طرح حفاظت از تالاب‌های ایران

شیوه نامه کاربردی مدیریتی:
مدیریت تنوع زیستی تالاب ها

مولف: ویم گیس
مترجمین: سارا کوچکی، یاسمن اکبرزاده

سازمان حفاظت محیط زیست

gef

UNDP

به نام هستی بخش

دستورالعمل‌های کاربردی مدیریتی
مدیریت تنوع زیستی

مـولف: ویـم گیسن

مترجـمین: سـارا کوچکی، یاسمن اکبرزاده

مجموعه مستندات طرح حفاظت از تالاب‌های ایران
(سازمان حفاظت محیط‌زیست، برنامه توسعه ملل متحد، تسهیلات محیط‌زیست جهانی)

عنوان: دستورالعمل‌های کاربردی مدیریتی مدیریت تنوع زیستی
مؤلف: ویم گیسن (متخصص تنوع زیستی تالاب)
مترجم: یاسمن اکبرزاده، سارا کوچکی
ویرایش علمی: مهری اثناعشری
ویراستار: محسن پوررمضانی
صفحه آرا: مجتبی مرادی نژاد
چاپ: قلم آذین چاپ
نوبت چاپ: اول - ۱۳۹۱
تیراژ: ۱۰۰۰

فهرست

پیشگفتار ۶
۱ مقدمه ۷
۱,۱ چرا تنوع زیستی مهم است؟ ۷
۱,۲ اهمیت تالاب‌ها در ایران و منطقه ۸
۱,۳ اهمیت تالاب‌های ایران از نظر تنوع زیستی ۱۰
۱,۴ چرا به مدیریت تنوع زیستی تالاب‌ها نیازمندیم؟ ۱۱
۱,۵ نحوه تنظیم این راهنمای آموزشی ۱۳
۱,۶ ارتباط با فرایند برنامه ریزی مدیریتی ۱۳
۲ مدیریت زیستگاه‌های تالابی ۱۵
۲,۱ مدیریت تالاب‌ها ۱۵
۲,۲ کیفیت و کمیت آب ۱۶
۲,۲,۱ کمیت آب ۱۶
۲,۲,۲ کیفیت آب ۲۰
۲,۲,۲,۱ شوری ۲۱
۲,۲,۲,۲ مواد مغذی ۲۲
۲,۲,۲,۳ توکسین‌ها (مواد سمی) ۲۲
۲,۲,۲,۴ مدیریت کمی و کیفی آب ۲۲
۲,۳ بستر و پوشش گیاهی ۲۳
۲,۳,۱ بستر و خاک‌های تالابی ۲۳
۲,۳,۲ پوشش گیاهی تالابی ۲۳
۲,۳,۲,۱ نقش‌های ویژه پوشش گیاهی تالابی ۲۴
۲,۳,۲,۲ درس‌هایی برای مدیریت بستر و پوشش گیاهی ۲۸
۳ مدیریت گونه‌های تالابی ۲۹
۳,۱ به حداکثر رساندن یا بهینه سازی تنوع ۲۹
۳,۲ تغییرات زیستگاه و تنوع زیستی ۲۹
۳,۳ گونه‌های غیر بومی ۲۹
۳,۴ نیازمندی‌های خاص برای نگهداری از تنوع زیستی حیات وحش ۳۰
۳,۵ حفاظت از سایت‌های زادآوری ۳۲
۳,۶ دوزیستان و قارچ CHYTRID ۳۴
۳,۷ گونه‌های مهاجر ۳۶
۳,۷,۱ مهاجرین محلی ۳۶
۳,۷,۲ مهاجرین منطقه‌ای/ بین‌المللی ۳۷
۳,۷,۳ درس‌هایی در خصوص مدیریت گونه‌ها ۳۸
۴ مدیریت بهره‌برداری از تالاب ۳۹
۴,۱ بهره برداری از تالاب ۳۹
۴,۲ مدیریت دسترسی به تالاب ۳۹

۴,۳ بهره برداری از تالاب‌ها و محصولات تالابی ۴۱
۴,۳,۱ آب ۴۱
۴۰۳,۲ برداشت از پوشش گیاهی و محصولات گیاهی ۴۳
۴,۳,۳ چرای دام ۴۵
۴,۳,۴ ماهیگیری ۴۶
۴,۳,۵ شکار و برداشت از محصولات حیات وحش ۴۷
۴,۳,۶ درس‌هایی در خصوص بهره برداری از تالاب ۴۹
۵ کمک به احیاء تالاب‌های تخریب شده و گونه‌های تالابی ۵۰
۵,۱ احیاء زیستگاه ۵۰
۵,۱,۱ احیاء لاگون‌ها ۵۱
۵,۱,۲ سیستم‌های ساحلی: درختان مانگرو ۵۲
۵,۱,۳ پهنه‌های علف دریایی ۵۳
۵,۱,۴ نهرها و رودها ۵۴
۵,۱,۵ دریاچه‌های آب شیرین ۵۸
۵,۱,۶ جنگل‌های کنار رودخانه‌ای و باتلاقی ۵۹
۵,۲ احیاء هیدرولوژی تالاب ۵۹
۵,۳ معرفی مجدد گونه‌های حیات‌وحش ۶۱
۵,۴ درس‌های آموخته در مورد احیاء و معرفی مجدد ۶۲
۶ منابع ۶۴

فهرست جداول

جدول ۱، علل عمده فقدان و تخریب تالاب‌ها ۸
جدول ۲ رتبه بندی اهمیت تنوع زیستی برای تالاب‌های مهم بین‌المللی ایران ۸
جدول ۳ نمونه‌هایی از تهدیدات کلیدی وارده به تالاب‌های ایران ۱۱
جدول ۴ وضعیت اکولوژیکی: آیین نامه چارچوب آب اتحادیه اروپا ۱۵
جدول ۵ معیارهای کیفیت آب برای ماهیان ۲۰
جدول ۶ تاثیر تالاب‌ها بر کیفیت آب دریاچه ویکتوریا ۲۷
جدول ۷ هدف‌گذاری گونه‌ها برای برنامه‌های احیاء گونه ۳۱
جدول ۸ استفاده از گونه‌های گیاهی مانگرو در جنوب شرقی آسیا ۴۴

فهرست تصاویر

شکل ۱ انواع مداخلات به منظور مدیریت تنوع زیستی تالاب‌ها ۱۳
شکل ۲ طغیان وسیل باعث به‌وجودآمدن تیپ‌های گیاهی خاصی در مرداب‌های بالادست رودخانه نیل می‌شود ۱۶
شکل ۳ مقطع عرضی حاشیه دریاچه ناگوگابو، اوگاندا ۱۷
شکل ۴ مقطع عرضی حاشیه دریاچه بون یونی، جنوب غربی اوگاندا که زون‌بندی ماکروفیت‌های غرقابی را نشان می‌دهد ۱۷
شکل ۵ دوره آبی رودخانه مکونگ، دریاچه تونله سپ ۱۸
شکل ۶ تغییر سطوح آب در دریای خزر ۱۸۴۰-۲۰۰۴ ۱۸

شکل ۷ دریاچه خشک شده لوپ نور در جمهوری خلق چین ۲۱
شکل ۸ نقشه پوشش گیاهی تالاب پریشان ۲۴
شکل ۹ پوشش گیاهی تاثیرگذار بر کیفیت آب ۲۵
شکل ۱۰ پوشش گیاهی تاثیرگذار بر کیفیت آب (۲) ۲۵
شکل ۱۱ کاهش آلودگی توسط تالاب‌ها ۲۶
شکل ۱۲ کاهش آلودگی توسط تالاب‌ها در رودخانه ویکتوریا (۲) ۲۶
شکل ۱۳ تالاب تصفیه (تالاب مصنوعی/ انسان‌ساز) ۲۷
شکل ۱۴ تهدیدات عمده پیش روی پرندگان تالابی در جمهوری خلق چین ۳۲
شکل ۱۵ دریاچه‌های مجاور دشت‌های سیلابی و جنگل‌های آب گیری شده در پارک ملی داناو سنتاروم ۳۳
شکل ۱۶ اگرت در محدوده مرکزی پرک تول، ذخیره گاه زیست کره تونل سپ، کامبوج ۳۴
شکل ۱۷ وزغ اسپری کیهانسی ۳۵
شکل ۱۸ سد برقابی کیهانسی ۳۵
شکل ۱۹ فواره‌های مصنوعی استفاده شده برای شبیه‌سازی افشاندن آب توسط آبشار کیهانسی ۳۶
شکل ۲۰ نردبان ماهی (سمت چپ) در سد مینیس، غرب رومانی ۳۷
شکل ۲۱ موافقت نامه مسیر پرواز آفریقا-اروپا-غرب آسیا (AEWA) و کشورهای عضو ۳۸
شکل ۲۲ نقشه زون‌بندی تالاب پریشان ۴۰
شکل ۲۳ مخفی‌گاه مشاهده پرندگان در پارک ملی کاکادو، فلمرو شمالی، استرالیا ۴۱
شکل ۲۴ پمپاژ آب از دریاچه تلاگا وارنا، جاوه ی مرکزی، اندونزی ۴۲
شکل ۲۵ رودخانه زرد جمهوری خلق چین، پر رسوب‌ترین رود بزرگ جهان ۴۳
شکل ۲۶ فلات‌های کافو، زامبیا ۴۵
شکل ۲۷ آروانای آسیایی یا ماهی اژدها ۴۷
شکل ۲۸ قراردادن تیکونگ بر یک درخت در پارک ملی دانا و سنتاروم ۴۸
شکل ۲۹ برای جذب اردک‌های وحشی در دامگاه فریدون‌کنار از اردک‌های اهلی شده استفاده می‌شود ۴۹
شکل ۳۰ ایجاد خلل و فرج در پشته‌های شنی برای اتصال مجدد لاگون به دریا ۵۱
شکل ۳۱ درختان مانگرو دوباره کاشته شده در گامپونگ بارو، نزدیک باندا آچه، ماه مه ۲۰۰۹ ..... ۵۳
شکل ۳۲ انتقال زوسترا نولتی در کرابنکریک نورد، ماه مه ۲۰۱۰ ..... ۵۴
شکل ۳۳ احیاء رود اوده ایجسل ۵۶
شکل ۳۴ بازگرداندن پیچ و خم‌ها به رود بریده در نزدیکی لگومکلوستر، دانمارک ۵۷
شکل ۳۵ تالاب ازرق، اردن ۵۸
شکل ۳۶ حوضه آبریز گوایدیر، استرالیا ۶۱
شکل ۳۷ کتابچه‌های احیاء تالاب ۶۳

توجه: کلیه عکس‌ها، به جز آن‌هایی که دارای توضیح و منبع هستند توسط مولف کتاب گرفته شده است.

پیشگفتار

اهمیت تالاب‌های ایران از لحاظ تنوع زیستی بین‌المللی در خاورمیانه بی‌بدیل بوده و این کشور به عنوان خاستگاه کنوانسیون رامسر، از مدت‌ها پیش تعهد خود را به حفاظت از تالاب‌ها نشان داده است. با این وجود، در دهه‌های گذشته، نرخ سریع توسعه در ایران فشار زیادی را بر منابع آب و سرزمین وارد آورده است، به نحوی که نظام مناطق حفاظت شده همواره برای حفظ شرایط بسیاری از این تالاب‌های مهم بین‌المللی و تنوع زیستیِ پیرامون آن‌ها در حال منازعه است.

دولت جمهوری اسلامی ایران و برنامه عمران ملل متحد با کمک تسهیلات جهانی محیط‌زیست با همکاری یکدیگر و تحت پروژه حفاظت از تالاب‌های ایران، به موضوع مدیریت پایدار تالاب‌ها پرداخته‌اند. این پروژه‌یِ ۸ ساله که در ۲۶ ژانویه سال ۲۰۰۵ آغاز شد، فرصتی منحصر به فرد را برای ظرفیت‌سازی مدیریت تالاب‌ها و تنوع زیستی مهمِ آن‌ها در سطوح ملی و محلی و همچنین افزایش آگاهی‌های تمامی ذی‌نفعان در مورد مسئولیت‌هایشان فراهم می‌سازد.

اینجانب به عنوان مشاور بین‌المللی طرح در زمینه تنوع زیستی، از فوریه سال ۲۰۰۷ به همراه خانم لیسا پورلک، مشاور ملی تنوع زیستی به طرح مشاوره ارائه کرده‌ایم. مجموعه حاضر، سندی تکمیلی برای برنامه‌ای آموزشی است که در ماه مه سال ۲۰۱۱ برای ادارات محیط‌زیست تهران، آذربایجان شرقی، آذربایجان غربی، شیراز و اهواز برگزار و متعاقبا به صورت یک دستورالعمل چاپ شد.

این بخش از بسته ابزاری پروژه با موضوع «مدیریت تنوع زیستی» در کارگاه آموزشی یک روزه‌ای تحت عنوان «مدیریت و احیاء تنوع زیستی تالاب‌ها» برگزار شد، که از تاریخ ۲۱ الی ۳۱ ماه مه سال ۲۰۱۱ برای اعضاء سه کار گروه تنوع زیستی و همچنین اعضاء جامعه محلی، دانشگاه، سازمان‌های غیردولتی و نهادهای دولتی در ارومیه، اهواز و کازرون، ارائه شد.

ویم گیسن
اولفت، هلند
۱۷ ژوئیه ۲۰۱۱

۱- مقدمه

۱-۱ چرا تنوع زیستی مهم است؟

تنوع زیستی[1] جزء مفاهیم نسبتا جدیدی است که به عنوان بخشی از آگاهی‌های محیط‌زیستی در نیمه دوم قرن بیستم مطرح شد. تنوع زیستی نه تنها به دلیل کاربردهای متعددش (مانند محصولات و کارکردهای بیولوژیکی، که غالبا ارزش اقتصادی[2] دارند) بلکه به دلیل ارزش‌های ذاتی و فرهنگی آن، از ارزش بالایی برخوردار است. ما همچنین دریافته‌ایم که زیست‌بوم‌هایی با تنوع زیستی بالاتر، غالبا (در برابر اختلالات و تغییرات) قدرت بازگشت پذیری بیشتری دارد و اگر زیست‌بوم‌ها را تضعیف کنیم، بیشتر در معرض تخریب و فروپاشی قرار می‌گیرند. همچنین، مفهوم «انسان به عنوان مباشر طبیعت» که مسئولیت نگهداری از طبیعت و تمامی مظاهر آن که شامل تنوع زیستی نیز می‌شود را بر عهده دارد، نگاهی است که در طی دهه‌های گذشته شکل گرفته است. انسان‌ها در عین حال که می‌توانند تخریب‌گر باشند، از قابلیت مدیریت، پرورش و نگهداری از محیط‌زیست نیز برخوردار هستند.

تالاب‌ها به دلیل غنای بالایشان، چه در تعداد گونه‌ها و چه در تعداد مطلق آن‌ها و همچنین در تولید، جایگاه ویژه‌ای در تنوع زیستی دارند. تالاب‌ها غالبا مناظری تماشایی با اجتماعات بزرگی از حیات وحش هستند که در عمل حساس و شکننده‌اند. آن‌ها نسبت به آلودگی، خشکسالی و استفاده بی رویه توسط انسان آسیب پذیر هستند. بسیاری از تالاب‌ها در جهان تنوع خود را به دلیل سوء استفاده‌های انجام شده از دست داده و حتی کاملا از بین رفته‌اند. در جدول ۱ خلاصه ای از تهدیدات عمده وارده بر تالاب‌ها آورده شده است. به عنوان مثال، یک سوم از درختان حرا در جهان در بازه زمانی ۱۹۸۰ تا ۲۰۰۰ از بین رفته‌اند (روکیو، ۲۰۱۰)، و در اندونزی ۹۶ درصد از تمامی جنگل‌های تورب‌زار که قبلا در جزایر بورنئو[3] و سوماترا وجود داشتند (یعنی ۱۳ میلیون هکتار) تا سال ۲۰۰۷ تخریب شده‌اند (تسطیح اراضی، خشکاندن) و هنوز در معرض تهدید هستند (میتینن و لیو، ۲۰۱۰). در ایالات متحده آمریکا، ۴۸ ایالت جنوبی بیش از نیمی از تالاب‌های خود را تا سال ۱۹۸۰ از دست داده‌اند که در بین این ایالات ۷ ایالت بیش از ۸۰ درصد از تالاب‌های خود را از دست داده‌اند (میچ و گاسلینک، ۱۹۸۳). در اروپا، وضعیت مشابهی دیده شده است، به طوری که بیش از ۵۰ درصد از کل تالاب‌ها، طی قرن گذشته نابود شده‌اند (سیلوا و سایرین، ۲۰۰۷). با این حال، در صورت مدیریت خردمندانه، تالاب‌ها می‌توانند پربازده باقی مانده و در عین حال که انسان‌ها از آن‌ها بهره‌مند می‌شوند، از اهمیت تنوع زیستی آن‌ها نیز کاسته نشود.

۱- تعاریف متعددی برای تنوع زیستی وجود دارند که متعارف‌ترین آن‌ها شامل موارد زیر هستند: الف) تعریف اتحادیه جهانی حفاظت (IUCN): تنوع زیستی، گوناگونی فرم‌های حیات ... در تمامی سطوح سیستم‌های بیولوژیکی (یعنی ملکولی، ارگانیسمی، جمعیت، گونه و زیست‌بوم) است؛ ب) در نشست زمین سازمان ملل در سال ۱۹۹۲ ، تنوع زیستی به صورت «تنوع در ارگانیسم‌های زنده از تمامی خاستگاه‌ها، شامل اکوسیستم‌های بینابینی، خشکی، دریایی و سایر اکوسیستم‌های آبی، و تجمعات اکولوژیکی که در برگیرنده این ارگانیسم‌ها هستند، تعریف شد: این خود شامل تنوع در داخل گونه‌ها، تنوع بین گونه‌ها و زیست‌بوم‌ها می‌شود.» (این تعریف در کنوانسیون تنوع زیستی استفاده می‌شود)؛ ج) ویکی پدیا: تنوع زیستی درجه‌ای از گوناگونی فرم‌های حیات در داخل یک زیست‌بوم، بیوم یا کل یک سیاره می‌باشد.

۲- ارزش اقتصادی تالاب‌ها می‌توانند از اهمیت بالایی برخوردار باشند؛ مثال: الف) در مالدیو، تنوع زیستی، ۷۱ درصد از اشتغال ملی، ۹۸ درصد از صادرات و ۸۹ درصد از تولید ناخالص داخلی را از طریق گردشگری و ماهیگیری تامین می‌کند. ب) بعضی از کشورها در جهان به میزان بالایی به ماهیگیری درون مرزی وابسته‌اند، به طوری که در کامبوج ۸۰ درصد از پروتئین جانوری مردم از طریق مصرف ماهی تامین می‌شود و همچنین ماهیگیری ۱۶ درصد به تولید ناخالص داخلی این کشور کمک می‌کند.

3- Borneo

جدول ۱- عوامل اصلی تخریب و از بین رفتن تالاب‌ها برگرفته (و تکمیل‌شده) از میچ و گاسلینک (۱۹۸۳)

تهدیدات عمده	دلایل اصلی تخریب و از بین رفتن تالاب‌ها	
اقدامات انسانی	زهکشی لایروبی و کانال کشی جریان‌های آب رسوب مواد پرکننده احداث سدها و دایک‌ها شخم زدن برای تولید محصولات زراعی خاکریزها قطع درختان تغییر اقلیم (شامل افزایش سطح دریا، تغییر در الگوی بارش، دما و اسیدی شدن آب دریا)	استخراج معدن ساخت و ساز زهاب و آب‌های سطحی آلاینده‌های آب و هوا ایجاد تغییر در سطوح مواد مغذی رها سازی مواد شیمیایی سمی معرفی گونه‌های غیر بومی چرای دام‌ها تغییر مسیر آب به منظور مصارف دیگر
تهدیدهای طبیعی	فرسایش نشست زمین افزایش سطح دریا	خشکسالی گردبادها و سایر انواع طوفان تغییر اقلیم

۲-۱ اهمیت تالاب‌ها در ایران و منطقه

از لحاظ جهانی، ایران یک کشـور کم آب و تحت سـلطه مناطق خشـک و نیمه خشک است که بیش از ۶۰ درصد از مناطـق آن در چنین طبقه‌بنـدی‌ای قرار می‌گیرند. بدین جهت، برای افراد خارجـی، وجود تالاب‌های متنوع متعدد در ایران بسـیار حیرت آور اسـت. تاکنون، بیش از ۱۰۰۰ تالاب در ایران شناسایی شـده که گستره متنوعی از شاخابه‌ها و باتلاق‌های زمین‌های پست خزر تا دلتای طبیعی سیستان در شرق ایران، دریاچه‌های وسیع نمکی فلات مرکزی تا دلتاهای بین‌النهرین در بالای خلیج فارس و دریاچه‌های استپ‌های ترکمن تا جنگل‌های حرایِ جزر و مدی و زمین‌های باتلاقی حاشیه خلیج فارس را شامل می‌شود.

از آنجایی که کشـور ایران به طور کلی (نیمه) خشـک است، این تالاب‌ها آبادی‌های با ارزشی هستند که منجر به حفظ اقلیم (خرد) محلی و تنوع هم در کل گونه‌ها و هم تعداد مطلق می‌شود. برخی از مجموعه‌های کلیدی تالابی در سند خلاصه پروژه حفاظت از تالاب‌های ایران لیست شده است (به جدول شماره ۲ رجوع شود).

جدول ۲ رتبه بندی اهمیت تنوع زیستی برای تالاب‌های مهم بین‌المللی ایران، که بر اساس سیستم عمده تالاب‌ها گروه بندی شده است

نام سایت	دلیل گنجانده شدن	رتبه	تعداد گونه‌های در معرض خطر در سطح جهان	رتبه	تعداد یک درصدی گونه‌ها	رتبه	مجموع
سیستم ۱: فارس مرکزی							
دشت ارژن و دریاچه پریشان	۶	۱۲	۵	۲۰	۱۹	۱۹	۵۱

نام سایت	دلیل گنجانده شدن	رتبه	تعداد گونه‌های در معرض خطر در سطح جهان	رتبه	تعداد یک درصدی گونه‌ها	رتبه	مجموع
دریاچه‌های بختگان، تشک و کمجان	۵	۱۰	۳	۱۲	۱۹	۱۹	۴۱
دریاچه مهارلو	۳	۶	۵	۲۰	۶	۶	۳۲
سیستم ۲: خوزستان							
باتلاق‌های رود کارون	۳	۶	۵	۲۰	۶	۶	۳۲
دشت‌ها و باتلاق‌های رود دز	۴	۸	۵	۲۰	۳	۳	۳۱
هور بامدژ (باتلاق‌های سادی شاوور)	۵	۱۰	۳	۱۲	۹	۹	۳۱
سیستم ۳: خلیج فارس و خلیج عمان							
باتلاق‌های شادگان و فلات‌های گلی جزر و مدی خور الامایا و خور موسی	۷	۱۴	۴	۱۶	۱۵	۱۵	۴۵
دلتای رودخانه حله	۵	۱۰	۴	۱۶	۹	۹	۳۵
تنگه خوران	۶	۱۲	۲	۸	۸	۸	۲۸
سیستم ۴: حوزه سیستان							
حاشیه جنوبی هامون پوزک	۶	۱۲	۵	۲۰	۱۱	۱۱	۴۳
هامون صابری و هامون هیرمند	۶	۱۲	۴	۱۶	۱۳	۱۳	۴۱

نام سایت	دلیل گنجانده شدن	رتبه	تعداد گونه‌های در معرض خطر در سطح جهان	رتبه	تعداد یک درصدی گونه‌ها	رتبه	مجموع
سیستم ۵: خزر جنوبی							
شبه جزیره میانکاله و خلیج گرگان	۷	۱۴	۴	۱۶	۳۴	۳۴	۶۴
مجموعه مرداب انزلی	۷	۱۴	۳	۱۲	۱۸	۱۸	۴۴
باتلاق‌های گمیشان و استپ‌های ترکمن	۴	۸	۲	۸	۱۶	۱۶	۳۲
سیستم ۶: حوزه آبریز ارومیه							
شورگل، یادگار لو و درگه سنگی	۴	۸	۵	۲۰	۸	۸	۳۶
دریاچه ارومیه	۶	۱۲	۲	۸	۱۵	۱۵	۳۵
دریاچه کبی	۴	۸	۳	۱۲	۸	۸	۲۸

منبع: سند خلاصه پروژه حفاظت از تالاب‌های ایران، ژوئن ۲۰۰۳

اهمیت تالاب‌های ایران از نظر تنوع زیستی

تالاب‌ها به شکل‌های مختلفی برای تنوع زیستی اهمیت دارند. برخی از شاخص‌های متداول در تعیین اهمیت تنوع زیستی یک تالاب شامل موارد ذیل هستند:

وجود گونه‌های کمیاب، در معرض خطر بومی

وجود زیستگاه‌های کمیاب یا در معرض خطر

وجود تعداد زیادی از گونه‌ها

اهمیت تالاب‌ها در چرخه حیات گونه‌های کمیاب، در معرض خطر یا بومی

اگر تالابی از اهمیت بین‌المللی برخوردار باشد و منطبق با معیارهای کنوانسیون رامسر نیز باشد، می‌تواند به عنوان سایت رامسر انتخاب شود (رجوع شود به سایت www.ramsar.org). تالاب‌های ایران از نظر ملی، منطقه‌ای و جهانی از اهمیت بالایی برخوردارند و بر اساس مطالعات انجام شده در خصوص تالاب‌های خاورمیانه (اسکات، ۱۹۹۵)، ۶۳ تالاب ایران منطبق با یک یا چند معیار سایت رامسر هستند. این معادل ۴۰ درصد از ۱۶۰ تالاب با اهمیت بین‌المللی در ۱۳ کشوری است که در خاورمیانه مورد مطالعه قرار گرفته‌اند. مطالعات اخیر توسط سازمان محیط‌زیست ایران انجام گرفته که حاکی از افزایش تالاب‌هایِ با اهمیت بین‌المللی به ۷۶ پهنه تالابی هستند.

بسیاری از این تالاب‌هایی که ظرفیت تبدیل شدن به سایت رامسر را دارند، با ۱۰۵ محدوده مهم پرندگان[۴] که تا کنون شناسایی شده‌اند مطابقت دارند (www.birdlife.org، اوانز، ۱۹۹۴).

با این حال، تالاب‌های ایران نه‌تنها برای پرندگان اهمیت دارند، بلکه میزبان ماهی‌ها، دوزیستان، گیاهان، خزندگان و گونه‌های پستانداران هستند. تالاب‌های ایران برای ۶ گونه از پرندگان که در لیست در معرض خطر جهانی اتحادیه جهانی حفاظت وجود قرار دارند بسیار حائز اهمیت هستند. این گونه‌ها شامل باکلان کوچک (*Phalacrocorax pygmaeus*)، پلیکان پاخاکستری (*Pelecanus crispus*)، غاز پیشانی سفید کوچک (*Anser erythropus*)، اردک مرمری (*Marmaronettaangustirostris*)، اردک سرسفید (*Oxyura leucocephala*)، عقاب دریایی دم سفید (*Haliaeetus albicilla*) می‌شوند. پنج گونه دیگر در معرض خطر شامل عروس غاز (*Branta ruficollis*)، عقاب دریایی (*Haliaeetus leucoryphus*)، خروس گلی اجتماعی (دشتی) (*Chettusia gregaria*)، درنای سیبری (*Grus leucogeranus*) وگیلانشاه خالدار (*Numenius tenuirostris*) می‌شود. این گونه‌ها در گذشته به تعداد زیاد مشاهده می‌شدند ولی در حال حاضر به تعداد کم در دوره‌های مهاجرتشان یا به طور سرگردان مشاهده می‌شوند.

علاوه بر پرندگان، تالاب‌های ایران میزبان تعداد زیادی از ماهیان، دوزیستان، گیاهان، خزندگان و پستانداران نیز هستند. تعداد گونه‌های ماهی درون مرزی ایران بیش از ۱۹۲ گونه است که شامل ۱۶۶ گونه بومی و ۲۶ گونه معرفی شده است که از این بین ۳۵ گونه بومی (همگی از ۶ خانواده کپورماهیان دندان‌دار (*Cyprinodontidae*)، کپورماهیان (*Cyprinidae*)، گربه ماهیان و سیچلایدها (*Sisoridae and Cichlidae*)، سگ ماهیان جویباری (*Cobitidae*) و سگ ماهیان (*Balitoridae*) هستند. برخی از این گونه‌ها در زیستگاه‌های غیر متعارفی نظیر چشمه‌های آب گرم، غارها و قنات زندگی می‌کنند. ماهی گورخری گنو (*Aphanius ginaonis*) و سیچلاید هرمز (*Iranocichla hormuzensis*) تنها در چند چشمه آب گرم یافت می‌شوند، در حالی که ماهی کور غار (*Iranocypris typhlops*) از خانواده کپورماهیان دندان‌دار و سگ ماهی (*Paracobitis smithi*) از خانواده سگ ماهیان، تنها محدود به چند غار می‌شوند (اسماعیلی و سایرین، ۲۰۰۷). دریاچه ارومیه یکی از معدود دریاچه‌های شور است که گونه‌ای از میگوی شورزی به نام آرتمیا اورمیانا (*Artemia urmiana*) در آن زندگی می‌کند (ایمانی فر و محبی، ۲۰۰۷).

چرا به مدیریت تنوع زیستی تالاب‌ها نیازمندیم؟

تنوع زیستی تالاب‌ها در ایران همانند سایر نقاط دنیا به خصوص در بسیاری از کشورهای با اقلیم خشک، در معرض تهدید است، به طوری که گونه‌ها و تعدادشان رو به کاهش گذاشته است. این تهدیدها شامل تهدیدهای داخلی و خارجی می‌شود. فشارهای خارجی شامل تغییر اقلیم جهانی می‌شود که می‌تواند منجر به کاهش بارندگی شود (خشکسالی). این تهدید در سال‌های گذشته در ایران مکررا رخ داده است و منجر به کاهش سطح آب در تالاب‌های پریشان و ارومیه شده است. فشارهای خارجی شامل شکار (یا سایر اختلال‌ها برای) گونه‌های پرندگان مهاجر در زمانی که این گونه‌ها در خارج از مرزهای ایران در حال مهاجرت هستند، نیز می‌شود.

فشارهای داخلی نیز بارز بوده و این فشارها در ایران مستقیم‌تر است و تهدید بزرگ‌تری برای تنوع زیستی محسوب می‌شوند (جدول شماره ۳). این فشارهای داخلی شامل تغییر کاربری تالاب‌ها، بهره‌برداری ناپایدار از منابع آب، صید و شکار بی‌رویه و مواردی از این قبیل می‌شوند که همگی منجر به زوال سریع تنوع زیستی و در شرایط وخیم‌تر از بین رفتن کامل بعضی از تالاب‌ها می‌شوند. به طوری که، از ۲۱ رامسر سایت ایران که به طور رسمی در سال ۲۰۰۳ تعیین شدند، هفت تالاب در لیست مونترو ثبت شده‌اند. منظور از لیست مونترو، سایت‌های تالابی با اهمیت بین‌المللی است که به دلیل بروز یک سری تغییرات در خصوصیات اکولوژیکی آن‌ها که در گذشته، زمان

4- Important Bird Area(IBAs)

حال به وجود آمده یا احتمالا به دلیل پیشـــرفت تکنولوژی، آلودگی یا ســـایر مداخلات انسانی به وجود خواهند آمد، ثبت شده‌اند.

جدول ۳ نمونه‌هایی از تهدیدات کلیدی وارده به تالاب‌های ایران

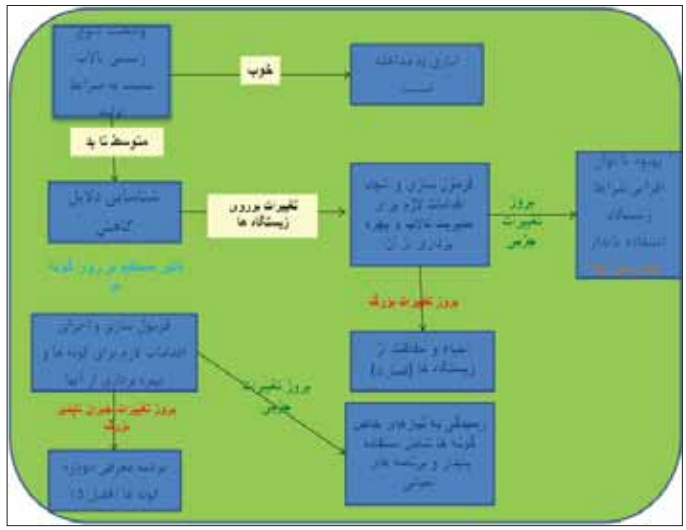
دلایل اصلی تخریب تالاب‌ها	مکان	اثرات
برداشت بیش از حد از آب/ تغییر مسیر آب	دریاچه ارومیه	پایین رفتن سطح سفره‌های آب زیرزمینی شوری بیش از حد که ممکن است منجر به تشکیل پهنه‌های نمکی شود افول گونه‌ها (آرتمیا، فلامینگو) تاثیر بر اقلیم منطقه از دست رفتن منافع اقتصادی
	دریاچه پریشان	پایین رفتن سطح آب سفره‌های آب زیرزمینی کاهش/ احتمال از بین رفتن گونه‌ها (مثل گونه‌های ماهیان بومی) تاثیرات فرهنگی و اقتصادی
خشک کردن تالاب‌ها	تعدادی از تالاب‌های اقماری اطراف دریاچه ارومیه	از بین رفتن خود تالاب و گونه‌های مرتبط از بین رفتن منافع اقتصادی
شخم زدن برای تولید محصول	تالاب پریشان و تالاب‌های اقماری دریاچه ارومیه	تغییر/ نابودی زیستگاه‌های تالابی از بین رفتن گونه‌های حساس
دامداری و چرای دام بی رویه	تالاب شادگان و تعدادی از تالاب‌های اقماری اطراف دریاچه ارومیه	تغییر در زیستگاه‌های تالابی از دست دادن گونه‌های حساس به دلیل تغییر زیستگاه، لگد کوب شدن آشیانه‌ها، اختلالات و غیره
استفاده بیش از حد از منابع ماهی	دریاچه پریشان	فقدان تولید ماهیان کاهش/ احتمال از بین رفتن گونه‌ها
شکار بیش از حد حیات وحش	فریدون‌کنار و سایر آب بندان‌های مازندران	نابودی مستقیم گونه‌های پرندگان (مثل درنای سیبری) از بین رفتن میان مدت تا بلند مدت منافع اقتصادی

به منظور جلوگیری از نابودی تنوع زیستی، لازم است فعالیت‌های انسانی تاثیرگذار بر تالاب‌ها به گونه‌ای مدیریت شـــوند که به ســـطحی از پایداری نزدیک شـــوند و این یکی از کلیدی‌ترین مسئولیت‌های سازمان محیط‌زیست برای حفاظت از منابع بیولوژیکی کشـــور و جلوگیری از نابودی و انقراض گونه‌ها (محلی) اســـت. با این وجود، بســـیاری از وزارتخانه‌ها از قبیل وزارت جهاد کشاورزی که وظایفی نظیر مدیریت کاربری اراضی، آب و آفت کش‌ها و وزارت نیرو که مدیریت منابع آبی را بر عهده دارند نیز باید در مدیریت تنوع زیستی تالاب‌ها نقش داشته باشند.

نحوه تنظیم این راهنمای آموزشی

شـکل ۱ نشـان دهندهِ نمای کلی مداخلات مدیریتی لازم، به منظور مدیریت تنوع زیسـتی است. این اقدامات می‌تواند از انفعال کامل تا معرفی دوباره گونه‌ها یا احیا زیستگاه‌ها متغیر باشد. در شکل زیر سرفصل‌های این راهنما که به انواع اقدامات مدیریتی مختلف می‌پردازد، آورده شده است.

شکل ۱ انواع مداخلات به منظور مدیریت تنوع زیستی تالاب‌ها



ارتباط با فرایند برنامه‌ریزی مدیریتی

فرایند برنامه‌ریزی مدیریتی چرخه‌ای شامل تعیین اهداف، تعیین اقدامات لازم، اجرای اقدامات مدیریتی، پایش و بازنگری مدیریت می‌شود. در مدیریت تنوع زیستی تالاب سوالات متعددی باید در طی فرایند برنامه‌ریزی مدیریتی پاسخ داده شوند. این سوالات شامل موارد ذیل هستند:

۱. تعیین اهداف مرتبط با تنوع زیستی:

☑ به حداکثر یا به شرایط مطلوب رساندن تنوع زیستی
☑ آیا حفاظت از گونه‌های کلیدی مهم است؟
☑ آیا لازم است که بر روی منافع اقتصادی تنوع زیستی تالاب تمرکز شود؟
☑ به منظور حفاظت از تنوع زیستی می‌بایست بر روی کدام یک از کارکردهای کلیدی تمرکز شود؟
☑ آیا لازم است در زمینه اهمیت تنوع زیستی تالاب آگاهی رسانی کرد؟

۲. تعیین اقدامات/مداخلات لازم:

☑ آیا لازم است اقدامی انجام شود، یا اینکه حفظ وضعیت موجود برای حفاظت از تنوع زیستی کافی است؟
☑ آیا میزان تغییر زیستگاه‌های تالابی به حدی است که تنوع زیستی را تحت تاثیر قرار دهد و آیا این تغییرات با

انجام اقدامات هدف دار جبران‌پذیر هستند (به عنوان مثال اقداماتی که مشوّق استفاده پایدار یا تقویت زیستگاه‌های موجود می‌شود)؟ ممکن است به برنامه‌های احیایی برای زیستگاه نیاز باشد، مانند برنامه احیاء گونه لویی در دریاچه پریشان یا برنامه‌های تخصیص آب به دریاچه ارومیه که هر دوی این برنامه‌ها بخشی از برنامه مدیریت تالاب هستند.

☑ آیا تغییرات زیستگاهی عمده‌ای رخ داده است و آیا بهبود وضعیت زیستگاه نیازمند اقدامات اساسی است (مثل احیاء، بهبود)؟ این موارد می‌بایستی در قالب برنامه احیاء زیستگاه که خود متعاقبا بخشی از برنامه مدیریت خواهد شد، شکل گیرند.

☑ آیـا گونه‌های تالابی تا حدی تحـت تاثیر عوامل مخرب قرار گرفته‌اند که نیاز به احیاء جمعیتی باشـد (مانند افزایش بهره‌برداری پایدار، بهبود حفاظت یا تولید مثل)؟ این اقدامات در قالب برنامه احیا گونه‌ها که بعدا بخشی از برنامه مدیریت خواهد شد شکل می‌گیرند.

☑ آیا گونه‌ها (ظاهرا) از تالاب ناپدید شـده‌اند و احتمال بازگشتشـان به صورت خود به خود حتی اگر زیسـتگاه به حالت مطلوب بازشـود و تهدیدات حذف شـوند، پایین است؟ در این صورت معرفی دوباره گونه‌ها[5] لازم است که می‌بایستی تحت یک برنامه مشخص و پیروی از پروتکل‌های صریح انجام شود. معرفی دوباره گونه‌ها به عنوان بخشی از برنامه مدیریت تالاب را شکل می‌دهد.

۳. پایش:

☑ پایش اجرای برنامه مدیریت، گونه‌ها (کلیدی)، زیستگاه‌ها (کلیدی)، فعالیت‌های انسانی در منطقه، استفاده از محصولات تالابی، کمیت و کیفیت آب و مواردی از این قبیل، باید به طور منظم انجام شود.

☑ ممکن اسـت بعضی از جوانب چندین بار در سـال نیاز به پایش داشـته باشد در حالی که برخی دیگر تنها هر ۵-۱۰ سال نیاز به پایش داشته باشند.

☑ اینکه چه چیزی و چه زمانی باید پایش شـود بسـتگی به خصوصیات تالاب و اهداف در نظر گرفته شده برای آن سایت دارد.

۴. مرور و بازنگری برنامه مدیریت:

☑ برنامه‌های مدیریت محدود هسـتند و به این دلیل لازم اسـت به طور منظم به روز رسانی شوند. به طور مثال، علیرغم اینکه برنامه‌های مدیریت دریاچه ارومیه و پریشـان یک چشـم انداز ۲۵ سـاله دارند، باز هم نیازمند به روز رسانی در کوتاه مدت هستند.

5- The Species Re-introduction Plan

۲- مدیریت زیستگاه‌های تالابی

۲-۱- مدیریت تالاب‌ها

می‌توان تالاب‌ها را با اهداف متعددی مدیریت کرد، به عنوان مثال، برای به حداکثر رســاندن تولید ماهی، ذخیره آب برای آبیاری و یا آب آشامیدنی و یا تنها به دلایل زیبایی شناسی به منظور ترویج گردشگری. آیین نامه چارچوب آب اتحادیه اروپا[۶] - یک نهاد قانونی که به منظور مدیریت منابع آب در اتحادیه اروپا تشکیل شده است- برای رسیدن بــه «یک وضعیت اکولوژیکی مطلوب» به مدیریت آب‌ها می‌پردازد (جدول ۴). مفهوم وضعیت اکولوژیکی مطلوب به تفصیل در قوانین مختلف و اسناد مرتبط توضیح داده شده است (کمیسیون اروپا، ۲۰۰۵). طبق کنوانسیون رامسر، مدیریت با هدف بهره‌برداری خردمندانه انجام می‌پذیرد و در این خصوص تعداد زیادی راهنما به چاپ رسیده است.

اکثر تالاب‌ها برای اهداف چندمنظوره‌ای که شامل تنوع زیستی نیز می‌شود، مدیریت می‌شوند و به همین دلیل برای اکثر سایت‌ها برنامه‌های مدیریتی مورد نیاز است. به عنوان مثال، سه هدف مدیریتیِ در نظر گرفته شده برای دریاچه ارومیه شامل موارد زیر می‌شوند: الف) افزایش سطح آگاهی‌ها در مورد ارزش‌های دریاچه ارومیه و تالاب‌های اقماری آن و ارتقاء مشارکت عمومی در مدیریت آن‌ها؛ ب) مدیریت پایدار منابع آبی و کاربری اراضی ج) حفاظت از تنوع زیستی و استفاده پایدار از منابع تالاب. بخش حاضر بر نحوه مدیریت زیستگاه‌های تالابی جهت حفظ تنوع زیستی تمرکز دارد و بدین منظور به دو بخش تقسیم شده است: الف) کیفیت و کمیت آب و ب) پوشش گیاهی و بستر.

جدول ۴ وضعیت اکولوژیکی: آیین نامه چارچوب آب اتحادیه اروپا

عناصر کیفیت بیولوژیکی طبقه بندی وضعیت اکولوژیکی	فیتوپلانکتون	جلبک‌های بزرگ/ نهاندانگان	جانوران بی مهره کف زی
بالا	دست نخورده، نرمال	دست نخورده، بدون تغییرات قابل شناسایی	دست نخورده، تمامی گونه‌های حساس موجود است.
خوب	تغیرات جزئی نسبت به الگوی معین. بدون تسریع رشد یا عدم توازن	تغییرات جزئی نسبت به الگوی معین. بدون تسریع رشد یا ناهماهنگی	تنوع و فراوانی کمی خارج از طیف نرمال. اکثر گونه‌های حساس موجود است.
متوسط	ترکیب، فراوانی، تعداد و شدت دفعات شکوفایی توده زیستی تا حدی از شرایط الگوهای معین متفاوت است	ترکیب و فراوانی تا حدی نسبت به شرایط الگوی معین تغییر کرده است.	تنوع و فراوانی تا حدی خارج از طیف نرمال است. گونه‌های شاخص آلودگی وجود دارند. بسیاری از گونه‌های حساس وجود ندارند.
ضعیف	اجتماعات بیولوژیکی به طور قابل توجهی از وضعیت‌های دست نخورده خارج شده‌اند.		
بد	بخش اعظم اجتماعات بیولوژیکی حضور ندارند.		

