hydrogenuhličitanu sodného. Při této variantě hodnoty doprovodných aniontů (chloridy, sírany)

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

nenarůstají, a je tak splněna požadovaná kvalita vody v daném RAS (Jelínek a kol., 2004).

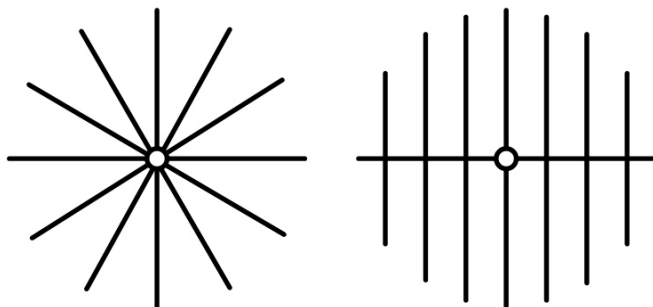
Komerčně dostupný je selektivní anex se styren-divinylbenzenovou maticí a triethylamoniovou funkční skupinou, např. Imac HP – 555. Tento anex je komerčně dodáváný a jeho užití pro potravinářské účely a úpravu pitné vody je osvědčeno hygienickým atestem, který zaručuje, že nedochází k vyluhování organických látek z anexu, a tudíž nebude působit žádné problémy v RAS (Jelínek a kol., 2009).

3.10.3. Provozní uspořádání a využití ionexových kolon

Jak již bylo zmíněno, k čištění vody v různých systémech recirkulující vodu se využívají speciální ionexové (nebo též iontoměničové) kolony, které vytvářejí optimální podmínky pro funkci samotných ionexů. Tyto kolony jsou konstrukcí analogické běžným filtračním kolonám. Rovněž je zde kladen důraz na rovnoměrné rozdělení průtoku znečištěné vody po co největším povrchu kolony. Filtr kolony je běžné konstrukce, se spodním tryskovým dnem, horním tryskovým dnem a detailní uspořádání kolony bývá různé podle konkrétního výrobce (Jelínek a kol., 2009; Parschová a kol., 2016).

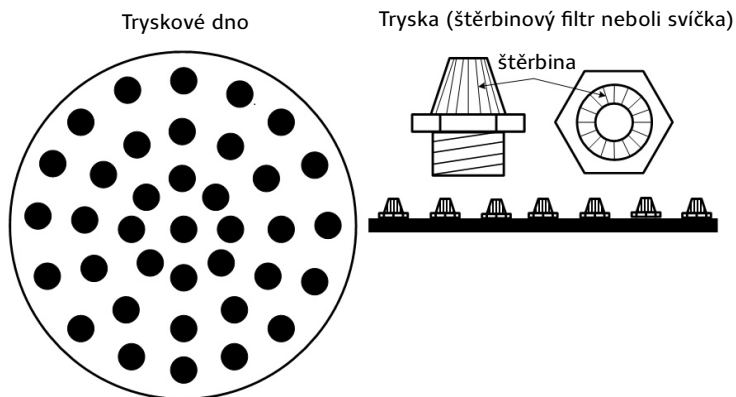
Plnění kolon iontoměničem se provádí na drenážní vrstvu zakrývající distributory průtoku. Vrstva iontoměniče se používá obvykle ve výšce 0,8–1 metr. Nad iontoměničovou hmotou je nutné ponechat volný prostor pro tzv. zbobtnání ionexu (zvětší svůj objem nasátím kapaliny i případně vlivem regenerace).

Kolona je na horní straně opatřena automatickou hlavou, která umožňuje automatické střídání jednotlivých pracovních cyklů kolony (viz detailní popis níže). Hlava kolony je napojena na zpracovávané médium (čištěnou vodu), prací vodu a regenerační činidla. Pro pokročilé ionexové technologie je poměrně zásadní dokonalé rozvedení kapaliny do celého průměru ionexové kolony tak, aby bylo dosaženo rovnoměrného (dostatečně rozptýleného) toku upravované vody kolonou. Takovýto tok se co nejvíce blíží tzv. ideálnímu pístovému toku. Jako nejjednodušší distributory průtoku vody v koloně se používají trubky s otvory místo trysek. Tyto trubky mohou být uspořádány do tvaru hvězdice nebo žebříku (viz Obr. 20; Jelínek a kol., 2009).



