حوزه معاونت آموزش و مشارکت های مردمی

تدوین دستور العمل انجام مطالعات محیط زیستی آب شیرین کن های ساحلی

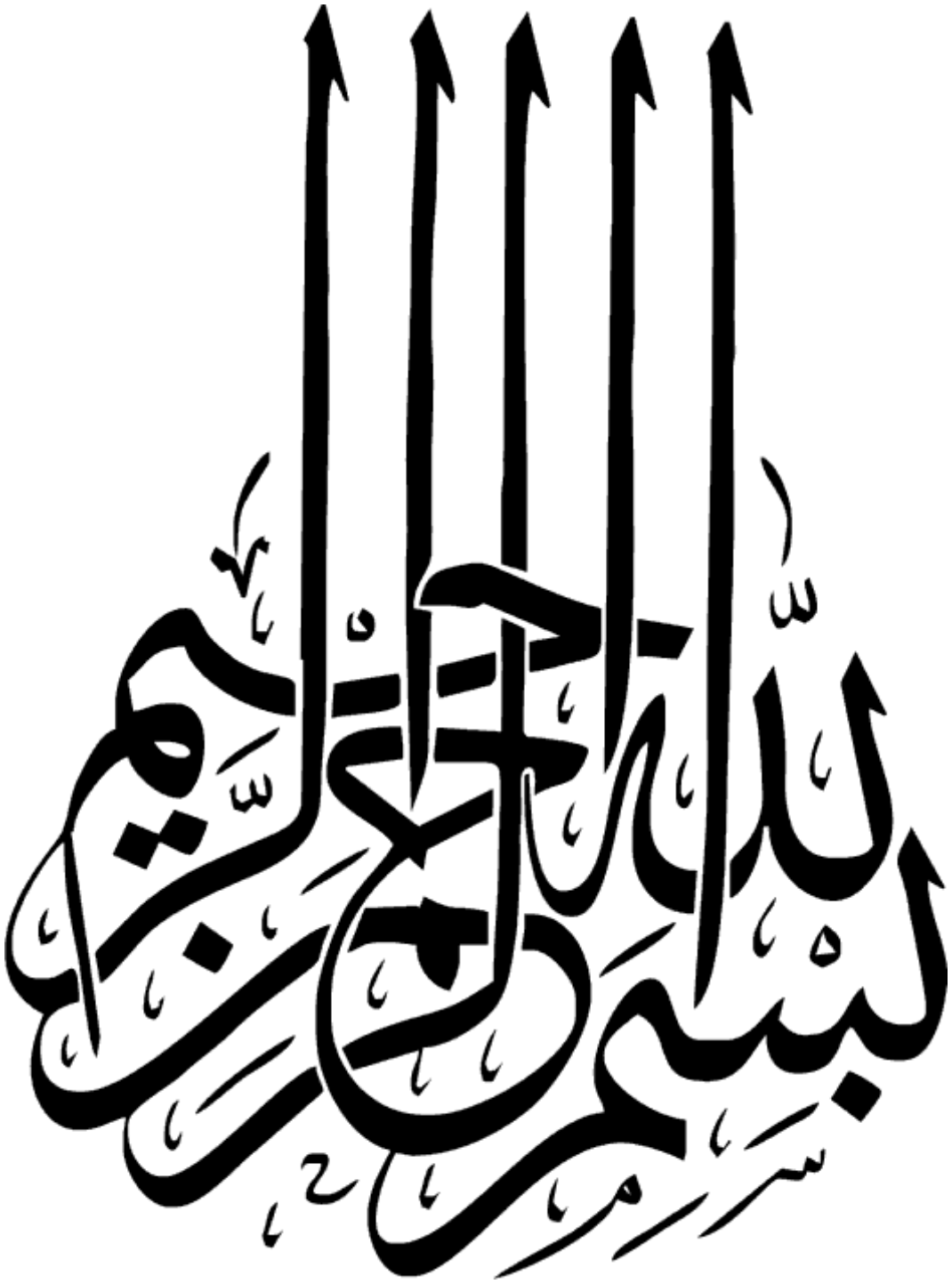
مجری طرح:

دانشگاه صنعتی نوشیروانی بابل، دکتر عزیز عابسی

سازمان محیط زیست ایران

این طرح با تصویب و حمایت مالی معاونت آموزش و مشارکت های مردمی سازمان حفاظت محیط زیست اجرا گردیده است.

اسفند ۱۳۹۸


بسم الله الرحمن الرحيم

چکیده

سامانه‌های نمک‌زدایی (آب‌شیرین‌کن‌ها) در سطح دنیا به منظور استفاده از منبع بی انتهای آب دریاها و اقیانوسها عمدتا به صورت ساحلی و در مجاورت آبهای آزاد احداث می گردند. این تاسیسات که اکثرا بر مبنی فناوری حرارتی یا غشایی کار می‌کنند، مقداری از آب برداشت شده از دریا را شیرین و مابقی آن را به صورت شورابه غلیظ به محیط دریا باز می‌گردانند. به این ترتیب آب‌شیرین‌کن‌ها اثرات مثبت فراوانی بر کیفیت محیط زیست مناطق ساحلی داشته و با تامین آب شرب مناطق خشک و کم آب دنیا باعث کاهش فشار بر منابع محدود آب‌شیرین موجود در خشکی‌ها می گردند. احداث آب‌شیرین‌کن‌ها نیز مانند همه فعالیتهای عمرانی، به دلیل تداخل در نظام طبیعی محیط، با مجموعه‌ای از اثرات نامطلوب زیست محیطی همراه خواهد بود. مصرف بالای انرژی، تغییر کاربری اراضی بالاخص اراضی با ارزش ساحلی و نیز تاثیر مخرب تخلیه پسابهای گرم و شور بر محیط زیست حساس دریایی می‌تواند از جمله پیامدهای نامطلوب احداث و بهره‌برداری از آب‌شیرین‌کنهای ساحلی محسوب گردد. این پیامدها در صورت کنترل مناسب، به حداقل رسیده و مشکلی ایجاد نخواهند کرد، از طرف دیگر، در صورت طراحی و مدیریت نامناسب می توانند چنان مهم و تاثیرگذار باشند که استفاده از تاسیسات نمک زدایی آب دریا در یک منطقه را به طور کامل منتفی سازند. در این پژوهش با تشریح فناوریهای موجود در نمکزدایی آب دریا، پیامدهای زیست محیطی آن تشریح و فرایند آبگیری و تخلیه پساب به عنوان مهمترین بخش از عملیات دریایی آن مورد بحث و بررسی قرار گرفته است. در نهایت با تشریح استانداردهای زیست محیطی حاکم و معرفی اکوسیستمهای دریایی ایران در شمال و جنوب کشور روشهای کاهش خسارات و پایش اثرات محیط زیستی در آب شیرینکنهای ساحلی تشریح گردید.

کلمات کلیدی: آب شیرین کن، مکانیابی، اثرات محیط زیستی، تخلیه پساب، آبگیری از دریا.

فهرست مطالب

فصل ۱: مقدمه و هدف ۱

۱-۱- مقدمه ۲

۱-۲- تعریف مساله ۳

۱-۳- مسائل و مشکلات زیست محیطی ۵

۱-۴- هدف از این تحقیق ۱۰

۱-۵- روش اجرا ۱۱

۱-۶- جمع بندی ۱۲

فصل ۲: فناوری های متداول در صنعت نمک زدایی ۱٤

۲-۱- مبانی فناوریهای نمک زدایی ۱۵

۲-۱-۲- بخشهای عملیاتی ۲۴

۲-۲- فناوریهای نمک زدایی ۳۱

۲-۲-۱- فناوریهای حرارتی و تبخیری ۳۱

۲-۲-۲- فناوریهای غشایی ۳۸

۲-۲-۳- سایر فناوریها ۴۲

۲-۲-۴- فرایندهای هیبریدی ۴۶

۲-۳- هزینه های نمک زدایی ۴۸

۲-۳-۲- تعاریف مربوطه ۵۵

۶۰

۲-۴- مقدمه ای بر فنّاوریهای غشائی (اسمز معکوس و الکترودیالیز) ۶۳

۲-۴-۱- اسمز معکوس RO ۶۴

۲-۴-۲- مقدمه ای بر الکترودیالیز (ED) و الکترودیالیز معکوس (EDR) ۹۹

۲-۵- فرایندهای حرارتی ۱۱۱

۲-۵-۱- تقطیر اثر چندگانه (MED) ۱۱۴

۲-۵-۲- تقطیر اثر چندگانه همراه با تراکم بخار حرارتی (MED-TVC) ۱۲۰

۲-۵-۳- تقطیر ناگهانی چندمرحله‌ای (MSF) ۱۲۳

۲-۵-۴- تراکم بخار مکانیکی (MVC) ۱۳۶

۲-۵-۵- تراکم بخار حرارتی(TVC) ۱۳۸

۲-۶- سایر فرایندهای حرارتی ۱۴۰

فصل ۳: پیامدهای زیست محیطی آب شیرین‌کنهای ساحلی و روشهای کاهش آن ۱٤۱

۳-۱- پیامدهای زیست محیطی آب شیرینکنهای ساحلی ۱۴۲

۳-۱-۱- مسائل بهداشتی ۱۴۴

۳-۱-۲- مسائل زیبا شناختی و پایداری آب ۱۴۵

۳-۱-۳- ترکیب با آبهای دیگر ۱۴۵

۳-۱-۴- مواد غذایی مطلوب ۱۴۶
۳-۱-۵- مواد شیمیایی و مصالح استفاده شده در تولید آب ۱۴۶
۳-۱-۶- مشکلات ایمنی ۱۴۷
۳-۱-۷- اثرات زیست محیطی ۱۴۷
۳-۱-۸- آبگیری آب دریا و پیش تصفیه ۱۴۹
۳-۱-۹- اثرات تخلیه شورابه (جریانهای برگشتی و سرریزها) ۱۵۴
۳-۱-۱۰- اثرات تخلیه پساب با دمای بالا ۱۶۴
۳-۱-۱۱- افزودنیهای ضد گرفتگی ۱۶۴
۳-۱-۱۲- بقایای زیست کشها ۱۶۶
۳-۱-۱۳- لخته سازها ۱۶۸
۳-۱-۱۴- ضد رسوبها ۱۶۹
۳-۱-۱۵- فلزات ۱۷۰
۳-۱-۱۶- مواد ضد کف (کارخانههای حرارتی) ۱۷۲
۳-۱-۱۷- مواد شیمیایی تمیز کاری ۱۷۳
۳-۱-۱۸- اثرات مخرب بر کیفیت هوا ۱۷۵
۳-۲- کاهش اثرات مخرب محیط زیستی صنایع نمک زدایی ۱۷۶
۳-۲-۱- آبگیری از منبع ۱۷۶
۳-۲-۲- تخلیه شورابه ۱۷۷
۳-۲-۳- حفظ شیرینی منابع زیرزمینی ۱۸۰
۳-۲-۴- مصرف انرژی ۱۸۴
۳-۲-۵- انتخاب مکان برای کاهش اثرات مخرب زیست محیطی ۱۸۴
۳-۲-۶- اجتناب از اختلالات احتمالی ۱۸۶
۳-۲-۷- ارزیابی چرخه عمر فناوریهای نمک زدایی ۱۸۷
۳-۲-۸- جمع بندی ۱۹۱
۳-۳- مکانیابی آب‌شیرین‌کنهای ساحلی ۱۹۶
۳-۳-۱- سابقه مطالعات ۱۹۷
۳-۳-۲- بررسی معیارهای موثر در مکانیابی تاسیسات آبشیرینکن در قوانین سایر کشورها ۲۰۱
۳-۳-۳- مروری بر قوانین و رهنمودها در ایران ۲۱۳
۳-۳-۴- معیارهای پیشنهادی برای مکانیابی آبشیرینکنهای ساحلی ۲۲۱
۳-۳-۵- جمع بندی و نتیجه گیری ۲۴۱
۳-۴- آبگیری از دریا ۲۴۵
3-4-1- دامنه مطالعات آبگیر ۲۴۶
۳-۴-۲- آبگیر ۲۵۶
۳-۴-۳- آبگیر باز فراساحلی ۲۷۵
۳-۴-۴- سیستم آبگیری غیرمستقیم ۳۲۹
۳-۴-۵- چاه‌های حفرشده به‌صورت افقی ۳۵۰
۳-۴-۶- طراحی آبگیر ۳۶۴
۳-۵- مدیریت شورابه ۳۹۹

۳-۵-۱- ویژگیهای شورابه ۴۰۰
۳-۵-۲- فناوریهای تصفیه شورابه ۴۰۸
۳-۵-۳- جمع بندی ۴۴۲
۳-۶- تخلیه شورابه در دریا ۴۴۳
۳-۶-۲- روش های عمومی تخلیه فاضلاب در دریا ۴۴۵
۳-۶-۳- دسته بندی انواع فاضلاب از منظر چگالی ۴۵۶
۳-۶-۴- فرایند اختلاط و ترقیق ۴۵۷
۳-۶-۵- روشهای تخلیه شورابه در دریا در آب‌شیرین‌کنهای ساحلی ۴۷۶
۳-۶-۶- برآورد مشخصات شورابه ۴۸۲
۳-۶-۷- طراحی سیستم های تخلیه شورابه – مدلسازی فرایند ۴۹۱
۳-۶-۸- پیشنهادها در طراحی سیستم تخلیه شورابه ۵۷۱
۳-۷- مدلسازی میدان دور ۵۷۳
۳-۷-۱- عوامل تشکیل جریان ۵۷۷
۳-۷-۱- مدل‌های قابل استفاده ۵۸۲
۳-۷-۲- مدل عددی MIKE 21 FM و معادلات حاکم ۵۸۷
۳-۷-۳- مدل عددی MIKE 3 FM و معادلات حاکم ۵۹۳
۳-۷-۴- معرفی دریاهای ایران و محدوده مورد مطالعه ۶۰۲
۳-۷-۵- داده‌های مورد استفاده جهت برپایی مدل ۶۰۷
۳-۷-۶- برپایی مدل محلی با مش ریزتر و تهیه فایل ورودی مورد نیاز مدل کرمیکس ۶۳۵

فصل ٤: تنوع زیستی و آسیب پذیری اکوسیستمهای دریایی ٦٤٧

4-1- اکوسیستمهای دریایی ایران ۶۴۸
۴-۱-۱- دریای خزر ۶۴۸
۴-۱-۲- خلیج فارس ۶۹۶
۴-۱-۳- دریای عمان ۷۱۸
۴-۲- اثرات زیست محیطی سیستم آبگیر و دفع پساب بر محیط بیولوژیکی ۷۲۸

فصل ٥: استانداردهای زیست محیطی و برنامه مدیریت محیط زیست ٧٤٧

۵-۱- استانداردهای محیط زیستی تخلیه فاضلاب ۷۴۸
۵-۱-۱- استانداردهای محدوده کننده غلظت آلاینده در جریان خروجی (ES) ۷۴۹
۵-۱-۲- استانداردهای حاکم بر کیفیت محیط پذیرنده (AS) ۷۶۲
۵-۱-۳- تعیین ناحیه اختلاط قانونی ۷۸۸
۵-۲- استانداردهای محیط زیستی تخلیه شورابه ۷۹۲
۵-۳- مدیریت و پایش محیط زیستی ۷۹۸
۵-۳-۱- مستند سازی گزارش مدیریت محیط زیست ۸۱۰
۵-۳-۲- منابع و مراجع مورد استفاده ۸۱۰
۵-۳-۳- پیوستها و ضمایم ۸۱۱
۵-۳-۴- شاخصهای مناسب برای پایش اثرات ۸۱۱

۵-۴- مدیریت و پایش زیست محیطی آب شیرین کنهای ساحلی ۸۱۲
۵-۴-۱- پایش در مرحله ساخت ۸۱۳
۵-۴-۲- پایش دراز مدت حین بهره برداری ۸۱۵
۵-۵- شاخصهای پایش در آب شیرینکنهای ساحلی ۸۱۸

فصل ٦: جمع‌بندی و نتیجه گیری **۸۲۲**
۶-۱- جمع بندی ۸۲۳
۶-۲- نتیجه گیری ۸۲۴

مراجع **۸۲٦**

پیوست‌ها **۸٤۰**

فهرست اشکال

شکل (۲–۱) دفع از غده های نمکی یک لاک پشت دریایی که به نظر میرسد"گریه" میکند ۱۸
شکل (۲–۲) میانگین شوری سالانه سطح دریا در اطلس جهانی اقیانوسها (Boyer *et al.*, 2009) ۱۹
شکل (۲–۳) نسبت نمک به آب (شکل بالا) و ترکیبات نمکی (شکل پایین) ۲۱
شکل (۲–۴) بخشهای عملیاتی کارخانه آب شیرین کن ۲۵
شکل) ۲-۵(طبقه بندی فناوریهای نمک زدایی به روشهای مختلف، ۳۰
شکل (۲–۶) پیکربندی احتمالی برای یک سیستم ترکیبیRO-MSF، با NF ٤٧
شکل (۲–۷) خلاصه کارخانه های نمک زدایی دنیا بر حسب فناوری مورد استفاده در سال ۲۰۱۷ ..... ۵۱
شکل (۲–۸) خلاصه کارخانه های نمک زدایی در منطقه MENA بر حسب فناوری مورد استفاده(۲۰۱۷)... ۵۲
شکل (۲–۹) انواع هزینه های کارخانه BWRO با شوری کم ٦۰
شکل (۲–۱۰) انواع هزینه های کارخانه BWRO با شوری زیاد ٦۰
شکل (۲–۱۱) کارخانه اسمز معکوس آب دریا– هزینه آب لب شور ٦۲
شکل (۲–۱۲) نمودار مفهومی اسمز، فشار اسمزی و اسمز معکوس (RO) ٦٦
شکل (۲–۱۳) شماتیک هیدرولیک اندازه‌گیری معمولSDI ۷٦
شکل (۲–۱۴) ترتیب و چینش آرایه RO: ۴ محفظه فشار * ۳ المان غشا ۷۸
شکل (۲–۱۵) شماتیک نمودار جریان یک سیستم RO دارای دو گذر ۷۹
شکل (۲–۱۶) شماتیک نمودار یک سیستم RO معمول دومرحله‌ای ۸۰
شکل (۲–۱۷) تصویر SEM غشای RO باگرفتگی رس (a) و غشای استفاده‌نشده (b). ۸۲
شکل (۲–۱۸) تصویر SEM سطح غشای رسوب یافته ۸۳
شکل (۲–۱۹) مقادیر پیش‌بینی‌شده و اندازه‌گیری شده برای شاخص CP به‌عنوان تابعی از ضخامت جداکننده با استفاده از مدل توسعه‌یافته. مرجع (Yan, 2011). ۸٦
شکل (۲–۲۰) چیدمان پاک‌سازی غشا RO. ۹۱
شکل (۲–۲۱) استفاده از نرم‌افزار IMSDesign ۹٤
شکل (۲–۲۲) پنجره طراحی RO برنامه IMSDesign ۹۵
شکل (۲–۲۳) پنجره محاسبه برنامه IMSDesign ۹۷
شکل (۲–۲۴) پنجره پس‌تصفیه در برنامه IMSDesign ۹۸
شکل (۲–۲۵) شماتیک چندین جفت سلولی ED (Watson, Morin and Henthorne, 2003). ۱۰۲
شکل (۲–۲۶) مثال شماتیک از سیستم ED / EDR سه مرحله‌ای و دوخطه ۱۰۳
شکل (۲–۲۷) دو هندسه معمولی از جداکننده‌های مورداستفاده در سیستم‌های ED وEDR .(Baker, 2012).
..... ۱۰۸

شکل) ۲-۲۸(چیدمان لوله افقی MED ۱۱۵
شکل (۲–۲۹) چیدمان مجموعه عمودی لوله در کارخانه MED (Bazargan, 2018)..... ۱۱۶
شکل (۲–۳۰) پشته عمودی دسته‌های لوله MED (Bazargan, 2018) ۱۱۷
شکل (۲–۳۱) طرح کلی پیکربندی MED تغذیه رو به جلو(Boyer *et al.*, 2009) ۱۱۹
شکل (۲–۳۲) طرح کلی پیکربندی MED تغذیه رو به عقب (Boyer *et al.*, 2009) ۱۱۹
شکل (۲–۳۳) طرح کلی پیکربندی MED تغذیه موازی/متقاطع(Boyer *et al.*, 2009) ۱۲۰
شکل (۲–۳۴) طرح کلی یک فرایند MED-TVC دارای n تبخیرکننده. ۱۲۲
شکل (۲–۳۵) فرایند MSF یکبار گذر(Koschikowski, Wieghaus and Rommel, 2003) ۱۲۶
شکل (۲–۳۶) فرایند MSF با بازچرخش شورابه (Koschikowski, Wieghaus and Rommel, 2003)
..... ۱۲۶
شکل (۲–۳۷) پیکربندی لوله عمودی (Koschikowski, Wieghaus and Rommel, 2003) ۱۲۹
شکل (۲–۳۸) پیکربندی لوله صلیبی(Brastad and He, 2013)..... ۱۲۹
شکل (۲–۳۹) پیکربندی لوله طویل(Brastad and He, 2013)..... ۱۳۰
شکل (۲–۴۰) نمودار دما–آنتروپی مربوط به فرایند VCD ۱۳۶
شکل (۲–۴۱) تراکم بخار مکانیکی (MVC) (Tonner, 2008) ۱۳۸
شکل (۲–۴۲) تراکم بخار حرارتی (TVC)(Al-Mutaz and Wazeer, 2015). ۱۴۰
شکل (۳–۱) سطوح سمی کلر برای گونههای دریایی مختلف ۱۶۶
شکل (۳–۲) سطوح سمیت مس برای گروههای مختلف گونههای دریایی ۱۷۱
شکل (۳–۳) هلند به عنوان شهری در وضعیت آینده؛ مصب شور با منابع زیاد آب شیرین زیر زمینی و سطحی، و
اندازه گیریهای انجام شده در پاسخ به شور شدن، تغییرات اقلیمی و بالا آمدن سطح آب دریا ۱۸۱
شکل (۳–۴) سمت چپ نشان دهنده میدان چاهی است که شدیدا در خطر بالا آمدگی آب زیر زمینی لب شور
(شور شدگی) ناشی از بهره برداری بیش از حد قرار گرفته است. شکل سمت راست راه حل ۱۸۳
شکل (۳–۵) روش استفاده شده برای ارزیابی اثرات محتمل نمک زدایی..... ۱۸۹
شکل (۳–۶) آلایندههای هوا برای MSF و MED و تنظیم بندیهای مختلف RO. ۱۹۲
شکل (۳–۷) تقسیم‌بندی سیستم‌های آبگیری از دریا..... ۲۵۷
شکل (۳–۸) نمونه ای از آبگیرهای ساحلی و کانال انتقال آب برگشتی به دریا ۲۶۰
شکل (۳–۹) حوضچه پارس جنوبی عسلویه در حین ساخت..... ۲۶۲
شکل (۳–۱۰) نمونه‌ای از حوضچه سرپوشیده و تجهیزات روی آن ۲۶۳
شکل (۳–۱۱) استفاده از کانال برای بهبود عملکرد آبگیر (Mackey et al, 2011) ۲۶۶
شکل) ۳-۱۲(نمونه هایی از کانال آبگیری و حوضچه آرامش آبگیرهای سطحی ۲۶۶
شکل (۳–۱۳) پلان جانمایی موجشکنها در گزینه آبگیری سطحی ۲۶۷

شکل (۳-۱۴) چگونگی آبگیری با موج‌شکن ۲۶۸
شکل) ۳-۱۵(نمونه‌هایی از آبگیری ساحلی در سامانه نمک‌زدایی چابهار ۲۶۹
شکل (۳-۱۶) نمایی از آبگیر نیروگاه بندرعباس (سمت راست) – مجتمع آب‌شیرین‌کن کنارک، چابهار(سمت چپ) ۲۷۰
شکل (۳-۱۷) نمونههایی از به‌کارگیری دستکهای دوتایی در دهانه یک شاخاب کشندی ۲۷۳
شکل (۳-۱۸) نمایی از به‌کارگیری ترکیبی موجشکن جدا از ساحل و دستک ۲۷۳
شکل (۳-۱۹) نمونه‌ای از به‌کارگیری ترکیبی دستک و سرریز ۲۷۴
شکل (۳-۲۰) چگونگی آبگیری عمیق (Le Roux, 2010) ۲۷۷
شکل (۳-۲۱) آبگیر عمقی آب‌شیرین‌کن Perth استرالیا با ظرفیت $m3s$ ۱.۳ ..... ۲۷۹
شکل (۳-۲۲) تعمیر و نگهداری توسط غواصان در آبگیرهای عمیق ۲۸۰
شکل (۳-۲۳) انتقال آب از طریق تونل با ظرفیت $m3s$ ۵/۸ در آب‌شیرین‌کن سیدنی ۲۸۱
شکل (۳-۲۴) سیستم TBM برای حفر تونل آبگیر در پروژه Brisbane ۲۸۲
شکل (۳-۲۵) ایستگاه پمپاژ حوضچه ساحلی برای انتقال آب از آبگیر دریایی به محل مصرف ۲۸۲
شکل (۳-۲۶) نحوه اجرای خط لوله انتقال آب ۲۸۳
شکل (۳-۲۷) اجرای لوله‌های GRP در خطوط انتقال کف دریا ۲۸۴
شکل) ۳-۲۸(خط لولهی آبگیر پالایشگاه شرکت نفت ستاره خلیج‌فارس ۲۸۵
شکل (۳-۲۹) نمایی از سیستم آبگیری با عبور لوله از روی جتی ۲۸۶
شکل) ۳-۳۰(قرارگیری سیستم پمپاژ بر روی اسکله ۲۸۸
شکل) ۳-۳۱(کیسون آبگیر بر روی اسکله (Toorang et al., ۲۰۱۳) ۲۸۹
شکل (۳-۳۲) برج آبگیر جهت آبگیری از مخازن و دریاچه ها ۲۹۰
شکل (۳-۳۳) چگونگی فرآیند آبگیری در آب‌شیرین‌کن سیدنی استرالیا ۲۹۲
شکل (۳-۳۴) آبگیر چند دهانه نیروگاه Cayuga در نیویورک امریکا با ظرفیت ۱۰/۷ مترمکعب بر ثانیه ... ۲۹۳
شکل (۳-۳۵) آبگیری چند دهانه و انتقال آب از طریق شافت عمودی ۲۹۴
شکل (۳-۳۶) محفظه مکش در حال ساخت آبگیر عمقی در ایزوایکو، بندرعباس ۲۹۵
شکل) ۳-۳۷(نحوه اجرای سازه آبگیر به روش کشیدن و غرق کردن ۲۹۶
شکل (۳-۳۸) نمایی از سازه مکش با درپوش سرعت و نحوه قرارگیری آن ۲۹۷
شکل (۳-۳۹) چگونگی قرارگیری صافی بر روی سازه مکنده در کف دریا ۲۹۷
شکل (۳-۴۰) نصب محفظه مکش آب‌شیرین‌کن Gold (Missimer et al, 2015) ۲۹۸
شکل (۳-۴۱) نحوه تغییر سرعت با استفاده از درپوش سرعت ۲۹۹
شکل (۳-۴۲) فواصل قرارگیری درپوش سرعت (Missinner et al., ۲۰۰۹) ۳۰۰
شکل (۳-۴۳) مشکل گرفتگی و رسوب گذاری زیستی صفحات آشغالگیر duplex در بازهی ۸ ماهه ۳۰۲

شکل (۳-۴۴) کاهش گرفتگی با به‌کارگیری صفحات آشغالگیر Z- alloy در بازهی ۸ ماهه ۳۰۳
شکل (۳-۴۵) گرفتگی در میلههای صافی ۳۰٤
شکل (۳-۴۶) نمایی از مقطع عرضی کانال آبگیری ۳۰٤
شکل (۳-۴۷) بخش‌های مختلف سیستم آشغالگیر در آبگیرهای باز ساحلی..... ۳۰۵
شکل (۳-۴۸) ساختار صافی نواری ۳۰٦
شکل (۳-۴۹) آشغالگیر نواری مورب و قائم (www.water.bilfinger.com)..... ۳۰٦
شکل (۳-۵۰) چگونگی پاکسازی خودکار شبکه آشغالگیر ۳۰۷
شکل (۳-۵۱) آشغالگیر با صافی جریان دوطرفه (Pankratz, 2007) ۳۰۷
شکل (۳-۵۲) انواع صافی نواری و نحوه عملکرد آن‌ها ۳۰۹
شکل(۳-۵۳) آشغالگیر مجهز به سطل ماهی (Missinner et al., ۲۰۱۵) ۳۱۱
شکل (۳-۵۴) نمایی از یک آشغالگیر دوار ۳۱۲
شکل (۳-۵۵) نحوه نصب و کارکرد سیستم فیلتر چرخنده..... ۳۱۳
شکل) ۳-۵۶(آشغالگیر غلتکی آب‌شیرین‌کن سیدنی(Missimmer et al., 2015)..... ۳۱۳
شکل (۳-۵۷) حضور فیلتر میلگردی در ابتدای کانال آبگیری از دریا ۳۱٤
شکل (۳-۵۸) نحوه جانمایی حفاظهای صوتی..... ۳۱۵
شکل (۳-۵۹) اجزای سیستم حفاظ صوتی ۳۱٦
شکل (۳-۶۰) نمونه‌هایی از آبگیر عمقی دارای فیلتر T شکل ۳۱۷
شکل (۳-۶۱) صافی مکنده در کانال برای آبگیری سطحی (Missimer et al, 2015) ۳۱۸
شکل (۳-۶۲) سیستم شستشو سازه مکش مجهز به تهویه هوا بر روی قایق (Missimer et al, 2015). ۳۱۹
شکل (۳-۶۳) نمایی از اجزای صافی مکنده Johnson با جریان هوای پاککننده صفحات (HydroburstTM)
..... ۳۱۹
شکل (۳-۶۴) استفاده از صفحات گوه‌ای شکل در صافی مکنده ۳۲۰
شکل (۳-۶۵) توزیع جریان در صافیهای مکنده، راست(توزیع نامناسب) و چپ (توزیع مناسب) ۳۲۰
شکل (۳-۶۶) جزئیات صافی گوه‌ای شکل و انواع مقطع‌های آن ۳۲۱
شکل (۳-۶۷) صافی مکنده با سطوح استوانه‌ای گوه‌ای شکل ۳۲۲
شکل (۳-۶۸) نمای داخلی از ایستگاه پمپاژ جتی ۳۲۳
شکل (۳-۶۹) حوضچه پمپاژ و آشغال‌گیری (Missimer et al, 2015) ۳۲۳
شکل) ۳-۷۰(طرح اولیه آبگیر Nacimiento دارای ایستگاه پمپاژ چاه (Kneitz, 2007) ۳۲٤
شکل) ۳-۷۱(نمونه‌ای از پمپ‌های برداشت آب از حوضچه ۳۲۷
شکل (۳-۷۲) نمایی از یک آبگیر شناور ۳۲۸
شکل (۳-۷۳) نمایی از سیستم‌های متحرک برداشت آب..... ۳۲۹

شکل (۳-۷۴) آبگیری با استفاده از حفر چاه های عمودی ۳۳۲
شکل (۳-۷۵) جذب همزمان آب از سمت خشکی و دریا (Missimer at al, 2013) ۳۳۵
شکل (۳-۷۶) تحت تأثیر قرار گرفتن سفره آب زیرزمینی از چاه قائم (Williams, 2011) ۳۳۶
شکل) ۳-۷۷(آرایش چاه‌های عمودی به منظور استخراج حداکثری آب (Le Roux, 2010) ۳۳۷
شکل (۳-۷۸) ساختار فیزیکی چاه آب ۳۳۸
شکل (۳-۷۹) جزئیات از جانمایی و شکل چاه‌های قائم ۳۳۸
شکل (۳-۸۰) اجزای چاه‌های قائم ۳۳۹
شکل) ۳-۸۱(جداره پلاستیکی با قطرهای مختلف ۳۴۰
شکل (۳-۸۲) صافی استوانه‌ای ۳۴۱
شکل (۳-۸۳) نحوه انسداد صافی‌های تلسکوپی ۳۴۱
شکل (۳-۸۴) جلوگیری از نفوذ ذرات به داخل چاه به کمک گراول پک ۳۴۲
شکل (۳-۸۵) چاه‌های جمعکننده رانی ۳۴۴
شکل (۳-۸۶) اجزای چاه‌های شعاعی ۳۴۵
شکل (۳-۸۷) اجزای کیسون اصلی چاه شعاعی ۳۴۷
شکل (۳-۸۸) سیستم آبگیری چاه‌های شیب‌دار (Missimer et al., ۲۰۱۳) ۳۴۹
شکل (۳-۸۹) نمونه‌ای از آبگیری با استفاده از چاه زاویه‌دار ۳۴۹
شکل (۳-۹۰) پروژه آب‌شیرین‌کن Doheny با هفت حلقه چاه زاویه‌دار ۳۵۰
شکل (۳-۹۱) آبگیری از دریا با استفاده از چاه‌های حفرشده به‌صورت افقی(HDD) (Missimer et al., ۲۰۱۳)
..... ۳۵۱
شکل (۳-۹۲) حفاری خوشه‌ای چاه‌های افقی از مکان واحد (Missimer et al., ۲۰۱۳) ۳۵۳
شکل (۳-۹۳) پوشش دادن سطح وسیعی از خط ساحلی با استفاده از چاه‌های افقی ۳۵۳
شکل (۳-۹۴) نمایی از چاه زاویه‌دار در حین ساخت (Williams, 2009) ۳۵۴
شکل (۳-۹۵) سیستم فیلتراسیون بستر دریا ۳۵۷
شکل (۳-۹۶) گالری بستر (WateReuse Association, 2011) ۳۵۷
شکل (۳-۹۷) گالری تصفیه ساحلی (Mackey et al, 2011) ۳۵۸
شکل (۳-۹۸) سیستم گالری دریایی کالیفرنیا در حین ساخت ۳۶۱
شکل) ۳-۹۹(سیستم آبگیری گالری کارخانه آب‌شیرین‌کن فوکوئوکا ژاپن (Missimer et al, ۲۰۱۵) ۳۶۲
شکل (۳-۱۰۰) حفره آبگیر کارستی در Curaçao (Missimer et al, ۲۰۱۵) ۳۶۳
شکل) ۳-۱۰۱(معیارهای قرارگیری دهانه آبگیری و سازه درپوش سرعت ۳۷۲
شکل (۳-۱۰۲) کاهش اثرات زیست‌محیطی با استفاده از صافیهای گوهای شکل ۳۷۷
شکل (۳-۱۰۳) نمایی از قرارگیری دهانه آبگیری و تخلیه شورابه در مجاورت یکدیگر ۳۷۸

شکل (۳-۱۰۴) کارخانه اسمز معکوس Ashkelon در مدیترانه ۳۷۹
شکل (۳-۱۰۵) کارخانه آبشیرینکن Shoaiba در عربستان با ظرفیت ۱/۵۸ میلیون مکعب در روز ۳۷۹
شکل (۳-۱۰۶) کارخانه آبشیرینکن Carlsbad California ۳۸۰
شکل (۳-۱۰۷) ورود ماهیان کوچک به سیستم آبگیری(سمت راست) – تصادم و برخورد ماهیان بزرگسال(شکل سمت چپ) ۳۸۳
شکل (۳-۱۰۸) نمای داخلی و خارجی درپوش سرعت آبگیر سیدنی (Missimer et al, 2015)..... ۳۸۳
شکل (۳-۱۰۹) شماتیکی از نسبت جمعیتی و چرخه زندگی ماهیها ۳۸۷
شکل (۳-۱۱۰) نمایی از تغییر در منطقه ساحلی با اجرای صافی مکنده ۳۸۹
شکل (۳-۱۱۱) برخورد ماهی به صافی ۳۹۲
شکل (۳-۱۱۲) شنای میگوها در محل آبگیری ۳۹۲
شکل (۳-۱۱۳) مکش ماهی به درون سیستم در سرعت‌های بالای آبگیری و محافظت از جانداران با صافی ۳۹۳
شکل (۳-۱۱۴) مدلسازی رفتار جریان در پیرامون دهانه آبگیر در آبگیرهای فراساحلی عمقی..... ۳۹۵
شکل (۳-۱۱۵) مدلسازی حوضچه ساحلی در آبگیرهای سطحی و عمقی ۳۹۵
شکل (۳-۱۱۶) نمایی از نفوذ آب شور به آبخوان ساحلی ناشی از برداشت آب در ساحل..... ۳۹۷
شکل (۳-۱۱۷) نتایج مدل عددی در مدلسازی نفوذ آب شور به ساحل ۳۹۸
شکل (۳-۱۱۸) ضریب غلظت شورابه به عنوان تابعی از بازیابی و دور ریزی. ۴۰۱
شکل (۳-۱۱۹) سیستم ثانویه RO (دو مرحله‌ای) با سختی زدایی متوسط ۴۰۹
شکل (۳-۱۲۰) شماتیک فرایند EDM (گرفته شده از(Chung *et al.*, 2017)). ۴۱۳
شکل (۳-۱۲۱) روش ZLD ترکیب کننده RO، ED، متبلور سازی و WAIV. ۴۱۵
شکل (۳-۱۲۲) شماتیک تقطیر غشائی ۴۱۷
شکل (۳-۱۲۳) پیکربندی معمول متبلور کننده: (الف) متبلور کننده بستر سیال، (ب) متبلور کننده بازگردش اجباری. ۴۱۹
شکل (۳-۱۲۴) طرحهای مدیریت شورابه با اسمز معکوس که برای ناحیه آب شهری شرق (EMWD) واقع در کالیفرنیا ارزیابی شده است. شکل گرفته شده از Juby و همکاران(Juby *et al.*, 2009). ۴۲۵
شکل (۳-۱۲۵) فرایند معرفی شده برای استخراج برم، نمک، و منیزیم از شورابه RO (گرفته شده از (Creusen *et al.*, 2013) ۴۳۵
شکل (۳-۱۲۶) تخلیه فاضلاب صنایع نمک زدایی در دریا ۴۴۵
شکل (۳-۱۲۷) رها سازی غیراصولی فاضلاب در ساحل به صورت سطحی ۴۴۷
شکل (۳-۱۲۸) نمونه هایی از کانالهای سطحی پیشرونده در محیط (راست) و کانالهای مجاور ساحل (چپ) جهت تخلیه سطحی فاضلاب در محیط دریا..... ۴۴۹
شکل (۳-۱۲۹) نمونه ای از تخلیه فاضلاب در حالت بالا سطحی ۴۵۰

شکل (۳-۱۳۰) نمونه ای از تخلیه تک مجرایی فاضلاب در دریا ٤٥٢
شکل (۳-۱۳۱) تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چندمجرایی در عمق و فاصله مافی در دریا ٤٥٣
شکل (۳-۱۳۲) الگوهای متفاوت جانمایی نازلها در تخلیه کننده های مستغرق چند مجرایی ٤٥٤
شکل (۳-۱۳۳) نمونه هایی واقعی از انواع دیفیوزهای مستغرق تخلیه فاضلاب در دریا ٤٥٥
شکل ۳-۱۳۴(نمایی از رفتار جریان در تخلیه فاضلابهای با شناوری مثبت، خنثی و منفی از تخلیه کننده های تک مجرایی ٤٥٧
شکل (۳-۱۳۵) مقیاسهای زمانی و مکانی درگیر در فرایند اختلاط جریان در محیط (Jirka et al., 1996) ٤٦١
شکل (۳-۱۳۶) نمایی از محدوده تاثیرگذاری هر یک از نیروهای حاکم در تخلیه مستغرق فاضلابهای با شناوری مثبت (بلنینگر ۲۰۰۶) ٤٦١
شکل (۳-۱۳۷) القای آشفتگی ناشی از تنش برشی در مرزهای پیرامون جت مستغرق(دونکر و ژیرکا ۲۰۰۷) ٤٦٤
شکل (۳-۱۳۸) مکش سیال محیطی به سمت جت بر اثر اختلاف فشار ایجاد شده در مرزهای جریان (بلنینگر ۲۰۰۶) ٤٦٤
شکل (۳-۱۳۹) نمایی از محدوده شکل‌گیری جریان و ناحیه جریان توسعه یافته در تخلیه جریانات جت مانند (لی و چاو ۲۰۰۳) ٤٦٦
شکل (۳-۱۴۰) تصویر شماتیک جریان ایجاد شده توسط یک جت ساده ٤٦٧
شکل (۳-۱۴۱) الگوی حرکت و پروفیل گوسی سرعت در پلومهای ساده (کیکرت و همکاران ۲۰۰۶) ٤٦٨
شکل (۳-۱۴۲) نمایی از یک جت مایل با شناوری منفی و با شناوری مثبت ٤٦٩
شکل (۳-۱۴۳) الگوی حرکت و پروفیلهای عرضی سرعت در جتهای انحراف یافته، الف) در حالت تخلیه عمود بر جریان جانبی ب) در حالت تخلیه در جهت جریان جانبی (کیکرت و همکاران ۲۰۰۷) ٤٧١
شکل ۳-۱۴۴(الگوی حرکت جریانهای شناور در محیطهای متحرک در حالات مختلف تخلیه افقی، مایل و قائم (کیکرت و همکاران ۲۰۰۷) ٤٧٣
شکل (۳-۱۴۵) نمایی کلی از تاثیر مرزهای محیطی بر ایجاد ناپایداری الف) تخلیه در حالت پایدار، ب) تخلیه در حالت غیرپایدار (بلنینگر ۲۰۰۶) ٤٧٥
شکل (۳-۱۴۶) حالات مختلف لایه بندی چگالی محیط ٤٧٥
شکل (۳-۱۴۷) تخلیه فاضلاب در دریا با استفاده از تخلیه کننده های سطحی پیشرونده (سمت راست) و کانالهای مجاور ساحل (سمت چپ) ٤٧٩
شکل (۳-۱۴۸) تخلیه شورابه از تخلیه کننده های مستغرق تک مجرایی (راست)، چندمجرایی خطی (وسط)، دیفیوزرهای بوته شکل (سمت چپ) ٤٨١
شکل (۳-۱۴۹) نمایی شماتیک از تخلیه شورابه از تخلیه کننده های مستغرق چند مجرایی: دیفیوزرهای خطی (بالا) و دیفیوزرهای بوته شکل (پایین) ٤٨٢

شکل (۳-۱۵۰) نمودار تغییرات چگالی نسبت به دما و شوری برگرفته از رابطه El-Dessouky and Ettouny (2002) ۴۸۶
شکل (۳-۱۵۱) مقایسه روشهای مختلف در برآورد چگالی آب شور ۴۸۸
شکل (۳-۱۵۲) نمودار تغییرات لزجت سینماتیک با شوری و دما ۴۹۰
شکل (۳-۱۵۳) الگوی عمومی تخلیه جریانهای سنگین از تخلیه کننده‌های تک مجرایی مستغرق (رابرتز و همکاران ۱۹۹۷) ۴۹۴
شکل (۳-۱۵۴) رفتار جریان شورابه در تخلیه مستغرق از نازلهای قائم در محیط ساکن و متحرک ۴۹۶
شکل (۳-۱۵۵) رفتار جریان در تخلیه شورابه از نازلهای مستغرق در زوایای مختلف نسبت به افق ۴۹۸
شکل (۳-۱۵۶) بررسی اثرت بستر دریا بررفتار جریان درتخلیه مستغرق فاضلابهای سنگین در محیط ساکن ۴۹۹
شکل (۳-۱۵۷) برخورد با سطح در تخلیه مستغرق شورابه در آبهای کم عمق ۵۰۰
شکل (۳-۱۵۸) تخلیه شورابه از تخلیه کننده مستغرق ۶۰ درجه در آب کم عمق ۵۰۲
شکل (۳-۱۵۹) رفتار جریان شورابه در حالت تخلیه مستغرق در محیطهای عمیق، تماس سطحی و کم عمق برای نازلهای ۳۰، ۴۵ و ۶۲ درجه ۵۰۳
شکل) ۳-۱۶۰(به هم پیوستگی جریان در تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چند مجرایی ۵۰۵
شکل (۳-۱۶۱) تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چند مجرایی بوته شکل در محیط ساکن ۵۰۷
شکل) ۳-۱۶۲(الگوی جانمایی و زاویه استقرار رایزرهای بوته شکل در تخلیه کننده های مستغرق چند مجرایی ۵۰۸
شکل (۳-۱۶۳) تخلیه شورابه از تخلیه کننده مستغرق چند مجرایی با جانمایی ۱۶ بوته در چهار بازو در خلیج Puck کشور لهستان ۵۰۹
شکل (۳-۱۶۴) رفتار جریان در تخلیه شورابه از تخلیه کننده ای چند مجرایی در محیط متحرک ۵۱۱
شکل (۳-۱۶۵) رفتار جریان در تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چندمجرایی دو طرفه در محیطهای متحرک راست: زیردیفیوزر بسته شده، چپ: زیر دیفیوز باز است ۵۱۲
شکل (۳-۱۶۶) رفتار جریان شورابه در تخلیه مستغرق از نازل ۴۵ درجه در محیط های متحرک ۵۱۳
شکل (۳-۱۶۷) تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چندمجرایی بوته شکل منفرد و چندتایی در محیط متحرک ۵۱۴
شکل (۳-۱۶۸) تاثیرسرعت محیط در رفتار جریان درتخلیه مستغرق شورابه از تخلیه‌کننده های چندمجرایی بوته شکل ۵۱۶
شکل (۳-۱۶۹) تاثیر سرعت محیط در رفتار جریان در تخلیه مستغرق شورابه از تخلیه کننده های بوته شکل کنار هم ۵۱۷
شکل (۳-۱۷۰) تفسیر فیزیکی مقیاس طولی تخلیه در محیط (جونز و همکاران ۱۹۹۶) ۵۲۳

شکل (۳–۱۷۱) تفسیر فیزیکی مقیاس طولی جت به جریان جانبی (L_m) در محیط (ژیرکا و دونیکر ۱۹۹۱) ۵۲۴
شکل (۳–۱۷۲) تفسیر فیزیکی مقیاس طولی جت به جریان جانبی (L_b) (جونز و همکاران ۱۹۹۶)..... ۵۲۵
شکل (۳–۱۷۳) تفسیر فیزیکی مقیاس طولی جت به پلوم (L_M) در محیط (ژیرکا و دونیکر ۱۹۹۱)..... ۵۲۶
شکل (۳–۱۷۴) پیش بینی مشخصات جریان در تخلیه کننده چندمجرایی T شکل در مدل RSB..... ۵۲۹
شکل (۳–۱۷۵) محاسبه دبی و مشخصات جریان تولیدی ۵۳۲
شکل) ۳-۱۷۶(کلاسه بندی جریان در تخلیه مستغرق پسابهایی با شناوری منفی از تخلیه کننده های تک مجرایی ۵۳۹
شکل (۳–۱۷۷) پروتکل حاکم بر روند توالی اجرای مدول های شبیه سازی رژیمهای پایه در کلاس جریان FJ1 در مدل کرمیکس ۳ ..... ۵۳۹
شکل (۳–۱۷۸) نیمرخهای متفاوت لایه بندی چگالی در محیط پذیرنده ۵۴۰
شکل (۳–۱۷۹) شبیه سازی انواع حالات تخلیه در مدل Dhydro ۵۴۲
شکل) ۳-۱۸۰(مدلسازی تخلیه شورابه از نازل ۶۰ در حالت مستغرق ۵۴۳
شکل (۳–۱۸۱) المان های حل روش لاگرانژی در مدل JETLAG..... ۵۴۸
شکل (۳–۱۸۲) نمونه شبیه سازی جریان در تخلیه از رایزرهای بوته شکل..... ۵۴۹
شکل(۳-۱۸۳) نمایی کلی از پنجره شبیه سازی در مدل VISJET ۵۵۰
شکل(۳-۱۸۴) فرض پروفیل کلاه شکل Top-Hat و گوسی Guassian در تغییرات عرضی غلظت جریان ۵۵۱
شکل (۳–۱۸۵) روش مدلسازی جریانهای بهم پیوسته در تخلیه کننده های چند مجرایی ۵۵۲
شکل(۳-۱۸۶) پنجره شبیه سازی در مدل Visual Plumes ۵۵۲
شکل (۳–۱۸۷) نمونه از تصویر سازی حرکت در نتیجه شبیه سازی جریان در مدل UM نرم افزار Visual Plumes ۵۵۳
شکل (۳–۱۸۸) نمایی از پنجره اصلی مدل CORJET در نرم افزار CORMIX ۵۵۴
شکل(۳-۱۸۹) نمونه از شبیه سازی به روش RANS و LES ۵۶۴
شکل (۳–۱۹۰) مدلسازی عددی تخلیه شورابه از تخلیه کننده مستغرق ۶۰ درجه، بالا) با روشRANS، پایین) باروش LES ۵۶۸
شکل(۳-۱۹۱(نمونه شبیه سازی عددی تخلیه شورابه از تخلیه کننده مستغرق ۶۰ درجه در محیطهای متحرک به روش RANS (Baum and Gibbes, 2017) ۵۶۹
شکل (۳–۱۹۲) مدلسازی عددی تخلیه مستغرق شورابه از تخلیه کننده های چند مجرایی در حالات مختلف (BMT WBM reports) ۵۷۰
شکل (۳–۱۹۳) مدلسازی تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چندمجرایی بوته شکل (BMT WBM reports) ۵۷۱

شکل (۳-۱۹۴) روند مدلسازی در سطوح مختلف در فرایند آبگیری از دریا و تخلیه فاضلاب..... ۵۷٤
شکل (۳-۱۹۵) نیروهای حاکم و مقیاسهای زمانی و مکانی حاکم بر فرایندهای اختلاط و ترقیق جریان خروجی از تخلیه کننده های دریایی در محیط پذیرنده ۵۷۵
شکل (۳-۱۹۶) نمونه ای نتایج مدل Mike21 در شبیه سازی حرکت جریان در دریا در شرایط مه کشند و که کشند ۵۷٦
شکل (۳-۱۹۷) نمایی از محدوده دریای خزر و تغییرات عمق آب..... ٦۰٤
شکل (۳-۱۹۸) نمایی از محدوده خلیج فارس و تغییرات عمق آب ٦۰۵
شکل (۳-۱۹۹) نمایی از محدوده دریای عمان و تغییرات عمق آب..... ٦۰۷
شکل) ۳-۲۰۰(نمایش عمق آب در دریای خزر..... ٦۰۹
شکل (۳-۲۰۱) نمایش تمام داده‌های هیدروگرافی جمع‌آوری شده در خلیج فاری و دریای عمان..... ٦۱۰
شکل (۳-۲۰۲) نمایش عمق آب در دریای عمان..... ٦۱۱
شکل (۳-۲۰۳) تغییرات سرعت و جهت باد در دریای خزر در هر سه ساعت برای یک دوره مشخص ٦۱۵
شکل (۳-۲۰۴) وضعیت گل‌باد در منطقه نوشهر ٦۱٦
شکل (۳-۲۰۵) موقعیت ایستگاه‌های اندازه‌گیری جریان (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴)..... ٦۱۸
شکل (۳-۲۰۶) ایستگاه‌های اندازه‌گیری سرعت جریان در فازهای ۲، ۳ و ۴ پایش سواحل کشور (پایش سواحل سواحل خوزستان، ۱۳۹۹) ٦۱۹
شکل (۳-۲۰۷) سری زمانی سرعت (شکل بالا) و جهت جریان (شکل پایین) اندازه‌گیری شده در نوشهر (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴) ٦۱۹
شکل (۳-۲۰۸) گل‌جریان اندازه‌گیری شده در عمق ۱۰ متری نوشهر اندازه گیری شده در سطح آب (شکل بالا) و در نزدیک بستر (شکل پایین) (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴) ٦۲۰
شکل) ۳-۲۰۹(موقعیت ایستگاه‌های جزر و مدی سازمان نقشه برداری ٦۲۱
شکل (۳-۲۱۰) نمایی از شبکه محاسباتی ایجاد شده جهت شبیه سازی جریان در دریای خزر (شکل بالا)، ایجاد شبکه‌های ریزتر در محدوده سواحل ایران جهت حصول دقت بیشتر (شکل پایین)..... ٦۲۳
شکل (۳-۲۱۱) نمایی از محدوده مدلسازی و شبکه محاسباتی ایجاد شده جهت شبیه سازی جریان در خلیج فارس (شکل بالا)، ایجاد شبکه‌های ریزتر در محدوده سواحل بوشهر جهت حصول دقت بیشتر (شکل پایین) ٦۲٤
شکل (۳-۲۱۲) نمایی از محدوده مدلسازی و شبکه محاسباتی ایجاد شده جهت شبیه سازی جریان در دریای عمان (شکل بالا)، ایجاد شبکه‌های ریزتر در محدوده سواحل استان سیستان جهت حصول دقت بیشتر (شکل پایین)..... ٦۲۵
شکل (۳-۲۱۳) مقایسه سری زمانی سرعت جریان در ایستگاه راهنمایان برای سه مدل با مقادیر مختلف زبری بستر ٦۲۸

