

جمهوری اسلامی ایران
معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس‌جمهور

راهنمای تعیین آب مورد نیاز اکوسیستم‌های آبی

نشریه شماره ۵۵۷

وزارت نیرو

دفتر مهندسی و معیارهای فنی آب و آبفا

<http://seso.moe.org.ir>

معاونت نظارت راهبردی

امور نظام فنی

nezamfanni.ir

۱۳۹۰

اصلاح مدارک فنی

امور نظام فنی اجرایی معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس جمهور، با استفاده از نظر کارشناسان برجسته مبادرت به تهیه این نشریه نموده و آن را برای استفاده به جامعه مهندسی کشور عرضه نموده است. با وجود تلاش فراوان، این اثر مصون از ایرادهایی نظیر غلط‌های مفهومی، فنی، ابهام، ابهام و اشکالات موضوعی نیست.

از این‌رو، از شما خواننده گرامی صمیمانه تقاضا دارد در صورت مشاهده هرگونه ایراد و اشکال فنی مراتب را به صورت زیر

گزارش فرمایید:

۱- شماره بند و صفحه موضوع مورد نظر را مشخص کنید.

۲- ایراد مورد نظر را به صورت خلاصه بیان دارید.

۳- در صورت امکان متن اصلاح شده را برای جایگزینی ارسال نمایید.

۴- نشانی خود را برای تماس احتمالی ذکر فرمایید.

کارشناسان این امور نظرهای دریافتی را به دقت مطالعه نموده و اقدام مقتضی را معمول خواهند داشت.

پیشاپیش از همکاری و دقت نظر جنابعالی قدردانی می‌شود.

نشانی برای مکاتبه: تهران، میدان بهارستان، خیابان صفی علی‌شاه - مرکز تلفن ۳۳۲۷۱

معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس جمهور، امور نظام فنی

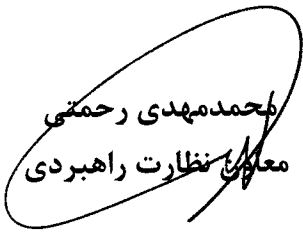
Email: info@nezamfanni.ir

web: nezamfanni.ir



بسمه تعالی

ریاست جمهوری
معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رئیس‌جمهور

شماره:	۲۰/۵۶۷۶	بخشنامه به دستگاه‌های اجرایی، مهندسان مشاور و پیمانکاران
تاریخ:	۱۳۹۱/۱/۲۹	
موضوع: راهنمای تعیین آب مورد نیاز اکوسیستم‌های آبی		
<p>به استناد ماده (۲۳) قانون برنامه و بودجه و ماده (۶) آیین‌نامه استانداردهای اجرایی طرح‌های عمرانی - مصوب سال ۱۳۵۲ و در چارچوب نظام فنی و اجرایی کشور (موضوع تصویب‌نامه شماره ۴۲۳۳۹/ت/۳۳۴۹۷ هـ مورخ ۱۳۸۵/۴/۲۰ هیأت محترم وزیران)، به پیوست نشریه شماره ۵۵۷ امور نظام فنی، با عنوان «راهنمای تعیین آب مورد نیاز اکوسیستم‌های آبی» از نوع گروه سوم ابلاغ می‌شود.</p> <p>رعایت مفاد این ضابطه برای دستگاه‌های اجرایی، مشاوران، پیمانکاران و سایر عوامل ذی‌نفع نظام فنی و اجرایی، در صورت نداشتن ضوابط معتبر بهتر، از تاریخ ۱۳۹۱/۴/۱ اجباری است.</p> <p> محمد مهدی رحمتی معاونت نظارت راهبردی</p>		

بسمه تعالی

پیشگفتار

بهره‌برداری خردمندانه از منابع آب به گونه‌ای که کارکردها و ارزش‌های اکوسیستم‌های آبی حفظ شود، همواره از مهم‌ترین اهداف مدیریت جامع منابع آب به شمار می‌رود. تعیین و تخصیص نیاز آب زیست‌محیطی اکوسیستم‌ها، موثرترین رویکرد برای جلوگیری از اثرات منفی تنظیم جریان‌های سطحی بر اکوسیستم‌ها است که دستیابی به این هدف را میسر می‌سازد.

در ایران نیز در قوانین مختلف مرتبط با مدیریت منابع آب از جمله قانون توزیع عادلانه آب، راهبردهای توسعه بلند مدت منابع آب کشور و قانون برنامه چهارم و پنجم توسعه، بر ضرورت حفاظت از نیازمندی‌های اکوسیستم‌های آبی تاکید شده است. خوشبختانه در سال‌های اخیر، توجه تصمیم‌گیران امور آب و محیط زیست به این امر، منجر به تلاش برای تدوین و تنظیم ساز و کارهای مختلف درخصوص کاهش اثرات سوء زیست محیطی تنظیم جریان شده است. تاکید بر ضرورت انجام مطالعات ارزیابی زیست محیطی، فعال‌تر شدن شورای عالی آب، انعقاد تفاهم‌نامه بین سازمان حفاظت محیط زیست و وزارت نیرو و ایجاد کارگروه‌های مشترک آب و محیط زیست به منظور اجرایی شدن این تفاهم‌نامه تعدادی از این ساز و کارها به حساب می‌آیند.

با توجه به اهمیت مبحث فوق، امور آب وزارت نیرو در قالب طرح تهیه ضوابط و معیارهای فنی صنعت آب کشور، تهیه نشریه «راهنمای تعیین آب مورد نیاز اکوسیستم‌های آبی» را با هماهنگی امور نظام فنی معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس‌جمهور در دستور کار قرار داد و پس از تهیه، آن را برای تایید و ابلاغ به عوامل ذینفع نظام فنی اجرایی کشور به این معاونت ارسال نمود که پس از بررسی، براساس ماده ۲۳ قانون برنامه و بودجه آیین‌نامه استانداردهای اجرایی مصوب هیات محترم وزیران و طبق نظام فنی اجرایی کشور (مصوب شماره ۴۲۳۳۹/ت/۳۳۴۹۷ هـ. مورخ ۱۳۸۵/۴/۲۰ هیات محترم وزیران) تصویب و ابلاغ گردید.

نشریه حاضر در راستای ایجاد وحدت رویه در مبحث تعیین و تخصیص نیاز زیست‌محیطی آب اکوسیستم‌های آبی به عنوان بخشی از فرایند ارزیابی اثرات زیست‌محیطی طرح‌های عمرانی منابع آب محسوب می‌گردد.

بدین‌وسیله معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس‌جمهور از تلاش و جدیت رییس محترم دفتر امور نظام فنی، جناب آقای مهندس غلامحسین حمزه مصطفوی و کارشناسان محترم امور نظام فنی و نماینده مجری محترم طرح تهیه ضوابط و معیارهای فنی صنعت آب کشور وزارت نیرو، جناب آقای مهندس محمد ابراهیم‌نیا مقدم و متخصصان همکار در امر تهیه و نهایی نمودن این نشریه، تشکر و قدردانی می‌نماید و از ایزد منان توفیق روزافزون آنان را آرزومند می‌باشد.

امید است متخصصان و کارشناسان با ابراز نظرات خود درخصوص این نشریه ما را در اصلاحات بعدی یاری فرمایند.

معاون نظارت راهبردی

زمستان ۱۳۹۰

تهیه و کنترل

مجری: پژوهشکده محیط زیست دانشگاه تربیت مدرس

مولف‌های اصلی: بهروز دهبازار دانشگاه شهید بهشتی

سمیه سیما دانشگاه صنعتی شریف

دکترای اکولوژی آب‌های داخلی

فوق لیسانس مهندسی عمران - محیط زیست

اعضای گروه تهیه‌کننده:

مسعود باقرزاده کریمی

سازمان حفاظت محیط زیست

بهروز دهبازار

دانشگاه شهید بهشتی

علی دیده‌ور اصل

کارشناس آزاد

سمیه سیما

دانشگاه صنعتی شریف

سارا کفاشی

کارشناس آزاد

فوق لیسانس آبخیزداری

دکترای اکولوژی آب‌های داخلی

فوق لیسانس برنامه‌ریزی محیطی GIS

فوق لیسانس مهندسی عمران - محیط زیست

فوق لیسانس مدیریت محیط زیست

اعضای گروه نظارت:

عالیه ثابت‌رفتار

کارشناس آزاد

عبدالرحیم صلوی تبار

شرکت مهندسی مشاور مه‌آب قدس

مهین کاظم‌زاده

طرح تهیه ضوابط و معیارهای فنی صنعت آب

کشور - وزارت نیرو

محمد محمدی

دانشگاه جامع علمی کاربردی

دکترای علوم محیط زیست

دکترای منابع آب و هیدرولوژی

لیسانس مهندسی راه و ساختمان

دکترای ارزیابی و آمایش محیط زیست

اعضای گروه تایید کننده (کمیته تخصصی محیط زیست طرح تهیه ضوابط و معیارهای فنی صنعت آب کشور):

کامران اسماعیلی

شرکت مهندسی آب و فاضلاب کشور

فوق لیسانس مهندسی عمران - محیط زیست

عالیه ثابت‌رفتار

کارشناس آزاد

دکترای علوم محیط زیست

محمدعلی حامدی

شرکت مهندسی مشاور رویان

دکترای برنامه‌ریزی توسعه منطقه‌ای

جواد حسن‌نژاد

شرکت مدیریت منابع آب ایران

فوق لیسانس مدیریت محیط زیست

بهروز دهبازار

دانشگاه شهید بهشتی

دکترای اکولوژی آب‌های داخلی

نادیا روستایی

سازمان حفاظت محیط زیست

فوق لیسانس مهندسی شیمی

مهین کاظم‌زاده

طرح تهیه ضوابط و معیارهای فنی صنعت آب

لیسانس مهندسی راه و ساختمان

کشور - وزارت نیرو

محمد محمدی

دانشگاه جامع علمی کاربردی

دکترای ارزیابی و آمایش محیط زیست

سیدرضا یعقوبی

شرکت اندیشه زلال

فوق لیسانس مهندسی محیط زیست

اعضای گروه هدایت و راهبردی پروژه:

رئیس گروه امور نظام فنی	خشایار اسفندیاری
رئیس گروه امور نظام فنی	فرزانه آقارمضانعلی
کارشناس منابع آب امور نظام فنی	ساناز سرافراز

فهرست مطالب

صفحه	عنوان
۱	مقدمه
۳	فصل اول - کلیات
۵	۱-۱- تعاریف
۶	۲-۱- جایگاه قانونی نیاز آبی اکوسیستمها در قوانین کشور
۶	۱-۲-۱- قانون توزیع عادلانه آب
۷	۲-۲-۱- راهبردهای توسعه بلند مدت منابع آب کشور مصوب ۱۳۸۲/۲/۲۷
۷	۳-۲-۱- قانون برنامه چهارم توسعه
۸	۴-۲-۱- قانون برنامه پنجم توسعه
۹	فصل دوم - مروری بر روش‌های تعیین نیاز آب زیست‌محیطی اکوسیستمها
۱۱	۱-۲- روش‌های تعیین جریان‌های زیست‌محیطی رودخانه‌ها
۱۱	۱-۱-۲- روش‌های هیدرولوژیکی
۱۱	۲-۱-۲- روش درجه‌بندی هیدرولیکی
۱۲	۳-۱-۲- روش شبیه‌سازی زیستگاه‌ها
۱۲	۴-۱-۲- روش‌های جامع
۱۲	۵-۱-۲- روش‌های ترکیبی
۱۴	۲-۲- رویکردهای تعیین نیاز آب زیست‌محیطی تالاب‌ها
۱۵	۳-۲- مقایسه روش‌های تعیین جریان زیست‌محیطی رودخانه‌ها
۱۶	۴-۲- مقایسه رویکردهای تعیین نیاز آب زیست‌محیطی تالاب‌ها
۱۷	۱-۴-۲- رویکردهای هیدرولوژیکی
۱۷	۲-۴-۲- رویکردهای اکولوژیکی
۱۸	۳-۴-۲- رویکردهای جامع
۱۹	فصل سوم - چارچوب پیشنهادی برای تعیین نیاز آب زیست‌محیطی اکوسیستمها
۲۱	۱-۳- کلیات
۲۳	۲-۳- تعیین مرزهای سیستم (حوضه آبریز، رودخانه‌ها و تالاب‌های مربوط)
۲۳	۳-۳- تعیین سایت‌های مورد مطالعه
۲۴	۴-۳- انتخاب نقاط کنترل جریان زیست‌محیطی
۲۷	۵-۳- تعیین ویژگی‌های اکوسیستم
۲۷	۱-۵-۳- تعیین ارزش‌های هیدرولوژیکی اکوسیستمها
۲۸	۲-۵-۳- تعیین گونه‌های گیاهی و جانوری مهم

۳۴	۳-۵-۳- تعیین ارزش ها و کارکردهای اقتصادی- اجتماعی اکوسیستمها
۳۵	۳-۶- تعیین اهداف مدیریتی
۳۵	۳-۶-۱- ارتباط رژیم هیدرولوژیکی با اهداف مدیریتی
۳۶	۳-۷- تحلیل شرایط اقلیمی و هیدرولوژیکی حوضه آبریز
۳۶	۳-۷-۱- تحلیل شرایط اقلیمی حوضه آبریز
۳۷	۳-۷-۲- تحلیل هیدرولوژیکی جریان طبیعی رودخانه
۳۸	۳-۷-۳- تحلیل هیدرولوژیکی وضعیت طبیعی تالاب
۴۰	۳-۸- تعیین رابطه رژیم هیدرولوژیکی طبیعی و ارزشهای حفاظتی
۴۱	۳-۸-۱- تحلیل همبستگی
۴۱	۳-۸-۲- تحلیل پیکها
۴۱	۳-۸-۳- تشخیص حدآستانهها
۴۳	۳-۹- تعیین نیاز آبی اکوسیستمها
۴۳	۳-۱۰- مدل سازی تغییرات جریان رودخانه در هر سایت مطالعاتی
۴۴	۳-۱۱- کنترل کیفیت آب
۴۴	۳-۱۱-۱- پارامترهای مهم کیفیت آب از لحاظ تاثیر بر اکوسیستم
۴۹	۳-۱۱-۲- مقایسه پارامترهای کیفی با مقادیر مجاز در معیارها و استانداردهای معتبر کیفیت آب
۵۱	۳-۱۲- تامین و تخصیص نیاز آبی اکوسیستمها
۵۲	۳-۱۲-۱- سناریوهای تخصیص از مخزن
۵۳	۳-۱۲-۲- ارزیابی سایر گزینههای تامین آب
۵۳	۳-۱۲-۳- ارزیابی اقتصادی- اجتماعی سناریوهای تامین
۵۳	۳-۱۲-۴- پیشنهاد نحوه تخصیص و تامین نیاز زیست محیطی
۵۳	۳-۱۳- نحوه پایش
۵۴	۳-۱۳-۱- انواع پایش
۵۴	۳-۱۳-۲- مراحل پایش
۶۳	پیوست ۱- مروری بر روشهای تعیین جریانهای زیست محیطی
۸۷	پیوست ۲- فهرست تالابهای با اهمیت کشور و وضعیت حفاظتی آنها
۹۷	پیوست ۳- تعیین مرز تالاب
۱۰۱	پیوست ۴- روش شناسی ارزش گذاری اقتصادی اکوسیستمها
۱۰۷	منابع و مراجع

فهرست شکل‌ها

<u>صفحه</u>	<u>عنوان</u>
۱۶	شکل ۱-۲- تعداد و درصد کاربرد انواع روش‌های تعیین جریان زیست‌محیطی رودخانه‌ها
۲۲	نمودار ۱-۳- چارچوب پیشنهادی برای تعیین و تخصیص نیاز آبی اکوسیستم‌ها
۲۹	نمودار ۲-۳- طبقات ارزیابی گونه‌ها به روش IUCN
۳۴	شکل ۲-۳- واکنش گونه انتخابی نسبت به جامعه گیاهی وابسته به آن در برابر تغییر رژیم جریان
۳۶	شکل ۳-۳- رژیم هیدرولوژیکی یک رودخانه و اجزای آن (تغییرات جریان روزانه یک رودخانه در طول سال)
۳۹	شکل ۴-۳- مقایسه سطح غرقاب شده تالاب (در ماه سیلابی) در شرایط طبیعی و اجرای طرح‌های توسعه منابع آب
۴۰	شکل ۵-۳- منحنی تحلیل تناوب غرقاب شدن تالاب (درصد مساحت غرقاب شده بر حسب دوره بازگشت)
۴۲	شکل ۶-۳- نمونه‌ای از تاخیر زمانی چند ماهه در روند تغییرات سطح آب، کل جامدات محلول و پوشش گیاهی در یک تالاب
۴۳	شکل ۷-۳- نمونه‌ای از استخراج حد آستانه‌های بحرانی از تحلیل پیک‌ها
۶۸	شکل پ.۱-۱- تعیین حداقل جریان زیست‌محیطی با استفاده از منحنی FDC
۶۹	شکل پ.۱-۲- توصیف مفهوم کمبود جریان اکولوژیکی
۷۲	شکل پ.۱-۳- اعمال روش RVA برای رودخانه Roanoke در شمال کارولینا
۷۶	شکل پ.۱-۴- روش هیدرولوژیکی محیط تر شده (ترسیم منحنی محیط تر شده برحسب بده جریان)
۷۷	شکل پ.۱-۵- نمونه‌ای از منحنی‌های مساحت قابل استفاده وزنی (WUA) در مدل PHABSIM
۷۸	شکل پ.۱-۶- مراحل به کار رفته در مدل PHABSIM
۸۲	شکل پ.۱-۷- منحنی نمونه برای تعیین جریان‌های کم با توجه به رده مدیریت اکولوژیکی آتی
۸۳	شکل پ.۱-۸- تعیین اجزای سازنده در روش BBM
۹۴	شکل پ.۱-۲- نقشه موقعیت تالاب‌های ثبت شده کشور در کنوانسیون رامسر

فهرست جدول‌ها

عنوان

صفحه

۱۴	جدول ۱-۲- تقسیم‌بندی روش‌های تعیین جریان زیست‌محیطی رودخانه‌ها
۱۵	جدول ۲-۲- مقایسه روش‌های برآورد جریان زیست‌محیطی رودخانه‌ها
۱۷	جدول ۳-۲- مقایسه رویکردهای تعیین نیاز آب زیست‌محیطی تالاب‌ها
۲۷	جدول ۱-۳- چک لیست شناسایی کیفی جنبه‌های اکولوژیکی جریان در هر سایت مورد مطالعه
۲۷	جدول ۲-۳- نمونه پرشده چک لیست شناسایی کیفی جنبه‌های اکولوژیکی جریان برای یک سیستم رودخانه- سیلابدشت
۳۲	جدول ۳-۳- چک لیست ارزیابی وضعیت گونه‌های جانوری مهم در محدوده طرح
۳۷	جدول ۴-۳- معیار طبقه‌بندی اقلیمی دومارتن
۴۵	جدول ۵-۳- راهنمای انتخاب متغیرهای کیفیت آب با توجه به نوع مصرف کننده‌ها
۴۶	جدول ۶-۳- اثر غلظت‌های مختلف فسفات بر منابع آبی
۴۷	جدول ۷-۳- اثرات مقادیر مختلف pH بر آبزیان
۴۹	جدول ۸-۳- ارگانسیم‌های شاخص به کار رفته به عنوان معیار عملکردی برای مصارف آب مختلف
۵۱	جدول ۹-۳- چک لیست نمونه کنترل پارامترهای کیفی در هر ایستگاه کنترل
۵۶	جدول ۱۰-۳- نمونه‌ای از نظریات، اقدامات، پیامدها و پارامترهای پایش شونده در یک سیستم رودخانه- تالاب برای پایش جریان زیست‌محیطی
۶۷	جدول پ. ۱-۱- روش تنانت
۷۰	جدول پ. ۱-۲- رژیم جریان ماهانه یک رودخانه
۷۱	جدول پ. ۱-۳- پارامترهای به‌کاررفته در روش RVA
۷۳	جدول پ. ۱-۴- نتایج پارامترهای IHA در روش RVA برای یک رودخانه نمونه
۷۵	جدول پ. ۱-۵- شرایط جریان پیشنهادی برای نیازمندی گونه ماهی بس راه راه
۸۱	جدول پ. ۱-۶- طبقه‌بندی وضعیت اکولوژیکی اکوسیستم در روش اجزای سازنده
۸۱	جدول پ. ۱-۷- مراحل محاسبه ضریب تغییرات کل در روش اجزای سازنده
۸۹	جدول پ. ۱-۲- مشخصات تالاب‌های مهم کشور
۹۲	جدول پ. ۲-۲- فهرست مناطق تالابی کشور با عنوان مناطق چهار گانه تحت مدیریت سازمان حفاظت زیست
۹۴	جدول پ. ۲-۳- فهرست تالاب‌های ایران در کنوانسیون رامسر
۱۰۶	جدول پ. ۱-۴- منافع اقتصادی مستقیم و غیرمستقیم تالاب شادگان و خور موسی

مقدمه

رودخانه‌ها در اغلب نقاط جهان در اثر ساخت سدها و سرریزها و نیز افزایش استحصال آب برای مصارف کشاورزی و شهری و... دستخوش تغییر شده‌اند. براساس برآورد کمیته جهانی سدها¹ (WCD) احداث سدها، انتقال آب بین حوضه‌ای و استحصال آب برای کشاورزی، ۶۰٪ رودخانه‌های جهان را در معرض تهدید قرار داده است. این مداخلات منجر به بروز اثرات چشمگیری از جمله کاهش کل جریان رودخانه و تحت تاثیر قرار دادن تغییرات فصلی جریان و نیز اندازه و تناوب سیلاب‌ها می‌شود. در بسیاری از موارد، این تغییرات می‌تواند اثرات منفی روی خدمات هیدرولوژیکی و اکولوژیکی فراهم شده به وسیله اکوسیستم‌ها داشته باشد که به نوبه خود میزان آسیب‌پذیری مردم وابسته به این خدمات را افزایش می‌دهد. در حال حاضر به روشنی درک شده است که تغییرات انجام شده در جریان‌های رودخانه، لازم است با حفاظت از خدمات اکولوژیکی ضروری وابسته به آب متوازن شود. جریان‌های مورد نیاز برای حفاظت از این خدمات «جریان‌های زیست محیطی» نامیده شده و فرایند تعیین این جریان‌ها «ارزیابی جریان زیست محیطی» نامیده می‌شود. تعیین و تخصیص جریان زیست محیطی موثرترین نگرش برای جلوگیری از اثرات تنظیم جریان رودخانه‌ها است. در این راهنما ضمن بررسی نقاط قوت و ضعف روش‌ها و دیدگاه‌های موجود، تلاش شده تا با در نظر گرفتن شرایط کشور و داده‌های موجود، یک چارچوب جامع برای تعیین و تخصیص نیاز آبی اکوسیستم‌ها ارائه شود. چارچوب پیشنهادی در این راهنما، بر مبنای یک رویکرد جامع تنظیم شده است تا علاوه بر در نظرگیری جنبه‌های هیدرولوژیکی تا حد ممکن جنبه‌های اکولوژیکی جریان آب نیز در برآورد نیاز زیست محیطی اکوسیستم‌ها در نظر گرفته شود. به علاوه، پس از تعیین جریان زیست محیطی مناسب، ارزیابی گزینه‌های تخصیص با لحاظ نمودن اثرات اقتصادی - اجتماعی مورد توجه قرار گرفته است.

- هدف و دامنه کاربرد

هدف از تهیه راهنمای حاضر ایجاد چارچوب واحد ومدونی برای انجام مطالعات ارزیابی آب مورد نیاز اکوسیستم‌های آبی است؛ به طوری که با ارائه اصول علمی و فنی مورد تایید در این خصوص، یک راهنمای کاربردی برای استفاده متخصصان مرتبط با مباحث مدیریت منابع آب اعم از مشاورین و کارفرمایان تدوین گردد تا ضمن پرهیز از ساده انگاری، در مطالعات ارزیابی نیاز زیست محیطی اکوسیستم‌ها وحدت رویه بین بخش‌های مختلف دست اندرکار حاصل شود.

فصل ۱

کلیات

۱-۱- تعاریف

در این بخش واژه‌های فنی مورد استفاده در راهنما به شرح زیر تعریف می‌گردند:

- جریان زیست‌محیطی: جریان آب زیست‌محیطی عبارت است از رژیم آب فراهم شده برای یک رودخانه، تالاب یا ناحیه ساحلی به منظور حفاظت از اکوسیستم‌ها و منافع آنها، در مواقعی که مصارف رقابت‌کننده وجود دارند و جریان‌ها تنظیم شده‌اند [۱۹].
- جریان‌هایی که با هدف تامین پایداری زیستگاه‌ها و فرایندهای اکوسیستم تعیین و تخصیص داده می‌شود در ادبیات فنی به «جریان‌های زیست‌محیطی»، «نیاز آب زیست‌محیطی»، «الزامات آب زیست‌محیطی»^۳ معروف است. تفاوت اصلی که بین دو اصطلاح «جریان زیست‌محیطی» و «نیاز آب زیست‌محیطی» مطرح است ناشی از این است که اصطلاح اول بیش‌تر نشان‌گر تغییرات زمانی جریان است و به عنوان رژیم هیدرولوژیکی جریان که به لحاظ اکولوژیکی مطلوب می‌باشد، شناخته می‌شود. متوسط کل حجم جریان سالانه‌ای که به عنوان رژیم جریان زیست‌محیطی در نظر گرفته می‌شود با نام نیاز آب زیست‌محیطی و به واحد حجم بیان می‌شود [۵۲]. در مورد تالاب‌ها اصطلاح نیاز آب زیست‌محیطی بیش‌تر رایج است [۱۷].
- در این راهنما اصطلاح «جریان‌های زیست‌محیطی» برای اشاره به رژیم هیدرولوژیکی جریان مطلوب برای تامین اهداف زیست‌محیطی رودخانه‌ها به کار می‌رود. در مورد تالاب‌ها از اصطلاح «نیاز آب زیست‌محیطی» استفاده خواهد شد.
- رودخانه: جریان طبیعی آب به سمت اقیانوس، دریا، دریاچه یا یک رودخانه دیگر. در برخی موارد رودخانه به درون زمین منتهی می‌شود یا این که قبل از رسیدن به سایر پهنه‌های آبی کاملاً خشک می‌شود.
- تالاب: مناطقی پوشیده از مرداب، باتلاق، لجن زار یا آبگیرهای طبیعی و مصنوعی اعم از دایمی یا موقت که در آن آب‌های شور، لب شور یا شیرین به صورت راکد یا جاری یافت می‌شود، از جمله شامل آب‌های دریایی که عمق آنها در پایین‌ترین حد جزر از شش متر تجاوز نکند. این تعریف کفه‌های صخره‌ای، بسترهای علفی دریایی در مناطق ساحلی، کفه‌های گلی، مانگروها، مصب‌ها، دریاچه‌ها و مرداب‌ها را دربر می‌گیرد. (کنوانسیون رامسر-۱۹۷۱)
- سیلابدشت: سیلابدشت‌ها نوعی از تالاب‌ها هستند و شامل زمین‌های پست حاشیه رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و اقیانوس‌ها می‌گردند که تحت جریان‌ها سیلابی این منابع آبی غرقاب می‌شوند. سیلابدشت‌ها با دوره برگشت سیلابی که آنها را زیر آب ببرد، از یکدیگر متمایز می‌شوند.
- جریان طبیعی رودخانه: سری زمانی ماهانه رژیم هیدرولوژیکی جریان که در غیاب اثر هرگونه استحصال و انحراف یا انسداد به وقوع می‌پیوندد.
- دریاچه: به گودی‌های بزرگ سطح زمین که به وسیله آب پر شده است و با آب‌های آزاد در ارتباط نیست دریاچه گویند. دریاچه نوعی از تالاب‌های داخل خشکی به حساب می‌آید. (کنوانسیون رامسر ۱۹۷۱)

1- Environmental Flows

2- Environmental Water Demands

3- Environmental Water Requirements

- بستر: آن قسمت از رودخانه، نهر یا مسیل است که در هر محل با توجه به آمار هیدرولوژیک و داغاب و حداکثر طغیان با دوره برگشت ساله به وسیله وزارت نیرو یا شرکت‌های آب منطقه‌ای تعیین می‌شود.
- حوضه آبریز: پهنه‌ای است که کلیه بارش‌های وارده بر آن به یک آبراهه (مثل جویبار یا رودخانه) یا آب انباشت (مثل برکه، دریاچه یا دریا) منتهی می‌شود.
- مدیریت پایدار تالاب: حفاظت و بهره‌برداری خردمندانه از منافع تالاب، به طوری که موجب کاهش تنوع زیستی آن نگردد.
- مرز تالاب: مرز تالاب پهنه جغرافیایی است که بالاترین پیشروی آب را شامل می‌شود.

۱-۲- جایگاه قانونی نیاز آبی اکوسیستم‌ها در قوانین کشور

از سال ۱۳۰۹ تا کنون حداقل یکصد و بیست قانون در رابطه با وجوه مختلف مدیریت آب در کشور به تصویب رسیده است. مهم‌ترین قوانین و مقرراتی که به لحاظ نمودن نیاز اکوسیستم‌های آبی در بهره‌برداری و حفاظت از منابع آبی اشاره دارند عبارتند از:

- قانون توزیع عادلانه آب مصوب ۱۳۶۱/۱۲/۲۲
- راهبردهای توسعه بلند مدت منابع آب کشور مصوب ۱۳۸۲/۲/۲۷
- قانون چهارم برنامه

۱-۲-۱- قانون توزیع عادلانه آب

این قانون مشتمل بر ۵۲ ماده و ۲۷ تبصره در ۵ فصل می‌باشد. در ماده ۱ فصل اول اختیارات کلی آب‌های کشور به حکومت اسلامی سپرده شده است که باید با مسوولیت دولت بر طبق مسایل عامه از آنها بهره‌برداری شود. طبق ماده ۲ این قانون «بستر انهار عمومی و کانال‌های عمومی و رودخانه‌ها، اعم از این که آب دایم یا فصلی داشته باشند و مسیل‌ها و بستر مرداب‌ها و برکه‌های طبیعی در اختیار حکومت جمهوری اسلامی ایران است. هم‌چنین تخصیص و اجازه بهره‌برداری از منابع عمومی آب برای مصارف شرب، کشاورزی، صنعت و سایر موارد منحصرأ به وزارت نیرو سپرده شده است (فصل چهارم، ماده ۲۱). فصل سوم این قانون مربوط به استفاده از آب‌های سطحی می‌باشد و در آن تعاریف حقا به و مصرف معقول به شرح زیر ارائه شده است (ماده ۱۸).

تبصره ۱- حقا به عبارت است از حق مصرف آبی در دفاتر جزء قدیم یا اسناد مالکیت یا حکم دادگاه یا مدارک قانونی دیگر که قبل از تصویب این قانون، برای ملک یا مالک تعیین شده باشد.

تبصره ۲- مصرف معقول، مقدار آبی است که تحت شرایط زمان و مکان و با توجه به احتیاجات مصرف کننده و رعایت احتیاجات عمومی و امکانات، طبق مقررات این قانون تعیین خواهد شد.

آیین‌نامه اجرایی نحوه صدور پرداخت مصرف معقول (مشتمل ۱۵ ماده) در تاریخ ۱۳۶۳/۴/۲۷ به تصویب هیات وزیران رسید. بر طبق ماده ۷ این آیین‌نامه باید پروانه‌های مصرف معقول با رعایت حق تقدم و با توجه به اولویت زیر تعیین و صادر گردند:

الف- آب مشروب، ب- آب باغ‌های موجود در تاریخ تصویب این آیین‌نامه، ج- آب زراعتی و دامپروری، د- آب مصارف صنعتی

ه- سایر مصارف.

با توجه به تبصره یک این ماده قانونی مشاهده می‌شود که تعریفی که از حقابه ارائه شده، صرفاً از جنبه اسنادی و حقوقی بوده و به مقوله حقابه به صورت مفهومی و جامع نگاه نشده است. به نظر می‌رسد اولین قدم در قانونمند و حقوقی نمودن نیاز آب زیست‌محیطی اکوسیستم‌ها، تولید اطلاعات علمی و تحلیل‌های کارشناسی باشد که راه را برای تنظیم مواد قانونی جامع نگر باز می‌کند. تا زمانی که دستاوردهای کارشناسی در این زمینه به حد قابل قبولی نرسیده باشد، تغییر یا اصلاح قوانین موجود توصیه نمی‌گردد.

۱-۲-۲- راهبردهای توسعه بلند مدت منابع آب کشور مصوب ۱۳۸۲/۷/۲۷

در بند دوم راهبردهای توسعه بلند مدت منابع آب کشور (مصوب هیات وزیران ۱۳۸۲/۷/۲۷)، تاکید شده است که بهره‌برداری از منابع آب کشور در هریک از حوضه‌های آبریز با رعایت ظرفیت تحمل آنها به گونه‌ای برنامه‌ریزی شود که میزان استحصال از آب‌های زیرزمینی حسب مورد از میزان فعلی تجاوز نکرده و اقدامات سازه‌ای و غیرسازه‌ای برای تعادل بخشی آنها و تامین نیازهای جدید کشور صورت گیرد به طوری که سهم بهره‌برداری از منابع آب سطحی از رقم (چهل و شش درصد) فعلی به حدود پنجاه و پنج درصد در بیست سال آتی افزایش یابد و نیاز محیط‌های طبیعی آبی به صورت پایدار تامین گردد.

هرچند روح کلی بند دوم راهبردهای توسعه بلند مدت منابع آب کشور تاکید به رعایت نیاز آب محیط‌های طبیعی در تخصیص‌ها دارد، ولی باید توجه نمود که تامین این نیازها با توجه به تقاضای روزافزون توسعه از یک طرف و محدودتر شدن پتانسیل منابع آب کشور از طرف دیگر بسیار دشوار خواهد بود و راهکار منطقی مدیریت این کمبود تعیین الویت های لازم می‌باشد. الویت بندی برای تامین نیازهای آبی اکوسیستم‌ها می‌تواند از دوجنبه صورت پذیرد که یکی الویت مکانی است که با توجه به ویژگی جغرافیای طبیعی و انسانی مناطق مختلف کشور صورت می‌پذیرد و دیگری الویت زمانی است که توزیع آب در طول ماه‌های سال را مدیریت می‌کند.

۱-۲-۳- قانون برنامه چهارم توسعه

در لایحه برنامه چهارم توسعه اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی جمهوری اسلامی ایران نیز مانند برنامه‌های قبل، اول و دوم و سوم توسعه، بهره‌برداری و حفاظت از منابع آب در موارد متعدد لحاظ شده است. در ماده ۱۶ بخش اول مربوط به «رشد اقتصاد ملی دانایی محور در تعامل با اقتصاد جهانی» می‌باشد، آمده است:

نظر به جایگاه محوری آب در توسعه کشور، دولت مکلف است منابع آب کشور را با نگرش مدیریت جامع و توانان عرضه و تقاضا در کل چرخه آب با رویکرد توسعه پایدار در واحدهای طبیعی حوضه‌های آبریز با لحاظ ارزش اقتصادی آب، آگاه‌سازی عمومی و مشارکت مردم به گونه‌ای برنامه‌ریزی و مدیریت نماید که هدف‌های زیر تحقق یابد:

الف- محدودیت کمی و کیفی، توزیع مکانی و زمانی منابع آب در تهیه طرح‌های توسعه کالبدی آمایش سرزمین در محدوده حوضه‌های آبریز لحاظ گردد.

ب- سهم بهره‌برداری از منابع آب سطحی نسبت به منابع آب زیرزمینی افزایش یافته و حداقل نیاز محیط‌های طبیعی آبی به‌طور پایدار تامین گردد.

- ج- ارزش اقتصادی آب در هر یک از حوضه‌های آبریز با لحاظ ارزش ذاتی و سرمایه‌گذاری برای بهره‌برداری و حفاظت و بازیافت در برنامه‌های بخش‌های مصرف منظور گردد.
- د- در جهت تمرکززدایی در برنامه‌ریزی و بهره‌برداری و حفاظت کمی و کیفی منابع آب، نقش مشارکت مردم و سازمان‌های محلی در حوضه‌های آبریز تقویت گردد.
- ه- مدیریت پایش منابع آب با تکمیل شبکه‌های اندازه‌گیری کمی و کیفی منابع و مصارف آب و ساماندهی اطلاعات پایه منابع آب ارتقاء یابد.

۱-۲-۴- قانون برنامه پنجم توسعه

در بند الف ماده ۱۹۱ برنامه پنجم دولت موظف به تهیه و اجرای برنامه مدیریت زیست‌بومی در زیست‌بوم‌های حساس، به‌ویژه دریاچه ارومیه شده است. بند ج ماده ۱۹۲ نیز به منظور کاهش عوامل آلوده کننده و مخرب محیط زیست، کلیه واحدهای بزرگ تولیدی، صنعتی، عمرانی، خدماتی و زیربنایی را موظف می‌سازد تا مشخصات فنی خود به گونه‌ای سازگار با ضوابط و استانداردهای محیط زیست و در راستای کاهش آلودگی و تخریب منابع پایه بالاخص منابع طبیعی و آب ارتقا دهند. هم‌چنین در تبصره ۱ این بند دولت مکلف شده است تا ارزش اقتصادی منابع زیست محیطی و جداول و حساب‌های مربوطه را در حساب‌های ملی محاسبه و ملحوظ نماید.

به علاوه در بند د ماده ۱۹۳ برنامه پنجم بیان شده که با توجه به شرایط ویژه تالاب‌های کشور از منظر اقتصادی، کشاورزی، زیست‌بومی، تنوع زیستی و گردشگری و وجود مراتع و اراضی زراعی مطلوب در اطراف آنها و وجود چالش‌های جدی در تخصیص منابع آب در این مناطق و به‌طور کلی، پیچیدگی و شکنندگی زیست بوم طبیعی این مناطق، دولت مکلف است در سال اول برنامه، با ساماندهی مجدد سازمان‌های موجود در بخش‌های آب، کشاورزی، منابع طبیعی، محیط زیست و گردشگری، نسبت به اعمال مدیریت یکپارچه با مشارکت بهره‌برداران در دشت‌های اطراف این تالاب‌ها اقدام نماید.

فصل ۲

مروری بر روش‌های تعیین نیاز آب

زیست‌محیطی اکوسیستم‌ها

۱-۲- روش‌های تعیین جریان‌های زیست‌محیطی رودخانه‌ها

به منظور تعیین نیاز آب زیست محیطی، با توجه به مقیاس مکانی مطالعه، داده‌های موجود، گام زمانی ارزیابی و ظرفیت‌های فنی و مالی، روش‌های مختلفی مورد استفاده قرار می‌گیرند بر این اساس روش‌ها محدود و وسیعی را در بر می‌گیرند: از روش‌های سریع در سطح شناسایی با هدف برنامه‌ریزی کلان منابع آب تا روش‌های دقیق‌تر برای یک رودخانه دارای گونه‌های حفاظت شده. در حدود ۲۰۷ روش برای تعیین نیاز آب زیست محیطی رودخانه‌ها در ۴۴ کشور از سراسر جهان شناسایی شده است. که این روش‌ها را به‌طور عمده می‌توان در قالب چهار روش متمایز شامل: روش هیدرولوژیکی، روش درجه‌بندی هیدرولیکی، روش شبیه‌سازی زیستگاه‌ها و روش جامع طبقه‌بندی کرد [۵۶].

۱-۱-۲- روش‌های هیدرولوژیکی

روش‌های مبتنی بر شاخص‌های هیدرولوژیکی ساده‌ترین و پرکاربردترین روش‌های برآورد جریان زیست‌محیطی در سطح جهان هستند. این روش‌ها، معمولاً به عنوان روش جداول در دسترس^۱ مشهورند و عمدتاً بر آمارهای تاریخی جریان رودخانه تکیه دارند. در این روش جریان زیست‌محیطی به صورت درصدی از متوسط آورد سالانه رودخانه یا به‌صورت جریان با احتمال تجاوز مشخص از روی منحنی تداوم جریان (FDC)^۲ در مقیاس زمانی سالانه، فصلی یا ماهانه تعیین می‌شود.

روش‌های قدیمی از این دسته تنها به ارضای حداقل نیاز آبی رودخانه اکتفا می‌کنند در حالی که روش‌های جدیدتر که در راستای بازسازی جریان‌های نزدیک به حالت طبیعی توسعه داده شده‌اند، چندین ویژگی جریان (تا ۳۲ مورد)، نظیر بده جریان سیلابی، تداوم جریان حداقل و... را لحاظ می‌کنند. از جمله مرسوم‌ترین این دسته از روش‌ها، روش تنانت و روش RVA^۳ هستند که در ایالت متحده به‌طور گسترده‌ای به کار رفته‌اند. شرح این روش‌ها در مراجع مختلفی آمده است [۴۶] و [۵۴].

۲-۱-۲- روش درجه‌بندی هیدرولیکی^۴

این روش‌ها در ابتدا برای تعیین جریان‌های درون رودخانه‌ای مورد نیاز ماهی‌ها در ایالات متحده گسترش یافت. در سال‌های اخیر این روش‌ها در کنار روش شبیه‌سازی زیستگاه‌ها تقویت شده‌اند یا این که در قالب روش‌های جامع قرار گرفته‌اند. این روش‌ها مبتنی بر استفاده از داده‌های سری زمانی و داده‌های مقاطع عرضی بحرانی و مهم کانال رودخانه هستند. در این روش‌ها هیدرولیک رودخانه به صورت تابعی از جریان مدل شده و رابطه‌ای بین پارامترهای هیدرولیکی نظیر محیط تر شده، عمق و سرعت جریان رودخانه با فراوانی زیستگاه گونه هدف برقرار می‌شود، سپس جریان زیست‌محیطی به عنوان بده که شرایط بهینه زیستگاه‌ها را فراهم کند تعریف می‌شود، به طوری که در صورت عدم تامین این جریان، کاهش چشمگیری در فراوانی گونه هدف رخ دهد. روش محیط تر شده^۵ معمول‌ترین روش از دسته روش‌های هیدرولیکی است [۴۵].

-
- 1- Look-up or Desktop Tables
 - 2- Flow Duration Curve
 - 3- Range of Variability Approach
 - 4- Hydraulic Rating Methods
 - 5- Wetted Primer

۲-۱-۳- روش شبیه‌سازی زیستگاه‌ها

این روش‌ها به‌طور گسترده‌ای به‌کار گرفته شده‌اند و از یک‌سری داده‌های هیدرولوژیکی، هیدرولیکی و اکولوژیکی استفاده می‌کنند. بده رودخانه، فراهمی زیستگاه‌ها و میزان مطلوبیت زیستگاه‌ها برای گونه هدف در قالب مدل شبیه‌سازی بهم مرتبط می‌شود. از این روش شرایط زیستگاهی مستقیمی به نیازمندی گونه هدف مرتبط می‌شود. جریان زیست‌محیطی از منحنی شاخص مطلوبیت زیستگاه بر حسب جریان یا احتمال تجاوز جریان بر حسب شاخص مطلوبیت زیستگاه تعیین می‌شود. مدل PHABSIM^۱ مهم‌ترین و پرکاربردترین روش شبیه‌سازی زیستگاه‌ها است [۸].

از اشکالات این مدل آن است که تنها برای شرایط زیستگاهی ماهی‌ها توسعه داده شده است و سایر گونه‌های جانوری و گیاهی را در نظر نمی‌گیرد.

