

## تحلیل سطح تغذیه‌گرایی مخزن سد شیرین‌دره با استفاده از رویکرد آنتروپی‌فازی

مهدی تیموری<sup>۱\*</sup>، واحدبردی شیخ<sup>۲</sup>، امیر سعدالدین<sup>۳</sup>

۱ دانشجوی سابق دکتری علوم و مهندسی آبخیزداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران  
۲ و ۳ دانشیار گروه آبخیزداری دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ایران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۳/۰۶؛ تاریخ تصویب: ۱۳۹۸/۰۴/۱۰)

### چکیده

تغذیه‌گرایی فرایندی طبیعی است که افزایش دخالت‌های انسانی سبب تسریع این پدیده و کاهش سریع کیفیت آب و پیر شدن مخزن سد می‌شود و همواره یکی از مهمترین مشکلات مخازن در دنیا بوده است. از آنجایی که تعیین سطح تغذیه‌گرایی مخزن امری پیچیده و مبهم است در این تحقیق از تحلیل ترکیبی فازی با روش وزن‌دهی آنتروپی برای تعیین سطح تغذیه‌گرایی در مخزن سد شیرین‌دره در استان خراسان شمالی و در یک بازه زمانی یک ساله استفاده شده است. به همین منظور از مقادیر فازی شده متغیرهای اصلی شامل غلظت کلروفیل آ، فسفر کل، اکسیژن اشباع و نیترژن کل برای تعیین تابع عضویت و از روش آنتروپی شانون برای تعیین وزن متغیرهای شاخص استفاده شد. در نهایت، نتایج این رویکرد با نتایج روش توزیع یکسان و روش کارلسون مقایسه شد. نتایج نشان داد که مخزن سد در ماه‌های آذر تا اسفند در شرایط الیگوتروفیک، در ماه آبان مزوتروفیک و در بقیه ماه‌ها در سطح یوتروفیک قرار دارد. با توجه به قابلیت این رویکرد که قادر به بیان درجه قطعیت و شدت هر سطح در ماه‌های مختلف است مشاهده شد که ماه‌های تیر، مرداد و شهریور با بیشترین قطعیت، مخزن را در شرایط یوتروفیک شدید قرار می‌دهند. همچنین نتایج رویکرد به کار گرفته شده در مقایسه با روش کارلسون و فازی با توزین یکسان منطقی و واقع‌بینانه‌تر است.

**کلید واژه‌ها:** سطح تغذیه‌گرایی، کیفیت آب، تحلیل ترکیبی فازی، آنتروپی شانون، سد شیرین‌دره

## سرآغاز

تغذیه‌گرایی<sup>(۱)</sup> یکی از مهمترین چالش‌های محیط‌زیستی دریاچه‌ها و مخازن است که به دلیل افزایش توده فیتوپلانکتون‌های ناشی از بارگذاری آلودگی‌های نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای در سطح حوزه آبخیز ایجاد می‌شود. این افزایش توده‌های فیتوپلانکتونی که به شکوفایی جلبکی معروف است سبب کاهش اکسیژن به خصوص در اعماق آب، تغییرات شدید در مزه و بوی آب و تجمع آنها در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب گشته که علاوه بر مشکلات محیط‌زیستی، توسعه پایدار جوامع و اقتصاد آنها را تحت تاثیر قرار می‌دهد (Yan et al., 2016).

با توجه به پیچیدگی این پدیده در طبیعت که دارای متغیرهای علی و معلولی زیادی است، تحلیل چند بعدی آن نیز حایز اهمیت است. بدین منظور شاخص‌های چند متغیره متعددی توسعه داده شده است که از آن جمله می‌توان به TSI<sup>(۲)</sup> اشاره کرد. این شاخص ساده‌ترین و متداول‌ترین روش برای برآورد تغذیه‌گرایی است که متاسفانه ممکن است به صورت همزمان برای متغیرهای مختلف، حالت‌های متعددی از تغذیه‌گرایی را نشان دهد و حتی با میانگین‌گیری از سه متغیر اصلی این شاخه (فسفر کل، کلروفیل آ و عمق سکی) ممکن است به نتایج نامناسبی دست یافت که تصمیم‌گیری برنامه‌های مدیریت کیفیت آب را با چالش مواجه می‌سازد (Nalamutt & Karmakar, 2016). از طرف دیگر عدم قطعیت زیادی از جمله تصادفی و فازی بودن داده‌ها در تحلیل‌های مربوط به کیفیت و مدیریت منابع آب وجود دارد که موضوعی چالش برانگیز در مطالعه‌های محیط‌زیستی است. منظور از تصادفی بودن داده‌ها، عدم قطعیت در پایش داده‌ها و تحلیل آنها است. فازی بودن داده‌های منابع آب نیز به طبقه‌بندی‌های مختلف مرتبط با درجه‌های آلودگی آب اشاره می‌کند (Wang et al., 2007). به دلیل وجود شرایط فازی در مرز بین طبقه‌ها و ارتباط بین متغیرها، عدم قطعیت مشهود است و برآورد این عدم قطعیت توسط توسعه مدل‌ها و ابزارهای تحلیلی مورد نیاز است (McIntyre et. al., 2003) که به طور معمول رویکردهای مختلفی برای برآورد این عدم قطعیت وجود دارد که رویکرد آماری و احتمالاتی، مجموعه‌های فازی، هوش مصنوعی و روش‌های ترکیبی از جمله آنها هستند.

تئوری مجموعه فازی که توسط عسگری‌زاده در سال ۱۹۶۵ معرفی شد برای کمی نمودن متغیرهای زبانی و مفاهیم تقریبی

به کار می‌رود و می‌تواند پدیده‌های غیرقطعی و ناکامل را به صورت ریاضی بیان و محاسبه نماید (Ansari and Davary, 2010). روش تحلیل فازی، کاربرد گسترده‌ای در مدیریت منابع آب و توسعه شاخص‌های محیط‌زیستی دارد که (Silvert, 2000) به آن اشاره نموده است. از آن جایی که تصمیم‌های محیط‌زیستی و منابع آب بیشتر بر اساس تجربه، قضاوت‌های شخصی، تحلیل‌های خام و روش‌های احتمالاتی بنا نهاده شده‌اند و همچنین غالباً کمبود داده برای بررسی رفتار تصادفی آنها وجود دارد، می‌بایست از روش مناسبی برای تعیین توزیع احتمالاتی با کمترین اریبی<sup>(۳)</sup> و تعیین وزن مناسب استفاده کرد (Singh, 1997) که نقش مهمی در تحلیل فازی دارد (Nalamutt & Karmakar, 2016). برای انتخاب وزن مناسب برای هر پارامتر می‌توان از روش‌های مختلفی مانند آنتروپی، فرایند تحلیل سلسله مراتبی، روش توزیع وزنی یکسان استفاده نمود.