منبع: کمیسیون اروپایی (۲۰۰۵)

6- The EU Water Framework Directive

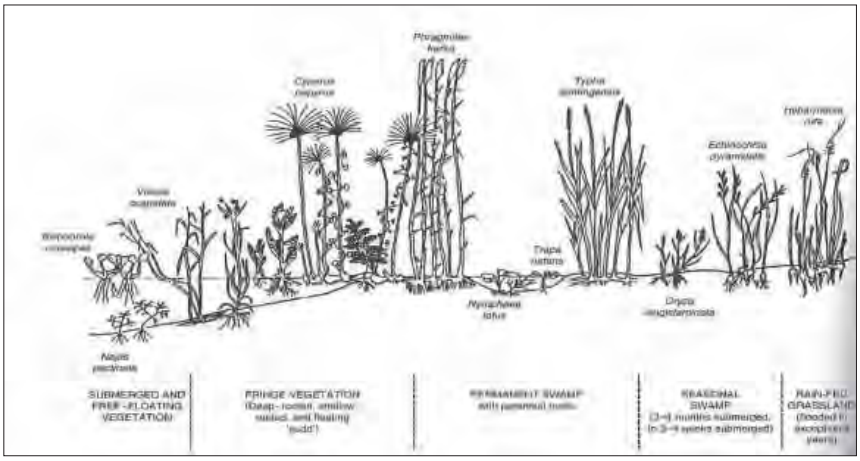
۲-۲- کیفیت و کمیت آب

تمامی عناصر تنوع زیستی از لحاظ کیفیت و کمیت آب نیازهای خاصی دارند. همه گونه‌ها در همه جا یافت نمی‌شوند و هر نوعی از تالاب میزبان گونه‌های معینی است که خود را با شرایط موجود در آن تالاب تطبیق داده‌اند. این بستگی به درجات تحمل معین (مثلا در برابر شوری، عمق یا خشک شدن‌های فصلی)، رقابت بین گونه‌ای (چرا در یک تالاب یک گونه بهتر از دیگری عمل می‌کند)، و تاریخچه یک سایت (چرا بعضی از گونه‌ها تکامل یافته‌اند و یا وارد یک سایت خاص شده‌اند) دارد.

۱-۲-۲- کمیت آب

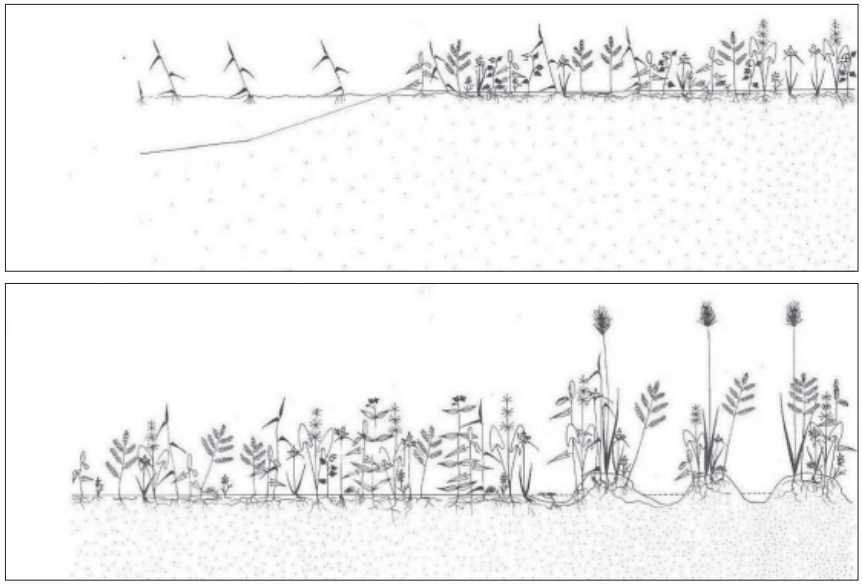
یکی از پارامترهای کلیدی تعیین کننده تنوع زیستی کمیت آب است، به طوری که تفاوت‌هایی زیادی بین یک دریاچه فصلی کم عمق، یک دریاچه عمیق زمین‌ساختی، یک آبگیر کوچک و یا یک دشت سیلابی وسیع وجود دارد. اندازه، زمان بندی و عمق در این مسئله تاثیر به سزایی دارد. در دریاچه‌های عمیق‌تر لایه‌بندی عمودی بروز می‌یابد که به موجب آن اختلاف دمایی در عمق‌های مختلف ایجاد می‌شود. در حالی که در دریاچه‌های کم عمق زون‌بندی افقی آشکارتر است. احتمال دارد دریاچه‌های بزرگ‌تر دارای تفاوت‌های فضایی -مکانی و قطعاتی از زیستگاه‌های مختلف باشند، در حالی که دریاچه‌های کوچک‌تر تنها یک تیپ اصلی دارند. همچنین گیاهان با عمق‌های معینی از آب سازگاری دارند (به شکل ۲ و ۳ از مقاطع عرضی دریاچه یا تالاب مراجعه شود) و شکل‌های حیات گیاهان به صورت غرقابی، شناور، بن در آب بودن و غیره است.

شکل ۲ طغیان و سیل باعث به وجود آمدن تیپ‌های گیاهی خاصی در مرداب‌های بالادست رودخانه نیل می‌شود.



منبع: لیند و موریسون (۱۹۷۴)

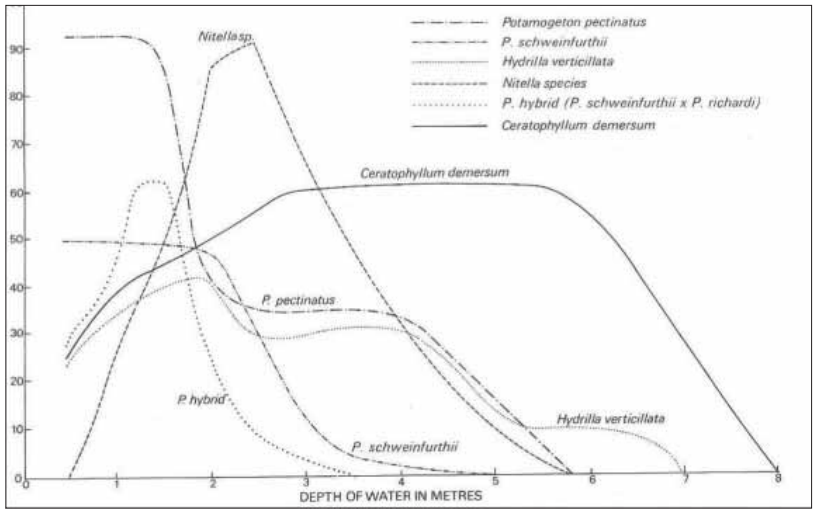
شکل ۳ مقطع عرضی حاشیه دریاچه ناگوگابو، اوگاندا



منبع: لیند و موریسون (۱۹۷۴)

گیاهان به طور کلی مکان ثابتی ندارند، اما نسبت به عمق آب سازگاری پیدا کرده و یا خود را با عمق‌های مختلف آب تطبیق می‌دهند (شـکل ۴) و کنش و واکنش بین گونه‌ها، تاریخچه و فصلی بودن آن‌ها می‌تواند تعیین کننده زون‌بندی پوشش گیاهی باشد.

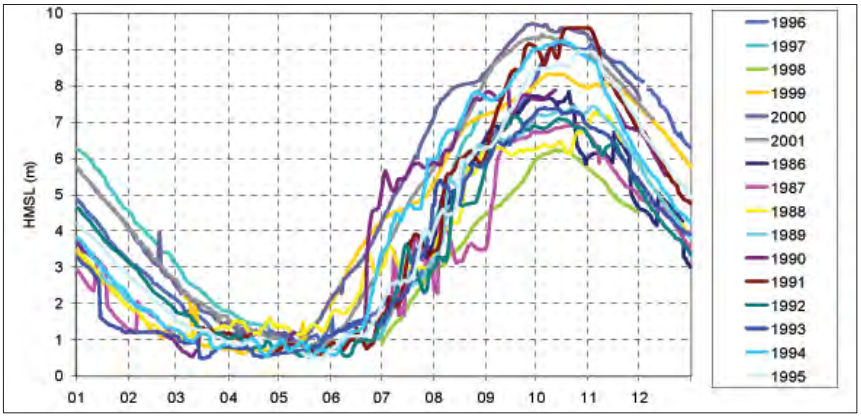
شکل ۴ مقطع عرضی حاشیه دریاچه بون‌یونی، جنوب غربی اوگاندا که زون‌بندی ماکروفیت‌های غرقابی را نشان می‌دهد



منبع: لیند و موریسون (۱۹۷۴)

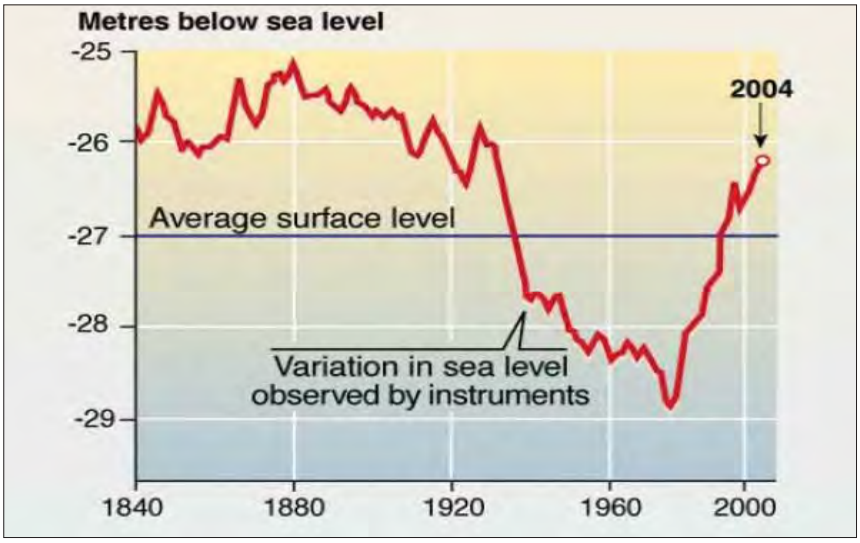
کمیت آب به ندرت ثابت است؛ در سواحل چرخه‌های جزر و مدی به طور روزانه مشاهده می‌شوند (روزانه و نیمه روزانه)، در حالی که تالاب‌های داخل خشکی معمولا چرخه‌های فصلی یا بلندمدت دارند (شکل ۵، از هلستن و یارونپا، ۲۰۰۲). خصوصیات فصلی هیدرولوژی یک تالاب دوره‌های آبی نامیده می‌شود که ممکن است از یک سال تا سال بعدی متغیر باشد ولی با این وجود در سیستم‌های طبیعی این معمولا حول یک مقدار متوسط نوسان می‌کند. همچنین احتمال دارد تغییرات بلند مدت نیز به وقوع بپیوندد، همانند دریای خزر (شکل ۶) که با وجود اینکه (بخشی از) دوره آبی نیست، ممکن است به تغییرات بلند مدت در حوضه (همانند الگوهای استفاده از اراضی) یا تغییرات آب و هوایی مرتبط باشد.

شکل ۵ دوره آبی رودخانه مکونگ، دریاچه تونله سپ



منبع: هلستن و یارونپا (۲۰۰۲)

شکل ۶ تغییر سطوح آب در دریای خزر ۱۸۴۰-۲۰۰۴



http://maps.grida.no/go/graphic/variations-in-sea-level-for-the-caspian-sea-1840-2004

گیاهان و حیوانات با آهنگ دوره‌های آبی و جزر و مدهای روزانه سازگاری یافته‌اند. تغییر چرخه‌های روزانه (مثل جزر و مدی) (مثلا با احداث موانع جزر و مدی)، ممکن است منجر به بروز سیل دائمی و غرق شدن درختان حرا شود. تغییر چرخه‌های فصلی نیز می‌تواند به دلیل غرق شدن گیاهان به زیر آب رفته، بر روی زیستگاه‌ها تاثیر گذار باشد. حیات وحش نیز از این قاعده مستثنی نیست. به عنوان مثال، در صورت از بین رفتن چرخه آب‌گیری سالانه ممکن است ماهیان موفق به تخم ریزی نشوند.

سدها، ذخیره‌گاه‌ها، آب بندان‌ها و برداشت از آب مستقیما بر زیستگاه‌ها تاثیر می‌گذارند. سدها، ذخیره‌گاه‌ها و آب‌بندان‌ها ، جلوی رسیدن آب به مناطق پایین دست را گرفته و حتی ممکن است منجر به خشک شدن فصلی زیستگاه رودخانه‌ای شود، به خصوص هنگامی که با برداشت بی‌رویه آب (برای آبیاری محصول) همراه باشد. در حال حاضر بسیاری از رودخانه‌های بزرگ در جهان (همانند رودخانه ایندوس[۷] در پاکستان؛ رودخانه زرد [۸]در چین؛ رودخانه کلورادو [۹]در آمریکا؛ گوادالکیویر[۱۰] در اسپانیا) حداقل در طی چند ماه در سال به دلایل فوق کاملا در قسمت‌های پایین دست خشک می‌شوند. آب یا به طور مستقیم از خود تالاب و یا از منابع زیرزمینی مرتبط (مثل برداشت با پمپ از دریاچه پریشان) برداشت می‌شود که این امر منجر به پایین رفتن سطح آب یا خشک شدن کامل این زیستگاه‌ها می‌شود.

تخریب سیستم‌های تالابی (رودخانه، دریاچه) از طریق برداشت آب/سدها، منجر به معرفی مفهومی تحت عنوان «جریان‌های محیط‌زیستی» شده است. طبق تعریف اتحادیه جهانی حفاظت (www.iucn.org) جریان‌های محیط‌زیستی، جریان‌های مورد نیاز برای نگهداری از یکپارچگی (سلامت زیست‌بوم)، تولید و خدمات زیست‌بوم‌های وابسته به آب شیرین، در داخل رودخانه، تالاب یا نواحی ساحلی هستند. بر اساس تعریف بانک جهانی، جریان محیط‌زیستی شامل آب باقی مانده، یا رها شده در یک زیست‌بوم رودخانه‌ای می‌شود که به منظور مدیریت شرایط آن زیست‌بوم در نظر گرفته شده است.

برای تعیین جریان‌های محیط‌زیستی نیاز به مطالعات بلند مدت و کامل زیست‌بوم‌های تالابی و هیدرولوژی آن‌ها وجود دارد، ولی این قبیل مطالعات تفصیلی به ندرت انجام شده‌اند. به همین دلیل جریان‌های محیط‌زیستی به ندرت به صورت همه جانبه مورد مطالعه قرار گرفته‌اند. برای اطمینان از سلامت زیست‌بوم چه میزان تخصیص آب لازم است؟ چنانچه شرایطی نزدیک به شرایط دست نخورده یک رودخانه مد نظر است، ۶۰ تا ۷۰ درصد (و یا حتی ۶۵ تا ۹۵ درصد) از کل جریان سالانه برای حفظ این وضعیت لازم است. در رودخانه‌هایی که در آن‌ها فعالیت‌های توسعه‌ای به میزان بالا انجام‌شده است، جریان محیط‌زیستی ۱۵ تا ۲۰ درصد از میانگین کل جریان سالانه (در شرایط غیرقابل تنظیم) می‌تواند برای نگهداری از شرایط نسبتا طبیعی کافی باشد. جریان‌های کمتر از ۱ تا ۱۰ درصدِ شرایط پیش از توسعه برای داشتن یک رودخانه سالم کافی نیست (دیویس و هیرجی، ۲۰۰۳؛ آرتینگتون و سایرین، ۲۰۰۶).

تالاب‌های پایین دست نیازمندی‌های منحصر به فردی دارند که قابل محاسبه است. به عنوان مثال، تالاب ارومیه از طریق ۱۴ رودخانه با جریان‌های دائمی و تعدادی راه آب با جریان‌های فصلی و سیل‌های گهگاهی، تغذیه می‌شود. سایر منابع شامل بارندگی‌های مستقیم و نفوذ از آب زیرزمینی می‌شوند. میانگین جریان سالانه ورودی به دریاچه ارومیه ۵۳۰۰ میلیون متر مکعب تخمین زده شده است که بین ۷۶۰ تا ۱۵۲۶۰ میلیون متر مکعب متغیر است و ۹۴ درصد از این مقدار برای کشاورزی مصرف می‌شود. به منظور پاسخ به تقاضای روز افزون برای آب، چندین پروژه عمرانی منابع آبی ایجاد شده است و بسیاری دیگر نیز در دست اقدام یا برنامه ریزی برای توسعه‌های آینده

7- Indus River
8- Yellow river
9- Colorado River
10- Guadalqivir River

هستند. در صورت انجام این پروژه‌ها، ۲۵ درصد از جریان ورودی آب به دریاچه ارومیه کاسته خواهد شد. از این رو، میزان تخصیص آب به دریاچه در برنامه مدیریت فعلی دریاچه ارومیه تعیین شده است تا تضمینی برای حفظ یکپارچگی آن باشد.

در پایان لازم است توجه داشته باشیم که تغییرپذیری برای نگهداری از زیست‌بوم‌ها اهمیت زیادی دارد. بزرگی، تعداد دفعات، زمان بندی، فاصله زمانی، نرخ تغییر، میزان قابل پیش‌بینی بودن (سیل و خشکسالی)، توالی و غیره... (مانند ضرباهنگ رهاسازی آب از سدها) همگی در تعیین اینکه چه گونه‌هایی به رشد و شکوفایی خواهند رسید و چه گونه‌هایی به این امر دست نخواهند یافت، نقش دارند.

۲-۲-۲- کیفیت آب

همه ما با استانداردهای کیفی آب آشامیدنی سازمان محیط‌زیست و سازمان بهداشت جهانی آشنا هستیم و همچنین از تاثیر کیفیت آب بر روی سلامت انسان‌ها آگاهیم. به همین ترتیب، استانداردهای کیفی آب زیستگاه‌های تالابی نیز می‌بایستی برای حفاظت از تنوع زیستی رعایت شوند. پارامترهای کیفی مختلفی نظیر شوری، مواد مغذی و سموم بر کیفیت آب و زیستگاه‌های تالابی تاثیرگذار هستند. مطالعات کیفیت آب برای برخی از گروه‌های گونه‌های کلیدی (مثل ماهی) به خوبی انجام شده است (به جدول ۵ مراجعه شود).

جدول ۵ - معیارهای کیفیت آب برای ماهیان

نیازهای کیفی آب برای ماهی	مضر	نامناسب	خوب	بسیار خوب	عالی
رسوبات معلق(ppm)	۴۰۰<	۴۰۰-۸۰	۷۹-۲۵	۲۵>	۲۵>
رسانایی(umho/cm)	۲۰۰۰-۱۰۰۰	۱۰۰۰-۵۰۰	۱۵۰-۵۰۰	۵۰۰>	۵۰۰>
Ph	<۱۰,۵+>۴,۰	۵,۵-۴	۵,۵-۶,۵	.۹-۶,۵	۶,۸-۸,۵
اکسیژن محلول (mg/l)	>۱,۷	۲,۰۰-۱,۷	۴,۰-۲,۰	۵,۰-۴,۰	۷,۸-۵,۰
دی اکسید کربن (ppm)	۱۰۰-۳۰	۳۰-۲۵	۲۵-۱۲	>۱۲	>۱۲
خاصیت قلیالی (eq ppm $CaCO_3$) (ppm $CaCO_3$)	>۱۰ >۵	۵۰-۱۰ ۱۲-۵	۲۰۰-۵۰ ۱۵-۱۲	۵۰۰-۲۰۰ <۱۵	-۲۰۰ ۵۰۰ <۱۵
کلسیم (ppm)	>۶,۲۵	۲۴,۹-۶,۲۵	۶۲,۵-۲۵	<۶۲,۵	<۶۲,۵
فسفات (ppm)	>۰,۰۲	۰,۰۵-۰,۰۲۱	۰,۱-۰,۰۵۱	۰,۲۰-۰,۱۰	<۰,۲۰
آمونیاک (ppm)	>۱,۵	۱,۰-۱,۵	>۱,۰	>۱,۰	>۱,۰

منبع: برگرفته از آلباستار و لوید (۱۹۸۰)

۱-۲-۲-۲- شوری

شوری آب بر تمامی تالاب‌ها و حتی زیستگاه‌های ساحلی نیز تاثیر گذار است، چرا که گونه‌های مانگرو در صورت عدم ورود آب شیرین تحت تاثیر قرار می گیرند. این امر به این دلیل است که اکثر این گونه‌ها برای بقا نیازمند آب لب شور بوده و تنها تعداد اندکی قادر به بقا در آب خالص دریا هستند. خشک شدن لاگون‌ها ممکن است منجر به شوری (بسیار) بالا و تغییر در زیستگاه شود. همچنین تغییر در میزان شوری- معمولا به دلیل افزایش برداشت آب (مثلا ناپدید شدن دریاچه‌ها به دلیل شوری بیش از حد؛ تغییر الگوی پوشش گیاهی به دلیل افزایش شوری)- بر تالاب‌های داخل خشکی نیز تاثیرات قابل توجهی دارد. در دریاچه ارومیه که عامل محرک، کاهش جریان‌های ورودی است، ممکن است در صورت استمرار افزایش شوری، دریاچه خشک و تبدیل به یک فلات نمکی شود. نظیر این اتفاق در تعدادی از تالاب‌های دیگر نظیر لوپ نور [11] در چین نیز رخ داده است (شکل ۷). برداشت از دریاچه‌های آب شیرین نیز باعث افزایش شوری آب می‌شود (مانند دریاچه‌های کورونگ/ سایت رامسر دهانه موری[12]، استرالیا؛ (گینگزفورد و سایرین، ۲۰۰۹) و امکان رخ دادن حالت عکس آن نیز وجود دارد. نظیر اتفاقی که به دلیل اقدامات مداخله آمیزی که در هیدرولوژی لاگون چیلیکا در اریسا[13] ی هند (احداث یک سد در بالادست) افتاد و منجر به جلوگیری از ورود سیلاب و تنظیم جریان ورودی رودخانه اصلی شد. این کار منجر به مسدود شدن ورودی لاگون با گل و لای و کاهش شوری آب شد که متعاقبا منجر به کاهش تولید مثل ماهیان و کاهش تنوع زیستی شد (داس و جنا، ۲۰۰۸).

شکل ۷ دریاچه خشک شده لوپ نور در جمهوری خلق چین

منبع: http://www.how-china.com/wp-content/uploads/2010/10/ear-shaped-Lop-Nor.jpg

11- Lop Nor
12- Coorong Lakes/Murray mouth Ramsar Site
13- Chilika Lagoon in Orissa

۲-۲-۲-۲- مواد مغذی

خوراک‌وری[۱۴](افزایش مواد مغذی، معمولا نیتروژن و فسفر) منجر به افزایش رشد گونه‌های فرصت طلب و از بین رفتن گونه‌های حساس می‌شود. اکثر تالاب‌های با تنوع بالا معمولا میزان مواد مغذی پایینی دارند (الیگوتروفیک) و در کل پدیده یوتروفیکاسیون منجر به کاهش تعداد گونه‌ها می‌شود.

روند یوتروفیکاسیون می‌تواند منجر به الف) رشد بی‌رویه گونه‌های غوطه‌ور که ممکن است منجر به شرایط کمبود اکسیژن و مرگ و میر بسیاری از گونه‌ها شود؛ ب) شکوفایی جلبکی (مضر): جلبک‌هایی که تولید سم می‌کنند (نظیر سیانوباکتری). شکوفایی برخی از جلبک‌ها می‌تواند منجر به تلفات جانی شود، به عنوان مثال در دریاچه‌های آب شیرین (همانند بسیاری از تالاب‌های مناطق معتدل در حوالی شهرها) و در طول سواحل (خلیج بوهای در چین، سونگ‌هوئی و ژو، ۲۰۰۳؛ خلیج مکزیک، آمریکا، حقایق اطلاعاتی NOAA[۱۵]).

دریای وادن [۱۶] به دلیل ورود بالای مواد مغذی به رودخانه راین[۱۷] از دهه ۱۹۵۰ تا ۱۹۷۰ به حالت خوراک‌ور در آمد. ولی از دهه ۱۹۷۰، شرایط محیط‌زیستی رودخانه راین به دلیل اقدامات حفاظتی متعدد انجام شده توسط کشورهای حاشیه آن که منجر به کاهش ورود مواد مغذی به این رودخانه شد، بهبود یافته است. با وجود اینکه این امر منجر به بهبود کیفیت آب دریای کم عمق وادن شده است، کاهش مواد مغذی، باعث کاهش تولید مثل صدف‌های قلبی‌شکل (کران، ۲۰۱۰) شده و احتمالا این خود منجر به کاهش تعداد پرندگان نیز شده است.

۲-۲-۲-۳- توکسین‌ها (مواد سمی)

برخی از مواد شیمیایی اثرات مخربی بر محیط زیست دارند. این مواد عموما به توکسین‌ها معروف هستند. بسیاری از این توکسین‌ها تحت پایش قرار دارند و سازمان بهداشت جهانی/ سازمان محیط‌زیست استانداردهایی را برای فلزات سنگین (مانند جیوه، کادمیوم، کروم، سرب و غیره)، آفت‌کش‌ها (مانند د.د.ت، لیندن، کاربامیت و غیره) و برخی از ترکیبات صنعتی (مانند؛ بوتیل سرب، جیوه، نرم کننده‌های پلاستیک از قبیل فتالات‌ها).

توکسین‌ها غالبا در دوزهای پایین برای ارگانیسم‌ها کشنده‌اند ولی برخی از آن‌ها ممکن است برای گونه‌های به خصوصی مضر باشند. تاثیرات سوء د.د.ت در موارد متعددی گزارش شده است که موثق‌ترین آن نازک شدن پوسته تخم پرندگان شکاری‌ای است که میزان تجمع د.د.ت در آن‌ها پایین‌تر از سطح کشنده بوده است. این تخم‌ها امکان تبدیل شدن به جوجه را ندارند. در اواخر دهه ۱۹۹۰ و اوایل دهه ۲۰۰۰، دیکلوفناک، یک نوع آنتی بیوتیک که توسط دامپزشکان در آن زمان مصرف می‌شد، منجر به افت شدید جمعیت لاشخور آسیایی که از مردار دام‌های حاوی این آنتی بیوتیک تغذیه می‌کردند، شد. اخیرا ارتباطی بین افت جمعیت زنبورهای عسل (*Apis mellifera*) و استفاده از حشره کشی به نام ایمیداکلوپرید[۱۸] یافت شده است. به همین صورت نرم کننده‌های پلاستیک نیز به دلیل شباهت آن‌ها با هورمون‌های جنسی، در تغییرات جنسی پدید آمده در ماهیان و دوزیستان نقش داشته و منجر به افت شدید جمعیت آن‌ها شده است.

۲-۲-۲-۴- مدیریت کمی و کیفی آب

مدیریت کیفی و کمی آب می‌بایستی شبیه‌سازی‌ای از شرایط طبیعی (تغییرات طبیعی) باشد و در رابطه با کیفیت

14- Eutriphication
15- National Oceanic & Atmospheric Administration http//:www.cop.noaa.gov/stressors/extremeevents/hab/habhrca/GoMEX-fact.08-04_pdf
16- Wadden Sea
17- Rhine River
18- imidacloprid

آب با این پیش فرض که هر چیزی که بر روی انسان‌ها تاثیر گذار باشد، احتمالا بر تنوع زیستی نیز تاثیر گذار است، به رویکردهای پیشگیرانه نیاز دارد.

۳-۲- بستر و پوشش گیاهی

۱-۲-۳- بستر و خاک‌های تالابی

در اغلب موارد با وجود اینکه ممکن اســت کف دریاچه‌ها، رودخانه‌ها و امثال آن‌ها، بســیار با اهمیت باشند، توسط مدیران تالاب نادیده گرفته می‌شوند. برخی از گونه‌ها ممکن است برای اختفا، نقب زدن و تخم ریزی به بستر خاصی نیاز داشته باشند و تغییر در شرایط بستر می‌تواند منجر به از بین رفتن گونه‌ها شود. سیلاب‌ها یا رهاسازی ناگهانی آب از مخازن آب، ممکن است منجر به از بین رفتن لایه نرم تالاب‌ها شود که برای نقب زدن برخی از گونه‌ها نظیر نرم‌تنان اســتفاده می‌شود. رسوب گذاری به دلیل فرســایش خاک در حوضه ممکن است منجر به ناپدید شدن لایه صخره‌ای/ زبر شــود که در زمان تخم ریزی برای برخی از ماهیان ضروری اســت. توجه: ورود رسوب می‌تواند به طور مستقیم منجر به نابودی پوشش گیاهی و سایر ارگانیسم‌ها شود.

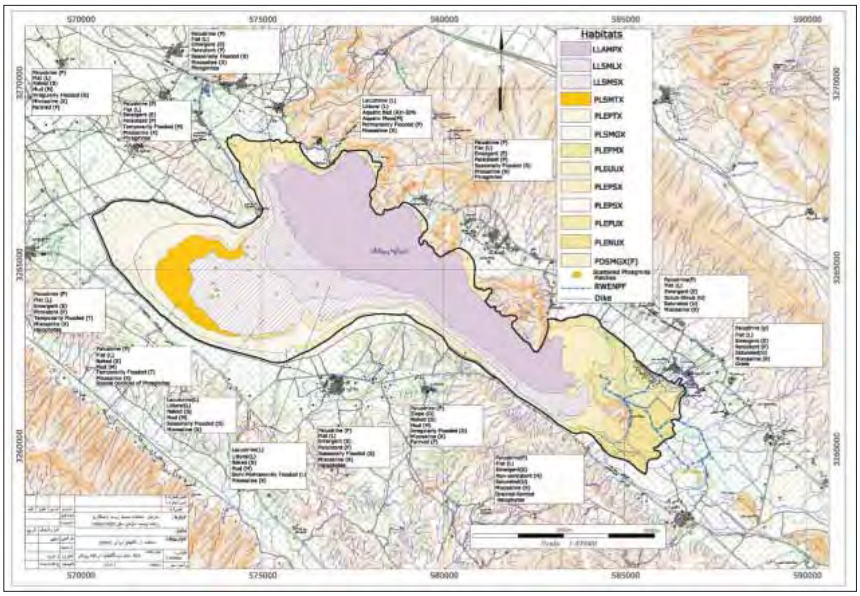
سواحل و خاکریزهای دریاچه‌ها، رودخانه‌ها و نهرها نیز پذیرای بسیاری از گونه‌ها هستند و تغییر در آن‌ها می‌تواند بر تنوع زیســتی تاثیر گذار باشد. سواحل با شــیب تند که شامل رسوبات نرم‌تری هستند، زیستگاه مناسبی را برای تولید مثل برخی از پرندگان (مثل ماهی خورک و چلچله رودخانه‌ای) و پستانداران (مانند سگ آبی) مهیا می‌کنند، در حالی که جزیره‌های صخره‌ای و ماسه‌ای در وسط رودخانه‌ها، محل تولید مثل مناسبی برای پرستوی رودخانه‌ای هستند. به همین دلیل تعویض این سواحل با پوشش بتونی منجر به از بین رفتن زیستگاه می‌شود.

خاک‌های تورب (شامل مواد آلی نیمه تجزیه شده و آب) در محیط‌های مرطوب مناطق حاره‌ای تا مناطق شمالی به وجود می‌آیند. در مواردی که بارش باران بســیار فصلی و یا نامنظم و کم اســت چنین خاک‌هایی دیده نمی‌شود. ممکن است جوامع بسیار خاصی نیز در زیستگاه‌های خاک تورب رشد کنند که این مورد در ایران مشاهده نمی‌شود.

۲-۲-۳- پوشش گیاهی تالابی

پوشش گیاهی تالاب‌ها در تنوع زیستی تاثیر مستقیم دارد. ایران دارای ۸۲۰۰ گونه گیاهی است که از میان آن‌ها ۲۵۰۰گونه (۳۰ درصد) بومی بوده و تعدادی از گونه‌ها به طور خاص با تالاب‌ها در ارتباط هســتند. به منظور پایش پوشــش گیاهی و تغییرات آن‌ها، لازم اســت نقشه پوشش گیاهی، در آغاز جهت اســتفاده به عنوان مطالعات پایه و سپس در فواصل زمانی منظم به منظور پایش تهیه شود. این کار در دریاچه پریشان انجام شده است و توسط سازمان حفاظ محیط‌زیست در مدیریت دریاچه استفاده می‌شود (شکل ۸).

شکل ۸ نقشه پوشش گیاهی تالاب پریشان



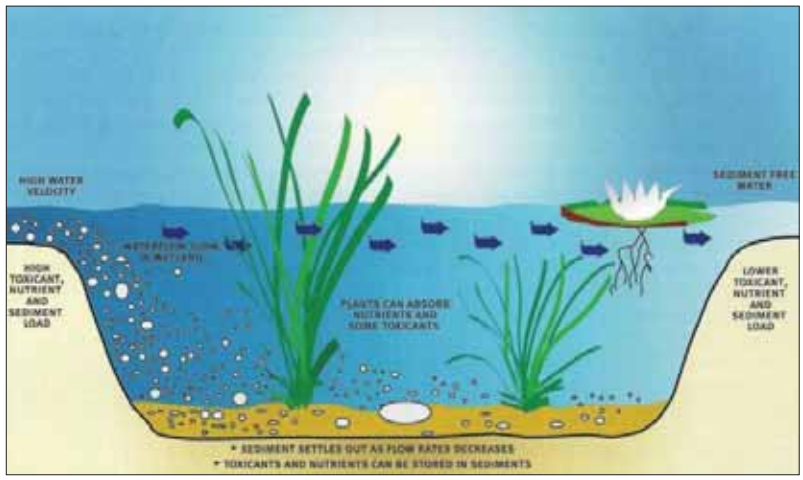
۱-۲-۳-۲- نقش‌های ویژه پوشش گیاهی تالابی

پوشش گیاهی تالاب‌ها نقشی اساسی در حفظ کیفیت آب ایفا می‌کنند زیرا آبی که از میان آن‌ها عبور می‌کند را تصفیه می‌کنند (شکل‌های ۹، ۱۰ و ۱۱). به عبارت دیگر تالاب‌ها نقش کلیه را در طبیعت دارند.

مطالعه موردی

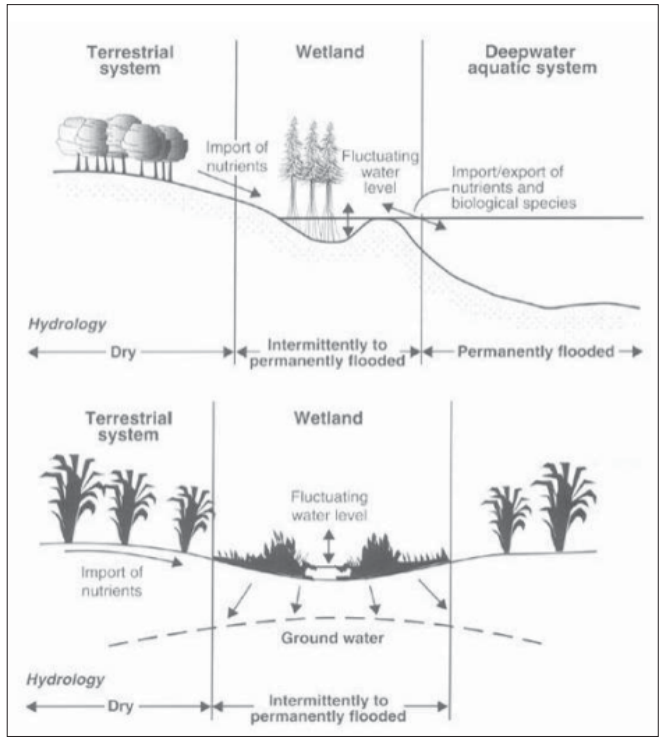
ظرفیت ضربه‌گیری تالاب‌ها یکی از زیر جزءهای پروژه مدیریت محیط‌زیستی دریاچه ویکتوریا در آفریقای شرقی است. هدف از این مطالعه، شناسایی فرایندهای ضربه‌گیری و قابلیت دریاچه ویکتوریا در جذب رسوبات، مواد مغذی و آلودگی‌ها است. این مطالعات توسط یک شرکت مشاوره هلندی به نام ARCADIS Euroconsult در سال‌های ۲۰۰۰ و ۲۰۰۱ انجام شد. سه فعالیت اصلی انجام شده شامل الف) ارزیابی کیفی سریع و اولویت بندی هر کدام از تالاب‌های واقع در حوضه دریاچه ویکتوریا و انتخاب ۲ تا ۳ سایت مطالعاتی به منظور مطالعه کیفیت و کمیت آب و جوامع بیولوژیکی (شکل۱۲)؛ ب) تولید یک مدل کامپیوتری تالابی که با استفاده از جمع آوری داده از ۲ تا ۳ سایت مطالعاتی قادر به شبیه سازی اثرات بارهای ورودی به تالاب‌ها است؛ ج)ارائه پیشنهاداتی در رابطه با روش‌های انجام مطالعات تالابی، با استفاده از سوابق اطلاعاتی به دست آمده شامل ادامه برنامه‌های میدانی و اصلاح مدل شبیه سازی تالاب. نتایج این مطالعه حاکی از آن بود که تالاب‌های طبیعی در حذف مواد مغذی و رسوبات تاثیر گذارند (جدول ۶).

شکل ۹ پوشش گیاهی تاثیرگذار بر کیفیت آب



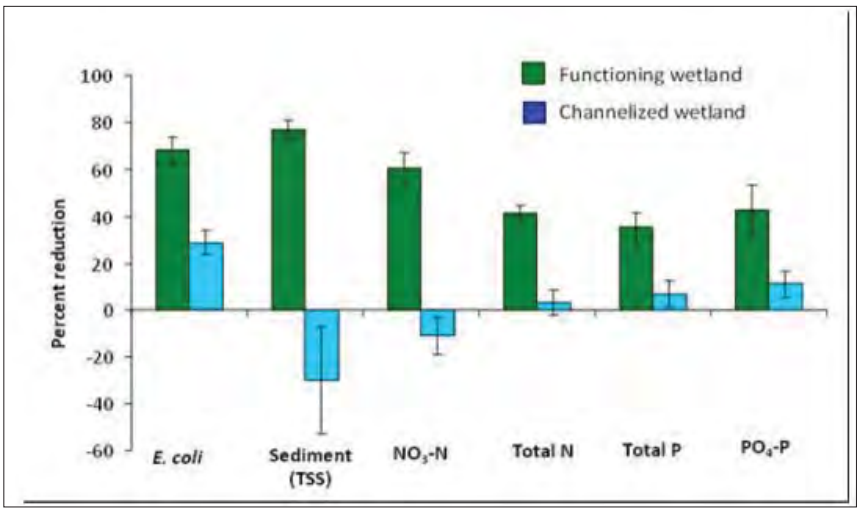
منبع: دیویس و کلاریج (۱۹۹۳)

شکل ۱۰ پوشش گیاهی تاثیرگذار بر کیفیت آب (۲)



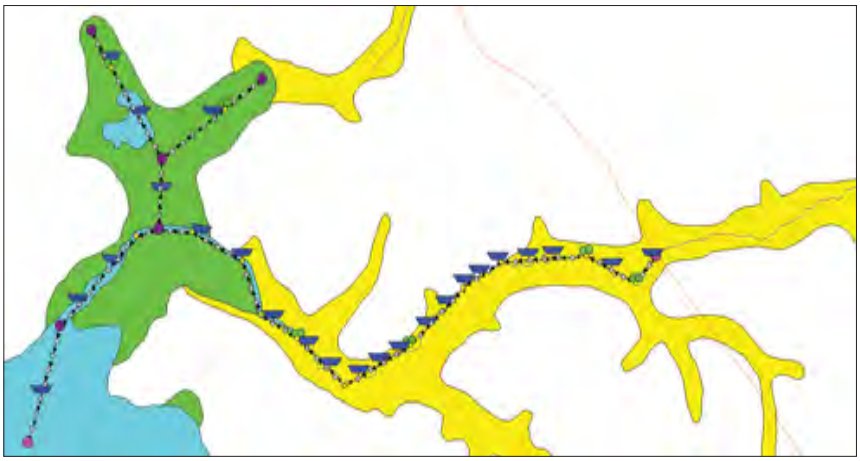
منبع: میچ و گاسلینک (۱۹۸۶)

شکل ۱۱ کاهش آلودگی توسط تالاب‌ها



منبع: http://rangelandwatersheds.ucdavis.edu/main/wetlands.htm

شکل ۱۲ کاهش آلودگی توسط تالاب‌ها در رودخانه ویکتوریا (۲)



منبع: ARCADIS Euroconsult(2001)

سبز= باتلاق‌های پاپیروس، زرد= باتلاق‌های بوته‌زار، فصلی، آبی= دریاچه ویکتوریا؛
مدل‌سازی با استفاده از DUFLOW (رجوع نمایید به: http://www.mx-groep.nl/duflow/)

جدول ۶ تاثیر تالاب‌ها بر کیفیت آب دریاچه ویکتوریا

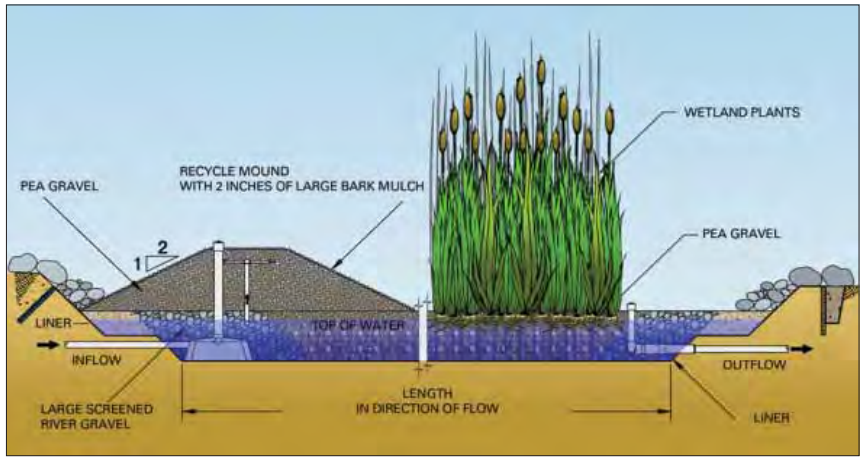
سیستم تالاب	مجموع فسفاف	فسفات غیر ارگانیک	آمونیوم	نیترات	مجموع نیتروژن	مواد ارگانیک محلول	مواد ارگانیک جامد	مواد جامد معلق
باتلاق فصلی نیاناشی	۵,۸	۵۹,۸	۵۲,۸	-۱۲۲	-۱۶۶,۹	-۳۴۲	-۲۰۲	-۴۲
باتلاق دائمی نیاناشی	۲۸,۸	۹۲,۳	۶۸,۸	-۷۹,۰	-۸۹,۹	-۱۴۲	-۸۵	+۴۴
باتلاق فصلی نگونو	۴۵,۷	۶۳,۵	۲۲,۱	-۳۴,۸	-۱۶	-۲,۳	-۷,۶	-۲

منبع: ARCADIS Euroconsult (۲۰۰۱)؛ درصدها حذف(+) یا اضافه شدن(-) را نشان می‌دهند

تالاب‌های تصفیه

در ساخت تالاب‌های به اصطلاح تصفیه مانند تالاب‌های مصنوعی که در تصفیه آب‌های آلوده کارخانه‌ها یا خانه‌ها به کار برده می‌شوند (شکل ۱۳ یک نمونه شماتیک از یک تالاب تصفیه است)، از پوشش گیاهی تالابی استفاده می‌شود. قاعده اصلی این فرایند افزایش مساحت سطح (بستر یا گیاهان) است تا از این طریق باکتری‌ها و قارچ‌ها به آن بچسبند. علاوه بر این، در این فرایند از قدرت جذب مواد مغذی توسط گیاهان با رشد سریع نیز استفاده می‌شود که منجر به حذف مواد مغذی گردد (به عنوان مثال EPA ۲۰۰۰؛ سازمان آب ملبورن ،۲۰۰۵).

