

اثر غلظت‌های مختلف سدیم آب محیط تفریح تخم بر میزان دفع آمونیاک از جنین ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان در یک سازگان مدار بسته

مهرداد سرخیل^۱، غلامرضا رفیعی^۲، باقر مجازی امیری^۳ و مهرداد فرهنگی^۴

^۱ دانش‌آموخته کارشناسی‌ارشد رشته مهندسی منابع طبیعی - شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران،
^۲ استادیار دانشکده منابع طبیعی - دانشگاه تهران،
^۳ دانشیار دانشکده منابع طبیعی - دانشگاه تهران،
^۴ استادیار دانشکده منابع طبیعی - دانشگاه تهران

چکیده

در این تحقیق جهت بررسی ارتباط بین غلظت سدیم آب و میزان دفع آمونیاک از جنین ماهی، در قالب یک طرح کاملاً تصادفی، اثرات چهار غلظت مختلف سدیم (۲، ۱۴، ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر) آب محیط تفریح تخم، بر میزان دفع آمونیاک از جنین ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان در یک سازگان مدار بسته مورد بررسی قرار گرفت. برای انکوباسیون تخم‌ها از ۱۲ واحد آزمایشی (سازگان مدار بسته) با ظرفیت ۴۵ لیتر استفاده شد. غلظت‌های مختلف عناصر معدنی (۹ عنصر) با اضافه کردن نمک‌های معدنی آنالیتیک (Merck) به آب مقطر تهیه گردید. در هر یک از تراف‌های واحدهای آزمایشی، ۲۲/۵ گرم تخم تازه لقاح یافته ریخته شد. دمای آب در طول مدت آزمایش در بین تیمارها بین ۱۰-۷/۵ درجه سانتی‌گراد متغیر بود. مقدار آمونیاک آب در طول دوره انکوباسیون تخم‌ها هر هفته و مقدار سدیم و نیتروژن کل تخم در شروع و انتهای آزمایش اندازه‌گیری شد. تغییرات میانگین مقدار آمونیاک آب در تیمارهای مختلف در روز سی و یکم بعد از لقاح (تفریح تخم) معنی‌دار بود، به طوری که بیشترین مقدار آمونیاک آب در تیمار سدیم ۲ میلی‌گرم در لیتر و کمترین مقدار در تیمارهای ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر مشاهده شد. اختلاف معنی‌داری در میانگین نیتروژن کل تخم در شروع آزمایش (تخم تازه لقاح یافته) و تیمارهای مختلف سدیم در انتهای آزمایش (مرحله تفریح تخم) مشاهده نگردید. میانگین میزان سدیم تخم در شروع آزمایش و تیمارهای مختلف سدیم در انتهای آزمایش دارای اختلاف معنی‌داری بود. بیشترین و کمترین میزان سدیم تخم در مرحله تفریح به ترتیب در تیمارهای سدیم ۱۰۰ و ۲ میلی‌گرم در لیتر مشاهده گردید. نتایج این پژوهش نشان داد که با افزایش مقدار سدیم آب و جذب بیشتر سدیم توسط تخم از محیط آب مقدار دفع آمونیاک از جنین ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان افزایش نمی‌یابد و دفع آمونیاک توسط جنین مستقل از مقدار غلظت سدیم آب محیط تفریح تخم صورت می‌گیرد.

واژه‌های کلیدی: جنین قزل‌آلای رنگین‌کمان، سازگان مدار بسته، سدیم آب، دفع آمونیاک

مقدمه

در جنین قزل‌آلا آمونیاک قبل از تفریح تخم دفع می‌گردد (۱۳).

در ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بالغ، دفع آمونیاک تحت تاثیر pH آب می‌باشد (۱۶). یک لایه اسیدی در مجاور آبشش‌های ماهیان وجود دارد که از طریق دفع دی‌اکسیدکربن (CO₂) و یون هیدروژن (H⁺) ایجاد می‌شود (۶). وجود این لایه اسیدی در اطراف جنین آزاد،

مواد مغذی اولیه در جنین ماهیان استخوانی تخم‌گذار پروتئین زرده می‌باشد (۵) و در نتیجه مواد زائد نیتروژنی مانند آمونیاک، اوره و اسید اوریک باید در طول دوره تکامل جنین ذخیره و یا دفع شوند (۱۰). آمونیاک و اوره به‌طور مداوم در طول تکامل جنین تجمع می‌یابند اما فقط

ماهیان نیز مورد تأیید قرار گرفته است (۱۱). در تخم ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان، آمونیاک غیر یونیزه (NH_3) دفع شده از لایه کوریون به داخل لایه اسیدی با یون H^+ ترکیب شده و آمونیاک یونیزه (NH_4^+) را تشکیل می‌دهد (۱۰). این لایه اسیدی از طریق افزایش شیب انتشار آمونیاک از خون به آب، دفع آمونیاک از طریق آبشش‌های ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان را تسهیل می‌کند (۱۵). کاهش مقدار آمونیاک آب در مقایسه با مقدار آمونیاک زرده و فضای پری ویتلین باعث دفع آمونیاک به محیط آب می‌شود. حذف لایه اسیدی اطراف کوریون تخم ماهی با اضافه کردن بافرهای قوی به محیط آب، فشار جزء آمونیاک از فضای پری ویتلین به لایه اسیدی را کاسته که منجر به کاهش دفع آمونیاک می‌گردد (۱۰).

تبادل غیر فعال $\text{Na}^+/\text{H}^+(\text{NH}_4^+)$ جهت دفع آمونیاک در ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان بالغ پیشنهاد شده است (۱۲). اضافه کردن ماده آمیلورید (به‌عنوان مسدود کننده کانال سدیم) و خروج یون سدیم از محیط آب از طریق ممانعت از دفع اسید، موجب کاهش دفع آمونیاک کل می‌گردد (۴). نتایج مطالعه دیگری نشان داده است که دفع آمونیاک از آبشش‌های ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان مستقیماً به جذب یون سدیم از محیط آب مرتبط نمی‌باشد (۱۳). در مطالعه‌ای تخم‌های قزل‌آلای رنگین‌کمان در معرض آب با NaCl بالا قرار گرفتند و تحت این شرایط دفع آمونیاک به میزان دو برابر افزایش یافت، اما با خروج یون سدیم از آب، دفع آمونیاک چندان تحت تأثیر قرار نگرفت (۱۰). اگر تبادل کننده‌ای مانند $\text{Na}^+/\text{H}^+(\text{NH}_4^+)$ در دفع آمونیاک از جنین به محیط آب دخیل باشد، افزایش یا کاهش در مقدار یون سدیم آب بایستی منجر به تغییراتی در دفع آمونیاک شود.

مطالعات نشان داده است که در بسیاری از بافت‌های پوششی (اپیتلیوم)، پروتون (H^+ , NH_4^+) از طریق آنزیم V-H-ATPase دفع (۳) و یون سدیم از طریق کانال سدیم در غشاء راسی (Epithelium Na Channel) در اثر شیب

الکتروشیمیایی ایجاد شده به وسیله دفع پروتون از محیط آب جذب می‌گردد (۶). جذب فعال یون سدیم از آب شیرین در تخم آزادماهیان در مرحله چشم‌زدگی احتمالاً از طریق مکانیزم ذکر شده صورت می‌گیرد (۶). بنابراین در این مطالعه سعی گردید اثر چهار غلظت مختلف سدیم (۲، ۱۴، ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر) آب محیط تفریخ تخم بر دفع آمونیاک از جنین ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان در طول دوره انکوباسیون تخم مورد بررسی قرار گیرد.

مواد و روش‌ها

طرح آزمایش: این مطالعه در دی ماه سال ۱۳۸۶ در کارگاه تکثیر و پرورش ماهی دانشکده منابع طبیعی - دانشگاه تهران انجام گردید. در این مطالعه از چهار غلظت متفاوت سدیم در قالب چهار تیمار و سه تکرار در یک طرح کاملاً تصادفی استفاده شد. غلظت سدیم آب در تیمارهای ۱، ۲، ۳ و ۴ به ترتیب ۲، ۱۴، ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر بود.