شکل) ۳-۲۱۴(مقایسه سرعت و جهت اندازه گیری شده و مدلسازی شده در ایستگاه راهنمایان برای ده روز اخر ماه اگست ۲۰۱۷ (پایش خوزستان، ۱۳۹۹) ٦٢٩
شکل (۳–۲۱۵) مقایسه تراز سطح آب اندازه گیری شده و مدلسازی شده در ایستگاه راهنمایان عمق برای ماه اگست ۲۰۱۷ (پایش خوزستان، ۱۳۹۹ ..... ٦٢٩
شکل) ۳-۲۱۶(مقایسه سرعت و جهت اندازه گیری شده و مدلسازی شده در ایستگاه اروند برای ده روز اخر ماه اگست۲۰۱۷ (پایش خوزستان، ۱۳۹۹ ..... ٦٣٠
شکل (۳–۲۱۷) مقایسه تراز سطح آب اندازه گیری شده و مدلسازی شده در ایستگاه اروند برای ماه اگست ۲۰۱۷ (پایش خوزستان، ۱۳۹۹ ..... ٦٣٠
شکل (۳–۲۱۸) مقایسه سری زمانی جریان اندازه‌گیری شده در انزلی با نتایج شبیه‌سازی در ماه اکتبر ۲۰۱۳ (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴) ٦٣١
شکل (۳–۲۱۹) مقایسه سری زمانی تغییرات تراز سطح آب با مقادیر اندازه‌گیری شده در منطقه انزلی (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴) ٦٣١
شکل (۳–۲۲۰) مقایسه سری زمانی جریان اندازه‌گیری شده در امیرآباد با نتایج شبیه‌سازی در ماه جولای۲۰۱۳ (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴) ٦٣٢
شکل (۳–۲۲۱) مقایسه سری زمانی تغییرات تراز سطح آب با مقادیر اندازه‌گیری شده در ایستگاه امیرآباد (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴) ٦٣٢
شکل) ۳-۲۲۲(مقایسه تراز سطح آب اندازه‌گیری شده با مقادیر شبیه‌سازی شده در محل نصب دستگاه ترازسنج در منطقه سیریک برای دو ماه نوامبر و دسامبر ٦٣٣
شکل (۳–۲۲۳) مقایسه سری زمانی ارتفاع و جهت موج اندازه‌گیری شده و مدل‌سازی در عمق ۵ متری (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴) ٦٣٤
شکل (۳–۲۲۴) مقایسه سری زمانی ارتفاع و جهت موج اندازه‌گیری شده و مدل‌سازی در عمق ۱۳/۵ متری (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴) ٦٣٥
شکل) ۳-۲۲۵(محل فرضی جهت احداث آب شیرین کن ٦٣٧
شکل (۳–۲۲۶) محدوده و شبکه محاسباتی پیشنهاد شده جهت اجرای مدل محلی ٦٣٧
شکل (۳–۲۲۷) نمایی از نحوه شبکه بندی در محدوده مورد مطالعه ٦٣٨
شکل (۳–۲۲۸) نمایش مقداری و برداری سرعت جریان برای لحظات مختلف ٦٣٩
شکل (۳–۲۲۹) موقعیت‌های منتخب جهت استخراج اطلاعات جریان ٦٤٠
شکل (۳–۲۳۰) سری زمانی تغییرات سرعت و جهت جریان در موقعیت‌های منتخب ٦٤١
شکل (۳–۲۳۱) جدول تغییرات سری زمانی سرعت و جهت جریان در موقعیت‌های منتخب ٦٤٢
شکل (۳–۲۳۲) گل جریان ترسیم‌شده در موقعیت‌های منتخب ٦٤٣
شکل(۴-۱) نمایی از جریانات کلی دریای خزر ٦٥٧

شکل (۵–۱) محدوده ناحیه اختلاطی قانونی در اطراف تخلیه کننده های الف) چند مجرایی ب) تک مجرایی
۷۹۱ .....
شکل(۵-۲) ناحیه اختلاط قانونی در تخلیه شورابه از تخلیه کننده های مستغرق و دور از ساحل که در آن ناحیه اختلاط به مرزهای عمودی سطح آب و بستر دریا و مرز افقی DMZ = N. Have محدود شده است **۷۹۲ ....**

فهرست جداول

جدول) ۱-۱(الگوی مقایسه ای میزان انرژی مورد استفاده در روشهای مختلف نمک زدایی ۵
جدول (۲–۱) مقایسه هزینه تولید آب و میزان مصرف انرژی در روش های متفاوت نمک زدایی ۵۱
جدول (۲–۲) هزینه تولید آب در کارخانههای BWRO در سایزهای کوچک و بزرگ ۵۹
جدول (۲–۳) هزینه‌های تولید آب در کارخانههای SWRO با اندازه بزرگ و متوسط ۶۲
جدول (۲–۴) مقایسه غشاهای سلولز استات و پلی آمیدی ۶۹
جدول (۲–۵) مقایسه بین پارامترهای مربوط به کارخانه MSF با لوله صلیبی و کارخانه MSF با لوله طویل برای واحدی با تولید ۱۰۰۰ متر مکعب آب شیرین در هر ساعت ۱۳۲
جدول (۳–۱) ویژگیهای متداول جریان خروجی از کارخانههای نمک زدایی اسمز معکوس (RO) و نمک زدایی ناگهانی چند مرحلهای(Latteman, 2010) (MSF). ۱۵۵
جدول (۳–۲) ویژگیهای جریان خروجی از کارخانههای SWRO، MSF و MED با طراحی سنتی فرایند: پارامترهای فیزیکی(Hodgkiess *et al.*, 2003)(Lattemann and Höpner, 2003). ۱۵۸
جدول (۳–۳) ویژگیهای جریان خروجی از کارخانههای SWRO، MSF و MED با طراحی سنتی فرایند: پارامترهای شیمیایی(Latteman, 2010). ۱۶۰
جدول (۳–۴) نمرات کلی برای MSF و MED و یکپارچه سازی RO، ۱۹۲
جدول (۳–۵) اثرات زیست محیطی جریانهای تخلیه شده از کارخانههای RO و MSF (Wang *et al.*, 2007) ۱۹۴
جدول (۳–۶) ضرر رسانی بالقوه آلایندههای اصلی در جریانهای خارج شده از RO و MSF ۱۹۵
جدول (۳–۷) حساسیت زیستگاه‌های دریایی در مکانیابی آب شیرین‌کن ساحلی ۲۰۱
جدول(۳-۸)نمونه هایی از معیارهای موثر در مکانیابی آب شیرن کن ها در ساحل کالیفرنیا ۲۱۳
جدول(۳-۹) حداقل فواصل مجاز برای استقرار واحدهای خدماتی رده ۷ (شاعری و رحمتی، ۱۳۹۱) ۲۱۶
جدول(۳-۱۰) حداقل فواصل مجاز برای استقرار واحدهای خدماتی رده ۷ در استان های شمالی (شاعری و رحمتی، ۱۳۹۱) ۲۱۶
جدول(۳-۱۱(طبقه بندی معیارهای موثر در مکانیابی تاسیسات آب شیرینکن در پروژه هرمزگان (دانشگاه تربیت مدرس، ۱۳۹۸) ۲۲۰
جدول) ۳-۱۲) معیارهای موثر در مکانیابی آب شیرینکنهای ساحلی در محیط های خشکی و دریا ۲۲۳
جدول (۳–۱۳) حساسیت زیستگاه‌های دریایی در مکانیابی آب شیرین‌کن ساحلی ۲۲۸
جدول) ۳-۱۴(معیارهای حذفی و محدودیت های آنها در مکانیابی آب شیرین کنهای ساحلی ۲۳۹
جدول) ۳-۱۵(معیارهای عملیاتی موثر در مکانیابی سمانه های آب شیرین کن ۲۴۰
جدول (۳–۱۶) کارخانه‌های آب‌شیرین‌کن بزرگ دارای سیستم آبگیر چاه (Missimer at al, 2013) ۳۴۳
جدول) ۳-۱۷(خلاصه ای از سیستم‌های آب‌شیرین‌کن زیرسطحی در سراسر جهان ۳۶۴
جدول) ۳-۱۸(مشخصات نمونه هایی از آبگیر مستقیم در سراسر جهان ۳۷۳

جدول (۳-۱۹) اندازه گیری کیفیت شورابه نمونه حاصل شده از اسمز معکوس آب دریا (n=168 به جز برم و فلوراید) ۴۰۲
جدول (۳-۲۰) یونهای اصلی تشکیل دهنده آب لب شور ۴۰۵
جدول (۳-۲۱) کیفیت آب جریان تغلیظ شده اسمز معکوس در دو تاسیسات تصفیه فاضلاب ۴۰۷
جدول (۳-۲۲) نتایج ارزیابی اقتصادی و انرژی برای روشهای جایگزین کاهش شورابه ۴۲۷
جدول ۳-۲۳(مقیاسهای زمانی و مکانی پدیده‌های حاکم در فرایند تخلیه فاضلاب در پیکره‌های آبی (Fischer et al., 1979) ۴۶۰
جدول (۳-۲۴) مقایسه عددی روشهای مختلف در برآورد چگالی آب شور ۴۸۷
جدول ۳-۲۵(مدل‌سازی‌های انجام شده توسط مایک در منابع معتبر ۵۸۶
جدول ۳-۲۶(ضرایب تجربی k-ε مدل ۵۹۹
جدول (۳-۲۷) آنالیز حساسیت پارامترهای مختلف نسبت به نتایج جریان در مدل دوبعدی (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴) ۶۲۸
جدول (۳-۲۸) آنالیز حساسیت پارامترهای مختلف نسبت به نتایج تراز سطح آب در مدل دوبعدی (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴) ۶۲۸
جدول (۳-۲۹) جدول فراوانی مقدار رخداد جریان در جهات مختلف برای موقعیت نقطه ۱ ..... ۶۴۴
جدول (۳-۳۰) جدول فراوانی مقدار رخداد جریان در جهات مختلف برای موقعیت نقطه ۲ ..... ۶۴۴
جدول (۳-۳۱) جدول فراوانی مقدار رخداد جریان در جهات مختلف برای موقعیت نقطه ۳ ..... ۶۴۵
جدول (۴-۱) فهرست گونههای ماهیان دریایخزر و رودخانههای حوضهآبریز این دریا ۶۸۳
جدول (۴-۲) دستهبندی برخی از ماهیان دریای خزر بر اساس لیست طبقهبندی IUCN ۶۹۱
جدول (۵-۱) استانداردهای عمومی تخلیه فاضلاب به آبهای ساحلی (EPA, 1996) ۷۵۰
جدول (۵-۲) استاندارد فاضلاب های صنعتی کشور تایلند (PCD , 2010) ۷۵۱
جدول (۵-۳) استاندارد ملی تخلیه فاضلاب ژاپن و استاندارد آبهای ساحلی موجود در حوزه کاواگانا، ژاپن ۷۵۲
جدول (۵-۴) استاندارد تخلیه فاضلاب به محیطهای دریایی در کشور عمان ۷۵۳
جدول (۵-۵) معیارهای پسابها در نقطه تخلیه به محیط زیست / بندرگاه در کشور امارات متحده عربی ۷۵۴
جدول (۵-۶) استاندارد خروجی فاضلاب در قوانین محیط زیستی ایران (شاعری و رحمتی، ۱۳۹۱) ۷۵۸
جدول (۵-۷) استانداردهای کیفیت آب های دریایی در کشور تایلند ۷۶۵
جدول (۵-۸) استانداردهای کیفیت آب های دریایی – کشور تایلند ۷۶۸
جدول (۵-۹) استانداردهای کیفیت آب های دریایی در کشور چین (واحد برحسب میلیگرم در لیتر) ۷۷۰
جدول (۵-۱۰) استانداردهای کیفیت آبهای دریایی در کشور فیلیپین ۷۷۴
جدول (۵-۱۱) شاخص های اولیه کیفیت آب در رده SW-I ۷۷۶
جدول (۵-۱۲) شاخص های اولیه کیفیت آب در رده SW-II ۷۷۷
جدول (۵-۱۳) شاخص های اولیه کیفیت آب در رده SW-III ۷۷۷
جدول (۵-۱۴) شاخص های اولیه کیفیت آب در رده SW-IV ۷۷۸
جدول (۵-۱۵) استاندارد ملی کیفیت آبهای محیطی آبهای خلیج فارس و دریای عمان ۷۸۱

جدول) ۵-۱۶(استاندارد ملی تخلیه فاضلاب (صنعتی، مسکونی، کشاورزی و ...) به آبهای خلیج فارس و دریای عمان ۷۸۶
جدول (۵–۱۷) حداکثر مقدار آلاینده های شیمیایی مرتبط در پساب خروجی (برگرفته از استاندارد بانک جهانی برای تخلیه پساب نیروگاه های حرارتی) (World Bank Group, 1998) ۷۹۵
جدول (۵–۱۸) حداکثر مقدار آلاینده ها برای تخلیه فاضلاب به اکوسیستمهای دریایی کشور عمان ۷۹۵
جدول (۵–۱۹) استانداردهای سازمان حفاظت محیط زیست امریکا بری کیفیت آب محیط برای مواد شیمیایی باقیمانده ۷۹۶
جدول (۵–۲۰) جمعبندی شاخصهای پیشنهادی به منظور پایش اثرات اب شیرین کنهای ساحلی ۸۱۹

فهرست علائم اختصاری

شتاب گرانش ..... g (m/s^2)
شتاب گرانش اصلاح شده ..... g' (m/s^2)
چگالی شورابه ..... ρ_0 (kg/m^3)
چگالی آب محیط ..... ρ_a (kg/m^3)
سرعت افقی ..... u_x (m/s)
سرعت عمودی ..... u_y (m/s)
سرعت در جهت z ..... u_z (m/s)
غلظت ..... C (g/m^3)
نیرو ..... F (N)

فـصل ۱ :

مقدمه و هدف

۱ – ۱ – مقدمه

صنعتی شدن جهان، رشد جمعیت و توسعه شهرنشینی در مناطق ساحلی و در مجاورت پیکره‌های آبی، افزایش نیاز به منابع پایدار آب شیرین در این مناطق را به دنبال داشته است. این موضوع بهره برداری بیشتر از ظرفیت محدود منابع آب شیرین موجود در خشکی را سبب شده و عملا فشار زیادی را به این منابع وارد ساخته است. احداث سدهای بیشمار بر روی رودخانه‌ها عملا باعث خشک شدن بستر رودها در بسیاری از اوقات سال شده و روند دراز مدت خشکی دریاچه‌ها و باتلاقهای پایین دست این رودخانه ها را به دنبال داشته است (Morton et al., 1996). در این میان تولید و استحصال آب از سایر منابع موجود اعم از تصفیه فاضلاب تولیدی و نمک‌زدایی آبهای شور به طور خاص مورد توجه قرار گرفته است و گمان می رود طی سالیان آتی بتوان از آب شیرین‌کنهای دریایی به عنوان راه حلی پایدار برای رفع نیازهای رو به رشد شهری، صنعت و شاید کشاورزی نواحی مجاور دریاها و اقیانوسها استفاده نمود (Lattemann and Hoepner, 2008).

بطور مشترک در میان آب‌شیرین‌کنها، در ازای مصرف انرژی، ایجاد سر و صدا و انواع گازهای آلاینده، آب‌شیرین به عنوان محصول اصلی و مقادیر متنابهی از پسابهای گرم و شور، به عنوان محصول ثانویه، تولید می‌شود که بسته به فرایند نمک زدایی علاوه بر دما و شوری بالا، ممکن است حاوی طیف وسیعی از مواد افزوده شده، انواع فلزات سنگین، هیدروکربنها و اسیدها و بازها، کلرین و غیره نیز باشد. افزایش شوری، حرارت و کدورت در آبهای ساحلی بر اثر تخلیه مستقیم این پسابها، برای آبزیان ساکن این مناطق می‌تواند خطرناک و آسیب‌رسان باشد بطوریکه بواسطه تخطی از میزان استاندارد در آبهای پذیرنده، شرایط زیستی این آبها برای آبزیان ساکن غیرقابل تحمل شده و فرایندهای غذاسازی و

فتوسنتز محیط مختل می‌گردد. این موضوع خود اختلالات پیوسته‌ای در شبکه غذایی منطقه و تخریب دراز مدت اکوسیستم منطقه به دنبال خواهد داشت که در ادمه مورد بحث و بررسی قرار می گیرد.

۱-۲- تعریف مساله

بیش از ۴۰ ٪ جمعیت دنیا در مجاورت مناطق ساحلی کره زمین، تا شعاع ۱۰۰ کیلومتری از دریاها و اقیانوسها، ساکن هستند. درصد افرادی که در این مناطق زندگی می‌کنند همواره رو به افزایش بوده به نحویکه دیگر منابع طبیعی آب شرب اعم از آبهای زیرزمینی، چشمه‌ها و رودخانه‌ها و دریاچه‌های آب شیرین دیگر جوابگوی نیازهای فزاینده این نواحی نمی باشند (Pinet, 2006). این موضوع خود باعث تحمیل محدودیتهای زیادی بر توسعه اقتصادی، اجتماعی و شهری مناطق ساحلی خشک و نیمه خشک دنیا شده است. رشد فناوریهای نمک زدایی آب دریا از سالهای ابتدایی دهه ۱۹۶۰، استحصال اقتصادی آب شیرین از دریا در احجام بزرگ را ممکن ساخته است. این فناوری به این ترتیب راهکاری موثر برای دستیابی به یک منبع بی‌انتهای آب شیرین برای رشد و توسعه مناطق ساحلی دنیا فراهم ساخته است(Ahmed et al., 2008). علی‌رغم آنکه هزینه تولید آب به این روش بیشتر از سایر منابع است، در بسیاری از مناطق خشک ساحلی دنیا عملا این روش تنها روش ممکن برای تولید و استحصال آب شیرین محسوب می‌گردد. انجمن بین المللی آب‌شیرین کنها (IDA[1]) در سال ۲۰۰۵ گزارش نموده است که ۷۶ ٪ از تاسیسات نمک زدایی آب دریا در مناطق بسیار خشک و کم آب حاشیه خلیج فارس، دریای سرخ و مدیترانه تمرکز داشته است و پیش بینی کرده با توسعه روش

[1] International Desalination Association

اسمز معکوس (RO[1]) و افزایش نیازهای منطقه‌ای تمرکز فعالیتهای نمک زدایی طی سالهای آینده به سمت سواحل استرالیا، جنوب آسیا و کالیفرنیا در ایالات متحده امریکا متمایل گردد (IDA, 2005).

فناوریهای متداول نمک زدایی آب دریا که در مقیاسهای بزرگ مورد استفاده و بهره برداری قرار می‌گیرند شامل روش تقطیر چندگانه (MED)، روش تقطیر چند مرحله‌ای (MSF) و روش اسمز معکوس (RO) می‌باشند. روش MED و MSF مبتنی بر حرارت دهی و تبخیر آب شور دریا در شرایط خاص و متراکم سازی بخارات به صورت مایع و روش اسمز معکوس مبتنی بر عبور آب شور دریا از غشای نیمه تراوا بر خلاف جریان طبیعی آب در غشاء مصنوعی و تولید آب شیرین است. هر یک از این روشهای از منظر فنی، مصرف انرژی و پیامدهای زیست محیطی و سایر موارد نسبت به هم برتریهایی دارند. در این میان اما روش اسمز معکوس، که تنها در سالهای اخیر به واسطه استفاده از فناوریهای نوین به صورت اقتصادی و در ابعاد صنعتی ممکن شده است، به دلیل مصرف پایین انرژی و فضای کمتر مورد نیاز، نسبت به سایر روشها ارجحیت پیدا کرده است. در جدول ۱ میزان انرژی مورد نیاز در هر یک از روشهای نمک زدایی به صورت مقایسه ای ارائه گردیده است.

پیش بینی می‌شود در سالیان آتی با توجه به افزایش نیاز به آب شیرین در مناطق ساحلی، کاهش میزان انرژی مورد نیاز برای نمک زدایی و بالا رفتن راندمان تولید آب، رشد چشمگیری در سطح دنیا در توسعه و بهره برداری از این تاسیسات مشاهده گردد. در ایران نیز استفاده از آب شیرینکنهای دریایی، تاریخچه چند ده ساله دارد و سالیان درازی است که بخش اعظم آب سواحل و جزایر جنوبی ایران در خلیج فارس عملا از این طریق تامین می‌گردد. استحصال آب شیرین از آب دریا در سالهای اخیر برای برخی از مناطق شمالی کشور در مجاورت دریای مازندران نیز مورد توجه قرار گرفته است.

[1] Revers Osmosis

این موضوع نیازمند مطالعات گسترده و عمیق جهت ارزیابی اثرات زیست محیطی کوتاه و و بلند مدت احداث و بهره‌برداری از این تاسیسات بر محیط زیست این دریاچه و توان اکولوژیک آن است.

جدول (۱-۱) الگوی مقایسه ای میزان انرژی مورد استفاده در روشهای مختلف نمک زدایی

روش نمک زدایی	روش تقطیر چند مرحله ای (Multi-stage Flash)	روش تقطیر چندگانه (Multi-Effect Distillation)	روش اسمز معکوس (Reverse Osmosis)
انرژی الکتریکی (kWh/m^3)	4–6	1.5–2.5	3–5.5
انرزی حرارتی (kWh/m^3)	50–110	60–110	-
معادل الکتریکی انرژی حرارتی (kWh/m^3)	9.5–19.5	5–8.5	-
کل معادل انرژی الکتریکی مورد نیاز (kWh/m^3)	13.5–25.5	6.5–11	3–5.5

منبع: http://www.desware.net Encyclopedia of Desalination and Water Resources (DESWARE)

۱-۳- مسائل و مشکلات زیست محیطی

اراضی ساحلی به عنوان مناطق حساس، نواحی بسیار با ارزش از نظر صنعتی، صیادی، تفریحی و گردشگری و توسعه شهری محسوب می‌گردند. آب‌شیرین‌کنهای ساحلی جهت تامین نیازهای رو به رشد شهرهای ساحلی، عمدتا در این مناطق و در نزدیکی مراکز جمعیتی و صنایع بزرگ احداث می‌گردند. علیرغم اثرات بسیار مثبت آب‌شیرین‌کنها در توسعه اقتصادی-اجتماعی و بالابردن سطح رفاه و بهداشت ساکنین منطقه، مانند هر صنعت دیگر، این تاسیسات مجموعه‌ای از آثار نامطلوب زیست‌محیطی به همراه خواهند داشت. مصرف بالای انرژی (حداقل ۳ کیلووات ساعت به ازای تولید هر متر مکعب آب شیرین در روش اسمز معکوس تا 25.5 kWh/m3 برای سیستمهای قدیمی و غیر بهینه MSF)، آلودگی صوتی در حدود dB(A)90 براثر کارکرد پمپهای فشار قوی، سیستمهای بازیابی انرژی و توربینها، آلودگی هوا و تولید آلاینده‌های CO2, CO, NOx,... به دلیل مصرف سوختهای

فسیلی (kgCO2/KWh 0.202 به ازای مصرف گاز و kgCO2/KWh 0.266 برای سوخت دیزل)، تغییر کاربری اراضی با ارزش ساحلی (اختصاص سطحی در حدود ۱۰۰۰۰ برای تاسیساتی با تولید ۵.۰۰۰ تا ۱۰.۰۰۰ در سیستمهای اسمز معکوس)، از بین رفتن ارگانیسمهای کوچک در مجاری ورودی حین آبگیری و نیز تولید و تخلیه پسابهایی شور و گرم حاوی انواع مواد افزوده شده و آلاینده‌های محیطی از مهمترین آثار نامطلوب زیست‌محیطی احداث و بهره‌برداری از آب‌شیرین‌کنهای ساحلی محسوب می‌گردد(Windelberg and Ho 1996; Pumama and A1-Barwani 2004; Lattemann and Hoepner 2003). در شکل ۱-۱ نمایی کلی از ملاحظات زیست محیطی احداث و بهره برداری از آب شیرینکنهای ساحلی آورده شده است. در این میان تولید پسابهای بسیار حجیم آب گرم و شور و تخلیه و دفع آن در محیط‌زیست دریا، بی‌شک مهمترین و شاخص‌ترینِ این آثار محسوب می‌گردد.



شکل (۱-۱) ملاحظات زیست محیطی توسعه، ساخت و بهره برداری از آب‌شیرین‌کنهای ساحلی

فرایند نمکزدایی آب دریا به دلیل ماهیت خود منجر به تغییر مشخصات فیزیکی و شیمیایی پسابهای بازگشتی خواهند شد. افزایش دمای آب تا ^{o}C 5-15 ، افزایش غلظت نمک در آب تا ۲/۵ برابر، ورود فلزات سنگین اعم از Cu, Fe, Mo, Ni, Cr ,Zn و اضافه نمودن انواع افزودنیها جهت شستشوی شیمیایی سطوح، ضدعفونی‌سازی محیط و جلوگیری از رسوبگذاری، ایجاد کف و خوردگی سطوح و نیز افزودن موادی جهت تصفیه مقدماتی برای حذف ارگانیسمهای شناور و مواد آلی موجود در آبهای تغذیه‌ای در کنار اسیدها و بازها و بسیاری از تولیدات ثانویه حاصل از این مواد، نمونه‌ای از آلاینده‌های موجود در پسابهای تولیدی می باشند که با تخلیه در محیط دریا بطور مستقیم وارد آن می‌گردند (Lattemann and Hoepner, 2003&2008). غلظت آلاینده‌های مختلف در پسابهای تولیدی در

مقایسه با حرارت و شوری بسیار بالای آن، کم اهمیت تر بوده و نمک و گرما اساسا اصلی‌ترین آلاینده پسابهای تولیدی در آب شیرین‌کنها محسوب می‌گردند (Bleninger and Jirka 2008). نظر به تولید احجام بالا از این پسابها در آب شیرینکنهای ساحلی و نوع آلاینده‌های موجود در آن، عملا چاره‌ای جز تخلیه مستقیم پسابهای تولیدی در محیط دریا وجود ندارد. تخلیه مهندسی این پسابها در فاصله کافی از مناطق حساس دریایی و در میانه جریانهای دریایی و دور از ساحل با استفاده از تخلیه کننده‌های دریایی، امکان پخش مطلوب شوری و حرارت تا سطحی که محیط بدون خسارت بتواند آنرا تحمل کند را فراهم خواهد ساخت (عابسی و سعیدی ۱۳۸۸). تخلیه غیراصولی این پسابها اما با تجمع شوری در یک ناحیه می‌تواند مجموعه‌ای از آثار اکولوژیکی مخرب نظیر کاهش رشد و تنوع حیات آبزی، فرار گونه‌ها، اختلال در حیات گیاهی و جانوری مناطق مجاور محل تخلیه و در نهایت مرگ موجودات ساکن و ایجاد بوی بد و تعفن در منطقه را به دنبال داشته باشد.

نمک و گرما اساسا اصلی‌ترین آلاینده‌های موجود در پساب تولیدی در آب شیرین‌کنهای ساحلی می‌باشند که می بایست به طور مناسب با حداقل خسارات زیست محیطی در محیط دریا تخلیه گردند. کاهش شدت و وسعت خسارات زیست محیطی این آلاینده‌ها تنها از طریق پخش مناسب پسابهای تولیدی در فاصله کافی از ساحل و در میانه جریانهای دریایی با استفاده از انواع تخلیه‌کننده‌های دریایی ممکن می باشد (Abessi et al. 2012). این تخلیه کننده‌ها، تاسیساتی هیدرولیکی به طول چند صد متر تا چند کیلومتر می‌باشند که به صورت لوله‌ای قطور در کف دریا (یا به صورت تونلی در عمق بستر) طراحی و ساخته می‌شوند. قسمت انتهایی این تاسیسات به یک سیستم دیفیوزر مانند متصل شده است که از تعداد زیادی مجزا در طرفین یا تنها یک طرف تشکیل

شده و پساب شور تولیدی در آب شیرین‌کنهای ساحلی را در امتداد یک مسیر طولانی پخش کـرده و در دریا رها می سازد.

پسآب تولیدی در سیستمهای نمک زدایی بسیار شورتر از آب محیط بوده (غلظتی در حدود -50 ppt 90) و بسته به فرایند تولید مثلا در سیستمهای تقطیری تا ۵ الی ۱۵ درجه گرمتر از آب ورودی و در سیستمهای اسمز معکوس هم دما با آن می‌باشد. با توجه بـه محـدوده تغییـر گرمـا و شـوری، پسـاب تولیدی در سیستمهای تقطیری و اسمز معکوس، سنگین‌تر و چگالتر از آب محیط پذیرنده می‌باشد. با تخلیه این پسابها در دریا به دلیل سنگینی و شناوری منفی فاضلاب تولیدی، جریان خروجی به محض ورود به محیط دریا به دلیل سرعت اولیه خود به سمت بالا بـه حرکـت در آمـده و بـا از دسـت دادن مومنتم اولیه به تدریج تحت تاثیر شناوری منفی خود به سمت بسـتر منحـرف شـده و در کـف دریـا آرامش می یابد(Abessi and Roberts 2014) . تخلیه نامناسب و تمرکز نمک در بستر دریا می توانـد شوری زمینهای محیط در مجاورت منطقه تخلیه را بالا برده و در مقیاس دراز مدت منطقـه تخلیـه را خالی از حیات کند که ممکن است تاثیرات دراز مدت در تخریب حیات آبزی منطقه، مشخصات زیبـا شناختی آن و ایجاد بوهای بد را به دنبال داشته باشد. از اینرو جانمایی و طراحی مناسب سیسـتمهای تخلیه پسابهای گرم و شور تولیدی در آب شیرینکن‌های ساحلی از منظر هیدرولیکی را می‌توان اصلی ترین اقدام مهندسی در کنترل و کاهش خسارات زیست محیطی این تاسیسات بر محیط دریا و ساحل طلقی کرد.

۱-۴- هدف از این تحقیق

از آنجاکه مناطق حساس و حفاظت شده ساحلی و دریایی تحت تأثیر اقدامات و فعالیتهای انسانی در محیط دریا همواره در معرض تهدید و آسیب جدی بوده‌اند، هرگونه توسعه صنعتی و شهری از طریق ساخت و ساز در این مناطق تنها با مطالعه دقیق و ارزیابی اثرات زیست محیطی تاسیسات وابسته بر محیط اطراف مجاز دانسته شده است. مناطق حساس دریایی، در سواحل آبهای داخلی یا آبهای آزاد، مناطقی هستند که به علت تنوع زیستی، غنای جانداران، وجود گونه‌های در معرض خطر، آسیب‌پذیری اجتماعات موجود، آستانه تحمل اکولوژیک پایین، حساسیت به آلاینده‌ها، کندی ترمیم آسیبهای وارده و مشکلات پاکسازی آلاینده‌های محیطی در آن، نسبت به هرگونه اختلال ناشی از فعالیتی عمرانی آسیب پذیر و حساس بوده و می‌بایست به طور ویژه مورد توجه قرار گیرند. خورها، خلیجها، سواحل شنی، درختان حرا، آبسنگهای مرجانی، علفهای دریایی، مناطق واجد جانوران دریایی اعم از لاکپشتهای دریایی، گاو دریایی، دلفین، والها، تمساحها و دستجات پرندگان آبزی، جزء مناطق حساس و ویژه زیست محیطی محسوب شده و هرگونه فعالیت انسانی از جمله توسعه و احداث آب شیرین کنهای ساحلی در مجاورت آنها می بایست با رعایت حریمهای قانونی و در فاصله کافی از آنها انجام پذیرد.

رشد انفجاری توسعه صنایع نمک زدایی در مناطق ساحلی ضرورت بررسی محیط زیستی و درنظرگرفتن ملاحظات فنی جهت کاهش خسارتهای این تاسیسات حین ساخت و بهره برداری را بیشتر از هر زمانی آشکار ساخته است. مصرف بالای انرژی و بالطبع آلودگی هوا، تغییر کاربری اراضی با ارزش و حساس دریایی و تولید پسابهای گرم و شور که می‌بایست در محیط دریا دفع گردند از جمله پیامدهای زیست محیطی توسعه و بهره برداری از آب شیرین‌کنهای دریایی محسوب می‌گردد.

مکانیابی مناسب این تاسیسات در فاصله کافی از مناطق حساس دریایی، پناهگاههای حیات وحش و پارکهای ملی و مناطق جمعیتی با توجه به استانداردهای زیستمحیطی سازمان حفاظت محیط زیست کشور در کنار طراحی و جانمایی مناسب تاسیسات تخلیه پساب تولیدی در محیط دریا به نحویکه حداکثر پخشیدگی را فراهم سازد از جمله اقدامات مهندسی است که جهت کمینهسازی این خسارات می تواند مورد توجه قرار گیرد. لزوم انجام مطالعات ارزیابی اثرات زیست محیطی صنایع آب شیرین‌کن و ضرورت تدوین الگوی استاندارد جانمایی، طراحی و بهره برداری از تاسیسات تخلیه پسآب‌های تولیدی در این صنایع اهم ملاحظاتی است که می بایست در طراحی و بهره برداری از این صنایع مورد توجه قرار گیرد.

۱-۵- روش اجرا

مطالعه حاضر یک مطالعه تئوریک و کتابخانه ای بوده که طی آن مستندات ملی و بین المللی در ارتباط با مسائل آب شیرینکنهای ساحلی در قالب ارائه مجموعه ای از دستور العملهای فنی-مهندسی برای مکانیابی و طراحی و بهره برداری از این تاسیسات جمع آوری، تحلیل و به صورت بومی تفسیر می گردد. تولید محتوی از منابع موجود و ارائه دستور العملهایی صریح و قابل اجرا، برای مشاورین آتی این پروژه ها در نتیجه این تحقیق مد نظر می باشد.

برای این منظور تکنولوژیهای موجود در صنعت نمک زدایی معرفی و آثار زیست محیطی مرتبط برشمرده شده و ملاحظات حاکم بر مکانیابی، آبگیری و تخلیه شورابه به طور عمومی در پیکره های آبی شمال و جنوب کشور مورد بحث و بررسی قرار می گیرد. همچنین مرور سابقه مطالعات، استانداردها و رهنمودهای موجود در سایر کشورها و بررسی مقایسه ای آنها با شرایط موجود در کشور

انجام گرفته و مستند سازی می گردد. تجمیع مطالعات مجزای انجام شده در کشور در قالب یک دستورالعملی ملی جامع در ارتباط با بررسی ملاحظات محیط زیستی آبشیرین کنهای ساحلی هدف اصلی از این تحقیق است که با ارائه گزارشات کتبی و جلسات و نشستهای توجیهی و نهایتا برگزاری دوره های آموزشی در اختیار سازمان محیط زیست قرار می گیرد.

۱-۶- جمع بندی

نیاز به آب و ضرورت استحصال آب از منابع تجدید پذیر در مکانهایی که دستیابی به منابع عرفی آب شیرین معمول نیست از سالهای بسیار دور باعث توجه انسان به منبع بی‌انتهای آب دریاها و اقیانوسها شده است. این آبها شور بوده و غیر قابل استفاده برای شرب هستند. در سالهای اخیر اما توسعه فناوریهای نوین نمکزدایی آب دریا بالاخص روش اسمز معکوس از منظر فنی، استحصال آب شیرین از آب شور دریا در احجام بزرگ را ممکن ساخته است. در نگاه نخست هزینه تمام شده تولید آب به این روش از نظر انرژی مورد نیاز بالاتر از استحصال آب شیرین از منابع متعارف به نظر می‌رسد، اما اگر بخواهیم پیامدهای زیست محیطی عمیق استحصال آب از منابع بسیار محدود آب شیرین باقی مانده در خشکی را به صورت کمی در کنار هزینه ساخت سدها، چاه‌ها، سیستمهای انتقال و تصفیه خانه‌ها قرار دهیم، به نظر می‌رسد که هزینه بالای استحصال آب از دریا در بسیاری از مناطق دنیا که اصولا امکان دسترسی به منابع دائمی آب شیرین وجود ندارد و یا منابع در دسترس بسیار محدود است، این روش چندان هم غیر اقتصادی نمی باشد. توسعه شهری در بسیاری از مناطق ساحلی خشک و کم آب دنیا چون سواحل استرالیا (سیدنی، ملبورن و پرت)، کالیفرنیا (سن‌دیگو، مونتانا و سندسیتی)، سواحل اسپانیا (مورسیا و جزایر قناری) و کشورهای حوزه خلیج فارس (ایران، امارات، قطر و عربستان) در

کنار اقتصادی‌تر شدن فرایند استحصال آب از دریا در سالهای اخیر، در نهایت منجر به رشد انفجاری استفاده از این فناوری شده است. احداث و بهره‌برداری از این تاسیسات نیز مانند سایر فعالیتهای عمرانی همراه خواهد بود با مجموعه ای از پیامدهای زیست محیطی که بی توجهی به آنها می‌تواند عواقب زیست محیطی جبران ناپذیری را به دنبال داشته باشد.

.

فـصل ٢ :

فناوری های متداول در صنعت نمک زدایی

۲ – ۱ – مبانی فناوری‌های نمک زدایی

علیرغم وجود مقدار بسیار زیاد آب در سیاره ما، تنها بخش کوچکی از این آب به صورت طبیعی برای انسان قابل استفاده است. بخش عمده آب، بیش از ۹۷٪، حاوی مقدار بیش از حد نمک‌های معدنی بوده و یا به عبارتی شور یا لب شور است. از ۳ درصد باقی مانده تنها مقدار اندکی (کمتر از ۱٪) به صورت آب شیرین در دریاچه ها یا آبهای جاری یا زیرزمینی ذخیره شده است. این موضوع باعث شده بسیاری از مناطق دنیا با مشکل دسترسی به آب شیرین مواجه باشند. امروزه با توجه به افزایش روز افزون جمعیت، توسعه صنایع و افزایش آلودگی منابع آب، دسترسی به آب کافی و بهداشتی در برخی از کشورها به یک بحران جدی تبدیل شده است. به نظر می رسد استفاده از تکنولوژی‌های برتر برای تولید آب شیرین از آب شور دریاها و اقیانوس‌ها یکی از راه های جایگزین برای عبور از این بحران در آینده باشد.

واژه "Desalination" توسط فرهنگ لغت "Merriam-Webster" به عنوان "حذف نمک از چیزی، مانند آب" تعریف شده است. لازم به ذکر است که از نظر فنی، نمک زدایی به وسیله حذف نمک‌ها از آب متفاوت است با نمک زدایی به وسیله حذف آب از نمک‌ها. اما محصول نهایی به هر صورت آب شیرین است. بنابراین، برای تولید آب شیرین از آب شور، باید نمک زدایی صورت گیرد. اگر فاضلاب ها حاوی مقدار زیادی نمک باشند، می‌توان آن‌ها را نیز با استفاده از فناوری نمک زدایی جهت استفاده مجدد از آن تصفیه کرد. قبل از بحث در مورد نمک زدایی، سؤالی که ممکن است مطرح شود این است که: چرا ما باید با همه مشکلاتِ نمک زدایی، آب شور را به آب شیرین تبدیل کنیم؟ نمی-توانیم فقط برای مقابله با طعم نامطلوب آب دریا، طعم دهنده اضافه کنیم و آنرا بنوشیم؟

پاسخ این سؤالات در نحوه ساخت بدن ما نهفته است. اگرچه مصرف مقادیر متوسط نمک برای سلامتی فیزیولوژیکی ما ضروری است، ورود بیش از حد یا خیلی کم نمک به سیستم بدن ما آسیب می‌رساند. غشاهای سلولی ما از عبور آزاد نمک جلوگیری می‌کنند، اما انتقال آب را تسهیل می‌کنند و از طریق انتشار، آن‌ها سعی می‌کنند غلظت نمک‌ها را در هر دو طرف دیواره‌های خود برابر کنند. برای بدن انسان، فشار اسمزی 300 mOsm/L (تقریبا معادل کمتر از ۹ گرم کلرید سدیم در هر ۱۰۰۰ گرم مایع بدن) در نظر گرفته می‌شود(Poon, 2006; Sherwood, Klandorf and Yancey, 2013).

اگر مایعات بدن ما ایزوتونیک باشند، همه چیز خوب است و سلول‌های ما نه کوچک می‌شوند و نه متورم می‌شوند. آب دریا پرکشش[1] است و شوری آن بیش از چهار برابر مایعات بدن ما مانند خون است. از این رو مصرف آب دریا منجر به این می‌شود که سلول‌های ما به منظور رقیق کردن محیط اطراف خود و تصحیح عدم تعادل، آب را از درون خود خارج کنند. انتقال آب از سلول‌ها باعث انقباض سلول‌ها و آسیب به آن‌ها می‌شود. در همین حال، بدن ما نمک و ضایعات اضافی را به شکل ادرار دفع می‌کند تا مایعات بدن ما را به وضعیت مطلوب خود برگردانند و در عین حال، کلیه انسان نمی‌تواند ادراری تولید کند که غلظت نمک در آن به اندازه آب دریا باشد. این بدان معنی است که اگر آب دریا را بنوشیم، بدن آب بیشتری نسبت به آب مصرف شده را دفع می‌کند، که این خود منجر به کم آبی و تجمع نمک می‌شود. اساساً، با مصرف آب دریا، بدن از طریق ادرار کردن، به صورت خالص باعث از دست دادن آب می‌شود که این خود منجر به کاهش مایعات بدن، گرفتگی عضلات، خشکی دهان، تشنگی، حالت تهوع و حتی دلهره می‌شود. به عبارت دیگر، مهم نیست چقدر تشنه باشید، نوشیدن آب دریا فقط شما را تشنه تر خواهد کرد. در مورد مصرف بسیار زیاد آب دریا، در صورت عدم مصرف

[1] Hypertonic

آب شیرین به مقادیر کافی برای، معکوس کردن تأثیر نمک‌های اضافی می‌تواند منجر به کما، نارسایی اندام و مرگ ناشی از آن شود. حیوانات بیابانی، مثل کانگرو مه باید آب را حفظ کنند، کلیه های کارآمد دارند که می‌توانند دو برابر غلظت نمک دریا را توسط ادرار دفع کنند. بر خلاف پستانداران دریایی مانند خوک دریایی و نهنگ کلیه های ما قادر به تولید ادرار با غلظت خیلی زیاد نیستند. در واقع، دلیل اینکه آب دریا برای انسان سمی است، این است که کلیه های ما نمی‌توانند ادراری با غلظت بیشتر از آب دریا تولید کنند(Schmidt-Nielsen, 1960; Williams, 2011). علاوه بر این، بر خلاف آلباتروس ها(نوعی پرنده)، پنگوئن ها، ایگواناهای دریایی و انواع حیوانات دیگر، غدد نمکی نداریم. غدد نمکی شامل تعداد زیادی لوله است که از مرکز به سمت بیرون توسط کانالی منشعب می‌شود.

انتقال فعال نمک‌ها از طریق پمپ سدیم و پتاسیم، نمک را از خون به داخل غده خارج می‌کند و آن را به عنوان یک محلول غلیظ دفع می‌کند. از این رو، غدد نمکی تعادل نمک را در بدن حیوانات حفظ کرده و به مهرهداران دریایی اجازه می‌دهد آب دریا بنوشند(Schmidt-Nielsen, 1960; Williams, 2011). به عنوان یک مثال ساده، لاک پشت‌های دریایی که مانند برخی از انواع تمساح‌ها از طریق مجاری اشک خود نمک دفع می‌کنند و این طور به نظر می‌رسد که "گریه"می‌کنند. با این حساب، عبارت "اشک تمساح" معنی دارتر می‌شود. در حقیقت، اگرچه تمساح به نظر می‌رسدکه اشک می-ریزد، ولی برای یک بی عدالتی یا به دلیل درد گریه نمی‌کند. او با این کار باعث کاهش محتوای نمک بدن می‌شود.



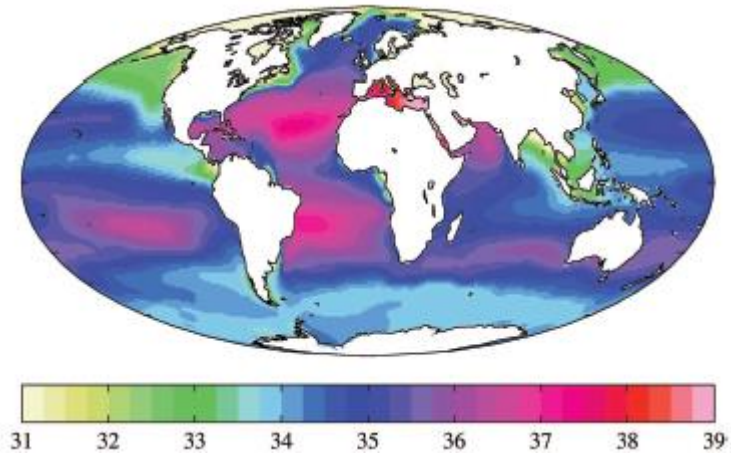
شکل (۲-۱) دفع از غده های نمکی یک لاک پشت دریایی که به نظر می‌رسد"گریه" می‌کند

جالب است بدانید که غلظت زیادی از قندها نیز Hypertonic هستند. این یکی از دلایلی است (نه دلیل اصلی) که چرا خرما و عسل در برابر پوسیدگی ناشی از باکتری ها مقاومت می‌کنند(Bazargan, 2018). در واقع، باکتری های موجود در یک محیط با غلظت بالای قند خشک می‌شوند و می‌میرند. مقدار نمک محلول در آب معمولاً بر حسب میلی گرم برلیتر (mg/L)، بخش بر میلیون(ppm)، بخش بر هزار (permille, ‰) یا فقط درصد بیان می‌شود.

از آنجا که آب خالص برق را هدایت نمی‌کند و این یون ها (نمک‌های حل شده) هستند که آب را به یک رسانا تبدیل می‌کنند اندازه گیری میزان هدایت می‌تواند به عنوان شاخص شوری مورد استفاده قرار گیرد. هدایت الکتریکی با ویسله ای به نام (ECمتر)اندازه گیری می‌شود و نمک‌های حل شده با استفاده از فاکتورهای تبدیل قابل ارزیابی می‌باشند. مقدار نمک محلول در آب را همچنین میتوان با اندازه گیری تاثیر نمک حل شده در آب بر چگالی نسبی آن محاسبه کرد.

واحد هی شوری جایگزین که توسط اقیانوس شناسان استفاده می‌شود (بجای متخصصین نمک زدایی) عبارت اند از : واحد شوری کاربردی(SPU)، واحد شوری Knudsen و شوری مطلق TEOS-10.

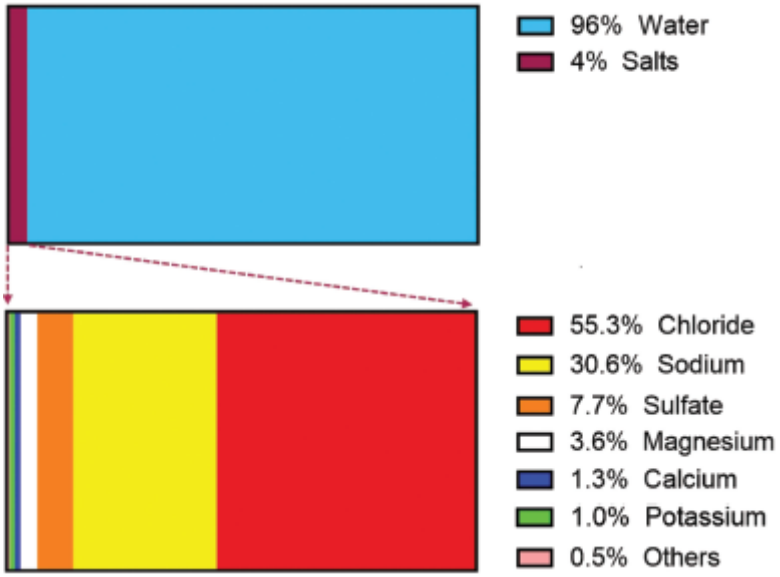
اگر اندازه گیری هایی با دقت بسیار بالا ضروری باشد، محققان می‌توانند از نمونه استاندارد آب دریا از "انجمن بین المللی علوم فیزیکی اقیانوس ها (IAPSO)" استفاده نمایند. شکل زیر میانگین شوری سالانه سطح دریا برای اقیانوسهای جهان را نشان می‌دهد.خوب است بیان شود که حتی در شورترین دریا ها، میزان نمک به مراتب کمتر از آبی است که آن را در خود حل کرده است.



شکل (۲-۲) میانگین شوری سالانه سطح دریا در اطلس جهانی اقیانوسها (Boyer *et al.*, 2009)

واحد شوری کاربردی (PSU) بی بعد است و شوری را بر اساس نرخ رسانایی تعریف می‌کند . طبق تعریف، نمونه آب، با شوری ۳۵ (PSU) نسبت به محلول پتاسیم کلریدی که حاوی ۳۲.۴۳۵۶گرم پتاسیم کلرید به ازای یک کیلوگرم محلول در دمای ۱۵ درجه سانتی گراد و فشار ۱ اتمسفر باشد رسانایی یکسانی دارد.

شکل زیر نسبت نمک‌ها به آب و ترکیبات رایج آن‌ها را نشان می‌دهد. این شکل ممکن است تا حدودی به درک چالش پیش روی صنعت نمک زدایی کمک کند. پرونده را برای خلیج فارس در نظر بگیرید که کم و بیش می‌تواند نماینده چالش صنعت باشد. یک متر مکعب آب دریا (۱۰۰۰ کیلوگرم) که از سواحل شمال خلیج فارس گرفته شده است حاوی تقریبا ۴۴-۴۰ کیلوگرم نمک محلول خواهد بود. براساس قراردادهای اخیر برای خرید آب نمک زدایی شده، این نمک‌ها و سایر مواد تشکیل دهنده ناخواسته باید به ازای کمتر از ۱ یورو در هر متر مکعب حذف شوند (به معنی کمتر از ۰.۱ سنت یورو در هر لیتر). این یک چالش مالی است که صنعت نمک زدایی می‌تواند با کمک نوآوری ها و دستگاه هایی به حداقل مصرف انرژی، با آن روبه رو شود. لازم به ذکر است که هزینه‌ها نمک زدایی بسیار وابسته به شرایط محلی از جمله موارد قانونی یا زیست محیطی و همچنین هزینه سوخت و برق است. ز این رو، دو کارخانه به ظاهر یکسان که در مکآن‌های مختلف واقع شده اند می‌توانند سرمایه و هزینه‌ها عملیاتی متفاوتی داشته باشند.



شکل (۲-۳) نسبت نمک به آب (شکل بالا) و ترکیبات نمکی (شکل پایین) برای نمونه با شوری تقریبی ۴٪

(نمونه از ساحل خلیج فارس در نزدیکی کارخانه شرکت نورویژه در بندرعباس، ایران گرفته شد).

به طور سنتی، تأمین بودجه، نظارت بر ساخت و ساز، بهره برداری از کارخانه ها و نگهداری تسهیلات از وظایف دولت ها بود. اما تحولات و روندهای اخیر در صنعت نمک زدایی منجر به افزایش مشارکت بخش خصوصی شده است. امروزه هزینه ها ی یک سوم از کارخانه های آب شیرین کن در جهان توسط بخش خصوصی تامین می‌شود. مدل اخیر این امکان را به دولتها می‌دهد که بر روی حفظ و نظارت بر چارچوبهای نظارتی در رابطه با استانداردهای کیفیت، خدمات و پایداری تمرکز کنند(Levitus et al., 2010; Bennett, 2013).

همچنین باید به میزان مصرف آب توجه کرد. با در نظر گرفتن مقادیر متوسط برای مصرف آب در سرتاسر جهان، یک متر مکعب آب نمک زدایی شده (۱۰۰۰ لیتر) برای تقریباً ۶ نفر در یک روز کافی خواهد بود. اگرچه در کشورهایی مانند ایالات متحده آمریکا و استرالیا یک متر مکعب آب فقط برای دو نفر کافی خواهد بود، در حالی که در کامبوج و اوگاندا، بیش از ۲۰ نفر از آن استفاده می‌کنند.

◘ تعاریف

کل مواد جامد محلول[1] (TDSs) عبارت است از مواد جامد باقی مانده از فرایند فیلتراسیون محلول برای حذف مواد معلق به زبان ساده، از آنجا که نمک‌های محلول در حین جوشیدن تبخیر نمی‌شوند، مواد باقی مانده در پایین ظرف پس از تبخیر آب، مواد جامد محلول هستند. TDS معیاری برای شوری آب است.

آب‌های شور را می‌توان به عنوان تابعی از غلظت TDS آن‌ها به دسته های زیر طبقه بندی کرد:

- آب لب شور[2]: آبی که شوری بیشتری نسبت به آب شیرین دارد، اما شوری آن به اندازه آب دریا نیست. رایج ترین منابع آب لب شور عبارت اند از چاه ها، رودخانه ها و سد ها با غلظت تقریبی TDS، حدودا در بازه ۱۰۰۰تا ۱۰۰۰۰ میلی گرم بر لیتر . آب با TDS کمتر از ۱۰۰۰ mg/L، آب شیرین محسوب می‌شود و آب با TDSبین ۱۰۰۰۰ mg/L تا ۳۰۰۰۰ mg/L ، آب خیلی لب شور در نظر گرفته می‌شود.
- آب دریا: علی رغم متنوع بودن، غلظت TDS آب دریا ها بیشتر از ۳۰۰۰۰mg/L است. میزان شوری در دریا و اقیانوس نسبت به هم متفاوت هستند. دریاهای بسته و خلیج های محدود به طور معمول شور تر هستند (مانند خلیج فارس با TDS 40000-45000 میلی گرم برلیتر) در حالی که دریا های آزاد شوری کمتری دارند (برای مثال اقیانوس اطلس با شوری تقریبی ۳۵۰۰۰ میلی گرم بر لیتر). شور ترین بدنه آبی جهان تالاب Don Juan، در جنوبگان است با TDS، بیش از ۴۰۰۰۰۰ میلی گرم بر لیتر.