Obr. 20. Distributory průtoku čištěné vody (hvězdice a žebřík) v iontoměničové koloně (Jelínek a kol., 2009).

V moderních ionexových kolonách se používají v drtivé většině pro distribuci průtoku čištěné vody trysková dna. Ve dně jsou rovnoměrně vyvrtány otvory opatřené závitem, do těchto závitů jsou vsazeny trysky se štěrbinami, jejichž velikost je menší než velikost částice ionexu. Tryskové dno a trysky popisuje Obr. 21 (Jelínek a kol., 2009).



Obr. 21. Tryskové dno a trysky využívané pro distribuci čištěné vody v ionexové koloně (Jelínek a kol., 2009).

V průběhu provozu iontoměničové kolony v různém recirkulačním systému se střídá tzv. pracovní období, kdy jsou z roztoku znečištěné vody separovány znečišťující složky (v tomto případě ionty), s obdobími, kdy se obnovuje čistící kapacita iontoměniče v dané koloně (dochází k regeneraci ionexu; Parschová a kol., 2016).

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

Před vlastní regenerací ionexů probíhá jejich praní, které se provádí tak, že ionexové lože se proudem začíná v dané koloně vznášet. Při praní se vlastní ionex promývá zespodu nahoru dané kolony (Jelínek a kol., 2009). Během tohoto procesu dochází k odstranění nerozpuštěných a suspendovaných částic a bublinek plynu, které se dostaly do filtru nedokonalou předúpravou. Při praní také dochází k pročištění kanálků a trysek kolony, aby byl zajištěn rovnoměrný průtok regeneračního roztoku a následně pak čisticí vody kolonou. Taktéž dochází k nakypření ionexu, neboť během pracovního období dochází v důsledku zanášení vrchních vrstev ionexu v koloně ke vzrůstu tlakových ztrát, což vede ke stlačování objemu ionexu. Četnost praní závisí na použité následující regeneraci. V případě, že se jedná o souproudou regeneraci, praní se provádí po skončení každého pracovního období. Pokud je systém provozován s protiproudou regenerací, tak se praní provádí zhruba jednou měsíčně nebo po 20–40 pracovních cyklech (Parschová a kol., 2016).

Regenerace slouží k vytěsnění zachycených protiiontů a k převedení ionexu do pracovní formy pomocí regeneračního činidla (Jelínek a kol., 2009). Minimální regenerační doba je 30 minut, ale optimálně se doporučuje regenerovat 45 až 90 minut. Specifické zatížení při regeneraci se pohybuje v rozmezí $s = 1-4 V/V_0 \cdot h^{-1}$. Objem regeneračního činidla má odpovídat nejméně 1,1 násobku objemu ionexu ve filtru. U regenerace ionexu rozdělujeme regeneraci na souproudou a protiproudou. Při souproudé regeneraci prochází regenerační roztok kolonou ve stejném směru jako upravovaná voda při pracovním období. Při souproudé regeneraci se z důvodu jednodušší konstrukce používá uspořádání průtoku shora dolů. U protiproudé regenerace je směr průtoku opačný při regeneraci než při sorpci vybraných iontů při pracovním období. Jako první se regenerují spodní vrstvy kolony naplněné ionexem. Dochází tak k dokonalé regeneraci podílu ionexu v místech, kde upravovaná voda opouští kolonu při sorpci. Proto je možno při regeneraci ionexu snižovat dávku regeneračního činidla při zachování vysoké kvality čištěné vody, která je lepší než při souproudém způsobu (Parschová a kol., 2016).

Po vlastní regeneraci následuje další promytí ionexu v koloně. Cílem je odstranění zbytků regeneračních činidel (Jelínek a kol., 2009). Specifické zatížení kolony při tomto praní se pohybuje v rozmezí $s = 4-6 V/V_0 \cdot h^{-1}$. Objem prací vody má odpovídat nejméně 5–7 násobku objemu ionexu v iontoměničové koloně. Po tomto konečném praní opět následuje fáze pracovního období iontoměničové kolony a celý pracovní cyklus se opakuje (Parschová a kol., 2016).