تئوری آنتروپی یکی از روش‌های آماری موجود برای ارزیابی عدم قطعیت موجود در متغیرهای تصادفی با استفاده از اطلاعات محدود موجود است و دارای انواع مختلفی است که یکی از متداول‌ترین آنها، آنتروپی شانن (Shannon, 1948) است که در این روش مقادیر بالای آنتروپی بیانگر تصادفی بودن پارامتر و داشتن محتوای اطلاعاتی کمتر و در نتیجه وزن کمتری است. از جمله مطالعه‌هایی که در سال‌های اخیر در این زمینه انجام شده می‌توان به موارد زیر اشاره نمود. (Taheriyoun et al., 2010)، شاخص آنتروپی فازی را به منظور بررسی تغذیه‌گرایی مخزن سد ستارخان در یک بازه زمانی یک ساله به کار گرفته و از توانایی آن برای بیان میزان عدم قطعیت در ماه‌های مختلف و همچنین اطمینان‌پذیری بیشتر آن نسبت به روش کارلسون<sup>(۴)</sup> اشاره نمودند. (Lin and Huang, 2015) به ارزیابی فازی کیفیت آب مخزن سد فیتسو<sup>(۵)</sup> در شرایط سیل‌خیزی و گل‌آلودگی پرداخته و در پدیده‌های مختلف هیدرولوژیکی، آن را روش مناسبی برای تعیین کیفیت آب دانستند. (Ding et al., 2017) نیز به توسعه و ارزیابی جامع فازی با روش وزن‌دهی آنتروپی منبع آب شرب منطقه هشانگشان<sup>(۶)</sup> چین پرداخته و آن را روشی موثر در بررسی مسایل محیط‌زیستی آب معرفی نمودند. (Abdolabadi and Niksokhan, 2014) نیز به ارزیابی وضعیت تغذیه‌گرایی مخزن سد ایلام در دو سطح زیرلایه و رولایه در یک دوره زمانی یک ساله با رویکرد فازی و دو سناریوی مختلف وزن‌دهی پرداخته و

با روش وزن‌دهی آنتروپی و مقایسه با طبقه‌بندی مرسوم کارلسون و استفاده از مفهوم عدم قطعیت ناشی از نتایج به دست آمده از این رویکرد است.

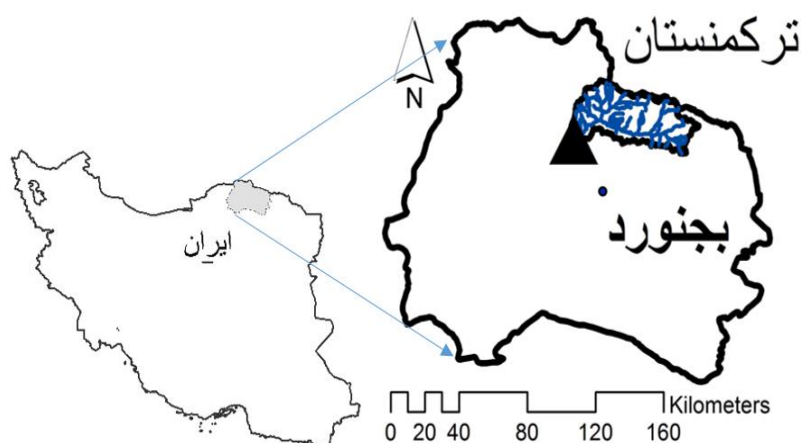
## مواد و روش‌ها

### منطقه مورد مطالعه

حوزه آبخیز سد شیرین‌دره با مساحت تقریبی ۱۷۰۰ کیلومتر مربع در شمال استان خراسان شمالی و در مجاورت مرز ایران و ترکمنستان واقع شده است (شکل ۱). رودخانه اصلی آن از اتصال دو رودخانه ایوب و قرق شکل گرفته که در نهایت به رودخانه اترک - یکی از زیرحوضه‌های اصلی حوزه آبریز دریای خزر - متصل می‌شود. این حوضه کوهستانی بوده و ارتفاع متوسط آن حدود ۱۴۶۰ متر است. محل سد در ۶۵ کیلومتری شمال غرب شهرستان بجنورد قرار دارد که در سال ۱۳۸۴ به منظور تامین سالانه ۲۰ میلیون مترمکعب آب آشامیدنی مورد نیاز مرکز استان و روستاهای مسیر خط انتقال و پنج میلیون مترمکعب آب مورد نیاز صنایع و همچنین تامین آب کشاورزی ۶۳۰۰ هکتار زمین‌های پایین‌دست به بهره‌برداری رسیده است. نوع سازه سد، خاکی با هسته رسی با توان تنظیم سالانه حدود ۶۶ میلیون مترمکعب است (Ehrampush et al., 2015).

اذعان داشتند که با این روش، عدم شفافیت بین مرزهای سطوح مختلف به خوبی نمایان می‌شود.

مطالعه حاضر نیز به تحلیل کیفیت آب مخزن سد شیرین‌دره با به کارگیری ارزیابی تحلیلی فازی و سناریوهای وزن‌دهی آنتروپی و توزیع وزنی یکسان می‌پردازد. با توجه به این که مهمترین منابع آلاینده انسان‌ساز این حوضه شامل زه‌آب تولیدی از حدود ۳۷۰ کیلومتر مربع اراضی کشاورزی، مواد زاید تولیدی ۴۶ روستا و دامداری سنتی و پراکنده در مراتع واقع در حوضه است (Khajehpour et al., 2014)، حتی در صورت نبود داده‌های کیفیت آب مخزن نیز می‌توان متصور شد که آب مخزن در بعضی ماه‌ها در شرایط کیفیت نامناسبی قرار دارد. بنابراین، با توجه به این که طبقه‌های استاندارد کیفیت آب تعریف شده توسط سازمان همکاری و توسعه اقتصادی (OECD)<sup>(۷)</sup> وضوح چندانی ندارند؛ بنابراین، بایستی از تئوری فازی و تعیین توابع عضویت برای متغیرهای اساسی جهت تعیین مرزهای بین این طبقه‌ها استفاده نمود. بدین‌منظور از داده‌های کیفیت آب مخزن سد شیرین‌دره، به عنوان مهمترین منبع تامین‌کننده آب شرب مرکز استان، شامل فسفر کل، نیتروژن کل، کلروفیل آ و اکسیژن محلول از آذرماه ۱۳۹۰ تا آبان‌ماه ۱۳۹۱ که توسط شرکت آب منطقه‌ای خراسان شمالی در اعماق مختلف و در چهار ایستگاه نمونه‌برداری داخل مخزن انجام شده، استفاده شده است. در این مطالعه هدف، به کارگیری و بررسی سیستم ارزیابی ترکیبی فازی



