جمهوری اسلامی ایران

وزارت جهاد کشاورزی

سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی

تعیین سطح تروفیکی(حاصلخیزی) دریاچه های پشت سدها به منظور پرورش ماهی درقفس

نگارش: منصور خلفه نیل ساز، سیمین دهقان مدیسه

۱۳۹۶

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
۱- مقدمه	۸
۲- مشخصات دریاچه های طبیعی و مخازن پشت سدها	۹
۳- ارا ئه روش های های مدیریتی برای پایش وضعیت زیستی و غیر زیستی دریاچه ها	۱۱
۴- معرفی روش های نوین و استاندارد برای سطح تروفیکی دریاچه ها	۱۲
۵- پتانسیل یابی ظرفیت محیطی دریاچه سدها	۱۴
۶- یوتروفیکاسیون و پیامدهای زیست محیطی دریاچه سدها	۱۵
۱- ۶- انواع پدیده یوتروفیکاسیون	۱۶
۲- ۶- اثرات یوتروفیکاسیون در دریاچه ها ، مخازن ، رودخانه ها و آبهای سواحل	۱۷
۳- ۶- اثرات اکولوژیکی یوتروفیکاسیون	۱۸
۳- ۶- تشدید پدیده یوتروفیکاسیون در منابع آبی	۱۸
۷- تعیین سطح تروفیکی دردریاچه سد سیمره به منظور پرورش ماهی درقفس	۱۹
۸- منابع	۲۳

فهرست جداول

عنوان	صفحه
جدول۱ : مقایسه میانگین ژئومتریک دریاچه های طبیعی و مخازن سدها	۱۰
جدول۲ : شاخص تروفیکی یا TSI و ارتباط آن با پارامترها	۱۲
جدول3: ارتباط بین سطح تروفیکی با متغیرهای شفافیت، فسفرو کلروفیل و انطباق آن با وضعیت دریاچه	۱۳
جدول۴ : طبقه بندی شاخص تروفیکی دریاچه بر اساس دریاچه ها و جنبه های شیلاتی آن	۱۳
جدول۵ : میزان فتوسنتز نسبی در ماه های مختلف سال دریاچه سد سیمره	۲۰

فهرست اشکال

عنوان	صفحه
شکل۱ : منطقه بندی جغرافیایی مخازن سدها و خصوصیات محیطی و تروفیکی هر کدام	۱۱
شکل۲ : سطح تروفیکی دریاچه ها بر اساس پروفیل عمودی و جنبه های شیلاتی آن	۱۴
شکل۳ : دیاگرام شاخص سطح تروفیکی کارسون با مواد مغذی و کیفیت آب	۱۶
شکل۴ : تصاویر روند یوتروفیکاسیون طبیعی در دریاچه ها	۱۷
شکل۵ : تصاویر روند یوتروفیکاسیون فرهنگی در دریاچه ها	۱۷
شکل۶ : تصویر دریاچه سد سیمره در شرایط با تراز آبی بالا	۱۹
شکل۷ : ارتباط بین میزان انرژی خورشیدی و میزان فتوسنتز نسبی	۲۰
شکل۸ : مقادیر میانگین سطح تروفیکی در ماههای مختلف در دریاچه سد سیمره	۲۱
شکل۹ : مقادیر میانگین سطح تروفیکی در ماههای مختلف در دریاچه سد سیمره	۲۲

۱- مقدمه

از میان منابع آبی و انواع آن، علاوه بر نهرها، کانالهای آبیاری، چشمه سارها و رودخانه ها، دریاچه ها و مخازن پشت سدها از مهمترین منابع ذخیره آبی هستند که از لحاظ اقتصادی ارزش بالایی برخوردارند. سدها مخازن مصنوعی ایجاد شده توسط انسان جهت نگهداری آب در مسیر رودخانه ها هستند که وظیفه اصلی آنها ذخیره آب درفصول پربارش جهت مصرف در فصول کم بارش است. به طور کلی سدها را با هدف و منظور خاصی مانند تامین آب کشاورزی، تامین آب شرب، تامین آب صنعتی، تولید الکتریسیته، کنترل سیلاب، ایجاد محلهای تفریحی ، ماهیگیری ، ورزشهای آبی ، پرورش آبزیان، کنترل کیفیت آب، ایجاد محیط مناسب برای حمل و نقل آبی یا کشتیرانی بر روی رودخانه ها بنا می کنند و بسته به اینکه سدها را برای تامین چندین هدف ساخته شوند چند منظوره می نامند. احداث سدها می تواند اثرات مثبت و یا منفی بدنبال داشته باشد مانند اثرات فیزیکی و شیمیایی احداث سد، اثرات بیولوژیکی سدها و اثرات اجتماعی، اقتصادی و فرهنگی آن را نام برد (نجمائی، ۱۳۷۶). در حال حاضر بخش عمد ای از کاربری سدها و دریاچه ها جهت اهداف شیلاتی معطوف شده است (Hall, 1971; Anon, 1997).

همچنین مخازن سدها از نظر تاریخچه زمین شناسی و شکل گیری آنها و مرفولوژی بستر و فاکتورهای هیدرو لوژیکی با دریاچه های طبیعی تفاوت دارند(Cooke and Kennedy, 1989). بنابر این اختلافات در عرض های جغرافیایی این منابع آبی، سبب می گردد که اقلیم و زمین شناسی آنها، تاثیر بسزایی در کیفیت آب، میزان مواد درون دریاچه، مخازن سدها، درجه بندی حرارتی و مخلوط شدگی آنها داشته باشد.

هر مخزن پس از تشکیل از طریق سه فاز اولیه متمایز عبور می کند، باروری بالا، فشار تروفیکی و باروری نهایی. مخزن تازه شکل گرفته، مناطق وسیعی از جنگل ها و زمین های کشاورزی را در برگرفته و در نتیجه پوشش گیاه پوسیده و شناور سبب آزاد شدن مواد مغذی و موجب باروری شدید می شود. رشد گیاهانی که مواد غذایی تشکیل دهنده ماهی، پلانکتون ومیکرو فلور و فون هستند، دراین مرحله به مدت ۲-۳ سال طول می کشد. در مرحله فشار تروفیکی، مصرف سریع مواد مغذی دریاچه وکاهش مواد مغذی بستر مخزن به علت رسوب گذاری، منجر به پدیده ای شده که در این مرحله با تولید کم غذای ماهی روبرو می شود و رشد موجودات و ماهیان پایین تر از مقدار تولید آنها است. پس از دوره فشار تروفیکی، مخزن با انباشت مواد مغذی بهبود می یابد. در مرحله باروری نهایی مخزن دروضعیت ثبات قرار دارد تا جایی که تولید آن نزدیک به نصف مقدار مرحله اولیه می رسد.

