

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra zoologie a rybářství**



**Využití akvakulturního recirkulačního systému pro chov ryb v ekologickém zemědělství**

**Bakalářská práce**

**Autor práce: Jakub Růžička**

**Obor studia: Ekologické zemědělství**

**Vedoucí práce: prof. Ing. Lukáš Kalous, Ph.D.**

**© 2018 ČZU v Praze**

## **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Recirkulační akvakulturní systémy v ekologickém zemědělství" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autork uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 20. 4. 2018

---

## **Poděkování**

Děkuji svému vedoucímu profesorovi Lukášovi Kalousovi.

# **Využití akvakulturního recirkulačního systému pro chov ryb v ekologickém zemědělství**

## **Souhrn**

Tato bakalářská práce formou rešerše pojednává o ekologickém zemědělství, jeho definici, stavu, vývoji, problematice, legislativě, filozofii, využití, o akvakultuře, její definici, dynamice, jejím vývoji, stavu, o akvakultuře v ekologickém zemědělství, jejím stavu, vývoji, její problematice, o recirkulační akvakultuře, její definici, legislativě, jejím vývoji, stavu, stavu v EU, o welfare v akvakultuře, o spotřebě energie v akvakultuře, o uhlíkové stopě v akvakultuře, o rozdílech mezi průtočnými a recirkulačními systémy a vlivu těchto rozdílů na jejich uplatnění v ekologickém zemědělství, o problematice směřování ekologického zemědělství, jeho rozdílu od udržitelného zemědělství a vlivu tohoto rozdílu na uplatnění recirkulačních systémů v ekologickém zemědělství, o recirkulační akvakultuře v ekologickém zemědělství a problematice její legislativy.

**Klíčová slova:** Akvakultura, ekologické zemědělství, recirkulační systémy, legislativa, EU.

## **Use of the aquaculture recirculating system for fish production in organic farming**

### **Summary**

This bachelor thesis discusses (as compilation work) organic agriculture, its definition, state, development, problematics, legislation, philosophy, use, aquaculture, its definition, development, state, dynamics, aquaculture in organic farming, its state, development, problematice, recirculating aquaculture, its definition, development, state, state in EU, legislation, welfare in aquaculture, energy consumption, carbon footprint in aquaculture, differences between flow – through and recirculating systems and their consequences on running recirculating systems in organic farming, problematics of organic farming current attitude and direction, its differences against sustainable agriculture and their consequences on use of recirculating systems in organic aquaculture, recirculating aquaculture in organic agriculture and problematice its legislation.

**Keywords:** Aquaculture, organic agriculture, recirculating systems, legislation, EU.

## Obsah

1. Úvod.....	1
2. Cíl práce.....	2
3. Literární rešerše .....	3
3.1 Ekologické zemědělství.....	3
3.2 Akvakultura.....	5
3.3 Vývoj akvakultury.....	6
3.4 Recirkulační akvakultura.....	7
3.5 Akvakultura v ekologickém zemědělství.....	7
3.6 Akvakultura v ekologickém zemědělství v EU .....	8
3.7 Marketing .....	9
3.8 Spotřeba energie .....	10
3.9 Uhlíková stopa .....	11
3.10 Welfare .....	11
3.11 Recirkulační vs. průtočné systémy .....	12
3.12 Problematika významu ekologického zemědělství.....	14
3.13 Nařízení komise (ES) č. 710/2009 ohledně ekologické produkce živočichů pocházejících z akvakultury a produkce mořských řas .....	15
4. Závěr .....	20
5. Literární zdroje.....	21
6. Přílohy .....	35
7. Seznam příloh .....	38

## 1. Úvod

Vodní organismy jsou člověku vzdálené, nežijí ve stejném prostředí jako on, pod hladinou často nejsou vidět, nejsou rozkošně chlupaté ani krásně nezpívají. Pro člověka je mnohem jednodušší si vytvořit vztah k terestrickým organismům, než k vodním. Tento horší vztah znamená, že člověk může pochybovat o vyspělosti vodních organismů, jejich smyslech či schopnosti trpět. Je tedy logické, že při vzniku myšlenek o ekologickém, či udržitelném zemědělství nebylo na vodní organismy hleděno v první linii. I v dnešní době, pokud se mluví o utrpení organismů, tak se často využívá fráze: „Oceány jsou znečišťovány / přeloveny“, jelikož člověk má lepší vztah k oceánu, než k organismům v něm žijícím. Pokud zadáme do vyhledávače google frázi „ocean water destruction“, vyhledá nám 122 milionů výsledků, pokud zadáme „ocean animal destruction“, vyhledá 42 milionů, pokud zadáme „ocean pollution animals (resp. fish)“ vyhledá 97, resp. 76 milionů výsledků. Pokud zadáme „ocean pollution human“, vyhledá nám 171 milionů výsledků, z nichž se velká část nezaměřuje na to, proč člověk znečišťuje oceány, co to způsobuje a jak tomu zamezit, nýbrž jaké má znečišťování oceánu vliv na jeho zdraví. „How ocean pollution affects human“ nalezne 104 milionů výsledků. „How ocean pollution affects animal“ nalezne 75 milionů výsledků. „How ocean fishing affects human“ má 55 milionů výsledků, „how ocean fishing affects animal“ má 25 milionů.

Bohužel musíme konstatovat, že ve společnosti převažuje egoismus nad altruismem. To je hlavní věc, která se musí změnit, pakliže chceme dosáhnout ekologického či udržitelného soužití s přírodou. Bohužel ani v dnešním pojednání ekologického zemědělství, respektive akvakultury není tato problematika reflektována. Na tuto hrubou odchylku od původní myšlenky ekologického zemědělství doplácí i recirkulační akvakulturní systémy (RAS) a jejich použití v ekologickém zemědělství.

## **2. Cíl práce**

Cílem práce je napsat kvalitní rešerši systézou recenzovaných zdrojů.



### **3. Literární rešerše**

#### **3.1 Ekologické zemědělství**

Ekologické zemědělství je jeden z nejdynamičtějších sektorů potravinářského průmyslu v Evropě. V roce 2015 byla celková ekologicky obhospodařovaná plocha v EU - 28 11.1 mil. hektarů. V roce 2002 to bylo 5 mil. ha. Přesto se ekologické zemědělství podílí na celkové produkci v Evropě pouze 6.2 % (Lembo, 2018). Definice ekologického zemědělství dle IFOAM (2006) zní: „Produkční systém, který podporuje zdraví půd, ekosystémů a lidí. Závisí na ekologických procesech, biodiverzitě a místních klimatických podmínkách místo využívání vstupů se stejným efektem. Ekologické zemědělství kombinuje tradice s technologickým a vědeckým pokrokem, aby navodilo rovnováhu v daném ekosystému a co nejlepší podmínky pro všechny stupně produkce.“

Definice Evropské komise (2007) zní: „ Ekologická produkce je řízení podniku a produkce, které využívá nejlepší enviromentální praktiky, vysokou biodiverzitu, chrání přírodní zdroje, využívá vysokých standardů welfare a zpracování, využívající přírodní látky a procesy.“

Potraviny z ekologického zemědělství se těší stále narůstající poptávce. Hlavní přidanou hodnotou je lepší péče o krajinu, welfare, udržitelnost produkce, zdravější produkty (Honkanen et al., 2006; Canavari et Olson, 2007; Hughner et al., 2007; Aertsens et al., 2009; Ruiz de Maya et al., 2011; Stolz et al., 2011; Kahl et al., 2012 Læssøe et al., 2014; Carlson et Jaenicke, 2016; Mie et al., 2016; EC, 2017) a pozitivní vztah společnosti k ekologickému zemědělství (Giampietro, 2004; Ponisio et Elrich, 2016; Gomiero, 2017), stinnou stránkou je nižší intenzita produkce, což může být problémem v oblastech s nedostatkem potravin, nedostatkem zemědělské půdy či nemožností vynechání syntetických látek v produkci (Smil, 2000; Gomiero et al., 2011; Conway, 2012; Seufert et al., 2012; Tuomisto et al., 2012; Reganold et Wachter, 2016). V 172 zemích, na celkové ploše 44 milionů hektarů (1% celosvětové zemědělské půdy), byly vyprodukovány ekologické produkty v hodnotě 80 miliard USD (IFOAM, 2016). V Evropě a Severní Americe roste produkce ekologického zemědělství o 10 – 15 % ročně (EC, 2014; Carlson et Jaenicke, 2016; IFOAM, 2016). V Dánsku, Švýcarsku a Rakousku představuje ekologická produkce 6 – 7 % trhu (EC, 2014; IFOAM, 2016). Předpokládá se, že tento sektor bude mít stále rostoucí tendenci (Carlson et Jaenicke, 2016; IFOAM, 2016).

Ekologické zemědělství je zemědělská produkce regulovaná národními, mezinárodními či jinými organizacemi, které v případě dodržování regulací certifikují nejen produkci, ale celý výrobní řetězec (Codex Alimentarius, 2007; EC, 2016; USDA, 2016; IFOAM, 2017a). Ekologické zemědělství je založeno na ekologickém přístupu k zemědělské produkci a na zákazu syntetických hnojiv, pesticidů a syntetických aditiv do krmiv, hormonů, antibiotik v krmivu a omezené využívání antibiotik jako léčiv (EC, 2016; IFOAM, 2017a). Regulace se lehce liší mezi EU a USA, v EU se mohou lišit regulace členských států (CERTCOST, 2012). Kromě regulací je také významná filozofie ekologických producentů – ekologické zemědělství by mělo přispívat rovnocennému společnému využívání krajiny lidí a ostatních organismů. Také by mělo zaručit kvalitní zemědělskou krajinu pro další generace (IFOAM, 2017b). Kromě ekologického zemědělství má příznivý vliv na výše popsané faktory také správné využívání agroekologických postupů v konvenčním zemědělství a integrované zemědělství (Altieri, 2002; Gomiero et al., 2011a,b; Wezel et al., 2014). Schopnost ekologického zemědělství produkovat dostatek potravy za rozumnou cenu dnes a v budoucnosti byla už mnohokrát zpochybnována (Trewavas, 2001; Trewavas, 2004; Conway, 2012; Seufert et al., 2012; Tuomisto et al., 2012). V průměru je produkce ekologického zemědělství o 20 – 30 % nižší, než v konvenčním zemědělství (Gomiero et al., 2011a,b; de Ponti et al., 2012; Seufert et al., 2012; Ponisio et al., 2015). Nicméně při porovnávání nejsložitějších ekologických farem s průměrem konvenčního zemědělství byl tento rozdíl jen 13 % (Seufert et al., 2012) a dokonce byla produkce srovnatelná (Ponti et al., 2012; Ponisio et al., 2015). V suchých oblastech má ekologické zemědělství výhodu díky vyšší schopnosti ekologicky obhospodařované půdy zadržet vodu. V takových podmínkách dosahuje konvenční produkce 70 – 90 % ekologické (Pimentel et al., 2005; Gomiero et al., 2011a; Gomiero, 2013). Bylo prokázáno, že ekologická produkce může být při dobrém managementu konkurenceschopná (Reganold, 2012; Crowder et Reganold, 2015). Zisk ekologické produkce bez započítání přidané hodnoty a dotačních titulů je o 20-30% nižší, než u konvenční produkce. Po započítání může být ekologické zemědělství až o 32% ekonomicky výhodnější (Gomiero et al., 2011a; Reganold, 2012; Crowder et Reganold, 2015; Reganold et Wachter, 2016). V ohledu ochrany půdy a biodiverzity je ekologická produkce výrazně lepší, než konvenční (Bengtsson et al., 2005; Gomiero et al., 2011a; Gomiero, 2013; Bellon et Penvern et al., 2014; Gomiero, 2015; Lorenz et Lal, 2016; Reganold et Wachter, 2016). To také platí pro produkci skleníkových plynů a vymývání dusíku do povrchových vod (Mondelaers et al., 2009; Tuomisto et al., 2012).

Potraviny jsou produktem speciálním. Mají mnoho aspektů, které je předurčují k lidskému zájmu. Materiální i duševní aspekty, které propojují přírodu, přežití, zdraví, kulturu a živobytí (McMichael, 2000; Aertsens et al., 2009; Lang et al., 2009; Stolz et al., 2011; Læssøe et al., 2014; Liberman et al., 2016). Konzumenti si kupují ekologické potraviny, jelikož věří, že jsou zdravější, než konvenční: s vyšší nutriční hodnotou, bez residuí agrochemikálií, antibiotik, hormonů a bez syntetických aditiv dodaných ve výrobě (Hughner et al., 2007; Stolz et al., 2011; Kahl et al., 2012; Mie et al., 2016).