شکل ۱۳ تالاب تصفیه (تالاب مصنوعی/ انسان‌ساز)



منبع: http://www.natsys-inc.com/media/constructed-wetlands-21.jpg

نقش پوشش گیاهی در مدیریت کمیت آب

پوشش گیاهی تالابی باعث کند شدن جریان آب (از طریق ایجاد مقاومت هیدرولیکی) در کانال‌های رودخانه‌ها

و مصب‌ها و طول ســواحل می‌شود. به همین دلیل، پوشــش گیاهی می‌تواند در تضعیف موج‌ها و تاثیر طوفان‌ها در ســواحل نقش داشــته باشد، با این وجود این پوشش ممکن اســت به دلیل کند کردن جریان آب، منجر به افزایش سیل در طول رودخانه‌ها نیز شود.

همچنین پوشــش گیاهی تالابی ممکن اســت از طریق گیاهان بن در آب (و تا حدودی) گیاهان غوطه‌ور منجر به افزایش تبخیر و تعرق نسبت به آب‌های آزاد شود.

زیستگاه حیات وحش

پوشــش گیاهی تالاب نقشــی حیاتی در ایجاد زیستگاه مناسب برای حیات وحش ایفا می‌کند. گیاهان بن در آب (از قبیل نی‌ها، درختان و درختچه‌ها) به عنوان محل‌های اســتراحت و لانه گذاری برای پرندگان اســتفاده می‌شوند. همچنین این گیاهان نقشی کلیدی در حفاظت گونه‌ها در برابر شکارچیان و آب و هوای سخت دارند (مانند سپری در برابر باد عمل می‌کنند). گیاهان غرقابی بســتری مناســب برای تخم ریزی ماهیان و دوزیستان فراهم می‌کنند به طوری که تخم‌ها بر روی این گیاهان ته‌نشین می‌شوند و یک منبع غذایی برای ماهیان و اردک‌های غواص محسوب می‌شــود. علاوه بر این، این گیاهان به عنوان پناهگاهی برای نرمتنان و ماهیان کوچک کاربرد دارند. حشــرات آبزی نیز برای محل زندگی و تغذیه خود به گیاهان بن در آب و غوطه‌ور وابسته هستند.

۲-۲-۳-۲- درس‌هایی برای مدیریت بستر و پوشش گیاهی

برخی از درس‌های کلیدی در مدیریت بستر و پوشش گیاهی تالاب‌ها شامل موارد ذیل هستند:

مدیران باید از رسوب گذاری و لایروبی تالاب‌ها جلوگیری کنند، چرا که هر دو عامل بر تنوع زیستی تاثیرگذارند.

ســواحل و کرانه‌های طبیعی رودخانه‌ها و دریاچه‌ها برای تولید مثل و اســتراحت گونه‌ها مکان‌های مهمی هستند و ایجاد تغییراتی نظیر آسترکشــی کانال‌ها، ممکن اســت منجر به از دســت رفتن این کاربرد شود. تغییر در پوشش گیاهی به طور مستقیم و غیر مستقیم بر روی تنوع زیستی حیات وحش آن منطقه تاثیرگذار است.

۳- مدیریت گونه‌های تالابی

۳-۱- به حداکثر رساندن یا بهینه سازی تنوع

مدیران تالاب‌ها می‌بایست توجه داشته باشند که آیا تنها حفاظت از برخی از گونه‌های خاص مد نظر است (مثل گونه‌های کمیاب، بومی یا گونه‌های غیر متعارف) و یا اینکه تلاش‌ها و فعالیت‌ها باید بر به حداکثر رساندن تعداد گونه‌های بومی در تالاب تمرکز داشته باشند. در اکثر موارد تمرکز بر روی گونه‌های کلیدی است چرا که حفاظت از این گونه‌ها غالبا منجر به حفاظت از یک سری گونه‌های دیگر نیز می‌شود.

۳-۲- تغییرات زیستگاه و تنوع

ممکن است بعضی از تغییرات در زیستگاه منجر به افزایش کلی تنوع زیستی شود، به عنوان مثال، هرس کردن[۱۹] علفزارهای مرطوب[۲۰] اروپا یا ایجاد موزاییک‌های زیستگاهی ممکن است منجر به تنوع بیشتر در بعضی مناطق شود. با این وجود چنین تغییرات (و اختلالاتی) می‌تواند بر گونه‌های حساس تاثیر بگذارد و منجر به از بین رفتن آن‌ها شود. بدین دلیل ضروری است پیش از ایجاد هرگونه تغییری، از زیستگاه و اجتماعات درون آن آگاهی کامل داشته تا قادر به ارزیابی تاثیرات احتمالی هر گونه تغییر باشیم. به طور کلی تغییرات بزرگ منجر به از بین رفتن تنوع زیستی می‌شود و تغییرات زیاد نیز باعث اضمحلال زیستگاه و کم شدن تعداد گونه‌ها می‌شود.

می‌توان برای تاثیرات تغییر زیستگاه بر تنوع زیستی مدلی تهیه کرد که از رایج‌ترین این مدل‌ها می‌توان به GLOBIO3 (ون رویژ، ۲۰۰۹؛ آلکمید و سایرین، ۲۰۰۹) اشاره نمود. این مدل قادر به پیش‌بینی میانگین فراوانی گونه‌های اصلی مرتبط با شرایط دست نخورده در زمان بروز تغییرات است. GLOBIO3 از پارامترهایی نظیر تغییر کاربری زمین (توسعه کشاورزی)، جنگلداری (مدیریت؛ از قبیل سیستم برداشت، تغییر منظم الگوی زراعت و غیره)، زیرساخت‌ها و تاسیسات، تکه تکه شدن (زیستگاه‌ها)، تغییرات آب و هوایی و رسوب نیتروژن استفاده می‌کند.

۳-۳- گونه‌های غیر بومی

ورود گونه‌های مهاجم غیر بومی به تالاب، نوعی خاص از اختلال و مزاحمت در محیط محسوب می‌شود که مستقیما بر گونه‌ها تاثیر می‌گذارد. در اغلب موارد این اتفاق به صورت تصادفی رخ می‌دهد و در آغاز منجر به افزایش گونه‌های تالاب می‌شود، ولی در میان مدت تا دراز مدت غالبا منجر به از دست رفتن گونه می‌شود. اکثر گونه‌های مهاجم غیر بومی به شدت رقابتی هستند و تکثیر آن‌ها باعث کاهش یا از بین رفتن سایر گونه‌ها می‌شود. برای کسب اطلاعات بیشتر به «گروه تخصصی گونه‌های مهاجم در کمیسیون بقای گونه‌های آی یو سی ان» در www.iucn.org مراجعه شود.

در صورت ورود گونه مهاجم از نوع گونه گیاهی، ممکن است تغییرات بزرگی در زیستگاه رخ دهد چرا که گونه‌های اصلی زیستگاه ممکن است کاملا با این گونه مهاجم جایگزین شوند. مثال‌هایی در این مورد شامل موارد ذیل می‌شود:

گیاه حساس (میموسا) غول‌پیکر (*Mimosa Pigra*) در کاکادو ان پی،[۲۱] استرالیا و قسمت‌هایی از اندونزی

سنبل آبی (*Eichhornia crassipes*) در جنوب و جنوب شرقی آسیا (ترن و سایرین، ۲۰۰۲)، دریاچه ویکتوریا (مونده و نیوکا، ۲۰۰۴)

گیاه سالوینیا (*Salvinia molesta*) در پاکستان، اندونزی و آفریقا (مانند دلتای اوکاوانگو، ام فوندیسی و سایرین، ۲۰۰۸)

گونه‌های مهاجم حیوانی نیز می‌توانند در رقابت با گونه‌های بومی برنده و حتی کاملا باعث از بین رفتن آن‌ها شوند و

19- Mowing
20-Wet grassland

چمنزارهای مرطوب شامل مرتع یا دشتی می‌شود که در آن گودال‌های حاوی آب لب شور یا شیرین وجود دارد
21-(http://www.nt.gov.au/nreta/natres/weeds/find/mimosa/pdf/case_studies.pdf)

در بعضی مواقع منجر به انقراض گونه‌های بومی شوند. مثال‌هایی از گونه‌های مهاجم غیر بومی در زیر آورده شده است:
وزغ غول‌پیکر یا آبزی (*Bufo marinus*) در استرالیا (سمی کردن سایر گونه‌ها و غلبه بر سایر دوزیستان؛ اوربان و سایرین، ۲۰۰۷).
گونه تیلا پیا (*Oreochromis nilotica*) (و تا حد کمتری تیلاپیای موزامبیک (*O. Mossambicus*) در طول ساحل شرقی استرالیا (بر ماهیان بومی غلبه کرد؛ *2006 FishNote April*)
ماهی سوف نیل (*Lates niloticus*) در دریاچه ویکتوریا (انقراض گونه‌های بومی؛ سی‌هاوزن، ۱۹۹۹)
حلزون سیب (*Pomacea spp*) در اندونزی (حلزون‌های بومی)
صدف گورخری (*Dreissena polymorpha*) در اروپای غربی (غلبه بر گونه‌های بومی) و آمریکای شمالی

٤-۳- نیازمندی‌های خاص برای نگهداری از تنوع زیستی حیات وحش

گونه‌های کلیدی نیازمندی‌های زیستگاهی و تولید مثلی خاصی دارند. ممکن است یک مدیر تالاب تصمیم بگیرد با تغییر در محیط‌زیست باعث جلب یا افزایش تعداد گونه‌های کلیدی شود. به عنوان مثال:
با ایجاد تالاب نظیر آب بندان‌های طبیعی در شمال ایران، سدها و مخازن آب، تالاب‌های تصفیه

کاشت یا تشویق رشد گیاهان غذایی

ایجاد و یا تشویق رشد گیاهان با اهمیت برای لانه گذاری (درختان، نیزارها) یا ایجاد محل‌های لانه گذاری مصنوعی (مانند جعبه) قرق کردن مناطق برای گونه‌های حساس به مزاحمت به برنامه‌های هدفدار به منظور جذب برخی از گونه‌های کلیدی خاص یا افزایش تعداد آن‌ها، غالبا برنامه احیا گونه [۲۲] گفته می‌شود. پروژه ADB-GEF در دشت‌های سان‌جیانگ در شمالی شرقی کشور چین در ادامه به عنوان نمونه موردی آورده شده است.

نمونه موردی: دشت‌های سان‌جیانگ در کشور چین

دشت‌های سان‌جیانگ در شمال شرقی کشور چین و در استان هیلونگ‌جیانگ واقع شده و به قسمت‌های هم‌جوار شرق دور سیبری در روسیه شباهت زیادی دارند. این منطقه در گذشته متشکل از یک موزاییک وسیع از نیزار (*Phragmites australis*) و سایر باتلاق‌ها، اغلب در خاک‌های توربی می‌شد. این مناطق در دهه‌های ۱۹۷۰ و ۱۹۸۰ به طور گسترده‌ای خشک شدند، ولی طی ۵ تا ۱۰ سال گذشته تحت یک پروژه بزرگ تسهیلات محیط‌زیست جهانی (GEF) تحت حفاظت و تا قسمتی احیا قرار گرفتند. در این پروژه تهدیدات مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفته (شکل ۱۴) و برنامه احیاء گونه‌ها تهیه شد.

یک برنامه منطقه‌ای احیاء برای حاجی لک‌لک (*Ciconia boyciana*) (جدول ۷)، بر اساس نصب لانه‌های انسان ساخت در چندین منطقه حفاظت شده پیشنهاد شد، در حالی که برای درنای تاج قرمز (*Red-crowned Crane*) به دلیل اینکه انتخاب سایت و تولید مثل آن‌ها به شدت وابسته به سطح آب است یک استراتژی متفاوت نیاز است. برای اردک ماهی‌خوار فلس‌دار (*Mergus squamatus*) رودخانه‌های بزرگ‌تر ارجحیت دارد. این نوع از رودخانه‌ها همچنین برای گونه حفاظت شده دیگری از پرنده با نام اردک ماندارین (*Aix galericulata*) که مانند اردک ماهی‌خوار فلس‌دار در حفره‌های موجود در تنه درختان لانه گذاری می‌کند اهمیت دارند. یک برنامه احیاء برای اردک ماهی خوار فلس‌دار که شامل نصب جعبه‌هایی به عنوان لانه در قسمت‌های جنگلی زیستگاه ساحلی رودخانه ووسولی می‌شود، می‌تواند منجر به افزایش همزمان تعداد زادآور اردک ماندارین علاوه بر اردک ماهی‌خوار فلس دار شود (گروه آی آر جی، ۲۰۰۴).

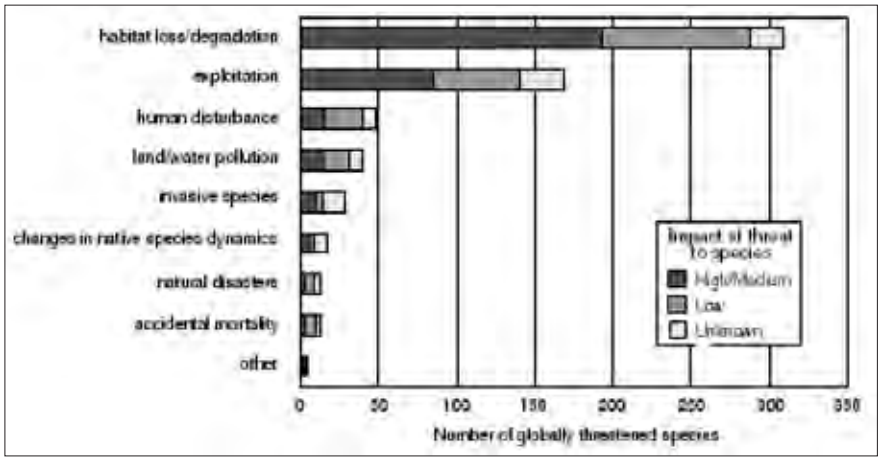
22- Species Recovery Plan

جدول ۷ هدف‌گذاری گونه‌ها برای برنامه‌های احیاء گونه

گونه یا زیر گونه	وضعیت در IUCN	دلیل انتخاب	منابع
حاجی لک لک *Ciconia boyciana*	در معرض خطر (Endangered)	تهدیدات اصلی برای بقای گونه شامل جنگل زدایی، خشک کردن و تغییر کاربری تالاب به زمین‌های کشاورزی، ماهیگیری بی رویه و مزاحمت و اختلال انسان‌ها است که تمامی این‌ها توسط SPWPP مورد بررسی قرار خواهد گرفت. چتر حمایتی تمامی ماهیان و پرندگان ماهی خوار را که از حفاظت از ماهیان نفع می‌برند (حواصیل، اگرت، اردک ماهی خوار، عقاب دریایی، عقاب)، در بر می‌گیرد تا دسترسی حاجی لک‌لک به مواد غذایی را افزایش دهد. در تعداد اندک در زمان‌های تولید مثل و مهاجرت در سان‌جیانگ دیده می‌شوند. (بدین معنا که این گونه در سطح محلی منقرض نشده است). این گونه در محل‌هایی که درختان یا دیگر سازه‌های مناسب در دسترس هستند (چراغ برق، برج‌های دیده بانی و غیره، در روسیه که مزاحمت‌های انسانی وجود ندارد) لانه گذاری می‌کند. همان‌طور که در ذخیره‌گاه‌های ملی طبیعی هونگه و سان‌جیانگ نشان داده شد با ساختارهای مصنوعی انسان ساز برای لانه گذاری کاملا سازگار است. یک پروژه لانه سازی برای حاجی لک لک در جینگ کایهو آغاز شد، ولی به دلیل کمبود بودجه و دانش تخصصی به اهداف خود دست نیافت. در ضمیمه ۱ لیست CITES آورده شده است. این گونه در چین در سطح ۱ حفاظت قرار داشته و در کتاب اطلاعات سرخ چین به عنوان گونه در معرض خطر فهرست شده است. پتانسیل همکاری بین طرح احیاء سان‌جیانگ و فعالیت‌هایی که توسط IUCN و GEF در روسیه پشتیبانی می‌شوند، وجود دارد. به دلیل در معرض دید بودن بالا، این پرنده دارای پتانسیل برای انتخاب به عنوان گونه پرچم به عنوان یک سمبل منطقه‌ای برای حفاظت از تالاب است. به دلیل آسان بودن رویت و شمارش جوجه‌ها از فاصله دور، این پرنده گونه‌ای ایده‌آل برای لحاظ شدن در پروژه‌های دانش آموزی حفاظتی مدارس به شمار می‌رود. پتانسیل بالایی برای توسعه یک شبکه منطقه‌ای و فرا مرزی یا اجتماع داوطلبان احیاء حاجی لک لک وجود دارد.	IUCN. ۲۰۰۰. Strategy for the Oriental White Stork (Ciconia boyciana) conservation in Russia. IUCN The World Conservation Union, Moscow. BirdLife International (۲۰۰۱) Threatened birds of Asia: the BirdLife International Red Data Book. Cambridge, UK: BirdLife International.

منبع:گروه آی آر جی (۲۰۰۴)

شکل ۱۴ تهدیدات عمده پیش روی پرندگان تالابی در کشور چین



۵-۳- حفاظت از سایت‌های زادآوری

گونه‌هایی که به صورت کلونی زادآوری می‌کنند (مثل پلیکان، فلامینگو، حواصیل) به دلیل آسیب پذیری ویژه، در برابر شکار و مزاحمت‌های انسانی (شامل قایق‌ها و هواپیماها) به محافظت احتیاج دارند. در مناطق حفاظت شده این به معنای از دسترس خارج کردن محل زادآوری آن‌ها در فصل‌های تولید مثل برای بازدیدکنندگان است و کارکنان این مناطق نیز تنها در زمانی که به وجود آن‌ها نیاز است (همانند زمان پایش) اجازه ورود به منطقه با ایجاد حداقل مزاحمت (بدون استفاده از قایق موتوری و رادیو) را دارند. از آنجایی که بازدید کنندگان به مشاهده این کلونی‌های زاد آور علاقه زیادی دارند، می‌توان با فاصله معین و یا در مناطق استراتژیک استتار شده با مسیر دسترسی نامحسوس، برج‌های پرنده نگری احداث کرد.

حفاظت از زیستگاه‌های کلیدی مورد نیاز برای زادآوری (همانند نیزارها، درختان، بسترهای صخره‌ای) یکی دیگر از ابزارهای مدیریتی محسوب می‌شود. بعضی از گونه‌های خاص مانند سگ آبی، مرغ ماهی‌خوار و پرستوی رودخانه‌ای برای حفر لانه‌های خود به صخره‌ها یا برآمدگی‌های رسوبی (نرم) یا برآمدگی‌هایی که بتوانند لانه خود را در آن حفر کنند، احتیاج دارند، در حالی که برخی دیگر از گونه‌ها (مثل چلچله رودخانه‌ای) جزیره‌های ماسه‌ای در رودخانه‌ها، نیزارها (مثل چکاوک نیزارها) یا درختان قدیمی تو خالی(مانند اردک درختی) را ترجیح می‌دهند. برای بعضی از گونه‌ها، نصب دکل‌ها یا جعبه‌های مصنوعی برای لانه گذاری بسیار موثر است.

کنترل شکار و ماهیگیری در طی دوره‌های تولیدمثل بسیار حیاتی است (نظیر ممنوعیت ماهیگیری در دوره تخم ریزی ماهیان و ممنوعیت شکار در دوره لانه گذاری پرندگان) در غیر این صورت شکار و ماهیگیری منجر به کاهش میزان تولید مثل و تاثیر منفی بر جمعیت آتی گونه‌ها خواهد شد. برای متقاعد کردن ماهیگیران و شکارچیان می‌توان به این نکته اشاره کرد که یک حفاظت موقت منجر به سالم‌تر شدن و بزرگ‌تر شدن جمعیت گونه‌ها در آینده می‌شود که نهایتا به نفع آن‌ها تمام می‌شود.

نمونه موردی: پارک ملی داناو سنتاروم [۲۳]

بورنئوی غربی شـامل مجموعه بزرگی از دریاچه‌ها در دشـت‌های سـیلابی (۳۰ دریاچه) است که اطراف آن را جنگل مردابی فرا گرفته است. این منطقه از نظر منابع ماهی و گیاهی بسیار غنی است (شکل ۱۵) ولی با این وجود، طی ۵۰ سال گذشته هیچ نوع کلونی از پرندگان زادآور در آن دیده نشده است. در صورتی‌که اسم‌های این مناطق (داناو سارانگ بورونگ، دانـاو پولاو بورونگ و داناو پراناک بورونگ؛ گیسـن، ۱۹۸۷) دلالت بر وجـود تعداد زیادی از کلونی‌های پرندگان آبزی در زمان گذشته دارد. بر اساس مطالعات انجام شده در دهه ۱۹۸۰(گیسن، ۱۹۸۷) جوامع محلی با برداشت ناپایدار تخم‌های پرندگان در طی دوره‌های زادآوری منجر به از بین رفتن این کلونی‌ها شده‌اند. حفاظت از گونه‌های زادآور و مناطق فوق‌الذکر توصیه شده است، ولی با این وجود حتی بعد از ۲۰ سال این کلونی‌ها به حالت عادی بازنگشته‌اند.

شکل ۱۵ دریاچه‌های مجاور دشت‌های سیلابی و جنگل‌های آب گیری شده در پارک ملی داناو سنتاروم

پارک ملی داناو سنتاروم در دبلیو کالیمانتان واقع در جزیره بورنئو در حاشیه رود کاپواس

نمونه موردی: دریاچه تونله سپ در کامبوج

ذخیره‌گاه زیست‌کره تونله سپ در کامبوج که تمامی دریاچه به همراه بخش بزرگی از دشت سیلابی را در بر می‌گیرد، در سال ۲۰۰۱ توسط رویال دکری[۲۴] پایه گذاری شد. این ذخیره‌گاه به سه زون تقسیم بندی شده است: زون اصلی، زون حائل و زون بینابینی. در زون بینابینی می‌بایست مدیریت پایدار منابع طبیعی انجام شود، در حالی که زون حائل منطقه‌ای است که در آن به منظور حفاظت از زون اصلی تنها فعالیت‌هایی انجام می‌شوند که با حفاظت هم‌خوانی دارند. سه زون اصلی این ذخیره‌گاه شامل پرِک تول [۲۵](۲۱۳۴۲ هکتار، شکل ۱۶)، بوئِنگ شمار[۲۶](۱۴۵۶۰ هکتار) و استنگ سن[۲۷](۱۴۵۶۰ هکتار)

23- Danau Sentarum
24- Royal Decree
25- Prek Toal
26- Boeng Chhmar
27- Stung Sen

می‌شود که این سه زون به دلیل اهمیتشان برای کلونی‌های پرندگان (پرک تول)، مناطق تغذیه پرندگان (بوئنگ شمار) و جنگل‌های منحصر به فرد گالری[۲۸](استانگ سن) به عنوان زون‌های اصلی در نظر گرفته شده‌اند. جمع آوری تخم‌ها و شکار پرندگان و مزاحمت‌های انسانی همچنان از جمله تهدیدات کلیدی وارده به پرندگان در پرک تول هستند. تونله سپ (عمدتا پرک تول ولی شامل بوئنگ شمار هم می‌شود) در برگیرنده با اهمیت‌ترین کلونی‌های پرندگان آبزی در کل آسیای جنوب شرقی است. به غیر از گشت زنی محیط‌بانان در منطقه، این منطقه توسط چندین برنامه آگاهی رسانی با جوامع محلی و مدارس محلی پشتیبانی می‌شود.

شکل ۱۶ اگرت در محدوده مرکزی پرک تول، ذخیره‌گاه زیست کره تونل سپ، کامبوج

۶-۳- دوزیستان و قارچ chytrid

قارچ Chytrid از اواخر دهه ۱۹۹۰ منجر به نابودی جمعیت‌های دوزیستان در کل جهان شده است، به طوری که برخی از گونه‌های دوزیستان احتمالا منقرض شده‌اند (مثل وزغ طلایی (*Bufo periglenes*) در آمریکای مرکزی، وزغ اسپری کیهانسی (*Nectophrynoides asperginis*) در تانزانیا و قورباغه پوزه نوک تیز (*Taudactylus acutirostris*) در استرالیا). مسبب ورود این قارچ و از بین رفتن دوزیستان چیست؟ بر اساس برخی از منابع، منشا این قارچ آفریقا بوده است و در ابتدا از طریق تجارت وزغ پنجه‌دار آفریقایی (*Xenopus laevis*) و سپس به احتمال زیاد توسط تماس ناآگاهانه انسان‌ها با هاگ‌های آن در سرتاسر جهان پخش شد (فیشر و سایرین، ۲۰۰۹؛ لم و سایرین، ۲۰۱۰).

نمونه موردی: وزغ اسپری کیهانسی، تانزانیا

وزغ اسپری کیهانسی (شکل ۱۷) در دهه ۱۹۹۰، در زمانی که احداث سد برقابی با بودجه بانک جهانی بر روی رودخانه کیهانسی رو به اتمام بود، کشف شد. این وزغ در دره باریک پایین دست آبشار اصلی، یعنی در جایی که تالاب‌های به اصطلاح افشانه‌ای شکل می‌گیرند، یافت می‌شود. پس از اتمام احداث سد و شروع بهره برداری از آن، حالت افشانه‌ای آب

۲۸- جنگل‌های گالری (gallery forests) شامل جنگل‌های همیشه سبز می‌گردد که به صورت راهروهایی در طول رودخانه یا تالاب شکل می‌گیرد و به چشم اندازهایی ختم می‌شوند که در صورت عدم وجود این جنگل‌ها به ندرت درختی در آن‌ها دیده می‌شود مثل ساواناها، علفزارها و صحراها (م. برگرفته از ویکی پدیا).

توسط فواره‌هایی که نصب شده بودند شبیه سازی شد (شکل ۱۹). این کار تا حدی در افزایش رطوبت منطقه تاثیر داشت ولی در طی چند سـال، جمعیت وزغ‌ها افت شـدیدی از خود نشان داد و این گونه در حیات وحش منقرض شد. به مرور مشخص شد که این گونه مغلوب پاتوژن قارچی *Batrachochytrium dendrobatidis* شده است.

شکل ۱۷ وزغ اسپری کیهانسی

منبع: http://endangeredanimalsisaac.webs.com/apps/photos/photo?photoid=94316490

شکل ۱۸ سد برقابی کیهانسی

شکل ۱۹ فواره‌های مصنوعی استفاده شده برای شبیه‌سازی افشاندن آب توسط آبشار کیهانسی

۷-۳- گونه‌های مهاجر

گونه‌هـای مهاجر بـه دلیل جابه‌جایی‌های فصلی نیازهای منحصر به فردی دارند. آن‌ها ممکن اسـت در کل طول مسـیر مهاجرت آسیب پذیر بوده و در طول زنجیره‌ای از سـایت‌ها نیاز به محل‌هایی برای استراحت، تغذیه و تولید مثل داشته باشند.

۱-۷-۳- مهاجرین محلی

برخـی از گونه‌های مهاجر تنها در فاصله‌های کوتاه مهاجرت می‌کنند و می‌توان از آن‌ها به عنوان مهاجرین محلی نام برد. این مهاجرین محلی ممکن است شامل موارد ذیل باشند:

پرندگانی که طی یک فصل خاص در طول ساحل حرکت می‌کنند.

پسـتانداران یا پرندگانی که طی زمسـتان و تابسـتان در محدوده یک کوه به بالا و پایین حرکت می‌کنند (نظیر کوه‌های زاگرس یا البرز).

قورباغه‌ها یا وزغ‌هایی که در بهار از سایت‌های زمستان گذرانی به حوضچه‌ها یا استخرها مهاجرت می‌کنند.

ماهیانی که جهت تخم ریزی به مناطق بالادست رودخانه‌ها مهاجرت می‌کنند.

معمولا درجه حرارت و یا طول روز، عامل محرک مهاجرت است، ولی با این وجود برای ماهیان مهاجر این محرک می‌تواند آب‌های سـیلابی فصلی باشـد. موارد با اهمیت در طی مهاجرت گونه‌ها شـامل عدم وجود موانع در مسیر، وجود کوریدورهای زیسـتگاه‌های مناسـب و وجود محرک‌های مهاجرت نظیر ورود آب‌های سـیلابی است. سدهای موجود در مسـیرهای مهاجرت ممکن اسـت به موانع دشواری برای گونه‌های ماهی مهاجر تبدیل شوند در حالی که نردبان ماهی (تصویر ۲۰) یا مسیرهای فرعی می‌توانند به عنوان یک مسیر جایگزین عمل کرده و باعث کاهش اثرات

منفـی بر ماهیان مهاجر شـوند. جاده‌هـا و نرده‌ها نیز در برخی موارد موانعی را برای دوزیسـتان به وجود می‌آورند. تونل‌های سـاده (لوله‌ها) که در زیر جاده‌ها یا نرده‌ها ایجاد شـده‌اند ممکن اسـت به عبور بی‌خطر این گونه‌ها کمک کنند. علاوه بر این، آزاد سـازی منقطع و با ضرباهنگ آب‌های سـیلابی از سدها ممکن است به عنوان علامت شروع مهاجرت ماهیان شـناخته شود. برای تشویق و هدایت مسیر مهاجرت پرندگان یا پستانداران به مناطق پایین دست و بالادست شیب‌های کوه، ممکن است به کریدورهایی در جنگل‌زارها نیاز باشد.

شکل ۲۰ نردبان ماهی(سمت چپ) در سد مینیس، غرب رومانی

۲-۷-۳- مهاجرین منطقه‌ای/ بین‌المللی

برخی از گونه‌های خاص ماهی (نظیر ماهی آزاد، ماهی خاویار)، پستانداران بزرگ آبزی (نظیر وال‌ها و دلفین‌ها)، راسـته گاوهای دریایی (مانند گاو دریایی)، برخی از پروانه‌های خاص (نظیر پروانه شـهریار(*Danaus plexippus*) و البته تعداد زیادی از پرندگان (نظیر بسیاری از آبچرها، درنایان، فلامینگوها و پرندگان شکارچی) از مهاجرین واقعی در بین حیوانات محسـوب می‌شـوند. تفاوت اصلی بین مهاجرین محلی و بین‌المللی این اسـت که باید در سـطح بین‌المللی به مشـکلات آن‌ها رسیدگی شـود و اقدامات محلی به تنهایی و بدون انجام این اقدامات در مناطق دیگر قادر به حل مشکلات آن‌ها نیستند.

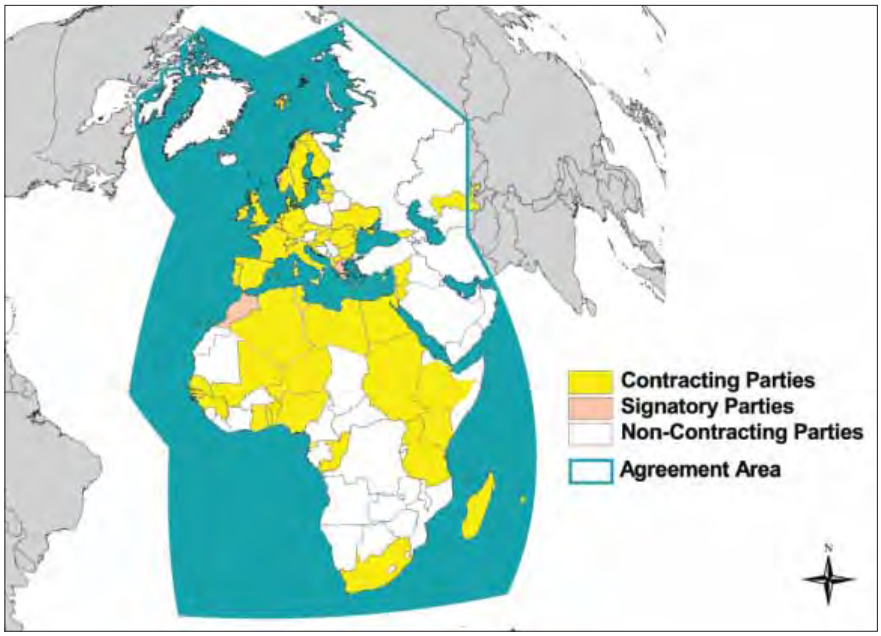
جامع‌ترین توافقات در این خصوص در کنوانسـیون گونه‌های مهاجر (کنوانسیون بن؛ *http://www.cms.int*) شکل گرفته‌اند که در آن ۱۱۵ کشور از جمله ایران عضویت دارند. برای پرندگان موافقت‌نامه‌های بین‌المللی، کنوانسیون‌ها و معاهداتی به وجود آمده تا با اجرای آن‌ها امنیت برخی از گونه‌های مهاجر تضمین شـود. موافقت‌نامه مسـیر پرواز آفریقا-اروپا-غرب آسیا[۲۹] از مهم‌ترین این موافقت‌نامه‌ها است (http://www.unep-aewa.org/about/index.htm).

29- Africa-Europe-West Asian Flyway Agreement

نمونه موردی: موافقت‌نامه مسیر پرواز آفریقا-اروپا-غرب آسیا (AEWA)

مسـیر پرواز آفریقا-اروپا-آسیای غربی تمامی منطقه آفریقایی/اوراسیایی را در بر می‌گیرد. این مسیر شامل تمامی آفریقا، کل اروپا و جنوب غرب آسـیا (شـامل خاورمیانه و ایالت‌های مرکزی آسـیا)، گرینلند و مجمع الجزایر کانادا می‌شود که در مجموع شامل ۱۱۷ محدوده می‌شود (شکل ۲۱). طی اقدامات انجام شده توسط UNEP/GEF از سال ۲۰۰۳ تا ۲۰۰۸ (افزایش حفاظت از شبکه‌ای از سایت‌های حائز اهمیت برای مهاجرت پرندگان آبزی در مسیر پرواز آفریقایی/اوراسـیایی)، فعالیت‌هایی در ۱۲ کشور کلیدی انجام شـد و تا فوریه ۲۰۱۰ توافقنامه مسیر پرواز AEWA توسط ۶۳ کشور امضا شد.

شکل ۲۱ موافقت‌نامه مسیر پرواز آفریقا-اروپا-غرب آسیا (AEWA) و کشورهای عضو



منبع: http://www.unep-aewa.org/about/index.htm

۳-۷-۳- درس‌هایی در خصوص مدیریت گونه‌ها

موارد ذیل برخی از درس‌های کلیدی در خصوص مدیریت گونه‌های تالابی هستند:

لازم اسـت از همان ابتدا اهداف تنوع زیسـتی مشخص شـود: آیا این مدیریت به منظور به حداکثر رساندن تنوع زیسـتی است یا تنها بهینه سازی مد نظر اسـت؟ به عنوان مثال مورد دوم می‌تواند به جای به حداکثر رساندن کل تنوع زیستی، بر نیازهای خاص یک گونه معین یا گونه پرچم تمرکز کند.

تمام گونه‌های غیر بومی، به خصوص گونه‌هایی که از خود تمایلات تهاجمی بروز می‌دهند باید به دلیل تاثیر آن‌ها بر کل تنوع زیستی تالاب، کنترل شوند.

بایـد بـه بعضی از نیازهای خاص گونه‌ها مثل لانه گذاری، تغذیه، اسـتراحت و غذا یابی توجه خاص شـود. بعضی از گونه‌ها نیز به بیماری حساس هستند، نظیر دوزیستان که به عفونت حاصله از پاتوژن قارچی chytrid حساس هستند.

٤- مدیریت بهره برداری از تالاب

٤-١- بهره برداری از تالاب

تالاب‌ها برای انسان‌ها از جذابیت خاصی برخوردار هستند و بسیاری از تمدن‌های اولیه در اطراف تالاب‌ها شکل گرفته‌اند. عجیب نیست که اکثر تالاب‌ها به طرق مختلف توسط انسان‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرند. ساده‌ترین نوع استفاده از آن، به عنوان راه دسترسی (مثل قایقرانی در طول مسیر آب) است. با این وجود، اکثر طرق استفاده از تالاب به نوعی به استفاده از محصولات آن مربوط می‌شود، همانند استفاده از آب، ماهی یا نی. اگرچه دسترسی به تالاب و انواع مختلف استفاده از محصولات آن می‌تواند به طور کامل با حفظ یک تالاب سالم همسو باشد، بعضی از روش‌های استفاده از تالاب منجر به اختلال در تالاب و از بین رفتن تنوع زیستی می‌شوند. در این فصل به مدیریت بهره برداری از تالاب به منظور جلوگیری از بین رفتن تنوع زیستی تالاب‌ها پرداخته شده است.

٤-٢- مدیریت دسترسی به تالاب

حتی حضور صرف مردم در تالاب ممکن است به طور ناخواسته منجر به ایجاد مزاحمت برای گونه‌های حساس شود. به عنوان مثال، برخی از گیاهان کمیاب به راحتی لگد کوب شده و این گونه‌ها در سواحلی که برای پیاده روی استفاده می‌شوند به آسانی از دست می‌روند. ممکن است بعضی از گونه‌های خاص حیات وحش (بعضی از پرندگان و پستانداران) به طور مشخصی کم‌رو بوده و در صورت حضور انسان‌ها منطقه را ترک نمایند. در طی فصل‌های زادآوری، ممکن است گونه‌ها نسبت به سایر زمان‌ها حساس‌تر شوند و به طور خاص کلونی‌های زادآور به دلیل جلب توجه بازدید کنندگانی که نا آگاهانه باعث ایجاد مزاحمت برای پرندگان می‌شوند، بسیار آسیب پذیر هستند. متعاقبا این گونه‌ها ممکن است لانه‌های خود را حتی به طور موقت رها کنند که این خود منجر به از بین رفتن تخم‌ها و پرندگان جوان و کاهش میزان تولید مثل می‌شود.

در برخی موارد لازم است میزان دسترسی به تالاب برای حفظ امنیت انسان‌ها کنترل شود، چرا که بعضی از گونه‌های تالابی خطرناک بوده (مانند عروس دریایی، کروکودیل یا اسب آبی) و حتی ممکن است خود تالاب برای انسان‌ها خطر آفرین باشد (مانند باتلاق‌های عمیق).

کنترل دسترسی از طریق زون‌بندی غالبا به عنوان اولین راه دفاع در برابر فعالیت‌های ناخواسته انسان‌ها نظیر شکار غیر قانونی یا تصرف زمین‌های تالابی برای مصارف کشاورزی مطرح می‌شود.

برای مدیریت دسترسی روش‌های سختگیرانه و ملایم وجود دارد. روش‌های سختگیرانه شامل ساخت موانع نظیر فنس، دیواره یا مسیر آب برای جلوگیری یا حداقل دلسرد کردن انسان‌ها از ورود به (بخشی از) تالاب می‌شود. از آن‌جایی که ترس از دستگیر شدن می‌تواند از ورود غیرقانونی افراد جلوگیری کند، روش‌های سختگیرانه می‌توانند با گشت زنی و وضع قانون تکمیل شوند.

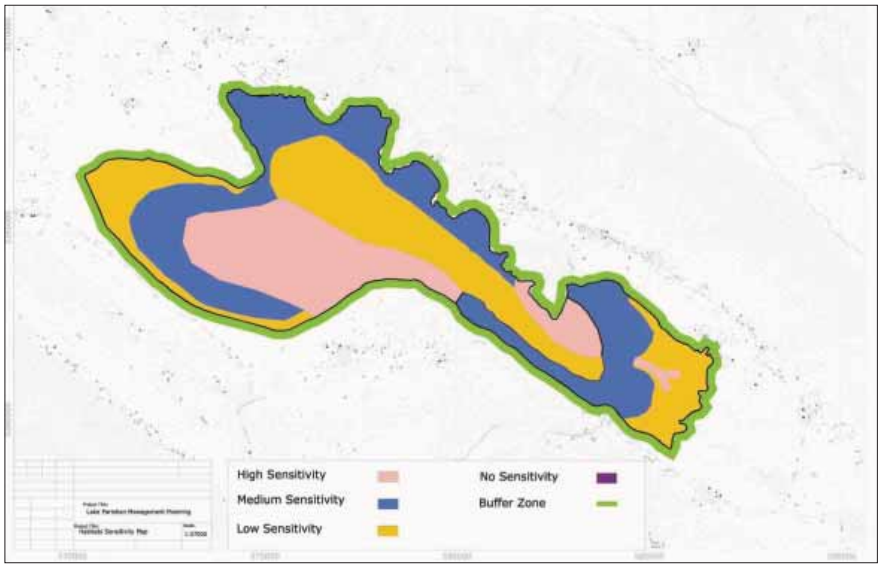
رویکردهای ملایم در قالب افزایش آگاهی عمومی و عنوان نمودن دلایل صلب اجازه دسترسی به (بخشی از) تالاب برای انسان‌ها می‌شود (مثلا به منظور افزایش میزان تولید مثل یک گونه خاص). این کار را می‌توان از طریق نصب تابلوهای اطلاعاتی یا از طریق اطلاع رسانی در مراکز بازدید کنندگان و یا حتی از طریق صحبت کردن مدیر تالاب با مردم انجام داد. به طور کلی ارائه دلیل برای انجام یک کار موثرتر از استفاده از «ورود ممنوع» است. یکی دیگر از رویکردهای ملایم شامل هدایت مسیر حرکت بازدیدکنندگان توسط ایجاد یک راه چوبی در طول مسیر است که منجر به دسترسی آسان می‌شود و اطلاعات و سایه بان برای آنان فراهم می‌کند. غالبا هدایت دسترسی بسیار موفقیت آمیز است، چرا که بسیاری از بازدید کنندگان تمایلی به خارج شدن از این مسیر ندارند، به ویژه اگر این کار توسط علامات و اطلاعات منع شده باشد. در بسیاری از تالاب‌ها، زون‌بندی ممکن است به عنوان بخشی از استراتژی

مدیریت تلقی شـود و در مناطقی که اسـتفاده چند منظوره دارند، این امر ممکن است به معنی تفاوت در میزان در دسـترس بودن بخش‌های مختلف تالاب باشـد. برخی از مناطق ممکن است برای همه و در کل فصول در دسترس باشـند، در حالی که سایر مناطق فقط در زمان‌های خاصی از سال در دسترس هستند. بعضی از بخش‌ها نیز ممکن اسـت در کل سال خارج از دسـترس عموم باشند. زون‌بندی باید به درستی تشریح و بر روی نقشه مشخص شود تا بازدید کنندگان از این جدا سـازی‌های فضایی مطلع شوند. زون‌بندی باید مورد توافق تمامی ذی‌نفعان اصلی تالاب باشد. این کار معمولا به یک سری کارگاه، بحث و گفتگو و مذاکرات نیاز دارد.