در آبهای ساکن، چهار سطح تغذیه ای وابسته به یکدیگر شناخته شده است. اولین سطح، فیتوپلانکتون ها هستند که در آنها جلبک های سبز، دیاتومه ها، جلبک های سبز آبی و دینوفلاژله ها حضور دارند. دومین سطح تغذیه ای شامل زئوپلانکتونها است که در آنها اساساً روتیفرها، کلادوسرها و کوپه پودها حضور دارند. موجودات دومین سطح تروفیکی از فیتوپلانکتونها تغذیه می کنند. البته تراکم آنها با نرخ مصرف کنندگی و دیگر فاکتورهای زیستی کنترل می شود. در رده سوم سطح تروفیکی، ماهیان بزرگ هستند. این مخازن دارای جمعیت خوبی از ماهیان گیاهخوار و همه چیزخوار هستند. البته که برخی از این ماهیان از فیتوپلانکتونها بهترازززئوپلانکتونها تغذیه می کنند. چهارمین سطح تروفیکی پرندگان گوشتخوار و ماهیان شکارچی هستند. تعدادی از پرندگان مهاجر، هر سال دارای زمستان گذرانی در دریاچه هستند که از لارو ماهیان، ماهیان کوچک و دیگرموجودات آبزی مانند نرمتنان و غیره تغذیه می کنند(Browder *et al.*, 1994; Radar and Richardson, 1994).

۲- مشخصات دریاچه های طبیعی و مخازن پشت سدها

معمولا دریاچه های پشت سد با احداث موانع بر روی یک رودخانه یا حوزه آبخیز ساخته می شوند. در این نواحی نسبت به بسیاری از دریاچه های طبیعی آب و هوا گرمتر است و فصل رشد طولانی ترمی گردد، ورود آب بارندگی تقریباً معادل تبخیر و یا کمتر از آن می باشد(Wetzel,۱۹۹۱). نسبت به بسیاری از دریاچه های طبیعی حوزه زهکشی و آبخیز دریاچه های پشت سد ها وسیع تر است. به علت اینکه مخازن پشت سدها تقریباً همیشه در مسیر درۀ رودخانه ها و در قاعده حوزه آبخیز ساخته می شوند، ریخت شناسی حوضه های این دریاچه ها معمولاً انشعاب دار، باریک و دراز است. مخازن سد عمدتاً آب خود را از بارندگی های جاری در رودخانه دریافت می کنند که حاوی انرژی فرسایشی زیاد، ظرفیت حمل زیاد رسوبات و قابلیت زیاد در حل مواد محلول و ذرات آلی را دارند. به علت اینکه آب وارد شده عمدتاً در بستر رودخانه قبلی وارد دریاچه می شود نسبت به بسیاری از دریاچه های طبیعی مقدار آن بیشتر است و به مقدار زیادی به درون دریاچه نفوذ می کند. تمام این موارد باعث می شود که مواد مغذی و رسوبات به مقدار بیشتر و در عین حال با تناوب بیشتری وارد دریاچه شوند. در مخازن پشت سدها مقادیر هنگفتی از رسوبات نواحی مجاور و بالادست به حوضه دریاچه انتقال می یابد و رسوبات ممکن است به دفعات، زیر آب رفته و یا در معرض هوا قرار گیرند که سبب آزاد شدن بیشتر مواد مغذی می شود و کاهش سطح نواحی دریاچه سبب به حداقل رسیدن ظرفیت فیزیکی ذخیره مواد مغذی در این دریاچه ها نسبت به دریاچه های طبیعی شوند.

بطور کلی مخزن پشت سد را می توان دریاچه ای پویا در نظر گرفت که بخش عمده ای از حجم آن ویژگی ها و عملکرد زیست شناختی یک رودخانه را دارد(wetzel,۱۹۹۱). بخش رودخانه ای دریاچه پشت سد بدلیل گل آلودگی ، اغتشاش و ناپایداری رسوبات و کدورت زیاد معمولاً مقدار فتوسنتزرا محدود می کند. در بخش عمیق دریاچه با افزایش عمق و کاهش کدورت، تولید اولیه هوازی افزایش می یابد. قطعاً پس از ساخت سد تولید زیاد ماهی بدلیل افزایش مواد مغذی و مواد آلی و شکوفایی پلانکتونها امکان پذیر است. شرایط زیست محیطی اکوسیستم دریاچه های پشت سد می تواند شرایطی ناپایدار و در معرض تغییرات بزرگ، سریع و مخرب باشد. اغلب زمانی کافی برای رشد جمعیت و تولید مثل قبل از بروز وقایع منقلب کننده وجود ندارد. تولید مثل موجودات سازگار با این شرایط می تواند زیاده بوده و نسبت به بسیاری از دریاچه های طبیعی، همگونی و پایداری محیطی بیشتری وجود دارد. (ولی الهی، ۱۳۸۲).

بطور کلی دریاچه ها و مخزن سدها دارای فرآیندهای زیستی و غیر زیستی مشترک هستند. آنها دارای زیستگاه ها (پلاژیک،بنتیک،عمیق و نواحی ساحلی) ، موجودات و فرآیندهایی مشترک، مانند تهی سازی اکسیژن یا آزاد سازی مواد مغذی می باشند ولی یکسری تفاوتهای معنی داری بین دریاچه ها و مخازن سدها وجود دارد که با دانستن آنها می توان، به بهره برداری موفق دست یافت(جدول۱).

جدول ۱: مقایسه میانگین شاخص های ژئومتریک دریاچه های طبیعی و مخازن سدها (اقتباس از Thorton *et al* ., 1980)

عوامل زیستگاهی	دریاچه های طبیعی	مخازن سدها
حوزه آبریز (km2)	۲۲۲	۳۲۲۸
ناحیه سطحی(km2)	۵/۶۰	۳۴/۵۰
ماکزیمم عمق(m)	۱۰/۷۰	۱۹/۸۰
میانگین عمق(m)	۴/۵۰	۶/۹۰
زمان ماندگاری هیدرو لیکی*(yr)	۰/۷۴	۰/۳۷
دریافت آبهای سطحی(myr^{-1})	۶/۵۰	۱۹
ناحیه سطحی/حوزه آبریز(km2)	۳۳	۹۳
دریافت P ($mg/m^{-2}/yr$)	۰/۸۷	۱/۷۰
دریافت N ($mg/m^{-2}/yr$)	۱۸	۲۸

همچنین مخازن سدها از نظر تایخچه زمین شناسی و شکل گیری آنها و ریخت شناسی بستر و فاکتورهای هیدرو لوژیکی با دریاچه ها تفاوت دارند (Cooke and Kennedy, 1989). دریاچه های طبیعی اکثراً دارای یک موقعیت مرکزی و تقارن در نواحی حوزه آبریز آنها است. ولی شکل مخازن سد ها طویل و معمولاً در مرزهای پایین دست رودخانه هستند. نواحی عمیق در مخازن سدها بطور معمول در نزدیک سد است ولی در دریاچه ها ممکن است چندین حفرات عمیق وجود داشته باشد.

بار رسوبات و مواد مغذی ورودی به مخازن سد ها بسیار زیادتر از دریاچه های طبیعی است. حجم آب ورودی به مخازن سدها از طریق رودخانه های بزرگ، بیشتر از دریاچه های طبیعی است. در دریاچه های طبیعی ممکن است آب از سطح وکف خارج شود، ولی در مخازن سدها، معمولا عمق متفاوت و خروجی قابل کنترل دارند. مخازن سدها دارای تغییرات سریع و معنی داری در سطح خود هستند و اجتماعات ساحلی آنها گیاهان ریشه دار آبی در حاشیه است(Cooke and Kennedy, 1989) .بنابر این مخازن سدها را برهمین اساس منطقه بندی نموده اند که در شکل (۱) خصوصیات هر منطقه مقایسه شده است (Kimmel and Goreger, 1984).