Mnoho konzumentů si přeje snížit svůj negativní vliv na krajinu i na welfare zvířat, proto mají zájem o ekologické produkty (Zander et Hamm, 2010; O'Doherty Jensena et al., 2011; Kahl et al., 2012; Dvorský et Urban, 2014; Mie et al., 2016). Celkový stav společnosti, vzdělání (Aertsens et al., 2009), zdraví a environmentální citění výrazně ovlivňuje poptávku po bioproduktech (Honkanen et al., 2006; Dimitri et Dettmann, 2012; Baudry et al., 2016).

### **3.2 Akvakultura**

Akvakultura je obhospodařování vodních organismů zahrnující ryby, měkkýše, korýše a vodní rostliny. Obhospodařování znamená jistou formu zásahu do chovných procesů k podpoře produkce, jako krmení, ovlivnění intenzity obsádky, ochrana před predátory, etc. Obhospodařování také znamená osobní, nebo společné vlastnictví organismů, které jsou produkovány. Veškeré vodní organismy, které byly v průběhu chovného procesu vlastněny, jsou produktem akvakultury (FAO, 1988).

Akvakultura je nejrychleji roustoucí odvětví potravinářství ve světě, přestože její růst v posledním desetiletí výrazně zpomaluje. Dnes již více než polovina konzumních ryb (10,42 kg na osobu) pochází z produkce akvakultury (FAO, 2016).

Celková akvakulturní produkce v roce 2015 byla 106 milionů tun v živé váze o hodnotě 163 miliard US \$ (FAO, 2016).

Přestože jde o nejrychleji rostoucí potravinářský sektor, tak v Evropě je pozice akvakultury stále dosti slabá oproti Asii, kde je vyprodukováno více než 88 % celkové akvakulturní produkce, z toho je 70 % vyprodukováno v Číně. Evropa se svými 4.3 % výrazně zaostává a je potřeba tento sektor podporovat (FAO, 2016).

Podle vyprodukovaného množství mají rybovití obratlovci v sektoru produkce vodních živočichů dominantní postavení s 65 %. Měkkýši mají zastoupení 21 % v roce 2015 a korýši

10 %. Pokud vezmeme souhrnně produkci vodních živočichů a rostlin, tak rostliny tvoří 27,7 % produkce (2015) (FAO, 2016).

Prodej akvakulturních produktů je velmi odlišný od prodeje jiných zemědělských produktů, potřebuje drahé technické zázemí. Nelze tedy předpokládat začlenění akvakulturních produktů z ekologického zemědělství do sortimentu obchodů nabízejících jiné ekologické produkty. Naopak ve velkoobchodech s pultovým prodejem ryb by takové začlenění nemělo být problematické (Bergleiter, 2008).

### **3.3 Vývoj akvakultury**

Typ a měřítko intenzity akvakulturních systémů jsou nejlépe uvažovatelné ve vztahu k vývoji zemědělství, jelikož akvakultura a zemědělství sledují stejné cíle a často jsou integrované. Samozřejmě většina malých akvakulturních farem je v úzké spolupráci se zemědělstvím, kdy velké množství farmářů profituje z rostlinné produkce a nutriční vstupy do akvakultury jsou nejlépe získávány na vnitrozemských farmách (Edwards et al., 1988).

Abychom mohli dobře pochopit současný či budoucí vývoj akvakultury, je třeba se zpětně podívat na vývoj zemědělství ve třech fázích, jak ho popisuje Edwards et al., (1988):

Fáze 1 je charakteristická pro před-industriální společnost, kdy většina obdělávané půdy je vyhrazena pěstování rostlin pro obživu obyvatelstva. Hospodářská zvířata jsou chována k tahání a dopravě, ke konzumaci pouze výjimečně. Propojení rostlinné a živočišné výroby téměř neexistuje. Tento způsob byl pro Evropu charakteristický do poloviny 19. století a můžeme ho velmi dobře použít k pochopení nejen zemědělství, ale i akvakultury v rozvojových zemích. Obzvláště pak v rozvojových zemích, kde je velký populační boom (Asie, Afrika, Latinská Amerika). V oblastech s malou hustotou osídlení je stále preferován rybolov. Do této fáze lze zařadit i v Česku známe rybníky bez intenzivního dokrmování. Nebo jakékoli další formy velmi extenzivního chovu ryb.

Fáze 2 je charakteristická pro Evropu a USA od roku 1850 do roku 1945. Živočišná produkce je běžná a zdrojem krmiv je rostlinná výroba, která se těší větším výnosům, díky lepší mechanizaci a poznatkům o rostlinách. Naopak živočišná produkce zase dodává rostlinné produkci hnojivo. Integrita je zde úzká. Jedná se o uzavřený systém cirkulace energie na farmě (Tivy, 1987). V akvakultuře lze tuto fázi přirovnat k tradičnímu čínskému integrovanému zemědělsko-akvakulturnímu systému.

Fáze 3 je založena na silném dotování agro-industriálním systémem. V Evropě od roku 1950. Charakterizuje ji výkonné šlechtění, chemická hnojiva, pesticidy, léčiva, krmné koncentráty, mechanizace a celkově systém založený na levné energii z ropy. Většina farem v této fázi se specializuje pouze na jeden živočišný druh z důvodu intenzifikace, k tomu potřebnému technickému zázemí a ekonomiky produkce. Většina západní a japonské akvakultury patří do této skupiny, stejně jako nyní se vyvíjející intenzivní chov krevet.

### **3.4 Recirkulační akvakultura**

RAS (recirkulační akvakulturní systémy), jsou systémy, v nichž je voda částečně, či úplně recyklována poté, co projde procesem čištění (Rosenthal et al., 1986).

RAS se skládá z chovných nádrží, mechanických a fyzikálních filtrů, biofiltrů a fáze výměny plynů. Ve většině systémů se amoniak rozkládá na nitrity a poté nitráty (Heinen et al., 1996).

Počet RAS ve světě (obrázek 1) je stabilně rostoucí (Martins et al., 2010; Badiola et al., 2012; Dalsgaard et al., 2013; Badiola et al., 2014). V Evropě a USA se jedná o 360 jednotek (USDA, 2013; Badiola et al., 2014). Norsko a Kanada jsou nejdůležitější země v RAS produkci (Dalsgaard et al., 2013), Čína představuje největší potenciál a probíhá zde výstavba vysokoprodukčních zastřešených RAS (Murray et al., 2014). Losos, tilápie, pstruh, úhoř, platýz, sumec a krevety představují hlavní produkované živočichy (Badiola et al., 2012). V RAS lze využít možností automatizace, čímž zvýšíme efektivitu (Burnell et Allan., 2009; Suhr et Pedersen, 2010; McKenzie et al., 2012; Dalsgaard et al., 2013).

### **3.5 Akvakultura v ekologickém zemědělství**

Zemědělství, včetně akvakultury, může způsobit výrazné přírodní škody jako znehodnocení či vyčerpání zdrojů a přispívání ke klimatickým změnám (Winther et al., 2009; Sonesson et al., 2010; Lesschen et al., 2011; Nijdam et al., 2012; Subasinghe et al., 2012). Stálne se zvyšující poptávka po akvakulturních produktech (FAO, 2016) spolu s intenzifikací produkce (Steinfeld et Wassenaar, 2007) nutí hledat akvakulturní průmysl enviromentálně, společensky a ekonomicky výhodné cíle. V případě zdrojů jsou v akvakultuře dva hlavní: voda a energie (d'Orbcastel et al., 2009 b; COM, 2002; COM, 2009; NOAA, 2011). Kvalita vody je jedním z parametrů, který v poslední době zamezuje růstu například průtočných systémů (Naylor et al., 2000; Buschmann et al., 2006; Dumont et al., 2012).

V porovnání s ostatními akvakulturními systémy, RAS jsou výrazně šetrnější ke zdroji vody a jsou méně náročné na zábor půdy (Piedrahita, 2003; Verdegem et al., 2006; d'Orbcastel et al., 2009 b; Eding et al., 2009). Nicméně jedná se o intenzivní systémy a jako takové mají vysoké nároky na energii (Aubin et al., 2006; Colt et al., 2008; d'Orbcastel et al., 2009 a, b). Spotřeba elektrické energie má negativní vliv enviromentální i ekonomický (Badiola et al., 2017).

Ekologická akvakultura je v počátečním stadiu vývoje po technologické i legislativní stránce. Nařízení Rady (ES) č. 1804/1999 ze dne 19. července 1999, kterým se za účelem zahrnutí živočišné výroby doplňuje nařízení (EHS) č. 2092/1991 o ekologickém zemědělství a k němu se vztahujícím označování zemědělských produktů a potravin, vůbec akvakulturu nezohledňuje a ponechává v tomto ohledu kompetence členským státům. V USA podobé nařízení z roku 2002 také akvakulturu nezohledňuje (Bergleiter, 2008).

Ekologická akvakultura je mladé odvětví akvakultury, které zažívá intenzivní růst. V roce 2000 byla celosvětová produkce 5000 tun, v roce 2008 již 53,500 tun (nárůst o 950 %), u 240 certifikovaných producentů ve 29 zemích (IFOAM, 2010). Poptávka po ekologických akvakulturních produktech převažuje nad nabídkou celosvětově (Bergleiter et Meisch, 2015; Willer et Lernoud, 2015). Další rozvoj ekologické akvakultury bude hrát významnou roli při rozvoji akvakultury samotné i ekologického zemědělství (Prein et al., 2012; UNEP, 2013; Xie et al., 2013; ECDC, 2015).

### **3.6 Akvakultura v ekologickém zemědělství v EU**

Ekologická produkce v akvakultuře v EU byla v roce 2012 33,000 tun a v roce 2014 63,000 tun, což činí ca. 4% celkové produkce. Přesto velká část poptávky je stále uspokojována importem (Eumofa, 2015; Eurostat, 2016). Chování živočichové sestupně dle důležitosti: losos obecný (*Salmo salar*, L. 1758), nitkožábří (*Pteriomorpha*, Beurlen 1944), kapr obecný (*Cyprinus carpio*, L. 1758), pstruh duhový (*Oncorhynchus mykiss*, Walbaum 1792), morčák evropský (*Dicentrarchus labrax*, L. 1758) (EUMOFA, 2015).

Ekologická produkce v akvakultuře začala v Evropě na začátku devadesátých let minulého století extenzivním chovem kapra obecného v Rakousku. Dále se přidala ekologická produkce lososů v Irsku. Tyto první chovy nebyly řízeny legislativou, jelikož v té době žádná příslušná nebyla. Nicméně cílem bylo vytvořit standard pro ekologickou produkci lososa obecného na základě principů ekologického zemědělství od IFOAM (International Federation

of Organic Agriculture Movements) a Nařízení Rady EU 2092/1991 (Lembo, 2018). V roce 2000 byly IFOAM vydány standardy pro ekologickou akvakulturu, plně byly schváleny v roce 2005 v Adelaide jako součást IFOAM Normy pro Ekologickou Produkci a Zpracování (IFOAM, 2006). Až tento čin přivedl k ekologické akvakultuře pozornost široké veřejnosti (Willer et Kilcher, 2009). Mimo jiné i Evropskou komisi, která se začala situací zabývat a ekologická akvakultura byla poprvé zmíněna v Nařízení Rady (ES) č. 834/2007 o ekologické produkci a označování ekologických produktů. Akvakultura je komplexně ve vztahu k ekologickému zemědělství zakotvena v nařízení Komise (ES) č. 710/2009 Prováděcí pravidla ohledně ekologické produkce živočichů pocházejících z akvakultury a produkce mořských řas, které novelizuje prováděcí nařízení Komise (ES) č. 889/2008 k primárnímu nařízení Komise (ES) č. 834/2007 (EU, 2007; EU, 2009; Lembo, 2018). Dostupnost ekologických krmiv, především pro masožravé druhy, je hlavní překážkou růstu produkce v ekologické akvakultuře (Mente et al., 2011; Berge et Jokumsen, 2015).

### **3.7 Marketing**

U ekologické produkce je třeba se zabývat marketingem více, než u konvenční produkce (Mauracher et al., 2013; Castellini et al., 2014; Polymeros et al., 2014), jelikož náklady jsou vyšší a vyšší prodejní cena může negativně ovlivnit poptávku po produktu (Zubiaurre, 2013).

Z marketingového hlediska je produkce ekologických produktů snahou o odlišení výrobku umožňující uplatnit jeho vyšší cenu na trhu. Tato strategie se vyplácí především u výrobků, které jsou silně homogenní a trh je jimi nasycen (Lusk et Hudson, 2004).