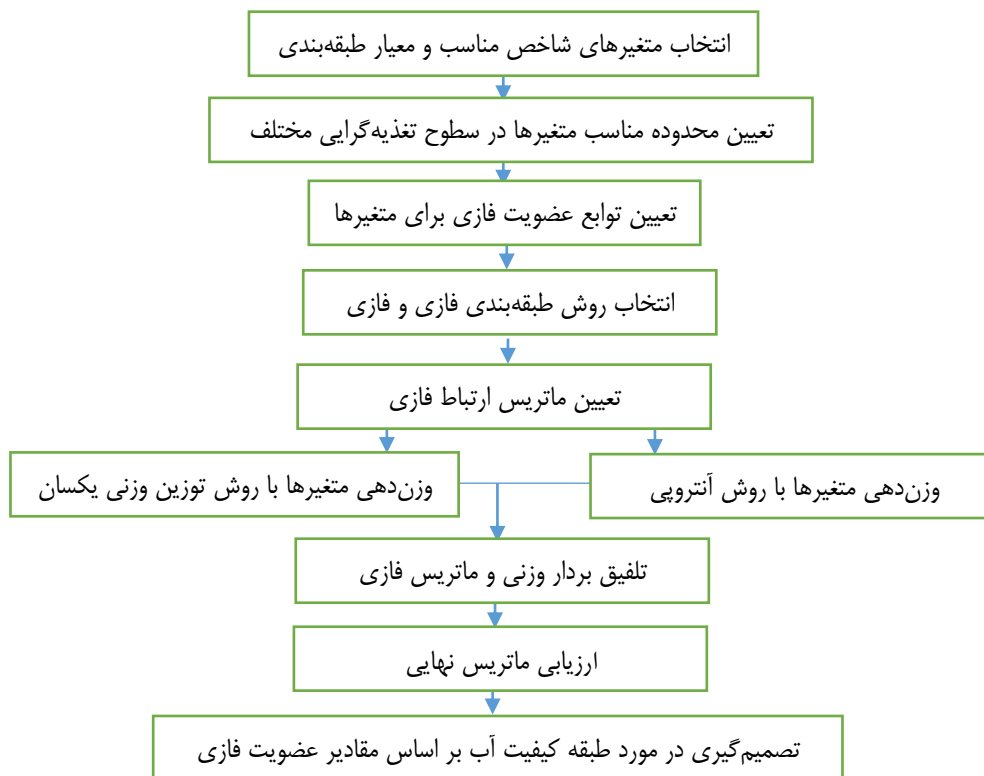
شکل (۱): موقعیت حوزه آبخیز و سد شیرین‌دره در استان خراسان شمالی و ایران

که مرحله اول شامل تعیین تابع عضویت فازی متغیرها بر اساس شاخص طبقه‌بندی، مرحله دوم شامل فرایند تجمیع نمودن مجموعه فازی توسط ماتریس ارزیابی و مرحله سوم تبدیل نتایج

## روش انجام مطالعه

روش انجام هر فرایند ارزیابی فازی شامل یک فرایند سه مرحله‌ای فازی سازی، تجمعی نمودن و غیرفازی نمودن است

فازی به مقادیر صریح عددی است. ضمن این که در این مطالعه اثرگذاری آنها داده می‌شود. گام‌های عملی مورد استفاده در این به متغیرهای مختلف، وزن‌های مناسبی با توجه به میزان تحقیق در شکل (۲) نمایش داده شده است.



شکل (۲): مراحل تحلیلی ارزیابی ترکیبی فازی در این مطالعه

پایه‌سازی می‌شود و همان طور که گفته شد اجزای آن شامل فازی‌ساز، موتور استنتاج فازی و غیرفازی‌ساز است. روند تبدیل متغیرهای صریح به متغیرهای زبانی را فازی‌سازی گویند. موتور استنتاج با استفاده از الگوریتم‌های استنتاج، قوانین را ارزیابی و پس از تجمیع، قوانین خروجی را توسط واحد غیرفازی‌ساز به مقدار صریح یا عددی تبدیل می‌کند. شکل (۳) مولفه‌های مختلف سیستم استنتاج فازی را نشان می‌دهد.

#### - تعیین متغیرهای شاخص، توابع عضویت و ساخت

##### ماتریس آن

(Karlson, 1997) با استفاده از میانگین سه متغیر غلظت فسفر کل، کلروفیل آ و عمق سکی، شاخصی را تحت عنوان TSI برای بررسی تغذیه‌گرایی ارایه نمود (رابطه ۲).

(۲)

$$TSI_{TP} = 4.15 + 14.32 \ln(TP)$$

#### - ارزیابی جامع فازی

منطق فازی حالت خاصی از منطق بولین است که ابزاری برای مواجهه با عدم قطعیت ناشی از ابهام با استفاده از مفهوم توابع عضویت می‌باشد. تئوری فازی بیان می‌کند که اگر  $X$  مجموعه مرجع باشد، آنگاه مجموعه فازی  $\tilde{A}$  در  $X$  به صورت مجموعه دو عضوی زیر (رابطه ۱) بیان می‌شود:

(۱)

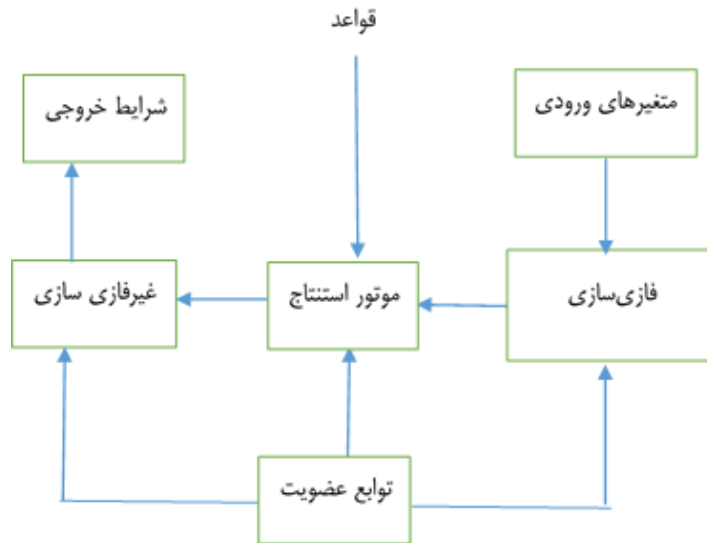
$$\tilde{A} = \{(x, \mu_{\tilde{A}(x)}) | x \in X\}; 0 \leq \mu_{\tilde{A}(x)} \leq 1$$

که  $\mu_{\tilde{A}(x)}$  بیانگر درجه عضویت  $x$  در مجموعه فازی  $\tilde{A}$  است. یک تابع عضویت در مجموعه‌های فازی ممکن است شکل‌های مختلفی مانند دوزنقه‌ای، مثلثی، گوسی و ... داشته باشد (Mourhir et al., 2014).

یک سیستم استنتاج فازی نیز نگاهی از فضای ورودی به خروجی است که با استفاده از توابع عضویت و قوانین فازی

$$TSI_{Chl a} = ۳۰.۶ + ۹.۸۱ \ln(Chl a)$$

$$TSI_{SD} = ۶۰ - ۱۴.۴۱ \ln(SD)$$



شکل (۳): مولفه‌های مختلف سیستم استنتاج فازی

سبب کاهش شفافیت آب می‌شود اخیراً عامل عمق سکی نیز از محاسبه‌های TSI حذف شده است (Nalamutt & Karmakar, 2016). به همین دلیل در این مطالعه از متغیرهای فسفرکل، نیتروژن کل، کلروفیل آ و اکسیژن اشباع به‌عنوان مهمترین عوامل در طبقه‌بندی شرایط تغذیه‌گرایی مخزن، بررسی و توابع عضویت آنها لحاظ شده است. جدول (۱) حدود مختلف این متغیرها در سطوح متفاوت شرایط تغذیه‌گرایی را نشان می‌دهد. همان‌طور که در جدول (۱) مشاهده می‌شود محدوده سطوح تغذیه‌ای مختلف با یکدیگر همپوشانی داشته و به‌عنوان نواحی فازی باید در نظر گرفته شوند. در این مطالعه برای سه سطح تغذیه‌گرایی مختلف، مجموعه فازی به وسیله توابع عضویت مثلثی و دوزنقه‌ای و سه تابع عضویت برای چهار متغیر شاخص طبق رابطه (۳) تعریف می‌شود.

