

بررسی جیوه کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی دریاچه سد قشلاق سنندج

کامران الماسیه^۱

شهرام کبودوندپور^{*۲}

s.kaboodvandpour@uok.ac.ir

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۰۳/۲۰

تاریخ دریافت: ۱۳۹۰/۱۰/۲۰

چکیده

زمینه و هدف: مطالعات قبلی بر روی کیفیت آب سد قشلاق سنندج نشان داده‌اند که میزان جیوه کل موجود در آب این دریاچه بیش‌تر از حد استاندارد تعریف شده توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO) و مؤسسه استاندارد ایران ($1 \mu\text{g/L}$) است. بنابراین این تحقیق با هدف اندازه‌گیری میزان جیوه کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی دریاچه سد قشلاق سنندج به عنوان اولین سطح غذایی زنجیره غذایی این بوم‌سازگان و منبع غذایی اصلی ماهی کپور نقره‌ای که خود پرمصرف‌ترین ماهی این دریاچه است و بررسی فرآیند بزرگ‌نمایی زیستی فلز جیوه طراحی و به‌مورد اجرا گذاشته شد.

روش بررسی: زیتوده پلانکتونی در خلال ماه‌های تیر تا آذر ۱۳۸۸ در سه نقطه دریاچه سد قشلاق سنندج جمع‌آوری شدند. میزان جیوه-کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی با استفاده از دستگاه اندازه‌گیری جیوه، اندازه‌گیری شد.

یافته‌ها: میانگین جیوه کل (\pm اشتباه معیار) تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی، $3/13 \pm 78/21$ ng g^{-1} بر حسب وزن خشک بود که بیش‌ترین مقدار آن در مردادماه ($10/9 \pm 86/81$) و کم‌ترین مقدار آن در شهریورماه ($68 \pm 2/53$) بر حسب ng g^{-1} وزن خشک مشاهده شد. پردازش آماری نشان داد که مقدار جیوه کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی در خلال ماه‌های تحقیق ($F_{2, 10} = 0/94, P = 0/49$) و بین ایستگاه‌های مورد بررسی ($F_{2, 10} = 1/19, P = 0/34$) فاقد اختلاف معنی‌دار هستند.

بحث و نتیجه‌گیری: با توجه به نتایج این مطالعه و نتایج حاصل از مطالعات پیشین در خصوص ماهیان پلانکتون‌خوار دریاچه سد قشلاق سنندج، بزرگ‌نمایی زیستی در زنجیره غذایی این بوم‌سازگان آبی به اثبات رسیده و مشخص شد که زیتوده پلانکتونی از ظرفیت زیستی قابل ملاحظه‌ای برای انتقال جیوه به سطوح غذایی بالاتر برخوردار است.

واژه‌های کلیدی: جیوه کل، پلانکتون، بزرگ‌نمایی زیستی، دریاچه سد قشلاق سنندج.

۱- استادیار رشته محیط زیست، گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی رامین خوزستان، ملاتانی، ایران.

*۲- (مسئول مکاتبات): استادیار رشته محیط زیست، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران.

Assessing Accumulated Total Mercury in Planktonic Biomass from Sanandaj Gheshlagh Reservoir

Kamran Almasieh¹

Shahram Kaboodvandpour^{2*}

s.kaboodvandpour@uok.ac.ir

Abstract

Background and Objective: Previous studies showed that the level of total mercury (T-Hg) in Sanandaj Gheshlagh Reservoir (SGR) water is higher than those limits established by WHO and institute of standard of Iran (i.e., 1 µg/L). Therefore this research was carried out to evaluate the level of T-Hg in SGR plankton biomass as the main source of food which is the most consumed fish in the region and to calculate the mercury biomagnification factor based on published results related to the SGR's silver carp.

Method: Plankton samples were collected during July to December 2009 from three different sampling sites. The level of the T-Hg in plankton biomass was measured using Advanced Mercury Analyzer.

Findings: Mean accumulated T-Hg (\pm S.E.) in plankton biomass of SGR was 78.21 ± 3.13 on ng g⁻¹ dry weight basis that the highest level was observed in August (86.81 ± 10.9) and the lowest level was observed in September (68 ± 2.53) on ng g⁻¹ dry weight basis. Statistical analysis showed that the amount of accumulated T-Hg was not significantly different between plankton biomass samples during different months ($F_{5, 10} = 0.94$, $P = 0.49$) and among different sites ($F_{2, 10} = 1.19$, $P = 0.34$).

Conclusion: Based on previous studies results in related to the planktivorous fish of SGR and present study results, occurring of mercury biomagnification in the food chain of this water reservoir was proven and it seems that the planktonic biomass of fresh water ecosystem have a considerable capacity to transfer a significant amount of mercury to the higher trophic levels.

Keywords: Total Mercury, Plankton, Biomagnification, Sanandaj Gheshlagh Reservoir.

1- Assistant Professor in Environmental Science, Department of Range and Watershed Management, Natural Resources Faculty, Ramin Agriculture and Natural Resources University of Khuzestan, Mollasani, Iran.

2- Assistant Professor in Environmental Science, Department of Environmental Sciences, Natural Resources Faculty, University of Kurdistan, Sanandaj, Iran. * (Corresponding Author)