Kromě ekologické produkce lze produkt odlišovat také charakteristikou produktu (odlišné složení, bez chemických residuí, bez GMO), produkční metodou (lepší welfare, odlišné krmivo etc.), místo původu (geografická oblast, země, region) a značka (McCluskey & Loureiro, 2003). Místo původu je pro konzumenty nejzajímavější parametr (Umberger et al., 2002; Alfnes et Rickertsen, 2003; Alfnes, 2004; Loureiro et Umberger, 2007; Bolliger et Réviron, 2008; Carpio et al., 2009; Chung et al., 2009; Tempesta et Vecchiato, 2013). Zajímavost pro konzumenty se hodnotí tzv. ochotou si připlatit (WTP), která byla v minulosti rozsáhle studována i pro ekologické zemědělství (Lusk et Hudson, 2004), ale pouze pár studií se zajímalo o akvakulturu. V Itálii je WTP pro ekologicky vyprodukované mořské ryby 2.25 € / kg (Defrancesco, 2003). Dále je WTP pro ekologicky vyprodukovaného pstruha 2.55 € / kg (+45 % základní ceny) (Disegna et al., 2009). Ekologický losos s lepším welfare má v Norsku WTP 2 € / kg (+15 % základní ceny) (Olesen et al., 2010). Studie zaměřující se na konzumenty

v Itálii ukazuje dominantní postavení místa původu, kdy medián WTP pro rybu z Itálie je 18.1 € / kg, zatímco medián WTP pro rybu z ekologické produkce je 2.76 € / kg (Stefani et al., 2011). Ve Španělsku je preferována ryba ulovená v domácích vodách a místo původu je zde důležitější, než zdali je ryba čerstvá či mražená, nebo zdali je ulovená či z farmového chovu (Claret et al., 2012). V Anglii je preference konzumentů vůči domácím produktům a produktům z udržitelných zdrojů vyrovnána (Jaffry et al., 2004).

### **3.8 Spotřeba energie**

V roce 2013 byl potravinářský průmysl hlavní spotřebitel celkové energie v EU (26 %) (Monforti - Ferrario et al., 2015). Zemědělství mělo podíl na této spotřebě 33.4 %. Akvakultura se podílela 5 % spotřebou z celkové spotřeby zemědělství, tato spotřeba 45 petajoulů se rovná přibližně energii obsažené v miliardě m<sup>3</sup> zemního plynu (Monforti-Ferrario et al., 2015). Je zřejmé, že energie jako zdroj je pro produkci potravin naprosto esenciální (Dincer, 1999; Midilli et al., 2005 a, b). Jedna z možností snížení spotřeby energie je větší efektivita (spotřebičů, produkce, systému). Tato možnost je navíc nejjednodušší a nejlevnější (Worrell et al., 2009), v dlouhodobém horizontu i zisková (Worrell et al., 2003). Důležitost efektivy při spotřebě energie je aktuální téma (Ang et al., 2010) a koreluje se zlepšující se technologií a produktivitou (Kelly et al., 1989; Boyd et Pang, 2000). Při plánování a výstavbě RAS je třeba systém navrhovat v závislosti na provozních nákladech a na jejich minimalizování (Colt et al., 2008; d'Orbcastel et al., 2009 a, b; Buck, 2012; Ioakeimidis et al., 2013).

Technologie a design RAS se s technologickým pokrokem stále zlepšuje (Piedrahita et al., 1996; van Rijn, 1996; Cripps et Bergheim, 2000; Summerfelt et Penne, 2005; Eding et al., 2006; Summerfelt, 2006). Přesto nové technologie jsou hodnoceny z hlediska svého určení a většinou nejsou hodnoceny z hlediska spotřeby energie, a pokud ano, tak z hlediska ekonomického, nikoliv ekologického (Badiola et al., 2012). V minulosti termín „udržitelná produkce“ nemusel nutně zahrnovat spotřebu energie (Crab et al., 2007; Tal et al., 2009).

Pro porovnání RAS (i jiných) systémů lze použít index spotřeby energie [kWh / kg produktu]. Vliv na něj má druh chovaného organismu, jeho vývojová fáze (Colt et al., 2008, Liu et al., 2016), technologie systému (Aubin et al., 2009; Summerfelt et al., 2009) a geografické umístění (Aubin et al., 2009). Rozpětí je výrazné (obrázek 3), od 2.9 do 81.48 kWh / kg. Kupříkladu studie porovnávající index spotřeby energie u produkce *Salmo salar* L. ve



vývojové fázi smolt u dvou systémů v Norsku a Kanadě se shodnou konverzí (0.9 - 1.15) dospěla k závěru, že index se může lišit opravdu výrazně i u systémů produkujících stejný produkt (4.1 kWh / kg a 20 kWh / kg) (Bergheim, et al. 2013). V Norském průmyslu je tato hodnota běžná (Summerfelt et al., 2004). V Norsku je běžně používána oxygenace vody, zatímco v Kanadě je běžně využívána aerace. Oxygenace umožňuje intenzivnější obsádku a intenzivnější krmení při snížených nárocích na průtok vody systémem. Energie se tedy šetří na čerpání vody, ohřívání / chlazení menšího množství vody, aerační turbíně a index se rozpočítává na větší hmotnost produktu (Summerfelt et al., 2000). Přesto u systému s oxygenací je třeba i aerace většinou kombinována ještě s úpravou pH (zvyšování pH) (Bisogni et Timmons, 1994; Grace et Piedrahita, 1994; Loyless et Malone, 1997), jelikož bez ní nelze z vody odstranit CO<sub>2</sub>, který je produktem dýchání chovaných organismů (Colt et al., 2009), a organismů v biofiltrech (Timmons et Ebeling, 2010).

Aerace má v průměru podíl na spotřebě energie v RAS 20 % (Rosati et al., 1994; d'Orbcastel et al., 2009 b). Oxygenace (včetně výroby a přepravy tekutého kyslíku) potom 0.12 % (Sowerbutts et Forster 1980; Colt et al., 2008).

### **3.9 Uhlíková stopa**

Srovnání studií (obrázek 3) ukazuje, že ve většině případů jsou zdrojem energie fosilní paliva (uhlí a zemní plyn), které mají většinou vyšší emise skleníkových plynů, než obnovitelné zdroje energie. 1 kWh vodní energie vytvoří 0.77 kg CO<sub>2</sub>, zatímco 1 kWh uhelné energie vytvoří 14 kg CO<sub>2</sub> (Liu et al., 2016). Využití jaderné energie, pro produkci pstruhů ve Francii, má také výrazně nižší produkci CO<sub>2</sub>, než fosilní energie (Aubin et al., 2009). Fosilní energie je také ve většině případů levnější, než energie z šetrnějších zdrojů (obrázek 4) (Badiola, 2018). Použití RAS je možné pro velké spektrum živočichů, kteří se díky tomu nemusí dovážet, ale mohou být produkováni v místě spotřeby (Masser et al., 1999; Schneider et al., 2010), to znamená menší náklady na dopravu a zároveň snížení emisí vázaných na nákladní dopravu

### **3.10 Welfare**

Ryby si uvědomují sama sebe, své pocity a schopnosti (Thunken et al., 2009; Sneddon, 2011) uvědomují si bolest (Reilly et al., 2009), strach a stres (Broom, 2007), uvědomují si vztah k okolnímu prostředí (Bekoff et Sherman, 2004). Nejenom, že si bolest a stres uvědomují, ale také prožívají mentální utrpení (Braithwaite et Huntingford, 2004; Dunlop et Laming, 2005; Sneddon, 2006, 2009, 2011). Bolest je silnější podnět než strach (Sneddon et al., 2003; Ashley

et al., 2009). Ryby mají potřeby jako obsazování druhově vhodného prostředí (Ahnesjo, 2008; Sessa et al., 2008), vyhledávání specifické potravy (Sanchez - Vasquez et al., 1998; Ninomiya et al., 2004), reprodukční chování (Rushbrook et al., 2008 a, b). Stres je vyvoláván sociálními interakcemi při špatném managementu obsádky v systému (Gilmour et al., 2005; Gomez - Laplaza 2009; Slavík et al., 2015). U druhů se skupinovou sociální hierarchií (lososovití, sumcovití) je welfare subdominantních jedinců ovlivněno chronickým stresem (Alanara et al., 1998), omezeným přístupem k potravě (Abbott et Dill, 1989), potlačením růstu (Jorgensen et al., 1993), vyšším výdejem energie (Sloman et al., 2000), poškozením imunitního systému (Pottinger et Pickering, 1992), což vyvolává u jedinců agonistické chování (Andrew et al., 2002). Agresivitu lze snížit sníženou intenzitou osvětlení a tmavými stěnami nádrží (Hoglund et al., 2002; Merighe et al., 2004), dobrým managementem krmení (Alanara et Branas, 1997) a omezením hierarchického chování (Adams et al., 2000). Nízká úroveň welfare je vyjádřena abnormálním (Oppedal et al., 2001; Casamitjana, 2004; Kristiansen et al., 2004), či stereotypním chováním (Mason, 1991; Dawkins, 1998). Stresorem je také transport (Chandroo et al., 2005; Iversen et al., 2005), je možno ho zmírnit anestezií (Tort et al., 2002). Chronický stres je vyvolán i nedostatkem prvku v potravě (Merchie et al., 1997). Při usmrcování ryb se většinou na stres nedbá (Conte, 2004), přestože snižuje kvalitu masa. Možnost projevit své biologické chování není vždy správně interpretována. Nechat plavat migrující rybu dokola v nádrži, navzdory marnosti jejího počínání, lze považovat za utrpení (Ashley, 2007).

### **3.11 Recirkulační vs. průtočné systémy**

Konzumenti a jejich filozofie jsou vedle legislativy hlavní regulací ekologického zemědělství (Zander et Hamm, 2010; O'Doherty Jensena et al., 2011; Kahl et al., 2012; Mie et al., 2016). Nelze tedy brát na lehkou váhu, že při průzkumu veřejného mínění byly RAS označeny jako environmentální řešení produkce ryb, kdy podle respondentů převážily klady (zmíněné v této práci) nad nevýhodou v podobě vysoké spotřeby energie (Badiola, 2018). Přestože energetická udržitelnost RAS je v praxi, i přes názor respondentů, komplikovaná, není jediným faktorem. 35% respondentů označilo za největší problém akvakultury používání rybích mouček v krmivech, 26% welfare, 23% vysokou spotřebu krmiv a nutnost zlepšení konverze, 11% vysoké užívání chemikálií a 5% vysokou spotřebu energií (obrázek 2) (Badiola, 2018).

Přechod evropské akvakultury z průtočných na recirkulační systémy je mimo jiné způsoben i udržitelností produkce (obzvláště u líhní) (Martins et al., 2010), v Norsku takto

přešla z průtočných na recirkulační systémy třetina produkce smoltů lososa atlantského (del Campo et al., 2010), především kvůli spotřebě vody a jejímu nedostatku pro další růst tohoto odvětví (Kittelsen et al., 2006). V průtočných systémech je vyšší výskyt stresových faktorů, jakožto kolísání teploty vody (Kristensen et al., 2009), tímto vyvolaná alostáza stojí organismy energii (Segner et al., 2012).

Při obsádce  $60 \text{ kg} / \text{m}^3$  je intenzita růstu (d'Orbcastel et al., 2009b) a další veličiny (Kolarevic et al., 2014) v průtočném i recirkulačním systému shodná, při obsádce  $85 \text{ kg} / \text{m}^3$  je intenzita růstu lepší v RAS (d'Orbcastel et al., 2009a). Při porovnávání využití těchto dvou systémů pro produkci smoltů nebyly pozorovány horší podmínky v RAS systémech (Le Ruyet et al., 2007), naopak byla pozorována větší míra poškození ploutví u jedinců z průtočných systémů po 4 měsících výkrmu v mořských klecích, oproti RAS jedincům (Kolarevic et al., 2014). Poškození ploutví ovlivňuje růst, fitness a používá se jako ukazatel agresivity v průběhu produkce a jako ukazatel kvality konečného produktu (Le Ruyet et al., 2007; Noble et al., 2012). Je třeba zdůraznit, že podobná studie s pstruhem duhovým došla k naprosto opačnému závěru (d'Orbcastel et al., 2009 a). V tomto případě ale není vyšší četnost poškození ploutví v RAS systému připisována agresivitě (obsádka  $100 \text{ kg} / \text{m}^3$ ), nýbrž 3 x větší rychlosti proudění vody v RAS než v průtočném systému (d'Orbcastel et al., 2009 a).

Studie porovnávající welfare pstruhů duhových v RAS a průtočném systému, poukazovaly na možné horší podmínky v RAS (Davidson et al., 2009, 2011, 2014). Tyto studie jen dokazují, jak moc důležité je správný návrh a management RAS, jelikož ve studii (Colson, 2015), která věnovala návrhu a stavbě RAS velkou pozornost, nebyl jakýkoliv rozdíl ve welfare prokázán (RAS s 90 % recirkulací vody).