3.11. Využití RAS při sádkování ryb v období sucha či v oblastech s nedostatkem vody v krajině

Neustále se zhoršující vodní bilance ve volné krajině negativně ovlivňuje jak samotné rybníční soustavy, tak zdroje vody pro sádkování ryb. Z toho důvodu je snaha vytvořit recirkulační okruhy vody i pro tyto provoz. V tomto případě jde o potencionální možnost využít technologii RAS v rybníční akvakultuře pro sádkování tržních ryb, většinou kapra obecného (*Cyprinus carpio*). Je nutné zmínit, že tato myšlenka se v současné době teprve vyvíjí a optimalizuje k dalšímu praktickému využití. Teprve výsledky poloprovozních testů ukáží, je-li technologie RAS k tomuto účelu využitelná či nikoliv. V tomto případě se technologie RAS aplikuje ve venkovních podmínkách. Účelem sádkování je složené tržní ryby připravit na prodej (vylačnit a vysádkovat je). Na rozdíl od intenzivních chovů ryb je zde výhodou to, že vysoké obsádky ryb na sádce nejsou krmeny a produkce škodlivin je tak nižší a s dobou sádkování se postupně snižuje. Nevýhodou jsou ale nízké teploty vody ve venkovním prostředí v podzimním či zimním období, které zpomalují proces rozkladu a oxidace organických látek, nitrifikaci a případně i denitrifikaci. Problémem je i neustálený provoz, který je závislý na využití daných sádek v závislosti na výlovu ryb z rybníku a jejich následném prodeji. V souvislosti s tím je nutné řešit i problematiku náběhu biologických filtrů v rámci daného RAS a jejich udržení v provozuschopném stavu i při minimálním zatížení. Zároveň je také nutné zohlednit (nebo přihlédnout ke kvalitě) kvalitu zdrojové vody pro sádky.

V současné době se vyvíjejí jednotlivé prototypy této technologie s různou úrovní provozního čištění a sledování kvality vody v závislosti na odlišných potřebách čištění daných vod. V konstrukci technologie je zohledněno i zmíněné sezonní kolísání produkce odpadních látek a možnosti jejich zpracování při kolísání vnějších teplot.

Čistící technologie je obecně koncipována jako mobilní v rámci daných sádek tak, aby s ní bylo možné volně manipulovat podle aktuálních potřeb sádkování. Tento celek je určen pro vytvoření recirkulačního okruhu vody v sádkovém hospodářství, kde je znečištěná voda na místo vypouštění do recipientu čerpána do čistícího zařízení a odkud je vracena zpět do sádek k dalšímu využití. Proces čištění je založen na separaci nerozpuštěných látek a na procesu aerobní kontaktní oxidace amonných iontů. Dále je provedena separace a odvodnění uvolněných kalů z biologického čištění. U vody, která teče zpět do sádek, je použita sterilizace UV zářením. Separované nerozpuštěné látky jsou odvodněny na mechanickém separátoru. V každém cyklu vody v daném systému je dopouštěno cca 10 % vody čerstvé, která je získávána z povrchových recipientů, čímž je udržován nízký obsah dusičnanů ve vodě daného systému.

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

V nádrži s rybami jsou kontinuálně sledovány parametry kvality vody, jako je teplota vody, pH a obsah rozpuštěného kyslíku.

Tato popsaná technologie může být rozšířena také o ultrafiltrační separátor, který zajistí současně i mikrobiální čistotu vody v daném RAS. Tento prototyp je pak vybaven mikrobublinným aeračním systémem pro aeraci vody, který zajišťuje homogenizaci vody v celém objemu. Toto technologické uspořádání umožňuje také zajištění vysoké kvality vstupní vody při napouštění sádek z povrchových recipientů.

Jestliže by se předpokládalo využití této technologie RAS pro sádkování ryb i v letním období, potom by daný systém musel být vybaven filtrem s aktivním uhlím, případně generátorem ozonu a chlazením.