مقدمه

در بین فلزات سنگین، جیوه یک فلز منحصر به فرد است که در طبیعت به اشکال متفاوت آلی و معدنی دیده می‌شود (۱). اخیراً جیوه به دلیل قابلیت تجمع زیستی‌اش (Bioaccumulation) در بافت‌های مختلف بدن زیست‌مندان و قابلیت بزرگ‌نمایی زیستی‌اش (Biomagnification) در زنجیره‌های غذایی (۲)، پایداری و سمیت آن (۳) در اولویت مطالعات پژوهشی، به ویژه در بوم‌سازگان‌های آبی قرار گرفته است (۴). پلانکتون‌ها به عنوان تولید کننده اولیه در بوم‌سازگان‌های آبی، با وجود چرخه زیستی کوتاه، سریعاً به تغییرات محیطی پاسخ می‌دهند. از این رو فراوانی و ترکیب گونه‌های آن شدیداً تحت تأثیر کیفیت آب و آلودگی‌های پایداری است که می‌توانند در محیط‌های آبی تجمع زیستی یابند (۵). مطالعات متعددی بر روی جیوه در منابع آبی پشت سدها در نقاط مختلف جهان صورت گرفته است (۷، ۸)، چرا که تشکیل سدها بر روی رودخانه‌ها، علاوه بر تغییر ساختار بوم‌شناختی رودخانه‌ها، بر خصوصیات زیستی، فیزیکی و شیمیایی این محیط‌های آبی نیز تأثیر می‌گذارد. احداث سدها ممکن است که بر روی چرخه‌های زیست-زمین-شیمیایی فلزات سنگین، خصوصاً جیوه نیز تأثیر بگذارد (۹). چنین به نظر می‌رسد که ساختار سد، دسترسی زیستی به فلز جیوه را در طول زنجیره‌های غذایی دریاچه‌های پشت سد افزایش می‌دهد (۱۰)، چرا که احداث سد و آگیری زمین‌های اطراف، باعث افزایش فرآیند متیلاسیون جیوه توسط میکروارگانیسم‌ها در رسوبات به دلیل انباشت مواد آلی و کاهش اکسیژن محلول در آب می‌شود (۱۱).

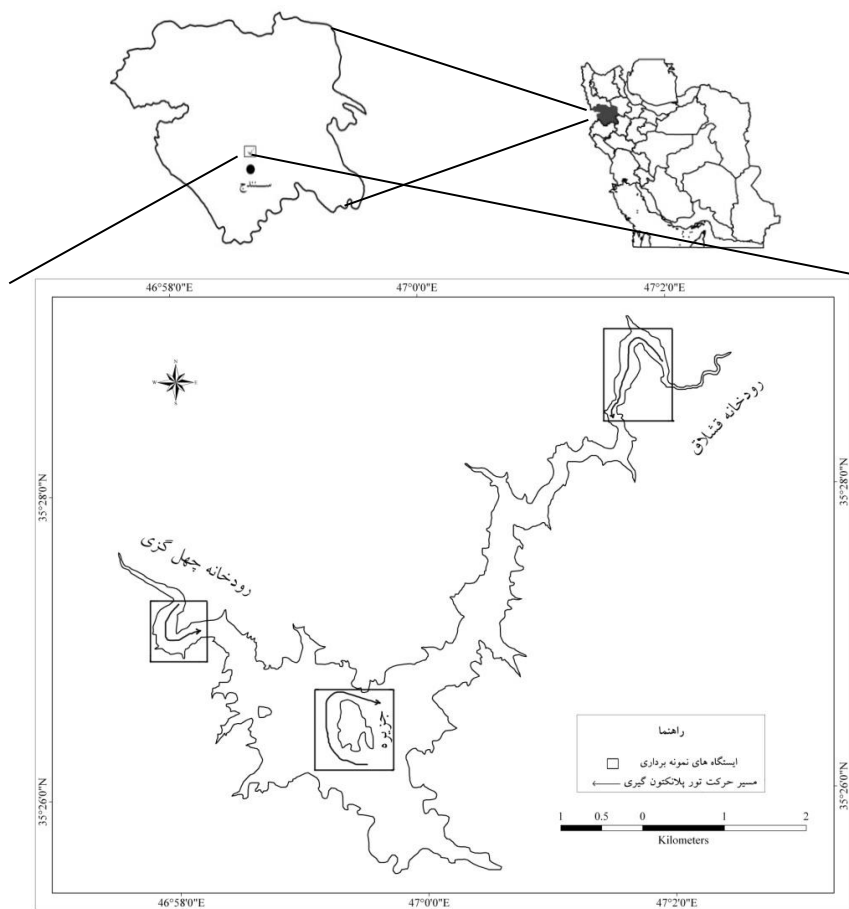
دریاچه سد قشلاق سنندج طی سال‌های ۸۱ تا ۸۴ دست‌خوش حوادث تلخی از قبیل واژگون شدن کامیون حاوی سی هزار لیتر ماده (Methyl Tertiary Butyl Ether) MTBE در رودخانه قشلاق منتهی به این دریاچه بوده است. امانی (۱۳۸۷) گزارش داده که غلظت جیوه کل آب دریاچه سد قشلاق سنندج از استانداردهای مورد قبول سازمان بهداشت جهانی (WHO) و مؤسسه استاندارد ایران ($1 \mu\text{g/L}$) بیش‌تر است (۱۲). سوری

(۱۳۸۸) در مطالعه‌ای دیگر غلظت قابل ملاحظه جیوه کل در بافت خاک حوضه‌های آبریز منتهی به این سد را گزارش نموده است (۱۳). با توجه به مشاهدات میدانی به عمل آمده در حوضه‌های آبریز منتهی به دریاچه سد قشلاق، مشخص شد عمده کشاورزی منطقه، مبتنی بر کشاورزی دیم و بدون مصرف هر گونه کود یا آفت‌کش است. همچنین با توجه به جمعیت انسانی اندک ساکن در طول مسیر دو رودخانه اصلی تغذیه کننده دریاچه سد قشلاق سنندج (قشلاق و چهل‌گزی) و عدم توسعه صنعتی در منطقه و همچنین بر اساس گزارش اکبرپور و نصری (۱۳۸۲) مبنی بر وجود مقادیر فراوان جیوه در ترکیب سنگ‌های مادرین حوضه‌های آبریز منتهی به سد قشلاق سنندج (۱۴)، می‌توان نتیجه گرفت که به احتمال زیاد آلودگی آب دریاچه سد قشلاق سنندج به فلز سنگین جیوه، منشأ طبیعی داشته باشد. با توجه به جمیع موارد ذکر، انجام یک مطالعه هدفمند برای تعیین میزان جیوه کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی، به منظور ارزیابی توانایی این موجودات در تجمع زیستی جیوه، بسیار ضروری به نظر می‌آید. به ویژه که مهم‌ترین ماهی در حال تولید در سد قشلاق سنندج، ماهی کپور نقره‌ای (*Hypophthalmichthys molitrix*) است که عمده‌ی رژیم غذایی آن را پلانکتون‌ها تشکیل می‌دهند (۱۵).