منطقه عمیق	منطقه انتقالی	منطقه رودخانه ای
گسترده عمیق و شکل دریاچه ای	گسترده با بستر عمیق	بستر باریک
جریان کم	جریان کم	جریان زیاد
شفاف	مواد جامد و معلق کم	مواد جامد و معلق زیاد
مواد مغذی کم	دسترسی به مواد مغذی کم	مواد مغذی زیاد
محدودیت مواد مغذی	فتوسنتز بالا	محدودیت نور
ازبین رفتن جلبکها با چرای زئوپلانکتونها	ازبین رفتن جلبکها با چرای زئوپلانکتونها ورسوبگذاری	ازبین رفتن جلبکها با شدت رسوبگذاری
مواد آلی تولید شده درون دریاچه	مواد آلی متوسط	مواد آلی واردشده به دریاچه
بسیار کم حاصلخیز	حاصلخیزی متوسط	حاصلخیزی بالا

شکل۱ : منطقه بندی جغرافیایی مخازن سدها و خصوصیات محیطی و تروفیکی هر کدام

۳- ارائه روش های های مدیریتی برای پایش وضعیت اکولوژیک دریاچه ها

پایش یا به عبارتی مانیتورینگ، فرآیندی نظام مند است که اندازه گیری شرایط را برای ردیابی تغییرات در طول زمان تکرار می کند(Miller et al.,1996). نظارت معمولاً فراتر از جمع آوری داده ها و بلکه به دست آوردن درک و بینش کلی نسبت به چگونگی عملکرد منابع آبی (انعکاس وضعیت زیست محیطی) و اینکه چگونه می توان این عملکرد را در طول دوره تغییر، مرمت کرد می باشد. البته این تغییرها می توانند اثر مثبت، منعکس کننده و یا منفی داشته باشند، که در نتیجه تغییر، نیازمند انجام اقدامات اصلاحی هستند(Clarkson, 2004). در سال های اخیر استفاده از پایش زیستی در ارزیابی یکپارچگی اکوسیستم مورد توجه بسیار زیادی قرار گرفته است. تعداد فزآینده ای از مطالعات گزارش شده از ماهی (Karr *et al.*,1991 ; Minns *et al.*,1994)، ماکروبنتوزها (Lenat, 1993 ; Burton *et al.*,1999)، دیاتومه ها (Kelly and Whitton, 1995) و پری فیتونها (McCormick and Stevenson, ۱۹۹۸) برای ارزیابی زیستگاه در یک محدوده جغرافیایی استفاده شده است.

٤- معرفی روش های نوین و استاندارد برای سطح تروفیکی دریاچه ها

معمولا برای شناخت و ارزیابی دریاچه ها و تقسم بندی آنها بر اساس سطح تروفیکی و کیفیت دریاچه از راههای گوناگون استفاده می شود. اولین و معمولی ترین آن استفاده از شاخص کارلسون است که بر اساس، روابط بین میزان فسفر کل ، SD (عمق نفوذ نور یا سی شی دیسک) و میزان کلروفیلa با سطح تروفیکی محاسبه می شود (جدول۲) (Dennis *et al.*, 1993).

شاخص وضعیت تروفیکی یا TSI و ارتباط آن با پارامترهای فوق در جدول ۲ ارائه شده است. شاخص ا TSI از طریق زیر محاسبه می شود (Carlson, 1977).

TSI = Trophic state index

Carlson's TSI = [TSI (TP)+TSI(CA)+TSI(SD)]/3

TSI for Chlorophyll-a (CA)

TSI = 9.81ln Chlorophyll-a($\mu g/l^{-1}$)(mg/m^3)

TSI for Secchi depth (SD)

TSI = 60-14.41ln Secchi depth(Meters)

TSI for Total phosphorus (TP)

TSI = 14.42 ln (Total phosphorous (mg/l)×1000) + 4.15

جدول۲ : شاخص تروفیکی کارلسون(TSI) و ارتباط آن با پارامترهای مختلف

TSI	سی شی دیسک (m)	فسفر لایه سطحی (mg/m^3)	کلروفیل لایه سطحی (mg/m^3)
0	64	0.75	0.04
10	32	1.5	0.12
20	16	3	0.12
30	8	6	0.94
40	4	12	2.6
50	2	24	6.4
60	1	48	20
70	0.5	96	56
80	0.25	384	154
90	0.12	384	427
100	0.062	768	1183

با استفاده از روابط بین مقادیر شاخص (TSI) بر اساس متغیرهای مختلف (پارامتر فسفرکل، عمق سی شی دیسک و کلروفیلa) وضعیت دریاچه از نظر عوامل غیرزیستی وزیستی پیش بینی می گردد(جدول۳).

جدول۳ : ارتباط مقادیر شاخص تروفیکی TSI بر اساس متغیرهای شفافیت، فسفرو کلروفیلa وتوصیف وضعیت دریاچه

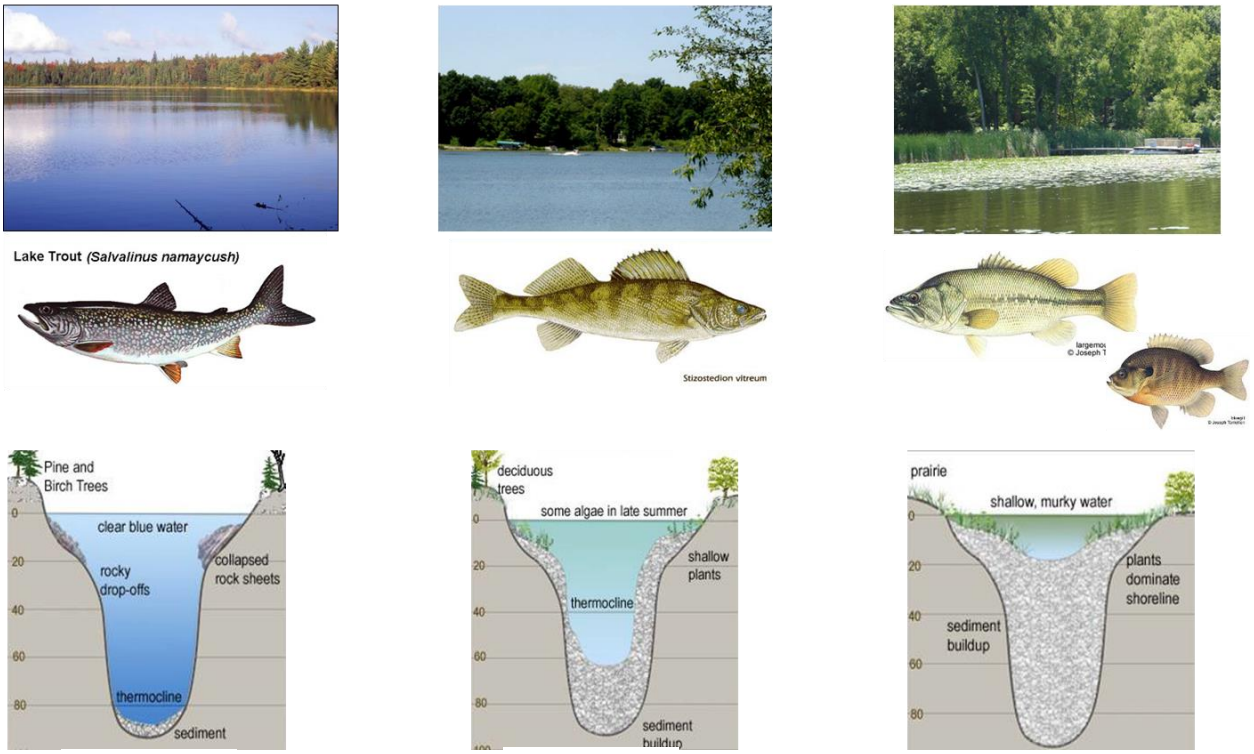
ارتباط بین متغیرهایTSI	وضعیت
TSI(CHL)=TSI(TP)=TSI(SD)	با ضعیف شدن نور جلبک ها غالب می شوند.(TN/TP ~33:1)