Rozsáhlá studie (Colt et al., 2008) porovnávala různé parametry v různých rybochovných zařízeních (obrázek 5). RAS mají nejlepší výsledky ve využívání zdroje vody, záboru půdy, znečišťování povrchových vod pevnými částicemi, dusíkem a fosforem, druhé nejlepší výsledky mají ve spotřebě primární energie (z neobnovitelných zdrojů) a efektivitě využití energie. Asi nejzajímavější je ale, že ani v jednom z parametrů není RAS nejhorší. V celém průzkumu je vidět trend lepších výsledků systémů znovuvyužívajících vodu (částečně, částečně s ohřevem a RAS). Nejhorších výsledků dosahuje ve většině parametrů průtočný systém využívající vodu z vrtů. Velmi dobrých výsledků dosahuje průtočný systém s povrchovým zdrojem vody využívající gravitačního spádu. Přesto je to dnes zavrhaná varianta z důvodů popsaných v této kapitole (Kittelsen et al., 2006; Kristensen et al., 2009; Summerfelt et al., 2009 a; Campo et al., 2010).

### 3.12 Problematika významu ekologického zemědělství

Co ekologické zemědělství vlastně znamená? Mnoho debat se zabývalo tímto tématem a snažilo se nalézt definici pro ekologické zemědělství (Rigby et Cáceres, 2001), a mnoho definic bylo vytvořeno (Guthman, 2004). Konzumenti si spojují s ekologickým zemědělstvím různé představy a kupují ekologické produkty z různých důvodů (Hughner et al., 2007). Problémem je rozdíl mezi dvěma názvy: ekologické zemědělství a udržitelné zemědělství (Trewavas, 2001; Goklany, 2002; Mäder et al., 2002). Ekologické zemědělství je velmi jasně definováno, regulováno a certifikováno zákony. Právě regulace ekologického zemědělství umožňují nejlepší představu, jak je ekologické zemědělství koncipováno (Rigby et Cáceres, 2001). Ekologické regulace se zabývají vstupy a rozdělují je na přírodní a syntetické. V celkovém měřítku definují regulace ekologické zemědělství jako zemědělství bez chemikálií, využívající přírodních zdrojů (Padel et al., 2009). Přírodní látky jsou získávány z rostlin, živočichů či nerostů o nízké vodorozpustnosti. Syntetické jsou produktem průmyslu. (IFOAM, 2006). Regulace dále předpokládají přírodní vstupy jako poslední možnost při selhání ostatních faktorů při ekologické produkci: „Vstupy nejsou určeny pro podporu a udržování rovnováhy ve špatně nastaveném či řízeném systému“ (AUS, 2009). Regulace jsou kritizovány pro svojí jednoznačnou zaměřenost proti syntetickým vstupům, na kterou se zaměřují naprostou většinou své kapacity (Allen et Kovach, 2000; Goodman, 2000). Zákaz syntetických vstupů neznamena, že produkce bude méně poškozovat přírodu (Kirchmann et Bergström, 2001; Bahlai et al., 2010), či zajistí udržitelnost (Hodges, 1993; Rigby et Cáceres, 2001). Zároveň regulace ve své snaze potírat syntetické vstupy již opomíjejí doporučení, která by zlepšila řízení ekologické farmy (Seufert et al., 2017). Při porovnání regulací a zemědělských praktik, která jsou považována za nejšetrnější k přírodě (Altieri et Rosset, 1996), bylo zjištěno, že většinou tyto praktiky nejsou v regulacích zahrnuty (Altieri et Rosset, 1996; Tonitto et al., 2006), či zahrnuty jen nejasně (Altieri et Rosset, 1996; Zhu et al., 2000). Kupříkladu regulace zabývající se ochranou vody vůbec neregulují zavlažovací systémy, přestože zemědělství je největším spotřebitelem sladké vody na světě (Rosegrant et al., 2009), a její zvyšující se spotřeba a především efektivita jednotlivých systémů (některé systémy mohou vodou neuměřeně plýtvat a bylo by třeba je regulovat) je velikým problémem pro udržitelné zemědělství (Tilman et al., 2002). V praxi lze velmi lehko dosáhnout stavu, kdy zemědělec hospodaří bez používání syntetických vstupů dodržující všechny regulace a zároveň jeho počínání není udržitelné (Buck et al., 1997; Guthman, 2004). Je velmi pravděpodobné, že lidé, kteří stáli na úplném počátku ekologického zemědělství, by byli dnešními regulacemi zklamáni (Heckman, 2006).

Daleko větší váha byla věnována dobré půdě a jejímu zachování, recyklaci odpadů, zbytků, lepšímu využívání nutričních látek (Könemann, 1939; Howard, 1940; Balfour, 1950). Ekologické zemědělství je dnes značně řízeno přáním zákazníka (Fromartz, 2007) a toto reflektují regulace (Vos, 2000; Padel et al., 2009; Mosier et Thilmany, 2016). Nejčastějším důvodem zájmu o ekologické produkty je zdraví a potěšení (Davies et al., 1995; Zanolli et Naspetti, 2002; Chang et Zepeda, 2005; Lu et al, 2006; Hughner et al., 2007; Dahm et al., 2009; Sirieix et al., 2011; Seufert et al., 2017), přestože toto je vědeckými studiemi zpochybňováno (Magkos, 2006; Smith - Spangler et al., 2012; Barański et al., 2014; McCarty, 2014). Druhým nejdůležitějším kritériem je "přírodnost" (ne ve smyslu ochrany přírody) produktů (Yiridoe et al., 2005; Hughner et al., 2007; Schleenbecker et Hamm, 2013; Seufert et al., 2017). Je zde vidět jasný trend, kdy při výběru produktů konzumenti jedná egoisticky, ne altruisticky (Seufert et al., 2017). Z altruistických motivů je nejdůležitějším ochrana přírody, welfare je potom přibližně na střední příčce a podpora malopěstitelů koupí produktu je na posledním místě zájmu konzumentů (Seufert et al., 2017). 70 % Angličanů (Hutchins et Greenhalgh, 1995), 50 % Němců (Oltersdorf, 1983) a 15 % Irů (Davies et al., 1995) při koupi ekologických produktů vůbec nezajímají altruistická kritéria. Zakazovat používání určitých látek a toto dodržování poté kontrolovat (EU, 2014 a, b) je vcelku jednoduché. Kontrolovat a regulovat poškozování půdy, ztrátu biodiverzity, změnu klimatu a ztráty zdrojů vody je velmi složité a lze to provádět pouze v dlouhodobém horizontu (Seufert et al., 2017). Malé farmy většinou alespoň částečně využívají udržitelné praktiky (Belfrage et al., 2005), větším podnikům se vyplatí intenzivní ekologická produkce závislá na přírodních vstupech (Buck et al., 1997; Guthman, 2004). Přestože zdraví je hlavním kritériem pro výběr produktu, altruistická kritéria mají u konzumentů větší WTP (ochota si připlatit) (Gil et al., 2000; Lusk et Briggeman, 2009; Costanigro et al., 2016), jelikož tito konzumenti vidí v ekologickém produktu větší přidanou hodnotu (Costanigro et al., 2016).

### **3.13 Nařízení komise (ES) č. 710/2009 ohledně ekologické produkce živočichů pocházejících z akvakultury a produkce mořských řas**

V důsledku intenzivního obchodování ekologických produktů po celém světě je legislativa ve většině zemí velmi podobná (FiBL et IFOAM, 2013).

Uzavřeným recirkulačním akvakulturním zařízením se rozumí zařízení, kde se provádí akvakultura v uzavřeném prostředí na souši nebo na plavidle za použití úplné recirkulace vody a které je závislé na neustálém externím vstupu energie za účelem stabilizace prostředí pro živočichy pocházející z akvakultury (EU, 2009).

Příslušné činnosti musí být provozovány v místech, která nejsou vystavena znečištění produkty nebo látkami, jež nejsou pro ekologickou produkci povoleny, nebo škodlivinami, které by narušily ekologickou povahu produktů. Ekologické a konvenční produkční jednotky musejí být odpovídajícím způsobem odděleny. Taková separační opatření musí být založena na přírodních podmínkách, oddělených systémech rozvodu vody, vzdálenostech, proudění vody při přílivu a na tom, zda jsou produkční jednotky umístěny ve směru po proudu, nebo proti proudu (EU, 2009).

RAS mají velmi omezenou komunikaci s okolním prostředím (Boyd et al., 2005; Buschmann et al., 2006). Zdroj vody pro RAS nemusí být tolik vydatný, jako pro jiné systémy (Masser et al., 1999; Verdegem et al., 2006; Hamlin et al., 2008; Schneider et al., 2010), lze tedy využívat vodu podzemní a výrazně tímto opatřením zamezit znečištění v systému (Brune et al., 2003; Summerfelt et al., 2009). V RAS lze dobře kontrolovat parametry vody, tedy zjistit i případnou kontaminaci (Le Francois et al., 2010). Biologické i organické znečištění vody lze velmi dobře kontrolovat (Zohar et al., 2005; Boyd et al., 2005; Buschmann et al., 2006)

Hospodářské subjekty zabývající se akvakulturou by měly upřednostňovat využívání obnovitelných zdrojů energie a recyklaci materiálů a v rámci plánu udržitelného řízení musí vypracovat harmonogram snižování množství odpadů, který bude uplatněn při zahájení provozu (EU, 2009).

RAS jsou systémy využívající recyklaci (90 % a více) vody (Rosenthal et al., 1986; Masser et al., 1999; Verdegem et al., 2006; Hamlin et al., 2008; Schneider et al., 2010). Voda představuje jeden z hlavních zdrojů při provozu rybochovných zařízení, její výrazně nižší spotřebou je zdroj méně namáhán a zároveň je produkováno výrazně méně odpadní vody (Lotze et al., 2006; d'Orbcastel et al., 2009; Martins et al., 2009; Jokumsen et al., 2009). V zero-discharge RAS systémech je součástí systému bioplynový reaktor (Tal et al., 2009), produkce metanu může sloužit jako stálý zdroj pro výrobu elektrické energie či ohřevu vody (Xiao, 2014).

Čištění vybavení a zařízení se provádí fyzikálně nebo mechanicky. Pokud takové způsoby nejsou uspokojivé, mohou se použít pouze určené přísady. Používání alopatické léčby je omezeno na dvě léčebné kúry za rok. Nicméně v případech ryb s produkčním cyklem kratším než jeden rok platí limit jedné alopatické léčebné kúry. Ošetření proti parazitům je omezeno na dvě kúry za rok, respektive jednu kúru za rok, pokud je produkční cyklus kratší než 18 měsíců. Délka ochranné lhůty pro veterinární léčbu, činí dvojnásobek zákonné ochranné lhůty, pokud není tato lhůta stanovena, 48 hodin (EU, 2009).

Přestože RAS umožňuje lepší hygienu a výbornou prevenci nemocí (d'Orbcastel et al., 2009; Summerfelt et al., 2009; Tal et al., 2009), tak při přidávání jakýchkoliv látek (krmiv, léčiv, desinfekcí etc.) do systému je třeba vzít v potaz, že látky ovlivní nejen chované organismy, ale také mikroorganismy v biofiltrech (Martins et al., 2005). V RAS dochází k akumulaci minerálních látek, residuí léčiv a rizikových prvků, což má přímý vliv na zdraví, kvalitu a bezpečnost chovaných organismů (Martins et al., 2009).

V ekologické akvakultuře je nutno používat místně chované druhy, za které se považují druhy ryb v přirozeném areálu jejich výskytu a také globálně rozšířené druhy. Nelze chovat cizí druhy ryb mimo přirozený areál jejich výskytu nebo místně se nevyskytující druhy v oblastech, kde se přirozeně nevyskytují. Je nutno vybírat druhy, které lze chovat, aniž by docházelo k významnému poškozování volně se vyskytujících populací (EU, 2009).

U RAS je riziko úniku téměř nulové (Boyd et al., 2005; Zohar et al., 2005; Buschmann et al., 2006). RAS jsou na velmi vysoké technické úrovni, je v možná produkce většiny druhů (Martins et al., 2005).

V případě sladkovodních ryb má být typ dna co nejpodobnější přírodním podmínkám. Maximální hustota chovu pro lososa obecného je  $20 \text{ kg} / \text{m}^3$ , pro pstruhy  $25 \text{ kg} / \text{m}^3$  a pro sivena severního  $20 \text{ kg} / \text{m}^3$ . Při posuzování účinků hustoty chovu na dobré životní podmínky chovaných ryb se sleduje stav těchto ryb (jako například poškození ploutví, jiná zranění, rychlost růstu, chování a celkový zdravotní stav) a kvalita vody (EU, 2009).