روش بررسی

الف) معرفی منطقه مورد مطالعه

محل اجرای این تحقیق سد قشلاق سنندج ($35^{\circ} 26' 58''$ عرض شمالی و $46^{\circ} 59' 10''$ طول شرقی)، با ظرفیت ۲۲۴ میلیون مترمکعب آب، در ۱۲ کیلومتری شمال شرقی شهرستان سنندج در استان کردستان بود (شکل ۱). مساحت دریاچه سد حدود $8/5$ کیلومترمربع و دارای دو شاخه اصلی رودخانه‌های قشلاق و چهل‌گزی است. دریاچه سد قشلاق سنندج به طور متوسط عمقی معادل $31/5$ متر دارد (۱۶). هدف از احداث این سد، تأمین دراز مدت آب شرب مردم شهر سنندج به عنوان هدف اصلی و آبیاری اراضی پایاب و آبریز پروری به عنوان اهداف ثانویه بوده است.



شکل ۱- موقعیت دریاچه سد قشلاق سنندج و ایستگاه‌های نمونه‌گیری (فلش‌ها جهت مسیر جمع‌آوری زیتوده پلانکتونی را نشان می‌دهند)

Figure 1- Sanandaj Gheshlagh Reservoir and sampling sites location (Arrows shows the direction of planktonic biomass collection)

ب) تعیین ایستگاه‌ها و روش نمونه‌برداری

شاخص سکشی دیسک (Secchi disk) مشخص شد، بدین ترتیب که عمق نمونه‌برداری بیش‌تر از عمق رؤیت نور نباشد (۱۷). تور پلانکتون‌گیری در هر ایستگاه ۳ - ۱/۵ توسط قایق موتوری به صورت افقی کشیده شد و مسافت طی شده در آب توسط GPS (مدل Garmin 76CSX map) مشخص گردید. نمونه‌های پلانکتونی جمع‌آوری شده، در محل به بطری‌های سربیج دار عاری از جیوه که حاوی بافر فرمالین آزمایشگاهی مرک (درجه A آزمایشگاهی) با غلظت ۴ درصد بودند، انتقال داده شدند (۱۸). بطری‌های نگهداری نمونه‌ها قبل از استفاده به مدت ۲۴ ساعت در مایع شوینده قرار گرفته و به وسیله اسید نیتریک (درجه A آزمایشگاهی) ۱۰ درصد و آب

برای تعیین ایستگاه‌ها با استفاده از وزنه و طناب، نقاط مختلف دریاچه سد به لحاظ عمق مورد ارزیابی قرار گرفته و پس از انجام عملیات عمق‌سنجی، سه ایستگاه برای انجام عملیات نمونه‌گیری تعیین شدند. ایستگاه‌های نمونه‌برداری به ترتیب در ابتدای دو شاخه اصلی رودخانه‌های ورودی (17 m)، مناطق کم‌عمق) و قسمت اصلی دریاچه در مجاور جزیره ($17-30\text{ m}$)، منطقه عمیق) بودند (شکل ۱).

نمونه‌برداری از زیتوده پلانکتونی به صورت تصادفی و ماهانه در خلال ماه‌های تیر تا آذر ۱۳۸۸ به مدت ۶ ماه در سه ایستگاه به وسیله تور پلانکتون‌گیری (قطر ۲۵ cm و اندازه چشمه ۲۰ میکرون) انجام شد. عمق مناسب برای نمونه‌برداری توسط

ng اندازه‌گیری می‌شود. برای اطمینان از صحت قرائت‌های انجام شده پس از هر ۵ بار اندازه‌گیری، با دادن استاندارد به دستگاه از صحت اندازه‌گیری‌های انجام شده، اطمینان حاصل شد. برای تبدیل جیوه کل در پلانکتون بر اساس وزن تر به جیوه کل بر اساس وزن خشک (Dry Weight یا DW) از روش Zhang (۲۰۰۷)، مطابق رابطه زیر استفاده شد (۲۱). برای تعیین درصد رطوبت زیتوده پلانکتونی جمع‌آوری شده، تعدادی از نمونه‌های پلانکتونی به صورت تصادفی انتخاب و توسط ترازوی آزمایشگاهی با دقت ۰/۰۰۰۱ گرم، وزن شدند. سپس، این نمونه‌ها در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس به مدت ۱ ساعت در آون قرار گرفته و مجدداً وزن گردیدند و میانگین درصد رطوبت این نمونه‌ها، به عنوان درصد رطوبت نمونه‌های پلانکتونی تعیین گردید (۲۲).

درصد رطوبت = $\frac{\text{جیوه کل بر اساس وزن تر}}{\text{جیوه کل بر اساس وزن خشک}} \times 100$ (ng g⁻¹)

د) پردازش‌های آماری

پردازش آماری داده‌ها در محیط نرم‌افزاری SAS (ویرایش ۹/۱) و SPSS (ویرایش ۱۷) و رسم نمودارها در نرم‌افزار Excel (Microsoft office 2007) انجام گرفت. نرمال بودن داده‌ها توسط آزمون کولموگروف-سمیرنوف (Kolmogorov-Smirnov test) مشخص گردید. پس از اطمینان از نرمال بودن داده‌ها، طرح بلوک‌های کاملاً تصادفی برای مقایسه میزان جیوه کل در زیتوده پلانکتونی به کار برده شد. بدین صورت که ماه‌های نمونه‌برداری به عنوان تیمار و ایستگاه‌های نمونه‌برداری به عنوان بلوک در نظر گرفته شد. در محاسبه جیوه بالقوه قابل انتقال (Hg pools) از پیکره‌های پلانکتونی به افق غذایی بالاتر در دریاچه سد قشلاق سنندج از حدود اعتماد (Confidence Interval) در سطح احتمال ۹۵ درصد استفاده شد.

یافته‌ها

مشاهده شد که میانگین درصد رطوبت نمونه‌های انتخاب شده‌ی پلانکتونی (\pm اشتباه معیار Standard error) 1 ± 90

مقدر شستشو داده شده و در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس به مدت ۱ ساعت در آون خشک شده بودند (۱۹).