TSI(CHL)> TSI(SD)	تجمعات بزرگتری مانند لکه های Aphanizomenon غالب می شوند.
TSI(TP)=TSI(SD)> TSI(CHL)	با ضعیف شدن نور اجتماعات غیرجلبکی یا رنگی غالب می شوند.
TSI(SD)= TSI(CHL)> TSI(TP)	فسفر بیوماس جلبکی را محدود می کند (TN/TP >33:1)
TSI(TP)> TSI(CHL)=TSI(SD)	با ضعیف شدن نور، جلبک ها غالب شده، اما برخی فاکتورها مانند کمبود نیتروژن ، چرای زئو پلانکتون ها یا سموم بیوماس جلبکی را محدود می کند.

مقدار این شاخص بین ۰ تا ۱۰۰ است. مقدار۰ تا۳۰ اولیگوتروف بوده که آب بسیار شفاف، فسفر کم و تراکم جلبکی بسیار ناچیز است. مقدار بین ۳۰ تا ۵۰ یک حد متوسطی است (مزوتروف) که تعداد گیاهان آبزی افزایش می یابد و مقدار فسفر بسیار قابل دسترس برای جلبک ها است. چنانچه مقدار شاخص TSI در دریاچه بالاتر از ۵۰ باشد، در طبقه یوتروف قرار می گیرد. در این حالت تراکم گیاهان و جلبک ها بالابوده و در برخی زمان ها مثل تابستان شناکردن در این منبع آبی بسیار ناخوشایند است. برخی دریاچه ها بدلیل فعالیتهای انسانی میزان TSI به مرور زمان افزایش می یابد(جدول۴)(شکل۲).

جدول۴ : طبقه بندی شاخص تروفیکی دریاچه بر اساس دریاچه ها و جنبه های شیلاتی آن (Carlson and Simpson, 1996)

شیلات و بازسازی	منبع آبی	ویژگی ها	TSI
غالبیت ماهیان قزل آلا	احتمالاًآب مناسبی است و تامین آن نیازی به فیلترکردن نمی باشد.	الیگوتروفی: آب پاک، اکسیژن در سراسر سال در هیپولیمینون وجود دارد.	<30
ماهیان قزل آلا تنها در اعماق دریاچه هستند.	–	احتمالاسبب فقدان اکسیژن در دریاچه های با عمق کمترشود.	۳۰–۴۰
بی اکسیژنی در هیپولیمنیون سبب از بین رفتن ماهیان سالمون وغالب شدن اردک ماهیان می گردد	آهن، منگنز، مشکلات طعم، مزه و بوی آب و به دلیل کدورت نیاز به فیلتراسیون دارد	مزوتروفی: آب نسبتاً شفاف، احتمالاافزایش بی اکسیژنی در هیپولیمنیون در تابستان	40-50
فقط ماهیان گرم آبی، و بس ماهیان غالب می شوند	–	یوتروفی: بی اکسیژنی در هیپولیمنیون، احتمالاً مشکلات ماکروفیتی	۵۰–۶۰
مزاحمت های ماکروفیتی، ضایعات جلبکی و شفافیت کم سبب نامطلوب شدن شنا و قایقرانی گردد	احتمالاًافزایش بوی و طعم آب	غالب شدن جلبک های سبز آبی، ضایعات جلبکی و مشکلات ماکروفیتی	۶۰–۷۰
	–	هیپریوتروفی: (نور سبب محدود شدن تولیدات شده)، متراکم شدن اجتماعات جلبکی و ماکروفیتی	۷۰–۸۰
ماهیان درشت غالب و احتمال مرگ و میر تابستانه ماهیان		ضایعات جلبکی و کاهش ماکروفیت	>۸۰



اولیگوتروف **مزوتروف** **یوتروف**

شکل۲ : سطح تروفیکی دریاچه ها بر اساس پروفیل عمودی و جنبه های شیلاتی آن

۵- پتانسیل یابی ظرفیت محیطی دریاچه سدها :

پتانسیل یابی ظرفیت محیطی منابع آبی به معنی ظرفیت تولید ماهی در آنها است و معادل حداکثر تولید طبیعی است که در شرایط طبیعی، امکان حداکثر بهره برداری مستمر از آن وجود داشته باشد. روش های علمی پیش بینی پتانسیل تولید طبیعی در عرصه منابع آبی، بر اساس مطالعات عناصر فیزیکی و شیمیایی، میزان تولید و مطالعه جانوران و گیاهان آبزی مد نظر قرار می گیرد. در آبهای آزاد این تولید طبیعی به جمعیت ماهیان، تعداد و وزن گروههای سنی مختلف و میزان رشد سالیانه هر گروه سنی بستگی دارد. مطالعه و پیش بینی کامل تمام عناصر یا عوامل تولید، مکانیسم عمل و تاثیر متقابل آنها را مشکل و پیچیده می سازد. بطور کلی از ظرفیت محیطی (Environmental Capacity) برای پیش بینی میزان تولید آبزی پروری استفاده می شود. توسعه آبزی پروری با فعالیتهای اجتماعی و خطراتی که می تواند این منبع آبی را تهدید کند، قابل پیش بینی است (Beveridge, 1996).