۲-۱-۴- روش‌های جامع^۲

این روش‌ها، چارچوب‌هایی هستند که مدل‌های هیدرولوژیکی، هیدرولیکی و شبیه‌سازی زیستگاه‌ها را دربر می‌گیرند. این دسته از روش‌ها تنها روش‌هایی هستند که به‌طور صریح یک روش جامع و اکوسیستم محور را برای تعیین جریان زیست‌محیطی رودخانه‌ها در نظر می‌گیرند. در روش جامع تعیین جریان زیست‌محیطی فرض می‌شود، که اگر اجزای اساسی رژیم طبیعی جریان در رژیم جریان تغییر یافته دخیل شوند گونه‌های گیاهی و جانوری، حضور خود را حفظ کرده و تنوع اکولوژیکی سیستم حفظ خواهد شد [۶]. روش کاهش جریان درون رودخانه‌ای (IFIM)^۳ که در ایالات متحده توسعه یافته است رایج‌ترین و مستندترین روش جامع است [۹]. در حالی که روش واکنش پایین‌دست به تغییرات اعمال شده جریان (DRIFT)^۴، که در آفریقای جنوبی توسعه داده شده است از روش‌های جامع جدید است که بهبودهایی را در ارزیابی تعاملی جریان زیست‌محیطی در نگرش‌های از بالا به پایین ایجاد کرده است [۳۲]. روش BBM^۵ نیز از روش‌های به‌کار رفته در آفریقای جنوبی است [۳۴] و [۵۷].

۲-۱-۵- روش‌های ترکیبی^۶

به علت محدودیت‌های داده‌ای و در این دسته از روش‌ها چندین ویژگی از چهار روش اصلی تعیین جریان زیست‌محیطی ممکن است در قالب یک روش باهم ترکیب شود. این روش‌ها، را می‌توان تاحدی جامع نامید، از آن جهت که برخی از اجزای روش‌های جامع را دخالت می‌دهد. میزان داده‌ها، جنبه‌های اکولوژیکی به‌کار رفته، استفاده از نظرات کارشناسی و سایر منابع مورد نیاز در محدوده وسیعی تغییر می‌کند. گام زمانی، انعطاف پذیری صحت و میزان اطمینان خروجی حاصل از این نوع روش‌ها بسته به تکنیک‌های به‌کار رفته متفاوت است. این دسته از روش‌ها در کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه به‌کار برده شده‌اند.

-
- 1- Physical Habitat Simulation model
 - 2- Holistic Methods
 - 3- Instream Flow Incremental Methodology
 - 4- Downstream Response to Imposed Flow Transformation
 - 5- Building Block Method
 - 6- Combination

جدول (۱-۲)، خلاصه روش‌های تعیین جریان زیست‌محیطی رودخانه‌ها را براساس طبقه‌بندی سازمان‌های مختلف بین‌المللی نشان می‌دهد. هم‌چنین در پیوست شماره ۱، خلاصه‌ای از مهم‌ترین روش‌های تعیین نیاز آب زیست‌محیطی رودخانه‌ها آمده است. موسسه بین‌المللی منابع آب (IWMI)^۱، از تقسیم‌بندی فوق‌الذکر برای دسته‌بندی روش‌های تعیین نیاز آب زیست‌محیطی استفاده می‌نماید. اتحادیه جهانی حفاظت از منابع طبیعی کلیه روش‌ها را در قالب سه گروه روش، نگرش و چارچوب تعیین جریان زیست‌محیطی قرار می‌دهد. روش‌ها مستقیماً به ارزیابی ویژه نیازمندی‌های اکولوژیکی می‌پردازند، نگرش‌ها راهکارهای اجرایی هستند که روش‌ها در آنها اجرا می‌شود. به عنوان مثال روش کارگروه کارشناسی، یک نگرش محسوب می‌شود که در قالب آن روش‌های متعددی می‌تواند به کار گرفته شود. به وسیله چارچوب‌های مدیریت جریان، استراتژی گسترده‌تری را برای ارزیابی جریان زیست‌محیطی فراهم می‌شود. معمولاً در چارچوب‌ها یک رویکرد مشخص و مجموعه‌ای از روش‌ها را برای تعیین جریان زیست‌محیطی به کار می‌رود [۱۹].

بانک جهانی نیز در دسته‌بندی روش‌های تعیین جریان زیست‌محیطی آنها را با توجه به دو رویکرد اصلی تقسیم‌بندی می‌نماید. این رویکردها عبارتند از:

الف- رویکرد تجویزی^۲: معمولاً یک هدف خاص را در نظر می‌گیرند و در نهایت هم یک مقدار مشخص را به عنوان جریان زیست‌محیطی توصیه می‌کنند و در صورت عدم تامین آن، راهکار دیگری پیشنهاد نمی‌شود. از این رو در مذاکرات تخصیص، انعطاف پذیر نیستند. روش تنانت، تحلیل منحنی تداوم جریان و روش محیط تر شده از جمله روش‌های تحت این رویکرد می‌باشند.

ب- رویکرد تعاملی^۳: بیش‌تر روی رابطه تغییرات جریان رودخانه با چند ویژگی مختلف اکولوژیکی رودخانه بحث می‌کنند و نتایج حاصل به صورت سناریوهای مختلف قابل بحث است. البته به زمان و داده‌های بیش‌تری نیاز دارد [۳۲]. از جمله روش‌هایی که می‌توان در این گروه قرار داد از دسته روش‌های هیدرولوژیکی شامل روش RVA (به علت پیشنهاد محدوده مطلوب جریان زیست‌محیطی و نیز انتخاب پارامترهای موثر با توجه به اهداف) و از دسته روش‌های جامع روش‌های IFIM و DRIFT به علت پیشنهاد سناریوها می‌باشند.

1- International Water Management Institute

2- Prescriptive

3- Interactive

جدول ۲-۱- تقسیم‌بندی روش‌های تعیین جریان زیست‌محیطی رودخانه‌ها [۶۷]

سازمان یا موسسه بین‌المللی	تقسیم‌بندی اصلی روش‌ها	زیر مجموعه روش‌ها	مثال‌ها
اتحادیه حفاظت از منابع طبیعی (IUCN)	روش‌ها	استفاده از جداول	روش‌های هیدرولوژیکی (Q ₉₅) ، روش‌های اکولوژیکی (روش تنانت)
		تحلیل‌های سریع	تحلیل‌های هیدرولیکی (محیط تر شده) تحلیل‌های اکولوژیکی و هیدرولوژیکی
		تحلیل‌های کارکردی	ارزیابی توسط پنل کارشناسی BM, BBM
		شبیه‌سازی زیستگاه‌ها	PHABSIM مدل
چارچوب‌ها	نگرش‌ها		نگرش کارگروه کارشناسی، نگرش گروه ذینفعان (اعم از کارشناس و غیره)
			DRIFT, IFIM
بانک جهانی (World Bank)	تجویزی	شاخص‌های هیدرولوژیکی	روش تنانت
		درجه‌بندی هیدرولیکی	محیط تر شده
		تیم کارشناسی	
	روش جامع	BBM	
تاملی			DRIFT, IFIM
موسسه بین‌المللی منابع آب (IWMI)		روش‌های مبتنی بر شاخص‌های هیدرولوژیکی	روش تنانت
		روش‌های درجه‌بندی هیدرولیکی	محیط تر شده
		روش‌های شبیه‌سازی زیستگاه‌ها	IFIM
		روش‌های جامع	کارگروه کارشناسی، DRIFT, BBM
		روش‌های ترکیبی	

۲-۲- رویکردهای تعیین نیاز آب زیست‌محیطی تالاب‌ها

رویکردهای تعیین آب زیست‌محیطی تالاب‌ها به دو گروه عمده شامل رویکردهای هیدرولوژیکی و اکولوژیکی تقسیم شده‌اند [۲۱]. رویکردهای هیدرولوژیکی: در این رویکردها، فرض بر این است که گونه‌های گیاهی و جانوری^۱ به رژیم قبلی جریان عادت کرده و از این رو سلامتی مجدد اکوسیستم در گرو احیای رژیم تاریخی است. رویکردهای هیدرولوژیکی ابتدا شامل تعیین رژیم آبی تاریخی تالاب و سپس احیای آن می‌شود. اطلاعات مربوط به رژیم جریان قبل از توسعه در صورت وجود از آمار تاریخی جمع‌آوری می‌شوند. در مواردی که داده‌های تاریخی در اختیار نباشد ممکن است نیاز به مدل‌سازی باشد [۳۶] و [۳۷]. از جمله روش‌های این رویکرد، روش تحلیل زیستگاه‌ها است که برای سیستم‌های رودخانه‌ای ایجاد شده است و بر مبنای تخمین جریان مورد نیاز برای حفاظت از تمام انواع زیستگاه‌ها می‌باشد. تالاب‌ها یکی از چندین زیستگاهی هستند که در این روش مدنظر می‌باشند [۱۳]. کاربرد روش تحلیل زیستگاه‌ها در تخصیص آب زیست‌محیطی تالاب شامل شناسایی انواع زیستگاه‌ها بر اساس عمق و یا تناوب و تداوم غرقاب شدن می‌باشد. در این روش فرض می‌شود که گونه‌های گیاهی و جانوری به رژیم آبی قبل از توسعه عادت کرده‌اند و از این رو احیای آن رژیم منجر به حفظ یک اکوسیستم سالم خواهد شد. در مواقعی که میزان تقاضاهای مصرفی بالاست، برگشت به شرایط قبل از توسعه امکان‌پذیر نیست. در این موارد تمرکز اصلی در رویکردهای هیدرولوژیکی روی برگرداندن رژیم تاریخی تالاب تا حد

ممکن می‌باشد [۳۶]. درحالی‌که روش‌های هیدرولوژیکی برای تعیین جریانات زیست محیطی، اغلب بر حفظ جریان‌های حداقل تاکید می‌کنند، اهمیت حفظ تغییرات طبیعی جریان بسیار مهم شناخته شده است [۱۷]. به عنوان مثال Mudgway و همکاران در ۱۹۹۶ پیشنهاد کردند که برای مدیریت نیاز آب زیست محیطی تالاب بهتر است رژیم‌های جریان فصلی یا زودگذر طبیعی شناخته شده و براساس همان تغییرات زمانی، تعریف رژیم جریان تنظیم شده انجام گیرد [۳۸].

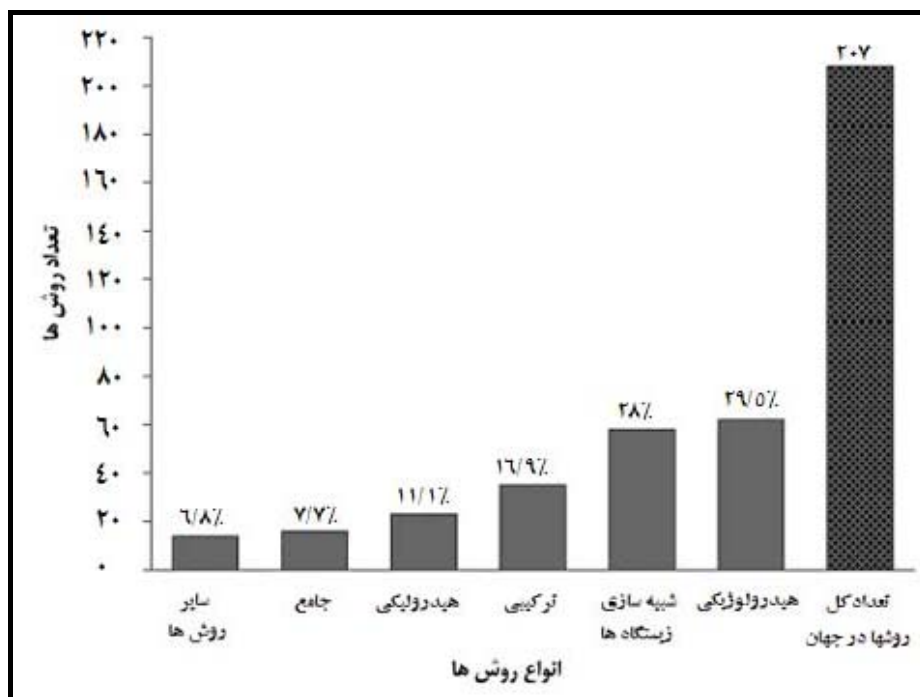
رویکردهای اکولوژیکی: رویکرد اکولوژیکی شامل تعیین رژیم آبی مورد نیاز گونه‌های گیاهی و جانوری موجود یا ارجح و حفظ آن رژیم می‌باشد [۲۱]. روش‌های مبتنی بر رویکرد اکولوژیکی معمولاً شامل آزمایش داده‌های رژیم آبی تاریخی است. اما از آن جهت که اهداف مدیریتی در این روش‌ها اکولوژیکی است، با روش‌های مبتنی بر رویکرد هیدرولوژیکی تفاوت دارند. در یک چارچوب مدیریتی تطبیقی، اهداف مدیریتی می‌توانند به عنوان نظریه‌های قابل آزمایش شکل دهی شوند به طوری که بتوان برای آزمودن آنها برنامه‌های پایش را طراحی کرد [۱۴]. از جمله روش‌های مبتنی بر رویکردهای اکولوژیکی، روشی است که توسط رابرت و همکاران برای تالاب‌های دشت سیلابی برمبنای نیازمندی آب گیاهان و جانوران آبی ایجاد شده است [۴۸].

۲-۳- مقایسه روش‌های تعیین جریان زیست‌محیطی رودخانه‌ها

روش‌های مختلف توسعه داده شده برای تعیین جریان زیست‌محیطی رودخانه‌ها، با توجه به پیچیدگی و داده‌های مورد استفاده از قابلیت دفاع متفاوتی برخوردارند. این روش‌ها در محدوده‌ای از روش‌های ساده هیدرولوژیکی که تنها به داده‌های سری زمانی رودخانه متکی هستند تا روش‌های جامع که به داده‌های وسیعی نیازمندند قرار می‌گیرند. جدول (۲-۲) مقایسه اجمالی این روش‌ها را نشان می‌دهد. بر این اساس با افزایش پیچیدگی روش، بر میزان دفاع پذیری آن در مذاکرات تخصیص افزوده می‌شود. شکل (۲-۱)، نیز درصد کاربرد روش‌های مختلف را براساس ارزیابی انجام شده در سال ۲۰۰۳ در میان ۴۴ کشور نشان می‌دهد. مطابق شکل، از میان ۲۰۷ روش مورد بررسی روش‌های هیدرولوژیکی با حدود ۳۰ درصد بیش‌ترین کاربرد و روش‌های جامع به لحاظ نیاز به داده‌های وسیع و زمان بر بودن کم‌ترین میزان استفاده را دارا هستند [۵۶].

جدول ۲-۲- مقایسه روش‌های برآورد جریان زیست‌محیطی رودخانه‌ها [۳۲]

نوع روش	مثالی از دسته روش‌ها	زمان و داده‌های مورد نیاز	مدت زمان تقریبی برآورد	اطمینان نسبت به نتایج حاصله	میزان به کارگیری روش	بیش‌ترین منطقه مورد استفاده
هیدرولوژیکی	تنانت	کم تا متوسط	۲ هفته	کم	زیاد	ایالات متحده
هیدرولوژیکی	محیط ترشده	متوسط	۲ تا ۴ ماه	کم	زیاد	ایالات متحده
ترکیبی	پنل کارشناسی	کم تا متوسط	۱ تا ۲ ماه	متوسط	زیاد	افریقای جنوبی و استرالیا
شبیه‌سازی زیستگاه‌ها	مدل PHABSIM	متوسط تا زیاد	۶ تا ۱۸ ماه	متوسط	زیاد	ایالات متحده
جامع	روش افزایش جریان درون رودخانه‌ای (IFIM)	خیلی زیاد	۲ تا ۵ سال	زیاد	زیاد	ایالات متحده، انگلستان
	روش واکنش پایین دست نسبت به تغییرات جریان (DRIFT)	زیاد تا خیلی زیاد	۱ تا ۳ سال	زیاد	بسیار محدود	افریقای جنوبی



شکل ۲-۱- تعداد و درصد کاربرد انواع روش‌های تعیین جریان زیست‌محیطی رودخانه‌ها

در حالت کلی به منظور انتخاب روش مناسب باید مرحله طرح و امکانات زمانی و اطلاعاتی موجود را مد نظر قرار داد. از این رو می‌توان در دو سطح شناخت و برنامه‌ریزی اولیه و نیز در سطح مطالعات دقیق اکوسیستم یکسری از روش‌ها را مد نظر قرار داد. به عنوان مثال در سطح شناسایی اولیه، عمدتاً از روش‌های هیدرولوژیکی استفاده می‌شود در حالی که در سطح جامع و در مرحله مطالعات دقیق برای تعیین نیاز آب زیست محیطی، عمدتاً روش شبیه‌سازی زیستگاه‌ها و روش جامع به کار برده می‌شود. شرح مختصر هر یک از روش‌های فوق در پیوست یک آمده است.

۲-۴- مقایسه رویکردهای تعیین نیاز آب زیست محیطی تالاب‌ها

برای تعیین نیاز زیست‌محیطی تالاب‌ها، هنوز روش‌های توسعه یافته آنقدر متنوع و گسترده نبوده است که بتوان این تقسیم‌بندی را به صورت مشخص برای انواع تالاب‌ها قائل شد. در مورد انواع تالاب‌ها (تالاب‌های تغذیه شونده از آب سطحی، زیرزمینی، تالاب‌های ساحلی و...) در مراجع مختلف بیان شده است که لازم است ویژگی‌های خاص آنها در قالب اصول کلی مد نظر قرار گیرد. به عنوان مثال در توسعه معادلات بیلان آب در هر یک از انواع مذکور ممکن است ترم‌های خاصی وزن بیشتری داشته باشند. از این رو، روش‌های مختلف در قالب چند رویکرد کلی مورد طبقه‌بندی قرار می‌گیرند. ارزیابی مزایا و معایب این رویکردها در جدول (۲-۳) ارائه شده است.

جدول ۲-۳- مقایسه رویکردهای تعیین نیاز آب زیست محیطی تالاب‌ها [۱۷]

رویکرد	مزایا	معایب
هیدرولوژیکی	- ساده - نیاز به داده های کم - نیاز به زمان و هزینه کم	- عدم دخیل کردن ارزش‌های اکولوژیکی اکوسیستم - قابلیت دفاع ضعیف در تعاملات تخصیص
اکولوژیکی	- قابلیت دفاع بالا در تعاملات تخصیص - دخیل کردن ارزش‌های اکولوژیکی اکوسیستم	- نیاز به سطح وسیعی از داده‌های اکولوژیکی - زمان بر و پرهزینه
جامع	- قابلیت دفاع بسیار بالا در تعاملات تخصیص - دخیل کردن ارزش‌های هیدرولوژیکی و اکولوژیکی اکوسیستم و برقراری ارتباط بین آنها	- نیاز به داده‌های زیاد - بسیار زمان بر - پرهزینه

۲-۴-۱- رویکردهای هیدرولوژیکی

یکی از محدودیت‌های رویکرد هیدرولوژیکی این است که در این روش به‌طور مستقیم روی ارزش‌های اکولوژیکی موجود تمرکز نمی‌شود. گونه‌های گیاهی و جانوری ممکن است به علت عواملی که مستقیماً به تخریب هیدرولوژیکی مربوط نیستند، تغییر کرده باشد؛ مثلاً تغییر در رژیم حرارتی، تغییر اقلیم یا تغییر گله حیوانات و احشام. در این موارد ممکن است بازگشت به حالت قبل از توسعه بدون سطح بالایی از مداخلات امکان‌پذیر نباشد [۱۱].

رویکرد هیدرولوژیکی در تعیین جریان زیست محیطی رودخانه بر مبنای درصدی از رژیم طبیعی جریان بوده است [۶]. از آن‌جا که واکنش گونه‌های گیاهی و جانوری به تغییرات رژیم آب به ندرت خطی است، این رویکرد ممکن است معتبر نباشد، مگر این که تعیین جریان زیست محیطی بر مبنای داده‌های بیولوژیکی انجام شود [۴۸].

مزایای رویکرد هیدرولوژیکی در اکوسیستم‌های رودخانه‌ای شامل هزینه کم و عدم نیاز به اطلاعات دقیق و جزئی از نیاز آبی گونه‌های گیاهی و جانوری است. به هر حال این رویکرد در تعاملات تخصیص آب، از قابلیت دفاع کمی برخوردار است [۲۳]. هم‌چنین، این رویکرد قادر نیست که پیامدهای ناشی از کاهش تخصیص نسبت به نیاز آب زیست محیطی تعیین شده را پیش‌بینی کند. در مواردی که به علت وجود حبابه‌های متعدد بازگشت به شرایط قبل از توسعه ممکن نباشد، بدون رجوع به نیاز آبی مستقیم گونه‌های گیاهی و جانوری، اطلاعات کمی برای تعیین درجه مجاز انحراف از نیاز آبی تعیین شده وجود دارد.

۲-۴-۲- رویکردهای اکولوژیکی

یکی از مهم‌ترین مزایای رویکرد اکولوژیکی این است که مستقیماً ارزش‌های اکولوژیکی موجود و مسابلی را که تالاب‌ها با آن مواجه هستند را در نظر می‌گیرد. به عنوان مثال، استفاده توسط پرندگان آبی، حضور گونه‌ها و یا جوامع در معرض خطر، مرگ درختان در اثر تغییر در رژیم هیدرولوژیکی و حضور گونه‌های مهاجم. این بدین معناست که تخصیص‌هایی که با استفاده از این رویکرد انجام شده است، باید در موقعیت‌های تعاملی قابل دفاع باشند [۱۰]. اجزای مهم و کلیدی رژیم هیدرولوژیکی، می‌توانند به وسیله تعیین نیازمندی گونه‌های گیاهی و جانوری (به عنوان مثال، تداوم و تناوب غرقاب شدن و عمق آب) شناسایی شوند. یکی از معایب رویکردهای اکولوژیکی کمبود اطلاعات مربوط به نیازمندی‌های گونه‌هاست. در مواردی که اطلاعات موجود ناکافی است، به تحقیقات بیش‌تری نیاز است [۴۸]. یک محدودیت این است که دانش فعلی در مورد نیاز آبی گیاهان معمولاً، به جای آزمایش بر

مشاهدات تجربی استوار است.^۱ به علاوه برای تعیین چگونگی اثرات سیلاب‌های بزرگ و خشکی‌های شدید لازم است مطالعاتی در بلند مدت انجام گیرد. در محیط‌هایی که برگشت به حالت قبل از توسعه امکان‌پذیر نیست، به‌طور خاص رویکردهای اکولوژیکی می‌تواند مفید باشد [۱۷]. بنابراین در مقایسه کلی این دو نگرش می‌توان گفت که مهم‌ترین عیب رویکرد هیدرولوژیکی، ضعف آنها در رابطه با شرایط زیستی و دفاع‌پذیری کم آنهاست. در مواردی که مصارف برای آب بالاست و نیز دانش اکولوژیکی خوبی وجود دارد، رویکردهای اکولوژیکی مناسب‌ترین رویکرد است. تحلیل‌های چند معیاره در ارزیابی ارزش‌های زیست‌محیطی و شرایط اقتصادی و در بازنگری تعاملات تخصیص آب بین ارزش‌ها و کاربری‌های مختلف می‌تواند مفید باشد.

۲-۴-۳- رویکردهای جامع

در رویکردهای جامع یک چارچوب مفهومی برای تعیین نیاز آب زیست‌محیطی در نظر گرفته می‌شود. فرض اساسی در رویکرد جامع مشابه روش جامع تعیین جریان زیست‌محیطی رودخانه‌ها این است که با اعمال اجزای اساسی رژیم طبیعی جریان در رژیم جریان تغییر یافته، تنوع اکولوژیکی حفظ خواهد شد. در مورد نیاز آب زیست‌محیطی تالاب‌ها، روش جامع علاوه بر ویژگی‌های هیدرولوژیکی، نیازمندی اکولوژیکی گونه‌ها را نیز در رژیم پیشنهادی لحاظ می‌کند. در این رویکرد سعی بر استفاده حداکثر از کلیه داده‌ها و اطلاعات موجود در ارزیابی نیاز زیست‌محیطی تالاب می‌باشد. در رویکردهای جامع غالباً کنترل کیفیت آب، ارزیابی اثرات اقتصادی-اجتماعی، طراحی برنامه پایش نیز مد نظر قرار می‌گیرد. در کل روش‌های هیدرولوژیکی و اکولوژیکی به علت سهولت بیش‌تر پرکاربردتر از روش جامع هستند.

فصل ۳

چارچوب پیشنهادی برای تعیین نیاز

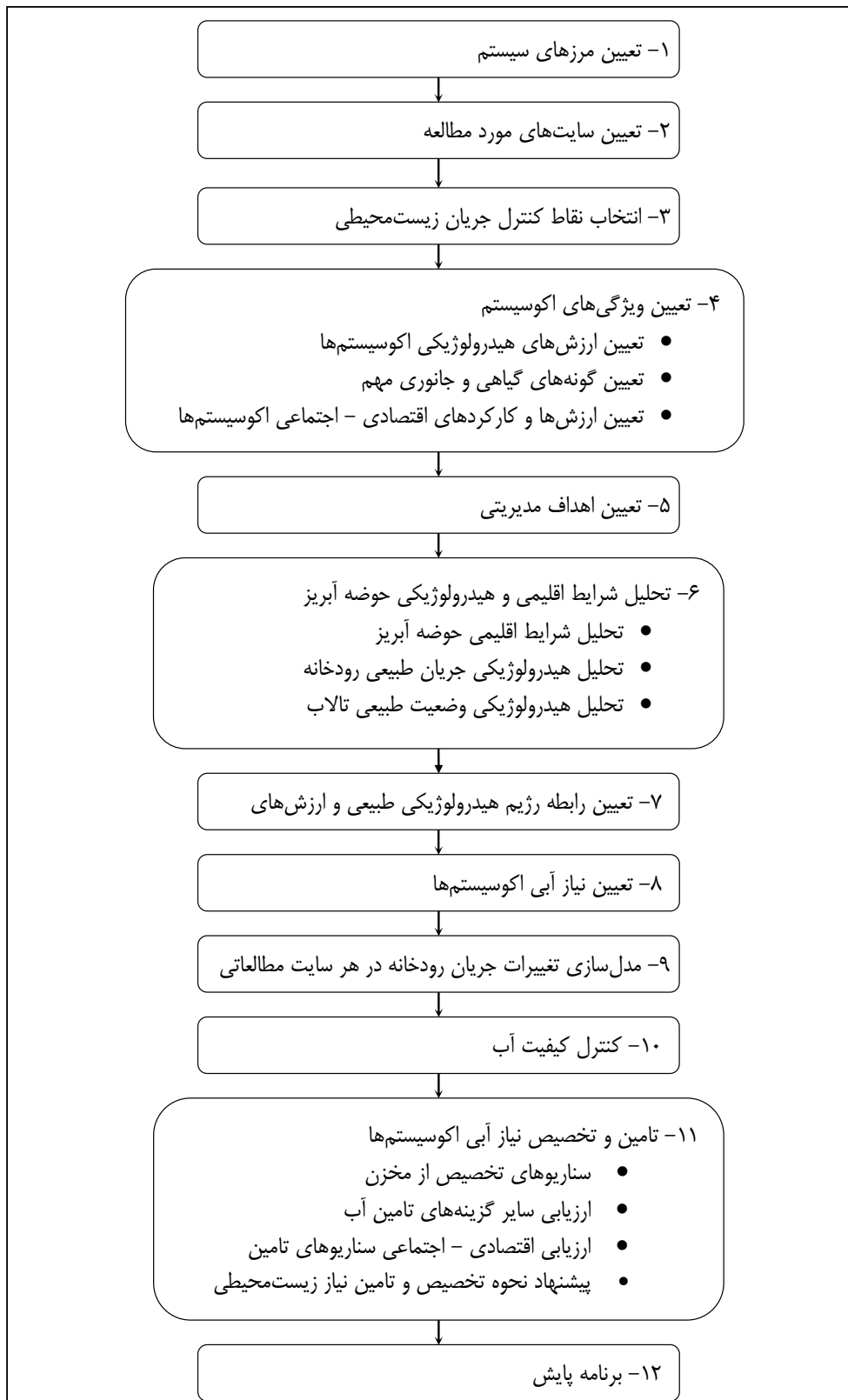
آب زیست‌محیطی اکوسیستم‌ها

۳-۱- کلیات

با توجه به مرور روش‌های به‌کار رفته برای تعیین جریان زیست‌محیطی در کشورهای مختلف و وضعیت داده‌ها و اطلاعات موجود در کشور در حال حاضر، روش پیشنهادی باید دارای ویژگی‌های زیر باشد:

- به منظور پایداری فرایندهای اکولوژیکی و حفاظت از جوامع گیاهی و جانوری مربوط، در اکوسیستم رودخانه‌ها، لازم است اجزای مرتبط رژیم جریان طبیعی حفظ شوند. بنابراین تغییرات زمانی جریان باید لحاظ شود.
- روش پیشنهادی باید با سطح دانش فعلی از اکولوژی رودخانه و داده‌های موجود تطبیق داشته باشد. هرچه روش ساده‌تر باشد و به اطلاعات کم‌تری نیاز داشته باشد، مطلوب‌تر است. از طرفی، نباید سهولت بیش از حد، منجر به عدم قطعیت زیاد در نتایج شود. از این رو لازم است تعاملی بین سادگی روش و میزان دقت آن انجام گیرد.
- به لحاظ اهداف حفاظتی رودخانه‌ها را می‌توان در گروه‌های مختلف قرار داد، به طوری که هرچه درجه حفاظت آنها بالاتر رود، میزان حجم نیاز زیست‌محیطی نیز بیش‌تر خواهد بود. بنابراین، روش به‌کار رفته باید نیاز زیست‌محیطی هر اکوسیستم را در چندین سطح متناسب با اهداف مدیریتی مربوط برآورد کند. در این صورت امکان بهتر مدیریت تطبیقی نیز فراهم خواهد شد.

با در نظر گرفتن معیارهای فوق، چارچوب نشان داده شده در نمودار (۳-۱) برای تعیین نیاز آبی اکوسیستم‌ها در سطح حوضه آبریز پیشنهاد می‌شود.



نمودار ۳-۱- چارچوب پیشنهادی برای تعیین و تخصیص نیاز آبی اکوسیستم‌ها

در این چارچوب سعی شده است تا با در نظر گرفتن یک رویکرد جامع، ضمن در نظر گرفتن محدودیت‌ها (زمان، هزینه و داده‌های در دسترس) حداکثر استفاده از ابزارهای موجود صورت گیرد.

۳-۲- تعیین مرزهای سیستم (حوضه آبریز، رودخانه‌ها و تالاب‌های مربوط)

اتحادیه حفاظت از منابع طبیعی (IUCN)^۱، برای تعیین جریان زیست‌محیطی تاکید می‌کند که رودخانه و سیستم زهکشی باید به صورت یک‌جا مدنظر قرار گیرد. برای تخصیص جریان‌های زیست‌محیطی، لازم است که تمامی جنبه‌های رودخانه و سیستم زهکشی وابسته به آن لحاظ شود. این به معنای در نظر گرفتن کل حوضه از بالادست تا محیط‌های ساحلی در پایین دست است و شامل تالاب‌ها، دشت‌های سیلابی و سیستم‌های آب زیرزمینی مربوط نیز می‌باشد. همچنین این به معنای مدنظر قرار دادن ارزش‌های زیست‌محیطی، اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی مرتبط به کل سیستم نیز می‌باشد. محدوده وسیعی از اهداف و الزامات، از حفاظت از محیط زیست گرفته تا ارائه خدمات به صنایع و مردم، در تعیین یک جریان زیست‌محیطی باید مدنظر قرار گیرد. در مورد تعیین مرز جغرافیایی تالاب‌ها، برای تالاب‌های ثبت شده در کنوانسیون رامسر مرز تعیین شده به عنوان سایت رامسر و در مورد سایر تالاب‌ها مرز مورد تایید سازمان حفاظت محیط زیست کشور باید در نظر گرفته شود. در پیوست ۲، فهرست تالاب‌های با اهمیت کشور و وضعیت حفاظتی آنها آمده است. همچنین روش‌های تعیین مرز جغرافیایی تالاب‌ها در پیوست ۳ بیان شده است. البته لازم به ذکر است که لیست رامسر تنها به عنوان یکی از لیست‌ها مد نظر قرار گرفته است و کلیه تالاب‌های موجود در لیست سازمان محیط زیست - مناطق حفاظتی ۴ گانه (پیوست ۲) در بحث نیاز آبی با توجه به درجه اهمیت حفاظتی باید مد نظر قرار گیرند. همچنین استفاده از سایر لیست‌ها برای تاکید براهمیت تالاب‌های فوق‌الذکر بلا مانع است.

۳-۳- تعیین سایت‌های مورد مطالعه

منظور از سایت‌های مورد مطالعه این است که کل رودخانه و شاخه‌های متصل به آن محدوده مورد مطالعه از بالادست به سمت پایین دست به چندین مقطع طولی تقسیم شود و هر مقطع به عنوان یک سایت مطالعه نیاز زیست‌محیطی مد نظر قرار گیرد (نمودار ۳-۱). در واقع هر مقطع طولی شاخص بیان‌گر ویژگی رودخانه و اکوسیستم‌های وابسته در طول آن مقطع است. مقاطع طولی انتخابی به عنوان سایت مطالعه باید دارای ویژگی‌های مشابه از لحاظ ارزش‌های زیست‌محیطی (ماهی‌ها، کف‌زیان و پوشش گیاهی)، ویژگی‌های هیدرولوژیکی - هیدرولیکی (شدت جریان و ساختار منابع آب) و ویژگی‌های زمین‌شناسی و ژئو مورفولوژیکی مشابه باشند [۱۶].

از این‌رو در هر سایت مطالعه کلیه اکوسیستم‌های رودخانه‌ای و تالابی مشمول مطالعات تعیین نیاز آبی می‌شود.

در انتخاب مقاطع طولی رودخانه به عنوان سایت مطالعه باید موارد ذیل لحاظ گردد:

- موقعیت سرشاخه‌های رودخانه
- مورفولوژی کانال رودخانه و ساختار آن (مثل: عرض کانال، شیب بستر، پیچ و خم‌های مسیل)
- مورفولوژی و ساختار سیلابدشت

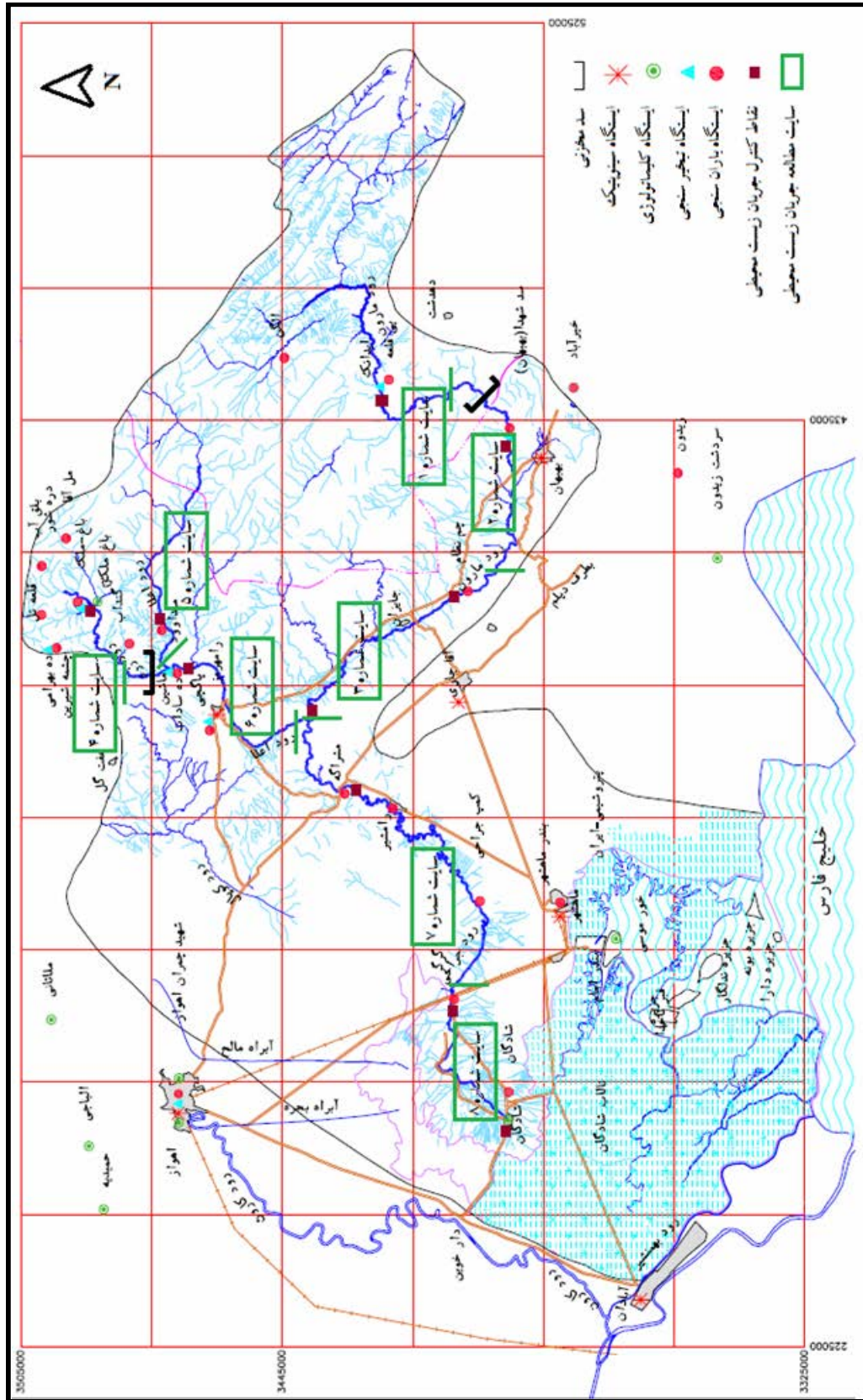
- محل زیستگاه گونه‌های با اهمیت (نظیر تالاب‌ها، خورها،...)
 - وضعیت بهره‌برداری سیستم
 - ویژگی‌ها و کارکردهای گونه‌های گیاهی و جانوری
- انتخاب سایت‌های مطالعه در مرحله اول با استفاده از مطالعات و مستندات قبلی، نقشه‌های توپوگرافی موجود، عکس‌های هوایی، موقعیت نقاط مهم در سیستم (نظیر محل سازه‌های آبی: سدها، سرریزها و نقاط برداشت)، داده‌ها و اطلاعات موجود در منطقه، به صورت تقریبی تعیین شده و سپس با انجام بررسی‌های میدانی تدقیق می‌گردد. بدیهی است که با افزایش تعداد سایت‌های مطالعه زمان و هزینه لازم برای مطالعات افزایش می‌یابد.
- تالاب‌ها در بخش‌های مختلف حوضه آبریز به شرح زیر شکل می‌گیرند:
- تالاب‌های بالادست حوضه مثل: دریاچه‌های کوهستانی، تورب زارها و...
 - تالاب‌های بخش‌های میانی حوضه مثل: تالاب‌های رودخانه‌ای و دشت‌های سیلابی و...
 - تالاب‌های پایین‌دست حوضه مثل: تالاب‌های ساحلی، مصب‌ها، خورها و...
- لازم به ذکر است که محل وجود تالاب‌های واقع در میانه یا انتهای سیستم رودخانه باید به عنوان یک سایت مطالعاتی مرتبط با رودخانه در نظر گرفته شود. تالاب‌هایی که لازم است در مطالعات برآورد نیاز زیست‌محیطی اکوسیستم‌ها حتماً به عنوان سایت مطالعاتی مد نظر قرار گیرند، تالاب‌هایی هستند که در طبقه‌بندی سازمان حفاظت محیط در فهرست ۸۴ تالاب با اهمیت کشور قرار دارند. پیوست ۲ فهرست، موقعیت و مشخصات تالاب‌های با اهمیت کشور را به همراه وضعیت حفاظتی آنها نشان می‌دهد.
- هم‌چنین برای انجام مدل‌سازی هیدرولیکی مقاطع عرضی رودخانه لازم است حداقل یک مقطع عرضی از هر یک از سایت‌های مورد مطالعه انتخاب شده و ویژگی‌های هیدرولیکی و ژئومورفولوژیکی در بررسی‌های میدانی تعیین شود.

۳-۴- انتخاب نقاط کنترل جریان زیست‌محیطی

- به منظور اطمینان از رهاسازی، پایش میزان تامین جریان زیست‌محیطی در هر سایت باید در یکسری نقاط کنترلی صورت گیرد. انتخاب این نقاط باید براساس معیارهای زیر انجام گیرد:
- موقعیت سایت‌های مطالعاتی انتخاب شده
 - موقعیت ایستگاه‌های هیدرومتری و هواشناسی
 - موقعیت منابع آلاینده نقطه‌ای
 - دسترسی آسان
 - موقعیت سازه‌های آبی و محل برداشت‌ها یا انحراف جریان
 - موقعیت سرشاخه‌ها

بهتر است حتی‌المقدور نقاط کنترل منطبق بر محل بر ایستگاه‌های هیدرومتری انتخاب شود [۵۸]. هم‌چنین در محل ورود آب رودخانه به تالاب باید حداقل یک نقطه کنترل در نظر گرفته شود. به علاوه در صورت امکان حداقل دو نقطه کنترل در بالا و

پایین دست محل وجود سد در نظر گرفته شود تا اثرات احداث سد روی رژیم جریان مستقیماً قابل اندازه‌گیری باشد. در شکل (۳-۱)، نمونه‌ای از ایستگاه‌های کنترل در سایت‌های مطالعاتی جریان زیست‌محیطی در یک حوضه آبریز نمونه نشان داده شده است. در حالتی که سدهای متعدد در یک حوضه آبریز وجود دارند، نیاز آبی اکوسیستم‌های واقع در حوضه آبریز اعم از رودخانه‌ها و تالاب‌ها باید مشترکاً توسط سدها تامین شود. در حالت کلی سهم تامین هر سد به تناسب سهم آورد رودخانه مربوطه در تامین نیاز آبی اکوسیستم در حالت طبیعی خواهد بود. مگر این‌که، به دلایل مختلف از جمله سازه‌ای و... کارفرما این نسبت‌ها را تغییر دهد. در این حالت نقاط کنترل باید به گونه‌ای انتخاب گردد که تامین سهم نیاز زیست‌محیطی هر مخزن قابل کنترل باشد.



شکل ۳-۱- تعیین سایت‌های مطالعه و نقاط کنترل جریان زیست‌محیطی در یک سایت نمونه

۳-۵- تعیین ویژگی‌های اکوسیستم

پس از تعیین سایت‌های مطالعاتی اکوسیستم‌های موجود در هر سایت شناسایی شده و کارکردها و ارزش‌های اقتصادی، اکولوژیکی و هیدرولوژیکی آنها در حال حاضر باید شناسایی شود. در مرحله اول ارزیابی ارزش‌ها و تهدیدات مربوط در قالب چک لیست جدول (۳-۱) برای هر سایت مطالعاتی می‌تواند انجام گیرد. جدول (۳-۲) نمونه پر شده این چک لیست را برای یک سیستم رودخانه-سیلابدشت نشان می‌دهد.