Vývoj a testování této technologie je v současné době na začátku a teprve následující vývoj a výzkum ukáže, má-li tato technologie reálné uplatnění z hlediska chovatelské bezpečnosti, snadné ovladatelnosti obsluhy a rentability provozu.

4. SROVNÁNÍ „NOVOSTI POSTUPŮ“

Tato certifikovaná metodika přináší informace o nových či technologicky vylepšených komponentech a postupech potencionálně využitelných v intenzivním chovu ryb využívajícího RAS technologii. Tato publikace navazuje a tematicky rozšiřuje již dříve publikované práce Kouřil a kol. (2008) a Vachta a kol. (2015). Cílem této metodiky je upozornit na nové a velmi efektivní technologické komponenty RAS, které mohou při jejich využití v praxi významným způsobem zvýšit efektivitu a případnou rentabilitu. Využití některých zmiňovaných komponentů v praxi může také v budoucnu významným způsobem zvýšit využití všech vynakládaných živin a energie.

5. POPIS UPLATNĚNÍ CERTIFIKOVANÉ METODIKY

Cílem certifikované metodiky je využít nové technologické komponenty k optimalizaci intenzivních chovů ryb, což s sebou může přinést zvýšení efektivity a rentability. Snahou je tyto komponenty a postupy v rybářské praxi prakticky využívat. Z tohoto důvodu budou výsledky této certifikované metodiky dále poloprovozně ověřovány a případně uplatňovány ve spolupráci Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, Fakulty rybářství a ochrany a největšího produkčního rybářského podniku FISH Farm Bohemia s.r.o., který v ČR využívá zmiňovanou RAS technologii.

6. EKONOMICKÉ ASPEKTY

Je velmi obtížné odhadnout nebo nějak odborně kvantifikovat ekonomický přínos této publikace pro české produkční rybářství. Obecně je snahou díky nově popisovaným technologickým komponentům a postupům zvyšovat efektivitu intenzivních chovů ryb v ČR snížením spotřeby elektrické energie na provoz o 1–5 %, snížením spotřeby čistého kyslíku na prokysličování vody v odchovných nádržích o 1–5 % a snížením potřeby čerstvé vody, která obměňuje vodu v daných systémech z důvodu eliminace produktů metabolismu dusíku (především dusičnanů) o cca 5 %. Uplatňování nových komponentů v praxi intenzivních chovů ryb může přinést zvýšenou kvalitu vody a snížené úhyny ryb u produkčních farem cca o 1–2 %.

V současné době se předpokládá, že přední produkční podniky zabývající se intenzivní akvakulturou, kterými jsou: FISH Farm Bohemia s.r.o., Pstruhařství Jizerské hory s.r.o., Tilapia s.r.o., NDC-ryba s.r.o., BioFish s.r.o. a SALMOFARM s.r.o. a další, disponují průměrnou roční produkcí tržních ryb na úrovni 500–700 tun s předpokládanými provozními náklady 30–45 miliónů Kč s DPH. Jestliže by u těchto uvedených podniků došlo při aplikaci nových komponentů a postupů ke snížení mortality ryb o 1–2 % a k snížení zmíněných provozních nákladů, mohlo by dojít k celkové úspoře provozních nákladů v rámci ČR na úrovni 2–4 miliónů Kč s DPH. Ovšem tato kalkulace je velmi hypotetická a není založená na přesné kalkulaci produkčních nákladů u jednotlivých podniků. Na tomto místě je uvedený pouze tzv. odborný odhad kalkulace ekonomického přínosu této certifikované metodiky pro produkční rybářství. Důvodem této skutečnosti je mimo jiné nízká pravděpodobnost, že by všechny podniky začaly zmíněné nové komponenty a postupy RAS efektivně využívat.

7. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Barros, J.C., 2005. Trichloroisocyanuric acid (TCCA). *Synlett* 13: 2115–2116.
- Bindzar, J., 2009. *Základy úpravy a čištění vod*. VŠCHT, Praha, 251 s.
- Bullock, G.L., Summerfelt, S.T., Noble, A.C., Weber, A.L., Durant, M.D., Hankins, J.A., 2017. Ozonation of a recirculating rainbow trout culture systém I. Effects on bacterial gill disease and heterotrophic bacteria. *Aquaculture* 158: 43–55.
- Davidson, J., Good, C., Welsh, C., Summerfelt, S., 2011. The effects of ozone and water exchange rates on water quality and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* performance in replicated recirculating systems. *Aquaculture Engineering* 44: 80–96.
- Di-box, 2018. www.di-box.com.pl, navštíveno 19.11.2018.
- Dohányos, M., Koller, J., Strnadová, N., 2007. *Čištění odpadních vod*. VŠCHT, Praha, 177 s.
- Fuka, T., 2006. *Moderní metody zneškodňování průmyslových odpadních vod*. ČÍŽP, Praha, 56 s.
- Fuka, T., 2017. *Zneškodňování odpadních vod z provozů galvanických a chemických povrchových úprav kovů*. Část 2. ČSPÚ, Jihlava, s. 132–153.

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

- Fuka, L., Fuka, T., Fuka, T., 2013 Zpracování odpadních vod z procesů předúprav. In: Sborník celostátní aktiv galvanizérů, ČSPÚ, Jihlava, 5–6. 2. 2013, 62–65.
- Huguenin, J.E., Colt, J., 2002. Design and Operating Guide for Aquaculture Seawater Systems. Elsevier, Amsterdam, 336 pp.
- Chen, S., Timmons, M.B., Bisogni, J.J., Aneshansley, D.J., 1993. Suspended solids removed by foam fractionation. The Progressive Fish-Culturist 55: 69–75.
- Christensen, M.H., Harremods, P., 1978. Nitrification and denitrification in wastewater treatment. In: Mitchell, R. (Ed.), Water Pollution Microbiology, Wiley-Interscience, Vol. 2: pp. 391–414.
- Colt, J., 1991. Aquaculture production systems. Journal of Animal Science 69: 4183–4192.
- Janda, V., 2008. Odstraňování anorganických sloučenin dusíku při úpravě pitné vody. In: Dolejš, P. (Ed.), Sborník konference Pitná voda 2008, W&ET Team České Budějovice, s. 177–188.
- Jelínek, L., Parschova, H., Matějka, Z., Paidar, M., Bouzek, K., 2004. A combination of ion exchange and electrochemical reduction for nitrate removal from drinking water, Part I: Nitrate removal using a selective anion exchanger in the bicarbonate form with reuse of the regenerant solution. Water Environment Research 76: 2686–2690.
- Jelínek, L., Parschová, H., Paidar, M., Mištová, E., 2009. Desalinační a separační metody v úpravě vody. 1. vydání, VŠCHT, Praha, 172 s.
- Kim, B.H., Gadd, B.H., 2008 Bacterial Physiology and Metabolism. New York, Cambridge University Press, pp. 355–358.
- Kneiflová, J., 2001. Dezinfekční přípravky II: schválené k používání v ČR k 30. 6. 2001. Praha: KNEIFL, 448 s.
- Kouba, A., Lunda, R., Hlaváč, D., Kuklina, I., Hamáčková, J., Randák, T., Kozák, P., Koubová, A., Buřič, M., 2018. Vermicomposting of sludge from recirculating aquaculture system using *Eisenia andrei*: technological feasibility and quality assessment of end-products. Journal of Cleaner Production 177: 665–673.
- Kouřil, J., 2013a. Recirkulační akvakulturní systémy. In: Mareš, J., Lang, Š. (Eds), Sborník příspěvků z workshopu "Zkušenosti s chovem ryb v recirkulačním systému dánského typu", Mendelova univerzita v Brně, Brno, s. 14–19.
- Kouřil, J., 2013b. Mají šanci recirkulační systémy v chovu ryb v České republice? In: Urbánek, M. (Ed.), Chov ryb a kvalita vody II. Sborník referátů z odborné konference Rybářského sdružení České republiky, České Budějovice, 21.–22. února 2013, s. 81–88.
- Kouřil, J., Hamáčková, J., Stejskal, V., 2008. Recirkulační akvakulturní systémy pro chov ryb. Edice Metodik, FROV JU, Vodňany, č. 85, 40 s.
- Lang, Š., Teplý, M., Brabec, T., Kopp, R., Mareš, J., 2013. Biofiltry v recirkulačních systémech. In: Mareš, J., Lang, Š. (Eds), Sborník příspěvků z workshopu "Zkušenosti s chovem ryb v recirkulačním systému dánského typu", Mendelova univerzita v Brně, Brno, s. 52–58.
- Lang, Š., Kopp, R., Mareš, J., 2015. Nabíhání filtrů na studenododním RAS dánského typu. In: Velišek, J., Kouba, A., Dvořáková, Z., (Eds), Potenciál recirkulačních akvakulturních systémů (RAS) pro české produkční rybářství. Sborník příspěvků z odborného semináře, Vodňany 1.–2. září 2015, s. 52–56.
- Lawson, T.B., 1995. Fundamentals of Aquacultural Engineering. Chapman and Hall, New York, 364 pp.
- Liebmann, H., 1960. Handbuch der Frischwasser und Abwasser Biologie, VEB Gustav Fischer Verlag Jena, 1149 pp.
- 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: 31–38.
- Mareš, J., Lang, Š., Řezničková, P., Kopp, R., 2015. Recirkulační systém „Dánského typu“ pro intenzivní chov lososovitých ryb. In: Velišek, J., Kouba, A., Dvořáková, Z. (Eds), Potenciál recirkulačních akvakulturních systémů (RAS) pro české produkční rybářství. Sborník příspěvků z odborného semináře, Vodňany 1.–2. září 2015, s. 30–39.

