

**JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD**

Valorizace kalů a odpadní vody z intenzivní akvakultury

R. Gebauer, A.A. Tellbüscher, P. Franta, A.E. Folorunso, K. Roy, J. Hora, J. Mráz

č. 213

Vodňany

ISBN 978-80-7514-234-4

Publikace byla zpracována za finanční podpory projektu Technologické agentury ČR
TQ03000277) – Valorizace odpadů z intenzivní akvakultury a zpracování ryb – 100 %

Obsah

- 1. Úvod do problematiky**
 - 1.1. Akvakultura globální vs. EU: cesta k intenzifikaci**
 - 1.2. Uzavřené systémy**
 - 1.3. Zdroje živin a živinové toky v uzavřených sladkovodních systémech**
 - 1.3.1. Dusík**
 - 1.3.2. Fosfor**
 - 1.4. Odpady z intenzivního chovu ryb**
 - 1.5. Legislativa**
 - 1.6. Technologicky a ekonomicky dostupná řešení valorizace odpadů z chovu ryb**
 - 1.6.1. Zahuštění kalu, koagulace a flokulace**
 - 1.6.2. Digesce kalu**
 - 1.6.3. Kompostování/ Vermikompostování**
 - 1.6.4. Přímá aplikace na zemědělskou půdu + výroba hnojiva**
- 2. Cíle**
- 3. Místa ověřování technologie**
- 4. Popis technologie a výsledky**
 - 4.1. Experiment 1 – Kvantifikace produkce akvakulturních kalů a jejich složení**
 - 4.1.1. Technologický postup
 - 4.1.2. Výsledky
 - 4.2. Experiment 2 – Koagulace a flokulace akvakulturních kalů**
 - 4.2.1. Technologický postup
 - 4.2.2. Výsledky
 - 4.3. Experiment 3 – Aerobní digesce akvakulturních kalů**
 - 4.3.1. Technologický postup
 - 4.3.2. Výsledky
 - 4.4. Experiment 4 – Model ekonomiky kompostování akvakulturních kalů**
 - 4.4.1. Technologický postup
 - 4.4.2. Výsledky
 - 4.5. Experiment 5 – Vermikompostování akvakulturních kalů**
 - 4.5.1. Technologický postup
 - 4.5.2. Výsledky
 - 4.6. Experiment 6 – Výroba a kvalita peletovaného hnojiva z akvakulturních kalů**
 - 4.6.1. Technologický postup
 - 4.6.2. Výsledky
 - 4.7. Experiment 7 – Vliv akvakulturních kalů a peletovaného hnojiva na růst salátu**
 - 4.7.1. Technologický postup
 - 4.7.2. Výsledky
- 5. Ekonomický přínos technologie**
- 6. Uplatnění technologie v praxi**
- 7. Seznam literatury**
- 8. Poděkování**

1. Úvod do problematiky

1.1. Akvakultura globální vs. EU: cesta k intenzifikaci

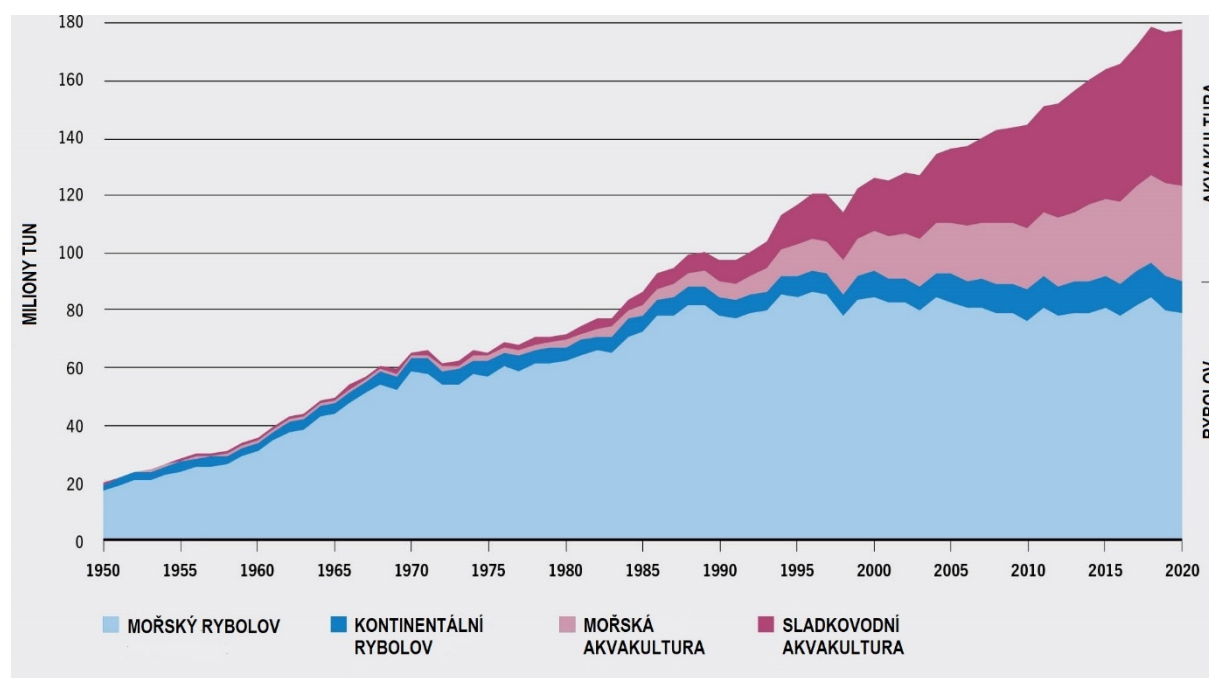
Počet obyvatel planety Země v roce 2023 přesáhl 8 miliard a předpokládá se, že do roku 2050 může dosáhnout přibližně 9 miliard a ke konci století kolem 10 miliard (Borlaug, 2002; Roberts, 2011; Roser a Ortiz-Ospina, 2017). Tento demografický vývoj bude spojen s rostoucí poptávkou po potravinách, což představuje důležitý úkol pro budoucí rozvoj zemědělství a potravinových systémů (Borlaug, 2002). Odhady naznačují, že do roku 2050 bude potřeba navýšit globální produkci potravin přibližně o 70 % (Searchinger a kol., 2019).. Současně s rostoucí populací a intenzifikací produkce potravin jsou světové přírodní zdroje vystaveny značnému tlaku v důsledku nadměrného využívání, znečištění a degradace ekosystémů (Godfray a kol., 2010; Alexandratos a Bruinsma, 2012; Crist a kol., 2017). Již dnes téměř polovina globální produkce potravin závisí na překračování planetárních mezí (Gerten a kol., 2020), a to včetně Evropy (EAN/FOEN, 2020). Pokud by byly planetární hranice přísně dodržovány, současný potravinový systém by nebyl schopen zajistit dostatek potravin. Podle odhadů by poskytl vyváženou stravu pouze pro zhruba jednu třetinu světové populace. (Gerten a kol., 2020). Mezi klíčové předpoklady udržitelného rozvoje patří především snížení plýtvání potravinami, změna stravovacích návyků a efektivnější hospodaření s vodou a živinami.

S produkcí potravin úzce souvisí i další globální problém – dostupnost hnojiv a environmentální dopady jejich používání. Moderní zemědělství je závislé na stálém přísunu levných dusíkatých a fosforečných hnojiv, bez nichž by nebylo možné udržet současnou úroveň produktivity (Cordell a kol., 2009). Významným milníkem v historii se stal Haber-Boschův proces, který na počátku 20. století umožnil průmyslovou fixaci atmosférického dusíku a zásadně ovlivnil výrobu hnojiv. Přesto přibližně 50 % dusíku a prakticky veškerý fosfor pocházejí z neobnovitelných hornin s nerovnoměrným geografickým rozložením. Více než 70 % světových zásob fosfátové horniny se nachází v Maroku, významná ložiska pak v Alžírsku, Jihoafrické republice, Číně, Rusku a USA. Tyto země představují klíčové exportéry, zatímco zbytek světa je závislý na stabilních dodávkách a cenách této suroviny (USGS, 2019). Rostoucí poptávka po hnojivech, vyvolaná růstem populace, spolu s negativními dopady na životní prostředí – zejména eutrofizací vodních ekosystémů v důsledku úniků dusíku a fosforu – zdůrazňuje potřebu přechodu na udržitelnější metody produkce potravin (Cordell a kol., 2009).

Ryby a další produkty mořského původu představují významný zdroj výživy díky vysokému obsahu kvalitních, snadno stravitelných bílkovin, esenciálních mastných kyselin a širokého spektra vitaminů a minerálů (Willett, 1994; Lichtenstein a kol., 2006; Mozaffarian a Rimm, 2006). Přibližně 17 % celosvětového příjmu živočišných bílkovin pochází právě z ryb a mořských plodů (FAO, 2022). Spotřeba ryb na osobu se mezi lety 1960 a 2012 téměř zdvojnásobila z 10 kg na 19 kg (FAO, 2022), což odráží rostoucí význam rybolovu a akvakultury. Lze však očekávat, že růst populace i ekonomický rozvoj ještě více zvýší globální poptávku po těchto produktech (Merino a kol., 2012). Tato poptávka již v minulosti vyvolala silný tlak na populace volně žijících ryb (Stokes a Law, 2000; Jørgensen a kol., 2007; Agnew a kol., 2009; Helyar a kol., 2014). Podle FAO (2022) je přibližně 30 % rybích populací nadměrně loveno, 60 % je využíváno na hranici svého produkčního maxima a pouze 10 % je loveno udržitelně. To znamená, že oceány již nedokážou uspokojovat rostoucí světovou poptávku po rybách a mořských plodech. Produkce rybolovu se od konce 80. let stabilizovala na úrovni kolem 90

milionů tun ročně (FAO, 2022). Z tohoto důvodu je akvakultura – chov ryb, korýšů, měkkýšů, vodních rostlin, řas a dalších organismů – stále častěji vnímána jako klíčové řešení globálních potravinových výzev (Naylor a kol., 2000; Bostock a kol., 2010). Tidwell a Allan (2001) upozornili, že veškerý budoucí nárůst produkce ryb pro lidskou spotřebu bude pocházet z akvakultury. Intenzivní akvakulturní systémy navíc umožňují efektivnější využití živin a energie (Björkli, 2002; Ytrestøyl a kol., 2015) a vykazují nižší uhlíkovou i vodní stopu (Ziegler a kol., 2013; Béné a kol., 2015) ve srovnání s jinými druhy živočišné produkce, jako je drůbež, vepřové nebo hovězí maso.

Akvakultura je dnes nejrychleji rostoucím odvětvím produkce potravin s průměrným meziročním růstem kolem 8 % od roku 1970 (FAO, 2022). Za posledních padesát let (obr. 1) se skutečně dramaticky rozšířila a stala se nedílnou součástí světové potravinové produkce (Bostock a kol., 2010). Aby bylo možné uspokojit očekávanou poptávku po rybách a mořských plodech, musela by produkce akvakultury do roku 2050 vzrůst na přibližně 140 milionů tun (Waite a kol., 2014). Zatímco globální akvakultura stabilně roste a očekává se její další rozvoj (Bostock a kol., 2010), evropská akvakultura v posledních desetiletích vykazuje dlouhodobou stagnaci (FAO, 2022), a to i přes opakované snahy o její oživení (Nielsen et al., 2016). Její další rozvoj naráží na nedostatek vhodných lokalit, omezenou ekologickou kapacitu stávajících oblastí, omezené zdroje sladké vody (Badiola et al., 2012), obavy veřejnosti z dopadů na životní prostředí (Kaiser & Stead, 2002) a také na přísný regulační rámec. K navýšení produkce je proto nutné prosazovat inovativní postupy, které zajistí dlouhodobou environmentální, ekonomickou i sociální udržitelnost (Alexander et al., 2015). Mezi perspektivní přístupy patří integrovaná multitrofická akvakultura, technologie biofloků a recirkulační akvakulturní systémy (RAS). Tyto systémy dosahují pozitivních výsledků ve většině ukazatelů produktivity i efektivity využívání zdrojů (Waite a kol., 2014; Alexander a kol., 2015) a jsou plně v souladu s evropskými i národními strategiemi podporujícími přechod na cirkulární hospodářství.



Obr. 1. Vývoj produkce světového rybářství a akvakultury (dle FAO, 2022).

Cirkulární neboli oběhové hospodářství, představuje integrální součást udržitelného rozvoje a zaměřuje se na zvyšování efektivity využívání zdrojů a produkce (Haupt a Hellweg,

2019). Je implementováno prostřednictvím řady strategií a iniciativ Evropské unie s cílem vytvořit potravinové systémy, které jsou ekonomicky, environmentálně i sociálně udržitelné a zároveň odolné vůči krizím, jako byla například pandemie COVID-19. Rozvoj udržitelné akvakultury provozované malými a středními podniky je rovněž jedním z cílů Evropské komise a je zakotven v národních strategiích jednotlivých členských států (EK, 2021)).

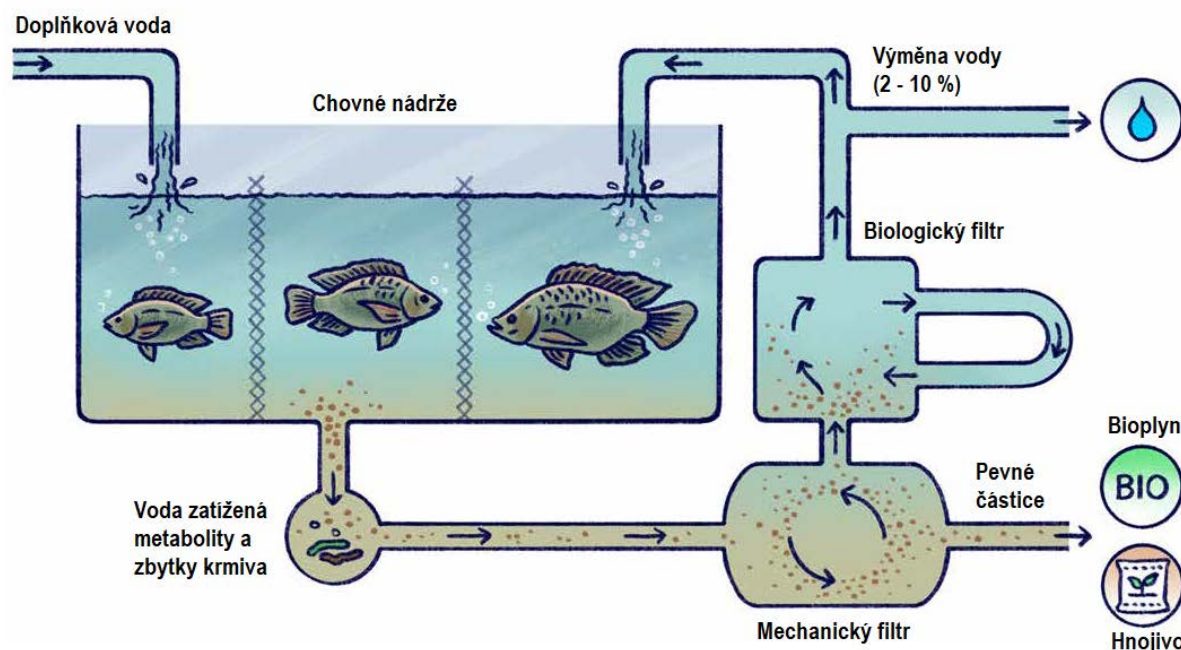
Zvýšení udržitelnosti akvakultury lze dosáhnout mimo jiné aplikací principů oběhového hospodářství, které mohou navíc posílit konkurenceschopnost akvakulturních podniků (Lopes a kol., 2021). V kontextu akvakultury lze tyto principy implementovat prostřednictvím integrace s dalšími produkčními systémy, které efektivně využívají vypouštěnou vodu a živiny k produkci biomasy. Tento přístup, známý jako integrovaná akvakultura, je definován jako „začlenění jiného (sekundárního) druhu či procesu do systému, který profituje z hlavního cílového druhu, například ryb“ (Palm a kol., 2018). Synergie těchto systémů spočívá ve využití živin, které nebyly absorbovány hlavním druhem, druhy sekundárními. Cílem tohoto přístupu je tedy zvýšit celkovou efektivitu systému z hlediska výstupu biomasy na jednotku vstupních živin či vody.

1.2. Uzavřené systémy

Uzavřené akvakulturní systémy (recirkulační akvakulturní systémy; RAS) představují technologicky pokročilý způsob intenzivní produkce ryb, který umožňuje výrazně snížit spotřebu vody (Metaxa a kol., 2006) a zlepšit nakládání s odpady a recyklaci živin (Espinal a Matulić, 2019). Díky těmto vlastnostem je RAS považován za systém plně kompatibilní s principy oběhového hospodářství (Timmons a Ebeling, 2007). Moderní RAS dokážou recyklovat až 98 % použité vody (obr. 2), což je umožněno kombinací pokročilých technologií, jako jsou účinné mechanické a biologické filtry, procesy denitrifikace či systémy dezinfekce.

K hlavním výhodám RAS patří nízká spotřeba krmiva na jednotku přírůstku, minimalizace rizika zavlečení parazitů a chorob při dodržování přísných hygienických standardů a s tím související snížená potřeba léčiv a antibiotik (Martins a kol., 2010). Systémy jsou zároveň chráněny před predátory a zabraňují úniku ryb do volné přírody, čímž snižují ekologická rizika (Murray a kol., 2014).

Nevýhodou těchto systémů jsou však vysoké investiční a provozní náklady, které vyžadují stabilní produkční kapacitu a spolehlivý odbyt (De Ionno a kol., 2006; Martins a kol., 2010; Dalsgaard a kol., 2013). Z tohoto důvodu se doporučuje chov druhů s vyšší tržní hodnotou, například okounovitých ryb. Ekonomickou efektivitu RAS lze dále zvýšit integrací cirkulárních principů, tedy využitím vedlejších produktů vznikajících při chovu ryb. U sladkovodních RAS může být rybí kal zpracován pro zemědělské účely ve formě hnojiva či kompostu, zatímco u mořských systémů jsou tyto možnosti zatím omezenější (van Rijn, 2013).



Obr. 2. Schéma recirkulačního akvakulturního systému využívajícího odpadní kaly. (Ilustrace L. Pužmanová).

1.3. Zdroje živin a živinové toky v uzavřených sladkovodních systémech

V RAS existují tři hlavní zdroje živin: (i) metabolity ryb (rozpuštěné i pevné látky), (ii) chemikálie používané k úpravě pH a alkality vody a (iii) doplňovaná zdrojová voda. Obsah živin v doplňované vodě se liší v závislosti na jejím původu (povrchová, podzemní, kohoutková nebo dešťová voda) a na použité technologii úpravy (Elango a Kannan, 2007). Obecně by zdrojová voda měla mít nízký obsah dusičnanů a fosforu, aby nedocházelo k jejich akumulaci v systému. Z tohoto důvodu se často upřednostňuje voda studniční, nebo pitná voda z vodovodní sítě, která obvykle neobsahuje nežádoucí kontaminanty ani patogeny.

Dusičnany podléhají přísným limitům v pitné vodě vzhledem k jejich zdravotním rizikům (Ward a kol., 2018) a zároveň mohou signalizovat organické znečištění podzemní vody, často doprovázené přítomností pesticidů a dalších polutantů (Barbash a kol., 2001; Hamilton a Helsel, 1995). Naopak podíl fosforu vnášeného do systému prostřednictvím zdrojové vody je obecně zanedbatelný (Sugiura, 2018; Tellbüscher a kol., 2025). Naproti tomu může být přínos zdrojové vody k celkovému vstupu prvků, jako jsou vápník, hořčík, síra, železo a měď, velmi významný — v některých případech přesahuje 80 % (Tellbüscher a kol., 2025).

V intenzivních akvakulturních systémech dochází vlivem nitrifikace ke snižování pH, které je nutné kompenzovat. Konvenční farmy běžně využívají levné a dostupné látky, jako je hydrogenuhličitán sodný či hydroxid sodný. Pokud je však cílem využívat vodu nebo rybí kaly jako hnojivo (přímo, nebo po kompostování), je vhodné se těmito látkami vyhnout, neboť sodík může být toxický pro rostliny. V integrovaných systémech se proto obvykle používají alternativní látky, například Ca(OH)_2 , KOH či CaCO_3 (Lunda a kol., 2019). Volba vhodného přípravku závisí nejen na jeho ceně a bezpečnosti, ale také na tom, jaké prvky mají být do

systému dodány — tedy s ohledem na následné využití odpadní vody či kalu (Tellbüscher a kol., 2025).