جدول ۳-۱- چک لیست شناسایی کیفی جنبه‌های اکولوژیکی جریان در هر سایت مورد مطالعه

دشت سیلابی	تالاب	ساحل رودخانه	درون کانال رودخانه	مناطق مهم در هر سایت (مقطع طولی) مورد مطالعه
				ارزش‌ها و تهدیدهای زیست‌محیطی و اکولوژیکی
				وضعیت
				اهداف اکولوژیکی مربوط
				میزان وابستگی موضوع به جریان رودخانه
				تهدیدات ناشی از تغییر جریان رودخانه
				اجزای جریان که به این مساله مربوط است.
				اقدامات مدیریتی مورد نیاز

جدول ۳-۲- نمونه پر شده چک لیست شناسایی کیفی جنبه‌های اکولوژیکی جریان برای یک سیستم رودخانه-سیلابدشت

دشت سیلابی	درون کانال رودخانه	مناطق مهم در هر سایت (مقطع طولی) مورد مطالعه
lippia علف	ماهی قزل‌آلا	ارزش‌ها و تهدیدهای زیست‌محیطی و اکولوژیکی
گونه مهاجم	گونه آسیب‌پذیر	وضعیت
کنترل و حذف گونه	حفظ فراوانی و الزامات زیستی آن	اهداف اکولوژیکی مربوط
متوسط	زیاد	میزان وابستگی موضوع به جریان رودخانه
این گونه در برابر شرایط مرطوب غیر مقاوم است و چنانچه به مدت ۴ تا ۸ هفته در شرایط غرقابی قرار گیرد از بین می‌رود.	کاهش سرعت جریان، کاهش اکسیژن محلول (DO)	تهدیدات ناشی از تغییر جریان رودخانه
حجم جریان‌های سیلابی و تناوب غرقاب شدن	عمق و سرعت جریان رودخانه	اجزای جریان که به این مساله مربوط است.
تنظیم جریان‌های سیلابی مناسب	تنظیم کمیت و کیفیت مناسب جریان	اقدامات مدیریتی مورد نیاز

۳-۵-۱- تعیین ارزش‌های هیدرولوژیکی اکوسیستم‌ها

- رژیم هیدرولوژیکی طبیعی اکوسیستم‌های آبی در حوضه آبریز می‌تواند کارکردهای زیر را داشته باشد:
- رژیم‌های سیلابی حوضه برای تامین مواد مغذی تالاب‌ها و دشت‌های سیلابی ضروری هستند.
 - تنظیم دمای آب انجام فعالیت‌های حیاتی آبزیان

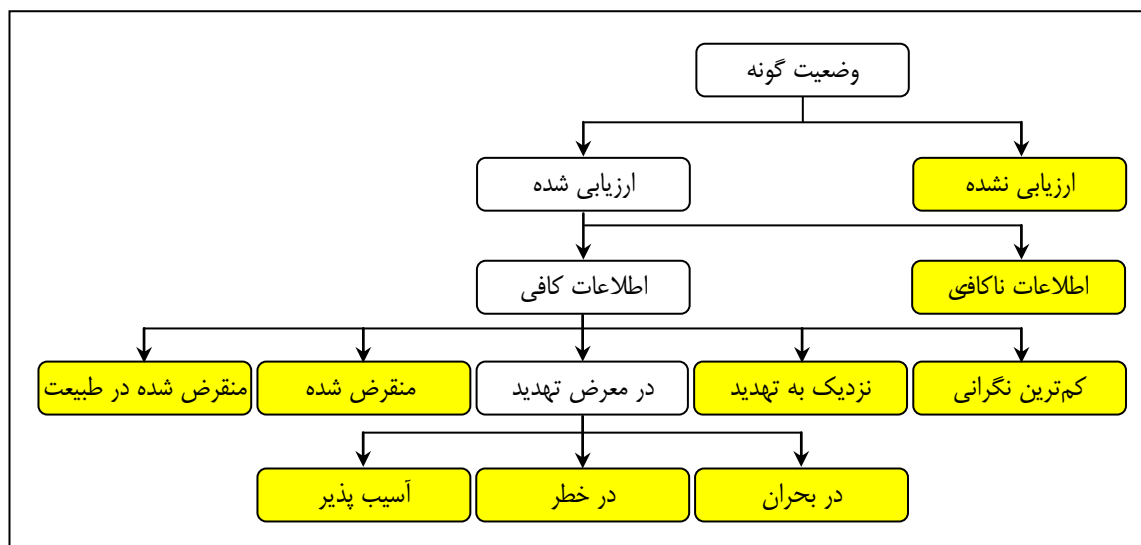
- برقراری مسیرهای مهاجرت آبیان به سرشاخه‌های رودخانه‌ها و بالعکس با توجه به وجود دما و شفافیت‌های مختلف آب در طول مسیر رودخانه
 - پشتیبانی زیستگاه‌های حاشیه رودخانه‌ها و تالاب‌ها
 - پالایش طبیعی آلاینده‌ها و آفات داخل و حاشیه رودخانه و تالاب و دشت‌های سیلابی توسط سیلاب‌های فصلی در حوضه آبریز
 - ایجاد تعادل هیدرولوژیکی در تالاب‌ها و دشت‌های سیلابی ساحلی و جلوگیری از پیشروی غیرمعمول آب شور دریا به سمت تالاب‌های آب شیرین
 - پشتیبانی از فعالیت‌های حیاتی پرندگان آبی بومی و مهاجر که یکی از مهم‌ترین ویژگی‌های تنوع زیستی تالاب‌ها به شمار می‌آیند.
- در این گام برای سیستم رودخانه و اکوسیستم‌های وابسته به آن با توجه به شرایط خاص محلی باید کارکردهای هیدرولوژیکی شناسایی شود.

۳-۵-۲- تعیین گونه‌های گیاهی و جانوری مهم

۳-۵-۲-۱- تعیین درجه حفاظتی گونه‌های گیاهی و جانوری

گونه‌های گیاهی و جانوری مهم در این گزارش با توجه به هدف مطالعات به گونه‌های با ارزش اکولوژیکی در معرض تهدید اطلاق می‌شود. گونه‌های گیاهی و جانوری تالاب یا رودخانه براساس ارزش اکولوژیکی و میزان تهدیدات موجود به طبقات مختلف تقسیم می‌شوند. استفاده از طبقات ارزیابی گونه‌ها براساس روش اتحادیه جهانی حفاظت از منابع طبیعی (IUCN)، روشی است که در حال حاضر مورد تایید و استفاده سازمان محیط زیست کشور است. براساس این روش، ۹ طبقه کاملاً مشخص و تعریف شده وجود دارد که با استفاده از آن حساسیت گونه‌ها (به استثنای میکروارگانیسم‌ها) در هر رده‌ای که در جهان یافت می‌شود قابل طبقه‌بندی است. جایگاه این طبقات در نمودار (۳-۲) آمده است.

برای معرفی گونه شاخص لازم است تا از اتواکولوژی (رابطه گونه با محیط زیست آن و واکنش آن در برابر تغییرات محیطی) شامل شرایط هیدرولوژیکی مورد نیاز، عوامل مخرب و تهدید کننده،...)) و نیازهای خاص گونه‌های انتخابی اطلاعاتی در دسترس باشد. انتخاب گونه شاخص در بحث تعیین جریان زیست‌محیطی می‌تواند براساس معیارهای اکولوژیکی و غیراکولوژیکی باشد. معیارهای اکولوژیکی نظیر گونه‌های غالب، مهاجم و یا نادر هستند و معیارهای غیراکولوژیکی می‌تواند مواردی نظیر ارزش اقتصادی باشد. از بین طبقات نه گانه تنها گونه‌های در معرض تهدید یعنی: در بحران، در خطر و آسیب‌پذیر جزو گونه‌های مهم از لحاظ معیار اکولوژیکی در تعیین نیاز زیست‌محیطی منابع آبی داخل خشکی مد نظر قرار می‌گیرند. تعاریف هر کدام از سطوح حساسیت به شرح زیر است:



نمودار ۳-۲- طبقات ارزیابی گونه‌ها به روش IUCN

- منقرض شده^۱: به گونه‌ای انقراض یافته گویند، هنگامی که دلایل کاملاً واضح و روشن مبنی بر از بین رفتن آخرین فرد آن در دست باشد. گونه‌ای منقرض شده فرض می‌شود که هنگام بازدیدهای جامع در شناسایی گونه یا زیستگاه‌های مورد انتظار، در یک زمان معین (روزانه، فصلی، سالانه) و در محدوده‌ی تاریخی گونه ثبت هیچ فردی از آن را به دنبال نداشته باشد.
- منقرض شده در طبیعت^۲: گونه‌ای را منقرض در طبیعت گویند، که بقای آن تنها به صورت پرورشی، در اسارت یا به صورت یک جمعیت اهلی، در خارج از محدوده‌ی اصلی و تاریخی‌اش ممکن باشد. گونه‌ای به صورت گونه‌ی منقرض در طبیعت فرض می‌شود که بازدیدهای جامعی که از منطقه و محدوده‌ی تاریخی آن صورت می‌گیرد، ثبت هیچ فردی از آن گونه را به همراه نداشته باشد. بازدیدها باید در سراسر چارچوب زمانی مورد نیاز چرخه و ساختار زندگی گونه انجام شود.
- در بحران^۳: گونه‌ای به صورت در بحران انقراض طبقه‌بندی می‌شود که شاخص‌های منطقی و موجود بر این امر دلالت داشته باشد که این گونه با خطر بسیار بالایی از انقراض در طبیعت روبروست.
- در خطر^۴: گونه‌هایی هستند که مدارک معتبر در دسترس حاکی از آن است که این گونه‌ها در خطر بالایی از انقراض هستند.
- آسیب‌پذیر^۵: گونه‌ای را آسیب‌پذیر گویند، که اطلاعات در دسترس حاکی از آن باشد که اگر عوامل محدود کننده رشد آن گونه ادامه یابد، این گونه در طبقه‌ی گونه‌های در خطر قرار خواهد گرفت و شامل گونه‌هایی است که به دلایل مختلف از جمله بهره‌برداری بیش از حد، تخریب شدید زیستگاه و... جمعیت آنها در حال کاهش هستند. گونه‌هایی که جمعیت آنها به شدت صدمه دیده اما، به صورت گونه‌های نادر در نیامده‌اند و نیز گونه‌هایی که به وفور دیده می‌شوند، اما در کل دامنه‌ی انتشار در معرض عوامل مخرب قرار دارند، جز این طبقه هستند.

1- Extinct
 2- Extinct in the Wild
 3- Critical Endangered
 4- Endangered
 5- Vulnerable

- نزدیک به تهدید^۱: گونه‌ای را نزدیک به تهدید گویند که در طبقات مورد ارزیابی به اندازه ۳ طبقه پیشین در معرض خطر نیست و هم اکنون در این طبقات جای نمی‌گیرد، اما ممکن است در آینده‌ای نزدیک در یکی از طبقات تهدید جای گیرد.
- حداقل نگرانی^۲: گونه‌ای در این طبقه جای می‌گیرد که در ارزیابی‌ها شرایط ۴ طبقه‌ی فوق را نداشته باشد. گونه‌هایی با ارزش با پراکنش وسیع و جهانی در این طبقه جای می‌گیرند.
- اطلاعات ناکافی^۳: گونه‌ها یا رده‌هایی در این طبقه قرار می‌گیرند، هنگامی که اطلاعات کافی برای ارزیابی مستقیم یا غیرمستقیم آنها برای تعیین این که تا چه حد در برابر خطر قرار می‌گیرند، وجود نداشته باشد. این اطلاعات در مورد پراکنش یا وضعیت جمعیت آن گونه می‌باشد. حتی ممکن است گونه‌ای به صورت منفرد خیلی خوب مطالعه شود و بیولوژی آن کاملا شناخته شده باشد، اما اطلاعات کافی در مورد پراکنش یا فراوانی آنها وجود نداشته باشد، پس در نهایت به هنگام ارزیابی به عنوان طبقه‌ای از خطر تلقی نمی‌شود. لیست کردن گونه‌ها تحت این طبقه حاکی از آن است که در آینده به اطلاعات و دانش بیش‌تری نیاز است تا رده‌بندی آنها از نظر تهدیدپذیری کاملا مشخص گردد. در این راه استفاده درست از تمام اطلاعات در دسترس بسیار مهم است. در بسیاری موارد کارگروه مجبور است بین طبقه‌ی اطلاعات ناکافی و طبقات تهدید یکی را انتخاب کند. اگر در رابطه با محدوده‌ی گونه‌این فرض وجود داشته باشد که محدوده نسبتا محدود و مشخص است و یک دوره‌ی زمانی قابل ملاحظه از ثبت آخرین فرد گونه بگذرد، آنگاه آن گونه در یکی از طبقات تهدید قرار خواهد گرفت.
- ارزش‌گذاری نشده^۴: گونه‌هایی هستند که هنوز در برابر معیارها ارزیابی نشده‌اند و جایگاه آنها نسبت به این معیارها مشخص نیست.

۳-۵-۲-۲- ارزیابی وضعیت گونه‌های جانوری در محدوده طرح

- اکوسیستم‌های آبی با توجه به ویژگی‌هایی مانند سرعت جریان، طول و عرض جغرافیایی، ارتفاع و عوامل و عناصر فیزیکی شیمیایی، جوامع زیستی متفاوتی دارند. برای بررسی وضعیت گونه‌های جانوری در صورت عدم وجود مطالعات قبلی، لازم است این مطالعات در بازه زمانی حداقل یکساله صورت گیرد. همچنین در مواردی که دسترسی به گونه‌های حیات وحش مشکل است و یا زمان و اعتبار کافی برای بررسی‌های مفصل وجود ندارد، براساس روش‌های رایج سازمان حفاظت محیط زیست کشور (دفتر تنوع زیستی و حیات وحش) روش‌های زیر مورد استفاده قرار می‌گیرند:
- بررسی علایم و نشانه‌های به‌جا مانده از گونه، مثل فضولات، جای پا و...
 - بررسی وضعیت و جمعیت گونه‌های همراه گونه مورد مطالعه
 - استفاده از دوربین‌های اتوماتیک نصب شده در صحرا^۵

1- Near Threat
2- Least Concern
3- Deficit Data
4- Unevaluated
5- camera trap

در حالت کلی مهم‌ترین گونه‌های جانوری که رودخانه‌ها و تالاب‌ها به عنوان زیستگاه‌های آنها به شمار می‌رود در سه گروه کفزیان، ماهی‌ها و پرندگان قرار می‌گیرند.

- بی‌مهرگان کفزی

بزرگ بی‌مهرگان کفزی حلقه‌ای از زنجیره غذایی هستند که منبع انرژی برای جانوران بزرگ‌تر نظیر ماهیان می‌باشند، که به نوبه خود انرژی لازم برای دوزیستان و پرندگان فراهم می‌کنند. بی‌مهرگان کفزی به دلیل این که از قدرت تحرک کمی برخوردارند، در هنگام بروز هرگونه تغییر و یا تنش در محیط آبی قادر به فرار از نقطه تحت تاثیر تنش نیستند. از این رو وضعیت واقعی تری از شرایط اکوسیستم به ویژه در رودخانه نشان می‌دهد. با شناسایی تغییرات ساختاری و جمعیت این بی‌مهرگان می‌توان سطوح تخریب و یا آسیب در اکوسیستم را مشخص نمود. مهم‌ترین ویژگی بی‌مهرگان این است که در اکثر اکوسیستم‌های آبی یافت می‌شوند، گونه‌های زیادی دارند و استرس‌های مختلف جوامع متفاوتی از بزرگ بی‌مهرگان کفزی را پدید می‌آورند. نهرهای کوچک اغلب بدون ماهی است اما می‌توانند جوامع وسیعی از کفزیان را داشته باشد هم‌چنین نمونه‌برداری از آنها آسان است و به افراد و امکانات کمی نیاز دارد و اثر منفی بر سایر میکرو ارگانیسم‌ها نمی‌گذارد.

- ماهی‌ها

ماهی‌ها شاخص‌های خوبی برای اثرات بلند مدت (چندین ساله) و وسیع تغییرات محیطی می‌باشند. این امر به دلیل طول عمر نسبتاً زیاد آنهاست؛ چراکه دارای ظرفیت زیستی طولانی (۱۲-۱۰ سال) می‌باشند. جمعیت ماهی‌های یک رودخانه معمولاً شامل گونه‌های مختلفی می‌باشد که از سطوح تغذیه متفاوتی استفاده می‌نمایند که بر حسب استفاده از غذا‌های مختلف به گوشتخوار، علفخوار، حشره خوار، پلانکتون خوار تقسیم‌بندی می‌گردد. لذا آنها به شدت وابسته به سطوح تغذیه ای پایین تر از خود بوده و چگونگی ساختار آنها در یک محیط نشان‌گر سلامت آن محیط است.

از این رو در هریک از سایت‌های مطالعاتی تعیین نیاز آب زیست‌محیطی، وضعیت گونه‌های فوق‌الذکر، روند تغییرات فراوانی آنها در طول زمان و الزامات زیستی آنها باید تعیین گردد.

- پرندگان

از بین مهره‌داران علاوه بر ماهیان، پرندگان نیز گونه‌های حایز اهمیت در اکوسیستم‌های آبی به شمار می‌روند. زیرا تمام یا بخشی از زندگی آنها اعم از زادآوری، مهاجرت، تغذیه و زیستگاه به اکوسیستم آبی وابسته است. هرچند این گروه از جانداران بیش‌تر در اکوسیستم‌های تالابی و دریاچه ای به عنوان داده‌های پایه کاربرد دارند. بنابراین ابتدا باید مشخص گردد که در تالاب مورد نظر اگر هدف حفاظت از یک گونه با ارزش اکولوژیک (در معرض خطر انقراض، منحصر به فرد و...) باشد، باید شرایط پایه اکوسیستم و کیفیت آب را بر مبنای نیازمندی‌های آن گونه خاص تعیین و حفظ نمود.

جدول (۳-۳) یک نمونه چک لیست ارزیابی وضعیت حفاظتی گونه‌ها را نشان می‌دهد. بر این اساس ابتدا لازم است در هر سایت براساس مطالعات انجام شده قبلی و یا در صورت نیاز با استفاده از مطالعات میدانی وضعیت گونه‌های تحت هر گروه از نظر موقعیت، تعداد، نوع گونه و درجه حفاظت مشخص گردد. سپس الزامات زیستی و تولید مثل گونه‌ها به لحاظ کمیت و کیفیت جریان باید

مشخص شود. بدین منظور می‌توان از مطالعات محلی انجام شده در صورت وجود، اطلاعات موارد مشابه در سایر نقاط دنیا، نظرات کارشناسان محلی و مراجع علمی معتبر استفاده نمود. در مرحله بعد باید روند تغییرات گونه‌ها در طول زمان و هم‌چنین تغییرات احتمالی در پراکندگی مکانی آنها مشخص گردد. بدین منظور لازم است آمار شمارش گونه‌ها در اختیار باشد. هم‌چنین در صورت مشاهده گونه‌های مهاجم، علل و عواملی که منجر به هجوم گونه‌های غیربومی و یا کاهش فراوانی گونه‌های بومی شده است به‌خصوص عوامل مرتبط با کمیت و کیفیت جریان شناسایی گردد.

جدول ۳-۳- چک لیست ارزیابی وضعیت گونه‌های جانوری مهم در محدوده طرح

گونه جانوری	موقعیت زیستگاه‌ها	تعداد شمارش شده	وضعیت حفاظتی	نوع گونه			الزامات زیستی		الزامات تخم‌ریزی / تولید مثل
				بومی	مهاجر	مهاجم	الزامات کمی و کیفی	الزامات کمی و کیفی	
کف‌زبان									
ماهی‌ها									
پرنده‌گان									

در اکثر رویکردهای اکولوژیکی تعیین جریان‌های زیست‌محیطی رودخانه‌ها، ماهی‌ها به عنوان مهم‌ترین گونه اکولوژیکی در نظر گرفته می‌شود و با توجه به الزامات زیستی گونه‌های شاخص ماهی‌ها جریان زیست‌محیطی تعیین می‌گردد. ارزیابی‌های مبتنی بر ماهی، بیش‌ترین توان شناسایی تغییرات در اکوسیستم‌های رودخانه‌ای را با کم‌ترین خطا داراست. خصوصیات خاص ماهی‌ها، آنها را از دیگر ارگانیسم‌های آبی مجزا ساخته و اهمیت آنها را به عنوان شاخص‌های ضروری در ارزیابی تمامیت اکولوژیکی آب‌های جاری و تعیین تخریب آنها افزایش می‌دهد.

با توجه به کمبود داده‌ها و اطلاعات در مورد فراوانی ماهی‌ها، در برخی از مطالعات، فرض می‌شود که با تامین شرایط زیستی ماهی‌های بزرگ، الزامات زیستی ماهی‌های کوچک نیز حفظ می‌شود. از این رو، تنها فراوانی ماهی‌های بزرگ در رودخانه مورد بررسی قرار گرفته و تامین الزامات زیستی آنها در سایت‌های مطالعه از طریق جریان زیست‌محیطی کنترل می‌شود [۶۶].

۳-۵-۲-۳- تعیین وضعیت گونه‌های گیاهی در محدوده طرح

پوشش گیاهی آب‌های شیرین را می‌توان به دو دسته ماکروفیت‌ها و میکروفیت‌ها تقسیم‌بندی نمود. ماکروفیت‌ها گیاهان آبی هستند که در آب یا نزدیکی آن رشد نموده و در اشکال بن در آب، غوطه‌ور یا شناور دیده می‌شوند. ماکروفیت‌ها جهت مطالعه منابع آبی ساکن مانند تالاب‌ها و دریاچه‌ها مفید هستند و نقش مهمی را در اکوسیستم‌ها بازی می‌کنند زیرا پوشش حفاظتی برای ماهیان و بستری مناسب برای بی‌مهرگان آبی فراهم می‌کنند. فقدان ماکروفیت‌ها می‌تواند نشانه بروز مشکل در کمیت و یا کیفیت آب باشد

که متعاقباً منجر به کاهش جمعیت بی‌مهرگان آبی، ماهیان و پرندگان می‌گردد. هم‌چنین اهمیت برخی گونه‌های گیاهی در زنجیره غذایی گونه‌های جانوری خاص می‌تواند منجر به انتخاب آن گونه به عنوان گونه گیاهی شاخص شود.

بنابراین، پوشش گیاهی درون و یا نواحی ساحلی رودخانه و تالاب در سایت‌های مطالعاتی باید شناسایی شده و وضعیت آن در طول زمان (قبل و بعد از تغییر رژیم جریان) مورد بررسی قرار گیرد. با توجه به کمبود داده‌ها و اطلاعات محلی در اغلب موارد، لازم است مطالعات میدانی انجام شود و یا این‌که از ابزارهای نوین نظیر فن آوری سنجش از دور (نقشه‌های کاربری اراضی و شاخص‌های پایش وضعیت پوشش گیاهی) استفاده شود.

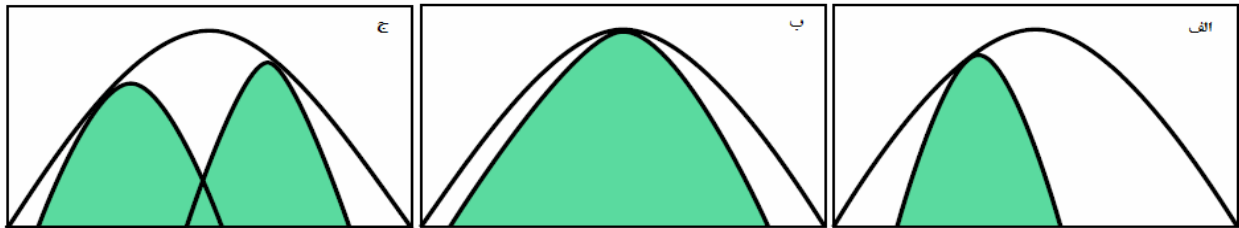
رابطه بین پوشش گیاهی و رژیم جریان می‌تواند در سطح گونه‌ها یا جوامع گیاهی استخراج شود. انتخاب این سطح به اهداف مدیریتی تعیین شده مرتبط با پوشش گیاهی بستگی دارد. علاوه بر این منابع در دسترس نظیر زمان، هزینه، نوع و کیفیت داده‌های موجود نیز تعیین‌کننده هستند. با توجه به دانش موجود، اغلب توصیه می‌شود که به علت سهولت این روابط در سطح گونه‌ها توسعه داده شود؛ اگرچه هدف مطلوب کارکردن در سطح جوامع گیاهی باشد [۴۸].

نحوه انتخاب گونه یا گونه‌های گیاهی شاخص مناسب جهت اهداف مدیریت اکوسیستم در زیر بیان شده است. در موارد زیر می‌توان تنها به انتخاب یک گونه گیاهی اکتفا نموده و براساس نیازمندی‌های آن رژیم جریان مطلوب را تعریف کرد:

- زمانی که به صراحت در اهداف مدیریتی حفظ یا نابودی آن گونه مد نظر باشد.
- زمانی که آن گونه به عنوان شاخصی از کل جامعه گیاهی مورد پذیرش باشد.
- زمانی که جامعه گیاهی تنها حاوی یک گونه باشد و یا این‌که غنای گونه‌های گیاهی آن کم (مثلاً یک یا دو گونه) باشد.
- چنان‌چه گونه مد نظر دارای اهمیت خاصی به لحاظ اقتصادی یا حفاظتی باشد.

در غیر این صورت انتخاب تنها یک گونه گیاهی نمی‌تواند شاخص مناسبی به عنوان کل جامعه گیاهی باشد. به عنوان مثال اگر ارجحیت رژیم آبی برای گونه گیاهی انتخاب شده، کم‌تر از جامعه گیاهی دربرگیرنده آن باشد، در این صورت توصیف رژیم آبی مطلوب براساس نیازمندی این گونه به این معنی است که بخش دیگر جامعه گیاهی در معرض رژیم آبی نامطلوبی قرار خواهد گرفت که در بلند مدت منجر به تغییر جامعه گیاهی خواهد شد.

شکل (۲-۳) نسبت واکنش گونه انتخابی (محدوده رنگی) و جامعه گیاهی وابسته به آن را در برابر رژیم جریان نشان می‌دهد. بر این اساس چنان‌چه واکنش گونه گیاهی زیر مجموعه کوچکی از جامعه گیاهی باشد؛ این گونه واکنش جامعه را دست کم برآورد می‌کند (شکل ۲-۳ الف). در حالتی که واکنش گونه گیاهی انتخابی نزدیک به واکنش جامعه گیاهی باشد در این صورت این گونه می‌تواند نماینده مناسبی از جامعه باشد. اما در این حالت محدوده تغییرات رژیم آبی خیلی وسیع بوده و نمی‌تواند توسط یک شاخص بیان شود (شکل ۲-۳ ب). درحالی‌که دو یا چند گونه به عنوان نماینده جامعه گیاهی انتخاب شوند، می‌تواند این انتخاب به نحوی باشد که به لحاظ اندازه یا سایر شرایط محدوده وسیعی را دربرگیرند به طوری که مجموع واکنش آنها نزدیک به واکنش جامعه گیاهی باشد (شکل ۲-۳ ج).



شکل ۳-۲- واکنش گونه انتخابی نسبت به جامعه گیاهی وابسته به آن در برابر تغییر رژیم جریان

الف- گونه انتخابی واکنش جامعه را دست کم نشان می‌دهد. ب- واکنش گونه انتخابی به جامعه گیاهی نزدیک است. ج- مجموع واکنش چند گونه برای نشان دادن واکنش جامعه به کار می‌رود.

واکنش می‌تواند هر شاخصی از فراوانی یا شرایط رشد گیاه در نظر گرفته شود؛ اما به ندرت شکل منحنی واکنش نظیر منحنی‌های شکل منظم و متقارن است. هم‌چنین شاخص تغییر رژیم آب نیز هر پارامتر هیدرولوژیکی نظیر عمق آب، سطح غرقابی و... می‌تواند باشد.

پارامترهایی که لازم است در ارزیابی وضعیت پوشش گیاهی سایت‌های مطالعاتی مورد توجه قرار گیرند عبارتند از:

- تغییر در تراکم پوشش گیاهی^۱
- تغییر در توزیع مکانی پوشش گیاهی
- هجوم گونه‌های گیاهی غیربومی

به علاوه، لازم است علل احتمالی تغییرات مشاهده شده که به کمیت و کیفیت جریان رودخانه مرتبط است شناسایی شود. هم‌چنین تعیین الزامات کمی و کیفی جریان برای گونه‌های خاص با استفاده از مراجع علمی معتبر می‌تواند در تعیین اهداف مدیریتی راهگشا باشد.

۳-۵-۳- تعیین ارزش‌ها و کارکردهای اقتصادی - اجتماعی اکوسیستم‌ها

هدف اصلی در این گام شناسایی ارزش‌های اقتصادی - اجتماعی مستقیم و غیرمستقیم اکوسیستم‌ها به منظور تاکید بر اهمیت حفاظتی آنهاست. اکوسیستم‌ها دارای کارکردها و خدمات متنوع و فراوانی هستند که نه تنها پشتیبانی کننده بومیان حاشیه‌ای آن می‌باشند، بلکه منافع آنها تا دوردست‌ها را نیز در بر می‌گیرد. بنابراین تعیین ارزش‌های اقتصادی - اجتماعی اکوسیستم‌ها و اثرات آن بر سرنوشت اقتصادی و اجتماعی منطقه چه از لحاظ توجه به حفاظت از آنها و چه به لحاظ ارزش اقتصادی آب در رقابت با سایر فعالیت‌های اقتصادی حایز اهمیت خواهد بود. گرچه در حال حاضر یک روش مورد قبول برای ارزیابی ارزش منافع اقتصادی حاصل از تخصیص‌های زیست‌محیطی وجود ندارد، تلاش‌های متعددی برای مقایسه منافع مستقیم کوتاه مدت استفاده آب برای مصارف زیست‌محیطی با درآمد اقتصادی بالقوه حاصل از استفاده همان حجم آب در صنعت یا کشاورزی صورت گرفته است. اما این نگرش که محیط زیست به عنوان یک مصرف کننده در حال رقابت با سایر مصرف کنندگان در نظر گرفته شود، اساساً غلط است؛ چرا که در این گونه مقایسه‌ها بیش تر منافع کوتاه مدت مورد مقایسه قرار می‌گیرد. اقتصاد بشری یکی از اجزای اقتصاد طبیعی است و بدون سرویس‌ها و خدماتی که سیستم‌های طبیعی فراهم می‌کنند (معمولاً به صورت رایگان) قادر به نقش آفرینی نیست [۴۹]. در ماده ۵۹

قانون برنامه چهارم کشور نیز، بر لزوم برآورد ارزش‌های اقتصادی منابع طبیعی و زیست‌محیطی و هزینه‌های ناشی از تخریب محیط زیست در فرایند توسعه و محاسبه آن در حساب‌های ملی تاکید شده است. روش‌های ارزش‌گذاری اقتصادی اکوسیستم‌ها به‌طور خلاصه در پیوست شماره ۴ آمده است.

۳-۶- تعیین اهداف مدیریتی

با توجه به ارزش‌ها و کارکردهای تعیین شده اکوسیستم در گام قبل، در این مرحله باید اولویت‌بندی اهداف حفاظتی اکوسیستم‌ها انجام شده و در چندین سطح حفاظتی اهداف تخصیص جریان زیست‌محیطی تعریف شود. این اهداف می‌توانند کاملاً هیدرولوژیکی باشند، نظیر حفاظت از حداقل جریان پایه رودخانه و یا اکولوژیکی باشند یا نظیر جلوگیری از رشد و تکثیر گونه‌های مهاجم یا حفظ گونه‌های در معرض انقراض یا در معرض خطر و یا این‌که ترکیبی از اهداف هیدرولوژیکی - اکولوژیکی باشد. در هر صورت اهداف، باید به صورت گزاره‌های شفاف و قابل اندازه‌گیری بیان شود. در برخی موارد ممکن است اهداف مدیریتی با توجه به اولویت‌های حفاظتی گونه‌ها و یا سایر موارد در چند سطح تعریف شود. در این صورت رژیم جریان زیست‌محیطی نیز منطبق با این اهداف در چندین سطح پیشنهاد خواهد شد.

۳-۶-۱- ارتباط رژیم هیدرولوژیکی با اهداف مدیریتی

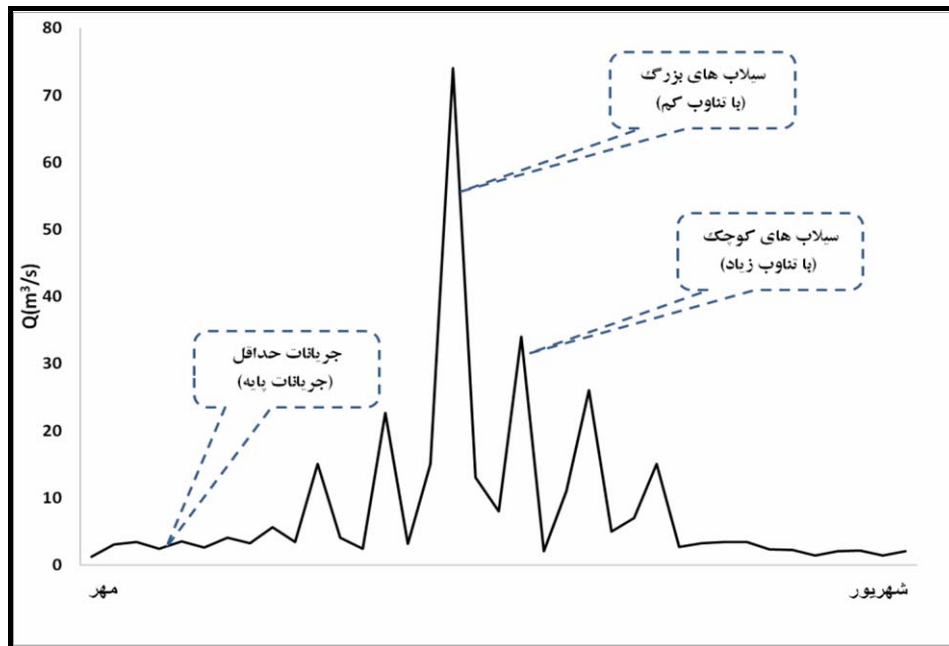
از آن‌جا که اجزای رژیم جریان هیدرولوژیکی رودخانه، کارکرد اکولوژیکی به‌خصوصی دارند، لذا لازم است بخش‌هایی از جریان رودخانه که در تامین اهداف مورد نظر نقش کلیدی دارد شناسایی شود [۳۵].

اجزای رژیم جریان رودخانه عبارتند از (شکل ۳-۳):

- جریان‌های حداقل (جریان‌های پایه)
- سیلاب‌های کوچک
- سیلاب‌های بزرگ

هریک از این اجزا نقش خاصی در حفاظت از اکوسیستم رودخانه ایفا می‌کنند که عدم تامین هر بخش منجر به بروز نوعی از تخریب خواهد شد.

جریان‌های حداقل (جریان پایه): جریان‌های مواقع غیر سیلابی هستند که عمدتاً منشأ آن آب زیرزمینی است. این جریان‌ها در فصول مرطوب بزرگ‌تر و دارای نوسانات بیش‌تری هستند تا فصول خشک. براین اساس می‌توان دریافت که نوع رودخانه دایمی است یا فصلی. این جریان‌ها، تعیین‌کننده نوع گونه‌های موجود در رودخانه هستند. به علاوه این جریان‌ها در حفظ دما و سطح مناسب اکسیژن محلول آب و نیز کنترل جلبک‌ها بسیار موثر هستند. در بسیاری از مراجع بده جریان با احتمال تجاوز ۹۰ درصد (Q₉₀)، به عنوان ترم جریان حداقل رودخانه مورد توافق است [۱۸].



شکل ۳-۳- رژیم هیدرولوژیکی یک رودخانه و اجزای آن (تغییرات جریان روزانه یک رودخانه در طول سال)

سیلاب‌های کوچک: این سیلاب‌ها عامل محرک تخم‌ریزی ماهی‌ها می‌باشند و نقش مهمی در بهبود کیفیت آب رودخانه ایفا می‌نماید. هم‌چنین ایجاد زیستگاه‌های مناسب و امکان مهاجرت گونه‌ها بین قسمت‌های مختلف رودخانه از دیگر کارکردهای سیلاب‌های کوچک است که معمولاً تناوب زیادی دارند. در برخی از منابع سیلاب‌های کوچک معادل با بده جریان رودخانه با احتمال تجاوز ۲۵ درصد (Q_{25}) در نظر گرفته شده است [۴۷].

سیلاب‌های بزرگ: سیلاب‌های بزرگ نیز مثل سیلاب‌های کوچک عمل می‌کنند و علاوه بر آن با ایجاد جریان‌های شستشو، منجر به پاک‌سازی بستر رودخانه از رسوبات شده و رطوبت مناسب خاک منطقه را تامین می‌نماید. حضور بسیاری از گونه‌های حیوانات و پرندگان در سیلابدشت و تالاب‌های وابسته به رودخانه نظیر اردک‌ها وابسته به این سیلاب‌ها است. احیای تراز آب زیرزمینی در سیلابدشت‌ها از دیگر کارکردهای آن است. گرچه اغلب، این سیلاب‌ها تناوب کمی دارند، لیکن نقش آنها به عنوان جریان‌های شستشوی رودخانه و غرقاب کردن اکوسیستم‌های وابسته بسیار حایز اهمیت است.

بنابراین باید در هر حوضه آبریز نقش هر یک از این اجزا، مقدار، تغییرات و نحوه ارتباط آن با اهداف اکولوژیکی مدیریت جریان مشخص شود.

۳-۷- تحلیل شرایط اقلیمی و هیدرولوژیکی حوضه آبریز

۳-۷-۱- تحلیل شرایط اقلیمی حوضه آبریز

باتوجه به این که مطالعات اقلیمی حوضه آبریزخارج از موضوع این راهنماست؛ تنها تحلیل‌های مرتبط با برخی از پارامترهای اقلیمی موردنیاز در مطالعات جریان زیست‌محیطی لازم است که از این مطالعات استخراج شود. این پارامترها عبارتند از:

- بارندگی
- دما
- رطوبت
- باد
- تعداد روزهای یخبندان
- تبخیر
- تحلیل دوره‌های تر و خشک

برای بررسی دوره‌های خشکسالی روش‌های و شاخص‌های متعددی وجود دارد. از جمله این روش‌ها روش طبقه‌بندی اقلیمی دومارتن است که در طرح مطالعات جامع سازگاری اقلیم حوزه‌های آبریز کشور مورد استفاده قرار گرفته است. در این روش شاخص خشکی دو مارتن (A_i) از رابطه زیر محاسبه شده و مبنای طبقه‌بندی خشکسالی قرار می‌گیرد. معیارهای طبقه‌بندی به صورت جدول (۳-۴) است.

$$A_i = \frac{P}{T+10}$$

که در آن:

P : متوسط بارش سالانه در سال مد نظر (mm)،

T : متوسط دمای سالانه (درجه سانتی‌گراد) می‌باشند.

نقشه‌های تقسیمات اقلیم ایران به روش دومارتن با مقیاس ۱:۱۰۰۰۰۰۰ توسط شرکت مهندسی مشاور جاماب تهیه شده است.

جدول ۳-۴- معیار طبقه‌بندی اقلیمی دومارتن

محدوده شاخص خشکی	شرایط اقلیمی
۰-۱۰	خشک
۱۰-۲۰	۰-۱۰
۲۰-۲۴	مدیترانه ای
۲۴-۲۸	نیمه مرطوب
۲۸-۳۵	مرطوب
۳۵<	بسیار مرطوب

۳-۷-۲- تحلیل هیدرولوژیکی جریان طبیعی رودخانه

در مورد تحلیل رژیم هیدرولوژیکی جریان رودخانه‌ها لازم است در هریک از نقاط کنترلی تعیین شده حداقل سری زمانی ۲۰ ساله جریان طبیعی رودخانه مورد تحلیل قرار گیرد. علت این امر آن است که تحقیقات انجام شده نشان می‌دهد با در نظر گرفتن دوره آماری حداقل دو دهه، اثرات اقلیمی بین سالی^۱ روی پارامترهای هیدرولوژیکی جریان به شدت کاهش می‌یابد [۴۱] و [۶۲].

- در مواردی که طول آمار موجود کافی نباشد، یا اثرات توسعه‌های انسانی روی رژیم جریان حذف نشده باشد، سری زمانی باید با استفاده از مدل‌های هیدرولوژیکی-آماری بازسازی شود. همچنین برای انجام تحلیل‌های هیدرولوژیکی سری زمانی روزانه اغلب ارجحیت دارد [۵۳]. تنها در حالت عدم وجود این داده‌ها استفاده از سری زمانی ماهانه توصیه می‌شود.
- در انجام تحلیل هیدرولوژیکی لازم است شاخص‌های زیر تعیین گردد:
- متوسط‌های ماهانه جریان و انحراف معیار: به‌طور کلی حدود متوسط ماهانه \pm یک انحراف معیار به عنوان حد پایین و بالای جریان زیست‌محیطی شناخته می‌شوند.
 - تحلیل هیدروگراف سالانه جریان: تعیین دوره‌های تر و خشک درون سالی و تعیین مقدار بده پایه، مقدار و زمان وقوع پیک
 - هیدروگراف سالانه نرمال شده بر حسب متوسط آورد هر سال و تعیین درصدهای جریان سالانه که در هر ماه رخ می‌دهد.
 - تحلیل منحنی تداوم جریان (FDC): تعیین Q_{90} (جریان حداقل ماه‌های خشک)، Q_{50} و Q_{25}
 - تناوب و تداوم دوره‌های تر سالی و خشکسالی

۳-۷-۳- تحلیل هیدرولوژیکی وضعیت طبیعی تالاب

در تحلیل هیدرولوژیکی تالاب‌ها، داده‌های هیدرولوژیکی موجود همراه با داده‌های بارش و تبخیر باید بررسی شده و اجزای اصلی رژیم آبی قبل از توسعه از روی داده‌های تاریخی شناسایی شود. رژیم آبی یک تالاب می‌تواند به صورت کمی از طریق بیلان آب آن و نحوه تغییرات حجم ذخیره تالاب بیان شود. با استفاده از منحنی‌های تراز-سطح-حجم تالاب تغییرات در حجم ذخیره را می‌توان به تغییر تراز آب تبدیل نمود. بررسی تغییرات تراز آب تالاب از آن جهت حایز اهمیت است که تراز آب، متغیر هیدرولوژیکی مهمی در ارتباط با پوشش گیاهی محسوب می‌شود [۴۸]. بنابراین در تعیین رژیم آبی تالاب، تعیین اجزای بیلان آب تالاب شامل: ورود و یا نفوذ به جریان‌های سطحی و زیر سطحی، بارش، تبخیر و تعرق لازم است. برای تعیین میزان آورد جریان‌های سطحی به تالاب از آمار ایستگاه‌های هیدرومتری در صورت وجود می‌توان استفاده نمود، در غیر این صورت شبیه‌سازی آمار جریان‌های ورودی لازم است. همچنین اگر بخش زیادی از جریان‌های ورودی به تالاب به‌طور مثال در سیلابدشت‌ها ناشی از رواناب‌های محلی باشد، به‌کارگیری مدل‌های بارش - رواناب برای تخمین آورد ضروری است.

در مورد تالاب‌های بزرگ و پیچیده (مثل دریاچه ارومیه)، برآورد مستقیم آورد ممکن است به علت وجود مسیرهای مختلف جریان‌های ورودی و خروجی و ارتباطات داخلی آنها دشوار باشد و بنابراین توسعه معادله بیلان آب ممکن است از دقت مناسبی برخوردار نباشد. در مقابل برای تالاب‌های کوچک که به صورت مجزا از سایر پهنه‌ها قرار دارند، سری زمانی تراز آب معمولاً از طریق اندازه‌گیری مستقیم می‌تواند به دست آید. اما در بسیاری از موارد در این نوع تالاب‌ها نیز سری زمانی کوتاه است و برای توسعه آمار لازم است که برآورد جریان‌های ورودی (با استفاده از آمار بده رودخانه‌ها و بارش) و خروجی (عمدتاً تبخیر و تعرق) صورت گیرد.