---

[1] Total Dissolved Solids
[2] Brackish Water

بازیابی فرآیند نمک زدایی متناسب با آب ورودی است که به آب شیرین تبدیل می‌شود. بازیابی بالا نیازها به آب ورودی را به حداقل می‌رساند و از این رو هزینه‌ها پمپاژ و پیش تصفیه را کاهش می-دهد. با این وجود، لازم به ذکر است که به دلیل مشکلاتی از قبیل شکل گیری رسوب و ته نشینی روی غشا، بازیابی هرگز به ۱۰۰٪ نمی‌رسد. در حقیقت، کارخانه های جدید نمک زدایی اسمز معکوس (RO) معمولاً کمتر از ۵۰٪بازیابی دارند. Rejection در فرآیند نمک زدایی به عنوان درصد نمک-های موجود در آب ورودی که از محصول (آب شیرین) خارج می‌شود تعریف می‌شود.برای مثال، اگر اگر ورودی به یک کارخانه آب شیرین کن آب شور با غلظت ppm ۴۰۰۰۰ و خروجی با غلظت ppm ۴۰۰ باشد، درصد حذف برابر است با ۰/۹۹ =۴۰۰۰۰/(۴۰۰ -۴۰۰۰۰)

یا ۹۹درصد. این بدان معنی است که ۹۹٪ از TDS موجود در آب ورودی حذف شده و همراه با شورابه خارج می‌شود.شورابه بخشی از آب ورودی است که نمک زدایی نشده است. غلظت نمک شورابه همیشه بیشتر از آب ورودی است، زیرا حاوی تمام نمک‌ها، از جمله آن‌هایی که از محصول آب شیرین حذف شده اند. به منظور فراهم آوری آب برای ورود به فرآیند نمک زدایی، پیش تصفیه بسیارمهم است. هدف اصلی پیش تصفیه فیزیکی –شیمیایی از جمله فرآیندهای (شفاف سازی، انعقاد، و یا لخته سازی، تصفیه، اولترافیلتراسیون و غیره) محدود کردن مقدار مواد معلق، کدورت، کلوئیدها، و مواد آلی موجود در آب که وارد واحد نمک زدایی می‌شوند، است. گرفتگی غشا نتیجه تجمع ناخواسته ی مواد معلق شامل ارگانیزم های زنده و یا ذرات آلی و معدنی بر روی سطح غشا است. Scalingو یا (precipitation fouling) ناشی از فرایند کریستالیزاسیون و ته نشین شدن نمک‌های معدنی مثل (کلسیم کربنات)،اکسید ها و هیدروکسید ها است.اگر عوامل مختلف به صورت همزمان باعث ایجاد گرفتگی شونئ، این نوع را گرفتگی ترکیبی می‌نامند (Sheikholeslami, 1999). غلظت کل مواد جامد

معلق[1] (TSS) مقدار مواد جامد حل نشده در یک مایع است. این مواد از ذرات آلی و معدنی تشکیل شده اند. مقادیر TSS در یک جریان آب کدورت ایجاد می‌کنند، ذرات معلقی که که باعث جذب و یا انحراف پرتو های نور می‌شوند.آب با کدورت بالا غیر شفاف است از این رو از نظر مردم، آلوده به حساب می‌آید .

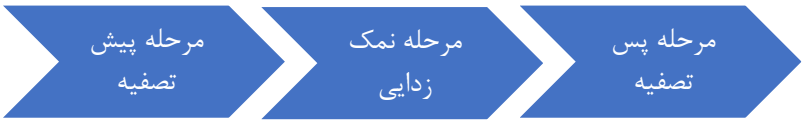
سرانجام، پس از فرآیند نمک زدایی، آب شیرین تولید شده است، به علت اینکه این محصول همیشه کمی اسیدی است و ظرفیت بافری کمی دارد و همچنین حاوی مقادیر کمی سختی های کلسیمی و منیزیمی است،از این رو عملیات تصفیه تکمیلی در این وضعیت لازم به نظر می‌رسد. به عنوان بخشی از تصفیه تکمیلی، از ضد عفونی کننده به منظور حفظ کیفیت آب در شبکه توزیع استفاده می‌شود تا از رشد میکروارگانیسم های ناخواسته جلوگیری می‌کند.

۲ – ۱ – ۲ – بخش‌های عملیاتی

کارخانجات آب شیرین کن مدرن شامل یک سری عملیات می‌شوند که این عملیات‌ها در مجموع به تولید آب شیرین از منابع شور منجر می‌شوند. همانطور که در شکل زیر نشان داده شده است، فرآیند-ها در کارخانه را می‌توان به طور کلی به سه مرحله فرآیند اصلی تقسیم کرد که همگی برای تولید موفق و قابل اعتماد آب شیرین بسیار حیاتی هستند: پیش تصفیه، نمک زدایی، و پس تصفیه. کیفیت منبع آب و مشخصات محصول نهایی مورد نیاز در تعیین جزئیات فرایند بسیار مهم است. به عنوان مثال، اگر آب تولید شده توسط مرغداری استفاده شود، غلظت TDS به طور ایده آل باید زیر ۱۰۰۰ میلی گرم بر لیتر نگه داشته شود (اگرچه حداکثر ۳۰۰۰ میلی گرم بر لیتر قابل قبول است)، در حالی

[1] Total Suspended Solids

که، در صورت استفاده در اسطبل های نگه داری اسب، مقادیر TDS می‌تواند تا۷۰۰۰ میلی گرم بر لیتر باشد(Soltanpour and Raley, 1999).



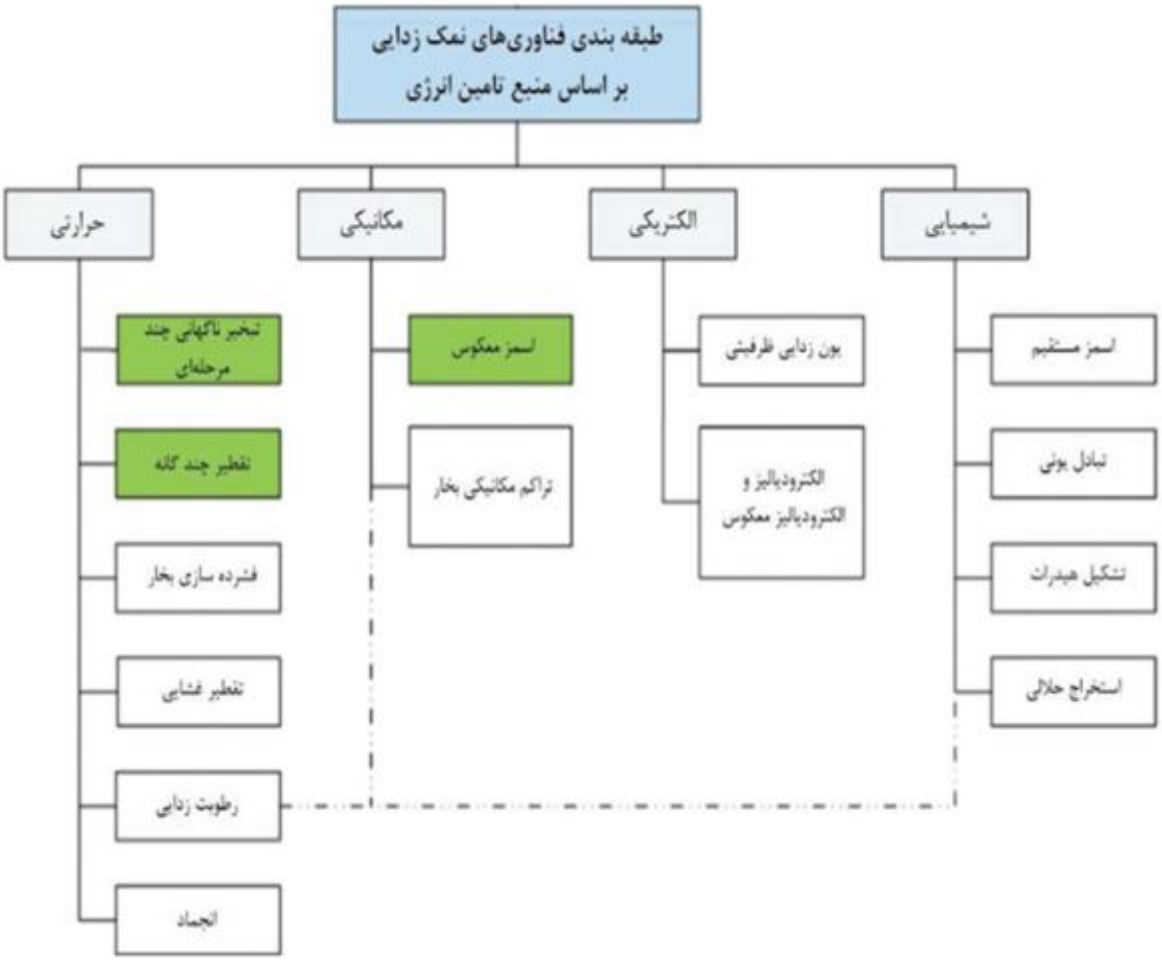
شکل (۲-۴) بخش‌های عملیاتی کارخانه آب شیرین کن

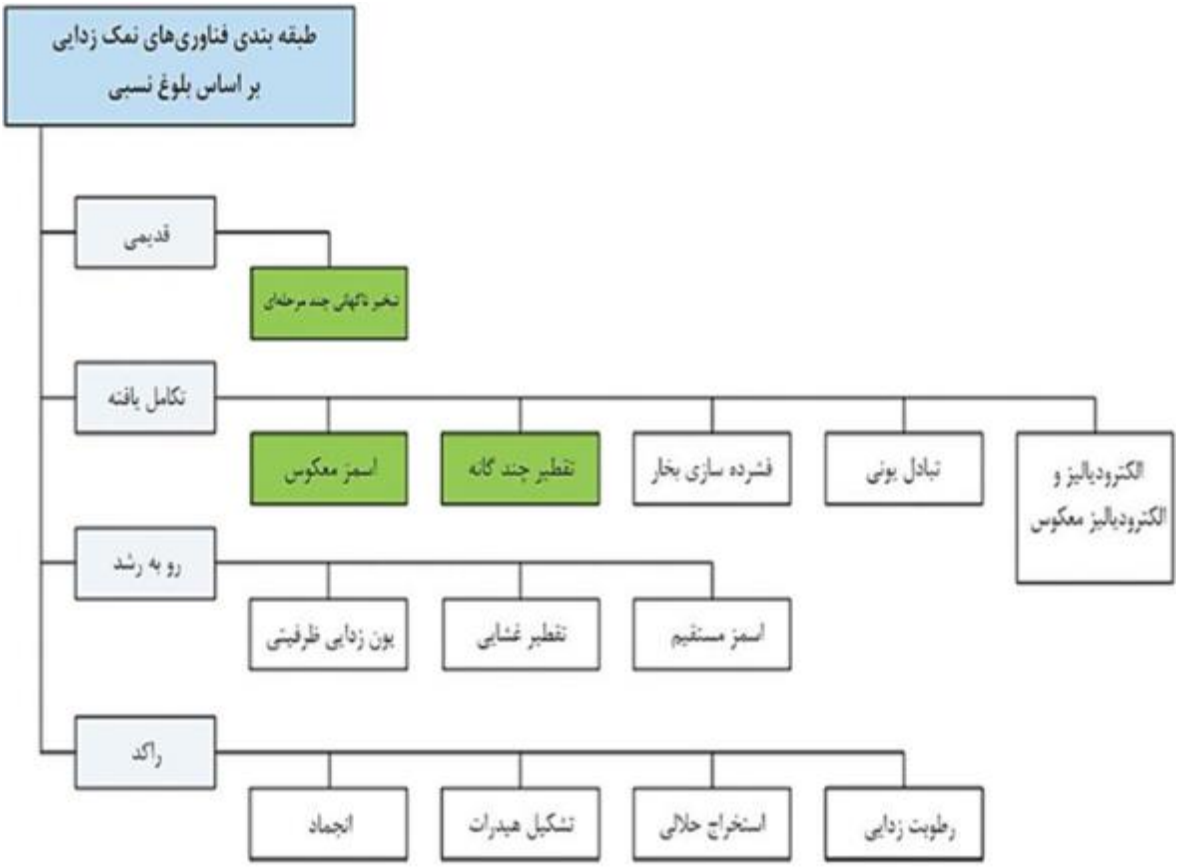
مطابق گفته سازمان بهداشت جهانی، آب مورد استفاده انسان در صورتی که TDS آن زیر ۳۰۰ میلی گرم برلیتر باشد در درجه عالی قرار می‌گیرد، در حالی که مقدار TDS بالاتر از ۱۲۰۰ میلی گرم برلیتر غیر قابل قبول است.

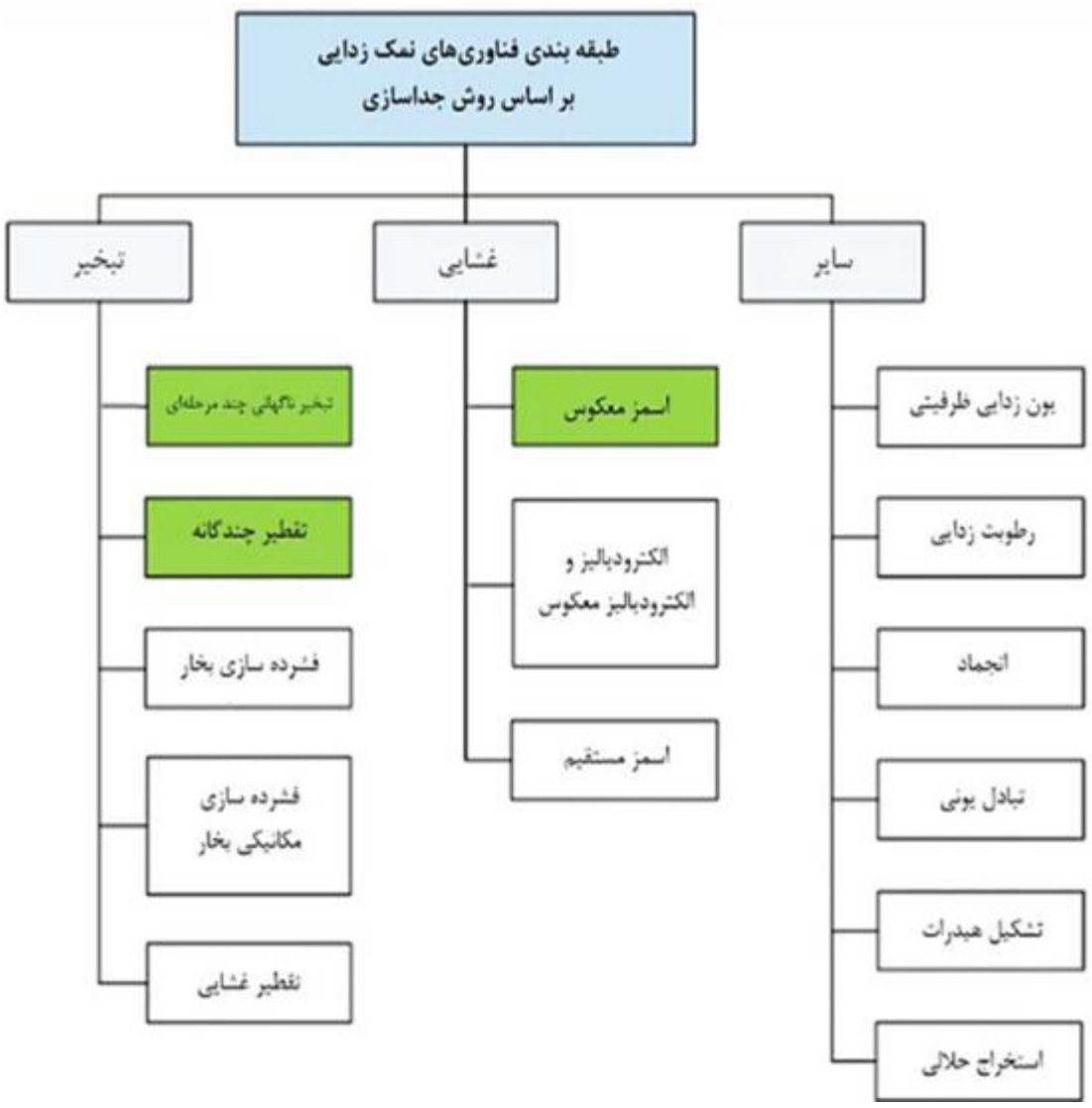
علاوه بر این، علاوه بر شرایط محلی، فناوری نمک زدایی انتخاب شده تحت پیش تصفیه و همین طور تصفیه نهایی قرار میگیرد. به عنوان مثال، واحدهایی که از فناوری نمک زدایی که از تبخیر حرارتی استفاده می‌کنند اغلب آبی تولید می‌کند که خالص‌تر از RO است. از این رو، آب‌های شیرین تولید شده از طریق فناوری تبخیری / حرارتی به صورت گسترده برای ازبین بردن آلودگی ها به تصفیه نهایی نیاز دارند.از طرف دیگر، از آنجایی که فناوری RO نسبت به مشکلاتی از جمله تشکیل فیلم های بیولوژیکی ناخواسته روی غشاها حساس تر است، آن‌ها اغلب به یک پیش تصفیه گسترده تر نیاز دارند.

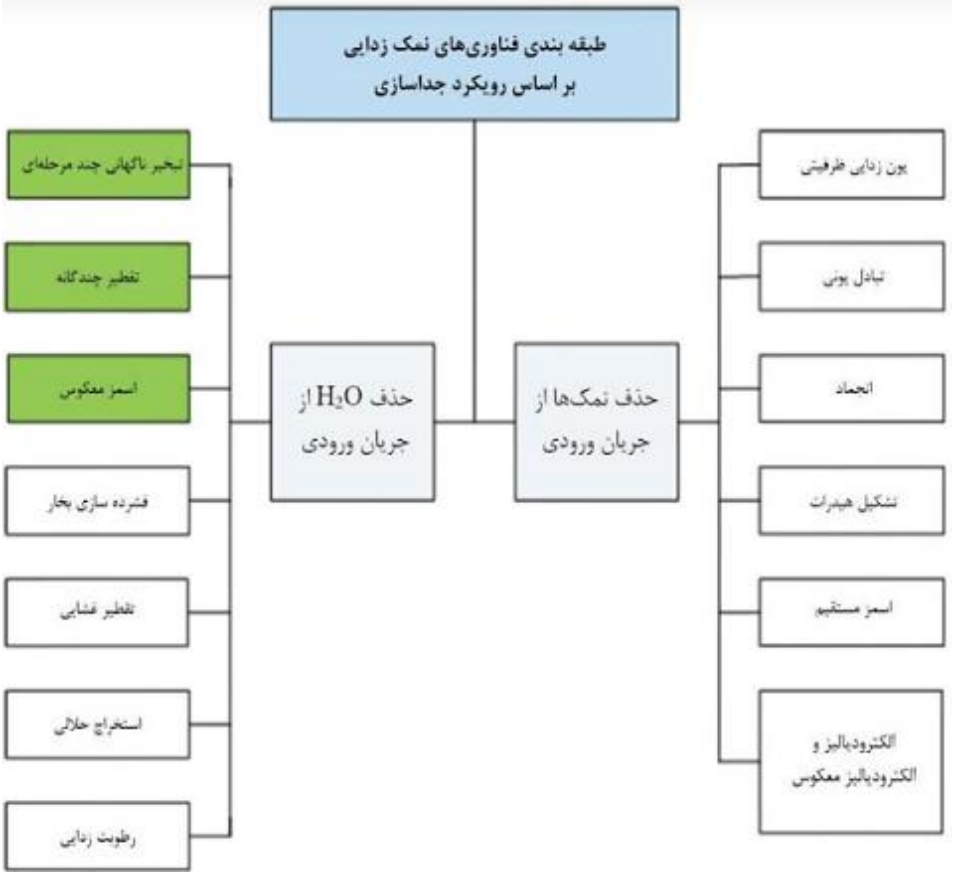
ابتدایی ترین فرآیند آب شیرین کن که به ذهن خطور می‌کند، تقطیر است. فرایند تقطیر کلاسیک از جوشش و به دنبال آن تراکم تشکیل شده است. جوشیدن، تبخیر سریع مایعات است که هنگام گرم شدن تا نقطه جوش آن اتفاق می‌افتد.بعداز تبخیر آب، بخار آب حاوی هیچ نمکی نیست و نمک آن باقی میماند. بخار بعد از فرآیند چگالش مایه شده و آب شیرین تولید می‌شود. اگرچه هنوز هم می-

توان از آن آب به عنوان آب شیرین نمک زدایی شده استفاده کرد (زیرا بیشتر باکتری ها در شرایط جوشش زنده نمی‌مانند) ولی به دلیل مصرف زیاد انرژی، در ظرفیت های کوچک و به عنوان یک روش نمک زدایی و/ یا تصفیه آب مورد استفاده قرار می‌گیرد. در حال حاضر بیش از ۱۶۰۰۰ کارخانه آب شیرین -کن در جهان وجود دارد(Voutchkov, 2012) که در مجموع روزانه حدود ۹۰ میلیارد لیتر آب شیرین تولید می‌کنند(که این میزان روزانه به شدت درحال افزایش است)(Koschikowski, Wieghaus and Rommel, 2003). در طی پنج دهه گذشته، فرآیند نمک زدایی به دلیل کاهش سرمایه مورد نیاز، هزینه‌ها عملیاتی و همچنین بهبود قابلیت اطمینان و عملکرد، رشد چشمگیری را تجربه کرده است. تجهیزات نمک زدایی مدرن که در حال حاضر به صورت تجاری در دسترس هستند دارای ظرفیت هایی از چند لیتر تا حدود ۱۰۰ میلیون لیتر در روز در هر واحد میباشند. در بسیاری موارد، چندین واحد عملیاتی برای افزایش کل ظرفیت آب شیرین کن در کنار یکدیگر قرار می‌گیرند. به عنوان مثال، کارخانه راس الخیر عربستان سعودی در خلیج فارس، که پس از اتمام ساخت بزرگترین کارخانه آب شیرین کن در جهان است، بیش از ۱ میلیارد لیتر بر روز آب شیرین تولید می‌کند. از این رو، در مورد چنین طیف گسترده ای از مقادیر و اندازه تجهیزات، بیش از حد متمرکز بودن خطرناک است. اگرچه پیش تصفیه و تصفیه نهایی از اجزای حیاتی هر کارخانه آب شیرین کن هستند، اما قلب واقعی کارخانه، واحد نمک زدایی است که بعد از پیش تصفیه و قبل از پس تصفیه قرار دارد.


طبقه بندی فناوری‌های نمک زدایی
بر اساس منبع تامین انرژی
حرارتی
مکانیکی
الکتریکی
شیمیایی
تبخیر ناگهانی چند مرحله‌ای
تقطیر چند گانه
فشرده سازی بخار
تقطیر غشایی
رطوبت زدایی
انجماد
اسمز معکوس
تراکم مکانیکی بخار
یون زدایی ظرفیتی
الکترودیالیز و الکترودیالیز معکوس
اسمز مستقیم
تبادل یونی
تشکیل هیدرات
استخراج حلالی


طبقه بندی فناوری‌های نمک زدایی
بر اساس بلوغ نسبی
قدیمی
تبخیر ناگهانی چند مرحله‌ای
تکامل یافته
اسمز معکوس
تقطیر چند گانه
فشرده سازی بخار
تبادل یونی
الکترودیالیز و
الکترودیالیز معکوس
رو به رشد
یون زدایی ظرفیتی
تقطیر غشایی
اسمز مستقیم
راکد
انجماد
تشکیل هیدرات
استخراج حلالی
رطوبت زدایی


طبقه بندی فناوری‌های نمک زدایی
بر اساس روش جداسازی
تبخیر
غشایی
سایر
تبخیر ناگهانی چند مرحله‌ای
تقطیر چندگانه
فشرده سازی بخار
فشرده سازی
مکانیکی بخار
تقطیر غشایی
اسمز معکوس
الکترودیالیز و
الکترودیالیز معکوس
اسمز مستقیم
یون زدایی ظرفیتی
رطوبت زدایی
انجماد
تبادل یونی
تشکیل هیدرات
استخراج حلالی



شکل (۲-۵) طبقه بندی فناوری‌های نمک زدایی به روشهای مختلف، جعبه های سبز نشان دهنده اصلی ترین فناوری‌هایی است که هم اکنون در مقیاس گسترده تجاری مورد استفاده قرار می‌گیرد. اسمز معکوس(RO)، تقطیر ناگهانی چند مرحله‌ای (MSF) و تقطیر چندگانه(MED)، ۹۴تا ۹۵ درصد از ظرفیت نمک زدایی کنونی جهان را تشکیل می‌دهند که در آن RO سهم اصلی را دارد.

اگر چه بخش عمده تاسیسات آب شیرین کن در حال ساخت از فناوری RO استفاده می‌کنند، اکثریت تاسیسات ساخته شده در خاورمیانه(بزرگترین بازار جهان در صنعت نمک زدایی) هنوز از سیستم های حرارتی استفاده می‌کنند. به طور کلی RO، MSF (تقطیر ناگهانی چند مرحله‌ای) و MED (تقطیر چند گانه، که MEE، تبخیر چندگانه هم نامیده می‌شود) به ترتیب ۶۵،۲۱ و ۷ درصد از کل ظرفیت بازار را به خود اختصاص داده‌اند. این فناوری‌ها تقریبا ۹۴ تا ۹۵ درصد کل ظرفیت

نمک زدایی را به خود اختصاص میدهند. سهم RO به رشد خود ادامه داده و در حال حاضر بیش از ۷۰٪ از کل سرمایه گذاری های جهانی (طرح‌های در دست ساخت) را شامل می‌شود. روش های مبتنی بر الکترودیالیز (EDو EDR)با سهم ۳ درصدی از بازار در رده بعدی قرار میگیرند (Voutchkov, 2012).لازم به ذکر است که ED / EDR فقط برای آب لبشور مناسب است و برای نمک زدایی از آب دریا استفاده نمی‌شود. شرح مختصری از هر فرآیند در شکل زیر ارائه شده است. توجه داشته باشید که این لیست جامع نیست، و بسیاری از فرآیندهای تجربی و جدید نمک زدایی (مانند سلول‌های نمک زدایی میکروبی(Brastad and He, 2013)) وجود دارند که در اینجا شرح داده نمی‌شوند. گرچه فناوری‌های جدید، ممکن است در مراحل اولیه توسعه نوید بخش باشند، اما آن‌ها اغلب در عرصه تجاری شکست می‌خورند.

۲-۲- فناوری‌های نمک زدایی

۲-۲-۱- فناوری‌های حرارتی و تبخیری

برای سال‌ها، نمک زدایی از آب دریا با استفاده از فناوری اسمز معکوس (SWRO) انرژی الکتریکی بیشتری نسبت به روشهای حرارتی استفاده می‌کرد. علاوه بر این، روشهای حرارتی دارای درجه بالایی از قابلیت اطمینان و عملکرد تضمین شده در شرایط متنوع بودند. از این رو، به طور سنتی، اکثر کارخانه های آب شیرین -کن در سراسر جهان از فناوری‌های حرارتی استفاده می‌کردند. اما با رشد سریع فناوری ROدر طول دهه اخیر و با کاهش شدید مصرف انرژی در این فرآیند، سهم بازار نمک زدایی حرارتی کاهش یافته است.

◘ تقطیر ناگهانی چند مرحله‌ای (MSF)

تقطیر ناگهانی چند مرحله‌ای[1] (MSF)فرایندی محبوب در صنعت نمک زدایی بوده و در پایان قرن بیستم سهمی معادل با ۶۰٪ از کل ظرفیت تولید جهان را در اختیار داشت. در اینجا، یک خلاصه کوتاه ارائه می‌شود (El-Dessouky and Ettouney, 2002; Al-Sahali and Ettouney, 2007; Maria Antony Raj et al., 2016).

فرآیند MSF ساده به نظر می‌رسد در حالی که از این مزیت استفاده می‌کند که تحت فشارهای کمتر، انرژی مورد نیاز جوشاندن آب کاهش می‌یابد. گام اول گرم کردن آب است، که در آن آب شور ورودی به صورت پی در پی از مبدل‌های حرارتی که درجه حرارت آن افزایش می‌یابد، عبور می‌کند.

در مرحله بعد، آب تا حداکثر دمای فرآیند گرم می‌شود و به دنبال آن انتقال آب به داخل محفظه خلاء که در آن تبخیر ناگهانی یا "Flashing" اتفاق می‌افتد،صورت میگیرد. به دلیل اینکه تبخیر آب صرفا بر روی دیواره‌های مبدل حرارتی صورت نمیگیرد تشکیل رسوب هم کاهش می‌یابد.

بخار آب تشکیل شده در محفظه بر اثر چگالش بر روی لوله های مارپیچ خنک کننده به آب شیرین تبدیل می‌شود (اینها همان لوله های مارپیچی هستند که در مرحله پیش گرمایش آب ورودی از آن ها عبور می‌کند).

بخشی از آب ورودی که در محفظه اول تبخیر نشده است، به سمت محفظه دوم می‌رود. این عمل در مراحل flushing بعدی تکرار می‌شود که هرکدام فشار عملیاتی کمتری نسبت به قبل دارند .طرح های پیچیده تر شامل چرخش جزئی آب شور باقی مانده است. سیستم های (MSF)غالبا در رابطه با نیروگاه ها ساخته می‌شوند. در این حالت که همزمان آب و نیرو تولید می‌شود، بخار فشار قوی تولید

[1] Multi-Stage Flash Distillation

شده در دیگهای بخار برای تولید نیروی الکتریکی به توربین ها تغذیه می‌شود. بخار با فشار کمتری که از توربین خارج می‌شود، سپس در کارخانه MSF تغذیه می‌شود تا انرژی حرارتی لازم برای نمک زدایی را تأمین کند. از نظر فناوری، MSFهنوز به عنوان گزینه ای بسیار مطمئن برای تاسیسات بزرگ در نظر گرفته می‌شود.

◘ تقطیر چند گانه[1] (MED)

تقطیر چندگانه از نظر ظرفیت نصب شده در سطح جهان دومین روش نمک زدایی حرارتی است. این فناوری سالها از نظر اندازه واحد ومقبولیت از نظر مشتری از فناوری MSFعقب مانده بود، اما این فناوری در شرایط کنونی در حال تجدید حیات است(Birkett, 2011).

اساس طراحی MED را می‌توان به شرح زیر توضیح داد: آب شور روی دسته هایی از لوله ها که حاوی بخار داغ است و به عنوان مبدل حرارتی عمل می‌کند،اسپری می‌شود .بخار در داخل لوله ها متراکم می‌شود و در نتیجه تبادل حرارتی با آب شور اسپری شده روی دیواره لوله، آب شور روی لوله ها بخار می‌شوند.بخار آب تولید شده از روی لوله ها فاقد نمک است و به مرحله بعد میرود. در مرحله بعدی، این بخار باعث گرم شدن قسمت داخلی لوله ها می‌شود و در اثر چگالش به آب شیرین تبدیل می‌شود. مجدداً، آب شور (این بار با فشار کمتری) در قسمت خارجی لوله ها که درآن بخار داغ جریان دارد، اسپری می‌شود و روند تکرار می‌شود. این روند برای چند مرحله ادامه میابد که هر مرحله به عنوان یک "اثر" شناخته می‌شود.در یک کارخانه بزرگ به طور معمول این مراحل بین ۵ تا ۲۰ بار تکرار می‌شود(Khawaji, Kutubkhanah and Wie, 2008). اختلاف فشار بین مراحل این مزیت را فراهم می‌کند که فقط مرحله اول نیاز به گرمایش دارد و اثرات و یا (effect) های بعدی

[1] Multi Effect Distillation

نیازی به گرمایش ندارند . افزایش تعداد اثرات می‌تواند بازیابی انرژی داخلی را افـزایش دهـد (Shen, 2015) فرآیند MED می‌تواند به گونه ای طراحی شود که در دمای کمتری نسبت به فرآینـد MSF کار کند. این بدان معنی است که می‌تواند از بخاربا دمای پایین تر به عنوان گرمایش ورودی اسـتفاده کند(کاهش هزینه). پارامتر نرخ بهره وری خروجی (GOR)بر اساس کیلـوگرم (یـا پونـد) آب شـیرین شده به ازای هر کیلوگرم (یا پوند) بخار مورد استفاده برای گرمایش تعریف می‌شـود. اگـر صـرفا یـک مرحله به صورت ساده انجام میگرفت میزان GOR بیشتر از یک واحد نبـود ولـی بـه دلیـل طراحـی سیستم MED که تنها اولین اثر در آن گرم می‌شود، GOR می‌تواند از یک فراتر رود.

در نمک زدایی به روش MSF ، GORدر درجه اول تابعی از محدوده دمـا (بـین مرحلـه اول و آخـر) است و مثل فرآیند MED وابسته به تعداد مراحل نیست.

یک پارامتر مشابه با نام نرخ عملکـرد (PR) بـر اسـاس کیلـوگرم آب تولیـد شـده بـه ازای هـر ۲۳۲۶ کیلوژول گرمای مصرفی (یا پوندهای آب تولید شده به ازای ۱۰۰۰ BTU گرمای مصرفی) تعریف شده است. 1000 BTU و ۲۳۲۶ کیلو ژول بیانگر میانگین آنتالپی یک واحد بخـار اسـت (Tonner, 2008). به عبارت دیگر، این پارامترها معیار میزان آب نمک زدایی شده به ازای مقدار گرمای مصرفی هستند . لازم به ذکر است که در دمای جوش فشار بخار اتمسفریک معمول، GOR و PR کـم و بـیش یکسـان هستند(به طور معمول در سیستم های قدیمی). این مقادیر با تغییر دما (به عنوان مثال، کیفیـت و از این رو هزینه) بخار ورودی متفاوت است.

◘ فشرده سازی حرارتی بخار[1] (TVC)

در فشرده سازی یا متراکم سازی بخار[2] (VC)، که همچنین فشرده سازی حرارتی بخار (TVC) نیز گفته می‌شود، گرمای لازم برای تبخیر آب در یک محفظه تراکم حرارتی بدست می‌آید. واحدهای VC در تنظیمات متنوعی ساخته شده اند، اما بطور کلی، گاز تحت فشار زیاد (بخار محرک) از طریق نازل خلاء ایجاد می‌کند و آب ورودی را از مخزن بیرون بکشد. مخلوط بخار محرک و آب کشیده شده در خروجی کمپرسورحرارتی فشرده می‌شود تا آب شیرین حاصل شود (El-Dessouky and Ettouney, 2002; Al-Sahali and Ettouney, 2007; Khawaji, Kutubkhanah and Wie, 2008; Maria Antony Raj *et al.*, 2016) هنگامی که به درستی طراحی و بهره برداری شود، مقدار آب تولید شده چندین برابر مقدار بخار وارد شده در نازل است و از این رو GOR از واحدهای TVC به طور قابل توجهی بیشتر از ۱ است .به عنوان واحدهای مستقل، VCدارای مصرف انرژی بالایی است اما در مقایسه با MSF و MED فضای کمتری را اشغال می‌کند .با این حال، ترکیبی از MED و TVC به عنوان سیستم های آب شیرین کن هیبریدی بسیار رایج شده است(Al-Mutaz and Wazeer, 2015; Alamolhoda, KouhiKamali and Asgari, 2016). این در شرایطی است که هر زمان که انرژی حرارتی به شکل بخار با فشار متوسط در دسترس باشد، MED-TVC سودمندترین فرآیند بخار – حرارتی در نظر گرفته می‌شود. هنگام ترکیب این دو روش، بخار موجود در خروجی TVC ، بخار درون لوله‌های اولین مرحله را MED تأمین می‌کند. از این رو، گرمای نهان آب مکیده شده در TVCدر سیستم MED بازیافت می‌شود که منجر به صرفه جویی در مصرف انرژی می‌شوداگرچه این شیوه محبوبیت کمتری دارد، اما گزینه های دیگر نیز ممکن است. به عنوان مثال، بخار ضعیف شده از آخرین مرحله MED می‌تواند استخراج و وارد TVC شود.

[1] Thermal Vapor Compression
[2] Vapor Compression

◘ تراکم مکانیکی بخار [1] (MVC)

در سیستم MVC، آب شور روی قسمت جلوی مبدل حرارتی پاشیده می‌شود که در نتیجه می‌شود و سطح مبدل را خنک می‌کند. قسمت تبخیر نشده آب ورودی (حاوی تمام نمک‌ها) به عنوان محلول آب نمک خارج می‌شود. در همین حال، یک خلاء جزئی توسط یک کمپرسور ایجاد می‌شود که بخار را بیرون می‌کشد. بخار فشرده شده و متعاقباً در قسمت پشتی مبدل حرارتی اصلی اعمال می‌شود. این فشار زیاد باعث می‌شود بخار در قسمت پشت مبدل حرارتی متراکم شده، و مجدداً آن را گرم کند تا بتواند آب بیشتری را در قسمت جلوی آن به بخار تبدیل کند. بدین ترتیب گرمای تبخیر در سیستم قابل بازیافت است از این رو این مفهوم از بسیاری جهات شبیه به فناوری مورد استفاده در پمپ های حرارتی و یخچال است. فرآیندهای اصلی MVC بیش از ۱۰۰ سال پیش توسعه یافته و از آن زمان تاکنون برای کاربردهای کوچک مورد استفاده قرار گرفته است(Gebel, 2014). MVC برای موقعیت هایی مناسب است که آب با خلوص بسیار زیاد و همچنین با بازیابی درصد بسیار بالایی مورد نیاز باشد.

◘ تقطیر غشایی [2] (MD)

تقطیر غشایی به جای فناوری‌های غشایی در زیر مجموعه فناوری‌های حرارتی طبقه بندی می‌شود، زیرا تبخیر آب از طریق گرم کردن مؤلفه اصلی فرایند این است که آب را از نمک‌ها جدا می‌کند. فرایند MD را می‌توان به کلاس های مختلف طبقه بندی کرد که چهار پیکربندی کلاسیک در آن قرار دارد(Khayet, 2011; Alkhudhiri, Darwish and Hilal, 2012; Drioli, Ali and Macedonio, 2015)

[1] Mechanical Vapor Compression
[2] Membrane Distillation

۱- تقطیر غشایی با تماس مستقیم[1]: که در این روش یک غشای نازک بین آب شور داغ و آب شیرین سرد قرار می‌گیرد. در سمت گرم، آب تبخیر می‌شود و از غشاء عبور می‌کند و سرانجام در سمت سرد غشا میعان اتفاق می‌افتد.

۲- تقطیر غشایی با شکاف هوا[2]: جایی که بخار از درون غشاء و شکاف هوا نفوذ می‌کند، سرانجام در یک صفحه سرد خنک و متراکم شده و آب شیرین تولید می‌شود.

۳- تقطیر غشایی با گاز جاروبی[3]: جایی که بخار از جریان مایع داغ در غشاء خارج می‌شود و از گاز سلب مانند هوا یا نیتروژن برای انتقال بخارهای تولید شده به یک بخش جداگانه استفاده می‌شود تا از چگالش استفاده شود در این جا بخار از جریان مایع داغ در غشاء خارج می‌شود و از گاز عریان کننده، مانند هوا یا نیتروژن برای انتقال بخارهای تولید شده به یک بخش جداگانه برای متراکم شدن استفاده می‌شود.

۴- تقطیر غشایی با خلاء: در حالی که بخار از مایع داغ بیرون می‌آید، از غشا عبور کرده و به یک بخش جداگانه تخلیه شده و متراکم می‌شود.

◘ انجماد

وقتی آب یخ بزند، نمک‌های حل شده در بلورهای یخی تشکیل شده باقی نمی‌مانند،از این رو، در شرایط کنترل شده، آب شور از طریق انجماد می‌تواند به آب شیرین تبدیل شود.برای این کار، قبل از اینکه تمام جرم آب منجمد شود، این مخلوط را شسته می‌شود تا نمک موجود در آب باقیمانده یا چسبیده به یخ برداشته شود. سپس یخ برای تولید آب شیرین ذوب می‌شود. تنظیمات فرآیندی

[1] Direct Contact MD
[2] Air Gap MD
[3] Sweeping Gas MD

مختلفی برای یخ زدایی از انجماد از جمله نمک زدایی انجمادی در خلاء[1] (VFD) و مایع مبرد ثانویه[2] (SRF) وجود دارد. درVFD، آب شور خنک شده درون یک محفظه خلاء پاشیده می‌شود. در این حالت با تبدیل سریع مقداری از آب به بخار و خارج شدن گرما از آب، یخ شکل می‌گیرد. در SRF، مبرد هیدروکربن مایع مانند پروپان یا بوتان در تماس مستقیم و یا غیرمستقیم با آب شور تبخیر می‌شود. با استفاده از این بخار، دوغاب یخی تولید می‌شود(Williams, Ahmad and Connolly, 2013; Williams *et al.*, 2015). بیش از ۶۰ سال تحقیق متناوب در مورد نمک زدایی انجمادی به دلیل هزینه‌ها زیاد و مصرف بیش از حد انرژی، منجر به هیچ فرآیند تجاری موفقی نشد . نمک زدایی انجمادی زیر شاخه فناوری‌های حرارتی در نظر گرفته می‌شود، زیرا از نظر فنی، گرمایش و انجماد دو طرف یک سکه هستند.

۲-۲-۲- فناوری‌های غشایی

بر خلاف فناوری‌های حرارتی که از گرما برای جدا کردن آب شور و نمک‌های آن استفاده می‌کنند، فناوری‌های غشایی از "غشاهای نیمه تراوا" برای انجام این کار استفاده می‌کنند. با این تعریف، غشایی نیمه تراوا است که که امکان عبور مولکول ها و / یا یون های خاصی را می‌دهد، اما دیگران را محدود می‌کند. برای اهداف نمک زدایی، این به معنای عبور مولکول های آب از غشا است در حالی که غشا مانع عبور نمک‌های حل شده در آب می‌شوند و (یا برعکس). میزان عبور گونه ها از طریق غشای نیمه تراوا بستگی به عوامل مختلفی از جمله فشار، غلظت، دما، حلالیت و اندازه ذرات محلول و غیره دارد.

---

[1] Vacuum Freezing Desalination
[2] Secondary Refrigerant Fluid

◘ اسمز معکوس (RO)

طبق تعریف، اسمز جریانی بین دو محلول آبی است که یک غشای نیمه تروا بین آن‌ها قرار گرفته،این جریان از محلول با غلظت کمتر تا محلول غلیظ تر تا رسیدن به تعادل ادامه دارد. فرض کنید که ما دو محلول آبی داریم، یکی با غلظت بالاتر نمک (محلولA)و دیگری با غلظت کمتر (محلول B). گر این محلول‌ها با یک غشای نیمه تراوادر کنار هم قرار بگیرند،، گرادیان غلظت ایجاد می‌شود. این اختلاف غلظت یک نیروی محرکه برای آب درون محلول B است که از آن عبور کرده و وارد محلول A شود. این فرآیند تا زمانی که نیروهایی که روی سیستم عمل می‌کنند مثل اختلاف فشار، گرادیان غلظت و غیره یکدیگر را متعادل کنند، ادامه خواهد داشت. اما اگر فشار خارجی بر روی محلول A اعمال شود، آب در جهت مخالف یا "معکوس" روند اسمز طبیعی جریان می‌یابد. این بدان معنی است که جریان آب (بدون نمک) از محلول (A) با عبور از غشا وارد محلول رقیق (محلول B) می‌شود این در حالی است که محلول غلظت نمک بالاتر (محلول A) غلیظ تر می‌شود و این اساس فناوری نمک زدایی RO است(Malaeb and Ayoub, 2011). در بین تمام فناوری‌ها، در حال حاضر اکثر کارخانه های آب شیرین کن جدید در سراسر جهان از RO استفاده می‌کنند که از سه جریان فرآیندی زیر تشکیل شده است:

۱- آب خوراک (feed water)، به عنوان آب ورودی به فرآیند غشایی تعریف شده است،این آب ورودی پس از پیش تصفیه آب خام (از چاه ها، منابع سطحی، دریا و یادیگرمنابع آب) به دست می‌آید.از آنجا که غشاهای RO برای جداسازی گونه های یونی (به جای سایر ناخالصی ها مانند کلوئیدها یاامواد معلق) طراحی شده اند، تمیز کردن آب بالادست فرآیند غشایی، به منظور جلوگیری از رسوب بیش از حد و گرفتگی، بسیار مهم است.

فرآیندهای پیش تصفیه مثل شفاف سازی، انعقاد و / یا لخته سازی، فیلتر شنی، میکروفیلتراسیون، اولترافیلتراسیون، کلرزنی و تجزیه کلر و استفاده از مواد ضد رسوب برای محافظت از غشا RO مورد استفاده قرار میگیرند(Water and Solutions, 2009).

۲- شورابه و یا جریان برگشت، به عنوان جریان تغلیظ شده(با مواد جامد یا ذرات حل شده و یا هر دو) حاصل از فرآیند غشایی تعریف می‌شود. همانطور که قبلاً ذکر شد، جریان تغلیظ شده، همان بخشی از جریان ورودی است که از غشاء عبور نمی‌کند.

۳- permeate، بخشی از جریان ورودی است که از غشاء عبور کرده است که محصول فرآیند نمک زدایی حساب می‌آید. از آنجا که غشای نیمه تراوا در حذف کردن ذرات بزرگتر بسیار مؤثر است، جریان عبور کرده از غشا فاقد یون و مولکول های بزرگ است. با این حال، مقدار ناچیزی از ذرات کوچکتر محلول در آب می‌توانند از غشا عبور کنند. از این رو، جریان عبور کرده از غشا هرگز به طور کامل از نمک خالی نیست، اگرچه برای اهداف عملی این مسئله به ندرت یک مشکل به حساب می-آید. لازم به ذکر است که، اگرچه به نظر می‌رسد که RO فقط یک فرآیند فیلتراسیون است که منافذ بسیار ریز را شامل می‌شود، اما در سطح مولکولی، جداسازی یک فرآیند فیزیکی نیست، بلکه شامل فعل و انفعال شیمیایی و انتشار آب در میان غشا است.

◘ اسمز مستقیم

اسمز مستقیم یک فرآیند جداسازی مبتنی بر غشاء است، مانندRO ، که در حذف نمک به ویژگی نیمه تراوایی یک غشاء متکی است، بااین حال که بر خلافRO ، نیروی محرکه برای جداسازی فشار اسمزی است نه فشار هیدرولیکی. با استفاده از یک محلول غلیظ تر از آب شور ورودی در یک طرف غشاء، آب شور ورودی که در طرف دیگر غشا است، طبق خاصیت اسمزی از غشا عبور کرده و نمکدر

پشت غشا میماند. به عبارت دیگر، فشار اسمزی محلول غلیظ در یک طرف غشا باید بیشتر از آب شور ورودی باشد. جریان در سراسر غشاء به دلیل تمایل طبیعی(خاصت اسمزی) سیستم برای ارسال آب از طرف رقیق تر به سمت غلیظ تر اتفاق می‌افتد. محلول استخراج بسیار غلیظ به گونه ای انتخاب می‌شود که می‌توان آن را به راحتی (معمولاً از طریق گرم کردن) از آب نمک زدایی شده جدا کرد. این محلول بسیار غلیظ مجدداً بازیافت می‌شود تا آب بیشتری استخراج شود. اگرچه FO به انرژی بیشتری (به صورت گرما و برق) نسبت به RO احتیاج دارد، اما از نظر تئوری شار آب شیرین تولید شده در این روش بالاتر است. در حال حاظر تجربیات بسیار محدودی از این روش در مقیاس تجاری وجود دارد(Lutchmiah *et al.*, 2014; Akther *et al.*, 2015).

◘ الکترو دیالیز(ED) و الکترودیالیز معکوس (EDR)

الکترودیالیز فرآیندی غشایی است که از انرژی الکتریکی (به جای فشار) برای جدا کردن نمک‌ها از آب استفاده می‌کند. در یک سیستم ED، از غشاهایی که صرفا به صورت انتخابی نسبت به یون های دارای بار مثبت (کاتیونها) و یا منفی (آنیونها) تراواست، استفاده می‌شود. مجموعه ای از غشاهای آنیونی و کاتیونی یک سلول را تشکیل می‌دهند. آب شور در وسط سلول از طریق فاصله دهنده، پمپ می‌شود در حالی که یک جریان الکتریکی پتانسیل را در بین الکترودها ایجاد می‌کند. کاتیونهای دارای بار مثبت در محلول، از طریق غشای مربوط پخش می‌شوند و به سمت کاتد حرکت می‌کنند. به همین ترتیب، آنیونهای دارای بار منفی به سمت آند حرکت می‌کنند. از این رو، فضای بین آند و کاتد(سلول) فاقد نمک شده و در نتیجه آب نمک زدایی شده تولید می‌شود. هنگامی که تعداد زیادی سلول در کنار یکدیگر قرار می‌گیرند،دسته متناوبی از غشاء های تراوا نسبت به آنیون ها و کاتیونها و کانالهای جریان بین آن‌ها تشکیل می‌شود. کاتیونها از غشای تبادل کاتیونی با بار منفی عبور می‌کنند

اما توسط غشای تبادل آنیون با بار مثبت حفظ می‌شوند و به همین ترتیب، آنیون ها از غشای تبادل آنیونی عبور می‌کنند اما توسط غشای تبادل کاتیونی حفظ می‌شوند.نتیجه این فرایند این است که یک سلول از یونها تخلیه می‌شود در حالی که سلول مجاور مملو از یون ها می‌شود. در طراحی یک سیستم ED، جریان الکتریکی، نوع غشا و تعداد سلول‌ها سه پارامتر اصلی هستند. در حالی که جریان الکتریکی و نوع غشا بر خلوص فرآورده تأثیر می‌گذارد، تعداد سلول‌ها بر میزان تولید اثر گذار است(De Barros Machado and Santiago, 2014).

الکترودیالیز معکوس نوعی از فرآیند الکترودیالیز که طرز کار مشابهی دارندبه جز اینکه در این سیستم جریان DC بین قطب ها در هر ساعت بین ۲ تا ۴ بار عوض می‌شود(Lee, Song and Moon, 2013). وقتی قطب معکوس شود، سلول‌های آب شیرین و شورابه معکوس می‌شوند و واکنشهای شیمیایی موجود در الکترودها نیز معکوس می‌شوند. این معکوس شدن قطب ها به تمیز شدن سطح غشاها از رسوبات انباشته شده در فاصله زمانی آخرین معکوس شدگی جریان می‌انجامد اگرچه فناوری ED / EDR برای نمک زدایی از آب دریا مورد استفاده قرار نمی‌گیرد (به دلیل ناکارآمدی در غلظت نمک زیاد)، سهم این فرایند از بازار محدود است به کاربرد های خاص و نمک زدایی از آب لب شور و آبی که غلظت TDS پایین تر از آب دریا باشد.

۲-۲-۳- سایر فناوری‌ها

بسیاری از فناوری‌های نمک زدایی دیگر وجود دارد که در زیر دسته های نمک زدایی حرارتی یا غشایی قرار نمی‌گیرند. با این حال، بسیاری از این گزینه ها برای اجرایی شدن درمقیاس بزرگ، مورد

استقبال قرار نگرفته اند. در اینجا تعدادی از این فناوری‌ها ارائه می‌شوند، اگرچه روش هـای آزمایشـی مختلف دیگری نیز وجود دارد که به آن‌ها اشاره نمی‌شود.

◘ تشکیل هیدرات

در این فرایند، آب شور با یک هیدروکربن مخلوط می‌شود که هیدرات ها یـا کلاتـرات هـا را تشـکیل می‌دهد. در این هیدرات تشکیل شده، یک مولکـول هیـدروکربن درون یـک مولکـول آب(مثـل یـک قفس) محصور می‌شود و مانند یخ، یک فاز جامد تشکیل می‌شود. در مقیاس مولکولی، تمام نمک‌ها از ساختار قفس مانند درون هیدرات، خارج می‌شوند. در نتیجه ی خروج هیدروکربن از هیدرات، آب نیز عاری از نمک خواهد شد. این فناوری هنوز در مرحله توسـعه آزمایشـگاهی اسـت(Freitas, no date; Kang *et al.*, 2014).

◘ تبادل یونی (IX)

فناوری‌های تبادل یونی در بین سایر کاربردها، اغلب برای سختی زدایی آب مورد اسـتفاده قـرار مـی-گیرد. در این سیستم تبادل یون ها بین یک فاز جامد (مانند رزین شیمیایی) و یک فـاز مـایع (ماننـد آب شور)صورت میگیردکه منجر به تصفیه مایع می‌شود. رزین ها از مواد طبیعی و یا مـواد مصـنوعی موجود ساخته می‌شوند.