Podle Tellbüschera a kol. (2025) je v evropských sladkovodních akvakulturních systémech krmivo hlavním zdrojem dusíku, fosforu, draslíku a zinku, zatímco vstupy ostatních živin závisí na regionálních podmínkách. Dusík a fosfor přitom představují klíčové prvky podílející se na eutrofizaci vod (Luo, 2023; Verdegem, 2013). Lze proto očekávat, že legislativní rámce budou stále více směřovat k omezení jejich ztrát a k posílení cirkularity těchto živin (Oliveira a Machado, 2013). Z tohoto důvodu by měl být při vývoji a optimalizaci akvakulturních technologií kladen důraz právě na efektivní řízení dusíku a fosforu.

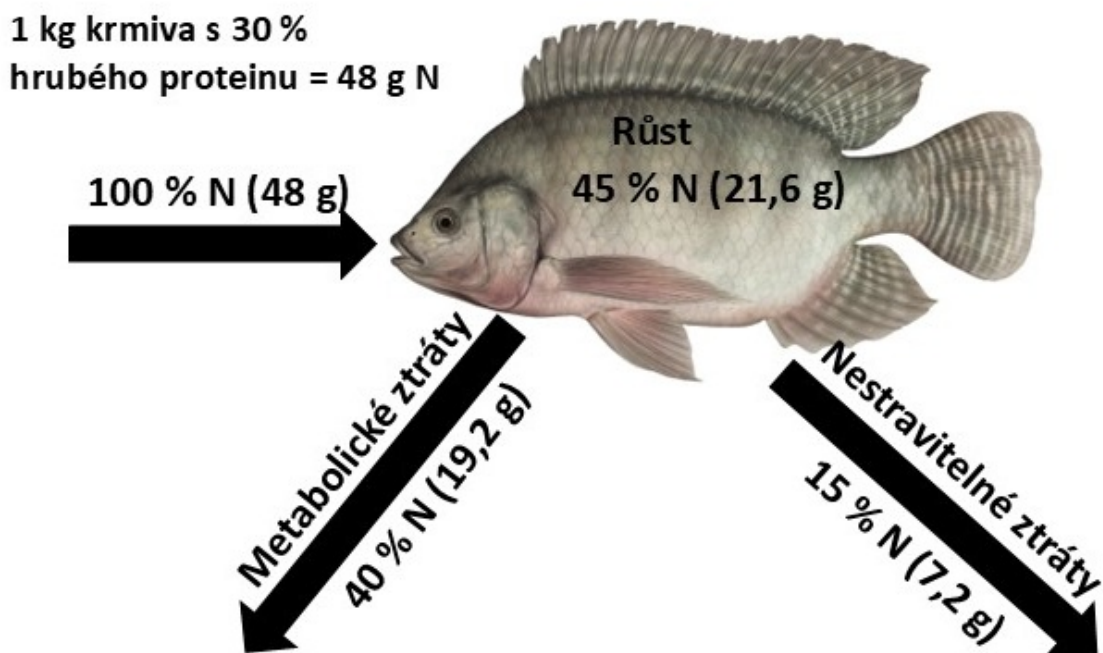
1.3.1. Dusík

Vstupy, transformace, ztráty a exkrece dusíku RAS jsou schematicky znázorněny na obr. 3. Ryby v intenzivní akvakultuře jsou zpravidla krmeny vysoce kvalitními, snadno stravitelnými krmivy s optimalizovaným obsahem bílkovin, aby se minimalizovalo zanášení systému a zhoršení welfare ryb. Obsah dusíku v hrubém proteinu se pohybuje v rozmezí 13–19 %, průměrně kolem 16 % (Mariotti a kol., 2008). Stravitelnost proteinových složek bývá obvykle 80–90 %, s průměrnou hodnotou 85 % (Roy a kol., 2022). Z toho vyplývá, že přibližně 10–20 % celkového dusíku představuje nestravitelnou frakci, která je vylučována ve formě výkalů (tj. $100 - \% \text{ stravitelnosti}$; průměrně 15 %).

Podle Roye a kol. (2022) existuje značná variabilita v retenci dusíku u tlamouna nilského (*Oreochromis niloticus*), nicméně při použití kvalitního krmiva ryby obvykle využijí zhruba 45 % přijatého dusíku pro růst (Khalil a kol., 2021). Zbývajících přibližně 40 % představuje metabolické ztráty (tj. $100 - \% \text{ retence} - \% \text{ ztrát ve výkalech}$). Tento metabolicky ztracený dusík je vylučován převážně ve formě amoniaku, který ve vodním prostředí disociuje na amonné ionty (Wilkie, 2002). Následně je amoniak oxidován nitrifikačními bakteriemi v biofiltru nejprve na dusitany a poté na dusičnany (Preena a kol., 2021).

Pevné exkrementy jsou zachycovány v mechanickém filtru a odstraňovány ze systému, aby byla zachována kvalita vody a welfare ryb (Dolan a kol., 2013). Zachycené výkaly lze dále zpracovat v mineralizačních jednotkách, kde jsou aerobními nebo anaerobními procesy rozkládány za účelem uvolnění a opětovného získání dusíku a dalších živin (Lunda a kol., 2019).

Nechtěné ztráty dusíku závisí na konstrukci systému a použitých technologiích (Wongkiew a kol., 2017). Nejvýznamnější cestou ztrát je pasivní denitrifikace, která v profesionálních akvakulturních systémech obvykle představuje přibližně 3 % vstupního dusíku (Meriac a kol., 2014), avšak v závislosti na technologii a provozních podmínkách může dosahovat výrazně vyšších hodnot (van Rijn a kol., 2006; Gebauer a kol., 2022).



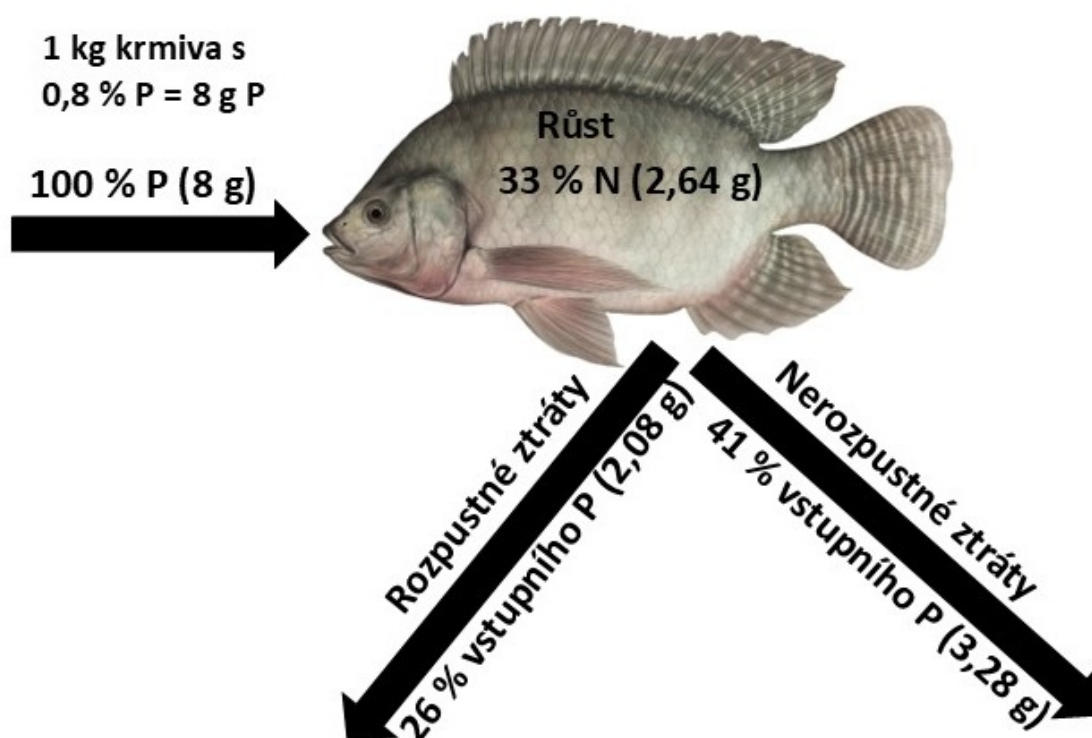
Obr. 3. Vstup, transformace, exkrece a ztráty dusíku v RAS pro tlamouna nilského, *Oreochromis niloticus* (autor R. Gebauer).

1.3.2. Fosfor

Vstupy, transformace, ztráty a exkrece fosforu v recirkulačních akvakulturních systémech jsou znázorněny na obr. 4, kde krmivo představuje hlavní zdroj fosforu (P) pro ryby (Tellbüscher a kol., 2025). Aby byly uspokojeny nutriční požadavky ryb, jsou komerční krmiva obvykle obohacována o mono – nebo di-vápenaté fosfáty (Lall a Kaushik, 2021), přičemž koncentrace fosforu v krmivech se obvykle pohybuje v rozmezí 0,3–2 % (Chatvijitkul a kol., 2018).

Využití fosforu rybami je však poměrně omezené a pohybuje se mezi 25–37,5 %, s průměrnou hodnotou přibližně 33 % (Koushik a kol., 2022). Většina přijatého fosforu je proto vyloučena do vody (Sugiura, 2018). Z tohoto množství představuje přibližně 26 % celkového vstupu fosforu frakce rozpustná, zatímco zbývajících 41 % je vylučováno ve formě nerozpustné (Koushik a kol., 2022).

Podobně jako u dusíku jsou nerozpustné formy fosforu vázané ve výkalech a nerozpuštěných částicích zachyceny v mechanickém filtru a následně ze systému odstraňovány. Tyto materiály mohou být dále využity v navazujících procesech, například mineralizací nebo kompostováním, s cílem získat fosfor a další živiny pro další využití (Lunda a kol., 2019).



Obr. 4. Vstup, transformace, exkrece a ztráty fosforu v RAS pro tlamouna nilského, *Oreochromis niloticus* (autor R. Gebauer).

1.4. Odpady z intenzivního chovu ryb

V závislosti na použité technologii filtrace a doplňkových procesech (např. flokulace, denitrifikace, flotace aj.) vznikají v RAS kaly s rozdílným obsahem vody, což zásadně ovlivňuje jejich další zpracování a využití. Akvakulturní kaly jsou tvořeny především nestravitelnými částmi krmiva a nevyužitým krmivem. Odpadní voda má oproti kalům odlišné složení živin — obsahuje převážně rozpustné formy živin (Lunda a kol., 2019), zatímco většina živin v kalech je organicky vázaná nebo přítomná ve formě precipitátů, např. uhličitanu vápenatého. Akvakulturní kaly jsou ze systému odstraňovány prostřednictvím mechanické filtrace, nejčastěji pomocí bubnových, pásových nebo sedimentačních filtrů (Tacon a kol., 2020). Součástí provozu bývá rovněž 2–10% denní výměna vody, která slouží k omezení akumulace dusičnanů (Preena a kol., 2021). Některé systémy využívají denitrifikační jednotky, které přeměňují dusičnany na elementární dusík, čímž se snižuje potřeba výměny vody. Tyto procesy však vyžadují dodávání zdroje uhlíku pro denitrifikační bakterie (např. metanol, melasa). Kromě toho mohou být tyto jednotky náchylné k nestabilitě a vedle elementárního dusíku mohou produkovat také oxidy dusíku (Preena a kol., 2021), což může být v rozporu s principy cirkulárního hospodářství kvůli emisím skleníkových plynů. Z těchto důvodů se nabízí využití akvakulturních kalů a odpadní vody jako hnojiv, která mohou díky svému složení přispět k uzavření koloběhu živin (Lunda a kol., 2019). Navíc jejich ekonomická atraktivita roste v souvislosti s postupným zvyšováním cen průmyslových hnojiv a jejich cenovou fluktuací (Roberts, 2009).

V současnosti však kaly a odpadní vody z akvakultury nejsou systematicky využívány a často jsou vypouštěny do recipientů, jako jsou vyhnívací nádrže nebo kanalizační systémy.

Řada experimentálních studií a projektů se zaměřila na technologicky a ekonomicky náročnější metody valorizace, jako je produkce bioplynu, akvaponie, bioflokové systémy či kultivace řas. Přestože tyto metody představují ověřené technologie a jsou využívány v zahraničí i částečně v České republice, jejich širší aplikaci u malých a středních podniků často brání nedostatečné finanční, technologické a personální kapacity. K podobnému závěru dospěli také Aruwajoye a Coetzee (2025), kteří ve své analýze adopce principů oběhového hospodářství u malých zemědělských subjektů uvádějí, že technologie jako hydroponie či akvaponie jsou stále limitovány infrastrukturou, energetickou náročností a potřebou lokální adaptace.

1.5. Legislativa

Regulace vypouštění odpadních vod z akvakulturních provozů se mezi jednotlivými zeměmi výrazně liší. Zatímco v některých zákonech a regulacích jsou stanoveny specifické limity pro složení odpadních vod, jinde se legislativa zaměřuje spíše na omezení množství krmiva nebo vody, které mohou jednotlivé farmy využívat. V mnoha zemích převládá spíše měkký přístup založený na vydávání doporučení pro správnou zemědělskou praxi či etické kodexy, často doplněné o nástroje pro jejich kontrolu a prosazování (např. EPA, 2004). Tento přístup vychází z obtížnosti stanovit univerzální emisní normy vzhledem k výrazným rozdílům v hydrologických, klimatických a environmentálních podmínkách mezi regiony.

Jedním z široce uznávaných nástrojů pro hodnocení environmentálních dopadů produkčních systémů je metoda posuzování životního cyklu (z angl. *Life Cycle Assessment*, LCA). V posledních letech se tato metoda uplatňuje nejen v zemědělství, ale i v dalších výrobních odvětvích, včetně akvakultury, kde umožňuje komplexní hodnocení dopadů na životní prostředí (Martins a kol., 2010). Tato metoda však zatím není implementována legislativou.

V České republice jsou aktuálně limity pro vypouštění odpadních vod do povrchových vod stanoveny Nařízením vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod. Toto nařízení nahradilo dřívější Nařízení vlády č. 61/2003 Sb. a je účinné od 1. ledna 2016. Stanovuje emisní standardy pro ukazatele, jako jsou biochemická spotřeba kyslíku (BSK₅), chemická spotřeba kyslíku (CHSK), celkový dusík a celkový fosfor. Vzhledem k tomu, že všechny povrchové vodní útvary v České republice jsou klasifikovány jako citlivé oblasti, platí pro vypouštění odpadních vod přísnější limity zejména pro dusík a fosfor. Konkrétní emisní limity pro jednotlivé provozy stanovuje vodoprávní úřad v povolení k vypouštění odpadních vod, a to v souladu s kombinovaným přístupem, který zohledňuje jak kvalitu vody v recipientu, tak technologické možnosti provozu. Limity však nesmějí překročit emisní standardy uvedené v nařízení vlády č. 401/2015 Sb. To platí pro přímé vypouštění odpadních vod do vod povrchových. Při vypouštění do kanalizace jsou také stanoveny limity, náklady jsou navíc mnohem vyšší.

1.6. Technologicky a ekonomicky dostupná řešení valorizace odpadů z chovu ryb

Volba vhodné metody valorizace odpadů z intenzivního chovu ryb závisí na celé řadě faktorů, zejména na množství produkováného odpadu, jeho živinovém profilu, přítomnosti patogenních mikroorganismů a zatížení polutanty, jako jsou těžké kovy (Kouba a kol., 2018; Nenciu a kol., 2022). Z tohoto důvodu je klíčové nejprve provést analýzu živinového složení a obsahu rizikových látek v kalech a/nebo odpadní vodě a na základě výsledků zvolit vhodné

předúpravy (např. srážení těžkých kovů), aby následné materiálové či energetické využití bylo bezpečné a efektivní.

1.6.1. Zahuštění kalu, koagulace a flokulace

Odpadní vody z RAS využívajících nejběžnější bubnové filtry obsahují obvykle nízký podíl pevných látek, zpravidla méně než 2 %, přičemž jejich objem se mění v závislosti na intenzitě krmení a režimu čištění systému. Vzhledem k vysokým nákladům na jejich přímou likvidaci je před konečným odstraněním často nutné provést zahuštění a stabilizaci, k čemuž se využívají různé technologické přístupy. Tradiční metodou je sedimentace pevných částic v nádržích nebo rybnících, kde dochází k jejich usazování vlivem gravitace. Alternativou jsou geotextilní vaky, které mechanicky zachycují pevné částice a umožňují odtok vody. Modernější řešení zahrnují použití pásových filtrů nebo membránových reaktorů, které zajišťují účinnější separaci pevných částic z odpadní vody (Timmons a Ebeling, 2007; Sharrer a kol., 2007). Tyto metody se často kombinují s chemickými procesy, jako je koagulace a flokulace, které výrazně zvyšují účinnost odstranění suspendovaných látek (Ebeling a kol., 2006; Sharrer a kol., 2009). Pomocí těchto technologií lze dosáhnout výrazného zvýšení koncentrace pevných látek v kalu, a to až na hodnoty 5–22 % (Sharrer a kol., 2009). Takto zahuštěný kal je následně vhodnější pro další manipulaci, skladování či ekologické využití.

Flokulace a koagulace představují klíčové procesy při odstraňování suspendovaných látek, organické hmoty a koloidních částic v akvakulturních systémech. Běžně používané anorganické a syntetické koagulanty mají řadu nevýhod, např. často nevyhovují dostupnému pH v akvakultuře a mohou být toxické, což omezuje využití vzniklého kalu (Ebeling a kol., 2003). Organické koagulanty, např. na bázi škrobu nebo chitosanu, proto představují perspektivní alternativu. Přestože jejich vyšší cena zatím brání širšímu uplatnění, jejich hlavní výhodou je biologická rozložitelnost (Chik a kol., 2024). Výsledný kal tak může mít přidanou hodnotu pro následné cirkulární využití – například při anaerobní digesti (využití kapalné frakce), výrobě organických hnojiv, nebo i při přímé aplikaci na zemědělskou půdu.

1.6.2. Digesce kalu

K tomuto účelu se nejčastěji využívají stabilizační nádrže, jako jsou aerobní a anaerobní laguny či digestory/reaktory (Chen a kol., 1997). V těchto systémech, kde probíhá biologický rozklad kalu, hraje klíčovou roli doba zdržení kalu, která určuje míru jeho rozkladu. Doba zdržení nejen ovlivňuje dobu, po kterou je kal vystaven mikrobiálnímu působení, ale také typ elektronových akceptorů, které se na degradačním procesu podílejí.

Při krátké době zdržení – například v usazovacích nádržích a aerobních reaktorech – je hlavním elektronovým akceptorem kyslík. Naopak při delší době zdržení, typické pro anaerobní reaktory, dochází k jeho vyčerpání a mikroorganismy využívají jiné akceptory, jako jsou dusičnany, sírany (v mořských systémech) nebo oxid uhličitý. Rychlý rozklad kalu za přítomnosti kyslíku je spojen s intenzivním růstem heterotrofní mikrobiální biomasy. Aerobní degradační konstanty pro „čerstvý“ kal se pohybují v rozmezí 0,07–0,40 den⁻¹ (Boyd, 1973; Chen a kol., 1997).

V reaktorech s delší dobou zdržení, kde jsou kromě kyslíku využívány i jiné elektronové akceptory, probíhá rozklad pomaleji a vzniká menší množství heterotrofní biomasy. Degradační konstanty kalu se v těchto podmínkách pohybují mezi 0,024–0,006 den⁻¹ (van Rijn

a kol., 1995). Přestože je rozklad pomalejší, správně dimenzovaný reaktor tohoto typu může být provozován dlouhodobě bez nutnosti častého odstraňování kalu a může být integrován do kontinuálního čistícího procesu.

Plně anaerobní metanogenní rozklad akvakulturního kalu byl popsán několika autory, avšak dosažené výsledky bývají značně proměnlivé, neboť závisí na mnoha faktorech, včetně vstupní kvality kalu, která se může lišit nejen mezi systémy, ale i v rámci jednoho provozu (Mirzoyan a kol., 2010). Obecně platí, že ve srovnání s aerobní digestí je u anaerobních procesů nutná delší doba zdržení kalu, což zvyšuje investiční náklady.