تهیه محلول انکوباسیون تخم: به‌منظور تهیه محلول انکوباسیون (محیط تفریخ تخم) در تیمارهای مختلف، آب مقطر تهیه و در ابتدا مقدار عناصر معدنی کلسیم، سدیم، پتاسیم، منیزیم، فسفر، آهن، مس، روی و منگنز در آب مقطر با استفاده از دستگاه ICP مدل GBC Integra XL اندازه‌گیری شد. سپس با افزودن نمک‌های آنالیتیک (Merck) شامل NaCl ، CaCl_2 ، KCl ، ZnCl_2 ، $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ، $(\text{MgCO}_3)_4 \cdot \text{Mg}(\text{OH})_2 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ و $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ و $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$ به آب مقطر، تیمارها و غلظت مناسب مواد معدنی برای تفریخ تخم‌ها در سازگان مدار بسته فراهم شد (استاندارد سایر عناصر به جز تیمارها، بر اساس میانگین میزان عناصر معدنی در تعدادی از رودخانه‌های ایران ارائه شده توسط وزارت نیرو تعیین شد)، سپس غلظت عناصر در محلول‌های تهیه شده با استفاده از دستگاه ICP مدل GBC Integra XL اندازه‌گیری گردید (جدول ۱).

جدول ۱- غلظت عناصر معدنی در تیمارهای مختلف سدیم آب محیط تفریخ تخم ماهی قزل آلابی رنگین کمان (انحراف معیار \pm میانگین)

تیمارها	سدیم	کلسیم	پتاسیم	منیزیم	فسفر	آهن	مس	روی	منگنز
۱	۲/۰۳±۰/۰۶۵	۵۴/۵۵±۱/۱۹	۱/۹۴±۰/۰۵۲	۹/۱۱±۰/۰۲۲	۱/۴۵±۰/۰۱۵	۰/۰۵۵±۰/۰۰۰۸	۰/۰۳۴±۰/۰۰۰۶	۰/۰۲۶±۰/۰۰۰۲	۰/۰۱۴±۰/۰۰۰۳
۲	۱۴/۱۸±۰/۰۱۸	۵۴/۶۳±۰/۰۸۳	۱/۹۱±۰/۰۵۰	۹/۱۲±۰/۰۲۶	۱/۴۴±۰/۰۱۳	۰/۰۵۴±۰/۰۰۱	۰/۰۳۳±۰/۰۰۰۹	۰/۰۲۶±۰/۰۰۰۴	۰/۰۱۵±۰/۰۰۰۲
۳	۵۰/۹۵±۰/۰۱۶	۵۴/۵۱±۰/۰۶۰	۱/۹۲±۰/۰۳۰	۹/۱۹±۰/۰۱۵	۱/۴۶±۰/۰۱	۰/۰۵۳±۰/۰۰۱	۰/۰۳۴±۰/۰۰۰۸	۰/۰۲۴±۰/۰۰۰۳	۰/۰۱۵±۰/۰۰۰۳
۴	۹۹/۴۱±۰/۰۵۸	۵۵/۶۲±۰/۱۴	۱/۹۳±۰/۰۵۴	۹/۲۳±۰/۰۱۳	۱/۵۴±۰/۰۲۵	۰/۰۵۴±۰/۰۰۲	۰/۰۳۲±۰/۰۰۰۶	۰/۰۲۵±۰/۰۰۰۵	۰/۰۱۴±۰/۰۰۰۳

شرح آزمایش: عمل لقاح تخم با استفاده از تخمک‌های ۳

ماهی مولد ماده با وزن متوسط ۱/۴۸ کیلوگرم و مایع منی ۳ ماهی مولد نر با میانگین وزنی ۱/۱۷ کیلوگرم به روش خشک صورت گرفت. تخم‌های لقاح یافته با یکدیگر مخلوط و همگن گردید و جهت اندازه‌گیری مقدار یون سدیم و نیتروژن کل در تخم تازه لقاح یافته، نمونه‌برداری از تخم‌ها (۱۰۰ عدد) در سه تکرار صورت پذیرفت. تخم‌های نمونه‌برداری شده به مدت ۴۸ ساعت در دستگاه آون در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد خشک شدند. جهت سنجش مقدار یون سدیم، تخم‌ها با استفاده از اسید نیتریک غلیظ به نسبت ۱ به ۶ هضم گردیدند، سپس نمونه‌ها به مدت ۵ ساعت در دمای حداکثر ۱۴۰ درجه سانتی‌گراد در دستگاه هیترا دیجست قرار داده شدند. محلول شفاف حاصل از هضم شیمیایی به بالن‌های حجم‌سنجی ۵۰ میلی‌لیتر منتقل و با آب مقطر دوبار تقطیر به حجم رسانده شد (۹). مقدار یون سدیم تخم در نمونه‌های محلول حاصل از هضم شیمیایی با استفاده از دستگاه ICP اندازه‌گیری گردید. جهت سنجش مقدار نیتروژن کل نمونه‌های تخم از روش کلدال استفاده شد (۱).