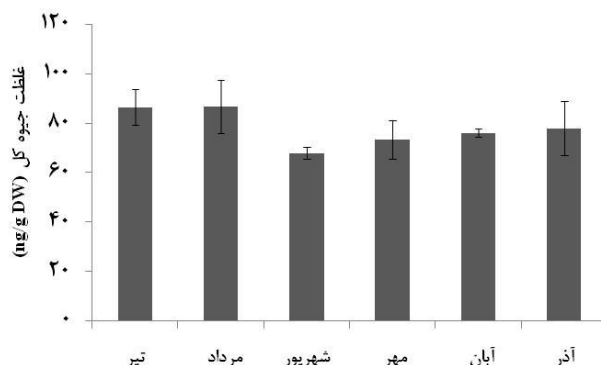
ج) آماده‌سازی و آنالیز نمونه‌ها

نمونه‌های تثبیت شده به آزمایشگاه منتقل و بر اساس روش پیشنهاد شده توسط انستیتو بهداشت عمومی ایالات متحده (۱۸) با استفاده از سانتریفیوژ (مدل Centurion, با ۳۲۰۰ دور در دقیقه (معادل ۱۰۰۰ g) به مدت ۲۰ دقیقه تلغیظ شدند. از آنجایی که دریاچه سد قشلاق سنندج یک دریاچه جوان است و تراکم جمعیت پلانکتونی آن به دلیل محدودیت مواد مغذی در سطح آب، کم است، اندازه‌گیری جیوه کل تجمع یافته در زیتوده خشک پلانکتونی که روش مرسوم اندازه‌گیری جیوه کل در بافت‌های زنده است (۷)، امکان پذیر نشد. لذا در این تحقیق، مقدار جیوه کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی بر اساس وزن تر (Wet Weight یا WW) تعیین گردید. مقدار ۵۰ میلی‌گرم از هر نمونه اصلی جدا و غلظت جیوه کل تجمع یافته در آن‌ها به وسیله دستگاه اندازه‌گیری جیوه (Advanced Mercury Analyzer Model; Leco) (254 AMA) با استاندارد ASTM, D-6722 که از روش آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (EPA, 7473) پیروی می‌کند، بر حسب قسمت در میلیارد (ppb) یا ng g⁻¹ وزن تر اندازه‌گیری شد (۲۰). دستگاه اندازه‌گیری جیوه برای اندازه‌گیری سریع جیوه در نمونه‌های جامد و مایع طراحی شده است. اساس کار آن بر پایه اسپکترومتری با روش جذب اتمی است. این تفاوت که نیازی به آماده‌سازی و هضم اسیدی نمونه‌ها مانند روش جذب اتمی به روش بخار سرد (CVAAS یا Cold Vapor Atomic Absorption Spectrometer) ندارد. اندازه‌گیری جیوه کل تجمع یافته با این دستگاه شامل؛ مرحله‌ی تجزیه که از طریق اکسیداسیون در دمای ۷۵۰ درجه سلسیوس انجام می‌شود، مرحله‌ی جمع‌آوری که با استفاده از آمالگاماتور با روکش طلا که میل ترکیبی زیاد با جیوه دارد و مرحله‌ی آشکارسازی که جیوه جذب شده در دمای ۹۰۰ درجه سلسیوس به بخار تبدیل و از طریق طیف سنجی توسط نرم افزار Quick Silver بر حسب قسمت در میلیارد یا g⁻¹

بررسی با محاسبه میانگین شش ماهه (\pm اشتباه معیار)، $4/08 \pm 85/2$ در ایستگاه مجاور جزیره (منطقه عمیق) بر حسب $ng\ g^{-1}\ DW$ مشاهده شد (شکل ۳).

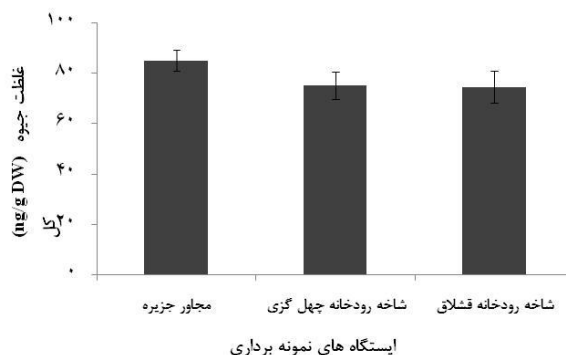
برای بررسی روند تغییرات جیوه تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی در طول زمان و اختلاف غلظت آن بین ایستگاه‌های نمونه برداری، از طرح آماری بلوک‌های کاملاً تصادفی استفاده شد و نتایج پردازش آماری نشان دادند که مقدار جیوه کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی در خلال ماه‌های اجرای طرح ($F_{5, 10} = 0/94, P = 0/49$) و بین ایستگاه‌های مختلف نمونه برداری ($F_{2, 10} = 1/19, P = 0/34$) فاقد اختلاف معنی دار بودند.

درصد بود. بنابراین مطابق رابطه‌ی پیشنهادی توسط Zhang (۲۰۰۷)، برای تبدیل جیوه کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی بر حسب وزن تر به جیوه کل تجمع یافته بر حسب وزن خشک، اعداد جیوه کل به دست آمده در عدد ۱۰ ضرب گردید (۲۱). میانگین جیوه کل (\pm اشتباه معیار) اندازه‌گیری شده در زیتوده پلانکتونی دریاچه سد قشلاق سنندج در خلال ماه‌های مورد بررسی (تیر تا آذر ۱۳۸۸) $3/13 \pm 78/21$ بر حسب $ng\ g^{-1}\ DW$ بود. بیش‌ترین مقدار غلظت جیوه در زیتوده پلانکتونی ($10/9 \pm 86/81$) در مردادماه و کم‌ترین حد جیوه تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی ($68 \pm 2/52$) در شهریورماه بر حسب $ng\ g^{-1}\ DW$ مشاهده شد (شکل ۲). بیش‌ترین مقدار جیوه کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی در ایستگاه‌های مورد



شکل ۲- جیوه کل تجمع یافته (میانگین \pm اشتباه معیار) در زیتوده پلانکتونی دریاچه سد قشلاق سنندج بر حسب $ng\ g^{-1}$ وزن خشک در خلال ماه‌های مطالعه.

Figure 2-Accumulated total mercury (Mean \pm SE) in planktonic biomass from Sanandaj Gheshlagh Reservoir based on $ng\ g^{-1}$ Dried Weight (DW) during study months.