Stejně jako u anaerobní digesce byla i u aerobní digesce zaznamenána vysoká míra mobilizace živin (Neori a kol., 2007; Monsees a kol., 2017). Aerobní prostředí zároveň omezuje ztráty dusíku způsobené denitrifikací. Kromě redukce množství kalu může být aerobní digestce využita také k výrobě tekutých hnojiv (Khiari a kol., 2019). Z těchto důvodů se aerobní digestce jeví jako vhodnější řešení zejména pro malé a střední akvakulturní podniky, neboť je technologicky jednodušší a méně nákladná z hlediska infrastruktury. Tento proces však musí vycházet ze základních ekonomických principů. Klíčové je maximalizovat účinnost provzdušňování – tedy využít kyslík obsažený ve vzduchu co nejefektivněji – aby se minimalizovala energetická spotřeba na jednotku zpracovaného kalu. Dalším klíčovým aspektem je potom optimální velikost reaktoru.

1.6.3. Kompostování/ Vermikompostování

Kompostování je považováno za nákladově efektivní a ekologicky udržitelný způsob nakládání s organickým odpadem, zejména s materiály, jako je hnůj a rostlinné zbytky (Waqas a kol., 2023). Tento proces přeměňuje organický odpad z farem a domácností na přírodní hnojivo bohaté na dusík, fosfor a draslík (Külcü a Yaldiz, 2014). Celosvětová hodnota trhu s komerčními hnojivy dosáhla v roce 2021 přibližně 193 miliard amerických dolarů, což představuje meziroční nárůst o 12 %, a očekává se, že do roku 2030 překročí 240 miliard dolarů. Rostoucí ceny hnojiv představují pro drobné zemědělce významnou finanční zátěž, což zvyšuje atraktivitu alternativních přístupů, jako je právě kompostování.

Kompostování nabízí řadu výhod – snižuje náklady na vstupy, udržuje živiny v rámci farmy, omezuje množství odpadu a zároveň stabilizuje organický uhlík. Podporuje mikrobiální aktivitu, zlepšuje strukturu a úrodnost půdy, čímž přispívá k růstu rostlin a obnově degradovaných půd (Jia a kol., 2018). Z environmentálního hlediska přispívá ke snižování závislosti na syntetických hnojivech, omezuje emise skleníkových plynů a napomáhá uzavírání živinových cyklů v zemědělských systémech (Pergola a kol., 2018). Přestože je často vnímáno primárně jako metoda likvidace odpadu, kompostování představuje klíčovou strategii cirkulárního hospodářství, která přidává organickým zbytkům agronomickou i ekonomickou hodnotu (Epstein, 2017).

Existuje řada kompostovacích technik lišících se zejména závislostí na kyslíku a biologických činitelích, jako jsou mikroorganismy nebo žížaly (Kundariya a kol., 2021; Ho a kol., 2022). Aerobní kompostování zahrnuje mikrobiální rozklad organické hmoty v prostředí bohatém na kyslík, čímž vzniká stabilní kompost a cenné anorganické vedlejší produkty (Ho a kol., 2022). Vermikompostování, rovněž aerobní proces, využívá žížaly a jejich střevní mikrobiotu k produkci vysoce kvalitního a stabilního vermikompostu (Kundariya a kol., 2021).

Tento proces však vyžaduje předběžné zpracování ke snížení obsahu amoniaku a úpravě poměru uhlíku k dusíku (C:N). Kal z akvakultury je vhodné odvodnit a smíchat s materiály bohatými na uhlík, jako jsou zbytky rostlin, sláma nebo odpadní papír, aby vznikl vyvážený substrát pro růst žížal. Vermikompostováním dochází ke stabilizaci kalu, redukci patogenů a zvýšení obsahu cenných živin. Výsledný vermikompost zlepšuje úrodnost půdy, podporuje růst rostlin a přináší významnou přidanou hodnotu v rámci cirkulárního zpracování odpadů z akvakultury (Kouba a kol., 2018; Hřebečková a kol., 2025).

1.6.4. Přímá aplikace na zemědělskou půdu + výroba hnojiva

Kapalný i pevný odpad ze sladkovodních RAS může být zpracováván v centralizovaných zařízeních, jako jsou veřejné čistírny odpadních vod, které běžně přijímají odpad z chovů hospodářských zvířat, domácností či průmyslových provozů. Zpracování akvakulturního kalu v těchto systémech je však často neefektivní, protože koncentrace toxických a jinak škodlivých látek v kalu z RAS je obecně nízká ve srovnání s kaly komunálního či průmyslového původu.

Využití kalu z akvakultury přímou aplikací na zemědělskou půdu představuje jednu z perspektivních možností, jak efektivně využít jeho živinový potenciál (Bergheim a kol., 1993; Yeo a kol., 2004). Tento přístup umožňuje nejen snížení objemu odpadu, ale zároveň podporuje recyklaci živin a organické hmoty, čímž přispívá k rozvoji oběhového hospodářství v zemědělství i akvakultuře. Stejně jako pevná frakce kalu může být i kapalná frakce odpadní vody z RAS využita pro závlahu zemědělských plodin, čímž se dále uzavírá cyklus vody a živin.

Zatímco výroba kompostu z akvakulturního odpadu je prostorově relativně flexibilní, využití pevných a kapalných odpadů jako hnojiva závisí na místních podmínkách, zejména na dostupnosti vhodných zemědělských ploch v okolí produkčních zařízení. V oblastech, kde tato možnost chybí, může být přímá aplikace kalu ekonomicky nebo logisticky neproveditelná (Yeo a kol., 2004).

Z hlediska legislativního rámce však zůstává využití akvakulturního kalu v zemědělství problematické. Podle nařízení EU o hnojivech (EU č. 2019/1009) není akvakulturní kal výslovně uveden mezi povolenými materiály pro výrobu hnojiv, což brání jeho oficiálnímu uvádění na trh v této formě. Dále nařízení o vedlejších produktech živočišného původu (EU č. 1069/2009) neklasifikuje rybí exkrementy jako hnůj, což dále komplikuje jejich legislativní zařazení a recyklaci pro zemědělské účely. Dle Zákona o odpadech č. 541/2020 Sb. je odpadní voda a kal z akvakultury považován za kal (kal z čistíren odpadních vod zpracovávajících odpadní vody a materiály, které svými vlastnostmi odpovídají odpadním vodám a materiálům podle bodu 1, zejména odpadní vody a materiály, které mají původ v potravinářském průmyslu a zemědělství), popř. upravený kal (kal, který splňuje mikrobiologická kritéria stanovená vyhláškou ministerstva, popř. po aplikaci biologické, chemické nebo tepelné úpravy nebo jakéhokoli jiného vhodného procesu). Na zemědělské půdě smí být použity pouze upravené kaly s ohledem na nutriční potřeby rostlin a v souladu se schváleným programem použití kalů.

Tento striktní právní rámec vytváří významné překážky pro producenty ryb, kteří se musí pohybovat mezi národními předpisy, rámcem EU a pravidly vzájemného uznávání podle nařízení (EU) č. 2019/515. Harmonizace legislativy a vývoj vhodných technologických i právních nástrojů by proto mohly zásadně usnadnit cirkulární využití akvakulturních kalů v souladu s principy udržitelného hospodaření s vodou a živinami.

2. Cíle

Cílem předložené technologie je představit a ověřit účinné postupy valorizace odpadů vznikajících při chovu ryb v recirkulačních akvakulturních systémech (RAS). Návrh technologie se zaměřuje na technologicky i ekonomicky dostupná řešení využitelná v podmínkách malých a středních podniků. Testované postupy zahrnují různé strategie zpracování kalů a odpadních vod, včetně zahuštění a flokulace, aerobní digesce, kompostování a vermikompostování, přímé aplikace na zemědělskou půdu a výroby biohnojiv.

Jako modelový systém byl vybrán provoz firmy Tilapia s.r.o., která dlouhodobě a stabilně produkuje keříčkovce červenolemého (*Clarias gariepinus*) v RAS. Ověřovací testy probíhaly dále ve společnosti Kateřinský dvůr s.r.o. a v experimentálním akvaponickém skleníku Fakulty rybářství a ochrany vod Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích.

Cílem ověřování bylo posoudit environmentální, ekonomickou a technologickou proveditelnost jednotlivých variant zpracování kalů a stanovit optimální technologický řetězec pro malé a střední podniky.

3. Místa ověřování technologie

Ověřování technologie bylo realizováno na třech pracovištích s odlišným zaměřením, která společně pokrývala celý proces od produkce akvakulturních kalů po jejich zpracování a využití. Monitoring produkce kalů probíhal na farmě Tilapia s.r.o. (Radenín, Hroby), jež se dlouhodobě zabývá produkcí keříčkovce. Experimentální testy, zahrnující procesy zahušťování, digesce a vermikompostování, byly prováděny v kontrolovaných podmínkách Akvaponického skleníku Fakulty rybářství a ochrany vod Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. Nádobové experimenty a výroba hnojiv následně probíhaly v prostorách podniku Kateřinský dvůr s.r.o. (Tábor).

Společnost Tilapia s.r.o. každoročně produkuje a zpracovává přibližně 200 tun keříčkovce (obr. 5). Podnik Kateřinský dvůr s.r.o. se zabývá zemědělskou výrobou, produkcí hnojiv a krmiv a poskytl zázemí pro ověřování aplikačního potenciálu vyvinutých technologií v praxi.



Obr. 5. Zastřešený RAS a zpracovna firmy Tilapia s.r.o. (foto J. Hora).

4. Popis technologie a výsledky

4.1. Experiment 1 – Kvantifikace produkce akvakulturních kalů a jejich složení

4.1.1. Technologický postup

Společnost Tilapia s.r.o. disponuje několika samostatnými recirkulačními akvakulturními systémy (RAS) určenými pro chov různých velikostních kategorií keříčkovce. Mechanickou filtraci ve všech RAS zajišťují bubnové filtry, jejichž oplach (směs odpadní vody a kalu) je shromažďován v jímce a následně čerpán do zahušťovací stanice vybavené automatickým dávkováním flokulantu (ZETAG 9249 FS, Solenis, Nizozemsko). Flokulovaný kal je dále odvodňován v pásovém filtru, čímž vzniká zahuštěný kal s nižším množstvím odpadní vody (obr. 6 a 7).

Kvantifikace produkce kalu byla provedena zvážením množství vyprodukovaného kalu za 24 hodin. Celkem bylo realizováno 10 měření u flokulovaného kalu v měsíčních intervalech a

3 měření u oplachu z bubnových filtrů, která simulovala provoz bez flokulační jednotky a pásového filtru. U oplachu probíhala měření třikrát denně (ráno před krmením, v poledne po nakrmení a odpoledne) po dobu 2 hodin.

Obsah sušiny byl stanoven gravimetricky po sušení při 105 °C. Výměnné pH (CaCl_2) bylo měřeno v suspenzi připravené s roztokem chloridu vápenatého (poměr 5:1; roztok:kal). Celkový obsah N, C a S ve flokulovaném i čerstvém (neflokulovaném) kalu byl analyzován na elementárním analyzátoru (Flash 2000; Thermo Fisher, USA) po předchozím vysušení. Další živiny byly stanoveny po mikrovlnné digesti (HNO_3 63 %, Suprapure®, Merck, Německo) po dobu 35 min v uzavřeném systému MARS® 5 (CEM Corporation, USA). Digestáty byly převedeny do 50 ml odměrných baněk, doplněny ultračistou vodou (Simplicity®, Millipore SAS, Francie), přefiltrovány do 15 ml centrifugačních zkumavek a skladovány při 4 °C. Analýzy NH_4^+ -N, NO_3^- -N a P byly provedeny na kontinuálním průtokovém analyzátoru (CFA; SAN++, Skalar, Nizozemsko). Další prvky (Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn, S, Cu a Zn) byly určeny pomocí optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES; iCAP 6000, Thermo Fisher Scientific, USA). Obsah těžkých kovů (SOP 23 pro rtuť, SOP 450-3 pro ostatní těžké kovy) a mikrobiologické analýzy (SOP 8.45.HP) byly zajištěny externí akreditovanou laboratoří (Agrola s.r.o., Jindřichův Hradec, Česká republika).



Obr. 6 Pásový filtr pro odvodnění flokulovaného kalu (foto R. Gebauer)



Obr. 7. Sběrná nádoba odvodněného flokulovaného kalu (foto R. Gebauer).

4.1.2. Výsledky

Výsledky kvantifikace produkce kalů z pásového filtru (tj. odvodněného kalu po flokulaci) a směsi odpadní vody s kalem (simulace podmínek na farmách bez flokulační jednotky a

pásového filtru) jsou uvedeny v tab. 1. Z výsledků je patrné, že sušina směsi odpadní vody a kalu u systémů bez flokulační technologie je výrazně nižší, což vede k enormní produkci zředěného odpadu a následně k vyšší spotřebě vody a vyšším nákladům při jeho zpracování. Tento rozdíl potvrzuje význam flokulačních a odvodňovacích technologií pro efektivní hospodaření s vodou v recirkulačních systémech.

Tab. 1. Výsledky kvantifikace produkce kalů a směsi odpadní vody a kalů (za 24 hodin) z pásového filtru, respektive z oplachu bubnových filtrů na modelové farmě. Výsledky jsou prezentovány jako průměr $\pm$ směrodatná odchylka.

Filtrační technologie	n	Sušina (%)	pH (CaCl ₂)	Produkce kalu/směsi odpadní vody a kalu (kg)
Pásový filtr	10	8,86 $\pm$ 0,43	6,10 $\pm$ 0,50	997,5 $\pm$ 271,9
Bubnový filtr	3	1,53 $\pm$ 0,32	6,00 $\pm$ 0,30	9466 $\pm$ 2328

Živinové složení flokulovaného a čerstvého kalu (bez použití flokulantu) je uvedeno v tab. 2. Z výsledků vyplývá, že flokulovaný kal vykazoval ve většině případů vyšší koncentrace sledovaných živin, s výjimkou organického uhlíku, jehož obsah byl vyšší v čerstvém kalu. Nejvýraznější rozdíly mezi oběma variantami byly zaznamenány u fosforu, železa a zinku, což naznačuje, že flokulace přispívá nejen k efektivnějšímu zahuštění, ale i ke koncentraci živin ve výsledném kalu.

Tab. 2. Živinové složení v sušině flokulovaného a čerstvého kalu na modelové farmě (obsah v sušině).

Parametr	Jednotky	Flokulovaný kal	Čerstvý kal
Dusík (N)	g.kg ⁻¹	56,9	44,8
N-NH ₃	%	0,05	0,01
N-NO ₃ ⁻	%	0,01	0,01
Org. uhlík (TOC)	%	87,1	89,2
Draslík (K)	g.kg ⁻¹	2,23	1,92
Fosfor (P)	g.kg ⁻¹	19,6	11,4
Vápník (Ca)	g.kg ⁻¹	31,9	23,6
Hořčík (Mg)	g.kg ⁻¹	5,48	3,97
Síra (S)	g.kg ⁻¹	8,46	7,12
Železo (Fe)	g.kg ⁻¹	3,82	3,52
Zinek (Zn)	mg.kg ⁻¹	977	526
Měď (Cu)	mg.kg ⁻¹	62,7	41,2
Molybden (Mo)	mg.kg ⁻¹	2,34	2,92
Mangan (Mn)	mg.kg ⁻¹	233	372
Sodík (Na)	g.kg ⁻¹	11,7	7,96

Koncentrace vybraných těžkých kovů jsou uvedeny v tab. 3. Podle přílohy č. 1, bodu 2 c) vyhlášky č. 474/2000 Sb., která stanovuje limitní hodnoty rizikových prvků v organických a statkových hnojivech se sušinou menší než 13 %, splňují oba analyzované kaly všechny požadované limity. Mikrobiologické ukazatele nejsou u tohoto typu hnojiv vyhláškou sledovány. Dle platné legislativy je však akvakulturní kal považován za kal/upravený kal, jehož

použití je regulováno zákonem č. 541/2020 Sb. (Zákon o odpadech) a limitováno dle následného využití (dle přílohy č. 29 k vyhlášce 273/2021 Sb.). V případě využití upravených kalů na zemědělské půdě (surové kaly nelze využít) se tak limity řídí tabulkou 38.1 a 38.2 přílohy č. 38 k vyhlášce 273/2021 Sb. Limity rizikových prvků splňují oba testované kaly (chybí analýzy AOX, PCB a PAU, jejichž koncentrace však bývají v uzavřených chovech minimální). Testované kaly by však nesplňovaly limity indikátorových mikroorganismů. V analyzovaných kalech z modelové farmy nebyla detekována bakterie *Salmonella* sp. Nicméně *Escherichia coli* a enterokoky byly přítomny v koncentracích 7×10^3 a 1×10^5 KTJ.g⁻¹, zatímco povolené limity činí $< 10^1$ KTJ.g⁻¹ pro *E. coli* a $< 5 \times 10^3$ KTJ.g⁻¹ pro enterokoky pro kal kategorie I. (použití na zemědělskou půdu). Před aplikací by tedy bylo nutné kaly upravit, což je také vyžadováno zákonem.

Tab. 3. Koncentrace těžkých kovů (mg.kg⁻¹ sušiny) flokulovaného a čerstvého kalu na modelové farmě a porovnání s limitními hodnotami rizikových látek v sedimentu dle Vyhlášky č. 474/2000 Sb. přílohy č. 1a dle Vyhlášky č. 273/2021 Sb. přílohy č. 38. LOD = pod limitem stanovení.