نمونه موردی: زون‌بندی تالاب پریشان

در سال‌های ۲۰۰۷ تا ۲۰۰۸ یک سری کارگاه مشارکتی با هدف تهیه برنامه مدیریت جامع تالاب پریشان برگزار شد. این کار به صورت یک فرایند تعاملی یاد گیری در حین کار و با تسـهیل‌گری «طرح حفاظت از تالاب‌های ایران» انجام گرفت که در آن ذی‌نفعان اصلی با یکدیگر در تهیه برنامه مدیریتی که مسئولیت اجرای آن را در آینده بر عهده خواهند داشت، همکاری کردند. در ماه می سال ۲۰۰۸ یک کارگاه دو روزه تحت عنوان «زون‌بندی با هدف مدیریت پایدار» توسط طرح حفاظت از تالاب‌های ایران برگزار شـد. هدف از برگزاری این کارگاه تهیه پیش‌نویس زون‌بندی و دستورالعمل‌های اجرایی تالاب پریشـان بود که در ادامه این فرآیند، پیش‌نویس تهیه شـده به دفعات توسط ذی‌نفعان مورد مشورت قرار گرفت و پس از اعمال نظرات آن‌ها نهایی شد. گروه بزرگی از ذی‌نفعان شامل نمایندگان روستاها، ماهیگیران، کشاورزان، نمایندگان سازمان‌های مردم نهاد، اعضای کمیته فنی، نمایندگان شورای اسلامی کازرون، کارشناسان ادارات محیط‌زیست استان فارس و شهرستان کازرون، کارشناسان سازمان محیط‌زیست، مشاوران ملی و بین‌المللی، هماهنگ کننده استانی و کارشناسان دفتر مرکزی طرح حفاظت از تالاب‌های ایران در این کارگاه شرکت کردند. نهایتا پیش‌نویس نقشه زون‌بندی (شکل ۲۲) تهیه و به عنوان ضمیمه در برنامه مدیریت تالاب پریشان اعمال شد.

شکل ۲۲ نقشه زون‌بندی تالاب پریشان



منبع: برنامه مدیریت تالاب پریشان، طرح حفاظت از تالاب‌های ایران

همان‌گونه که اشـاره شـد، دسترسی به تالاب می‌بایستی مدیریت شود و بدین منظور یک مدیر تالاب باید جوانب زیادی را در نظر داشته باشد، از قبیل:

چگونگی ورود به سـایت؟ پیاده، با دوچرخه یا با قایق و ماشین. ممکن است به منظور کاهش مزاحمت، دسترسی به مسیر ورود به سایت با فنس محصور شود و یا اینکه مدیر تالاب برای مشاهده حیات وحش بدون ایجاد اختلال از یک منطقه مخفی استفاده کند. شکل ۲۳ نشان‌دهنده یک مخفی‌گاه برای مشاهده پرندگان آبزی است.

به منظور کاهش سرو صدا، ممکن است تنها به قایق‌های پارویی، یا قایق‌هایی که با انرژی باتری کار می‌کنند اجازه ورود داده شود و بازدید کنندگان از استفاده از دستگاه‌هایی نظیر رادیو و یا بلندگو منع شوند.

قایق‌های موتوری نه تنها به دلیل ایجاد سـرو صدای زیاد، بلکه به دلیل ایجاد موج‌هایی که لانه‌ها را جابه‌جا کرده و باعث فرسـایش خاک رودخانه‌ها و دریاچه‌ها می‌شـوند، در محیط ایجاد اختلال می‌کنند. در بعضی موارد اعمال محدودیت بر سرعت (یا اندازه موتور) می‌تواند کار ساز باشد.

شکل ۲۳ مخفی‌گاه مشاهده پرندگان در پارک ملی کاکادو، قلمرو شمالی،استرالیا

۳-٤- بهره برداری از تالاب‌ها و محصولات تالابی

«استفاده از تالاب‌ها» غالبا به معنای استفاده از تنوع زیستی تالاب است، با این وجود در این بخش سعی شده به موضوع بهره برداری از آب تالاب نیز که معمولا بر تنوع زیستی تالاب تاثیر مستقیم دارد، پرداخته شود.

۱-۳-٤- آب

یکی از مصارف اولیه تالاب، اسـتفاده از آن به عنوان منبع آب آشـامیدنی و آبیاری محصولات است. در بسیاری از کشـورها، به خصوص کشـورهایی که کشاورزی شغل غالب مردم اسـت، بهره‌برداری اصلی از آب‌های سطحی برای

مصارف آبیاری با ۸۰ تا ۹۰ درصد برای آبیاری محصول است.

در حال حاضر بســیاری از رودخانه‌های بزرگ جهان (مانند رودخانه ایندوس در پاکســتان، رودخانه زرد در چین، رودخانه کلورادو در ایالات متحده آمریکا، رودخانه گوادالکیویر در اسپانیا) در بخش‌های پایین دست، حداقل چندین ماه در ســال به دلیل برداشــت برای آبیاری (و مصارف دیگر) خشک شده یا می‌شوند و متعاقبا تالاب‌های مرتبط نیز به طور وســیعی ناپدید شــده‌اند. همچنین آب ممکن است به طور مســتقیم از تالاب‌ها برداشت شود (مثل پمپاژ از دریاچه‌هایی نظیر دریاچه پریشان) و این خود منجر به پایین رفتن سطح آب یا خشک شدن کامل آن می‌شود.

نمونه موردی: فلات دِینگ، جاوه، اندونزی

فلات دینگ در جاوای مرکزی اندونزی شامل یک سری از دریاچه‌های آتشفشانی کوچک است که قرن‌هاست به عنوان منبع آب آشامیدنی و آبیاری محصولات استفاده می‌شوند. در اوایل، آبیاری محصولات در سطح محدود و امرار معاش محلی بوده است ولی در سال‌های اخیر ورود این محصولات به بازار منجر به برداشت بی‌رویه از منابع آبی شده است، به طوری که برخی از دریاچه‌ها کاملا خشک شده‌اند و در مابقی آن‌ها سطح آب در حال پایین آمدن است (شکل ۲۴).

شکل ۲۴ پمپاژ آب از دریاچه تلاگا وارنا، جاوه‌ی مرکزی، اندونزی

نمونه موردی: چین- برداشت آب از رودخانه زرد برای مصارف آبیاری

کشور چین به میزان بالایی از آب رودخانه زرد برداشت می‌کند که به تبع آن در اکثر ماه‌های سال (بیش از ۸ ماه) جریان آب ورودی به دریا کاملا قطع می‌شــود و این رودخانه یکی از پر رســوب‌ترین رودخانه‌های بزرگ جهان است (شکل ۲۵). این به نوبه خود منجر به فرسایش سواحل و از بین رفتن زمین‌های باتلاقی می‌شود. در طول بخش‌های مرکزی در استان مغولستان داخلی، آبیاری انجام شده منجر به ایجاد زمین‌های کشاورزی در مقیاس بزرگی از یک

منطقه نیمه بیابانی شـــده اســـت و تجمع زهاب (لب شور) باعث به وجود آمدن یک تالاب بزرگ شده است که تعداد زیادی از پرندگان آبزی را جذب می‌کند. با این وجود، به دلیل سرعت بالای توسعه اقتصادی در چین که باعث بالا رفتن رقابت برای آب شده است، طرح‌هایی برای تخصیص دوباره آب این تالاب برای مصارف شهری و صنعتی مطرح شده و به نظر می‌رسد که به زودی این تالاب انسان ساخت ناپدید خواهد شد.

شکل ۲۵ رودخانه زرد چین، پرسوب‌ترین رود بزرگ جهان

Source: http://www.cctsbeijing.com/china-travel-guide/attraction/images/yellow-river-b.jpg

۲-۳-٤- برداشت از پوشش گیاهی و محصولات گیاهی

از زمان‌هـــای گذشـــته از گیاهان و محصولات گیاهی تالاب‌ها به عنوان غذا (مثـــل برنج، دانه‌های لوتوس، دانه‌های نیلوفر آبی)، قایق (از لویی و پاپیروس)، مصالح ســـاختمانی (مثل اســـتفاده از نی و شاخه‌ها بید برای دیوار و چوب از درختان تالابی)، کف‌پوش (جگن، نی)، کاغذ (مثل پاپیروس) و غیره اســـتفاده می‌شده است، از ابتدای پیدایش بشر تالاب‌ها به منزله انبارهایی حاوی مجموعه‌ای از محصولات مختلف تلقی می‌شده‌اند.

نمونه موردی: جنگ‌های مانگرو (حرا) در جنوب شرقی آسیا

جدول ۸ نشـــان‌دهنده مصارف مســـتقیم مانگرو در جنوب شـــرقی آسیا اســـت. یکی از مصارف رایج (۴۱ درصد از کل گونه‌ها) مصرف دارویی اســـت: مانگروها برای جوامع ساحل‌نشـــین به عنوان صندوقچه‌ای از دارو هستند. از دیگر مصارف آن‌ها، می‌توان به ترتیب به اســـتفاده به عنوان مصالح ســـاختمانی ۲۵ درصد، مصارف خوراکی (ســـبزیجات، ادویه‌جات و میوه) ۲۲ درصد، مصارف زینتی ۱۷ درصد و سوخت (حداقل) ۱۲ درصد اشاره کرد. بسیاری از مصارف خرد نظیر اســـتفاده برای تهیه دامن، اســـتفاده از میوه‌ها در بازی‌ها یا به عنوان وســـایلی برای ذخیره و نگهداری یا بسته‌بندی غذا، در جدول ذکر نشده است.

جدول ۸ استفاده از گونه‌های گیاهی مانگرو در جنوب شرقی آسیا

کاربرد مانگرو	تعداد گونه‌ها	درصد
دارویی	۱۱۰	۴۱
مصالح ساختمانی	۶۷	۲۵
غذا	۵۸	۲۲
تزئینی	۴۶	۱۷
سوخت*	۳۱	۱۲
وسایل منزل	۲۳	۹
علوفه	۲۳	۹
تانن	۱۵	۶
روغن و موم	۱۱	۴
طناب و جلد	۱۱	۴
زیرانداز و سبد	۱۰	۴
پرچین و حصار	۸	۳
رنگ	۸	۳
عطر	۸	۳
چسب	۷	۳
سقف و اندود	۵	۲
مصارف شناخته نشده	۶۲	۲۳

منبع: گیسن و سایرین (۲۰۰۷)

در حالی که استفاده از گونه‌های گیاهی غالبا مشکل یا تهدیدی جدی برای تنوع زیستی تالاب محسوب نمی‌شود، اســتفاده بی رویه یا برداشــت در طی فصل‌های نامناسب ممکن است تبعات بدی برای تنوع زیستی تالاب به دنبال داشته باشد. برداشت بی‌رویه می‌تواند منجر به از دست رفتن گونه‌های گیاهی و تغییر الگوی گیاهی در منطقه شود. علاوه بر این، برداشــت برخی از منابع گیاهی خاص در فصول نامناســب می‌تواند باعث از بین رفتن محیط مناســب برای تولید مثل حیات وحش شود. وضع قانون برای میزان برداشت یا زمان/مکان برداشت به منظور حفظ منابع، از اقدامات کلیدی به منظور برداشت پایدار است.

نمونه موردی: برداشت نی

در اروپا از نی (*Phragmites australis*) به منظور پوشش سنتی بام خانه‌ها استفاده می‌شود. به دلیل اهمیت نیزارها برای بسیاری از گونه‌های حیات وحش در طول سال، این برداشت عموما در ماه‌های زمستان انجام می‌شود که این کار در برخی مناطق از مزیت برداشــت نی از طریق راه رفتن بر روی تالاب‌های یخ زده نیز برخوردار اســت. همچنین در بخش‌هایی از

اروپا از نی برای احیا تالاب‌ها استفاده می‌شود، که مزیت آن این است که می‌توان از سود حاصل از برداشت آن برای جبران بعضی از هزینه‌هایی که احیا تالاب دربر دارد و متقاعد کردن سیاست‌مدارهای محلی استفاده کرد.

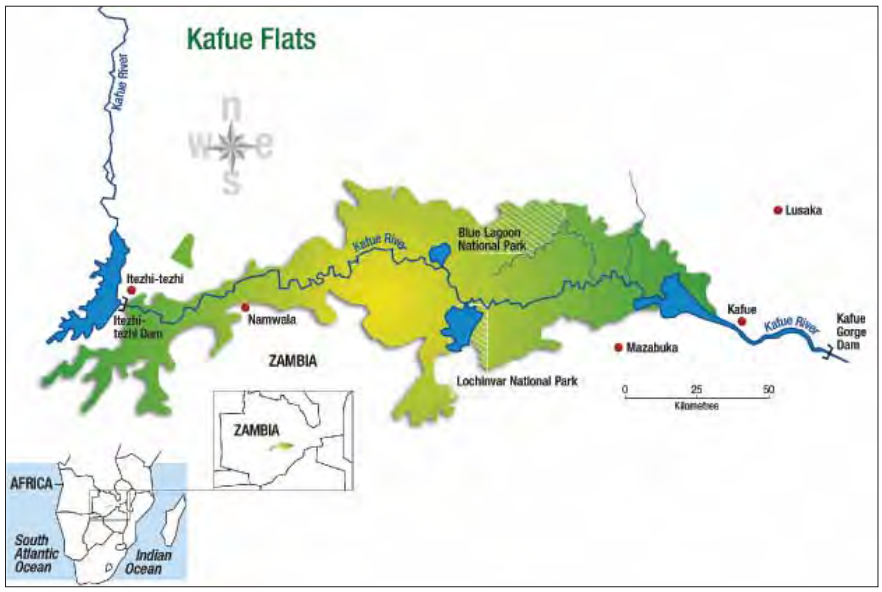
۳-۳-٤- چرای دام

به دلیل وجود علوفه‌های مناسب در حواشی تالاب‌ها و همچنین در مناطقی که آب پس روی می‌کند، غالبا از آن‌ها برای چرای دام استفاده می‌شود. به عنوان مثال، مردم محلی از تالاب شادگان در خوزستان برای چرای گاوها استفاده می‌کنند. در مناطق خشک، تالاب‌ها ممکن است تنها منبع علوفه برای بسیاری از گونه‌های حیات وحش (مثل لوا در کنیا ؛www.lewa.org) و دام‌ها (مانند شاندور و سواحل پاکستان) باشند. با این وجود، همواره خطر چرای بی‌رویه که می‌تواند منجر به تغییر در پوشش گیاهی و غیره شود وجود دارد. چرای دام‌ها می‌تواند باعث ایجاد مزاحمت برای حیات وحش، لگد کوب شدن لانه‌ها یا باز شدن تراکم گیاهانی که برای برخی از گونه‌ها لازم است، شود. به همین دلیل چرای دام باید به میزانی محدود شود که سیستم قادر به تحمل آن باشد (ظرفیت برد).

نمونه موردی: فلات‌های کافو در زامبیا

در فلات‌های کافو واقع در کشور زامبیا در جنوب آفریقا یک تالاب فصلی بسیار وسیع وجود دارد (شکل ۲۶). در این محل چرای دام توسط لاتونگا (پادشاه) کنترل می‌شود. لاتونگا هر سال زمان آغاز چرا در این دشت‌ها را اعلام می‌کند. این کار قرن‌هاست به همین صورت انجام می‌شود و لاتونگا در این زمینه از قدرت مطلق برخوردار است. این روش در طول سال‌ها اثر مثبتی در مدیریت منابع و جلوگیری از چرای بی رویه داشته است.

شکل ۲۶ فلات‌های کافو، زامبیا



منبع: http://assets.panda.org/img/original/kafuemap.gif

٤-٣-٤- ماهیگیری

از شروع پیدایش انسان بر روی زمین، ماهیگیری یکی از رایج‌ترین کاربردهای تالاب در جهان بوده است. صید صدف یا ماهیان باله‌دار به وسیله شرکت‌های تجاری ماهیگیری برای امرار معاش یا با هدف تفریح انجام می‌شود. مردم از وسایل و روش‌های ماهیگیری متنوعی استفاده می‌کنند که در صورت عدم وجود قانون و قواعد می‌تواند منجر به حذف تقریبا کاملِ گونه‌ها از تالاب شود. بدون وضع قوانین، این منبع به آسانی رو به کاهش گذاشته و منجر به از بین رفتن تنوع زیستی می‌شود. صید بی رویه ماهی منجر به ناپدید شدن و انقراض (محلی) گونه‌های ماهی می‌شود که در این رابطه می‌توان به مثال‌های بسیاری در جهان اشاره کرد (مثل کاهش میزان آزادماهی اقیانوس (*Salmo salar*) در اروپا و بخش‌هایی از آمریکای شمالی، تاس‌ماهی روسی (*Acipenser gueldenstaedti*) در ایران و روسیه، رافی نارنجی (*Hoplostethus atlanticus*) در استرالیا، آفریقای جنوبی و نیوزیلند، گربه ماهی غول‌پیکر مکونگ (*Pangasianodon gigas*) در طول رودخانه مکونگ).

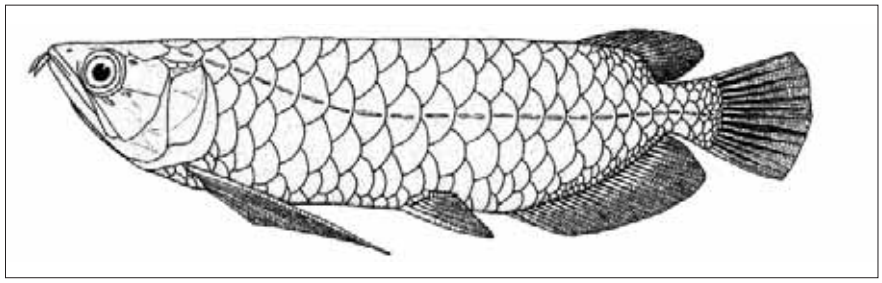
معمولا قوانین محلی موجود در جوامع سنتی طی زمان‌های گذشته و بر اساس نتایج تجربی وضع شده‌اند. این نوع از قوانین تا زمانی موثر هستند که جوامع نسبت به منابع بیش از حد رشد نکرده و تمامی اعضای جامعه به آن‌ها احترام بگذارند. در غیر این صورت، زمانی که استفاده از منابع برای عموم آزاد شود و افراد خارج از آن اجتماع برای تصرف منابع به عرصه وارد شوند، این قوانین تاثیر خود را از دست داده و استفاده بی رویه و رقابت در منطقه حاکم می‌شود.

ممکن است به منظور کنترل ماهیگیری، به خصوص در زمانی که قوانین محلی دیگر قادر به کنترل کاهش منابع نیستند از قوانینی که در خارج از اجتماعات محلی وضع می‌شوند (مثل قوانین/مدیریت اعمال شده توسط سازمان‌های شیلات) استفاده شود. امروزه این نوع از قوانین رایج‌تر از قوانین محلی هستند.

نمونه موردی: آروانای آسیایی در کالیمانتان غربی

آروانای آسیایی (*Scleropages formosus*) یا ماهی اژدها (شکل ۲۷) در آسیای جنوب شرقی یافت می‌شود. این ماهی به دلیل مصارف تزیینی از قیمت بالایی برخوردار است، خصوصا واریته قرمز آن که تنها در آب‌های سیاه و توربی داخلی کالیمانتان غربی (جزیره بورنئوی اندونزی) یافت می‌شود. در دهه ۱۹۸۰ که آروانای آسیایی قرمز در طبیعت به دلیل صید بی رویه (این گونه از طریق جذب به نور فانوس‌ها در شب صید می‌گردید) نایاب‌تر شد، ارزش این گونه به بیش از ۱۰۰۰ دلار برای هر ماهی افزایش یافت. این مقدار پول برابر با بیش از یک سال درآمد یک ماهیگیر معمولی می‌شد و به همین دلیل تب صید این ماهی افزایش یافته و متعاقبا این ماهی تقریبا در حیات وحش منقرض شد. برای احیا این گونه روش تکثیر در اسارت مورد استفاده قرار گرفت که علیرغم تلاش‌های مکرر سازمان های شیلات و شرکت‌های خصوصی تا سال‌ها ناموفق بودند. تا اینکه اهمیت عمق آب به عنوان عامل کلیدی برای این گونه که تخم‌های خود را در دهان پرورش می‌دهد، کشف شد. سپس با اقداماتی که توسط اتحادیه جهانی حفاظت در اواخر دهه ۱۹۸۰ انجام شد، شرکت‌های محلی موفق شدند این گونه را تکثیر کنند. تکثیر این ماهی منجر به کاهش صید و کاهش قیمت این گونه شد و نهایتا جمعیت آن در حیات وحش احیا شد.

شکل ۲۷ آروانای آسیایی یا ماهی اژدها



منبع: http://www.natuurwetenschappen.be/en/institute/associations/rbzs_website/bjz/back/pdf/BJZ%20137(1)/137_1_89_97html/Volume%20137(1),%20pp.%2089-97.html

نمونه موردی ۲: اردک آیدر و صید صدف در دریای وادن

اردک‌هـای آیـدر (*Somateria mollissima*) در ماه‌های زمسـتان بـه منظور تغذیه از دریای وادن هلند اسـتفاده می‌کنند و حیات بخش قابل توجهی از جمعیت اروپایی این گونه به این آب‌های کم عمق ساحلی وابسته است. این اردک‌های غواص برای تغذیه به نرمتنان (به خصوص صدف خوراکی کاکل (*Cerastoderma edule*) و نوعی دیگر از صدف خوراکی (*Mytilus edulis*) وابسته هستند. در سال ۱۹۹۰ جمعیت صدف‌ها به دلیل صید بی‌رویه افت شدیدی از خود نشان داد و زمانی که صنعت صید صدف کاکل در طول یک دهه توسعه یافت، جمعیت این گونه نرم‌تن نیز رو به افول گذاشت که این خود منجر به افت شدید تعداد اردک‌های آیدر شد.

۵-۳-٤- شکار و برداشت از محصولات حیات وحش

شـکار پرندگان آبزی (مثل اردک‌ها و چنگرها)، دوزیسـتان (به خصوص قورباغه‌ها)، خزندگان (مانند لاک‌پشت‌ها و کروکودیل‌ها) و پسـتانداران (مانند سگ آبی، شنگ، گراز وحشی، بزکوهی) با اهداف امرار معاش، فروش یا تفریح در سراسـر دنیا رواج دارد. شـکار نیز مانند ماهیگیری، اگر در مقیاس کوچک و محلی انجام شود، می‌تواند به صورت خودبه‌خودی تنظیم شود، اما دسترسی آزادانه، در صورتی که تحت قوانین محکمی نباشد، منجر به شکار بی‌رویه و از بین رفتن (محلی) یا حتی انقراض گونه می‌شود.

محصـولات حیـات وحش نظیـر تخم‌ها (از کلونی‌های پرندگان آبزی) و عسـل (در تالاب‌هـای جنگلی) نیز قابل برداشت هستند. استفاده از قوانین محلی بسیار حائز اهمیت است چرا که برداشت این محصولات می‌تواند به آسانی از کنترل خارج شده و منجر به ناپدید شدن کلونی‌های پرندگان آبزی و زنبورهای عسل شود.

نمونه موردی: برداشت عسل با کنترل محلی در پارک ملی داناو سنتاروم

اعضاء جوامع محلی تخته‌هایی را (در گویش محلی به این تخته‌ها تیکونگ گفته می‌شود، شکل ۲۸) در درختان، برای زنبورهای مهاجر آسیایی یا زنبورهای عسل درشت (*Apis dorsata*) نصب می‌کنند تا این زنبورها کندوهای خود را که به صورت فصلی و نه در کل طول سال، بر روی آن‌ها ایجاد کنند. این تیکونگ‌ها توسط صاحبانشان علامت گذاری می‌شوند و آن‌ها اجازه دارند که از عسل هر کندویی که بر روی تخته‌های آن‌ها به وجود می‌آیند برداشت کنند. در این منطقه در خصوص میزان برداشت عسل مجاز قوانین محلی وجود دارد و یک سوم بالایی عسل‌ها که محل قرارگیری حشرات تازه از تخم بیرون آمده است، بر تخته‌ها باقی می‌ماند تا جمعیت زنبورها حفظ شود.

شکل ۲۸ قرار دادن تیکونگ بر یک درخت در پارک ملی دانا و سنتاروم

منبع: http://assets.wwfid.panda.org/img/memasang_tikung_small_19320.jpg

نمونه موردی: فریدون‌کنار، مازندران، ایران

تالاب‌های معمول در این منطقه مصنوعی یا انسـان سـاز هستند. به طور دقیق‌تر، این تالاب‌ها در واقع زمین‌های کشاورزی (مزارع شالی‌کاری) هستند که در طی بهار و تابستان به زیر کشت برنج می‌روند و در پاییز و زمستان با آب رودخانه‌ها و انهار به حالت غرقابی در می‌آیند و مقادیر مختلفی از آب را بسته به اندازه و عمق خود ذخیره می‌کنند. در ایـن تالاب‌ها، محل‌هایـی به نام «دامگاه» وجود دارد که صاحبان این دامگاه‌ها برای صید پرندگان آبزی به طرق سنتی از آن‌ها استفاده می‌کنند. روش‌های صید در این مکان شامل تعدادی تله و تور می‌شود (شکل ۲۹). پرندگان آبزی صید شده که عمدتا از گونه‌های اردک هستند در بازارهای محلی به عنوان غذا فروخته می‌شوند و برای مردم محلی و زمین‌داران یک منبع درآمد جانبی محسوب می‌شوند.

شکل ۲۹ برای جذب اردک‌های وحشی در دامگاه فریدون‌کنار از اردک‌های اهلی شده استفاده می‌شود

٦-٣-٤- درس‌هایی در خصوص بهره برداری از تالاب

بعضی از درس‌های کلیدی در خصوص بهره برداری از تالاب به شرح ذیل است:

استفاده از تالاب‌ها و گونه‌های تالابی ندرتا برای یک تالاب تهدیدی عمده محسوب شده و منافع اقتصادی حاصله از تالاب به دلیل با ارزش نشان داده شدن در حفاظت از آن تاثیر دارد. برداشت بی‌رویه مسئله‌ای است که باید از آن جلوگیری شـود و اسـتفاده پایدار از تالاب و استفاده از روش‌هایی که کم‌ترین تاثیر نامطلوب را بر روی تالاب دارند، بسیار اهمیت دارد.

تخصیص آب به تالاب به منظور حفظ کارکردهای آن بسـیار حیاتی اسـت. ایـن کار می‌تواند از طریق اختصاص جریان محیط‌زیسـتی از سـدها و مخازن آب به تالاب و همچنین محدود کردن برداشت آب از رودخانه‌ها و آب‌های زیرزمینی انجام شود.

برداشـت گیاهان و پوشـش گیاهی، چرای دام، ماهیگیری و شـکار می‌تواند به طور پایدار انجام شود، ولی این کار نیازمند تعیین و توافق در خصوص میزانی که پایدار محسـوب می‌شـود و اعمال یک سازوکار برای اطمینان از اینکه برداشت در سطح پایدار انجام می‌شود، است. بدین منظور می‌توان از توافقات غیر رسمی بین ذی‌نفعان استفاده کرد ولی در اکثر موارد توافقنامه‌های رسـمی که در برنامه‌های مدیریت سـایت‌ها ثبت می‌شوند و شامل روش‌های انجام آن‌ها هستند، مورد نیاز است.

زون‌بندی یک ابزار بسیار ارزشمند در مدیریت بهره‌برداری و اختلالات است.

۵- کمک به احیاء تالاب‌های تخریب شده و گونه‌های تالابی

همان‌طور که در فصل ۱ اشاره شد، هنگامی‌که زیستگاه‌های تالابی بیش از حد تخریب شده باشند، به طوری که با اقدامات و کمک‌های محدود مدیران سایت‌ها امکان بهبود آن‌ها وجود نداشته باشد، گزینه احیاء زیستگاه‌ها به منظور حفظ تنوع زیستی مطرح می‌شود. به همین صورت در صورت کم شدن جمعیت گونه‌ها به میزانی که دیگر بهبود آن‌ها با کمک محدود امکان پذیر نباشد، ممکن است به معرفی مجدد گونه نیاز باشد. در برخی از موارد خاص، ممکن است از معرفی گونه برای ایجاد یک جمعیت جداگانه (امن) گونه در معرض خطر استفاده شود.

هر دوی این روش‌ها باید جدی گرفته شده و از آن‌ها تنها به عنوان آخرین راه حل استفاده شود، چرا که این روش‌ها خالی از ریسک نبوده و علاوه بر این غالبا پر هزینه هستند. در بخش ۵,۱ به موضوع احیاء زیستگاه‌ها و در بخش ۵,۲ به معرفی مجدد گونه‌ها پرداخته شده است و از آنجایی که گونه‌های گیاهی زیستگاه‌ها را ایجاد می‌کنند (آن‌ها غالبا پوشش گیاهی‌ای را که زیستگاه حیات وحش هستند به وجود می‌آورند)، در بخش ۵,۱ به مسئله معرفی مجدد گیاهان پرداخته شده است.

۵-۱- احیاء زیستگاه

احیاء زیستگاه تعاریف متعددی دارد که عمدتا شباهت‌های زیادی دارند. دو نمونه از این تعاریف شامل: الف) بازگشت زیستگاه به ساختار اولیه اجتماعی، مکمل‌های طبیعی گونه‌ها و کارکردهای طبیعی آن زیستگاه (دیکشنری بابیلون؛ http://dictionary.babylon.com) و ب) فعالیت، فرایند یا نتیجه حاصله از بازگشت یک زیستگاه تخریب شده به یک شرایط سالم و خود-پایدار است، که تا جای ممکن شبیه به شرایط دست نخورده شود (ایالت ماساچوست).

از نمونه‌های احیاء زیستگاه می‌توان به حذف مواد آلوده از تالاب‌ها، افزایش جریان‌های جزر و مدی به تالاب‌های مجاور دریا، برقراری مجدد جریان‌های نزدیک به طبیعی رودخانه‌ها، کاشت دوباره درختان مانگرو در جاهایی که ناپدید شده‌اند، بهبود وضعیت زیستگاه‌های کف دریا، کنترل فرسایش و تصفیه رواناب‌ها به منظور بهبود کیفیت آب و مدیریت گونه‌های مهاجم اشاره کرد.

در عمل، احیاء زیستگاه در یک تالاب به انواع مختلفی از فعالیت‌های احیاء که همگی بر بهبود سلامت اکوسیستم تالابی تمرکز دارند، نیاز دارد. کلیدی‌ترین کار این است که پیش از انجام فعالیت‌های احیایی (بخش عمده) تهدید اولیه بر طرف شود. در غیر این صورت احیاء تالاب یک سرمایه‌گذاری ضعیف خواهد بود.

با این وجود، در واقعیت، عمل احیایی که شامل بازگشت یک سیستم به شرایط دست نخورده باشد در عمل امکان پذیر نیست و در بهترین حالت شامل بهبود شرایط یک تالاب با بازگشت اکثر خصوصیات و کارکردهای سابق آن می‌شود. از آنجایی که اصطلاح «احیاء» (restoration) بیشتر معمول است، از این اصطلاح در این راهنما استفاده شده، با وجود اینکه در اکثر موارد « بهبود»(rehabilitation) مدنظر است. احیاء انواع مختلف تالاب رویکردها، ظرافت‌ها و مشکلات خاص خود را به همراه دارد، از این رو، این بخش به مقدمه‌ای مختصر از احیاء زیستگاه‌های تالابی شامل زیستگاه‌های ذیل می‌پردازد:

لاگون‌ها
باتلاق‌های ساحلی و درختان مانگرو
علفزارهای دریایی
رودخانه‌ها و انهار
دریاچه‌های آب شیرین
جنگل‌های رودخانه‌ای و باتلاقی

۱-۱-۵- احیاء لاگون‌ها

لاگون‌ها پهنه‌های کم عمق آب هستند که عموما به وسیله پشته‌های شنی و یا (ندرتا) صخره‌های مرجانی از دریا مجزا شـده‌اند. لاگون‌ها پهنه‌های لب‌شور آب هسـتند که به دریا متصل هستند اما ورودی دائمی از آب شیرین نیز از رودها و چشمه‌ها دریافت می‌کنند. از جمله مشکلات اصلی پیشروی لاگون‌ها می‌توان به موارد ذیل اشاره کرد:

الف) آلودگی (به این دلیل که این پهنه‌های آبی حداقل به طور فصلی تقریبا محصور هستند؛ مانند لاگون پاک در لهستان که مواد خام فاضلاب به درون آن می‌ریخت)؛
ممکن است در صورتی که ارتباط لاگون با دریا قطع شود، آب لاگون بیش از حد شیرین شود (مثلا به دلیل کمبود آب گیری رود ورودی، مانند نمونه لاگون چیلیکا در اوریسـای هند، که مداخلات در رژیم آبی آن (احداث سـد در بالادسـت) جلوی آب‌گیری را گرفته و جریان رود اصلی ورودی را تغییر می‌داد. در نتیجه ورودی لاگون با رسـوبات بسته شده و منجر به کاهش شوری آب لاگون، کاهش تولید ماهی و فقدان تنوع‌زیستی می‌شد (داس و جنا، ۲۰۰۸)؛
اگر جریان آب محدود شده و آب‌های ورودی رسوب دار شوند، ممکن است لاگون‌ها دارای رسوب شوند.
اقدامات اصلاحی برای احیاء لاگون‌ها شامل موارد ذیل می‌شوند:
تصفیه آب‌های ورودی و کنترل فرسایش؛
ایجاد خلل و فرج فصلی در سدهای ارتباطی با دریا؛
تخصیص آب برای لاگون، شامل پیش بینی اوج آب گیری برای ایجاد خلل در پشته شنی (و یا سایر موانع طبیعی).

نمونه موردی: لاگونی در کرانه شرقی سری لانکا

در سـواحل شـرقی سری لانکا لاگون‌های متعددی مشاهده می‌شوند، اما کیفیت بسیاری از آن‌ها در اثر آلودگی و کمبود ورود آب تازه تنزل پیدا کرده اسـت. صیادان جوامع محلی به منظور شبیه‌سـازی ایجاد تخلخل در پشته‌های شنی، زمان و نیروی کاری را به حفر کانال‌ها اختصاص می‌دهند تا تبادل آب دوباره ممکن شود (شکل ۳۰).

شکل ۳۰- ایجاد خلل و فرج در پشته‌های شنی برای اتصال مجدد لاگون به دریا

۲-۱-۵- سیستم‌های ساحلی: درختان مانگرو (حرا)

معمولا زمانی احیاء یا بهسازی درختان مانگرو پیشنهاد می‌شود که زیست‌بوم تا حدی تهدید شده باشد که نتواند به صورت طبیعی خود را باز تولید نماید. با این وجود، این مفهوم در تالیفات مربوط به درختان مانگرو به خوبی مورد تحلیل و یا بحث قرار نگرفته است و در نتیجه کسانی که در امر مدیریت درختان مانگرو دخیل هستند به طور دائم بر کاشت درختان مانگرو به عنوان ابزاری اولیه برای احیاء تاکید می‌کنند (لوئیز و استریور، ۲۰۰۰). زیستگاه درختان مانگرو تحت این شرایط می‌تواند در یک بازه زمانی ۱۵ تا ۳۰ ساله خود را باز تولید نماید: الف) عدم انقطاع رژیم آبی نرمال جزر و مدی و ب) عدم قطع و یا انسداد دسترسی به بذرهای معلق در آب و یا دانه (پروپاگول‌ها)ی درختان مانگرو از پایه‌های مجاور. اگر رژیم آبی همچنان (نزدیک به) نرمال باشد ولی ریزش دانه‌ها دچار اخلال شود، آنگاه می‌توان درختان مانگرو را به شکل موفقیت آمیزی از طریق کاشت ایجاد کرد (لوئیز و استریور، ۲۰۰۰).

جهت دستیابی به احیاء موفقیت آمیز درختان مانگرو، پنج گام مهم ذیل می‌بایست اتخاذ شوند:

درک اتواکولوژی[30] (به معنای اکولوژی گونه‌های مجزای) گونه‌های درختان مانگرو در سایت، به ویژه الگوهای تولیدمثل، توزیع پروپاگول و استقرار موفقیت‌آمیز نهال‌ها.

درک الگوهای نرمال رژیم آبی که توزیع و استقرار موفقیت آمیز و رشد گونه‌های مورد نظر درختان مانگرو را کنترل می‌کنند.

ارزیابی تغییر و تحولات محیط اصلی درختان مانگرو که در حال حاضر از توالی ثانویه طبیعی جلوگیری می‌کنند.

طراحی برنامه احیاء برای احیاء هیدرولوژی مناسب و در صورت استفاده از پروپاگول‌های طبیعی داوطلب برای استقرار گیاهان. استفاده صرف از نشای فعلی پروپاگول‌ها، جوانه‌های جمع آوری شده و یا جوانه‌های کشت شده پس از مشخص کردن اینکه (طی گام‌های ۱ تا ۴) فرآیند استخدام طبیعی مقادیر لازم از نهال‌هایی که به طور موفقیت آمیزی استقرار یافته‌اند، نرخ تثبیت و یا نرخ رشد نهال‌های استقرار یافته را به عنوان اهداف احیاء برآورده نمی‌سازد (لوئیز و استریور، ۲۰۰۰).

نمونه موردی: درختان مانگرو در استان آچه، سوماترا: پروژه ساحل سبز

سونامی ویرانگر ۲۶ دسامبر سال ۲۰۰۴ باعث فقدان عظیم زندگی بشری در استان آچه در حاشیه شمالی جزیره سوماترا در اندونزی شد. همچنین، قدرت این امواج تا حدی زیاد بود که بسیاری از درختان مانگرو نیز به طور کامل تخریب شدند و پروژه‌های زیادی برای احیاء این زیستگاه‌ها که اهمیت به سزایی در حفاظت از سواحل و همچنین ماهی‌های ساحلی دارند، ایجاد شدند. یکی از مهم‌ترین برنامه‌های ایجاد شده برنامه ساحل سبز بود که از سال ۲۰۰۵ تا ۲۰۰۹ توسط بنیاد بین‌المللی تالاب‌ها[31] در بسیاری از روستاهای ساحلی و با مشارکت روستانشینان محلی (تصویر ۳۱) انجام شد. با وجود این که این برنامه بسیار موفقیت آمیز بود، اما با مشکلاتی از این دست نیز مواجه شد: الف) برخی از مناطق به حدی توسط سونامی تخریب شده بودند که دیگر برای درختان مانگرو مناسب نبودند (بدین معنی که در اثر جابه‌جایی شن و ماسه بیش از حد مرتفع و خشک شده بودند)؛ ب) پرورش دهندگان ماهی در برخی از مناطق مورد نظر برای احیاء حوضچه‌های آب لب شور برای ماهیان ایجاد کرده بودند؛ و ج) برخی از مناطق احیاء شده متعاقبا به واسطه برنامه‌های زیرساختی تخریب شدند (مانند احداث جاده‌ها و گذرگاه‌ها).

30- Autoecology
31- Wetlands International

تصویر ۳۱ درختان مانگرو دوباره کاشته شده در گامپونگ بارو، نزدیک باندا آچه، ماه مه ۲۰۰۹

۳-۱-۵- پهنه‌های علف دریایی

دهه‌های متوالی اســت که پهنه‌های علف دریایی مورد تهدید واقع شــده‌اند و فقدان پهنه‌های متعدد علف دریایی که پیش از این مولد بوده‌اند، منجر به ایجاد برنامه‌های متعدد احیاء شــده اســت. ون کتویک و سایرین (۲۰۰۹) به بررسی تالیفات علمی و تحقیقات ۲۰ ساله در مورد احیاء پهنه‌های علف دریایی در دریای وادن (مشترک میان هلند، آلمان و دانمارک) پرداختند و دستورالعمل‌های سنتی را ارزیابی کرده و دستورالعمل‌های جدیدی را برای احیاء علف دریایی پیشنهاد دادند. در تمامی موارد، معرفی مجدد علف دریایی به یک سایت چه در شکل گیاهی و چه به صورت بذر مورد نیاز بود. ون کتویک و سایرین (۲۰۰۹) این گونه نتیجه گیری می‌کنند:

انتخاب زیســتگاه و اهداء کننده حیاتی اســت: تفاوت‌های بزرگی در میزان بقای زیســتگاه‌ها و جمعیت‌های اهداء کننده مشــاهده شــد. نتایج ما نیاز به کاشت ترجیحا در مناطقی که به طور ســنتی زیستگاه علف دریایی بوده‌اند و همچنین جمع‌آوری مواد اهدایی از زیســتگاه‌های قابل مقایســه را آشکار ســاخت. اهمیت تنوع کافی ژنتیکی مواد اهدایی و جلوگیری از انزوای ژنتیکی در اثر فاصله نیز مورد بررسی قرار گرفت.

توزیع ریســک در بین ســایت‌های انتقال نشاء (و یا ســایت‌های تکرار) که از لحاظ ویژگی‌های زیستگاهی متفاوت بودند، مثبت ارزیابی شــد. اهمیت مهندسی اکوسیستم به دو شکل نشان داده شد: تسهیل‌گری و خود-تسهیل‌گری علف دریایی توســط صخره‌های صدفی. ویژگی‌های خود-تسهیل‌گرانه علف دریایی نیازمند کاشت در مقیاس وسیع و یا اقدامات اضافی بود.

پیلینگ و ســایرین (۲۰۰۹) نیز که به بررسی گسترده فعالیت‌های احیاء علف دریایی پرداختند، به نتایج مشابهی دست یافتند.

به طور کلی نتایج ترکیبی هســتند و در بســیاری از نمونه‌ها، احیاء پهنه‌های علف دریایی بر خلاف سرمایه‌گذاری قابل توجهی که انجام شــده با شکســت مواجه شده اســت. این امر می‌تواند به این دلیل باشد که تهدید ریشه‌ای به درستی درک یا تشخیص داده نشده بود و یا تنها به این خاطر که گیاهان در برابر رویدادها (مانند طوفان، بیماری، شــکار و انجماد) از پا در می‌آمدند. برخی از گونه‌ها مانند زوســترا نولتی (*Zostera noltii*) به بی‌ثباتی بدنام هســتند

و به ندرت به تلاش‌ها در راستای انتقال نشاء پاسخ می‌دهند (ون کتویک و سایرین، ۲۰۰۹؛ مطالعه موردی ذیل).