- Martins, C.I.M., Eding, E.H., Verdegem, M.C.J., Heinsbroek, L.T.N., Schneider, O., Blancheton, J.P., Roque d'Orbcastel, Verreth, J.A.J., 2010. New development in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. *Aquaculture Engineering* 43: 83–93.
- Mráz, J., Dovalil, B., 2015. Akvapionické systémy – intenzivní chov ryb spojený s pěstováním rostlin. In: Velíšek, J., Kouba, A., Dvořáková, Z. (Ed.), *Potenciál recirkulačních akvakulturních systémů (RAS) pro české produkční rybářství. Sborník příspěvků z odborného semináře, Vodňany, 1.–2. září 2015*, s. 97–105.
- Parschová, H., Jelínek, L., Mištová, E., Janda, V., 2016. Iontové a sorpční technologie v úpravě vody. In: Dolejš, P. (Ed.), *Sborník konference Pitná voda 2016, W&ET Team České Budějovice*, s. 111–118.
- Pitter, P., 2015. *Hydrochemie* (5. vydání), VŠCHT, Praha, 568 s.
- Polícar, T., Kříšťan, J., Blecha, M., Vaniš, J., 2014. Adaptace a chov juvenilních ryb candáta obecného (*Sander lucioperca* L.) v recirkulačním akvakulturním systému (RAS). *Edice Metodik, FROV JU, Vodňany*, č. 141, 46 s.
- Polícar, T., Blecha, M., Kříšťan, J., Svačina, P., 2015. Metody a postupy využívané v intenzivní akvakultuře. In: Velíšek, J., Kouba, A., Dvořáková, Z. (Ed.), *Potenciál recirkulačních akvakulturních systémů (RAS) pro české produkční rybářství. Sborník příspěvků z odborného semináře, Vodňany, 1.–2. září 2015*, s. 62–77.
- Polícar, T., Kolářová, J., Kříšťan, J., 2017. Provozní ověření využití ozonu v intenzivním chovu ryb. *Technická zpráva pilotního projektu č. CZ.10.2.101/2.1/0.0/15_001/0000044, FROV JU, Vodňany*, 55 s.
- Polícar, T., Kříšťan, J., Hampl, J., Blecha, M., Kolářová, J., 2018. Provozní manuál sloužící k efektivnímu provozu intenzivní akvakultury využívající RAS. *Edice Metodik, FROV JU, Vodňany*, č. 169, 59 s.
- Sirotkin, A.S., 2014. *Biofiltrace odpadních vod. Univerzita J.E. Purkyně, Ústí nad Labem*, 114 s.
- Timmons, M.B., 1994. Use of foam fractionators in aquaculture. In: Timmons, M.B., Losordo, T.M. (Eds), *Aquaculture Water Reuse Systems: Engineering Design and Management*. Elsevier, Amsterdam, pp. 247–279.
- Tuček, F., Chudoba J., Koniček Z., 1977. *Základní procesy a výpočty v technologii vody*. SNTL, Praha, 494 s.
- Vachta, R., Nusl, P., Směkal, D., Lepič, P., Buřič, M., 2015. *Recirkulační systémy. Střední rybářská škola a Vyšší odborná škola vodního hospodářství a ekologie, Vodňany*, 223 s.
- Warrer-Hensen, I., 2015. A brief history of RAS. *Fish Farmer* 38: 22–25.
- Wheaton, F.W., 1977. *Aquacultural Engineering*. Wiley, Chichester, UK.
- Zusková, E., Máchová, J., Velíšek, J., Gela, D., 2011. Možnosti využití kyseliny peroctové v rybářské praxi. *Edice Metodik, FROV JU, Vodňany*, č. 109, 26 s.
- Žáček, L., 1981. *Chemické a technologické procesy úpravy vody*. SNTL, Praha, 271 s.