RAS jsou závislé na nízkém stresu v průběhu produkce, a komplikované kooperaci mnoha produkčních faktorů. Počáteční investice spojená s plánováním a výstavbou RAS je vyšší, než u jiných systémů (Schneider et al., 2006). Jejich finanční návratnost se odvíjí od maximalizování produkce biomasy na daný objem vody (Brune et al., 2003; Summerfelt et al., 2009), jejich využití při nízkých obsádkách by muselo být kompenzováno. Agresivita je určena geneticky, je tedy dědičná, což lze v akvakultuře využít selektivním chovem neagresivních linií (Bakker 1986; Zimmerer et Kallman 1988; Verbeek et al. 2007). Organismy vyhodnocují, zdali je pro ně boj o zdroje ekonomicky výhodný (Grant, 1993; 1997), při intenzitě obsádky nad limitní práh na tuto snahu rezignují (Huntingford et al., 2012). K ochraně potravních teritorií dochází většinou alespoň jednou v životním cyklu (Huntingford et al., 2012). Většina akvakulturně chovaných druhů vykazuje vyšší agresivitu při nedostatku potravy, při dostatku není důvod pro potravní agresivitu (Damsgård et Dill 1988; Dunbrack et al., 1996; Huntingford et al., 2012).

Nejméně pět procent obvodu (,rozhraní země–voda‘) rozlohy oblasti musí mít přirozenou vegetaci (EU, 2009).

Tuto regulaci lze splnit začleněním kořenové čističky, mokřadu či stabilizačního rybníku do systému, tyto prvky mají mnoho výhod (Ghermandi et Fichtman, 2015). Nevýhodou je, že vzhledem k energetickým ztrátám je v podmínkách mírného klimatického pásma doporučeno RAS provozovat jako vnitřní systémy (Badiola, 2018), umístění těchto prvků do skleníku zvyšuje jejich počáteční investici.

Umělé ohřívání nebo chlazení vody je povoleno pouze v líhních a odchovných zařízeních. Ve všech produkčních stádiích je možno k ohřevu nebo chlazení vody používat přírodní vodu z vrtů (EU, 2009).

Z důvodu vysokých pořizovacích nákladů (Schneider et al., 2006) je nutná také vysoká intenzita produkce, která se zlepší při udržování teploty růstového optima daného druhu (Brune et al., 2003; Summerfelt et al., 2009b). Přesto je známo, že rybám se dlouhodobě daří při teplotách, za kterých se vyskytují v přirozených přírodních podmínkách, nikoliv v teplotách, které maximalizují jejich růst (Jobling, 1997). Pokud by tlak na maximalizování produkce byl dostatečně vykompenzován dotační politikou, samotné udržování teploty vody lze v RAS výborně kontrolovat a nastavovat podle fyziologických požadavků organismů (Le Francois et al., 2010).

Manipulování s živočichy pocházejícími z akvakultury je nutno omezit na minimum a provádět s maximální péčí a za použití vhodného vybavení a postupů sloužících k zamezení stresu a fyzického poškození spojeného s manipulací s živočichy. S generačními jedinci je nutno zacházet způsobem, který minimalizuje fyzické poškození a stres, případně s použitím anestézie. Třídění živočichů je nutno omezit na minimum a je třeba při něm dodržovat dobré životní podmínky ryb. Maximální délka světelného dne je 16h, je třeba se vyhnout světelnému stresu (EU, 2009).

RAS je nutno navrhovat a stavět už s plánem na následnou manipulaci s organismy v systému, tato problematika je v nich tedy velmi dobře vyřešena (Libey et Timmons, 1996; Summerfelt, 1996; Timmons et al., 2002). Stres i fyzické poškození organismů jakožto faktory přímo ovlivňující ekonomiku podniku (Schneider et al., 2006), jsou velmi dobře vyřešeny. Pro chov ryb v akvakultuře je důležité znát druhově specifickou preferenci světla (Boujard, 1995; Boujard et Luquet, 1996).



Za účelem zajištění dobrých životních podmínek a zdraví živočichů je povoleno provzdušňování za podmínky, že k pohánění mechanických provzdušňovačů se přednostně použije energie z obnovitelných zdrojů. Použití kyslíku je povoleno jen k účelům souvisejícím se zdravotním stavem živočichů a v kritických obdobích produkce a přepravy. Používání hormonů a jejich derivátů je zakázáno, ale reprodukční cyklus ryb lze ovlivnit řízeným režimem teploty vody a délky osvětlení během dne. Krmivo pro masožravé živočichy pocházející z akvakultury musí být získáváno přednostně z ekologické produkce či udržitelného rybolovu. Ultrafialové záření a ozón je povoleno používat pouze v líhních a odchovných zařízeních (EU, 2009).

Uzavřená recirkulační akvakulturní zařízení pro živočišnou produkci jsou zakázána s výjimkou líhní a odchovných zařízení a s výjimkou produkce druhů organismů používaných v ekologických chovech jako krmivo (EU, 2009).

## 4. Závěr

RAS systémy nelze použít při platné legislativě v ekologické akvakultuře pro produkci stolních ryb, lze je využít pro líhně, odchovná zařízení a produkci krmiva. Přestože RAS systémy jsou schopny splnit řadu regulací, tak nemožnost účinné regulace teploty vody a nízká intenzita obsádky jsou, ve spojení s vysokými pořizovacími náklady, regulace znemožňující ekonomickou smysluplnost produkce. Je třeba upozornit, že platná legislativa především zajišťuje lepší kvalitu produktů a produkci bližší přírodě. Naopak opomíjí vliv produkce na přírodu, což byla původní myšlenka, která stála na počátku ekologického zemědělství. V rozporu s tím, že regulace mají zajistit výbornou kvalitu produkce, zákaz desinfekce vody UV zářením, či ozonem, jakožto jedinými účinnými fyzikálními postupy ke sterilizaci a tedy jasnému vytváření tlaku na používání chemických metod (též omezených), působí jako velmi špatné rozhodnutí. Tyto metody totiž výrazně zlepšují welfare, zatímco při správném použití je jejich negativní vliv na jakýkoliv (kromě spotřeby energie) aspekt ekologické produkce vyloučen. Pokud bychom vztáhly RAS systémy k ekologickému zemědělství, jak bylo původně koncipováno, tak vysoká míra recyklace, jak vody, tak tepelné energie, vysoké využití nutričních látek, minimální zábor půdy, minimální organické i biologické znečištění, nižší uhlíková stopa a nižší spotřeba elektrické energie díky vyšší efektivitě by zajisté do tohoto konceptu zapadaly.

Největším problémem v evropské legislativě je čistě preventivní zákaz RAS, přestože, jak tato práce dokazuje, povolené průtočné systémy nejsou, kromě nižší počáteční investice a tedy schopnosti rentability i při nízkých obsádkách a neregulované teplotě, v žádné oblasti produkce lepší. Hlavním argumentem pro zákaz RAS je jejich vysoká spotřeba energie. Tento argument je naprosto mylný. Průtočné systémy s podzemním zdrojem vody (s povrchovým zdrojem je kvůli zákazu UV či O<sub>3</sub> nepoužitelný) mají výrazně vyšší spotřebu energie, vody, výrazně horší efektivitu, zabírají více místa, welfare je v nich shodný. Dále vypouštění dusíku a fosforu z průtočného systému je mnohonásobně vyšší.

Pokud bych měl celý problém shrnout do jedné věty: Ekologické zemědělství se snaží vytvářet produkty blízké přírodě a ne šetrné k přírodě, na tento problematický směr doplatily i RAS systémy, které nelze v ekologické produkci využít.

## 5. Literární zdroje

- Abbott, J. C., Dill, L. M. 1989. The relative growth of dominant and subordinate juvenile steelhead trout (*Salmo Gairdneri*) fed equal rations. Behaviour. 108. 104 – 113.
- Adams, C., Huntingford, F., Turnbull, J., Arnott, S., Bell, A. 2000. Size heterogeneity can reduce aggression and promote growth in Atlantic salmon parr. Aquaculture Int. 8. 543 – 549.
- Aertsens, J., Verbeke, W., Mondelaers, K., van Huylenbroeck, G. 2009. Personal determinants of organic food consumption: a review. Br. Food J. 111. 1140 – 1167.
- Ahnesjö, I. 2008. Behavioural temperature preference in a brooding male pipefish *Syngnathus typhle*. Journal of fish biology. 73 (4). 1039 - 1045.
- Alanara, A., Brannas, E. 1997. Diurnal and nocturnal feeding activity in Arctic char (*Salvelinus alpinus*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54. 2894 – 2900.
- Alanara, A., Winberg, S., Brannas, E., Kiessling, A., Hoglund, E., Elofsson, U. 1998. Feeding behaviour, brain serotonergic activity levels, and energy reserves of Arctic char (*Salvelinus alpinus*) within a dominance hierarchy. Can. J. Zool. 76. 212 – 220.
- Altieri, M. A. 2002. Agroecology The science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. Agric. Ecosyst. Environ. 93. 1 – 24.
- Altieri, M. A., Rosset, P. 1996. Agroecology and the conversion of large - scale conventional systems to sustainable management. Int. J. Environ. Stud. 50. 165 – 185.
- Andrew, J. E., Noble, C., Kadri, S., Jewell, H., Huntingford, F. A. 2002. The effect of demand feeding on swimming speed and feeding responses in Atlantic salmon *Salmo salar* L., gilthead sea bream *Sparus aurata* L. and European sea bass *Dicentrarchus labrax* L. in sea cages. Aquacult. Res. 33. 501 – 507.
- Ashley, P. J. 2007. Fish welfare: Current issues in aquaculture. Applied Animal Behaviour Science. 104. 199 – 235.
- Ashley, P. J., Ringrose, S., Edwards, K. L., Wallington, E., McCrohan, C. R., Sneddon, L. U. 2009. Effect of noxious stimulation upon antipredator responses and dominance status in rainbow trout. Animal Behaviour. 77. 403 – 410.

- AUS. 2009. National Standard for Organic and Biodynamic Produce - Edition 3.4. In: Organic Industry Export Consultative Committee, AQIS, (Ed.). Bahlai, C.A., Xue, Y., McCreary, C.M., Schaafsma, A.W., Hallett, R.H., 2010. Choosing organic pesticides over synthetic pesticides may not effectively mitigate environmental risk in soybeans. *PLoS One*. 5. 11250.
- Badiola, M., Basurko, O. C., Piedrahita, R., Hundley, P., Mendiola, D. 2018. Energy use in Recirculating Aquaculture Systems (RAS): A review. *Aquacultural Engineering*. 81. 57 - 70.
- Balfour, E. B. 1950. *The Living Soil*. The Devin - Adair Company. New York.
- Barański, M., Średnicka - Tober, D., Volakakis, N., Seal, C., Sanderson, R., Stewart, G. B., Benbrook, C., Biavati, B., Markellou, E., Giotis, C., Gromadzka - Ostrowska, J., Rembiałkowska, E., Skwarło-Sońta, K., Tahvonen, R., Janovská, D., Niggli, U., Nicot, P., Leifert, C. 2014. Higher antioxidant and lower cadmium concentrations and lower incidence of pesticide residues in organically grown crops: a systematic literature review and meta - analyses. *Br. J. Nutr.* 112. 794 – 811.
- Baudry, J., Allès, B., Péneau, S., Touvier, M., Méjean, C., Hercberg, S., Galan, P., Lairon, D., Kesse - Guyot, E. 2016. Dietary intakes and diet quality according to levels of organic food consumption by French adults: cross - sectional findings from the NutriNet - Santé Cohort Study. *Public Health Nutr.* 1 – 11.
- Bekoff, M., Sherman, P. W. 2004. Reflections on animal selves. *Trends in ecology and evolution*. 19 (4). 176 - 180.
- Belfrage, K., Björklund, J., Salomonsson, L. 2005. The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish landscape. *Ambio*. 34. 582 – 588.
- Bellon, S., Penvern, S. (Eds.) 2014. *Organic Farming, Prototype for Sustainable Agricultures*. The Netherlands. Springer. Dordrecht.
- Bengtsson, J., Ahnstrom, J., Weibull, A. C. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta - analysis. *J. Appl. Ecol.* 42. 261 – 269.
- Bergheim, A., Drengstig, A., Ulgenes, Y., Fivelstad, S. 2009. Production of Atlantic salmon smolts in Europe — current characteristics and future trends. *Aquac. Eng.* 41. 46 – 52.
- Bergleiter, S. 2008. Organic aquaculture. In: Willer, Helga, Minou Youssefi-Menzler and Neil Sorensen (Eds.) (2008) *The World of Organic Agriculture. Statistics and Emerging*

- Trends 2008 International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM). Bonn. Research Institute of Organic Agriculture (FiBL). Frick. p. 83 – 87. ISBN: 9783934055995.
- Braithwaite, V. A., Huntingford, F. A. 2004. Fish and welfare: do fish have the capacity for pain perception and suffering? *Animal welfare*. 13 (1). 87-92.
- Broom, D. M., Fraser, A. F. 2015. *Domestic Animal Behaviour and Welfare*. Wallingford ISBN: 9781845932879
- Buck, D., Getz, C., Guthman, J. 1997. From farm to table: the organic vegetable commodity chain of Northern California. *Soc. Ruralis* 37. 3 – 20.
- Burnell, G., Allan, G. 2009. *New technologies in aquaculture*. Woodhead Publishing Limited. p. 1191. ISBN: 9781845693848.
- Casamitjana, J., 2004. *Aquatic Zoos, A Critical Study of UK Public Aquaria in the Year 2004. The Captive Animals' Protection Society*.
- CERTCOST. 2012. *Organic Rules and Certification. Project CERTCOST Economic analysis of certification systems for organic food and farming EC-7FP (<http://www.certcost.org/>). Organic Food. Consumers' Choices and Farmers' Opportunities*. In: Canavari, M., Olson, K. D. (Eds.). Springer. New York. USA.
- Colson, V., Sadoul, B., Valotaire, C., Prunet, P., Gaumé, M., Labbé, L. 2015. Welfare assessment of rainbow trout reared in a Recirculating Aquaculture System: Comparison with a Flow-Through System. *Aquaculture*. 436. 151 – 159.
- Conte, F. S. 2004. Stress and the welfare of cultured fish. *Appl. Anim. Behav. Sci.* 86. 205 – 223.
- Conway, G. 2012. *One Billion Hungry: Can We Feed the World?* Cornell University Press. Ithaca. USA.
- Costanigro, M., Deselnicu, O., McFadden, D. T. 2016. Product Differentiation via Corporate Social Responsibility: Consumer Priorities and the Mediating Role of Food Labels. *Agric. Human Values*. 33. 597 – 609.
- Crowder, D. W., Reganold, J. P. 2015. Financial competitiveness of organic agriculture on a global scale. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112. 7611 – 7616.
- Dahm, M. J., Samonte, A. V., Shows, A. R. 2009. Organic foods: do eco-friendly attitudes predict eco-friendly behaviors? *J. Am. Coll. Health*. 58. 195 – 202.