که در آنها SD عمق سکی (متر)، Chl a غلظت کلروفیل آ و TP غلظت فسفر کل (هر دو برحسب میکروگرم در لیتر) است. بر این اساس مقادیر شاخص کمتر از ۳۵، بین ۳۵-۴۵ و بیشتر از ۴۵ به ترتیب مخزن را در شرایط الیگوتروفیک (شاداب)، مزوتروفیک (نیمه مغذی) و یوتروفیک (مغذی) نشان می‌دهد (U.S. EPA, 1999). بر اساس همین رویکرد، با اعمال اثر نیتروژن کل به‌عنوان یکی از پارامترهای موثر در تغذیه‌گرایی، شاخص اصلاح شده کارلسون نیز ارایه شد (Carlson, 1992).

در حالت معمول در آب‌های شیرین، فسفر به‌عنوان عامل محدودکننده شناخته می‌شود. اما این به آن معنی نیست که تنها عامل محدودکننده در همه آب‌هاست (Dodds et al., 1989) و نیتروژن نیز به همراه فسفر می‌تواند عامل محدودکننده رشد جلبک‌ها باشد. از طرفی چون مواد آلی محلول به صورت طبیعی

جدول (۱): مقادیر حدود بالا، پایین و میانه متغیرها در سطوح مختلف تغذیه‌گرایی

| منبع                           | سطح یوتروفیک |           | سطح مزوتروفیک |           | سطح الیگوتروفیک |           | متغیر شاخص کیفیت آب* |
|--------------------------------|--------------|-----------|---------------|-----------|-----------------|-----------|----------------------|
|                                | محدوده       | میانه (c) | محدوده        | میانه (b) | محدوده          | میانه (a) |                      |
| (OECD, 1982)                   | ۱۶-۳۹۰       | ۸۴        | ۱۱-۹۶         | ۲۷        | ۳-۱۸            | ۸         | فسفر کل              |
| (OECD, 1982)                   | ۲/۷-۷۸       | ۱۴        | ۳-۱۱          | ۴/۷       | ۰/۳-۴/۵         | ۱/۷       | کلروفیل آ            |
| (Vollenweider & Kerekes, 1980) | ۳۹۰-۶۱۰۰     | ۱۹۰۰      | ۳۶۰-۱۴۰۰      | ۷۵۰       | ۳۱۰-۱۶۰۰        | ۶۶۰       | نیتروژن کل           |
| (USEPA, 1999)                  | <۱۰          | ۵         | ۱۰-۸۰         | ۵۰        | >۸۰             | ۹۰        | درصد اکسیژن اشباع    |

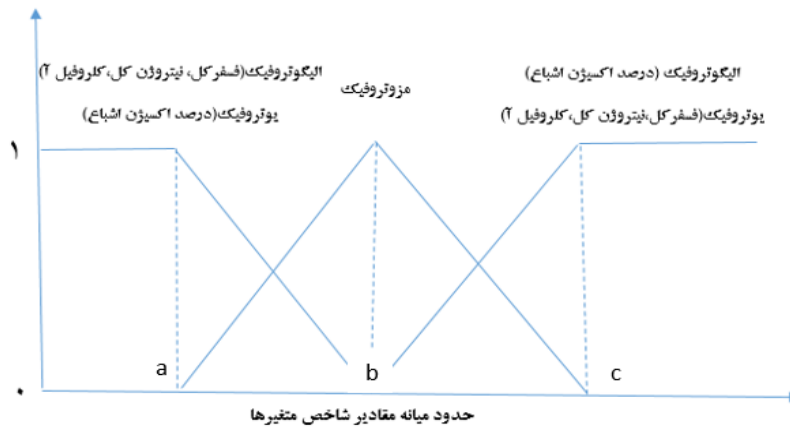
\* تمام واحدها به جز درصد اکسیژن اشباع برحسب میکروگرم در لیتر است.

که  $\mu$  تابع عضویت،  $e$ ،  $m$  و  $o$  به ترتیب سطوح تغذیه‌ای یوتروفیک، مزوتروفیک و ایگوتروفیک و  $x$  مقدار ورودی مجموعه داده‌ها برای هر چهار شاخص متغیر این مطالعه هستند. شکل (۴) نیز نمونه متداولی از توابع عضویت متغیرهای شاخص تغذیه‌گرایی مورد استفاده در این مطالعه را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود مقادیر بالای فسفرکل، نیتروژن کل و کلروفیل آ و مقادیر کم متغیر اکسیژن اشباع، نشان‌دهنده شرایط یوتروفیک می‌باشند.

$$\mu_e(x) = \begin{cases} 1 & x \geq c \\ (x-b)/(c-b) & b < x < c \\ 0 & x \leq a \end{cases} \quad (3)$$

$$\mu_m(x) = \begin{cases} 1 & x \geq c, x \leq a \\ \frac{c-x}{c-b} & b < x < c \\ \frac{x-a}{b-a} & a \leq x \leq b \end{cases}$$

$$\mu_o(x) = \begin{cases} 1 & x \geq b \\ \frac{b-x}{b-a} & a < x < b \\ 0 & x \leq a \end{cases}$$



شکل (۴): تابع عضویت متغیرهای شاخص (Taheriyoun et al., 2010)

(۵) با توجه به شکل (۴) و جدول (۱)، مقادیر عضویت  $a$ ،  $b$  و  $c$  برای هر مجموعه فازی فسفرکل، نیتروژن کل و کلروفیل آ به صورت رابطه (۴) نوشته می‌شود.

(۴)

$$R = \begin{bmatrix} \mu_{tp,o} & \mu_{tp,m} & \mu_{tp,e} \\ \mu_{chl a,o} & \mu_{chl a,m} & \mu_{chl a,e} \\ \mu_{tn,o} & \mu_{tn,m} & \mu_{tn,e} \\ \mu_{so,o} & \mu_{so,m} & \mu_{so,e} \end{bmatrix}$$

#### -وزن دهی متغیرها

تخصیص مناسب وزن به متغیرها، نقش مهمی در تحلیل ترکیبی فازی دارد (Wang et al., 2008). با توجه به وجود روش‌های مختلف وزن‌دهی، در این تحقیق از دو روش آنتروپی شانون و توزیع وزنی یکسان استفاده شده است. در روش آنتروپی اطلاعات که توسط (Shannon, 1948) مطرح شد، برای هر پدیده یک توزیع با احتمال در نظر گرفته شده و میزان تصادفی بودن آن به صورت یک معیار ریاضی نشان داده می‌شود. هر قدر میزان آنتروپی شاخص بیشتر باشد تاثیر شاخص یاد شده در انتخاب گزینه‌ها کمتر و در نتیجه وزن آن نیز کمتر خواهد بود و برعکس.

برای شرایط یوتروفیک  $\mu_e(b) = 0, \mu_e(c) = 1$

برای شرایط مزوتروفیک  $\mu_m(a) = 0, \mu_m(b) = 1, \mu_m(c) = 0$

برای شرایط ایگوتروفیک  $\mu_o(a) = 1, \mu_o(b) = 0$

بدیهی است که برای متغیر اکسیژن اشباع،  $\mu_o$  و  $\mu_e$  جابه‌جا خواهند شد.