NOVÉ POSTUPY A TECHNOLOGICKÉ KOMPONENTY A MOŽNOSTI JEJICH VYUŽITÍ V AKVAKULTUŘE

8. SEZNAM PUBLIKACÍ, KTERÉ PŘEDCHÁZELY METODICE

- Fuka, T., 2006. Moderní metody zneškodňování průmyslových odpadních vod. ČIŽP, Praha, 56 s.
- Fuka, T., 2017. Zneškodňování odpadních vod z provozů galvanických a chemických povrchových úprav kovů. Část 2. ČSPÚ, Jihlava, s. 132–153.
- Fuka, L., Fuka, T., Fuka, T., 2013. Zpracování odpadních vod z procesů předúprav. In: Sborník celostátní aktiv galvanizérů, ČSPÚ, Jihlava, 5–6. 2. 2013, s. 62–65.
- Policar, T., Stejskal, V., Bláha, M., Alavi, S.M.H., Kouřil, J., 2009a. Technologie intenzivního chovu okouna říčního (*Perca fluviatilis* L.). Edice Metodik, FROV JU, Vodňany, č. 89, 51 s.
- Policar, T., Drozd, B., Kouřil, J., Hamáčková, J., Alavi, S.M.H., Vavrečka, A., Kozák, P., 2009b. Současný stav, umělá reprodukce a odchov násadového materiálu parmy obecné (*Barbus barbus* L.). Edice Metodik, FROV JU, Vodňany, č. 95, 43 s.
- Policar, T., Podhorec, P., Stejskal, V., Hamackova, J., Alavi, S.M.H., 2010. Fertilization and hatching rates and larval performance in captive common barbel (*Barbus barbus* L.) throughout the spawning season. *Journal of Applied Ichthyology* 26: 812–815.
- Policar, T., Podhorec, P., Stejskal, V., Kozák, P., Švinger, V., Alavi, S.M.H., 2011. Growth and survival rates, puberty and fecundity in captive common barbel (*Barbus barbus* L.) under controlled conditions. *Czech Journal of Animal Science* 56: 433–442.
- Policar, T., Kříšťan, J., Blecha, M., Vaniš, J., 2014. Adaptace a chov juvenilních ryb candáta obecného (*Sander lucioperca* L.) v recirkulačním akvakulturním systému (RAS). Edice Metodik, FROV JU, Vodňany, č. 141, 46 s.
- Policar, T., Blecha, M., Kříšťan, J., Svačina, P., 2015a. Metody a postupy využívané v intenzivní akvakultuře. In: Velišek, J., Kouba, A., Dvořáková, Z. (Eds), Potenciál recirkulačních akvakulturních systémů (RAS) pro české produkční rybářství. Sborník příspěvků z odborného semináře. FROV JU, Vodňany, 1.–2. září 2015, s. 62–77.
- Policar, T., Samarin, A. M., Melard, Ch., 2015b. Chapter 16: Culture methods of Eurasian perch during ongrowing. In: Kestemont, P., Dabrowski, K., Summerfelt, R.C. (Eds), *Biology and Culture of Percid Fishes – Principles and Practices*, Springer New York, New York, USA, pp. 417–435.
- Policar, T., Kolářová, J., Kříšťan, J., 2017. Provozní ověření využití ozónu v intenzivním chovu ryb. Technická zpráva pilotního projektu č. CZ.10.2.101/2.1/0.0/15_001/0000044, FROV JU, Vodňany, 55 s.
- Stejskal, V., Policar, T., Bláha, M., Kříšťan, J., 2010. Produkce tržního okouna říčního (*Perca fluviatilis*) kombinací rybníčního a intenzivního chovu. Edice Metodik, FROV JU, Vodňany, č. 105, 34 s.