Parametr	Flokulovaný kal	Čerstvý kal	Vyhláška 474/2000 Sb. příloha č. 1, bod 2 c)	Vyhláška 273/2021 Sb. příloha č. 38, tab. 38.2
Arsen (As)	3,97	3,40	30	30
Berilium (Be)	LOD	LOD	-	-
Kadmium (Cd)	0,77	0,48	2,0	5,0
Kobalt (Co)	4,18	2,60	-	-
Chrom (Cr)	15,9	8,31	100	200
Olovo (Pb)	10,4	9,48	100	200
Rtuť (Hg)	0,09	0,06	1,0	4,0
Měď (Cu)	62,7	41,2	250	500
Nikl (Ni)	30,5	17,0	50	100
Vanad (V)	4,20	3,18	-	-
Zinek (Zn)	977	526	1200	2500

4.2. Experiment 2 – Koagulace a flokulace akvakulturních kalů

4.2.1. Technologický postup

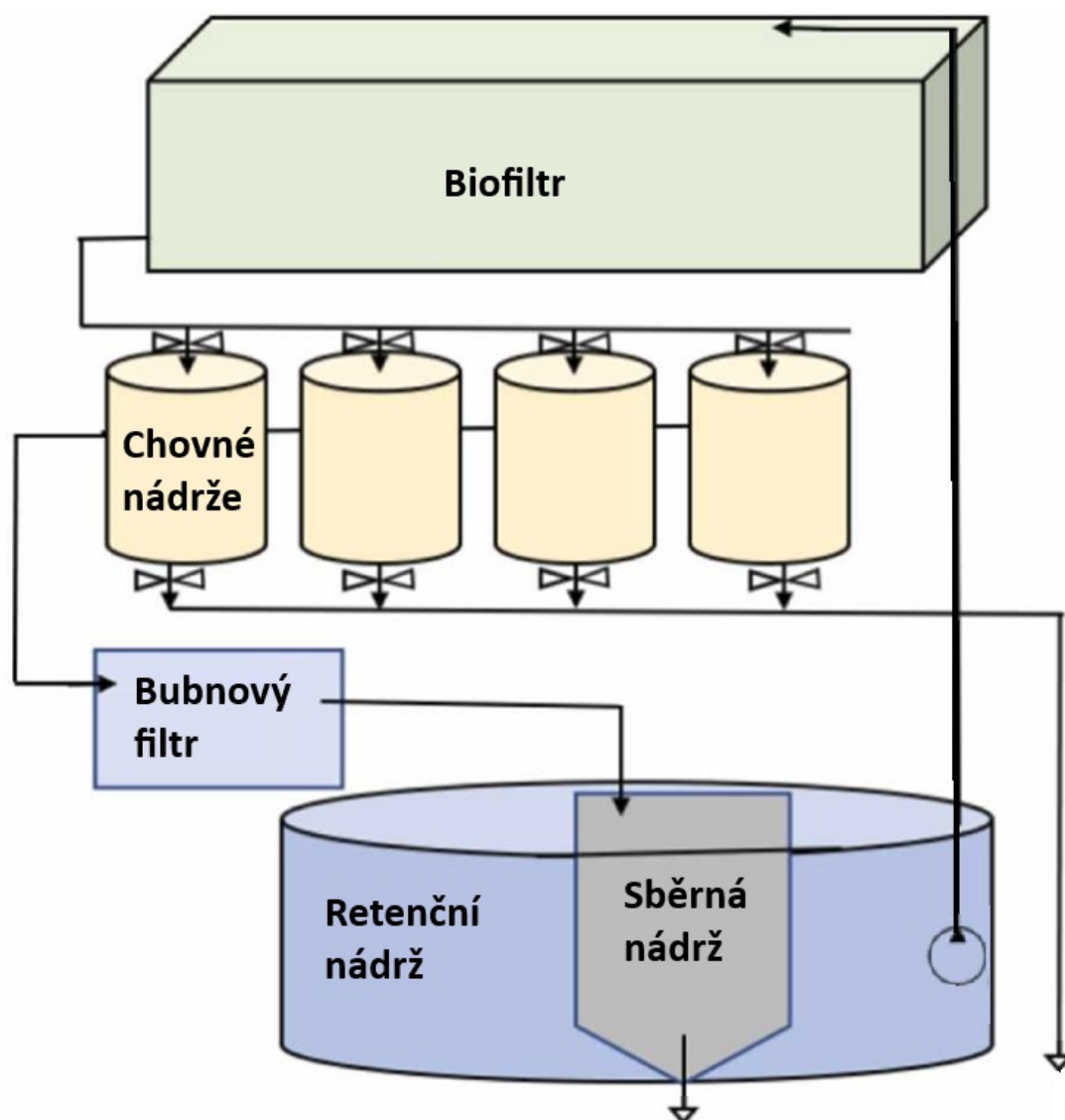
Na modelové farmě byl využíván flokulant na bázi syntetického polymeru (ZETAG 9249 FS, Solenis, Nizozemsko). Tento přípravek je založen na polyakrylamidu s vysokým kationtovým nábojem a velmi vysokou molekulovou hmotností. Flokulant vykazuje vysokou účinnost v širokém rozmezí pH (4–9), což je zásadní pro provoz intenzivních akvakulturních systémů. Některé syntetické polymery na bázi polyakrylamidu však mohou představovat ekotoxikologická rizika, protože jejich volné monomery mohou být toxické pro vodní organismy. Flokulovaný kal obvykle polymer zapouzdřuje, čímž snižuje jeho mobilitu a uvolňování do prostředí. Při cirkulárním využití kalu však může během rozkladu docházet k jeho uvolnění, což může představovat potenciální environmentální riziko.

Za účelem optimalizace procesu koagulace a flokulace byly provedeny testy s řadou organických koagulantů (na bázi škrobu a chitosanu), které byly porovnány s komerčně používanými syntetickými přípravky — chloridem železitým, chloridem polyhlinitým a syntetickým polymerem. Koagulanty a flokulanty byly testovány v různých koncentracích (dle povahy koagulantu, popř. doporučení výrobce). Pilotní nádobové testy byly realizovány v laboratorním flokulátoru (FP4, VELP Scientifica, Itálie). Surová voda byla odebírána ze sběrné nádrže oplachu bubnového filtru instalovaného v RAS. RAS sestával ze čtyř chovných nádrží o objemu 630 l, ponořeného biofiltru s plastovými médii o objemu 2 500 l, bubnového filtru s oky 60 μm (DVS, Nizozemsko), který se periodicky proplachoval do sběrné nádrže o objemu 70 l, a retenční nádrže o objemu 750 l (obr. 8). Systém byl osazen keříčkovcem, přičemž biomasa ryb se pohybovala mezi 150–200 kg m^{-3} a krmná dávka činila 2 % denně.

Počáteční charakteristiky vody zahrnovaly: objem kalu (měřen pomocí Imhoffových konusů v triplicátu), celkový organický uhlík a celkový dusík (TOC, TN; TOC/TN analyzátor, Shimadzu, Japonsko), a ortofosfát (P-PO_4^{3-} ; UV-1800, Shimadzu, Japonsko), pH (HI9849, Hanna, Rumunsko), obsah sušiny v kalu (gravimetricky) a turbidita (TB1, VELP Scientifica, Itálie).

Do každé ze čtyř kádinek bylo odměřeno 500 ml surové vody; tři kádinky byly ošetřeny vybraným flokulantem nebo koagulantem a jedna sloužila jako kontrola. Ekvivalentní objem kapaliny nahrazený koagulantem/ flokulantem byl před přidáním odstraněn. Kádinky byly umístěny do laboratorního flokulátoru s lopatkami ponořenými přibližně do poloviny vodního sloupce. Vzorky byly míchány při 200 ot.min^{-1} po dobu 1 minuty (fáze míchání) a následně při 20 ot.min^{-1} po dobu 30 minut (fáze aglomerace).

Po ukončení flokulace bylo ze středu vodního sloupce odebráno 100 ml supernatantu, přeneseno do 150 ml kádinky a okamžitě bylo změřeno pH a zbytková turbidita. Dalších 50 ml supernatantu bylo přefiltrováno přes CA filtr (CH4525–CA, Thermo Scientific, USA), okyseleno 200 μl koncentrované HCl a uloženo při 4 °C pro další analýzy (TOC, TN, P-PO_4^{3-}). Výsledky jsou vyjádřeny jako procentuální změna oproti výchozím parametrům surové vody, aby se eliminoval vliv její přirozené fluktuace.



Obr. 8. Schéma RAS pro odběr vody pro testy koagulace a flokulace. Surová voda byla vzorkována ze sběrné nádrže pro oplach z bubnového filtru.

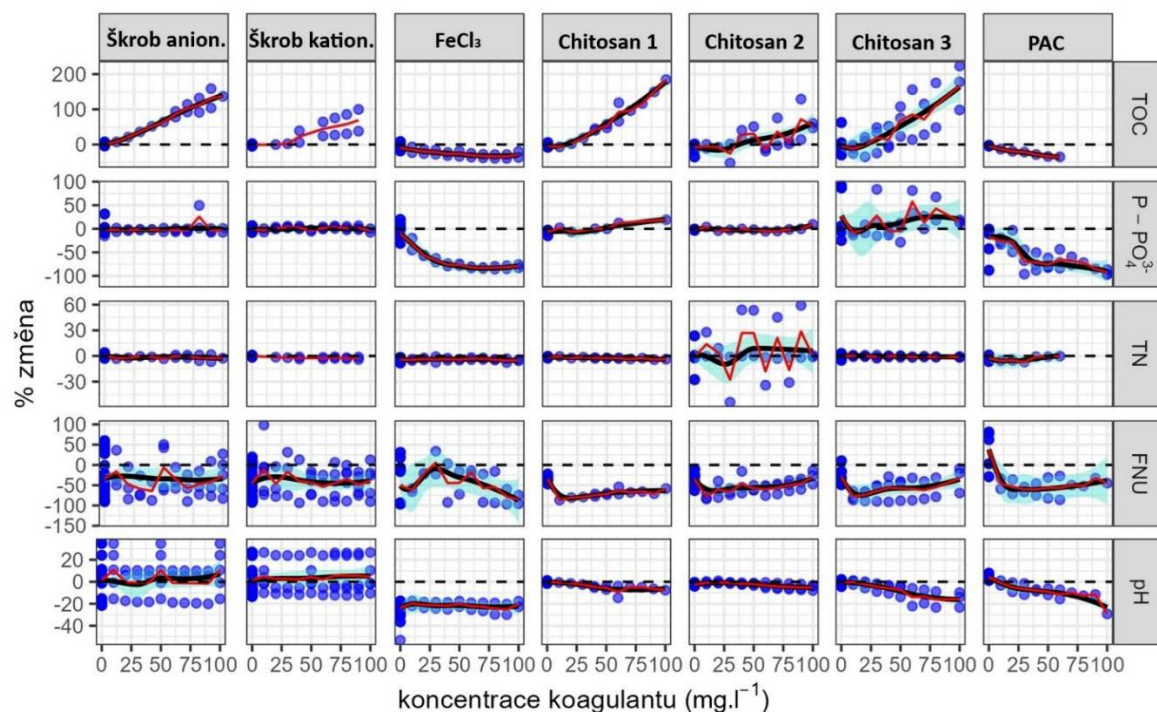
4.2.2. Výsledky

Účinnost jednotlivých typů koagulantů a flokulantů na kvalitu odpadní vody z RAS byla vyhodnocena na základě změn koncentrací sledovaných parametrů (TOC, $P-PO_4^{3-}$, TN, FNU, pH) při různých dávkách činidel ($0-100 \text{ mg.l}^{-1}$; obr. 9).

Anorganické koagulanty ($FeCl_3$, PAC) vykazovaly nejvyšší účinnost při odstraňování fosforečnanů ($P-PO_4^{3-}$) a snížení zákalu (FNU), přičemž optimální dávka se pohybovala kolem 50 mg.l^{-1} . Tyto činidla však způsobovala i pokles pH, což může být nevýhodou při následném využití kalu.

Naopak organické flokulanty (škrobové a chitosanové přípravky) vykazovaly vyšší stabilitu pH a nižší účinnost při odstraňování fosforu, ale měly pozitivní efekt na snížení obsahu organického uhlíku (TOC), především kationický škrob a chitosan. Kationický chitosan dosáhl významného snížení zákalu a fosforu při dávkách nad 75 mg.l^{-1} , a to bez výrazné změny pH.

Celkově lze říci, že FeCl_3 a PAC jsou neúčinnější z hlediska čištění odpadní vody, zatímco chitosanové flokulanty představují ekologicky šetrnější alternativu vhodnou pro systémy, kde je prioritou následná valorizace kalu (např. kompostování nebo aplikace na půdu).



Obr. 9. Vliv různých typů koagulantů a flokulantů na vybrané parametry kvality vody z recirkulačního akvakulturního systému (RAS). Změny jsou vyjádřeny jako procentuální odchylka od výchozí hodnoty (0 %) při různých dávkách činidel (0–100 mg.l^{-1}). Hodnocené parametry zahrnují celkový organický uhlík (TOC), fosforečnany (P-PO_4^{3-}), celkový dusík (TN), zákal (FNU) a pH. Červená křivka znázorňuje trendovou závislost.

4.3. Experiment 3 – Aerobní digestce akvakulturních kalů

4.3.1. Technologický postup

V rámci valorizace akvakulturních kalů pomocí aerobní digestce byly provedeny dva experimenty. První experiment byl zaměřen na stanovení maximálního zatížení odpadní vody kalem, zatímco druhý hodnotil vliv různých dob zdržení směsi kalu a odpadní vody na průběh aerace a uvolňování živin. Odpadní voda použitá v obou experimentech pocházela z oplachu bubnového filtru RAS popsaného v Experimentu 4.2.

Optimalizace zatížení probíhala ve skleněných reaktorech o objemu 2 litry, které byly vybaveny vzduchovacím kamenem (válec 50 × 25 mm) s průtokem vzduchu cca 15 l.min^{-1} připojeným ke kompresoru. Do jednotlivých reaktorů byla přenesena odpadní voda s různým obsahem suspendovaných látek (5, 10 a 15 g.l^{-1} sušiny) přičemž požadované koncentrace byly dosaženy buď ředěním destilovanou vodou, nebo odvodněním přes síto (o velikosti ok 100 μm). Nasycení kyslíkem bylo sledováno v půlhodinových intervalech po dobu 5–6 hodin pomocí multimetru (HI9849, Hanna Instruments, Rumunsko). Teplota byla udržována na 20 °C umístěním experimentálních lahví do vodní lázně (obr. 10).



Obr. 10. Optimalizace aerobní digesce v Experimentu 4.3. (foto A. Tellbüscher).

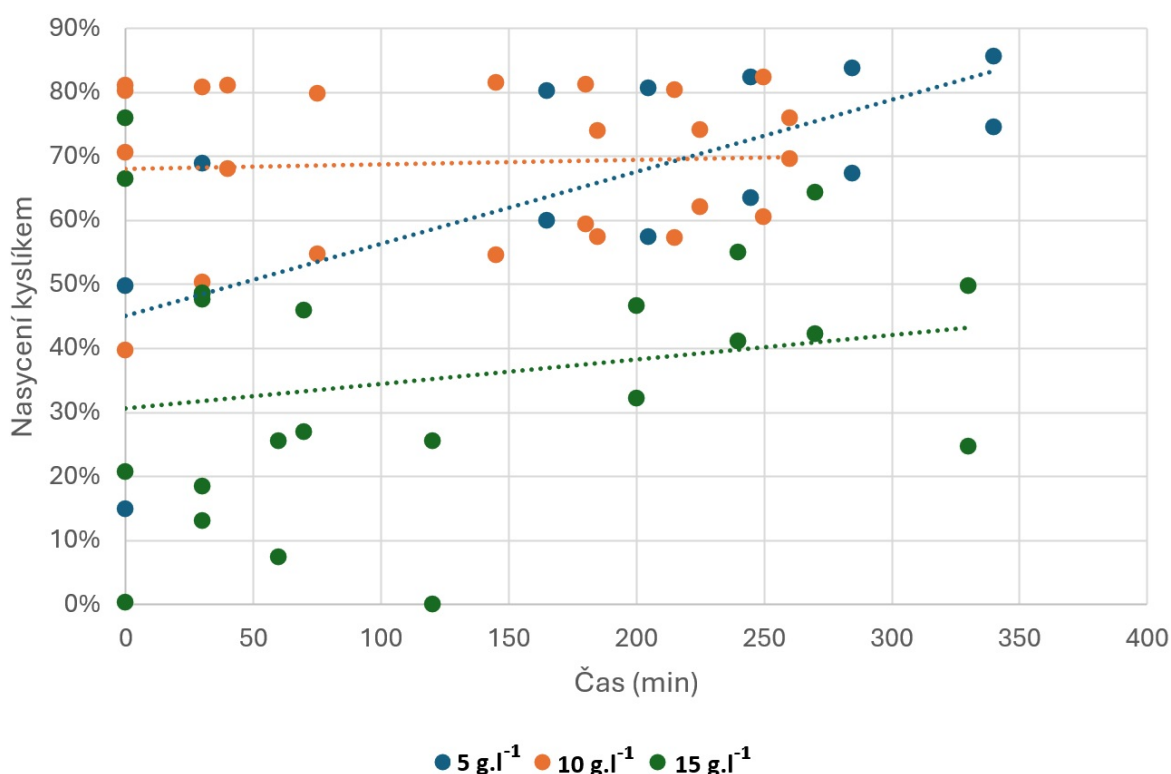
Optimalizace doby zdržení kalu v reaktoru byla testována ve stejných experimentálních nádobách, jaké byly použity v předchozím experimentu. Pro tento test byla zvolena nejefektivnější koncentrace kalu (10 g.l^{-1}), stanovená v rámci optimalizace zatížení. Testované doby zdržení činily 2, 5, 10 a 20 dní, což bylo dosaženo denní výměnou části objemu reaktoru – konkrétně 50 %, 20 %, 10 % a 5 % obsahu láhve – a jeho nahrazením čerstvou odpadní vodou

se stejným obsahem kalu. Všechny varianty byly provedeny při dvou teplotách (20 °C a 30 °C), které byly stabilně udržovány pomocí vodní lázně (obr. 10). Experiment probíhal 20 dní (u variant se zdržením 2, 5 a 10 dní) a 60 dní (u varianty s dobou zdržení 20 dní). Během experimentu byly pravidelně měřeny koncentrace rozpuštěného kyslíku, pH a teplota pomocí multimetru (HI9849, Hanna Instruments, Rumunsko).

Na konci experimentu byly vzorky vody přefiltrovány přes celulózacetátový filtr (CH4525–CA, Thermo Scientific, USA) a následně analyzovány na obsah celkového organického uhlíku (TOC) a celkového dusíku (TN) pomocí TOC/TN analyzátoru (Shimadzu, Japonsko) a na obsah fosforu spektrofotometricky (UV-1800, Shimadzu, Japonsko).

4.3.2. Výsledky

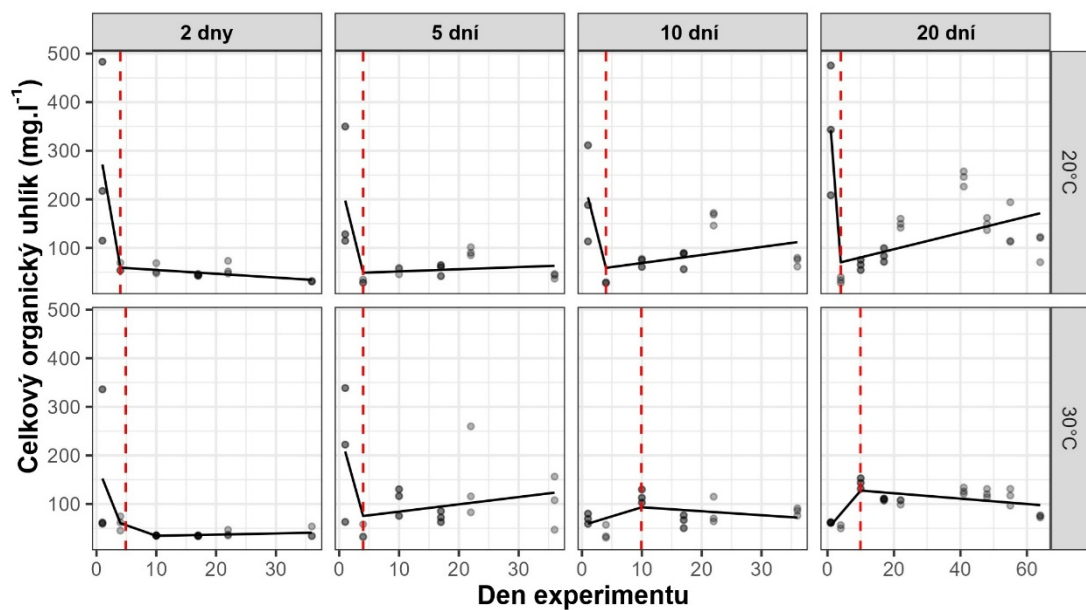
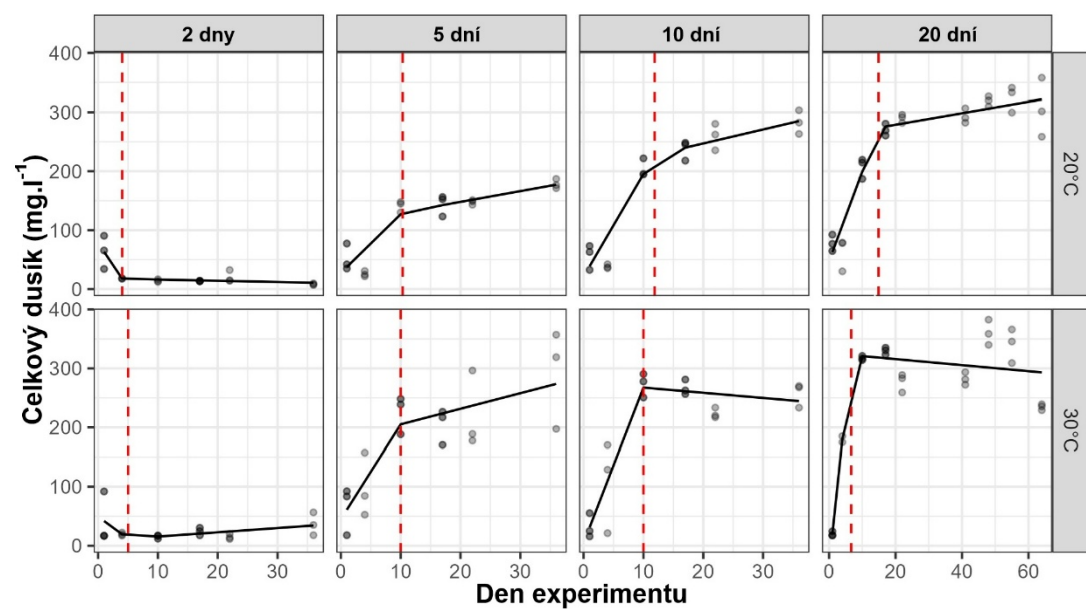
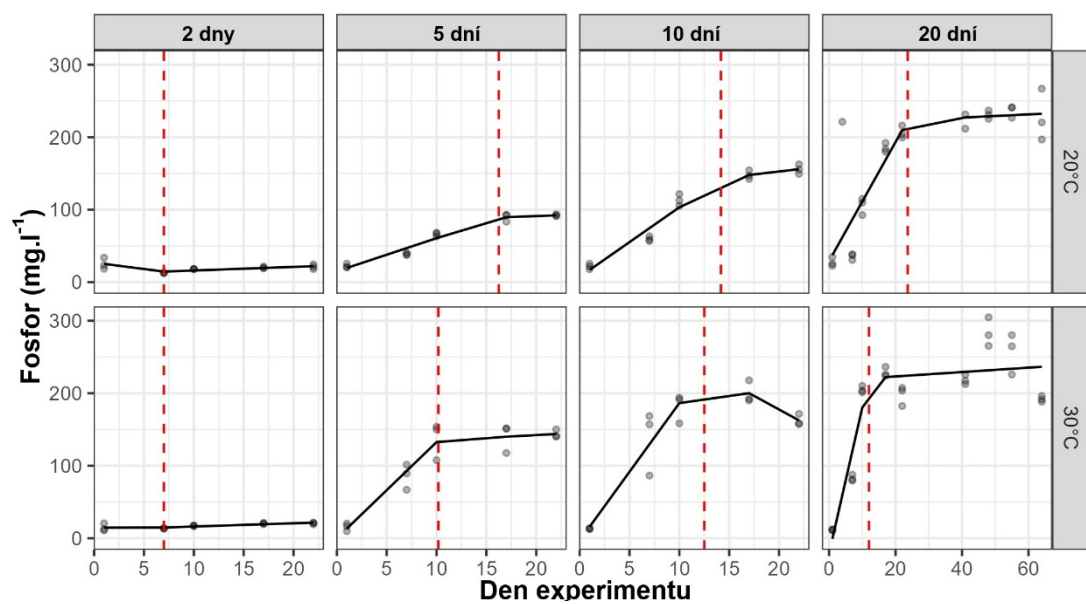
Při zatížení odpadní vody kalem o koncentraci 5 g.l⁻¹ a 10 g.l⁻¹ bylo po celou dobu experimentu pozorováno stabilní nasycení vody kyslíkem s průměrnými hodnotami 65 % a 70 %, respektive. Naopak při nejvyšším zatížení 15 g.l⁻¹ došlo k výraznému poklesu obsahu rozpuštěného kyslíku, přičemž průměrná hodnota nasycení činila pouze 35 % (obr. 11). Tento výsledek ukazuje, že vyšší koncentrace suspendovaných látek významně zhoršuje přenos kyslíku do směsi, a tím může omezit účinnost aerobní digesce.