نمونه موردی: انتقال علف دریایی زوسترا نولتی در هلند

قسـمت اعظم بخش جنوب غربی استان زیلند کشور هلند زیر سطح دریا واقع شده است و به وسیله خاکریزهایی که قرار است طبق برنامه‌ریزی در سال‌های آتی بهبود یابند، از دریا محافظت می‌شوند. زوسترا نولتی که علف دریایی کوچکی است، در آبراه‌های اوسترشلد که منطقه‌ای با آب لب‌شور و جزء مناطق حفاظت شده ناتورا ۲۰۰۰ است دیده می‌شـود. این گونه از زمان محصور شـدن این منطقه ساحلی بین جزر و مدی در اواسط سال‌های ۱۹۸۰، از ۱۲۰۰ هکتار در سـال ۱۹۸۰ تا ۱۰۰ هکتار در سـال ۲۰۰۸ رو به افول گذارد. از آنجایی که این گونه در مناطق سـاحلی بین جزر و مدی یافت می‌شـود، فعالیت‌های ارتقاء خاکریزها بر پایه‌های علف دریایی که در نزدیکی خاکریزها قرار دارنـد تاثیر منفی می‌گذارد، در نتیجه از سـال ۲۰۰۷ تـا ۲۰۱۲ برنامه‌ای برای انتقال این گونه از مناطقی که تحت تاثیر قرار می‌گیرند، به مکان‌های مناسـبی در همان نزدیکی انجام شـد. روش‌های متعددی، مانند تصفیه رسـوبات از پیـش برای کاهش فعالیت حفاری کرم کرانـه آرنیکولا مارینا (*Arenicola marina*)، تراکم‌های مختلف کاشـت، زمان‌بندی و از این قبیل اقدامات مورد آزمایش قرارگرفته‌اند (شـکل ۳۲)، اما نتایج آن ناامیدکننده بوده‌اند. شـواهد جدید حاکی از آن است که مناطقی که مجددا کاشته شده‌اند ممکن است تحت تاثیر عروس غاز که از زوسترا ریزوم (*Zostera rhizomes*) تغذیه می‌کند و جمعیت آن طی دهه اخیر به طور چشمگیری افزایش یافته است، قرار گرفته باشـند. همچنین از آنجایی که این غازها پیش از این بیشـتر در پاییز، زمسـتان و اوایل بهار حضور داشتند، اکنون قسمتی از جمعیت در تمام طول سال در این بخش از هلند سکونت دارد.

شکل ۳۲- انتقال زوسترا نولتی در کرابنکریک نورد، ماه مه ۲۰۱۰

٤-۱-۵- چشمه‌ها و رودها

فعالیت‌های انسـانی تاثیر به سزایی بر شکل طبیعی، جریان و کارکرد بسیاری از رودها و چشمه‌ها می‌گذارند و در

نتیجه اغلب رودخانه‌ها با حالت طبیعی خود فاصله زیادی دارند. مهم‌ترین تاثیرات انسانی شامل آلودگی، اصلاح کانال‌ها و برداشت آب (به عنوان مثال از طریق سدها، آب بندان‌ها و یا شیل‌ها) است. در سال‌های ۱۹۸۰ این ایده در حال گسترش بود که این تغییرات بر کارکردها و ارزش‌های رودها اثر گذاشته و تنوع زیستی رودها در حال تحلیل است. در نتیجه، برای بازگرداندن کانال‌های رودها به حالت طبیعی برنامه‌های احیاء رودخانه‌ها آغاز شدند (مانند اضافه نمودن پیچ و خم‌هایی که سابقا از میان برداشته شده بودند)، کاهش آلودگی ورودی به چشمه‌ها و رودها و اختصاص آب برای حفظ کارکردهای رودخانه (مانند جریان‌های محیط زیستی). در بخش‌های ۲،۲،۱ در مورد کمیت آب و ۲،۲،۲ در مورد کیفیت آب به بخشی از این موضوع پرداخته شده است و در نتیجه آن را در اینجا تکرار نخواهیم کرد. موردی خاص که ارزش ذکر کردن دارد، تخصیص آب در رودخانه مورای در استرالیا است که تحت برنامه‌ای دولتی با عنوان «طرح تخصیص آب برای جریان تجویزی رودخانه مورای» اجرا می‌شد.

ریخت شناسی رودخانه‌ها جنبه‌ای است که همچنان به توجه نیاز دارد و بعدا به آن خواهیم پرداخت. در آمریکای شمالی، اروپا و استرالیا، این کار با ایجاد مجدد پیچ و خم رودها از سال ۱۹۹۰ (ایزلتووا و بیگز، ۱۹۹۵) و عمدتا در تلاش برای استقرار مجدد تنوع زیستی پیشین در مناطقی که قسمت اعظم زیستگاه‌های طبیعی خود را از دست داده‌اند، انجام می‌شود (شکل ۳۴).

نمونه موردی: پروژه ایجاد فضا برای رودخانه[۳۲]، هلند

در اوایل دهه ۱۹۹۰، هلند سیل‌های بزرگ متعددی را تجربه کرد، که در یکی از این موارد ۲۰۰۰۰۰ انسان مجبور به ترک محل زندگی خود شدند. در نتیجه پروژه ایجاد فضا برای رودخانه آغاز شد که چهار رودخانه را شامل می‌شد: راین، میوز، وال و ایجسل. تحت این برنامه، اصطلاحا جای بیشتری به این رودها داده خواهد شد تا خطر وقوع سیل کاهش یابد. این برنامه شامل اجزاء ذیل می‌شود:

تغییر مکان خاکریزها: خاکریزها در جایی دورتر از کرانه رودخانه قرار خواهند گرفت. این در طی سیل‌های سالانه جایی اضافی را در دشت سیلابی برای رودخانه فراهم می‌آورد؛

کاهش ارتفاع دشت سیلابی. علاوه بر تغییر مکان خاکریزها، عمق کف دشت‌سیلابی نیز کاهش خواهد یافت. افزایش عمق دشت‌های سیلابی به علت جمع شدن رسوبات در منطقه پس از سیلاب‌های منظم اتفاق می‌افتد؛

کاهش ارتفاع دیواره‌های ساحلی. ارتفاع دیواره‌های ساحلی واقع در رودها کاهش می‌یابد تا طی زمان افزایش سطح آب، زهکشی بیشتر و سریع‌تر از قبل صورت پذیرد. در مکان‌های مشخصی علاوه بر اصلاحاتی که روی سازه‌های موجود انجام می‌شود، دیواره‌هایی اضافه خواهند شد؛

احداث یک «کانال سبز» به عنوان منحرف کننده سیل در اطراف ویسن-واپن ولد؛

افزایش عمق کانال‌های کناره. به منظور افزایش موانع میان رودخانه و زیرساخت‌ها و ساکنین اطراف، عمق کانال‌های کناره کاهش خواهد یافت. این کار همچنین اجازه خواهد داد آب بیشتری از منطقه سیل زده خارج شده و در نتیجه تخلخل خاکریزها کاهش یابد؛

از میان برداشتن موانع.

نمونه موردی: رود اوده ایجسل، هلند

رود اوده ایجسل واقع در قسمت شرقی هلند در واقع پیش از این (هزاران سال قبل) یکی از کانال‌های قدیمی رود راین بود که صدها سال برای کشتیرانی و انتقال کالاها مورد استفاده قرار می‌گرفت. از سال ۱۸۰۰، این کانال اصلاح و صاف شد، تالاب‌های حاشیه‌ای فصلی خشک شده و به زمین‌های کشاورزی (و چراگاه) تبدیل شدند و

32- Room for the river program

دریچه‌هایی برای مدیریت سطح آب اضافه شدند. آلودگی نیز به ویژه در سال‌های ۱۹۶۰ و ۱۹۷۰ یک مشکل اصلی بود. در نتیجه بسـیاری از گونه‌ها ناپدید شـدند و رودخانه در شـرایط نامطلوبی قرار گرفت. در سال‌های ۸۰ و ۹۰، انجام یک برنامه پاک‌سـازی در افزایش چشـمگیر کیفیت آب موثر بود. علاوه بر آن، طی دهه گذشـته نردبان‌های ماهی در دریچه‌ها و سـدها نصب و یا در جای قبلی خود قرار داده شـده‌اند و تالاب‌های حاشیه‌ای نیز ایجاد شده‌اند (شکل ۳۳). از سال ۲۰۰۰، گونه‌ها از جمله جفت‌های زادآور ماهی‌خورک (*Alcedo Atthis*) و جمعیتی سالم از گربه ماهی (*Silurus glanis*) به این منطقه بازگشتند.

تصویر ۳۳ احیاء رود اوده ایجسل

وضعیت رود در حال حاضر (الف) دریچه‌هایی با نردبان ماهی (ب) تالاب حاشـیه‌ای در دسـت احداث (ج) و یک تالاب حاشیه‌ای فصلی که به تازگی احیاء شده است (د)

نمونه موردی: پروژه احیاء چهار رود اصلی، کره جنوبی

پروژه احیاء چهار رود اصلی کره جنوبی، پروژه‌ای چند منظوره با رویکرد توسـعه سـبز (green growth) اسـت که بـر روی رودهای هان (کره)، ناک‌دونگ، گئوم و یئونگ‌سـان اجرا می‌شـود. این پـروژه‌ی احیاء، امنیت آبی، کنترل سـیلاب و حیات زیسـت‌بوم را تامین خواهد کرد. این پروژه در ابتدا به‌عنوان بخشی از سیاست «تجارت سبز نوین» در ژانویه ۲۰۰۹ آغاز به کار کرد. این پروژه پنج هدف عمده دارد: ۱) تامین منابع آب فراوان در برابر کمبود آب؛ ۲) اجرای اقدامات جامع کنترل سیلاب؛ ۳) ارتقاء کیفیت آب و احیاء زیست بوم‌ها؛ ۴) ایجاد فضاهای چند منظوره برای ساکنین محلی؛ و ۵) توسعه منطقه‌ای متمرکز بر رودخانه‌ها. بیش از ۹۲۹ کیلومتر از رودهای ملی به عنوان بخشی از پـروژه احیاء چهار رود اصلی کره جنوبی احیاء خواهند شـد. برای احیاء بیـش از ۱۰۰۰۰ کیلومتر از جریان‌های

آب محلی، پروژه پیگیری دیگری برنامه‌ریزی خواهد شـد. بیش از ۳۵ تالاب مجاور رودها نیز بازسـازی خواهند شد (http://en.wikipedia.org/wiki/The_Four_Major_Rivers_Project).

شکل ۳۴ بازگرداندن پیچ و خم‌ها به رود بریده در نزدیکی لگومکلوستر، دانمارک

برگرفته از ایزلتوا و بیگز (۱۹۹۵)

۵-۱-۵- دریاچه‌های آب شیرین

فشـارهای وارد آمده در اثر فعالیت‌های انسـانی که بر دریاچه‌های آب شـیرین تاثیر می‌گذارند شـامل آلودگی و بهره‌برداری بی‌رویه آب می‌شوند و تلاش‌های احیاء بر ارتقاء کیفیت آب و تخصیص آب تمرکز دارند (کلاپر، ۲۰۰۲). علاوه بر این، تغییر کاربری سـواحل تالابی و رسوبات نیز در برخی از دریاچه‌ها مشکل بزرگی محسوب می‌شوند که نیازمند اجرای برنامه‌های احیاء هستند. مداخلات اصلی در برنامه‌های احیاء به شرح ذیل هستند:

کاهش مواد مغذی ورودی به وسیله تصفیه فاضلاب شهری و صنعتی و کنترل فرسایش؛

کاهش ورودی رسوبات به وسیله انجام اقدامات کنترل فرسایش. در اقدامی جایگزین، کف رودخانه‌ها را نیز می‌توان برای از میان برداشتن رسوبات اضافی انباشته شده لایروبی کرد (مورفی و سایرین؛ ۱۹۹۹؛ شهر دلافیلد، ۲۰۰۸)؛

تخصیص آب با حصول توافق میان بهره‌برداران، تدوین یک برنامه اجرایی و اسـتقرار یک ضمانت اجرایی. دینار و سایرین (۱۹۹۷) در مورد سازوکارهای اصلی و اصول بحث کرده‌اند؛

احیاء سواحل دریاچه‌ها عمدتا نیاز به مدیریت تغییر کاربری پوشش گیاهی حاشیه دریاچه به زمین‌های کشاورزی دارد تا بتوان زیستگاه‌های اصلی را حفظ کرد (مانند دریاچه پریشان و همچنین دریاچه ویکتوریا در شرق آفریقا که برای حفظ کیفیت آب دریاچه اهمیت دارد). اکثر این برنامه‌ها پرهزینه هستند و در صورتی که نشانه‌های زودرس تخریب (مانند افزایش سطح مواد مغذی، کاهش سطح آب دریاچه) مشاهده شوند، جلوگیری از تخریب دریاچه راهکاری باصرفه‌تر محسوب می‌شود.

نمونه موردی: تالاب ازرق، اردن

تالاب ازرق در شرق اردن و در منطقه‌ای کویری واقع شده است. این مکان یک تالاب واحه‌ای مهم برای پرندگان مهاجر محسوب شده و همچنین دارای حداقل یک گونه ماهی بومی است. بهره‌برداری کنترل نشده از آب‌های زیرزمینی (با وجود صدها پمپ آب کشـاورزی) تالاب را (که یک سـایت رامسر می‌باشد) تخریب کرده و تنها چند درصد از این منطقه باقی مانده است. برای احیاء این تالاب، انجمن پادشاهی اردن برای حفاظت از طبیعت، پروژه‌ای را با بودجه تسهیلات جهانی محیط‌زیسـت و دفتر عمران ملل متحد آغاز کرد، اما این طرح موفق نبوده اسـت. تنها قسمت کوچکی از منطقه با پمپاژ مداوم آب‌های زیرزمینی به درون تالاب نجات خواهد یافت (شکل ۳۵)، و بنابراین امکان از بین رفتن کل این تالاب وجود دارد، مگر آن که دسترسی بی‌رویه و کنترل نشده به آب‌های زیرزمینی محدود شود.

شکل ۳۵ تالاب ازرق، اردن

۶-۱-۵- جنگل‌های کنار رودخانه‌ای و باتلاقی

تالاب‌های آب شیرین جنگلی معمولا نمونه‌هایی خاص به شمار می‌روند، چرا که استقرار مجدد درختان معمولا دشوارتر از گونه‌های گیاهی علفی بوده و آن‌ها معمولا به عنوان سوخت و یا تولید الوار ارزشمند هستند. در مورد جنگل‌های تورب‌زار باتلاقی، تخریب این تالاب‌ها معمولا بازگشت‌ناپذیر است، زیرا تورب‌ها پس از قطع شدن خشک می‌شوند (در جاهایی که برای استخراج کُنده‌ها کانال‌هایی حفر می‌شوند) نشست کرده و معمولا آتش‌سوزی رخ می‌دهد. استقرار مجدد جنگل‌های تورب‌زار باتلاقی در تورب‌زارهای تخریب شده همچنان چالش برانگیز و هزینه بر بوده و احتمال شکست آن بسیار زیاد است (گیسن و وان‌در میر، ۲۰۰۹). معمولا استقرار مجدد جنگل‌های کنار رودخانه‌ای و باتلاقی آسان‌تر است، گرچه از بین بردن و یا کاهش رقابت آن‌ها با گونه‌های گیاهی علفی و همچنین کاهش خورده شدن گیاهان بسیار اهمیت دارد (سوینی و سایرین،۲۰۰۲).

۲-۵- احیاء هیدرولوژی تالاب

احیاء و بهبود هیدرولوژی تالاب بخشی مهم از احیاء زیستگاه محسوب می‌شود، اما از آنجایی که این یکی از نگرانی‌های مهم مدیران تالاب‌ها است، در اینجا به صورت جداگانه به آن می‌پردازیم. ایران کشوری خشک است و طی سال‌های گذشته شاهد خشکسالی طولانی و جدی‌ای بوده است که بسیاری از تالاب‌های کشور، از جمله تالاب‌های ارومیه و پریشان را تحت تاثیر شدید قرار داده است. بهره‌برداری بی‌رویه آب در حوضه‌های آبریز نیز مشکلات به وجود آمده در اثر خشکسالی شامل کاهش سطح آب (پریشان و ارومیه)، افزایش شوری آب (ارومیه) و متعاقبا کاهش تعداد گونه‌های متعدد (مانند فلامینگو و آرتمیا در ارومیه، ماهیان دریاچه پریشان) را دوچندان کرده است.

در کشورهای خشک، خشکسالی اتفاقی متناوب است و چیزی که طی چند سال گذشته در ایران شاهد هستیم می‌تواند بخشی از یک چرخه طبیعی باشد. ایران تنها کشوری نیست که با خشکسالی مواجه می‌شود و تا اوایل سال ۲۰۱۱، قسمت جنوب شرقی استرالیا نیز شاهد شدیدترین خشکسالی در ۲۰۰ سال گذشته بوده است (باند و سایرین، ۲۰۰۸). با این حال، در این میان تغییرات اقلیمی نیز نقش دارند و تنها تحلیل دقیق داده‌های بلند مدت می‌تواند به مشخص نمودن این امر کمک کند. تالاب‌ها به عنوان آسیب‌پذیرترین زیست‌بوم‌ها در برابر تغییرات اقلیمی شناخته شده‌اند (برگه حقایق رامسر شماره ۳۰)، بنابراین چنین تغییرات محتملی می‌بایست به دقت پایش و ارزیابی شوند.

جریان‌های آبی در بسیاری از رودهای دست‌کاری شده (مانند رودهای دارای سد و یا سایر سازه‌ها) را می‌توان با افزایش جریان‌های محیط‌زیستی و اختصاص آب به تالاب‌های پایین‌دست (مانند دریاچه‌ها) احیاء کرد. اصلاح کارکرد سدها نیز می‌تواند سلامت رودخانه را افزایش دهد، به عنوان مثال، با اصلاح سازه‌های روی سدها (مانند نردبان‌های ماهی، محل‌های برداشت آب در سطوح مختلف)، احیاء (ارتباط با) دشت‌های سیلابی و ارتقاء جریان آب. علاوه بر این، مجوزدهی بهره‌برداری سدها با محدودیت زمانی نیز می‌تواند یک راه کار باشد (کینگزفورد، ۲۰۱۱). در استرالیا برنامه‌های باز-خرید، حق‌آبه اختصاص یافته به بخش خصوصی را خریداری کرده و آن را به محیط‌زیست اختصاص می‌دهند (باند و سایرین، ۲۰۰۸؛ کریس و سایرین، ۲۰۰۹). سازمان آب و زمین استرالیا اقدام به استقرار برنامه‌ای ملی با عنوان «برنامه تخصیص آب زیست محیطی R&D» کرد که شامل برنامه‌های متعدد برای سیستم اصلی رودخانه‌ای کشور می‌شد: مورای- دارلینگ.

آب‌های زیرزمینی را نیز باید در نظر گرفت، چرا که منشاء اصلی آب ورودی به تالاب‌ها بوده و مسلما نقشی کلیدی در تالاب‌های پریشان و ارومیه در ایران ایفا می‌کنند. مدیریت بهره‌برداری (معمولا کنترل نشده) از آب‌های زیرزمینی می‌بایست بخشی از ملاحظات و رویکردهای اتخاذ شده در هر برنامه مرتبط با احیاء رژیم آبی باشند.

یکی از مهم‌ترین رویکردهای مدیریتی موجود بالا بردن راندمان بهره‌برداری آب است، چرا که در بسیاری از موارد این راندمان (بسیار) پایین است. مدیران می‌توانند به محصولاتی که نیاز کم‌تری به آب دارند روی بیاورند، هدر رفت آب درون کانال‌ها را کاهش دهند (مانند هدر رفت ناشی از نشتی)، به جای کانال از لوله استفاده کنند (برای کاهش تبخیر آب) و آب دهی در مقیاس کوچک و به صورت موردی را جایگزین آب پاشی در سطح گسترده کنند. یک ابزار مهم برای ارتقاء بهره برداری آب (که در بسیاری از کشورها نیز کاربرد دارد) پرداخت مبلغی در ازای آب است، چرا که در بسیاری از موارد به هیچ عنوان مبلغی بابت آب پرداخت نمی‌شود و یا هزینه آن بسیار کم است.

چند مثال:

به عنوان مثال در اردن کشاورزان در حاشیه رود اردن علیرغم کمبود آب محصولاتی مانند موز و هندوانه می‌کارند که آب زیادی مصرف می‌کنند- این به این دلیل است که هیچ نظامی برای پرداخت ارزش واقعی آب وجود ندارد.

در پاکستان، کانال مارالا-راوی (یک سیستم بزرگ انشعاب آب از رودخانه ایندوس) در اواخر سال ۱۹۹۰ هنگامی که مشخص شد ۴۰ درصد آب به واسطه نشتی از بین می‌رود، احیاء شد (مجددا کانال کشی شد).

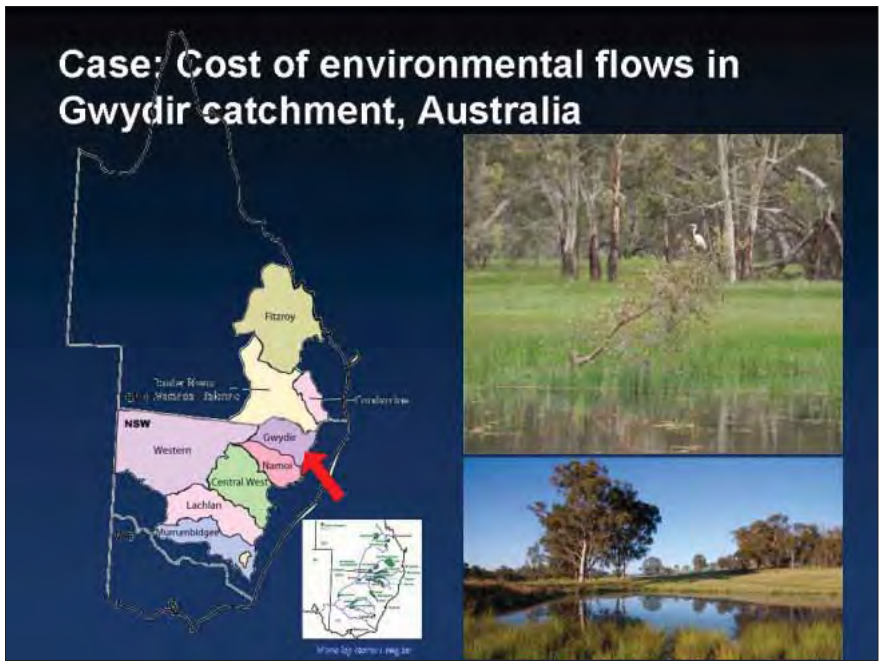
آئین‌نامه چارچوب آب اتحادیه اروپا از تمامی کشورهای عضو خواسته است تا سال ۲۰۱۲ نظامی برای پرداخت واقع‌گرایانه مبلغ آب استقرار یابد.

به رغم تمام این تلاش‌های مثبت، اگر بهره برداری آب کنترل نشده باقی بماند احیاء جریان‌های آب معمولا بسیار دشوار خواهد بود (به مورد ۵،۱،۵ و نمونه تالاب ازرق در اردن مراجعه فرمایید). پیش‌بینی افزایش جریان محیط‌زیستی و تخصیص آب به تالاب‌ها (به عنوان مثال از طریق برنامه‌های خرید مجدد) معمولا به بحث‌هایی در مورد هزینه منتهی شده و معمولا به عنوان باری بر دوش اقتصاد تلقی می‌شود، چرا که آب به راحتی می‌تواند مثلا برای کشاورزی مورد استفاده قرار گیرد. با این حال، در عمل هزینه جریان‌های محیط‌زیستی به ندرت محاسبه شده و تصمیم‌ها معمولا بر اساس درک مستقیم اتخاذ می‌شوند تا تحلیل جزئی. چنین مطالعاتی می‌توانند مفید باشند، چرا که به تصمیم‌گیری‌های مدیریتی کمک می‌کنند (به نمونه حوضه آبریز گوایدیر مراجعه فرمایید).

نمونه موردی: هزینه جریان‌های محیط زیستی در حوضه آبریز گوایدیر، استرالیا

هدف از پیش‌بینی جریان آب محیط‌زیستی در حوضه آبریز گوایدیر در نیو ساوت ولز استرالیا تحت برنامه تسهیم آب گوایدیر ارتقاء سلامت زیست‌بوم‌های آبی و تالابی است. با این وجود، کشاورزان نگران این موضوع هستند که اجرای برنامه منجر به کاهش قابل توجه آب برای آبیاری شده و مدیران نگران هزینه‌های اقتصادی آن هستند. بنابراین مطالعه‌ای با موضوع ارزش خدمات زیست بوم از روی پیش بینی جریان محیط‌زیستی (کارانجا و سایرین، ۲۰۰۸؛ شکل ۳۶) انجام شد. هزینه اقتصادی مرتبط با پیش‌بینی جریان محیط‌زیستی (۴۰ گیگالیتر) ارزشی برابر با هزینه سود کشاورزی سابق در گوایدیر و برابر با ۱۵ میلیون دلار استرالیا بود. کل ارزش اقتصادی ۴ مورد از خدمات زیست‌بومی (زادآوری پرندگان آبزی، تامین زیستگاه، ارتقاء چرای دام در تالاب و منافع تنوع زیستی (گونه‌های ماهیان بومی)) برابر با ۹۴ میلیون دلار استرالیا بود، که ۶ برابر بیشتر از ارزش آب آبیاری بود.

شکل ۳۶ حوضه آبریز گوایدیر، استرالیا



۳-۵- معرفی مجدد گونه‌های حیات‌وحش

در صورتی که بخواهیم با دقت به مسئله معرفی مجدد گونه‌های حیات وحش بپردازیم باید معیارهایی را با توجه به معیارهای تعیین شده توسط اتحادیه جهانی حفاظت (IUCN) و گروه‌های متعدد متخصصین IUCN رعایت کنیم. معرفی مجدد گونه‌های حیات وحش مشـکلات بالقوه زیادی را به دنبال دارد و می‌بایسـت به بسـیاری از جنبه‌های ذیل توجه کرد:

آیا گونه مورد نظر در سطح محلی منقرض شده است و آیا جمعیت باقی‌مانده در اثر برنامه معرفی آسیب خواهند دید؟

آیا آرایش ژنوتیپیک ذخیره اهدایی مشـابه با جمعیت منشـاء است؟ این مورد معمولا به ندرت اتفاق می‌افتد زیرا تفاوت‌های منطقه‌ای بسـیاری بین گونه‌ها (و حتی زیر-گونه‌ها) وجـود دارد، اما هنگام معرفی مجدد، هدف باید به منظور نزدیک‌ترین تشابه باشد.

خطر معرفی اتفاقی بیماری و یا ضعف‌های ژنتیکی

آیا تهدیدی که جمعیت منشـاء را تحت تاثیر قرار داد هنوز وجود دارد یا از بین رفته اسـت؟ اگر هنوز وجود دارد احتمال شکست معرفی مجدد نیز هست.

سایت دریافت‌کننده می‌بایست از لحاظ تامین تغذیه، زادآوری و امنیت برای گونه‌ها مطلوب باشد.

حذف چند جاندار از ذخیره اهدایی نباید بر جمعیت اهداء کننده تاثیر بگذارد.

صید و کنترل گونه‌ها به منظور تغییر مکان نباید به مرگ و میر گونه‌های (معمولا در معرض خطر یا آسیب پذیر) منجر شود.

برنامه‌های زادآوری در اسارت مورد استفاده برای ذخیره‌سازی مجدد گونه‌های تقلیل یافته، خطر فرسایش ژنتیکی و تغییر رفتار حیوانات (مانند حیواناتی که به حضور انسـان عادت می‌کنند) را به دنبال دارند و ممکن اسـت حامل بیماری‌های باشند که در حیات وحش رایج نیست.

حیوانات می‌بایست در نسبت‌های متناسب از لحاظ جنسیت، سلامتی و سن مناسب رها شوند.

برای ارزیابی نرخ موفقیت برنامه حیوانات رهاشده می‌بایست پایش شوند.

نمونه موردی: معرفی مجدد ماهی در دریاچه‌های بزرگ آمریکای شمالی

گونه‌هـای ماهی بومی دریاچه‌های بزرگ آمریکای شـمالی دچار فقدان‌های متعدد و مسـتندی شـده‌اند که بیـن دریاچه‌های مختلف متفاوت اسـت. در اصـل، گونه‌های جانوری محدود به تمامیـت دریاچه‌ها، یعنی خود دریاچه‌ها، تحت سـلطه گونه‌هایی مانند قزل آلاها (*Salvelinus namaycush*)، سیسـکوها (*Coregonus spp*) و اسـکالپین‌ها (*Cottus and yxocephalus*) هسـتند. تا سـال ۱۹۵۰، فقدان این ماهیان در دریاچه‌های پست‌تر (ماننـد اری و اونتاریو) و دریاچه‌های رو به نابودی در میشـیگان و هیوران تقریبا کامل شـد. با این حال، هیچ گونـه‌ای از محدوده دریاچه بالادسـتی ناپدید نشـد. تلاش‌ها برای معرفی مجدد ماهیـان انقراض یافته مختص دریاچه تنها به یک گونه قزل آلا (*lean lake trout*) محدود شده است. با این حال، علاقه به معرفی مجدد سایر گونه‌های نابود شـده در نهادهای مدیریتی و عموم مردم دیده می‌شـود و سیسکو و قزل آلای آب‌های عمیق در نظر گرفته شـده‌اند (اشـنرودر، ۲۰۰۲).

نمونه موردی: معرفی مجدد قورباغه در نیوزیلند

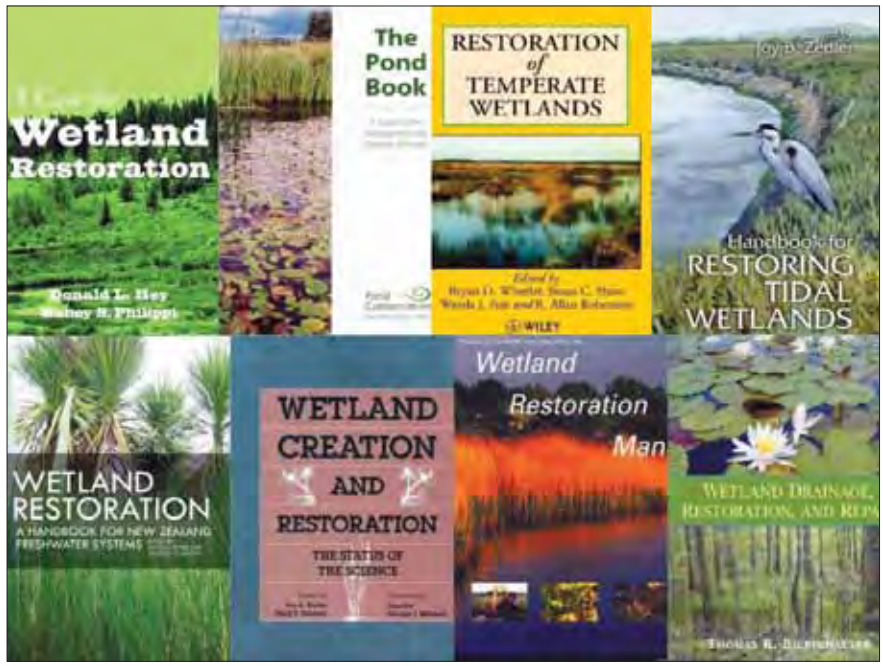
تا همین اواخر، تصور می‌شـد قورباغه همیلتون در دو جزیره اسـتفان و مود وجود داشته و در معرض خطر است. با این وجود، این دو جمعیت اکنون بر اسـاس الکتروفورز به دو گونه مجزا تفکیک شـده‌اند. تنها نوعی از قورباغه که در جزیره اسـتفان زندگی می‌کند را قورباغه همیلتون (*Leiopelma hamiltoni*) در نظر می‌گیرند و گونه موجود در جزیره مود (*L. Pakeka*) اسـت. در ماه مه ۱۹۹۷ سـیصد عدد از این گونه با هدف استقرار قورباغه جزیره مود در یک جزیره دیگر دور از سـاحل که فاقد شکارچی اسـت، از جزیره مود به جزیره موتوارا انتقال یافتند. همچنین در سال ۲۰۰۶ نیـز ۶۰ قورباغـه از جزیره مود به پناهگاه حیات وحش کاروری واقع در خشـکی انتقال یافتند که انتقال ۳۰ عدد ماده در ماه فوریه و ۳۰ عدد نر در ماه اکتبر انجام شد.

٤-۵- درس‌های آموخته در مورد احیاء و معرفی مجدد

- مهم‌ترین درسـی که باید در مورد احیاء زیسـتگاه‌های تالابی و معرفی مجدد حیات وحش آموخت این است که بهتر اسـت از این موارد اجتناب شـود و تنها آن‌ها را به عنوان آخرین راه کار نگریسـت. پیشگیری از تخریب زیستگاه و فقدان گونه‌ها بسیار مقرون به صرفه‌تر از برنامه‌های احیاء و معرفی مجدد است که غالبا هزینه‌بر بوده و احتمال شکست آن‌ها زیاد است.
- در ایران، مسـائل اصلی پیش روی تالاب‌های کشـور عمدتا شامل خشکسـالی (که بیشتر یک پدیده طبیعی است) و بهره برداری بی‌رویه آب است. تحت چنین شرایطی تلاش‌های احیاء شامل تخصیص مجدد آب (حداقل به طور موقت) و به طور خاص از کشاورزی به نفع تالاب است.
- اگر چه تخصیص مجدد آب به تالاب‌ها می‌تواند منجر به کاهش دستاوردها در اثر کاهش آب کشاورزی شود، مطالعات اقتصادی انجام شده نشان می‌دهند که چنین تخصیص مجددی در واقع منجر به سود خالص اقتصادی شوند.

▣ کتابچه‌های بســیاری در مورد احیاء تالاب وجود دارند (شــکل ۳۷)،که غالبا بر نوع خاصی از تالاب و یا منطقه جغرافیایی خاصی تمرکز دارند. مدیران تالاب‌ها می‌بایســت پیش از انجام یک برنامه احیاء در مورد این مســائل مشورت کنند.

شکل ۳۷ کتابچه‌های احیاء تالاب



٦- منابع

Alabaster, J.S. & Lloyd, R.L.(1980) - Water quality criteria for freshwater .fish. Butterworths Publ., London

ARCADIS Euroconsult(2001) Buffering Capacity of Wetlands Study(BCWS): FINAL REPORT Vol. I Main Report. Lake Victoria Environmental .Management Project(LVEMP), United Republic of Tanzania/World Bank

Arthington, A.H., S.E. Bunn, N. LeRoy Poff and R.J. Naiman(2006) – The Challenge Of Providing Environmental Flow Rules To Sustain River .Ecosystems. Ecological Applications, 16(4), 2006, pp. 1311-1318

Bond, N.R., P.S. Lake and A.H. Arthington(2008) – The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. Hydrobiologia, 600: .3-16

Campbell, C.S. and M. Ogden(1999) - Constructed Wetlands In The .Sustainable Landscape. J. Wiley & Sons, New York, Toronto, Singapore

City of Delafield(2008) Delafield, Wisconsin. Nagawicka Lake Restoration. .Chapter 30 Permit Application. Project I.D.: 06D006. 33 pp

Crase, L, S. O'Keefe and B. Dollery(2009) – Water Buy-Back in Australia: Political, Technical and Allocative Challenges. Regional School of Business, La Trobe University, Albury-Wodonga Campus & Faculty of the Professions, School of Business Economics and Public Policy, University of New England, .Armidale. Unpublished report, 19 pp

Das, B.P. and J. Jena(2008) – Impact of Mahandi Basin Development on Eco-hydrology of Chilika. Proc. Taal2007, the 12th World Lake Conference: .697-702

Davies, J. and G. Claridge(1993) - Wetland Benefits: The Potential for Wetlands to Support and Maintain Development. Wetlands International, .Kuala Lumpur, 46 pages, figs

Davis, R. and R. Hirji(2003) - Water Resources and Environment. Technical Note C. 1. Environmental Flows: Concepts and Methods. World Bank, .Washington D.C., 28 pp

Dinar, A., M.W. Rosegrant and R. Meinzen-Dick(1997) – Water Allocation

Mechnisms: principles and examples. World Bank Policy Research Working .Paper no. 1779, 43 pp

Eimanifar, A. & F. Mohebbi(2007) - Urmia Lake(Northwest Iran): a brief review. Iranian Artemia Research Center, P.O. Box: 57135-1367, Urmia, Iran. http://www.salinesystems.org/content/3/1/5

Eiseltová, M. and J. Biggs(1995) – Restoration of Stream Ecosystems, an integrated catchment approach. IWRB Publication 37. Slimbridge, .Gloucester, UK, 170 pp

EPA(2000) – Guiding Principles For Constructed Treatment Wetlands:Providing for Water Quality and Wildlife Habitat. USA Environmental Protection Agency, Interagency Workgroup on Constructed .Wetlands. 41 pp

Esmaeili, H.R., A. Teimory & G. Gholamhosseini(2007) - Freshwater ichthyodiversity and its conservation in Iran. Department of Biology, College (of Sciences, Shiraz University, Shiraz 71454 Iran.(unpublished report

European Commission(2005) – Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. Guidance document no. 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. Produced by Working Group 2A. Common Implementation Strategy for the .Water Framework Directive(2000/60/EC). ISBN: 92-894-6968-4, 47 pp

Evans, M.I.(editor)(1994) – Important Bird Areas in the Middle East. .Birdlife International

Fisher, M.C. T.W.J. Garner, and S.F. Walker(2009) - Global Emergence of Batrachochytrium dendrobatidis and Amphibian Chytridiomycosis in Space, Time, and Host. Annual Review of Microbiology. Vol. 63: 291-310(Volume (publication date October 2009

Giesen, W.(1987) – Danau Sentarum Wildlife Reserve - Inventory, Ecology and Management Guidelines. World Wildlife Fund report for the Indonesian Directorate General of Forest Protection and Nature Conservation(PHPA), ..Bogor, 284 pp

Giesen, W., S. Wulffraat, M. Zieren & L. Scholten(2007) – Mangrove Guidebook for Southeast Asia. FAO & Wetlands International. RAP .Publications 2006/07, Bangkok, Thailand, ISBN 974-7946-85-8. 769 pp

Giesen, W. and P. van der Meer(2009) - Guidelines for the Rehabilitation of degraded peat swamp forests in Central Kalimantan. Master Plan for the Conservation and Development of the Ex-Mega Rice Project Area in Central Kalimantan. Euroconsult Mott MacDonald, Deltares | Delft Hydraulics in association with DHV, Alterra / WUR, Witteveen+Bos, PT MLD and PT INDEC, Indonesia. For the Government of Indonesia and the Royal Netherlands .Embassy, 61 pp

Hellsten, S. & E. Järvenpää(2002) - Preliminary observations of floodplain habitats and their relations to hydrology and human impact. Water Utilization Program - Modelling of the Flow Regime and Water Quality of the Tonle Sap .MRCS/WUP-FIN. Ecology and Impact Assessment

IRG Group(2004) – Sanjiang Plain Wetland Protection Project: Draft Final Report. TA 3998-PRC, Asian Development Bank & Heilongjiang Provincial .Government. Harbin, 350 pp

Karanja, F., N. Reid and O. Cacho(2008) – Economic valuation of ecosystem services from environmental flow provision in the Gwydir catchment, north-western NSW, Australia. IAIA08 Conference Proceedings', The Art and Science of Impact Assessment 28th Annual Conference of the International Association for Impact Assessment, 4-10 May 2008, Perth Convention .(Exhibition Centre, Perth, Australia(www.iaia.org

Kingsford, R.T.(2011) – Conservation management of rivers and wetlands under climate change – a synthesis. Marine and Freshwater Research, 62, .217–222

Kingsford, R.T., P.G. Fairweather, M.C. Geddes, R.E. Lester, J. Sammut and K.F. Walker(2009) - Engineering a Crisis in a Ramsar Wetland: the Coorong, Lower Lakes and Murray Mouth, Australia. Australian Wetlands and Rivers .Centre, University of New South Wales, November 2009, 56 pp

Lam, B.A., J.B. Walke, V.T. Vredenburg, R.N. Harris(2010) - Proportion of individuals with anti-Batrachochytrium dendrobatidis skin bacteria is associated with population persistence in the frog Rana muscosa. Biological .Conservation 143: 529–531

Lewis, R.R. and B. Streever(2000) – Restoration of mangrove habitat. WRP Technical Notes Collection(EDRC TN-WRP-VN-RS-3.2), US Army Engineer

Research and Development Centre, Vicksburg, MS. www.wes.army.mil/el/.wrp

Lind, E.M. and M.E.S. Morrison(1974) – East African Vegetation. Longman, .London, 257 pp

Melbourne Water(2005) – Constructed Wetland Systems Design Guidelines .for Developers. Version 3, November 2005, 30 pp

Mfundisi, K.B., R. Thobosi and B. Mosepele(2008) – A Rapid Assessment Of Macroinvertebrates Associated With Salvinia molesta In Moremi Game .Reserve, Okavango Delta. Tropical Freshwater Biology, 17(1):13–23

Mitsch, M.J. and J.G. Gosselink(1986) – Wetlands. Van Nostrand Reinhold, .New York

Murphy, T.P., R.H. Macdonald, C.A. Lawrence and M. Mawhinney(1999) – Chain Lake restoration by dredging and hypolimnetic withdrawal. In: T.P. Murphy and M. Munawar(eds.) – Aquatic Restoration In Canada. Ecovision World Monograph Series, Backhuys Publi. Leiden, The Netherlands, p:195-.211

Mwende, K. and S. Njoka(2004) – Biological Control Of Water Hyacinth: .A Case Study Of Lake Victoria Kenya. KARI Kibos, P.O. Box 1490, Kisumu http://www.kari.org/fileadmin/publications/10thproceedings/Poster/Biolog_Control_WHyacinth.pdf

Paling, E.I., M. Fonseca, M.M. van Katwijk, and M. van Keulen(2009) – Seagrass Restoration. In: G.M. E. Perillo, E. Wolanski, D.R. Cahoon, M.M. Brinson(eds.), Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach. .Elsevier, 2009, p. 685. ISBN: 978-0-444-53103-2

Ramsar Convention Secretariat (2003) - A Guide to the Convention on .Wetlands(Ramsar, Iran, 1971) 3rd edition, Gland, Switzerland, 104 pp

Scott, D.(1995) – Directory of Wetlands of the Middle East. Wetlands .International

Seehausen, O.(1999) – A reconsideration of the ecological composition of the cichlid species flock in Lake Victoria before and after the Nile perch boom. In: W.L.T. van Densen & M.J. Morris(eds.) Fish and Fisheries of lakes and reservoirs in Southeast Asia and Africa. Westbury Publishing, Otley, UK, .p:281-293

Silva, J.P., L. Phillips, W. Jones, J. Eldridge and E. O'Hara(2007) – LIFE and Europe's wetlands: Restoring a vital ecosystem. LIFE("The Financial Instrument for the Environment") is a programme launched by the European Commission and coordinated by the Environment Directorate-General(LIFE .Unit - E.4). ISBN 978-92-79-07617-6, 66 pp

Sweeney, B.W., S.J. Czapka and T. Yerkes(2002) – Riparian Forest Restoration: increasing success by reducing plant competition and herbivory. .Restoration Ecology 10:392-400

Tran T., Le Cong Kiet, T.L.T. Nguyen and Q.D. Pham(2002) – The invasion by Mimosa pigra of wetlands of the Mekong Delta, Vietnam. Research and Management of Mimosa pigra: papers presented at the 3rd International Symposium on the Management of Mimosa pigra, 23-25 September 2002, .Darwin Australia / editors Mic Julien ... [et al.], p: 45-51

Urban, M.C., B.L. Phillips, D.K. Skelly and R. Shine(2007) – The cane toad's(Bufo marinus) increasing ability to invade Australia is revealed by a dynamically updated range model. Proc. Royal Soc. B. In Press(http:// environment.research.yale.edu/documents/downloads/o-u/Urban-et-al-(PRSB.pdf

Van Katwijk, M.M., A.R. Bos, V.N. de Jong, L.S.A.M. Hanssen, D.C.R. Hermus and D.J. de Jong(2009) - Guidelines for seagrass restoration: Importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and :ecosystem engineering effects. Marine Pollution Bulletin 58

Management Guidelines For Implementation

Biodiversity Management Of Wetlands

By: Wim Giesen

From the publication series of Conservation of Iranian Wetlands Project

(IRI Department of Environment, United Nations Development Porgramme, Global Environment Facilities)

Title: Management Guidelines For Implementation Biodiversity Management Of Wetlands
Author: Wim Giesen
Printed by: Ghalam Azin Chap
Layout by: Mojtaba Moradi Nezhad

Table of contents

1 Introduction 3

1.1Why is biodiversity important? 4

1.2Importance of wetlands in Iran and the region

1.3 Importance of Iranian wetlands for biodiversity

1.4 Why do we need to manage wetlands for biodiversity?

1.5 Set-up of this training manual

1.6 Linkage with management planning process

2 Managing wetland habitats

2.1Managing wetlands

2.2 Water quality & quantity

2.2.1Water quantity

2.2.2Water quality

2.2.2.1Salinity

2.2.2.2Nutrients

2.2.2.3 Toxins

2.2.2.4 Managing water quantity & quality

2.3 Substrate & vegetation

2.3.1 Substrate & wetland soils

2.3.2 Wetland vegetation

2.3.2.1 Specific roles of wetland vegetation

2.3.2.2 Lessons regarding managing substrate & vegetation

3 Managing wetland species

3.1 Maximizing or optimizing diversity

3.2 Habitat changes and diversity

3.3 Exotics

3.4 Special requirements for maintaining wildlife biodiversity

3.5 Protection of breeding sites

3.6 Amphibians and chytrid fungii

3.7 Migratory species

3.7.1 Local migrants

3.7.2 Regional/international migrants

3.7.3 Lessons regarding the managing of species

4 Managing wetland utilisation

4.1 Wetland utilisation

4.2 Managing access

4.3 Use of wetlands & wetland products

4.3.1 Water

4.3.2 Harvesting wetland vegetation & plant products

4.3.3 Grazing **1**
4.3.4 Fishing 2
4.3.5 Hunting & harvesting wildlife products 3
4.3.6 Lessons regarding wetland utilisation 4
5 Assisted recovery of degraded wetlands & wetland species
5.1 Habitat restoration
5.1.1 Lagoon restoration
5.1.2 Coastal systems: mangroves
5.1.3 Seagrass beds
5.1.4 Streams and rivers
5.1.5 Freshwater lakes
5.1.6 Riparian- and swamp forests
5.2 Restoring wetland hydrology
5.3 Wildlife species reintroduction
5.4 Lessons on restoration and reintroduction
6 References
List of tables
Table 1 Major Causes of Wetland Loss and Degradation
Table 2 Biodiversity importance ranking of internationally significant wetlands in Iran, grouped by major wetlands system
Table 3 Examples of key threats to wetlands in Iran
Table 4 Ecological status: EU Water Framework Directive
Table 5 Water Quality criteria for fish
Table 6 Influence of wetlands on water quality in Lake Victoria
Table 7 Targeting species for Species Recovery Plans
Table 8 Use of mangrove plant species in Southeast Asia

List of figures
Figure 1 Interventions in wetlands for managing biodiversity
Figure 2 Flooding produces characteristic vegetation types in Upper Nile swamps
Figure 3 Transect across the edge of Lake Nagugabo, Uganda
Figure 4 Transect at edge of Lake Bunyonyi, southwest Uganda, showing the zonation of submerged macrophytes
Figure 5 Hydroperiod in the Mekong River, Tonle Sap lake
Figure 6 Changing water levels in the Caspian Sea, 1840-2004
Figure 7 Dried out Lop Nur Lake, PR China
Figure 8 Vegetation map of Lake Parishan
Figure 9 Vegetation influencing water quality
Figure 10 Vegetation influencing water quality (2)
Figure 11 Wetlands reducing pollutants
Figure 12 Wetlands reducing pollutants in Lake Victoria (2)

Figure 13 Treatment wetland (artificial/constructed wetland) **1**
Figure 14 *Main threats to wetland birds in PR China* 2
Figure 15 Floodplain lakes & flooded forest in Danau Sentarum NP 3
Figure 16 Egret at the Prek Toal Core Area, Tonle Sap Biosphere Reserve, Cambodia 4
Figure 17 The Kihansi Spray Toad (*Nectophrynoides asperginis*)
Figure 18 The Kihansi hydropower dam
Figure 19 Artificial sprinklers used to mimic the spray of the (former) waterfall at Kihansi
Figure 20 Fish ladder (left) at the Minis dam, western Romania
Figure 21 AEWA Flyway Agreement & party states
Figure 22 Zoning map of Lake Parishan
Figure 23 Birding hide at Kakadu NP, Northern Territory, Australia
Figure 24 Water being pumped from Telaga Warna lake, Central Java, Indonesia
Figure 25 Yellow River PR China, the most sediment laden of the world's large rivers
Figure 26 Kafue flats, Zambia
Figure 27 Asian Arowana *Scleropages formosus*
Figure 28 Placing a 'tikung' in a tree at Danau Sentarum NP
Figure 29 Tame ducks are used to lure wild ducks in *damgah* at Fereydoonkenar
Figure 30 Breaching a sandbar to reconnect the lagoon with the sea
Figure 31 Replanted mangroves at Gampong Baru, near Banda Aceh, May 2009
Figure 32 Transplantation of *Zostera noltii* at Krabbenkreek Noord, May 2010
Figure 33 Oude Ijssel River restoration
Figure 34 Re-meandering of Brede River, near Løgumkloster, Denmark
Figure 35 Azraq wetland, Jordan
Figure 36 Gwydir Catchment, Australia
Figure 37 Wetland restoration manuals

NOTE: All photographs are by the author unless specifically stated otherwise.