در هر یک از تراف‌های واحد آزمایش، ۲۲/۵ گرم (۲۷۰ عدد) تخم تازه لقاح یافته توزیع شد. واحد آزمایش شامل یک سازگان مدار بسته (چرخش آب) با ظرفیت ۴۵ لیتر آب بود. حداکثر میزان آب ورودی به تراف تخم، ۲ لیتر در دقیقه تنظیم شد. در طول دوره انکوباسیون تخم‌ها، تعویض آب صورت نگرفت و فقط آب تبخیر شده با آب مقطر دوبار تقطیر جبران گردید. جهت ضد عفونی آب در حال چرخش از لامپ اشعه ماوراء بنفش (UV) ۲۰ وات با طول موج ۲۴۶ نانومتر استفاده گردید.

دمای آب در طول دوره انکوباسیون بین ۱۰-۷/۵ درجه سانتی‌گراد در نوسان بود. میزان آمونیاک آب در ابتدای آزمایش و در طول دوره آزمایش هر هفته یکبار با استفاده از دستگاه فتومتر مدل Palintest 8000 اندازه‌گیری گردید. مقدار pH آب در ابتدای آزمایش با استفاده از دستگاه دیجیتالی مدل PC30 اندازه‌گیری شد، به طوری که در تیمارهای ۱، ۲، ۳ و ۴ به ترتیب $\pm 0/026$ ، $7/15$ ، $7/16 \pm 0/02$ ، $7/15 \pm 0/015$ و $7/14 \pm 0/01$ در نوسان بود.

تفریخ تخم‌ها در روز سی و یکم بعد از لقاح (۳۲۰ روز- درجه) آغاز گردید. همزمان با شروع تفریخ، نمونه‌برداری از تخم‌ها جهت اندازه‌گیری مقدار یون سدیم و نیتروژن کل تخم و آب محیط تفریخ جهت اندازه‌گیری مقدار آمونیاک صورت گرفت.

تجزیه و تحلیل داده‌ها: در این مطالعه داده‌ها به صورت میانگین \pm انحراف معیار ارائه شده است. برای تجزیه و تحلیل داده‌ها از آنالیز واریانس یک طرفه (Oneway ANOVA) استفاده شد. جهت تعیین اختلاف میانگین بین تیمارها از آزمون دانکن در سطح اعتماد ۹۵ درصد استفاده به عمل آمد. تجزیه و تحلیل نتایج با استفاده از نرم‌افزار SPSS 12.0 انجام گردید. رسم نمودارها نیز در نرم‌افزار Excel انجام شد.

نتایج

تغییرات میزان آمونیاک آب: تغییرات مقدار آمونیاک آب محیط تفریخ در طول دوره انکوباسیون تخم‌ها در تیمارهای مختلف در جدول ۲ ارائه شده است. بر این

متفاوت با یکدیگر اختلاف معنی‌داری داشت ($P < 0/05$)، به‌طوری‌که بیشترین مقدار آمونیاک آب در تیمار ۱ و کمترین مقدار در تیمارهای ۳ و ۴ مشاهده گردید. مقدار آمونیاک در تیمار ۲ حد واسط سایر تیمارها بود.