پس از تعیین توابع عضویت، ماتریس عضویت برای متغیرهای شاخص ساخته می‌شود که در آن سطرها درجه عضویت متغیرها و ستون‌ها، سطوح تغذیه‌گرایی را نشان خواهند داد (رابطه ۵). به‌عنوان مثال  $\mu_{tn,o}$  معرف تابع عضویت نیتروژن کل در سطح ایگوتروفیک است.

### تحلیل ارزیابی فازی شرایط تغذیه‌گرایی

برای تعیین طبقات سطوح تغذیه‌گرایی از روش (Chang et al., 2001) استفاده شده است. بدین منظور از ضرب ماتریس وزن متغیرهای به دست آمده از روش آنتروپی در ماتریس فازی (رابطه‌های ۵ و ۱۲)، ماتریسی به دست می‌آید که بزرگترین عدد مربوط به هر سطح، به عنوان سطح تغذیه‌گرایی غالب معرفی می‌شود (رابطه ۱۳).

$$B = \lambda * R = \max[b_o, b_m, b_e] \quad (13)$$

در نهایت با تخصیص ضرایب مناسب (Lu et al., 1999) به مولفه‌های ماتریس به دست آمده (رابطه ۱۴)، مقدار عددی سطح تغذیه‌گرایی تعیین می‌شود.

$$EI = (1 * b_o) + (2 * b_m) + (3 * b_e) \quad (14)$$

بدیهی است که در روش توزیع وزنی یکسان، به جای استفاده از بردار تعیین شده توسط روش آنتروپی، از عدد ۰/۲۵ در رابطه (۱۳) استفاده می‌شود.

### نتایج

بر اساس متوسط داده‌های نمونه‌برداری در هر ماه، متغیرهای شاخص کارلسون مورد بررسی قرار گرفتند. همان‌گونه که انتظار می‌رود این متغیرها در ماه‌های مشابه نیز سطوح مختلف تغذیه‌گرایی را نشان می‌دهند (جدول ۲). همچنین از آن جایی که محدوده داده‌های ارایه شده توسط (OECD, 1982) برای متغیرهای مختلف همپوشانی دارند (جدول ۱) بنابراین، این ابهام در تعیین سطح تغذیه‌گرایی، مضاعف می‌شود. به منظور تعیین سطح نهایی و با استفاده از رابطه (۲) میزان عددی شاخص TSI و سطح مرتبط با آن محاسبه و تعیین شد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود با توجه به این شاخص، غیر از ماه‌های آذر تا بهمن، در بقیه ماه‌ها شرایط تغذیه‌گرایی یوتروفیک حاکم است.

در شکل (۵) نیز تغییرات ماهانه مقدار شاخص کارلسون به همراه حدود مرزی بین سطوح مشاهده می‌شود. همان‌طور که مشهود است حد بین سطوح مختلف تغذیه‌گرایی بسیار انعطاف‌ناپذیر است و تغییر بسیار کمی در مقدار یکی از متغیرها می‌تواند سطح تغذیه‌گرایی در آن ماه را به یکباره تغییر دهد. در عمل، چنین تغییر و اختلافی در تعیین سطح کیفیت آب مخزن می‌تواند منجر به تضاد عقاید بین مدیران و ذی‌نفعان در ارایه سیاست‌های کاهش بار آلودگی در سطح حوضه شود.

فرض کنید  $m$  مجموعه داده و  $n$  متغیر ارزیابی، تشکیل ماتریس ارزیابی اولیه (EM) را می‌دهند (رابطه ۶). اطلاعات معیار  $j$  ( $j=1,2,\dots,n$ ) در گزینه  $i$  ( $i=1,2,\dots,m$ ) با عنصر  $x_{ij}$  در ماتریس ارزیابی بیان می‌شود (Taheriyoun et al., 2010).

$$EM = \begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} & \dots & x_{1n} \\ x_{21} & x_{22} & \dots & x_{2n} \\ \vdots & \vdots & & \vdots \\ x_{m1} & x_{m2} & \dots & x_{mn} \end{bmatrix} \quad (6)$$

به منظور هم‌مقیاس‌سازی تمام  $x_{ij}$  ها در ماتریس، با نرمال نمودن اجزای ماتریس اولیه،  $d_{ij}$  تعیین می‌شود. بدین منظور از رابطه (۷) برای متغیرهایی که مقدار حداکثر آن موردنظر است (اکسیژن اشباع) و از رابطه (۸) برای متغیرهایی که مقدار حداقل آن مطلوب است (فسفرکل، نیتروژن کل و کلروفیل آ) استفاده می‌شود.

$$d_{ij} = (x_{ij} \div x_j^*), x_j^* = \max\{x_{ij}\} \quad (7)$$

$$d_{ij} = (x_j^* \div x_{ij}), x_j^* = \min\{x_{ij}\} \quad (8)$$

سپس برای محاسبه احتمال وقوع متغیر شاخص ( $p_{ij}$ ) از رابطه (۹) استفاده می‌شود.

$$p_{ij} = \frac{d_{ij}}{D_j}; D_j = \sum_{i=1}^m d_{ij} \quad (9)$$

و میزان آنتروپی  $J$  امین متغیر از رابطه (۱۰) به دست می‌آید.

$$e_j = -c \sum_{i=1}^m p_{ij} \ln(p_{ij}), c = \frac{1}{\ln(m)} > 0, e_j > 0 \quad (10)$$

آنتروپی کل ( $e$ ) نیز به صورت زیر محاسبه می‌شود (رابطه ۱۱):

$$e = \sum_{j=1}^n e_j \quad (11)$$

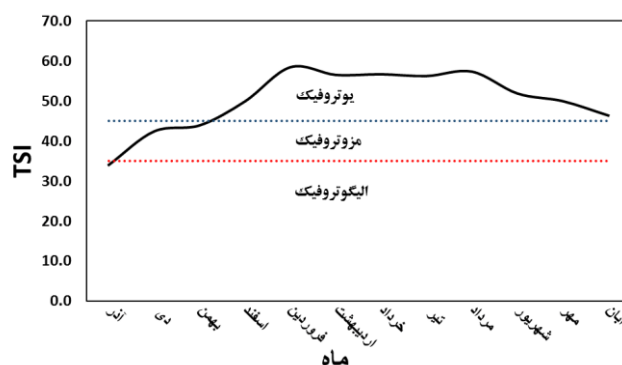
و در نهایت وزن متغیر  $J$  ( $\lambda_j$ ) از رابطه (۱۲) تعیین می‌شود.

$$\lambda_j = \frac{1-e_j}{\sum_{j=1}^n 1-e_j}; 0 \leq \lambda_j \leq 1; \sum_{j=1}^n \lambda_j = 1 \quad (12)$$