شکل ۳- جیوه کل تجمع یافته (میانگین \pm اشتباه معیار) در زیتوده پلانکتونی دریاچه سد قشلاق سنندج بر حسب $ng\ g^{-1}$ وزن خشک در ایستگاه‌های مختلف نمونه برداری

Figure 3-Accumulated total mercury (Mean \pm SE) in planktonic biomass from Sanandaj Gheshlagh Reservoir based on $ng\ g^{-1}$ Dried Weight (DW) in sampling sites

(۲۳). طبق روش مذکور، مقدار جیوه بالقوه قابل انتقال به افق غذایی بالاتر (ng m⁻² WW) از حاصل ضرب مقدار زیتوده (g m⁻² WW) در غلظت جیوه کل تجمع یافته در زیتوده مربوطه (ng g⁻¹ WW) از یک سطح غذایی به سطح غذایی بالاتر محاسبه می‌شود.

لازم به ذکر است که مقادیر غلظت جیوه کل تجمع یافته، زیتوده و مقدار جیوه موجود بالقوه قابل انتقال در زیتوده پلانکتونی بر اساس وزن تر ارایه شده‌اند.

میانگین زیتوده پلانکتونی به دست آمده (± اشتباه معیار) بر حسب گرم وزن تر در یک مترمکعب آب دریاچه سد قشلاق (g m⁻³ WW) × 10⁻³ (۵/۹۷ ± ۰/۹۴) بود، که در آذرماه بیش‌ترین زیتوده (۱۱/۳۸ ± ۷/۸۲) × 10⁻³ و در شهریورماه کم‌ترین زیتوده (۲/۶۸ ± ۰/۵۲) × 10⁻³ بر حسب g m⁻³ WW به دست آمد (جدول ۱). مقدار جیوه بالقوه موجود قابل انتقال در پیکره‌های پلانکتونی به ماهی پلانکتون‌خوار در خلال ماه‌های تیر تا آذر ۱۳۸۸ در سد قشلاق سنندج بر اساس روش Wong و همکاران (۱۹۹۷) در جدول ۱ آورده شده است

جدول ۱- محاسبه مقدار جیوه بالقوه قابل انتقال از زیتوده پلانکتونی به افق غذایی بالاتر در دریاچه سد قشلاق سنندج (اعداد داخل پرانتز حد بالا و پایین حدود اعتماد در سطح احتمال ۹۵ درصد هستند)

Table 1- Calculating the amounts of potential transferable mercury (Hg pools) to the higher trophic level in Sanandaj Gheshlagh Reservoir (numbers in parentheses are the highest and the lowest of 95% confidence interval)

مقدار جیوه بالقوه قابل انتقال × 10 ⁻³ (ng m ⁻³ WW) A × B	زیتوده پلانکتون (Mean ± S.E) × 10 ⁻³ (g m ⁻³ WW) B	غلظت جیوه کل Mean ± S.E (ng g ⁻¹ WW) A	ماه‌های سال
۵۰/۶۶ (۲۷/۸ , ۴۱/۱۴)	۵/۸۵ ± ۰/۹۱	۸/۶۶ ± ۰/۷۳	تیر
۵۷/۴۶ (۰ , ۹۶/۱۴)	۶/۶۲ ± ۱/۵۸	۸/۶۸ ± ۱/۰۹	مرداد
۱۸/۲۲ (۰ , ۷۸/۹۵)	۲/۶۸ ± ۰/۵۲	۶/۸ ± ۰/۲۵	شهریور
۲۹/۴۷ (۰ , ۱۰۷/۸۸)	۴/۰۱ ± ۰/۵۷	۷/۳۵ ± ۰/۷۹	مهر
۴۰/۲۳ (۱۰/۷ , ۶۷/۷۳)	۵/۲۸ ± ۱/۴۲	۷/۶۲ ± ۰/۱۶	آبان
۸۸/۸۷ (۰ , ۱۸۷/۷۷)	۱۱/۳۸ ± ۷/۸۲	۷/۸۱ ± ۱/۰۸	آذر
۴۶/۶۹ (۳۷/۰۷ , ۵۷/۷۳)	۵/۹۷ ± ۰/۹۴	۷/۸۲ ± ۰/۳۱	میانگین

بحث و نتیجه‌گیری

دسترسی زیستی به جیوه را برای موجودات سطح‌زی مانند پلانکتون فراهم می‌کند (۲۶). هر چند میزان جیوه تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی سد قشلاق سنندج در خلال ماه‌های مطالعه به لحاظ آماری، اختلاف معنی‌داری را نشان نداد، اما میانگین جیوه کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی دریاچه سد قشلاق سنندج، در ماه-

خاک‌های حوضه آبخیز سد قشلاق در اثر سیلاب بالادست و خاک‌شویی اراضی پیرامونی به دریاچه سد وارد شده و در رسوبات انباشته می‌شود. در اکوسیستم‌های آبی، رسوبات عمده-ترین منبع تجمع آلاینده‌هایی مانند؛ فلز سنگین جیوه هستند (۲۴). رهاسازی جیوه از طریق فرآیندهای متیلاسیون که توسط میکروارگانیزم‌های موجود در این رسوبات رخ می‌دهد (۲۵)،

های تیر و مرداد تابستان بیشتر از ماه‌های پاییز بود. به نظر می‌رسد، علت آن تأثیر عواملی نظیر؛ کاهش حجم آب دریاچه، تغییرات فیزیکی، شیمیایی و زیستی محیط آبی در خلال تابستان (۱۹)، افزایش نرخ ته‌نشینی مواد در اثر کاهش جریان آب ورودی (۲۷)، فراهم شدن شرایط بی‌هوایی برای فعالیت میکروارگانیسم‌های دخیل در فرآیند متیلاسیون جیوه به دلیل کاهش غلظت اکسیژن در اثر تغییرات آب و هوایی (۲۸) و خصوصیات ذاتی خاص در این محیط آبی است (۲۹). هم‌چنین نتایج نشان داد که در منطقه عمیق دریاچه سد قشلاق سنندج مقدار جیوه‌کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی نسبت به مناطق کم‌عمق بیش‌تر است، گرچه این اختلاف از لحاظ آماری معنی‌دار نشد، اما نتایج مشابهی توسط محققین دیگر در سایر نقاط جهان نیز به دست آمده است (۸، ۲۳ و ۳۰) که دلیل آن می‌تواند کاهش اکسیژن محلول با افزایش عمق باشد که خود سبب افزایش فعالیت باکتری‌های بی‌هوایی متیل‌کننده جیوه (باکتری‌های سولفات‌ساز) می‌شود (۳۱). این باکتری‌ها جیوه را به شکل آلی آن (متیل جیوه) تبدیل می‌کنند و دسترسی زیستی آن را برای موجودات سطح‌زی مانند پلانکتون‌ها افزایش می‌دهند (۳۲). بهتر است که نمونه‌گیری در فواصل زمانی طولانی‌تر و مقیاس جغرافیایی بزرگ‌تری مورد بررسی قرار گیرد، تا از این طریق بتوان نقشه تغییرات زمانی و مکانی غلظت جیوه‌کل دریاچه سد قشلاق سنندج و سایر بوم‌سازگان‌های آب شیرین مشابه را تهیه کرد.