Obr. 11. Nasycení kyslíkem při aerobní digestci odpadní vody s různou koncentrací kalů.

S rostoucí délkou aerobní digesce a teplotou došlo k výraznému zvýšení koncentrací P a TN v supernatantu, zatímco TOC vykazoval prudký pokles v počátečních dnech experimentu, což odpovídá rychlé mineralizaci organické hmoty. Při vyšší teplotě (30 °C) byl proces rozkladu výrazně rychlejší – maximální koncentrace dusíku i fosforu bylo dosaženo už během 10 dnů, zatímco při 20 °C pokračovalo uvolňování živin až do 20. dne experimentu (obr. 12). Pokles obsahu TOC v obou teplotních režimech indikuje aktivní mikrobiální oxidaci organických látek

a přeměnu organicky vázaných živin na anorganické, což snižuje biologickou a chemickou spotřebu kyslíku ve výsledném roztoku.



Obr.k 12. Změny koncentrací fosforu (P), celkového dusíku (TN) a celkového organického uhlíku (TOC) během experimentu mineralizace akvakulturních kalů při teplotách 20 °C a 30 °C v závislosti na délce inkubační doby (2, 5, 10 a 20 dní). Černá čára znázorňuje trend změn koncentrací v čase. Červeně přerušovaná vertikální čára označuje optimální délku digesce.

4.4. Experiment 4 – Model ekonomiky kompostování akvakulturních kalů

4.4.1. Technologický postup

Ekonomika kompostování byla modelována na základě dat z databáze „Technologie a ekonomika kompostování na pásových hromadách“ dostupné na webu Výzkumného ústavu zemědělské techniky (www.vuzt.cz; Abrham a kol., 2009). Model vycházel z roční produkce kalů ve výši 364 tun s obsahem sušiny 8,9 % a poměrem C:N = 9 (dle Experimentu 4.1.). Doba kompostování byla nastavena na 60 dní, přičemž ztráty hmotnosti během zrání byly uvažovány na úrovni 20 % – obě hodnoty odpovídají parametrům obdobného materiálu uvedeného v databázi (kaly z ČOV).

Pro dosažení optimálního poměru C:N 30:1 v počáteční fázi kompostování bylo nutné smíchat akvakulturní kal se zdrojem uhlíku, např. se slámou. Na základě vstupních parametrů databáze by bylo potřeba přidat přibližně 13 tun slámy (cena 800 Kč.t⁻¹).

Z technologického hlediska musí být kompostovací linka umístěna na vodohospodářsky zabezpečené ploše a vybavena základní manipulační technikou. Pro modelový výpočet byla zvolena kompostovací linka s jedním energetickým prostředkem (např. kolovým traktorem), ke kterému lze připojovat různé nástavce a zařízení potřebné pro jednotlivé operace. Předpokládá se využití stávajícího traktoru, avšak bude nutné pořídit zařízení pro vlhčení kompostu a manipulaci s příkrývací plachtou. Výška kompostovací hromady byla stanovena na 1,5 m.

Pro vyhodnocení ekonomické návratnosti byly vytvořeny čtyři modely s rozdílnou cenou vstupního kalu a rozdílnou prodejní cenou finálního kompostu. Cena vstupního kalu byla zvolena buď 0 Kč (kaly není nutné likvidovat, jsou využity pro jiné účely), nebo -600 Kč bez DPH simulující úsporu nákladů na uložení odpadů na kompostárně (cena pro kaly z ČOV pro právnické osoby, včetně dopravy):

- Model 1: vstupní cena kalu 0 Kč, prodejní cena kompostu 700 Kč.t⁻¹,
- Model 2: vstupní cena kalu 0 Kč, prodejní cena kompostu 900 Kč.t⁻¹,
- Model 3: vstupní cena kalu -600 Kč, prodejní cena kompostu 700 Kč.t⁻¹,
- Model 4: vstupní cena kalu -600 Kč, prodejní cena kompostu 900 Kč.t⁻¹.

Investiční náklady jsou kryty z vlastního kapitálu a do modelu nebyly zahrnuty žádné dotační mechanismy ani úvěrové náklady.

4.4.2. Výsledky

Pro kompostování roční produkce kalů z modelové farmy by byla potřebná kompostovací plocha o rozloze přibližně 232 m². Při zohlednění vstupních materiálů a hmotnostních ztrát během zrání by roční produkce hotového kompostu činila přibližně 302 tun.

Investiční náklady, zahrnující vybudování vodohospodářsky zabezpečené plochy a pořízení potřebné technologické výbavy (zařízení pro vlhčení kompostu, manipulaci s plachtou a základní mechanizaci), dosahují částky 1 321 426 Kč. Celkové fixní a variabilní provozní náklady byly vypočteny na 259 762 Kč ročně u Modelů 1 a 2, zatímco záporná cena vstupního kalu (tj. přínos z jeho převzetí jako odpadu) u Modelů 3 a 4 snížila celkové náklady na 41 362 Kč ročně

(tab. 4). Tyto náklady zahrnují především provoz techniky, pracovní sílu, energii, údržbu a přídavný materiál (slámu).

Tab. 4. Investiční, fixní a variabilní náklady modelované kompostárny. Jednotlivé modely jsou popsány výše. Uvedené ceny jsou Kč.

Náklady a způsob financování	Investiční náklady			
	Model 1	Model 2	Model 3	Model 4
Investiční náklady - stavba		686 426		
Investiční náklady - technologie		635 000		
Investiční náklady - celkem		1 321 426		
Z toho dotace		0		
Z toho úvěr		0		
Z toho vlastní kapitál		1 321 426		
Druh nákladů		Fixní náklady		
Odpisy – stavba		22 881		
Odpisy – technologie		52 917		
Zúročení investičního kapitálu		0		
Ostatní fixní náklady		6 607		
Fixní náklady celkem		82 405		
Druh nákladů		Variabilní náklady		
Materiálové vstupy	10 400	10 400	-208 000	-208 000
Energie	32 045	32 045	32 045	32 045
Obsluha	106 080	106 080	106 080	106 080
Opravy a udržování	28 832	28 832	28 832	28 832
Ostatní variabilní náklady	0	0	0	0
Variabilní náklady celkem	177 357	177 357	-41 043	-41 043
CELKOVÉ NÁKLADY	259 762	259 762	41 362	41 362

Při prodejní ceně kompostu 700 Kč.t⁻¹ by roční tržby z prodeje 302 tun činily přibližně 211 400 Kč, což by znamenalo ztrátu 48 362 Kč ročně u Modelu 1, zatímco Model 3 by při započtení záporné ceny vstupního kalu vykazoval roční zisk 170 038 Kč. Při vyšší prodejní ceně kompostu 900 Kč.t⁻¹ (Modely 2 a 4) by roční tržby dosáhly 271 800 Kč, což by odpovídalo čistému zisku 12 038 Kč (Model 2) a 230 438 Kč ročně (Model 4). U Modelů 3 a 4 činí prostá návratnost investice ve výši 1 321 426 Kč přibližně 9 a 7 let (tab. 5).

Tab. 5. Ekonomické ukazatele modelovaných kompostáren (Modely 2 – 4). Model 1 byl ztrátový, proto není zohledněn.

Ekonomický ukazatel	Jedn.	Investiční náklady		
		Model 2	Model 3	Model 4

Zisk	Kč.rok ⁻¹	12 038	170 038	230 438
Příspěvek na úhradu fix. nákladů	Kč.rok ⁻¹	94 443	252 443	312 843
Rentabilita celkových nákladů	%	4,6	411,1	557,1
Rentabilita variabilních nákladů	%	6,8	414,3	561,5
Prostá návratnost investice	rok	111	9	7

4.5. Experiment 5 – Vermikompostování akvakulturních kalů

4.5.1. Technologický postup

Vermikompostování vyžaduje obdobnou infrastrukturu jako konvenční kompostování, tedy vodohospodářsky zabezpečenou plochu, avšak s výrazně nižšími investičními a provozními náklady, jelikož nevyžaduje mechanické překopávání a má nižší nároky na pracovní sílu. Z těchto důvodů je verмикompostování z dlouhodobého hlediska ekonomicky výhodnější alternativou (Hanč a Plíva, 2013). Při zpracování akvakulturních kalů však může vysoký obsah amoniaku působit toxicky na žížaly a způsobovat jejich mortalitu. Obecně se proto doporučuje předkompostování kalu, které snižuje obsah amoniaku a stabilizuje materiál (Kouba, 2013).

V rámci testů toxicity a vhodnosti substrátů proběhly čtyři experimenty (1–4):

- Experiment 1: testování alternativního zdroje uhlíku – odpadu vzniklého při pražení kávy (slupky) ve srovnání se slámou na přežití žížal;
- Experiment 2: vliv předkompostování čerstvého a koagulovaného akvakulturního kalu na přežití žížal;
- Experiment 3: vliv čerstvého a koagulovaného kalu s různými uhlíkovými příměsemi na přežití žížal;
- Experiment 4: vliv vybraných substrátů na růst a reprodukci žížal (viz tab. 6 pro jednotlivé varianty v rámci experimentů).

Metodika Experimentů 1 – 3 vycházela z postupů dle Kouby (2013). Každá varianta substrátu byla připravena tak, aby měla vlhkost 75 %. Substrát (240 g sušiny) byl rozdělen do čtyř polypropylenových (PP) vaniček o objemu 350 ml, uzavřených víčkem s 22 větracími otvory (Ø 1,1 mm). Teplota prostředí během experimentu byla $24,5 \pm 1,3$ °C. Do každé vaničky bylo nasazeno 10 juvenilních žížal kalifornských (*Eisenia andrei*) o průměrné hmotnosti $183,3 \pm 20,8$ mg. Přežití žížal bylo vyhodnocováno 1., 3., 7. a 10. den po nasazení. V Experimentu 2 byla testována varianta předkompostování po dobu jednoho týdne před nasazením žížal.

Experiment 4 zaměřený na růst a reprodukci probíhal v modifikovaných inkubátorech podle Kouby (2013). Tělo inkubátoru tvořilo PP potrubí (Ø 7,5 cm, výška 20 cm), jehož spodní část byla opatřena uhelonem (109 µm) pro odtok přebytečné vody a výměnu vzduchu. Vrchní část byla uzavřena zátkou s ventilačním otvorem (Ø 2,2 cm) překrytým uhelonem. Inkubátory (obsahující 30 g sušiny) byly umístěny na misky o průměru 12 cm, které zachytávaly odtokovou vodu – ta byla opětovně použita pro udržování vlhkosti substrátu. Teplota prostředí činila $24,1 \pm 2,1$ °C. Testované substráty jsou uvedeny v tab. 7. Všechny substráty byly předkompostovány 7 dní, poté bylo do každého inkubátoru nasazeno 10 dospělých žížal kalifornských průměrnou hmotností $134 \pm 13,8$ mg. Po 2 a 4 týdnech byly spočteny hmotnost dospělých, počet juvenilů a počet kokonů, pomocí jemné pinzety a analytických vah (Kern & Sohn GmbH, Německo).

Obsah amoniaku (NH_4^+) a dusičnanů (NO_3^-) v jednotlivých variantách substrátu (Experimenty 2–4) byl stanoven v externí laboratoři Agro-la s.r.o. (Česká republika).

Levenův test homogenity rozptylů a Shapiro-Wilkův test normality odhalily, že data přežití u Experimentů 1, 3 a 4 porušují předpoklady vyžadované pro parametrickou jednofaktorovou analýzu rozptylu (ANOVA). V důsledku toho byl proveden neparametrický Kruskal-Wallisův test s porovnáváním průměrných pořadí jako Tukeyho *post hoc* test. Naproti tomu růst žížal v Experimentu 4 splnil předpoklady vyžadované pro parametrickou jednofaktorovou analýzu rozptylu (ANOVA).

4.5.2. Výsledky

Experiment 1 hodnotil vliv různých zdrojů uhlíku na přežití žížal. Výsledky prokázaly signifikantně nižší přežití ve variantě obsahující 100 % kávové slupky (odpad vznikající při pražení kávy), což naznačuje jejich toxický účinek. Ostatní testované varianty (včetně směsí se slámou) nevykazovaly významné rozdíly a dosahovaly přežití 90–100 %, což potvrzuje jejich vhodnost jako uhlíkatého doplňku pro vermikompostování. Nicméně ve variantě 75 % slupky + 25% sláma byly pozorovány změny morfologie (měkká těla, podobná jako u uhynulých jedinců). V Experimentu 2 nebyl zaznamenán žádný významný vliv předkompostování ani typu kalu (čerstvý vs. flokulovaný) na přežití žížal. Obsah amoniaku v těchto substrátech činil 0,005 % u flokulovaného a 0,006 % u čerstvého kalu, což představuje koncentrace pod toxickým prahem pro *E. andrei*. Naopak v Experimentu 3 byly zjištěny výrazně vyšší koncentrace amoniaku, 0,05 % ve flokulovaném a 0,01 % v čerstvém kalu, což mělo za následek 100% mortality žížal ve všech variantách kromě kontrolní varianty (100 % sláma) a směsí s 25 % čerstvého kalu a 75 % slámy. Tyto výsledky potvrzují, že amoniak je hlavním toxickým faktorem omezujícím využití čerstvých a zejména flokulovaných kalů ve vermikompostování bez jejich předchozího biologického rozkladu (předkompostování). Nižší koncentrace amoniaku v Experimentu 2 byly pravděpodobně způsobeny vynecháním krmení na farmě z důvodu porážky a přelovení ryb.

Tab.a 6. Varianty substrátů a ošetření v testech toxicity a přežití žížal kalifornských (*Eisenia andrei*) 1., 3., 7. a 10. den po nasazení. Nasazeno bylo deset kusů. Data prezentována jako průměr $\pm$ směrodatná odchylka ($n=4$). Různá písmena ve sloupcích v rámci jednoho experimentu označují statistické rozdíly.

Ex pe ri m en t	Varianty	Přežití 1. den	Přežití 3. den	Přežití 7. den	Přežití 10. den
1	100 % sláma	3,8 $\pm$ 2,5b	1,0 $\pm$ 2,0b	1,0 $\pm$ 2,0b	0,8 $\pm$ 1,5b
	100 % slupky	10 $\pm$ 0a	10 $\pm$ 0a	10 $\pm$ 0a	10 $\pm$ 0a
	25 % slupky + 75% sláma	10 $\pm$ 0a	9,8 $\pm$ 0,5a	9,8 $\pm$ 0,5a	9,8 $\pm$ 0,5a
	50 % slupky + 50% sláma	10 $\pm$ 0a	9 $\pm$ 2a	9 $\pm$ 2a	9 $\pm$ 2a
	75 % slupky + 25% sláma	10 $\pm$ 0a	9,8 $\pm$ 0,5a	9,8 $\pm$ 0,5a	9,8 $\pm$ 0,5a
2	100 % sláma	9,8 $\pm$ 0,5	9,5 $\pm$ 1	9,5 $\pm$ 1	9,5 $\pm$ 1

25 % flok. kal + 75 % sláma	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0
25 % flok. kal + 75 % sláma, předk.	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0
50 % flok. kal + 50 % sláma	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0
50 % flok. kal + 50 % sláma, předk.	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0
25 % čer. kal + 75 % sláma	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0
25 % čer. kal + 75 % sláma, předk.	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0
50 % čer. kal + 50 % sláma	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0
50 % čer. kal + 50 % sláma, předk.	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0	10 ± 0
100 % sláma	10 ± 0a	10 ± 0a	10 ± 0a	10 ± 0a
100 % slupky	3,5 ± 1,9b	0 ± 0b	0 ± 0b	0 ± 0b
25 % flok. kal + 75 % sláma	10 ± 0a	0 ± 0b	0 ± 0b	0 ± 0b
25 % flok. kal + 75 % slupky	10 ± 0a	0 ± 0b	0 ± 0b	0 ± 0b
50 % flok. kal + 50 % sláma	10 ± 0a	0 ± 0b	0 ± 0b	0 ± 0b
3 50 % flok. kal + 50 % slupky	10 ± 0a	0 ± 0b	0 ± 0b	0 ± 0b
25 % čer. kal + 75 % sláma	10 ± 0a	10 ± 0a	10 ± 0a	10 ± 0a
25 % čer. kal + 75 % slupky	8 ± 2,3a	0 ± 0b	0 ± 0b	0 ± 0b
50 % čer. kal + 50 % sláma	8,8 ± 1,9a	0 ± 0b	0 ± 0b	0 ± 0b
50 % čer. kal + 50 % slupky	5 ± 3,8b	0 ± 0b	0 ± 0b	0 ± 0b

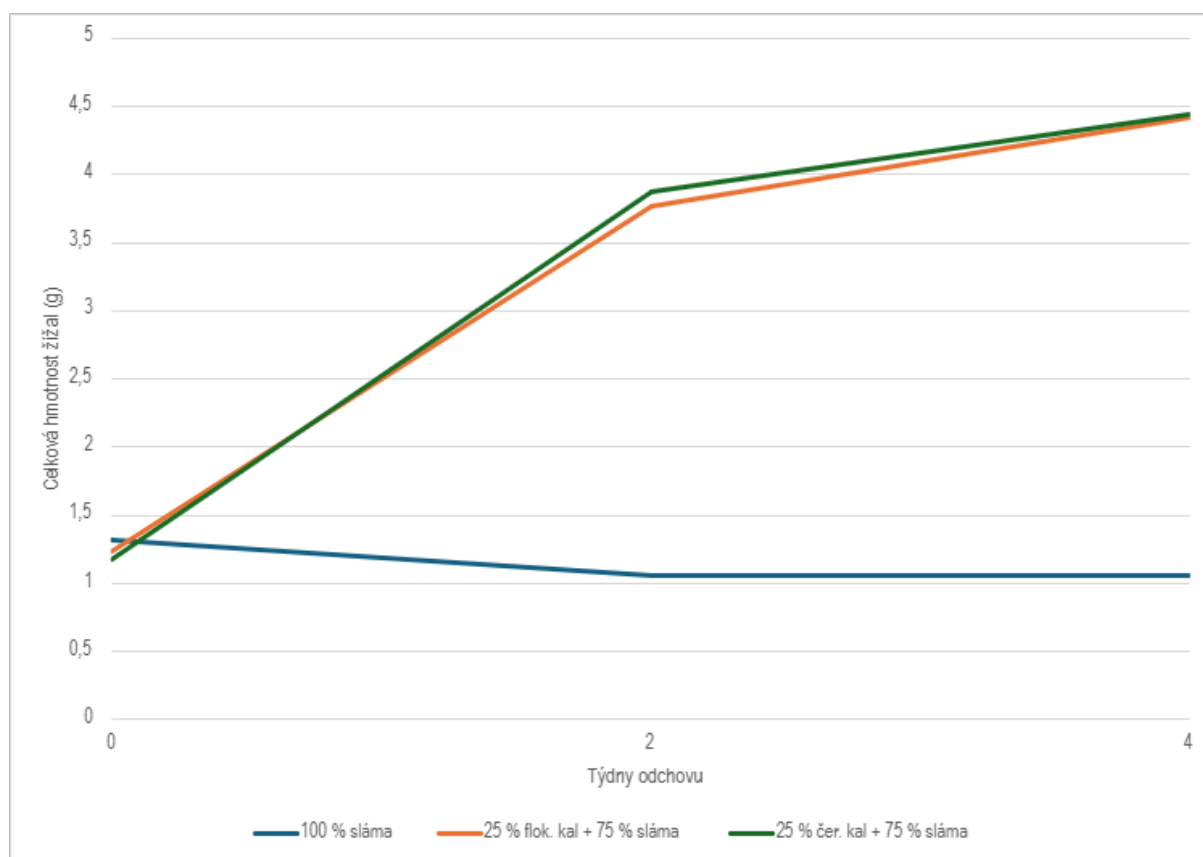
Navzdory výsledkům Experimentu 1 byla v Experimentu 4 již po dvou týdnech odchovu zaznamenána takřka 100% úmrtnost u variant se směsí kávových slupek a slámy (tab. 7), což nasvědčuje, že tento materiál není pro vermikompostování vhodný. Po dvou i po čtyřech týdnech bylo přežití u variant se slámou 100 %, a to jak u čerstvého, tak flokulovaného kalu. Žížaly také začaly tvořit kokony, jejichž počty nebyly statisticky odlišné mezi flukulovaným a čerstvým kalem, což nasvědčuje, že použitý flokulant je bezpečný pro vermikompostování.