جدول (۲): سطوح تغذیه‌گرایی برای متغیرهای اصلی و شاخص کارلسون

| ماه      | فسفر کل     | نیتروژن کل       | کلروفیل آ   | درصد اکسیژن اشباع | TSI  | سطح تغذیه‌گرایی |
|----------|-------------|------------------|-------------|-------------------|------|-----------------|
| آذر      | مزویوتروفیک | الیگوتروفیک      | الیگوتروفیک | مزوتروفیک         | ۳۴   | الیگوتروفیک     |
| دی       | مزویوتروفیک | الیگومزویوتروفیک | الیگوتروفیک | مزوتروفیک         | ۴۲/۴ | مزوتروفیک       |
| بهمن     | مزویوتروفیک | الیگومزویوتروفیک | الیگوتروفیک | مزوتروفیک         | ۴۳/۹ | مزوتروفیک       |
| اسفند    | مزویوتروفیک | الیگومزویوتروفیک | الیگوتروفیک | مزوتروفیک         | ۴۹/۹ | یوتروفیک        |
| فروردین  | مزویوتروفیک | الیگومزویوتروفیک | مزویوتروفیک | مزوتروفیک         | ۵۸/۵ | یوتروفیک        |
| اردیبهشت | مزویوتروفیک | الیگومزویوتروفیک | مزویوتروفیک | مزوتروفیک         | ۵۶/۶ | یوتروفیک        |
| خرداد    | مزویوتروفیک | الیگومزویوتروفیک | مزویوتروفیک | مزوتروفیک         | ۵۶/۷ | یوتروفیک        |
| تیر      | مزویوتروفیک | الیگومزویوتروفیک | مزویوتروفیک | مزوتروفیک         | ۵۶/۳ | یوتروفیک        |
| مرداد    | مزویوتروفیک | الیگومزویوتروفیک | مزویوتروفیک | مزوتروفیک         | ۵۷/۴ | یوتروفیک        |
| شهریور   | مزویوتروفیک | الیگومزویوتروفیک | مزویوتروفیک | مزوتروفیک         | ۵۱/۹ | یوتروفیک        |
| مهر      | مزویوتروفیک | الیگومزویوتروفیک | مزویوتروفیک | مزوتروفیک         | ۵۰   | یوتروفیک        |
| آبان     | مزویوتروفیک | الیگومزویوتروفیک | الیگوتروفیک | مزوتروفیک         | ۴۶/۴ | یوتروفیک        |

متغیرها همبستگی خاصی ندارند. بنابراین، تعریف شاخص‌های ترکیبی با اوزان مناسب ضروری به نظر می‌رسد. همان‌طور که در چارچوب مراحل انجام مطالعه در شکل (۲) عنوان شد برای تعیین چنین شاخصی نیاز به ایجاد ماتریس درجه عضویت برای هر ماه و تعیین وزن مناسب متغیرها با روش آنتروپی است که در نهایت درجه عضویت هر ماه به یکی از سطوح تغذیه‌گرایی مشخص می‌شود. بدین‌منظور بر اساس داده‌های ماهانه ( $m=12$ ) مربوط به متغیرهای موردنظر ( $n=4$ ) بر اساس رابطه (۶)، ماتریس ارزیابی اولیه تشکیل شد و بعد از هم‌مقیاس نمودن و تعیین آنتروپی کل، اوزان هر متغیر توسط نرم‌افزار متلب به دست آمد (رابطه ۱۵).



شکل (۵): مقادیر شاخص TSI در ماه‌های مختلف

جدول (۳) نیز به بررسی میزان همبستگی متغیرهای مختلف با یکدیگر پرداخته است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، غیر از همبستگی معکوس غلظت کلروفیل آ و اکسیژن اشباع، بقیه

$$W^* = [W_{Tp} \ W_{Chl a} \ W_{So} \ W_{Tn}] = [0.25 \ 0.5 \ 0.08 \ 0.17] \quad (15)$$

جدول (۳): میزان همبستگی متغیرهای شاخص مورد استفاده

| نیتروژن کل | اکسیژن اشباع | کلروفیل آ | فسفر کل |              |
|------------|--------------|-----------|---------|--------------|
|            |              |           | ۱       | فسفر کل      |
|            |              | ۱         | -۰/۱۸   | کلروفیل آ    |
|            | ۱            | -۰/۸۸     | ۰/۱     | اکسیژن اشباع |
| ۱          | ۰/۱۹         | ۰/۱۶      | -۰/۵    | نیتروژن کل   |



مشاهده می‌شود در نهایت با توجه به حداکثر میزان عضویت هر سطح در هر ماه، سطح تغذیه‌گرایی نهایی آن تعیین و در انتها شاخص ارزیابی ترکیبی با استفاده از رابطه (۱۴) مشخص شده است. به عنوان نمونه برای ماه آذر مقدار عددی سطح تغذیه‌گرایی به صورت  $(\frac{1}{4} = \frac{1}{3} * 0 + \frac{1}{2} * 0 + \frac{1}{7} * 0)$  بوده و با توجه به بزرگی تابع عضویت ماه آذر (۰/۷)، سطح تغذیه‌گرایی آن الیگوتروفیک تعیین شد.

همان‌طور که در رابطه (۱۵) ملاحظه می‌شود کلروفیل آ دارای بیشترین وزن و اطلاعات مفید و کمترین محتوای آنتروپی و اکسیژن اشباع دارای کمترین محتوای اطلاعاتی و بیشترین میزان آنتروپی است. در نتیجه به دلیل وزن بیشتر کلروفیل آ، سطح تغذیه‌گرایی بیشتر بر مبنای تغییرات این متغیر تعیین می‌شود. جدول (۴) نیز بیانگر نتایج مقادیر عضویت هر سطح با توجه به وزن‌دهی آنتروپی و ماتریس ارزیابی اولیه است. همان‌طور که

جدول (۴): نتایج روش ارزیابی ترکیبی فازی بر اساس روش وزن‌دهی آنتروپی

| سطح تغذیه‌گرایی | EI  | مقادیر تابع عضویت در سطوح مختلف |           |             | ماه      |
|-----------------|-----|---------------------------------|-----------|-------------|----------|
|                 |     | یوتروفیک                        | مزوتروفیک | الیگوتروفیک |          |
| الیگوتروفیک     | ۱/۴ | ۰/۱                             | ۰/۲       | ۰/۷         | آذر      |
| الیگوتروفیک     | ۱/۳ | ۰/۱                             | ۰/۱       | ۰/۸         | دی       |
| الیگوتروفیک     | ۱/۳ | ۰/۱                             | ۰/۱       | ۰/۸         | بهمن     |
| الیگوتروفیک     | ۱/۷ | ۰/۲                             | ۰/۲       | ۰/۶         | اسفند    |
| یوتروفیک        | ۲/۶ | ۰/۶                             | ۰/۴       | ۰           | فروردین  |
| یوتروفیک        | ۲/۶ | ۰/۶                             | ۰/۴       | ۰           | اردیبهشت |
| یوتروفیک        | ۲/۶ | ۰/۶                             | ۰/۴       | ۰           | خرداد    |
| یوتروفیک        | ۲/۷ | ۰/۷                             | ۰/۳       | ۰           | تیر      |
| یوتروفیک        | ۲/۷ | ۰/۷                             | ۰/۳       | ۰           | مرداد    |
| یوتروفیک        | ۲/۷ | ۰/۷                             | ۰/۳       | ۰           | شهریور   |
| یوتروفیک        | ۲/۴ | ۰/۵                             | ۰/۴       | ۰/۱         | مهر      |
| مزوتروفیک       | ۱/۹ | ۰/۱                             | ۰/۶       | ۰/۲         | آبان     |