از آنجایی که مقدار جیوه بالقوه قابل انتقال (جدول ۱) از حاصل‌ضرب زیتوده موجود در افق غذایی ابتدایی در مقدار جیوه‌کل تجمع یافته در زیتوده آن افق غذایی به دست می‌آید، بالاترین جیوه قابل انتقال از زیتوده پلانکتونی به افق غذایی بالاتر مربوط به آذرماه بود، در حالی که بیش‌ترین غلظت جیوه‌کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی در دریاچه سد قشلاق سنندج در مرداد ماه مشاهده شد (شکل ۲ و جدول ۱).

خوشناموند و همکاران (۱۳۸۹)، در مطالعه خود بر روی دریاچه سد قشلاق سنندج، میانگین (\pm اشتباه معیار) غلظت جیوه‌کل تجمع یافته در بافت عضله ماهی کپور نقره‌ای را $367 \pm 26/43$

بر حسب $ng\ g^{-1}\ DW$ به دست آوردند (۳۳). با توجه به جوان بودن بوم‌سازگان سد قشلاق سنندج، مقدار زیتوده پلانکتونی این دریاچه پایین است و همان‌طور که از جدول ۱ نیز بر می‌آید، غلظت جیوه بالقوه قابل انتقال محاسبه شده از زیتوده پلانکتونی به افق غذایی بالاتر نیز نسبت به آن‌چه که توسط ایشان محاسبه شده، بسیار ناچیز است. بنابراین شاید بتوان گفت که تنها دلیل غلظت قابل بالای جیوه تجمع یافته در بافت عضله ماهی کپور نقره‌ای دریاچه سد قشلاق سنندج بروز پدیده بزرگ‌نمایی زیستی جیوه در این افق غذایی باشد. بنابراین فاکتور بزرگ‌نمایی زیستی جیوه بین زیتوده پلانکتونی و بافت عضله ماهی کپور نقره‌ای براساس روش Leblanc (۱۹۹۵) که از تقسیم غلظت جیوه‌کل تجمع یافته در بافت عضله ماهی کپور نقره‌ای (سطح غذایی بالاتر) بر غلظت جیوه‌کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی (سطح غذایی پایین‌تر) به دست می‌آید (۳۴)، معادل $4/69$ خواهد بود، بدین معنی که بزرگ‌نمایی زیستی در چرخه غذایی دریاچه سد قشلاق سنندج با توجه به غلظت جیوه تجمع یافته در بافت عضله ماهی کپور نقره‌ای رخ می‌دهد. بنابراین به نظر می‌رسد که در مصرف ماهیان پلانکتون‌خوار این دریاچه می‌بایست ملاحظات بهداشتی بیش‌تری را رعایت نمود.

جدول ۲ جیوه‌کل تجمع یافته اندازه‌گیری شده در زیتوده پلانکتونی در نقاط مختلف جهان را با نتایج به دست آمده در مطالعه حاضر مقایسه کرده است. همان‌طور که در جدول ۲ قابل ملاحظه است، در نتایج دیگر مطالعات، صرفاً غلظت جیوه‌کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی خلیج Terra Nova کم‌تر از غلظت جیوه‌کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی در مطالعه حاضر است. دلیل این امر این است که خلیج Terra Nova در قطب جنوب جز سواحل دست‌نخورده این قاره محسوب می‌شود که مقدار جیوه‌کل موجود در آب‌ها و موجودات آبی این سواحل، همیشه کم‌تر از مقادیر اندازه‌گیری شده در سایر آب‌ها و موجودات آبی نیم کره شمالی زمین از جمله؛ دریاچه سد قشلاق سنندج بوده است. مقادیر جیوه‌کل در زیتوده پلانکتونی دیگر نقاط جهان به دلایل گوناگونی همچون

اتمسفری (Atmospheric deposition) در دریاچه‌های آب شیرین شمال Wisconsin در آمریکا (۳۵) و مواد معلق ریز (Suspended Particulate Matter) در دریاچه Quebec کانادا (۷) ذکر شده‌اند.

وجود یک منبع انتشار جیوه، بیش‌تر از مقدار جیوه کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی سد قشلاق می‌باشد. منشأ جیوه در دیگر منابع آبی مختلف جهان، مواردی هم‌چون معادن طلای موجود در منطقه مورد مطالعه در کشور کلمبیا (۱۹)، نشست

جدول ۲- غلظت جیوه کل تجمع یافته در زیتوده پلانکتونی منابع آبی نقاط مختلف جهان و مقایسه آن با دریاچه سد قشلاق

سنندج بر حسب $\text{ng g}^{-1} \text{DW}$

Table 2- Comparison of accumulated total mercury concentration ($\text{ng g}^{-1} \text{DW}$) in planktonic biomass between Sanandaj Gheshlagh Reservoir and other parts of the world