Tab 7. Přežití, počet kokonů a počet juvenilů žížaly kalifornské (*Eisenia andrei*) u Experimentu 4 po dvou a čtyřech týdnech kompostování. Čísla reprezentují průměr za variantu ($n = 3$).

Experiment	Varianty	2 týdny			4 týdny		
		Počet dosp.	Počet kokonů	Počet juv.	Počet dosp.	Počet kokonů	Počet juv.
4	100 % sláma	10a	0	0	10a	0b	0
	Směs 50 % slupky + 50 % sláma	0,66b	0	0	0b	0b	0
	25 % flok. kal + 75 % sláma	10a	0	0	10a	19a	0

25 % čer. kal + 75 % sláma	10a	0	0	10a	20a	0
25 % flok. kal + 75 % směsi	0b	0	0	0b	0b	0
25 % čer. kal + 75 % směsi	0b	0	0	0b	0b	0

Již po dvou týdnech odchovu vykazovaly žížaly v čistě slámovém substrátu ztrátu hmotnosti, zatímco jak žížaly v čerstvém, tak ve flokulovaném kalu vykázaly zhruba trojnásobný přírůstek, bez statistického rozdílu mezi substráty s akvakulturním kalem (obr. 13). Po čtyřech týdnech odchovu žížal již nárůst biomasy nebyl tak markantní. Je to dáno tím, že žížaly začaly produkovat kokony. Juvenilní jedinci však zatím pozorováni nebyli (tab. 7).



Obr. 13. Hmotnost obsádky žížal ve druhém a čtvrtém týdnu odchovu. Varianty s kávovými slupkami nejsou prezentovány z důvodu mortality žížal.

4.6. Experiment 6 – Výroba a kvalita peletovaného hnojiva z akvakulturních kalů

4.6.1. Technologický postup

Granulované hnojivo bylo vyrobeno smícháním flokulovaného akvakulturního kalu s dřevním prachem (odpad z pily) v poměru 1:1 (hmotnostně). Tento poměr byl zvolen za účelem snížení obsahu zinku ve výsledném produktu a zároveň zlepšení fyzikálních vlastností směsi pro peletování (Experiment 4.1). Před smícháním byl kal ponechán v kontejneru s dnovou výpustí, kde došlo ke gravitačnímu odvodnění a částečnému vysušení na obsah přibližně 25 % sušiny. Směs kalu a dřevního prachu byla následně sušena při teplotě cca 70 °C na výsledný obsah sušiny 85 %, aby byla zajištěna optimální mechanická pevnost a stabilita pelet pro granulaci. Pro finální sušení by bylo možné využít moderní pásové termální sušárny,

jejichž specifická spotřeba energie se podle technické literatury pohybuje v rozmezí 800–1100 kWh.t⁻¹ odpařené vody, s průměrnou hodnotou přibližně 950 kWh.t⁻¹. Tato hodnota představuje základní vstupní parametr pro energetické a ekonomické hodnocení výroby granulovaného hnojiva z akvakulturních kalů. Sušený materiál byl peletován na lisu MP 150 (Cronimo, Česká republika) s matricí o průměru 6 mm, výkonem 4 kW a kapacitou 70–150 kg.h⁻¹.

Obsah sušiny byl stanoven gravimetricky po sušení při 105 °C. Celkový obsah N, C a S ve flokulovaném kalu, dřevním prachu a hnojivu byl analyzován na elementárním analyzátoru (Flash 2000; Thermo Fisher, USA). Další živiny byly stanoveny po mikrovlnné digesti (HNO₃ 63 %, Suprapure®, Merck, Německo) po dobu 35 min v systému MARS® 5 (CEM Corporation, USA). Digestáty byly převedeny do 50 ml odměrných baněk, doplněny ultračistou vodou (Simplicity®, Millipore SAS, Francie), přefiltrovány do 15 ml centrifugačních zkumavek a skladovány při 4 °C. Analýzy NH₄⁺-N, NO₃⁻-N a P byly provedeny na kontinuálním průtokovém analyzátoru (CFA; SAN++, Skalar, Nizozemsko). Další prvky (Ca, Mg, K, Na, Fe, Mn, S, Cu a Zn) byly určeny pomocí optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES; iCAP 6000, Thermo Fisher Scientific, USA). Obsah těžkých kovů, akrylamidu a mikrobiologické analýzy byly zajištěny externí akreditovanou laboratoří (Agro-la s.r.o., Česká republika).

4.6.2. Výsledky

Při denní produkci kalů 997,5 kg s obsahem sušiny 8,9 % (Experiment 4.1) a po odvodnění/vysušení na cca 25 % sušiny vznikne denně přibližně 355 kg zahuštěného kalu. Po smíchání s dřevním odpadem v poměru 1 : 1 je k dispozici 710 kg směsi o sušině 43 %, která se před granulací dosuší na 355 kg materiálu o sušině 86 %. Je tedy nutné odpařit 355 kg vody.

Celková spotřeba energie na zpracování denní produkce směsi kalu a dřevního prachu vychází v průměru na 351 kWh (sušárna 337 kWh; lis 14,2 kWh), s možným rozpětím 293–411 kWh dle reálného chodu sušárny a lisu. Pokud je celý proces napájen elektřinou, odpovídá to při ceně 6 Kč.kWh⁻¹ na 2 107 za šarži (5,94 Kč za kg vyprodukovaných pelet). Kombinace sušárny na zemní plyn a elektrického lisu vychází výrazně lépe: sušárna při ceně plynu 1,77 Kč.kWh⁻¹ stojí přibližně 597 Kč za šarži a lis 85Kč (6 Kč.kWh⁻¹), dohromady tedy 645 Kč, což odpovídá 1,82 Kč za kg pelet. Nejekonomičtější variantou je sušárna vytápěná dřevní štěpkou: při účinnosti kotle 85 % a výhřevnosti štěpky 3,5 kWh.kg⁻¹ vychází náklad na teplo sušárny zhruba 171/257/342 Kč na šarži při cenách 120/180/240 Kč.GJ⁻¹; po započtení elektřiny pro lis (6 Kč.kWh⁻¹) je celkem 256/342/427Kč na šarži, tedy přibližně 0,72 / 0,96 / 1,20 Kč za kilogram hotových pelet.

Živinové složení vstupních materiálů i výsledného peletovaného hnojiva je uvedeno v tab. 8. Klíčovým efektem je snížení obsahu zinku, díky němuž finální produkt splňuje limity rizikových prvků pro hnojiva, pomocné půdní látky, rostlinné biostimulanty a substráty dle přílohy č. 1, bodu 2 b) vyhlášky č. 474/2000 Sb. (tab. 9).

Tab. 8. Živinové složení vstupních materiálů a výsledného peletovaného hnojiva (obsah v sušině). LOD = pod limitem detekce.

Parametr	Jednotky	Flokulovaný kal	Dřevní prach	Hnojivo
Dusík (N)	g.kg ⁻¹	56,9	1,29	30,4
N-NH ₃	%	0,05	LOD	0,08
N-NO ₃ ⁻	%	LOD	LOD	LOD

Draslík (K)	g.kg ⁻¹	2,23	0,86	1,65
Fosfor (P)	g.kg ⁻¹	19,6	0,28	10,7
Vápník (Ca)	g.kg ⁻¹	31,9	2,81	14,9
Hořčík (Mg)	g.kg ⁻¹	5,48	0,49	3,01
Síra (S)	g.kg ⁻¹	8,46	0,28	4,11
Železo (Fe)	g.kg ⁻¹	3,82	0,14	2,84
Zinek (Zn)	mg.kg ⁻¹	977	37,2	446
Měď (Cu)	mg.kg ⁻¹	62,7	14,7	40,8
Molybden (Mo)	mg.kg ⁻¹	2,34	0,89	1,47
Mangan (Mn)	mg.kg ⁻¹	233	116	198
Sodík (Na)	g.kg ⁻¹	11,7	0,33	5,72

Tab. 9. Koncentrace těžkých kovů (mg.kg⁻¹ sušiny) výsledného peletovaného hnojiva a porovnání s limitními hodnotami rizikových látek v sedimentu dle Vyhlášky č. 474/2000 Sb. přílohy č. 1.

Parametr	Hnojivo	Vyhláška 474/2000 Sb. příloha č. 1, bod 2 b)
Arsen (As)	3,23	30
Berilium (Be)	LOD	-
Kadmium (Cd)	0,51	2,0
Kobalt (Co)	2,65	-
Chrom (Cr)	20,6	100
Olovo (Pb)	6,18	100
Rtuť (Hg)	0,05	1,0
Měď (Cu)	40,8	150
Nikl (Ni)	20,9	50
Vanad (V)	6,42	-
Zinek (Zn)	446	600

Peletované hnojivo splňovalo také legislativní limity množství mikroorganismů, a to negativní *Salmonella*, spp. a $<1 \times 10^1$ KTJ.g⁻¹ *Escherichia coli*. Hnojivo také neobsahovalo koliformní bakterie, ani enterokoky. Obsah akrylamidu byl pod mezí detekce.

4.7. Experiment 7 – Vliv akvakulturních kalů a peletovaného hnojiva na růst salátu

4.7.1. Technologický postup

Semena salátu (*Lactuca sativa* var. Bonarda, Rijk Zwaan, Belgie) byla naklíčena v kostkách z minerální vlny (Grodan, Nizozemsko; rozměry 15 × 15 × 15 mm) umístěných na záplavových stolech v pěstebním stan. Sazenice byly pěstovány 14 dní při teplotě 22 ± 2 °C a fotoperiodě 12 h světla: 12 h tmy, poté byly přesazeny do pěstebních nádob ve skleníku. Půdní materiál pocházel ze zemědělské plochy podniku Kateřinský dvůr s.r.o. Půda byla vysušena, proseta přes 2 mm síto a následně homogenizována se zvoleným hnojivem: flokulovaným kalem, čerstvým kalem nebo peletovaným hnojivem (Experiment 4.1 a 4.6), a to s či bez aplikace inhibitoru nitrifikace (Nitrifin, CroxX GmbH & Co. KG, Německo). Anorganické NPK hnojivo sloužilo jako pozitivní kontrola (12-05-24, Agroprofi, Česká republika) a pouhá půda bez přídavku hnojiv jako kontrola negativní. Inhibitor nitrifikace byl rozpuštěn v 275 ml destilované

vody a dávkován 4,5 µL na nádobu (dle doporučení výrobce). U variant bez inhibitoru byla do substrátu zapracována stejná dávka 275 ml destilované vody. Všechny substráty byly důkladně promíchány a naplněny do pěstebních nádob (15 × 15 × 15 cm; 3,5 L). Každá varianta měla pět opakování (tab. 10). Pro stanovení výchozí dávky živin byla provedena předběžná analýza půdy a kalů (tab. 11). Cílový poměr N:P:K = 62,5 : 13,5 : 95 kg.ha⁻¹ byl zvolen podle doporučení (Haifa, 2025) a zjištěné deficity živin byly dorovnány KOH (u substrátů s kaly a peletovaným hnojivem z důvodu nedostatku K). U akvakulturního kalu a peletovaného hnojiva bylo počítání se 100% využitelností N z důvodu nízkého poměru C:N.

Tab. 10. Varianty substrátů v Experimentu 4.7.

Varianta	Substrát	Poměr (Půda:Hnojivo)
FS	Čerstvý kal	130:1 + 0,29 g KOH
FSN	Čerstvý kal + Nitrifin (4,5 µL)	130:1 + 0,29 g KOH
CS	Flokulovaný kal	208:1 + 0,29 g KOH
CSN	Flokulovaný kal + Nitrifin (4,5 µL)	208:1 + 0,29 g KOH
PS	Peletované hnojivo	610:1 + 0,29 g KOH
PSN	Peletované hnojivo + Nitrifin (4,5 µL)	610:1 + 0,29 g KOH
25P	25% Flokulovaný kal	3:1
25PN	25% Flokulovaný kal + Nitrifin (4,5 µL)	3:1
Kontrola+	Půda + NPK	3 000:1
Kontrola–	Půda	-

Tab. 11. Živinové složení půdy, flokulovaného a čerstvého kalu (v sušině).

Parametr	Jedn.	Půda	Čerstvý kal	Flokulovaný kal	Peletované hnojivo
TN	%	0,21	3,19	4,97	3,02
P	g.kg ⁻¹	0,81	11,4	19,6	10,7
K	g.kg ⁻¹	1,84	1,92	2,23	1,65
Ca	g.kg ⁻¹	1,56	23,6	31,9	14,9
Mg	g.kg ⁻¹	1,62	3,98	5,48	3,01
S	g.kg ⁻¹	0,15	6,82	7,46	4,11

Průměrná denní/noční teplota byla udržována na 25 ± 1 °C / 18 ± 1 °C při přirozeném světelném režimu (říjen-listopad). Parametry substrátu (vlhkost, pH, -elektrická vodivost) byly měřeny denně; cílová vlhkost se pohybovala mezi 50–70 % a byla upravována destilovanou vodou aplikovanou rozprašovačem na povrch substrátu. Ph ani EC se významně nelišilo mezi jednotlivými ošetřeními (data neprezentována). Každá nádoba byla denně zavlažena 50–70 ml destilované vody.

Na konci vegetačního cyklu byly vyhodnoceny morfometrické a výnosové ukazatele: čerstvá hmotnost listů (g), čerstvá hmotnost kořenů a počet plně vyvinutých listů na rostlinu. Data byla nejprve testována na normalitu a homogenitu rozptylů. Pro porovnání růstu mezi substráty byla následně provedena jednofaktorová analýza rozptylu (ANOVA) s využitím F-testu; v případě průkaznosti byly párové rozdíly vyhodnoceny pomocí Tukeyho post-hoc testu při hladině významnosti $p < 0,05$.

4.7.2. Výsledky

Z výsledků vyplývá, že rostliny v kontrolní variantě s přidavkem minerálních hnojiv vykazovaly spolu s rostlinami u variant hnojenými jak čerstvým, tak akvakulturním kalem, ale i peletovaným hnojivem nejvyšší výnosy (hodnoceno dle hmotnosti listů). Naproti tomu rostliny v nehnojené kontrole vykazovaly signifikantně nižší výnosy. Nejhorší výnosy byly zaznamenány u rostlin ve variantách s 25 % akvakulturního kalu, což je pravděpodobně způsobeno vysokou koncentrací amoniakálního dusíku (tab. 12). Podobný trend byl zaznamenán také u hmotnosti kořenů a počtu plně vyvinutých listů. Aplikace inhibitoru nitrifikace neměla na růst rostlin vliv.

Tab. 12. Morfometrické a výnosové ukazatele: čerstvá hmotnost listů (g), čerstvá hmotnost kořenů, poměr hmotnosti listů a kořenů a počet plně vyvinutých listů na rostlinu salátu na konci vegetačního cyklu (po 6 týdnech) . Různá písmena v jednotlivých sloupcích označují statistické rozdíly ($p < 0,05$).

Variantá	Hm. listů (g)	Hm. kořenů (g)	List:kořeny	Počet listů
FS	38,9 ± 8,31ab	6,26 ± 0,86a	6,22	31,3 ± 3,79
FSN	48,7 ± 6,21a	7,11 ± 0,38a	6,89	36,0 ± 2,65
CS	46,2 ± 4,30a	7,25 ± 0,52a	6,37	31,0 ± 3,00
CSN	49,2 ± 2,65a	6,79 ± 1,12a	7,04	30,7 ± 1,15
PS	47,5 ± 3,78a	6,54 ± 1,06a	6,54	31,0 ± 3,00
PSN	44,5 ± 7,37a	6,84 ± 1,12a	6,18	27,3 ± 3,05
25P	22,3 ± 3,76c	5,33 ± 1,08b	4,23	20,5 ± 3,87
25PN	10,3 ± 3,16c	4,56 ± 0,44b	2,66	15,0 ± 5,20
Kontrola+	51,4 ± 4,02a	6,90 ± 1,12a	7,96	39,7 ± 5,03
Kontrola–	34,3 ± 4,67b	7,47 ± 1,21a	4,97	32,7 ± 4,73

5. Ekonomický přínos technologie

Výsledky experimentů potvrdily, že flokulace a mechanické odvodnění kalu pomocí pásového filtru jsou účinné metody zahuštění akvakulturních kalů. Tyto postupy významně snižují objem vznikajícího odpadu a spotřebu vody v RAS. Zatímco směs kalu a odpadní vody ze systémů bez flokulační jednotky vykazovala velmi nízký obsah sušiny a vysoký objem, flokulovaný kal dosahoval několikanásobně vyšší koncentrace sušiny, což výrazně zlepšuje jeho manipulovatelnost a možnosti následného využití. Z ekonomického hlediska je nutné zohlednit dva aspekty: úspora vody a úspora poplatku za vypouštění odpadních vod. Odběr většího množství podzemní vody je regulován a pro jeho povolení je potřeba souhlas vodoprávního úřadu. Za odebrané množství podzemní vody do 6 000 m³ za kalendářní rok nebo do 500 m³ měsíčně se však neplatí poplatek, pokud se voda odebírá na území jedné obce nebo vojenského újezdu. Do tohoto limitu by se měla vejít farma i bez flokulační jednotky včetně započtení výparu. Ekonomický přínos flokulační jednotky tedy nespočívá ve snížení spotřeby vody na farmách podobné velikosti. Pokud by však odběr přesáhl 6 000 m³ za kalendářní rok činila by platba 3 Kč.m⁻³, tedy minimálně 18 000 Kč ročně. Jako větší výhoda se jeví úspora poplatku za vypouštění odpadních vod do kanalizace (stočné + možné další poplatky za překroční limitů dle Nařízení vlády č. 401/2015 Sb.), která by se bez flokulační jednotky pohybovala v řádu nižších stovek tisíců Kč (178 731 Kč bez DPH za samotné stočné),

přičemž tato částka značně převyšuje náklady na flokulaci (flokulační činidlo, spotřeba energie flokulační jednotky i pásového filtru, cca 97 500 Kč ročně). Flokulovaný kal je navíc z živinového hlediska kvalitní materiál s potenciálem dalšího využití. Pokud by totiž bylo nutné kal likvidovat (600 Kč za tunu včetně dopravy; cena za likvidaci kalů z ČOV pro právnické osoby), přesahovaly by náklady na likvidaci a flokulaci poplatků za vypouštění odpadních vod a bylo by to tudíž nerentabilní.