از مدل های بسیار گسترده ای که برای این ارزیابی به کار می رود، شامل:

- ✓ ارزیابی پتانسیل طبیعی تولید دریاچه سد بر اساس تولید اولیه
- ✓ تعیین پتانسیل طبیعی تولید ماهی بر اساس شاخص MEI

دراین نوع ارزیابی ملاک عمل مقدار تولید اولیه کل و جامدات محلول (TDS) است که به دو روش انجام می شود.
در روش اول از طریق کلروفیل a میانگین تابستان آن محاسبه و سپس کل میزان تولید اولیه این منبع آبی را در سال (∑PP) محاسبه می نمایند. رابطه بین تولید اولیه($gC/m^2/yr$) و تولید ماهی ($kg/ha/yr$) را می توان از طریق معادله زیر به دست آورد(Downing et al., 1990).

$$Log_{10}FP=0.600 + 0.575\ log_{10}PP$$

FP= پتانسیل تولید ماهی

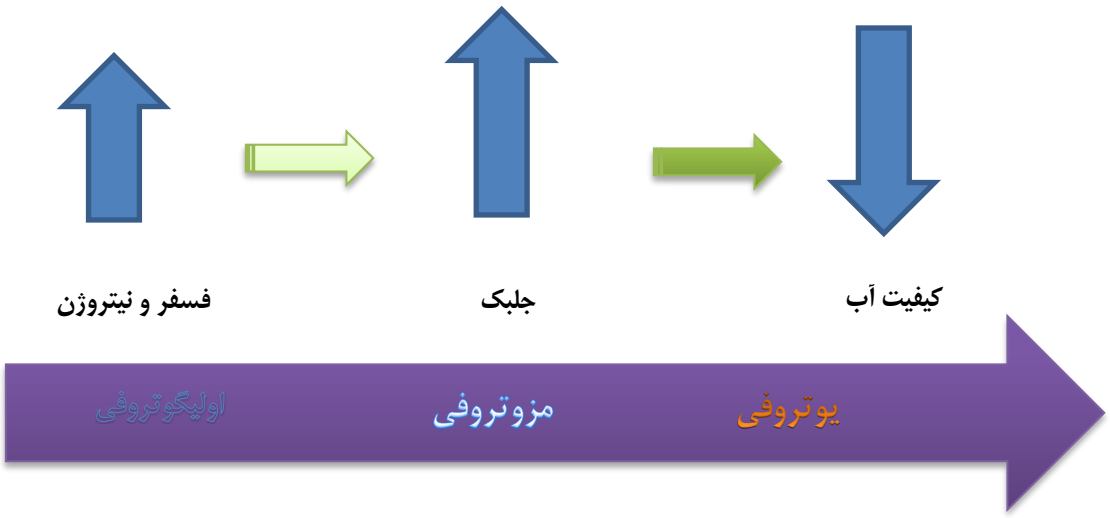
PP= کل تولید اولیه

درروش دوم تعیین پتانسیل تولید ماهی بر اساس شاخص(Morpho-Edaphic Index (MEI انجام می شود. از برخی پارامترهای لیمنولوژیک مانند هدایت الکتریکی، کل جامدات محلول، کیفیت آب، فیتوپلانکتون و ریخت شناسی دریاچه برای تخمین تولید ماهی در آن استفاده می شود. اکثراً محققین بطور گسترده روش MEI که توسط ریدر در سال ۱۹۶۵ به کار رفته است را قبول دارند. این شاخص MEI با تقسیم هدایت الکتریکی (µs/cm) بر میانگین عمق (m) بدنه آبی محاسبه می شود. سادگی مدل MEI و قابلیت پیش بینی خوب آن منجر به کاربرد گسترده جهانی آن شده است (Edward, 2013).

$$\text{MEI} = \frac{EC}{\text{Zm}} \qquad \text{Yield (Y)} = 23.281 * \text{MEI}^{0.447}$$

٦- یوتروفیکاسیون و پیامدهای زیست محیطی دریاچه سدها

یوتروفیکاسیون یا پرغذایی ، پدیده ای است که بدنبال ورود و اضافه شدن مواد مغذی مخصوصاً فسفر و نیتروژن به اکوسیستم‌های طبیعی کم حاصلخیز یا حاصلخیزی متوسط رخ می دهد. این عامل سبب از بین رفتن وناپدیدی گیاهان طبیعی و اجتماعات جانوری می شود. آبهای کم عمق و کم و بیش ساکن مانند دریاچه ها , استخرها بیشتردر برابر یوتروفیکاسیون آسیب پذیرند. بطور طبیعی اجتماعاتی که در زیر وضعیت متوسط تروفیکی هستند، اکثرا بوسیله گیاهان آبزی ماکروفیت که تولیدکنندگان اولیه هستند غالب می شوند. پدیده یوتروفیکاسیون سبب از بین رفتن ماکروفیت ها، اجتماعات جلبکی , بی مهرگان و ماهیها شده و موجب شکوفایی سیانوباکتریها ، افزایش کدورت آب ، کاهش تنوع زیستی و نیز تغییرات اساسی می شوند. دراین دریاچه ها جوامع موجودات سازگار با آبهای شفاف که حاوی ماکروفیت هستند، به اجتماعاتی از فیتوپلانکتونها و آبهای تیره تبدیل شده و ماهیان ماهیخوار جایگزین ماهیان گیاهخوار می گردد. در جاهایی که کانال های کشاورزی به آن وارد می شود ساختار گیاهان غوطه ور از ماکروفیت ها به لایه ای از گیاهان شناور مثل عدسک آبی تبدیل می گردند. نهایتا این محیط ها تبدیل به یک محیط بی هوازی و و فاقد حیات می شوند(شکل۳)(Janse, 2005).



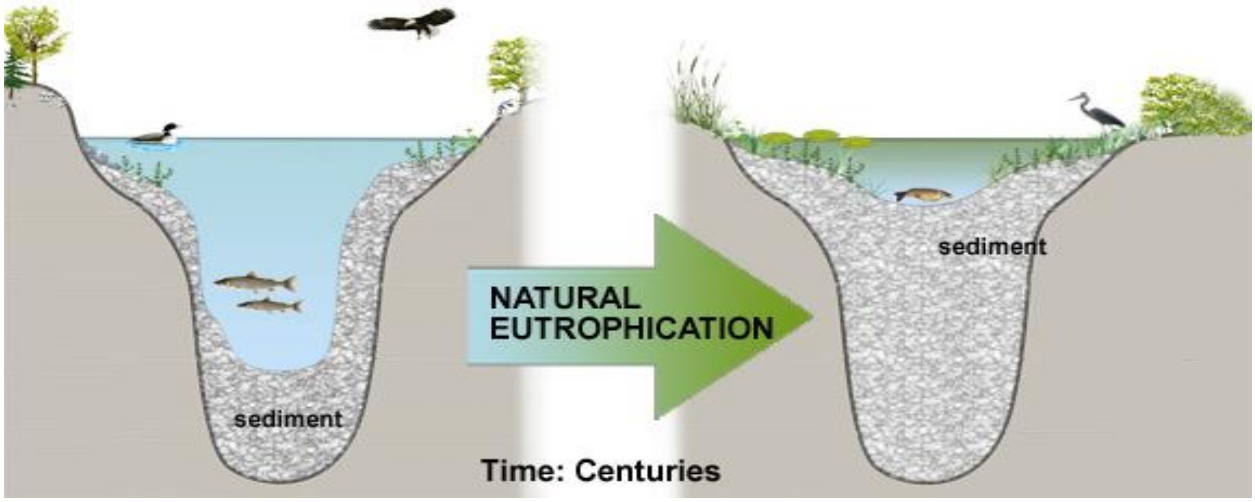
شکل۳ : دیاگرام شاخص سطح تروفیکی کارلسون با مواد مغذی و کیفیت آب

در نیمه قرن بیستم بود که یوتروفیکاسیون دریاچه ها و مخازن، در اروپا و امریکای شمالی به عنوان شاخص آلودگی شناخته شد (Rohde, 1969). مطالعات گسترده نشان می دهد که ۵۴ در صد از منابع آبی در آسیا، ۵۳ درصد در اروپا، ۴۸ درصد در شمال امریکا و ۲۸ در صد در جنوب امریکا و افریقا در وضعیت یوتروفیک هستند (ILEC/Lake Biwa Research Institute, 1988-1993).