شماره منبع مورد استفاده	میانگین جیوه کل ($\text{ng g}^{-1} \text{DW}$)	منطقه مورد مطالعه	زیتوده پلانکتونی مورد بررسی
۳۶	۳۹	خلیج Terra Nova در قطب جنوب	زیتوده فیتوپلانکتونی
	۶۵		زیتوده زئوپلانکتونی
۷	۸۵-۴۳۲	دریاچه‌های طبیعی در کانادا	زیتوده پلانکتونی
	۳۶۰-۶۷۱	نواحی ساحلی منابع آبی کانادا	
	۷۰-۵۳۸	نواحی عمیق منابع آبی کانادا	
۳۵	۳۳-۲۰۶	۱۵ دریاچه آب شیرین Wisconsin در آمریکا	زیتوده زئوپلانکتونی
۳۷	۸۰-۱۳۰	دریاچه Superior کانادا	زیتوده زئوپلانکتونی
۱۹	۵۲۰	تالاب Grande کلمبیا	زیتوده فیتوپلانکتونی
	۹۴۰		زیتوده زئوپلانکتونی
مطالعه حاضر	۷۸/۲۱	دریاچه سد قشلاق سنندج	زیتوده پلانکتونی

به خوبی برای متیلاسیون جیوه و ورود آن به زنجیره غذایی فراهم می‌شود (۲). لذا با توجه به ویژگی بزرگ‌نمایی زیستی جیوه، دسترسی زیستی بالای متیل جیوه و نقش عمده آن در انتقال جیوه به رده‌های بالاتر غذایی (۳۸) و نیز نتایج به دست آمده از مطالعه خوشناموند و همکاران (۱۳۸۹) که دال بر وجود مقادیر قابل توجه جیوه در بافت‌های عضلانی دو ماهی عمده دریاچه سد قشلاق سنندج است (۳۳)، مصرف ماهی پلانکتون‌خوار این دریاچه باید با رعایت کامل ملاحظات بهداشتی مثل رعایت حد مجاز مصرف ماهانه ماهی بر حسب متیل جیوه موجود در بافت خوراکی ماهی انجام شود (۳۹).

این مطالعه وجود جیوه را در زیتوده پلانکتونی به اثبات رسانید. همچنین تردیدات موجود در مورد این احتمال که جیوه موجود در آب دریاچه سد قشلاق سنندج می‌تواند منشأ خارجی داشته باشد را از بین برد. پلانکتون‌ها قادرند علاوه بر تجمع زیستی جیوه طی فرآیند متیلاسیون، جیوه معدنی را به شکل جیوه آلی در آورده (۷) و دسترسی زیستی آن را برای ماهی پلانکتون‌خوار دریاچه سد قشلاق فراهم سازند. علاوه بر موارد ذکر شده، به دلیل راکد ماندن حجم زیادی از آب در دریاچه‌های پشت سدها، میانگین عمقی زیاد این نوع از دریاچه‌ها و شرایط بی‌هوازی در اعماق این بوم‌سازگان‌ها، شرایط

reservoirs in northern Quebec (Canada). *The Science of the Total Environment*, Vol. 213, pp. 307–315.

- 8- Voigt, H.R., 2000. Water quality and fish in two freshwater reservoirs (Gennarby and Sysilax) on the SW coast of Finland. *Acta Univer Carolinae Environ*, Vol. 14, pp. 31–59.
- 9- Hongmei, J., Xinbin, F., Qianjin, D., 2005. Damming effect on the distribution of mercury in Wujiang River. *Chinese Journal of Geochemistry*, Vol. 24 (2), pp. 179–183.
- 10- Plourde, Y., Lucotte, M., Pichet, P., 1997. Contribution of suspended particulate matter and zooplankton to MeHg contamination of the food chain in midnorthern Quebec (Canada) reservoirs, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, Vol. 54, pp. 821–831.
- 11- Allen-Gil, S.M., Gilroy, D.J., Curtis, L.R., 1995. An ecoregion approach to mercury bioaccumulation by fish in reservoirs. *Arch Environ Contam Toxicol*, Vol. 28, pp. 61–68.

۱۲- امانی، کمال. ۱۳۸۷. «بررسی و تعیین غلظت آلاینده‌های سد قشلاق (وحدت) سنندج و محدوده آن»، انتشارات سازمان حفاظت محیط زیست، صص ۱۲۷.

۱۳- سوری، بابک. ۱۳۸۸. «مطالعات جامع وضعیت بافت خاک حوزه‌های آبریز سد قشلاق سنندج». گزارش ابتدایی طرح پژوهشی گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، معاونت پژوهشی دانشگاه کردستان.

۱۴- اکبر پور، افشین و نصری، فریبرز، «بررسی آلودگی فلزات سنگین در حوزه‌های آبریز ورودی به دریاچه سد قشلاق سنندج»، بیست و دومین گردهمایی علوم زمین، ۱۳۸۲، تهران، ایران.

- 15- Spataru, P., Gophen, M., 1983. Feeding behavior of silver carp

تشکر و قدردانی

از گروه محیط زیست دانشگاه کردستان برای فراهم‌سازی امکانات و بودجه این طرح تحقیقاتی و همچنین همکاری‌های بی‌دریغ اساتید محترم جناب آقایان دکتر کمانگر، دکتر قربانی و خانم دکتر بدخشان، آقایان مهندس گویلیان، قادری، رحمانی، خوشناموند و همه کسانی که ما را در انجام این تحقیق یاری نمودند، تشکر و قدردانی می‌شود.

منابع

- 1- Storelli, M.M., Giacomini-Stuffler, R., Marcotrigiano, G.O., 2002. Total and methylmercury residues in cartilaginous fish from Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 44 (12), pp. 1354–1358.
- 2- Balogh, S.J., Swain, E.B., Nollet, Y.H., 2006. Elevated methylmercury concentrations and loadings during flooding in Minnesota Rivers. *The Science of the Total Environment*, Vol. 368 (1), pp. 138–148.
- 3- Boening DW., 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere*, Vol. 40, pp. 1335–1351.
- 4- Clarkson, T.W., 1990. Human health risks from methylmercury in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 9, pp. 957–961.
- 5- Clarkson, T.W., Magos, L., 2006. The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Crit Rev Toxicol*, Vol. 36, pp. 609–662.
- 6- Cooper, J.J., 1983. Total mercury in fishes and selected biota in Lahontan Reservoir, Nevada. *Bull Environ Contam Toxicol*, Vol. 31, pp. 9–17.
- 7- Tremblay, A., Lucotte, M., Schetagne, R., 1998. Total mercury and methylmercury accumulation in zooplankton of hydroelectric