- Davidson, J., Good, C., Welsh, C., Brazil, B., Summerfelt, S. 2009. Heavy metal and waste metabolite accumulation and their potential effect on rainbow trout performance in a replicated water reuse system operated at low or high system flushing rates. *Aquacult. Eng.* 41. 136 – 145.
- Davies, A., Titterton, A. J., Cochrane, C. 1995. Who buys organic food?: a profile of the purchasers of organic food in Northern Ireland. *Br. Food J.* 97. 17 – 23.
- Dawkins, M. S. 1998. Evolution and animal welfare. *Q. Rev. Biol.* 73. 305 – 328.
- de Ponti, T., Rijk, B., van Ittersum, M. K. 2012. The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agric. Syst.* 108. 1 – 9.
- del Campo, L. M., Ibarra, P., Gutierrez, X., Takle, H. 2010. Utilization of Sludge From Recirculation Aquaculture Systems. *Nofima Marin. Ås.* p. 73. ISBN: 978872517556.
- Dimitri, C., Dettmann, R. L. 2012. Organic food consumers: what do we really know about them? *Br. Food J.* 114. 1157 – 1183.
- d'Orbcastel, E. R., Blancheton, J. P., Belaud, A. 2009a. Water quality and rainbow trout performance in a Danish Model Farm recirculating system: Comparison with a flow through system. *Aquac. Eng.* 40. 135 – 143.
- d'Orbcastel, E. R., Person-Le Ruyet, J., Le Bayon, N., Blancheton, J. P. 2009b. Comparative growth and welfare in rainbow trout reared in recirculating and flow through rearing systems. *Aquac. Eng.* 40. 79 – 86.
- Dunlop, R., Laming, P. 2005. Mechanoreceptive and nociceptive responses in the central nervous system of goldfish (*Carassius auratus*) and trout (*Oncorhynchus mykiss*). *J. Pain.* 6 (9). 561 – 568.
- Dvorský, J., Urban, J. 2014. Základy ekologického zemědělství. ÚKZÚZ. p. 109. ISBN: 9788074010989.
- ECDC (European Centre for Disease Prevention and Control), EFSA (European Food Safety Authority), EMA (European Medicines Agency). 2015. ECDC/EFSA/EMA first joint report on the integrated analysis of the consumption of antimicrobial agents and occurrence of antimicrobial resistance in bacteria from humans and food-producing animals. *EFSA J.* 13. (4006). 114.

- EU. 2007. Council Regulation (EC) No 834/2007 on organic production and labelling of organic products and repealing Regulation (EEC) No 2092/91. In: Union, E. (Ed.). L 189 / 1. Official Journal of the European Union.
- EU. 2009. Council Regulation (EC) No 710/2009 amending Regulation (EC) No 889/2008 laying down detailed rules for the implementation of Council Regulation (EC) No 834/2007, as regards laying down detailed rules on organic aquaculture animal and seaweed production. L 204 / 15. Official Journal of the European Union.
- EU. 2014a. Commission Regulation (EC) No 1235/2008 laying down detailed rules for implementation of Council Regulation (EC) No 834/2007 as regards the arrangements for imports of organic products from third countries. In: EU. (Ed.). L 334 / 25. Official Journal of the European Union.
- EU. 2014b. Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council on organic production and labelling of organic products, repealing Council Regulation (EC) No 834/2007. In: EC. (Ed.). COM (2014). 180 final. Brussels.
- FAO. 2016. The State of World Fisheries and Aquaculture. Food and Agricultural Organization. Rome.
- FiBL., IFOAM. 2013. The World of Organic Agriculture 2013 - Statistics and emerging trends. Research Institute of Organic Agriculture (FiBL) & International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM). Frick. Switzerland. ISBN: 9783944372006.
- Fromartz, S. 2007. Organic Inc: Natural Foods and How They Grew. Houghton Mifflin Harcourt. Orlando. Florida. ISBN: 0156032422
- Ghermandi, A., Fichtman, E. 2015. Cultural ecosystem services of multifunctional constructed treatment wetlands and waste stabilization ponds: time to enter the mainstream? Ecol. Eng. 84 (C). 615 – 623.
- Giampietro, M. 2004. Multi-Scale Integrated Analysis of Agroecosystems. CRC Press. Boca Raton. London. UK. ISBN: 9780849310676.
- Gil, J. M., Gracia, A., Sanchez, M. 2000. Market segmentation and willingness to pay for organic products in Spain. Int. Food Agribusiness Manage. 3. 207 – 226.
- Gilmour, K. M., DiBattista, J. D., Thomas, J. B. 2005. Physiological Causes and Consequences of Social Status in Salmonid Fish. Integrative and Comparative Biology. 45 (2). 263 – 273.
- Goklany, I. M. 2002. The ins and outs of organic farming. Science. 298. 1889.

- Gomez - Laplaza, L. M. 2009 recent social environment affects colour assortative shealing in juvenile angelfish (*Pterophyllum sealare*). *Behav. Processes*. 82. 39 - 44.
- Gomiero, T. 2013. Alternative land management strategies and their impact on soil conservation. *Agriculture*. 3. 464 – 483.
- Gomiero, T. 2015a. Chapter 3. In: Robinson, G., Schmallegger, D. (Eds.). *Effects of Agricultural Activities on Biodiversity and Ecosystems: Organic Vs. Conventional Farming*. Edward Elgar Handbook. p. 77 – 105. ISBN: 9780857939821.
- Gomiero, T. 2017. Agriculture and degrowth: state of the art and assessment of organic and biotech-based agriculture from a degrowth perspective. *J. Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.237>. (in press).
- Gomiero, T., Pimentel, D., Paoletti, M. G. 2011a. Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. *Crit. Rev. Plant Sci*. 30. 95 – 124.
- Gomiero, T., Pimentel, D., Paoletti, M. G. 2011b. Is there a need for a more sustainable agriculture? *Crit. Rev. Plant Sci*. 30. 6 – 23.
- Goodman, D. 2000. Organic and conventional agriculture: materializing discourse and agro-ecological managerialism. *Agric. Human Values*. 17. 215 – 219.
- Guthman, J. 2004. *Agrarian Dreams: The Paradox of Organic Farming in California*. Univ of California Pr. ISBN: 0520240952.
- Heckman, J. 2006. A history of organic farming: transitions from sir Albert Howard's war in the soil to USDA national organic program. *Renew. Agric. Food Syst*. 21. 143 – 150.
- Hoglund, E., Balm, P. H. M., Winberg, S. 2002. Behavioural and neuroendocrine effects of environmental background colour and social interaction in Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *J. Exp. Biol*. 205. 2535 – 2543.
- Honkanen, P., Verplanken, B., Olsen, S. O. 2006. Ethical values and motives driving organic food choice. *J. Consumer Behav*. 5. 420 – 430.
- Howard, A. 1940. *An Agricultural Testament*. Oxford University Press, New York. ISBN: 087857722X.
- Hughner, R. S., McDonagh, P., Prothero, A., Shultz II, C. J., Stanton, J. 2007. Who are organic food consumers? A compilation and review of why people purchase organic food. *J. Consum. Behav*. 6. 94 – 110.



- Hutchins, R., Greenhalgh, L. 1995. Organic confusion: sustaining competitive advantage. *Nutr. Food Sci.* 95. 11 – 14.
- Chandoo, K. P., Cooke, S. J., McKinley, R. S., Moccia, R. D. 2005. Use of electromyogram telemetry to assess the behavioural and energetic responses of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum) to transportation stress. *Aquacult. Res.* 36. 1226 – 1238.
- Chang, H. S., Zepeda, L. 2005. Consumer perceptions and demand for organic food in Australia: focus group discussions. *Renew. Agric. Food Syst.* 20. 155 – 167.
- IFOAM. 2006. The IFOAM norms for organic production and processing. International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM). Germany. ISBN: 3934055583.
- Iversen, M., Finstad, B., McKinley, R. S., Eliassen, R. A., Carlsen, K. T., Evjen, T. 2005. Stress responses in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts during commercial well boat transports, and effects on survival after transfer to sea. *Aquaculture.* 243. 373 – 382.
- Jorgensen, E. H., Christiansen, J. S., Jobling, M. 1993. Effects of stocking density on food intake, growth performance and oxygen consumption in Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Aquaculture.* 110. 191 – 204.
- Kahl, J., Baars, T., Bügel, S., Busscher, N., Huber, M., Kusche, D., Rembiałkowska, E., Schmid, O., Seidel, K., Taupier-Letage, B., Velimirov, A., Załęcka, A. 2012. Organic food quality: a framework for concept, definition and evaluation from the European perspective. *J. Sci. Food Agric.* 92. 2760 – 2765.
- Kirchmann, H., Bergström, L. 2001. Do organic farming practices reduce nitrate leaching? *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 32. 997 – 1028.
- Kittelsen, A., Rosten, T., Ulgenes, Y., Selvik, J., Alne, H. 2006. Available fresh water sources for future production of smolts of Atlantic salmon and trout. *AKVAFORSK.* p. 123.
- Kolarevic, J., Baeverfjord, G., Takle, H., Ytteborg, E., Reiten, B. K. M. Nergård, S., Terjesen, B. F. 2014. Performance and welfare of Atlantic salmon smolt reared in recirculating or flow through. *Aquaculture.* 432. 15 – 25.
- Könemann, E. 1939. *Biologische Bodenkultur Und Düngewirtschaft.* Siebeneicher. Feldafing.
- Kristensen, T., Åtland, Å., Rosten, T., Urke, H., Rosseland, B. O. 2009. Important influentwater quality parameters at freshwater production sites in two salmon producing countries. *Aquac. Eng.* 41. 53 – 59.

- Kristiansen, T. S., Ferno, A., Holm, J. C., Privitera, L., Bakke, S., Fosseidengen, J. E. 2004. Swimming behaviour as an indicator of low growth rate and impaired welfare in Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus* L.) reared at three stocking densities. *Aquaculture*. 230. 137 – 151.
- Læssøe, J., Kruse Ljungdalh, A., Alrøe, H. F., Noe, E., Christensen, T., Dubgaard, A., Bøye Olsen, S., Kærgård, N., Kastberg, P. 2014. Three perspectives on motivation and multicriteria assessment of organic food systems. *Ecol. Soc.* 19 (3). 7.
- Lang, T., Barling, D., Caraher, M. 2009. *Food Policy: Integrating Health, Environment and Society*. Earthscan London. UK. ISBN: 019856788X.
- Liberman, Z., Woodward, A. L., Sullivan, K. R., Kinzler, K. D. 2016. Early emerging system for reasoning about the social nature of food. *PNAS*. 113. 9480 – 9485.
- Liu, Y. Y., Wang, Y., Walsh, T. R., Yi, L. X., Zhang, R., Spencer, J., Doi, Y., Tian, G., Dong, B., Huang, X., Yu, L. F., Gu, D., Ren, H., Chen, X., Lv, L., He, D., Zhou, H., Liang, Z., Liu, J. H., Shen, J. 2016. Emergence of plasmid-mediated colistin resistance mechanism MCR-1 in animals and human beings in China: a microbiological and molecular biological study. *Lancet Infect. Dis.* 16. 161 – 168.
- Lorenz, K., Lal, R. 2016. Environmental impact of organic agriculture. *Advances in Agronomy*. 139. 99 – 152.
- Lu, C., Toepel, K., Irish, R., Fenske, R. A., Barr, D. B., Bravo, R. 2006. Organic diets significantly lower children's dietary exposure to organophosphorus pesticides. *Environ. Health Perspectives*. 114. 260 – 263.
- Lusk, J. L., Briggeman, B. C. 2009. Food values. *Am. J. Agric. Econ.* 91. 184 – 196.
- Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., Niggli, U. 2002. The Ins and Outs of Organic Farming. *Science*. 298. 1889 – 1890.
- Magkos, F., Arvaniti, F., Zampelas, A. 2006. Organic food: buying more safety or just peace of mind? A critical review of the literature. *Food Sci. Nutr.* 46. 23 – 56.
- Martins, C. I. M., Eding, E. H., Verdegem, M. C. J., Heinsbroek, L. T. N., Schneider, O., Blancheton, J. P., d'Orbcastel, E. R., Verreth, J. A. J. 2010. New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: a perspective on environmental sustainability. *Aquac. Eng.* 43. 83 – 93.