در سناریوی دوم (توزیع وزنی یکسان) نیز که برای هر متغیر وزن یکسانی را در نظر می‌گیرد، مشاهده می‌شود که تنها برای دو ماه آذر و دی شرایط الیگوتروفیک را تشخیص داده است (جدول ۵) و نتایج آن به روش کارلسون (ماه آذر شرایط الیگوتروفیک) مشابهت بیشتری نسبت به روش وزن‌دهی آنتروپی (ماه‌های آذر تا اسفند شرایط الیگوتروفیک) دارد. همچنین مقادیر تابع عضویت آن در ماه بهمن و اسفند (۰/۴) به سطح یوتروفیک متمایل است. این بدان معناست که در این سناریو، عدم قطعیت، افزایش قابل ملاحظه‌ای نسبت به روش آنتروپی دارد که در آن با قطعیت بیشتری در دو ماه مذکور (به ترتیب ۰/۸ و ۰/۶) شرایط را الیگوتروفیک تشخیص داده است. ضمن آن که با توجه به تعیین سطح یوتروفیک برای ماه‌های بهمن و اسفند و مقایسه با مطالعه (Khajehpour et al., 2014) در شبیه‌سازی شرایط واژگونی مخزن سد شیرین‌دره بیانگر این مطلب است که تا اواسط بهار شرایط اختلاط و سطح الیگوتروفیک ادامه می‌یابد. به صورت

با توجه به داده‌های جدول مذکور می‌توان دریافت که به جز چهار ماه سرد سال (ماه‌های آذر تا اسفند) در بقیه ماه‌ها مخزن، شرایط مغذی را تجربه می‌کند که با توجه به مقادیر بالای کلروفیل آ و همچنین پدیده لایه‌بندی دور از انتظار نیست. اما نکته قابل توجه در این جدول این است که سطح تغذیه‌گرایی در هر ماه به دلیل اختصاص مقادیر تابع عضویت متفاوت با استفاده از روش فازی، با درجه‌ای از قطعیت بیان می‌شود. به عنوان مثال شرایط الیگوتروفیک در ماه دی و بهمن (با تابع عضویت ۰/۸) نسبت به اسفند (۰/۶) با قطعیت بیشتری بیان شده است و یا در ماه مهر (۰/۵) نسبت به ماه‌های تابستان (۰/۷) سطح یوتروفیک با قطعیت کمتری همراه است. بنابراین، می‌توان گفت که این رویکرد ترکیبی فازی با در نظر گرفتن عدم قطعیت‌ها به دلیل استفاده از روش آنتروپی در وزن‌دهی و استفاده از مجموعه فازی در تعیین تابع عضویت هر متغیر، سطوح تغذیه‌گرایی مخزن را با واقع‌بینی بیشتری در طول فرایند ارزیابی تحلیل می‌کند.

طبیعی شرایط یوتروفیک در این ماه‌ها مورد انتظار نیست و مجدداً نتایج روش وزن‌دهی آنتروپی تایید می‌شود.

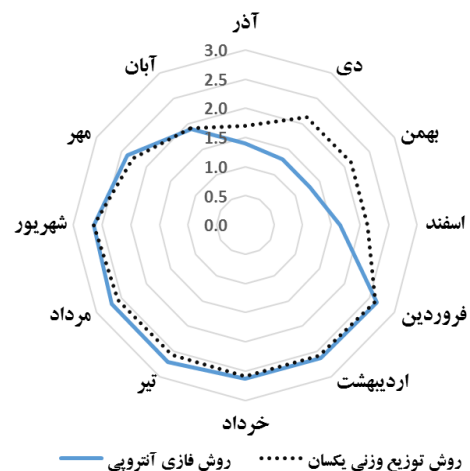
جدول (۵): نتایج روش ارزیابی ترکیبی فازی بر اساس توزیع وزنی یکسان

| ماه      | مقادیر تابع عضویت در سطوح مختلف |           |          | EI  | سطح تغذیه‌گرایی |
|----------|---------------------------------|-----------|----------|-----|-----------------|
|          | الیگوتروفیک                     | مزوتروفیک | یوتروفیک |     |                 |
| آذر      | ۰/۵                             | ۰/۳       | ۰/۲      | ۱/۷ | الیگوتروفیک     |
| دی       | ۰/۴                             | ۰/۳       | ۰/۳      | ۱/۹ | الیگوتروفیک     |
| بهمن     | ۰/۳                             | ۰/۳       | ۰/۴      | ۲/۱ | یوتروفیک        |
| اسفند    | ۰/۳                             | ۰/۳       | ۰/۴      | ۲/۱ | یوتروفیک        |
| فروردین  | ۰                               | ۰/۴       | ۰/۶      | ۲/۶ | یوتروفیک        |
| اردیبهشت | 0                               | ۰/۴       | ۰/۶      | ۲/۶ | یوتروفیک        |
| خرداد    | 0                               | ۰/۴       | ۰/۶      | ۲/۶ | یوتروفیک        |
| تیر      | ۰                               | ۰/۴       | ۰/۶      | ۲/۶ | یوتروفیک        |
| مرداد    | ۰                               | ۰/۴       | ۰/۶      | ۲/۶ | یوتروفیک        |
| شهریور   | ۰                               | ۰/۴       | ۰/۶      | ۲/۶ | یوتروفیک        |
| مهر      | ۰/۲                             | ۰/۳       | ۰/۵      | ۲/۳ | یوتروفیک        |
| آبان     | ۰/۳                             | ۰/۵       | ۰/۲      | ۱/۹ | مزوتروفیک       |

### نتیجه‌گیری

در این تحقیق ضمن به کارگیری روش تئوری کارلسون، با استفاده از روش توسعه‌یافته فازی آنتروپی، تغذیه‌گرایی مخزن سد شیرین‌دره بررسی و با روش فازی با توزیع وزنی یکسان مقایسه شد. در این روش برای نواحی همپوشانی شده متغیرهای اصلی با توجه به طبقه‌بندی‌های مرجع، با کمک تئوری فازی، توابع عضویت مناسب، استخراج و با استفاده از تئوری آنتروپی، وزن نسبی هر شاخص استخراج شد. نتایج این تحقیق نشان داد که روش قدیمی کارلسون برای هر متغیر در یک ماه ممکن است سطح مختلفی از تغذیه‌گرایی را نشان دهد و همچنین میانگین‌گیری از متغیرها نیز به دلیل کم بودن اهمیت نسبی بعضی متغیرها مثل اکسیژن اشباع یا عمق سکی و فقدان وزن مناسب به هر یک از آنها، نتایج مناسبی به همراه ندارند که با نتایج (Lin & Huang, 2015; Lu et al., 1999; Taheriyoun et al., 2010) مطابقت دارد. برای تعیین سطح تغذیه‌گرایی، با استفاده از روش آنتروپی فازی، در بازه زمانی مورد مطالعه، مخزن سد در ماه‌های آذر تا اسفند دارای سطح تغذیه‌گرایی الیگوتروفیک، از فروردین تا مهر دارای سطح یوتروفیک و در آبان که مخزن شاهد کاهش دما و شروع دوره اختلاط است سطح مزوتروفیک را تجربه می‌کند. با مقایسه این

شکل (۶) مقایسه مقدار عددی سناریوهای فازی دو روش وزن‌دهی آنتروپی و توزیع وزنی یکسان را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشهود است، در ماه‌های آذر تا اسفند به دلیل این که روش توزیع وزنی یکسان برای سطح یوتروفیک، مقدار عددی بیشتری قابل شده است افزایش میزان سطح شاخص آن نسبت به روش وزن‌دهی آنتروپی بیشتر است که بیانگر برآورد ناصحیح آن در بیان سطح تغذیه‌گرایی در این ماه‌ها است.