Foreword

The significance of Iran's wetlands for global biodiversity is unparalleled in the Middle East, and as the birthplace of the Ramsar Convention, Iran has long-signalled its commitment to wetland conservation. However, the rapid pace of development in the country has put enormous pressure on land and water resources in recent decades, such that the system of protected areas is struggling to maintain the condition of several of these internationally important wetlands and the biodiversity they support.

The Government of the Islamic Republic of Iran and UNDP have joined forces with the support of the Global Environment Facility to address the issue of sustainable wetland management through the Conservation of Iranian Wetlands Project. This 7-year initiative – which began on 26 January 2005 – provides a unique opportunity to build national and local capacity for improved management of wetlands and their globally significant biodiversity, and to raise the awareness of all stakeholders of their respective responsibilities.

As the International Wetlands Biodiversity Expert (WBE) I have provided brief and intermittent inputs to the project since February 2007, together with the national WBE Ms Lisa Pourlak. The present is the background document for a training programme provided to DoE offices in Uromiyeh, Shiraz, Ahwaz and Tehran in May 2011, which was subsequently published as a guideline.

This part of the Project Toolkit on Biodiversity Management was presented as a 1-day training workshop on "Managing and Restoring Wetland Biodiversity", held three times during 21-31 May 2011, for members of the three Biodiversity Working Groups as well as other members from the community, academia, NGOs, government agencies at Uromiyeh, Ahwaz and Kazeroun.

Wim Giesen
Ulft, The Netherlands
17 July 2011

Introduction

Why is biodiversity important?

Biological diversity, or biodiversity1, is a relatively recent concept that emerged as part of environmental awareness that arose in the second half of the 20th century. We have come to value biological diversity for its uses (e.g. biological products and functions, often with economic value2), but also for cultural and intrinsic values. We have also come to realise that ecosystems with greater biodiversity are often more resilient (for example against disturbances or change), and if we impoverish ecosystems they are more susceptible to degradation and collapse. Also, the concept of "man as the steward of nature", who is responsible for maintaining it in all its manifestations, including biodiversity, is a view that has taken hold over the past decades. Humans can degrade and destroy, but also manage, nurture and maintain the environment.

Wetlands occupy a special place in overall biodiversity, as they are particularly rich, be it in number of species, absolute numbers and in productivity. Wetlands are often spectacles to behold, with large congregations of wildlife, but they are also sensitive and fragile. They are vulnerable to pollution, drought, over utilisation by man, and many wetlands world-wide have lost their diversity due to abuse, of have even disappeared altogether. Table 1 summarises the main threats to wetlands. For example, a third of all mangroves world-wide disappeared between 1980-2000 (Rocchio, 2010), and in Indonesia, 96% of all peat swamp forests formerly on Borneo and Sumatra islands (i.e. 13 million ha) were degraded (logged, drained) by 2007 and are still under threat (Mittienen & Liew, 2010). In the USA, the lower 48 states had lost more than half of all their wetlands by 1980, with seven states having lost more than 80% (Mitsch & Gosselink, 1983). In Europe, the situation is similar, with more than 50% of all wetlands having disappeared over the past century (Silva *et al.*, 2007). However, when managed wisely, wetlands can remain productive and be of use to man, while at the same time maintaining their importance for biological diversity.

1- There are various definitions for biodiversity, some of the more commonly used are: i) IUCN: Biological diversity is the variety of life forms...at all levels of biological systems (i.e., molecular, organismic, population, species and ecosystem); ii) The 1992 United Nations Earth Summit defined "biological diversity" as "the variability among living organisms from all sources, including, 'inter alia', terrestrial, marine, and other aquatic ecosystems, and the ecological complexes of which they are part: this includes diversity within species, between species and of ecosystems" (this is used by the Convention on Biological Diversity or CBD); and iii) Wikipedia: Biodiversity is the degree of variation of life forms within a given ecosystem, biome, or an entire planet.
2- Economic value of wetlands can be very significant; 2 examples: i) In the Maldives, biodiversity supports 71% of national employment, 98% of exports and 89% of GDP through tourism and fisheries. ii) Few countries in the world are so dependent on inland fisheries as is Cambodia where fish provides people with 80 % of their animal protein, and fish also contribute 16 % to the country's GDP.

Table 1 Major Causes of Wetland Loss and Degradation

Major threats	Direct causes of wetland degradation & loss	
Human Actions	Drainage Dredging & stream channelization Deposition of fill material Diking and damming Tilling for crop production Levees Logging Climate change (including sea level rise, changes in rainfall & temperature, acidification of the sea)	Mining Construction Runoff Air and water pollutants Changing nutrient levels Releasing toxic chemicals Introducing non-native species Grazing by domestic animals Water diversion for other uses
Natural Threats	Erosion Subsidence Sea level rise	Droughts Hurricanes and other storms Climate change

Adapted (and added to) from Mitsch & Gosselink (1983)

Importance of wetlands in Iran and the region

In a global context, Iran is a dry country, dominated by arid and semi-arid regions, and over 60% of its land is classified as such. For outsiders, it is therefore surprising that Iran possesses a large number and wide variety of wetlands. To date, more than 1,000 have been identified, ranging from the inlets and marshes of the Caspian lowlands to the natural inland delta of Sistan in eastern Iran; from the vast salt lakes of the central plateau to the Mesopotamian deltas at the head of the Persian Gulf; and from the lakes of the Turkman steppes to the tidal mangroves and mudflats of the Persian Gulf coast. As the country is generally (semi-) arid, these wetlands are veritable oases that maintain local (micro-) climate and diversity, both in total species and in absolute numbers. Some of the key wetland complexes are listed in the Project Brief for CIWP (see Summary Table 2).

Table 2 Biodiversity importance ranking of internationally significant wet-laxnds in Iran, grouped by major wetlands system

Name of site	Reasons for inclusion	Score	# of globally threatened species	Score	# of 1% species	Score	Total
System 1: Central Fars							
Dasht-e Arjan and Lake Parishan	6	12	5	20	19	19	51
Lake Bakhtegan, Lake Tashk and Kamjan Marshes	5	10	3	12	19	19	41
Lake Maharlu	3	6	5	20	6	6	32
System 2: Khuzestan							
Karun River Marshes	3	6	5	20	6	6	32
Dez River Marshes and Plains	4	8	5	20	3	3	31
Horeh Bamdej (Sadi Shavour Marshes)	5	10	3	12	9	9	31
System 3: Persian Gulf and Gulf of Oman							

Name of site	Reasons for inclusion	Score	# of globally threatened species	Score	# of 1% species	Score	Total
Shadegan Marshes and Tidal Mudflats of Khor-al Amaya and Khor Musa	7	14	4	16	15	15	45
Delta of Helleh River	5	10	4	16	9	9	35
Khouran Straits	6	12	2	8	8	8	28
System 4: Sistan Basin							
South end of Hamoun-i Puzak	6	12	5	20	11	11	43
Hamoun-i Sabari and Hamoun-i Hirmand	6	12	4	16	13	13	41
System 5: South Caspian							
Miankaleh Peninsula and Gorgan Bay	7	14	4	16	34	34	64
Anzali Mordab Complex	7	14	3	12	18	18	44
Gomishan Marshes and Turkoman Steppes	4	8	2	8	16	16	32

Name of site	Reasons for inclusion	Score	# of globally threatened species	Score	# of 1% species	Score	Total
System 6: Uromiyeh Basin							
Shur Gol, Yadegarlu and Dorgeh Sangi Lakes	4	8	5	20	8	8	36
Lake Uromiyeh	6	12	2	8	15	15	35
Lake Kobi	4	8	3	12	8	8	28

Source: UNDP-GEF Conservation of Iranian Wetlands Brief, June 2003.

Importance of Iranian wetlands for biodiversity

Wetlands can be important to biodiversity in various ways, all of which add to the relative importance of a particular wetland site. Some commonly used indicators of importance to biodiversity are:

☑ Presence of rare, endangered, endemic species,

☑ Presence of rare or endangered habitats,

☑ Presence of large numbers of species,

☑ Importance of wetlands in the lifecycle of rare, endangered or endemic species.

Wetlands that are found to be of international importance and that meet the criteria of the Ramsar Convention (see www.ramsar.org) may be designated as Ramsar sites. Iran's wetlands are of tremendous national, regional and global significance, and according to a definitive study on wetlands of the Middle East (Scott, 1995), Iran supports 63 wetlands that meet one or more Ramsar criteria for international importance. This figure represents nearly 40% of the 160 wetlands of international importance identified within 13 countries surveyed throughout the Middle East. Recent studies by Iran's Department of Environment (DoE) have resulted in an increase in the estimated number of wetlands of international significance to 76. Many of these potential Ramsar sites correspond with the more than 105 Important Bird Area (IBAs) identified to date (www.birdlife.org; Evans, 1994).

However, Iran's wetlands are not only important for birds, but also for a host of fish,

amphibians, plants, reptiles and mammal species. Iran's wetlands are very important for six species of birds listed as globally threatened in IUCN's List of Threatened Animals, i.e. Pygmy Cormorant (*Phalacrocorax pygmaeus), Dalmatian Pelican (Pelecanus crispus), Lesser White-fronted Goose (Anser erythropus), Marbled Teal (Marmaronetta angustirostris), White-headed Duck (Oxyura leucocephala), and White-tailed Eagle (Haliaeetus albicilla). Five more threatened species, which formerly occurred in significant numbers, but are now only scarce passage migrants or vagrants, are Red-breasted Goose (Branta ruficollis), Pallas' Sea-Eagle (Haliaeetus leucoryphus), Sociable Plover (Chettusia gregaria), Siberian Crane (Grus leucogeranus) and Slender-billed Curlew (Numenius tenuirostris).*

In addition to birds, Iran's wetlands host a significant number of endemic plants, fish, amphibians and so on. The inland fish fauna of Iran comprises more than 192 fish species including 166 native and 26 introduced species, and of these, 35 species are endemics (all are members of the 6 families Cyprinidae, Cyprinodontidae, Cobitidae, Balitoridae, Sisoridae and Cichlidae). Some of these occur in unusual habitats, such as hot springs, caves and qanats. *Aphanius ginaonis*, *A. dispar* and *Iranocichla hormuzensis* are only found in several hot springs, while the Iran cave barb, *Iranocypris typhlops* (Cyprinidae) and the blind loach *Paracobitis smithi* (Balitoridae) are restricted to several caves (Esmaeili *et al.*, 2007). Lake Uromiyeh is one of the few saline lakes with an endemic brine shrimp species, in this case, *Artemia urmiana* (Eimanifar & Mohebbi, 2007).

Why do we need to manage wetlands for biodiversity?

As is the case elsewhere, and especially in many arid countries, wetland biodiversity in Iran is under threat and species (and their numbers) are declining. These threats come from both outside and inside Iran. External pressures include global climate change, which may be contributing to reductions in rainfall (drought) witnessed in Iran over the past few years, contributing to dropping water levels in Parishan and Uromiyeh lakes. External pressures also includes hunting (or other disturbance) of migratory bird species that may occur when these species venture outside Iran's territorial borders.

Internal pressures are also apparent, and in Iran these probably represent a more direct and greater threat to wetland biodiversity (see Table 3). These internal pressures include wetland conversion, unsustainable water use, over-fishing, over-hunting, and so on, all of which can lead to rapid decline of wetland biodiversity and even the disappearance altogether of certain wetlands. Tellingly, of the 21 Ramsar sites officially listed for Iran in 2003, seven (7) were listed on the Montreux Record - "a

register of wetland sites on the List of Wetlands of International Importance where changes in ecological character have occurred, are occurring, or are likely to occur as a result of technological developments, pollution or other human interference."

Table 3 Examples of key threats to wetlands in Iran

Major cause of wetland degradation	Location	Impacts
Excessive water off-take / water diversion	Lake Uromiyeh	Lowering of water tables Hypersalinity may lead to salt flat formation Decline of species (*Artemia*, flamingo) Impacts on regional climate Economic loss
	Lake Parishan	Lowering of water tables Decline/potential loss of species (e.g. endemic fish species) Economic and cultural impact
Drainage of wetlands	Various satellite wetlands around Lake Uromiyeh	Direct loss of wetland and associated species Economic loss
Tilling for crop production	Lake Parishan & LU satellite wetlands	Modification/disappearance of wetland habitats Loss of sensitive species
Excessive grazing by livestock	Shadegan wetlands & Various satellite wetlands around Lake Uromiyeh	Modification of wetland habitats Loss of sensitive species due to habitat change, trampling of nests, disturbance, etc..
Over-utilisation of fish resources	Lake Parishan	Loss of fisheries production Decline / potential loss of species
Excessive hunting of wildlife	Fereydoonkenar & Other abbandans in Mazandaran	Direct loss of bird species (e.g. Siberian crane) Medium-to long-term economic loss

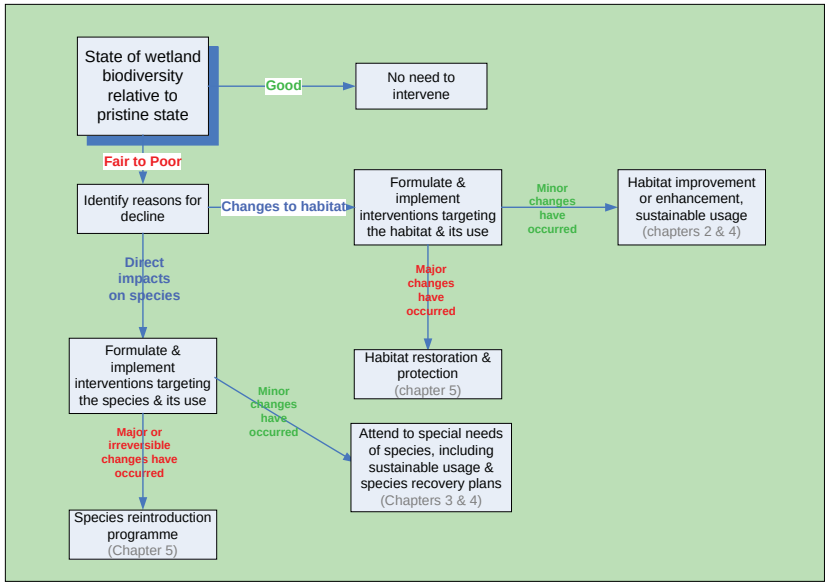
To prevent the loss of biodiversity, we need to manage the human activities that affect wetlands to sustainable levels, and it is one of the key tasks of the Department of Environment to safeguard the country's biological resources and prevent species loss and (local) extinction. However, many Ministries must also play a role in managing wetland biodiversity, such as Agriculture and Jihad, which manages land

use, water and pesticide use and so on, and the Ministry of Energy and Water, which manages water resources.

Set-up of this training manual

Figure 1 provides a flow chart for the types of management interventions required for managing wetland biodiversity – this can vary from 'doing nothing' to reintroduction of species or habitat restoration. The chapters dealing with the various types of management interventions are indicated in the figure.

Figure 1 Interventions in wetlands for managing biodiversity



Linkage with management planning process

The management planning process is cyclic, involving the setting of objectives, formulating actions required, implementing management actions, monitoring and reviewing the management. In the management of wetland biodiversity, various questions need to be addressed during the management planning process, including the following:

Setting biodiversity related objectives:

Maximising or optimizing wetland biodiversity

Is the conservation and protection of key species important?

Do we need to focus on economic benefits of wetland biodiversity?

Which key functions need to be focused on to safeguard biodiversity?

Do we need to raise awareness about the importance of wetland biodiversity?

Formulating actions/interventions:

Is action required, or is maintaining the status quo sufficient for safeguarding biodiversity?

Have wetland habitats changed to a degree that biodiversity is affected, and can this be reversed by undertaking targeted actions (e.g. interventions to promote sustainable use, or enhance existing habitats)? Habitat Recovery Plans may be required, for example, such as the programme for restoration of *Typha* beds at Lake Parishan, or the plans for water allocations for Lake Uromiyeh, both of which form part of the wetland Management Plans.

Are the habitat changes major, and will habitat recovery require significant interventions (e.g. restoration, rehabilitation)? These should be formulated in a Habitat Restoration Plan, which then forms part of the Management Plan.

Have wetland species been affected to such a degree that actions are required to restore populations (e.g. promotion of sustainable use, improving protection or breeding success)? These actions are to be formulated in a Species Recovery Plan, which forms an integral part of a Management Plan.

Has the species (virtually) disappeared from the wetland and is unlikely to return on its own volition, even if habitat is optimised and threats are removed? Then species re-introduction may be required, following strict protocols and follow a clear plan. The Species Re-introduction Plan then forms part of the Management Plan for the wetland.

Monitoring:

Monitoring is to be carried out on a regular basis for implementation of the management plan, (key) species, (key) habitats, human activities in the area, use of wetland products, water quality and quantity, and so on.

Some aspects may be monitored several times a year, while other aspects may be monitored every 5-10 years.

What to monitor and when to monitor depends on the characteristics of the wetland, and the objectives established for the site.

Reviewing management:

Management Plans are finite, and require regular updating. The Management Plans for LU and LP, for example, have “25 year visions”

but require more regular updating.

Managing wetland habitats

Managing wetlands

We can manage wetland habitats for various purposes, for example, for maximizing fish production, for water storage for irrigation or drinking water, or simply for aesthetic reasons to promote tourism. The EU Water Framework Directive – a body of legislation established to manage water resources in the states of the European Union – aims at managing waters to as to achieve "good ecological status" (Table 4). Just what good ecological status is, is explained at length in the various regulations and supporting documents (European Commission, 2005). Under the Ramsar Convention, management aims at Wise Use, and a host of manuals have been issued that highlight this further.

Most wetlands are managed for multiple purposes, including biodiversity, and this is why management plans are required for most sites. The three management objectives for the Management Plan for Lake Uromiyeh, for example, are: i) To raise awareness of the values of the Lake and satellite wetlands and to enhance public participation in their management; ii) Sustainable management of water resources and land use; and iii) Conservation of biodiversity and sustainable use of the wetland resources.

The present section focuses on how wetland habitats can be managed for maintaining biodiversity, and for this purpose it is divided into two parts: i) water quality & quantity, and ii) substrate & vegetation.

Table 4 Ecological status: EU Water Framework Directive

Ecological status classification	Biological Quality Elements		
	Phytoplankton	Macroalgae/ Angiosperms	Benthic invertebrate fauna
High	Undisturbed, normal	Undisturbed, no detectable changes.	Undisturbed. All sensitive taxa present.
Good	Slight change from type specific. No accelerated growth or imbalance.	Slight change from type specific. No accelerated growth or imbalance.	Diversity and abundance slightly outside range. Most sensitive taxa present.
Moderate	Composition, abundance, biomass bloom frequency and intensity moderately differ from type specific conditions.	Composition and abundance moderately distorted from type specific conditions.	Diversity and abundance moderately outside range. Taxa indicative of pollution present. Many sensitive taxa absent.
Poor	Biological communities deviate substantially from undisturbed conditions.		
Bad	Large portions of biological communities are absent.		

Reference: European Commission (2005)

Water quality & quantity

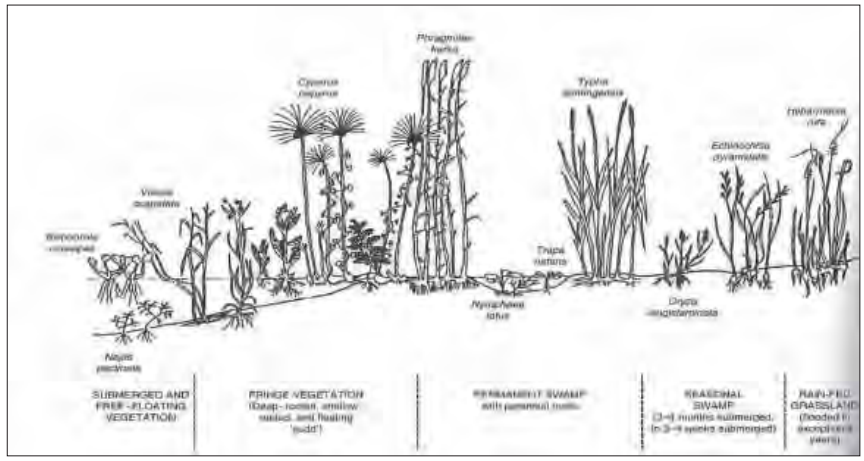
All elements of biodiversity have specific requirements regarding water quantity and quality. Not all species are found everywhere, and each specific wetland type has its own suite of species that are particularly adapted to the given circumstances. This relates to specific tolerance levels (e.g. to salinity, depth or seasonal desiccation), interspecific competition (why one species does better than another at a given wetland), and the history of a site (why certain species have evolved or been introduced at a particular site).

Water quantity

One of the key parameters that determines biodiversity is water quantity, and there are vast differences between a shallow seasonal lake, a deep tectonic lake, a small pond or a vast floodplain. Size, timing and depth matter. In deeper lakes vertical stratification can occur, whereby temperature differences exist at different depths,

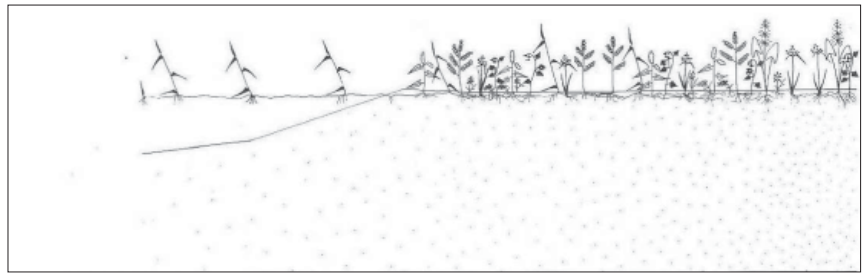
while in shallow lakes horizontal zonation will be more significant. Larger lakes may have a spatial differentiation and mosaics of different habitats, while small lakes may have only one main type. Plants are adapted to particular water depths (see Figures 2 & 3 of cross-sections of lake or wetland), and different plant life forms are associated with these: free-floating, submerged, emergent, and so on.

Figure 2 Flooding produces characteristic vegetation types in Upper Nile swamps



Reference: Lind & Morrison (1974)

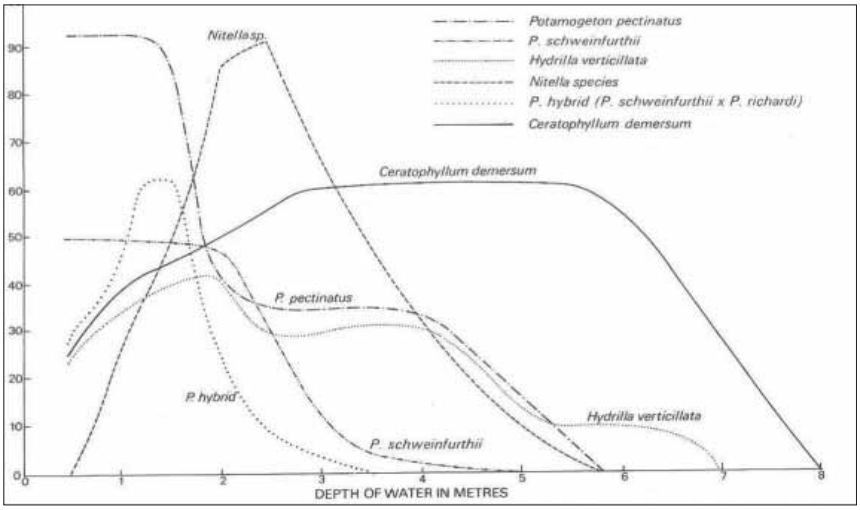
Figure 3 Transect across the edge of Lake Nagugabo, Uganda



Reference: Lind & Morrison (1974)

Plants generally do not have a fixed position, but are adapted to, or tolerant of a range of water depths (Figure 4), and the interplay between species, history and seasonality may determine the zonation of vegetation that arise.

Figure 4 Transcript at edge of Lake Bunyonyi, southwest Uganda, showing the zonation of submerged macrophytes

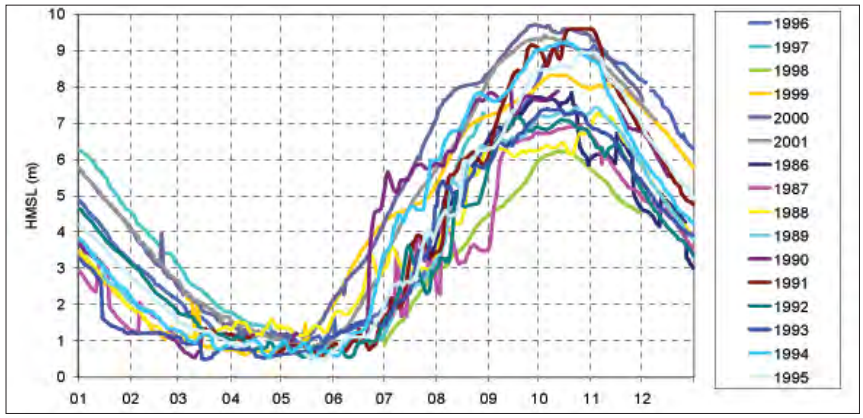


Reference: Lind & Morrison (1974)

Water quantity is rarely static: on the coast we have daily tidal cycles (diurnal or semi-diurnal), while inland wetlands usually have seasonal or long-term cycles (Figure 5, from Hellsten
& Järvenpää, 2002). The seasonal characteristics of the hydrology of a wetland is called the hydroperiod, which may vary from one year to the next, but in natural

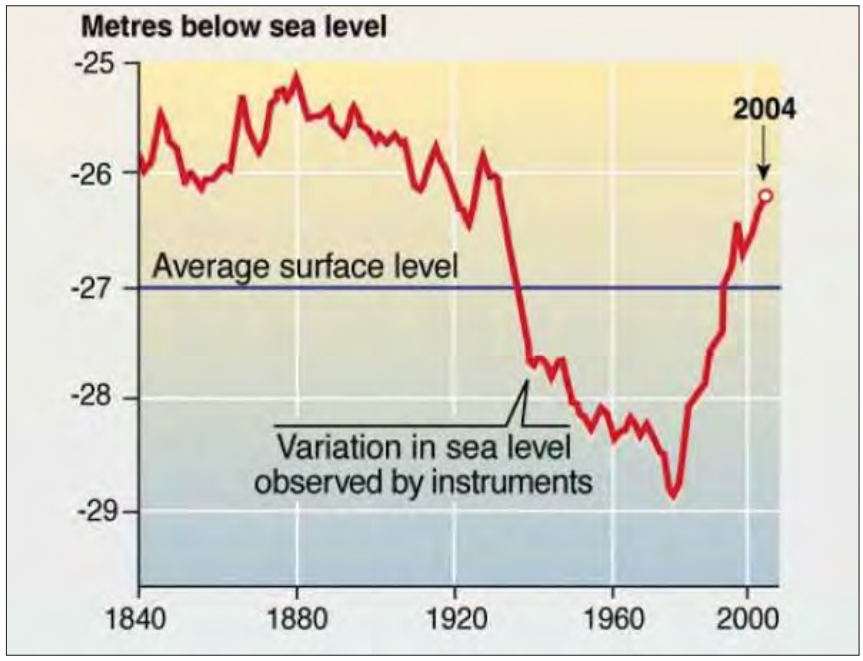
systems this usually consists of fluctuations around a mean. There may also be long term changes, for example in the Caspian Sea (Figure 6) that are not (part of) a hydroperiod, but may be linked to long-term changes in the basin (e.g. land use patterns) or changes in climate.

Figure 5 Hydroperiod in the Mekong River, Tonle Sap lake



Source: Hellsten & Järvenpää (2002)

Figure 6 Changing water levels in the Caspian Sea, 1840-2004



Reference: http://maps.grida.no/go/graphic/variations-in-sea-level-for-the-caspian-sea-1840-2004

Plants and animals are adapted to hydroperiods and daily tidal rhythyms. If we change daily (e.g. tidal) cycles, for example by constructing a tidal barrier, mangrove trees drown if they are permanently flooded. If we change seasonal cycles, this also affects habitats as inundated trees may die. Wildlife will also be affected, and fish, for example, may fail to spawn if there is no annual flooding cycle.

Dams, reservoirs, weirs and water off-takes directly affect habitats. Dams, reservoirs and weirs deprive downstream areas of water and may even lead to seasonal drying out of riverine habitat, especially in combination with significant off-takes (e.g. for irrigation of crops). Many large rivers world-wide (e.g. Indus River, Pakistan; Yellow River, China; Colorado River, USA; Guadalqivir River, Spain) are now dry in the lower course, at least during several months per year, entirely because of such interventions. Water may be directly extracted from wetlands or from related groundwater (e.g. pumped from lakes, such as at Lake Parishan) and lead to fall of water levels or drying out.

The degradation of wetland systems (rivers, lakes) by water off-takes/dams has lead to the introduction of the concept of 'environmental flows'. According to IUCN (www.iucn.org), environmental flows are the flow regime provided within a river, wetland or coastal zone needed to maintain integrity ('ecosystem health'), productivity and services of freshwater dependent ecosystems. According to the World Bank, environmental flow is the water that is left in a river ecosystem, or released into it, for the specific purpose of managing the condition of that ecosystem.

Environmental flows are rarely determined in a comprehensive way, as this would require full, long-term studies on wetland ecosystems and their hydrology, and this sort of detailed information is rarely available. How much water do we need to allocate to ensure a healthy ecosystem? If near pristine conditions are desired in a river, then 60-80% (or even as much as 65-95)% of the total annual flow may be required to maintain this. In highly developed rivers, environmental flows of about 15-20% of the total average flow (under un-regulated circumstances) may be sufficient to maintain fairly natural conditions. Flows as low as 1-10% of the pre-development conditions are not enough to maintain a healthy river (Davis & Hirji, 2003; Arthington *et al.*, 2006).

Downstream wetlands also have specific needs, and these can be calculated. Lake Uromiyeh, for example, is recharged through 14 rivers with permanent flows and a number of waterways with seasonal flows and occasional floods. Additional sources are direct precipitation and groundwater seepage flows. The average annual inflow into the Lake is estimated at 5300 mcm, which varies between 760 to 15260 mcm, while the total annual water use in the basin exceeds 4700 mcm, of which 94% is utilized for agriculture. To meet increasing demands, several water resources development projects have already been constructed and many others are under construction or planned for future developments. If implemented, this would result in

25% reduction of water inflow into the lake as compared with the present condition. In the present management plan for LU, water allocations have been proposed for the lake, to ensure that it maintains its integrity.

We need to bear in mind that variability is all important for maintaining ecosystems. The magnitude, frequency, timing, duration, rate of change, predictability (of floods & droughts), sequencing, etc…(e.g. pulse release from dam) all determine which species will flourish, and which will not.

Water quality

We are all familiar with drinking water quality standards of DoE and the WHO, and are aware that human health is affected. Likewise, water quality standards of the wetland habitat must also meet in order to maintain biodiversity, as poor water quality will affect wetland species. Various water quality parameters such as salinity, nutrients and toxins all affect water quality and wetland habitats. For certain key species groups (e.g. fish) the water quality requirements have been reasonably well studied (see Table 5).

Table 5 Water Quality criteria for fish

	Harmful	*Poor*	*Good*	*Very Good*	*Excellent*
Suspended sediment (ppm)	>400	400-80	79-25	<25	<25
Conductivity (µmho/cm)	2000-1000	1000-500	500-150	<500	<500
pH	>10.5+<4.0	4.0-5.5	5.5-6.5	6.5-9.0	6.8-8.5
Dissolved oxygen (mg/l)	<1.7	1.7-2.0	2.0-4.0	4.0-5.0	5.0-7.8
Carbon Dioxide (ppm)	100-30	30-25	25-12	<12	<12
Alkalinity (ppm $CaCO_3$ eq) (ppm $CaCO_3$)	<10 <5	10-50 5-12	50-200 12-15	200-500 >15	200-500 >15
Calcium (ppm)	<6.25	6.25-24.9	25-62.5	>62.5	>62.5
Phosphate (ppm)	<0.02	0.021-0.05	0.051-0.1	0.10-0.20	>0.20
Ammonia (ppm)	>1.5	1.5-1.0	<1.0	<1.0	<1.0

Reference: Based on Alabaster & Lloyd (1980)

Salinity

Salinity affects all wetlands, even coastal habitats, as lack of incoming freshwater can affect mangrove species, as many require brackish water and only a few survive in pure seawater. Desiccation in lagoons can lead to (very) high salinities and changes in habitat. Changes in salinity may greatly affect inland wetland habitats – usually an increase due to water off-take (e.g. disappearance of lakes due to hypersalinity; changes in vegetation patterns due to rise in salinity). At Lake Uromiyeh, where the driving factor is reduced inflows, the lake may desiccate and transform into a salt flat if the increase in salinity continues much longer – this has occurred at various other lakes, including Lop Nor in PR China (Figure 7). Off-takes from freshwater lakes may also increase salinities (e.g. Coorong Lakes/Murray mouth Ramsar Site, Australia; Kingsford *et al.*, 2009), which will affect habitats and biodiversity. The opposite may also occur, such as at Chilika Lagoon in Orissa, India, where interventions in the hydrology (an upstream dam) prevented flooding and modulated the flow of the main incoming river. As a result the opening of the lagoon silted up, resulting in a lowering of the salinity of the lagoon, a decline in fisheries production and lower biodiversity (Das & Jena, 2008).

Figure 7 Dried out Lop Nur Lake, PR China

Reference: http://www.how-china.com/wp-content/uploads/2010/10/ear-shaped-Lop-Nor.jpg

Nutrients

Eutrophication (the increase in nutrients, usually N & P) leads to the increase in growth of opportunistic species and loss of sensitive species, and on the whole, to a loss of species although productivity may increase. Most diverse wetlands are often poor in nutrients (oligotrophic), and eutrophication leads to an overall decline in the number of species

The process of eutrophication may lead to i) the uninhibited growth of free-floating species, which may cause anoxic conditions and death of many species; ii) (Harmful) algal blooms: 'algae' that release toxins (e.g. cyanobacteria). Algal blooms can kill, e.g. in freshwater lakes (e.g. many small temperate lakes near towns) and along coasts (Bohai Bay in China, Songhui & Zhou, 2003; Gulf of Mexico, USA, NOAA factsheet3)

The Wadden Sea in the Netherlands, for example, became eutrophic as a result of lots of nutrients entering from the Rhine River from the 1950s to the 1970s. Since the 1970s, the environmental condition of the Rhine improved due to various measures by riparian states and the amounts of incoming nutrients decreased. While good for water quality of the shallow Wadden Sea, the decline in nutrients has lead to a loss of productivity to some extent (Kraan, 2010), affecting cockle fishers and possibly reducing bird numbers.

Toxins

Certain chemicals are known to be particularly harmful in the environment, and these are collectively known as toxins. Many toxins are monitored and WHO/DoE have developed standards for heavy metals (e.g. Hg, Cd, Cr, Pb, etc..), pesticides (e.g. DDT, lindane, carbamates, etc…) and certain industrial compounds (e.g. butyl-Sn, Hg, plastic softeners such as phthalates).

Toxins are often lethal to organisms at low doses, but some toxins may be particularly harmful to certain species(-groups). DDT has been implicated in many harmful effects, but a well documented one is the thinning of egg shells of birds of prey that have accumulated DDT to sub-lethal levels – these eggs are often not viable. In the late 1990s-early 2000s, diclofenac, an antibiotic used by veterinarians, caused the crash of the Asian vulture population that fed on carcases of dead livestock containing doses of this chemical. Likewise, the insecticide imidacloprid has recently been linked to a world-wide crash in honey bee *Apis mellifera* populations, while plastic softeners have been linked to sex changes in fish and amphibians, leading to population crashes, as these substances mimic sexual hormones.

3- http://www.cop.noaa.gov/stressors/extremeevents/hab/habhrca/GoMEX-fact_08-04.pdf

Managing water quantity & quality

The lessons regarding management of water quality and quantity are that we need to manage water quantity in a way that mimics natural conditions (changes), while regarding water quality we probably need to take the precautionary approach, and assume that what affects humans will probably also affect biodiversity.

Substrate & vegetation

Substrate & wetland soils

The bottoms of lakes, rivers and so on are often not considered by wetland managers, but can be crucial. Certain species may require a particular substrate for hiding, burrowing or spawning, and alterations may lead to loss of species. Scouring by floodwaters or by sudden release of water from a reservoir may lead to loss of soft substrate for burrowing (e.g. required by many molluscs). Sedimentation (e.g. due to erosion in catchment) may lead to disappearance of coarse/rocky substrate (e.g. required by certain fish for spawning). Note: incoming sediment may directly smother and kill wetland vegetation and other organisms

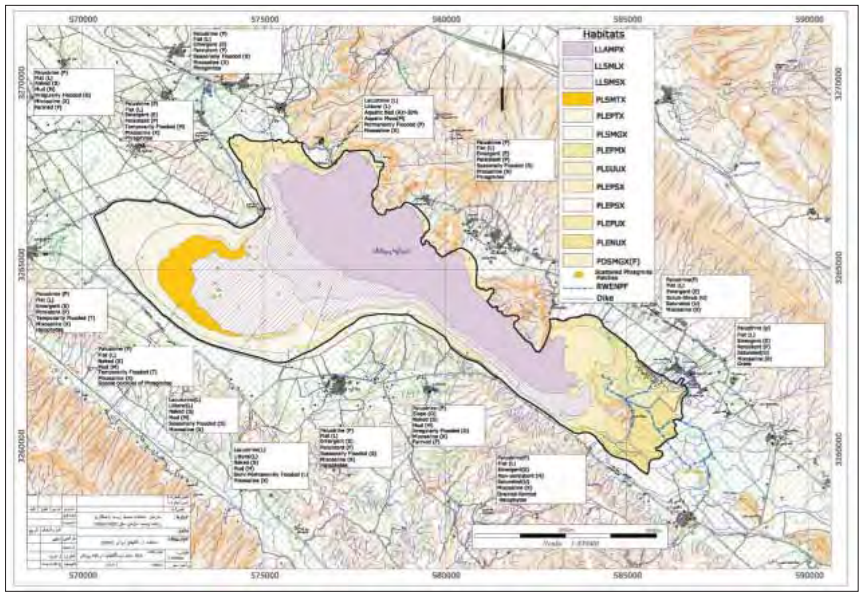
The shores and levees of lakes, rivers and streams also host many species, and changes may affect biodiversity. Steep shores consisting of finer sediments may provide a good breeding habitat for certain birds (e.g. kingfishers, river swallows) and mammals (e.g. otter), while pebbly and rocky islands in the middle of rivers may provide an ideal breeding site for river terns. Replacing such shores with concrete lining results in a significant loss of habitat.