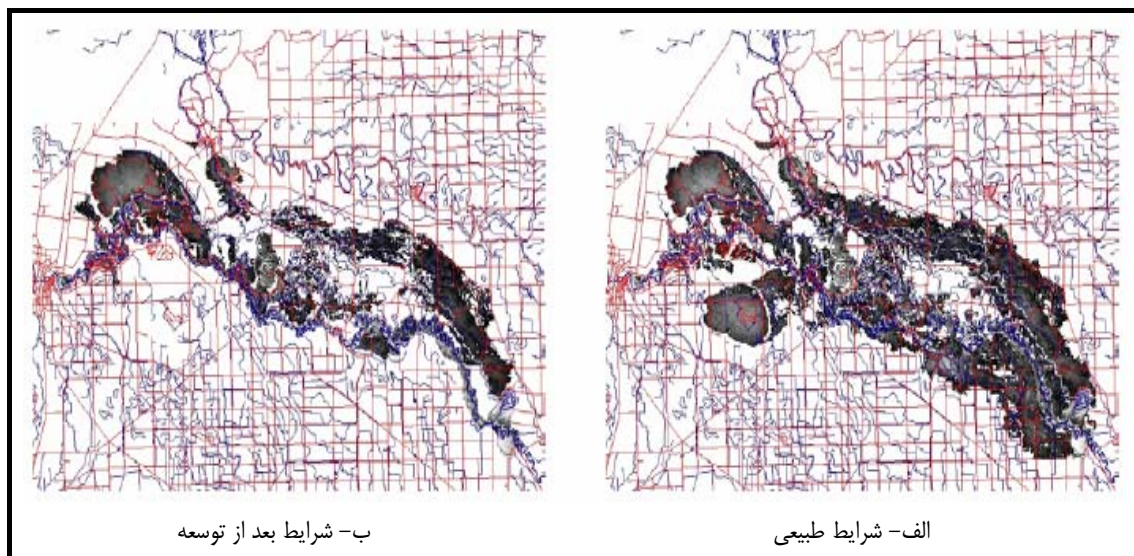
همچنین تغییرات اعمال شده روی رژیم جریان قبل از تخریب باید مشخص گردد. تحلیل بیلان آب در تعیین اثرات انسانی موثر است، که البته به علت کمبود داده‌ها می‌تواند دشوار نیز باشد. به عنوان مثال در تالاب‌های وابسته به جریان آب زیرزمینی ممکن است همبستگی معنی‌داری بین برداشت از چاه‌های مجاور و تغییرات تراز تالاب بتوان یافت.

از آن‌جا که اهمیت اکولوژیکی جریان‌ات ماهانه بیش‌تر است، مدل‌سازی تراز متوسط ماهانه‌ی آب به‌جای تراز متوسط سالانه آب امکان لحاظ نمودن نیازهای آبی گیاهان و جانوران تالابی را فراهم می‌کند [۱۷].

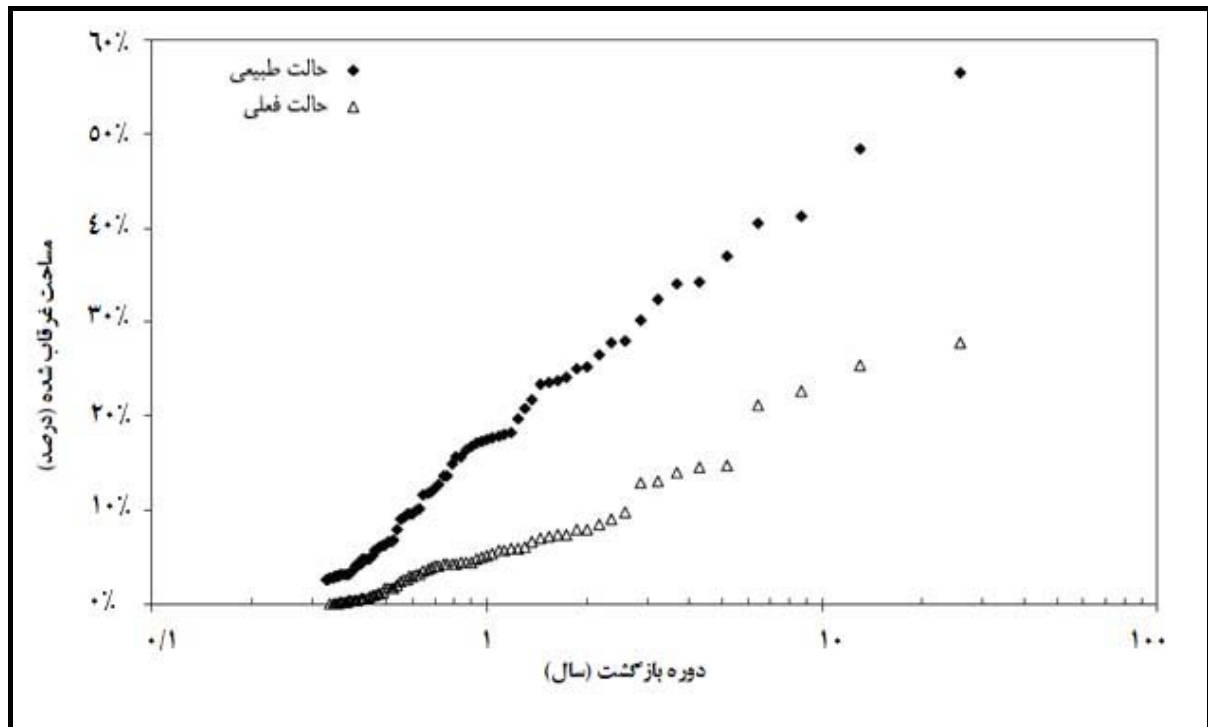
به منظور تحلیل تغییرات هیدرولوژیکی تالاب، لازم است یک دوره آماری شامل سال‌های تر، خشک و نرمال (حداقل ۱۰ سال) در شرایط طبیعی، انتخاب شده و مشخصه‌های هیدرولوژیکی زیر در طول آن دوره تعیین شود.

- مقدار مساحت غرقاب شده (شکل ۳-۴)
- عمق حداقل و حداکثر
- فصلی بودن (تعیین این که آیا مکانیسم غرقاب شدن دائمی، فصلی یا لحظه‌ای است)
- فصل حداکثر غرقاب شدن و فصل خشکی کامل
- نرخ نوسانات جریان
- اندازه، تناوب و تداوم سیلاب‌ها

با تحلیل تناوب و تداوم دوره‌های خشک در حالتی که طرح‌های توسعه اجرا شده باشند، وضعیت تالاب را با استفاده از داده‌های موجود می‌توان با حالت طبیعی (در شرایط مشابه اقلیمی) مقایسه نموده و اثر توسعه را ارزیابی نمود. در غیر این‌صورت با استفاده از شبیه‌سازی، وضعیت تالاب بعد از اجرای طرح‌های توسعه پیش‌بینی شده و میزان انحراف از وضعیت طبیعی آن (در شرایط مشابه اقلیمی) ارزیابی می‌گردد. به عنوان مثال در شکل (۳-۵) به ازای دوره بازگشت یک سال، در شرایط طبیعی نزدیک به ۲۰٪ مساحت تالاب غرقاب می‌شد؛ در حالی که در شرایط بعد از توسعه، سیلاب‌های با دوره بازگشت یک ساله تنها قادر به غرقاب کردن ۵٪ مساحت تالاب خواهند بود. همچنین به ازای درصد ثابتی از سطح غرقاب شده تالاب، در شرایط بعد از توسعه دوره بازگشت سیلاب‌ها افزایش می‌یابد. سپس این اطلاعات، در تعیین رژیم آبی مطلوب براساس اهداف مدیریتی می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد.



شکل ۳-۴- مقایسه سطح غرقاب شده تالاب (در ماه سیلابی) در شرایط طبیعی و اجرای طرح‌های توسعه منابع آب



شکل ۳-۵- منحنی تحلیل تناوب غرقاب شدن تالاب (درصد مساحت غرقاب شده بر حسب دوره بازگشت)

۳-۸- تعیین رابطه رژیم هیدرولوژیکی طبیعی و ارزش‌های حفاظتی

هدف اصلی در این گام، تعیین رژیم هیدرولوژیکی مناسب برای ارضای حدود آستانه کمی و کیفی مورد نیاز گونه‌ها با توجه به تغییرات زمانی و مکانی آن است. در مورد رودخانه‌ها، با انجام تحلیل‌های آماری روی رژیم هیدرولوژیکی جریان طبیعی و وابستگی آن به جنبه‌های اکولوژیکی می‌توان در نقاط کنترل در هر سایت مطالعه، الزامات عمق، سرعت و... را که از نظر اکولوژیکی حایز اهمیت هستند تعیین نموده و بده جریان مربوط را به عنوان جریان زیست‌محیطی در نظر گرفت. این روش مشابهت‌هایی با روش هیدرولیکی تعیین جریان زیست‌محیطی دارد و تنها سعی می‌شود که تا حد امکان جنبه‌های اکولوژیکی جریان نیز در آن دخیل شود. هم‌چنین در مورد تالاب‌ها پیشنهاد می‌شود پس از تحلیل آماری سطح یا تراز ماهانه آب (به عنوان مثال تحلیل درصدی جریان‌ها) از یک سو و تحلیل جنبه‌های اکولوژیکی از سوی دیگر، درصدی از جریان‌های آماری را در نظر گرفت که منطبق بر حد آستانه‌های اکولوژیکی باشند (مثلاً چنانچه الزامات اکولوژیکی حداقل سطح آب در ماه‌های خشک و سیلابی بر رژیم جریان با احتمال تجاوز ۸۰ درصد منطبق باشد، نیاز آب زیست‌محیطی براساس Q_{80} تعیین خواهد شد).

برای بررسی ارتباط بین داده‌های کمی، کیفی و اکولوژیکی به‌دست آمده از دوره‌های آماری مختلف، می‌توان از روابط آماری رایج مانند آزمون همبستگی، آنالیز واریانس یک یا دو طرفه، تست توکی و... بهره برد. با استفاده از این آزمون‌های آماری، رابطه منطقی بین داده‌ها و نیز نحوه تاثیر داده‌های پایه بر همدیگر حاصل می‌شود.

۳-۸-۱- تحلیل همبستگی

آزمون‌هایی مانند آزمون همبستگی شدت (قوی، متوسط، ضعیف) و نوع رابطه (مستقیم یا معکوس) بین داده‌ها را نشان می‌دهند. به طوری که با داشتن پارامترهای فیزیکی، شیمیایی، هیدرولوژیکی و زیستی و با استفاده از آزمون همبستگی می‌توان علاوه بر تاثیر پارامترها بر یکدیگر تغییرات پارامترها را نیز نسبت به همدیگر تعیین نمود.

بدین صورت که با تغییر در برخی پارامترهای فیزیکی، شیمیایی و هیدرولوژیکی تغییرات متناسب با این‌ها در جامعه بیولوژیک (گیاه- جانور) رخ می‌دهد و می‌توان نوع همبستگی میان آنها را یافته و در مطالعات به کار برد.

به علاوه گاهی اوقات داده‌ها دارای همبستگی با تاخیر زمانی هستند، به طوری که شاید در وهله اول به نظر برسد همبستگی مناسبی بین آنها برقرار نیست. ولی با اعمال یک تاخیر زمانی مناسب (که براساس فیزیک مساله قابل توجیه است)، همبستگی مناسبی بین آنها برقرار می‌شود. مثلاً ممکن است روند تغییرات تراز آب یک دریاچه با تغییرات پوشش گیاهی با چند ماه تاخیر منطبق باشد (شکل ۳-۶).

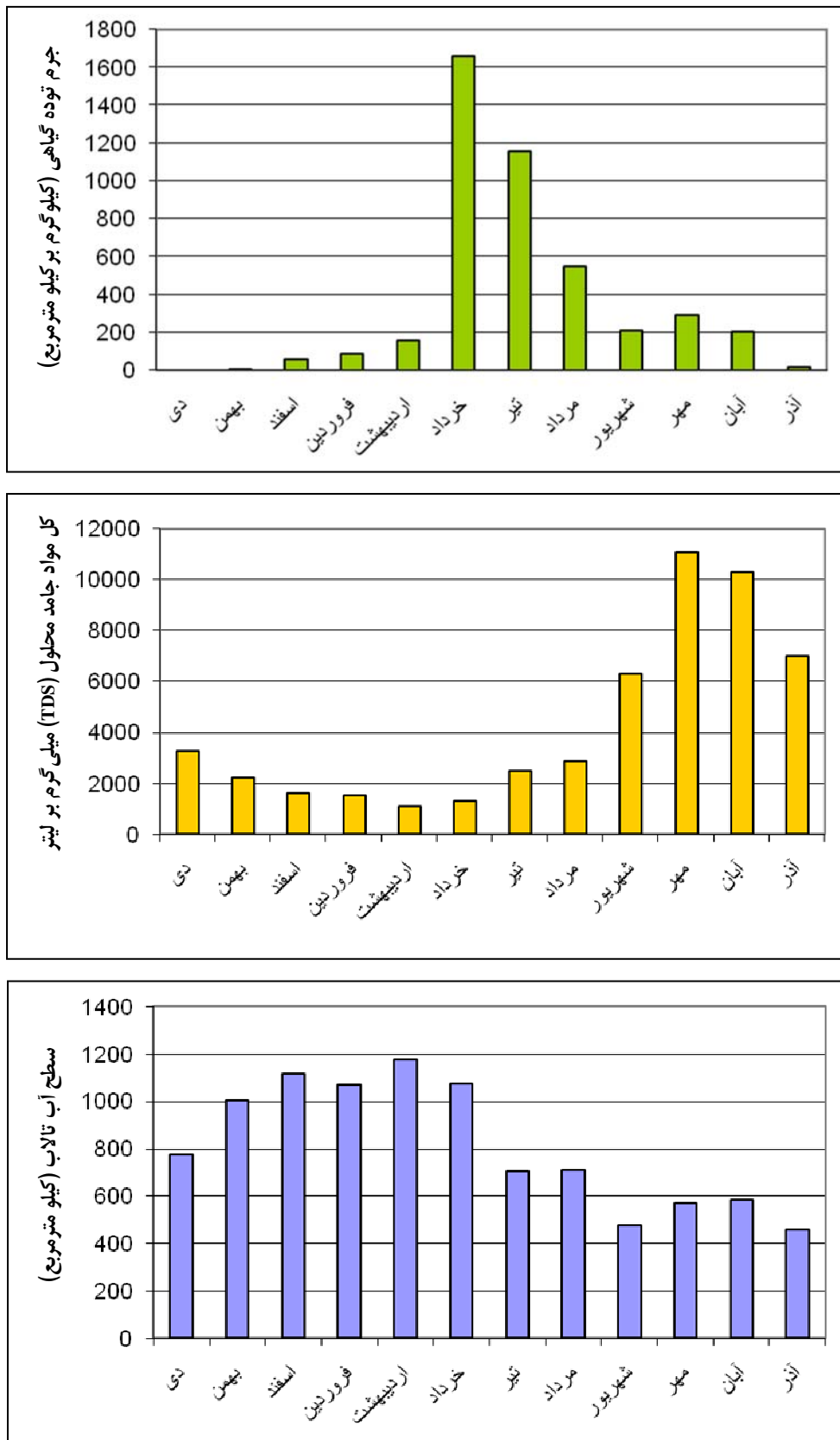
در این گونه مطالعات انتخاب یک دوره زمانی به عنوان دوره پایه که دارای بیش‌ترین و دقیق‌ترین اطلاعات است ضرورت می‌یابد. روش‌های مختلف همبستگی خطی و توانی را می‌توان برای دوره‌های آماری مختلف به کار برد و نتایج را مورد استفاده قرار داد.

۳-۸-۲- تحلیل پیک‌ها

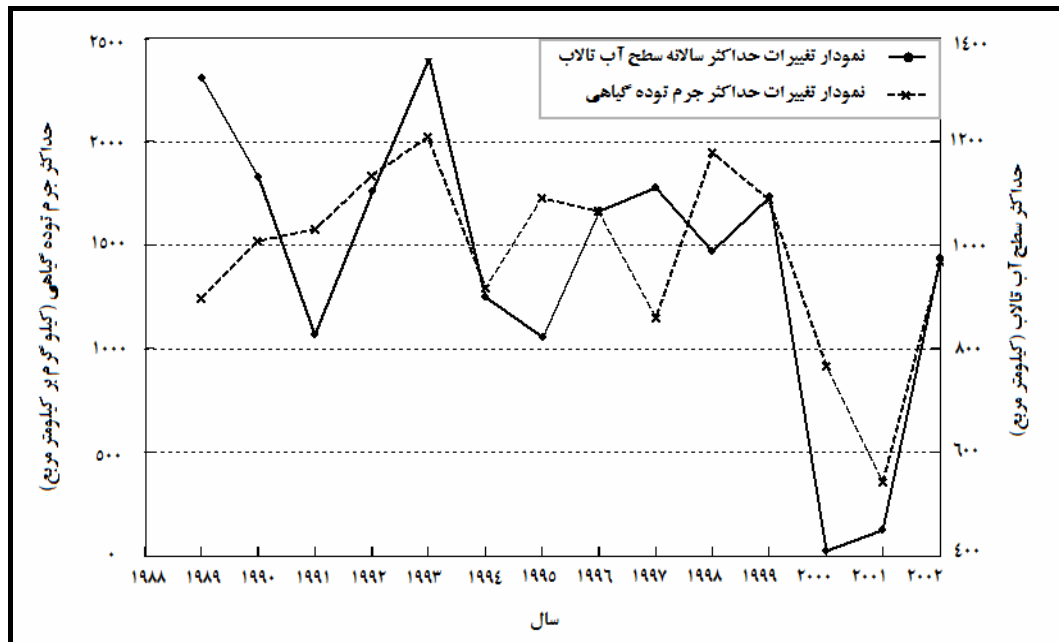
از دیگر تحلیل‌های آماری، تحلیل روابط بین پیک جریان و پیک ویژگی‌های خاص اکوسیستم، نظیر پوشش گیاهی، فراوانی گونه‌های با اهمیت و... است. علاوه بر بررسی وجود همبستگی بین پیک‌ها، به‌دست آوردن زمان وقوع این پیک‌ها و تغییرات درازمدت در میزان و احیاناً زمان وقوع آن نیز حایز اهمیت است.

۳-۸-۳- تشخیص حد‌آستانه‌ها

با برقراری روابط بین پارامترهای کمی و کیفی جریان و ویژگی‌های اکولوژیکی اکوسیستم، می‌توان حدود آستانه بحرانی جریان را از جنبه‌های مختلف تعیین کرد. به عنوان مثال در شکل (۳-۷) با تحلیل روند دراز مدت تغییرات سطح آب و تراکم پوشش گیاهی در یک تالاب، حداقل تراز تالاب در ماه وقوع پیک جریان برای حفظ تراکم پوشش گیاهی حداکثر به‌طور تقریبی برابر ۸۰۰ کیلومتر مربع تعیین شده است.



شکل ۳-۶- نمونه‌ای از تاخیر زمانی چند ماهه در روند تغییرات سطح آب، کل جامدات محلول و پوشش گیاهی در یک تالاب



شکل ۳-۷- نمونه‌ای از استخراج حد آستانه‌های بحرانی از تحلیل بیک‌ها

۳-۹- تعیین نیاز آبی اکوسیستم‌ها

در این بخش، با توجه به اهداف تعیین شده و روابط بین رژیم جریان و جنبه‌های اکولوژیکی آن، نیاز آبی اکوسیستم‌ها در سایت‌های مطالعاتی در چند سطح درگام زمانی ماهانه باید تعیین گردد. همچنین برای سال‌های تر، خشک و نرمال با توجه به تغییرات رژیم جریان، جریان زیست‌محیطی تعیین می‌شود.

نیاز آب زیست‌محیطی تالاب را می‌توان به صورت حجم، سطح یا تراز مطلوب ماهانه تالاب برای حفظ ویژگی اکولوژیکی آن بیان نمود. با وجود آن‌که با محاسبه بیلان آب تالاب در یک سال متوسط می‌توان نیاز آب زیست‌محیطی تالاب را به صورت جریان ورودی مورد نیاز برآورد نمود، با توجه به عدم قطعیت در پیش‌بینی پارامترهای اقلیمی (بارش، تبخیر) این کار توصیه نمی‌شود. لذا، بهتر آن است که حجم، تراز یا سطح آب مطلوب تالاب تعریف شده و با شبیه‌سازی تالاب و استفاده از داده‌های اقلیمی بروز، در هر سال تامین آن کنترل شود.

لازم به ذکر است که نیاز آبی رودخانه و تالاب باید به‌طور مجزا در هریک از سایت‌های مطالعاتی برآورد شود. بدیهی است که الزاما تامین جریان زیست‌محیطی رودخانه در سایت منتهی به تالاب معادل تامین نیاز آب زیست‌محیطی تالاب نیست. بنابراین در محل اتصال رودخانه به تالاب می‌بایست تامین نیاز آب زیست‌محیطی تالاب کنترل گردد. در صورتی که لازم باشد، باید جریان زیست‌محیطی تعیین شده رودخانه افزایش یافته و بازنگری شود.

۳-۱۰- مدل‌سازی تغییرات جریان رودخانه در هر سایت مطالعاتی

در این گام، اثرات احداث سد روی مقدار، تناوب و تداوم جریان در هر سایت مورد مطالعه باید مدل‌سازی شود. از مهم‌ترین مسائلی که با استفاده از مدل‌سازی، باید بررسی شود اطمینان از برقراری اتصال طولی و عرضی قسمت‌های مختلف رودخانه و

به دست آوردن جریان‌های حداقل برای برقراری این اتصال است. این امر به لحاظ حفظ شرایط زیستگاهی گو نه ها و ایجاد امکان جابه‌جایی جانوران آبی بسیار حایز اهمیت است.

۳-۱۱- کنترل کیفیت آب

مطالعه شرایط کیفی آب از این جهت مهم است که هر گونه تغییری در پارامترهای کیفی آب باعث تغییر در ترکیب گونه‌های گیاهی و جانوری می‌باشد. کمبود برخی از گونه‌های ماکروفیت‌ها که برای بی‌مهرگان و ماهی‌ها غذا و پناهگاه تعیین می‌کنند از پیامدهایی است که باعث از بین رفتن گونه‌های بالاتر در زنجیره غذایی می‌شود. در حالت کلی حفظ کیفیت آب باید با نگرش کنترل آلاینده‌ها در مبداء، با توجه به توان خودپالایی رودخانه‌ها و تالاب‌ها صورت گیرد. هدف اصلی از تامین جریان آب مورد نیاز اکوسیستم‌ها، تامین یکسری اهداف هیدرواکولوژیکی است و نه رفع مشکل کیفیت آب. به عنوان مثال جریانی که برای بهبود کیفیت آب رودخانه از طریق سیاست ترقیق رهاسازی شود جریان زیست‌محیطی نیست.

بنابراین در حالت کلی، در فرایند تعیین نیاز زیست‌محیطی ابتدا با توجه به ویژگی‌های هیدرواکولوژیکی و اکولوژیکی اکوسیستم نیاز زیست‌محیطی به لحاظ کمی تعیین شده و تخصیص داده می‌شود و سپس در گام بعد کنترل کیفیت آب انجام می‌گیرد. تا بررسی شود که با رژیم جریان پیشنهادی و کنترل سایر منابع آلاینده‌ها صرفاً بخاطر رژیم جریان پیشنهادی منبع آب با مشکلات کیفی مواجه خواهد شد یا خیر. بدین منظور می‌توان پس از تعیین رژیم جریان زیست‌محیطی، وضعیت کیفیت آب رودخانه و اکوسیستم‌های وابسته را در ازای آن شبیه‌سازی نموده و با استانداردهای کیفیت آب مقایسه نمود. سپس در صورتی که جریان آب تخصیص داده شده، برای تامین الزامات کیفی کافی نباشد، رژیم جریان زیست‌محیطی پیشنهادی باید مجدداً مورد بازنگری قرار گیرد. به عنوان مثال در شرایطی که یک رودخانه در حالت طبیعی شوری بالایی دارد و جریان‌های حداقل پیشنهادی منجر به افزایش شوری تا حد بحرانی و غیر قابل قبول شود، افزایش جریان زیست‌محیطی می‌تواند مد نظر قرار گیرد.

۳-۱۱-۱- پارامترهای مهم کیفیت آب از لحاظ تاثیر بر اکوسیستم

مهم‌ترین پارامترهای کیفیت آب از نظر اثرات روی اکوسیستم‌های آبی عبارتند از: دما، جامدات محلول (TDS)، اکسیژن محلول (DO)، اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD)، مواد مغذی (P و N)، pH، کدورت و کلی‌فرم‌ها^۱. با توجه به این که منبع آبی ممکن است مورد استفاده‌های مختلف قرار گیرد پارامترهای پایش دیگری علاوه بر پارامترهای مذکور بسته به نوع مصرف آب، براساس جدول (۳-۵) لازم است مدنظر قرار گیرد.

۳-۱۱-۱-۱- دما

بسیاری از فرایندهای فیزیکی (نظیر لایه‌بندی حرارتی) و تبدیلات شیمیایی و زیستی به دما حساس هستند. به علاوه اثرات دما روی گونه‌های گیاهی و جانوری که برخی از آنها در معرض خطر یا تهدید هستند، قابل توجه است. هم‌چنین میزان فعالیت زیستی در تالاب‌ها به مقدار ورود و نفوذ اشعه خورشید در آب و استفاده از این انرژی توسط ارگانیسم‌ها بستگی دارد که دما شاخص مناسبی از این نظر است. صرفنظر از تغییرات گسترده در سطح حوضه آبریز (نظیر تغییر کاربری اراضی)، رهاسازی آب از مخازن سدها نیز بر رژیم حرارتی رودخانه تاثیرگذار است. از این رو شناسایی رژیم دمایی مطلوب گونه‌های با اهمیت و حفظ آن در رودخانه‌ها و اکوسیستم‌های مربوط به آن، در مدیریت پایدار حوضه آبریز باید مورد توجه باشد. با توجه به تنوع گونه‌های گیاهی و جانوری حدود آستانه دمای قابل تحمل هر گونه در فصول مختلف و

1- Biochemical Oxygen Demand
2- Coliforms

برای اکوسیستم‌های مختلف متغیر است. در شرایطی که اطلاعات دقیقی از گونه‌های مهم و یا حد آستانه دمایی قابل تحمل آنها در اختیار نباشد، بر مبنای رویکرد پیشگیرانه، حداقل انحراف از رژیم دمایی جریان‌های طبیعی به عنوان هدف در نظر گرفته می‌شود.

جدول ۳-۵- راهنمای انتخاب متغیرهای کیفیت آب با توجه به نوع مصرف‌کننده‌ها [۳]

ردیف	نام متغیر	پایه پایش	حیات آبزبان و پرورش آبزبان	منابع آب آشامیدنی	توریستی و درمانی	کشاورزی	دامپروری
۱	دما	۳	۳		۱		
۲	رنگ	۲		۲	۲		
۳	بو			۲	۲		
۴	مواد معلق	۳	۳	۳	۳		
۵	کدورت ۱	۱	۲	۲	۲		
۶	هدایت الکتریکی	۳	۱	۱	۱	۱	
۷	کل مواد محلول		۱	۱	۱	۳	۱
۸	pH	۳	۲	۱	۱	۲	
۹	اکسیژن محلول	۳	۳	۱	۱	۱	
۱۰	سختی		۱	۲			
۱۱	a کلروفیل	۱	۲	۲	۲		
۱۲	آمونیاک	۱	۲	۱			
۱۳	نیترات / نیتريت	۲	۱	۳			۲
۱۴	فسفات	۲					
۱۵	کل مواد آلی	۲		۱	۱		
۱۶	اکسیژن خواهی شیمیایی	۲	۲				
۱۷	اکسیژن خواهی بیوشیمیایی	۳	۳	۲			
۱۸	سدیم	۱				۳	
۱۹	پتاسیم	۱					
۲۰	کلسیم	۱				۱	۱
۲۱	منیزیم	۲		۱			
۲۲	کلرید	۲		۱		۳	
۲۳	سولفات	۱		۱			۱
۲۴	فلورید			۲		۱	۱
۲۵	برن					۲	۱
۲۶	سیانید						
۲۷	فلزات سنگین					۱	۱
۲۸	ارسنیک / سلنیم					۱	۱
۲۹	روغن و ترکیبات هیدروکربن		۱	۲	۲	۱	۱
۳۰	حلال‌های آلی		۱	۳			۱
۳۱	فنل		۱	۲			۱
۳۲	آفت‌کش‌ها		۲	۲			۱
۳۳	دترجنت‌ها		۱	۱	۱		۱
۳۴	کلی فرم‌کشنده			۳	۳	۳	
۳۵	کلیرفرم کل			۳	۳	۱	
۳۶	انگل‌ها			۳	۳	۱	۲

* تا ۳ درجه اهمیت کم تا زیاد جهت اندازه‌گیری در برنامه پایش

۳-۱۱-۱-۲- مواد مغذی

مقادیر بالای نیتروژن و فسفر منجر به تغذیه‌گرایی می‌شود که به تبع آن توده گیاهی و تراکم جانوری افزایش می‌یابد. اثرات افزایش مواد مغذی در حالت کلی تنها برای برخی از گونه‌ها مطلوب است و منجر به تغییر تنوع گونه‌ها و فراوانی آنها در سیستم‌های مغذی می‌شود. در صورتی که میزان مواد مغذی افزایش یابد تا حدی که منجر به رشد بی‌رویه توده‌های وسیع گیاهان شامل فیتوپلانکتون‌ها و ماکروفیت‌ها شود، تغذیه‌گرایی رخ می‌دهد. شرایط تغذیه‌گرایی از طریق مسیرهای غذایی (تغییر از ماکروفیت‌ها به فیتوپلانکتون‌ها) می‌تواند روی اکوسیستم‌ها اثر بگذارد به طوری که باعث افزایش کدورت و کاهش اکسیژن محلول شود [۴۰].

نیترات به عنوان یک جزو مهم در کودهای شیمیایی بوده و برای تولید محصولات ضرورت می‌باشد در هنگام بارندگی مقادیر مختلف از زمین‌های کشاورزی شسته شده و به رودخانه‌ها راه خواهد یافت. نیترات هم‌چنین در اثر جریان هرز آب‌های محتوی کودهای شیمیایی، تراوش از سپتیک تانک و چاه فاضلاب، کودهای حیوان منشا گرفته از مزارع پرورش و پسماندها حیوانی نیز وارد محیط می‌شود. نیترات موجب تخریب رشد پلانکتون‌ها و گیاهان آبی شده که به عنوان غذا برای ماهی‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرند. ترکیبات نیتروژن (نیترات و نیتريت) می‌توانند منجر به افزایش تولید گونه‌های ماهی شوند با این وجود چنانچه رشد جلبک‌ها بیش از حد باشد کاهش اکسیژن محلول منجر به مرگ گونه‌های آبی می‌شود. مقادیر پایین نیترات هیچ‌گونه اثرات کشنده برای گونه‌های ماهی گرمابی به همراه ندارند با این وجود ماهیان آزاد و سایر گونه‌های سردآبی از حساسیت بالاتر برخوردار می‌باشند.

فسفات‌ها نیز موجب تحریک رشد پلانکتون‌ها و گیاهان آبی که (به عنوان غذا برای ماهی‌ها به کار می‌روند) می‌شوند. این امر می‌تواند موجب افزایش جمعیت ماهی‌ها و بهبود کیفیت حیات در این اکوسیستم شود. در این حالت چنانچه میزان فسفات موجود بیش از حد باشد منجر به رشد غیر قابل کنترل جلبک‌ها و گیاهان آبی، مسدود شدن آبراهه‌ها و کاهش مقادیر زیاد اکسیژن محلول خواهند شد، نهایتاً بسیاری از ماهی‌ها و موجودات آبی از بین خواهند رفت.

تا زمانی که فسفات‌ها در مقادیر بالا وجود نداشته باشند، خطری برای سلامت انسان‌ها و سایر حیوانات به شمار نمی‌روند. حتی درحالتی که غلظت از حد مجاز بالاتر رود این ترکیبات صرفاً اندکی در هضم مواد غذایی اختلال ایجاد می‌نمایند. در جدول (۳-۶) اثر غلظت‌های مختلف فسفات بر منابع آبی آمده است. هم‌چنین رسوبگذاری می‌تواند از طرق مختلف اکوسیستم رودخانه را تحت تاثیر قرار دهد به عنوان مثال رسوبات می‌توانند روی زیستگاه‌ها را گرفته و منجر به کاهش کیفیت زیستگاه و غذای (مثل بیوفیلیم) فراهم برای بی‌مهرگان و ماهی‌ها شوند و فتوسنتز گیاهان را کاهش دهند [۱۵].

جدول ۳-۶- اثر غلظت‌های مختلف فسفات بر منابع آبی

وضعیت	غلظت فسفات کل (mg/lit)
میزان فسفات در بیش‌تر دریاچه‌های آلودگی	۰/۰۳-۰/۰۱
موجب تسریع پدیده غذایی در دریاچه‌ها خواهد شد.	۰/۰۲۵
حداکثر مجاز پیشنهاد شده برای رودخانه‌ها و جویبارها	۰/۱

۳-۱۱-۱-۳- شوری

افزایش شوری در اکوسیستم‌های آب شیرین، در حالت کلی منجر به کاهش تنوع زیستی شده و می‌تواند منابع غذایی موجود را محدود نماید. اثرات خاص افزایش شوری روی گونه‌های گیاهی و جانوری به حد تحمل شوری گونه به‌خصوص بستگی دارد که بسته به نوع گونه‌ها بسیار متفاوت است.

۳-۱۱-۱-۴-pH

میزان تعادل بین یون‌های هیدروژن مثبت و یون‌های هیدروکسید منفی تعیین کننده اسیدی یا قلیایی بودن آب می‌باشد. زمانی که pH یک نمونه آب تعیین می‌شود در واقع مشخص کننده غلظت بین یون‌های هیدروژن می‌باشد. مقیاس pH از صفر (غلظت بالای یون‌های هیدروژن مثبت، فوق‌العاده اسیدی) تا ۱۴ (غلظت بالای یون‌های هیدروکسید فوق‌العاده بازی) متغیر می‌باشد. در آب خالص غلظت یون‌های هیدروژن مثبت در تعادل با غلظت یون‌های هیدروکسید منفی قرار داشته و در این حالت میزان pH آب دقیقاً ۷ است.

در یک دریاچه یا سایر منابع آبی میزان pH از عوامل محیطی طبیعی (جنس بستر و خاک و سایر عوامل طبیعی) و عوامل انسان‌ساز از قبیل نوع و میزان مواد شیمیایی تخلیه شده از منابع شهری، کشاورزی و یا صنعتی تاثیر می‌پذیرد. اغلب دریاچه‌ها به‌طور طبیعی در هنگام تشکیل قلیایی بوده و با گذشت زمان به‌واسطه افزایش تولید مواد آلی به سمت اسیدی بودن میل می‌کنند. در اثر فساد مواد آبی دی‌اکسیدکربن تولید شده که در واکنش با آب اسید کربنیک که به عنوان یک اسید ضعیف شناخته شده است تولید می‌شود. تولید مقادیر بالای اسید کربنیک موجب کاهش pH آب خواهد شد. اکثر گونه‌های ماهی قادر به تحمل مقادیر بین ۶ تا ۹ می‌باشد. در pH زیر ۶، کاهش تخم‌ریزی ماهی‌ها و فراوانی آنها گزارش شده است [۴]. بسیاری از جلبک‌ها و صدف‌داران نسبت به گونه‌های ماهی از حساسیت بیش‌تری به تغییرات pH برخوردار می‌باشند. در حالت کلی کاهش pH، منجر به کاهش تنوع زیستی و ترکیب گونه‌های جوامع بی‌مهرگان می‌شود [۷]. محدوده pH مطلوب در برخی از راهنماها ۶/۴ تا ۷/۷ پیشنهاد شده است [۲۰].

جدول ۳-۷- اثرات اکولوژیکی مقادیر مختلف pH بر آبزیان را نشان می‌دهد.

جدول ۳-۷- اثرات مقادیر مختلف pH بر آبزیان [۶۸]

حد اکثر pH	حداقل pH	شرح اثرات
۱۰	۳/۸	تخم ماهی‌ها می‌توانند سر از تخم بیرون آورند اما تغییر شکل یافته‌اند.
۱۰/۱	۴	محدوده قابل تحمل اغلب ماهی‌های مقاوم
۹/۵	۴/۱	محدوده قابل تحمل توسط ماهی قزل‌آلا
---	۴/۳	به ازای این مقدار ماهی کپور ظرف ۵ روز می‌میرد.
۹	۴/۵	محدوده رشد طبیعی تخم‌ها و لارو ماهی قزل‌آلا
۹/۵	۴/۶	محدوده زیستی ماهی سوف ^۱
---	۵	محدوده قابل تحمل ماهی سه خار ^۲
۹	۵	محدوده قابل تحمل برای اغلب ماهی‌ها
۸/۷	---	حد بالا برای آب خوب از لحاظ ماهی‌گیری
۱۱/۴	۵/۴	در این محدوده ماهی‌ها از آب پرهیز می‌کنند.
۷/۲	۶	محدوده بهینه برای تخم ماهی‌ها
---	۱/۰	در این محدوده pH تخم پشه‌ها تخریب شده‌اند.
۴/۷	۳/۳	لارو پشه‌ها در این محدوده نجات می‌یابند.
۸/۴	۷/۵	بهترین محدوده برای رشد جلبک

۳-۱۱-۱-۵- کدورت

افزایش کدورت منجر به کاهش نفوذ نور به عمق آب شده و در نتیجه رشد آبزیان را محدود می‌کند. از مهم‌ترین پیامدهای افزایش کدورت، کاهش شفافیت آب و رشد جلبک‌های کفزی است. جلبک‌های کفزی یک منبع غذایی مهم برای بسیاری از بی‌مهرگان هستند و هر کاهشی در فراوانی آنها اثرات شدیدی روی زنجیره غذایی دارد. مقدار حداکثر کدورت مجاز برای رشد آبزیان برابر ۱۰ NTU تعیین شده است [۲۰].

۳-۱۱-۱-۶- اکسیژن محلول

اکسیژن محلول (DO) از طریق انتشار از هوای مجاور، هوادهی آب در محل تنگه‌ها و آبشارها و به عنوان محصول نهایی عمل فتوسنتز می‌باشد. ماهی و سایر گونه‌های آبزی قادر به جدا نمودن اکسیژن از آب یا سایر ترکیبات حاوی اکسیژن نمی‌باشند. در این ارتباط تنها گیاهان سبز و برخی از باکتری‌ها از طریق فتوسنتز و فرآیندهای مشابه قادر به تولید اکسیژن می‌باشند. چنانچه گرمای آب بیش از حد باشد از ذخیره اکسیژن موجود در آن به شدت کاسته می‌شود. غلظت اکسیژن محلول در ستون آب می‌تواند از فعالیت‌های طبیعی و انسانی شامل فعالیت باکتری‌ها، در رسوبات و مواد آلاینده تاثیر پذیرد. به علاوه غلظت اکسیژن محلول دارای تغییرات زیاد زمانی و مکانی است. در حالت کلی در آب‌های ساکن یا با حرکت آرام غلظت‌های کم اکسیژن محلول مورد انتظار است، درحالی‌که با حضور ماکروفیت‌ها، یا با افزایش اختلاط، غلظت اکسیژن محلول در آب افزایش می‌یابد. از آن‌جا که اکسیژن در فرایند تنفس هوازی مورد نیاز آبزیان است، غلظت‌های اکسیژن محلول کم برای گیاهان و جانوران آبزی مضر است.

از سوی دیگر اکسیژن محلول می‌تواند در اثر رشد بیش از حد گیاهان آبزی یا ورود هرز آب حاوی فسفات و نیتрат داخل اکوسیستم کاهش پیدا کند. در حالت اخیر تعداد و اندازه گیاهان آبزی به میزان زیادی افزوده خواهد شد. در چنین شرایطی، چنانچه هوا برای چندین روز ابری بماند در اثر فعالیت تنفس گیاهی بیش‌تر میزان اکسیژن محلول موجود مصرف خواهد شد. زمانی که این گیاهان می‌میرند به عنوان غذا برای باکتری‌ها مورد استفاده قرار گرفته و باعث دو برابر شدن تعداد باکتری‌ها و نهایتاً مصرف حجم زیادی از اکسیژن محلول موجود خواهد شد.

میزان مصرف اکسیژن محلول توسط گونه‌های آبزی به نوع گونه، حالت فیزیکی گونه، دمای آب، میزان مواد آلاینده موجود بستگی دارد. در نتیجه پیمایش‌بینی حداقل اکسیژن محلول مورد نیاز برای بیش‌تر گونه‌های آبزی غیرممکن است. به عنوان مثال در ۵ درجه سانتی‌گراد گونه ماهی آزاد در حدود ۵۰ الی ۶۰ میلی‌گرم در لیتر اکسیژن را در ساعت مصرف می‌کند در حالی که در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد همین گونه در حدود ۵ تا ۶ برابر همان میزان اکسیژن نیاز دارد از آن‌جاکه ماهی‌ها جانورانی خونسرد هستند لذا در دماهای بالاتر به دلیل افزایش نرخ فعالیت‌های متابولیک اکسیژن بیش‌تری را مصرف می‌نمایند. حداقل میزان اکسیژن محلول مجاز آب برای حفظ سلامت آبزیان، در برخی از استانداردها برابر ۶ mg/l پیشنهاد شده است [۴]. مطالعات علمی مختلف میزان ۴-۵ میلی‌گرم در لیتر اکسیژن محلول را به عنوان حداقل میزان برای حیات انواع مختلف گونه‌های ماهی پیشنهاد نموده است. هنگامی که میزان اکسیژن محلول به پایین‌تر از ۳ میلی‌گرم در لیتر کاهش می‌یابد حتی مقاوم‌ترین گونه‌های آبزی نیز تلف خواهند شد.

۳-۱۱-۱-۷- اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD)

باکتری‌ها با تجزیه مواد آلی موجود در محیط به همراه مصرف اکسیژن انرژی تولید می‌کنند. میزان اکسیژن مصرفی توسط باکتری‌ها در این فرایند بیوشیمیایی با میزان مواد آلی موجود در محیط در ارتباط است. بنابراین BOD که بیانگر اکسیژن مصرفی توسط باکتری‌هاست به عنوان شاخصی از میزان مواد آلی موجود در آب به کار می‌رود. بدیهی است که BOD بیش‌تر نشان دهنده وجود مواد آلی بیش‌تر در آب است.

مقدار اکسیژن لازم برای ثبات زیستی در آب است. آب با BOD تا ۵ ppm نسبتاً خالص فرض می‌شود و وقتی که BOD به بیش‌تر از ۵ ppm برسد خلوص آب مورد تردید قرار می‌گیرد. اما اگر مقدار BOD از ۲۰ ppm تجاوز کند سلامت عمومی مورد خطر واقع می‌شود.

۳-۱۱-۱-۸- کلی فرم‌ها

استاندارد کلی فرم، بیش‌ترین عامل بهداشت عمومی در خصوص قضاوت روی کیفیت بهداشتی آب‌های تفریحی محسوب می‌شود. وجود باکتری کلی فرم در نمونه‌های زیستی طی سالایان طولانی نشان‌گر این بوده است که ارگانسیم‌های بیماری‌زای مدفوعی (نظیر ویروس‌ها) ممکن است به همراه آنها وجود داشته باشند. عدم حضور باکتری‌های کلی فرم در آب نشان دهنده این است که آب فاقد ارگانسیم‌های بیماری‌زاست.