- Transfer of mercury from benthic invertebrate to fishes in lakes with contrasting fish community structure. *Can J Fish Aquat Sci*, Vol. 54, pp. 1320–1330.
- 24- Rada, R.G., Powell, D.E., Wiener, J.G., 1993. Whole-lake burdens and spatial distribution of mercury in surficial sediments in Wisconsin seepage lakes, *Can J Fish Aquat Sci*, Vol. 50, pp. 865–873.
- 25- Tomiyasu, T., Nagano, A., Yonehara, N., Sakamoto, H., Rifardi, Oki, K., Akagi, H., 2000. Mercury contamination in the Yatsushiro Sea, south-western Japan: spatial variations of mercury in sediment. *The Science of the Total Environment*, Vol. 257 (2–3), pp. 121–132.
- 26- Campbell, K.R., Ford, C.J., Levine, D.A., 1998. Mercury distribution in Poplar Creek, Oak, Ridge, Tennessee, USA. *Environ Toxicol Chem*, Vol. 17, pp. 1191–1198.
- 27- Zizek, S., Horvat, M., Toman, M.J., 2005. Bioaccumulation of mercury in benthic communities of a river ecosystem affected by mercury mining. *Materials and Geoenvironment*, Vol. 52 (1), pp. 165–168.
- 28- Mailman, M., Stepnik, L., Cicek, N., Bodaly (Drew), R.A., 2006. Strategies to lower methyl mercury concentrations in hydroelectric reservoirs and lakes: A review. *Sci Total Environ*, Vol. 368, pp. 224–235.
- 29- Delongchamp, T.M., David R.S., Lean, D.R.S., Jeffrey, J., Ridal, J.J., Blais, J.M., 2009. Sediment mercury dynamics and historical trends of mercury deposition in the St. Lawrence River area of concern near *Hypophthalmichthys molitrix* Val. and its impact on the food web in Lake Kinneret. *Hydrobiologia*, Vol. 120, pp. 53–61.
- ۱۶- آساراب (مهندسین مشاور). ۱۳۸۴. «مطالعات لیمنولوژیکی و ارزیابی ذخایر سد قشلاق (وحدت) سنندج»، انتشارات اداره کل شیلات استان کردستان، صص ۱۶۰.
- 17- Suthers, I.M., Rissik, D., 2009. *Plankton, A guide to their ecology and monitoring for water quality*, CSIRO Publishing, Collingwood, pp. 273.
- 18- APHA (American Public Health Association), 2005. *Standard Method for examination of water and waste water*, 25th edition, APHA, Washington, D.C.
- 19- Marrugo-Negrete, J., Benitez, L. N., Olivero-Verbel, J., 2008. Distribution of mercury in several environmental compartments in an aquatic ecosystem impacted by gold mining in northern Colombia. *Arch Environ Contam Toxicol*, Vol. 55, pp. 305–316.
- 20- Houserova, P., Kuban, V., Kracmar, S., Sitko, J., 2007. Total mercury and mercury species in birds and fish in an aquatic ecosystem in the Czech Republic. *Environ Pollut*, Vol. 145, pp. 185–194.
- 21- Zhang, C., 2007. *Essential Analytical and Organic Chemistry: Fundamentals of Environmental Sampling and Analysis*, A John Wiley & Sons, Inc., Publication, New Jersey, pp. 457.
- 22- Goswami, S.C., 2004. *Zooplankton Methodology, Collection & Identification – a field Manual*. National Institute of Oceanography, New Delhi, pp. 32.
- 23- Wong, A. H. K., McQueen, D. J., Williams, D. D., Demers, E., 1997.

- Environ. Sci. Technol, Vol. 29, pp. 154–160.
- 35- Watras, C. J., Back, R. C., Halvorsen, S., Hudson, R. J. M., Morrison, K. A., Wente, S. P., 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food web. *The Science of the Total Environment*, Vol. 219, pp. 183–208.
- 36- Bargagli, R., Monaci, F., Sanchez-Hernandez, J. C., Cateni, D., 1998. Biomagnification of mercury in an Antarctic marine coastal food web. *Marine Ecology Progress Series*, Vol. 169, pp. 65–76.
- 37- Back, R.C., Gorski, P.R., Cleckner, L.B., Hurley, J.P., 2003. Mercury content and speciation in the plankton and benthos of Lake Superior. *The Science of the Total Environment*, Vol. 304, pp. 349–354.
- 38- Fowler, S. W., Heyraud, M., La Rosa, J., 1978. Factors affecting methyl and inorganic mercury dynamics in mussels and shrimp. *Mar Bio*, 146, pp. 267–276.
- ۳۹- اسماعیلی ساری، عباس. ۱۳۸۱. «آلاینده‌ها بهداشت و استاندارد در محیط زیست»، انتشارات نقش مهر، تهران، صص ۶۶۷.
- Cornwall, Ontario, Canada. *The Science of the Total Environment*, Vol. 407, pp. 4095–4104.
- 30- Baeyens, W., Meuleman, C., Muhaya, B., Leermakers, M., 1998. Behavior and speciation of mercury in the Scheldt estuary (water, sediment and benthic organism). *Hydrobiologia*, Vol. 366, pp. 63–79.
- 31- King, J.K., Kostka, J.E. Frischer, M.E. Saunders, F.M., Jahnke. R.A., 2001. A quantitative relationship that demonstrates mercury methylation rates in marine sediments are based on the community composition and activity of sulfate-reducing bacteria, *Environ. Sci. Technol*, Vol. 35, pp. 2491–2496.
- ۳۲- آلان، ج. دیوید. «اکولوژی رودخانه»، ابراهیم نژاد، محمد. چاپ اول، اصفهان، انتشارات دانشگاه اصفهان، ۱۳۸۴، صص ۶۹۵.
- ۳۳- خوشناموند، مهدی، کیودوندپور، شهرام، غیثی، فرزاد، بهرام نژاد، بهمن. ۱۳۸۹. «مقایسهٔ تجمع زیستی جیوه کل در بافت عضلهٔ دو گونه ماهی کپور معمولی و کپور نقره‌ای سد قشلاق سنندج»، محیط شناسی، سال سی و ششم، شماره پنجاه و شش، صص ۴۷–۵۴.
- 34- Leblanc, G.A., 1995. Trophic level differences in the bioconcentration of chemicals implications in assessing environmental biomagnifications,