۱-٦-انواع پدیده یوتروفیکاسیون:

الف:یوتروفیکاسیون طبیعی:

یوتروفیکاسیون را برخی مواقع به دریاچه های قدیمی نسبت می دهند. این یوتروفیکاسیون یک پدیده طبیعی است که در یک دریاچه دارای قدمتی بیش از ۱۰۰ تا ۱۰۰۰ سال رخ می دهد(شکل۴).



شکل۴: تصاویر روند یوتروفیکاسیون طبیعی در دریاچه ها

ب:یوتروفیکاسیون انسانی :

این نوع یوتروفیکاسیون توسط انسان ایجاد می شود. انسان ها می توانند سرعت فرآیند یوتروفیکاسیون را با افزودن مواد مغذی و رسوب گذاری، سریع بالا برده و سطح تروفیک دریاچه را در یک دهه تغییر بدهند(شکل۵).

شکل۵: تصاویر روند یوتروفیکاسیون فرهنگی در دریاچه ها

۲-٦- اثرات یوتروفیکاسیون در دریاچه ها ، مخازن ، رودخانه ها و آبهای سواحل: (Smith *et al.*, 1999)

- ✓ افزایش بیو ماس فیتوپلانکتونی
- ✓ تولید سموم توسط گونه هایی از فیتوپلانکتونها
- ✓ افزایش شکوفایی زئوپلانکتونهای ژلاتینی
- ✓ افزایش بیو ماس جلبکهای کفزی و اپی بنتیک

- ✓ تغییر در ترکیب و بیوماس گونه های گیاهان ابزی (ماکروفیت)
- ✓ کاهش شفافیت آب
- ✓ مشکلات مزه، طعم و بوی آب
- ✓ کاهش اکسیژن محلول
- ✓ افزایش رخداد مرگ و میر ماهیان
- ✓ کاهش گونه های مطلوب ماهی
- ✓ کاهش ماهیان و نرمتنان قابل برداشت
- ✓ کاهش زیبایی و منظر

بسیاری از اثرات اکولوژیکی یوتروفیکاسیون می تواند ناشی از تغییر در تولید اولیه باشد، ولی سه اثر اکولوژیکی مهم ، کاهش تنوع زیستی، تغییر در ترکیب گونه ها و غالبیت آنها و اثرات سموم جلبکی برمنابع آبی برجا گذاشته می شود.

۲-۷- مثال : تخمین پتانسیل قابل بهره برداری دریاچه سد سیمره به منظور توسعه پرورش در قفس

۲-۷-۱-تعیین سطح تروفیکی دردریاچه سد سیمره به منظور پرورش ماهی درقفس

رودخانه سیمره به طول ۴۱۷ کیلومتر و شیب ۰.۳ درصد از به هم پیوستن رودخانه های قره سو و گاماسیاب تشکیل شده و مهمترین شاخه های فرعی آن چرداول و شیروان می باشد. ساختگاه سد سیمره در حدود ۴۰ کیلومتری شمال غربی شهرستان دره شهر و در ۱۰۶ کیلومتری جنوب شرقی شهرستان ایلام واقع است. مهمترین اهداف عمده احداث سد سیمره تولید انرژی برقابی، کنترل و تنظیم جریانهای سطحی رودخانه و تأمین حقابه های پایین دست است(شکل۶).

شکل۶: تصویر دریاچه سد سیمره در شرایط با تراز آبی بالا در سال ۱۳۹۵

جهت اندازه گیری کلروفیلa، با استفاده از بطری نمونه بردار، یک لیتر آب از لایه مورد نظر در هر ایستگاه تهیه و در محیط تاریک و خنک نگهداری و در آزمایشگاه با فیلترهای ۰/۴۵ میکرون میلی پور تحت فشار پمپ خلاء فیلتر شدند. جهت استخراج کلروفیل a به آن استون ۹۰٪ اضافه کرده و یک شبانه روز در یخچال نگهداری می نمائیم. سپس نمونه را به هم زده و در سانتریفوژ با دور rpm ۳۰۰۰ عمل جداساری را انجام می دهیم. سرانجام مقدار جذب محلول شفاف بالایی آن در طول موجهای ۷۵۰ ، ۶۶۴ و ۶۳۰ نانومتر قرائت و سپس با اعمال تصحیحات لازم میزان کلروفیل a را بر حسب میلی گرم در متر مکعب محاسبه می نمائیم (Parson *et al.*, 1992) .

$$\text{mg chlorophylla}(\text{mg}/\text{m}^3) = (C \times v) / (V \times 10)$$

v = حجم استون ۹۰٪ افزوده شده برحسب میلی لیتر

V = حجم نمونه آب فیلتر شده توسط فیلترهای میلی پور بر حسب لیتر

C = میزان جذب قرائت شده پس از انجام تصحیحات (در کویته ۱ سانتی متر)

تعیین تولید اولیه بر اساس اندازه گیری کلروفیل a محاسبه شده است (Kerbs,1976).

براساس معادله زیر :

$$P = \frac{R}{K} \times c \times 3.7$$

P= میزان فتوسنتز فیتوپلانکتونها بر حسب گرم کربن در متر مربع در روز

R= میزان فتوسنتز نسبی مقدار نوری که به منبع آبی تابش می کند(جدول).

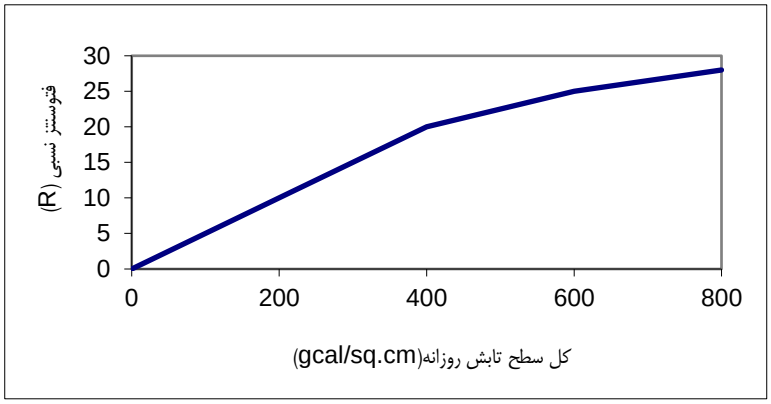
K= ضریب extinction coeficient بر حسب متر

C= میزان کلروفیل در متر مکعب در ستون آب

میزان ۳/۷ در معادله بالا در واقع بر حسب گرم کربن فیکس شده در عمل فتوسنتز در هر گرم کلروفیل در یک ساعت می باشد، مقدار تولید اولیه محاسبه می گردد(جدول۵)(شکل۷).