باکتری کلی فرمی شامل یکسری ژن‌ها و گونه‌های باکتری است که از ویژگی‌های بیوشیمیایی و مورفولوژیکی یکسانی برخوردارند. باکتری‌های کلی فرم مدفوعی گروهی از کلی فرم‌ها هستند که قادر به تولید گاز (یا کلونی) در دمای رشد و تکثیر میکروبی هستند ($44/5 \pm 0/2^{\circ}\text{C}$ به مدت 24 ± 2 hr). باکتری اشرشیا کولی^۱ نوعی باکتری کلی فرمی است که در مدفوع حیوانات خونگرم وجود دارد. این باکتری بیش از سایر انواع کلی فرم‌ها نشان‌گر وجود زایدات با منشا مدفوعی در محیط است. میکروارگانسیم‌هایی که به عنوان شاخص کیفیت زیستی در مصارف مختلف می‌توانند به کار روند در جدول (۳-۸) نشان داده شده‌اند.

جدول ۳-۸- ارگانسیم‌های شاخص به کار رفته به عنوان معیار عملکردی برای مصارف آب مختلف [۵۵]

نوع مصرف آب	ارگانسیم شاخص آلودگی میکروبی
آب شرب	کل کلی فرم
مصارف تفریحی از آب شیرین	کلی فرم مدفوعی، E.coli
مصارف تفریحی از آب شور	کلی فرم مدفوعی، کل کلی فرم‌ها
آبیاری	کل کلی فرم‌ها

۳-۱۱-۲- مقایسه پارامترهای کیفی با مقادیر مجاز در معیارها و استانداردهای معتبر کیفیت آب

پس از شناسایی انواع آلاینده‌های کیفی و تعیین غلظت آنها در آب، در مرحله بعد برای تطابق وضعیت کیفیت آب برای مصارف مختلف با استانداردها و ضوابط باید بررسی شود. مهم‌ترین مصارف آب که برای آنها استانداردهایی طراحی شده است شامل آشامیدن، کشاورزی، صنعت، تفریحی، و حفاظت از منابع طبیعی و آبیان می‌باشد. برای هر کدام از این مصارف تعدادی از پارامترها به عنوان

عوامل اصلی محسوب می‌شوند و استاندارد براساس این پارامترها طراحی شده است. جهت مقایسه نتایج حاصل از پایش با معیارها و استانداردهای معتبر کیفیت آب، اقدامات زیر انجام شود.

الف- تعیین استانداردهای مورد نظر با توجه به نوع مصارف حوضه

در حال حاضر برای مصارف شرب از استاندارد WHO استفاده می‌شود. در کشور استاندارد آب آشامیدنی براساس نشریه شماره ۱۱۶-۳ سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی کشور - وزارت نیرو منتشر شده در سال ۱۳۷۱ می‌باشد. لیکن در مطالعات منابع آب، جهت مقایسه منابع آب جاری با استفاده از نتایج کیفی ایستگاه‌های هیدرومتری، از دیاگرام شولر نیز استفاده نمود. برای استاندارد آب کشاورزی اغلب از دیاگرام ویلکوکس استفاده می‌نمایند و برای آب صنعت و تفرج نیز از نشریه شماره ۴۶۲ معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی با عنوان «راهنمای طبقه‌بندی کیفیت آب خام، پساب‌ها و آب‌های برگشتی بر مصارف صنعتی و تفریحی» استفاده شود. هم‌چنین می‌توان از استانداردهای ملی امریکا EPA^۱ یا NSF^۲ استفاده نمود.

ب- مقایسه با استانداردهای تعیین شده

پس از تعیین استاندارد مورد نظر، باید بین پارامترهای مورد نظر در استاندارد و پارامترهای پایش شده مقایسه شود. پس از انتخاب پارامترها می‌توان متوسط هر پارامتر در طول دوره مطالعه را با استاندارد مقایسه نمود و یا در گام‌های زمانی مشخص، وضعیت هر پارامتر را با استاندارد مقایسه کرد تا زمان‌های مغایرت یا تطابق با استاندارد در هر ایستگاه مشخص گردد. ضمناً درصد زمان‌های تطابق و عدم تطابق نیز از شاخص‌هایی است که می‌توان استفاده نمود.

از این رو لازم است که در نقاط کنترل، مقادیر پارامترهای فوق اندازه‌گیری شده و تغییرات زمانی آنها در شرایط طبیعی و تغییر یافته بررسی شده و با حدود مجاز آن در استاندارد کنترل شود. بنابراین توصیه می‌شود مقادیر متوسط سالانه و با احتمال تجاوز ۷۵ درصد (چارک ۷۵٪) پارامترهای کیفی مذکور در ایستگاه‌های کنترل محاسبه شده و مطابق جدول (۳-۹) با حدود استاندارد مقایسه شود و موارد تخطی از حدود مجاز مشخص گردد. سپس تغییرات مکانی و زمانی این پارامترها در شرایط طبیعی و تغییر یافته جریان مورد تحلیل قرار گیرد.

در صورتی که گونه‌های گیاهی و جانوری شاخص در رودخانه و تالاب مشخص باشند، حدود آستانه کیفیت آب باید با الزامات زیستی آنها سازگار باشد. بدیهی است چنان‌چه رودخانه برای مصارف شرب و کشاورزی استفاده می‌شود، حد آستانه‌های کیفی باید براساس استاندارد کیفیت آب کشور تعیین شود.

جدول ۳-۹- چک لیست نمونه کنترل پارامترهای کیفی در هر ایستگاه کنترل

pH	کدورت ^۳ (NTU)		اکسیژن محلول (DO) میلی گرم بر لیتر		کل مواد جامد معلق (TDS) میلی گرم بر لیتر		فسفر کل (TP) ^۲ میلی گرم بر لیتر		نیتروژن کل (TN) ^۱ میلی گرم بر لیتر		سال
	مقدار نظیر چارک %۷۵	مقدار مجاز	مقدار نظیر چارک %۷۵	مقدار مجاز	مقدار نظیر چارک %۷۵	مقدار مجاز	مقدار نظیر چارک %۷۵	مقدار مجاز	مقدار نظیر چارک %۷۵**	مقدار مجاز*	

*منظور مقدار آلاینده مشاهده شده در سایت مطالعاتی با احتمال تجاوز بیش از ۷۵ درصد در طول یکسال است.
** میزان مجاز پارامترها بسته به کاربری رودخانه، از روی استاندارد مربوطه تعیین می‌شود.

۳-۱۲- تامین و تخصیص نیاز آبی اکوسیستم‌ها

به منظور اجرای جریان‌های زیست‌محیطی در حالت کلی دو نگرش مدیریتی را می‌توان در پیش گرفت: مدیریت جریان به صورت فعال یا محدود کننده. نگرش اول شامل مدیریت فعال تاسیسات و سازه‌های آبی مثل سد و نگرش دوم، مدیریت از طریق اعمال سیاست‌های محدود کننده مثلاً از طریق کاهش استحصال برای مصارف کشاورزی می‌باشد. نگرش مدیریت فعال وقتی اعمال می‌شود که اقدام اجرایی باید انجام شود مثل باز کردن دریاچه سد برای رهاسازی جریان زیست‌محیطی به پایین‌دست. در این حالت یک رژیم کامل جریان شامل جریان‌های کم و سیلاب‌ها می‌تواند تامین شود.

مدیریت محدود کننده جریان شامل سیاست‌های تخصیص است به گونه‌ای که اطمینان ایجاد کند که از طریق کنترل میزان استحصال و انحراف، آب کافی در رودخانه باقی مانده است (به‌خصوص در طول دوره‌های خشکی). این برداشت آب برای مصارف مختلف می‌تواند مستقیماً از رودخانه انجام شود یا از سفره آب زیرزمینی که جریان رودخانه را تامین می‌کند. میزان اثرات ناشی از استحصال بسته به جریان رودخانه متفاوت است. درحالی‌که در جریان‌های کم، اثرات استحصال چشمگیر است، در حالت جریان‌های شدید اثرات ناچیز است. در این موارد سناریوهای تخصیص آب زیست‌محیطی باید با توجه به زمان‌بندی و میزان برداشت مجاز، تعیین گردد. بنابراین لازم است حد آستانه‌ای که برداشت متجاوز از آن ممنوع است، تعیین گردد.

در حوضه‌هایی که منبع اصلی تامین آب، سفره‌های آب زیرزمینی می‌باشد، تخصیص آب زیست‌محیطی مساله خاصی است. کاهش تراز تالاب به علت استحصال آب زیرزمینی، تغییر در کاربری اراضی بالادست تالاب و نیز تغییرات اقلیمی می‌تواند منجر به کاهش تدریجی وسعت اکوسیستم شده و یا تغییر در سلامت پوشش گیاهی تالابی را به همراه داشته باشد. حتی در برخی موارد

1- Total Nitrogen
2- Total Phosphore
3- Turbidity

ممکن است حد آستانه‌ای را بتوان تعریف نمود که بعد از میزان به‌خصوصی افت تراز آب تالاب، کل اکوسیستم تخریب شود [۲۵]. رابطه بین میزان استحصال، سطح آب زیرزمینی و جریان رودخانه اغلب پیچیده است. از آن‌جا که اثرات برداشت آب از سفره با تاخیر به صورت کاهش جریان رودخانه نمایان می‌شود، لذا محدود کردن میزان استحصال پس از مشاهده افت جریان رودخانه به منظور تامین جریان زیست‌محیطی ممکن است دیر باشد و اثرات برداشت تا چند ماه ممکن است به طول انجامد. در این حالت به منظور کنترل بهتر برداشت‌ها، بهتر است با استفاده از مدل‌سازی، جریان رودخانه براساس شرایط آبخوان پیش‌بینی شود [۱۹].

در مورد تخصیص‌های آب زیست‌محیطی برای دستیابی به رژیم آبی مطلوب تالاب‌ها، بسته به منبع تغذیه آنها، گزینه‌های متفاوتی اعمال می‌شود. درحالی‌که تخصیص‌های مربوط به تالاب‌های تغذیه شونده از آب سطحی، می‌تواند توسط رهاسازی سد و محدود کردن برداشت‌ها و استفاده از تنظیم‌کننده‌ها انجام شود، برای تالاب‌های تغذیه شونده با آب زیرزمینی، نیاز آب زیست‌محیطی می‌تواند بر حسب حداقل عمق مورد نیاز آب در تالاب تعیین شده و سپس کنترل پمپاژ آب زیرزمینی برای تامین این تراز صورت گیرد [۶۵].

هم‌چنین در این گونه تالاب‌ها، گزینه‌های تغذیه مصنوعی نظیر پمپاژ آب به تالاب نیز می‌تواند مطرح شود. به علاوه، از آن‌جا که در بسیاری از موارد افت تراز آب این تالاب‌ها ناشی از برداشت آب از سفره به منظور استفاده کشاورزی است، گزینه‌های کاهش تلفات آبیاری نظیر استفاده از روش‌های آبیاری قطره‌ای به جای آبیاری تحت فشار نیز می‌تواند مثر ثمر باشد [۱۷].

۳-۱۲-۱- سناریوهای تخصیص از مخزن

جریان‌ات زیست محیطی می‌توانند به وسیله تاسیسات و سازه‌های جدید و موجود رها شوند. سدها اغلب مهم‌ترین و قابل ملاحظه‌ترین تنظیم‌کننده جریان طبیعی رودخانه هستند. رهاسازی‌های پایین‌دست از سد، از طریق طراحی حجم آبی که از خود سد و سرریز آن می‌گذرد، تعیین می‌شود و سیاست‌های بهره‌برداری، مقدار و زمان‌بندی رهاسازی برای جریان‌های زیست محیطی را تعیین می‌کنند. طراحی و بهره‌برداری سایر تاسیسات نظیر کانال‌های انحراف، سرریزها و غیره نیز در ایجاد جریان زیست محیطی می‌تواند موثر باشد.

برای سدهایی که هنوز ساخته نشده‌اند و در فاز مطالعه هستند، در طول برنامه‌ریزی باید اطمینان حاصل شود که سد و استراتژی‌های بهره‌برداری برای نیازمندی‌های جریان زیست محیطی مناسب است. طراحی و ساخت انعطاف پذیر به گونه‌ای که نه تنها استانداردهای فعلی، بلکه تغییرات آتی در تنظیم و استفاده و نیز اثرات تغییرات اقلیم را لحاظ کند، بسیار مهم است. در طول سال‌های ساخت و پر شدن مخزن نیز، لازم است شرایط کافی برای جریان زیست محیطی لحاظ شود. در طول سال‌های اولیه بهره‌برداری، از طریق رهاسازی آزمایشی جریان، رژیم‌های جریان مختلف باید آزمایش شده تا عدم قطعیت‌های مربوط در پیش‌بینی واکنش رودخانه به جریان‌های زیست محیطی کاهش یابد.

در مورد سدهای ساخته شده، تطبیق دادن روش بهره‌برداری می‌تواند اثرات مثبت و سریع داشته باشد. گزینه‌های تغییر رهاسازی از سدهای موجود به نوع سد، تاسیسات رهاسازی آب و وضعیت سازه‌های خروجی و نیز مجوزهای آب بستگی دارد. بازنگری دوره‌ای در مجوزها و تخصیص‌های سدهای موجود فرصتی برای تخصیص جریان زیست محیطی یا به روزسازی رژیم موجود ایجاد می‌کند. تمرکز بیش‌تر روی اصلاح عملکرد، به بهینه کردن مدیریت سدهای موجود و اعمال جریان‌های زیست محیطی کمک خواهد نمود. هم‌چنین تخریب سازه‌های آبی، می‌تواند یک گزینه برای احیای جریان‌های زیست محیطی باشد. ترمیم یا حذف سازه‌های فیزیکی که دوره عمر اقتصادی آنها به پایان رسیده، یکی از ملاحظات رایج است و سدها نیز از این امر مستثنی نیستند. تخریب یک سد برای احیای جریان زیست

محیطی می‌تواند شامل بازگذاشتن دائمی دریچه‌های آن یا حتی حذف کامل یا بخشی از آن باشد. در هر حال درحالی که این گزینه‌ها در برخی از موارد ارجح هستند، روشن است که برای همه سدها مناسب نیستند و بدون انجام یک ارزیابی زیست‌محیطی کامل نباید صورت پذیرد.

۳-۱۲-۲- ارزیابی سایر گزینه‌های تامین آب

در حوضه‌هایی که در حال حاضر منابع آب در اثر برداشت بیش از حد تحت فشار می‌باشند، سایر گزینه‌های مدیریتی و تکنولوژیکی به منظور تامین آب مورد نیاز اکوسیستم‌ها به شرح زیر می‌تواند مد نظر قرار گیرد:

- اعمال سیاست‌های محدود کننده مصرف آب نظیر افزایش آب بها
- ساخت سد در حوضه با تامین مشخص برای آب زیست‌محیطی
- انتقال آب بین حوضه‌ای
- استفاده از پساب تصفیه شده
- تغذیه مصنوعی سفره آب زیرزمینی برای تامین نیاز آبی اکوسیستم‌های وابسته به آن
- اصلاح مناطق تخریب شده حوضه، جلوگیری از فرسایش خاک و حذف پوشش گیاهی مهاجم و غیربومی که رواناب را کاهش می‌دهد.

۳-۱۲-۳- ارزیابی اقتصادی - اجتماعی سناریوهای تامین

تخصیص نیاز آب زیست‌محیطی اکوسیستم‌ها ممکن است اثرات اقتصادی-اجتماعی گسترده‌ای داشته باشد. برخی از این اثرات مثبت است، نظیر بهبود شرایط رودخانه و تالاب برای ماهیگیری. درحالی که برخی دیگر از اثرات در قیاس با وضعیت فعلی ممکن است منفی باشد، مثل کاهش تخصیص آب کشاورزی و صنعت. در اکثر مواردی که اکوسیستم‌ها در حال حاضر تحت تاثیر برداشت شدید آب برای مصارف مختلف هستند، پیشنهاد می‌شود که به منظور جلوگیری از بروز اثرات شدید اقتصادی-اجتماعی، تخصیص جریان زیست‌محیطی به صورت مرحله‌ای انجام گیرد. همچنین از آنجا که ممکن است مردم مجبور شوند نحوه استفاده از آب و نیز دفع پساب را تغییر دهند، احتمال دارد مخالفت‌هایی در این زمینه انجام گیرد. از این رو در اجرای تخصیص آب زیست‌محیطی لازم است، مشارکت مردمی جلب شده و آگاه‌سازی جوامع محلی نسبت به تخصیص جریان زیست‌محیطی صورت گیرد.

۳-۱۲-۴- پیشنهاد نحوه تخصیص و تامین نیاز زیست‌محیطی

پس از ارزیابی سناریوهای مختلف برای تامین جریان زیست‌محیطی تعیین شده در سطوح مختلف، باید گزینه مناسب جریان زیست‌محیطی و بهترین سناریوی تخصیص نیز تعیین گردد. همچنین پس از تعیین گزینه مطلوب، در شرایط خشکسالی با توجه به اولویت‌های تخصیص آب، پس از تامین نیاز شرب، کمبودها باید تا حد قابل قبول بین نیاز زیست‌محیطی و کشاورزی به اشتراک گذاشته شود.

۳-۱۳- نحوه پایش

ایجاد یک برنامه پایش بخش اساسی تخصیص آب به اکوسیستم‌هاست. هدف از پایش، ارزیابی میزان موفقیت در دستیابی به اهداف تعیین شده می‌باشد و در صورت نیاز میزان تخصیص و یا نحوه اجرای آن براساس این نتایج باید تطبیق داده شود. با توجه به

این که نحوه تعیین نیاز آبی اکوسیستم‌ها به میزان اطلاعات و دانش در دسترس بستگی دارد، اما حتی در بهترین حالت به ندرت اتفاق می‌افتد که بتوان واکنش اکوسیستم‌ها را نسبت به جریان تخصیص داده شده با دقت پیش‌بینی کرد. از این رو به هنگام اجرای تخصیص‌ها باید برنامه پایش مناسبی در نظر گرفته شود تا واکنش سیستم در طول زمان مورد سنجش قرار گیرد. به مرور زمان داده‌های حاصل از پایش، باید منجر به ارتقای سطح دانش مربوط به واکنش اکوسیستم‌ها در برابر تغییرات رژیم آب شود. بنابراین لازم است، با توجه به داده‌ها و اطلاعات جدید، میزان، کیفیت، زمان بندی و نحوه اجرای رژیم جریان تعیین شده در فواصل زمانی منظم باید بازنگری شده و در صورت نیاز اصلاحات لازم انجام گیرد.

۳-۱۳-۱- انواع پایش

در بحث پایش جریان زیست‌محیطی اکوسیستم‌ها، انواع پایش‌های مورد نیاز عبارتند از:

- پایش هیدرولوژیکی: در پایش هیدرولوژیکی هدف بررسی میزان حصول رژیم جریان تعیین شده (شامل حجم، زمان بندی، تناوب و تداوم سیلاب‌ها) است.
- پایش کیفی: هدف از پایش کیفیت آب در چارچوب ارزیابی جریان زیست‌محیطی، کنترل شرایط کیفی مطلوب با توجه به اهداف مدیریتی تعیین شده است.
- پایش زیستی: هدف از پایش زیستی بررسی این است که آیا اهداف مدیریتی زیستی مدنظر از تامین جریان زیست‌محیطی محقق شده است یا خیر.
- پایش اقتصادی- اجتماعی: هدف ارزیابی پیامدهای اقتصادی- اجتماعی ناشی از اعمال تخصیص جریان زیست‌محیطی در محدوده مورد مطالعه است. همچنین در این پایش، اثرات اقتصادی- اجتماعی پیش‌بینی شده در مرحله تعیین جریان زیست‌محیطی، صحت پیش‌بینی، شدت اثرات و سایر موارد پیش‌بینی نشده مورد بررسی قرار می‌گیرد.

۳-۱۳-۲- مراحل پایش

یک برنامه پایش مناسب شامل مراحل زیر است:

- تعیین پارامترهای پایش شونده
- تعیین ایستگاه‌های پایش
- تعیین تواتر پایش (فواصل زمانی پایش)
- نمونه‌برداری و اندازه‌گیری
- تجزیه و تحلیل داده‌ها
 - روندیابی زمانی
 - روندیابی مکانی
- ارائه پیشنهادات و راهکارها با توجه به حساسیت‌های مختلف محلی، منطقه‌ای یا ملی
- گزارش نتایج

۳-۱۳-۲-۱- تعیین پارامترهای پایش شونده

یکی از مراحل مهم و حیاتی این است که مشخص شود چه چیزی باید پایش شود؛ به عنوان مثال تنوع زیستی (از جمله جمعیت گونه‌های خاص موردنظر) شدت فرسایش، شدت تنش وارده توسط آلاینده‌های خاص و... بدین منظور با توجه به اهداف مدیریتی جریان زیست‌محیطی لازم است انتخاب نشان‌گرهای مناسب صورت گیرد. نشان‌گرها عبارتند از پارامترهای قابل اندازه‌گیری مربوط به ویژگی‌هایی از اکوسیستم که منشا ارزش برای آن اکوسیستم هستند. مقدار نشان‌گر مربوط به یک خصیصه، حکایت از میزان انطباق و یا انحراف آن ویژگی از یک معیار معین زیست‌محیطی دارد. پارامترهای فیزیکی - بیولوژیکی و اقتصادی - اجتماعی همگی نشان‌گرهای با ارزشی هستند. اما میزان اطلاعات حاصل از هر کدام از آنها و هزینه‌ی مربوطه می‌تواند بسته به پارامتر مورد اندازه‌گیری، شرایط اکوسیستم، مساله مورد تحقیق و... به میزان زیادی متفاوت باشد.

الف - نشان‌گرهای فیزیکی^۱ و زیستی^۲

یک طرح پایش می‌تواند در بر دارنده پارامترهای فیزیکی (همچون عمق آب، شدت جریان، غلظت مواد مغذی محلول، غلظت یون‌ها، درجه حرارت و غیره) و یا پارامترهای زیستی (موجودات تالاب از تک یاخته ای گرفته تا موجودات پرسلولی و مرکب، گونه‌های مختلف زیستی، جمعیت گونه و جوامع زیستی و...) باشد. جدول شماره (۳-۱۰) برخی از فرضیات، پارامترهای پایش شونده را در یک برنامه نمونه پایش جریان زیست‌محیطی نشان می‌دهد.

- نشان‌گرهای فیزیکی

نشان‌گرهای فیزیکی اطلاعات دقیقی را در زمینه‌ی آثار ناشی از برخی عوامل مولد فشار (تغییرات تراز آب، رسوبگذاری، آلاینده‌ها و غیره) فراهم می‌آورند. معمولاً فقط معدودی از پارامترهای فیزیکی حایز اهمیت قابل ملاحظه هستند (نشان‌گرهای کلیدی زیست‌محیطی) که گاهی اندازه‌گیری آنها نیز نسبتاً آسان است (تراز سطح آب، شوری، مواد جامد معلق). نشان‌گرهای فیزیکی که با چرخه مواد غذایی و نیز مسایل آلودگی آب مرتبط هستند از اهمیت زیادی برخوردارند. تعداد قابل ملاحظه‌ای از نشان‌گرهای فیزیکی با تهدیدات خاص ارتباط دارند و باید براساس نوع اهداف مدیریتی و احتمال وقوع این گونه تهدیدات گزینش شوند.

جدول ۳-۱۰- نمونه‌ای از نظریات، اقدامات، پیامدها و پارامترهای پایش شونده در یک سیستم رودخانه- تالاب برای پایش جریان زیست‌محیطی [۱۵]

پایش	پیامد	اقدام لازم	نظریه	موضوع
تأثیر اندازه ذرات رسوب (به صورت سالانه) - نرخ تغییرات جریان در ایستگاه مد نظر - نرخ و رشته‌ای شدن جوامع بی‌مهرگان	رسوبات ریز از روی شن‌ها در مقطع مد نظر شسته شده‌اند. - الگوی تر و خشک شدن تالاب و فلورشناسی و ساختارشناسی پوشش گیاهان آبرزی و خشکی سیلابدشت شبیه وضعیت طبیعی است. منطقه (در بهار و پاییز) - افزایش تنوع ماکروفیت‌ها در تالاب جمعیت بی‌مهرگان در رودخانه و تالاب (در بهار و پاییز) - افزایش تنوع بی‌مهرگان در تالاب و جمعیت ماهی‌ها در رودخانه و تالاب شامل لاروها و جمعیت بالغ (در بهار و پاییز)	تامین حداقل جریان $7 \text{ m}^3/\text{s}$ در ایستگاه مدنظر تامین به سطح زیستگاه‌های آب عمیق برای ماهی‌ها تامین به سطح زیستگاه‌های آب عمیق برای ماهی‌ها در محدوده منجر به طبیعی خواهد شد. برای ماهی‌ها در محدوده طبیعی خواهد شد.	وقایع غرقاب شدن تالاب‌ها از اندازه کافی برخوردارند که رسوبات ریزدانه را که روی شن‌ها جمع می‌شوند حرکت دهد. - هرچه الگوی تر و خشک شدن تالاب طبیعی تر باشد، منجر به افزایش فراوانی و تنوع پوشش گیاهی تالاب خواهد شد. - هرچه اتصال به سیلابدشت شبیه وضعیت طبیعی باشد تنوع بی‌مهرگان در تالاب و کانال رودخانه افزایش می‌یابد. - غرقاب شدن تالاب موجب حفظ زیستگاه برای ماهی خاص تالاب خواهد شد.	تأثیر غرقاب شدن تالاب زیستگاه‌های آب عمیق نرخ افزایش یا کاهش در تراز آب رودخانه
جمعیت ماهی‌های بالغ (در بهار و پاییز)	زیستگاه‌های آب عمیق برای ماهی‌ها در محدوده طبیعی	تامین حداقل جریان $7 \text{ m}^3/\text{s}$ در ایستگاه مدنظر تامین به سطح زیستگاه‌های آب عمیق برای ماهی‌ها در محدوده منجر به طبیعی خواهد شد. برای ماهی‌ها در محدوده طبیعی خواهد شد.	تامین حداقل جریان $7 \text{ m}^3/\text{s}$ در ایستگاه مدنظر منجر به طبیعی خواهد شد. تامین به سطح زیستگاه‌های آب عمیق برای ماهی‌ها در محدوده منجر به طبیعی خواهد شد.	فراهمی زیستگاه‌های آب عمیق
نرخ تغییرات جریان در ایستگاه مد نظر - نرخ و رشته‌ای شدن جوامع بی‌مهرگان	کاهش ریسک مربوط به رشته‌ای شدن یا شسته شدن بیوتا - کاهش نرخ فرسایش بستر و ساحل رودخانه	اطمینان داشتن از این که افزایش و کاهش تراز آب رودخانه زیر محدوده حداکثر تراز طبیعی قرار گیرد.	نرخ تغییر تراز رودخانه به اندازه کافی آرام است که به بی‌مهرگان در خم رودخانه اجازه دهد که به هنگام افزایش تراز به زیستگاه مناسب حرکت کنند و به هنگام کاهش تراز از بهم چسبیدن و رشته شدن بیش از حد جلوگیری کنند.	نرخ افزایش یا کاهش در تراز آب رودخانه

- نشان‌گرهای زیستی

دامنه تنوع نشان‌گرهای زیستی که در پایش اکوسیستم‌ها به کار برده می‌شوند، بسیار گسترده بوده و از چشم‌انداز کلی اکوسیستم تا موجودات ذره‌بینی آن را در بر می‌گیرد. برخی از آنها علاوه بر اهمیتی که به عنوان نشان‌گر دارند، به عنوان ویژگی اکوسیستم و نشانه اهمیت و ارزش آن نیز محسوب می‌شوند. گونه‌های زیستی پراکندگی یکنواختی ندارند و به همین جهت نشان دهنده شرایط فیزیکی و عوامل ایجادکننده تنوع (نظیر آب و هوا، ارتفاع، لایه‌بندی تالاب، عمق آب و غیره) و نیز کنش‌های متقابل بین گونه‌ها هستند. از آنجا که هر گونه‌ی زیستی نیازهای زیست‌محیطی خاص خود را دارد که این نیازها می‌توانند محدود و یا گسترده باشند، بنابراین استفاده از ارگانسیم‌های حیاتی و زیستی به عنوان نشان‌گر وضعیت بوم‌سازگان به گونه‌ای، اطلاعاتی را به دست می‌دهد که نشان دهنده شرایط زیست‌محیطی است که زمینه‌های حضور و یا عدم حضور ارگانسیم مورد نظر را فراهم می‌سازد.

برای این که یک شاخص در سامانه پایش موثر باشد باید از برخی ویژگی‌های مطلوب زیر برخوردار باشند. [۲۷]

- به آسانی قابل تشخیص باشند. ابهام در تشخیص و عدم قطعیت‌های موجود در سیستم‌های رده بندی موجودات زنده می‌تواند منجر به بروز اختلال و ابهام در تفسیر اطلاعات گردد؛
- به آسانی قابل نمونه‌برداری باشند. به کارمندان زیاد و یا تجهیزات گران قیمت و یا نمونه‌برداری زیاد نیاز نداشته باشد؛
- از گسترش جهانی برخوردار باشند. مثلاً فقدان یک گونه‌ی زیستی که فقط در شرایط بسیار ویژه می‌تواند حضور داشته باشد، نمی‌تواند نشانه وجود آلودگی باشد.
- به عنوان یک منبع زیست‌محیطی، اختلال و ناهنجاری، یا آفت، از اهمیت برخوردار باشند؛ گونه‌هایی که از نظر اقتصادی حایز اهمیت می‌باشند (مانند ماهی‌ها) و یا منشا اختلال هستند (مثل برخی از جلبک‌ها) نشان‌گرهای ارزشمندی هستند.
- به آسانی وجود آلاینده‌ها را نشان بدهند. به طوری که منعکس کننده‌ی سطوح مختلف زیست‌محیطی باشند و بتوانند به شناخت شدت آلودگی و درک روابط با سطوح آلودگی کمک نمایند.
- به آسانی قابل تحقیق در شرایط آزمایشگاه باشند، و بتوانند نتایج بررسی‌های تجربی و آزمایشگاهی را با مشاهدات میدانی و وضعیت آلودگی مرتبط سازند.
- هم از نظر ژنتیکی و هم از نظر نقش و موقعیت در جامعه زیستی دامنه تغییرات محدودی داشته باشند.

ب- نشان‌گرهای اقتصادی و اجتماعی

در پایش اکوسیستم‌ها نشان‌گرهای اقتصادی- اجتماعی و گاهی فرهنگی می‌توانند در امر برنامه‌ریزی و مدیریت تالاب‌ها بسیار موثر واقع شوند. نمونه‌هایی از این نشان‌گرها شامل: درآمد، پس‌انداز، دسترسی به اعتبارات، میزان بدهی، سرپناه/ مسکن، ابزار و ماشین‌آلات، تعداد احشام و ... می‌باشد.

۳-۱۳-۲- تعیین ایستگاه‌های پایش

تعداد ایستگاه‌های پایش باید با توجه به عوامل زیر تعیین گردد.

- تعداد و موقعیت شاخه‌های فرعی و اصلی و مساحت زیر حوضه‌ها
- موقعیت سازه‌های آبی نظیر سدها، آبگیرها

- تعداد و موقعیت محل‌های اصلی برداشت آب (نظیر نقاط برداشت آب جهت آب شهرها، واحدهای صنعتی بزرگ یا شهرک‌های صنعتی، نیروگاه‌ها، کانال‌های آبیاری، سد ها و بندهای تنظیمی)
- تعداد و موقعیت منابع آلاینده (شامل اراضی کشاورزی (کانال‌های زهکشی)، سکونتگاه‌های شهری و روستایی، واحدهای صنعتی و معدنی، آبی‌ پروری و پروژه‌های عمرانی).
- محدودیت‌های مالی و تجهیزاتی
- نیروی انسانی مورد نیاز

با توجه به ویژگی‌های مناسب جهت انتخاب ایستگاه‌های پایش نظیر دسترسی آسان، نزدیکی به سکونتگاه‌ها جهت تامین نیروی انسانی، ایمنی و ... پیشنهاد می‌شود حتی المقدور از ایستگاه‌های هیدرومتری موجود یا ایستگاه‌های انتخابی در مطالعات قبلی در صورت مناسب بودن با نوع پایش استفاده شود. همچنین بهتر است نقاط پایش بر ایستگاه‌های کنترلی جریان زیست‌محیطی منطبق باشد.

۳-۱۳-۲-۳- تعیین تواتر پایش

تواتر پایش با توجه به اهداف پایش، هزینه و تجهیزات در دسترس، تعیین می‌شود. معمولاً پایش‌های با گام زمانی بزرگ‌تر از یک ماه، پایش با تواتر کم و پایش‌های با گام زمانی پیوسته تا هفتگی پایش‌های با تواتر زیاد نامیده می‌شوند. در مورد پایش جریان زیست‌محیطی، با توجه به داده‌های موجود در کشور پیشنهاد می‌گردد گام زمانی پایش، حداقل منطبق بر گام زمانی تعیین جریان زیست‌محیطی (ماهانه)، انتخاب گردد که پایش با تراکم متوسط است.

۳-۱۳-۲-۴- نمونه‌برداری و اندازه‌گیری

با توجه به پارامترهای پایش شونده، روش نمونه‌برداری و اندازه‌گیری براساس دستورالعمل‌های مربوط انتخاب می‌شود. به عنوان مثال برای پایش کیفیت آب، می‌توان از نشریه شماره ۵۲۲ [۳] استفاده نمود.

۳-۱۳-۲-۵- تجزیه و تحلیل داده‌ها

تجزیه و تحلیل داده‌ها، شامل تحلیل‌های آماری و نیز روندیابی زمانی و مکانی پارامترهای پایش شونده می‌باشد. همچنین تحلیل همبستگی موجود بین پارامترهای مختلف نظیر: پارامترهای هیدرولوژیکی و کیفی آب، پارامترهای هیدرولوژیکی و اکولوژیکی می‌تواند اطلاعات ارزشمندی را برای بروز سازی جریان زیست‌محیطی در اختیار قرار دهد.

الف- تحلیل آماری پارامترهای پایش شونده

برای تحلیل آماری پارامترهای پایش شونده با توجه به توزیع فراوانی آنها از روش‌های آماری پارامتریک و غیرپارامتریک به شرح زیر استفاده می‌شود.

- روش‌های آماری پارامتریک

از آن‌جاکه در مطالعات جریان زیست‌محیطی از آب یا موجودات زنده نمونه‌برداری می‌شود که به عنوان بخش کوچکی از محیط طبیعی به شمار می‌روند، مجموعه داده‌هایی که مورد تحلیل قرار می‌گیرند فقط به عنوان نمونه‌ای از کل جمعیت مورد تحلیل به شمار می‌روند. بنابراین آماره‌های مورد محاسبه نیز به عنوان تخمینی از پارامتر مورد نظر در جمعیت اصلی است. پس میانگین آماری نیز در حقیقت تخمینی از میانگین پارامتر در جمعیت اصلی است. از آن‌جاکه میانگین نمونه مورد محاسبه قرار گرفته از یک نمونه به نمونه دیگر متفاوت است با این وجود با تکرار نمونه‌ها می‌توان به میانگین واقعی رسید. میانگین و انحراف معیار از جمله پرکاربردترین شاخص‌های آماری در بحث آمار پایه می‌باشند. میانگین و انحراف معیار بهترین کاربرد را در ارتباط با داده‌های با توزیع نرمال دارند. با وجود این، در صورتی که مقادیر بالایی از داده‌های پرت در مجموعه داده‌ها وجود داشته باشد به دلیل حساسیت میانگین به مقادیر داده‌های پرت علی‌رغم نرمال بودن توزیع داده‌ها این اطلاعات ممکن است نتایج غیر واقعی از توزیع داده‌ها نشان دهد، به همین دلیل زمانی که از میانگین استفاده می‌شود این شاخص‌ها باید با واریانس یا انحراف معیار همراه باشد.

تمامی روش‌های آماری پارامتریک بر مبنای در نظر گرفتن پیش فرض‌هایی از نحوه توزیع فراوانی جمعیت مورد بررسی استوار هستند که با این پیش فرض‌ها می‌توان از واقع‌گرایانه بودن روش‌هایی مورد استفاده اطمینان پیدا نمود. در صورتی که پیش فرض‌های در نظر گرفته شده در این روش‌ها صحیح باشند، روش‌های پارامتریک به عنوان تکنیک‌هایی قدرتمند در آزمون فرضیات مورد استفاده قرار می‌گیرند.

- روش‌های آماری غیرپارامتریک

از آن‌جاکه بسیاری از داده‌های مورد پایش در جریان زیست‌محیطی فاقد پیش فرض مربوط به الگوی توزیع فراوانی حتی با تغییر شکل اعمال شده بر رویدادها می‌باشند، لذا استفاده از روش‌های غیرپارامتریک به عنوان یک روش جایگزین در این زمینه به شمار می‌روند. بعضی از خصوصیات شاخص‌های پارامتریک به شرح زیر می‌باشد:

- این روش‌ها فاقد هر گونه پیش فرض در ارتباط با توزیع جمعیت می‌باشند.
- داده‌های پرت و مفقوده نمی‌توانند تأثیری بر روی نتایج به دست آمده شاخص‌های غیرپارامتریک داشته باشند.
- نحوه محاسبه شاخص‌های غیرپارامتریک نسبت به روش‌های پارامتریک ساده‌تر است.
- درک نتایج به دست آمده نسبت به روش‌های پارامتریک ساده‌تر است.
- با مقادیر اندک نمونه نیز می‌توان به نتایج دلخواه دست پیدا کرد.

به هر صورت در موارد غیرنرمال بودن توزیع داده‌ها که در مطالعات جریان زیست‌محیطی به وفور دیده می‌شوند، روش‌های آماری غیرپارامتریک نسبت به روش‌های آماری پارامتریک قوی‌تر می‌باشند. میانه، دامنه و چارک به عنوان آماره‌های غیرپارامتریک برای داده‌هایی که از توزیع غیر نرمال برخوردار هستند کاربرد دارد. این سه پارامتر در واقع همان عملکرد میانگین و انحراف معیار را برای مجموعه داده‌هایی که از توزیع نرمال برخوردار هستند ایفا می‌نمایند. تشخیص نحوه توزیع فراوانی داده‌ها با استفاده از آزمون‌های آماری ذکر شده در مراجع مرتبط انجام می‌گیرد.

ب- تحلیل روند تغییرات زمانی و مکانی پارامترها

علاوه بر تحلیل آماری پارامترهای پایش شونده، آگاهی از روند تغییرات زمانی و مکانی آنها می‌تواند اطلاعات مفیدی را برای ارزیابی و بازنگری اهداف مدیریتی در اختیار قرار دهد.

- روندیابی زمانی

پارامترها در هر مکان و به دلایل مختلف در طول زمان تغییر می‌کنند. در شرایط عادی، با توجه به ماه‌های خشک و تر سال، با تغییر پارامترهای کمیت و کیفیت آب، پارامترهای زیستی نیز تغییر می‌کنند. در شرایط غیر عادی که تنش به سیستم اعمال شود، مثل تخلیه مواد آلاینده به رودخانه یا تغییر شدید عوامل اقلیمی نظیر بارندگی شدید و سیلاب، میزان تغییرات یک پارامتر شدید خواهد شد. روندیابی تغییرات پارامترها در طول زمان اغلب به صورت هفتگی، ماهیانه و یا فصلی انجام می‌شود و بستگی به دوره اندازه‌گیری در برنامه پایش دارد. پیشنهاد می‌گردد گام زمانی پایش، حداقل منطبق بر گام زمانی تعیین جریان زیست‌محیطی (ماهانه)، انتخاب گردد. به عنوان مثال در مورد پارامترهای کیفی، با انجام حداقل دو سال پایش ماهیانه یا فصلی می‌توان حدود تغییرات عادی کیفیت آب را مشخص نمود.

لازم به ذکر است شرایط اقلیمی و میزان آبدی که از شرایط طبیعی هر حوضه رودخانه می‌باشند بر پارامترهای فیزیکی - شیمیایی و زیستی تاثیر خواهند داشت. به عنوان مثال بارندگی باعث افزایش مواد معلق و محلول و کدورت رودخانه می‌گردد، که به نوبه خود می‌تواند منجر به کاهش تراکم بی‌مهرگان شود. افزایش بده باعث افزایش ظرفیت خودپالایی رودخانه شده و افزایش اکسیژن محلول (با فرض ثابت بودن مواد آلاینده و میزان اکسیژن‌خواهی شیمیایی و زیستی) می‌گردد. افزایش دما باعث کاهش اکسیژن محلول آب و می‌تواند باعث افزایش اکسیژن‌خواهی شیمیایی و زیستی گردد.

- روندیابی مکانی پارامترها

از ابتدای یک حوضه تا مصب رودخانه، کمیت آب، پارامترهای کیفی و زیستی منابع آب سطحی جاری به دلایل مختلف تغییراتی دارند. این تغییرات به دلیل ویژگی‌های طبیعی و انسان ساز در یک حوضه ایجاد می‌شود. لذا به منظور بررسی وضعیت هر پارامتر در یک رودخانه از بالادست تا مصب و پارامترهای مختلف باید در ایستگاه‌های پایش اندازه‌گیری شود. تغییرات یک پارامتر در طول مسیر رودخانه جهت شناسایی نوع و عوامل ایجادکننده تنش در محیط در بازه‌های مختلف حایز اهمیت می‌باشد. بدین منظور لازم است که روند تغییرات مکانی پارامترهای مورد پایش در محل ایستگاه‌های پایش از بالادست تا انتهای حوضه آبریز به ترتیب زیر بررسی گردد.

- تهیه یک نقشه پروفیل طولی رودخانه
- مشخص کردن ایستگاه‌های پایش بر روی نقشه
- مشخص کردن منابع آلاینده در حوضه
- مشخص کردن میزان آبدی در ایستگاه‌های مختلف و تغییرات آن
- ارائه نمودارهای روند تغییرات یک پارامتر
- بررسی تغییرات پارامتر با توجه به پروفیل طولی رودخانه، آبدی و منابع آلاینده
- تجزیه و تحلیل و جمع بندی

۳-۱۳-۲-۶- ارائه پیشنهادات و راهکارهای مناسب

پس از تجزیه و تحلیل داده‌ها، صحت فرضیات مرتبط کنترل شده و بر این اساس اهداف مدیریتی مربوط مورد بازنگری قرار می‌گیرند.

۳-۱۳-۲-۷- گزارش‌دهی

مهم‌ترین هدف از تهیه گزارش این است که اطلاعات حاصل از پایش به عنوان بخشی از نیازهای فرایند برنامه‌ریزی برای اقدامات مدیریتی، به موقع تهیه و در اختیار گذارده شود. در موارد زیادی، گزارش می‌تواند حاوی پیشنهادهایی برای ادامه برنامه پایش و یا نحوه انجام آن نیز باشد. گزارش باید هدفمند، تا حد امکان مختصر و نیز مستند به اطلاعات آماری کافی باشد. همچنین گزارش باید نشان دهد که فرضیات و نظریه‌های مورد اشاره تا چه حد معتبر و یا بی‌اعتبارند و آیا نیازی هست که اقدام مدیریتی خاصی صورت گیرد. گزارش همچنین باید بتواند ارزیابی مناسبی از کارآمدی روش‌های آماری را ارائه دهد.