[Peat soils (consisting of partially decomposed organic matter and water) develop in humid environments, from the tropics to boreal regions. They are absent where rainfall is highly seasonal or erratic and low. Highly specific communities may develop in peat soil habitats, but these do not occur in Iran.]

Wetland vegetation

The wetland flora is directly important for biodiversity - Iran has 8,200 plant species in all, almost 2,500 (30%) of which are endemic, some of which are specifically wetland related. In order to monitor vegetation (-changes), it is important to map vegetation, initially as a baseline and repeating this at intervals for monitoring purposes. This has been carried out at Lake Parishan, for example, and is used by DoE in management of the lake (Figure 8).

Figure 8 Vegetation map of Lake Parishan



Specific roles of wetland vegetation

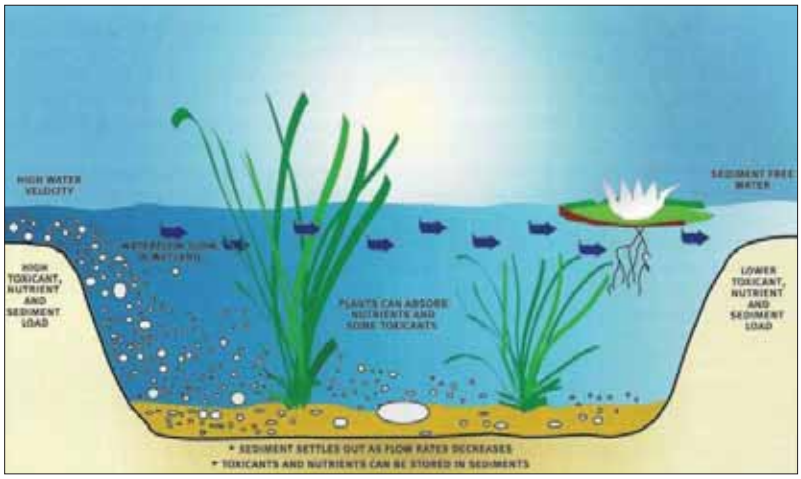
Wetland vegetation plays a role in maintaining water quality, as water flowing though a system is purified (Figures 9, 10 & 11) 'wetlands act as the kidneys of nature'.

Case study

The Buffering Capacity of Wetlands is a sub-component within the Lake Victoria Environmental Management Project (LVEMP) on Lake Victoria, East Africa. Aim of the Buffering Capacity of Wetlands Study (BCWS) is to identify buffering processes and the ability of Lake Victoria wetlands in Tanzania to absorb sediments, nutrients and pollutants. BCWS was carried out by the Dutch consultancy firm ARCADIS Euroconsult in 2000-2001. Three main tasks were carried out: i) Rapid qualitative assessment and prioritization of individual Lake Victoria basin wetlands, and selection of 2-3 study sites for studies of water quality and quantity, and the biological communities (see Figure 12); ii) development of a computerized wetland model that simulates the impact of input loads on wetlands, using data collected at the 2-3 study sites; and iii) using background information obtained, make recommendations on how to carry out a number of wetland studies, including continuation of the field program, and refinement of the wetland simulation model. The study showed that

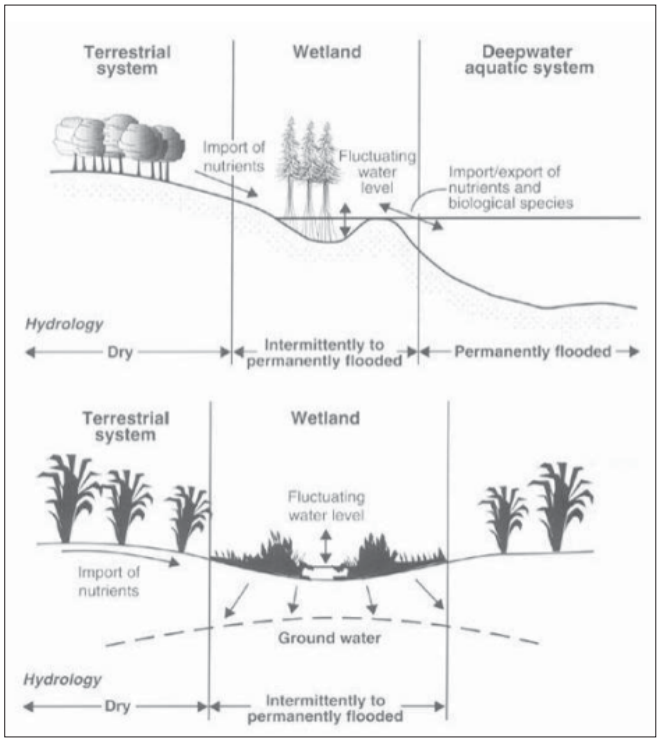
natural wetlands were indeed effective in removing nutrients and sediments (Table 6), quantifying the 'kidney' effect of natural wetlands.

Figure 9 Vegetation influencing water quality



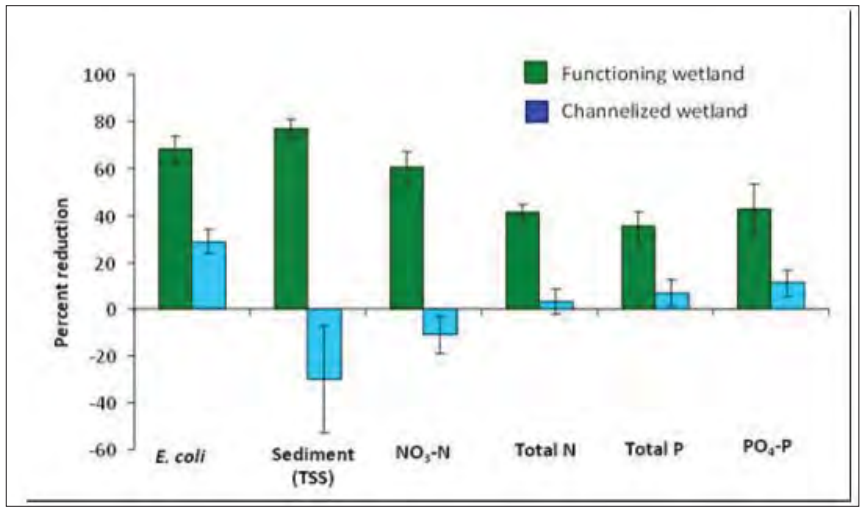
Reference: Davies & Claridge (1993)

Figure 10 Vegetation influencing water quality (2)



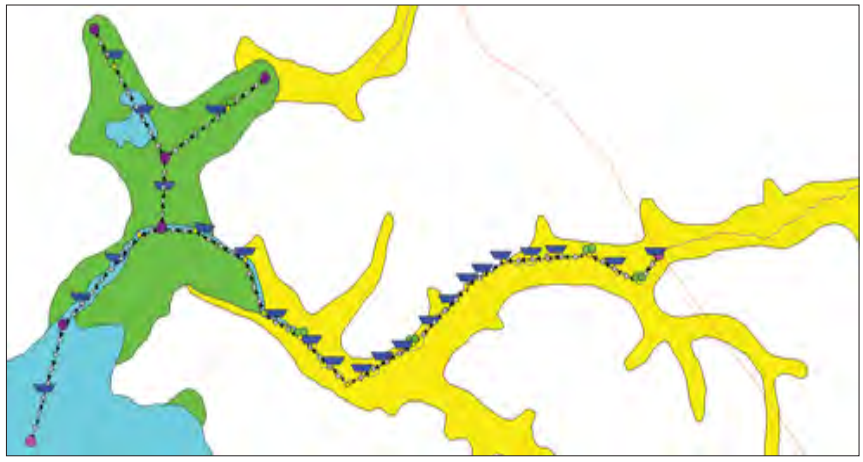
Reference: Mitsch & Gosselink (1986)

Figure 11 Wetlands reducing pollutants



Reference: http://rangelandwatersheds.ucdavis.edu/main/wetlands.htm

Figure 12 Wetlands reducing pollutants in Lake Victoria (2)



Reference: ARCADIS Euroconsult (2001)

Green = Papyrus swamps, yellow = shrubby, seasonal swamp, blue = Lake Victoria; modelled using DUFLOW (see: http://www.mx-groep.nl/duflow/)

Table 6 Influence of wetlands on water quality in Lake Victoria

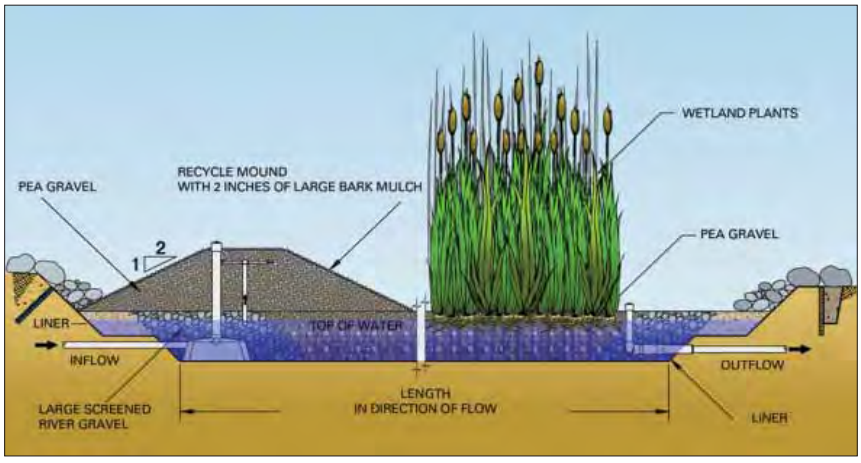
Wetland system	Total P	In-organic P	Ammonium	Nitrate	Total Nitrogen	Dissolved organic matter	Particulate organic matter	Suspended Solids
Nyashishi Seasonal Swamp	5.8	59.8	52.8	-122	-166.9	-342	-202	-42
Nyashishi Permanent Swamp	28.8	92.3	68.8	-79.0	-89.9	-142	-85	+44
Ngono Seasonal Swamp	45.7	63.5	22.1	-34.8	-16	-2.3	-7.6	-2

Reference: ARCADIS Euroconsult (2001); %'s denote percentage removal (+) or addition (-)

Case: Treatment wetlands

Wetland vegetation is used in the construction of so-called "treatment wetlands", i.e. artificial wetlands used to treat polluted waters, for example, from factories or households (Figure 13 shows a schematic example of a treatment wetland). The principle is to increase of surface area (e.g. substrate and plants) for bacteria and fungi to adhere to, and in addition have fast growing plants that are involved in the direct uptake and removal of nutrients (e.g. EPA, 2000; Melbourne Water, 2005).

Figure 13 Treatment wetland (artificial/constructed wetland)



Reference: http://www.natsys-inc.com/media/constructed-wetlands-21.jpg

Role in managing water quantity

Wetland vegetation will retard water flow (by means of hydraulic resistance) in river channels and estuaries, but also along coast. Because of this, vegetation along the coast may attenuate waves and the effects of storms, but also may also increase flooding along rivers as waters are slowed down.

Wetland vegetation may also lead to increased evapo-transpiration from emergent and (to a lesser extent from) floating vegetation compared to open water.

Wildlife habitat

Wetland vegetation plays a vital role in creating wildlife habitat. Emergent vegetation forms resting and nesting sites for birds (e.g. in reeds, trees & shrubs), protection from predators and from the harshness of climate (e.g. shielding against wind). Submerged vegetation may form substrate for spawning of fish and amphibians, as eggs may be deposited on this submerged vegetation. Submerged vegetation may also form an important food supply for fish or diving ducks, or a habitat for small fish and molluscs to shelter in. Aquatic insects are dependent on emergent and free floating plants upon which to settle, and often for feeding on.

Lessons regarding managing substrate & vegetation

Some of the key lessons regarding management of wetland substrate and vegetation are:

Managers need to prevent scouring and sedimentation at wetland sites, as both affect biodiversity.

Natural shores/banks of rivers and lakes are important breeding/resting sites, and modifications (e.g. lining of channels) may eliminate this usage.

Changes in vegetation will indirectly and directly impact associated wildlife biodiversity.

Managing wetland species

Maximizing or optimizing diversity

Wetland managers need to consider whether they need to conserve certain key species (e.g. rare, endemic or otherwise unusual species), or whether their endeavours should aim at maximising the number of indigenous species in the wetland. In most cases the focus will be on key species, as protecting these will often also lead to the protection of a suite of other species.

Habitat changes and diversity

Some habitat change may increase overall biodiversity, for example, the mowing of wet grasslands in Europe, or creation of habitat mosaics may lead to greater diversity in some areas. However, such changes (and disturbance) may affect sensitive species and lead to their disappearance. We need to know the habitat and species assemblages beforehand in order to assess the likely impact of such changes. Significant change will lead to biodiversity loss, and lots of change always leads to impoverished habitats with fewer species.

Impacts of habitat change on biodiversity can be modelled, and a regularly used model for this is GLOBIO3 (van Rooij, 2009; Alkemade *et al*., 2009), which predicts the mean abundance of original species (following a disturbance) relative to pristine conditions. GLOBIO3 uses parameters such as land-use change (agriculture expansion), forestry (management; e.g. harvest system, rotation, etc.), infrastructure and settlement, fragmentation (of habitats), climate change, and nitrogen deposition.

Exotics

A particular type of disturbance that directly affects species is the introduction of alien (exotic) invasive species into wetlands. Often occurring accidentally, and initially resulting in increased species, the effect in the medium to long-term is usually one of species loss. Most alien invasive species are highly competitive, and their proliferation results in the decline or even disappearance of other species. For further information, see “Invasive Species Specialist Group of the IUCN Species Survival Commission” on www.iucn.org.

If the alien invasive is a plant species, this may result in a complete change in the habitat, as original vegetation may de replaced entirely by the invasive weed species. Examples of particularly noxious plant species are:

Giant mimosa Mimosa pigra in Kakadu NP4, Australia, and parts of Indonesia

Water hyacinth Eichhornia crassipes in south and southeast Asia (Tran et al., 2002), Lake Victoria (Mwende & Njoka, 2004)

Salvinia Salvinia molesta in Pakistan, Indonesia and Africa (e.g. Okavango Delta, Mfundisi et al., 2008)

4- (http://www.nt.gov.au/nreta/natres/weeds/find/mimosa/pdf/case_studies.pdf)

Invasive alien animals can outcompete and even entirely eliminate other species, occasionally leading to species extinction. Examples of alien invasive animal species are:

Cane toad *Bufo marinus* in Australia (poisoning of species, outcompeting other amphibians; Urban *et al.*, 2007)

Tilapia species *Oreochromis nilotica* (and to a lesser extent *O. mossambicus*) along east Australian coast (outcompeting fish; FishNote April 2006)

Nile perch *Lates niloticus* in Lake Victoria (extinction of native species; Seehausen, 1999)

Golden apple snail *Pomacea* spp. in Indonesia (native snails)

Zebra mussel *Dreissena polymorpha* in western Europe (outcompeting native species) and North America.

Special requirements for maintaining wildlife biodiversity

Key species often have specific habitat or breeding requirements. A wetland manager may choose to modify the environment to attract or increase numbers of key species, for example, by:

Creating wetlands (!) e.g. man-made abbandans in northern Iran, dams and reservoirs, treatment wetlands

Planting or otherwise encouraging growth of food plants

Establishing or encouraging growth of vegetation important as nesting sites (trees, reedbeds), or constructing artificial nesting sites (e.g. boxes)

Cordoning off areas for disturbance-sensitive species.

A targeted plan for attracting certain key species or increasing their numbers is often called a Species Recovery Plan, as they target species for recovery. An example of how such plans are arrived at is given below, for the ADB-GEF project in the Sanjiang Plains, in the northeastern part of PR China.

Case: Sanjiang Plains, PR China

The Sanjiang Plains lie in northeastern PR China in Heilongjiang province, and are similar to the adjacent Russian far east(-ern Siberia). This area formerly consisted of a large mosaic of reed (*Phragmites australis*) and other swamps, often on peat soils. These were largely drained in the 1970s and 1980s, but were targeted 5-10 years ago

for conservation and partial restoration by a large GEF project. Threats were analyzed (Figure 14) and species recovery plans formulated.

For Oriental Stork *Ciconia boyciana* (Table 7), a regional recovery effort based on installation of man-made nest structures at several nature reserves was recommended, while for the Red-crowned Crane, whose nest site selection and productivity depend to a great extent on water levels, a different strategy is therefore required. The Scaly-sided Merganser *Mergus squamatus* prefers larger rivers, a habitat that also supports a nationally protected species, the Mandarin Duck *Aix galericulata*, which is, like the Scaly-sided Merganser, a species that nests in cavities in tree trunks. A recovery plan for Mergansers that would install nest boxes in the wooded riparian habitats of the Wusuli River could increase numbers of breeding Mandarin Ducks in addition to Scaly-sided Mergansers (IRG Group, 2004).

Figure 14 ***Main threats to wetland birds in PR China***

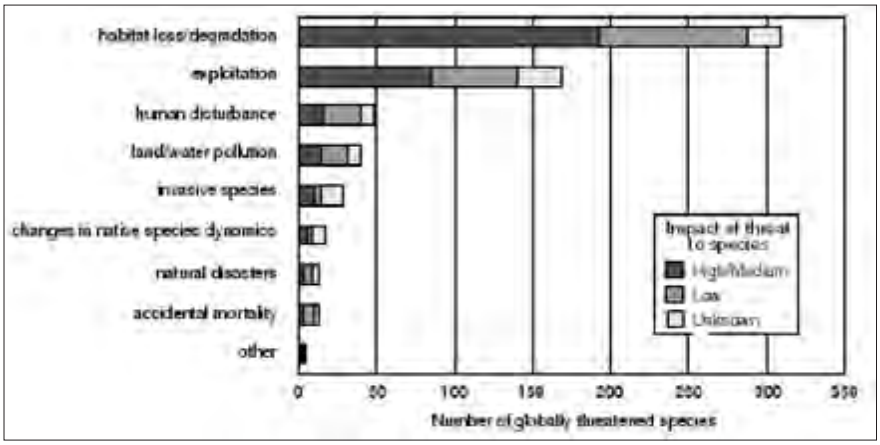


Table 7 Targeting species for Species Recovery Plans

Species or Sub-species	IUCN Sta-*tus	Reason for Selection	Citation
Oriental Stork (Ciconia (boyciana	E	Main threats to species survival are deforestation, wetland drainage and conversion to agriculture, overfishing, and human disturbance, all .of which will be addressed by the SPWPP Protection umbrella covers all fish and all fish-eating birds (herons, egrets, mergansers, osprey, eagles) that will benefit from fish conservation to enhance forage availability for Oriental Storks Occurs in small numbers throughout the Sanjiang Plain during (breeding and migration periods (i.e., it is not locally extinct Nests where suitable trees or other structures are available (nests on power poles, watchtowers, etc. in Russia where human disturbance of (nests is not a factor Highly adaptable to man-made nesting structures, as demonstrated at Honghe and Sanjiang NNRs An Oriental Stork nest project was initiated at Xingkaihu, but did not (achieve targets due to lack of inputs (budget and expertise Listed in Annex I of CITES listed as endangered in China Red Data ,١ Protected in China at Level Book Potential for synergy between recovery efforts in the Sanjiang Plain and those underway with IUCN and GEF support in Russia High visibility of the species and potential "flagship" status as a regional symbol for wetland conservation Excellent species for inclusion in school conservation education projects because children can readily see it and easily count young birds from a distance High potential for development of a regional and trans-border network or association of stork recovery participants	.٢٠٠٠ .IUCN Strategy for the Oriental White Stork (Ciconia boyciana) conservation in Russia. IUCN The World Conservation .Union, Moscow BirdLife International Threatened (٢٠٠١) birds of Asia: the BirdLife International Red Data Book. Cambridge, UK: BirdLife .International

Reference: IRG Group (2004)

Protection of breeding sites

Colonial breeders (e.g. pelican, herons, flamingos) require protection against hunting and human disturbance (including boats and planes), as they are particularly vulnerable. In protected areas, this means that during the breeding season the breeding location is not accessible to visitors through zoning, and staff should only approach the location if their presence is required (e.g. during monitoring), and do so while minimizing disturbance (i.e. no outboard engine or use of radios). As visitors are keen to observe such breeding colonies, observation towers could be constructed at a distance, or strategically placed hides with access routes that can be used unobtrusively.

Protection of key habitats required for breeding (e.g. reeds, trees, rocky substrate) is another management tool. Certain species such as otters, kingfisher and river martins require (soft) sediment cliffs or overhangs in which to excavate burrows for nests, while other species (e.g. river terns) require pebbly islands in rivers, reeds beds (e.g. reed warblers) , or old trees with hollows (tree duck). For some species, the provision of nesting rafts or artificial nest boxes may be very effective.

It is essential that hunting and fishing is controlled during the breeding period (e.g. no fishing during fish spawning period; no hunting during bird nesting period), as hunting and fishing may greatly diminish breeding success and compromise the future population. It can be illustrated that it is in the hunter or fisher's interest to observe such temporary protection, as the population will become healthier and larger in the future.

Case: Danau Sentarum NP

West Borneo, a large floodplain lakes complex (30 lakes) surrounded by swamp forest, very rich in plants and fish resources (Figure 15). There have been no colonial breeding birds for more than 50 years now, athough many of the location names (Danau Sarang Burung, Danau Pulau Burung and Danau Peranak Burung; Giesen, 1987) indicate that there were formerly many colonial waterbirds. According to studies in the 1980s (Giesen, 1987), local communities collected the bird eggs during the breeding season, and this has been unsustainable. Protection of breeding species and the aforementioned locations was recommended, but re-establishment of the colonies had not occurred, even after 20 years.

Figure 15 Floodplain lakes & flooded forest in Danau Sentarum NP

Danau Sentarum NP is located in W. Kalimantan, on the island of Borneo, along the Kapuas River

Case: Lake Tonle Sap, Cambodia

The Tonle Sap Biosphere Reserve in Cambodia – which covers all of the lake plus a significant part of the floodplain – was established by Royal Decree in 2001, and is divided into three zones: core zones, buffer zone and transition zone. In the transition zone, sustainable NRM practices are to be established, while the buffer zone is an area where activities are to be compatible with conservation, in order to protect the core zones. The three core zones are Prek Toal (21,342 ha; Figure 16), Boeng Chhmar (14,560 ha) and Stung Sen (14,560 ha), which were established because of their importance for bird colonies (Prek Toal), bird feeding areas (Boeng Chhmar) and unique gallery forests (Stung Sen). Egg collecting and bird hunting and disturbance remain key threats to the birds at Prek Toal. The Tonle Sap (mainly the Prek Toal core area but also the Boeng Chhmar core area) sustains the most significant colonies of waterbirds in the whole of mainland Southeast Asia. Apart from patrolling, the area is targeted by various awareness programmes with the local communities, and by programmes with the local schools.

Figure 16 Egret at the Prek Toal Core Area, Tonle Sap Biosphere Reserve, Cambodia

Amphibians and chytrid fungii

The chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* has devastated amphibian populations world-wide since the (late) 1990s, some of which have probably become extinct (e.g. golden toad *Bufo periglenes* in Central America, Kihansi spray toad *Nectophrynoides asperginis* in Tanzania, sharp-snouted day frog *Taudactylus acutirostris* in Australia). What caused the introduction of *B.dendrobatidis* and the demise of amphibians? According to some, *B.dendrobatidis* has its origin in Africa and was spread by trade in African clawed toad *Xenopus laevis* – after then, it was probably spread by humans that have unwittingly come into contact with spores (Fisher *et al.*, 2009; Lam *et al.*, 2010).

Case: Kihansi spray toad, Tanzania

The Kihansi Spray Toad Nectophrynoides asperginis (Figure 17) was discovered in the 1990s, just as the World Bank-funded hydropower dam on the Kihansi River was being completed (Figure 18) in the Udzungwa Mountains of Tanzania. The toad occurred in a narrow valley just downstream of major waterfalls, where so-called spray wetlands occurred. After the dam was finished and came into use, spray was mimicked by series of sprinklers that were installed (Figure 19). These worked to some degree in raising humidity, but within several years the toad population crashed and the species went extinct in the wild. Eventually it was discovered that the toad had succumbed to *Batrachochytrium dendrobatidis*.

Figure 17 The Kihansi Spray Toad (*Nectophrynoides asperginis*)

Source:http://endangeredanimalsisaac.webs.com/apps/photos/photo?photoid=94316490

Figure 18 The Kihansi hydropower dam

Figure 19 Artificial sprinklers used to mimic the spray of the (former) waterfall at Kihansi

Migratory species

Migratory species have special requirements because of their seasonal movements. They can be vulnerable along the entire migration route, and require resting, feeding and breeding points along a chain of sites.

Local migrants

Some species migrate over shorter distances only, and although the distinction is arbitrary (there is a continuum), we can term these 'local migrants'. These local migrants may be:

birds that move along a coastline over the course of a season;

mammals or birds that move up and down a mountain range (e.g. Zagros or Alborz) during the winter/summer;

frogs or toads that migrate from over-wintering sites to nearby ponds or pools in spring;

or fish that migrate up a river to spawn.

The trigger for migration is usually temperatures and/or day length, but for migrating fish the trigger may also be seasonal floodwaters. Important is that barriers are not

erected, corridors of suitable habitat remain, and triggers such as floodwaters still occur. Dams may form formidable barriers, but fish ladders (Figure 20) or by-passes can provide an alternative route and reduce the impact on migrating fish. Roads and fences often form barriers for amphibians, and simple 'tunnels' (pipes) leading under a road or fence may serve to lead them safely across. Release of pulses of floodwater from dams may serve as a trigger for migrating fish, while corridors of woodland may be required to encourage and channel the migration of birds or mammals up and down mountain slopes.

Figure 20 Fish ladder (left) at the Minis dam, western Romania

Regional/international migrants

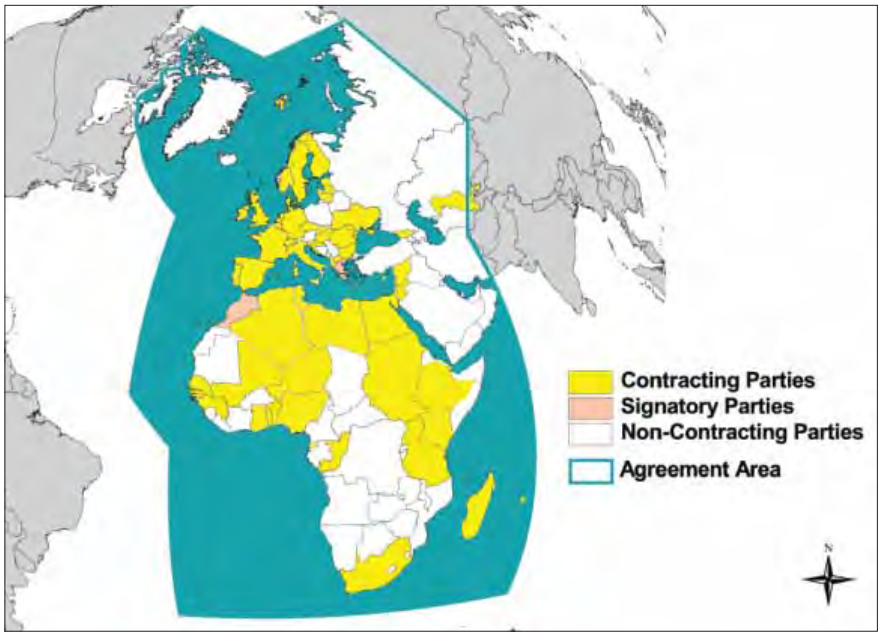
The real migrants in the animal kingdom are certain fish species (e.g. salmon, sturgeon), cetaceans (e.g. whales, dolphins), sirenidae (e.g. *Dugong dugon* dugong), certain butterflies (e.g. Monarch *Danaus plexippus*) and of course a wide range of birds (e.g. many waders, cranes, flamingos, birds of prey). The main difference with the local migrants is that problems and solutions must be addressed at an international level, and that local interventions may not work on their own, if additional interventions are not made elsewhere.

The most comprehensive agreements are under the Convention of Migratory Species (Bonn Convention; http://www.cms.int/), to which 115 countries are a party, including Iran. For birds, international agreements, conventions and covenants have been formulated and implemented to safeguard certain migratory species. The most important of these is the Africa-Europe-West Asian Flyway Agreement (http://www.unep-aewa.org/about/index.htm) – see case below.

Case: AEWA flyway Agreement

The Africa-Europe-West Asian Flyway or AEWA flyway covers the entire African/Eurasian area. This includes all of Africa, all of Europe, South-West Asia (including the Middle East and the Central Asian States), Greenland and the Canadian Archipelago. In total there are 117 Range States (see Figure 21). During a UNEP/GEF intervention from 2003-2008 (*Enhancing conservation of the critical network of sites required by Migratory Waterbirds on the African/Eurasian Flyways*) activities were carried out in 12 key states, and by February 2010 the AEWA Flyway Agreement was signed by 63 states.

Figure 21 AEWA Flryway Agreement & party states



Source: http://www.unep-aewa.org/about/index.htm

Lessons regarding the managing of species

Some of the key lessons regarding the management of wetland species are:

Need to set objectives at onset regarding biodiversity: is this to maximize diversity, or optimize diversity? The latter, may for example, focus on the special needs of certain key or flagship species, rather than maximizing overall diversity.

Need to carefully manage alien species, especially those with an invasive tendency, as these may affect overall wetland biodiversity.

Need to tend to the special requirements of species, e.g. regarding nesting, feeding, resting and foraging. Certain species are susceptible to disease, e.g. amphibians to chytrid fungal infections, and these need to be prevented.

A special case form migratory species, as management must focus beyond the borders of the wetland (or country) in order to safeguard the species.

Managing wetland utilisation

Wetland utilisation

Wetlands have a particular attraction to mankind, and many of the earliest civilisations originated in and around wetlands. Not surprisingly, most wetlands are used by people, in some form or other. In its simplest form there is human access to wetlands, i.e. people entering the wetland (e.g. boating along a waterway), but most forms of utilisation involve using wetland products, such as the use of water, fish or reeds. While access and usage can be fully compatible with maintaining a healthy wetland, some forms may lead to disturbance that in turn may lead to a loss of biological diversity. This chapter will deal with managing wetland utilisation to avoid and prevent loss of wetland biodiversity.

Managing access

The simple presence of people can unintentionally disturb sensitive species. Some plants, for example, are rare and easily trampled, and trodden shorelines can lose such species. Certain wildlife species (certain birds and mammals) may be particularly shy and become so stressed by human presence that they will leave the area. During the breeding season, species may become more sensitive than at other times, and breeding colonies are particularly vulnerable as they may attract visitors who unwittingly

disturb the birds. These may in turn may abandon their nests, even temporarily, leading to predation of the eggs and young and lowered breeding success.

Sometimes access needs to be controlled for human safety needs, as some wetland species may be dangerous (e.g. certain jelly fish, crocodiles or hippos), or the wetland itself may pose a danger (e.g. deep quagmires).

Controlling access though zoning is often a first line of defence against unwanted actions by human, such as illegal collecting and hunting (=poaching), or encroachment for agriculture.

There are soft and hard approaches to managing access. Hard approaches include the construction of barriers such as fences, walls or waterways to prevent or at least discourage human entry into a (part of a) wetland. Hard approaches may be further augmented with regular patrolling and policing, as the risk of being caught will deter illegal entry.

Soft approaches involve raising public awareness about the reasons why access to a (part of a) wetland is discouraged or simply not allowed (e.g. to promote breeding success of a particular species). This may be through signage and display boards, or via information provided at a visitors centre or provided verbally by a wetland manager. Providing a reason is usually more effective than a sign that simply states 'No Entry'. Another soft approach is one whereby the visitor's movements are guided, for example, along a path or boardwalk that provides easy access, information and shelter. Guiding access often proves very successful, as most visitors will not be inclined to move from this route, especially if this is discouraged by signage and information.

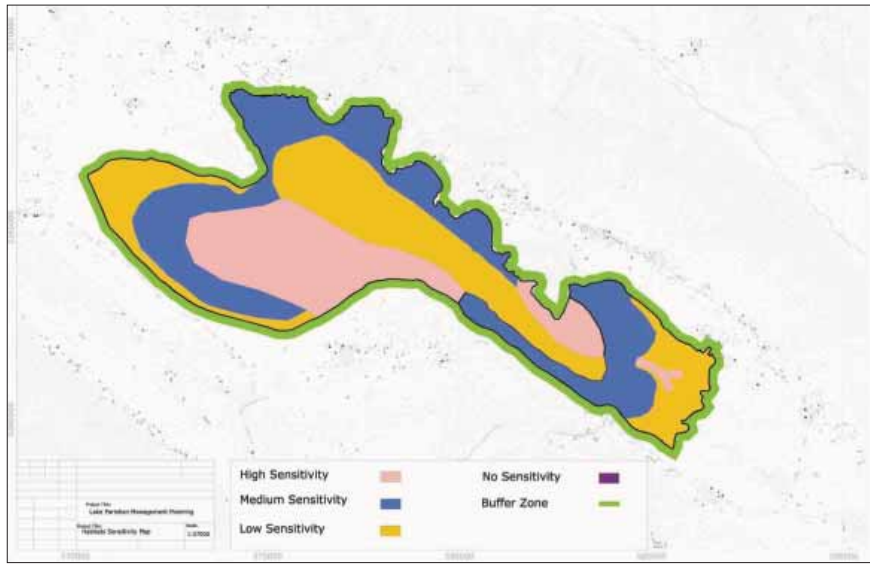
In many wetlands, zonation may be part of the management strategy, and in multiple use areas this may mean that the degree of access is variable in different parts of the wetland. Some areas may be accessible for all, during all seasons, other parts may be accessible only part of the year, while other parts may be off limits all year round. The zonation should be explained and maps displayed (or provided) depicting this, so that visitor's are aware of the spatial segregation. Zonation needs to be agreed to by all major stakeholders, and usually this requires several rounds of workshops, discussion and negotiations (see case study).

Case: Zoning of Lake Parishan

A series of participatory workshops and community discussion sessions were held during 2007 and 2008 with the aim of developing an integrated management plan for

Lake Parishan. This has been a hands-on interactive process of learning-by-doing, facilitated by CIWP, whereby the main stakeholders worked together to prepare the management plan for which they will have responsibility for implementation in the future. In May 2008 a 2-day workshop was held on 'Zoning for sustainable management'. The aim of this workshop was to draft the Zoning Plan and Codes of Practice for Lake Parishan. Following the workshop, these drafts were subject to wide consultation with stakeholders and user groups, before being finalised and introduced. A wide group of stakeholders participated, including village representatives, fisher folk, farmers, NGO representatives, technical committee members, Kazeroun Council representatives, Fars/Kazeroun DOE staff, DOE National experts, national and international consultants, CIWP Site coordinator – LP and staff of Project Central Office. In the end, a draft zoning map and plan was developed (Figure 22) for incorporation in the overall LP Management Plan.

Figure 22 Zoning map of Lake Parishan



Source: Management Plan for Lake Parishan, CIWP

Access needs to be managed, and there are various aspects that the site manager needs to bear in mind, including:

How to enter? On foot, bicycle, by boat or vehicle. To reduce disturbance, the access

route may be covered or fenced off, and the manager may provide a hidden location from which wetland wildlife may be observed. Figure 23 shows a birding hide, from which waterbirds may be observed without disturbing them.

To reduce noise, perhaps only row boats, battery powered boats or canoes may be allowed, and certain items such as radios or loudspeakers not permitted.

Outboard engines on boats can be a particular cause for concern, because of noise, but also because of the waves caused, which can wash away nests and cause erosion from the river or lake banks. Restrictions on speed (or engine size) may help in some cases.

Figure 23 Birding hide at Kakadu NP, Northern Territory, Australia

Use of wetlands & wetland products

"Wetland use" is often about the utilisation of wetland biodiversity, but in this section the use of water is also dealt with, as this often directly impacts wetland biodiversity.

Water

One of the primary uses of wetlands is as a source of drinking water and water for irrigating crops. In many countries, especially those where many people are involved

in agriculture in rural societies, the main use of surface water will often be for irrigation purposes, with often 80-90% being used for crops. Many large rivers world-wide (e.g. Indus River, Pakistan, Yellow River, China; Colorado River, USA; Guadalqivir River, Spain) are now dry in the lower course, at least during several months per year, because of off-take for irrigation (and other uses), and associated wetlands have largely disappeared. Water may be directly extracted from wetlands (e.g. pumped from lakes, such as at Lake Parishan) and lead to fall of water levels or drying out.

Case: Dieng Plateau, Java, Indonesia

In the Dieng Plateau in Central Java, Indonesia, a series of small volcanic lakes occur that have been used for centuries as a source of drinking water and for irrigating crops. The latter was originally for subsistence, but a recent move towards market gardening has lead to overexploitation of the resource. Some lakes have dried out completely, while in others (e.g. Telaga Warna) water levels are declining (Figure 24).

Figure 24 Water being pumped from Telaga Warna lake, Central Java, Indonesia

Case: PR China – extraction of irrigation water from Yellow River

China extracts huge amounts of water from the Yellow River, and as a result during much of the year (>8 months) no water flows into the sea and the river is the world's most sediment laden large river (Figure 25). This has in turn lead to coastal erosion and loss of marshlands. Along the central course in the province of Inner Mongolia, irrigation has lead to the large scale cultivation of crops in a former semi-desert area, and the accumulation of (brackish) drainage water has lead to the formation of a large wetland that has over time gained significance by attracting large numbers of waterbirds. However, as China's economy forges ahead at breakneck speed, competition for water was in 2000 already leading to considerations for re-allocation of this water for urban and industrial use, and this man-made wetland is likely to disappear.

Figure 25 Yellow River PR China, the most sediment laden of the world's large rivers

Source: http://www.cctsbeijing.com/china-travel-guide/attraction/images/yellow-river-b.jpg

Harvesting wetland vegetation & plant products

Plants and plant products have long been harvested from wetlands, be it for food (e.g. rice, lotus seeds, waterlily seeds), thatch (e.g. reeds to cover rooves), boats (e.g. from *Typha* or *Papyrus*), construction material (e.g. reeds or willow twigs for

walls, wood from wetland trees), mats (e.g. from sedges, reeds), paper (e.g. *Papyrus*), and so on. From early days in the history of mankind, wetlands have been veritable warehouses from which a vast array of products have been harvested.

Case: mangroves in Southeast Asia

Table 8 presents the main direct uses of mangrove plants in Southeast Asia. – apparent is that 77 percent of all mangrove plants have some know use, and that many species have a multiple use. The most common use (41% of all species) is medicinal: mangroves are veritable medicine chests for coastal communities. This is followed by construction material at 25 percent, food (vegetable, spice, fruit) at 22 percent, ornamental use at 17 percent and fuel at (at least) 12 percent. Many minor uses are not tabulated, for example, plants used for making skirts, fruits used in games or as storage vessels, or for making food wrappers.

Table 8 Use of mangrove plant species in Southeast Asia

Mangrove use	Number of species	Percentage
Medicinal	110	41
Construction material	67	25
Food	58	22
Ornamental	46	17
*Fuel	31	12
Utensils	23	9
Fodder	23	9
Tannin	15	6
Oil & wax	11	4
Rope & binding	11	4
Mats and baskets	10	4
Hedges & fencing	8	3
Dye	8	3
Perfume	8	3
Glue	7	3
Roofing & thatching	5	2
No known use	*62*	*23*

Reference: Giesen *et al.* (2007)

While utilisation of wetland plant species is often not a problem nor a threat for wetland biodiversity, over-utilisation or simply harvesting during the wrong season can occur and have negative impacts. Over-utilisation can lead to the direct loss of wetland plant species, and can lead to changes in vegetation or vegetation patterns. Harvesting certain plant resources in the wrong season can lead to loss of breeding areas for wildlife, or lack of seed setting or accumulation of reserve material for adverse seasons. (Self-) regulation of amounts taken, or where/when this is taken can be sufficient for maintaining the resource, key for sustainable exploitation.

Case: Reed harvesting

In Europe, common reed *Phragmites australis* is harvested for traditional thatch of houses. As reedbeds are important for a variety of wildlife throughout much of the year, this generally occurs during the winter months, which has the added advantage that in some areas reeds can be harvested on foot once the wetland is frozen. Reeds are also used in restoration of wetlands in parts of Europe, where it has the advantage of being able to recover some of the investment costs required for restoration, and convince local politicians.

Grazing

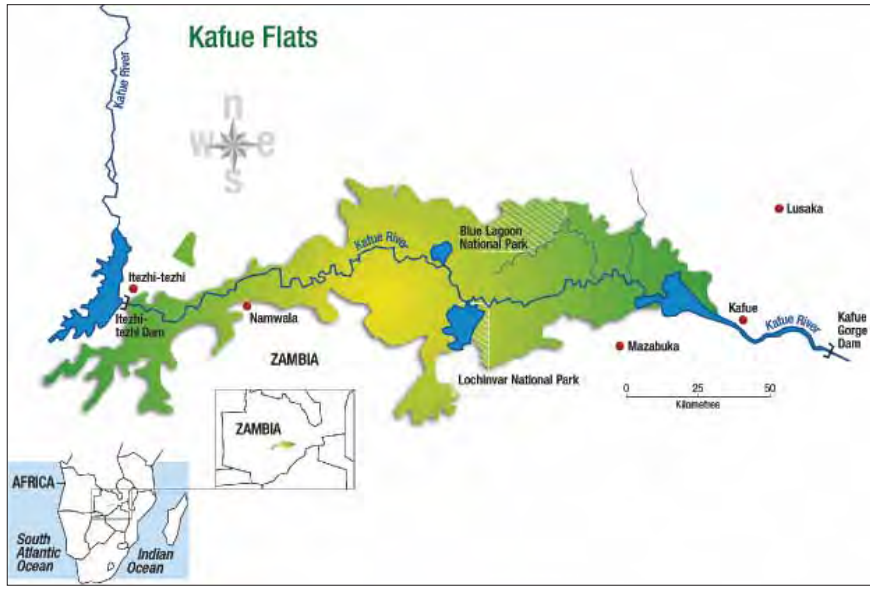
Wetlands are often used for grazing, as many wetlands provide good fodder along margins, but also as waters recede. The Shadegan wetlands in Khouzestan, for example, are intensively utilised for cattle grazing by the local community. In arid areas, wetlands may provide the only source of forage for many species, including wildlife (e.g. Lewa, Kenya; www.lewa.org) and livestock (e.g. Shandur & coastal Pakistan). However, there is always the danger of overgrazing, which can lead to changes in vegetation, loss of fodder value, and so on. Grazing livestock can disturb wildlife, trampling nests or opening closed vegetation required by some. Grazing needs to be limited to what the system can withstand (‘carrying capacity’).