Chemické analýzy prokázaly, že flokulovaný kal obsahoval vyšší koncentrace většiny sledovaných živin, zejména fosforu, železa a zinku, což potvrzuje jeho vysoký agronomický potenciál. Vyšší koncentrace živin ve flokulovaném kalu zároveň naznačují, že proces flokulace nevede k jejich ztrátám, ale naopak k jejich částečné akumulaci.

Analýzy těžkých kovů ukázaly, že oba typy kalů (flokulovaný i čerstvý) splňují limity stanovené vyhláškou č. 474/2000 Sb. pro organická a statková hnojiva se sušinou pod 13 %. Podle nařízení EU o hnojivech (EU č. 2019/1009) však není akvakulturní kal uveden jako povolený materiál, což brání jeho použití jako hnojiva. Nařízení o vedlejších produktech živočišného původu (EU č. 1069/2009) navíc neklasifikuje rybí exkrementy jako hnůj, což dále komplikuje jejich recyklaci pro zemědělské využití. Tato nařízení vytvářejí překážky pro producenty ryb, kteří se musí orientovat mezi vnitrostátními pravidly, rámcem EU nebo se rozhodnout pro vzájemné uznávání podle nařízení (EU) č. 2019/515. Dle platné legislativy je akvakulturní kal považován za kal/upravený kal, jehož použití je regulováno zákonem č. 541/2020 Sb. (Zákon o odpadech) a limitováno dle následného využití. V případě využití upravených kalů na zemědělské půdě (surové kaly použít nelze) je navíc u této suroviny sledováno přípustné množství mikroorganismů dle přílohy tabulky 38.1, přílohy č. 38 k vyhlášce č. 273/2021 Sb.,. Z hlediska mikrobiologické kvality nebyla v žádném vzorku surového kalu prokázána přítomnost *Salmonella* sp., nicméně koncentrace koliformních bakterií a enterokoků překračovaly povolené limity pro upravené kaly dle vyhlášky č. 273/2021 Sb., což ukazuje na nutnost dalšího hygienizačního kroku před aplikací kalu na půdu. Je však potřeba zdůraznit, že surový kal není možné aplikovat přímo na zemědělskou půdu. Pro tyto účely lze použít pouze kal upravený, což je dle zákona 541/2020 Sb. kal, který byl podroben biologické, chemické nebo tepelné úpravě nebo jakémukoliv jinému vhodnému procesu tak, že se významně sníží obsah patogenních organismů v kalu. Mezi vhodné a technologicky dostupné metody úprav lze zařadit např. tepelné ošetření (sušení), chemické (např. ozon), popř. biologické metody (kompostování, vermikompostování).

Celkově lze konstatovat, že kal z RAS má vhodné živinové složení a nízké zatížení těžkými kovy, a představuje tedy perspektivní surovinu pro výrobu hnojiv nebo pro přímé zemědělské využití po vhodné úpravě. Nejvhodnější metodou z hlediska technické jednoduchosti a ekonomické realizovatelnosti se jeví aerobní stabilizace, kompostování/vermikompostování, popř. výroba peletovaného hnojiva, které mohou zajistit jak redukci patogenů, tak homogenizaci materiálu.

Výsledky Experimentu 4.2. potvrdily, že správná volba flokulantu významně ovlivňuje jak účinnost separace, tak i vhodnost kalu pro následnou valorizaci. Zatímco anorganické flokulanty (FeCl_3 , PAC) vykazují vysokou účinnost při odstraňování fosforu a suspendovaných látek srovnatelnou se syntetickými flokulanty na bázi polymerů (používán na modelové farmě), jejich použití může zhoršit chemické vlastnosti kalu pro jeho další využití (např. zvýšený obsah kovů, pokles pH). Naopak organické flokulanty (zejména chitosan a kationický škrob) umožňují produkci environmentálně bezpečného kalu, který lze dále zpracovávat v rámci cirkulárních procesů, jako je aerobní digesce, kompostování či výroba biohnojiv. Tyto přírodní flokulanty zároveň zajišťují stabilní pH a nezvyšují ekologickou zátěž systému. Ebeling a kol.

(2003) dokumentovali 89% a 93% účinnost odstranění fosfátů pro AlCl_3 a FeCl_3 . Podobného odstranění fosfátů bylo v této studii dosaženo s FeCl_3 a PAC, zatímco koagulanty na bázi chitosanu a škrobu nebyly při odstraňování fosfátů účinné. Nízké odstranění fosforu bylo způsobeno nízkou hustotou náboje organických a biologických koagulantů, ale především tím, že k odstraňování fosfátů je využíváno hydrochemických procesů jako srážení, sropce aj. V případě FeCl_3 existují další mechanismy, jako je tvorba sraženin. Chik a kol. (2024) dokumentovali odstranění zákalu $90 \pm 0,72 \%$ s použitím 10 mg.l^{-1} chitosanu v odpadní vodě z akvakultury. Podobného výsledku bylo dosaženo s koagulanty na bázi chitosanu, zatímco koagulanty na bázi škrobu byly v odstraňování zákalu nekonzistentní. Různé výsledky mohou být způsobeny rozdíly v hustotě náboje, kdy produkty s vysokou hustotou náboje jsou velice drahé a poptávka po nich nízká. Koagulanty na bázi škrobu jsou s největší pravděpodobností účinné za různých podmínek (např. míchání).

Flokulace tak tvoří zásadní vazebný článek mezi intenzivním akvakulturním provozem a technologiemi cirkulární valorizace odpadu. Její optimalizace – jak z hlediska typu činidla, tak dávkování – představuje efektivní cestu ke snížení provozních nákladů, zvýšení recyklace živin a omezení environmentálních dopadů akvakultury.

Výsledky Experimentu 4.3. ukazují, že optimální podmínky pro aerobní digesti akvakulturních kalů představují koncentrace kalu kolem 10 g.l^{-1} a teplota 30°C , které zajišťují dostatečnou aeraci a intenzivní mikrobiální aktivitu vedoucí k efektivní mineralizaci organicky vázaných živin. To by však vyžadovalo dodatečnou energii na ohřátí reaktoru. Proto se jeví jako ekonomicky vhodnější teplotu neupravovat. Ačkoliv maximální koncentrace fosforu byla při 20°C dosažena po více než 20 dnech, ostatní prvky (dusík a uhlík) dosáhly maxima dříve a optimální z pohledu všech testovaných prvků se tak jeví doba zdržení 10 dní. V takovém případě by při 10 g.l^{-1} sušiny kalu v odpadní vodě a denní produkci $997,5 \text{ kg}$ kalu se sušinou $8,86 \%$ a dobou zdržení v reaktoru 10 dní bylo potřeba reaktor o velikosti cca $88,4 \text{ m}^3$. Navíc by bylo potřeba cca $663 \text{ m}^3.\text{min}^{-1}$ vzduchu, což by vyžadovalo obrovské náklady na elektrickou energii. Alternativně by bylo možné využít vyšší reaktory, popř. moderní technologie mikrobublin/nanobublin pro dosažení vyšší efektivity přenosu kyslíku. To však vyžaduje další experimenty.

Výsledky Experimentu 4.4. ukazují, že kompostování akvakulturních kalů je technologicky realizovatelné a může se stát ekonomicky udržitelným řešením při vhodném nastavení provozních podmínek. Samotné kompostování při standardních tržních cenách kompostu ($700\text{--}900 \text{ Kč.t}^{-1}$) je ekonomicky na hranici rentability. Klíčovým faktorem ovlivňujícím výsledek je přístup ke vstupnímu materiálu – pokud je kal považován za odpad se zápornou cenou (poplatek za jeho likvidaci), stává se kompostování ziskovou činností s návratností investice 7 až 9 let. Kompostování zároveň zajistí potřebnou hygienizaci, protože je nutné dodržet jeden ze stanovených teplotních režimů uvedených v tabulce č. 27.1 v příloze č. 27 k vyhlášce 273/2021 Sb. Výsledky Experimentů 4.5. potvrdily, že vermikompostování akvakulturních kalů představuje technologicky proveditelný a environmentálně příznivý způsob valorizace odpadu z RAS. Klíčovým faktorem pro úspěch je však stabilita a zralost vstupního materiálu, zejména nízký obsah amoniaku, který může být pro žížaly toxický. Při zpracování čerstvých nebo flokulovaných kalů byla pozorována mortalita žížal v důsledku zvýšeného obsahu amoniaku ($0,01\text{--}0,05 \%$). Kombinace akvakulturního kalu se slámou nebo jiným uhlíkatým materiálem se ukázala jako optimální, protože zlepšuje poměr C:N, strukturu i provzdušnění substrátu. Vstupní akvakulturní kaly splňují nejvyšší přípustné množství sledovaných látek v sušině u surovin využívaných pro kompostování dle ČSN 46 5735.

Z ekonomického a provozního hlediska je vermikompostování výhodné, neboť nevyžaduje mechanické překopávání ani vysoké provozní náklady. Výsledný vermikompost má navíc vyšší agronomickou hodnotu než běžný kompost, a to díky vyššímu obsahu dostupných živin, enzymů a humínových látek. Navíc jak komposty, tak vermikomposty jsou produkty etablované na trhu, přičemž cena vermikompostu je zhruba dvojnásobná ve srovnání s kompostem. Při takovém scénáři (prodejní cena 1400–1800 Kč.t⁻¹) by prostá návratnost investice vermikompostárny byla 2-3 roky. Kromě vermikompostu lze dále prodávat i výluh či samotné žížaly, to by však vyžadovalo další investiční náklady na příslušnou technologii.

Pokud jsou vermikompostováním zpracovávány statková hnojiva, je výsledný produkt – vermikompost dle Přílohy č. 3 k vyhlášce č. 474/2000 Sb. zařazen mezi typová organická hnojiva, čímž odpadá schvalovací proces, nutný pro netypová hnojiva (případ akvakulturního kalu).

Z environmentálního hlediska představuje kompostování i vermikompostování stabilizační a hygienizační technologii, která umožňuje efektivní recyklaci živin (N, P, K) a přeměnu kalu na stabilní organické hnojivo využitelné v zemědělství (Epstein, 2017). V kombinaci s dalšími organickými odpady může tento přístup výrazně přispět k cirkulárnímu hospodaření s živinami v akvakulturním a zemědělském sektoru.

Ačkoliv může vermikompostování významně snížit přítomnost indikátorových mikroorganismů (např. koliformních bakterií, *Enterococcus* spp., případně *Salmonella* spp.), a v mnoha případech dosáhnout mikrobiologických parametrů srovnatelných s běžným kompostováním, pro plné splnění legislativních požadavků na hygienizaci (např. dle vyhlášky č. 437/2016 Sb.) je nezbytné předkompostování, které zajistí inaktivaci teplotně citlivých patogenů.

Pro výrobu granulovaného hnojiva byl zvolen postup: odvodnění kalu na ~25 % sušiny, smíchání s dřevním prachem (1:1). Denní šarže 710 kg směsi (43 % sušiny) dává 355 kg pelet. Při plně elektrickém provozu vychází energetický náklad přibližně 5,9–8,9 Kč za kg pelet (dle tarifu), kombinace sušárny na zemní plyn a elektrického lisu snižuje náklad na ~1,8–2,0 Kč za kg a nejvýhodnější je sušárna vytápěná dřevní štěpkou, kde se náklad pohybuje zhruba mezi 0,72 a 1,32 Kč za kg hotových pelet (dle ceny paliva). Z toho plyne, že ekonomiku výroby nejvíce ovlivňuje volba zdroje tepla pro sušení; přechod z plně elektrického sušení na plyn či štěpku zásadně zlepšuje jednotkový náklad, přičemž peletování představuje jen malý podíl celkové energie. Pro praxi to znamená upřednostnit tepelné zdroje s nízkou cenou za kWh (ideálně vlastní štěpku), optimalizovat vlhkost vstupu před sušením a držet výkon lisu v efektivním pracovním pásmu. Volba sušárny tak bude z větší části určovat cenu finálního produktu a jeho obchodovatelnost, protože maloobchodní ceny organických granulovaných hnojiv se pohybují 20–25 Kč za kg (kravský hnůj, slepičí hnůj), přičemž je nutné ještě započítat náklady na balení, skladování a distribuci. Finální granulát splnil limity rizikových prvků dle vyhlášky č. 474/2000 Sb., přičemž klíčovým efektem bylo snížení obsahu zinku na vyhovující úroveň.

Výsledky Experimentu 4.7. prokázaly, že varianty s flokulovaným a čerstvým kalem a peletovaným hnojivem podporovaly růst salátu srovnatelně s konvenčním minerálním hnojivem (Kontrola+), zatímco rostliny v nehnojené variantě vykazovaly statisticky nižší výnos. Rostliny ve variantách s vysokým obsahem kalu (25P a 25PN) vykazovaly nejhorší výsledky, pravděpodobně kvůli vysokému obsahu amoniakálního dusíku. Ten byl však u varianty 25P rychle mineralizován na dusičnany, a tak nedošlo k tak výraznému poklesu růstu jako u varianty 25PN. S výjimkou této varianty však aplikace inhibitoru nitrifikace neměla negativní vliv na růst rostlin. Toho lze potom využít pro šetrnější hospodaření s dusíkem předcházím

smyvů z půd. Experiment potvrdil, že flokulované a peletované produkty z akvakulturních kalů představují efektivní a environmentálně šetrnou alternativu k minerálním hnojivům, která může být využita v udržitelných zemědělských systémech pro produkci listové zeleniny.

6. Uplatnění technologie v praxi

Vyvinutá technologie valorizace odpadních kalů z intenzivního chovu ryb v recirkulačních akvakulturních systémech (RAS) prokázala vysoký aplikační potenciál v praxi. Komplexní přístup založený na kombinaci zahuštění kalu, aerobní digesce, kompostování/vermikompostování a výrobě peletovaných hnojiv umožňuje efektivní přeměnu odpadních materiálů na stabilní a hygienizované produkty s přidanou hodnotou využitelné v zemědělství. Výsledky technologie tak poskytují důležité podklady pro návrh integrované technologie valorizace odpadů z RAS, směřující k jejich efektivnímu a bezpečnému využití v rámci cirkulárního hospodářství.

Doporučený technologický postup zahrnuje organicky kompatibilní flokulaci (preferenčně na bázi chitosanu nebo škrobu). Z ekonomického hlediska vyšla nejlépe produkce kompostu/vermikompostu, dále produkce peletovaného hnojiva, u něhož je nutné zajistit nízkonákladový zdroj tepla, ideálně z biomasy nebo dřevní štěpky, popř. odpadní teplo z bioplynové stanice, či alternativních zdrojů (např. energie z fotovoltaické elektrárny a v neposlední řadě také přímá aplikace na zemědělskou půdu (v případě snížení obsahu zinku v kalu; např. změnou krmiva) s krátkou termofilní hygienizací, např. předkompostováním. Takto navržený technologický řetězec maximalizuje recyklaci živin, zkracuje materiálové toky odpadu a vede k produkci stabilního, legislativně vyhovujícího a logisticky efektivního hnojiva (po registraci a analýzách) vhodného pro praktické uplatnění v zemědělství.

Technologie poskytuje ověřený rámec pro cirkulární nakládání s odpady z RAS. Zároveň může sloužit jako podklad pro doporučení či legislativní úpravy v oblasti udržitelné akvakultury. Z legislativního hlediska zůstává využití akvakulturního kalu v zemědělství problematické. Nařízení EU o hnojivech (EU č. 2019/1009) totiž akvakulturní kal výslovně neuvádí mezi povolenými výchozími materiály pro výrobu hnojiv, což znemožňuje jeho oficiální uvedení na trh v této formě. Současně nařízení o vedlejších produktech živočišného původu (EU č. 1069/2009) neřadí rybí exkrementy mezi hnůj, čímž dále komplikuje jejich legislativní klasifikaci a využití pro zemědělské účely. Tato limitace právního rámce představuje zásadní překážku pro producenty ryb.-

7. Seznam literatury

- Abrham, Z., Kovářová, M., Mužík, O., Richter, J., Herout, M., Scheufler, V., 2009. Ekonomika kompostování na pásových hromadách. <<http://89.187.144.167/biom/komp.htm>>. Navštíveno 22.10.2025.
- Agnew, D.J., Pearce, J., Pramod, G., Peatman, T., Watson, R., Beddington, J.R., Pitcher, T.J., 2009. Estimating the worldwide extent of illegal fishing. *PloS ONE* 4: e4570.
- Alexander, K., Potts, T., Freeman, S., Israel, D., Johansen, J., Kletou, D., Meland, M., Pecorino, D., Rebours, C., Shorten, M., 2015. The implications of aquaculture policy and regulation for the development of integrated multi-trophic aquaculture in Europe. *Aquaculture* 443: 16–23.
- Alexandratos, N., Bruinsma, J., 2012. World Agriculture Towards 2030/2050: The 2012 Revision. ESA Working paper No. 12-03, FAO, Rome, Italy, 147 pp.
- Aruwajoye, N.N., Coetzee, R., 2025. Transitioning from linear to circular systems offers sustainable solutions for smallholder agriculture in the Global South. *Environmental Challenges* 21: 101300.
- Badiola, M., Mendiola, D., Bostock, J., 2012. Recirculating aquaculture systems (RAS) analysis: Main issues on management and future challenges. *Aquacultural Engineering* 51: 26–35.
- Barbash, J.E., Thelin, G.P., Kolpin, D.W., Gilliom, R.J., 2001. Major herbicides in ground water: Results from the national water-quality assessment. *Journal of Environmental Quality* 30: 831–845.
- Béné, C., Barange, M., Subasinghe, R., Pinstup-Andersen, P., Merino, G., Hemre, G.I., Williams, M., 2015. Feeding 9 billion by 2050-Putting fish back on the menu. *Food Security* 7: 261–274.
- Bergheim, A., Kristansen, R., Kelly, L., 1993. Treatment and Utilization of Sludge from Land Based Farms for Salmon. In: Wang, J.K. (Ed.), *Techniques for Modern Aquaculture*, American Society for Agricultural Engineers, Spokane, Washington, USA, 604 pp.
- Borlaug, N.E., 2002. Feeding a world of 10 billion people: the miracle ahead. *In Vitro Cellular and Developmental Biology-Plant* 38: 221–228.
- Bostock, J., McAndrew, B., Richards, R., Jauncey, K., Telfer, T., Lorenzen, K., Little, D., Ross, L., Handisyde, N., Gatward, I., 2010. Aquaculture: Global status and trends. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365: 2897–2912.
- Boyd, C.E., 1973. The chemical oxygen demand of waters and biological materials from ponds. *Transactions of the american fisheries society* 102: 606–611.
- Björkli, J., 2002. Protein and Energy Account in Chicken, Pig and Lamb. M.Sc. Thesis. Norwegian University of Life Science (UMB), As, Norway, 41 pp.
- Cordell, D., Drangert, J.-O., White, S., 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19: 292–305.
- Crist, E., Mora, C., Engelman, R., 2017. The interaction of human population, food production, and biodiversity protection. *Science* 356: 260–264.
- Dalsgaard, J., Lund, I., Thorarinsdottir, R., Drengstig, A., Arvonen, K., Pedersen, P.B., 2013. Farming different species in RAS in Nordic countries: Current status and future perspectives. *Aquacultural Engineering* 53: 2–13.
- De Ionno, P.N., Wines, G.L., Jones, P.L., Collins, R.O., 2006. A bioeconomic evaluation of a commercial scale recirculating finfish growout system—An Australian perspective. *Aquaculture* 259: 315–327.
- Dolan, E., Murphy, N., O’Hehir, M., 2013. Factors influencing optimal micro-screen drum filter selection for recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 56: 42–50.