هنگامی که از فناوری تبادل یونی برای نمک زدایی استفاده می‌شود، این فرایند، یون های Na و Cl را از آب ورودی حذف می‌کند و آن‌ها را با دیگر یون های کم خطـر جـایگزین مـی‌کنـد، در نتیجـه آب شیرین تولیدمی‌شود. گرما برای این فرآیند لازم نیست، زیرا این فرآیند در دمای محیط کار می‌کنـد. فناوری تبادل یونی می‌تواند در از بین بردن بور نیز از آب شور بسیار سودمند باشد. هنگامی که رزین ها اشـباع مـی‌شـوند، آن‌هـا شسـته شـده و بازسـازی مـی‌شـوند تـا بتواننـد بـازده خـود را بازیـابی

کنند(Schoeman and Steyn, 2000). بازسازی سریع، کامل و ارزان رزین یک چالش است. از این رو، به جای استفاده ازتبادل یونی IX به طور مستقیم برای نمک زدایی، معمولاً برای پالیشینگ[1] آبی مورد استفاده قرار می‌گیرد که نمک زدایی شده است. (Electro De Ionization) در حال حاضر پیشرفته ترین نوع از فناوری تبادل یونی است. در حقیقت فرآیندی است که IX و ED را در یک فناوری واحد برای تولید آب خیلی خالص قرار می‌دهد. فرآیند EDI از مقادیر بسیار کمی از مواد شیمیایی استفاده می‌کند (کمتر از ۹۵٪ از IX معمولی) . با این حال، EDIرا نمی‌توان برای تصفیه آب TDS زیاد مورد استفاده قرار داد و به فرایند نمک زدایی در بالادست احتیاج دارد. در واقع EDI، خلوص آب‌های شیرین را افزایش می‌دهد. هر محفظه EDI از رزین‌های تبادل یونی تشکیل شده است که بین یک غشای تبادل کاتیونی و یک غشای تبادل آنیونی بسته بندی شده است. هنگامی که آب از طریق یک سلول EDI جریان می‌یابد، برخی از یون ها که توسط رزین جذب شده اند از رزین جدا شده و از طریق غشاها به سمت الکترودهای مربوطه کشیده می‌شوند. به این ترتیب، این یونها به طور مداوم برداشته شده و در سراسر غشاء پخش می‌شوند و در نتیجه آب تصفیه می‌شود (Alvarado and Chen, 2014; Arar *et al.*, 2014).

◘ یون زدایی ظرفیتی

یون زدایی ظرفیتی که همچنین به آن کانیزدایی الکتروشیمیایی و یا جذب الکتریکی یون های نمک نیز گفته می‌شود یک فناوری نوظهور است که قادر نمک زدایی آب لب شور است . سلول CDI از یک جداکننده (مانند کانال یا مواد دی الکتریک متخلخل) تشکیل شده است که بین یک جفت الکترود متخلخل که معمولاً از کربنی است قرار دارد. از آنجا که آب از طریق جداکننده جریان می‌یابد،

[1] Polishing

الکترودها شارژ می‌شوند (به طور معمول ۱-۱.۴ ولت) و باعث می‌شود یون های نمک از آب به سمت الکترودهایی که در آن در سطوح منافذ و لایه های دوتایی برق گرفتار هستند، حرکت کنند. از این رو آب نمک زدایی می‌شود. یون های نمک به صورت الکترواستاتیک در لایه دوبل نگه داشته می‌شوند تا اینکه یک مرحله تخلیه اعمال شود، که در آن منبع تغذیه خارجی قطع شده یا قطبیت آن برعکس می‌شود. در طی مرحله تخلیه، یونها به صورت جریان شورابه آزاد می‌شوند و الکترودها برای نمک زدایی یک بار دیگر آماده می‌شوند (Porada *et al.*, 2013; Suss *et al.*, 2015).

◘ استخراج حلال

در این روش، یک محلول نمکی با یک حلال در تماس است و در نتیجه دو مرحله مجزا تولید می‌شود: مرحله اول حاوی حلال و آب شیرین استخراج شده از محلول شور و مرحله دوم حاوی یک مانده بسیار غلیظ از محلول شور است. فازها قبل از تماس (یا در طی) تماس گرم می‌شوند تا انحلال جهت دار آب در حلال[1] اضافه شود. سپس دو فاز از هم جدا می‌شوند. پس از جداسازی، فاز اول خنک می-شود تا آب از حلال جدا شود. این فناوری آب شیرین کن این مزیت را دارد که می‌تواند از گرمای کم ارزش ناشی از منابع زمین حرارتی، اقیانوس، خورشید و یا گرمای هدر رفت سایر فرایندها را استفاده کند(Bajpayee *et al.*, 2011; Fowler, 2012; Sanap *et al.*, 2015) .بازیابی کامل، سریع و کارآمد انرژی حلال ضروری است.

◘ رطوبت زدایی

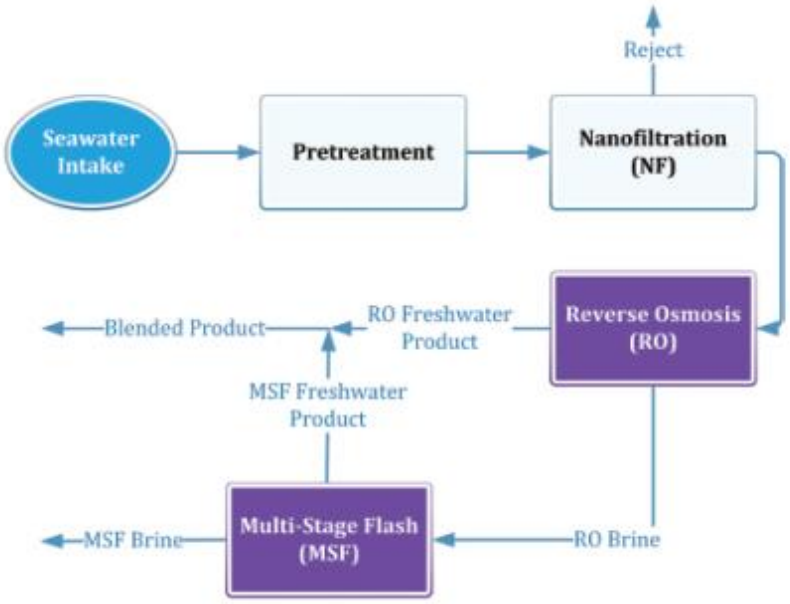
در این فرآیند هوای مرطوب از محیط اطراف وارد سیستم می‌شود و رطوبت آن به صورت آب شیرین استخراج می‌شود. برای این کار می‌توان از تجهیزات استفاده کرد که دمای سطح را تا زیر نقطه شبنم

[1] Directional dissolution of water

(Dew Point) هوای محیط خنک می‌کنند و بخار آب را از طریق استفاده از خشک کن های جامد یا مایع متمرکز می‌کنند و بعد از کنترل آن را به یک برج منتقل می‌کنند. دستگاههای ثبت شده مورد استفاده از نظر مقیاس،از واحد های کوچک که برای نیازهای روزانه یک شخص استفاده می‌شوند تا به اندازه ساختمان‌های اداری چند طبقه در منطقه ساحلی و مرطوب متفاوت هستند(Wahlgren, 2001). این فرآیند هنوز در مقیاس بزرگ تجاری نشده است و فقط در واحدهای با ظرفیت کم و با هزینه‌ها بالا مورد استفاده قرار می‌گیرد. همچنین، به جای به دست آوردن هوای مرطوب ازمحیط اطراف، ابتدا می‌توان یک مرحله رطوبت زایی گنجانید. در چنین فرایندی، گاز حامل ابتدا با تماس مستقیم با آب شور، رطوبت را استخراج می‌کند. پس از مرطوب کردن گاز حامل، گاز مرطوب به بخش دیگری ارسال می‌شود تا رطوبت را به عنوان آب شیرین استخراج شود(Ghalavand, Hatamipour and Rahimi, 2014). چالش چنین فرآیندهایی در بخش رطوبت زدایی است که باید سریع، ارزان باشد و گرمای میعان را دوباره به طرف بخش رطوبت زایی بازیابی کند.

۲ – ۲ – ۴ – فرایندهای هیبریدی

برای بهبود کارایی فرایند یا کیفیت آب نمک زدایی، ممکن است دو یا چند فرآیند نمک زدایی در سیستم های هیبریدی با یکدیگر ترکیب شوند.



شکل (۲-۶) پیکربندی احتمالی برای یک سیستم ترکیبیRO-MSF، با NF

معروف ترین فرایندهای ترکیبی که پذیرش تجاری را کسب کرده اند، MED-TVC (همانطور که بحث شد) و RO-IX هستند. RO-IX برای تولید آب بسیار خالص استفاده می‌شود. در این سیستم، بخش زیادی از سختی توسط RO حذف می‌شود و به دنبال آن سیستم تبادل یونی که یون های باقی مانده را حذف می‌کند، درنهایت TDS آب به کمتر از ۱ می‌رسد(Al Abdulgader, Kochkodan and Hilal, 2013). بسیاری دیگر از فرآیند های هیبریدی توسط محققان در مقیاس آزمایشگاهی یا پایلوت مورد بررسی قرار می‌گیرند. به عنوان مثال، کارخانه های با فرآیند ترکیبی MSF-RO دارای مزایای بالقوه ای مثل مصرف کم انرژی، کیفیت بالای آب خروجی و هزینه‌ها کمتر در اجرا و نگهداری نسبت به کارخانه های RO یا MSF به تنهایی هستند. شکل زیر یک طرح ترکیبی MSF RO را نشان می‌دهد(NFمخفف نانو فیلتر است که ذرات بزرگتر و یون های دو ظرفیتی را حذف می‌کند). در عوض این سیستم می‌توانست به گونه ای طراحی شود که جریان تغلیظ شده از سیستم MSFبه عنوان آب ورودی به سیستم RO وارد شود (Hamed, 2005).

اگرچه فناوری‌های مختلفی مورد توجه قرار گرفته اند، خوب است که بار دیگر توجه کنیم که اکثریت قریب به اتفاق کارخانجات نمک زدایی در سراسر جهان از فناوریRO ، MSFیا MED استفاده می-کنند و RO در سالهای اخیر بر بازار حاکم شده است.

۲-۳- هزینه های نمک زدایی

امروزه سیستم آب شیرین‌کن توانسته است محبوبیت قابل توجهی در مقابل جایگزین کردن این روش به جای استفاده از منابع آب کسب کند زیرا بسیاری از شهرداری ها و تاسیسات در سراسر جهان با فشارهایی از قبیل رشد جمعیت ، کمبود منابع آب محلی مناسب و مقررات سختگیرانه تر کیفیت آب روبرو هستند.

به طوری که تا همین اواخر استفاده از آب شرین کن فقط محدود به مناطق با آب‌وهوای بیابانی بوده است.باپیشرفت‌های اخیر فن آوری و همچنین کاهش هزینه ی تمام شده در این روش که در گذشته زیاد بوده است و با گسترش تقاضای انرژی همگی باعث افزایش استفاده از آب نمک زدایی در مناطق ساحلی گشته است که در گذشته بطور سنتی با منابع آب شیرین تأمین می گردید.

در حال حاضر ، بیش از ۱۹۰۰۰ کارخانه نمک زدایی در سراسر جهان مشغول به کار هستند که در حدود ۱۰۰ میلیون متر مکعب در شبانه روز آب شیرین تولید می کنند و از این طریق حدود یک درصد آب شیرین دنیا را تامین می‌کنند.

تعداد و اندازه پروژه های آب شیرین کن در سراسر جهان رو به افزایش است به طوری که از سال ۲۰۱۰ هر سال حدود ۵ تا ۶ درصد به این تعداد اضافه می‌گردد و هر ساله حدود ۳ تا ۴ میلیون متر مکعب بر روز به ظرفیت این آب شیرین کن ها اضافه میگردد.

این رشد به دلیل تعدادی از روندهای جهانی بلند مدت از جمله:

- با افزایش صعودی جمعیت، تقاضا برای آب آشامیدنی به مراتب بالاتر خواهد رفت.
- بوجود آمدن خشک سالی در مناطق جهان به خصوص در ساحل های خشک و نیمه خشک.
- محدود بودن منابع آب سنتی که هزینه ی کمی را در بر بگیرند.

همچنین در مناطق ساحلی خشک و نیمه خشک بیش از ۷۰٪ از جمعیت جهان سکونت دارند و معمولاً سریعترین مناطق در حال رشد و شهرسازی هستند. در مجموع ۱۸ درصد این دستگاه‌های آب شیرین کن را دستگاه‌های بزرگ را شامل می‌شود(ظرفیت تولید آب آنها بیش از ۱۰۰۰۰۰ متر مکعب در روز است)، ۳۶ درصد آنها سایز متوسط(ظرفیت تولید آنها بین ۱۰۰۰۰تا۱۰۰۰۰۰ متر مکعب در روز است) و ما بقی آنها در سایز کوچک هستند،که از این بین حدود ۹۰ درصد کل آب شیرین را(حدود۸۶ میلیون متر مکعب در روزاست) توسط ۵۴ درصد این دستگاه ها که شامل سایز بزرگ و کوچک است تشکیل شده است.

یکی از راهکارهای واضح برای تولید بیشتر آب شیرین، ساختن دستگاه های آب شیرین کن در سایز بزرگ است که بخش بیشتری از منابع آب شیرین را تأمین می کند.

درحالی که بیشتر دستگاه شیرین کننده‌های بزرگ بین سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۱۰ ساخته شده‌اندتنها ۵ تا ۱۰درصد از آب آشامیدنی مراکز شهری ساحلی را تامین می‌کند،اما امروزه اغلب برنامه های پروژه نمک زدایی منطقه‌ای یا ملی در کشورهایی همانند : اسپانیا،استرالیا،اسراییل،الجزایر و سنگاپوربه منظور تامین ۲۵ الی ۳۰ درصد آب شیرین مورد نیاز را تولید می‌کنند.

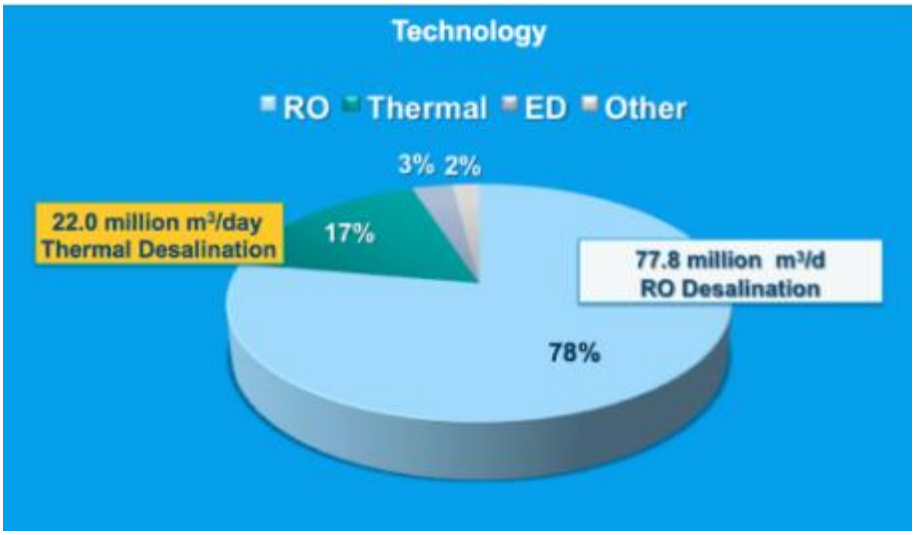
در ۵ سال آینده، پیش‌بینی می‌شود بزرگ‌ترین سرمایه‌گذاری در پروژه‌های نمک‌زدایی جدید در خاورمیانه و شمال آفریقا (۲۸.۲ میلیارد دلار)، شرق آسیا و اقیانوس آرام (۹.۶ میلیارد دلار)، آمریکای

شمالی (۵.۱ میلیارد دلار)، آمریکای‌لاتین / کارائیب (۴.۹ میلیارد دلار)، و اروپای غربی (۲.۹ میلیارد دلار)رخ دهد. از سال ۲۰۱۰، نمک‌زدایی اسمز معکوس (RO) فن‌آوری اصلی انتخاب برای تولید آب شیرین از آب شور در سراسر جهان بوده‌است (شکل زیر)

شیوع این تکنولوژی نمک‌زدایی به دلیل این واقعیت است که برای اغلب منابع شور و کاربردهای در سراسر جهان، آب تازه با استفاده از انرژی و هزینه‌های کم‌تر از فن‌آوری‌های نمک‌زدایی حرارتی مانند تقطیر اثر چندگانه (MED)و تقطیر ناگهانی چند مرحله‌ای (MSF)تولید می‌شود - به جدول زیر مراجعه کنید.

در حال حاضر، بیش از ۵۰ ٪ کارخانه‌های نمک‌زدایی در منطقه خاورمیانه و شمال آفریقا (MENA)واقع شده‌اند. اکثر دستگاه هایی که در این منطقه در طول ۵ سال گذشته ساخته شده‌اند، از غشای RO که آب دریاها را شیرین میکند (SWRO) برای تولید آب تازه استفاده شده است (شکل ۲-۷).

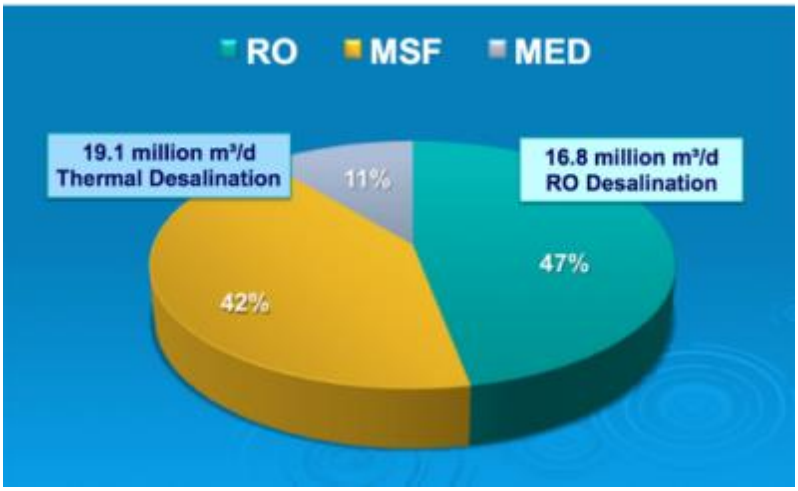
اکثر کارخانه های ساخته شده در ۵ سال گذشته همانطور که در شکل زیر مشخص است از طریق سیستم SWRO نمک زدایی را انجام می‌دهد. روند ثابت افزایش استفاده از نمک‌زدایی غشای SWRO در منطقه MENA عمدتا به این دلیل است که نسبت به روش نمک زدایی حرارتی مصرف انرژی کم‌تر، بازده بالا و هزینه‌های تولید آب تازه کم‌تر است(Ghaffour, Missimer and Amy, 2013; Loutatidou *et al.*, 2014).



شکل (۲-۷) خلاصه کارخانه های نمک زدایی دنیا بر حسب فناوری مورد استفاده در سال ۲۰۱۷

جدول (۲-۱) مقایسه هزینه تولید آب و میزان مصرف انرژی در روش های متفاوت نمک زدایی

روش های نمک زدایی	MED	MSF	VC	BWRO	SRO
فشار بخار(اتمسفر)	۰/۲-۰/۴	۳/۵- ۲/۵	لازم نیست	لازم نیست	لازم نیست
معادل انرژی الکتریکی (کیلو وات ساعت بر متر مکعب)	۴/۵-۶	۹/۵-۱۱	غیرقابل-اجرا	غیرقابل‌اجرا	غیرقابل-اجرا
مصرف برق(کیلو وات ساعت بر متر مکعب)	۱/۲-۱/۸	۳/۲-۴	۸-۱۲	۰/۳-۲/۸	۲/۵-۴
انرژی کل مصرف شده(کیلو وات ساعت بر متر مکعب)	۵/۷-۷/۸	۱۵- ۱۲/۷	۸-۱۲	۰/۳-۲/۸	۲/۵-۴
هزینه‌های تولید آب (دلار بر متر مکعب)	۰/۷-۳/۵	۰/۹-۴	۱-۳/۵	۰/۲-۱/۸	۰/۵-۳



شکل (۲-۸) خلاصه کارخانه های نمک زدایی در منطقه MENA بر حسب فناوری مورد استفاده(۲۰۱۷)

دلیل کاهش استفاده از نمک زدای به روش حرارتی در عربستان به تصمیم دولت مبنی بر عدم ساخت کارخانه های نمک زدایی به روش MSF می‌باشد مخصوصا بعد از ساخت بزرگترین کارخانه نمک زدایی به روش های MSF و SWRO در منطقه راس الخیر (WDR, 2017). این مجموعه بزرگ با ظرفیت ۷۲۷۰۰۰ متر مکعب در روز برای کارخانه به روش MSF و ۳۱۰۰۰۰ مترمکعب در روز برای کارخانه به روش SWOR مشغول به فعالیت است.

روند مشابهی به سمت استفاده ترجیحی از فن‌آوری نمک‌زدایی به روش اسمز معکوس آب دریا SWRO برای پروژه‌های آینده در دیگر کشورهای خاورمیانه مانند عمان، قطر، امارات‌متحده‌عربی و همچنین در بیشتر کشورهای شمال آفریقا مشاهده می‌شود (Caldera and Breyer, 2017; Shazhad et al., 2017).

میزان شوری آب منبع یکی از مهم‌ترین عوامل تعیین‌کننده نوع طراحی و هزینه‌های پروژه نمک‌زدایی است(AWWA, 2007; Tamburini *et al.*, 2017). (AWWA, 2007; Papapetrou et al., 2017).

براساس میزان شوری منبع آب مورد استفاده، کارخانه‌های نمک‌زدایی را می توان به سه دسته گسترده تقسیم کرد: کارخانه‌های نمک‌زدایی آب شور با شوری کم ، کارخانه نمک زدایی با شوری زیاد که به آن نمک زدایی آب لبشور هم گفته می‌شود و کارخانه‌های نمک‌زدایی آب شور با شوری زیاد که این شوری زیاد برای آب دریا می‌باشد.

کارخانه‌های نمک‌زدایی آب لب‌شور با شوری پایین (BW) اغلب دارای پیکربندی سیستم RO تک مرحله‌ای نسبتا ساده هستند و معمولا برای تصفیه آب غلظت کل جامدات حل‌شده (TDS) را بین ۵۰۰ تا ۲۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر طراحی می‌کنند. اصولا در این طراحی بین ۵ تا ۲۰ درصد آب را با آب خروجی از غشا RO ترکیب می‌کنند و با این کار باعث کم شدن هزینه ها می‌شود. بسته به کیفیت آب هدف و روش دفع شورآبه ها، نیروگاه‌های BWRO با شوری پایین ممکن است بیش از یک مرحله RO را به منظور کاهش حجم شورآبه و هزینه‌های آن به کار گیرند.

برای مثال، اکثر کارخانه‌های BWRO در فلوریدا و تگزاس، کارخانه‌های نمک‌زدایی آب‌های زیرزمینی با شوری کم هستند. لازم به ذکر است که کارخانه‌های BWRO با سطح شوری پایین معمولا آب نمک‌زدایی شده را با هزینه ۱۰ تا ۲۰ درصد بیشتر تولید می‌کنند که این امر معمولا به دلیل پیش تصفیه پرهزینه و پیچیده است. از طرفی کارخانه‌های BWRO با شوری بالا برای آب‌های منبع لب‌شور با محتوای TDS در محدوده ۲۵۰۰ تا ۱۰۰۰۰ میلی‌گرم بر لیترپیکربندی شده‌اند، که معمولا کل منبع را توسط سیستم RO دو مرحله ای تصفیه می‌کنند. به طور معمول، هزینه‌های تولید آب شیرین کارخانه‌های نمک‌زدایی با شوری بالا ۱۵ تا ۳۵ درصد بیشتر از هزینه‌های پروژه‌های نمک‌زدایی با شوری پایین است.

تفاوت اصلی هزینه ها ناشی از انرژی است که صرف منابع آب شور می‌شود. سیستم پیکربندی RO پیچیده تر است و ریکاوری آن کمتر است. پروژه‌های نمک‌زدایی از آب دریا برای پردازش منبع آب شور بین ۱۵۰۰۰ تا ۴۶۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر طراحی شده‌اند.

اغلب کارخانه‌ها به صورت چند مرحله‌ای ساخته شده‌اند و از سیستم‌های چند مرحله‌ای RO استفاده می‌کنند که به طور قابل توجه میزان درصد ریکاوری را کم می‌کند و میزان مصرف انرژی را بالاتر میبرد نسبت به کارخانه‌های نمک‌زدایی آب شور و علاوه بر این، عناصر و بدنه‌ی غشای SWRO گران‌تر هستند زیرا برای تحمل فشارهای بالاتر طراحی شده‌اند.

در نتیجه، هزینه‌های نمک‌زدایی آب دریا معمولا به مراتب بیشتر از هزینه‌های تولید همان کیفیت آب تازه توسط نمک‌زدایی آب لب‌شور است.

بسته به کیفیت آب خروجی مورد نظر و شرایط خاص کارخانه مانند هزینه‌های انرژی و میزان شوری منبع آب در کنار سدیم و کلرید، غلظت TDS بین ۱۰۰۰۰ تا ۱۵۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر می‌تواند هم توسط سیستم‌های نمک‌زدایی آب شور و هم توسط آب دریا پردازش شود.

در حالی که ساخت و راه‌اندازی دستگاه‌های نمک‌زدایی آب لب‌شور هزینه کمتری دارد، اما اغلب منابع آب لب‌شور به آسانی در دسترس نیستند و معمولا حجم و نرخ استخراج آن‌ها نسبتا محدود است. نمک‌زدایی اسمز معکوس در حال حاضر به طور گسترده برای حذف نمک از آب در دنیا استفاده می‌شود زیرا امکان بهره‌برداری از بزرگ‌ترین منبع طبیعی آب روی سیاره را فراهم می‌کند که منظورمان آب دریاها و اقیانوس ها می‌باشد.

حدود ۷۵ ٪ (۱/۶میلیون متر مکعب در روز) از ظرفیت جدید دستگاه‌های نمک‌زدایی نصب‌شده در سطح جهانی برای دوره ژوئن ۲۰۱۶ تا جولای ۲۰۱۷ (۲.۱۴ میلیون متر مکعب در روز)برای

نمک‌زدایی آب شور دریا است و تنها ۱۵ ٪ (۰/۳۲ میلیون متر مکعب در روز) آن برای نمک‌زدایی آب لب‌شور بوده است. (GWI, 2017)

۱۰ ٪ باقی مانده (۰/۳۲میلیون متر مکعب در روز) کارخانه‌های نمک‌زدایی دیگر فن‌آوری‌های تصفیه آب مانند برگشت الکترودیالیز (EDR)، تبادل یونی (IX)، اسمز مستقیم (FO) و دیونیزاسیون خازنی (CDI)را بکار برده‌اند.

انتظار می‌رود که این روند در آینده با کاهش کلی ساخت کارخانه‌های نمک‌زدایی آب لب‌شور جدید ادامه یابد، زیرا بیشتر آبخوان‌های آب لب‌شور شناخته‌شده نزدیک مراکز شهری بزرگ در سراسر جهان در حال حاضر بهره‌برداری شده‌اند و به طور کلی دسترسی به آب لب‌شور محدود است. تنها ۱/۱ درصد از منابع آب جهان در آبخوان‌های آب لب‌شور قرار دارند در حالی که ۹۷/۵ درصد از آب کره زمین در اقیانوس‌ها و دریاها قرار دارد.

۲-۳-۲- تعاریف مربوطه

پارامترهای اقتصادی کلیدی پروژه‌های نمک‌زدایی اسمز معکوس آب دریا عبارتند از:

- **هزینه‌های سرمایه گذاری**
- **هزینه‌های عملیات و نگهداری**
- **هزینه تولید آب**

هزینه‌های سرمایه گذاری شامل تمام هزینه‌های مرتبط با اجرای پروژه نمک‌زدایی می‌شود که متشکل از زمان ایده‌ی اولیه، طراحی، مجوز، تامین مالی، ساخت‌وساز، راه‌اندازی و تست پذیرش برای عملیات مقاومت می‌باشد.

هزینه‌های ساخت شامل تمامی هزینه‌های اصلی ساخت از جمله ساخت خود منابع آب کارخانه، ساخت سیستم جمع آوری شورابه‌ها و ساخت تمامی سازه می‌باشدکه شامل نصب و تجهیزات ساختمانی، نصب و اتصال لوله‌کشی کارخانه و امکانات خدماتی؛ و در نهایت آب نمک‌زدایی شده را به کاربر نهایی تحویل می‌دهد. به دلیل ارتباط مستقیم آن‌ها با ساخت امکانات فیزیکی، هزینه‌های ساخت‌وساز نیز به عنوان هزینه‌های سرمایه "مستقیم" یا "سخت" اشاره می‌شود.

هزینه‌های ساخت کارخانه‌های نمک‌زدایی آب دریا معمولا ۵۰ تا ۸۵ درصد از کل هزینه‌های سرمایه گذاری است و ۱۵ تا ۵۰ درصد باقی مانده از آن را اغلب به عنوان هزینه‌های "غیرمستقیم" یا "نرم" نام برده می‌شود. همه‌ی این هزینه‌ها با تمام اقدامات مهندسی، اجرایی، مجوزدهی، و سرمایه‌گذاری لازم برای به ثمر رساندن پروژه در ارتباط هستند. علاوه بر این، هزینه‌های سرمایه غیرمستقیم هزینه‌های مورد نیاز برای ادغام طراحی، ساخت‌وساز، و عملیات پروژه نمک‌زدایی را شامل می‌شود.

کل هزینه‌های سرمایه پروژه معمولا در واحدهای پولی (به عنوان مثال، دلار)ارائه می‌شوند همچنین سال ساخت و اتمام پروژه هم تخمین زده می‌شود و این هزینه بسته به نوع، طول پروژه، و مدت‌زمان تامین بودجه پروژه، باید هزینه های سرمایه اغلب به واحدهای پولی در سال تبدیل می‌شوند و به عنوان هزینه‌های سرشکن یا سالیانه (دلار / سال)نامیده می‌شود. علاوه بر این، گاهی اوقات هزینه‌های سرمایه‌ای و هزینه‌های ساخت به عنوان هزینه‌هایی نشان داده میشود که بر حسب ظرفیت تولید آب شیرین است (به عنوان مثال، دلار آمریکا در روز بر مترمکعب یا دلار آمریکا بر ۱۰۰۰ گالن) ارائه می‌شوند.

هزینه‌های عملیات و نگهداری شامل تمام هزینه‌های مربوط به عملیات نمک‌زدایی کارخانه (برق، مواد شیمیایی، نیروی کار، و جایگزینی مواد مصرفی، غشا و فیلترهای کارتریج)می‌باشدکه با نگهداری

تجهیزات، ساختمان‌ها، زمین‌ها و تاسیسات و با رعایت کلیه الزامات مربوط به عملکرد کارخانه و مجوزهای زیست‌محیطی و سایر الزامات مربوطه اجرایی می‌شود. هزینه‌های عملیات و نگهداری مربوط به یک پروژه خاص معمولا به صورت هزینه‌های عملیاتی جامع برای یک دوره یک ساله محاسبه می-شود (به عنوان مثال، دلار بر سال)یا هزینه‌های عملیاتی را بر حسب تولید واحد حجم آب نمک‌زدایی شده حساب می‌گردد (به عنوان مثال، دلار بر متر مکعب) بیان می‌شوند.

هزینه‌های عملیات و نگهداری (O&M) را می توان به دو دسته اصلی تقسیم کرد: ثابت و متغیر. هزینه‌های ثابت عملیات و نگهداری هزینه‌های سالانه هستند که تابعی از مقدار واقعی آب تازه تولید شده توسط کارخانه نمک‌زدایی نیستند، چنین هزینه‌های اضافی‌ای شامل هزینه‌های نیروی کار (دست‌مزد کارکنان و مزایای حاشیه‌ای)، هزینه‌های نگهداری تجهیزات پیشگیرانه روتین، نظارت بر عملکرد و محیط‌زیست، بیمه عملیاتی، هزینه‌های اجرایی، و دیگر هزینه‌های سربار متفرقه است.

هزینه‌های متغیر عملیات و نگهداری، هزینه‌هایی است که معمولا متناسب با حجم واقعی آب نمک‌زدایی شده توسط واحد نمک‌زدایی است و شامل هزینه‌های برق،مواد شیمیایی، جایگزینی غشاهای RO، غشاهای پیش تصفیه (اگر پیش تصفیه غشا استفاده شود)، و فیلترهای کارتریج و همچنین مخارج دفع مواد زاید (عملیات غربال گری، مواد شیمیایی شستشوی غشایی، آب شستشوی برگشتی، دفع باقی مانده‌های آبگیری شده در صورت پیش تصفیه و هزینه‌های پمپاژ برای انتقال و دفع شورآبه‌ها و تخلیه فاضلاب) می‌شود.

معمولا هزینه‌های متغیر ۵۰ تا ۸۵ درصد از کل هزینه‌های سالانه عملیات و نگهداری را شامل می‌شود در حالی که هزینه‌های ثابت بین ۱۵ تا ۵۰ درصد هزینه کل است.

هزینه آب یک پارامتر اقتصادی است که تمام سرمایه پروژه و هزینه‌های عملیات و نگهداری همگی وابسته به این پارامتر هستند. معمولا این پارامتر هزینه در واحدهای پولی در واحد حجم آب نمک‌زدایی شده بیان می‌شود.(دلار بر مترمکعب). هزینه تولید آب شیرین از تقسیم مجموع هزینه‌های سالیانه کل و هزینه‌های سالیانه عملیات و نگهداری بر حجم تولید آب نمک زدایی شده بر حسب لیتر در سال به دست می‌آید و برای یک کارخانه SWRO معمولی، هزینه‌های سالیانه کل و هزینه‌های سالیانه عملیات و نگهداری معمولا در محدوده ۴۰ تا ۶۰ درصد از کل هزینه آب هستند.

هزینه‌های تولید آب در کارخانه‌های به روش اسمز معکوس آب لب‌شور (BWRO):

جدول زیر خلاصه‌ای از هزینه‌های تولید آب شیرین کارخانه‌های نمک‌زدایی آب لب شور با شوری کم و شوری بالا را نشان می‌دهد که خلاصه هزینه ارائه‌شده در این جدول براساس تحلیل مقایسه‌ای بیش از ۴۰ کارخانه نمک‌زدایی آب لب شور در سراسر جهان است. هزینه‌های واقعی پروژه‌های مورد استفاده برای تولید جدول زیر برای مقیاس زمانی، دامنه، و مکان تنظیم شده‌اند تا یک پایه مشترک برای مقایسه فراهم شود.

بررسی این جدول نشان می‌دهد که در حال حاضر (یعنی سال ۲۰۱۸) هزینه متوسط صنعتی برای تولید آب شیرین توسط کارخانه‌های BWRO با شوری کم و شوری زیاد به ترتیب ۰/۷دلار به ازای هر متر مکعب و ۰/۹ دلار به ازای هر متر مکعب است. همانطور که انتظار می‌رود، استفاده از آب لب‌شور کم شور هزینه‌های تولید آب شیرین کمتری را به همراه دارد ولی نکته جالب توجه این است که تفاوت هزینه با شوری متناسب نیست.

اغلب منابع با شوری پایین ممکن است حاوی آلاینده‌های اضافی مانند سیلیس، سیانید، آهن، منگنز، یا مقادیر زیادی از مواد آلی و گازهای حل‌شده باشند که تاثیر زیادی بر هزینه‌های ساخت کارخانه

دارند زیرا در این صورت برای حذف این آلاینده ها نیاز به پیش تصفیه دارد که خود دارای هزینه است.

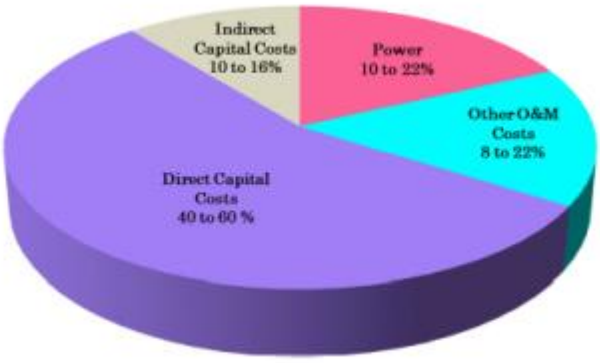
جدول (۲-۲) هزینه تولید آب در کارخانه‌های BWRO در سایزهای کوچک و بزرگ

رده بندی	قیمت آب تولیدی بر حسب دلار بر متر مکعب	
	کارخانه BWRO با شوری کم	کارخانه BWRO با شوری زیاد
کم	۰/۲-۰/۴	۰/۳-۰/۶
متوسط	۰/۵-۰/۸	۰/۷-۱
زیاد	۱-۱/۵	۱/۳-۱/۸
میانگین	۰/۷	۰/۹

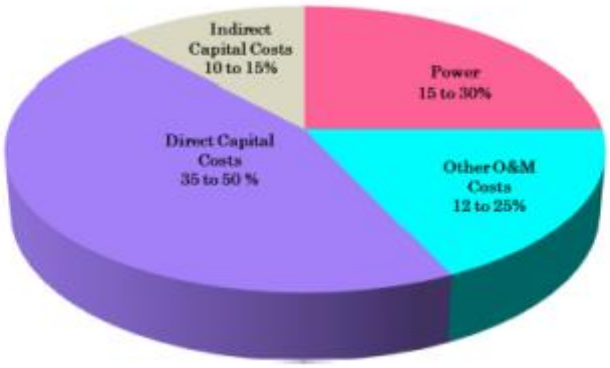
علاوه بر این، به طور معمول در کارخانه نمک زدایی آب لب شور چه میزان نمک زیاد باشد و یا کم هر دو از یک نوع غشا RO، برای مخازن و پمپ‌ها استفاده می‌کنند . مقدار هزینه برای ظرفیت های یکسان با هم برابر هستند (به عنوان مثال، هزینه‌های آن‌ها عمدتا وابسته به جریان تولید کارخانه و بازیابی آب تعیین می‌شود، و به طور قابل‌توجهی تحت‌تاثیر شوری آب منبع قرار نمی‌گیرد.

شکل‌های زیر نشان‌دهنده تفکیک هزینه‌های تولید آب در کارخانه‌های BWRO با شوری پایین و بالا توسط اجزای اصلی است: مستقیم (ساخت)و غیر مستقیم (هزینه سرمایه گذاری، توان، هزینه عملیات و نگهداری).

همانطور که در شکل مشخص است برای کارخانه‌های نمک‌زدایی با شوری کم، هزینه‌های ساخت (به عنوان مثال، هزینه‌های مستقیم)معمولا بزرگ‌ترین جز هزینه‌های تولید آب هستند. دامنه گسترده‌ای از این هزینه‌ها عمدتا به مقیاس اقتصاد وابسته است و تفاوت‌های موجود در مولفه‌های هزینه به خاطر هزینه دفع شورابه ها نسبت داده می‌شود.



شکل (۲-۹) انواع هزینه های کارخانه BWRO با شوری کم



شکل (۲-۱۰) انواع هزینه های کارخانه BWRO با شوری زیاد

مقایسه تحلیلی شکل‌های بالا نشان می‌دهد که در کارخانه‌هایBWRO با شوری بالا، هزینه‌های برق اندکی بزرگ‌تر از کل هزینه‌های تولید آب (معمولا به دلیل شوری آب منبع) هستند. با این حال، هزینه انرژی به طور مستقیم با مقدار شوری متناسب نیست زیرا کارخانه‌های BWRO با شوری بالا اغلب از دستگاه‌های بازیابی انرژی استفاده می‌کنند که معمولا برای کارخانه‌های BWRO با شوری کم

مناسب نیستند و همچنین در بهبودهای پایین‌تر عمل می‌کنند که منجر به هزینه‌های ساخت‌وساز بالا و استفاده کم‌تر از انرژی می‌شود.

جدول زیر طیف وسیعی از هزینه‌های تولید آب در پروژه‌های نمک‌زدایی آب دریا به روش اسمز معکوس در اندازه متوسط و بزرگ را نشان می‌دهد. اطلاعات این جدول براساس بررسی تطبیقی بیش از ۵۰ پروژه نمک‌زدایی در ایالات‌متحده، استرالیا، اروپا، خاورمیانه، کارائیب و دیگر نقاط جهان جمع‌آوری شده‌است. همانطور که در این جدول مشاهده شد، در حال حاضر (سال ۲۰۱۸) متوسط هزینه تولید آب نمک زدایی شده توسط اسمز معکوس در صنعت حدود ۱/۱ دلار به ازای هر متر مکعب است. مقایسه این جداول نشان می‌دهد که میانگین هزینه‌های تولید نمک‌زدایی آب دریا ۱/۲ تا ۱/۶ برابر بیشتر از هزینه تولید آب شیرین از منبع آب با شوری بالا و شوری کم نمک‌زدایی آب و یا لب‌شور است. با این حال، هنگام مقایسه برخی پروژه‌های منحصر به فرد، این تفاوت می‌تواند به طور قابل‌توجهی بیشتر باشد.

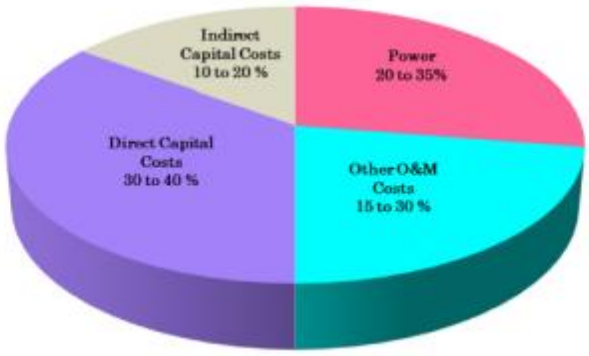
به عنوان مثال، هزینه تولید آب یک پروژه BWRO با شوری پایین در پایه کم‌هزینه (یعنی ۰/۴-۰/۲دلار بر مترمکعب بر روز) می‌تواند بیش از ۱۰ برابر هزینه تولید آب یک پروژه نمک‌زدایی SWRO در پایه پرهزینه ۳-۱/۶ دلار بر متر مکعب) باشد. در حالی که از نظر واقعی دقیق است، چنین مقایسه‌هایی گمراه‌کننده هستند به این علت که اگر آن‌ها خارج از چارچوب شرایط پروژه خاص سایت باشند، آنگاه ممکن است از یک پروژه به پروژه دیگر متفاوت باشد.

شکل زیر انواع هزینه‌های تولید آب شیرین در پروژه‌های نمک‌زدایی اسمز معکوس آب دریا با اندازه متوسط و بزرگ را نشان می‌دهد. اگر چه مقدار هزینه کلیدی از یک پروژه به پروژه متفاوت است، مهم ترین هزینه ها معمولا هزینه‌های ساخت کارخانه (یعنی، هزینه‌های سرمایه مستقیم)، هزینه نیرو و

دیگر هزینه‌های عملیات و نگهداری (یعنی تعمیر و نگهداری، مواد شیمیایی، غشا، و غیره) هستند همچنین هزینه‌های سرمایه غیرمستقیم، که عمدتا شامل هزینه‌های مهندسی پروژه، توسعه، و امور مالی هستند بخش قابل توجهی را ایفا می‌کند معمولا ۱۰ تا ۲۰ درصد که صرف تولید آب می‌شود.

جدول (۲-۳) هزینه‌های تولید آب در کارخانه‌های SWRO با اندازه بزرگ و متوسط

هزینه آب بر حسب دلار بر متر مکعب	رده بندی
۰/۵-۰/۸	کم
۰/۹-۱/۵	متوسط
۱/۶-۳	زیاد
۱/۱	میانگین



شکل (۲-۱۱) کارخانه اسمز معکوس آب دریا- هزینه آب لب شور

مقایسه شکل‌های فوق نشان می‌دهد که هزینه‌های سرمایه‌ای برای تاسیسات BWRO معمولا سهم بالاتری از کل هزینه‌های تولید آب را نسبت به نیروگاه‌های SWRO دارد (۴۵ ٪ تا-۷۶ ٪ در برابر ۴۵ ٪ تا ۶۰٪) در پروژه‌های BWRO انرژی ۱۰ تا ۳۰ درصد از کل هزینه‌ها را در مقایسه با پروژه‌های SWRO که در آن سهم انرژی معمولا در محدوده ۲۰ تا ۳۵ درصد است، و در شرایط های خاص برای

مکان‌های دور افتاده با هزینه‌های انرژی بالا این هزینه‌های انرژی زیاد برای نمک‌زدایی SWRO می‌تواند از ۵۰ درصد کل هزینه‌های تولید آب هم فراتر برود.

۲-۴- مقدمه ای بر فنّاوریهای غشائی (اسمز معکوس و الکترودیالیز)

فنّاوری جداسازی غشائی یکی از دو فنّاوری اصلی است که در سراسر جهان و به‌صورت گسترده برای نمک‌زدایی مورداستفاده قرار می‌گیرد. فنّاوری اصلی دیگر در این زمینه، فنّاوری‌های مبتنی بر حرارت هستند. فنّاوری‌های غشائی سال‌ها نسبت به روش‌های حرارتی انرژی بیشتری مصرف می‌کردند. به‌علاوه، روش‌های حرارتی از قابلیت اعتماد و عملکرد تضمینی بیشتری تحت شرایط مختلف برخوردار بودند. ازاین‌رو، اکثر کارخانه های نمک‌زدایی در سراسر جهان، سابقاً از روش‌های حرارتی استفاده می‌کردند. اما با رشد و پیشرفت سریع فنّاوری‌های غشائی (بخصوص اسمز معکوس (RO[1]) طی دهه اخیر، شامل افزایش قابلیت اعتمادپذیری و کاهش قابل‌توجه مصرف انرژی در آن‌ها، این فنّاوری بازارها را فراگرفته است. امروزه، نزدیک به ۷۰٪ از ۱۰۰ میلیون m3/d ظرفیت نمک‌زدایی آب در جهان از فرآیندهای غشائی استفاده می‌کنند.

فنّاوری‌های نمک‌زدایی غشائی شامل استفاده از غشاهای نیمه‌تراوا و یک نیروی محرک برای جداسازی نمک از آب است. این نیروی محرک می‌تواند فشار اسمزی دیفرانسیلی، ولتاژ دیفرانسیلی، و یا دمای دیفرانسیلی باشد.

[1] Reverse Osmosis

۲-۴-۱- اسمز معکوس RO

غشاهای اسمز معکوس غشاهای محکمی هستند که منافذ قابل‌تشخیص ندارند. در جامعه تحقیقاتی، بعضی از محققین نانوفیلتراسیون (NF[1]) را به‌عنوان یک غشای RO با منافذ بزرگ‌تر دسته‌بندی می‌کنند که اجازه عبور بعضی از یون‌ها را از غشا می‌دهد اما بعضی دیگر NF را به‌عنوان یک دسته جداگانه ارجاع می‌دهند. هر دو سیستم‌های غشایی RO و NF از غشاهای نیمه‌تراوا استفاده می‌کنند که به آن‌ها امکان حذف آلاینده‌های محلول از آب را می‌دهد. ازاین‌رو می‌توانند در کاربردهایی مانند نرم‌سازی یا نمک‌زدایی آب استفاده شوند.

نانوفیلتراسیون و RO هر دو فرایندهای بر پایه فشار می‌باشند و می‌توانند مواد محلول در آب را جدا نمایند و NF تنها تفاوتی که با RO دارد در راندمان پس زدن کمتر آن برای برخی یون‌های محلول مخصوصاً یون‌های تک‌ظرفیتی مثل Na^+ و Cl^- می‌باشد. به‌طور مثال برای یون Na^+، راندمان حذف آن به‌وسیله غشاهای RO بیش از ۹۹٪ بوده درحالی‌که راندمان حذف آن به‌وسیله غشاهای NF بسته به سفتی و محکمی غشا بین ۱۰ تا ۴۰٪ می‌باشد. اما غشاهای NF جهت پس زدن و حذف یون‌های دو ظرفیتی و مواد آلی با وزن مولکولی بالاتر که در ایجاد بو و طعم آب مشارکت دارند، راندمان خوبی دارند که راندمان حذف آن می‌تواند بیشتر از ۸۵٪ باشد. این مشخصه غشاهای NF آن‌ها را جهت حذف یون‌های سختی مثل Ca^{2+}، Ba^{2+}، Mg^{2+} و SO_4^{2-} از آب مناسب می‌سازد که به فشار محرک کمتری نسبت به غشاهای RO نیاز دارند. به همین دلیل گاهی اوقات غشاهای NF به‌عنوان "غشای نرم‌سازی" ذکر می‌گردند.

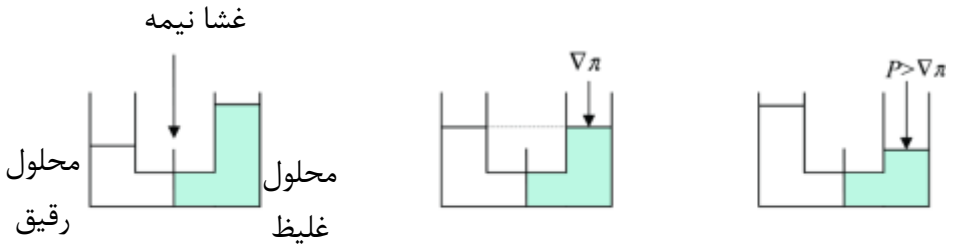
[1] Nanofiltration

برش مولکولی (MWCO[1]) مشخصه‌ای از ویژگی‌های حذف غشا می‌باشد که با واحد دالتون (Da[2]) بیان می‌گردد. محدوده مقدار MWCO برای غشاهای RO به‌طورمعمول کمتر از ۱۰۰ Das بوده درحالی‌که برای غشاهای NF تقریباً بین ۲۰۰ تا ۱۰۰۰ Das می‌باشد. غشاهای NF/RO برای جداسازی آلاینده‌های محلول در آب طراحی می‌شوند که در آن‌ها مکانیسم جداسازی انتشار[3] بیشتر از غربال کردن می‌باشد. هنگامی‌که آب شور با یک طرف غشای تحت‌فشار در تماس قرار می‌گیرد، درواقع درون مواد غشایی حل می‌شود که در ادامه آب از طرف دیگر غشا که پتانسیل شیمیایی آن کمتر است خارج می‌گردد. با توجه به این مکانیسم انتشار ، حلالیت گونه‌ها در مواد غشایی بیشترین اهمیت را در راندمان حذف دارد. به‌طور مثال، اگرچه یون‌های لیتیوم (۶/۹ Da) از اتانول (۴۶/۱ Da) کوچک‌تر هستند اما خیلی آسان‌تر به‌وسیله غشای RO حذف می‌گردد. این امر عمدتاً به این دلیل است که یون‌های لیتیوم باردار تحت دافعه بالایی توسط غشا قرار می‌گیرند، درحالی‌که مولکول‌های اتانول بدون بار در هنگام انحلال در مواد غشایی، نیروهای دافعه زیادی را تجربه نمی‌کنند. به همین ترتیب، یون‌های دو ظرفیتی ناپایداری بیشتری را متحمل می‌شوند (در مقایسه با یون‌های تک‌ظرفیتی) و ازاین‌رو راحت‌تر پس‌زده و حذف می‌شوند (Yoon, 2015). درواقع، عوامل زیادی ازجمله غلظت (حل شونده)، ترکیب، شکل و اندازه مولکول و شرایط عملیاتی مانند دما، فشار و سرعت جریان مماس بر عبور حل شونده‌ها تأثیر می‌گذارد.

اسمز جریان طبیعی یک حلال مثل آب از یک غشا نیمه‌تراوا به دلیل وجود اختلاف غلظت یک حل شونده یا املاح در دو طرف غشا می‌باشد. جهت جریان از محلول با غلظت کمتر به محلول با غلظت بیشتر می‌باشد و جریان هنگامی متوقف می‌شود که پتانسیل‌های شیمیایی در هر دو طرف غشا نیمه

[1] molecular weight cut-off
[2] Dalton
[3] Diffusion

تراوا برابر شود. برای اینکه ستون‌ها در هر دو طرف به ارتفاع مساوی برسد، باید فشار در طرفی که محلول غلیظ‌تر است اعمال شود؛ فشار اعمال‌شده فشار اسمزی نامیده می‌شود. اگر فشاری بالاتر از فشار اسمزی در سمت محلول غلیظ‌تر اعمال شود، حلال از طرف غلیظ‌تر به‌طرف محلول با غلظت کمتر جریان پیدا می‌کند، که برعکس اسمز می‌باشد. ازاین‌رو، به این فرایند اسمز معکوس گفته می‌شود.



شکل (۲-۱۲) نمودار مفهومی اسمز، فشار اسمزی و اسمز معکوس (RO)

مقدار فشار اسمزی ($\nabla\pi$) که تابعی از غلظت و دمای محلول است را می‌توان با معادله وان هوف[1] محاسبه کرد، که در بخش بعدی موردبحث قرار خواهد گرفت. حلال که از بخش با غلظت بیشتر به سمت بخش با غلظت کمتر از غشا عبور می‌کند، به آن جریان عبوری از غشا[2] یا فیلتر شده[3] گفته می‌شود و به محلول دفع شده توسط غشاء، جریان تغلیظ شده[4] گفته می‌شود. در مورد نمک‌زدایی، جریان عبوری از غشا، آب تصفیه‌شده[5] و جریان تغلیظ شده محلول شور غلیظ می‌باشد. فشار عملیاتی موردنیاز برای جدا کردن حلال بسته به $\nabla\pi$محلول ورودی، دما، ویژگی‌های غشا و همچنین میزان

[1] Van 't Hoff equation
[2] permeate
[3] Filtrate
[4] concentrate
[5] Freshwater

پیش‌بینی‌شده شار متفاوت است و می‌توانـد از حـدود ۱۰۰ psi بـرای کـاربرد NF در نـرم‌سـازی آب لب‌شور تا حدود ۱۰۰۰ psi در RO برای نمک‌زدایی آب دریا تغییر کند.