پیوست ۱

مروری بر روش‌های تعیین جریان‌های

زیست‌محیطی

پ.۱-۱- کلیات

روش‌های به کار رفته در تعیین جریان‌های زیست‌محیطی را عبارتند از:

- روش‌های مبتنی بر شاخص‌های هیدرولوژیکی

- روش تنانت (یا مونتانا)

- روش تگزاس

- منحنی تداوم جریان

- روش کمبود جریان اکولوژیکی

- جریان پایه آبیان

- روش RVA^۱

- روش DRM^۲

- روش‌های درجه‌بندی هیدرولوژیکی

- محیط تر شده

- روش شبیه‌سازی زیستگاه‌ها

- روش‌های جامع

- روش اجزای سازنده (BBM)

- روش IFIM

- روش DRIFT

هر کدام از روش‌ها از نظر داده‌های موردنیاز، مراحل تعیین جریان زیست‌محیطی، فرضیات اکولوژیکی و اثرات روی هیدرولیک رودخانه با هم فرق می‌کند. در زیر روش‌های فوق به اختصار شرح داده شده‌اند.

پ.۱-۱-۱- روش‌های مبتنی بر شاخص‌های هیدرولوژیکی

این روش‌ها، روش‌هایی ساده و مبتنی بر داده‌های تاریخی جریان هستند. داده‌های مورد نیاز آورد دراز مدت رودخانه‌ها به صورت ماهانه یا روزانه است. ساده‌ترین روش بوده و نیاز کمی به داده‌ها دارند.

پ.۱-۱-۱-۱- روش تنانت

در این روش، جریان زیست‌محیطی یک رودخانه به صورت درصدی از متوسط آورد سالانه طبیعی رودخانه در یک سایت به خصوص تعیین می‌شود. در سری تاریخی مورد استفاده برای تحلیل در این روش، سال‌های بعد از اثرات توسعه انسانی (استحصال

1- Range of Variability Approach

2- Desktop Reserve Model

آب، احداث سد، تغییر در رواناب در اثر شهرسازی و ...) باید حذف شود. این روش درصدی از متوسط جریان سالیانه را برای تعیین کیفیت زیستگاه ماهیان به کار می‌برد. تنانت از ۵۸ مقطع عرضی از ۱۱ رودخانه در مناطق غربی ایالات متحده (مونتانا، نبراسکا و وایومینگ)، نتیجه گرفت که ۱۰ درصد متوسط جریان سالیانه (AAF)^۱، حداقل جریان برای بقای کوتاه مدت ماهی‌ها می‌باشد. ۳۰ درصد AAF در نظر گرفته شده قادر به حفظ وضعیت‌های بقای نسبتاً خوب بوده و ۶۰ درصد AAF برای زیستگاه مطلوب مناسب می‌باشد.

تنانت داده‌های مفصلی از مقطع عرضی که جنبه‌های مختلف زیستگاه ماهیان را توصیف می‌کرد، جمع‌آوری نمود. این موارد شامل عرض، عمق، سرعت، درجه حرارت، مواد روی کف آبراهه و آبراهه‌های جانبی، رسوبات انباشته و جزایر پوشش گیاهی، وضعیت مهاجرت، فراوانی بی‌مهرگان و زیبایی طبیعی می‌باشد. بنابراین تنانت از میان یک روش نسبتاً پیچیده، روشی ساده برای کاربرد استاندارد که می‌تواند با داده‌های بسیار کم استفاده شود ارائه داد. این تکنیک فقط متوسط جریان سالیانه را برای رودخانه به کار می‌برد. بنابراین جریان‌های معین مرتبط با درجه‌بندی‌های کیفی زیستگاه ماهیان که برای تعریف جریان مورد نیاز برای حفظ زیستگاه ماهیان با کیفیت مطلوب استفاده شده‌اند را جزء به جزء شرح می‌دهد. مقادیر مختلف جریان که در این روش برای حفاظت از سطوح مختلف سلامت اکوسیستم پیشنهاد می‌شود، مطابق جدول (پ. ۱-۱) است. این جدول به متخصصین اجازه می‌دهد که جریان مورد نیاز را با استفاده از درصد متوسط جریان سالیانه بدون جمع‌آوری داده‌های بیش‌تر در محل تنظیم کنند.

از سال ۱۹۷۶ به بعد تغییراتی به شرح زیر در روش تنانت داده شده است:

- اصلاح درصدها برای رواناب بهاره
- اعمال معادلاتی برای به حساب آوردن تغییرات جریان موجود
- اصلاحاتی برای دخیل کردن سطوح ماهانه حداقل جریان
- نکات زیر در استفاده از روش تنانت باید مورد توجه قرار گیرد:
- این روش یک روش پایه اولیه است و تغییرات و نوسانات فصلی جریان را در نظر نمی‌گیرد.
- این روش برای پهناهای آبی بزرگ که تغییرات جریان از پهناهای با جریانات فصلی کم‌تر است مناسب‌تر است.
- هندسه کانال رودخانه لحاظ نشده است.
- پیشنهادات حاصل از این روش باید با سایر آماره‌های جریان نظیر متوسط جریان‌های حداقل ۱۰ و ۳۰ روزه (در حالت طبیعی) مقایسه شود.

جدول پ. ۱-۱- روش تنانت

درصدهای پیشنهادی از میانگین آورد سالانه (AAF) رودخانه		اهداف
پاییز- زمستان	بهار- تابستان	
۲۰۰	۲۰۰	شستشو
۶۰-۱۰۰	۶۰-۱۰۰	محدوده مقدار بهینه جریان
درصدهای پیشنهادی از میانگین آورد سالانه (AAF) رودخانه		وضعیت رودخانه
پاییز- زمستان	بهار- تابستان	
۴۰	۶۰	بسیار عالی
۳۰	۵۰	عالی
۲۰	۴۰	خوب
۱۰	۳۰	عادلانه
۱۰	۱۰	ضعیف
۰-۱۰	۰-۱۰	تخریب شدید

در ایران روش تنانت می‌تواند به‌عنوان یک مدل برای توسعه سطوح حداقل جریان در سطح برآورد اولیه در حوضه آبریز باشد. برای این که این روش به عنوان یک چارچوب به کار رود کارهای میدانی وسیع‌تر باید انجام شود تا داده‌های زیستی و هیدرولوژیکی جمع شود. این روش برای مناطق خشک و نیمه خشکی که پهنه آبی برای چندین ماه ممکن است خشک باشد (در حال طبیعی) مناسب نیست چرا که ممکن است منجر به پیشنهاد جریان‌هایی شود که خیلی زیاد باشد و این مساله تخریب زیست‌محیطی به دنبال دارد.

از مزایای روش تنانت سهولت و سادگی استفاده و نیاز به داده‌ها و هزینه کم می‌باشد. در مقابل، از معایب روش این است که از تغییرات طبیعی پهنه آبی (تغییرات ماهانه، روزانه و سالانه جریان) صرف‌نظر می‌شود و تنها یک حداقل جریان پایه را تعیین می‌کند. به علاوه این روش هیچ وقت به جریان صفر در ماه به خصوص نمی‌رسد. (در همه زمان‌ها یک مقداری تعیین می‌کند) درحالی که در نواحی نیمه خشک، رودخانه‌ها در چند ماه ممکن است کلاً خشک باشند و بنابراین جریان صفر مناسب باشد. از طرفی این روش مبتنی بر کارهای میدانی انجام شده در ایالات متحده است و در نواحی نیمه خشک نمی‌توان نتایج را تعمیم داد و باید کارهای میدانی و جمع‌آوری داده انجام شود. هم‌چنین رابطه بین جریان و سطح سلامت اکوسیستم آبی ضعیف تعریف شده است.

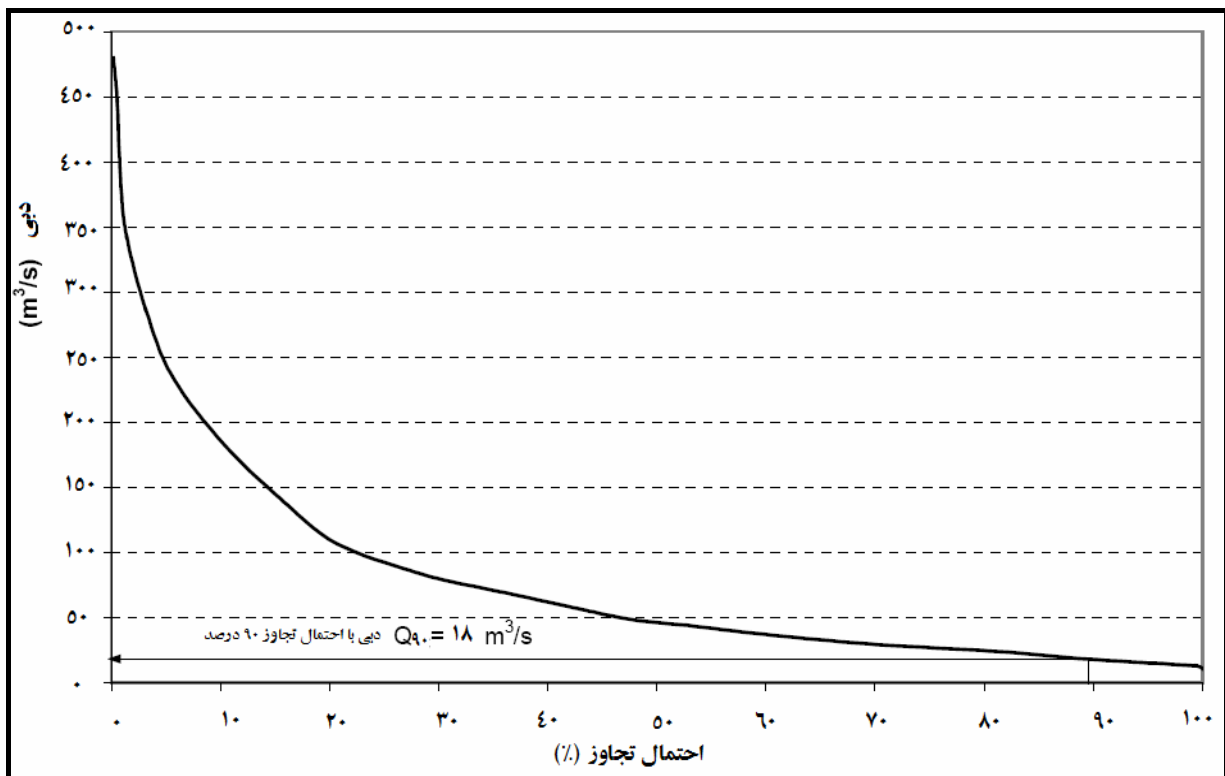
پ. ۱-۱-۱-۲- روش تگزاس

این روش درصدهای متغیری از متوسط ماهانه جریان‌ها را به کار می‌برد. این درصدها برای مناطقی که گونه جانوری شاخص معلوم‌اند و زنجیره غذایی آنها شناخته شده‌اند، واسنجی شده است. این روش در برابر روش‌های برنامه‌ریزی اولیه، یک روش پیشرفته است چرا که اولین روش از این دسته روش‌هاست که درصد جریان‌ها و پیشنهادهای ماهانه را به عنوان متغیری از مشخصه‌های زیستی (دوره تخم‌ریزی، ...) و ویژگی‌های هیدرولوژیکی منطقه‌ای (جریان‌های ماهانه با تغییرات شدید با چولگی مثبت) پیشنهاد می‌کند.

پ. ۱-۱-۱-۳- تحلیل منحنی تداوم جریان

منحنی تداوم جریان، عبارتست از منحنی جریان‌های متوسط روزانه مشاهداتی که به ترتیب نزولی مرتب شده‌اند (سری زمانی $Q(i)$ ها که $i=1$ بیان‌گر بزرگ‌ترین میانگین جریان روزانه مشاهده شده در طول یک سال است) به صورت تابعی از احتمال تجاوز از این مقدار جریان (که از رابطه $p(i) = i/(n+1)$ قابل محاسبه است؛ n کل روزهای مشاهداتی در طول یکسال و i رتبه جریان در ترتیب نزولی مرتب شده است).

در تحلیل منحنی تداوم جریان، آماردر حالت طبیعی جریان تحلیل می‌شود تا میزان بده راکه در x درصد موارد جریان از آن متجاوز بوده است، تعیین نماید. به عنوان مثال در برخی موارد Q_{90} به عنوان حداقل جریان زیست‌محیطی تعیین می‌شود که عبارتست از مقدار جریانی که در ۹۰ درصد مواقع بده جریان رودخانه متجاوز از آن بوده است. (منحنی FDC در شکل (پ. ۱-۱) نشان داده شده است).

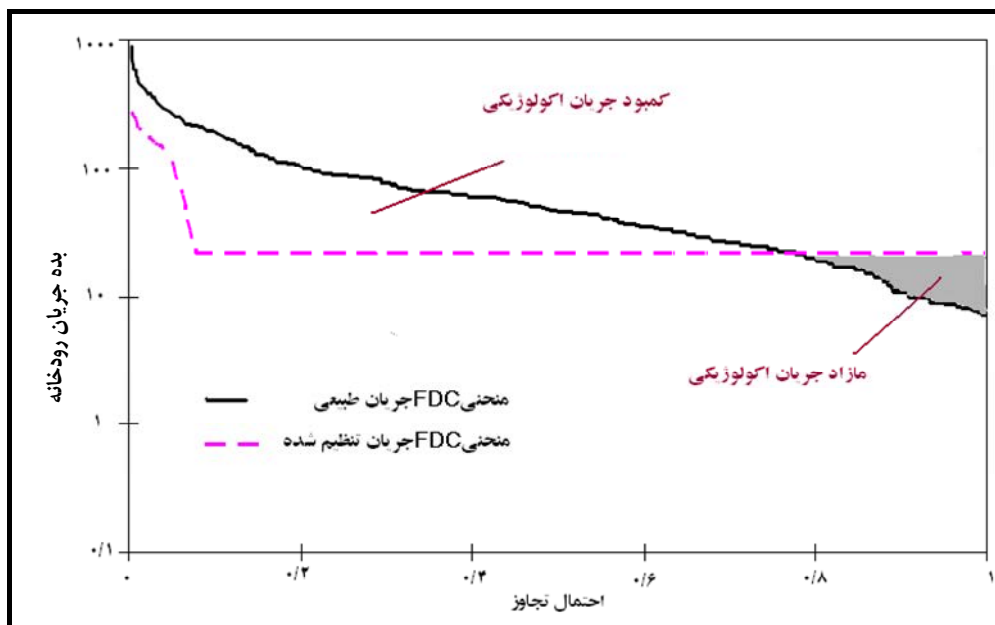


شکل پ. ۱-۱- تعیین حداقل جریان زیست‌محیطی با استفاده از منحنی FDC

پ. ۱-۱-۱-۴- روش کمبود جریان اکولوژیکی

مفهوم «کمبود جریان اکولوژیکی» اولین بار توسط Homa و Vogel, Smith, Lee, Sieber در سال ۲۰۰۵ به عنوان روشی برای ارزیابی تعاملات نیاز آبی انسان و رودخانه بیان شد [۲۷]. منحنی تداوم جریان متوسط سالانه^۱ که نشان دهنده جریان‌ها در یک سال نماینده (متوسط) است و عبارتست از متوسط چندین منحنی تداوم جریان سالانه در طول یک دوره آماری چندین ساله.

در شکل (پ.۱-۲) نمودار FDC متوسط سالانه برای دو حالت داده‌های تاریخی در یک ایستگاه در حالت طبیعی و نیز تنظیم شده رسم گردیده است. در این شکل، نمودار FDC حالت طبیعی و تنظیم شده نشان داده شده است. مساحت پایین نمودار منحنی تداوم جریان طبیعی و بالای حالت تنظیم شده را «کمبود جریان اکولوژیکی»^۱ نامیده‌اند. این مساحت بیانگر حجم خالص آبی است که در حالت جریان تنظیم شده به علت برداشت آب، دیگر برای تامین نیازهای درون جریانی موجود نمی‌باشد. به‌طور مشابه می‌توان مفهوم دیگری به نام «مازاد اکولوژیکی»^۲ را تعریف کرد که در این حالت منحنی تداوم جریان طبیعی پایین‌تر از منحنی تنظیم شده قرار می‌گیرد. در واقع این منحنی میزان انحراف از شرایط طبیعی رژیم رودخانه را به صورت احجام سالانه نشان می‌دهد. لازم به ذکر است که نه تنها بخش «کمبود جریان اکولوژیکی» بلکه «مازاد جریان اکولوژیکی» نیز می‌تواند برای اکوسیستم مخرب بوده و منجر به از بین رفتن تنوع اکولوژیکی آن شود [۴۲]. هم‌چنین می‌توان به‌طور مشابه با ترسیم منحنی‌های FDC متوسط فصلی مقادیر «کمبود جریان اکولوژیکی» و «مازاد جریان اکولوژیکی» را به صورت فصلی نیز به‌دست آورد.



شکل پ.۱-۲- توصیف مفهوم کمبود جریان اکولوژیکی

در مدل‌های بهینه‌سازی منابع آب، برای این که بتوان کمبود جریان اکولوژیکی را به صورت پارامتری برای بررسی عملکرد سیستم بیان کرد، درصد کمبود جریان اکولوژیکی محاسبه شده و تفاوت آن را از صددرصد محاسبه و این مفهوم را «کمبود جریان اکولوژیکی» می‌نامند که بیانگر درصد جریان زیست‌محیطی تامین شده خواهد بود. در تابع هدف این شاخص به همراه شاخص اطمینان‌پذیری برای تخصیص بهینه آب بین نیاز زیست‌محیطی و سایر نیازها ماکزیمم می‌شود.

1- Ecodeficit
2- Ecosurplus

پ.۱-۱-۱-۵- جریان پایه آبیان^۱

این روش براساس این فرض است که میانگین جریان در خشک‌ترین ماه، در طول سال برای ماهی‌ها کافی است مگر این‌که جریان اضافی برای ارضای نیازهای تخم‌ریزی و تولید مثل لازم باشد. به عنوان مثال چنان‌چه متوسط ماهانه جریان رودخانه به صورت زیر باشد، حداقل جریان پایه مورد نیاز آبیان ۱۰/۳۸ مترمکعب بر ثانیه تعیین شده است. باید توجه کرد که رودخانه‌های زیادی در ایران فصلی هستند و در فصول خشک هیچ جریانی ندارند. برای این پهنه‌های آبی، این روش در این ماه‌های خشک به جریان صفر خواهد رسید. پس این روش برای مناطق نیمه خشک کارایی مناسبی ندارد.

جدول پ.۱-۲- رژیم جریان ماهانه یک رودخانه

مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور
۱۰/۳۸	۱۷/۳۴	۴۷/۸۲	۶۲/۴۷	۸۹/۱۶	۱۰۵/۲۴	۱۱۰/۱۵	۷۰/۰۸	۳۵/۹۶	۲۲/۰۶	۱۶/۱۴	۱۳/۴۰

پ.۱-۱-۱-۶- نگرش محدوده تغییرپذیری RVA

روش نگرش محدوده تغییرپذیری (RVA)، به عنوان یک روش پیچیده از روش‌های هیدرولوژیکی که توسط ریچتر و همکاران (۱۹۹۶، ۱۹۹۷) توسعه یافت. این روش مطلوب‌ترین روش از دسته شاخص‌های هیدرولوژیکی است. هدف آن تهیه یک سری از ویژگی‌های آماری جنبه‌های اکولوژیکی رژیم جریان (جدول پ.۱-۳) با برجسته کردن نقش مهم تغییرات هیدرولوژیکی در حفاظت از اکوسیستم‌ها است. این روش برای استفاده در رودخانه‌هایی توسعه داده شده است که حفاظت از کارکرد اکوسیستم‌های طبیعی و بومی و حفظ تنوع زیستی طبیعی از اهداف اولیه مدیریت می‌باشد.

مبنای این روش این است که رودخانه به گونه‌ای مدیریت شود که مقادیر سالانه هر یک از پارامترهای IHA^۲ در محدوده تغییرات طبیعی پارامترها واقع شود. اهداف مدیریتی باید بر مبنای اطلاعات اکولوژیکی موجود تعیین شوند. در صورت عدم وجود اطلاعات اکولوژیکی مناسب توصیه می‌شود که محدوده یک انحراف معیار به عنوان پیش فرض برای تعیین اولیه اهداف به کار رود. به این معنی که مقادیر طبیعی هر یک از پارامترهای IHA در حالت طبیعی در محدوده یک انحراف معیار (\pm STD) از مقادیر متوسط در نظر گرفته می‌شود. و با این‌که چارک‌های ۲۵ و ۷۵ درصد به ترتیب به عنوان حدود پایین و بالای پارامترها لحاظ می‌شود. سپس پیشنهاد می‌شود که مدیریت طرح‌های توسعه منابع آب به گونه‌ای صورت گیرد که توزیع مقادیر سالانه پارامترهای IHA تا حد امکان به توزیع پارامترها در شرایط طبیعی نزدیک باشد. چنان‌چه اغلب سری‌های زمانی هیدرولوژیکی پس از توسعه در محدوده مقادیر طبیعی پارامترهای IHA قرار گیرد، به این معنی است که اثرات طرح‌های توسعه روی اکولوژی رودخانه کم است و هنوز در شرایط نسبتاً طبیعی قرار دارد. روش RVA حداقل به آمار ۲۰ ساله جریان نیاز دارد. در صورتی که سری زمانی ۲۰ ساله فراهم نباشد، با استفاده از شبیه‌سازی‌های هیدرولوژیکی باید آمار تمدید شود. روش RVA برای پرکردن شکاف بین اهداف مدیریت رودخانه و نظریه‌های فعلی اکولوژیکی توسعه داده شده است. این روش نگرش مدیریت تطبیقی را درون خود دارد [۴۷].

1- Aquatic base flow method

2- Indicators of Hydrologic Alteration

این روش از ۶ گام اصلی به شرح زیر تشکیل شده است:

گام اول: مشخص کردن محدوده طبیعی تغییرات هیدرولوژیکی با استفاده از تعدادی از شاخص‌های هیدرولوژیکی که به اکولوژی نیز مرتبط است که آنها را شاخص‌های تغییرات هیدرولوژیکی (IHA) نامند.

IHA تغییرات جریان رودخانه را در قبل و بعد از احداث سازه‌های هیدرولیکی مقایسه می‌کند.

گام دوم: تعیین اهداف مدیریتی برای هر یک از پارامترهای IHA

گام سوم: به‌کارگیری اهداف مدیریتی جریان به نام محدوده تغییرات (RVA) برای تعیین قواعد مدیریتی که شرایط جریان‌های هدف را در اکثر سال‌ها تامین کند.

گام چهارم: اجرای یک برنامه پایش برای ارزیابی اثرات اکولوژیکی سیستم مدیریت جدید

گام پنجم: مشخص کردن تغییرات جریان واقعی رودخانه با استفاده از همان پارامترهای هیدرولوژیکی و سپس مقایسه با اهداف

گام ششم: تکرار پنج گام اول با دخیل کردن نتایج مدیریت در سال‌های اخیر و هرگونه نتایج تحقیقات اکولوژیکی که منجر به بازنگری در سیستم مدیریت یا اهداف RVA شود.

جدول پ. ۱-۳- پارامترهای به‌کاررفته در روش RVA

گروه آماری	ویژگی‌های رژیم جریان	پارامترها
گروه ۱: اندازه جریان آب ماهانه	اندازه زمان بندی	مقادیر متوسط ماهانه جریان
گروه ۲: اندازه تداوم وقایع حدی سالانه	اندازه تداوم	حداقل سالانه و حداقل متوسط‌های ۱ روزه حداقل سالانه و حداقل متوسط‌های ۷ روزه حداقل سالانه و حداقل متوسط‌های ۳۰ روزه حداقل سالانه و حداقل متوسط‌های ۹۰ روزه
گروه ۳: زمان بندی شرایط آبی حدی سالانه	زمان بندی	شماره روز ^۱ وقوع هر حداقل جریان ۱ روزه در سال و حداکثر آن
گروه ۴: تناوب و تداوم پالس‌های کم و زیاد جریان	تناوب تداوم	تعداد پالس‌های جریان‌ات کم و زیاد در هر سال متوسط تداوم پالس‌های کم و زیاد جریان
گروه ۵: نرخ فرکانس تغییرات شرایط آبی متوالی	نرخ تغییرات	متوسط تفاوت‌های مثبت بین مقادیر روزانه متوسط همه تفاضل‌های منفی بین مقادیر روزانه

به‌عنوان نمونه‌ای از کاربرد روش RVA، در زیر اعمال این روش برای رودخانه Lower Roanoke در ایالت کارولینای آمریکا شرح داده شده است. اثر ساخت سد روی سیستم این رودخانه از سال ۱۹۵۶، با اتمام سد Kerr روی رودخانه حوضه بالادست با هدف تولید برق و کنترل سیلاب آغاز شد. روند تغییرات سری زمانی طبیعی جریان رودخانه براساس آمار ایستگاه پایین‌دست سد در دوره (۱۹۱۲-۹۰) در شکل (پ. ۱-۳) نشان داده شده است. ۳۷ سال از این سری زمانی مربوط به دوره قبل از احداث سد می‌باشد و از سال ۱۹۵۶ به بعد مرتبط با دوره بعد از اتمام سد است [۴۷].

پارامترهای IHA برای رودخانه مذکور مطابق جدول (پ. ۱-۴) محاسبه شده است. هم‌چنین با محاسبه حدود به علاوه و منهای انحراف معیار (\pm STD)^۲، محدوده اهداف RVA و نیز درصد تحقق آن در دوره پس از احداث سد تعیین شده است. به عنوان مثال

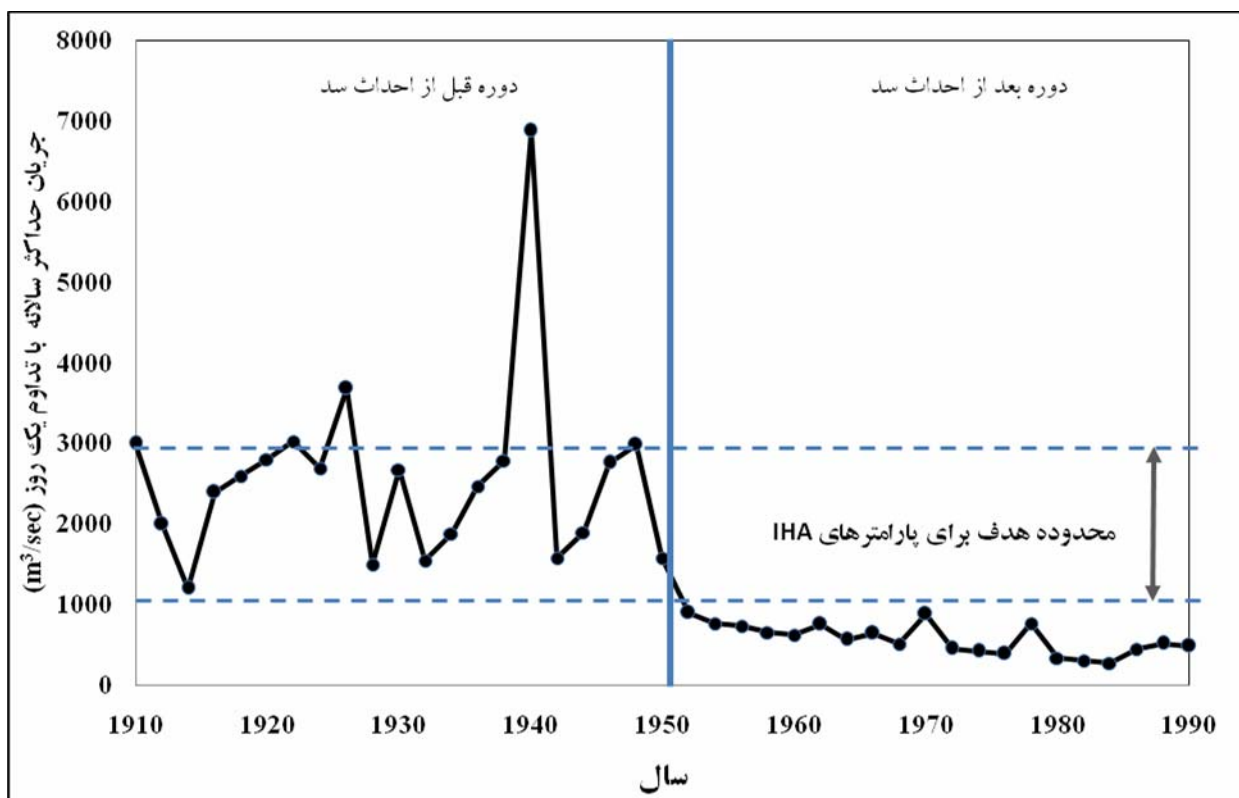
1- Julian Date

2- Standard Deviation

متوسط جریان رودخانه در ماه آوریل در ۲۶ سال از ۳۸ سال پس از احداث سد، خارج از محدوده اهداف RVA بوده است بنابراین درصد عدم تحقق اهداف RVA برای این پارامتر ۶۸ درصد است.

یکی از اهداف مدیریتی برای رودخانه مذکور حفظ جمعیت ماهی بس راه راه^۱ است. جمعیت بس راه راه و نرخ تولید مثل آن در رودخانه Lower Roanake از دهه پنجاه مورد پایش قرار گرفته است. براساس تحلیل این داده‌ها، دو ویژگی جریان هستند که به شدت جمعیت این گونه را تحت تاثیر قرار می‌دهند: اندازه جریان‌های روزانه و نرخ تغییر در تراز جریان در طول دوره اول آوریل تا پانزدهم ژوئن.

بر این اساس الزامات جریان مطلوب مطابق جدول (پ.۱-۵) پیشنهاد می‌شود:



شکل پ.۱-۳- اعمال روش RVA برای رودخانه Roanoke در شمال کارولینا

جدول پ. ۱-۴ - نتایج پارامترهای IHA در روش RVA برای یک رودخانه نمونه

درصد عدم تحقق اهداف RVA ^۱	اهداف RVA		بعد از احداث سد				قبل از احداث سد				شاخص‌های تغییرات هیدرولوژیکی (IHA)	
	اهداف		محدوده تغییرات		انحراف معیار		محدوده تغییرات		انحراف معیار			میانگین
	حد بالا	حد پایین	حد بالا	حد پایین	حد بالا	حد پایین	حد بالا	حد پایین	حد بالا	حد پایین		
۱۶	۳۰۵	۲۷	۵۷۶	۵۷	۱۲۰	۱۶۶	۶۴۶	۲۷	۱۴۳	۱۶۲	اکتبر	
۲۴	۲۴۲	۷۰	۵۰۱	۵۶	۱۱۰	۱۸۴	۴۱۹	۴۲	۸۶	۱۵۶	نوامبر	
۱۳	۳۶۴	۸۷	۵۲۰	۹۸	۱۰۱	۲۱۱	۶۰۵	۶۷	۱۳۸	۲۲۵	دسامبر	
۳	۵۵۱	۱۲۳	۵۰۵	۱۰۰	۱۰۸	۲۷۰	۱۰۹۴	۸۳	۲۱۴	۳۳۷	ژانویه	
۴۲	۴۸۱	۲۱۱	۵۵۴	۷۴	۱۲۳	۲۹۳	۶۴۹	۸۹	۱۳۹	۲۵۰	فوریه	
۵۰	۵۲۸	۱۹۴	۶۷۸	۶۴	۱۷۰	۳۰۳	۷۴۰	۱۶۶	۱۶۷	۲۶۱	مارس	
۶۸	۴۳۰	۱۹۸	۹۲۴	۷۲	۲۰۲	۳۱۵	۵۹۶	۱۰۹	۱۱۶	۳۱۴	آوریل	
۳۴	۳۱۶	۱۲۸	۸۹۹	۱۱۲	۱۸۴	۲۹۶	۵۶۷	۹۳	۹۴	۲۲۲	می	
۲۴	۲۶۹	۹۹	۴۳۲	۶۷	۹۹	۲۰۶	۴۷۵	۸۳	۸۵	۱۸۴	ژوئن	
۸	۳۲۵	۶۵	۵۸۲	۷۳	۹۷	۱۵۶	۶۸۹	۵۴	۱۳۰	۱۹۵	جولای	
۰	۳۹۳	۳۸	۳۷۶	۷۱	۵۹	۱۵۰	۱۱۰۳	۳۸	۱۹۲	۲۰۱	اگوست	
۸	۳۰۹	۲۹	۳۵۳	۶۲	۷۲	۱۴۷	۶۳۲	۲۹	۱۴۵	۱۶۴	سپتامبر	

گروه ۱
IHA پارامترهای

۱- اهداف RVA بر مبنای حدود \pm STDMیانگین می باشد، به جز مواردی که این اهداف خارج از حدود مقادیر پارامترها در دوره قبل از احداث سد باشد.

جدول پ. ۱-۴ - نتایج پارامترهای IHA در روش RVA برای یک رودخانه نمونه (ادامه)

درصد عدم تحقق اهداف RVA	RVA اهداف		بعد از احداث سد				قبل از احداث سد				شاخص‌های تغییرات هیدرولوژیکی (IHA)	
	حد بالا	حد پایین	انحراف معیار	میانگین	محدوده تغییرات		انحراف معیار	میانگین	محدوده تغییرات			
					حد بالا	حد پایین			حد بالا	حد پایین		
۳۴	۶۳	۲۸	۴۳	۱۴	۶	۲۸	۸۸	۱۳	۱۸	۴۵	جریان حداقل ۱ روزه	گروه ۲ پارامترهای IHA
۱۶	۶۶	۳۹	۷۵	۲۸	۱۱	۴۰	۹۰	۱۴	۱۹	۴۸	جریان حداقل ۳ روزه	
۱۸	۷۰	۳۳	۱۰۱	۲۸	۱۶	۵۵	۹۲	۱۵	۱۹	۵۱	جریان حداقل ۷ روزه	
۲۶	۸۸	۴۰	۱۴۱	۳۹	۲۵	۸۱	۱۱۸	۲۵	۲۴	۶۴	جریان حداقل ۳۰ روزه	
۱۸	۱۳۹	۵۸	۲۳۶	۶۹	۳۸	۱۲۵	۱۶۵	۳۱	۳۵	۹۴	جریان حداقل ۹۰ روزه	
۱۰۰	۳۳۶۹	۱۱۸۶	۱۰۰۷	۳۱۷	۲۱۷	۶۰۲	۷۱۸۸	۹۵۴	۱۰۲۱	۲۲۰۸	جریان حداکثر ۱ روزه	
۱۰۰	۲۸۱۷	۱۰۴۹	۱۰۰۳	۲۸۲	۱۸۸	۵۹۲	۶۳۰۱	۸۸۷	۸۸۴	۱۹۳۸	جریان حداکثر ۳ روزه	
۸۹	۱۹۵۶	۷۵۰	۱۰۰۰	۲۲۸	۲۰۲	۵۶۴	۴۱۱۴	۶۱۷	۶۰۳	۱۳۵۳	جریان حداکثر ۷ روزه	گروه ۳ پارامترهای IHA
۵۵	۸۲۴	۴۴۸	۹۸۸	۱۳۳	۱۹	۴۷۷	۱۱۸۱	۳۱۳	۱۸۸	۶۳۶	جریان حداکثر ۳۰ روزه	
۶۱	۵۲۷	۳۲۲	۶۸۰	۱۰۹	۱۵۲	۲۶۳	۸۱۹	۲۳۷	۱۰۲	۴۲۴	جریان حداکثر ۹۰ روزه	
۹۷	۳۰۷	۲۲۱	۳۶۴	۲	۴۳	۳۶۰	۳۰۸	۲۵	۴۳	۲۶۴	شماره روز رخداد حداقل جریان سالانه	
۵۳	۱۲۴	۲۰	۳۲۶	۳	۹۶	۱۳۷/۸	۳۴۲	۱۰	۵۲	۷۱/۹	شماره روز رخداد حداکثر جریان سالانه	
۹۷	۱۶	۶	۵۳	۱۶	۱۰/۶	۳۶/۴	۲۲	۲	۴/۶	۱۱	تعداد پالس جریان کم ^۲	
۶۶	۲۰	۱۱	۴۳	۶	۷/۷	۲۲/۷	۲۹	۷	۴/۴	۱۵/۷	تعداد پالس جریان زیاد ^۱	
۷۴	۱۰	۴	۶/۱	۱/۶	۱/۲	۳/۲	۱۵/۸	۲/۲	۳/۰	۷/۳	تداوم پالس جریان کم	
۵۸	۸	۴	۱۰	۱/۵	۲/۵	۴/۹	۱۷/۳	۳/۱	۲/۴	۵/۹	تداوم پالس جریان زیاد	گروه ۵ پارامترهای IHA
۳۳	-۴۰/۷	-۷۰	-۹۱	-۲۹	۱۳	-۵۹/۶	-۲۹/۹	-۹/۱۹	-۱۴/۵	-۵۵/۲	نرخ افت	
۶۱	۱۱۵/۳	۶۴	۸۴	۳۳	۱۱	۶۰/۲	۱۵۲/۲	۴۷/۳	۲۵/۶	۸۹/۷	نرخ افزایش	
۹۷	۷۵	۶۱	۱۰۳	۷۱	۷	۹۰/۹	۹۲	۵۷	۷/۲	۶۸	تعداد افزایش‌ها	
۱۰۰	۷۰	۵۳	۱۰۳	۷۴	۶	۹۱/۶	۷۹	۴۷	۸/۶	۶۱/۳	تعداد کاهش‌ها	

۱ - منظور درصد مواقعی که است که متوسط جریان روزانه بالای محدوده چارک ۷۵٪ از کل جریان‌های قبل از احداث سد قرار می‌گیرد.

۲ - منظور درصد مواقعی که است که متوسط جریان روزانه زیر محدوده چارک ۲۵٪ از کل جریان‌های قبل از احداث سد قرار می‌گیرد.

جدول پ.۱-۵- شرایط جریان پیشنهادی برای نیازمندی گونه ماهی بس راه راه

اهداف RVA	حد بالای جریان پیشنهادی	حد پایین جریان پیشنهادی	تاریخ
۴۳۰-۱۹۸	۳۸۸	۱۸۷	اول تا پانزدهم آوریل
۴۳۰-۱۹۸	۳۱۱	۱۶۴	شانزدهم تا آخر آوریل
۳۱۶-۱۲۸	۲۶۹	۱۳۳	اول تا پانزدهم می
۳۱۶-۱۲۸	۲۶۹	۱۲۵	شانزدهم تا آخر می
۳۱۶-۱۲۸	۲۶۹	۱۱۳	اول تا پانزدهم ژوئن
۲۶۹-۹۹	۴۲m3 s-1 h-1		نرخ تغییر

پ.۱-۱-۲- روش‌های هیدرولیکی

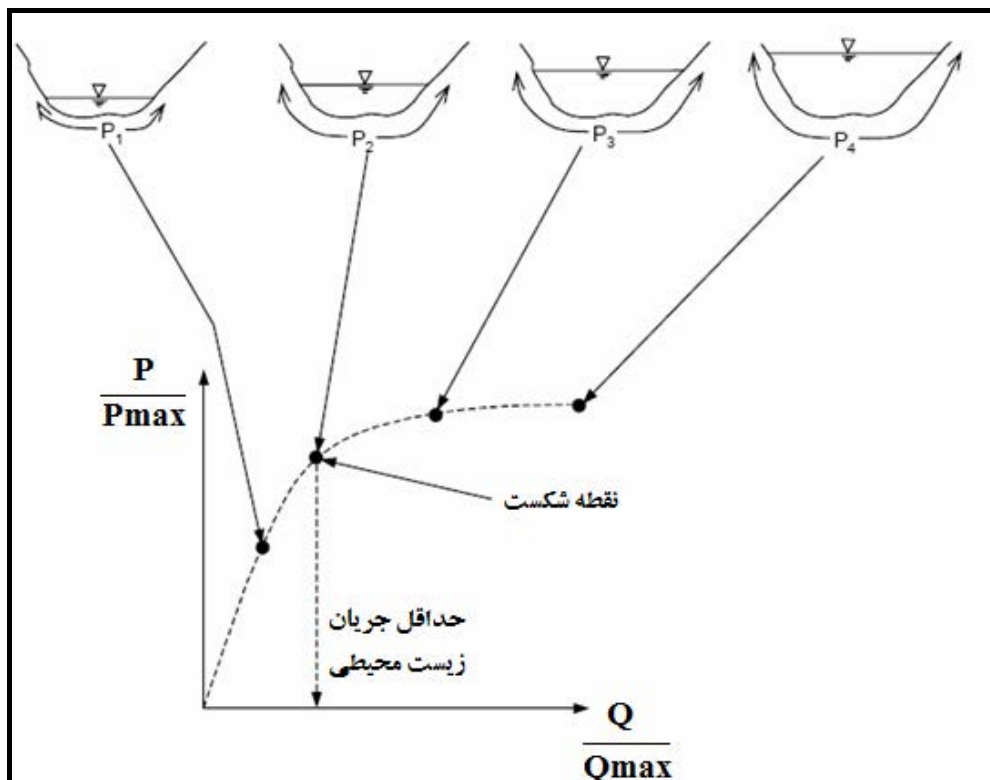
روش‌های هیدرولیکی پارامترهای هیدرولیکی کانال رودخانه را به بده جریان مرتبط می‌کنند. رایج‌ترین روش مورد استفاده از این نوع روش‌ها، روش محیط تر شده است.

پ.۱-۱-۲-۱- روش محیط تر شده^۱

روش محیط تر شده از ساده‌ترین روش‌های مبتنی بر مطالعات میدانی است که حداقل جریان آب لازم درون یک رودخانه را محاسبه می‌کند [۲۲]. روش محیط خیس شده از اندازه‌گیری‌های صحرایی یا مدل‌سازی هیدرولیکی برای تعیین این که چطور محیط خیس شده یک آبراهه مورد مطالعه با جریان تغییر می‌کند، استفاده می‌نماید. در این روش زیستگاه‌ها به‌طور صریح لحاظ نمی‌شوند. بلکه در این روش فرض می‌شود که با حفظ محیط تر شده مناسب کانال در محل زیستگاه‌های مهم، حیات آبریان حفظ خواهد شد. برای تعیین جریان زیست‌محیطی در این روش لازم است که ابتدا رابطه محیط تر شده با بده جریان رودخانه ایجاد شود. بدین منظور مقاطع عرضی رودخانه در محل‌هایی که احتمال تخم‌ریزی یا عبور ماهی‌ها وجود دارد (محل جریان با عمق کم که به علت وجود موانعی نظیر سنگ‌ها و... جریان حالت آشفته دارد). انتخاب شده و پارامترهای هیدرولیکی جریان اندازه‌گیری می‌شود. لازم به ذکر است که امکان اندازه‌گیری بده جریان در سایت انتخابی باید میسر باشد. مراحل کاربرد این روش در شکل (پ.۱-۴) نشان داده شده که به ترتیب زیر است:

- تعیین رابطه بین محیط تر شده در محل زیستگاه‌های خاص با بده جریان
 - ترسیم نمودار بی بعد محیط تر شده بر حسب بده جریان (مقادیر محیط تر شده و بده به صورت نسبتی از مقادیر حداکثر آنها نشان داده می‌شود. در شکل، P_{max} و Q_{max} به ترتیب عبارتند از حداکثر بده جریان مشاهده شده در آن مقطع و محیط تر شده نظیر آن).
 - تشخیص نقطه شکست در منحنی محیط تر شده- بده جریان
- نقطه شکست بیانگر محلی است که به ازای تغییرات کمی در بده جریان تغییرات زیادی در محیط تر شده رخ می‌دهد. از لحاظ ریاضی، نقطه شکست منحنی جایی است که شیب مماس بر آن یک باشد (زاویه ۴۵ درجه تشکیل دهد). باید توجه داشت که تعیین محل دقیق نقطه شکست به صورت چشمی ممکن نیست.