جدول ۵: میزان فتوسنتز نسبی در ماه های مختلف سال دریاچه سد سیمره

ماه	اسفند	بهمن	دی	آذر	آبان	مهر	شهریور	مرداد	تیر	خرداد	اردیبهشت	فروردین	وضعیت سالانه
gcal/cm2/day	۵۶۸/۹	۵۱۰/۸	۳۸۰/۸	۲۸۰/۸	۲۴۰/۸	۲۴۹/۶	۳۲۶/۱	۴۴۱	۵۰۹/۶	۵۸۳/۴	۶۴۷	۶۱۵/۷	۴۴۶/۲
R	۲۱	۱۷/۵	۱۵	۱۵	۱۷	۱۹	۲۳	۲۴	۲۴/۵	۲۵	۲۴	۲۳	۲۰/۶



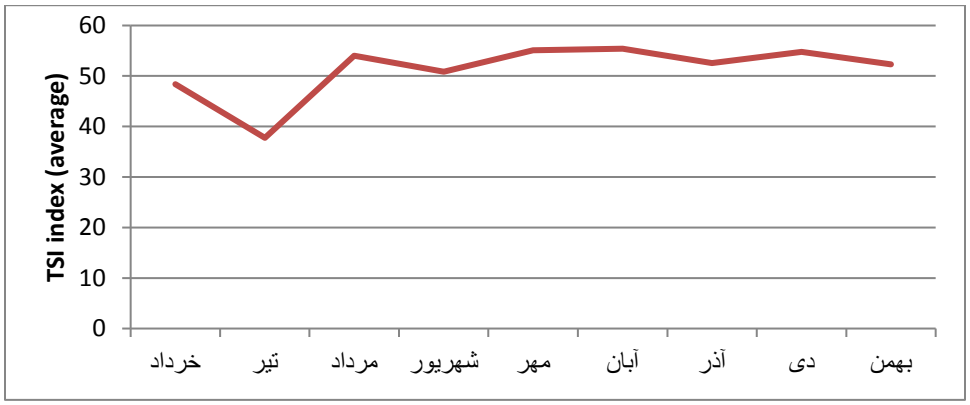
شکل ۷: ارتباط بین میزان انرژی خورشیدی و میزان فتوسنتز نسبی (R) (Kerbs,1976)

از ترکیب جدول و شکل فوق می توان میزان R را محاسبه و آن را تصحیح و تعمیم نمود.

میزان R را برای مناطق که نسبتاً عمق کمی دارند تقریباً ۰/۳ در نظر گرفته شده است (Kerbs, 1976).

در دریاچه سد سیمره متوسط میانگین تولید اولیه در طول ماههای نمونه برداری شده ۰/۵۲ گرم کربن در متر مربع در روز است و مقدار کل تولید اولیه در طول ماههای نمونه برداری شده ۱۸۹,۸ گرم کربن در متر مربع در سال و میانگین تولید اولیه در فصل تابستان ۰,۵۴۱ گرم کربن در متر مربع در روز است.

میانگین سطح تروفیکی دریاچه نشان می دهد که در تیرماه کمترین سطح تروفیکی را داراست. بقیه سطح تروفیکی از مرداد تا بهمن ماه تقریباً یکسان است(شکل). نکته قابل توجه در این است که میانگین سطح تروفیکی بر اساس فسفر کل ۷۰,۳۴ ، کلروفیل a ۳۶,۸۲ و شفافیت ۴۵,۷۵ است که نهایتاً میانگین کلی سطح تروفیکی ۵۰,۹۷ به دست آمده است. در این شرایط که مقدار فسفر کل بیشتر از مقادیر کلروفیل و شفافیت است نشانگر این می باشد که احتمال محدودیت نیتروژنی و مصرف کنندگی زئوپلانکتونی در آن مشهود است(شکل ۸).



شکل ۸: مقادیر میانگین سطح تروفیکی در ماههای مختلف در دریاچه سد سیمره

با توجه به میانگین سه شاخص سطح تروفیکی در سد سیمره که برابر۵۰,۹۷ است. بنابراین دریاچه سد سیمره در طبقه بندی اشاره شده زیر در محدوده مزوتروفی قرار می گیرد. معمولاً میانگین سه سطح شاخص تروفیکی تابستانه را به عنوان شاخص تروفیکی یا

حاصلخیزی، معرفی می کنند، بنابر این این شاخص در تابستان در دریاچه سد سیمره برابر ۴۷,۵۳ محاسبه شده است، که این مقدار نیز بیانگر سطح مزوتروفی دریاچه است.

دریاچه های مزوتروف در مرز بین دریاچه ها الیگوتروف و یوتروف هستند. مواد غذایی و تولید آنها از دریاچه های الیگوتروف بیشتر است. در دریاچه های مزوتروف برخی از مواد آلی در پایین دریاچه انباشته شده، و همچنین گاهاً در سطح آب شکوفایی جلبکی دیده می شود. آنها معمولا دریاچه خوبی برای ماهیگیری هستند، و قادر به زیست طیف گسترده ای از انواع ماهیان هستند. در اواخر تابستان، هیپولیمنیون می تواند از اکسیژن خالی بوده بطوریکه برای ماهی های سردآبی می تواند عامل محدود کننده باشد(McComas S.,2003).

جهت تعیین پتانسیل یابی یا ظرفیت تولید ماهی در دریاچه سد سیمره از طریق کلروفیل a، میانگین تابستان آن محاسبه و سپس کل میزان تولید اولیه این منبع آبی را در سال (∑PP) محاسبه گردید. با توجه به رابطه بین تولید اولیه($gC/m^2/yr$) و تولید ماهی (kg/ha/yr) ظرفیت تولید ماهی از طریق معادله زیر به دست آورده شد.

$$Log_{10}FP=0.600 + 0.575\ log_{10}PP$$

در دریاچه سد سیمره با احتساب مقدار میانگین تولید اولیه تابستان که ۰,۵۴۱ گرم کربن در متر مربع در روز است. بنابر این مقدار تولید اولیه سالانه این منبع آبی(PP) ۱۹۷,۴۶۵ گرم کربن در متر مربع در سال می باشد. اکنون با با اعمال داده در فرمول فوق مقدار تولید ماهی(FP) برابر ۸۲,۹۸ کیلوگرم در هکتار در سال برآورد گردیده شد.

درروش دوم تعیین پتانسیل تولید ماهی بر اساس شاخص Morpho-Edaphic Index (MEI) انجام گردید. این شاخص MEI با تقسیم هدایت الکتریکی (µs/cm) بر میانگین عمق (m) بدنه آبی محاسبه شد.

$$\text{MEI} = \frac{EC}{\text{Zm}} \qquad \text{Yield (Y)} = 23.281 * \text{MEI}^{0.447}$$

MEI به دست آمده از دریاچه سد سیمره با هدایت الکتریکی ۷۸۸,۰۴ (µs/cm) و عمق متوسط ۴۰ متر، برابر ۱۹,۷ و مقدار برداشت محصول ماهی ۸۶,۴۱ کیلوگرم برهکتار است. چنانچه مساحت دریاچه را ۶۲۷۰ هکتار است مد نظر قرار گیرد. بنابر این تولید کل سالانه ماهی در دریاچه معادل ۵۴۱,۷۹۰ تن و یا به عبارتی ۸۶,۴۱ کیلوگرم در هکتار در سال تخمین زده می شود.