◘ مواد غشایی

مواد غشایی به موادی که لایه غشا از آن‌ها ساخته مـی‌شـود ، اشـاره دارنـد. معمـولاً مـواد غشـایی از پلیمرهای طبیعی یا مصنوعی ساخته می‌شوند. با پیشرفت فناوری، این روزها مواد غشایی جدید تولید می‌شوند. برخی از غشاهای میکروفیلتراسیون (MF) جدیدتر غشـاهای سـرامیکی بـر پایـه آلومینیـوم هستند و از شیشه نیز به‌عنوان ماده غشا استفاده مـی‌شـود. خـواص مـواد غشـا بـه‌طـور مسـتقیم در کاربردهای نهایی آن‌ها بازتاب می‌یابد. برخی از معیارهای انتخـاب مـواد غشـا عبـارت‌انـد از اسـتحکام مکانیکی، مقاومت در برابر دما، سازگاری شیمیایی، آب‌گریزی، آب‌دوستی، نفوذپذیری، گزینش پذیری و هزینه مواد غشا و همچنین فرایند تولید آن‌ها می‌باشد(Wang *et al.*, 2008). خـواص مـواد غشـایی ممکن است به طرز چشمگیری در طراحی و عملکرد یک سیستم فیلتراسیون غشایی تأثیرگذار باشند. به‌عنوان‌مثال، برخی از مواد غشایی ممکن است قابلیت تحمل در مقابل اکسیدکننده‌هـایی ماننـد کلـر آزاد را نداشته باشند، بنابراین غشاهای ساخته‌شده از این مـواد نبایـد بـا آب ورودی کلـردار اسـتفاده شوند. بعضی از غشاها از موادی ساخته‌شده‌اند که از مقاومـت مکـانیکی بـالاتری برخـوردار هسـتند و می‌توانند در برابر فشار انتقالی غشا بیشتری مقاومت کنند که این امر مـی‌توانـد منجـر بـه بهـره‌وری بیشتر واحد تصفیه گردد. خصوصیات مواد بر ویژگی دفع و حذف غشاء نیز تأثیرگذار است. غشایی بـا بار سطحی خاص ممکن است موجب بهبود حذف ذرات یا آلاینده‌های میکروبی با بار سطحی مخـالف به دلیل جاذبه الکترواستاتیکی گردد. علاوه بر این ، برخی از مواد غشایی آب‌دوست یا آب‌گریز هستند.

آب‌دوستی مواد نه‌تنها سهولت خیس و مرطوب شدن غشاها را توصیف می‌کند، بلکه تمایل مواد برای مقاومت در برابر گرفتگی را نیز تا حدی نشان می‌دهد.

غشاهای نانوفیلتراسیون و RO به‌طورکلی از مواد سلولز استات (CA[1]) یا پلی آمید (PA[2]) و مشتقات مربوطه آن‌ها ساخته می‌شوند. غشاهای RO عمدتاً دو نوع هستند: غشاهای نامتقارن و غشاهای کامپوزیتی فیلم نازک (TFC[3]). مواد لایه تکیه گاه معمولاً از پلی سولفون ها هستند، درحالی‌که فیلم نازک از انواع مختلفی از پلی آمین‌ها و پلی اوره‌ها ساخته می‌شود. غشاهای CA و PA مزایا و معایبی دارند. غشاهای CA نسبت به تجزیه بیولوژیکی و هیدرولیز حساس هستند و بایستی در محدوده pH کم و دمای پایین بهره‌برداری شوند. اما، غشاهای CA تحمل نسبتاً بالاتری را برای مواجهه مداوم با اکسیدکننده‌ها دارند. در عوض غشاهای PA در مقابل تخریب بیولوژیکی و هیدرولیز مقاوم هستند و می‌توانند در طیف گسترده‌ای از pH و شرایط دمای بالاتر عمل کنند. درحالی‌که غشاهای PA تحمل بسیار کمی در مقابل اکسیدکننده‌های قوی دارند ، اما با اکسیدکننده‌های ضعیف سازگار هستند. بنابراین، برای غشاهای PA جهت کنترل گرفتگی بیولوژیکی باید از مواد گندزدا ضعیف مانند کلرامین به‌جای کلر آزاد استفاده شود. از طرف دیگر، باید به‌طور متناوب از مواد شیمیایی برای اطمینان از حذف کلر آزاد قبل از رسیدن آب به غشاها استفاده شود.

---

[1] Cellulose Acetate
[2] Polyamide
[3] Thin Film Composite

جدول (۲-۴) مقایسه غشاهای سلولز استات و پلی آمیدی

مواد غشایی	مزایا	معایب
سلولز استات	هزینه خرید پایین ظرفیت تحمل بالای کلر	حساسیت نسبت به هیدرولیز و تجزیه بیولوژیکی پس‌زنی و دفع کمتر نمک نفوذپذیری کم و فشار عملیاتی موردنیاز بالا محدوده pH کم (۸-۴) محدوده دمایی پایین (0-$35^{\circ}C$)
پلی آمید	مقاومت هیدرولیتی عالی پس‌زنی مواد آلی و نمک بالا شار آب عالی و فشار عملیاتی پایین محدوده pH عملیاتی گسترده (۱۱-۲) محدوده دمای عملیاتی گسترده (0-$45^{\circ}C$) ساختار قوی غشا و طول عمر بالای غشا	مقاومت کم نسبت به اکسیدکننده‌های قوی مثل کلر هزینه خرید بالا

در حال حاضر، غشاهای PA جهت عملکرد به فشار یا انرژی خیلی کمتری نیاز دارند و به ماده‌ای غالب برای کاربردهای NF و RO تبدیل‌شده‌اند. مزایا و معایب غشاهای CA و PA در شکل زیر به‌طور خلاصه ارائه‌شده‌اند.

◘ اصول و مدل‌سازی سیستم‌های غشایی

فرآیندهای جداسازی غشایی بر اساس ماهیت و هدف آزمایش‌ها می‌توانند در حالت بازیابی یا حالت تک گذر انجام شوند. در حالت بازیابی، جریان تغلیظ شده به مخزن ورودی برگشت داده می‌شود درحالی‌که جریان عبور یافته از غشا رهاشده و تخلیه می‌گردد. این حالت معمولاً در آزمایش‌های در مقیاس آزمایشگاهی استفاده می‌شود. در حالت تک گذر،هر دو جریان تغلیظ شده و جریان عبور یافته از غشا در یک مخزن جداگانه دقیقاً مانند اکثر عملیات نیمه‌صنعتی و کارخانه‌ها در مقیاس صنعتی

جمع‌آوری یا رها می‌شوند. بازیابی غشاء ممکن است به دو روش مختلف برای دو حالت مختلف عملکرد محاسبه شود. برای حالت بازیابی، بازیابی غشا به‌صورت درصد حجم آب عبور یافته از غشا به حجم آب ورودی اولیه به‌صورت زیر بیان می‌گردد:

$$R = \frac{\text{حجم آب عبوری از غشا جمع آوری شده}}{\text{حجم آب اولیه}} * 100 \qquad (۱-۲)$$

برای حالت تک گذر، بازیابی غشا به‌عنوان درصد نرخ جریان عبوری از غشا در برابر نرخ جریان ورودی تعریف می‌گردد:

$$R = \frac{q}{Q} * 100$$

q نرخ جریان عبوری از غشا (L/s) و Q دبی جریان ورودی اولیه (L/s) می‌باشد.

- شار جریان عبور یافته از غشا

شار جریان عبوری از غشا، دبی حجمی جریان عبوری از غشا به ازای واحد سطح غشا است که به‌صورت زیر تعریف می‌گردد:

$$J = \frac{q}{a}$$

J شار جریان عبوری از غشا ($L/s.m^2$)؛ q دبی جریان عبوری از غشا (L/s) و a سطح غشا (m^2) است.

برای غشاهای NF/RO، شار جریان عبوری از غشا همچنین می‌تواند از طریق فرمول زیر نیز محاسبه گردد:

$$J = A * NDP$$

A ضریب انتقال آب غشای RO ($L/s/m^2/psi$) و NDP فشار محرک خالص (psi) می‌باشد.

برای غشاهای MF/UF، شار جریان عبوری از غشا می‌تواند ازنظر فشار انتقالی غشا و مقاومت غشایی بیان شود:

$$J = \frac{TMP}{R}$$

TMP فشار انتقالی غشا (psi) و R مقاومت غشایی ($(psi.s.m^2)/L$) می‌باشد.

- موازنه جرم

برای آزمایش‌های غشایی می‌توان موازنه جرم حل شونده را به دست آورد. برای حالت‌های مختلف عملکرد، موازنه جرم حل شونده را می‌توان با معادلات مختلف بیان کرد. برای عملکرد حالت بازیابی، به شرح زیر تعریف می‌شود:

$$V_f C_f = V_p C_p + V_c C_c \qquad (۲-۲)$$

برای عملکرد حالت تک گذر، موازنه جرم را می‌توان با توجه به دبی جریان‌ها همان‌طور که در زیر نشان داده‌شده است بیان کرد:

$$Q_f C_f = Q_p C_p + Q_c C_c$$

V، Q و C به ترتیب نشان‌دهنده حجم، دبی و غلظت حل شونده با واحدهای L، L/s و mg/L می‌باشند. زیر نمایه f، p و c به ترتیب جریان‌های ورودی، عبوری از غشا و تغلیظ شده را نشان می‌دهند.

- ضریب نفوذ غشاء (**A**) و ضریب انتقال نمک (**B**)

ضریب نفوذ غشای A و ضریب انتقال نمک B پارامترهای مهمی برای ارزیابی گرفتگی یا تشکیل رسوب غشاء هستند. هنگامی‌که گرفتگی یا تشکیل رسوب در غشاء اتفاق می‌افتد، به دلیل تشکیل لایه کیک روی سطح غشا و مسدود شدن عبور آب از غشا، ضریب A افت می‌یابد. تغییر ضریب B به‌طورکلی به نوع گرفتگی غشا بستگی دارد. هنگامی‌که تشکیل رسوب رخ می‌دهد، B افزایش می‌یابد، درحالی‌که گرفتگی بیولوژیکی یا گرفتگی کلوئیدی غشاء ممکن است باعث افت ضریب B شود. ضرایب A و B به‌صورت ریاضی به شرح زیر تعریف می‌شوند:

$$A = \frac{q}{a * NDP}$$

$$B = \frac{J * C_p}{C_f - C_p}$$

q دبی جریان عبوری از غشا (L/s)، a سطح غشا (m^2)، NDP فشار محرک خالص (psi)، J شار جریان عبوری از غشا ($L/s.m^2$)، Cp غلظت نمک در جریان عبوری از غشا (mg/L) و Cf غلظت نمک در جریان ورودی (mg/L) می‌باشد.

- **حذف یا نگهداشت غشا**

حذف حل شونده به‌عنوان درصد حل شونده حذف‌شده از جریان ورودی توسط غشا تعریف می‌شود و ممکن است توسط فرمول نشان داده‌شده در زیر محاسبه شود. راندمان حذف ممکن است برای هر پارامتر موردنظر (کدورت، کل مواد جامد معلق، کل کربن آلی و غیره) محاسبه شود.

$$Rj = \frac{C_f - C_p}{C_f} * 100\% = \left(1 - \frac{C_p}{C_f}\right) * 100\%$$

Cp غلظت نمک در جریان عبوری از غشا (mg/L) و Cf غلظت نمک در جریان ورودی (mg/L) است.

- فشار انتقالی غشا (**TMP**[1])

TMP تفاوت بین متوسط فشار ورودی/تغلیظ شده و فشار جریان عبوری از غشا می‌باشد. برای حالت عملکرد مماس ، TMP را می‌توان با عبارت زیر محاسبه کرد:

$$TMP = \frac{P_f + P_c}{2} - P_p$$

Pf متوسط فشار ورودی (psi)، Pc فشار جریان تغلیظ شده (psi) و Pp فشار جریان عبوری از غشا (psi) می‌باشد.

برای عملکرد حالت بن‌بست[2] (حالت بن‌بست به معنی این است که تمام آب ورودی از غشا عبور می‌کند درحالی‌که حالت جریان مماس[3]، آب به‌صورت موازی با غشا جریان پیدا می‌کند و تنها بخشی از آن از غشا عبور می‌کند):

$$TMP = P_f - P_p$$

[1] Trans-Membrane Pressure
[2] Dead-End
[3] Crossflow

♦ فشار محرک خالص (NDP[1])

NDP فشار موجود برای عبور آب ورودی از غشا منهای فشار جریان عبوری از غشا و فشار اسمزی است:

$$NDP = \frac{P_f + P_c}{2} - P_p - \Delta\pi$$

$\Delta\pi$ فشار اسمزی دیفرانسیلی (psi) است.

فشار محرک خالص، نیروی محرک مؤثر برای شار است و این یک نشانه کلی از نیاز فشار ورودی است. این مشخصه همراه با شار، جهت ارزیابی گرفتگی غشا مورداستفاده قرار می‌گیرد.

♦ فشار اسمزی

فشار اسمزی فشار لازم برای تعادل در اختلاف‌پتانسیل شیمیایی یک حل شونده است و با نماد π مشخص می‌شود(Crittenden *et al.*, 2012). فشار اسمزی را می‌توان از طریق فرمول مشتق از معادله ون هوف به دست آورد:

$$\pi = i\phi CRT \qquad (۳-۲)$$

i تعداد یون‌های تولیدشده طی تفکیک حل شونده، ϕضریب اسمزی (بدون واحد)، C غلظت تمام حل شونده‌ها (moles/L)، R ثابت جهانی گاز (۱/۲۰۵۹۳۵ L.psi/(moles.K)) و T دمای مطلق (K) است.

♦ شاخص اشباع لانجلیر (LSI[2])

---

[1] Net Driving Pressure
[2] Langelier Saturation Index

LSI رایج‌ترین روش برای تعیین حلالیت کربنات کلسیم در آب است. آب‌هایی که ازنظر این شاخص منفی هستند، حاکی از وضعیت غیراشباع با توجه به $CaCO_3$ (تمایل به حل کردن $CaCO_3$) است، درحالی‌که آب‌هایی که مثبت هستند، حاکی از یک وضعیت فوق اشباع (تمایل به ترسیب $CaCO_3$) می‌باشد. معادله LSI به شرح زیر است:

$$LSI = pH - pHs$$

که pHs به‌صورت زیر تقریب زده می‌شود:

$$pHs = (9.3 + A + B) - (C + D)$$

pHs، pH اشباع برای $CaCO_3$ می‌باشد.

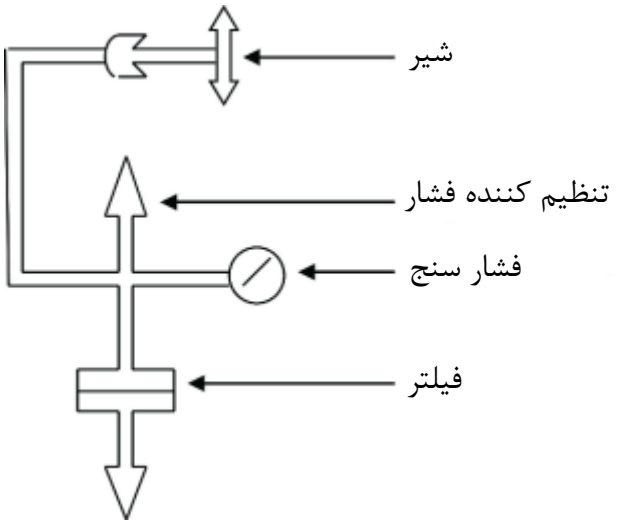
$$A = \frac{log_{10} TDS - 1}{10}$$
$$B = -13.12 * log_{10}(273 + °C) + 34.55$$
$$C = log_{10}[Ca^{2+} as\ CaCO_3] - 0.4$$
$$D = log_{10}[Alkalinity\ as\ CaCO_3]$$

- شاخص تراکم سیلت (**SDI**[1])

گرایش و تمایل آب ورودی جهت ایجاد گرفتگی در یک غشا را می‌توان با استفاده از آزمایش قابلیت فیلتر شدن به نام شاخص چگالی سیلت (SDI) ارزیابی نمود. SDI عمدتاً در NF / RO قابل‌استفاده است. آزمایش بسیار ساده بوده و شامل یک فیلتر μm ۰/۴۵ در یک سلول فیلتراسیون بن‌بست می‌باشد (شکل زیر). مدت‌زمان لازم برای جمع‌آوری ۵۰۰ میلی‌لیتر جریان فیلترشده اولیه به‌عنوان Ti

[1] Silt Density Index

ثبت می‌شود. زمان لازم برای جمع‌آوری ۵۰۰ میلی‌لیتر جریان فیلترشده دیگر پس از ۱۵ دقیقه برخط بودن فیلتر (عبور آب)، به‌عنوان Tf ثبت می‌شود.



شکل (۲-۱۳) شماتیک هیدرولیک اندازه‌گیری معمولSDI

شرایط استاندارد برای تعیین SDI نیاز به فیلتر با قطر ۴۷ میلی‌متر (قطر ۱/۸۵ اینچ)، فشار اعمال‌شده ۳۰ psi ($\pm$1 psi) و زمان کل آزمایش ۱۵ دقیقه می‌باشد. دما باید طی آزمایش ثابت باشد ($\pm$1 °C ≤). SDI طبق معادله زیر محاسبه می‌گردد:

$$SDI_T = \frac{\left[1-\left(t_i / t_f\right)\right]*100}{T}$$

ti زمان اولیه لازم برای جمع‌آوری ۵۰۰ میلی‌لیتر نمونه است؛ tf زمان لازم برای جمع‌آوری ۵۰۰ میلی‌لیتر از نمونه پس از زمان آزمایش T (معمولاً ۱۵ دقیقه) است؛ و T کل زمان سپری‌شده برحسب دقیقه (معمولاً ۱۵ دقیقه) است.

احتمال دارد گرایش ایجاد گرفتگی توسط آب آن‌قدر زیاد باشد که فیلتر قبل از رسیدن زمان به ۱۵ دقیقه مسدود شود. در چنین شرایطی زمان آزمایش تا قبل از وقوع انسداد کاهش می‌یابد تا ۵۰۰ میلی‌لیتر نهایی جمع‌آوری شود. باید مراقب بود زیرا این عمل باعث کاهش دقت آزمایش می‌شود.

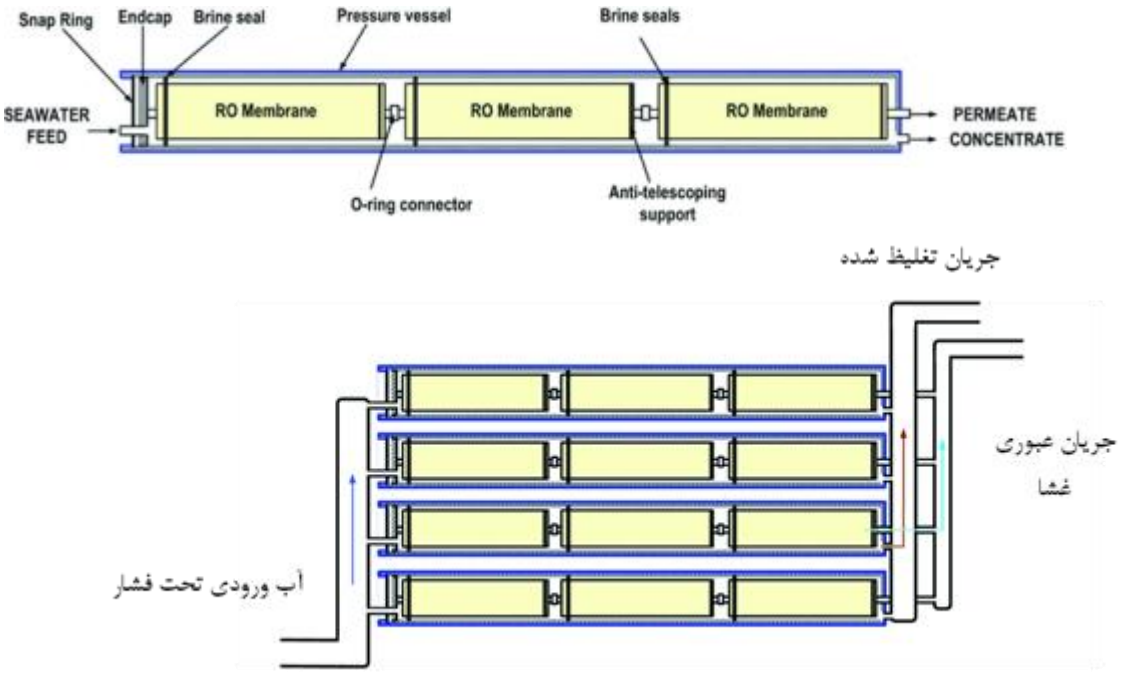
◘ چیدمان سیستم RO

در طراحی سیستم جداسازی RO چندین پارامتر نیاز به لحاظ شدن است ازجمله: کیفیت آب ورودی، دبی جریان، کیفیت آب تولیدی، ردیف های موردنیاز RO و غیره. در طراحی ردیف/آرایه[1] RO باید غشاهایی که در طراحی استفاده می‌شوند لحاظ گردند. حداکثر میزان شار، فشار اعمالی و نرخ حذف را می‌توان از تولیدکنندگان غشاء به دست آورد. همه این پارامترها یا معیارهای طراحی دیکته کننده و تعیین‌کننده طراحی و پیکربندی سیستم RO شامل ردیف‌های غشا، تعداد مرحله‌ها، تعداد محفظه‌های فشار در هر مرحله، تعداد غشاها و غیره می‌باشند. در یک چیدمان معمول RO، پس از پیش‌تصفیه، آب از فیلترهای کارتریجی عبور می‌کند و پمپ تغذیه فشارقوی آن را به محفظه‌های فشار می‌فرستد. هر محفظه فشار شامل چندین غشا می‌باشد که جهت نمک‌زدایی آب یکی پس از دیگری قرار می‌گیرد. فیلتر کارتریجی، پمپ‌ها، محفظه‌های فشار، غشاهای RO، ابزار مختلف و مرحله‌ها (بعداً موردبحث قرار خواهد گرفت)، همه این تجهیزات باهم یک ردیف RO را می‌سازند. یک آرایه به این صورت تعریف می‌گردد: مجموعه‌ای از محفظه‌های فشار که ورودی، خروجی و مسیر شورابه دفعی آن‌ها مشترک باشد.

در بعضی موارد، یک سیستم جداسازی RO، دو یا تعداد بیشتری ردیف غشا به‌موازات هم دارند. هر ردیف صرف‌نظر از دیگر ردیف‌ها می‌تواند به‌طور مستقل عمل کند. در اکثر تأسیسات بزرگ RO از

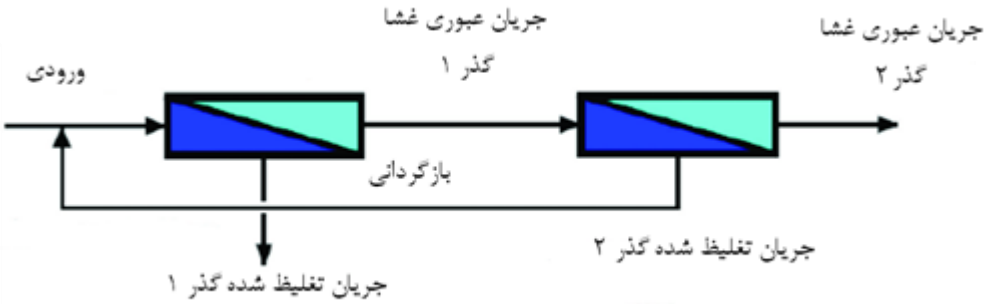
[1] train/array

ردیف‌های غشایی با ظرفیت برابر و یا کمتر از MGD ۳ (میلیون گالن در روز) استفاده می‌گردد که معمولاً ظرفیت MGD ۲ رایج‌ترین ظرفیت می‌باشد (Karabelas *et al.*, 2017). هنگام تصمیم‌گیری جهت تعیین تعداد ردیف‌ها، پارامترهای مختلفی لحاظ می‌گردد. تعداد ردیف کمتر غشا به معنی هزینه کمتر، پیچیدگی کمتر در بهره‌برداری و نگهداری، فضای اشغال‌شده کمتر و غیره می‌باشد. تعداد ردیف بیشتر غشا این مزیت را دارد که به‌طور پیوسته آب عبوری از غشا تولید می‌گردد حتی در شرایطی که یک و یا تعداد بیشتری از ردیف‌ها یا فیلترهای کارتریجی نیاز به تعمیر یا پاک‌سازی داشته باشد و این به معنی قابلیت اطمینان بیشتر می‌باشد. تحت شرایطی که به دو و یا تعداد بیشتری ردیف غشا نیاز باشد، ظرفیت ردیف‌های موازی ممکن است مشابه و یا متفاوت باشد، و این امر همچنین در مورد اندازه فیزیکی ردیف‌های غشا نیز صدق می‌کند.



شکل (۲-۱۴) ترتیب و چینش آرایه RO: ۴ محفظه فشار * ۳ المان غشا

یک پیکربندی ردیف غشا می‌تواند شامل یک یا تعداد بیشتر گذر باشد. یک گذر در یک سیستم RO شامل مراحل تصفیه موردنیاز جهت تولید جریان عبوری از غشا می‌باشد. در بعضی کاربردها، ممکن است سیستم RO تک گذر جریان عبوری از غشا با کیفیت لازم و هدف تصفیه را تولید نکند، مخصوصاً هنگامی‌که آب ورودی مقدار ذرات جامد محلول (TDS) بالایی داشته باشد یا هنگامی‌که مقدار TDS خیلی پایین در جریان آب عبوری غشا در برخی کاربردهای صنعتی موردنیاز باشد. در چنین شرایطی، ممکن است به گذر دوم جهت کاهش بیشتر مقدار TDS در جریان عبوری از غشا نیاز باشد. نمایی از نمودار جریان در شکل زیر نشان داده‌شده است. در برخی کاربردها، ممکن است گذر دوم کامل ضروری نبوده بلکه گذر دوم جزئی موردنیاز باشد. در تأسیسات گذر دوم جزئی، تنها بخشی از جریان عبوری غشا گذر اول توسط گذر دوم تصفیه می‌گردد. بخش باقیمانده از جریان عبوری غشا گذر اول با جریان عبوری غشا گذر دوم ترکیب و مخلوط می‌گردد. این چیدمان به کاهش اندازه گذر دوم کمک نموده درحالی‌که الزامات کیفیت آب جریان عبوری غشا نیز رعایت می‌گردد.

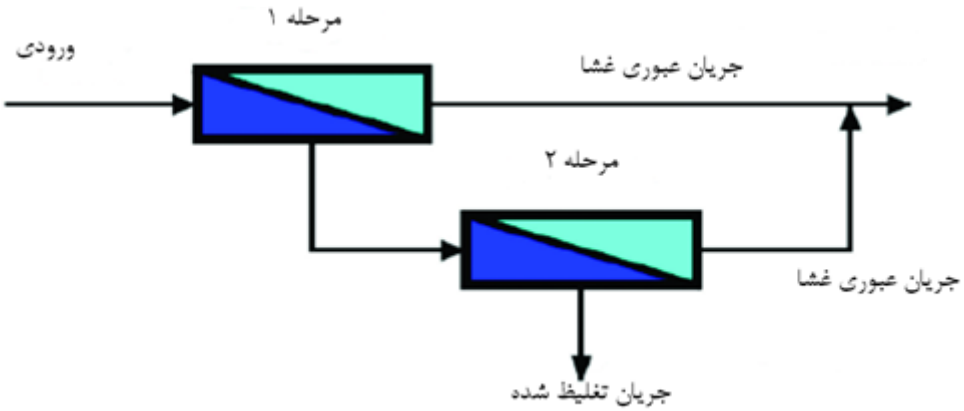


شکل (۲-۱۵) نمودار جریان یک سیستم RO دارای دو گذر

هر گذر سیستم RO یک یا چندین مرحله دارد. سیستم‌های RO تک‌مرحله‌ای معمولاً در کاربردهایی که نیاز به نرخ بازیابی بالایی نباشد استفاده می‌گردد. به‌طورمعمول، نرخ بازیابی برای یک سیستم RO آب دریا تک‌مرحله‌ای کمتر از ۵۰٪ می‌باشد. سیستم‌های RO چندمرحله‌ای درصورتی‌که نیاز به نرخ

بازیابی بالای آب باشد مورداستفاده قرار می‌گیرند. در طراحی سیستم‌های چندمرحله‌ای، جریان تغلیظ شده از مرحله اول به‌عنوان جریان ورودی به مرحله دوم محفظه‌های RO استفاده می‌شود. ازآنجایی‌که جریان ورودی به مرحله دوم کمتر از مرحله اول است (بخشی از آب به‌عنوان جریان عبوری غشا جدا می‌شود)، تعداد محفظه‌های فشار در مرحله دوم و مرحله‌های بعدی کاهش می‌یابد تا سرعت جریان مماس جریان ورودی در هر محفظه فشار حفظ شود. در طراحی یک سیستم RO دومرحله‌ای، به‌طورمعمول نسبت محفظه‌های فشار مرحله اول به مرحله دوم ۲ به ۱ می‌باشد. شکل زیر شماتیک نمودار جریان یک سیستم RO دو مرحله‌ای معمول می‌باشد.

در هر مرحله، محفظه‌های فشار به‌صورت موازی قرار می‌گیرند. در محفظه فشار، سرعت جریان مماس در طول جهت جریان کاهش می‌یابد که دلیل آن کاهش بخشی از جریان به‌عنوان جریان عبوری غشا می‌باشد. به دلیل مشابه مقدار TDS در جریان تغلیظ شده افزایش می‌یابد. در یک محفظه فشار، همیشه احتمال تشکیل رسوب در مدول های غشا انتهایی بیشتر از مدول های غشای مقدم می‌باشد و کاهش جریان عبوری غشا همیشه در مدول های انتها مشاهده می‌گردد. تعداد محفظه‌های فشار در هر مرحله با ظرفیت طراحی، تعداد مرحله‌ها و حداقل سرعت جریان مماس تعیین می‌گردد.



شکل (۲-۱۶) شماتیک نمودار یک سیستم RO معمول دومرحله‌ای

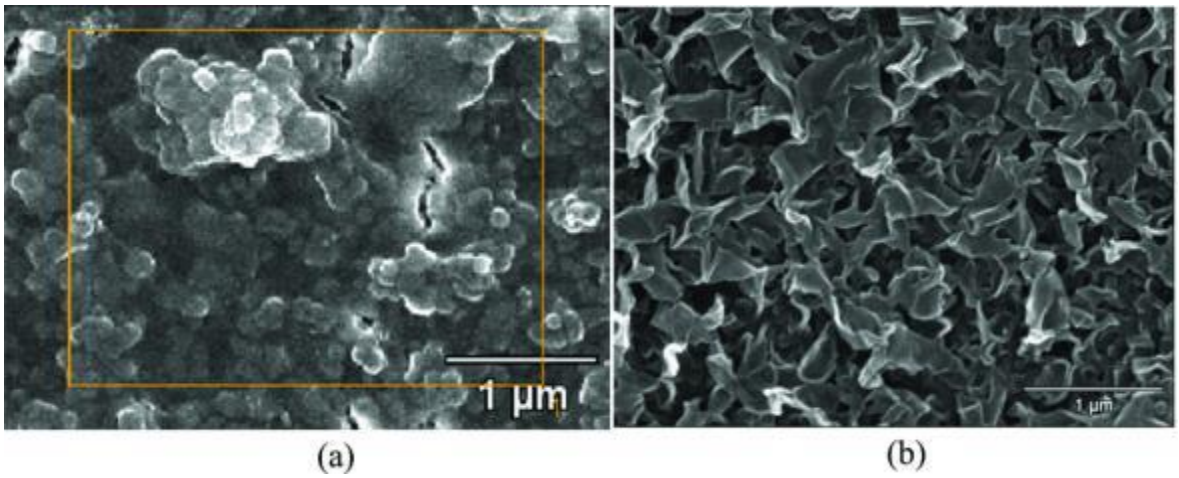
◘ محدودیت‌های کاربرد غشاء در نمک‌زدایی

یک عامل که فرایندهای جداسازی غشایی را محدود می‌کند، افت عملکرد غشا بعد از یک بازه بهره‌برداری به دلیل گرفتگی یا تشکیل رسوب بر روی غشا می‌باشد. گرفتگی و تشکیل رسوب در غشا ممکن است موجب افت کیفیت جریان عبوری غشا گردد، میزان آب تولیدی کاهش یابد و هزینه تعمیر و نگهداری و انرژی افزایش یابد(Butt, Rahman and Baduruthamal, 1997). معمولاً پاک‌سازی شیمیایی دوره‌ای می‌تواند به بازیابی کامل یا بخش عمده نفوذپذیری غشا کمک کند. اما اگر گرفتگی و رسوب بر روی غشا به نقطه مشخصی برسد که حتی پاک‌سازی شیمیایی نتواند به بازیابی نفوذپذیری غشا کمکی کند در این صورت غشا بایستی تعویض گردد. غشاهای نمک‌زدایی RO آب دریا طول عمر متوسط ۵-۳ سال دارند اما این امر بسیار به شرایط و بهره‌برداری در تصفیه‌خانه بستگی دارد. هزینه غشا معمولاً ۳۰-۲۰ درصد از هزینه‌های سرمایه‌گذاری را شامل می‌شود (Graham, Reitz and Hickman, 1989) و هزینه تعویض غشا ۳۰-۲۵ درصد از هزینه‌های بهره‌برداری تصفیه‌خانه را در برمی‌گیرد(Leitner, 1987).

گرفتگی شرایطی است که در آن غشا توسط بخشی از اجزا موجود در آب مورد تصفیه، بسته یا پوشش داده می‌شود که درنتیجه آب تولیدی یا شار آن کاهش می‌یابد(Slater, Ahlert and Uchrin, 1983). موادی که موجب گرفتگی غشا می‌شوند را می‌توان به سه دسته کلی دسته‌بندی نمود: مواد آلی، مواد کلوئیدی و دانه‌ای و رشد بیولوژیکی. مواد آلی محلول با ذرات دانه‌ای، جدی‌ترین گونه‌های ایجاد گرفتگی در غشا هستند و مخصوصاً اینکه حذف این مواد با فرایندهای تصفیه متعارف سخت‌تر از بقیه می‌باشد (Potts, Ahlert and Wang, 1981). گرفتگی غشاهای RO با رس کلوئیدی همیشه موجب دردسرهایی در تصفیه‌خانه‌های آب RO می‌شود(شکل زیر). فعالیت بیولوژیکی از دو طریق بر عملکرد غشا اثر می‌گذارد: از طریق حمله مستقیم که موجب تجزیه غشا شده و از طریق تشکیل لایه‌های مانع

شار یا روی سطح غشا یا درون منافذ غشا (Wojslaw *et al.*, 1983). غشاهای CA خصوصاً بـه حملـه بیولوژیکی حساس می‌باشند. ارگانیزم‌ها ممکن است در آب ورودی وجـود داشـته باشـند یـا از منـابع دیگری یعنی جلبک یا قارچ موجود در هوا انتقال یابد.

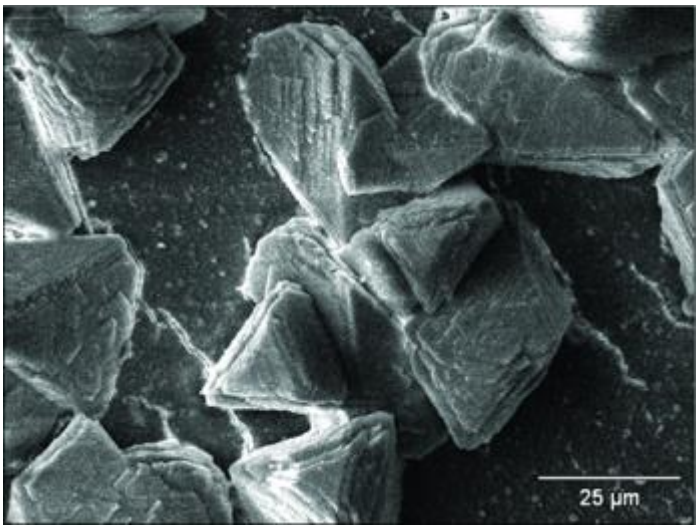
اگر به دلیل درصد بازیابی بی‌رویه از حد اشباع نمک‌ها عبور کنیم ترسیب نمـک‌هـا روی سـطح غشـا اتفاق می‌افتد که موجب تشکیل رسوب مانع نفوذ آب می‌شود. برخی از رسوب‌گذارهای غیرآلی متداول در آب شامل Ca^{2+}، Mg^{2+}، Ba^{2+}، CO_3^{2-} و SO_4^{2-} می‌باشند. تصویر SEM سـطوح غشـا RO بـا و بدون گرفتگی در شکل ۲-۱۷ نشان داده‌شده است.



شکل (۲-۱۷) تصویر SEM غشای RO باگرفتگی رس (a) و غشای استفاده‌نشده (b).

ایجاد گرفتگی و تشکیل رسوب در غشا را می‌توان با پـیش‌تصـفیه یـا تصـفیه آب ورودی کـاهش داد. نمونه‌ای از آن فیلترهای کند ماسه‌ای می‌باشد. ترسیب با آهک دولومیتی و/یـا افـزودن آلـوم پـیش از فیلتراسیون ماسه‌ای جهـت حـذف ذرات کلوئیـدی و دانـه‌ای مناسـب مـی‌باشـد(Potts, Ahlert and Wang, 1981). در برخی از آب‌های ورودی که ممکن است سختی بالا بوده و موجب تشکیل رسـوب در غشا شود، می‌توان از تبادل یـونی جهـت حـذف کـاتیون‌هـایی مثـل کلسـیم، بـاریوم و منـزیم یـا

آنیون‌هایی مثل سولفات و کربنات استفاده نمود. اخیراً از مواد ضد رسوب جهت به تأخیر انداختن تشکیل رسوب در غشاهای RO/NF استفاده می‌شود و کنترل و دیگر گندزداها در کنترل گرفتگی بیولوژیکی بسیار مؤثر می‌باشند. حداقل یک روش پیش‌تصفیه و اغلب ترکیبی از روش‌های پیش‌تصفیه چندگانه برای کاهش ایجاد گرفتگی و تشکیل رسوب در غشاء موردنیاز است.



شکل (۲-۱۸) تصویر SEM سطح غشای رسوب یافته

◘ قطبش غلظتی در نمک‌زدایی غشایی

تشکیل رسوب در غشاء براثر رسوب مواد معدنی در سطح غشاء ایجاد می‌شود که با قطبش غلظتی می‌تواند به‌طور قابل‌توجهی افزایش یابد (CP[1]). در طول جداسازی غشایی، یک لایه مرزی غلظت در نزدیکی سطح غشا تشکیل می‌شود. املاح به دلیل وجود جریان همرفتی به سمت غشاء و دفع املاح، در مجاورت سطح غشا انباشته می‌شوند. در شرایط پایدار، ترکیباتی که به‌وسیله انتشار از غشا دور می‌شوند، با جریان‌های همرفتی به سمت غشا در تعادل هستند. در لایه مرزی، غلظت موضعی املاح می‌تواند به‌طور قابل‌توجهی بالاتر از غلظت توده جریان ورودی باشد. هنگامی‌که غلظت املاح در لایه

[1] concentration polarization

مرزی بیش از حلالیت مربوطه باشد، ممکن است واکنش‌های ترسیب در سطوح غشا رخ دهد که به تشکیل رسوب و کاهش زودهنگام نفوذپذیری غشا سرعت بخشد. سایر نتایج نامطلوب آن عبارت‌اند از: کاهش میزان شار غشاء به دلیل افزایش فشار اسمزی در سطح غشاء و افزایش انتقال ترکیبات از دیواره غشا (حذف ترکیبات به‌ظاهر کمتر).

روش‌های مختلفی برای به حداقل رساندن CP به‌طورمعمول با تقویت اختلاط در نزدیکی سطح غشا استفاده‌شده است(Shakaib, Hasani and Mahmood, 2007). هدف افزایش اختلاط معمولاً از طریق استفاده از جداکننده‌ها در کانال محلول ورودی تأمین می‌شود. جداکننده کانال ورودی یک جزء مهم در طراحی راکتور غشایی است، در درجه اول برای ایجاد کانال ورودی خود با جدا کردن غشاهای مجاور. جداکننده‌های ورودی همچنین ضریب انتقال جرم در لایه مرزی غلظت افزایش می‌دهند(Lipnizki and Jonsson, 2002) و CP تشکیل رسوب در غشا را کاهش می‌دهند. بااین‌حال به‌طورمعمول اثرات جداکننده‌ها در سرتاسر سطح غشا یکنواخت نیستند. بررسی مستقیم رسوب‌های روی غشاها در مدول های غشایی مارپیچ حلزونی مصرفی نشان داده است که جداکننده کانال ورودی، تأثیر بالایی بر الگوهای تشکیل رسوب دارد(Schwinge *et al.*, 2001). یعنی، اثرات CP معمولاً به‌صورت ناهمگن بوده و رسوب در بخش‌های ساکن و راکدی که توسط جداکننده ایجادشده است، مشاهده می‌شود(Geraldes, Semião and Pinho, 2003). گستردگی / توزیع بخش‌های ساکن و راکد تابعی از هندسه جداکننده ورودی، ازجمله ضخامت رگه‌های[1] جداکننده، زاویه رگه‌ها، تخلخل جداکننده و موارد دیگر است.

[1] Filament

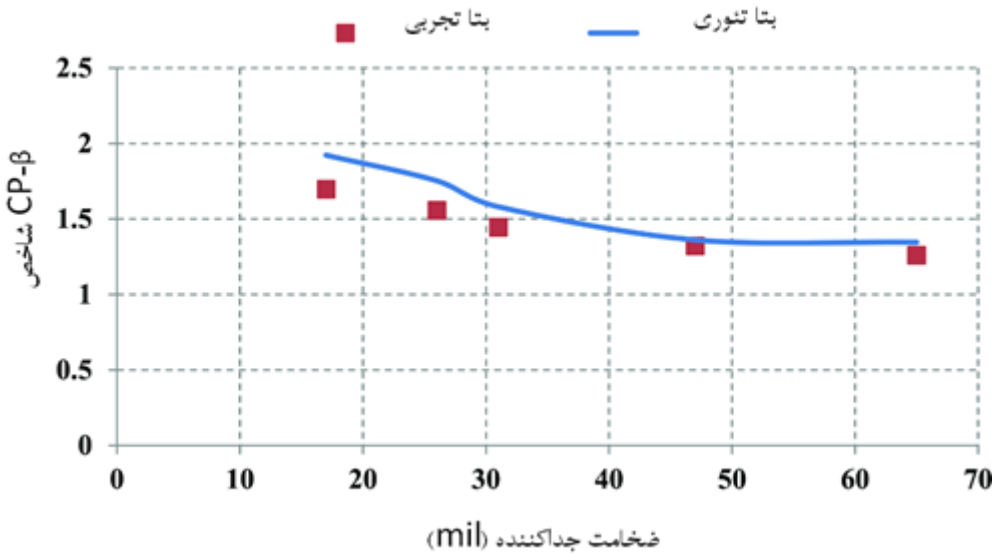
از مدل‌های مختلفی برای پیش‌بینی شاخص CP (β) استفاده‌شده است که ازنظر کمی شدت CP را توصیف می‌کند. این شاخص معمولاً به‌عنوان نسبت غلظت املاح در سطح غشا (Cm) به غلظت املاح ورودی (Cf) تعریف می‌شود:

$$\beta = \frac{C_m}{C_f} \qquad (۲-۴)$$

بااین‌حال، یافتن غلظت در سطح غشا آسان نیست، بنابراین از مدل‌های پیش‌بینی استفاده می‌شود. یکی از این مدل‌ها که مستقل از غلظت املاح در محلول ورودی، شار آب و ضریب انتقال جرم لایه مرزی غلظت است، توسط یان[1] ارائه‌شده است (Yan, 2011).

شاخص پیش‌بینی‌شده CP (β) با استفاده از این مدل با مقادیر اندازه‌گیری شده در آزمایشگاه با استفاده از غشای مارپیچ حلزونی برای حذف TDS از پروژه آب آریزونا مرکزی مطابقت دارد (Yan, 2011). همان‌طور که انتظار می‌رود، در همه موارد، β بیشتر از یک است؛ با این تعریف که غلظت در سطح غشا از کل توده بیشتر است.

[1] Yan



شکل (۲-۱۹) مقادیر پیش‌بینی‌شده و اندازه‌گیری شده برای شاخص CP به‌عنوان تابعی از ضخامت جداکننده با استفاده از مدل توسعه‌یافته. مرجع (Yan, 2011).

◘ پیش‌تصفیه در سیستم غشایی RO

در اکثر کاربردها، پیش‌تصفیه برای محافظت غشاهای RO از ایجاد گرفتگی و تشکیل رسوب سریع لازم است. پیش‌تصفیه می‌تواند هر روش یا فناوری باشد که برای حذف یا کاهش موادی که روی غشا نشست می‌کنند و باعث عملکرد بد غشا می‌شوند استفاده شود.

انتخاب روش‌های پیش‌تصفیه وابسته به کیفیت آب ورودی می‌باشد. تمام سازندگان غشا توصیه می‌کنند که SDI آب ورودی نباید از ۵ بیشتر باشد. آشغال‌گیری، ته‌نشینی، انعقاد و فیلتراسیون می‌توانند به حذف ذرات دانه‌ای و ذرات جامد معلق از آب ورودی و کاهش SDI کمک کنند.

برخی از منابع آب ممکن است غلظت بالایی از کاتیون‌ها یا آنیون‌ها را داشته باشند که در شرایط فوق اشباعی که در فرایند نمک‌زدایی با آن مواجه می‌شوند ترسیب خواهند یافت. این یون‌ها شامل Ca^{2+}، Mg^{2+}، Ba^{2+}، CO_3^{2-}، SO_4^{2-} و PO_4^{3-} می‌باشد که ممکن است $CaCO_3$، $MgCO_3$ و $BaSO_4$ را

تشکیل داده و روی سطح غشا رسوب یابند. تنظیم pH روشی متداول و مؤثر در کنترل رسوب $CaCO_3$ می‌باشد. به همین دلیل، معمولاً pH آب ورودی با تزریق اسید به جریان ورودی به ۶/۸ یا کمتر کاهش می‌یابد. تزریق ضد رسوب نیز همچنین یک روش پیش‌تصفیه محبوب جهت جلوگیری از تشکیل رسوب در غشا می‌باشد. ضد رسوب‌ها، مواد فعال سطحی هستند که در واکنش‌های ترسیب مداخله می‌کنند. طی دو دهه اخیر، نسل‌های جدیدی از ضد رسوب‌ها به‌صورت تجاری تولیدشده است. اجزای فعال در این ضد رسوب‌ها شامل پلیمرهای برپایه پلی کربوکسیلیک/کربوکسیلیک، پلی کربوکسیلات ها، پلی فسفات‌ها/فسفات‌ها، فسفنات ها، فسفینوکربوکسیلیک اسید، پلی اکریلیک اسید/پلی اکریلات ها، لیگنین ها، تانین ها و دیگر پلیمرهای مصنوعی می‌باشد. ضد رسوب‌های تجاری معمولاً محلول‌هایی حاوی یک یا چندین عضو فعال هستند. به دلیل پیچیدگی فرایند شکل‌گیری رسوب و نبود اطلاعات کافی در رابطه با ضد رسوب‌های تجاری، مکانیسم دقیق جلوگیری از تشکیل رسوب توسط ضد رسوب‌ها به‌وضوح مشخص نیست. گزارش شده است که ضد رسوب‌ها توسط سه مکانیسم مرتبط به هم عمل می‌کنند که با یک یا چندین مرحله از رشد کریستالی مداخله می‌کنند(Dudley and Baker, 2014). این سه مکانیسم شامل اثر آستانه‌ای[1]، اعوجاج کریستالی[2] و اثر پراکندگی[3] می‌باشند. یک تک ضد رسوب ممکن است تشکیل رسوب را از طریق بیش از یک مکانیسم ممانعت یا به تأخیر بیندازد. یک مثال پلی اکریلیک اسید است که متداول‌ترین بازدارنده تجاری در دسترس می‌باشد. این پلیمرها به‌عنوان عوامل اعوجاج کریستال عمل می‌کنند، اما در وزن مولکولی بالاتر، آن‌ها همچنین ویژگی‌های پراکندگی را نیز از خود نشان می‌دهند. انتخاب ضد رسوب‌ها باید بر اساس کیفیت آب باشد و در بعضی کاربردها بایستی آزمایش جهت تعیین مؤثرترین

[1] Threshold effect
[2] crystal distortion
[3] dispersancy effect

ضد رسوب انجام گیرد. روش‌هایی برای مقایسه کارایی ضد رسوب‌ها توسعه‌یافته‌اند. به‌طور مثال با تعیین زمان القا با اندازه‌گیری رسانایی و جذب محلول فوق اشباع (Yan, 2011).

علاوه بر تزریق مواد شیمیایی، تبادل یون نیز می‌تواند جهت حذف کاتیون‌ها یا آنیون‌های تشکیل‌دهنده رسوب استفاده شود. اما پیش‌تصفیه تبادل یونی خیلی متداول نیست و هزینه بالایی دارد که ازنظر مالی می‌تواند عامل محدودکننده باشد. دیگر روش پیش‌تصفیه که کمتر متداول است، ترسیب شیمیایی می‌باشد. این روش می‌تواند در برخی کاربردهای خاص ازنظر اقتصادی به‌صرفه باشد، هنگامی‌که غلظت کاتیون‌ها یا آنیون‌های خاص بالا باشند و به‌طور مؤثری با افزودن مواد شیمیایی از آب ترسیب یابند. یک مثال خوب کلسیم (Ca^{2+}) در آب می‌باشد. ترسیب شیمیایی همیشه نیاز به ته‌نشینی یا فیلتراسیون (MF/UF) به دنبال تزریق مواد شیمیایی دارد تا لجن حاصل از جریان ورودی RO را حذف نماید.

هنگامی‌که مواد آلی در جریان آب ورودی RO وجود داشته باشند، روش پیش‌تصفیه RO را می‌توان از بین روش‌های جذب با کربن فعال، انعقاد و فیلتراسیون کند ماسه‌ای برای کاربردهای آب سطحی انتخاب نمود. در فیلتراسیون کند ماسه‌ای، لایه بیوفیلم نازکی در بالای سطح فیلتر تشکیل می‌گردد که این بیوفیلم می‌تواند به‌طور مؤثری مواد آلی طبیعی موجود در آب‌های سطحی را حذف نماید.

خراب شدن غشاهای اسمز معکوس به‌وسیله رشد میکروبی بر سطح غشا و کانال‌های جداکننده می‌تواند ایجاد گردد. تزریق گندزداها به جریان ورودی RO جهت کنترل گرفتگی بیولوژیکی غشا بسیار متداول می‌باشد. انتخاب گندزدا بایستی بر اساس مواد غشاهای RO و مقاومت این مواد در مقابل گندزداها صورت گیرد. غشاهای CA مقاومت بیشتری جهت در معرض قرارگیری پیوسته اکسیدکننده‌ها دارند اما غشاهای پلی آمیدی تحمل کمی در مقابل اکسیدکننده‌های قوی دارند و تنها

با اکسیدکننده‌های ضعیف سازگار می‌باشند. به‌طور متداول کلرآمین ها بجای کلر آزاد برای غشاهای RO پلی آمیدی استفاده می‌گردند. در عمل، سدیم هیپوکلریت و آمونیوم کلرید جهت تولید مونوکلرآمین استفاده می‌گردند. اگر کلر آزاد جهت جلوگیری از رشد بیولوژیکی استفاده گردد، تزریق مواد شیمیایی مثل سدیم متابیسولفیت/سدیم بیسولفیت پیش از غشا جهت اطمینان از کاهش تمام اکسیدکننده‌ها قبل از رسیدن به غشا ضروری می‌باشد.

◘ شستشوی شیمیایی غشا RO

هنگامی‌که نفوذپذیری غشا RO کم و خراب می‌شود، بایستی غشا توسط واکنشگرهای شیمیایی جهت بازیابی نفوذپذیری پاک‌سازی گردد. معمولاً اگر ۱۵-۱۰ درصد از جریان عبوری غشا RO کاهش یابد این امر دلالت بر نیاز به پاک‌سازی شیمیایی می‌باشد. واکنشگرهای شیمیایی موردنیاز پاک‌سازی معمولاً وابسته به مشخصات گرفتگی می‌باشند. معمولاً رسوب کربنات کلسیم، رسوب اکسیدها/هیدروکسیدهای فلزی و مواد کلوئیدی غیرآلی موجب گرفتگی توسط محلول‌های سیتریک اسید پاک‌سازی می‌شوند. رسوب سولفات کلسیم، باریم یا استرانسیوم و ترکیب مواد کلوئیدی غیرآلی/آلی موجب گرفتگی به‌طور مؤثر توسط محلول‌های با pH بالای سدیم تری پلی فسفات (STPP[1]) ($Na_5P_3O_{10}$) و Na-EDTA حذف می‌گردند. محلول با pH بالا STPP و سدیم دودسیل بنزن سولفونات (Na-DDBS) ($C_6H_5(CH_2)_{12}-SO_3Na$) برای پاک‌سازی مواد بیولوژیکی و مواد آلی روی غشاها می‌توانند استفاده گردند. محلول پاک‌سازی مناسب برای بازیابی مؤثر نفوذپذیری غشا باید انتخاب گردد. این محلول‌های پاک‌سازی به‌صورت تجاری در دسترس می‌باشند. برای دستیابی به بهترین راندمان پاک‌سازی، معمولاً محلول‌ها طی پاک‌سازی تا دمای ۴۰ $^{\circ}C$ حرارت داده می‌شوند.

[1] Sodium tripolyphosphate

در ادامه تنظیمات و چیدمان معمول پاک‌سازی غشا RO توصیه‌شده توسط شرکت Hydranautics ارائه‌شده است.