Dedikace

Metodika je výsledkem řešení výzkumných projektů na rozvoj výzkumné organizace č. **QK1820354** s názvem „Technická a technologická inovace intenzivních chovů ryb založená na nových znalostech umožňující efektivní a stabilní produkci“ – 50 %; č. **QJ1510117** s názvem „Optimalizace metod umělé a poloumělé reprodukce ryb“ – 20 %, dále Projekt OPPIK **CZ.01.1.02/0.0/0.0/16_084/0010345** „Instalace uzavřených okruhů na sádkách ryb, zadržení vody v krajině a minimalizace produkce škodlivin a opětovné využití živin v rybničním hospodářství“ – 20 %, MŠMT projekt č. CENAKVA č. **CZ.1.05/2.1.00/01.0024** s názvem „Jihočeské výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz“ – 5 %, a MŠMT projekt CENAKVA II v rámci programu NPU I č. **LO1205** s názvem „Udržitelnost a excelence centra akvakultury a biodiverzity hydrocenóz“ – 5 %.

Externí odborný oponent

Ing. René Laštovka, CSc.
Urbánkova 3371/69, 143 00 Praha 4-Modřany

Interní odborný oponent

Ing. Jana Máchová, Ph.D., Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích,
Fakulta rybnářství a ochrany vod, Jihočeské výzkumné centrum akvakultury
a biodiverzity hydrocenóz, Výzkumný ústav rybnářský a hydrobiologický, Zátíší 728/II,
389 25 Vodňany, www.frov.jcu.cz

Oponent za státní správu

Ing. Lukáš Mareš, Ministerstvo zemědělství, Odbor státní správy lesů, myslivosti
a rybnářství, Těšnov 65/17, 110 00 Praha 1

Osvědčení o uplatněné certifikované metodice č. 72343/2018 – MZE – 16232

ze dne 14. 12. 2018 vydalo Ministerstvo zemědělství, Odbor státní správy lesů,
myslivosti a rybnářství,
Těšnov 65/17, 110 00 Praha 1

Adresa autorského kolektivu

doc. Ing. Tomáš Polícar, Ph.D. – 45%, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích,
Fakulta rybnářství a ochrany vod, Jihočeské výzkumné centrum akvakultury
a biodiverzity hydrocenóz, Výzkumný ústav rybnářský a hydrobiologický, Zátíší 728/II,
389 25 Vodňany, www.frov.jcu.cz

Ing. Miroslav Blecha, Ph.D. – 10%, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích,
Fakulta rybnářství a ochrany vod, Jihočeské výzkumné centrum akvakultury
a biodiverzity hydrocenóz, Výzkumný ústav rybnářský a hydrobiologický, Zátíší 728/II,
389 25 Vodňany, www.frov.jcu.cz

Ing. Tomáš Fuka, CSc. – 45%, Techneco s.r.o., Podnikatelská 565,
190 11 Praha – Běchovice

V edici Metodik (technologická řada) vydala Jihočeská univerzita v Českých
Budějovicích, Fakulta rybnářství a ochrany vod, Vodňany, www.frov.jcu.cz; přidělený editor:
Ing. Antonín Kouba, Ph.D.; redakce: Zuzana Dvořáková; náklad: 200 ks, 1. vydání;
metodika uplatněna v roce 2018, vydána v roce 2020.
grafický design a technická realizace: Jesenické nakladatelství Jena Šumperk