اساس، تغییرات میانگین مقدار آمونیاک آب در تیمارهای مختلف در روزهای یکم، هفتم، چهاردهم و بیست و یکم بعد از لقاح معنی‌دار نبود ($P > 0/05$)، اما در روز سی و یکم بعد از لقاح، میانگین مقدار آمونیاک آب در تیمارهای

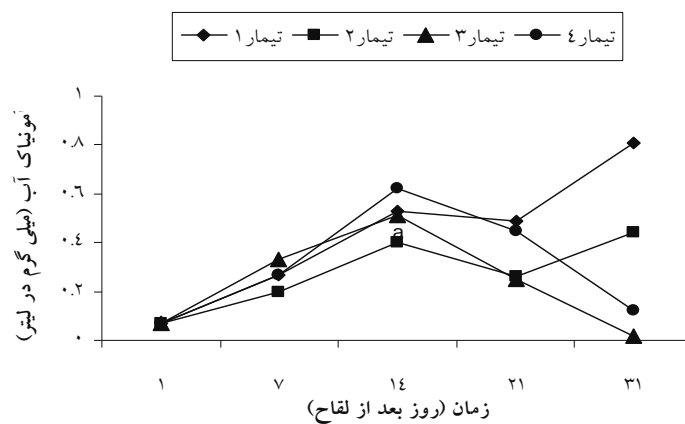
جدول ۲- تغییرات مقدار آمونیاک آب در طول دوره انکوباسیون در تیمارهای مختلف سدیم آب محیط تفریخ تخم ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان (انحراف معیار \pm میانگین، $P < 0/05$)

تیمارها	زمان (روز بعد از لقاح)			
	۱	۷	۱۴	۲۱
۱	$0/070 \pm 0/05^{a*}$	$0/27 \pm 0/06^a$	$0/53 \pm 0/065^a$	$0/49 \pm 0/10^a$
۲	$0/080 \pm 0/05^a$	$0/20 \pm 0/055^a$	$0/41 \pm 0/03^a$	$0/23 \pm 0/042^a$
۳	$0/075 \pm 0/05^a$	$0/33 \pm 0/050^a$	$0/51 \pm 0/045^a$	$0/25 \pm 0/075^a$
۴	$0/070 \pm 0/05^a$	$0/27 \pm 0/10^a$	$0/62 \pm 0/070^a$	$0/35 \pm 0/005^a$

*حروف انگلیسی متفاوت در بالای اعداد در هر ستون نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار بین میانگین تیمارها است.

ادامه روند تغییرات آمونیاک تا روز سی و یکم بعد از لقاح (شروع تفریخ تخم) در تیمارهای ۱ و ۲ صعودی و در تیمارهای ۳ و ۴ نزولی بود.

روند تغییرات میانگین مقدار آمونیاک آب در طول دوره انکوباسیون تخم‌ها در هر یک از تیمارها در شکل ۱ نشان داده شده است، به‌طوری‌که مقدار آمونیاک در تمامی تیمارها تا روز چهاردهم بعد از لقاح افزایش یافت، اما در

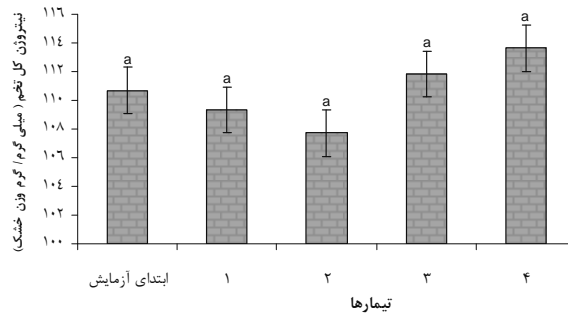


شکل ۱- نمودار روند تغییرات مقدار آمونیاک آب در طول دوره انکوباسیون در تیمارهای سدیم آب محیط تفریخ تخم ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان

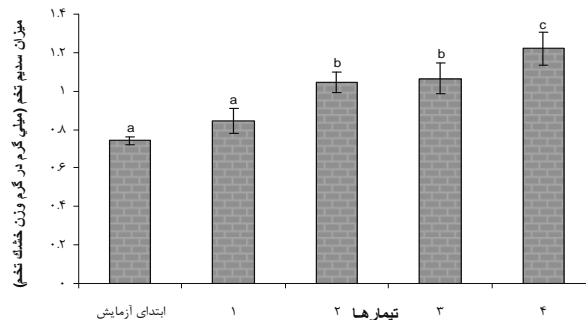
در انتهای آزمایش (مرحله تفریخ تخم) دارای اختلاف معنی‌داری بود ($P < 0/05$)، به‌طوری‌که میانگین میزان سدیم تخم در تیمارهای ۲، ۳ و ۴ در مقایسه با این میزان در شروع آزمایش افزایش یافت، اما میانگین میزان سدیم تخم در تیمار ۱ در مقایسه با ابتدای آزمایش تغییر نکرد. در بین تیمارهای سدیم، بیشترین و کمترین میزان سدیم تخم به ترتیب در تیمارهای ۴ و ۱ مشاهده گردید.