روش معمول پاک‌سازی به‌صورت زیر می‌باشد:

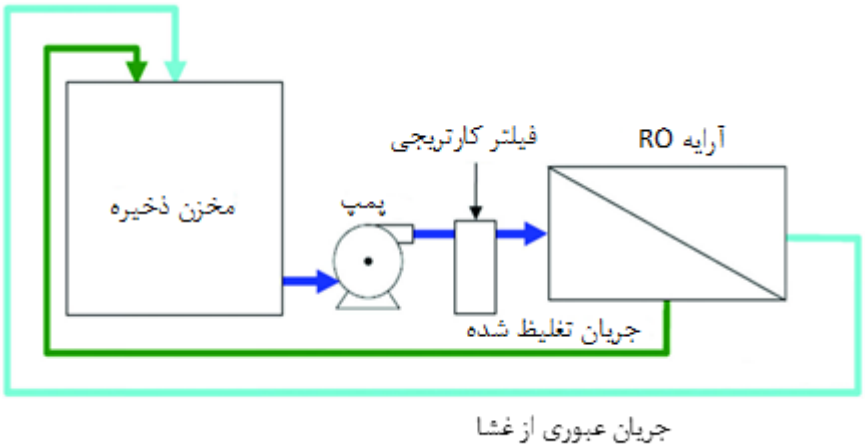
بدون عملکرد پمپ‌های فشارقوی RO، آب عبوری تمیز غشا را با فشار پایین به داخل لوله‌های فشار پمپ نمایید تا آب تغلیظ شده و ذرات دانه‌ای داخل محفظه فشار شست‌وشو شود. این عمل به مدت ۱۵-۱۰ دقیقه انجام گردد.

بسته به شرایط، محلول پاک‌سازی را داخل محفظه‌های تحت‌فشار به مدت ۲۰ دقیقه تا ۱ ساعت به گردش درآورید. محلول پاک‌سازی برای افزایش کارایی ممکن است گرم شود. در ابتدا، آب تغلیظ شده جابجا شده را به زهکش ارسال کنید. سپس قبل از گردش باقیمانده محلول پاک‌سازی، حدود ۱۰٪ از آلوده‌ترین بخش محلول پاک‌سازی را به زهکشی منحرف کنید. نرخ آبدهی در این مرحله به حداکثر میزان طراحی پمپ CIP افزایش می‌یابد.

پمپ گردش جریان را خاموش کرده و تمام شیرها را ببندید و غشا به مدت حداقل یک ساعت غوطه‌ور بماند. اگر نتایج رضایت‌بخش باشد، به مرحله ۴ ادامه می‌دهیم؛ در غیر این صورت به مرحله ۲ بازگشته و مراحل گردش جریان و خیساندن و غوطه‌ورسازی غشا را دوباره انجام دهید.

محفظه‌های تحت‌فشار را با آب تمیز تولیدی RO با فشار کم شستشو دهید تا همه مقادیر ناچیز مواد شیمیایی از محفظه‌های فشار RO حذف شود. این مرحله ممکن است حدود ۶۰-۳۰ دقیقه طول بکشد. شست و شوی با آب تمیز باید تا هنگامی ادامه یابد که pH و هدایت الکتریکی جریان تغلیظ شده خروجی حاصل از آب شست‌وشو بسیار نزدیک به خود آب شست‌وشو شود.

محلول پاک‌سازی خنثی‌شده و تخلیه می‌شود. این امکان وجود دارد که ترکیبی از محلول‌های پاک‌سازی استفاده شود. در این حالت، به مرحله ۲ بازگردید و از محلول پاک‌سازی بعدی استفاده کنید.



شکل (۲-۲۰) چیدمان پاک‌سازی غشا RO.

❑ نرم‌افزار طراحی RO

تمام تأمین‌کنندگان بزرگ غشاهای RO نرم‌افزار طراحی برای استفاده‌کنندگان غشاهای RO فراهم می‌سازند که ابزاری مناسب جهت طراحی و شبیه‌سازی عملکرد سیستم‌های RO می‌باشند. در ادامه فهرستی از محبوب‌ترین تأمین‌کنندگان غشاء و نرم‌افزار طراحی منتشرشده توسط آن‌ها ارائه‌شده است.

GE Power and Water, Winflows
Hydranautics, IMSDesign
Dow Water and Process Solutions, ROSA
Toray Membrane, TorayDS2

این نرم‌افزارها به‌صورت رایگان در دسترس کاربران است. نرم‌افزارهای تولیدکننده‌های مختلف دارای ویژگی‌های مختلفی هستند و دستورالعمل‌های آن‌ها را می‌توان از وب سایت‌های مربوطه آن‌ها

بارگیری نمود. هر نرم‌افزار طراحی RO حاوی بانک اطلاعاتی از مشخصات غشا تأمین‌کننده آن برای استفاده در این برنامه می‌باشد. برخی از نرم‌افزارهای طراحی مانند GE Winflows دارای ویژگی‌های خاص خود مانند سیستم‌های سه گذر، جدا کردن و انشعاب گرفتن و بازگردانی جریان عبوری غشا، دوز ضد رسوب، دستگاه‌های بازیابی انرژی و امکان ترکیب مرحله‌ها را دارد. به‌عنوان نمونه، مروری بر نحوه استفاده از نرم‌افزار طراحی IMSDesign ۲۰۱۶ از Hydranautics در اینجا ارائه‌شده است. در کاربردهای دنیای واقعی، بسته به غشاهای مورداستفاده در کارخانه نمک‌زدایی، نرم‌افزار باید انتخاب شود. اگرچه نرم‌افزارها کمی متفاوت هستند اما همه آن‌ها کم‌وبیش عملکرد مشابهی دارند.

برای استفاده از نرم‌افزار IMSDesign ، ۵ مرحله وجود دارد که باید برای طراحی RO انجام شود.

مرحله ۱: آنالیز

مرحله ۲: طراحی

مرحله ۳: محاسبه

مرحله ۴: پس‌تصفیه

مرحله ۵: ذخیره آنالیز

پس از راه‌اندازی نرم‌افزار، اولین صفحه‌ای که نمایش داده می‌شود، صفحه تنظیمات می‌باشد (همان‌طور که در شکل زیر (الف) نشان داده‌شده است)، که پیش‌فرض زبان، پول رایج و واحدها انتخاب می‌گردند. بعدازاینکه همه این موارد انتخاب شدند، گزینه "ادامه" را انتخاب نموده تا به صفحه بعد انتقال یابد جایی که شما می‌توانید از پروژه‌های موجود RO که قبلاً انجام داده‌اید انتخاب نمایید و یا پروژه جدید RO را شروع نمایید. این صفحه در شکل (ب) نشان داده‌شده است. پس از انتخاب پروژه RO ، به صفحه آنالیز انتقال می‌یابد (شکل (ج)). در این مرحله، مشخصات پروژه و داده‌های

کیفیت آب ورودی RO به‌عنوان اطلاعات ورودی نرم‌افزار طراحی خواهند بود. دمای آب و منبع آب در اینجا باید مشخص شوند.



(الف) پنجره تنظیمات برنامه IMSDesign



(ب) پنجره تنظیمات برنامه **IMSDesign**



(ج) صفحه آنالیز برنامه **IMSDesign**

شکل (۲-۲۱) استفاده از نرم‌افزار IMSDesign

این پارامترها شامل pH، CO_3^{2-}، CO_2، هدایت الکتریکی آب و کاتیون‌ها و آنیون‌های موجود در آب می‌باشند. هنگامی‌که غلظت معادل کاتیون‌ها مطابق با آنیون‌ها نباشد، باید Na^+ یا Cl^- جهت به تعادل رساندن غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌ها استفاده شود. باوجود داده‌های کیفی آب، نرم‌افزار IMSDesign شاخص اشباع (لانجلیر)، سطح اشباع برخی نمک‌های محلول شامل $CaSO_4$، $BaSO_4$، $SrSO_4$، CaF_2 و سیلیکا را محاسبه خواهد کرد. برخی از دیگر پارامترها شامل قدرت یونی و فشار اسمزی محاسبه شده و در این بخش نشان داده می‌شود.

پس از اتمام ورود داده‌های کیفی آب، بر روی گزینه "طراحی" کلیک نموده تا به صفحه طراحی سیستم RO انتقال یابد. جهت انجام طراحی ردیف غشا RO، بازیابی جریان عبوری غشا (٪) و دبی جریان عبوری بایستی توسط مهندس طراح مشخص گردد. همچنین pH ورودی RO نیز بایستی مشخص گردد و بسته به pH منبع آب، مواد شیمیایی جهت پیش‌تصفیه (اسید یا باز) و نرخ تزریق محاسبه گردیده و در این قسمت نمایش داده می‌شود. گذرها و مرحله‌های سیستم RO بایستی بسته به کاربرد RO و الزامات کاری آن توسط مهندس طراحی گردد. این نرم‌افزار دارای یک بانک اطلاعاتی

از غشاهای RO می‌باشد که Hydraunautics آن را تهیه و تأمین می‌کند. بعد از انتخاب نوع المان، نرم‌افزار تعداد المان‌ها در هر محفظه و تعداد محفظه‌ها موردنیاز برای عملکرد را محاسبه خواهد کرد. شار متوسط غشا و دبی ورودی بر اساس اطلاعات ورودی مهندسان محاسبه می‌شوند (شکل زیر). اگر هر یک از پارامترهای طراحی (شار متوسط، جریان ورودی و ...) خارج از محدوده طراحی باشند، پنجره هشدار باز خواهد شد تا به مهندسین یادآوری نماید که طراحی سیستم RO بایستی تغییر یابد تا پارامترهای طراحی در محدوده طراحی نوع غشا انتخاب‌شده قرار گیرند. بعدازاینکه طراحی RO کامل شد، محاسبه را اجرا کنید تا نرم‌افزار IMSDesign نتایج محاسبه را تولید نموده و پارامترهای طراحی شامل فشار ورودی و شار در هر گذر و مرحله را گزارش نماید.



شکل (۲-۲۲) پنجره طراحی RO برنامه IMSDesign

در نرم‌افزار گزینه‌های طراحی افزوده‌ای فراهم‌شده است که مهندسان می‌توانند برای کاربردهای خاص استفاده نمایند. گزینه‌های طراحی افزوده زیر می‌توانند انتخاب شوند:

- ترکیب و اختلاط جریان عبوری غشا
- فشار جریان عبوری غشا

- بازچرخانی جریان تغلیظ شده
- غشاهای ترکیبی
- تجهیزات بازیابی انرژی (ERD)
- پمپ تقویتی
- انتخاب غشا دلخواه
- محاسبه مجدد آرایه

اگر هر طراحی خاصی جهت طراحی RO نیاز باشد، گزینه‌های بالا را می‌توان از گروه "Options" انتخاب نمود. بعدازاینکه گزینه‌ها انجام شد، می‌توان طراحی را ذخیره و چاپ نمود.

در صورت نیاز به طراحی RO با دو گذر، روی "Basic" در گروه "Two Pass" کلیک کنید و گزینه‌های گذر ۲ در زیر "System Specification" ظاهر می‌شود. به‌طور پیش‌فرض، عملکردهای طراحی جزئی و تقسیم جزئی در برنامه غیرفعال می‌باشند. برای فعال کردن این دو گزینه، مقدار "Permeate flow" گذر ۲ را در قسمت "Trains" کاهش دهید و برنامه گزینه "Partial Pass 2" را انتخاب خواهد نمود.

پس از اتمام طراحی سیستم RO، روی "Run" در گروه "Actions" کلیک کنید تا محاسبه انجام شود. در مرحله "Calculation" ، IMSDesign نیاز انرژی ، نیاز شیمیایی و هزینه را محاسبه می‌کند و نتایج محاسبه را نشان می‌دهد (شکل زیر).

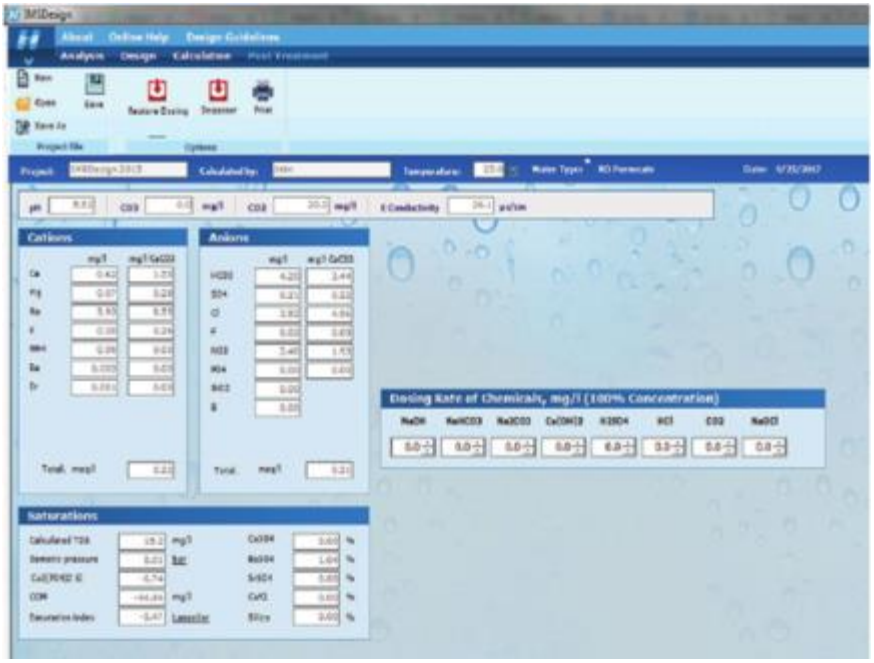


شکل (۲-۲۳) پنجره محاسبه برنامه IMSDesign

IMSDesign از مقادیر دبی و فشار واردشده در زمان ایجاد یک طرح برای محاسبه میزان برق موردنیاز جهت کارکرد پمپ فشارقوی برای مقادیر مشخص‌شده برای داده‌های دبی، فشار، بازیابی و راندمان پمپ / موتور استفاده می‌کند. نیاز به مواد شیمیایی شامل سه نوع تزریق مواد شیمیایی است که در هنگام تهیه طرح تصفیه آب موردنیاز است. در IMSDesign، مقادیر تزریق شامل مقدار تزریق ورودی سدیم متا بی سولفیت، مقدار تزریق ورودی ضد رسوب و مقدار تزریق ورودی NaOCl است. برای محاسبه هزینه، روی "Costs" در گروه "Calculations" کلیک کنید و جدول محاسبات هزینه ظاهر می‌شود که ستون‌های هزینه، ازجمله هزینه سرمایه‌گذاری، هزینه برق، هزینه مواد شیمیایی، هزینه تعویض غشا، هزینه تعمیر و نگهداری و هزینه کل آب تولیدی و مقدار مناسب را نشان می‌دهد. پس‌تصفیه را می‌توان با استفاده از IMSDesign با کلیک روی "Post Treatment " در نوار ثانویه طراحی کرد. یک پنجره "Post Treatment " ظاهر می‌شود و مهندسین می‌توانند مواد شیمیایی را به جریان اضافه کنند یا جریان عبوری غشا را تصفیه کنند (شکل زیر). در بخش " Dosing Rate of Chemicals " می‌توان غلظت مواد شیمیایی ذکرشده را مشخص کرد و مصرف مواد شیمیایی محاسبه

می‌شود. همچنین، در صورت نیاز به کاهش CO_2 در جریان عبوری از غشا، حذف CO_2 را می‌توان با استفاده از گاززداها شبیه‌سازی کرد.

پس از انجام کلیه مراحل فوق برای ایجاد پروژه RO، می‌توان آنالیز و طراحی سیستم را ذخیره و چاپ نمود. با مراجعه به گروه "Project" و کلیک بر روی "Save As" می‌توان فایل پروژه را ذخیره کرد. اگر مهندسین نیاز به بررسی مجدد پروژه داشته باشند، می‌توان فایل را با استفاده از IMSDesign در آینده باز کرد.



شکل (۲-۲۴) پنجره پس‌تصفیه در برنامه IMSDesign

۲-۴-۲- مقدمه ای بر الکترودیالیز (ED[1]) و الکترودیالیز معکوس (EDR[2])

الکترودیالیز (ED) یک فرآیند غشایی با محرک ولتاژ است که در آن، یون‌ها از طریق غشاهای نیمه‌تراوا تحت نیروی محرک پتانسیل الکتریکی منتقل می‌شوند و آب تصفیه شده شیرین همراه بخش بدون بار، به‌عنوان محصول خارج می‌گردد. این غشاهای نیمه‌تراوا قابلیت انتخاب کاتیون یا آنیون را دارند. در درجه اول از ED برای نمک‌زدایی آب لب‌شور استفاده می‌شود. انرژی الکتریکی متناسب با مقدار نمکی که باید حذف گردد، مصرف می‌شود و در بیشتر مواقع، کاربرد ED با توجه به ملاحظات اقتصادی که با مصرف انرژی افزایش می‌یابد، برای آب ورودی با TDS کمتر از ۱۰،۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر محدود می‌گردد.

فرایند الکترودیالیز معکوس (EDR) بر اساس اصول کلی مشابه فرآیند ED است، به‌جز اینکه هر دو کانال آب تولیدی و جریان تغلیظ شده در ساختار یکسان هستند و قطبیت به‌صورت دوره‌ای و به‌طور خودکار متناوب است. در عملکرد EDR، قطبیت معمولاً سه تا چهار بار در ساعت معکوس می‌شود تا جریان یون‌ها که از غشاهای نیمه‌تراوا عبور می‌کنند، معکوس شود. این جابجایی قطب ها، همراه با مرحله شست و شو[3] توسط آب که پس از جابجایی اعمال می شود، غشاها را تمیز می‌کند و به کاهش گرفتگی و رسوب غشایی کمک می‌کند. این اصلاح و تغییر ظرفیت فن‌آوری ED را نسبت به عملیات تصفیه آب با پتانسیل ایجاد گرفتگی یا رسوب‌گذاری بالا را بهبود می‌بخشد. به همین دلیل، فناوری EDR باعث افزایش استفاده از فرآیند ED شده و فناوری EDR تا حد زیادی جایگزین فناوری ED در بسیاری از بازارها شده است.

[1] Electrodialysis
[2] Electodialysis Reversal
[3] flushing step

ED/EDR فرایند

در سیستم ED، واحد اصلی "جفت سلولی[1]" نامیده می‌شود که از یک غشا تبادل آنیون، یک جداکننده رقیق‌ساز، یک غشا تبادل کاتیون و یک جداکننده تغلیظ سازی تشکیل‌شده است. در زیر، در

، شماتیک چندین "جفت سلولی" وجود دارد. چندین جفت سلولی به‌صورت فشرده بین آند و کاتد قرار می‌گیرند که کل واحد "دسته[2]" نامیده می‌شود. جداکننده‌ها برای ایجاد یک جریان آشفته در سطح غشایی طراحی‌شده‌اند. جفت‌های سلولی تکرار شده بین دو صفحه انتهایی توسط میل‌های مهاری فشرده‌شده‌اند و این جفت‌های سلولی را می‌توان به‌صورت عمودی یا افقی قرار داد.

در سیستم نمک‌زدایی ED / EDR، جریان ورودی از طریق کانال ایجادشده توسط جداکننده جریان نمک‌زدایی شده جریان پیدا می‌کند، درحالی‌که جریان تغلیظ شده به‌طور موازی از طریق کانال ایجادشده توسط جداکننده جریان تغلیظ شده جریان می‌یابد. هنگامی‌که آب در امتداد غشاهای انتخابی یونی جریان پیدا می‌کند، یون‌ها به‌صورت الکتریکی از جریان نمک‌زدایی شده به جریان تغلیظ شده از طریق غشاء منتقل می‌شوند.

بسته به طراحی و کاربرد سیستم، سیستم‌های تجاری ED می‌توانند با دو پیکربندی مختلف عمل نمایند. پیکربندی اول عملکرد ناپیوسته می‌باشد که در آن آب نمک‌زدایی شده به مخزن ذخیره آب ورود بازگردانده می‌شود و با آب ورودی مخلوط می‌شود. این بازگردانی جریان با رسیدن به هدف تصفیه موردنظر و هنگامی‌که کیفیت آب در مخزن نگه‌دارنده الزامات تصفیه را برآورده سازد به پایان

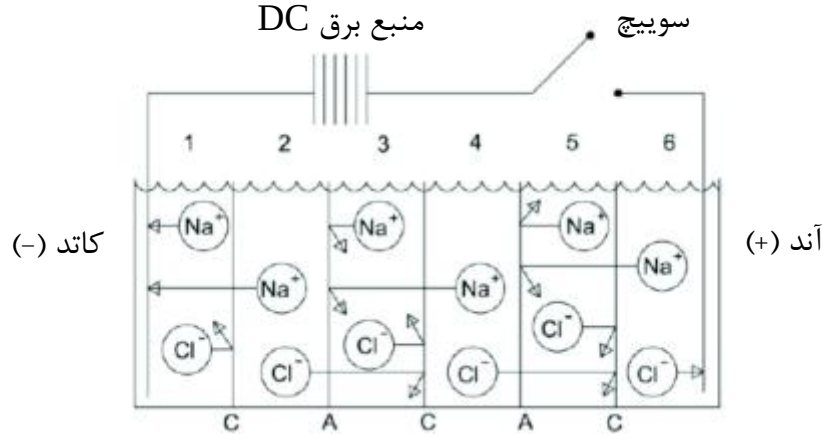
---

[1] cell pair
[2] stack

می‌رسد. طی این فرایند، جریان تغلیظ شده نیز به‌طور جداگانه بازگردانده می‌شود تا حجم فاضلابی را که نیاز به دفع دارد، کاهش دهد. پیکربندی دوم، عملکرد پیوسته تک گذر می باشد. در این عملکرد، جریان ورودی از دسته‌های ED عبور می‌کند و بعدازآن به مخزن ذخیره آب تولیدی جریان می‌یابد. در بیشتر موارد، دسته ED شامل دو مرحله به‌صورت سری است و آب در هر دو مرحله نمک‌زدایی می‌شود. معمولاً بخشی از جریان تغلیظ شده بازگردانی می‌شود تا حجم ضایعات کاهش یابد. برای هر دو عملکرد ناپیوسته و پیکربندی پیوسته، معمولاً یک محلول اسیدی به جریان تغلیظ شده تزریق می‌شود تا از رسوب‌گذاری جلوگیری کند.

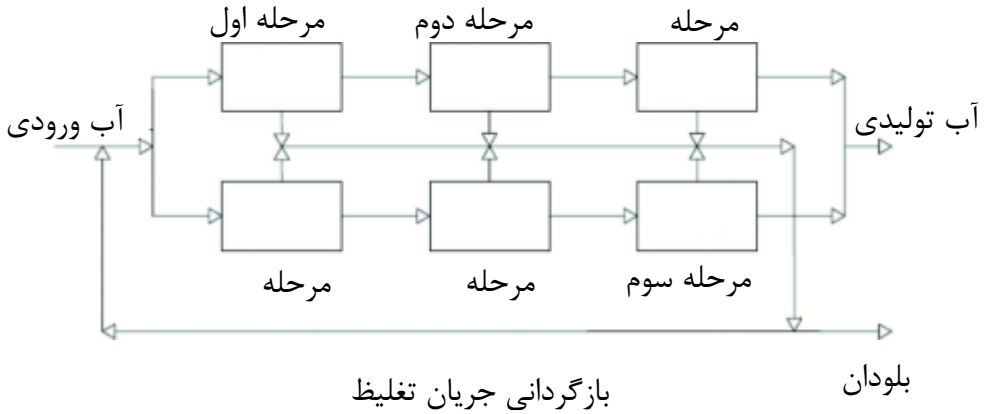
طراحی سیستم ED / EDR باید بر اساس ویژگی‌های آب ورودی، میزان دبی و الزامات آب تولیدی باشد. راندمان سیستم‌های ED / EDR در یک کاربرد خاص به فرایند، طراحی و حالت عملکرد بستگی زیادی دارد. بسته به ویژگی‌های آب ورودی، باید واحدهای پیش‌تصفیه مناسب به‌دقت انتخاب شوند. به‌طورکلی، الزامات کیفیت آب ورودی توسط تأمین‌کنندگان ED / EDR برای تضمین عملکرد سیستم و محافظت از غشاها یا الکترودها از ایجاد گرفتگی یا تشکیل رسوب مشخص می‌شود. برخی از آلاینده‌ها باید از آب ورودی ED/EDR ازجمله مواد جامد معلق، آهن، منگنز، سولفیدها، کلر باقیمانده، و نمک‌های کم محلول مانند CaSO4، BaSO4 ، SrSO4 و CaF2 حذف شوند. برای حذف رسوب قلیایی یا رسوب آهن/منگنز از غشاء، معمولاً افزودن اسید به آب ورودی برای سیستم ED موردنیاز است. واژگونی قطبی در سیستم EDR مسئله رسوب‌گذاری را کاهش داده یا از بین می‌برد و به همین دلیل افزودن اسید برای سیستم‌های EDR لازم نیست. سیستم‌های تزریق مواد شیمیایی باید به‌عنوان بخشی از طراحی فرآیند بر اساس کیفیت آب و میزان دبی، برای سیستم‌های ED مشخص شوند.

یک سیستم شیمیایی معمولاً با سیستم‌های ED / EDR برای کنترل شرایط فرایند در الکترودها، جایی که واکنش‌های شیمیایی رخ می‌دهد، تأمین می‌شود. همان‌طور که بحث خواهد شد، پروتون‌ها (H^+)، گاز کلر و اکسیژن می‌توانند در آند تشکیل شوند. گاز هیدروژن و یون‌های هیدروکسیل می‌توانند در کاتد تشکیل شوند. بنابراین، pH در آند کاهش می‌یابد و در کاتد افزایش می‌یابد (Watson, Morin and Henthorne, 2003). برای حذف هیدروژن، اکسیژن یا کلر از جریان الکترودها باید یک مکانیسم جمع‌آوری یا دفع گاز طراحی شود.



شکل (۲-۲۵) شماتیک چندین جفت سلولی ED (Watson, Morin and Henthorne, 2003).

در شکل بالا "A" نشاندهنده غشا تبادل آنیون، درحالی‌که "C" نشاندهنده غشا تبادل کاتیون است. کانال‌های ۲ ، ۴ و ۶ کانال‌هایی هستند که حاوی آب نمک‌زدایی شده هستند. کانال‌های ۱ ، ۳ و ۵ کانال‌هایی هستند که حاوی جریان تغلیظ شده هستند. با جریان یافتن آب ، کاتیون‌ها (مانند سدیم) به سمت کاتد کشیده می‌شوند ، که توسط غشاهای تبادل آنیون متوقف شده اند. به‌طور هم‌زمان، آنیون‌ها (مانند کلرید) به سمت آند کشیده می‌شوند، که توسط غشاهای تبادل کاتیون متوقف شده اند.



شکل (۲-۲۶) مثال شماتیک از سیستم ED / EDR سه مرحله‌ای و دوخطه

مشابه سایر سیستم‌های جداسازی غشایی، پاک‌سازی شیمیایی غشاهای انتخابی یونی در سیستم‌های ED / EDR معمولاً پس از مدت معینی از زمان بهره‌برداری موردنیاز است. تعداد دفعات پاک‌سازی به کیفیت آب ورودی و شرایط عملیاتی بستگی دارد. سیستم‌های پاک‌سازی در محل (CIP) باید برای سیستم ED / EDR فراهم شود. در بیشتر موارد ، از محلول اسید برای انحلال رسوبات معدنی، و یک محلول کلرید سدیم با pH تنظیم‌شده برای حذف مواد آلی استفاده می‌شود(Watson, Morin and Henthorne, 2003). تجهیزات تزریق مواد شیمیایی، تحویل مواد شیمیایی، دفع مواد شیمیایی، و جداکننده‌های موردنیاز برای سیستم CIP باید همه در مرحله طراحی فرآیند در نظر گرفته شوند.

در بیشتر موارد، ۶۰-۲۵ درصد از TDS در آب ورودی را می‌توان با یک دسته ED / EDR بسته به ویژگی‌های آب ورودی حذف کرد (Watson, Morin and Henthorne, 2003). درصورتی‌که حذف بیشتر TDS موردنظر باشد، دو یا چند دسته به‌صورت سری استفاده خواهند شد. برای هر مرحله باید یک منبع تغذیه جداگانه تأمین شود. تعداد مراحل موردنیاز در طرح معمولاً با تجزیه‌وتحلیل اقتصادی با توجه به کیفیت آب ورودی و کیفیت موردنظر آب تولیدی تعیین می‌شود. برای پاسخگویی به

الزامات میزان دبی بالا، دو یا چند گروه دسته می‌توانند به‌صورت موازی قرار گیرند و در این پیکربندی، هر ردیف از دسته‌ها یک خط [1] نامیده می‌شوند. تعداد مراحل کیفیت آب تولیدی را بهبود می‌بخشد درحالی‌که تعداد خطوط ظرفیت میزان جریان را افزایش می‌دهد. شکل بالا شماتیک یک سیستم ED / EDR سه مرحله‌ای، دو خط را نشان می‌دهد.

◘ غشاهای ED/EDR

فرآیند ED/EDR از غشاهای تبادل یونی استفاده می‌کند. این غشاها یون‌های محلول را در سراسر غشاء پلیمری رسانا منتقل می‌کنند، و به‌صورت ورق‌هایی متشکل از ذرات ریز پلیمری با گروه‌های تبادل یونی مهارشده با ماتریس پلیمری تولید می‌شوند. غیرقابل نفوذ توسط آب تحت‌فشار، غشاها با یک فیبر مصنوعی تقویت می‌شوند که باعث بهبود خصوصیات مکانیکی غشا می‌شود(Association and others, 1995).

دو دسته عمده از غشاهای تبادل یون آهن وجود دارد: ناهمگن و همگن. غشاهای ناهمگن به‌طورمعمول ارزان‌تر هستند، دارای لایه جداکننده ضخیم‌تر، مقاومت بالاتر و سطح زبر هستند که منجر به پتانسیل بیشتر گرفتگی غشاء می‌شود. غشاهای همگن به‌طورمعمول دارای لایه جداکننده نازک‌تر، با مقاومت کمتر و سطح صافی هستند که حساسیت کمتری نسبت به گرفتگی غشاء دارند. به دلیل فرآیند تولید آن‌ها، ساخت غشاهای همگن گران‌تر از غشاهای ناهمگن است. برای غشاهای همگن و غشاهای ناهمگن، گروه‌های باردار به‌طور متفاوتی به غشاها متصل می‌شوند. برای غشاهای همگن، گروه‌های باردار به‌صورت شیمیایی به هم پیوند می‌خورند، درحالی‌که برای غشای ناهمگن، گروه‌های بار به‌صورت فیزیکی با ماتریس غشا مخلوط می‌شوند.

---

[1] line

غشاهای تبادل یونی دارای قابلیت انتخاب یون هستند و بسته به قابلیت گزینشی غشاها، می‌توان آن‌ها را به‌عنوان غشاهای انتقال کاتیون یا غشاهای انتقال آنیون طبقه‌بندی کرد. هر دو غشاهای انتقال کاتیون و غشاهای انتقال آنیون ازنظر الکتریکی رسانا هستند. غشاهای انتقال کاتیون تنها به یون‌های با بار مثبت اجازه عبور می‌دهند درحالی‌که غشاهای انتقال آنیون فقط یون‌های دارای بار منفی را از خود عبور می‌دهند. غشاهای انتقال کاتیون به‌طورکلی از پلی استایرن با اتصالات عرضی تشکیل شده‌اند که برای تولید گروه‌های $-SO_3H$ متصل به پلیمر سولفونه شده‌اند. این گروه $-SO_3H$ در آب یونیزه شده تا سایت‌هایی با بار منفی برای جفت شدن با یون‌های دارای بار مثبت و یون‌های هیدروژن (H^+) آزادشده به داخل آب ایجاد کند. ماتریس غشای انتقال آنیون از گروه‌های آمونیوم ۴ تایی بار مثبت درست کرده‌اند $\left(-NR_3^+OH^-\right)$ (Valero, Barceló and Arbós, 2011). این بارهای مثبت سایت‌های جفت شدن را برای یون‌های منفی فراهم می‌کند. علاوه بر بار یون‌ها، غشاء تبادل یونی نیز بسته به ظرفیت یون‌ها می‌توانند قابلیت گزینش یونی داشته باشند. به‌عنوان‌مثال، برخی از غشاهای تبادل یونی ممکن است نفوذپذیری بالایی را برای آنیون‌های تک‌ظرفیتی نشان دهند، مانند Cl^- یا NO_3^- اما نفوذپذیری کمی برای یون‌های دو ظرفیتی یا سه‌ظرفیتی مانند SO_4^{2-}، CO_3^{2-}، PO_4^{3-} یا دیگر آنیون‌های مشابه دارند.

غشاهای تبادل یونی مختلفی به‌صورت تجاری در بازار وجود دارد که توسط تولیدکنندگان مختلف ساخته می‌شوند. غشاهای هر تولیدکننده ممکن است نسبت به سایر غشاها دارای مزایا و معایب خاصی باشد و هرکدام ممکن است دارای خصوصیات مختلفی ازجمله اندازه، ضخامت، مقاومت و ترکیب باشند و ممکن است برای کاربردهای مختلف مناسب باشند. غشاها همچنین برخی از خصوصیات مشترک مانند مقاومت الکتریکی کم، عدم حلالیت در آب، سهولت در کار در هنگام

ساخت و مونتاژ ، پایداری در محدوده pH گسترده از ۱ تا ۱۰، مقاومت در برابر تورم اسمزی، مقاومت در برابر گرفتگی غشاء و غیره را دارند. بیش از ۱۰ تولیدکننده عمده غشای تبادل یونی در سطح جهان، عمدتاً از ژاپن، ایالات‌متحده، آلمان و چین وجود دارد. در اینجا اسامی برخی از نقش‌آفرینان اصلی بازار آمده است.

Asahi Chemical Industry Company (Japan, Aciplex),
DuPont Company (USA, Nafion),
FuMA-Tech GmbH (Germany, Fumasep),
GE Water & Process (USA, AR/CR),
MEGA a.s. (Czech Republic, Ralex),
Tianwei Membrane Company Limited (China, TWAED).

◘ جداکننده‌های غشایی

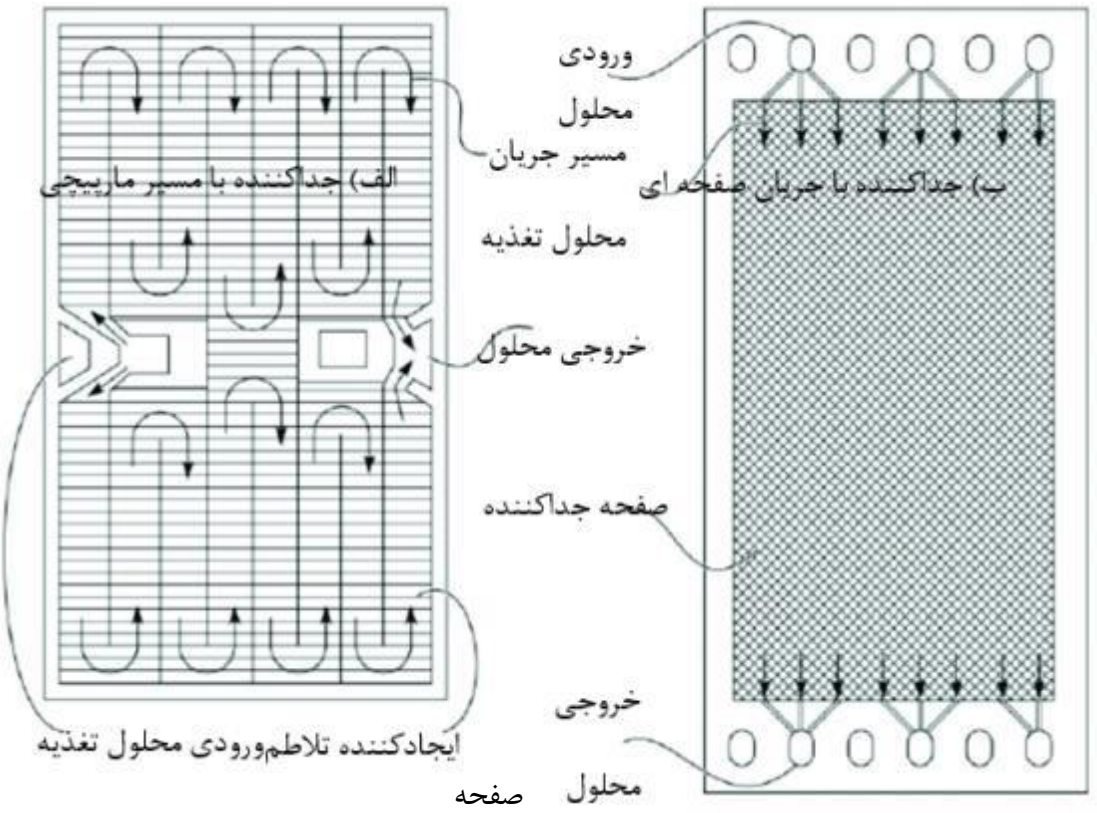
مشابه غشاهای RO، جداکننده‌ها بین غشاهای تبادل یونی استفاده می‌شوند. جداکننده‌ها برای ایجاد کانال جریان برای آب بین لایه‌های غشا، ایجاد جریان متلاطم برای کاهش CP در لایه مرزی و بهبود راندمان انتقال یون‌ها از جریان سیال به سطح غشاء مورداستفاده قرار می‌گیرند. جداکننده‌های غشایی به‌طور متناوب بین غشاهای موجود در دسته قرارگرفته‌اند تا مسیرهای مستقل جریان ایجاد کنند.

جداکننده‌های غشای تبادل یونی معمولاً از پلی‌پروپیلن یا پلی‌اتیلن با چگالی کم ساخته می‌شوند (Valero, Barceló and Arbós, 2011). جداکننده‌ها را می‌توان با پیکربندی‌ها، ضخامت، اندازه مش، و اشکال مش مختلف طراحی کرد تا کاربردهای خاص را برآورده سازد. اما یک قاعده مهم در طراحی این است که جداکننده باید تلاطم جریان را بهبود دهد تا قطبش را کاهش دهد بدون اینکه افت فشار قابل‌توجهی در تمام دسته ED / EDR ایجاد کند. در سیستم ED / EDR ، معمولاً سرعت جریان کم و در محدوده ۱۸-۳۵ cm/s (۰/۶-۱/۲ ft/s) می‌باشد(Valero, Barceló and Arbós, 2011). در

سرعت جریان پایین، جداکننده‌های غشایی عامل مهمی برای کاهش پدیده قطبش هستند. سیستم ED / EDR یک سیستم با فشار کم است، و به‌طورکلی فشار ورودی به ۵۰ psi محدود می‌شود که باید در کل سیستم حفظ شود. به همین دلیل، افت فشار در هر مرحله باید به حداقل برسد (Valero, Barceló and Arbós, 2011). ازاین‌رو، افت فشار در کانال جریان سیستم ED / EDR یکی از پارامترهای مهم طراحی در جداکننده می‌باشد.

به‌طورمعمول دو طراحی از جداکننده وجود دارد: طراحی "مسیر مارپیچی[1]" و "جریان صفحه‌ای[2]". در طراحی مسیر مارپیچی، جداکننده بر روی خودش تا می شود و مایع از مسیر مشخص‌شده توسط جداکننده جریان پیدا می‌کند. به‌این‌ترتیب مسیر طولانی‌تر از طی کردن ضلع دستگاه می شود. طراحی جریان صفحه‌ای شامل یک قاب باز با یک صفحه پلاستیکی است که کانال جریان را بین غشاها ایجاد می‌کند. هندسه‌های معمولی دو نوع جداکننده در شکل زیر نشان داده‌شده است.

[1] tortuous path
[2] sheet flow



شکل (۲-۲۷) دو هندسه معمولی از جداکننده‌های مورداستفاده در سیستم‌های ED وEDR .(Baker, 2012).

◘ الکترودهای ED/EDR

الکترودها یکی از عناصر کلیدی در سیستم‌های ED / EDR هستند و بسیاری از جنبه‌های مرتبط آن ازجمله واکنش‌های الکتروشیمیایی ، مصرف انرژی، انتقال از طریق غشاها، برگشت‌پذیری و غیره ، برای عملکرد سیستم ED / EDR از اهمیت بالایی برخوردار هستند(Veerman et al., 2010). تحقیقات زیادی برای آزمایش و مقایسه الکترودهای مختلف برای کاربرد در سیستم ED / EDR انجام‌شده است. بورهایم[1] و همکاران (Burheim et al., 2012) چندین ماده الکترود و نمک مختلف را

[1] Burheim

آزمایش کردند و نشان دادند که واکنش‌های الکتروشیمیایی با انتقال جرم در الکترولیت به‌جای خواص الکتروکاتالیستی مواد الکترود کنترل می‌شوند.

به دلیل خاصیت خوردگی محفظه‌های آند، معمولاً الکترودها از تیتانیوم ساخته شده و با پلاتین آبکاری می‌شوند. طول عمر آن‌ها به ترکیب یونی آب منبع و آمپراژ اعمال‌شده در الکترودها بستگی دارد. غلظت بالای کلریدها در آب منبع و آمپراژهای زیاد باعث کاهش عمر سرویس الکترودها می‌شود(Valero, Barceló and Arbós, 2011). جابجایی قطب ها در سیستم‌های EDR همچنین منجر به عمر کوتاه‌تر قابل‌توجهی در مقایسه با سیستم‌های ED می‌شود (Association and others, 1995).

واکنش‌های اکسیداسیون و احیا در کاتدها و آندها رخ می‌دهند. واکنش‌هایی که انتقال یونی را به هدایت الکترونی تبدیل می‌کنند و نیروی محرکه لازم جهت کاهش یونی را تأمین می‌کنند. به‌طورکلی، الکترودهای مورداستفاده در سیستم‌های ED / EDR خنثی و صفحه‌ای شکل هستند. برای کاربرد تصفیه آب، واکنش‌های زیر رخ می‌دهد.

در کاتد، مولکول‌های آب هیدرولیز می‌شوند و پروتون‌ها (H^+) الکترون‌ها را دریافت می‌کنند تا گاز هیدروژن (H_2) را به‌عنوان محصول جانبی یون‌های هیدروکسید (OH^-) تشکیل دهند.

$$2H_2O + 2e^- \rightarrow 2OH^-(aq) + H_2(g)$$

علاوه بر واکنش فوق ، کاتیون‌های دیگر ممکن است الکترون‌هایی نیز دریافت کنند که رسوب فلز را بر روی سطح کاتدها تشکیل دهند و نگرانی رسوب‌گذاری الکترود را ایجاد می‌کنند. واکنش کلی به‌صورت زیر می‌باشد:

$$M^{n+} + ne^- \rightarrow M$$

آنیون‌های در آب مثل OH^-، Cl^- و SO_4^{2-} از طریق غشاهای تبادل آنیون منتشر شده و به آند انتقال می‌یابند. در آند ، واکنش زیر برای تولید اکسیژن (O_2) و پروتون (H^+) رخ می‌دهد:

$$2H_2O \rightarrow 4e^- + 4H^+(aq) + O_2(g)$$

اگر یون‌های کلرید (Cl^-) در آب وجود داشته باشند، واکنش زیر برای تولید گاز کلر (Cl_2) رخ می‌دهد:

$$2Cl^- \rightarrow 2e^- + Cl_2(g)$$

به دلیل واکنش های بحث شده در بالا، غلظت هیدروکسیدها ممکن است در کاتولیت افزایش یابد و پروتون‌ها ممکن است در آنولیت افزایش یابند که باعث ایجاد رسوب‌گذاری و یا خوردگی شوند.

◘ مقایسه بین ED/EDR و RO

امروزه ، RO فن‌آوری غالب برای نمک‌زدایی است. در مقایسه با RO، ED / EDR مزایا و معایبی دارد. در برخی موارد، مزایای ED / EDR آن را به‌عنوان جایگزینی مؤثر برای فناوری RO تبدیل می‌کند، اما در اکثر کاربردهای نمک زدایی، معایبی که دارد ممکن است از مزایای آن نسبت به RO بیشتر باشد.

ازآنجاکه نیروی محرکه نمک‌زدایی ED / EDR توسط پتانسیل الکتریکی می‌باشد، فقط مواد قطبی که می‌توانند در محلول تفکیک شوند می‌توانند با این فرآیند حذف شوند؛ و مواد غیر قطبی مانند سیلیکا ، میکروارگانیسم‌ها، مواد جامد معلق، مواد آلی تفکیک نشده و غیره توسط سیستم ED/EDR نمی‌توانند حذف گردند. یکی از مزایای ED / EDR این است که در طول عملکرد خود، یون‌هایی که از توده محلول انتقال می‌یابند از غشاها عبور می‌کنند. ازآنجاکه هیچ‌گونه انتقال آب یا مواد غیر قطبی از طریق غشاء وجود ندارد، غشاهای ED / EDR کمتر در معرض گرفتگی غشایی ناشی از مواد غیر

قطبی قرار دارند و در صورت به‌کارگیری ویژگی جابجایی قطب ها، می‌توانند سطح قابل‌توجهی از این مواد در آب را ورودی تحمل کنند. این مزیت ED / EDR نسبت به فن‌آوری‌های غشایی RO می‌تواند در صورت ارزیابی حذف آلاینده‌ها به یک عیب تبدیل شود. در سیستم ED / EDR مانعی برای حذف مواد غیر قطبی ذکرشده وجود ندارد و آن‌ها از سیستم ED / EDR عبور خواهند کرد. بنابراین، ED / EDR نمی‌تواند ویروس‌ها و ترکیبات طعم و بو را از آب آشامیدنی برای رعایت استانداردهای آب آشامیدنی حذف کند.

یکی دیگر از مزایای سیستم ED / EDR این است که می‌توان بازیابی آب بیشتری را به دست آورد. همان‌طور که در شکل ۲-۲۷ نشان داده‌شده است، جریان تغلیظ شده به‌طورکلی برای افزایش بازیابی بازچرخانی می‌شود. در بعضی از مطالعات موردی، بازیابی آب بیش از ۹۵٪ گزارش‌شده است (Allison, 1993). در بسیاری از موارد، این مزیت ED / EDR ممکن است از معایب آن نسبت به فناوری‌های غشایی RO فراتر رود و فرایند ED / EDR را به یک جایگزین ارزشمند و مؤثر برای RO تبدیل کند. این برای بسیاری از کاربردهای نمک‌زدایی آب لب‌شور صادق است.

۲-۵- فرایندهای حرارتی

فرایندهای نمک‌زدایی حرارتی، تبخیر و میعان آب را شامل می‌شوند. این نوع فرایندها، چرخه طبیعی آب (چرخه هیدرولوژیکی) را شبیه‌سازی می‌کنند، که در آن آب شور توسط خورشید حرارت داده شده و منجربه تولید بخار آب می‌گردد. در ادامه ، بخار آب میعان گردیده و آب شیرین (باران) را شکل می‌دهد. در تکنولوژی‌های نمک‌زدایی حرارتی نیز همین اصل به کار گرفته می‌شود؛ بنابراین در نمک‌زدایی حرارتی، به آب موجود درون یک دیگ بخار یا تبخیرکننده، انرژی حرارتی یا گرما اعمال

می‌شود تا باعث تبخیر آب شود. سپس این بخار آب از طریق تبادل حرارت در یک دستگاه کندانسور (خنک‌کننده) میعان می‌شود.

معمولا به فرایندهای نمک‌زدایی حرارتی، تقطیر[1] نیز گفته می‌شود.این روش یکی از کهن‌ترین روش‌های تبدیل آب شور به آب شرب است. امروزه تکنولوژی‌های اصلی نمک‌زدایی حرارتی به سه گروه تقسیم‌بندی می‌شوند: تقطیر اثر چندگانه (MED)[2]، تقطیر ناگهانی چند مرحله ای(MSF)[3] و تراکم بخار(VC)[4].

فرایند MED به عنوان قدیمی‌ترین فرایند نمک‌زدایی لحاظ می‌شود چرا که مراجع و اختراعات ثبت‌شده‌ای از دهه ۱۸۴۰ در مورد این فرایند وجود داشته است (Sherwood, Klandorf and Yancey, 2013). با این وجود، توسعه‌های اخیر فرایند MED بار دیگر آن را پیشتاز و در رقابت با سایر تکنولوژی‌ها قرار داده است. فرایند MED نسبت به MSF با تقطیر اثر چندگانه دما پایین(LT-MED) که پربازده‌ترین فرایند تقطیر حرارتی است ، از لحاظ ترمودینامیکی کارامدتر است. بنابراین MED مصرف برق پایین‌تر و نسبت عملکرد بالاتری در مقایسه با MSF دارد (Poon, 2006).

تقطیر ناگهانی چند مرحله ای(MSF) ، بر اساس اصل تبخیر ناگهانی است.مطابق این اصل زمانی که آب گرم‌شده دریا در معرض فشار تقلیل‌یافته قرار می‌گیرد، به جوش می‌آید. عموما آب دریا به‌وسیله بخار آب کم فشار تا دمایی بین ۹۰ °C تا ۱۲۰ °C حرارت داده می‌شود(Williams, 2011) و به درون محفظه تبخیر ناگهانی جریان می‌یابد که در این محفظه جوشیده و تبخیر می‌گردد؛ یعنی به

---

[1] عبارت "تقطیر" عموما در زمینه نمک‌زدایی پذیرفته شده است که با عبارتی که معمولا مهندسان شیمی به فرایندهای دربردارنده جداسازی دو یا چند مایع فرار که همگی در یکدیگر محلول هستند، اختصاص می‌دهند معنای مشابهی ندارد. عبارت "تبخیر" عبارت صحیح است که باید برای نشان دادن فرایند جداسازی آب خالص از محلول‌های آبی مواد غیر فرار به‌کار گرفته‌شود.

[2] Multi-Effect Distillation

[3] Multi-Stage flash

[4] Vapor Compression

صورت ناگهانی منبسط(فِلَش) می‌شود. شورابه فلش نشده (ناگهان تبخیرنشده) ، بـه محفظـه تبخیـر ناگهانی بعـدی راه مـی‌یابـد کـه مرحلـه بعـد نیـز نامیـده مـی‌شـود و در آن، آب در معـرض تبخیـر ناگهانی(فلش) بیشتر در فشار پایین‌تر قرار می‌گیرد. با این روش، می‌توان بدون تامین حـرارت اضـافه، در دنباله ای از مراحل به صورت ناگهانی آب را تبخیـر کـرد. فشـار در هـر مرحلـه، بایـد در سـطحی پایین‌تر از فشار متناظر با دمای اشباع آب ورودی نگه داشته شود. فرایند MSF یک فراینـد مبتکرانـه است که در آن تشکیل بخار به جای آن‌که بر روی سطح لوله های داغ رخ دهد، درون توده مایع اتفاق می‌افتد. در سایر فرایندهای حرارتی، غالبا لوله‌های مستغرق حاوی بخار گرمایش ، برای انجام عملیات تبخیر به کار گرفته می‌شوند. این موضوع همیشه منجر به تولید رسوب بر روی لوله می‌شود.

تقطیر تراکم بخار از حرارت تولید شده به وسیله تراکم بخـار، بـرای تبخیـر کـردن آب شـور اسـتفاده می‌کند. متراکم کردن بخار دما ، فشار و در نتیجه کیفیت بخار آب را افزایش می‌دهد. سـپس گرمـای نهان میعان، بخار اضافی تولید می‌کند. تاثیر بخار آب متراکم‌شونده، به دو روش قابل ایجاد است: بخار آب می‌تواند به واسطه یک دستگاه مکانیکی متراکم شود کـه در ایـن صـورت تـراکم مکـانیکی بخـار (MVC)[1] نامیده می‌شود. همچنین بخار آب ممکن است از طریق یک سیستم اجکتور[2] با نیرو محرکه بخار آب پُرفشار ، متراکم شود. این شکل از متراکم‌سازی را تراکم بخار حرارتی (TVC)[3] می‌نامند.

سایر فرایندهای نمک‌زدایی حرارتی شامل انجماد[4] ، نمک زدایی با انرژی خورشیدی[5] و رطوبـت‌زنـی-رطوبت‌زدایی[6] تنها در مقیاس آزمایشگاهی و یا به صورت آزمایشی یافت می‌شوند.

[1] Mechanical Vapor Compression
[2] Ejector
[3] Thermal Vapor Compression
[4] Freezing
[5] Solar Stills
[6] Humidification-dehumidification

۲-۵-۱- تقطیر اثر چندگانه (MED)

عبارت "چندگانه" بیانگر استفاده چندین‌باره از انرژی گرمایی بخار آب در فرایندهای متوالی تبخیر و میعان است. سابقا MED جوشش چندین اثره(MEB)[1] خوانده می‌شد.

در فرایند MED، آب دریا به اولین تبخیر کننده(که به آن اثر گفته می‌شود) وارد می‌شود و پس از آن که درون لوله‌ها پیش‌حرارت داده شد، به وسیله بخار تأمین‌شده از یک منبع خارجی تا نقطه جوش حرارت داده می‌شود. آب دریا جهت بهبود سرعت تبخیر معمولا بر سطح تبخیر کننده اسپری می‌شود. پس از آن شورابه تبخیرنشده از اثر اول وارد اثر دوم می‌شود که در آن تبخیر بیشتر رخ می‌دهد. این بار شورابه به وسیله بخار تشکیل‌شده در اثر اول حرارت داده می‌شود. سپس این فرایند در اثرات متوالی تکرار می‌شود؛ بدین صورت که دما و فشار از هر اثر به اثر بعدی کاهش می‌یابد(Williams, 2011)

کارخانه MED بر اساس پیکربندی سطح انتقال حرارت می‌تواند به لوله لایه نازک بالارونده به صورت قائم، لوله قائم لایه نازک صعودی و یا لوله افقی لایه نازک افتان دسته‌بندی شود. شکل دیگری از طبقه‌بندی بر پایه جهت جریان شورابه با در نظر گرفتن جهت حرکت بخار از اثری به اثر دیگر می‌باشد. این طبقه‌بندی شامل پیکربندی روبه‌جلو، پیکربندی روبه‌عقب و پیکربندی تغذیه(وارد کردن آب به هر مرحله) موازی می‌باشد.