- Ebeling, J.M., Sibrell, P.L., Ogden, S.R., Summerfelt, S.T., 2003. Evaluation of chemical coagulation–flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from intensive recirculating aquaculture effluent discharge. *Aquacultural Engineering* 29: 23–42.
- Ebeling, J.M., Welsh, C.F., Rishel, K.L., 2006. Performance evaluation of the Hydrotech belt filter using coagulation/flocculation aids (alum/polymers) for the removal of suspended solids and phosphorus from intensive recirculating aquaculture microscreen backwash effluent. *Aquacultural Engineering* 35: 61–77.
- EEA/FOEN, 2020. Is Europe Living within the Limits of our Planet? An Assessment of Europe's Environmental Footprints in Relation to Planetary Boundaries. EEA/FOEN Report, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark, 61 pp.
- EK, 2021. Strategické zásady pro udržitelnější a konkurenceschopnější akvakulturu v EU na období 2021–2030. Evropská komise, Generální ředitelství pro námořní záležitosti a rybolov, Brusel, Belgie.
- Elango, L., Kannan, R., 2007. Rock–water interaction and its control on chemical composition of groundwater. In: Sarkar, D., Datta, R., Hannigan, R. (Eds.), *Developments in environmental science*. Elsevier, London, UK, pp. 229–243.
- EPA, 2004. Environmental Protection Agency (EPA) Effluent Guidelines: Aquatic Animal Production Industry. <www.epa.gov/ost/guide/aquaculture/>. Navštíveno 27.10.2025.
- Epstein, E., 2017. *The Science of Composting*. CRC press, Boca Raton, USA, 504 pp.
- Espinal, C.A., Matulić, D., 2019. Recirculating aquaculture technologies. In: Goddek, S., Joyce, A., Kotzen, B., Burnell, G.M. (Eds.), *Aquaponics Food Production Systems*. Springer, Cham, Switzerland, pp. 35–76.
- FAO, 2022. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. Towards Blue Transformation*. FAO, Rome, Italy, 266 pp.
- Gebauer, R., Lehman, L., Monsees, H., Rennert, B., Mráz, J., Kloas, W., 2022. Nitrogen recovery in a decoupled aquaponic system with lamellar settler and trickling biofilter: Implications for system management. *Aquaculture International* 30: 2043–2058.
- Gerten, D., Heck, V., Jägermeyr, J., Bodirsky, B.L., Fetzer, I., Jalava, M., Kummu, M., Luch, W., Rockström, J., Schaphoff, S., Schellnhuber, H.J., 2020. Feeding ten billion people is possible within four terrestrial planetary boundaries. *Nature Sustainability* 3: 200–208.
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Pretty, J., Robinson, S., Thomas, S.M., Toulmin, C., 2010. Food security: The challenge of feeding 9 billion people. *Science* 327: 812–818.
- Haifa, 2025. Fertilization of lettuce: Our recommended fertilizers. <<https://www.haifa-group.com/fertilization-lettuce-our-recommended-fertilizers>>. Navštíveno 29.10.2025.
- Hamilton, P.A., Helsel, D.R., 1995. Effects of agriculture on groundwater quality in five regions of the United States. *Groundwater* 33: 217–226.
- Hanč, A., Plíva, P., 2013. *Vermikompostování bioodpadů. Certifikovaná metodika*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, Česká republika, 35 pp.
- Haupt, M., Hellweg, S., 2019. Measuring the environmental sustainability of a circular economy. *Environmental and Sustainability Indicators* 1: 100005.
- Helyar, S.J., Lloyd, H.A.D., de Bruyn, M., Leake, J., Bennett, N., Carvalho, G.R., 2014. Fish product mislabelling: failings of traceability in the production chain and implications for illegal, unreported and unregulated (IUU) fishing. *PloS ONE* 9: e98691.
- Ho, T.T.K., Le, T.H., Tran, C.S., Nguyen, P.T., Thai, V.N., Bui, X.T., 2022. Compost to improve sustainable soil cultivation and crop productivity. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering* 6: 100211.

- Hřebečková, T., Košnář, Z., Hleibieh, M., Petrtýl, M., Hanč A., 2025. Effect of vermicomposting of aquaculture fish sludge with lettuce residue and wastepaper on potentially toxic elements and persistent organic pollutants. *Environmental Pollution* 385: 127048.
- Chatvijitkul, S., Boyd, C.E., Davis, D.A., 2018. Nitrogen, phosphorus, and carbon concentrations in some common aquaculture feeds. *Journal of the World Aquaculture Society* 49: 477–483.
- Chen, S., Coffin, D.E., Malone, R.F., 1997. Sludge production and management for recirculating aquacultural systems. *Journal of the World Aquaculture Society* 28: 303–315.
- Chik, C.E.N.C.E., Kurniawan, S.B., Shukri, Z.N.A., Terkula, I.B., Wahab, F., Endut, A., Lananan, F., Hasan, H.A., Abdullah, S.R.S., Kasan, N.A., 2024. Chitosan coagulant: Coagulation/flocculation studies on turbidity removal from aquaculture wastewater by response surface methodology. *International Journal of Environmental Science and Technology* 21: 805–816.
- Jia, W., Qin, W., Zhang, Q., Wang, X., Ma, Y., Chen, Q., 2018. Evaluation of crop residues and manure production and their geographical distribution in China. *Journal of Cleaner Production* 188: 954–965.
- Jørgensen, C., Enberg, K., Dunlop, E.S., Arlinghaus, R., Boukal, D.S., Brander, K., Ernande, B., Gårdmark, A.G., Johnston, F., Matsumura, S., Pardoe, H., Raab, K., Silva, A., Vainikka, A., Dieckmann, U., Heino, M., Rijnsdorp, A.D., 2007. Ecology: managing evolving fish stocks. *American Association for the Advancement of Science* 318: 1247–1252.
- Kaiser, M., Stead, S.M., 2002. Uncertainties and values in European aquaculture: communication, management and policy issues in times of “changing public perceptions”. *Aquaculture International* 10: 469–490.
- Khalil, H.S., Momoh, T., Al-Kenawy, D., Yossa, R., Badreldin, A.M., Roem, A., Schrama, J., Verdegem, M., 2021. Nitrogen retention, nutrient digestibility and growth efficiency of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fed dietary lysine and reared in fertilized ponds. *Aquaculture Nutrition* 27: 2320–2332.
- Khari, Z., Kaluthota, S., Savidov, N., 2019. Aerobic bioconversion of aquaculture solid waste into liquid fertilizer: Effects of bioprocess parameters on kinetics of nitrogen mineralization. *Aquaculture* 500: 492–499.
- Kouba, A., 2013. Vývoj technologie likvidace odpadních kalů z RAS pro chov ryb pomocí vermikompostování. Zpráva o vývoji nových technologií chovu ryb, Registrační číslo projektu: CZ.1.25/3.1.00/11.00257. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, České Budějovice, Česká republika, 54 pp.
- 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.
- Külcü, R., Yaldiz, O., 2014. The composting of agricultural wastes and the new parameter for the assessment of the process. *Ecological Engineering* 69: 220–225.
- Kundariya, N., Mohanty, S.S., Varjani, S., Ngo, H.H., Wong, J.W., Taherzadeh, M.J., Bui, X.T., 2021. A review on integrated approaches for municipal solid waste for environmental and economical relevance: monitoring tools, technologies, and strategic innovations. *Bioresource technology* 342: 125982.
- Lall, S.P., Kaushik, S.J., 2021. Nutrition and metabolism of minerals in fish. *Animals* 11: 2711.
- Lichtenstein, A.H., Appel, L.J., Brands, M., Carnethon, M., Daniels, S., Franch, H.A., Franklin, B., Kris-Etherton, P., Harris, W.S., Howard, B., Karanja, N., Lefevre, M., Rudel, L., Sacks, F., Van

- Horn, L., Winston, M., Wylie-Rosett, J., 2006. Diet and lifestyle recommendations revision 2006 – A scientific statement from the American Heart Association Nutrition Committee. *Circulation* 114: 82–96.
- Lopes, I.G., Braos, L.B., Cruz, M.C.P., Vidotti, R.M., 2021. Valorization of animal waste from aquaculture through composting: Nutrient recovery and nitrogen mineralization. *Aquaculture* 531: 735859.
- Lunda, R., Roy, K., Másílko, J., Mráz, J., 2019. Understanding nutrient throughput of operational RAS farm effluents to support semi-commercial aquaponics: Easy upgrade possible beyond controversies. *Journal of Environmental Management* 245: 255–263.
- Luo, G., 2023. Review of waste phosphorus from aquaculture: Source, removal and recovery. *Reviews in Aquaculture* 15: 1058–1082.
- Mariotti, F., Tomé, D., Mirand, P.P., 2008. Converting nitrogen into protein—Beyond 6.25 and Jones' Factors. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition* 48: 177–184.
- Martins, C., Eding, E.H., Verdegem, M.C., Heinsbroek, L.T., Schneider, O., Blancheton, J.-P., d'Orbcastel, E.R., Verreth, J., 2010. New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. *Aquacultural Engineering* 43: 83–93.
- Meriac, A., Eding, E.H., Kamstra, A., Busscher, J.P., Schrama, J.W., Verreth, J.A.J., 2014. Denitrification on internal carbon sources in RAS is limited by fibers in fecal waste of rainbow trout. *Aquaculture* 434: 264–271.
- Merino, G., Barange, M., Blanchard, J.L., Harle, J., Holmes, R., Allen, I., Allison, E.H., Badjeck, M.C., Dulvy, N.K., Holt, J., 2012. Can marine fisheries and aquaculture meet fish demand from a growing human population in a changing climate? *Global Environmental Change* 22: 795–806.
- Metaxa, E., Deviller, G., Pagand, P., Alliaume, C., Casellas, C., Blancheton, J.P., 2006. High rate algal pond treatment for water reuse in a marine fish recirculation system: Water purification and fish health. *Aquaculture* 252: 92–101.
- Mirzoyan, N., Tal, Y., Gross, A., 2010. Anaerobic digestion of sludge from intensive recirculating aquaculture systems. *Aquaculture* 306: 1–6.
- Monsees, H., Keitel, J., Paul, M., Kloas, W., Wuertz, S., 2017. Potential of aquacultural sludge treatment for aquaponics: evaluation of nutrient mobilization under aerobic and anaerobic conditions. *Aquaculture Environment Interactions* 9: 9–18.
- Mozaffarian, D., Rimm, E.B., 2006. Fish intake, contaminants, and human health - evaluating the risks and the benefits. *Journal of the American Medical Association* 296: 1885–1899.
- Murray, F., Bostock, J., Fletcher, D., 2014. Review of recirculation aquaculture system technologies and their commercial application: Research report. Stirling Aquaculture, University of Stirling, UK 75 pp,
- Naylor, R.L., Goldburg, R.J., Primavera, J.H., Kautsky, N., Beveridge, M.C., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H., Troell, M., 2000. Effect of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405, 1017.
- Nenciu, F., Voicea, I., Cocarta, D.M., Vladut, V.N., Matache, M.G., Arsenoaia, V-N., 2022. “Zero-waste” food production system supporting the synergic interaction between aquaculture and horticulture. *Sustainability* 14: 13396.
- Neori, A., Krom, M. D., van Rijn, J., 2007. Biogeochemical processes in intensive zero-effluent marine fish culture with recirculating aerobic and anaerobic biofilters. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 349: 235–247.

- Nielsen, R., Asche, F., Nielsen, M., 2016. Restructuring European freshwater aquaculture from family-owned to large-scale firms—lessons from Danish aquaculture. *Aquaculture Research* 47: 3852–3866.
- Oliveira, M., Machado, A. V., 2013. The role of phosphorus on eutrophication: a historical review and future perspectives. *Environmental Technology Reviews* 2: 117–127.
- Palm, H.W., Knaus, U., Appelbaum, S., Goddek, S., Strauch, S.M., Vermeulen, T., Haïssam Jijakli, M., Kotzen, B., 2018. Towards commercial aquaponics: A review of systems, designs, scales and nomenclature. *Aquaculture International* 26: 813–842.
- Pergola, M., Persiani, A., Palese, A.M., Di Meo, V., Pastore, V., D’Adamo, C., Celano, G., 2018. Composting: the way for a sustainable agriculture. *Applied Soil Ecology* 123: 744–750.
- Preena, P.G., Rejish Kumar, V.J., Singh, I.S.B., 2021. Nitrification and denitrification in recirculating aquaculture systems: The processes and players. *Reviews in Aquaculture* 13: 2053–2075.
- Roberts, T.L., 2009. The role of fertilizer in growing the world’s food. *Better Crops* 93: 12-15.
- Roberts, L., 2011. 9 Billion? *Science* 333: 540–543.
- Roser, M., Ortiz-Ospina, E., 2013. World population growth. <OurWorld InData.org>. Navštívěno 27.10.2025.
- Roy, K., Kajgrová, L., Mráz, J., 2022. TILAFed: A bio-based inventory for circular nutrients management and achieving bioeconomy in future aquaponics. *New Biotechnology* 70: 9–18.
- Searchinger, T., Waite, R., Hanson, C., Ranganathan, J., Dumas, P., Matthews, E., Klirs, C., 2019. Creating a Sustainable Food Future: A Menu of Solutions to Feed Nearly 10 Billion People by 2050. Final report. World Resource Institute, Washington, DC, USA, 556 pp.
- Sharrer, M. J., Rishel, K., Summerfelt, S., 2009. Evaluation of geotextile filtration applying coagulant and flocculant amendments for aquaculture biosolids dewatering and phosphorus removal. *Aquacultural Engineering* 40: 1–10.
- Sharrer, M.J., Tal, Y., Ferrier, D., Hankins, J.A., Summerfelt, S.T., 2007. Membrane biological reactor treatment of a saline backwash flow from a recirculating aquaculture system. *Aquacultural engineering* 36: 159–176.
- Simard, F., Ojeda, J., Haroun, R., 2008. The sustainable development of Mediterranean aquaculture: Problems and perspectives. *Options Méditerranée* 62: 113–124.
- Stokes, K., Law, R., 2000. Fishing as an evolutionary force. *Marine Ecology Progress Series* 208: 307–309.
- Sugiura, S.H., 2018. Phosphorus, aquaculture, and the environment. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 26: 515–521.
- Tacon, A.G., Lemos, D., Metian, M., 2020. Fish for health: improved nutritional quality of cultured fish for human consumption. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture* 28: 449–458.
- Tellbüscher, A.A., Gebauer, R., Mráz, J., 2025. Nutrients revisited: Review and meta-data analysis of nutrient inputs into freshwater aquaculture systems. *Aquaculture* 595: 741633.
- Tidwell, J.H., Allan, G.L., 2001. Fish as food: aquaculture’s contribution: Ecological and economic impacts and contributions of fish farming and capture fisheries. *EMBO reports* 2: 958–963.
- Timmons, M.B., Ebeling, J.M., 2007. Water Quality. In: Timmons M.B., Ebeling, J.M. (Eds.), *Recirculating Aquaculture*. Cayuga Aqua Ventures, LLC, New-York, USA, pp. 39–37.
- USGS, 2019, Mineral Commodity Summaries 2019. U.S. Geological Survey, Washington, DC, USA, 200 pp.

- van Rijn, J., Fonarev, N., Berkowitz, B., 1995. Anaerobic treatment of intensive fish culture effluents: digestion of fish feed and release of volatile fatty acids. *Aquaculture* 133: 9–20
- van Rijn, J., 2013. Waste treatment in recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 53: 49–56.
- Van Rijn, J., Tal, Y., Schreier, H. J., 2006. Denitrification in recirculating systems: theory and applications. *Aquacultural Engineering* 34: 364–376
- Verdegem, M.C.J., 2013. Nutrient discharge from aquaculture operations in function of system design and production environment. *Reviews in Aquaculture* 5: 158–171.
- Waite, R., Beveridge, M., Brummett, R., Castine, S., Chaiyawannakarn, N., Kaushik, S., Mungkung, R., Nawapakpilai, S., Phillips, M., 2014. Improving Productivity and Environmental Performance of Aquaculture. World Resources Institute, Washington, USA, 60 pp.
- Waqas, M., Hashim, S., Humphries U.W., Ahmad, S., Noor, R., Shoaib, M., Lin, H.A., 2023. Composting processes for agricultural waste management: a comprehensive review. *Processes* 11: 731.
- Ward, M.H., Jones, R.R., Brender, J.D., De Kok, T.M., Weyer, P.J., Nolan, B.T., Villanueva, C.M., Van Breda, S.G., 2018. Drinking water nitrate and human health: An updated review. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 15: 1557.
- Wilkie, M.P., 2002. Ammonia excretion and urea handling by fish gills: Present understanding and future research challenges. *Journal of Experimental Zoology* 293: 284–301.
- Willett, W.C., 1994. Diet and health: What should we eat? *Science* 264: 532–537.
- Wongkiew, S., Hu, Z., Chandran, K., Lee, J.W., Khanal, S.K., 2017. Nitrogen transformations in aquaponic systems: A review. *Aquacultural Engineering* 76: 9–19.
- Yeo, S.E., Binkowski, F.P., Morris, J.E., 2004. Aquaculture Effluents and Waste by-products. Characteristics, Potential Recovery, and Beneficial Reuse, NCRAC Publications Office, North Central Regional Aquaculture Center, Iowa State University, USA, 45pp.
- Ytrestøyl, T., Aas, T.S., Åsgård, T., 2015. Utilisation of feed resources in production of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Norway. *Aquaculture* 448: 365–374.
- Ziegler, F., Winther, U., Hognes, E.S., Emanuelsson, A., Sund, V., Ellingsen, H., 2013. The carbon footprint of Norwegian seafood products on the global seafood market. *Journal of Industrial Ecology* 17: 103–116.

7. Poděkování

Tento projekt by nebylo možné realizovat bez spolupráce a podpory řady odborníků a institucí. Rádi bychom poděkovali pracovníkům společnosti Tilapia s.r.o. za poskytnutí zázemí a dlouhodobou spolupráci při monitoringu a odběrech vzorků z provozu RAS, stejně jako týmu Kateřinský dvůr s.r.o. za zajištění experimentů v oblasti zpracování kalů a výroby hnojiv.

Zvláštní poděkování patří kolegům z Akvaponického skleníku Fakulty rybářství a ochrany vod Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, Bc. Karlu Procházkovi a Mgr. Vítu Náhlíkovi, za jejich odbornou pomoc při laboratorních a pěstebních experimentech a za cenné konzultace při hodnocení výsledků. Poděkování rovněž směřuje všem členům výzkumného týmu.

Odborný externí oponent

Prof. Ing. Lukáš Kalous, Ph.D.
Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů
Kamýcká 129
165 00 Praha – Suchbátka

Odborný interní oponent

Mgr. Tomáš Pěnka, Ph.D.
Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Jihočeské
výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz, Výzkumný ústav rybářský a
hydrobiologický, Zátíší 728/II, 389 01 Vodňany

Ověření a uplatnění technologie 2025

Kateřinský dvůr, s.r.o., Tržní 274/2, 390 01 Tábor

Adresa autorského kolektivu

Ing. Radek Gebauer, Ph.D. – 30 %
M.Sc. Anil Axel Tellbüscher – 20 %
Ing. Pavel Franta, Ph.D. – 10 %
M.Sc. Azeez Ewumi Folorunso, Ph.D. – 10 %
M.Sc. Koushik Roy, Ph.D. – 10 %
Ing. Jan Hora – 10 %
Doc. Ing. Jan Mráz, Ph.D. – 10 %

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, Jihočeské
výzkumné centrum akvakultury a biodiverzity hydrocenóz, Ústav akvakultury a ochrany vod,
Na Sádkách 1780, 370 05 České Budějovice, www.frov.jcu.cz

V edici metodik (technologická řada) vydala Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích,
Fakulta rybářství a ochrany vod, Vodňany, www.frov.jcu.cz; přidělený editor: dr hab. Ing. Josef
Velíšek, Ph.D., redakce: Zuzana Dvořáková náklad: 200 ks, 1. vydání; technologie ověřena v
roce 2025; publikace dostupná online, grafický design a technická realizace: Jesenické
nakladatelství Jena Šumperk.