تغییرات میزان نیتروژن کل تخم: اختلاف معنی‌داری در میانگین میزان نیتروژن کل تخم در ابتدای آزمایش (تخم تازه لقاح یافته) و تیمارهای مختلف سدیم در انتهای آزمایش (مرحله تفریخ تخم) مشاهده نگردید ($P > 0/05$) (شکل ۲).

تغییرات میزان سدیم تخم: میانگین میزان سدیم تخم در شروع آزمایش (تخم تازه لقاح یافته) و تیمارهای مختلف



شکل ۲- میزان نیتروژن کل تخم در ابتدای آزمایش (تخم تازه لقاح یافته) و تیمارهای مختلف سدیم آب محیط تفریخ تخم در انتهای آزمایش (انحراف معیار \pm میانگین، $P > 0.05$). حروف انگلیسی متفاوت در بالای هر ستون نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار در بین میانگین تیمارها می‌باشد.



شکل ۳- میزان سدیم تخم در ابتدای آزمایش (تخم تازه لقاح یافته) و تیمارهای مختلف سدیم آب محیط تفریخ تخم در انتهای آزمایش (انحراف معیار \pm میانگین، $P < 0.05$). حروف انگلیسی متفاوت در بالای هر ستون نشان‌دهنده وجود اختلاف معنی‌دار بین میانگین تیمارها می‌باشد.

جنین تغییر یافت که نشان‌دهنده جذب آمونیاک توسط جنین از محیط آب می‌باشد (۱۲). همچنین ممکن است به دلیل اثر نامناسب غلظت‌های سدیم (۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر) در این تیمارها بر تکامل جنین، مقدار تولید و دفع آمونیاک کاهش یافته باشد.

برخی از مطالعات نشان داده‌اند که خروج یون سدیم از آب به وسیله ممانعت از دفع اسید از طریق تبادل Na/NH_4^+ و یون V-H-ATPase-ENaC دفع آمونیاک کاهش می‌یابد (۴). در مطالعه‌ای مشخص گردید که دفع آمونیاک از آبش‌های ماهی قزل‌آلای رنگین کمان با کاهش مقدار سدیم آب فقط در حدود ۲۰ درصد کاهش می‌یابد و غالب دفع آمونیاک مستقل از غلظت یون سدیم آب می‌باشد (۱۳). همچنین مطالعه دیگری نشان داده است که با قرار گیری جنین ماهی قزل‌آلای رنگین کمان در معرض آب فاقد یون سدیم مقدار دفع آمونیاک ثابت مانده و دفع آمونیاک به‌طور عمده به شیب انتشار آمونیاک از فضای پری ویتلین به لایه اسیدی اطراف جنین بستگی دارد و تغییر در شیب انتشار موجب تغییر در مقدار دفع آمونیاک

بحث و نتیجه‌گیری

مقدار آمونیاک آب در طول دوره انکوباسیون تخم‌ها در تیمارهای ۱ و ۲ افزایش یافت، به‌طوری‌که بیشترین مقدار آمونیاک در زمان تفریخ تخم‌ها مشاهده گردید (شکل ۱) که نشان‌دهنده متابولیسم بیشتر جنین در این مرحله می‌باشد. نشان داده شده است که در ماهی قزل‌آلای رنگین کمان مقدار آمونیاک در طول تکامل جنین افزایش و بعد از تفریخ تخم به اوج خود می‌رسد (۱۰). تغییرات مقدار آمونیاک آب در تیمارهای ۳ و ۴، از روز چهاردهم پس از لقاح یک روند کاهش را نشان داد که در مرحله قبل از تفریخ تخم به کمترین مقدار خود رسید (شکل ۱)، این کاهش تدریجی می‌تواند ناشی از انتشار آمونیاک از آب به جنین باشد، به‌طوری‌که میزان نیتروژن کل تخم در این تیمارها در مقایسه با تخم تازه لقاح یافته و سایر تیمارها مقداری بیشتر بود، اگر چه از نظر آماری اختلاف معنی‌داری در این زمینه مشاهده نگردید (شکل ۲). در مطالعه‌ای با قرار دادن جنین ماهی قزل‌آلای رنگین کمان در معرض آب حاوی ۰/۲ میلی‌مول کلرید آمونیوم، مقدار دفع آمونیاک کاهش و مسیر انتشار آمونیاک از محیط آب به