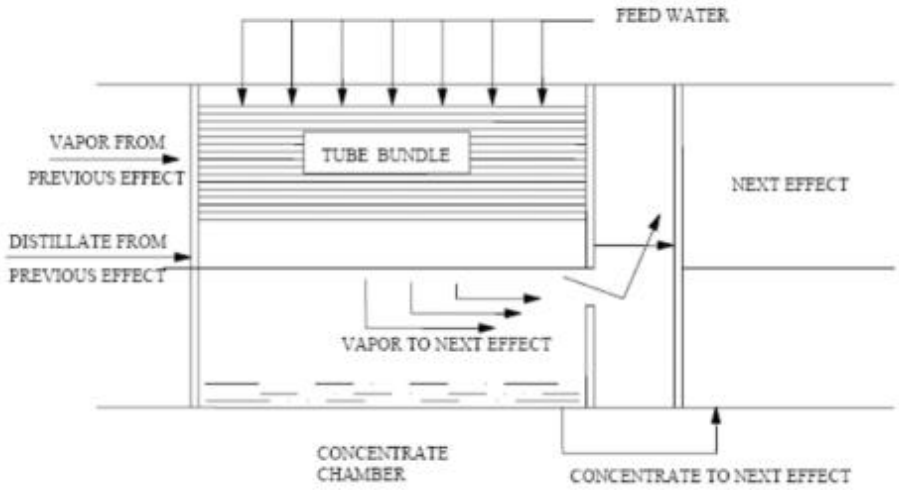
◘ انواع چیدمان لوله‌های MED

اصولاً براساس چینش لوله‌های مبدل حرارتی سه نوع چیدمان وجود دارد که در ادامه به آن‌ها می‌پردازیم(Schmidt-Nielsen, 1960) :

[1] Multiple Effect Boiling

♦ چیدمان لوله‌های افقی

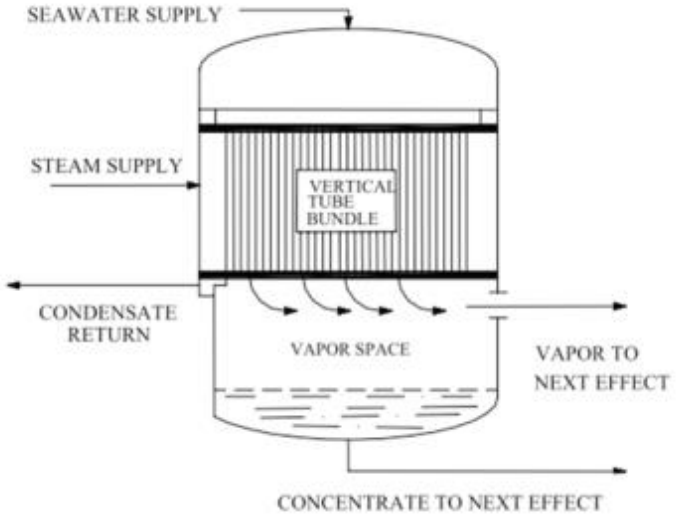
در این نوع چیدمان، دسته‌های(مجموعه‌های) لوله به صورت افقی درون مخزن مطابق شکل زیر چیده شده‌اند. آب ورودی، در طول سطوح خارجی لوله‌ها اسپری می‌شود و درون لوله‌ها حاوی حرارت جهت بخار کردن آب ورودی می‌باشد. بخار تولید شده در هر اثر به اثر بعدی که فشار آن کمتر است، هدایت می‌شود.



شکل (۲-۲۸) چیدمان لوله افقی MED

♦ چیدمان لوله‌های عمودی

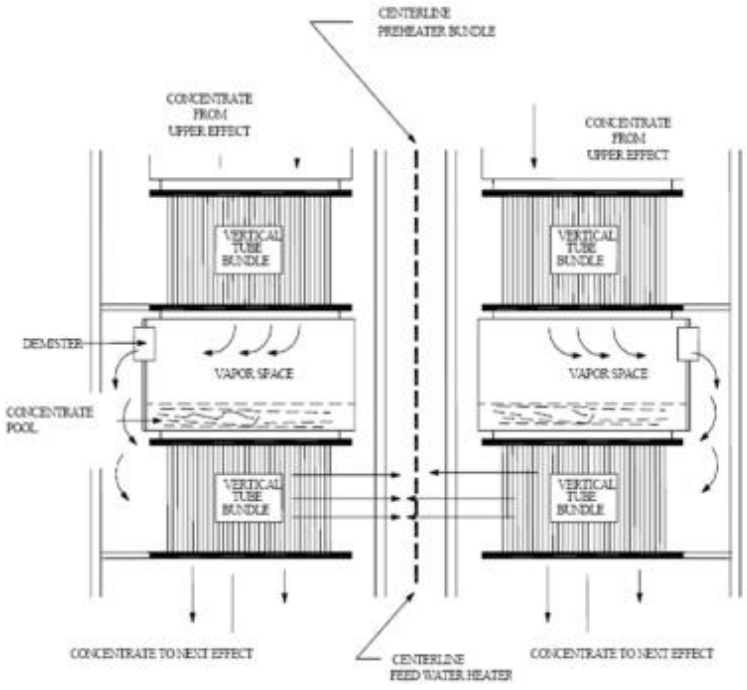
چیدمان دسته لوله به صورت عمودی در شکل زیر به تصویر کشیده شده‌است. آب ورودی از بالای اثر به آن وارد شده و بر سطح داخلی لوله جریان می‌یابد. گرمای موردنیاز برای تبخیر بر روی سطح خارجی لوله‌ها می‌باشد. مزیت این طرح نسبت به چیدمان افقی لوله‌ها نرخ‌های بالاتر انتقال حرارت است. این موضوع ناشی از داشتن لایه‌ای نازک (از آبی که قرار است تبخیر شود) بر روی هر دو سطح داخلی و خارجی لوله‌های مبدل حرارتی است. با این حال، یکی از اشکالات این طرح، صعوبت اطمینان حاصل کردن از دستیابی به توزیع خوب و مناسب جریان برای هر لوله است.



شکل (۲-۲۹) چیدمان مجموعه عمودی لوله در کارخانه MED (Bazargan, 2018)

- پشته عمودی دسته‌های لوله

چینش لوله‌ها در واحد پشته‌شده به صورت عمودی در شکل (۳-۱۳۴) نشان داده شده است. برای این نوع طراحی، جریان تغلیظ‌شده بین اثرات به سمت پایین جریان می‌یابد؛ در نتیجه نیاز به پمپاژ حذف می‌گردد. همانند واحد عمودی که در بالا شرح داده شد، آب ورودی به سطح داخلی لوله‌ها وارد می‌گردد و گرمایش جهت تبخیر بر روی سطح خارجی دسته لوله اعمال می‌شود. تصویر نشان‌داده شده ، دو مجموعه از دسته‌های لوله را به تصویر کشیده است اما هر واحد می‌تواند از چندین مجموعه تشکیل شده‌باشد.



شکل (۲-۳۰) پشته عمودی دسته‌های لوله MED (Bazargan, 2018)

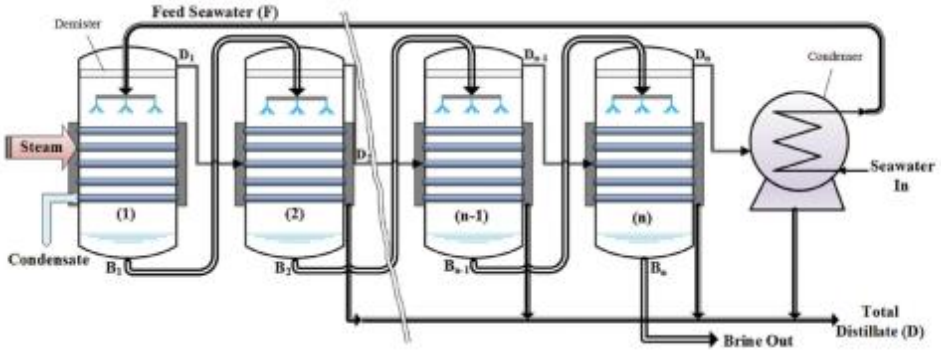
◘ فرایند متداول MED

یک سیستم MED عمدتا از دنباله‌ای از تبخیرکننده‌های تک اثر و یک کندانسور نهایی تشکیل شده‌است. سایر تجهیزات اضافی شامل یک سیستم تخلیه گاز ، جعبه‌های تبخیر ناگهانی فراورده تقطیر و تأسیسات مربوط به وارد کردن آب دریا و دفع آن می‌باشد. آب شیرین ماحصل تبخیر آب در هر تبخیرکننده است. هر تبخیرکننده غالباً از یک دسته لوله انتقال حرارت افقی، دمیستر (دستگاهی که معمولا همراه با جداکننده بخار از مایع به کار گرفته می‌شود تا عملکرد حذف قطرات مایع از جریان بخار ورودی را بهبود ببخشد) و فضای بخار تشکیل شده‌است. طرح‌های کلی از یک سیستم MED با پیکربندی‌های روبه‌جلو، روبه‌عقب و تغذیه موازی/متقاطع به ترتیب در شکل (۳-۱۴۵) شکل (۲-۳۱) ، شکل (۲-۳۲) و شکل (۲-۳۳) نشان داده شده‌اند. تفاوت این پیکربندی‌ها با یکدیگر در جهت‌های جریان شورابه باقیمانده از تبخیر و بخارآب گرمایش(گرم‌کننده) می‌باشد. در هر طرح

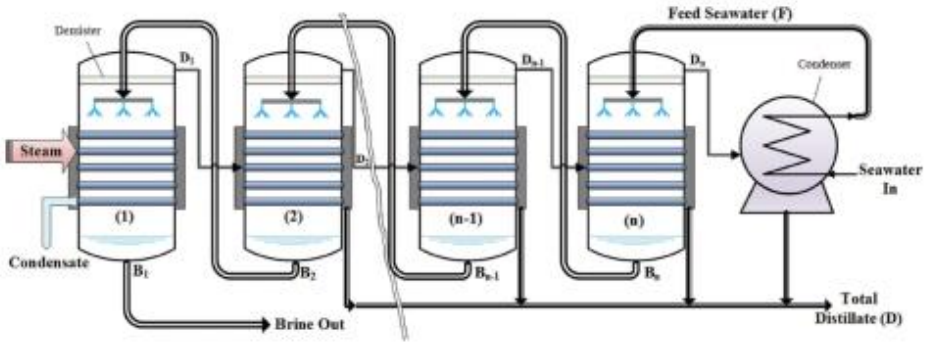
شماتیک، بخار آب اشباع به عنوان محیط گرمایش از یک منبع خارجی به درون قسمت لوله دراثر اول جهت گرم کردن آب ورودی دریا وارد می‌شود. میعانات حاصل از اثر اول به این منبع خارجی (مانند یک دیگ بخار) برگشت داده می‌شوند. در چیدمان تغذیه رو به جلو که در شکل (۲-۳۳) نشان داده شده است، آب ورودی به اثر اول عرضه می‌شود. بخشی از این آب در اثر اول تبخیر شده و قسمت باقیمانده که از آن به عنوان شورابه یاد می‌شود، وارد دومین اثر می‌شود. بخشی از شورابه در دومین اثر تبخیر شده و باقیمانده آن به عنوان یک منبع آب ورودی به اثر بعدی وارد می‌شود و این فرایند تا آخرین اثر ادامه می‌یابد. آب خنک‌کننده دریا به درون کندانسور وارد می‌شود که در آن با بخار بدست آمده(خروجی) از آخرین اثر تبادل حرارت می‌کند. بنابراین در پیکربندی روبه‌جلو، آب ورودی و بخار در جهات یکسان وارد اثرات شده و جریان می‌یابند. مزیت اصلی این پیکربندی قابلیت بهره‌برداری آن در مقادیر بالای "بالاترین دمای شورابه" است.

در پیکربندی تغذیه روبه‌عقب که در شکل (۲-۳۲) نشان داده شده است، آب ورودی پس از گذر از کندانسور انتهایی وارد آخرین اثر که دارای کمترین دما و فشار در سیستم است، می‌شود. شورابه خروجی از آخرین اثر با عبور از اثرات متوالی به سوی اولین اثر جریان می‌یابد. شورابه خروجی از اولین اثر نیز نهایتا به دریا بازگردانده می‌شود. با حرکت از آخرین اثر به سمت اولین اثر دما و فشار افزایش می‌یابند. در این چیدمان ، جریان آب ورودی و جریان بخاری که به هر اثر وارد می‌شوند، در جهت عکس یکدیگر هستند. در چینش تغذیه رو به عقب، شورابه‌ای که بالاترین غلظت را دارد، به اثری اعمال می‌شود که دارای بالاترین دما در سیستم است و این موضوع یکی از ایرادات عمده این نوع پیکربندی می‌باشد که می‌تواند منجر به مشکلات جدی و حاد رسوب‌گذاری در تبخیرکننده شود. ایراد دیگر این نوع چیدمان افزایش هزینه نگهداری و برق پمپاژ می‌باشد.

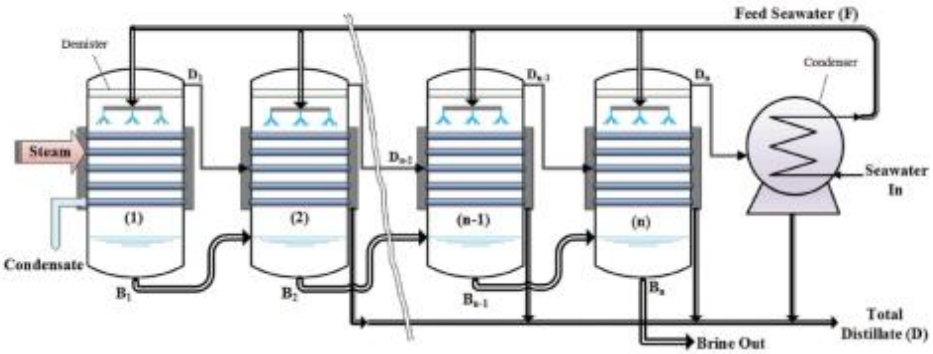
شکل (۲-۳۳) تصویر شماتیک سیستم‌های MED تغذیه موازی/متقاطع را نشان می‌دهد. در این پیکربندی، آب ورودی تقریبا به طور مساوی بین همه اثرات توزیع می‌گردد. شورابه ناشی از هر اثر به اثر بعدی وارد می‌شود. در این چینش، آب ورودی و بخار در جهت‌های یکسان وارد هر اثر شده و جریان می‌یابند. الگوی جریان در این نوع پیکربندی مشابه پیکربندی تغذیه روبه‌جلو است. این چیدمان طراحی ساده‌ای در مقایسه با دو طرح دیگر دارد. شاخصه دیگر این نوع چیدمان آن است که به هیچ‌گونه پمپی برای انتقال و جابجایی شورابه تبخیر نشده بین اثرات نیاز ندارد؛چرا که شورابه از اثرات با فشار بالاتر به سمت اثرات با فشار پایین‌تر جریان می‌یابد. سیستم MED تغذیه موازی/متقاطع متداول‌ترین پیکربندی مورد استفاده در مقیاس صنعتی است.



شکل (۲-۳۱) طرح کلی پیکربندی MED تغذیه رو به جلو(Boyer *et al.*, 2009)



شکل (۲-۳۲) طرح کلی پیکربندی MED تغذیه رو به عقب (Boyer *et al.*, 2009)



شکل (۲-۳۳) طرح کلی پیکربندی MED تغذیه موازی/متقاطع(Boyer *et al.*, 2009)

۲-۵-۲- تقطیر اثر چندگانه همراه با تراکم بخار حرارتی (MED-TVC)

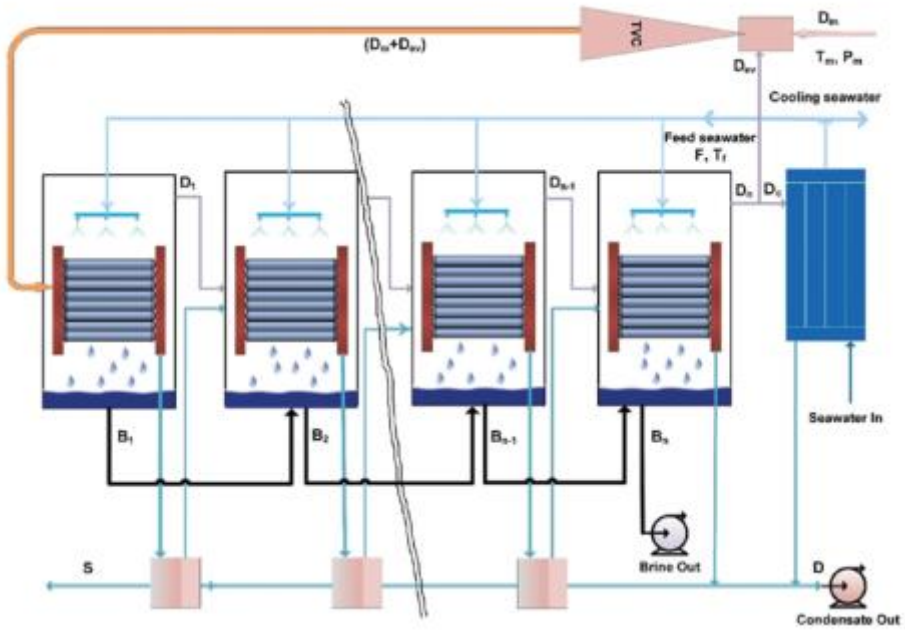
ترکیب TVC به همراه فرایندهای متداول MED منجر به یک سیستم MED-TVC رقابتی و کارامد از لحاظ انرژی می‌شود. فرایند MED-TVC اخیرا توجهات پژوهشی را به خود جلب کرده است و این علاقه به علت توسعه سیستم‌های بزرگ که به میزان تولید بیش از ۱۵ MIGD (15میلیون گالن انگلیسی در روز) دست‌یافته‌اند، ایجاد گردیده‌است. در میان انواع مختلف سیستم‌های MED جالب توجه‌ترین ساختار ، تبخیر لایه نازک افتان -لوله‌های افقی (HT-FF-MED)[1] (آب بر روی لوله‌های افقی به صورت لایه نازک حرکت کرده و تبخیر می‌گردد) در ترکیب با TVC است(Zweng et al., 2013).HT-FF-MED به همراه TVC به گزینه ای جذاب برای منطقه خاورمیانه تبدیل گردیده است که این امر به دلیل عواملی همچون سهولت بهره‌برداری با هر منبع گرمایش در دسترس، تشکیل رسوب کم و نسبت‌های عملکرد(PR) بالا می‌باشد (Levitus et al., 2010).

[1] Horizontal Tubes Falling-Film Evaporation

◘ توصیف فرایند MED-TVC

نمودار شماتیکی از یک سیستم MED-TVC با n اثر در شکل (۲-۳۴) نشان داده شده‌است. مؤلفه‌های اصلی این سیستم شامل کندانسور، اجکتور جت بخار آب که به عنوان یک کمپرسور حرارتی عمل می‌کند و تبخیرکننده‌های لایه نازک افتان که تحت عنوان "اثرات" نیز شناخته می‌شوند، می‌باشد (Bennett, 2013).

همانگونه که در این شکل نشان داده شده است، آب ورودی از دریا در دمای T_f از کندانسور یعنی جایی که در آن با بخارات تشکیل شده در آخرین اثر تبادل حرارت می‌کند، خارج می‌شود. بخش اعظم این آب ورودی به عنوان آب خنک کننده به دریا برگشت داده می‌شود؛ اما قسمت باقیمانده آن (F) به طور مساوی بین اثرات تقسیم می‌گردد. آب خنک کننده برای حذف حرارت مازادی که توسط بخارآب داغ محرک به سیستم افزوده شده است، استفاده می‌گردد. بخار تولید شده در جهت افت فشار (از فشار بیشتر به کمتر) جریان می‌یابد ؛ یعنی در حالی که آب ورودی از دریا در جهت قائم اسپری می‌شود جهت جریان بخار از چپ به راست خواهد بود.



شکل (۲-۳۴) طرح کلی یک فرایند MED-TVC دارای n تبخیرکننده(T_f:دمای آب ورودی از دریا ، F: نرخ جریان آب ورودی ، D_n: بخار تشکیل شده در اثر nام، D_c: بخاری که به داخل کشیده نشده، D_m: نرخ جریان بخار محرک، P_m: فشار بخار محرک ، T_m: دمای بخار محرک، D_{ev}: بخار داخل شده به اجکتور ، B_n: نرخ جریان شورابه در اثر nام، s: بخار محرک به نیروگاه برق بازمی‌گردد(Sheikholeslami, 1999).

بخارآب محرک از منبع خارجی به درون کمپرسور حرارتی بخار می‌رود که بخشی از بخار تشکیل شده در آخرین اثر را نیز به داخل کشیده و متراکم می‌سازد. بخار آب متراکم شده از کمپرسور حرارتی بخار به درون قسمت لوله در اثر اول عرضه شده و به عنوان محیط گرمایش برای گرم کردن آب ورودی از دریا (F) که بر سطح خارجی لوله اسپری شده است، مورد استفاده قرار می‌گیرد. بخار گرمایش حاصل از کمپرسور بخار حرارتی، درون لوله ها میعان شده و آب ورودی از دریا را تا دمای جوش اثر اول (T_1) گرم می‌کند که به عنوان بالاترین دمای شورابه نیز شناخته می‌شود. بخشی از آب ورودی، تبخیر شده و مقداری بخار (D_1) تولید می‌کند که به عنوان منبع گرما در دما و فشاری

پایین‌تر از اثر اول، به اثر دوم هدایت می‌شود. دمای بخار تشکیل‌شده در اولین اثـر (TV1) تقریبـا بـه اندازه مقداری تحت عنوان صعود نقطه جوش (BPE) کمتر از دمای نقطه جوش (T1) می‌باشد.

یک جداکننده رطوبت سیمی نیز که به اصطلاح به آن دمیستر مش سیمی گفته می‌شود، در هـر اثـر برای از بین بردن قطرات شورابه به داخل کشیده شده (همراه با بخـار) اسـتفاده مـی‌شـود. بخشـی از میعانات از اولین اثر به منبع آن بازمی‌گردد در حالی که مابقی آن وارد اولـین جعبـه تبخیـر ناگهـانی می‌شود. به منظور بهره‌گیری از انرژی شورابه خروجی از اولین اثر(B1)، این شـورابه بـه اثـر بعـدی و اثرات پس از آن هدایت می‌شود، تا زمانی که به آخرین اثر در فشاری کمتر از اثر قبلی برسد.

در اثرات ۲ تا n بخار توسط دو مکانیسم مختلف شکل می گیرد: اول، با جوشش بر روی سطح لوله ها و دوم با تبخیر ناگهانی درون توده مایع. تبخیر ناگهانی در جعبه تبخیر ناگهانی نیـز بـه دلیـل میعـان بخار تشکیل‌شده در اثر دوم و اثرات بعدی اتفاق می‌افتد. هدف جعبه تبخیر ناگهانی بازیابی گرما از آب شیرین میعان شده است. در آخرین اثر ، بخار تولید شده (Dn) به دو جریـان تقسـیم مـی‌شـود. یـک جریان (Dev) ، به درون کمپرسور بخار حرارتی کشیده شده و توسط آن متراکم مـی‌گـردد و جریـان دیگر (Dc) به کندانسور هدایت می شود و در آن‌جا دمای آب ورودی از دریا را از Tcw به Tf افزایش می‌دهد.

۲-۵-۳- تقطیر ناگهانی چندمرحله‌ای (MSF)

مفهوم فرآیند نمک‌زدایی MSF در دهه ۱۹۵۰ معرفی شد. این طرح مبتنـی بـر سیسـتم قـدیمی اثـر چندگانه بود که تحت عنوان سیستم یکبار گذر[1] شناخته مـی‌شـود(Soltanpour and Raley, 1999).

[1] Once-through system

اولین تاسیسات توسط شرکت وستینگهاوس[1] در کویت در اواخر سال ۱۹۵۶ساخته شد. این سیستم بخصوص، یک پیکربندی نمک‌زدایی تبخیر ناگهانی به معنای واقعی آن نبود. اولین اختراع ثبت شده در مورد نمک زدایی MSF در سال ۱۹۵۷ توسط پروفسور رابرت سیلور منتشر گردید (Voutchkov, 2012).

در سالهای پس از آن توسعه و پیشرفت‌های مختلفی در این زمینه صورت گرفت و ظرفیت کارخانه از ۵۰۰ m3/day در دهه ۱۹۶۰ به ۷۵۰۰۰ m3/day در دهه ۱۹۹۰ افزایش یافت. انتظار می‌رود ظرفیت واحدهای MSF با امکان استفاده از چندین واحد به صورت موازی به فراتر از ۸۰،۰۰۰ m3/day (MIGD ۱۷.۵) و به ازای هر واحد تا سقف ۱۰۰۰۰۰ m3/day همچنان افزایش یابد. ظرفیت عظیم تولید MSF از جمله مزایای اصلی آن به شمار می‌رود.

محفظه تبخیر ناگهانی(فلش) قلب فرآیند نمک‌زدایی MSF است. تبخیر ناگهانی در هر مرحله به علت کاهش فشار رخ می‌دهد. تولید و میعان بخار ، هر دو در یک مرحله رخ می‌دهند. کارخانه‌های نمک‌زدایی MSF چندین (چند مرحله‌ای) محفظه تبخیر ناگهانی را در برمی‌گیرند. سایر مؤلفه‌ها شامل استخرهای شورابه، دستگاه‌های انتقال شورابه، دمیسترها، سینی‌های تقطیر، دسته‌های لوله کندانسور یا پیش‌گرمکن و جعبه‌های آب جهت انتقال شورابه بازیافتی از یک مرحله به مرحله بعد می‌باشد.

کارخانه‌های تقطیر ناگهانی چند مرحله ای می‌توانند به عنوان فرایندهای یک منظوره نمک‌زدایی که در آن‌ها فقط آب تولید می‌شود، و یا در قالب فرآیندهای دو منظوره (کارخانه‌های تولید همزمان) که نمک‌زدایی و تولید برق (الکتریسیته) در کنار هم رخ می‌دهند، مورد بهره‌برداری قرار گیرند.

[1] Westinghouse Company

کارخانه‌های دو منظوره به طور گسترده‌ای برای تولید همزمان آب و برق مورد استفاده قرار می‌گیرند.در این کارخانه‌ها، بخار آب دارای فشار و دمای بالا، پیش از عرضه به کارخانه نمک‌زدایی MSF در توربین‌های بخار گسترش می‌یابد(بنابراین کار تولید می‌کند).

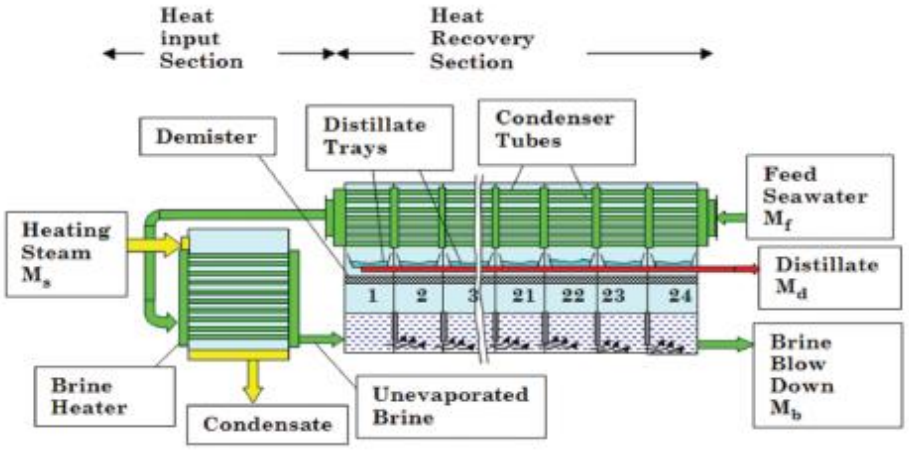
اجزای اصلی کارخانه‌های نمک زدایی MSF شامل هواگیر[1]، کربن‌گیر[2] (دستگاهی برای کاهش غلظت کربن دی اکسید)، سیستم خلاء و تبخیرکننده می‌باشد. در حال حاضر فناوری MSF به عنوان یک فناوری تکامل‌یافته و قابل اطمینان لحاظ می‌شود.

◘ پیکربندی‌های MSF

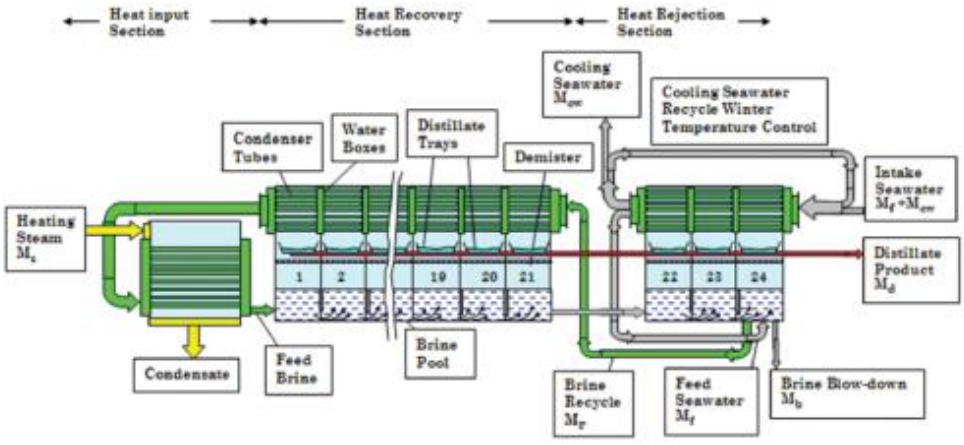
سیستم‌های تجاری تقطیر ناگهانی چند مرحله‌ای دارای دو پیکربندی اصلی فرآیند هستند: MSF یکبار گذر (MSF-OT)[3] وMSF با بازچرخش شورابه (MSF-BR)[4] که در شکل (۲-۳۶) و شکل (۲-۳۶) نشان داده‌شده‌اند. در MSF-OT، آب ورودی از دریا از طول فرآیند یک بار در یک زمان عبور می‌کند حال آن‌که در فرآیند MSF-BR مقدار کمی از آب ورودی دریا با یک جریان بازیافتی بزرگ از شورابه دفع شده مرحله آخر مخلوط می‌شود. کارخانه‌های MSF یکبارگذر دربردارنده یک بخش تبخیر (بخش بازیابی گرما) ، یک گرمکن شورابه و چیدمان لوله‌های کندانسور هستند. MSF با بازچرخش شورابه، از یک گرمکن شورابه ، بخش بازیابی گرما و بخش دفع حرارت تشکیل شده است. بخش دفع حرارت، نقش حذف انرژی گرمایی مازاد از کارخانه و در نتیجه آن خنک کردن فرآورده تقطیر و شورابه تغلیظ‌یافته تا پایین‌ترین دمای ممکن را بر عهده دارد. برای فرایندهای نمک‌زدایی در مقیاس بزرگ، سیستم گردش شورابه بیشترین سیستم مورد استفاده است. کارخانه‌های MSF معمولاً

[1] Deaerator
[2] Decarbonator
[3] Once-through MSF
[4] Brine Recirculation MSF

از ۱۵-۲۵ مرحله تشکیل شده‌اند. پیکربندی یکبارگذر عموما به کارخانه‌های در مقیاس کوچک محدود شده است.



شکل (۲-۳۵) فرایند MSF یکبار گذر(Koschikowski, Wieghaus and Rommel, 2003)



شکل (۲-۳۶) فرایند MSF با بازچرخش شورابه (Koschikowski, Wieghaus and Rommel, 2003)

در سیستم MSF یکبارگذر کل مقادیر تصفیه شده آب دریا از طریق لوله کندانسور در بخش‌های دفع حرارت ، بازیابی گرما به گرمکن شورابه و درون محفظه تبخیر ناگهانی به جریان درمی‌آید. تمام

شورابه‌ای که در مرحله آخر وجود دارد بدون هیچگونه چرخش مجددی به صورت بلودان[1] دفع می‌شود. در حالی که در سیستم بازچرخش شورابه، همانطور که از نام آن پیدا است ، بخشی از شورابه دفع شده مجددا درون سیستم به گردش درمی‌آید.

نقطه ضعف اصلی سیستم MSF یکبارگذر نیاز به پیش‌تصفیه کل آب ورودی از دریا است. این امر مستلزم صرف مقادیر زیاد ترکیبات شیمیایی است و در نتیجه باعث بیشتر شدن هزینه عملیاتی و علاوه بر آن وارد شدن حجم بالایی از آب ورودی دریا به تبخیرکننده می‌شود. در این صورت شانس بیشتری برای تولیدگازهای میعان‌ناپذیر (NCG) وجود دارد که ممکن است با ایجاد پتانسیل خوردگی و افزایش ابعاد و مصرف سیستم خلاء همراه باشد. با این وجود ، چیدمان‌های یکبار گذر دارای کنترل فرآیند ساده، تمایل به رسوب‌گذاری پایین به دلیل پایین بودن میزان شوری شورابه ، نیاز به انرژی پمپاژ کمتر و حذف بخش دفع حرارت و حذف پمپ بازچرخش هستند. از سوی دیگر ، سیستم بازچرخش شورابه دارای مزایایی همچون کمتر بودن آب جبرانی که قرار است تصفیه شود و متغیر بودن جریان آب دریا متناسب با نیازهای مختلف بهره‌برداری می‌باشد. معایب اصلی پیکربندی بازچرخش شورابه تشکیل رسوب، مشکلات خوردگی و غلظت بالای شورابه است که به دلیل افزایش دما و غلظت آب دریا رخ می‌دهد. مشخصات عمومی کارخانه‌های MSF شامل موارد زیر است:

عملکرد پایدار و مطمئن از طریق اطمینان حاصل کردن از کافی بودن سطح انتقال حرارت، مناسب بودن مصالح و مناسب بودن محدوده مجاز خوردگی

واحدهای نمک‌زدایی تقطیر ناگهانی چند مرحله‌ای می‌توانند با کارخانه‌های دو منظوره تولید برق راهبری شوند. طراحی کارخانه های تولید همزمان، امکان بهره‌برداری انعطاف‌پذیر در طی بارهای اوج

[1] blowdown

(پیک) برق یا آب را فراهم می‌آورند. در خاورمیانه ، بارهای اوج برای برق و آب در طول زمان تابستان به دلیل بالا بودن دمای محیط رخ می‌دهند که با استفاده گسترده از واحدهای تهویه مطبوع داخلی و افزایش مصرف آب خانگی و صنعتی همراه است. عکس این قضیه در مورد فصل زمستان با درجه حرارت‌های متعادل و استفاده محدود از واحدهای گرمایش داخل ساختمان صادق است.

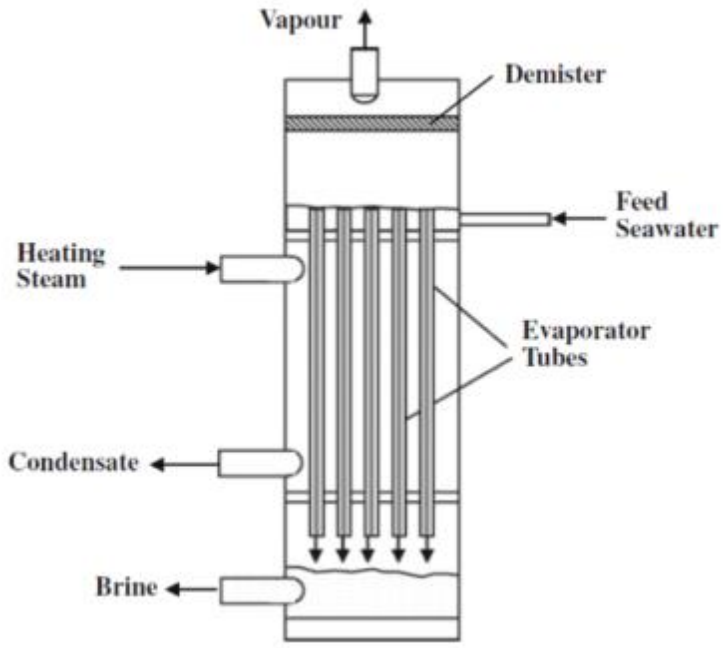
اکثر کارخانجات MSF از طرح چرخش شورابه استفاده می‌کنند که نسبت به طراحی یکبارگذر دارای برتری می‌باشد. چرخش شورابه به یک نسبت تبدیل بالاتر انجامیده و از مقادیر کمتری افزودنی‌های شیمیایی استفاده می‌کند. همچنین با استفاده از این طرح، تسلط و کنترل مناسبی بر دمای آب ورودی از دریا خواهیم داشت.

طراحی لوله صلیبی دارای خواص ساخت و نصب ساده‌تر در مقایسه با چیدمان لوله طویل است. همه کمکی‌ها با استفاده از موتور عمل کرده (موتور محور هستند) و از ویژگی های عملکردی بهتری نسبت به واحدهای توربین محور که با استفاده از توان توربین کار می‌کنند، برخوردارند؛ حتی برای پمپ های بزرگ چرخش شورابه نیز این امر صادق است. تصفیه با استفاده از افزودنی‌ها نسبت به تصفیه با اسید بهتر است؛ زیرا محلولهای اسیدی است ممکن است باعث افزایش نرخ خوردگی لوله‌ها، جداره‌ها (پوسته‌ها) و قسمت‌های مختلف فلزی شود. طراحی مناسب سیستم باید به گونه‌ای باشد که اجازه تغییرات بار در محدوده ۷۰ تا ۱۱۰٪ ظرفیت ارزیابی‌شده را بدهد.

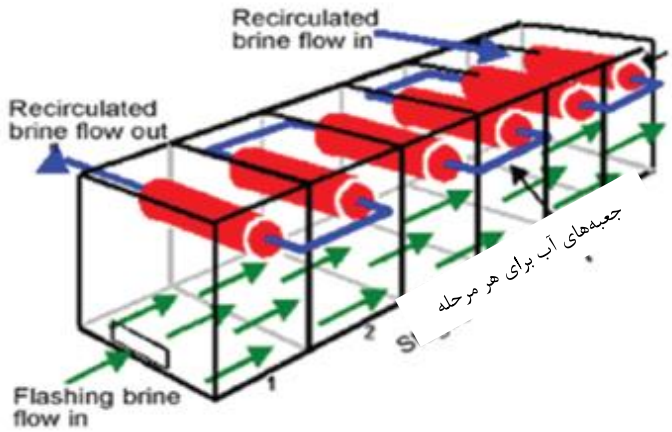
◘ پیکربندی‌های لوله کندانسور MSF

در کارخانه‌های MSF سه نوع چیدمان برای لوله‌ها وجود دارد:

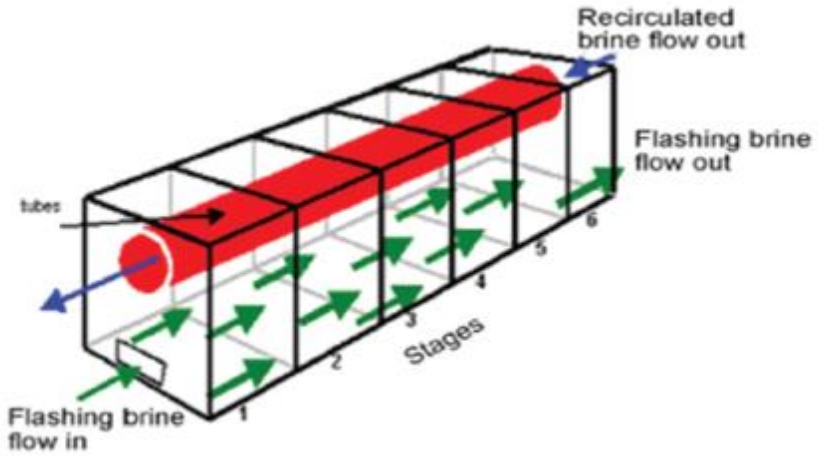
چیدمان‌های لوله عمودی : تعداد اندکی کارخانه MSF وجود دارند که از پیکربندی لوله عمودی استفاده می کنند، اما استفاده از آن متداول نیست. شکل (۲-۳۷) طراحی لوله عمودیMSF را نشان می‌دهد.



شکل (۲-۳۷) پیکربندی لوله عمودی (Koschikowski, Wieghaus and Rommel, 2003)



شکل (۲-۳۸) پیکربندی لوله صلیبی(Brastad and He, 2013)



شکل (۲-۳۹) پیکربندی لوله طویل(Brastad and He, 2013)

چیدمان‌های لوله صلیبی: اکثر کارخانجات تجاری از چیدمان لوله صلیبی استفاده می‌کنند که در آن لوله‌های انتقال حرارت در زوایای قائمه نسبت به جهت جریان شورابه باقیمانده از تبخیر ناگهانی قرار داده شده‌اند. در چیدمان جریان صلیبی همانطور که در شکل (۲-۳۸) نشان داده شده است، دسته (مجموعه) لوله عموما در وسط محفظه تبخیر ناگهانی قرار داده می‌شود و دسته لوله هر مرحله و مرحله بعد به‌وسیله جعبه‌های آب خارج از مخزن به یکدیگر متصل می‌شوند. این نوع چیدمان هزینه پوسته‌ها را به حداقل می‌رساند اما به تعداد زیادی جعبه آب (دو عدد برای هر مرحله) و ورق‌های (یکی به ازای هر مرحله) نیاز دارد.

چیدمان‌های لوله طویل: در پیکربندی لوله طویل، لوله‌ها با جهت جریان شورابه باقیمانده از تبخیر ناگهانی موازی هستند و همانطور که در شکل (۲-۳۹) نشان داده شده است، از چندین مرحله فلش (تبخیر ناگهانی) می‌گذرند. شورابه باقیمانده پس از تبخیر ناگهانی توسط پیکان‌های سبز رنگ نشان

[۱] صفحه‌های مدور سوراخ‌دار برای نگه‌داشتن لوله‌ها در سر جای خود

داده شده است. در پیکربندی لوله طویل، جریان با دسته لوله که از دیواره جداکننده هر مرحله می‌گذرد موازی است اما جهت آن در خلاف جهت شورابه‌ی در حال بازچرخش است.

معمولاً این نوع چیدمان در مقایسه با لوله صلیبی به مراحل بیشتر اما ورق‌های لوله و جعبه‌های آب کمتری نیاز دارد. نقطه ضعف اصلی چیدمان لوله طویل دشواری برداشتن(حذف) لوله ها است که بسیاری از مراحل درگیر را تحت تأثیر قرار خواهد داد.

چیدمان‌های لوله بر تعداد مراحل MSF اثرگذار است. یک کارخانه معمولMSF ممکن است ۱۶ تا ۲۴ مرحله داشته باشد. در مورد لوله طویل، این تعداد می تواند به ۵۴ مرحله برسد (El-Dessouky and Ettouney, 2002; Al-Sahali and Ettouney, 2007).

افزایش تعداد مراحل باعث افزایش راندمان کلی بازیابی گرما در کارخانه و کاهش هزینه‌های عملیاتی آن و در عین حال افزایش هزینه سرمایه کارخانه می شود. زمانی که خواستار یک نسبت عملکرد بالاتر باشیم، چیدمان لوله طویل گزینه‌ای مطلوب به حساب می‌آید. انتخاب بین هر یک از این پیکربندی‌ها برای یک کارخانه به نقطه نظر طراح و تجربه سازنده و مالک بستگی دارد. جدول زیر مقایسه‌ای بین کارخانه‌های MSF با لوله صلیبی و لوله طویل را نشان می‌دهد.

◘ توصیف فرایند MSF

در MSF-BR ، آب خام دریا پیش از عبور از لوله های مبدل حرارتی موجود در بخش دفع گرما یعنی جایی که در آن به‌وسیله شورابه باقی‌مانده از تبخیر ناگهانی، حرارت داده می‌شود، آشغالگیری و کلرزنی می‌شود. بخشی از آب حرارت‌داده‌شده دریا (آب جبرانی) پیش‌تصفیه شیمیایی می‌شود؛ بدین منظور یا از اسید (اسید سولفوریک) یا از افزودنی‌های ضدتشکیل رسوب جهت جلوگیری از شکل‌گیری رسوب قلیایی در لوله‌های انتقال حرارت استفاده می‌شود.

جدول (۲-۵) مقایسه بین پارامترهای مربوط به کارخانه MSF با لوله صلیبی و کارخانه MSF با لوله طویل برای واحدی با تولید ۱۰۰۰ متر مکعب آب شیرین در هر ساعت

چیدمان لوله	لوله صلیبی	لوله طویل
تعداد کل لوله ها	۴	۴
در دسترس بودن کارخانه (٪)	۹۵	۹۷
تصفیه ورودی	سیستم تمیزکننده توپی/ ضدرسوب	اسید
تعداد مراحل	۲۰	۴۸
بالاترین دمای شورابه (°C)	۱۱۲	۱۱۳
فشاربخارآبMP (bar)	۶	۶
دمای بخار آب MP (°C)	۲۶۱	۲۶۱
آنتالپی بخار آب MP (Kj/Kg)	۲۹۸۰	۲۹۸۰
مصرف بخار آب MP / واحد، (Kg/h)	۱۹۰۰	۱۶۰۰
فشار بخار آب LP (bar)	۲	۲
دمای بخار آب LP (°C)	۱۶۱	۱۶۱
آنتالپی بخار آب LP (Kj/Kg)	۲۷۹۲	۲۷۹۲
مصرف بخار آب LP / واحد، (Kg/h)	۱۲۲۰۰۰	۶۸۰۰۰
*نسبت منفعت خروجی(GOR)[1]	۸.۱	۱۴.۴
جذب الکتریکی BRP / واحد ، (Kw)	۱۶۲۰	۱۶۲۰
سایر جذب‌های الکتریکی/ واحد ، (Kw)	۱۲۴۶	۸۴۸
جذب الکتریکی کل/ واحد ، (Kw)	۲۸۶۶	۲۴۶۸
نرخ مقدار دوز ضدرسوب در آب جبرانی(ppm)	۳	۰.۵

برای به حداقل رساندن میزان خوردگی، محتوای اکسیژن محلول در آب جبرانی تا سطحی پایین‌تر از ۲۰ ppb در یک هواگیر کاهش داده‌می‌شود. برای کارخانه‌های نمک‌زدایی MSF تحت تصفیه با اسید،

[1] Gain Output Ratio

یک واحد کربن‌گیر، برای حذف دی اکسید کربن به شکل یک برج آکنده[1] به کار گرفته‌می‌شود. دی اکسید کربن ممکن است عملکرد انتقال حرارت را تحت تأثیر قرار داده و موجب خوردگی لوله‌های انتقال حرارت شود. کاهش بیشتر میزان اکسیژن به سطحی پایین‌تر از ppb ۱۰ بواسطه تصفیه شیمیایی با یک اکسیژن‌زدا (پالایه اکسیژن) همچون بی‌سولفیت سدیم انجام می‌شود.پس از آن، آب جبرانی با شورابه بازچرخشی حاصل از قسمت دفع گرما مخلوط می‌شود تا آب ورودی را تشکیل دهد. سپس این آب ورودی به مجموعه ای از لوله های مبدل حرارتی در یک بخش بازیابی گرما ارائه می‌شود و به سبب تبادل حرارت با بخار تولیدشده از تبخیر ناگهانی شورابه دمای آن به تدریج بالا می‌رود. بخار در خارج از لوله انتقال حرارت، میعان گردیده و بر روی سینی تقطیر جمع‌آوری می‌شود. پس از آن آب ورودی به گرمکن شورابه انتقال می‌یابد که در آن‌جا دمای آن تا حداکثر دمای عملیاتی کارخانه (بالاترین دمای شورابه، TBT[2]) بالا می‌رود. آب ورودی که گرم شده است، وارد محفظه تبخیر ناگهانی شده و فشار آن اندکی پایین‌تر از فشار بخار اشباع آب نگه‌داشته می‌شود. قسمتی از محتوای آب موجود در محفظه تبخیر به صورت ناگهانی به بخار تبدیل شده و وارد دمیستر می‌شود؛ سپس به عنوان آب محصول تقطیر بر سطح خارجی لوله‌ها میعان گردیده، در سینی‌ها جمع‌آوری می‌شود و از طریق روزنه‌های ویژه انتقال بین مرحله ای، از تمامی مراحل عبور می‌کند. شورابه فلش نشده(ناگهان تبخیر نشده) وارد مرحله دوم می‌شود که درجه حرارت و فشار کمتری دارد.

گام‌های مشابهی تا آخرین مرحله در بخش دفع گرما که در آن قسمتی از شورابه به صورت بلودان دفع می‌گردد، تکرار می‌شود. NCG تشکیل شده از تبخیر ناگهانی به اتمسفر تخلیه می‌شود. آب

[1] Packed tower
[2] Top-brine temperature

فرآورده تقطیر تحت پس‌تصفیه قرار می‌گیرد که شامل یک کربن‌زنی مجدد و/یا قلیایی‌سازی جهت افزایش محتوای کربنات و کلسیم و تصحیح pH پیش از ارسال آن به سوی مصرف‌کنندگان است.

◘ تقطیر تراکم بخار (VCD)

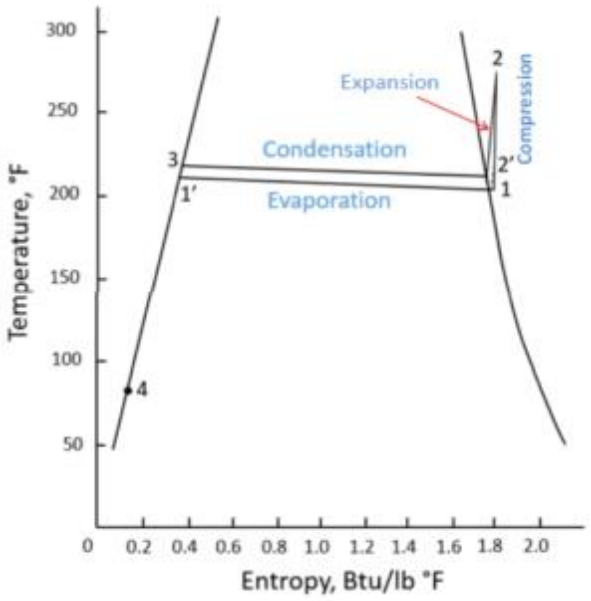
عموماً از فرآیند تقطیر تراکم بخار (VCD) در واحدهای نمک‌زدایی با مقیاس کوچک و متوسط استفاده می‌شود. گرمای مورد نیاز برای تبخیر آب به جای تبادل حرارت مستقیم با بخار آب تولید شده در دیگ بخار یا سایر منابع گرما ، از متراکم‌سازی بخار تأمین می‌شود. در فرایند VCD، این تراکم می‌تواند با اعمال انرژی حرارتی (TVC) یا انرژی مکانیکی(MVC) حاصل شود.

در هر دو سیستم حرارتی و مکانیکی، پس از آن که بخار از محلول شور تولید گردید ، متراکم و سپس میعان می‌شود تا آب آشامیدنی بدست آید.

در فرآیندهای MED و MSF برای گرم کردن آب شور ورودی از یک منبع حرارت خارجی استفاده می‌شود ، در حالی که در فرآیند VCD انرژی لازم برای گرم کردن آب شور برخاسته از منبع مکانیکی و یا حرارتی است که بخار تولید شده را متراکم می‌سازد. سیستم های VCD می‌توانند در غلظت‌های نمک بسیار بالا مورد بهره‌برداری قرار گیرند. از لحاظ کارایی و سودمندی VCD با یک اثر معادل یک روش MED ۲۰-۱۵ اثره عمل می‌کند(Maria Antony Raj et al., 2016). تقطیرکننده‌های تراکم بخار، به ازای هر متر مکعب آب مقطر تولید شده در حدود ۳۱/۷ KWh انرژی مصرف می‌کنند (۰/۱۲ KWh به ازای 1 gallon آب مقطر تولید شده).