Case: Zambia: Kafue flats

On the Kafue flats in Zambia, southern Africa, which is a very vast season wetland area (Figure 26), grazing controlled by the Latunga (king), who annually announces when grazing may commence on these plains. This has been the case for centuries, and the Latunga has absolute power in this. Over the years, it has been an effective

way of managing the resource and preventing over-utilisation.

Figure 26 Kafue flats, Zambia



Refererence: http://assets.panda.org/img/original/kafuemap.gif

Fishing

Fishing is one of the most common uses of wetlands world wide, and this has a history that goes back to the dawn of mankind. Fishing of shellfish or finfish is carried out for basic subsistence, by commercial fisheries and for recreational purposes. People use a vast array of fishing gear and approaches, and these can be very effective, as it is often possible to (nearly) completely remove a species from the wetland if this is not regulated in some way. Without regulations, the resource is easily depleted, resulting in a direct loss of biodiversity. Overfishing leads to disappearance and (local) extinction, with numerous examples worldwide (e.g. dwindling stocks of salmon *Salmo salar* in Europe and parts of North America, sturgeon in Iran and Russia (e.g. *Acipenser gueldenstaedti*), orange roughy *Hoplostethus atlanticus* in Australia, South Africa and New Zealand, giant Mekong catfish *Pangasianodon gigas* along the Mekong River).

In traditional societies, community based regulations (i.e. self imposed) often exist and are often very effective, having been formed over a long time and based on empirical

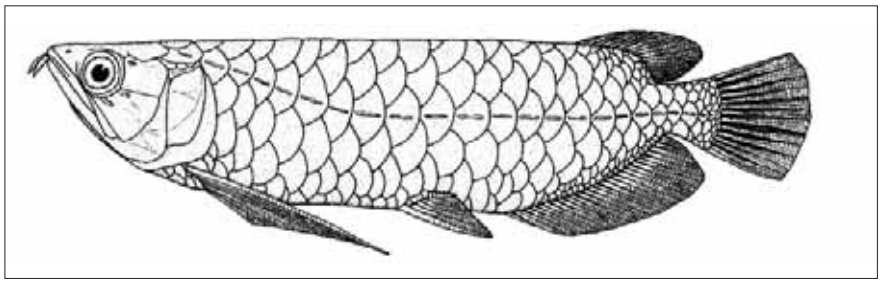
results. Community based regulations, however, work as long as communities are not too large relative to the resource (or have alternatives), and as long as all members respect the communal regulations. Things often fall apart if the resource becomes open-access, and outsiders lay claim to the resource, resulting in competition and over-utilisation.

Externally based regulations (e.g. via enforcement/management via Fisheries Departments) may be imposed to regulate fisheries, especially when community regulations are no longer adhered to or when the resource is dwindling, and this approach is nowadays more common than traditional regulation.

Case study: Asian Arowana: West Kalimantan

The Asian Arowana *Scleropages formosus* or Asian Bony-tongue (Figure 27) occurs throughout Southeast Asia, and is highly prized as an ornamental (dragon fish), especially the red variety that only occurs in the black, peaty waters of inland West Kalimantan (Indonesian Borneo). As the red Asian Arowana became rarer in the wild due to over-harvesting (it was attracted by lamps at night), the value of the species rose to more than USD 1000 per fish in the 1980s. This represented more than a whole year's income for an average fisher, and fishing pressures rose even further, leading to near extinction in the wild. Captive breeding was tried, but proved unsuccessful for many years, in spite of various trials by fisheries department and private companies. Finally, it was discovered that water depth was key for this mouth brooding species, and following IUCN intervention in the late 1980s, local companies were able to successfully breed the species. This lead to a drop in fishing pressures and ultimately in prices, and successful recovery of the wild population.

Figure 27 Asian Arowana *Scleropages formosus*



Reference: http://www.natuurwetenschappen.be/en/institute/associations/rbzs_website/bjz/back/pdf/BJZ%20137(1)/137_1_89_97html/Volume%20137(1),%20pp.%2089-97.html

Case 2: Eider duck and cockle fishing in Wadden Sea

Eider duck *Somateria mollissima* utilise the Dutch Wadden Sea during the winter months, and a sizeable part of the European population depends on these shallow coastal waters. For feeding, these diving ducks are dependent on molluscs (esp. cockles *Cerastoderma edule* and mussels *Mytilus edulis*). In 1990 the mussel population collapsed due to overfishing, and when the cockle industry expanded over a decade ago, this lead to a decline in these molluscs and a sharp dive in eider duck numbers.

Hunting & harvesting wildlife products

Hunting of water birds (e.g. ducks, coots), amphibians (esp. frogs), reptiles (e.g. turtles, crocodiles) and mammals (otters, beaver, wild boar, Kafue lechwe) is widespread, for subsistence, sale or recreational purposes. As with fishing, when small scale and local, this can be self regulated, but open access often leads to over-exploitation and (local) demise or even extinction, unless heavily regulated in another form.

Wildlife products can also be harvested in wetlands, such as eggs (e.g. from waterbird colonies) and honey (in forested wetlands). (Self-) regulation is highly important, as such products are easily over-exploited, resulting in disappearance of waterbird colonies and loss of bee colonies. There are many examples of where this has gone wrong, and where colonies have disappeared or moved.

Case: Self regulated honey collection, Danau Sentarum NP.

Local community members place boards (locally called *tikung*; see Figure 28) in trees as a place for Asian migratory bees, *Apis dorsata*, to place their hives, which occurs on a seasonal basis and not all year round. These tiking are marked by their owners, who are allowed to harvest the honey from any hive constructed on one of their boards. There are rules about what can be taken, and the top-most 1/3 is left on the board, as this is where most of the brood is present, needed for maintaining the bee population.

Figure 28 Placing a 'tikung' in a tree at Danau Sentarum NP

Reference: http://assets.wwfid.panda.org/img/memasang_tikung_small_19320.jpg

Case: Fereydoonkenar, Mazandaran, Iran

The typical wetlands of this area are artificial or man-made wetlands. To be more precise, these wetlands are in fact agricultural fields (paddy fields) that go under rice cultivation during spring and summer and become flooded by rivers and streams in autumn and winter and reserve different quantities of water due to their size and depth. Within these wetlands, privately owned 'damgahs' occur, where the owners harvest waterfowl by traditional means, including series of traps and nets (Figure 29). These waterfowl – mainly duck species – are sold on the local markets for food and are a lucrative additional source of income for local land owners.

Figure 29 Tame ducks are used to lure wild ducks in *damgah* at Fereydoonkenar

Lessons regarding wetland utilisation

Some of the key lessons regarding wetland utilisation are:

Utilisation of wetlands and wetland species is rarely the major threat to a wetland, and economic benefits derived from a wetland help in securing its protection as it is seen as being of value. Over-utilisation is what needs to be prevented, and the key is therefore sustainable utilisation, and using low impact forms of utilisation.

Water allocation for wetlands is essential in order to maintain wetland functions; this can be in the form of (formal) environmental flow allocations in the case of dams/ reservoirs, but also limits on off-take from rivers and groundwater.

Plant and vegetation collection/harvesting, grazing, fishing and hunting can often be carried out sustainably, but this requires establishing and agreeing upon what levels are sustainable, and putting a mechanism in place for ensuring that these are adhered to. This can be via informal agreements between stakeholders, but more often more formal arrangements will be required that are recorded in site management plans, and include methods of enforcement.

Zoning is a very valuable tool in managing utilisation and disturbance.

Assisted recovery of degraded wetlands & wetland species

As mentioned in Chapter 1, when wetland habitats are too degraded to recover with limited assistance or intervention by site managers, then habitat restoration may be the preferred option in order to maintain biodiversity. Similarly, if species populations have dwindled to levels from which recovery by means of limited assistance is no longer possible, then species reintroduction may be required. In special cases, species introductions may be carried out to create separate (safe) populations of endangered species.

Both habitat restoration and species reintroduction should not be treated lightly, and should be seen as last resort measures, as they are not without risk, and are often expensive options as well. Habitat restoration is dealt with in 5.1, and species reintroductions in 5.2. As plant species are habitat forming (they form vegetation, which is a habitat for wildlife), plant reintroductions are dealt with in 5.1.

Habitat restoration

Habitat restoration has many (largely similar) definitions, two of which are: i) The return of a habitat to its original community structure, natural complement of species and natural functions. (Babylon Dictionary; http://dictionary.babylon.com) and ii) the act, process, or result of returning a degraded or former habitat to a healthy, self-sustaining condition that resembles as closely as possible its pre-disturbed state (Gov. Massachusetts5).

Examples of habitat restoration include removing of contaminated material from a wetland, increasing tidal flow to a wetland cut off from the sea, re-establishing of near natural river flow, replanting of mangroves where these have disappeared, enhancing degraded seafloor habitats, erosion control and treating runoff to improve water quality, and managing invasive species.

In practice, habitat restoration at a given wetland will often involve various types of restoration, that all focus on improving the health of the wetland ecosystem. Key is that the initial threats are (largely) removed before beginning the restoration activities, otherwise wetland restoration will be a poor investment.

In reality, however, restoration involving the returning of a system to the pre-disturbance pristine state is in most cases unattainable, and the best that can be

5- http://www.mass.gov/?pageID=eoeeaterminal&L=4&L0=Home&L1=Air2%C+Water+26%+Climate+Change&L2=Preserving+Water+Resources&L3=Water+Habitat+Restoration&sid=Eoeea&b=terminalcontent&f=eea_water_habitat_restoration&csid=Eoeea

achieved is wetland rehabilitation, whereby most of the former characteristics and functions are returned. As the term 'restoration' is more commonly used, this will be used here, although rehabilitation is what is meant. Restoration of various broad wetland types all have their own approach, peculiarities and typical problems encountered, hence this introduction to wetland habitat restoration briefly deals with the following habitat types:

Lagoons

Coastal marshes and mangroves

Seagrass beds

Streams and rivers

Freshwater lakes

Riparian- and swamp forests

Lagoon restoration

Lagoons are shallow bodies of water, often separated from sea by sandbars or (less commonly) coral reefs. Lagoons are brackish bodies of water that are connected to the sea, but also have a regular freshwater input from incoming rivers and streams. The main problems facing lagoons are often:

Pollution (as these bodies are near-closed, at least seasonally; e.g. Puck Lagoon, Poland which received raw sewerage).

Lagoons may become excessively freshwater if the connection to the sea becomes closed off (e.g. due to a lack of flooding of the incoming river, as the case in Chilika Lagoon in Orissa, India, where interventions in the hydrology (an upstream dam) prevented flooding and modulated the flow of the main incoming river. As a result the opening of the lagoon silted up, resulting in a lowering of the salinity of the lagoon, a decline in fisheries production and lower biodiversity (Das & Jena, 2008).

Lagoons may silt up, if flushing is limited and incoming waters are silt-laden.

Remedial actions to restore lagoons include:

Treatment of incoming waters and erosion control.

Seasonally breaching the blockage of the connection with the sea.

Water allocation for the lagoon, including provision of a peak flood to breach the sand bar (or other natural blockage).

Case: lagoon on Sri Lanka's east coast

Many lagoons dot the coast of Sri Lanka, but many have become degraded due to pollution and a lack of incoming freshwater, which results in reduced fish catches in these formerly productive waters. In order to mimic the annual breaching of the sandbar, fishermen in local communities invest time and labour in excavating channels so that an exchange of waters is once again possible (Figure 30).

Figure 30 Breaching a sandbar to reconnect the lagoon with the sea

Coastal systems: mangroves

Restoration or rehabilitation of mangroves is often recommended when the ecosystem has been altered to such as extent that it cannot regenerate naturally. However, the concept has not been analysed or discussed much in mangrove literature, and as a result, those managing mangrove restoration frequently emphasize planting of mangroves as the primary tool in restoration (Lewis & Streever, 2000). Mangrove habitat can regenerate naturally in 15-30 years if: i) the normal tidal hydrology is not disrupted, and ii) the availability of waterborne seeds or seedlings (propagules) of mangroves from adjacent stands is not disrupted or blocked. If hydrology is still (near-) normal, but influx of seeds or seedlings is disrupted, then mangroves may be successfully established by planting (Lewis & Streever, 2000).

In order to achieve successful mangrove restoration, the following five critical steps need to be taken:

Understand the autoecology (i.e. individual species ecology) of the mangrove species at the site, in particular the patterns of reproduction, propagule distribution,

and successful seedling establishment.

Understand the normal hydrologic patterns that control distribution and successful establishment and growth of targeted mangrove species.

Assess modifications of the original mangrove environment that currently prevent natural secondary succession.

Design the restoration programme to restore appropriate hydrology and, if possible, utilise natural volunteer mangrove propagule recruitment for plant establishment.

Only utilise actual planting of propagules, collected seedlings, or cultivated seedlings after determining (through steps i-iv) that natural recruitment will not provide the quantity of successfully established seedlings, rate of stabilisation, or rate of growth of saplings established as objectives for restoration (Lewis & Streever, 2000).

Case: Mangroves in Aceh province, Sumatra: Green Coast project

The devastating tsunami of 26 December 2004 caused a great loss of human life in Aceh province, on the northern tip of Sumatra island, Indonesia. At the same time, the force of these waves were so great that many mangroves were also totally destroyed, and many projects were established to restore these habitats that are so vital in coastal protection, but also for coastal fisheries. One of the main programs was the Green Coast program carried out by Wetlands International from 2005-2009, in many of the coastal villages, in cooperation with local villagers (Figure 31). Although largely successful, problems encountered were: i) some areas were so altered by the tsunami that they were no longer suitable for mangroves (e.g. too high and dry due to sand deposition); ii) fish farmers had established brackish water fish ponds in some areas targeted for restoration; and iii) some restored areas were later destroyed by infrastructure programs (e.g. road or causeway construction).

Figure 31 Replanted mangroves at Gampong Baru, near Banda Aceh, May 2009

Seagrass beds

Seagrass beds have been under threat for decades, and loss of various formerly productive seagrass beds have led to numerous restoration programs. Van Katwijk *et al.* (2009) reviewed scientific literature and 20 years of seagrass restoration research for the Wadden Sea (shared by the Netherlands, Germany and Denmark), evaluated traditional guidelines and proposed new guidelines for seagrass restoration. In all cases, reintroduction of seagrass to a site was required, either in vegetative form or as seeds. Van Katwijk *et al.* (2009) conclude that:

Habitat and donor selection are crucial: large differences in survival were found among habitats and among donor populations. The need to preferably transplant in historically confirmed seagrass habitats, and to collect donor material from comparable habitats, were underlined by our results. The importance of sufficient genetic variation of donor material and prevention of genetic isolation by distance was reviewed.

The spreading of risks among transplantation sites, which differed in habitat characteristics (or among replicate sites), was positively evaluated. The importance of ecosystem engineering was shown in two ways: seagrass self-facilitation and facilitation by shellfish reefs. Seagrass self-facilitative properties may require a large transplantation scale or additional measures.

Similar conclusions were reached by Paling *et al. (2009), who carried out a*

worldwide review of seagrass restoration activities.

In general, the results are mixed, and in many instances restoration of seagrass beds has failed in spite of significant investments made. This may be because the underlying threat was not fully appreciated or understood, or simply because of the plants succumbing to events (e.g. storms, disease, predation, freezing). Certain species, such as Zostera noltii, are notoriously fickle, responding poorly to attempts at replanting (Van Katwijk et al, 2009; case study below).

Case: Transplantation of seagrass *Zostera noltii* in the Netherlands

Much of the southwestern part of the Netherlands province of Zeeland lies below sealevel, and are shielded from the sea by a series of dikes that are scheduled to be upgraded in the coming years. Small seagrass *Zostera noltii occurs in the waterways of the Oosterschelde, a brackish area that is a Natura2000 protected area. The species has declined since closure of this intertidal area in the mid-1980s, from 1200 ha in 1980 to under 100 ha in 2008. As this species occurs in the intertidal zone, dike upgrading activities will affect stands of seagrass close to the dike, so a program was undertaken from 2007-2012 to transplant Z. noltii from areas where they will be affected to nearby, suitable sites. Various techniques have been tried (Figure 32), including pretreating the sediment to reduce lugworm Arenicola marina burrowing activity, different planting densities, timing, and so on, but results have been mixed to disappointing. Recent evidence is emerging that replanted areas may be affected by brent goose Branta bernicla, who feed on Zostera rhizomes and whose population has increased significantly over the past decade. Also, whereas these geese formerly were mainly present in the autumn, winter and early spring, part of the population now resides in this part of the Netherlands all year round.*

Figure 32 Transplantation of *Zostera noltii* at Krabbenkreek Noord, May 2010

Streams and rivers

Human influence has affected the natural form, flow and function of many streams and rivers, and as a result most rivers are far from natural. The main human impacts include pollution, modifications of the channel, and water offtakes (e.g. via dams, reservoirs, weirs). In the 1980s the realisation grew that these changes were impacting functions and values of rivers, and that river biodiversity was being depleted. As a result, river restoration programs were initiated to return river channels to a more normal situation (e.g. adding formerly removed meanders), reduce pollution entering streams and rivers, and allocating water to preserve river functions (e.g. environmental flows). Part of this is already dealt with in 2.2.1 on water quantity and 2.2.2 on water quality and won't be repeated here. A special case worth mentioning is the water allocation ongoing along with Murray River in Australia, under the governmental program "Water Allocation Plan for the River Murray Prescribed Watercourse".

River morphology is an aspect that still requires attention, and will be dealt with further. In Northern America, Europe and Australia, re-meandering of river courses has been carried out since the 1990s (Eiseltová & Biggs, 1995), mainly in attempts to re-establish former biodiversity in areas that have lost much of their natural habitats (Figure 34).

Case: Room for the river program, The Netherlands

In the early 1990s the Netherlands experienced several major floods, including one whereby 200,000 people had to be evacuated. As a result, the "Room for the River project" was initiated which encompasses four rivers: the Rhine, the Meuse, the Waal and the Ijssel. Under this program, these rivers will literally be given more room, to reduce risks of flooding. The program includes the following components:

Relocation of dykes: Dykes will be relocated farther from the river shore. This will create additional space within the flood plain for the river during annual floods.

Lower the level of floodplain. In addition to the relocation of the dykes, the floodplain bottom will be lowered in depth. Increasing the depth in the floodplain must occur due to the collection of sediments in the area after years of regular flooding.

Reduce height of the groynes. Groynes within the riverbed will be lowered to allow for more drainage to occur during an increase in water levels more quickly than presently positioned. Groynes will be added in specified locations in addition to the modifications occurring to the existing structures.

Construction of a "Green Channel" as a flood bypass around Veessen-Wapenveld.

Increase the depth of the side channels. Side channels will be lowered in depth to increase the barrier between the river and infrastructures and residents. It will also allow for more water to be removed from the flooded location thus reducing the breach of the dykes.

Removal of obstacles.

Case: Oude Ijssel River, The Netherlands

The Oude Ijssel River in the eastern part of the Netherlands is a former channel of the Rhine River (several thousand years ago), that was used for navigation and transport of goods for many hundreds of years. Since the 1800s, the channel has been modified and straightened, peripheral seasonal wetlands drained and converted to agriculture (and pasture), and sluices added to manage water levels. Also, pollution was a major problem, especially in the 1960s and 1970s. As a result, many species disappeared and the river was in a poor state. In the 1980s and 1990s, a clean-up programme has been successful in vastly improving water quality. In addition, over the past decade, fish ladders have been installed (retro-fitted) into dams and sluices, and peripheral wetlands created (Figure 33). Since 2000, species have returned, including breeding pairs of the common kingfisher

Alcedo atthis and a healthy population of catfish Silurus glanis.

Figure 33 Oude Ijssel River restoration

Current river (a), sluices with fish ladder (b), peripheral wetland under construction (c) and already restored peripheral seasonal wetland (d)

Case: Four Major Rivers Restoration Project, South Korea

The Four Major Rivers Restoration Project of South Korea is the multi-purpose green growth project on the Han River (Korea), Nakdong River, Geum River and Yeongsan River. This restoration project will provide water security, flood control and ecosystem vitality. This project was first announced as part of the "Green New Deal" policy launched in January 2009. The Project has five key objectives: 1) securing abundant water resources against water scarcity; 2) implementing comprehensive flood control measures; 3) improving water quality and restoring ecosystems; 4) creation of multipurpose spaces for local residents; and 5) regional development centred on rivers. More than 929 km of national streams will be restored as part of the Four Major River Restoration Project. A follow-up project will be planned to restore more than 10,000 km of local streams. More than 35 riparian wetlands will also be reconstructed (http://en.wikipedia.org/wiki/The_Four_Major_Rivers_Project).

Figure 34 Re-meandering of Brede River, near Løgumkloster, Denmark

Adapted from Eiseltová & Biggs (1995)

Freshwater lakes

The main human-induced stresses affecting freshwater lakes are pollution and excessive water offtake, and restoration attempts therefore focus on water quality improvement and water allocation (Klapper, 2002). Additionally, conversion of lake

shores and sedimentation are also a major problem in some lakes that require attention in restoration programs. The main interventions in restoration programs involve:

Reduction of incoming nutrients, by urban and industrial waste water treatment and erosion control.

Reduction of sediment input by putting erosion control measures in place. Alternatively, lake beds may be dredged to remove excessive accumulated sediment (Murphy *et al., 1999; City of Delafield, 2008).*

Water allocation, by reaching agreements between users, formulating a plan of implementation, and putting a system of enforcement in place. Key mechanisms and principles are discussed by Dinar et al. (1997).

Lake shore restoration is largely one whereby conversion of lake edge vegetation to agriculture needs to be managed to preserve key habitats (e.g. at Lake Parishan, but also around Lake Victoria in East Africa, which is important for maintaining water quality of the lake).

Most of these programs are costly, and prevention of lake degradation is a much more cost-effective option, if early signs of degradation (e.g. increased nutrient levels, dropping of lake levels) are heeded.

Case: Azraq wetlands, Jordan

The Azraq wetlands are located in eastern Jordan, in a desert area. It is a very important oasis wetland for migratory birds and also has at least one species of endemic fish. Uncontrolled off-take of groundwater (with many hundreds of pumps for agriculture) has devastated the wetland (a Ramsar site), leaving only a few % of the area. The Jordanian Royal Society for the Conservation of Nature initiated a GEF-UNDP funded project to restore the wetland, but this has been unsuccessful. Only by continuous pumping of groundwater into the wetland will it survive in a small area (Figure 35), and it is therefore likely to disappear altogether unless uncontrolled access to groundwater is curbed.

Figure 35 Azraq wetland, Jordan

Riparian- and swamp forests

Foerested freshwater wetlands are often special cases, as trees are more difficult to re-establish than herbaceous vegetation types, and often also often of a value as a fuel or for timber production. In the case of peat swamp forests, the degradation of these forests is often irreversible, as peat dries out after logging (whereby canals are excavated to extract logs), peat subsides and fires often occur. Re-establishing peat swamp forests on degraded peatland remains very challenging, costly and with a high likelihood of failure (Giesen & van der Meer, 2009). Riparian forests are easier to re-establish, although it remains important to remove or reduce competition with herbaceous species, and reduce herbivory (Sweeney *et al., 2002).*

Restoring wetland hydrology

Restoration and rehabilitation of wetland hydrology is a key part of habitat restoration, but dealt with separately here as it is of key concern to wetland managers. Iran is an arid country, and over the past years it has witnessed a prolonged and serious drought that has seriously affected many of the country's wetlands, including lakes Parishan and Uromiyeh. Excessive water use in the catchments has further exacerbated the problems caused by drought, such as decline in water levels (both LP and LU), increases in salinity (LU) and subsequent reduction in numbers of various species (e.g. flamingo and *Artemia at LU, fish at LP).*

Drought is a recurrent event in arid countries, and what we are witnessing in Iran

*over the past few years may be part of a natural cycle. Iran is not alone in facing serious drought, and until early 2011, southeast Australia also witnessed its most serious drought in 200 years (Bond et al., 2008). However, climate change may also play a role, and only detailed analysis of long-term data can help determine this. It is known that wetlands are among the ecosystems most vulnerable to climate change (Ramsar fact sheet*6), so such possible changes should be closely monitored and carefully assessed.

Flow regimes on most regulated rivers (i.e. rivers with dams and other structures) can be restored by increasing environmental flows and allocations for downstream wetlands (such as lakes). The alteration of dam operations can also improve river health, for example, by modifying structures on dams (e.g. fish ladders, off-takes at several levels), restoring (connections with) floodplains and improving flow. Further, time-limited licensing for dams is an option (Kingsford, 2011). In Australia, buy back programmes are purchasing back water allocation rights from the private sector and re-allocating to the environment (Bond *et al., 2008; Crase et al., 2009). The Department of Land and Water Australia established a nation-wide "Environmental Water Allocation R&D Program*7" that included various programs on the country's main river system: the Murray-Darling.

Groundwater must also be taken into account, as this may be a major source of incoming waters into wetlands, and certainly also plays a significant role in both LP and LU in Iran. Managing the (often uncontrolled) use of groundwater must form part of the considerations and approaches taken in any hydrological restoration programme.

One of the main management approaches available is developing a greater efficiency of water use, as in many cases this is (very) low. Managers may promote a shift to crops with a lower water requirement, reduce losses along canals (e.g. seepage losses), use pipes instead of canals (reducing evaporation losses), and on-demand small-scale watering instead of large scale sprinklers. A key tool in promoting efficiency in water usage (used in many countries) is payment for water, as in many cases water is not paid for at all (simply provided), or provided at well below cost.

Some examples:

In Jordan, for example, farmers along the Jordan River grow 'thirsty' crops such as

6- http://www.ramsar.org/pdf/info/services_10_e.pdf
7- http://lwa.gov.au/files/products/environmental-water-allocation/pb071335/pb071335.pdf

banana and watermelon even though water is very scarce – this is because there is no system in place for payment for water at real value.

In Pakistan, the Marala-Ravi link canal (a major off-take system from the Indus River) was restored (re-lined) in the late 1990s when it became clear that 40% of all water was lost through seepage.

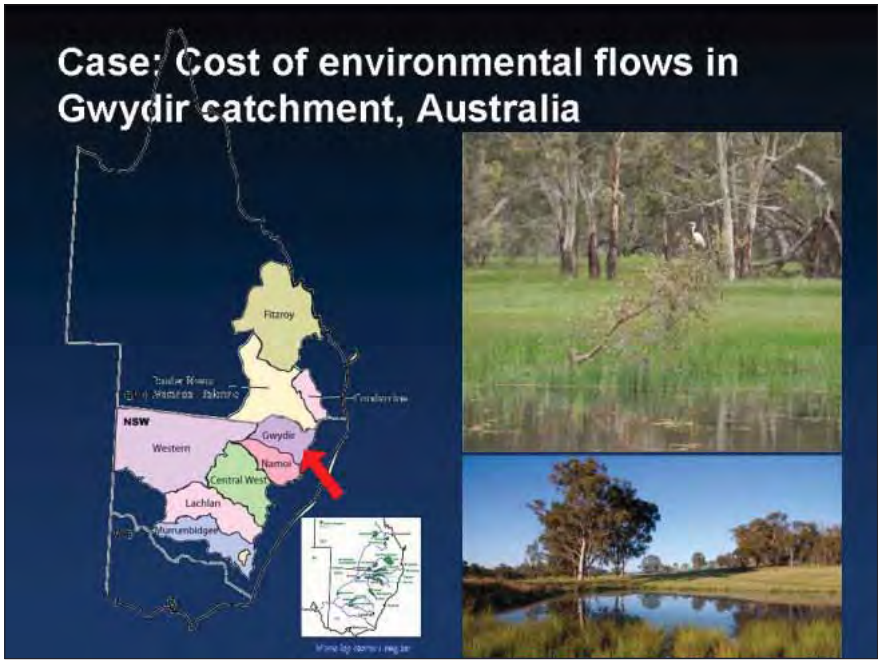
The EU Water Framework Directive calls for a system for realistic payment for water being put in place by all member states by 2012.

In spite of the best intentions, restoring flows is often very difficult if water use remains uncontrolled (see 5.1.5 and the case of the Azraq wetlands, Jordan). Provision of increased environmental flows and allocations for wetlands (e.g. via buy-back programmes) often lead to discussions about costs, and are often regarded as a burden to the economy as water could readily be used, for example for agriculture. In practice, however, the costs of environmental flows are rarely calculated and decisions are often made on the basis of intuition rather than detailed analysis. Such studies can be beneficial, as they can help support management decisions (see case on Gwydir catchment).

Case: Cost of environmental flows in Gwydir catchment, Australia

Environmental flow provision in the Gwydir catchment in New South Wales, Australia, under the Gwydir Water Sharing Plan, aims at improving wetland and aquatic ecosystems' health. However, farmers are concerned that implementation of the plan could lead to significant reductions in irrigation water, and managers worry about economic costs. A study was therefore carried out on the value ecosystem services from provision of environmental flow (Karanja et al., 2008; Figure 36). The economic cost related to provision of environmental flow (40 gigalitre), valued as the opportunity cost of foregone agricultural profit in Gwydir was A$15 million. The total economic value of four ecosystem services (waterbird-breeding events, habitat provision, improved wetlands grazing and biodiversity benefits (native fish species) totalled A$94 million, more than six times the value of irrigation water.

Figure 36 Gwydir Catchment, Australia



Wildlife species reintroduction

Re-introduction of wildlife species needs to meet a host of criteria if they are to be carried out carefully, for example, according to the criteria developed by IUCN8 and the various IUCN Specialist Groups. There are many potential problems associated with re-introducing wildlife, and many aspects need to be considered, including:

Is the species in question locally extinct, or are there remnant populations that could suffer further under a re-introduction program?

Does the donor stock have the same genotypic makeup as the original population? This is rarely the case as there are many regional differences between species (and even sub-species), but in re-introductions the aim should be for a closest similarity.

The risk of accidental introduction of disease, or genetic weaknesses.

Is the threat that affected the original population still persistent, or has this been removed? If still persistent, then reintroduction is likely to fail.

The recipient site should be favourable for the species in terms of foraging, breeding,

8- http://www.iucn.org/about/work/programmes/species/publications__technical_documents/publications/iucn_guidelines_and__policy__statements_/

and in terms of safety.

Removal of individuals from a donor stock should not affect the donor population.

Capture and handling of species for translocation should not result in mortality of (often endangered or vulnerable) species.

Captive breeding programs used for restocking depleted populations carry the risk of genetic erosion, altered animal behaviour (e.g. animals accustomed to human presence) and may carry diseases not prevalent in the wild.

Animals must be released in appropriate gender ratios, healthy, and of appropriate age.

Monitoring of released animals must be undertaken to assess the success rate of the program.

Case: reintroduction of fish in the Great Lakes of North America

The indigenous fish fauna of the Great Lakes in North America have suffered well-documented losses that varied among lakes. Originally, the fauna restricted to the lakes proper, i.e., the lakes themselves, was dominated by lake trout (Salvelinus namaycush), ciscoes (Coregonus spp.), and sculpins (Cottus and Myxocephalus). By the 1950s losses of these fishes were nearly complete in the lower lakes (Erie and Ontario) and severe in lakes Michigan and Huron. However, no species were lost from Lake Superior proper. Efforts to reintroduce extirpated lake-proper fishes have been confined to a single form of one species—the lean lake trout. Interest in reintroduction of other extirpated species, however, is emerging from management agencies and the public, and both cisco and deepwater trout are being considered (Eshenroder, 2002).

Case: New Zealand Frog Reintroductions

Hamilton's Frog was, until recently, considered to exist on two islands, Stephens Island and Maud Island and is considered endangered. However, the two populations have now been divided into separate species based on electrophoresis. Only the Stephens Island form is now considered to be Leiopelma hamiltoni, and the Maud Island form is L. pakeka. 300 Leiopelma pakeka were translocated from Maud Island, May 1997, to Motuara Island with the aim of establishing L. pakeka on another predator-free off shore island. Similarly, 60 frogs were translocated to Karori Wildlife Sanctuary on the mainland in 2006, 30 mainly female frogs in February, 30 mainly male frogs directly from Maud Island in October.

Lessons on restoration and reintroduction

The key lesson to be learned regarding restoration of wetland habitats and wildlife reintroduction is that these are best avoided and should only be seen as last resort measures. It is much more cost effective to prevent degradation of the habitat or loss of a species, as restoration and reintroduction programs are often expensive and may fail.

In Iran, major issues facing the country's wetlands concern drought (largely a natural phenomenon) and excessive water use. Under such circumstances, restoration attempts need to include (at least temporary) re-allocation of water, in this case from agriculture to the wetlands.

Although re-allocation of water to wetlands may result in lowered outputs from irrigated agriculture, economic studies elsewhere show that such re-allocations may actually result in a nett economic benefit.

Many manuals exist on wetland restoration (Figure 37), often focusing on a particular wetland types, and/or a certain geographic region. Wetland managers should consult these before undertaking a restoration programme.

Figure 37 Wetland restoration manuals

References

Alabaster, J.S. & Lloyd, R.L. (1980) - Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths Publ., London.

ARCADIS Euroconsult (2001) Buffering Capacity of Wetlands Study (BCWS): FINAL REPORT Vol. I Main Report. Lake Victoria Environmental Management Project (LVEMP), United Republic of Tanzania/World Bank.

Arthington, A.H., S.E. Bunn, N. LeRoy Poff and R.J. Naiman (2006) – The Challenge Of Providing Environmental Flow Rules To Sustain River Ecosystems. Ecological Applications, 16(4), 2006, pp. 1311-1318.

Bond, N.R., P.S. Lake and A.H. Arthington (2008) – The impacts of drought on freshwater ecosystems: an Australian perspective. Hydrobiologia, 600: 3-16.

Campbell, C.S. and M. Ogden (1999) - Constructed Wetlands In The Sustainable Landscape. J. Wiley & Sons, New York, Toronto, Singapore.

City of Delafield (2008) Delafield, Wisconsin. Nagawicka Lake Restoration. Chapter 30 Permit Application. Project I.D.: 06D006. 33 pp.

Crase, L, S. O'Keefe and B. Dollery (2009) – Water Buy-Back in Australia: Political, Technical and Allocative Challenges. Regional School of Business, La Trobe University, Albury-Wodonga Campus & Faculty of the Professions, School of Business Economics and Public Policy, University of New England, Armidale. Unpublished report, 19 pp.

Das, B.P. and J. Jena (2008) – Impact of Mahandi Basin Development on Eco-hydrology of Chilika. Proc. Taal2007, the 12th World Lake Conference: 697-702.

Davies, J. and G. Claridge (1993) - Wetland Benefits: The Potential for Wetlands to Support and Maintain Development. Wetlands International, Kuala Lumpur, 46 pages, figs.

Davis, R. and R. Hirji (2003) - Water Resources and Environment. Technical Note C. 1. Environmental Flows: Concepts and Methods. World Bank, Washington D.C., 28 pp.

Dinar, A., M.W. Rosegrant and R. Meinzen-Dick (1997) – Water Allocation Mechnisms: principles and examples. World Bank Policy Research Working Paper no. 1779, 43 pp.

Eimanifar, A. & F. Mohebbi (2007) - Urmia Lake (Northwest Iran): a brief review. Iranian Artemia Research Center, P.O. Box: 57135-1367, Urmia, Iran. http://www.salinesystems.org/content/3/1/5

Eiseltová, M. and J. Biggs (1995) – Restoration of Stream Ecosystems, an integrated catchment approach. IWRB Publication 37. Slimbridge, Gloucester, UK, 170 pp.

EPA (2000) – Guiding Principles For Constructed Treatment Wetlands:Providing for Water Quality and Wildlife Habitat. USA Environmental Protection Agency, Interagency Workgroup on Constructed Wetlands. 41 pp.

Esmaeili, H.R., A. Teimory & G. Gholamhosseini (2007) - Freshwater ichthyodiversity and its conservation in Iran. Department of Biology, College of Sciences, Shiraz University, Shiraz 71454 Iran. (unpublished report)

European Commission (2005) – Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential. Guidance document no. 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. Produced by Working Group 2A. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). ISBN: 92-894-6968-4, 47 pp.

Evans, M.I. (*editor*) (1994) – Important Bird Areas in the Middle East. Birdlife International.

Fisher, M.C. T.W.J. Garner, and S.F. Walker (2009) - Global Emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis* and Amphibian Chytridiomycosis in Space, Time, and Host. Annual Review of Microbiology. Vol. 63: 291-310 (Volume publication date October 2009)

Giesen, W. (1987) – Danau Sentarum Wildlife Reserve - Inventory, Ecology and Management Guidelines. World Wildlife Fund report for the Indonesian Directorate General of Forest Protection and Nature Conservation (PHPA), Bogor, 284 pp..

Giesen, W., S. Wulffraat, M. Zieren & L. Scholten (2007) – Mangrove Guidebook for Southeast Asia. FAO & Wetlands International. RAP Publications 2006/07, Bangkok, Thailand, ISBN 974-7946-85-8. 769 pp.

Giesen, W. and P. van der Meer (2009) - Guidelines for the Rehabilitation of degraded peat swamp forests in Central Kalimantan. Master Plan for the Conservation and Development of the Ex-Mega Rice Project Area in Central Kalimantan. Euroconsult Mott MacDonald, Deltares | Delft Hydraulics in association with DHV, Alterra / WUR, Witteveen+Bos, PT MLD and PT INDEC, Indonesia. For the Government of Indonesia and the Royal Netherlands Embassy, 61 pp.

Hellsten, S. & E. Järvenpää (2002) - Preliminary observations of floodplain habitats and their relations to hydrology and human impact. Water Utilization Program - Modelling of the Flow Regime and Water Quality of the Tonle Sap MRCS/WUP-

FIN. Ecology and Impact Assessment.

IRG Group (2004) – Sanjiang Plain Wetland Protection Project: Draft Final Report. TA 3998-PRC, Asian Development Bank & Heilongjiang Provincial Government. Harbin, 350 pp.

Karanja, F., N. Reid and O. Cacho (2008) – Economic valuation of ecosystem services from environmental flow provision in the Gwydir catchment, north-western NSW, Australia. IAIA08 Conference Proceedings', The Art and Science of Impact Assessment 28th Annual Conference of the International Association for Impact Assessment, 4-10 May 2008, Perth Convention Exhibition Centre, Perth, Australia (www.iaia.org).

Kingsford, R.T. (2011) – Conservation management of rivers and wetlands under climate change – a synthesis. Marine and Freshwater Research, 62, 217–222.

Kingsford, R.T., P.G. Fairweather, M.C. Geddes, R.E. Lester, J. Sammut and K.F. Walker (2009) - Engineering a Crisis in a Ramsar Wetland: the Coorong, Lower Lakes and Murray Mouth, Australia. Australian Wetlands and Rivers Centre, University of New South Wales, November 2009, 56 pp.

Lam, B.A., J.B. Walke, V.T. Vredenburg, R.N. Harris (2010) - Proportion of individuals with anti-*Batrachochytrium dendrobatidis* skin bacteria is associated with population persistence in the frog *Rana muscosa*. Biological Conservation 143: 529–531.

Lewis, R.R. and B. Streever (2000) – Restoration of mangrove habitat. WRP Technical Notes Collection (EDRC TN-WRP-VN-RS-3.2), US Army Engineer Research and Development Centre, Vicksburg, MS. www.wes.army.mil/el/wrp.

Lind, E.M. and M.E.S. Morrison (1974) – East African Vegetation. Longman, London, 257 pp.

Melbourne Water (2005) – Constructed Wetland Systems Design Guidelines for Developers. Version 3, November 2005, 30 pp.

Mfundisi, K.B., R. Thobosi and B. Mosepele (2008) – A Rapid Assessment Of Macroinvertebrates Associated With *Salvinia molesta* In Moremi Game Reserve, Okavango Delta. Tropical Freshwater Biology, 17(1):13–23.

Mitsch, M.J. and J.G. Gosselink (1986) – Wetlands. Van Nostrand Reinhold, New York.

Murphy, T.P., R.H. Macdonald, C.A. Lawrence and M. Mawhinney (1999) – Chain Lake restoration by dredging and hypolimnetic withdrawal. In: T.P. Murphy and M. Munawar (eds.) – Aquatic Restoration In Canada. Ecovision World Monograph Series, Backhuys Publi. Leiden, The Netherlands, p:195-211.

Mwende, K. and S. Njoka (2004) – Biological Control Of Water Hyacinth: A Case Study Of Lake Victoria Kenya. KARI Kibos, P.O. Box 1490, Kisumu.

http://www.kari.org/fileadmin/publications/10thproceedings/Poster/Biolog_Control_WHyacinth.pdf

Paling, E.I., M. Fonseca, M.M. van Katwijk, and M. van Keulen (2009) – Seagrass Restoration. In: G.M. E. Perillo, E. Wolanski, D.R. Cahoon, M.M. Brinson (eds.), Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach. Elsevier, 2009, p. 685. ISBN: 978-0-444-53103-2.

Ramsar Convention Secretariat (2003) - A Guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971) 3rd edition, Gland, Switzerland, 104 pp.

Scott, D. (1995) – Directory of Wetlands of the Middle East. Wetlands International.

Seehausen, O. (1999) – A reconsideration of the ecological composition of the cichlid species flock in Lake Victoria before and after the Nile perch boom. In: W.L.T. van Densen & M.J. Morris (eds.) Fish and Fisheries of lakes and reservoirs in Southeast Asia and Africa. Westbury Publishing, Otley, UK, p:281-293.

Silva, J.P., L. Phillips, W. Jones, J. Eldridge and E. O'Hara (2007) – LIFE and Europe's wetlands: Restoring a vital ecosystem. LIFE ("The Financial Instrument for the Environment") is a programme launched by the European Commission and coordinated by the Environment Directorate-General (LIFE Unit - E.4). ISBN 978-92-79-07617-6, 66 pp.

Sweeney, B.W., S.J. Czapka and T. Yerkes (2002) – Riparian Forest Restoration: increasing success by reducing plant competition and herbivory. Restoration Ecology 10:392-400.

Tran T., Le Cong Kiet, T.L.T. Nguyen and Q.D. Pham (2002) – The invasion by Mimosa pigra of wetlands of the Mekong Delta, Vietnam. Research and Management of *Mimosa pigra*: papers presented at the 3rd International Symposium on the Management of *Mimosa pigra*, 23-25 September 2002, Darwin Australia / editors Mic Julien ... [et al.], p: 45-51.

Urban, M.C., B.L. Phillips, D.K. Skelly and R. Shine (2007) – The cane toad's (*Bufo marinus*) increasing ability to invade Australia is revealed by a dynamically updated range model. Proc. Royal Soc. B. In Press (http://environment.research.yale.edu/documents/downloads/o-u/Urban-et-al-PRSB.pdf)

Van Katwijk, M.M., A.R. Bos, V.N. de Jong, L.S.A.M. Hanssen, D.C.R. Hermus and D.J. de Jong (2009) - Guidelines for seagrass restoration: Importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. Marine Pollution Bulletin 58: 179–188.

Conservation of Iranian Wetlands Project

Management Guidelines For Implementation

Biodiversity Management Of Wetlands

By: Wim Giesen

Trasiation: Sara Koochaki - Yasaman Akbarzadeh