- Mason, G. J. 1991. Stereotypes and suffering. *Behav. Process.* 25. 103 – 115.
- McCarty, M. F. 2014. Are organically grown foods safer and more healthful than conventionally grown foods? *Br. J. Nutr.* 112. 1589 – 1591.
- McMichael, P. 2000. The power of food. *Agric. Hum. Values.* 17. 21 – 33.
- Merchie, G., Lavens, P., Verreth, J., Ollevier, F., Nelis, H., DeLeenheer, A., Storch, V., Sorgeloos, P. 1997. The effect of supplemental ascorbic acid in enriched live food for *Clarias gariepinus* larvae at startfeeding. *Aquaculture.* 151. 245 – 258.
- Merighe, G. K. F., Pereira – da - Silva, E. M., Negrao, J. A., Ribeiro, S. 2004. Effect of background color on the social stress of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Rev. Braz. Zootecn.* 33. 828 – 837.
- Mosier, S. L., Thilmany, D. 2016. Diffusion of food policy in the US: the case of organic certification. *Food Policy.* 61. 80 – 91.
- Ninomiya, Y., Suzuki, K., Ishii, Ch., Inoue H. 2004. Highly efficient gene replacements in *Neurospora* strains deficient for nonhomologous end-joining. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* 101 (33). 12248 - 12253.
- Noble, C., Jones, H. A., Damsgard, B., Flood, M. J., Midling, K. O., Roque, A., Saether, B. S., Cottee, S. Y. 2012. Injuries and deformities in fish: their potential impacts upon aquacultural production and welfare. *Fish Physiol. Biochem.* 38. 61 – 83.
- O’Doherty Jensen, K., Denver, S., Zanolis, R. 2011. Actual and potential development of consumer demand on the organic food market in Europe. *J. Life Sci.* 58. 79 – 84.
- Oltersdorf, U. 1983. Der Markt fuer “gesunde Nahrungsmittel” in der Bundesrepublik Deutschland. *AID Verbraucherdienst.* 28. 223 – 231.
- Oppedal, F., Juell, J. E., Taranger, G. L., Hansen, T. 2001. Artificial light and season affects vertical distribution and swimming behaviour of post-smolt Atlantic salmon in sea cages. *J. Fish Biol.* 58. 1570 – 1584.
- Padel, S., Röcklinsberg, H., Schmid, O. 2009. The implementation of organic principles and values in the European Regulation for organic food. *Food Policy.* 34. 245 – 251.
- Person - Le Ruyet, J., Le Bayon, N., Gros, S. 2007. How to assess fin damage in rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*? *Aquat. Living Resour.* 20. 191 – 195.

- Pimentel, D., Hepperly, P., Hanson, J., Doubs, D., Seidel, R. 2005. Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. *Bioscience*. 55. 573 – 582.
- Ponisio, L. C., Elrich, P. R. 2016. Diversification, yield and a new agricultural revolution. *Sustainability*. 8. 1118.
- Ponisio, L. C., M’Gonigle, L. K., Mace, K. C., Palomino, J., de Valpine, P., Kremen, C. 2015. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Soc. Biology*. 282. 141396.
- Pottinger, T. G., Pickering, A. D., Hurley, M. A. 1992. Consistency in the stress response of individuals of 2 strains of rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture* 103, 275–289.
- Reganold, J. P. 2012. The fruits of organic farming. *Nature*. 485. 176.
- Reganold, J. P. Wachter, J. M. 2016. Organic agriculture in the twenty-first century. *Nat. Plants*. 1. 1 – 8.
- Reilly, K., Cullen, E., Lola - Luz, T., Stone, D., Valverde, J., Gaffney, M., Brunton, N., Grant, J., Griffiths, B. S. 2013. Effect of organic, conventional and mixed cultivation practices on soil microbial community structure and nematode abundance in a cultivated onion crop. *J. Sci. Food Agric*. 93. 3700 – 3709.
- Reilly, T., Morris, T., Whyte, G. 2009. The specificity of training prescription and physiological assessment: a review. *J. Sports Sci*. 27 (6). 575 – 589.
- Rigby, D., Cáceres, D. M. 2001. Organic farming and the sustainability of agricultural systems. *Agric. Syst*. 68. 21 – 40.
- Rosegrant, M. W., Ringler, C., Zhu, T. 2009. Water for agriculture: maintaining food security under growing scarcity. *Environ. Resources*. 34. 205 – 222.
- Ruiz de Maya, S., López - López, I., Munuera, J. L. 2011. Organic food consumption in Europe: international segmentation based on value system differences. *Ecol. Econ*. 70. 1767 – 1775.
- Rushbrook, B. J., Barber, I. 2008a. A comparison of nest building by three-spined sticklebacks *Gasterosteus aculeatus* from still and flowing waters. *J Fish Biol*. 73. 746 - 752.

- Rushbrook, B. J., Barber, N. J. D. 2008b. Repeatability in nest construction by male three-spined sticklebacks. *Animal Behav.* 75. 547 - 553.
- Sanchez - Vazquez, F. J., Azzaydi, M., Martinez, F. J., Zamora, S., Madrid, J. A. 1998. Annual rhythms of demand - feeding activity in sea bass: evidence of a seasonal phase inversion of the diel feeding pattern. *Chronobiol. Int.* 15. 607 – 622.
- Segner, H., Sundh, H., Buchmann, K., Douxfils, J., Sundell, K. S., Mathieu, C., Ruane, N., Jutfelt, F., Toften, H., Vaughan, L. 2012. Health of farmed fish: its relation to fish welfare and its utility as welfare indicator. *Fish Physiol. Biochem.* 38. 85 – 105.
- Sessa, A. K., White, R., Houvras, Y., Burke, C., Pugach, E., Baker, B., Gilbert, R., Look, A. T., Zon, L. I. 2008. The effect of a depth gradient on the mating behavior, oviposition site preference, and embryo production in the zebrafish, *Danio rerio*. *Zebrafish.* 5 (4). 335 - 339.
- Seufert, V., Ramankutty, N., Foley, J. A. 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature.* 485. 229 – 232.
- Schleenbecker, R., Hamm, U., 2013. Consumers' perception of organic product characteristics. A review. *Appetite* 71, 420–429.
- Sirieix, L., Kledal, P. R., Sulitang, T. 2011. Organic food consumers' trade-offs between local or imported, conventional or organic products: a qualitative study in Shanghai. *Int. J. Consumer Stud.* 35. 670 – 678.
- Slavík, O., Horký, P., Maciak, M. 2015. Ostracism of an Albino Individual by a Group of Pigmented Catfish. *PLoS ONE.* 10 (5). 0128279.
- Sloman, K. A., Motherwell, G., O'Connor, K. I., Taylor, A. C. 2000. The effect of social stress on the standard metabolic rate (SMR) of brown trout, *Salmo trutta*. *Fish Physiol. Biochem.* 23. 49 – 53.
- Smil, V. 2000. *Feeding the World: A Challenge for the Twenty-first Century.* The MIT Press. Cambridge. ISBN: 9780262194327.
- Smith - Spangler, C., Brandeau, M. L., Hunter, G. E., Bavinger, J. C., Pearson, M., Eschbach, P. J., Sundaram, V., Liu, H., Schirmer, P., Stave, C., Olkin, I., Bravata, D. M. 2012. Are organic foods safer or healthier than conventional alternatives? A systematic review. *Ann. Intern. Med.* 157. 348 – 366.

- Sneddon, L. 2011. Pain perception in fish. *Journal of Consciousness Studies*. 18 (9-10). 209 - 229.
- Sneddon, L. U. 2003. The evidence for pain in fish: The use of morphine as an analgesic. *Applied Animal Behaviour Science*. 83. 153 – 162.
- Sneddon, L. U. 2006. Ethics and welfare: Pain perception in fish. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists*. 26. 7 – 11.
- Sneddon, L. U. 2009. Pain perception in fish: Indicators and endpoints. *ILAR Journal*. 50. 338 – 342.
- Sneddon, M. W., Faeder, J. R., Emonet, T. 2011. Efficient modeling, simulation and coarse-graining of biological complexity with Nfsim. *Nat Methods*. 8 (2).177 - 183.
- Stolz, M., Stolze, M., Hamm, U., Janssen, M., Ruto, M. 2011. Consumer attitudes towards organic versus conventional food with specific quality attributes. *Wageningen Journal of Life Sciences*. 58. 67 – 72.
- Subasinghe, R. P., Arthur, J. R., Bartley, D. M., De Silva, S. S., Halwart, M., Hishamunda, N., Mohan, C. V., Sorgeloos, P. 2012. *Farming the Waters for People and Food*. FAO/NACA. p. 896. ISBN: 9789251072332.
- Summerfelt, S. T., Sharrer, M., Gearheart, M., Gillette, K., Vinci, B. J. 2009a. Evaluation of partial water reuse systems used for Atlantic salmon smolt production at the White River National Fish Hatchery. *Aquac. Eng.* 41. 78 – 84.
- Summerfelt, S., Bergheim, A., Colt, J. 2009b. Preface. *Aquacult. Eng.* 41. 45.
- Thünken, T., Waltschyk, N., Bakker, T., Kullmann, H. 2009. Olfactory self-recognition in a cichlid fish. *Animal cognition*. 12. 717 - 724.
- Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R., Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*. 418. 671 – 677.
- Tonitto, C., David, M. B., Drinkwater, L. E. 2006. Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: a meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agric. Ecosyst. Environ.* 112. 58 – 72.
- Tort, L., Puigcerver, M., Crespo, S., Padros, F. 2002. Cortisol and haematological response in sea bream and trout subjected to the anaesthetics clove oil and 2-phenoxyethanol. *Aquacult. Res.* 33. 907 – 910.
- Trewavas, A. 2001. Urban myths of organic farming. *Nature*. 410. 409 – 410.

- Trewavas, A. 2004. A critical assessment of organic farming-and-food assertions with particular respect to the UK and the potential environmental benefits of no-till agriculture. *Crop Prot.* 23. 757 – 781.
- Tuomisto, H. L., Hodge, I. D., Riordan, P., Macdonald, D. W. 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? A meta-analysis of European research. *J. Environ. Manage.* 112. 309 – 320.
- USDA. 2013. National Organic Program. In: USDA. (Ed.). Title 7. Subtitle B. Chapter I. Subchapter M. Part 205. Electronic Code of Federal Regulations.
- USDA. 2016. National organic program; organic livestock and poultry practices. In: Federal Register. vol. 81. No. 71. p. 21956 – 22009.
- Vos, T. 2000. Visions of the middle landscape: organic farming and the politics of nature. *Agric. Human Values.* 17. 245 – 256.
- Wezel, A., Casagrande, M., Celette, F., Vian, J. F., Ferrer, A., Peigné, J. 2014. Agroecological practices for sustainable agriculture: a review. *Agron. Sustainable Dev.* 34. 1 – 20.
- Willer, H., Lernoud, J. 2015. The World of Organic Agriculture - Statistics and Emerging Trends 2015. FiBL & IFOAM Frick. Switzerland. ISBN: 9783037360415.
- Xiao, B., Han, Y., Liu, X. Liu, J. 2014. Relationship of methane and electricity production in two-chamber microbial fuel cell using sewage sludge as substrate. *International Journal of Hydrogen Energy.* 39 (29). 16419 – 16425.
- Yiridoe, E. K., Bonti - Ankomah, S., Martin, R. C. 2005. Comparison of consumer perceptions and preference toward organic versus conventionally produced foods: a review and update of the literature. *Renew. Agric. Food Syst.* 20. 193 – 205.
- Zander, K., Hamm, U. 2010. Consumer preferences for additional ethical attributes of organic food. *Food Qual. Prefer.* 21. 495 – 503.
- Zanoli, R., Naspetti, S. 2002. Consumer motivations in the purchase of organic food: a means-end approach. *Br. Food J.* 104. 643 – 653.
- Zhu, Y., Chen, H., Fan, J., Wang, Y., Li, Y., Chen, J. 2000. Genetic diversity and disease control in rice. *Nature.* 406. 718 – 722.