از جنین می‌شود (۱۰). در مطالعه اخیر، مقدار یون سدیم تخم در مرحله تفریح در تیمارهای ۳ و ۴ در مقایسه با تخم تازه لقاح یافته به‌طور معنی‌داری به‌ترتیب به میزان ۴۳/۹۱ و ۶۴/۶۴ درصد افزایش یافت (شکل ۳) که مؤید جذب یون سدیم توسط تخم از محیط آب می‌باشد. ارتباط خطی بین جذب یون سدیم توسط تخم ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان و غلظت یون سدیم آب نشان‌دهنده این نکته است که یون سدیم می‌تواند از طریق پدیده انتشار به‌وسیله عبور از کوریون وارد مایع پری ویتلین گردد (۲). علی‌رغم افزایش غلظت سدیم آب و جذب بیشتر سدیم توسط تخم در این تیمارها، مقدار آمونیاک آب در روز سی و یکم بعد از لقاح (مرحله تفریح تخم) در مقایسه با سایر تیمارها کمتر بود (جدول ۲) که می‌تواند نشان‌دهنده عدم ارتباط مستقیم بین دفع آمونیاک

از تخم با غلظت سدیم آب و مقدار جذب سدیم توسط جنین باشد.

اثر یون سدیم آب بر دفع آمونیاک احتمالاً به تغییرات pH و یا اثرات کلی سدیم بر سلامتی جنین مرتبط می‌باشد (۱۰). بنابراین پیشنهاد می‌شود که مطالعات بیشتری در زمینه اثرات تغییرات pH آب بر لایه اسیدی اطراف جنین و دفع آمونیاک از تخم ماهی قزل‌آلای رنگین‌کمان صورت گیرد.

تقدیر و تشکر

از همکاری اساتید محترم گروه شیلات و محیط زیست دانشکده منابع طبیعی - دانشگاه تهران و آقای نظرزاده کارشناس آزمایشگاه آب و خاک گروه احیاء دانشکده منابع طبیعی - دانشگاه تهران سپاسگزاری می‌گردد.