شکل (۶): مقایسه مقادیر نهایی دو سناریوی وزن‌دهی آنتروپی و توزیع وزنی یکسان

Abdolabadi and Ding et al., 2017; & Huang, 2015; Niksokhan, 2014; نیز در نتایج خود به وضوح به آن اشاره کرده‌اند و استفاده از این ابزار به همراه روش وزن‌دهی آنتروپی ضمن شفاف نمودن مرزهای سطوح مختلف، به بیان عدم قطعیت‌ها پرداخته و دیدگاه سودمندی را نسبت به تحلیل شاخص‌های محیط‌زیستی و به خصوص تغذیه‌گرایی مخزن ایجاد می‌نماید.

### یادداشت‌ها

1. Eutrophication
2. Trophic State Index
3. Least- biasd
4. Carlson
5. Feitsu
6. Heshangshan
7. Organization for Economic Cooperation and Development

سطوح و نتایج روش توزیع وزنی یکسان که تنها ماه‌های آذر و دی را دارای سطح الیگوتروفیک تشخیص می‌دهد و با مقایسه نتایج (Khajehepour et al., 2014) و شرایط عینی و دمایی مخزن می‌توان دریافت که تعیین وزن مناسب اهمیت به سزایی در تعیین سطح شرایط مخزن دارد که با نتایج (Zhi Hong et al., 2010; al., 2006; Abdolabadi and Taheriyoun et al., 2010; al., 2006; Niksokhan, 2014; همخوانی دارد. در این تحقیق کلروفیل آ دارای بیشترین محتوای اطلاعاتی و اکسیژن اشباع دارای بیشترین آنتروپی تشخیص داده شد. (Taheriyoun et al., 2010) نیز به ترتیب برای کلروفیل آ و عمق سکی بیشترین و کمترین وزن را اختصاص دادند. (Abdolabadi and Niksokhan, 2014) نیز کلروفیل آ و اکسیژن اشباع را به ترتیب دارای کمترین و بیشترین آنتروپی معرفی نمودند. در مجموع می‌توان اذعان داشت که تئوری فازی ابزار قدرتمندی در ارتقای مفاهیم شاخص‌ها در تحلیل شرایط تغذیه‌گرایی مخزن است که (Lin Taheriyoun et al., 2010; Lu et al., 1999)

### فهرست منابع

- Abdolabadi, H. & Niksokhan, M.H. 2014. Evaluation of Eutrophication in the Ilam Reservoir Using Fuzzy Approach. *Journal of Water and Soil*, 27(6): 1260-1269 (in Persian).
- Ansari, H. & Davary, K. 2010. Estimating Precipitation Data Using a Fuzzybased Technique. *Iran-Water Resources Research*, 6(1): 39-47 (in Persian).
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnological Oceanography*, 22(2): 361-369.
- Carlson, R.E. 1992. Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited lakes and reservoirs. In *Proceedings of a National Conference on Enhancing the States' Lake Management Programs. Monitoring and Lake Impact Assessment*, Chicago, IL. 59-71.
- Chang, N.B.; Chen, H.W. & Ning, S.k. 2001. Identification of river water quality using the Fuzzy Synthetic Evaluation approach. *Journal of Environmental Management*. 63:293-305.
- Ding, X.; Chong, X.; Bao, Z.; Xue, Y. & Zhang, S. 2017. Fuzzy Comprehensive Assessment Method Based on the Entropy Weight Method and Its Application in the Water Environmental Safety Evaluation of the Heshangshan Drinking Water Source Area, Three Gorges Reservoir Area, China. *Water*. 9(5): 1-15.
- Dodds, W.K.; Johnson, K.R. & Priscu, L.C. 1989. Simultaneous nitrogen and phosphorous deficiency in natural phytoplankton assemblages: Theory, empirical evidence and implications for lake management. *Lakes and Reservoir Management*, 5: 21-26.
- Ehrampush, M.H.; Mehrjerdi, A.Z.; Ghaneian, M.T.; Mehrizi, E.A. & Saghi, M.H. 2015. Qualitative assessment of Bojnurd main water supply by using water quality indices in 2013: Case study of Shirin Dareh reservoir dam. *Journal of North Khorasan University of Medical Sciences*, 7(3): 475-484 (in Persian).
- Khajehepour, M.E.; Karimi, L.; Shiasi Arani, M. & Ansari, H. 2014. Eutrophication Check of Reservoirs with CE-QUAL-W2 (Case study: Shirin Darre dam reservoir). *Iranian Journal of Irrigation and Drainage*, 8(1): 96-107 (in Persian).

- Lin, R. & Huang, W. 2015. Fuzzy assessment on reservoir water quality. *Journal of Marine Science and Technology* 23(2): 231-239.
- Lu, R.; Lo, L. & Hu, J. 1999. Analysis of reservoir water quality using fuzzy synthetic evaluation, *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 13: 327-336.
- McIntyre, N. R.; Wagener, T.; Wheeler, H.S. & Chapra, S.C. 2003. Risk based modelling of surface water quality: A case study of the Charles River, Massachusetts, *Journal of Hydrology*, 274(1): 225 – 247.
- Mourhir, A.; Rachidi, T. & Karim, M. 2014. River water quality index for Morocco using a Fuzzy inference system. *Environmental Systems Research*. 3(21):1-12.
- Nalamutt, T. & Karmakar, S. 2014. Modeling Impreciseness of Trophic State Levels for Eutrophication Assessment. *Journal of Clean Energy Technologies*. 2(2): 140-144.
- OECD. 1982. *Eutrophication of Water: Monitoring, Assessment and Control*, Organization for Economic Cooperation and Development, Paris.
- Silvert, W. 2000. Fuzzy indices of environmental conditions, *Ecological Modeling*. 130: 111–119.
- Singh, V. 1997. The use of entropy in hydrology and water resources. *Hydrological Processes*. 11:587-626.
- Shannon, C. 1948. A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal*. 27: 379-423.
- Taheriyoun, M.; Karamouz, M. & Baghvand, A., 2010. Development of an entropy-based fuzzy eutrophication index for reservoir water quality evaluation. *Iranian journal of Environmental Health. Science engineering*. 7(1):1-14.
- U.S. EPA. 1999. *Protocol for Developing Nutrient TMDLs (First Edition)*.
- Vollenweider, R.A. & Kerekes, J.J. 1980. Background and summary results of the OECD cooperative program on eutrophication. *International Symposium on Inland Waters and Lake Restoration*. EPA 440/5-81-010. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Wang, D.; Singh, V. & Zhu, Y. 2007. Hybrid fuzzy and optimal modeling for water quality evaluation. *Water Resources Research* .43(5):1-10.
- Wang, J.; Xiangou, L.U; Jinghan, T. & Ming, J. 2008. Fuzzy synthetic evaluation of water quality of Naoli River using parameter correlation Analysis, *Chinese Geographical Science*. 18(4): 361-368.
- Yan, H.; Wang, G.; Zhang, X.; Dong, J.; Shan, K.; Wu, D.; Huang, Y.; Zhou, B. & Su, Y. 2016. A fast method to evaluate water eutrophication. *Journal of Central South University*. 23(12): 3204–3216.
- Zhi Hong, Z.; Yi, Y. & Jing Nan, S. 2006. Entropy method for determination of weight of evaluating in fuzzy synthetic evaluation for water quality assessment. *Journal of environmental sciences*. 18(5): 120-1023.