### **Internetové zdroje**

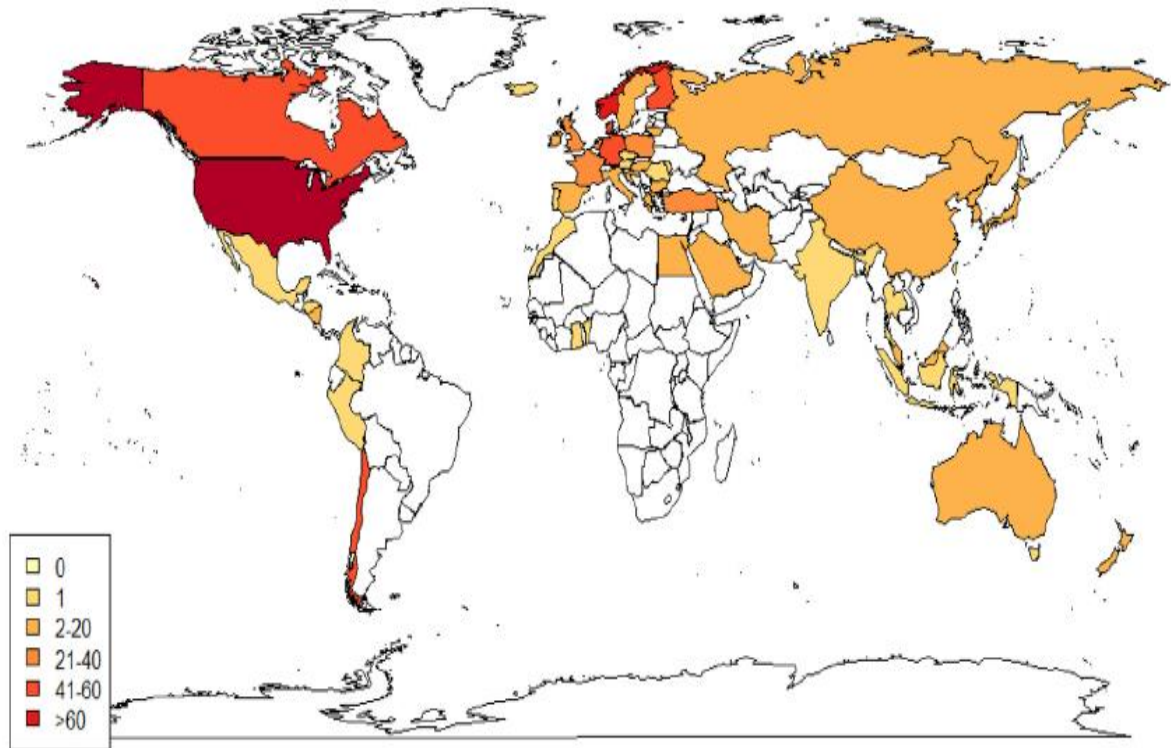
- Carlson, A., Jaenicke, E. 2016. Changes in retail organic price premiums from 2004 to 2010. United States Department of Agriculture. Economic Research Report Number 209.

- Available online: [https://www.ers.usda.gov/webdocs/publications/err209/59472\\_err209.pdf](https://www.ers.usda.gov/webdocs/publications/err209/59472_err209.pdf).
- Codex Alimentarius. 2007. Organically Produced Foods. WHO/FAO. Rome. Italy. Available online: <http://www.fao.org/docrep/010/a1385e/a1385e00.HTM>
- EC (European Commission). 2014. The Rapid Growth of EU Organic Farming. Key Facts and Figures. EU Agricultural Markets Briefs. European Commission. DG Agriculture and Rural Development. Unit Agricultural modelling and outlook. Brussels. (Available online:). [http://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/markets-and-prices/market-briefs/pdf/03\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/markets-and-prices/market-briefs/pdf/03_en.pdf).
- EC (European Commission). 2016. Organic Certification. European Commission. DG Agriculture and Rural Development. Unit Agricultural modelling and outlook. Brussels. (Available online:). [http://ec.europa.eu/agriculture/organic/organicfarming/what-is-organic-farming/organic-certification\\_en](http://ec.europa.eu/agriculture/organic/organicfarming/what-is-organic-farming/organic-certification_en).
- EC (European Commission). 2017. Facts and Figures on Organic Agriculture in the European Union. European Commission. DG Agriculture and Rural Development. Unit Economic Analysis of EU. Brussels. (Available online:). [https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/rural-area-economics/briefs/pdf/014\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/rural-area-economics/briefs/pdf/014_en.pdf).
- IFOAM (International Foundation for Organic Agriculture). 2016. The World of Organic Agriculture 2016. Research Institute of Organic Agriculture (FiBL) and IFOAM – Organics International. (Available online:). <http://www.organic-world.net/yearbook/yearbook-2016.html>.
- IFOAM. 2017a. IFOAM Standard. (Available online:). <http://www.ifoam.bio/en/ifoam-standard>.
- IFOAM. 2017b. Principles of Organic Agriculture. (Available online:). <http://www.ifoam.bio/en/organiclandmarks/principles-organic-agriculture>.
- Mie, A., Kesse - Guyot, E., Kahl, J., Rembiałkowska, E., Raun Andersen, H., Grandjean, P., Gunnarsson, S. 2016. Human Health Implications of Organic Food and Organic Agriculture. European Parliament Research Service. Brussels. (Available online:). [http://www.europarl.europa.eu/thinktank/en/document.html?reference=EPRS\\_STU\(2016\)581922](http://www.europarl.europa.eu/thinktank/en/document.html?reference=EPRS_STU(2016)581922).

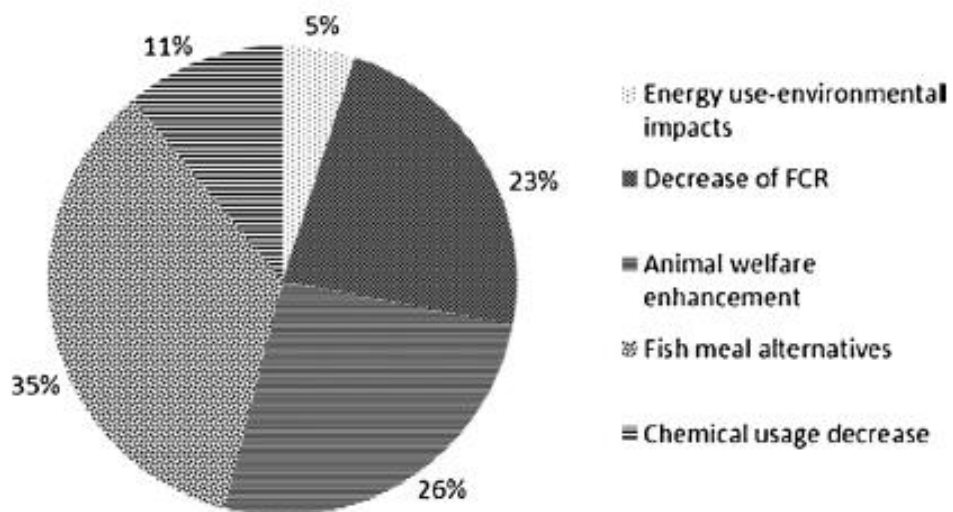


## 6. Přílohy

Obrázek 1: Počet RAS systémů v jednotlivých státech (Badiola, 2017).



Obrázek 2: Graf průzkumu názorů na hlavní problémy akvakultury (Badiola, 2018).



Obrázek 4: Porovnání spotřeby energie různých RAS (Badiola, 2018).

Species	Country	Production volume (Tn)	Harvest weight (kg)
Turbot	Brittany (France)	70	1.2
Artic char	Nova Scotia	46.2	1.5
Turbot	Galicia (Spain)	3500	1.0
Atlantic salmon smolts	Pacific Northwest (USA)	192	–
Trout (FCR 0.8)	France	478	–
Trout (FCR 1.1)	France	478	–
Rainbow trout	Denmark	1	–
Rainbow trout	Iran	1000	–
Atlantic salmon	USA	3300	–
Florida Pompano <sup>c</sup>	Florida (USA)	0.43	0.6
Atlantic cod	Basque region (Spain)	–	1.0
Sea bass	Tunisia	2500	0.4
Sea bass	Tunisia	2500	0.4
Atlantic salmon smolts <sup>f</sup>	USA	11,246	137.0
Rainbow trout <sup>g</sup>	USA	2.505	103.0

Energy source	Energy consumption (kWh/kg fish)	Reference
Fossil fuels	81.48 <sup>a</sup>	Aubin et al. (2009)
Fossil fuels (77% coal)	22.60	Ayer and Tyedmers (2009)
Fossil fuels	20.03 <sup>b</sup>	Iribarren et al. (2012)
Fossil fuels (98% natural gas)	80.64	Colt et al. (2008)
86.6% nuclear energy	16.14	Orbcastel et al. (2009a,b);
86.6% nuclear energy	17.70	Orbcastel et al. (2009a,b);
Fossil fuels	19.60	Samuel-Fitwi et al. (2012)
Fossil fuels (80% natural gas)	8.10	Dekamin et al. (2015)
90% hydropower 10% coal power	5.40	Liu et al. (2016)
–	40.30	Pfeiffer and Riche (2011)
Fossil fuels	29.43	Badiola et al. (2016)
Fossil fuels	49.16 <sup>d</sup>	Jerbi et al. (2012)
Fossil fuels	78.40 <sup>e</sup>	Jerbi et al. (2012)
–	19.00–26.00	Summerfelt et al. (2009a,b)
–	2.90	Summerfelt et al. (2004)







Obrázek 3: Porovnání různých zdrojů energie z hlediska ceny a emisí (Badiola, 2018).

		US cents/kWh	Reference	kg CO2 eq /kWh	Reference
Fossil fuel	Canada	0.07	The Statistic Portal 2015	1.248	Ayer and Tyedmers 2009
	Spain	0.11	The Statistic Portal 2015	0.372	IDEA 2014
	Denmark	0.07	The Statistic Portal 2015	0.176	Ecoinvent
Geothermal	Canada	0.05	Fridleisson 2001	0.01	Barbier 1997
	Spain	0.05	Fridleisson 2001	0.01	Barbier 1997
	Denmark	0.05	Fridleisson 2001	0.01	Barbier 1997
Wind Power	Canada	0.07	Fridleisson 2001	0.0092	Warner and Heath 2012; Whitaker et al 2012; Thomson and Hansen 2015
	Spain	0.07	Fridleisson 2001	0.0092	Warner and Heath 2012; Whitaker et al 2012; Thomson and Hansen 2016
	Denmark	0.07	Fridleisson 2001	0.0092	Warner and Heath 2012; Whitaker et al 2012; Thomson and Hansen 2017
Hydropower	Canada	0.08	IRENA. 2012	0.02	Raadal et al 2011
	Spain	0.09	IRENA. 2012	0.03	Raadal et al 2011
	Denmark	0.09	IRENA. 2012	0.04	Raadal et al 2011

Obrázek 5: Porovnání různých recirkulačních a průtočných systémů (Colt et al., 2008).

Parameter	Ranking		
	Best	Second best	Worst
Water use	RU	PR-T	FT-P
Feed use	Little difference among systems		
Direct energy use	PR	RU	FT-P
Indirect energy use	FT-G	PR	FT-P
Total energy use	FT-G	PR	FT-P
Electrical/fuel energy use	FT-G	PR	PR-T
Land area	RU	PR	PR-T
Solids discharged	RU	PR-T	FT-G
Total nitrogen discharged	RU	PR-T	FT-P
Total phosphorus discharged	RU	PR-T	FT-P
Total greenhouse gases	FT-G	PR	PR-T
Energy efficiency	FT-G	RU	FT-P

<sup>a</sup> Key to systems

	FT-G	Flow-through with a gravity water supply
	FT-P	Flow-through with a pumped water supply
	PO	Flow-through with pure oxygen
	PR	Partial reuse system
	PR-T	Partial reuse with heating
	RU	Reuse system

## 7. Seznam příloh

Obrázek 1: Počet RAS systémů v jednotlivých státech (Badiola, 2017).....	35
Obrázek 2: Graf průzkumu názorů na hlavní problémy akvakultury (Badiola, 2018). ....	35
Obrázek 3: Porovnání různých zdrojů energie z hlediska ceny a emisí (Badiola, 2018). ....	36
Obrázek 4: Porovnání spotřeby energie různých RAS (Badiola, 2018). ....	36
Obrázek 5: Porovnání různých recirkulačních a průtočných systémů (Colt et al., 2008). ....	37