بنابر این اگر میانگین دو روش فوق پتانسیل یابی را در نظر بگیریم برابر ۸۴,۶۹۵ کیلو در هکتار و در نظر گرفتن مساحت کل دریاچه (۶۲۷۰هکتار) تولیدکل سالانه ماهی در دریاچه حدود ۵۳۱,۰۳ تن تخمین زده می شود. چنانچه میزان صید توسط صیادان در منطقه را با حداکثر توان در نظر بگیریم و با در نظر گرفتن اینکه ۴ ماه از سال این دریاچه از طرف محیط زیست دارای ممنوعیت صید است و چنانچه تخمین برداشت صیدرا ۳۶ تن بر کل مقدار پتانسیل ۵۳۱,۰۳ تن تقسیم شود، بنابر این ۱۴,۴۰در صد از این منبع بهره برداری شده و ۸۵,۶۰ در صد تا بهره برداری کامل مخزن فاصله

وجود دارد(شــکل۹). که این فاصــله را میتوان برای برنامه های توســعه آبزی پروری خصــوصــا پرورش ماهی در قفس با استفاده از مناسب ترین گونه ها با توجه به آیتمهای شاخص آبزی پروری و ملاحظات زیست محیطی پر نماییم.

۷- منابع:

Anderson D.M. 1994. Red tides. Scientific American 271:62-68.

Anon. 1997. Report of the First Session of the Advisory Committee on Fishery Research. FAO Fisheries Report 571, Rome, 34P.

Bertness M.D., P.J. Ewanchuk, and B.R. Silliman. 2002. Anthropogenic modification of New England salt marsh landscapes. Ecology 99:1395-1398.

Beveridge, M.C.M. 1996. Cage Aquaculture. 2nd Edition. Fishing News Books Ltd., Oxford. 346p.

Browder, J. A., Gleason, P. J., Swift, D. R. 1994.Periphyton in the Everglades: spatial variation, environmental correlates, and ecological implications Davis, S. M.Ogden, J. C.eds. Everglades: the Ecosystem and its RestorationSt. Lucie PressDelray Beach, FL379-418

Burton, T. M., D. G. Uzarski, J. P. Gathman, J. A. Genet, B. E. Keas, and C. A. Stricker. 1999. Development of a preliminary invertebrate index of biotic integrity for Lake Huron coastal wetlands. Wetlands 19:869-882.

Clarkson B.,2004, Monitoring wetland restoration: A Handbook for freshwater systems. Measuing the result and wetland protection, section3, chapter 13.244-261P.

Cooke,G.D. and R.H.Kennedy. 1989. Water quality management for Reservoires and Tail waters.Report 1. In reservoire water quality management techniques. Tech Rept. E-89-1.U.S. Army Corps Engineers,Vicksburg, Ms.

Dennis, G.C., E.B. Welch, S.A. Peterson ,P.P. Newroth, 1993. Restoration and management of lakes and Reservoires. Second edition.LEWIS pub.

Downing J.A., Plante C., Lalonde S.,1990. Fish Production Correlated with Primary Productivity, not the Morphoedaphic Index. Can. J. Fish. Aquat. Sci., Vol. 47,1929-1936

Edward, J.B., 2013. Evaluation of the fisheries potentials of egbe Reservoir, Ekiti State, Nigeria. Greener J. Biol. Sci., 3: 260-267.

Hall, G.H., 1971. Reservoir fisheries and limnology, American Fisheries Societies, Special Poblication, No.8. Washington D.C. USA. 511P.

Horrigan L., R. S. Lawrence, and P. Walker. 2002. How sustainable agriculture can address the environmental and human health harms of industrial agriculture. Environmental health perspectives 110:445-456.

ILEC/Lake Biwa Research Institute [Eds]. 1988-1993 Survey of the State of the World's Lakes. Volumes I-IV. International Lake Environment Committee, Otsu and United Nations Environment Programme, Nairobi.

Janse,J.H.,2005.Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. University. Promotor(en): Marten Scheffer; L. Lijklema. - Wageninge : Wageningen Universiteit - ISBN 9085042143 - 198 p.

Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. Ecological Applications 1:66-84.

Kelly, M. G., and B. A. Whitton. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. Journal of Applied Phycology 7:433-444.

Kerbs, C.J.1976. The experimental analysis of distribution and abundance . Institute of animal resource ecology the Univ. of British columbia. Harper Row, Pub.

Kimmel,B.C., and A.W. Groeger . 1984. Factors controlling primary production in Lakes and Reservoirs : A perspective , in Lake and Reservoir Management .EPA 440/5-84-001, pp.277-281
Lawton L.A. and G.A. Codd. 1991. Cyanobacterial (blue-green algae) toxins and their significance in UK and European waters. Journal of Soil and Water Conservation 40:87-97.
Lenat, D. R. 1993. A biotic index for the southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. Journal of North American Benthological Society 12:279-290
Martin A. and G.D. Cooke. 1994. Health risks in eutrophic water supplies. Lake Line 14:24-26.
Rodhe, W. 1969 Crystallization of eutrophication concepts in North Europe. In: Eutrophication, Causes, Consequences, Correctives. National Academy of Sciences, Washington D.C., Standard Book Number 309-01700-9, 50-64.
McComas S.,2003. Lake and Pond Management Guidebook.lewis pub. 304 p.
McCormick, P. V., and Stevenson R. J., 1998,. Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the Florida Everglades. J. Phycol. 34: 726–733.
Miller D.C., Geider R.J., MacIntyre H.L., 1996, Microphytobenthos: The ecological role of the 'secret garden' of unvegetated, shallow-water marine habitats. II. Role in sediment stability and shallowwater food webs. Estuaries 19:202-212.
Minns, C. K., V. W. Cairns, R. G. Randall, and J. E. Moore. 1994. An index of biotic integrity (IBI) for fish assem-blages in the littoral zone of Great Lakes' Areas of Concern. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 51: 1804-1822.
Parson, T.R.,Y. Maita and C.M. Lalli. 1992. A manual of chemical and biological methods for sea water analysis pergman press.
Radar, R. B., Richardson, C. J. 1994Response of macroinvertebrates and small fish to nutrient enrichment in the northern EvergladesWetlands14:134-146
Rohde, W.,1969.Crystallization of eutrophication concepts in North Europe. In "Eutrophication, Causes, Consequences, Correctives", pp. 50-64. National Academy of Sciences, Washington D.C.
Smith V.H., G.D. Tilman, and J.C. Nekola. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution 100:179-196.
Thornton,K.W., R.H. Kennedy, J.H. Carroll, N.W.Walker,R.C. Gunkey, and S. Ashby. 1980. Reservoir sedimentation and water quality – an heuristic model, in Symposium on surface water Impoundments, Proceeding .Am.Soc.Civil Eng., pp.654-661
Wetzel, R., Likens, G.E. 1991..Limnological analysis,. 2nd edn Springer-Verlag. New York.