- در مواردی که به علت وجود مقاطع عرضی مختلف، شکل منحنی نامنظم شده و چندین نقطه شکست تشخیص داده شود، نقطه شکست معادل کم‌ترین بده در نظر گرفته می‌شود.
 - با تعیین نقطه شکست، بده معادل آن به عنوان حداقل جریان زیست‌محیطی در نظر گرفته می‌شود.
- از مهم‌ترین مزایای این روش سادگی و نیاز به داده‌های نسبتاً کم است. از طرفی، از معایب عمده این روش این است که تنها یک جریان پایه حداقل را به عنوان جریان زیست‌محیطی پیشنهاد می‌کند و نیز نتایج حاصله کاملاً وابسته به سایت مورد مطالعه است. فرض اصلی این است که جریان در نقطه عطف با ید برای تضمین یک ذخیره غذایی کافی برای ماهی‌ها حفظ شود، اما این فرض هنوز به اثبات نرسیده است.



شکل پ. ۱-۴- روش هیدرولوژیکی محیط تر شده (ترسیم منحنی محیط تر شده برحسب بده جریان)

پ. ۱-۱-۳- روش شبیه‌سازی زیستگاه‌ها

روش شبیه‌سازی زیستگاه‌ها از پرکاربردترین روش‌های ارزیابی جریان زیست‌محیطی در سطح جهانی است و در حال حاضر به لحاظ وجود مستندات قابل دسترس‌ترین است. در حالت کلی، روش شبیه‌سازی زیستگاه‌ها با مدل‌سازی اثرات تغییرات جریان روی زیستگاه‌های آبیان در رودخانه، رژیم جریان مطلوب زیستگاه‌ها را تعیین می‌کند. روش‌ها و مدل‌های مختلفی بر این اساس برای تعیین جریان زیست‌محیطی رودخانه‌ها توسعه داده شده‌اند که برخی از آنها عبارتند از:

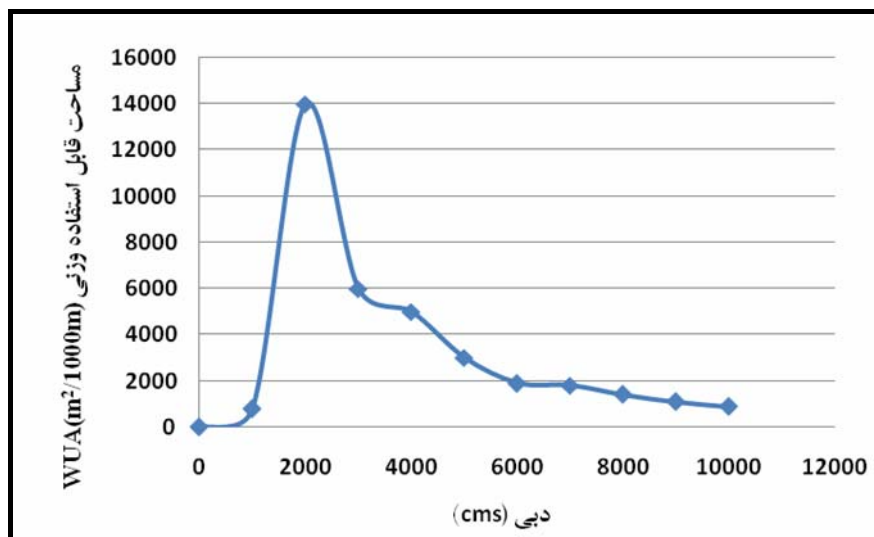
EVHA, CASIMIR, Cubillo, HABIOSIM, RHYHABSIM, PHABSIM, و شرح کامل این روش‌ها در مراجع مانند

[۳۱] آمده است.

مشهورترین مدل از دسته این روش‌ها مدل PHABSIM است [۵۶]. این مدل به وسیله سرویس حیات وحش ایالات متحده در دهه ۱۹۷۰ ابداع شد و براساس توصیف وضعیت تامین آب زیستگاه‌ها در مقاطع بحرانی رودخانه بنا نهاده شده است. مدل از چهار معیار هیدرولیکی که از اندازه‌گیری‌های صحرایی محاسبه می‌شوند و به کیفیت زیستگاه ماهیان مربوط می‌باشند، استفاده می‌کند. متغیرهای هیدرولیکی موجود در مدل عبارتند از: عمق آب، سرعت جریان، سوبستره^۱ (مواد جامد تحتانی رودخانه یا دریاچه که موجودات زنده آبی به آنها متصل شده و یا بخشی از آن می‌باشد مثل سنگ، گل، صخره‌ها، پوشش گیاهی و...) و پوشش^۲ (مناطق امن در یک رودخانه که ارگانسیم‌های آبی را از شکارچیان حفظ می‌کند برای مثال استخرها^۳).

داده‌های مورد نیاز در هر یک از مقاطع عرضی عبارتند از: ارتفاع آبراهه، پوشش، زیر لایه، سرعت متوسط و ارتفاع سطح آب خروجی‌های PHABSIM منحنی‌های مساحت قابل استفاده وزنی (WUA) می‌باشد که بده جریان را به یک شاخص زیستگاه ماهیان برای مراحل مختلف زندگی گونه‌های قابل توجه ماهی‌ها مرتبط می‌کند [۴۱] (شکل پ. ۱-۵).

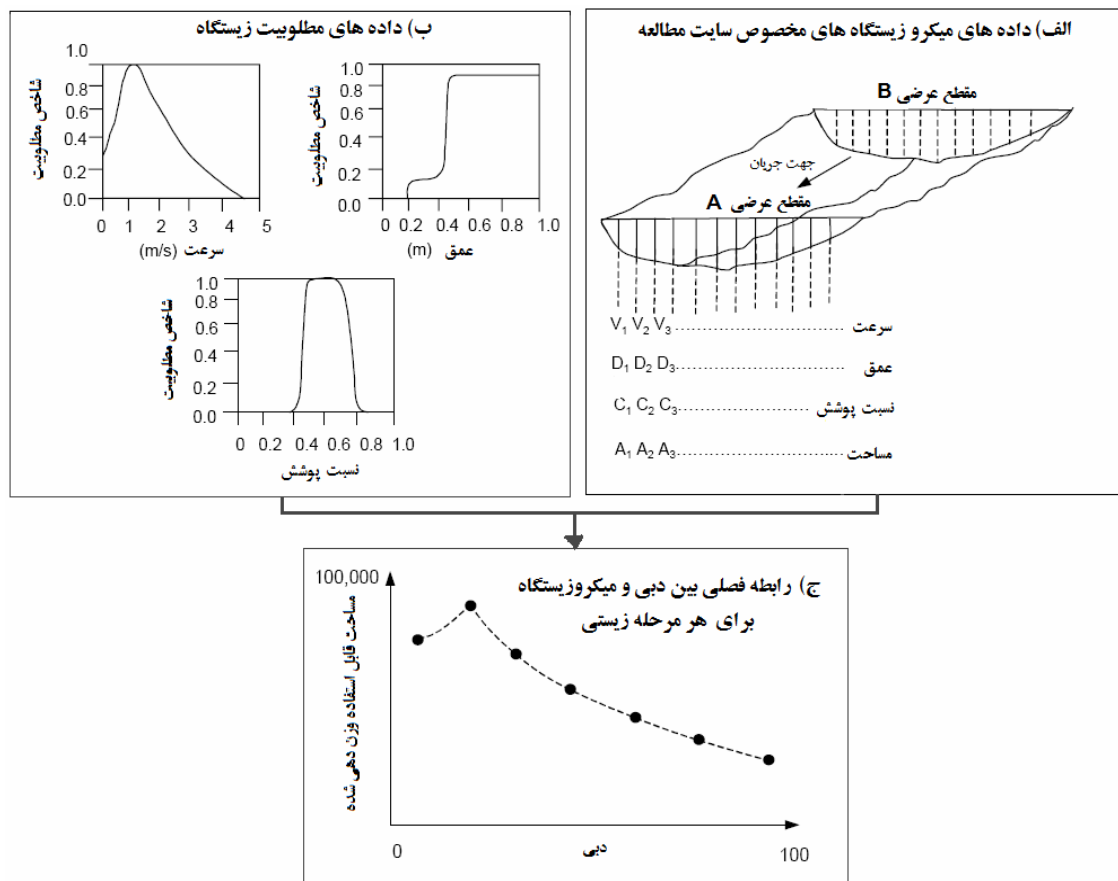
ریز زیستگاه‌ها^۴، مناطق فیزیکی کوچک در قسمت‌های مختلف یک رودخانه هستند که مستقیماً به گونه‌های مورد مطالعه مربوط هستند. فراهمی ریززیستگاه‌های مناسب تحت محدوده‌ای از رژیم‌های جریان با استفاده از این نرم افزار مدل می‌شود. این مدل پیش‌بینی می‌کند که چگونه عمق آب، سرعت آب و جنبه‌های مختلف بستر رودخانه با تغییر در جریان، تغییر می‌کند و تغییرات این عوامل را روی گونه هدف بررسی می‌کند. سپس مطلوبیت ریززیستگاه‌های مزبور به لحاظ شرایط کیفی مثل دما و سایر پارامترهای کیفیت آب بررسی می‌شود. بنابراین حتی اگر نیازهای مربوط به ریز زیستگاه‌ها تامین شود در صورتی که دما و شرایط کیفیت آب مساعد نباشد، برخی از گونه‌های ماهی قادر به تخم‌ریزی نخواهند بود. نتایج حاصله به صورت یک سری زمانی از زیستگاه‌های مناسب برای یک گونه خاص در طول یک دوره تغییر رژیم جریان است.



شکل پ. ۱-۵- نمونه‌ای از منحنی‌های مساحت قابل استفاده وزنی (WUA) در مدل PHABSIM

- 1- Substrate
- 2- Cover
- 3- Pools
- 4- Micro Habitat

- مدل PHABSIM طی مراحل زیر ارزش‌های زیستگاهی را به عنوان تابعی از جریان محاسبه می‌کند (شکل پ. ۱-۶).
- یک مقطع طولی رودخانه در نظر گرفته می‌شود. خصوصیات جریان مثل عمق، سرعت، شرایط پوشش گیاهی و مساحت، برای شبکه ای از سلول‌ها در ازای جریان مختلف اندازه‌گیری یا مدل می‌شود.
 - در ازای همان میزان جریان، شاخص مناسب بودن زیستگاه‌ها^۱ (SI)، برای وزن‌دهی به مناسب بودن هر سلول به عنوان یک زیستگاه برای گونه مدنظر به کار می‌رود. سپس ارزش‌های زیستگاهی همه سلول‌ها در مقطع مورد مطالعه جمع می‌شود تا برای هر جریان یک ارزش زیستگاهی به دست آید. به عنوان نمونه در شکل (پ. ۱-۶) به ازای هر مقدار بده مشخص، یک شاخص برای مقطع A به دست می‌آید.
 - منحنی شاخص مناسب بودن زیستگاه‌ها به ازای بده‌های مختلف، برای هر مقطع ترسیم می‌شود. در نهایت جریان بهینه برای این که زیستگاه مناسب آن گونه در طول مقطع مدنظر فراهم باشد محاسبه می‌شود.



شکل پ. ۱-۶- مراحل به کار رفته در مدل PHABSIM

در PHABSIM، سه مدل برای هر بازه رودخانه اجرا می‌شود؛ مدل شبیه‌سازی تراز سطح آب (WSL)، مدل سرعت (VELSIM) و مدل زیستگاه

– شبیه‌سازی تراز سطح آب

اولین مرحله در مدل‌سازی هیدرولیکی در PHABSIM واسنجی و شبیه‌سازی ارتفاع سطح آب می‌باشد. براساس طبیعت داده‌های صحرایی موجود، روش‌ها و برنامه‌های زیر می‌توانند به کار روند.

- STG: مدل STGQ از یک منحنی بده-اشل برای محاسبه ارتفاع سطح آب در هر مقطع عرضی استفاده می‌کند. در منحنی بده-اشل و شبیه‌سازی آن، هر مقطع عرضی در مجموعه داده‌ها مستقل از بقیه می‌باشد. روش اصلی محاسبه، برقراری یک رگرسیون log-log میان تراز مشاهده شده و بده در هر مقطع عرضی است. سپس نتیجه معادله رگرسیون برای ارزیابی ارتفاع سطح آب در تمام جریان‌ها استفاده می‌شود.
- MANSQ: برنامه MANSQ معادله مانینگ را برای محاسبه ارتفاع سطح آب در یک مقطع عرضی به کار می‌برد و بنابراین هر مقطع عرضی را به‌طور مستقل مورد بحث قرار می‌دهد. واسنجی مدل به‌وسیله روش سعی و خطا با انتخاب یک ضریب β که خطا را بین ارتفاع سطح آب مشاهده شده و شبیه‌سازی شده در تمام بده‌های اندازه‌گیری شده به حداقل می‌رساند، انجام می‌شود.
- WSP: برنامه پروفیل سطح آب^۱ از یک روش مرحله برگشت آب برای تعیین ارتفاع سطح آب در هر مقطع عرضی استفاده می‌کند. در برنامه WSP هر یک از مشخصات هیدرولیکی مقطع عرضی برحسب هندسه بستر و ارتفاع‌های سطح آب از یک داده متداول اندازه‌گیری شده‌اند. در ابتدا مدل طبق یک پروفیل طولی اندازه‌گیری شده از ترازهای سطح آب برای انطباق زبری مانینگ، واسنجی می‌شود. سپس برای پروفیل‌های طولی بعدی تراز آب که به ازای بده‌های مختلف اندازه‌گیری شده‌اند زبری مانینگ استفاده شده در مدل، در هر مقطع عرضی تصحیح می‌شود.

– مدل‌سازی سرعت

در PHABSIM تحت ویندوز، برای شبیه‌سازی توزیع سرعت در یک مقطع عرضی به ازای محدوده مورد نیاز بده از برنامه VELSIM استفاده شده است. در این تکنیک با اتکا به یک مجموعه‌ای از سرعت‌های مشاهداتی به عنوان یک الگو برای توزیع سرعت‌ها در عرض یک آبراهه، ضریب مانینگ (n) محاسبه می‌شود.

ابتدا، آبراهه به بخش‌هایی تقسیم شده و سرعت برای هر یک از این بخش‌ها محاسبه می‌شود. سپس، مدل از مجموعه‌ای از سرعت‌ها به عنوان الگویی برای شبیه‌سازی سرعت‌ها برای محدوده مخصوصی از بده‌ها استفاده می‌کند. وقتی بیش از یک مجموعه از اندازه‌گیری‌های تجربی سرعت در دسترس باشد، تعداد متناسبی از محدوده‌های جریان را می‌توان با الگوهای مختلف سرعت شبیه‌سازی کرد. حتی وقتی که هیچ سنجش سرعتی موجود نیست نیز برنامه قابل استفاده است. در این وضعیت، سرعت در عرض مقطع عرضی به عنوان تابعی از عمق جریان، توزیع خواهد شد.

– مدل‌سازی زیستگاه

مدل‌سازی زیستگاه اطلاعات موجود در مورد ساختمان آبراهه، ترازهای سطح آب و سرعت‌های مدل شده را با استفاده از معیارهای مطلوبیت زیستگاه (به عنوان تابع انتقال)، به یک شاخص کمی زیستگاه قابل استفاده، تغییر می‌دهد. این شاخص زیستگاه

همان مساحت قابل استفاده وزنی^۱ (WUA) می‌باشد و برای هر بخش در عرض مقطع عرضی به ازای هر جریان مدل شده محاسبه می‌شود. سپس مقادیر بخش‌ها برای تولید یک WUA مرکب یا تراز سایت مطالعه برای یک بده معین برای هر گونه یا مرحله زندگی مجزا، جمع می‌شوند.

این مدل عمدتاً برای زیستگاه ماهی‌ها طراحی شده و به کار می‌رود. برای استفاده از این مدل به داده‌های میدانی زیاد و نیز فهم وسیع از شرایط محلی نیاز است. همچنین میزان صحت کاربرد مدل در خارج از محدوده توسعه داده شده اولیه برای مدل، جای بحث دارد. همچنین لازم است که مشخص گردد گونه مدنظر در دوره‌های مختلف زیستی خود، چه نوع زیستگاه‌هایی را ترجیح می‌دهد. به عنوان مثال، برخی از گونه‌های ماهی‌ها برای تخم‌ریزی نیاز دارند که زیر یک سری از پوشش‌های گیاهی تخم‌های خود را قرار دهند. درحالی‌که گونه‌های دیگر در مناطق عاری از گیاه و گیاهان چوبی رودخانه تخم‌ریزی می‌کنند. علی‌رغم نیاز به این داده‌ها و اطلاعات، در سطح برنامه‌ریزی‌های کلان مدل PHABSIM با داده‌های میدانی محدود هم می‌تواند به کار رود.

پ.۱-۱-۴- روش‌های جامع

پ.۱-۱-۴-۱- روش اجزای سازنده BBM

روش BBM در سال ۱۹۹۸ توسط Louw و King توسعه داده شد. این روش با توجه به شرایط جنوب آفریقا (محدودیت داده، هزینه و زمان) بنا نهاده شده است و به دانش موجود، نظرات کارشناسی و داده‌های موجود منطقه وابسته است. اجزای اساسی اکوسیستم یک رودخانه شامل اجزای فیزیکی (هیدرولوژی، زیستگاه‌های فیزیکی و کیفیت شیمیایی آب) و اجزای زیستی (گیاهان، ماهی‌ها و بی‌مهرگان و کف‌زیان) مد نظر قرار می‌گیرند؛ چرا که این اجزا منافع مردم ساکن در جوار رودخانه را تامین می‌کنند. داده‌های موجود و داده‌های جدید مربوط به هر یک از این اجزا جمع‌آوری می‌شوند. مشاهدات میدانی هم معمولاً شامل بررسی و پایش مقاطع عرضی شاخص در طول رودخانه و توسعه روابط بین جریان و عمق آب، سرعت و مساحت غرقابی است. متخصصان بیولوژیست هم یک سری مطالعات انجام می‌دهند تا روابط بین گونه‌های آبی و جریان رودخانه را در زمان‌های مختلف تعریف کنند. پس از جمع‌آوری داده‌ها در یک کارگاه تخصصی، آینده مطلوب مورد انتظار رودخانه با توجه به اهداف مدیریت زیست‌محیطی آن تعریف می‌شود. سپس کارشناسان به یک جمع بندی روی رژیم جریان اصلاح شده می‌رسند که رسیدن به شرایط مطلوب را امکان پذیر کند. هدف اصلی این روش مشخص کردن چهار مولفه اصلی جریان به صورت درصدی از متوسط آورد سالانه است. این چهار مولفه عبارتند از:

- جریان‌های کم
- سیلاب‌های کوچک حفاظت کننده از زیستگاه‌ها
- سیلاب‌های متوسط برای حفظ و شستشوی کانال جریان
- جریان‌های لازم برای مهاجرت گونه‌ها به منظور تخم‌ریزی

خروجی روش BBM یکسری جریان‌های ماهانه است که برای درصد اطمینان‌های مختلف محاسبه شده است.

به‌طور خلاصه می‌توان رژیم جریان تعیین شده طی فرایند BBM را به صورت رابطه زیر بیان کرد:

$$EF=f(HRC)+g(EF)+z(FHR)+n$$

که پارامترهای آن عبارتند از:

EF: جریان زیست‌محیطی رودخانه،

f(HRC): تابعی از ویژگی‌های رژیم جریان هیدرولوژیکی،

g(EFC): تابعی از کارکرد اکولوژیکی مرتبط با یکی از رده‌های A-D،

z(FHR): تابعی از رابطه جریان بر حسب زیستگاه،

n: ترم خطا (ناشی از عدم قطعیت موجود در فهم رابطه جریان و زیستگاه).

مراحل اعمال این روش به صورت زیر است:

- تعیین سری زمانی ماهانه جریان طبیعی برای سایت مد نظر
- تعیین رده مدیریت اکولوژیکی فعلی (A تا F) سایت مورد مطالعه (مطابق تعاریف جدول (پ.۱-۶))

جدول پ.۱-۶- طبقه‌بندی وضعیت اکولوژیکی اکوسیستم در روش اجزای سازنده

رده	توصیف وضعیت اکولوژیکی
A	تغییر نیافته
B	تا حد زیاد طبیعی و با تغییرات کم
C	نسبتاً تغییر یافته
D	تا حد زیادی تغییر یافته
E	آسیب دیدگی زیاد زیستگاه طبیعی
F	تغییرات در سطح بحرانی

- تعیین تغییرات زمانی جریان در فصول خشک و تر

بدین منظور میانگین جریان ماهانه طبیعی مشخص شده و سپس سه ماه تر و سه ماه خشک (با حذف ماه‌های دارای جریان متوسط صفر) تعیین می‌گردد. در مرحله بعد به ترتیب مقادیر انحراف معیار و ضریب تغییرات جریان برای ۶ ماه مذکور محاسبه شده و به صورت سه ماهه میانگین ضریب تغییرات فصول تر و خشک محاسبه می‌گردد. در نهایت متوسط کل ضریب تغییرات از مجموع ضریب تغییرات متوسط سه ماهه تر و سه ماهه خشک به‌دست می‌آید (جدول پ.۱-۷).

جدول پ.۱-۷- مراحل محاسبه ضریب تغییرات کل در روش اجزای سازنده

شماره پیر	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	۱۱	۱۲	
میانگین ماهانه جریان (\bar{Q})				\bar{Q}_4	\bar{Q}_5	\bar{Q}_6					\bar{Q}_{10}	\bar{Q}_{11}	\bar{Q}_{12}
انحراف معیار (STD)				STD_4	STD_5	STD_6					STD_{10}	STD_{11}	STD_{12}
ضریب تغییرات ($CV = \frac{\bar{Q}}{STD}$)				CV_4	CV_5	CV_6					CV_{10}	CV_{11}	CV_{12}
متوسط ضریب تغییرات سه ماهه				$\overline{CV}_{4,5,6}$						$\overline{CV}_{10,11,12}$			
متوسط کل ضریب تغییرات	$\overline{CV}_T = \overline{CV}_{4,5,6} + \overline{CV}_{10,11,12}$												

هرچه مقدار ضریب تغییرات بیش تر باشد (رودخانه‌های با رژیم سیلابی)، درصد کم‌تری از متوسط آورد سالانه جریان باید به عنوان جریان زیست‌محیطی منظور شود؛ چرا که فرض بر این است که گونه‌ها در برابر دوره‌های خشکی سازگار شده‌اند. در مقابل رودخانه‌هایی که ضریب تغییرات جریان در آنها کم است (سه‌م بیش‌تری از جریان توسط بده پایه تامین می‌شود)، به درصد بیش‌تری از آورد سالانه به عنوان جریان زیست‌محیطی نیاز دارند. در این حالت فرض بر آن است که گونه‌ها به علت عدم تحمل شرایط تنش کم آبی در حالت طبیعی، برای حفظ شرایط مطلوب به جریان بیش‌تری نیاز دارند.

- محاسبه جریان پایه و شاخص آن

شاخص جریان پایه^۱ (BFI)، نسبت جریان پایه به جریان کل است.

- محاسبه شاخص تغییرپذیری

این شاخص از حاصل تقسیم ضریب تغییرات بر شاخص جریان پایه به دست می‌آید.

- ترسیم درصد آورد سالانه در برابر شاخص تغییرپذیری (CV/BFI) برای رده‌های مدیریت اکولوژیکی A تا D (شکل شماره پ. ۱-۶).

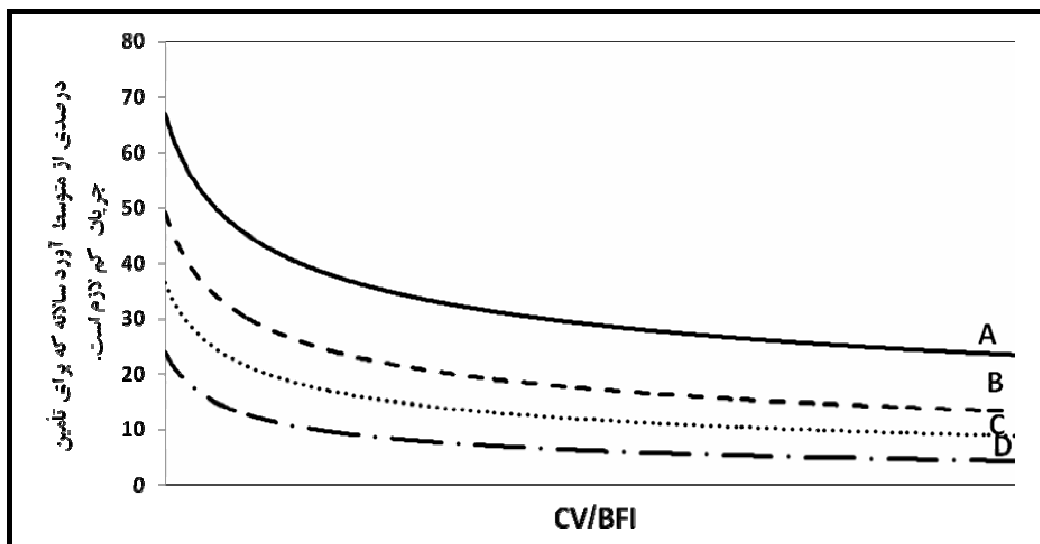
- مشخص کردن رده مدیریت اکولوژیکی آتی (A تا D) براساس طبقه‌بندی جدول (پ. ۱-۶).

- تعیین جریان‌های کم و زیاد از روی نمودارهای تیپیک شکل (پ. ۱-۷).

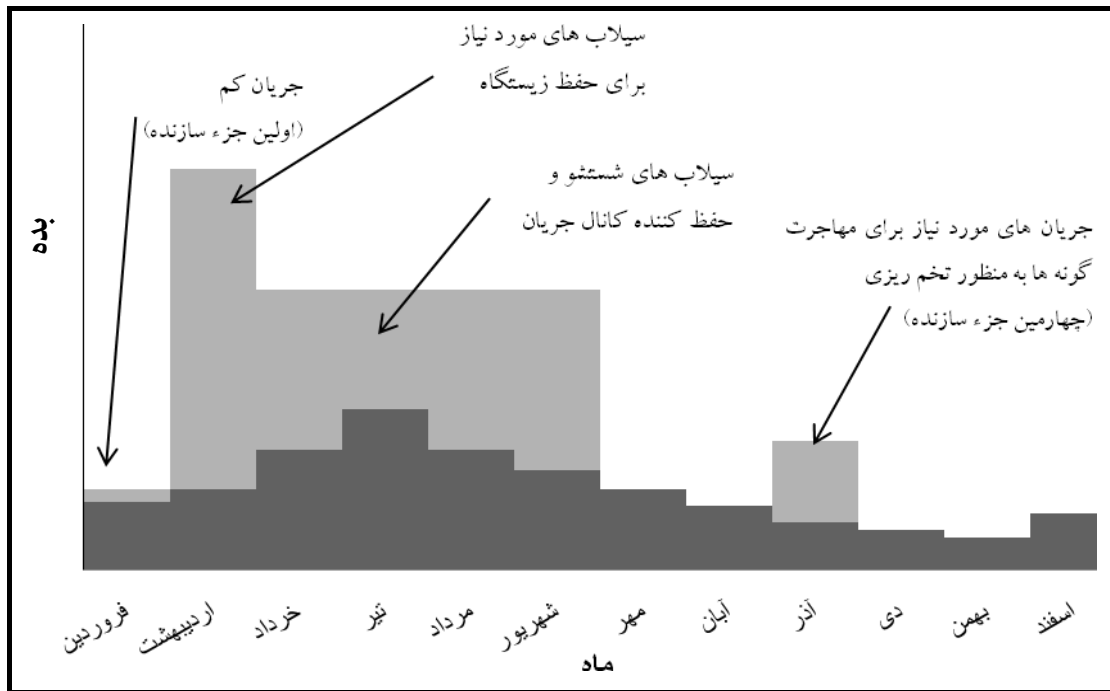
- تعیین توزیع ماهانه جریان

از اصول پایه‌ای این روش این است که میزان جریان زیست‌محیطی تعیین شده در ماه‌های خشک شامل درصد بیش‌تری از جریان طبیعی ماهانه است تا ماه‌های تر.

شکل پ. ۱-۸- تعیین اجزای سازنده را در روش BBM نشان می‌دهد.



شکل پ. ۱-۷- منحنی نمونه برای تعیین جریان‌های کم با توجه به رده مدیریت اکولوژیکی آتی



شکل پ. ۱-۸- تعیین اجزای سازنده در روش BBM

نقطه قوت این روش در دخیل کردن تمام دانش موجود در ارزیابی جریان زیست‌محیطی و قابلیت کاربرد آن هم در مناطقی با داده‌های زیاد و هم با داده‌های کم است. همچنین محدوده وسیعی از اجزای اکوسیستم را در تعیین جریان زیست‌محیطی در نظر می‌گیرد و نتیجه نهایی حاصل جمع بندی یک گروه کارشناسی از متخصصان رودخانه است. این روش در جنوب آفریقا به خوبی به کار رفته و مستند سازی شده است [۳۲]

پ. ۱-۱-۴-۲- روش افزایشی جریان درون رودخانه‌ای^۱ IFIM

IFIM ابتدا توسط سرویس آبریزان و حیات وحش آمریکا در کلرادو در اواخر ۱۹۷۰ طرح ریزی شد و شامل استفاده توام از مدل‌های هیدرولیکی و شبیه‌سازی زیستگاه می‌باشد. روش IFIM یک چارچوب مفهومی برای ارزیابی اثرات توسعه منابع آب و کشاورزی روی رودخانه‌ها و اکوسیستم‌های وابسته است. با هدف رفع تعارض در مدیریت منابع آب، جریان زیست‌محیطی در این روش به منظور به حداقل رساندن اثرات توسعه روی اکوسیستم‌ها تعیین می‌شود.

این روش اثرات تغییرات کاهشی در بده رودخانه را روی ساختار کانال، کیفیت آب، دما و فراهمی ریز زیستگاه‌ها برای گونه‌های هدف انتخاب شده بررسی می‌کند. انتخاب این گونه‌ها می‌تواند بر این اساس باشد که آنها عمدتاً حایز اهمیت هستند و یا این که منجر به ایجاد شرایط مطلوب در رودخانه خواهد شد. به عنوان یکی از بخش‌های روش جامع IFIM، اجرای مدل PHABSIM می‌باشد که نتایج آن برای ارزیابی مدول بیوفیزیکی قابل استفاده است.

فرض اساسی در روش IFIM این است که توزیع مکانی (طولی و عرضی) ارگانیس‌های زنده در آب‌های جاری به وسیله شرایط هیدرولیکی رودخانه کنترل می‌شود. متغیر تصمیم در مدل IFIM کل مساحت زیستگاه‌های موجود با شرایط مطلوب برای یک گونه به خصوص در یک مرحله زیستی به خصوص و برای یک فعالیت خاص (مانند: تولید مثل، تخم‌ریزی و...) است که به عنوان تابعی از بده جریان محاسبه شود. جریان زیست‌محیطی پیشنهادی در این روش حداکثر جریان‌های حداقلی است که برای گونه‌های مختلف در نتیجه مدل‌سازی به دست می‌آید [۶۰]. گونه یا گونه‌های هدف، معمولاً گونه‌های ماهی‌های تجاری یا در معرض خطر هستند. از معایب این روش پیچیدگی و نیاز به داده‌های میدانی زیاد می‌باشد.

IFIM شامل پنج مرحله متوالی به شرح زیر است:

تشخیص و شناسایی مساله، برنامه‌ریزی مطالعه، اجرای مطالعه، تحلیل راه کارها و حل مساله.

– مرحله ۱: تشخیص و شناسایی مساله

- تحلیل حقوقی و نهادی
- تحلیل موضوعات

– مرحله ۲: برنامه‌ریزی مطالعه

- انتخاب روش‌های مناسب
- اهداف مطالعه
- تعریف و شناسایی خطوط مبنا
- محدوده مطالعه: هیدرولوژی، ژئومورفولوژی، درجه حرارت، کیفیت آب، میکرو زیستگاه

– مرحله ۳: اجرای مطالعه

- مولفه هیدرولوژیکی
- درجه حرارت
- کیفیت آب
- میکرو زیستگاه فیزیکی
- مجموع میکرو و ماکرو زیستگاه

– مرحله ۴: تحلیل گزینه‌ها

- فرمول‌بندی گزینه‌ها
- آزمایش گزینه‌ها

– مرحله ۵: دقت مساله

در این مرحله مذاکرات و گفتگوها با گروه‌های ذینفع صورت می‌گیرد. اگر مذاکره به این نتیجه رسید که تحلیل‌های بیش‌تری مورد نیاز است دوباره سیکل تحلیل در مرحله (۲) وارد می‌شود اما اگر مذاکره به نتیجه رسد متوقف می‌شود.

پ. ۱-۱-۱-۳- روش واکنش پایین دست نسبت به تغییرات اعمال شده جریان DRIFT^۱

- از جمله روش‌های جامع جدید است. خروجی این روش در نهایت یکسری سناریو است. بنابراین مانند سایر روش‌های جامع به صراحت جریان زیست‌محیطی تعیین نمی‌شود بلکه با ایجاد سناریوهایی پیامدهای ناشی از تغییر رژیم جریان ارزیابی می‌شود. در روش DRIFT علاوه بر اثرات جریان روی گونه‌ها، اثرات اقتصادی و اجتماعی نیز ارزیابی می‌شود و شامل گام‌های زیر است:
- شناسایی و مجزا کردن جریان‌های حداقل، سیلاب‌های کوچک و سیلاب‌های بزرگ در فصول تر و خشک از آمار دراز مدت هیدرولوژیکی رودخانه
 - شرح پیامدهای حاصل از اثر حذف کامل یا بخشی از این اجزای جریان بر رودخانه
 - ایجاد یک بانک اطلاعاتی بیوفیزیکی که پیامدهای حاصل از جریان‌های مختلف را با جزئیات در برداشته باشد.
 - استفاده از بانک اطلاعاتی فوق‌الذکر برای شرح این که به ازای هر ترکیبی از جریان‌ها کم و سیلابی شرایط آبی رودخانه چه تغییری می‌کند.
 - توصیف اثرات اقتصادی - اجتماعی ناشی از اعمال هر رژیم جریان که در نهایت منجر به ترسیم یک سری سناریو خواهد شد.

روش DRIFT دارای ۴ مدول اصلی است، که در زیر شرح داده شده است:

الف- مدول بیوفیزیکی

برای بررسی یک اکوسیستم از تمام ابعاد (هیدرولوژی، هیدرولیک، ژئومورفولوژی، کیفیت آب، درختان حاشیه رودخانه‌ها، جانوران و گیاهان آبی، ماهیان، ...) و پیش‌بینی تغییرات ایجاد شده در اکوسیستم با هرگونه تغییر در جریان

ب- مدول اجتماعی- اقتصادی

برای مطالعات اجتماعی و تهیه پروفیل‌های سلامتی مردم و دام‌هایشان و ارتباط دادن همه به جریان

ج- سناریوسازی

برای پیش‌بینی تغییرات برای هر رژیم جریان با استفاده از پایگاه داده‌های مدول‌های ۱ و ۲

د- مدول اقتصادی

برای محاسبات هزینه‌های هر سناریو

پیوست ۲

فهرست تالاب‌های با اهمیت کشور و

وضعیت حفاظتی آنها

جدول پ.۲-۱- مشخصات تالاب‌های مهم کشور

اهمیت ملی (*) اهمیت منطقه‌ای (**) اهمیت جهانی (***)	استان	عنوان منطقه تحت مدیریت	عنوان بین‌المللی	مساحت (هکتار)	نام تالاب	ردیف
***	آذربایجان غربی		رامسر، ذخیره‌گاه زیست‌کره	۴۸۳۰۰۰	دریاچه ارومیه	۱
***	آذربایجان غربی		رامسر	۱۲۰۰	تالاب قویی	۲
***	آذربایجان غربی		رامسر	۱۱۰۰	تالاب شورگل	۳
***	آذربایجان غربی		رامسر	۲۵۰	تالاب یادگارلو	۴
***	آذربایجان غربی		رامسر	۳۸۰	تالاب دورگه سنگی	۵
*	آذربایجان غربی	شکار ممنوع	رامسر	۱۰۳۰	تالاب گرده قیط و میمند	۶
*	آذربایجان غربی			۶۰۰	تالاب کانی برازان	۷
*	آذربایجان غربی			—	تالاب گروس	۸
*	آذربایجان غربی	شکار ممنوع		۴۷۵	تالاب آق گل	۹
**	آذربایجان غربی			۲۰۰۰	تالاب بورالان	۱۰
*	آذربایجان غربی			۱۰۰۰	تالاب نوروزلو	۱۱
*	آذربایجان غربی			۱۰۰	تالاب پیراحمد کندی	۱۲
*	آذربایجان غربی			۲۵۰	تالاب چنگیزگلی	۱۳
**	آذربایجان غربی			۴۳۰	تالاب کنیکور	۱۴
***	آذربایجان شرقی	شکار ممنوع	رامسر	۲۴۰	تالاب قوریگل	۱۵
*	آذربایجان شرقی	شکار ممنوع		۴۰۰۰۰	تالاب قره قشلاق	۱۶
***	گیلان		رامسر	۱۵۰۰۰	تالاب انزلی	۱۷
***	گیلان	منطقه حفاظت شده	رامسر	۴۵۰۰	تالاب سیاه کشیم	۱۸
***	گیلان	پناهگاه حیات وحش	رامسر	۳۶۰	تالاب سلکه	۱۹
***	گیلان	پناهگاه حیات وحش	رامسر	۱۲۳۰	تالاب امیرکلایه	۲۰
*	گیلان	پناهگاه حیات وحش		۹۵۰	تالاب لوندویل	۲۱
***	گیلان	شکار ممنوع	رامسر	۵۰۰	کولاب بندرکباشهر و دهانه سفیدرود	۲۲
***	مازندران	پناهگاه حیات وحش	رامسر، ذخیره‌گاه زیست‌کره	۶۸۸۰۰	شبه جزیره میانکاله و خلیج گرگان	۲۳
***	مازندران	شکار ممنوع	رامسر	۹۵۰	آبندان لهوزاغمرز	۲۴
***	مازندران	پناهگاه حیات وحش	رامسر	۱۰۰۰	تالاب فریدونکنار	۲۵
*	مازندران			۳۵۰	آبندان سید محله	۲۶
*	مازندران			۲۵۰	آبندان زرین کلا	۲۷
*	مازندران			۱۰۰۰	آبندان لاریم سرا	۲۸
*	مازندران			۲۴	دریاچه ولشت	۲۹
***	گلستان		رامسر	۲۵۰۰	تالاب آلاکل	۳۰
***	گلستان		رامسر	۲۰۰	تالاب آماگل	۳۱
***	گلستان		رامسر	۳۲۰	تالاب آجی گل	۳۲
***	گلستان	شکار ممنوع	رامسر	۲۰۰۰۰	تالاب گمیشان	۳۳
**	اردبیل			۳۰۰۰	آبگیرهای دشت مغان	۳۴

ادامه جدول پ. ۱-۲- مشخصات تالاب‌های مهم کشور

ردیف	نام تالاب	مساحت (هکتار)	عنوان بین‌المللی	عنوان منطقه تحت مدیریت	استان	اهمیت ملی (*) اهمیت منطقه‌ای (**) اهمیت جهانی (***)
۳۵	دریاچه نئور	۴۲۰		منطقه حفاظت شده	اردبیل	*
۳۶	تالاب شورابیل	۲۰۰			اردبیل	*
۳۷	دریاچه زریوار	۲۰۰۰		شکار ممنوع	کردستان	*
۳۸	تالاب گل بی بی	۴۰			خراسان	*
۳۹	دریاچه اوان	۴		شکار ممنوع	قزوین	*
۴۰	تالاب جازموریان	۲۸۰۰۰۰			کرمان	*
۴۱	تالاب هشیلان	۴۵۰		شکار ممنوع	کرمانشاه	*
۴۲	تالاب چم شور	۵۰۰			همدان	*
۴۳	تالاب آق گل	۴۵۰			همدان	*
۴۴	تالاب پیر سلیمان	۳			همدان	*
۴۵	تالاب میقان	۱۰۶۴۰			مرکزی	*
۴۶	تالاب بند علیخان	۳۳۰		منطقه حفاظت شده	تهران	*
۴۷	تالاب چگر	۳			ایلام	*
۴۸	تالاب چشمه زمزم	۱			ایلام	*
۴۹	تالاب سیاب درویش	۴			ایلام	*
۵۰	دریاچه گهر			منطقه حفاظت شده	لرستان	*
۵۱	تالاب‌های پلدختر	۱۵		شکار ممنوع	خوزستان	*
۵۲	تالاب دز	۱۵۸۷۳		پناهگاه و منطقه حفاظت شده	خوزستان	**
۵۳	تالاب کرخه	۱۳۰۲۷		پناهگاه و منطقه حفاظت شده	خوزستان	**
۵۴	تالاب کارون	۲۵۰۰			خوزستان	**
۵۵	تالاب سوسنگرد	۳۰۰۰۰			خوزستان	**
۵۶	تالاب شادگان	۲۸۲۵۰۰	رامسر	پناهگاه حیات وحش	خوزستان	***
۵۷	خورموسی	۱۲۳۴۴۰	رامسر		خوزستان	***
۵۸	تالاب هورالعظیم	۷۰۰۰۰۰			خوزستان	**
۵۹	تالاب بندون و میانگران	۲۵۰۰			خوزستان	*
۶۰	تالاب چغاخور	۱۴۰۰		شکار ممنوع	چهارمحال و بختیاری	*
۶۱	تالاب گندمان	۹۰۰			چهارمحال و بختیاری	*
۶۲	خلیج گواتر و حورباهو	۳۴۴۰۰	رامسر	پناهگاه حیات وحش	سیستان و بلوچستان	***
۶۳	هامون صابری و هیرمند	۱۶۶۹۰۰	رامسر	منطقه حفاظت شده	سیستان و بلوچستان	***
۶۴	هامون پوزک	۱۰۰۰۰	رامسر	منطقه حفاظت شده	سیستان و بلوچستان	***
۶۵	دهانه رود مند	۲۶۸۷۰		منطقه حفاظت شده	بوشهر	**
۶۶	دهانه رود حله	۲۰۰۰۰		منطقه حفاظت شده	بوشهر	**
۶۷	سواحل جزیره خارکو	۳۱۲		پناهگاه حیات وحش	بوشهر	**
۶۸	تالاب نای بند	۴۱۳۰		منطقه حفاظت شده	بوشهر	**
۶۹	تالاب نی ریز(بختگان)	۱۳۶۵۰۰	رامسر	پارک ملی و پناهگاه حیات وحش	فارس	***

ادامه جدول پ.۲-۱- مشخصات تالاب‌های مهم کشور

اهمیت ملی (*) اهمیت منطقه‌ای (**) اهمیت جهانی (***)	استان	عنوان منطقه تحت مدیریت	عنوان بین المللی	مساحت (هکتار)	نام تالاب	ردیف
*	فارس	شکار ممنوع			تالاب کافتی	۷۰
*	فارس			۷۰	دریاچه‌های هفت برم	۷۱
***	فارس	منطقه حفاظت شده	رامسر، ذخیره گاه زیستکره	۲۲۰۰	تالاب ارژن	۷۲
***	فارس	منطقه حفاظت شده	رامسر، ذخیره گاه زیستکره	۴۷۰۰	تالاب پریشان	۷۳
*	فارس	شکار ممنوع		۲۱۶۰۰	تالاب مهارلو	۷۴
**	هرمزگان			۱۴۰۰۰	دهانه رودهای جاجین و گابریگ	۷۵
**	هرمزگان			۱۱۵۰۰	خورجاسک	۷۶
***	هرمزگان		رامسر	۱۵۰۰۰	دهانه رودهای حرا و گز	۷۷
***	هرمزگان		رامسر	۴۵۰۰۰	دهانه رودهای شور و شیرین و میناب	۷۸
***	هرمزگان	منطقه حفاظت شده	رامسر، ذخیره گاه زیستکره	۱۰۰۰۰۰	خورخوران	۷۹
***	هرمزگان	پناهگاه حیات وحش	رامسر	۱۶۰	جزیره شیدور	۸۰
***	اصفهان	منطقه حفاظت شده	رامسر	۴۷۶۰۰	تالاب گاوخونی	۸۱
**	هرمزگان	منطقه حفاظت شده		۴۳۸۱۲	تالاب حرا	۸۲
**	بوشهر			۲۴۳	تالاب حرا	۸۳
*	خوزستان			۲۵۰	تالاب شیمبار	۸۴