منابع

1. APHA., 1992. Standard Method for the Examination of Water and Wastewater (18th ed.), American Public Health Association, Washington, DC.
2. Barrett, K.J., Mc Donald, D.G., and O'Donnell, M.J. 2001. Changes in ion content and transport during development of embryonic rainbow trout. *Journal of Fish Biology* 59, 1323-1335.
3. Ehrenfeld, J., Garcia-Romeu, F., and Harvey, B.J. 1985. Electrogenic active proton transport in *Rana esculenta* skin and its role in sodium ion transport. *J Physiology Lond* 359, 331-355.
4. Evans, D.H., Piermarini, P.M., and Choe, K.P. 2005. The Multifunctional Fish Gill: Dominant Site of Gas Exchange, Osmoregulation, Acid-Base Regulation and Excretion of Nitrogenous Waste. *Physiol Rev* 85: 97-177.
5. Kamler, E. 1992. Endogenous feeding period. In: Kamler, E. (Eds), *Early Life History of Fish: An Energetics Approach*, London: Chapman & Hall, pp. 107-175.
6. Lin, H., and Randall, D.J. 1990. The effect of varying water pH on the acidification of expired water in rainbow trout. *J. Exp. Biol.* 149, 149-160.
7. Lin, H., and Randall, D.J. 1991. Evidence for the presence of an electrogenic proton pump on the trout gill epithelium. *J. Exp Biol.* 161, 119-134.
8. Lin, H., and Randall, D.J. 1995. Proton pumps in fish gills. In: Wood C.M. and T.J. Shuttleworth (Eds). *Cellular and molecular approaches to fish ionic regulation*. San Diego: Academic Press 14, 229-255.
9. Moopam, M. 1983. *Manual of Oceanographic Observation and Pollution Analysis*. Regional Organization for the protection of Marine Environment (ROPME).
10. Rahaman-Noronha, E., O'Donnell, M.J., Pilley, C.M., and Wright, P.A. 1996. Excretion and distribution of ammonia and the influence of boundary layer acidification in embryonic rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *The Journal of Experimental Biology* 199, 2713-1723.
11. Rombough, P.J. 1988. Respiratory gas exchange, aerobic metabolism, and effect of hypoxia during early life. In: Hoar, W.S. and D.J. Randall (Eds). *Fish Physiology*, Vol. 11A, San Diego, Academic Press, pp. 59-287.
12. Steele, S.L., Chadwick, T.D., Wright, P.A. 2001. Ammonia detoxification and localization of urea cycle enzyme activity in embryos of the rainbow trout (*oncorhynchus mykiss*) in relation to early tolerance to high environmental ammonia levels. *The Journal of Experimental Biology* 204, 2145-2154.
13. Wilson, R.W., Wright, P.M., Munger, S., and Wood, C.M. 1994. Ammonia excretion in freshwater rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and the importance of gill boundary layer acidification: Lack of Evidence for $\text{Na}^+/\text{NH}_4^+$ exchange. *Journal of Experimental Biology* 191: 37-58.
14. Wright, P.A., Felskie, A., and Anderson, P.M. 1995. Induction of ornithine-urea cycle enzymes and nitrogen metabolism and excretion in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during early life stages. *Journal of Experimental Biology* 198, 127-135.
15. Wright, P.A., Randall, D.J., and Perry, S.F. 1989. Fish gill water boundary layer: a site of linkage between carbon dioxide and ammonia excretion. *J. comp. Physiol. B.* 158, 627-635.
16. Wright, P.A., and Wood, C.M. 1985. An analysis of branchial ammonia excretion in the freshwater rainbow trout: effects of environmental pH change and sodium uptake blockade. *J. exp. Biol.* 114, 329-353.

Effect of different concentrations of waterborne sodium on excretion of ammonia in embryonic rainbow trout (*oncorhynchus mykiss*) in a water recirculating system

M. Sarkheil¹, G.R. Rafiee², B. Mojazi Amiri³ and M. farhangi⁴

¹Former M.Sc. Student, Faculty of Natural Resources, Tehran University, ²Assistant Professor, Faculty of Natural Resources, Tehran University, ³Associate Professor, Faculty of Natural Resources, Tehran University,

⁴Assistant Professor, Faculty of Natural Resources, Tehran University

Abstract

A completely randomized design was conducted to determine the effect of four concentrations of waterborne sodium (2, 14, 50, 100 mg L⁻¹) on excretion of ammonia in embryonic rainbow trout in a water recirculating system. Twelve experimental units, with the capacity of holding 45 liter of water were used and 22.5 g egg introduced in each one. Different water media (treatments) was made, using analytical salts (Merck), added into double-de-ionized distilled water. Water temperature variations during incubation period were 7.5-9 °C. Ammonia in external water measured during the incubation period every week. Prior to allocating the newly fertilized eggs to trays as well as at the time of hatching, sodium ion and total nitrogen measured in whole egg. Ammonia level was significantly (P<0.05) different between treatments, so that the highest ammonia level was observed in the [Na⁺] 2 mg L⁻¹. In all treatments, total nitrogen of whole egg did not significantly (P>0.05) change compared to newly fertilized egg. Variation of whole egg Na⁺ was significant (P<0.05) among treatments and newly fertilized egg. Whole egg sodium content in [Na⁺] 100 mg L⁻¹ was higher than other treatments. The results of this study indicated that excretion of ammonia by embryos of rainbow trout to external water does not increase along with increasing waterborne sodium concentration and higher sodium uptake by egg.

Keywords: Embryo of rainbow trout; Water recirculation system; Waterborne sodium; Ammoniac excretion