جدول پ.۲-۲- فهرست مناطق تالابی کشور با عنوان مناطق چهار گانه تحت مدیریت سازمان حفاظت زیست

ردیف	عنوان منطقه	مساحت (ha)	محل جغرافیایی
۱	ارومیه BR - RS	۴۸۳۰۰۰	آ غربی، آ شرقی
۲	لار	۲۷۷۷۸	تهران
۳	بختگان RS(M)=108000ha	۱۶۰۰۰۰	فارس
۴	بوجاق RS=500ha	۳۲۷۸	گیلان
	جمع کل	۶۵۵۱۱۲	
۱	آثار طبیعی قله سبلان	۶۶۴۲	اردبیل
۲	آثار طبیعی قله گل فشان پیر گل	۱۲	سیستان و بلوچستان
	جمع کل	۶۶۵۴	
۱	خارکو	۳۱۲	بوشهر
۲	شادگان RS(M)=400000ha	۳۲۷۷۶۵	خوزستان
۳	دز	۵۳۰۱	خوزستان
۴	کرخه	۵۰۲۶	خوزستان
۵	بختگان	۲۰۰۴۰۴	فارس
۶	بیستون	۴۰۶۵۱	کرمانشاه
۷	امیر کلايه RS=1230ha	۱۱۰۶	گیلان
۸	لوندویل	۱۰۲۶	گیلان
۹	سلکه (RS(M)	۳۶۵	گیلان
۱۰	سرخانکل (RS(M)	۴۴۸	گیلان
۱۱	میانکاله BR - RS=100000ha	۶۳۳۱۷	مازندران
۱۲	فریدونکنار RS=5427ha	۴۶	مازندران
۱۳	شیدور RS=10000ha	۹۸	هرمزگان
	جمع کل	۶۴۵۸۶۵	
۱	مند	۴۹۹۵۱	بوشهر
۲	حله	۴۴۷۶۰	بوشهر
۳	نای بند	۱۶۹۲۰	بوشهر
۴	حرای نایبند	۳۵۴	بوشهر
۵	منطقه شیمیار و حوضه دریاچه سد کارون	۵۴۱۴۵	خوزستان
۶	دز	۱۷۵۳۳	خوزستان
۷	کرخه	۱۳۹۹۵	خوزستان
۸	هامون RS(M)=60000ha	۲۹۳۰۳۰	سیستان و بلوچستان
۹	گاندو RS=10000ha	۴۵۹۴۶۲	سیستان و بلوچستان
۱۰	ارژن و پیریشان BR - RS=6200ha	۵۹۷۸۴	فارس
۱۱	منطقه حفاظت شده لیسار	۳۱۰۴۴	گیلان
۱۲	سیاه کشیم (RS(M)	۴۱۱۴	گیلان
۱۳	حرای قشم BR - RS=100000ha	۸۶۷۳۸	هرمزگان
۱۴	جزایر فارور	۳۰۸۰	هرمزگان
۱۵	حرای تیاب و میناب RS=45000ha	۴۲۷۰۶	هرمزگان (آگهی نشده)
۱۶	مجموعه حرای (گابریک و جاسک)	۳۱۹۳۷	هرمزگان (آگهی نشده)
۱۷	حرای رود گز RS=15000	۱۶۹۱۸	هرمزگان (آگهی نشده)
۱۸	حرای خوران	۲۵۱۸	هرمزگان (آگهی نشده)
	جمع کل	۱۲۲۶۴۷۱	

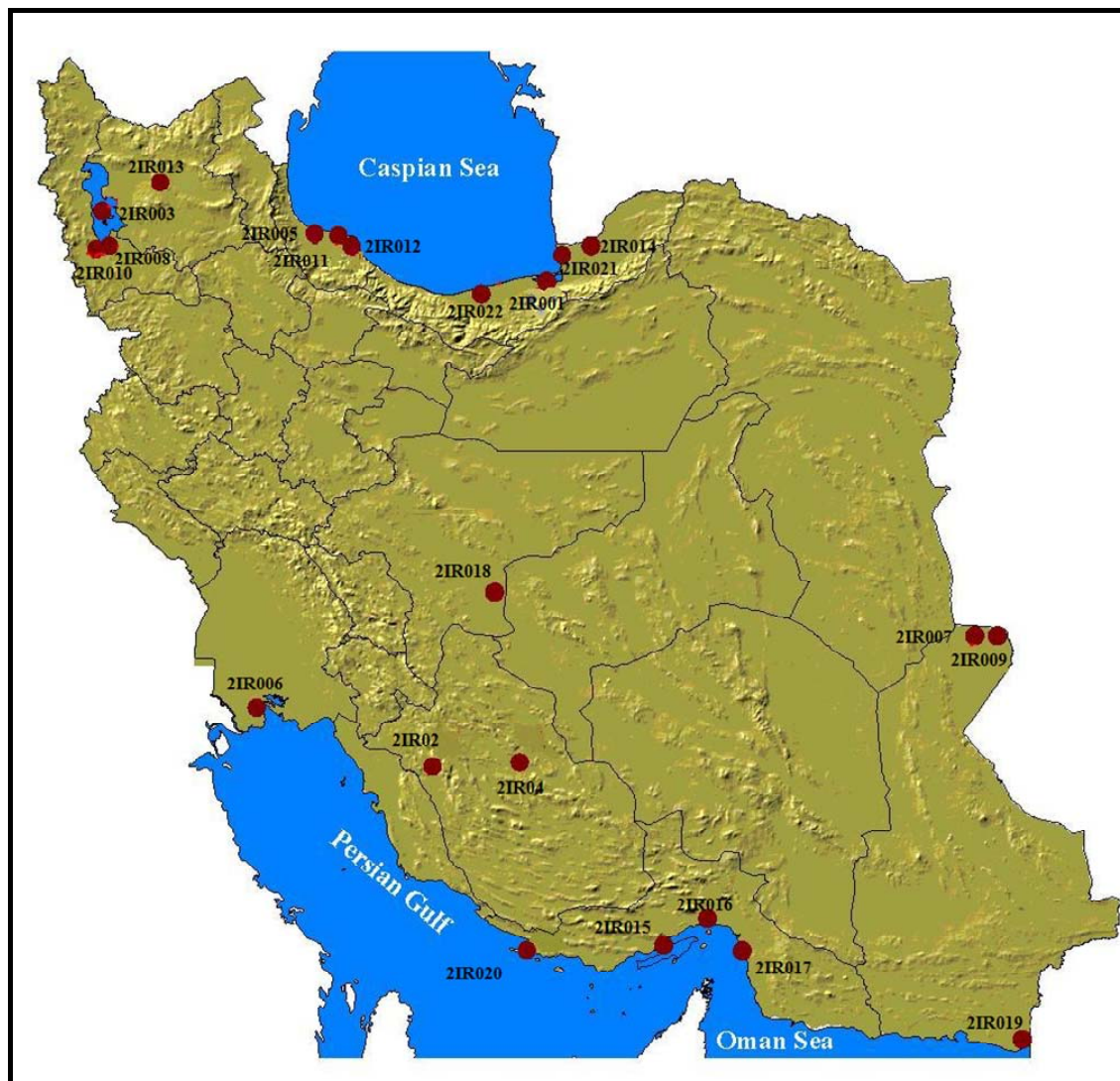
ادامه جدول پ.۲-۲- فهرست مناطق تالابی کشور با عنوان مناطق چهار گانه تحت مدیریت سازمان حفاظت زیست

ردیف	عنوان منطقه	مساحت (ha)	محل جغرافیایی
۱	جزیره اسلامی	۳۴۷۰۰	آ. شرقی
۲	قوری گل RS=120ha	۱۶۰	آ. شرقی
۳	قره قشلاق	۴۸۰۰	آ. شرقی
۴	کانی برازان	۹۰۷	آ. غربی
۵	آق گل	۹۰۰	آ. غربی
۶	گرده قیط و میمند	۲۵۵	آ. غربی
۷	حسنلو RS(M)	۱۰۰۰	آ. غربی
۸	شورابیل	۱۷۰	اردبیل
۹	مند	۲۵۰۰۰	بوشهر
۱۰	چنی خرد	۲۵۰۰	چهارمحال و بختیاری
۱۱	مهارلو	۲۵۰۰۰	فارس
۱۲	هشیلان	۴۵۰	کرمانشاه
۱۳	زریوار	۲۰۰۰	کردستان
۱۴	گمیشان RS	۱۷۷۰۰	گلستان
۱۵	استیل	۱۳۸	گیلان
۱۶	استخر چاف لنگرود	۷۰۰	گیلان
۱۷	پلدختر	۱۵۰۰۰	لرستان
۱۸	استخر ازدها	۲۵۰	گیلان
۱۹	آجی گل، آلا گل و آلا گل RS(M)	۱۴۰۰	گلستان
۲۰	قسمتی از تالاب انزلی RS(M)	۱۰۰۰۰	گیلان
۲۱	گاوخونی RS(M)	۴۳۰۰۰	اصفهان
۲۲	قویی بابا علی RS	۱۲۰۰	آذربایجان غربی
۲۳	یادگارلو درگه سنگی RS(M)	۱۵۰۰	آذربایجان غربی
	جمع کل	۱۸۸۷۳۰	

RS: تالاب ثبت شده در کنوانسیون رامسر(رامسر سایت) جمع مساحت: ۱۴۲۵۲۷۷ هکتار

RS(M): رامسر سایت تغییر اکولوژیک یافته Montrox Record

BR: ذخیره گاه زیست کره Biosphere Reserve



شکل پ. ۲-۱- نقشه موقعیت تالاب‌های ثبت شده کشور در کنوانسیون رامسر

جدول پ. ۲-۳- فهرست تالاب‌های ایران در کنوانسیون رامسر

نام تالاب	کد تالاب‌های بین‌المللی	کد رامسر
شبه جزیره میانکاله و خلیج گرگان	2IR001	۳۶
دریاچه پریشان و دشت ارژن	2IR002	۳۷
دریاچه ارومیه	2IR003	۳۸
تالاب‌های نیریز و کمجان	2IR004	۳۹
مجموعه تالاب انزلی	2IR005	۴۰
تالاب شادگان، خورالامیه و خور موسی	2IR006	۴۱
هامون صابری و هامون هیرمند	2IR007	۴۲
دریاچه قزوبی	2IR008	۴۳
انتهای جوبی هامون پوزک	2IR009	۴۴
تالاب‌های شورگل، یادگارلو و دورگه سنگی	2IR010	۴۵
کولاب بندر کیانشهر و دهانه سفیدرود	2IR011	۴۶

ادامه جدول پ.۲-۳- فهرست تالاب‌های ایران در کنوانسیون رامسر

نام تالاب	کد تالاب‌های بین‌المللی	کد رامسر
تالاب امیر کلابه	2IR012	۴۷
تالاب قویگل	2IR013	۴۸
تالاب‌های آلاگل، آماگل، آچی گل	2IR014	۴۹
خور خوران	2IR015	۵۰
دهانه رودهای شور و شیرین و میناب	2IR016	۵۱
دهانه رودهای گز و حرا	2IR017	۵۲
تالاب گاوخونی	2IR018	۵۳
تالاب‌های خلیج گواتر و حور باهو	2IR019	۱۰۰۶
جزیره شیدور	2IR020	۱۰۱۵
تالاب گمیشان	2IR021	۱۱۰۹
آب‌بندان‌های فریدونکنار، ازباران و سرخرود	2IR022	۱۳۰۸

پیوست ۳

تعیین مرز تالاب

پ.۳-۱- تعریف

مرز تالاب پهنه جغرافیایی است که بالاترین پیشروی آب را شامل می‌شود و با استفاده از بررسی‌های میدانی (و در صورت وجود نرم افزار و سخت افزار مناسب توسط GIS/RS) بر روی پوشش گیاهی و خاک و گاه‌ها هیدرولوژی تعیین می‌شود که شاخص‌های مورد بررسی عبارتند از:

- بررسی پروفیل خاک و تشخیص غرقابی بودن خاک در دوره‌های گذشته
- بررسی پوشش‌های گیاهان آبی و کنار آبی
- بررسی هیدرولوژیکی (داغ آب)

- بررسی پروفیل خاک

اگر خاک در طول فصل رشد پی‌درپی اشباع شود، کمبود اکسیژن باعث می‌شود نرخ فساد مواد گیاهی به شدت کاهش یافته و این منجر به انباشته شدن لایه‌ای ضخیم از پیت و گل و لای مغزی می‌شود. به چنین خاک‌هایی خاک آلی هیدریک می‌گویند. خاک آلی هیدریک در درجه اول از بقایای گیاهان و در مراحل مختلف فساد به وجود می‌آید که به سبب وجود شرایط بی‌هوازی و در نتیجه وجود آب‌های راکد و یا زهکشی ضعیف به وجود می‌آید. مواد آلی مراحل مختلف تجزیه را نشان می‌دهند: در برخی خاک‌ها (خاک‌های ماک^۱) تقریباً تمام ماده آلی تجزیه شده و در برخی دیگر (پیت)^۲ مقدار قابل توجهی از آن باقی مانده است. این خاک‌ها عموماً تیره بوده و دامنه رنگی آنها از قهوه‌ای مایل به سیاه در خاک‌های ماک تا قهوه‌ای تیره در خاک‌های پیت متغیر است. این رنگ‌های تیره نشانه وجود ماده آلی در خاک است.

نوع دیگر خاک‌های تالابی خاک‌های معدنی هیدریک هستند. این خاک‌ها مواد آلی اندکی دارند و یا اصلاً ماده آلی ندارند. با توجه به نمدار بودن این خاک‌ها مقدار آهن در آن کاهش می‌یابد. این امر منجر به ایجاد یک رنگ خاکستری خاص (خاکستری متمایل به سبز یا آبی) می‌شود. لکه‌های به رنگ نارنجی و قهوه‌ای (به نام ماتل) در بافت خاکستری نشانه خاک‌هایی با آب گرفتگی موقت می‌باشند. این ماتل‌ها در طی دوره خشکی توسط اکسیدهای آهن و منگنز ایجاد می‌شوند. اکسید آهن نارنجی رنگ در ریشه گیاهان نیز یافت می‌شود. خاک‌های هیدریک را می‌توان با استفاده از معیارهایی که به آسانی قابل تشخیص هستند توسط تحقیقات میدانی شناسایی کرد و این کار معمولاً با مقایسه رنگ خاک با یک چارت رنگی استاندارد انجام می‌شود. خاک‌هایی که کرومای سیاه، خاکستری یا قهوه‌ای و قرمز دارند، نشانه خاک هیدریک هستند. معیارهای رنگ دفترچه رنگی مانسل عبارتند از: Hue, Value, Chroma.

- بررسی پوشش گیاهی

در یک سایت تالابی نسبتاً دست نخورده، می‌توان گیاهان را مهم‌ترین عامل برای تشخیص مرز تالاب به حساب آورد. اگر این گیاهان از نوع گیاهان پرستار تالابی باشند احتمال این که منطقه تالابی باشد بسیار است. گیاهان پرستار نقش تغذیه کننده و پناهگاه جانوران تالاب را بازی میکنند و به طور کلی در سه حالت زیر دیده می‌شوند:

1- Muck
2- Peat

- گیاهان آبیزی مانند نی، لویی، جگن و بوته برنج
- گیاهان کنار آبیزی مانند حرا و چندل
- گیاهان سطح آب مانند لاله تالابی

اگر بیش از ۵۰ درصد گیاهان منطقه‌ای از نوع گیاهان پرستار تالابی طبیعی و یا کاشته شده باشند، آنگاه آن منطقه با معیارهای تالاب مطابقت دارد.

- بررسی هیدرولوژیکی

این معیار با توجه به نوسانات شدید آب تالاب‌ها در طول سال اغلب همراه کننده و غیرقابل اعتماد است مگر در زمانی که اطلاعات هیدرولوژی کافی موجود باشد و آب نسبتاً دائمی در تالاب وجود داشته باشد. در دستورالعمل سازمان حفاظت خاک امریکا (روش SCS) استفاده از معیار هیدرولوژی در دو حالت زیر توصیه شده است:

- در مواقعی که در تالاب به‌طور دائمی یا دوره‌ای حداقل دوهفته متوالی از فصل رشد و در اغلب سال‌های ارزیابی یا حداقل ۶ سال از ۱۰ سال ارزیابی غرق آب صورت گیرد.
- در مواقعی که خاک حداقل دوهفته متوالی از فصل رشد و در اغلب سال‌های ارزیابی یا حداقل ۶ سال از ۱۰ سال ارزیابی اشباع می‌شود. (سطح آب سفره به سطح خاک نزدیک می‌شود)

پیوست ۴

روش‌شناسی ارزش‌گذاری اقتصادی

اکوسیستم‌ها

پ.۴-۱- کلیات

کمی کردن پارامترهای کیفی با هدف تعیین هزینه مازاد مصرف‌کننده^۱ (ارزشی که مصرف‌کننده علاوه بر هزینه‌ای که می‌پردازد برای آن خدمات قائل است) انجام می‌شود [۲۶]. به‌طور کلی رایج‌ترین تکنیک‌های موجود برای ارزیابی و ارزش‌گذاری اقتصادی پارامترهای کیفی را می‌توان در قالب دو روش کلی به صورت زیر تقسیم‌بندی کرد:

- روش‌های ارزش‌گذاری کمی^۲
 - روش‌های مبتنی بر قیمت‌های تجاری واقعی^۳
 - روش‌های مبتنی بر قیمت‌های تجارت فرضی^۴ (ارزش‌گذاری احتمالی)^۵
- روش‌های ارزش‌گذاری کیفی^۶

پ.۴-۱-۱- روش‌های ارزش‌گذاری کمی

پ.۴-۱-۱-۱- روش‌های مبتنی بر قیمت‌های تجاری واقعی^۷

در این گونه روش‌ها، قیمت‌های مشاهداتی برای ارزیابی ارزشی که مردم روی کالاها و خدمات زیست‌محیطی می‌گذارند به‌کار می‌رود. به عنوان مثال در هنگام خرید ملک، ممکن است بخشی از هزینه‌ها ناشی از کیفیت آب و ارزش‌های بصری باشد. مدل‌های لذت‌سنجی^۸، روش هزینه سفر^۹ و روش هزینه‌های جایگزین از جمله این روش‌هاست. این نوع روش‌ها در کشورهایی که تجارت آزاد برقرار است و قیمت‌ها آزادانه و بدون دخالت دولت تعیین می‌شود بامعنا تر و نزدیکتر به واقع است تا کشورهای در حال توسعه.

- مدل‌های لذت‌سنجی

در مدل‌های لذت‌سنجی با استفاده از تکنیک‌های آماری تمایل مردم برای پرداخت هزینه برای ارزش‌های جنبی زیست‌محیطی سرمایه مورد سنجش قرار می‌گیرد. این روش در مواردی می‌تواند به‌کار رود که ثابت شده باشد که مردم از گذشته حاضرند که برای حفظ یا دسترسی به خدمات و یا جاذبه به‌خصوصی هزینه کنند. در این روش قیمت املاک و زمین‌ها در حالت وجود و عدم آن جاذبه مورد مقایسه قرار می‌گیرد. به عنوان مثال با مقایسه قیمت خرید و فروش زمین‌های مجاور مخزن سد با زمین‌های خارج از محدوده می‌توان ارزش مازادی که کاربران برای مخزن قائل هستند را تعیین نمود.

-
- 1- Consumer Surplus
 - 2- Quantative Evaluation Methods
 - 3- Market-based Methods
 - 4- Methods based on Hypothetical markets
 - 5- Contingency Valuation
 - 6- Methods based on Hypothetical markets
 - 7- Market-based Methods
 - 8- Hedonic Models
 - 9- Travel Cost Method

به عنوان مثال در یک نمونه در ایالت سائو پائولو در برزیل زیان‌های اقتصادی ناشی از تغذیه‌گرایی در یاچه و کاهش ظرفیت تفریحی دریاچه در اثر رشد بحرانی جلبک‌ها و ماکروفیت‌ها منجر به کاهش ۵۰٪ در قیمت املاک مجاور دریاچه شد. تخریب جاذبه‌های تفریحی، بوی بد و خطر سمیت در این شکست قیمت‌ها موثر بودند. از طرف دیگر، در یک مخزن تفریحی کوچک در سائوپائولو، کیفیت آب که در طول ۲۵ سال پایدار و در شرایط مطلوب بوده است به ترغیب سرمایه‌گذاری در فعالیت‌های توریستی و ایجاد فرصت‌های شغلی منجر گردید و رونق شدیدی در صنعت محلی ایجاد کرد.

- روش هزینه سفر

روش هزینه سفر برای ارزیابی سایت‌های تفریحی به کار می‌رود. بازدیدکنندگان از چنین اماکنی زمان و هزینه‌ای را برای سفر صرف می‌کنند که می‌تواند بیانگر تمایل برای پرداخت به علت ویژگی‌های سایت تفریحی باشد. یکی از موارد کاربرد این روش ارزیابی اقتصادی توریسم در پارک‌های ملی است. که برآورد می‌شود به عنوان مثال یک فرد برای رسیدن به پارک (یک توریست اروپایی) به طور متوسط چقدر هزینه می‌کند. این هزینه‌ها شامل هزینه‌های مستقیم سفر (هزینه پرواز، کرایه اتومبیل، سوخت و ...) و ارزش وقت فرد (براساس ساعتی یا روزانه) می‌باشد. مثلاً ممکن است که هزینه سفر برآورد شده براساس این روش ۲۰۰۰ دلار باشد در حالی که هزینه ورودی پارک ۱۰ دلار است. در این صورت هزینه مازاد مشتری ۱۹۹۰ دلار خواهد بود. این روش برای ارزش‌گذاری اکوتوریسم در کاستاریکا استفاده شده است. [۵۹]

این روش برای سنجش منافع حاصل از سیاست بهبود محیط زیست در چند سایت خاص (به عنوان مثال منافع حاصل از کاهش تغذیه‌گرایی در یک دریاچه در مقایسه با دریاچه دیگر) بسیار موثر است.

- روش هزینه‌های جایگزین

در روش‌های مبتنی بر هزینه‌های جایگزین، صرفه‌جویی در هزینه‌ها به عنوان معیار ارزش‌گذاری به کار می‌رود. به‌طور مثال کاهش بیماری‌ها در نتیجه بهبود کیفیت آب منجر به کاهش مراجعات به پزشک، روزهای مرخصی استعلاجی و هزینه‌های درمانی می‌گردد. در این روش منافع دست پایین برآورد می‌شود، چراکه هزینه درمانی کمتر از ارزش واقعی است که مردم برای سلامتی و رهایی از بیماری قائل هستند. یا در مواقعی که روش جایگزینی برای تامین آن خدمات وجود داشته باشد، ارزش خدمات آن منبع می‌تواند با ارزیابی روش جایگزین تعیین گردد.

مثلاً اگر زیستگاه موجود ماهی‌ها در اثر برخی گزینه‌های مدیریتی که منجر به رسوبگذاری شدید شده است در حال تخریب باشد، زیستگاه جدیدی می‌تواند در محل دیگری ایجاد شود. هزینه ایجاد زیستگاه جدید به عنوان ارزش زیستگاه تخریب شده لحاظ می‌گردد. یا ارزش تامین آب سالم می‌تواند از طریق هزینه ایجاد و بهره‌برداری سیستم تامین آب جایگزین مثل آب بطری، تانکر و ... برآورد شود.

پ. ۴-۱-۱-۲- روش‌های مبتنی بر قیمت‌های تجارت فرضی

اغلب تعیین ارزش کیفیت محیط زیست با استفاده از اطلاعات تجاری امکان‌پذیر نیست. در چنین مواردی روش‌های مبتنی بر تجارت فرضی به کار می‌رود. در این روش‌ها با انجام یکسری تحقیقات میدانی (توسط ایمیل، تلفن و یا مصاحبه حضوری) از مردم

خواسته می‌شود که ضمن تعیین ارجحیت خود برای سناریوهای جایگزین زیست محیطی مختلف، تمایل خود را برای پرداخت هزینه برای آن گزینه بیان کنند. البته فرم‌های نظرسنجی باید به دقت و باعمل نظر کارشناسی طراحی شود تا بتواند منعکس کننده تمایلات واقعی جامعه باشد.

این روش بسیار انعطاف‌پذیر بوده و به لحاظ آماری نسبت به تعداد زیادی از روش‌های مبتنی بر تجارت، کم‌تر چالش برانگیز است. نقد اصلی وارده بر این روش به علت ماهیت فرضی آن است که احتمال بروز خطا را افزایش می‌دهد. این روش برای استخراج اطلاعات مربوط به یک سیاست خاص بسیار مفید است ولی ارقام مالی کاملاً فرضی بوده و تکرارپذیر نمی‌باشند. همچنین از آن‌جا که انجام تحقیقات میدانی مستلزم صرف هزینه است، به جای سرمایه‌گذاری روی این روش بهتر است که یک سیاست اجرا شده و روی فعالیت‌های پایش که به‌طور مستقیم به مساله مربوط است، سرمایه‌گذاری شود. سیاست‌هایی که هزینه سرمایه‌گذاری و اجرای کم‌تری دارند، می‌توانند برای پایش اثرات به‌کار روند.

پ. ۴-۱-۲- روش‌های ارزش‌گذاری کیفی

محدوده وسیعی از روش‌های کیفی می‌تواند در ارزش‌گذاری هزینه‌های ناملموس به‌کار رود. معمولاً این روش‌ها شامل رتبه‌دهی یا اولویت‌بندی است. اما شامل اندازه‌گیری نیست. به عنوان مثال در بازدید از یک پارک ملی، می‌توان از بازدیدکنندگان خواست تا دلایل خود را در مقیاسی از ۱ تا ۵ رتبه‌بندی کنند. این دلایل می‌تواند شامل مواردی چون دلایل کاری، فرصت‌های تجاری، دیدار اقوام و استفاده از طبیعت و ... باشد. جواب به این سوال می‌تواند بیانگر موفقیت اقدامات مدیریتی منابع طبیعی در جذب بازدیدکننده باشد.

البته در مقایسه با روش‌های ارزش‌گذاری کمی این روش چندان مطلوب نیست.

هریک از این روش‌ها، خطاهایی را دربر دارد ولیکن چنان‌چه با دقت مناسب به‌کاربرده شوند، می‌توانند مفید باشند. استفاده از ترکیب چند روش نیز می‌تواند ضعف این روش‌ها را جبران کند.

پ. ۴-۲- نمونه‌ای از ارزش‌گذاری پارامترها و خدمات کیفی در حفاظت از کارکردها و ارزش‌های

اکوسیستم

به عنوان نمونه منافع اقتصادی مستقیم و غیرمستقیم حاصل از تالاب شادگان و خور موسی در جدول (پ. ۴-۱) نشان داده شده است. منافع اقتصادی تالاب شامل سه دسته منافع اقتصادی مستقیم و غیرمستقیم و نیز منافع ناملموس می‌باشد.

- منافع اقتصادی مستقیم تالاب عمدتاً شامل برعلوفه برای چرای دام‌ها، ماهیگیری و صید میگو، شکار پرندگان و برداشت نی می‌باشد که مجموعاً کل تالاب سالانه بالغ بر ۷۶۱۲۵ میلیون ریال می‌باشد.
- منافع اقتصادی غیرمستقیم تالاب عمدتاً شامل دامداری، صنایع دستی و ایجاد اشتغال می‌باشد که برای کل مجموعه تالاب معادل ۵۵۵۴۰ میلیون ریال در سال برآورد شده است.

– منافع ناملموس نیز شامل جلوگیری از خسارات کنترل سیلاب، تلطیف هوا، ایجاد زیستگاه پرندگان مهاجر، ارزش‌های بصری و جاذبه‌های تفریحی و حفاظت از تنوع زیستی می‌باشد.

جدول پ.۴-۱- منافع اقتصادی مستقیم و غیرمستقیم تالاب شادگان و خور موسی [۱]

منابع اقتصادی			میلیون ریال در سال
تالاب شادگان	خور خوسی	تمام تالاب	
منافع مستقیم			
چرای دام	۵۰,۰۰۰	-	۵۰,۰۰۰
صید ماهی	۲۰,۰۰۰	۵,۸۰۰	۲۵,۸۰۰
شکار پرند	۲۰۰		۲۰۰
چیدن نی	۱۲۵		۱۲۵
جمع	۷۰,۳۲۵	۵,۸۰۰	۷۶,۱۲۵
منافع غیرمستقیم			
دامداری	۲۵,۰۰۰		۲۵,۰۰۰
صنایع دستی	۴۵۰		۴۵۰
اشتغال	۲۵,۰۰۰	۵,۰۰۰	۳۰,۰۰۰

منابع و مراجع

- ۱- مهندسين مشاور پندام، ۱۳۸۱، گزارش شماره ۲: فعاليت‌های انسانی و اثرات آنها بر اکوسیستم تالاب شادگان، طرح مدیریت زیست‌محیطی تالاب شادگان، وزارت جهاد کشاورزی.
- ۲- دبیرخانه طرح تالاب‌ها (۱۳۸۷). راهنمای پایش زیست‌محیطی تالاب‌ها. کارگاه آموزشی پایش تالاب‌ها. سازمان حفاظت محیط زیست.
- ۳- دستورالعمل پایش کیفیت آب‌های سطحی (جاری)، (۱۳۸۸). نشریه شماره ۵۲۲ - معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس‌جمهور - وزارت نیرو.
- 4- ANZECC, 2000. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand, Canberra.
- 5- Arthington, A. H.; Brizga, S. O.; Choy, S. C.; Kennard, M. J.; Mackay, S. J.; McCosker, R. O.; Ruffini, J. L.; Zalucki, J. M. 2000. Environmental flow requirements of the Brisbane River downstream of Wivenhoe Dam. South East Queensland Water Corporation, Brisbane, and Centre for Catchment and In-Stream Research, Griffith University, Brisbane, Australia. 539 pp.
- 6- Arthington, A.H., Brizga, S.O. and Kennard, M.J., 1998. Comparative evaluation of environmental flow assessment techniques: best practice framework. Report OP 25/98. Land and Water Resources Research and Development Corporation, Canberra.
- 7- Boulton, A.J. and Brock, M.A. 1999. Australian Freshwater Ecology. Processes and Management. Gleneagles Publishing, Adelaide.
- 8- Bovee KD, Milhous R. 1978. Hydraulic Simulation in Instream Flow Studies: Theory and Techniques. Instream Flow Information Paper 5. FWS/OBS-78/33. Cooperative Instream Flow Service Group: Fort Collins, CO, USA.
- 9- Bovee, K. D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the IFIM – US Fish and Wildlife Service Report FWS/OBS-82/26. Fort Collins, and Milhous, R. T. 1999 History, theory, use, and limitations of the Physical Habitat Simulation System. Proceedings of the 3rd International Symposium on Ecohydraulics, Salt Lake City, Utah, USA.
- 10- Briggs, S.V. and Thornton, S.A. 1999, "Management of water regimes in River Red Gum *Eucalyptus camaldulensis* wetlands for waterbird breeding".
- 11- Brock, M.A. 1998, "Are temporary wetlands resilient? Evidence from seed banks of Australian and South African wetlands", *Wetlands for the Future*, pp.193-206.
- 12- Bunn, S. E.; and Arthington, A. H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492-507.
- 13- Burgess GK, Vanderbyl TL. 1996. Habitat analysis method for determining environmental flow requirements. In *Water and the Environment. Proceedings 23rd hydrology and water resources symposium*, Hobart. Institution of Engineers: Barton, Australian Capital Territory; 83–92.
- 14- Chapman, M.G. and A.J. Underwood 1997. "Concepts and issues in restoration of mangrove forests in urban environments", *Frontiers in Ecology: Building the Links*. Oxford, pp: 103-114. Elsevier, Oxford.

- 15- Cottingham, P., Crook, D., Hillman, T., Roberts, J., Rutherford, I., Stewardson, M. 2003. Flow-related environmental issues associated with the Goulburn River below Lake Eildon: A report to the Department of Sustainability and Environment, Victoria and the Murray Darling Basin Commission.
- 16- Cottingham, P., Stewardson, M., Crook, D., Hillman, T., Roberts, J., Rutherford, I. 2003. "Environmental flow recommendations for the Goulburn River below Lake Eildon". CRC Freshwater Ecology and CRC Catchment Hydrology, Technical Report 01/2003.
- 17- Davis, JA., Froend, RH., Hamilton, DP., Horwitz, P., McComb, AJ., Oldham, CE. 2001, "Environmental Water Requirements to Maintain Wetlands of National and International Importance", Environmental Flows Initiative Technical Report Number 1, Commonwealth of Australia, Canberra.
- 18- DWAF, (1997), "White paper on a national Water Policy for South Africa", Pretoria, South Africa, Department of Water Affairs and Forestry.
- 19- Dyson, M., Bergkamp, G., Scanlon, J. (eds). 2003. Flow. The Essentials of Environmental Flows. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- 20- EPA, 2001. Draft State Environment Protection Policy (Waters of Victoria). Environment Protection Authority Victoria, Melbourne.
- 21- Gippel, C.J. 1996, "Water Management Manual of Wetlands Management Wetlands Conservation", Report Series No.4, pp.101-15, National Parks Service and Department of Natural Resources and Environment, East Melbourne, Victoria.
- 22- Gippel, C.J. and Stewardson M.J. (1998) Use of the wetted perimeter in defining the minimum environmental flows, Regulated Rivers: Research and Management, Vol. 14, pp53-67.
- 23- Grouns IO. 1998. Methods addressing the flow requirements of aquatic invertebrates. In Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Review of Methods, Arthington AH, Zalucki JM (eds). Occasional Paper No. 27/98. Land and Water Resources Research and Development Corporation: Canberra, Australia; 115-140.
- 24- Handbook for the Assessment of Catchment Water Demand and Use. 2003. Department for Water Development Ministry of Rural Resources and Water Development, Zimbabwe, University of Zambia and University of Zululand.
- 25- Hatton, T. and R. Evans (1998). Dependence of ecosystems on groundwater and its significance to Australia. Land and Water Resources Research and Development Corporation Report No.OP 12/98.
- 26- Heathcote, I.W., 1998. Integrated watershed management. Principles and practice. New York.
- 27- Hellowell, J.M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Elsevier, London & New York, USA. 547 pp.
- 28- Homa, E.S., Vogel, R.M., Smith, M.P., Apse, C.D., Huber-Lee, A. and Sieber, J., 2005. "An Optimization Approach for Balancing Human and Ecological Flow Needs." Proceeding of the EWRI 2005 World Water and Environmental Resources Congress, ASCE, Anchorage, Alaska.
- 29- Hughes, D. A.; and Hannart, P. 2003. A desktop model used to provide an initial estimate of the ecological instream flow requirements of rivers in South Africa. Journal of Hydrology 270: 167-181.
- 30- Hughes, D. A.; and Münster, F. 2000. Hydrological information and techniques to support the determination of the water quantity component of the ecological reserve. Water Research Commission Report TT 137/00, Pretoria, South Africa. 91 pp.

- 31- IWMI_Ecohydrological database at:<http://dw.iwmi.org/ehdb/wetland/index.asp>.
- 32- King, J. and Brown C., 2003. Water Resources and Environment, Technical Note C.1. Environmental Flows: Concept and Methods, World Bank.
- 33- King, J.M. Tharme, R.E. de Villiers, M.S. (eds.) 2003. Environmental flow assessments for rivers: manual for the Building Block Methodology. Water Research Commission Technology Transfer Report No. TT131/00. Pretoria, South Africa.
- 34- King, J.M., Tharme, R.E. de Villiers M.S. (eds.) 2000. Environmental flow assessments for rivers: manual for the Building Block Methodology. Water Research Commission Report TT 131/00, Pretoria, South Africa.
- 35- Knights, P. 2002. Environmental flows: lessons from an Australian experience. Proceedings of International Conference: Dialog on Water, Food and Environment. Hanoi, Vietnam. 18 pp.
- 36- McCosker, R.O. 1998. "Methods addressing the flow requirements of wetland, riparian and floodplain vegetation". In Arthington, A.H. and J.M. Zalucki eds, Comparative Evaluation of Environmental Flow Assessment Techniques: Review of Methods, pp.47-65. Land and Water Resources Research and Development orporation, Canberra.
- 37- McCosker, R.O. and Duggin, J.A.1993,"Gingham Watercourse Management Plan", Final Report. Department of Ecosystem Management, Unpublished Report University of New England, Armidale.
- 38- Mudgway, L.B., G.K. Linke and L.T. Huynh 1996. "Water for Wetlands",Water for the Environment, pp.202-207, 23rd Hydrology and Water Resources Symposium, Institution of Engineers, Hobart, Tasmania.
- 39- Mukherjee, A. 2005. Environmental flows – its impacts on fisheries. Abstracts of the NIE/IWMI Workshop on Environmental Flows. New Delhi, March 2005, p. 7.
- 40- OCE, 1988. Victoria's Inland Waters: State of the Environment Report. Office of the Commissioner for the Environment, Melbourne.
- 41- Poff, N.L., 1996.A hydrogeography of unregulated streams in United States and an examination of scale-dependance in some hydrological discriptors.Freshwater Biology,36, pp.71-91.
- 42- Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegaard K.L., Richter B.D., SparksR.E., Stromberg J.C. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. BioScience 47:769-784.
- 43- Ramsar Convention Secretariat, 2007. Water allocation and management: Guidelines for the allocation and management of water for maintaining the ecological functions of wetlands. Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, 3rd edition, vol. 8. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- 44- Ramsar Convention Secretariat, 2004. ,"Riverbasin management: Integrating wetland conservation and wise use in to river basin management ". Ramsar handbooks for the wise use of wetlands, vol. 4.
- 45- Reiser DW, Wesche TA, Estes C. 1989a. Status of instream flow legislation and practise in North America. Fisheries 14(2): 22–29.
- 46- Richter BD, Baumgartner JV, Powell J, Braun DP (1996) A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. Conserv Biol 10(4):1163–1174.

- 47- Richter BD, Baumgartner J V, Wigington R, Braun DP (1997), How much water does a river need. *Freshw Biol* 37(1):231–249.
- 48- Roberts, J., Young, W. J., and Marston, F., 2000, "Estimating the water requirements for plants of floodplain wetlands: A guide", CSIRO Land and Water, Report No. 99/60, Canberra.
- 49- Schofield, N., Burt, A. and Connell, D. 2003. Environmental water allocation: principles, practices, policies, progress and prospects, Land & Water Australia. Product number PR030541.
- 50- Shieh, C., Guh, Y., Wang, S., 2007. The application of range of variability approach to the assessment of a check dam on riverine habitat alteration, *Environ Geol* (2007) 52:427–435.
- 51- Smakhtin, V. 2004. "A pilot Global Assessment of Environmental Water Requirement and Scarcity", International Water Resources Association, P:307-317.
- 52- Smakhtin, V. U.; Shilpakar, R. L. 2005. Planning for environmental water allocations: An example of hydrology-based assessment in the East Rapti River, Nepal. Research Report 89. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute.
- 53- Smakhtin, V.; Anputhas, M. 2006. An assessment of environmental flow requirements of Indian river basins. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute. 42 p. (IWMI Research Report 107).
- 54- Tennant, D. L. (1976) Instream flow regimes for fish, wildlife, recreation and related environmental resources *Fisheries* 1:6-10.
- 55- Tchobanoglous, G., Burton, F.L., and H.D. Stensel. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. Fourth Edition. McGraw Hill, New York, NY.
- 56- Tharme, R.E. 2003, "A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers", Published online in Wiley InterScience.
- 57- Tharme RE, King JM. 1998. Development of the Building Block Methodology for Instream Flow Assessments, and Supporting Research on the Effects of Different Magnitude Flows on Riverine Ecosystems. Water Research Commission Report No. 576/1/98.
- 58- Thomson Macalister Environmental Flows Task Force (2004) Environmental Flow Options for the Thomson and Macalister Rivers: Final Report. Thomson Macalister Environmental Flows Task Force, Traralgon.
- 59- Tobias, D. & Mendelsohn, R. (1991). Valuing Ecotourism in a Tropical Rain-Forest Reserve. *Ambio* 20(2): 91-93.
- 60- US Department for the Interior (1995) The Instream Flow Incremental Methodology – A Primer for IFIM, Biological Report 29, National Biological Service, US Department of the Interior.
- 61- Waddle, T.J., ed., 2001, PHABSIM for Windows: User's Manual and Exercises: Fort Collins, CO, U.S. Geological Survey, 288 p.
- 62- Walker K.F., Sheldon F. & Puckridge J.T. (1995) A perspective on dryland river ecosystems. *Regulated Rivers*, 11, 85-104.
- 63- Ward, J. V.; and Tockner, K. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46: 807-819.
- 64- Ward, J. V.; Tockner, K.; Uehlinger, U.; and Malard, F. 2001. Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 311-323.

-
- 65- WAWA (1995) Review of Proposed Changes to Environmental Conditions.Gnangara Mound Groundwater Resources. Section 46. Water Authority of Western Australia, Perth.
 - 66- Zampatti, B.P. and Close, P.G. 2000."An Assessment of Environmental Flow Requirements for the Kiewa River (A Component of the Kiewa River Streamflow Management Plan For Goulburn-Murray Water)", Arthur Rylah Institue.
 - 67- [http:// www.Eflownet.org](http://www.Eflownet.org)
 - 68- <http://kywater.org/ww/ramp/rmph.htm>

Islamic Republic of Iran
Vice Presidency For Strategic Planning and Supervision

Guideline for Finding Aquatic Ecosystems Environmental Water Requirement

No. 557

Office of Deputy for Strategic Supervision

Department of Technical Affairs

nezamfanni.ir

Ministry of Energy

Bureau of Engineering and Technical
Criteria for Water and Wastewater

<http://seso.moe.org.ir>

2012

خواننده گرامی

امور نظام فنی معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رییس جمهور، با گذشت بیش از سی سال فعالیت تحقیقاتی و مطالعاتی خود، افزون بر پانصد عنوان نشریه تخصصی- فنی، در قالب آیین‌نامه، ضابطه، معیار، دستورالعمل، مشخصات فنی عمومی و مقاله، به‌صورت تالیف و ترجمه، تهیه و ابلاغ کرده است. نشریه حاضر در راستای موارد یاد شده تهیه شده، تا در راه نیل به توسعه و گسترش علوم در کشور و بهبود فعالیت‌های عمرانی به کار برده شود. فهرست نشریات منتشر شده در سال‌های اخیر در سایت اینترنتی nezamfanni.ir قابل دستیابی می‌باشد.

این نشریه

با عنوان «راهنمای تعیین آب مورد نیاز اکوسیستم‌های آبی» جهت ارائه یک چارچوب جامع برای تعیین و تخصیص آب مورد نیاز اکوسیستم‌های آبی تهیه شده است. در این راهنما علاوه بر در نظر گرفتن جنبه‌های هیدرولیکی، جنبه‌های اکولوژیکی جریان آب در برآورد آب مورد نیاز اکوسیستم‌ها نیز در نظر گرفته شده است.