طبق بررسی ها[1] (Khawaji, Kutubkhanah and Wie, 2008) ، فرآیند VCD را می توان بر روی نمودار دما-آنتروپی همانطور که در شکل (۲-۴۰) نشان داده شده است، نمایش داد. خط ۱′ - ۱ یک خط دما ثابت است و منجر به بخار فوق گرم (بخار سوپرهیت) در نقطه وضعیت ۱ می‌گردد. این بخار تا نقطه وضعیت ۲ متراکم شده و سپس به ژاکت حرارتی[2] (گرمکن پوششی) تبخیرکننده منتقل می‌گردد که در آن بخار در طول خط فشار ثابت ۲-۳ برای تولید مایع در نقطه ۳ میعان می‌شود. پس از آن مایع فراورده تقطیر به درون مبدل حرارتی مایع به مایع انتقال داده می‌شود که در آن تا نقطه وضعیت ۴ خنک می‌شود و سرانجام در همین دما تخلیه می‌گردد. در همین حال ، بخشی از شورابه که پس از تشکیل بخار به جا مانده است نیز از یک مبدل حرارتی مایع به مایع عبور کرده و پیش از تخلیه از نقطه ۱′ تا نقطه ۴ خنک می‌شود. آب شور ورودی که در دمایی کمتر از دمای نقطه ۴ وارد مبدل حرارتی می‌شود، تا دمای کمی پایین‌تر از نقطه ۱ گرم می‌شود. گرمای اضافه شده که برای تغییر دمای آب ورودی تا نقطه جوش ۱ مورد نیاز است، از میعان بخش کوچکی از بخار در ژاکت حرارتی تبخیرکننده به دست می‌آید. غالباً فرض می‌شود که آب شور ورودی، در دمای نقطه ۱ وارد تبخیر کننده می‌شود. مانند مورد برگشت‌پذیر ایده‌آل، تراکم بخار نیز به جای همدما، آنتروپی ثابت فرض می‌شود؛ زیرا تراکم همدما تاکنون در هیچ دستگاه کاربردی ای حاصل نشده است. لازم به ذکر است که تراکم از نقطه ۱ تا ۲ برای غلبه بر صعود نقطه جوش ناشی از شوری مایع تبخیرشونده لازم و ضروری است و همچنین تراکم بیشتر از نقطه ۲′ تا ۲ اختلاف دمای t_3-t_1 جهت انتقال حرارت در تبخیر کننده -کندانسور را فراهم می‌کند.

[1] Howe
[2] Heating jacket



شکل (۲-۴۰) نمودار دما-آنتروپی مربوط به فرایند VCD (Khawaji, Kutubkhanah and Wie, 2008).

۲-۵-۴- تراکم بخار مکانیکی (MVC)

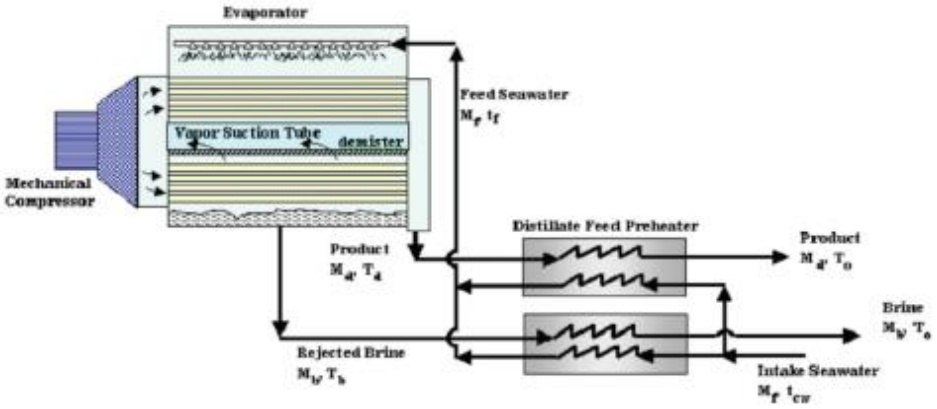
سیستم MVC جهت تأمین آب شیرین برای جوامع کوچک مناسب است. ظرفیت سیستم های MVC در محدوده ۵۰۰-۵۰۰۰ m^3/day می‌باشد. عملکرد سیستم های MVC با دو اشکال اساسی روبرو است؛ ایراد عمده آن محدودیت ظرفیت کمپرسور و ایراد دوم آن ساییدگی مکانیکی قطعات متحرک کمپرسور می‌باشد(Shen, 2015).

سیستم MVC از مبدل‌های حرارتی و کمپرسور بخار برای بازیابی مقداری از گرمای نهان ایجاد شده در طول میعان استفاده می‌کند(Tonner, 2008). این سیستم یک کمپرسور بخار را برای پیش‌بردن فرایند و عناصر گرمایش را برای شروع فرایند و حفظ آن مورد استفاده قرار می‌دهد. آب حرارت داده‌شده دریا بر روی یک مبدل حرارتی در داخل یک محفظه تبخیرکننده اسپری می‌شود. آب در هنگام برخورد با لوله های مبدل حرارتی تبخیرکننده، به بخار آب تبدیل می‌گردد. سپس بخار آب به

درون کمپرسور بخار بالا کشیده می‌شود که درآن تحت فشار قرار گرفته و به درون لوله‌های مبدل حرارتی تبخیرکننده فرستاده می‌شود.

هنگامی که بخار آب متراکم می‌شود ، دمای بخار آب که بالاتر از دمای آب دریا در محفظه تبخیرکننده است را افزایش می‌دهد. با میعان شدن بخار آب و تبدیل آن به آب، بخار دستخوش تغییر فاز دیگری می‌شود. آب میعان‌شده از مبدل حرارتی دیگری عبور می‌کند که در آن آب ورودی از دریا را که در تبخیرکننده اسپری شده است، گرم می‌کند. اکنون آب میعان شده به عنوان آب مقطر از واحد تخلیه می‌شود. عناصر گرمایش جهت گرم کردن آب به کار گرفته می‌شوند تا بدین وسیله امکان آغاز تبخیر را فراهم کرده و همچنین موجب حفظ دماهای صحیح شوند. بیشتر انرژی مصرفی در فرآیند MVC ناشی از کار کمپرسور است؛ زیرا کمپرسور نه تنها فشار را افزایش می‌دهد بلکه باعث کاهش فشار بخار در تبخیرکننده نیز می‌شود. شکل (۲-۴۱) نموداری از یک واحد تقطیر MVC را نشان می‌دهد. در مطالعات اتونی و الدسوکی[1] (Koschikowski, Wieghaus and Rommel, 2003) می‌توان مدلی ریاضی برای MVC یافت.

[1] Ettouney and El-Dessouky



شکل (۲-۴۱) تراکم بخار مکانیکی (MVC) (Tonner, 2008)

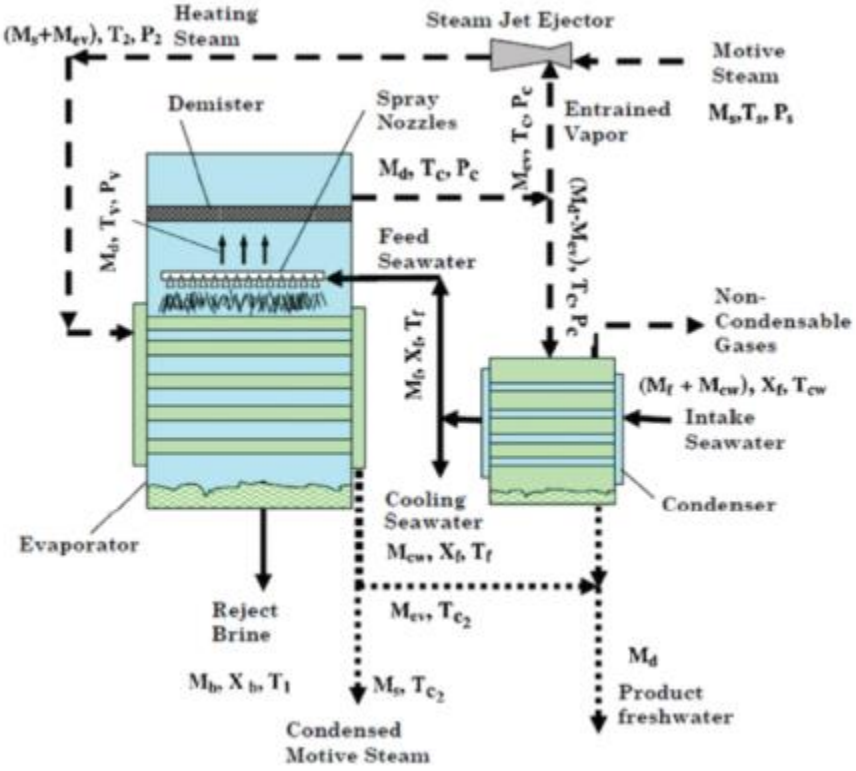
۲-۵-۵- تراکم بخار حرارتی(TVC)

در طول TVC ، بخار حاصل از یک محفظه جوشش تا فشار بالاتری مجددا متراکم می‌شود و بنابراین انرژی به بخار افزوده می‌شود. بدین منظور، کمپرسورهای بخار "جت بخارآب" (ترمو کمپرسورها یا کمپرسورهای حرارتی) به کار گرفته می‌شوند. ترموکمپرسور، از مقدار مشخصی بخار زنده یا به اصطلاح بخار محرک استفاده می‌کند تا به وسیله آن فشار بخاری که از محفظه گرمایش سر بر می‌آورد، افزایش داده و استفاده مجدد از بخار برای گرم کردن مایع "مادر" (آب دریا) را میسر سازد. به عبارت دیگر از آنجا که افزایش فشار بخار منجر به افزایش دمای میعان می‌شود، می‌توان از بخار مذکور برای گرم کردن آب ورودی از دریا استفاده کرد.

بدون وجود ترموکمپرسور، بخار در دمای یکسان با آب دریا باقی می‌ماند و هیچ‌گونه انتقال حرارتی نمی‌توانست رخ بدهد.

تراکم بخار حرارتی مطابق اصل پمپ جت عمل می‌کند. این سیستم دارای هیچ‌گونه قطعات متحرکی نیست و این امر تضمین‌کننده طراحی ساده و کارآمدی است که بالاترین قابلیت اطمینـان عملیـاتی ممکن را فراهم می‌سازد.

تاثیر به کارگیری یک کمپرسور بخار حرارتی از لحاظ صرفه‌جویی در انرژی / بخار مشابه آن است کـه گویی یک اثر اضافی تبخیر در سیستم به کار گرفته شده است. در یک مقیاس صنعتی فراینـد TVC در سیستم MED به کار گرفته می‌شود. این سیستم ترکیبی خصوصاً به دلیل نسـبت عملکـرد بـالا، تعداد اثرات کم ، انعطاف پذیری مناسب نسبت به نوسانات بار ، هندسه سـاده و عـدم وجـود قطعـات متحرک بسیار موردتوجه است. شکل (۲-۴۲) نمودار جریانی از فرایند تقطیر TVC را نشان می دهد. مدل ریاضی فرآیند TVC را می توان در مطالعات اتونی و الدسوکی (Soltanpour and Raley, 1999) یافت.



شکل (۲-۴۲) تراکم بخار حرارتی (TVC)(Al-Mutaz and Wazeer, 2015).

۲-۶- سایر فرایندهای حرارتی

در کنار فرایندهای متداول تقطیر حرارتی (MED، MSF و VCD)، فرایندهای نمک‌زدایی حرارتی دیگری نیز امکان‌پذیر است. این فرایندها شامل انجماد، نمک‌زدایی خورشیدی، رطوبت‌زنی/رطوبت‌زدایی و تقطیر غشائی می‌باشند. آنها همچنین می‌توانند همراه با سایر فرآیندهای نمک‌زدایی مورد استفاده قرار گیرند ولیکن استقبال از آن ها در سطح دنیا بسیار محدود بوده و به همین دلیل در این نوشتار جزئیات آن ها مورد بررسی قرار نمی گیرد.

فـصل ۳ :

پیامدهای زیست محیطی آب شیرین‌کنهای ساحلی

و روشهای کاهش آن

۳-۱- پیامدهای زیست محیطی آب شیرینکنهای ساحلی

گرچه فراهم کردن منابع بی پایان و با دوام آب با کیفیتِ قابل شرب بدون استفاده از منابع آب شیرین طبیعی موجود از مزایای اقتصادی و اجتماعی شناخته شده نمک زدایی است، با این حال نگرانی‌های علمی و عمومی در مورد اثرات سوء بالقوه نمک زدایی بر روی محیط زیست افزایش یافته است. فهرست اثرات نامطلوب کارخانه‌های نمک زدایی بر محیط زیست مفصل، و در برخی موارد مشابه با هر طرح توسعه‌ای دیگر است.

از مشکلات اصلی در این باره، تخلیه شورابه و مواد شیمیایی که توانایی تخریب کیفیت آب دریا و زندگی موجودات دریایی، تولید آلاینده‌های هوا ناشی از مصرف زیاد انرژی برای پیشبرد فرایند در کنار تولید گازهای گلخانه‌ای را می‌توان نام برد. از تهدیدات اصلی برای زندگی دریایی به احداث سازه‌های آبگیری و تخلیه می‌توان اشاره کرد که می‌تواند منجر به تخریب موقت یا دائمی زیست بوم دریایی گردد، و مکش و تخریب ریز جانداران دریایی همراه با آب وارد شده می‌توان اشاره کرد. این کار، می‌تواند اثرات منفی بر روی پویایی جمعیت موجودات دریایی داشته باشد. اثرات اصلی دیگر در این زمینه ساخت سازه‌های آبگیری و تخلیه است که در صورت عدم طراحی و مدیریت مناسب، می‌تواند آب، رسوبات، و زندگی دریایی را تحت تاثیر قرار دهد(IDA, 2006). همچنین برخی از سایر مشکلات که ممکن باعث ایجاد نگرانی شود نیز باید در نظر گفته شوند، نظیر مشکلات مرتبط با ذخیره سازی و استفاده از مواد شیمیایی. اکثریت مشکلات بالقوه زیست محیطی مرتبط با مراحل ساخت و بهره برداری از کارخانه نمک زدایی، اثرات خود را در مقیاس محلی نشان می‌دهد. همچنین، گرچه اثرات

بالقوه زیست محیطی سوء ناشی از فعالیت‌های ساخت و ساز موقتی بوده و قابل بازگشت است، ولی اثرات ناشی از نمک زدایی اکثرا به شکل بی وقفه‌ای در محیط ظاهر می‌شوند.

مشکل کاربری زمین تقریبا در کنار هر طرح عمده صنعتی دیده می‌شود. کارخانه‌های نمک زدایی همیشه در نواحی ساحلی قرار می‌گیرند که زیستگاه‌های حساسی بوده و دارای جنبه‌های اجتماعی و اقتصادی متنوعی می‌باشند. از این رو، در راستای به حداقل رساندن اثرات منفی مختلف، پیدا کردن مکان مناسب امری است که باید با دقت و اهتمام زیادی انجام گیرد. علیرغم تمامی تلاش‌های صورت گرفته در راستای کاهش میزان مصرف انرژی، مخصوصا در مورد کارخانه‌هایی که از فرایند اسمز معکوس (RO)[1] استفاده می‌کنند (با استفاده از دستگاه‌های بازیابی انرژی)، نمک زدایی هنوز هم فرایندی انرژی‌بر است. گرمایش جهانی در حال تبدیل به یک مشکل اصلی است؛ بنابراین، تولید گازهای گلخانه‌ای که ناشی از مصرف سوخت‌های فسیلی است، یکی دیگر از اثرات مخرب زیست محیطی است.

محصول جانبی فرایند نمک زدایی شورابه محتوی مواد شیمیایی است که در طی فرایندهای کارخانه نمک زدایی استفاده شده است. مواد تشکیل دهنده این شورابه به تکنولوژی بستگی دارد که در نمک زدایی از آن استفاده شده است. در این بخش تمرکز بر اثرات نامطلوبی دارد که تخلیه این شورابه می‌تواند در محیط طبیعی داشته باشد. غلظت مواد شیمیایی مختلف استفاده شده در پیش تصفیه روش‌های نمک زدایی سریع چند مرحله‌ای (MSF)[2] و RO، در جریان خروجی برای محیط دریایی اهمیت دارد. مقدار بالای شوری جریان خروجی RO در کنار دمای بالای آن و غلظت مس جریان خارج شده از MSF اثرات منفی متعددی را دارا می‌باشند.

[1] Reverse Osmosis
[2] Multi-Stage Flash

در راستای جلوگیری از توسعه کنترل نشده و ناپایدار در نواحی ساحلی، نمک زدایی باید بیشتر با طرح‌های مدیریتی سازگار باشد که استفاده از منابع آبی و فعالیت‌های نمک زدایی را در مقیاسی منطقه‌ای ساماندهی می‌کنند(Lattemann and Höpner, 2003).

۳-۱-۱- مسائل بهداشتی

سیستم‌های آب آشامیدنی باید این قابلیت را داشته باشند که آب آشامیدنی قابل اطمینانی که تمامی ویژگی‌های کیفی آب را داراست، تولید کنند. در حال حاضر، تکنولوژی‌های متنوعی وجود دارند که آب با کیفیت را می‌توانند از منابع آبی غیر شیرین تولید کنند. دستورالعمل‌های سازمان بهداشت جهانی (WHO)[1] در مورد کیفیت آب آشامیدنی اطلاعات جامعی را در این باره فراهم می‌کند(mondiale de la santé *et al.*, 2004). این دستورالعمل‌ها را می‌توان در مورد آب معمولی و نمک زدایی شده به کار گرفت. گرچه، آب نمک زدایی شده برخی مسائلی را همراه دارد که باید بررسی شوند، که مولفه‌های شیمیایی و میکروبی آن را شامل می‌شوند. این مسائل ناشی از طبیعت، خاستگاه، و مکان‌های متداولی که تاسیسات نمک زدایی در آن‌ها قرار گرفته‌اند می‌باشند.

آب دریا در حد زیادی محتوی مواد شیمیایی مفیدی است که در آب آشامیدنی نیز یافت می‌شوند، نظیر کلسیم، منیزیم و سدیم؛ گرچه، کمبود برخی از یون‌ها ضروری دیگر نظیر روی، مس، کروم و منگنز را در آن دیده می‌شود. تمامی تاسیسات نمک زدایی، صرف نظر از تکنولوژی به کار گرفته شده، مقدار تمامی یون‌های معدنی موجود در آب آشامیدنی را کاهش می‌دهد. از این رو، افرادی که از آب نمک زدایی شده استفاده می‌کنند، ممکن است نیاز به استفاده از مکمل‌های غذایی در مقایسه با

[1] World Health Organization

افرادی داشته باشند که از منابع آبی متداول استفاده می‌کنند. با این وجود، فقدان برخی یون‌ها از آب آشامیدنی مشکل جدی نیست. زیرا آب نمک زدایی شده را می‌توان با اضافه کردن آهک و یا ترکیب کردن انجام داد که در این کار برخی از یون‌ها جدا شده از در طی مراحل تصفیه پیشرفته از فرایند نمک زدایی، مجددا به آب تزریق می‌شوند(Mondiale de la santé *et al.*, 2004).

۳-۱-۲- مسائل زیبا شناختی و پایداری آب

گرچه این پارامترها به صورت مستقیم به مسائل سلامتی مربوط نیستند، عوامل زیبا شناختی مانند مزه، بو، و کدورت بر دلپذیری و از اینرو مقبولیت توسط مصرف کننده تاثیر گذار بوده و به شکل غیر مستقیم بر سلامت وی اثر گذار خواهد بود.

کنترل کردن قلیائیت، سختی، و pH پیامدهای اقتصادی را به دنبال دارند و نیز در خوردگی فلزات و سایر مواد سازنده لوله‌های توزیع تعیین کننده هستند. افزودنی‌های شیمیایی و ترکیب برای رساندن این پارامترها به مقادیر استاندارد استفاده می‌شوند.

۳-۱-۳- ترکیب با آب‌های دیگر

از ترکیب برای افزایش ذرات جامد محلول (TDS)[1] و نیز برای ارتقاء پایداری آب نمک زدایی شده استفاده می‌شود. مواد تشکیل دهنده آبی که با آن ترکیب می‌شود نیز بر کیفیت و امنیت آب تولید شده تاثیر می‌گذارد زیرا بعد از این مرحله هیچ تصفیه دیگری به جز ضد عفونی صورت نخواهد گرفت. یکی از بهترین راه‌های کنترل کردن آلاینده‌های آب ترکیبی در انتخاب نوع پیش تصفیه آن است.

[1] Total Dissolved Solids

ممکن است که برخی از موجودات ریز حاضر در آب ترکیبی نسبت به مواد ضد عفونی کننده مقاوم بوده و بیوفیلم تشکیل دهند، و یا به شکل نامناسبی با استفاده از اندازه گیری‌های کیفیت میکروبی آب مانند تعداد باکتری‌های اشریشیا کلی[1] و صفحات هتروتروف[2] انجام شود(Organization, 1993).

۳-۱-۴- مواد غذایی مطلوب

آب نمک زدایی شده را می‌توان با اضافه کردن آهک و سایر مواد شیمیایی تثبیت کرد. گرچه آب آشامیدنی را نمی‌توان به عنوان منبع مهمی از مواد غذایی روزانه در نظر گرفت، پرسشی بجا در مورد مقدار بهینه مواد معدنی وجود دارد تا تعادل میان کیفیت آب و فواید آن برای سلامتی برقرار گردد. کلسیم و منیزیم خوراکی در کنار برخی از فلزات کمیاب و فلوراید که به فواید آن برای سلامت دندان و اسکلت توسط نهادهای مختلف اشاره شده است، می‌باشند(Cotruvo, 2005, 2006).

۳-۱-۵- مواد شیمیایی و مصالح استفاده شده در تولید آب

مواد شیمیایی استفاده شده در نمک زدایی و فرایندهای استاندارد تولید آب مشابه همدیگر هستند؛ گرچه، در فرایند نمک زدایی، مواد شیمیایی ممکن است در مقدار بیشتر و تحت شرایط مختلف استفاده شوند. با توجه به شرایط عملیاتی در کارخانه‌های نمک زدایی (حرارت دهی، افزودن مواد شیمیایی، نمک‌های تغلیظ شده و غیره) آهن‌ها و سایر اجزا ممکن است در معرض تنش‌های حرارتی و خوردگی نسبت به سایر روش‌های متداول نمک زدایی قرار گیرد. دستورالعمل‌هایی که توسط WHO در سال ۲۰۱۱ (WHO—Geneva, 2007) تدوین شده است، برخی از مواد شیمیایی و مواد

[1] Escherichia Coli (E.Coli)
[2] Heterotrophic Plate

دیگر برای استفاده در فرایند نمک زدایی اشاره می‌کند. این دستورالعمل‌ها برخی از خصوصیات کیفی و مقادیر دوز مواد شیمیایی را ارائه می‌کنند و تشویق به راه اندازی فرایندهایی توسط نهادهای ملی و بین المللی می‌کنند که به واسطه آن دستورالعمل‌هایی برای بررسی کیفیت و ایمنی در برابر افزودنی-های مستقیم و غیر مستقیم تولید شود. این دستورالعمل‌ها به دولت‌ها پیشنهاد می‌کنند که سیستم-هایی را برای مشخص کردن مناسب بودن و کیفیت افزودنی‌های استفاده شده در نمک زدایی راه اندازی کنند، و یا از استانداردهای شناخته شده فعلی برای محصولاتی استفاده کند که برای نمک زدایی استفاده می‌شوند.

۳-۱-۶- مشکلات ایمنی

تاسیسات نمک زدایی مشکلات ایمنی بخصوصی ندارند. در واقع، خطرات ایمنی موجود تا حدود زیادی در سایر صنایع دیگر نیز دیده می‌شود (نیروگاه‌های برق، ادوات نفتی، و غیره).

۳-۱-۷- اثرات زیست محیطی

از میان سایر اثرات زیست محیطی یک کارخانه نمک زدایی، اثراتی وجود دارند که محدود به مراحل ساخت و اثراتی می‌شوند که مربوط به مرحله بهره برداری می‌شوند. این اثرات زیست محیطی با تبدیل کاربری زمین شروع می‌شود، و سپس به وسیله اثرات بصری و آلودگی صوتی ادامه یافته و اثرات آن با ورود آلاینده‌ها به جو و تخلیه به آب گسترش پیدا می‌کند در کنار تمامی اثرات زیست محیطی دیگری که بر روی محیط زیست دارد. فعالیت‌های ساخت و بهره برداری می‌تواند منجر به مجموعه‌ای از اثرات مخرب بر مناطق ساحلی گردد، و بخصوص باعث افت کیفیت هوا و آب، زندگی گیاهان و

جانوران دریایی، تخریب اکوسیستم‌های مهم (تپه‌های ماسه‌ای، علف‌های دریایی و سایر زیستگاه‌های آسیب پذیر به عنوان نتیجه مکان انتخاب شده برای لوله‌های انتقال)، لایروبی و برداشتن رسوب که مانع از دسترسی عمومی و تفریح همگانی می‌گردد. مهم‌ترین این اثرات مخرب کیفیت آب مجاور را تحت تاثیر قرار می‌دهد، که می‌تواند زندگی گیاهی، جانوری و اکوسیستم‌های دریایی را تحت تاثیر قرار دهد.

علیرغم این واقعیت که فناوری‌های مختلفی برای نمک زدایی ارائه شده‌اند (RO، تقطیر، الکترودیالیز، غیره)، تمامی این فناوری‌ها برای حذف تمامی ذرات موجود در آب (بویژه نمک‌ها) طراحی شده‌اند. این کار باعث شده است تا تولید جریان پسماند (شورابه)، که محتوی نمک‌های مشابه آب شور ورودی ولی با غلظت ۱/۲ تا ۳ برابر بیشتر، تبدیل به بخشی از تمامی این فناوری‌ها گردد (Rockhill, Newman and Weinberg, 1998)؛ در کنار مواد شیمیایی که در مرحله پیش تصفیه استفاده شده است. گستره‌ای از مواد شیمیایی و افزودنی‌ها برای پیشگیری و یا مبارزه با رسوب و تشکیل بیوفیلم که عملکرد کارخانه نمک زدایی را می‌توانند دچار اختلال کنند، در طی نمک زدایی استفاده می‌شوند. این مواد موجود در جریان پسماند خارج شده از کارخانه نمک زدایی به عوامل گسترده‌ای نظیر کیفیت آب ورودی، کیفیت آب شیرین تولیدی، و روش استفاده شده برای نمک زدایی بستگی دارد. جریان‌های خارج شده از کارخانه‌های نمک زدایی شامل جریان تغلیظ شده محتوی مواد گند زدایی و ضد بیوفیلم است، در کنار آب گرم و مایعات خروجی آبی و میعانات ایجکتور از واحد تقطیر است(Qdais, 2008).

براساس توصیه‌های کمیسیون ساحلی کالیفرنیا در سال ۲۰۰۴ نتیجه گیری شد که "بیشترین اثر مخرب زیست محیطی نمک زدایی آب دریا بر روی موجودات زنده دریایی است: این تاثیر عمدتا به

دلیل دریافت آب دریا و تخلیه شورابه در مجاورت محل زندگی موجودات دریایی است؛ گرچه، این اثرات مخرب را می‌توان به وسیله طراحی، پیاده سازی، و عملکرد مناسب به کمترین مقدار رسانده و یا از میان برداشت (Ambruster, 2008).

از طرفی دیگر، قانون آب پاک ایالات متحده تاکید کرده است که موقعیت مکانی، طراحی، ساخت، و گنجایش سازه‌های دریافت کننده آب ورودی نشان دهنده بهترین فناوری‌های موجود برای تقلیل اثرات مخرب زیست محیطی هستند (Latteman, 2010).

۳-۱-۸- آبگیری آب دریا و پیش تصفیه

آب دریا محتوی مواد و ذراتی است که برای اجزای سازنده تاسیسات و فرایندهای نمک زدایی مخرب می‌باشند. ذرات جامد می‌توانند موجب انعقاد و ته نشینی، مواد آلی موجب گرفتگی، مواد جامد محلول موجب تشکیل رسوب شده و خوردگی مصالح نیز در تماس با آب دریا تسریع می‌شود. برای تقلیل این اثرات نامطلوب، سیستم آبگیری باید با دقت انتخاب گردد. همچنین، موقعیت ادوات آبگیری در مکان مورد نظر نیز باید به طوری باشد که بهترین کیفیت آب را دریافت کرده باشد و نیز در ساخت آن از مصالح با دوام استفاده شده باشد. در اکثر موارد، سیستم‌های زلال ساز باید استفاده گردند زیرا کیفیت آب ورودی در حدی نیست که مناسب فرایندهای داخلی کارخانه باشد. از فیلترهایی برای زلال سازی آب تا حد ممکن استفاده می‌شود. از تزریق مواد شیمیایی نیز برای تنظیم ویژگی‌های آب ورودی در حد استاندارد استفاده می‌شود.

◘ آبگیری از دریا

در اکثر موارد، ادوات جمع آوری کننده آب در ساحل و در مجاورت دریا قرار داده می‌شوند. برای تغذیه کارخانه نمک زدایی، دو نوع متفاوت از تاسیسات آبگیری را می‌توان استفاده نمود: آبگیرهای زیر سطحی (چاه‌ها، گالری نفوذ، غیره) و آبگیرهای باز (سطحی و عمقی) مقایسه میان آب دریا که از طریق چاه و از طریق آبگیرهای باز تهیه شده باشد نشان می‌دهد که آب چاه از نظر مقدار ذرات، چربی و روغن، مواد آلی، و ریز موجودات زنده دریایی، از کیفیت بالاتری برخوردار است. در چاه‌های ساحلی، خاک ماسه‌ای به عنوان یک پیش تصفیه طبیعی استفاده شده و از این رو، کیفیت بهتری را فراهم می‌کند. همچنین از مکش و نابودی موجودات زنده نیز جلوگیری می‌شود. در برخی موارد، آبگیرهای ساحلی نیز ممکن است آب ورودی با سطح شوری پایین‌تری را حاصل کنند. چاه‌های افقی معمولا از چاه‌های عمودی ساحلی هزینه بیشتری را در بر دارند؛ از طرف دیگر، بازده چاه‌های عمودی تقریبا کم است (معمولا ۴۰۰ الی ۴۰۰۰ m^3/زور). به همین دلیل، استفاده از چاه‌های عمودی در تاسیسات بزرگتر کمتر مد نظر است. حجم‌های دریافتی بالا را می‌توان تاحدی با استفاده از حفاری در راستای افقی (HDD)[1] محقق کرد. در این روش، خطوط لوله در زیر بستر دریا کارگذاری می‌شوند تا آب ورودی به کارخانه با استفاده از لایه‌های زمین شناختی پیش تصفیه گردد و بدون تاثیر پذیری از جریان‌ها، امواج و جزر و مد، در مقادیر مورد نیاز برداشت شود.

با این حال، روش HDD را نمی‌توان در هر وضعیت زمین شناختی استفاده کرد و نیز چنین چاه‌های ساحلی نیز می‌توانند از نظر ساخت و بهره برداری مشکلاتی دربرداشته باشند. علاوه بر این، همواره خطر نفوذ آب شور به آب زیرزمینی در صورت استفاده از چاه‌های افقی وجود دارد(Cooley, Gleick and G. H. Wolff, 2006).

[1] Horizontal Directional Drilling

در مواقعی که آب ورودی به صورت مستقیم از دریا و بوسیله تاسیسات آبگیری باز و خطوط لوله برداشت می‌شود، این روش امکان برداشت جریان نامحدودی از آب دریا را فراهم می‌کند. در صورت استفاده از آبگیرهای باز، خطر کشیده شدن ماهی‌ها و سایر حیوانات دریایی به دلیل مکش شدید وجود دارد. خطر دیگر این است که موجودات بسیار ریزی که می‌توانند از آشغالگیرها عبور کنند موجب تخریب کیفیت آب ورودی به تاسیسات می‌شوند(Cooley, Gleick and G. Wolff, 2006). با در نظر گرفتن اثرات مخرب زیست محیطی تاسیسات آبگیری، اثرات زیر می‌توانند توسط آبگیرهای باز ایجاد شوند:

- از بین رفتن لارو ماهیان و بی مهرگان.
- از دست رفتن هاگ‌های جلبک‌ها و علف‌های دریایی.
- از بین رفتن فیتوپلانکتون‌ها و زوتوپلانکتون‌ها

امکان وقوع دو اتفاق در تخلیه وجود دارد: (الف) مکش موجودات زنده دریایی همراه با آب دریا به داخل کارخانه، و (ب) نابودی موجودات که منجر به از دست رفتن موجودات زنده دریایی بزرگتر شده و معمولا در تخلیه کننده‌های باز اتفاق می‌افتد که در طی آن این موجودات زنده با دیواره آشغالگیر سازه تخلیه کننده برخورد می‌کنند. از دلایل اصلی تخریب موجودات دریایی می‌توان به خفگی، گرسنگی کشیدن، و یا خستگی این موجودات ناشی از اتصال این موجودات به دیواره آشغالگیرهای ورودی و یا نیروی فیزیکی جت‌های مکش آب که برای تمیز کردن زائدات آشغالگیر استفاده می‌شوند، اشاره کرد(Damitz, Furukawa and Toal, 2006). نابودی در نمک زدایی همچنین می‌تواند یکی از دلایل از بین رفتن گونه‌های حفاظت شده دریایی نظیر لاکپشت و مار دریایی گردد. Gulamhusein و همکارانش (Gulamhusein *et al.*, 2009) ورود یک کوسه نهنگ سه متری را به داخل سازه آبگیری کارخانه SWRO در دریای سرخ بعد از طوفان گزارش کرده است که موجب آسیب رسیدن به سازه

آبگیری شده بود. در مورد سایر تاسیسات مجاور کارخانه نمک زدایی نظیر کارخانه‌های تولید برق، ارزیابی اثرات نابودی و مکش کاری دشوار بوده و تحلیل اثرات تجمعی باید انجام شود.

◘ پیش تصفیه

زمانیکه کیفیت آب تصفیه نشده با معیارهای آب ورودی کارخانه نمک زدایی تطابق نداشته باشد، مرحله پیش تصفیه برای پیشگیری از مشکلات احتمالی در طی فرایندهای نمک زدایی باید انجام شود. در طی مرحله پیش تصفیه، که شامل کلر زنی در آبگیری برای کنترل رشد موجودات دریایی و نیز حذف ذرات جامد معلق می‌شود، باید فرض شود که نرخ زنده ماندن موجوداتی که به داخل کارخانه کشیده شده‌اند در کمترین مقدار خود قرار دارد. پیش تصفیه شیمیایی یکی از متداول‌ترین روش‌های استفاده شده در کارخانه‌های نمک زدایی است(Lattemann and Höpner, 2003). این روش باعث می‌شود تا با برخی مشکلات (نظیر ذرات معلق، گرفتگی، رسوب گذاری، خوردگی و تولید کف) مقابله و یا از بروز آن‌ها جلوگیری گردد. با این وجود، موارد زیر باید در نظر گرفته شوند:

آب ورودی حاوی ذرات معلقی است که می‌تواند موجب رسوب گذاری بر روی فیلترهای RO شود. اضافه کردن منعقد کننده‌هایی نظیر کلرید آهن یا پلی الکترولیت‌ها به آب ورودی باعث می‌شود تا ذرات معلق در اندازه‌های بزرگتر منعقد شده و با استفاده از بستر دوگانه و یا فیلترهای کارتریجی حذف شوند. به علاوه، لخته سازی مکانیکی را می‌توان از طریق ترکیب آهسته با استفاده از توربین و پروانه انجام داد(ESCWA, 2001).

مواد آلی موجود در آب ورودی (ذرات ریز حذف نشده و باکتری‌ها) که بر روی سطوح قرار می‌گیرند، ممکن است باعث گرفتگی شوند. این اتفاق باعث انسداد و تخریب فیلترهای اسمز معکوس می‌شود و

باعث کاهش ضریب انتقال حرارتی و کارایی کل سیستم GOR[1] در کارخانه‌های MSF و MED می‌گردد. زیست‌کش‌ها[2] که متداول‌ترین آن‌ها کلر می‌باشد، همواره به صورت مداوم به آب ورودی اضافه می‌شود، که مانع از رشد بیولوژیکی شده و از این رو رسوب گذاری بیولوژیک را کاهش می‌دهد. برای متوقف کردن تمامی فعالیت‌های بیولوژیک، کلر زنی اشباع (شوک کلر) با دوز بالا در بازه‌های منظم صورت می‌گیرد.

در کارخانه‌های اسمز معکوس تشکیل رسوب منجر به کاهش عملکرد غشاهای اسمزی می‌شود. در کارخانه‌های حرارتی (MSF و MED) تشکیل رسوب باعث افزایش خوردگی و کاهش تبادل حرارت و به دنبال آن کاهش GOR می‌شود. معمولا اسیدها و مواد شیمیایی ضد رسوب برای مهار تشکیل رسوب اضافه می‌شوند. پیش تصفیه منظم نمی‌تواند به طور کامل عوامل رسوب گذاری و گرفتگی را از بین ببرد و لایه‌های نازک همواره تشکیل خواهد شد. بنابراین، تمیز کردن با مواد شیمیایی و اسیدها و نیز ترکیبی از سایر مواد شیمیایی باید انجام شود.

خوردگی یکی از معضلات اصلی در کارخانه‌های حرارتی است. خوردگی توسط شوری و دمای بالا، اکسیژن و کلر شدت پیدا می‌کند. مخصوصا آلیاژهای مس و نیکل که مواد اصلی سازنده تبخیر کننده‌ها به خاطر ضریب تبادل گرمایی بالایی که دارند، در معرض خوردگی قرار دارند. این فلزات حساس را می‌توان با اضافه کردن مواد شیمیایی ضد خوردگی و/یا گرفتن اکسیژن جریان ورودی با استفاده از جاذب‌های اکسیژن، حفاظت کرد.

تولید کف یکی دیگر از معضلات بخصوص کارخانه‌های حرارتی است. تولید کف وقتی اتفاق می‌افتد که مواد آلی حل شده به خاطر حرکات آب روی سطح آن جمع می‌شوند که باعث افزایش احتمال نفوذ

[1] Gain Output Ratio
[2] Biocide

نمک به داخل آب تقطیر شده می‌شود. برای جلوگیری از تولید کف می‌توان از عوامل ضد کف کـه بـا کاهش تنش در سطح موجب تخریب لایه‌های سطحی می‌شوند، استفاده کرد.

۳-۱-۹- اثرات تخلیه شورابه (جریان‌های برگشتی و سرریزها)

مهمترین اثر زیست محیطی متناظر با نمک زدایی اثرات منفـی احتمـالی اسـت کـه بـر روی محـیط دریایی می‌گذارد. مکان‌های نزدیک و کم عمق که زندگی دریایی پر رنگی در آن‌هـا در جریـان اسـت، نسبت به مکان‌های قرار گرفته در داخل دریا و فضای باز که پخش و انحلال در آن‌ها بیشتر اتفاق می-افتند، از مکان‌هایی هستند که بیشتر در معرض اثرات جریان‌های برگشتی کارخانه‌های نمـک زدایـی قرار دارند (Höpner and Windelberg, 1997).

برای انجام یک تحلیل همه جانبه اثرات زیست محیطی از جریان‌های برگشتی، چندین جنبه بایـد در نظر گرفته شود. برای مثال، ویژگی‌های فیزیکی مانند شوری و دما نقش مهمی بـر عهـده دارنـد. هـر دوی این عوامل باعث تغییر در غلظت جریان شده و از این رو بر ویژگی‌های جریان آن و ناحیه‌ای کـه بر روی آن اثر می‌گذارد، اثر گذارند. فناوری نمک زدایی و پیش تصفیه اعمال شده تاثیر مهمی بر روی ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی شورابه تخلیه شده دارند (جدول (۳-۱)).

جدول (۳-۱) ویژگی‌های متداول جریان خروجی از کارخانه‌های نمک زدایی اسمز معکوس (RO) و نمک زدایی ناگهانی چند مرحله‌ای(Latteman, 2010) (MSF).

	RO	MSF
ویژگی‌های فیزیکی		
شوری	۸۵۰۰۰-۶۵۰۰۰ mg/L تا	حدود ۵۰۰۰۰ mg/L
دما	دمای آب دریا	۵ تا ۱۵ درجه سلسیوس بیشتر از دمای آب
غلظت پلوم	شناوری منفی	بسته به نوع فرایند می‌تواند شناوری مثبت، خنثی، یا منفی داشته باشد، در ترکیب با آب خنک کننده از کارخانه-های تولید برق مجاور و لایه بندی بر اساس چگالی محیط [1]
اکسیژن محلول (DO)	اگر آب ورودی از چاه حاصل شده باشد: معمولا مقدار کمتری از DO آب دریا دارد، به دلیل مقدار کم DO منبع آب در صورت استفاده از آبگیرهای باز: تقریبا با غلظت DO آب دریا برابری می‌کند	می‌تواند مقدار کمتری از شوری آب دریا داشته باشد به دلیل هواگیری فیزیکی و استفاده از جاذب اکسیژن
افزودنی‌های استفاده شده برای مهار گرفتگی بیولوژیک و سایر محصولات جانبی		
کلر	در صورت استفاده از کلر یا سایر اکسید کننده‌ها برای کنترل گرفتگی بیولوژیک این مواد معمولا قبل از اینکه آب وارد غشا شود خنثی می‌شوند تا به غشا آسیب نرسد	تقریبا ۱۰-۲۵٪ از دوز آب وارد شده از منبع، در صورت خنثی نشدن
مواد آلی هالوژنه	معمولا، مقداری کمتر از مقادیر مضر	ترکیبات و غلظت‌های متنوع، معمولا تری هالومتان‌ها
حذف ذرات معلق		
لخته سازها (نظیر آهن (III) کلرید)	اگر آب ورودی منبع تعدیل شده باشد و آب حاصل شده از شستشوی معکوس فیلتر تصفیه نشده باشد، امکان دارد وجود داشته باشد. می‌تواند باعث کلر زنی آب خروجی گردد در صورتی که قبل از تخلیه	وجود ندارد (نیازی به تصفیه نیست)

[1] Stratification

	یکدست نشده باشد.	
مواد کمک کننده به لخته سازی (مانند پلی اکریلامید)	در صورت تعدیل سازی آب ورودی از منبع و یا عدم تصفیه آب حاصل شده از شستشوی معکوس فیلترها، ممکن است یافت شود	وجود ندارد (نیازی به تصفیه نیست)
افزودنی‌های استفاده شده برای مهار رسوب گذاری		
ضد رسوب‌ها	معمولا، مقدار کمی که پایین‌تر از حد مضر می‌باشد	معمولا، مقدار کمی که پایین‌تر از حد مضر می‌باشد
اسید (H_2SO_4)	یافت نمی‌شود (با آب دریا واکنش داده و مواد غیر مضر، به عبارتی، آب و سولفات‌ها را تولید می‌کند؛ خاصیت اسیدی توسط قلیائیت طبیعی آب دریا خنثی می‌شود، به طوریکه مقدار pH آب تخلیه شده برابر و یا مقداری کمتر از آب دریا در محیط مجاور خود است)	یافت نمی‌شود (با آب دریا واکنش داده و مواد غیر مضر، به عبارتی، آب و سولفات‌ها را تولید می‌کند؛ خاصیت اسیدی توسط قلیائیت طبیعی آب دریا خنثی می‌شود، به طوریکه مقدار pH آب تخلیه شده برابر و یا مقداری کمتر از آب دریا در محیط مجاور خود است)
مواد و افزودنی‌های کنترل کننده تولید کف		
مواد مقابله کننده با تولید کف (نظیر پلی گلیکول)	وجود ندارد (نیازی به تصفیه نیست)	معمولا، مقدار کمی که پایین‌تر از حد مضر می‌باشد
آلاینده‌های ناشی شده از خوردگی		
فلزات سنگین	در صورت استفاده از فولاد با کیفیت پایین، ممکن است حاوی مقادیر افزوده‌ای از آهن، کروم، نیکل، مولیبدن در آن یافت شود	در صورت استفاده از مواد نامناسب در مبدل‌های حرارتی، ممکن است حاوی مقادیر افزوده‌ای از مس و نیکل باشد
مواد تمیز کاری		
مواد شیمیایی استفاده شده برای تمیز کاری	محلول‌های قلیایی (pH ۱۱-۱۲) یا اسیدی (pH ۲-۳) در کنار افزودنی‌هایی نظیر پاک کننده‌ها (مانند سدیم دودسیل سولفات)، مواد کمپلکس سازی (مانند EDTA)، اکسید کننده‌ها (مانند سدیم پربورات)، بیوسیدها (نظیر فرمالدهید)	محلول اسیدی (pH ۲) حاوی مهار کننده‌های خوردگی نظیر مشتقات بنزوتریازول

شورابه حاصل شده از نمک زدایی در هر دو نوع از کارخانه‌های RO و حرارتی، شوری بیشتر را نسبت به آب ورودی دارد؛ گرچه، افزایش دما در جریان خروجی از کارخانه‌های حرارتی وجود دارد. علاوه بـر

این، انواع مختلف مواد شیمیایی استفاده شده در پیش تصفیه و تمیز کاری در کنار فلزات خورده شده باید در نظر گرفته شوند. در این بخش، انواع مختلف اثر زیست محیطی با در نظر گرفتن تفاوت‌های میان دو نوع عمده از کارخانه‌های نمک زدایی RO و MSF در نظر گرفته شده‌اند.

در حالیکه افزودنی‌های ضد کف و زیست‌کش‌ها تنها در جریان خروجی از کارخانه‌های تقطیر یافت می‌شوند، باقیمانده مواد شیمیایی ضد رسوب در هر دو جریان یافت می‌شوند. هر دو نوع از جریان شورابه حاوی غلظت‌های متغیر ولی کم از فلزات خورده شده هستند. در کارخانه‌های تقطیر، مبدل-های حرارتی مسی-نیکلی عمدتا مورد استفاده قرار می‌گیرند. این مواد شدیدا نسبت به خوردگی حساس بوده و آلودگی بوسیله مس یکی از معضلات شورابه‌های خارج شده از کارخانه‌های تقطیر است.

در کارخانه‌های RO، پساب شستشوی معکوس حاصل شده از مراحل لخته سازی و صافی بستری معمولا با شورابه حاصل شده ترکیب می‌شود که نتیجه آن تولید جریان پسماند محتوی مواد لخته ساز است. بعلاوه، شورابه‌های تخلیه شده، بخصوص شورابه‌های حاصل شده از کارخانه‌های RO، در صورت ترکیب شدن با شورابه و تخلیه در دریا، می‌تواند محتوی محلول‌های استفاده شده در تمیز کاری باشد.

اثرات مخرب زیست محیطی یک جریان شورابه در این بخش مورد بررسی قرار گرفته است، گرچه، باید اشاره کرد که کل جریان شورابه ترکیبی از این آلاینده‌هاست، و اینکه ترکیب این آلاینده‌ها با یکدیگر ممکن است موجب هم افزایی اثرات یکدیگر بر روی محیط زیست دریایی شوند. شکل (۳-۶) و جدول (۳-۴) خلاصه‌ای از پارامترهای فیزیکی و شیمیایی را ارائه می‌کند که در این بخش مورد بحث قرار گرفته‌اند.

جدول (۳-۲) ویژگی‌های جریان خروجی از کارخانه‌های SWRO، MSF و MED با طراحی سنتی فرایند: پارامترهای فیزیکی(Hodgkiess *et al.*, 2003)(Lattemann and Höpner, 2003).

پارامترهای فیزیکی	اسمز معکوس آب دریا (SWRO)	ناگهانی چند مرحله‌ای (MSF)	تقطیر اثر چند گانه (MED)
آب خنک سازی	عدم استفاده از آب خنک سازی در فرایند، ولی کارخانه‌های RO می‌توانند آب ورودی خود را از آب خنک کننده تخلیه شده از نیروگاه‌های برق دریافت کنند.		MSF/MED: فرض شده است که جریان‌های پسماند حاصل شده از فرایند نمک زدایی و آب خنک سازی معمولا با هم ترکیب می‌شوند، به عبارت دیگر، شورابه با مقادیر قابل توجهی از آب خنک کننده حاصل شده از فرایند نمک زدایی ترکیب می‌شوند. رقیق سازی با آب خنک سازی حاصل شده از نیروگاه‌های تولید برق نیز می‌تواند انجام شود ولی در این قسمت بررسی نشده است.
شوری (S) (mg/L)	SWRO: ۶۵-۸۵ BWRO: ۱-۲۵	S آب خنک سازی: محیط مجاور S شورابه: معمولا بین ۶۰-۷۰ S ترکیب شده: ۵۰-۴۵	S آب خنک سازی: محیط مجاور S شورابه: معمولا بین ۶۰-۷۰ S ترکیب شده: ۶۰-۵۰
دما (T)	اگر آب زیر سطحی ورودی استفاده شود: ممکن است زیر دمای T محیط و کمتر از مقدار T منبع آب باشد. اگر از منابع روباز استفاده شده باشد: دمایی نزدیک دمای محیط خواهد بود. اگر آب خنک کننده حاصل شده از نیروگاه تولید برق به عنوان منبع استفاده شود: دمایی بالاتر از محیط خواهد داشت	T شورابه: ۵-۲۵ °C بالاتر از دمای محیط مجاور T دمای خنک کننده: ۸-۱۲ °C بالاتر از دمای محیط T آب ترکیب شده: ۵-۱۰ °C بالاتر از دمای محیط	T شورابه: ۵-۲۵ °C بالاتر از دمای محیط مجاور T دمای خنک کننده: ۸-۱۲ °C بالاتر از دمای محیط، ممکن است از ۲۰ °C بیشتر باشد T آب ترکیب شده: ۱۰-۲۰ °C بالاتر از دمای محیط
غلظت پلوم (ρ)	بیشتر از محیط مجاور بوده و از این رو دارای شناوری منفی است، به سمت پایین غرق می‌شود		MSF/MED: پلوم می‌تواند دارای شناوری منفی، خنثی و یا مثبت باشد بسته به طراحی فرایند و ترکیب با آب خنک سازی قبل از تخلیه، معمولا دارای شناوری مثبت است به دلیل جریان بالای آب خنک سازی
اکسیژن محلول (DO)	در صورتی که آب ورودی از منابع زیر سطحی باشد: به خاطر سطح پایین DO آب منبع، می‌تواند از DO		شورابه: به دلیل هواگیری و استفاده از جاذب اکسیژن، از مقدار محیط مجاور کمتر است

محیط مجاور کمتر باشد اگر آب ورودی از منابع آب روباز باشد و اگر از مواد کلر زدایی بیش از اندازه استفاده نشده باشد، نزدیک به مقدار محیط مجاور خواهد بود	آب خنک کننده: نزدیک به مقدار محیط مجاور است (کاهش جزئی DO به دلیل افزایش دما ممکن است، زیرا اکسیژن در آب گرمتر حلالیت کمتری دارد) ترکیب شده: ترکیب شورابه با آب خنک سازی مقدار DO آب خروجی ترکیب شده را به مقداری نزدیک به مقدار محیط مجاور افزایش می‌دهد، زیرا ترکیب متلاطم باعث جذب اکسیژن از هوا می‌شود

جدول (۳-۳) ویژگی‌های جریان خروجی از کارخانه‌های SWRO، MSF و MED با طراحی سنتی فرایند: پارامترهای شیمیایی(Latteman, 2010).

گرفتگی بیولوژیک	اسمز معکوس آب دریا (SWRO)	ناگهانی چند مرحله‌ای (MSF)	تقطیر اثر چند گانه (MED)
اکسید کننده‌ها عمدتا کلر کلر دی اکسید استفاده شده در بعضی از کارخانه‌ها		معمولا کلر زنی کم آب ورودی با دوز ۱-۲ mg/L، می‌توان هم به صورت یکباره و هم به صورت پیوسته اضافه کرد	
	SWRO: اکسید کننده‌ها معمولا توسط سدیم بی سولفات حذف می‌شوند (۴-۲ برابر دوز عامل اکسید کننده)		MSF/MED: کلر معمولا توسط مرحله کلر زدایی حذف نمی‌شود غلظت کلر تخلیه شده معمولا تا ٪۲۵-۱۰ از سطح دوز کاهش پیدا می‌کند که ناشی از تقاضای اکسید کننده توسط آب دریا است. هم شورابه و هم آب خنک کننده محتوی کلر زائد هستند
محصولات جانبی آلی هالوژنه، معمولا تری هالومتان‌ها (THM)	SWRO: محصولات جانبی ممکن است در طی کلر زنی تشکیل شوند ولی سطح آن به خاطر مرحله کلر زدایی، پایین‌تر است		MSF/MED: کلر زنی آب دریا موجب پیدایش انواع و غلظت‌های گوناگونی از محصولات جانبی هالوژنه (کلر زنی شده و برم زنی شده) می‌شود، عمدتا نظیر THM هایی مانند برموفرم
	تمامی فرایندها: استفاده از دی اکسید کلر به عنوان یکی از روش‌های کاهش خطر تولید محصولات جانبی گزارش شده است		
لخته سازهای $FeCl_3$ و $FeSO_4$ (۱ mg/L- ۵>) مواد کمک کننده لخته سازی مانند پلی اکریلامید	در صورت تخلیه آب شستشوی معکوس صافی به آب‌های سطحی: ممکن است باعث کدورت شود؛ نمک‌های آهن می‌توانند باعث رنگ گرفتن جریان خروجی ("شورابه قرمز رنگ")، و میزان رسوب گذاری شوند		MSF/MED: تصفیه انجام نشده/نیازی به لخته سازی نیست
افزودنی‌های استفاده شده برای مهار رسوب (استفاده شده در تمامی فرایندهای نمک زدایی، می‌تواند ترکیبی از انواع مختلف ضد رسوب‌ها در ترکیب با اسید باشند)			
پلیمرها (۲-۱ mg/L) اسیدهای پلیمری	غلظت/دوز تخلیه شده کمتر از سطح سمی برای گونه‌های ماهیان و بی‌مهرگان برخی محصولات به عنوان مواد "مضر" برای جلبک‌ها طبقه بندی شده‌اند، که به خاطر اثر ممانعت از مواد مغذی مورد نیاز آنهاست، اما مقدار دوزهای (۲-۱ mg/L) همچنان به مقدار قابل توجهی کمتر از سطح مضر		

یا پلی اکریلیک، فسفونات‌ها	قرار دارند (۲۰ mg/L)	
	برخی محصولات به عنوان محصولات ذاتا تجزیه پذیر بیولوژیک دسته بندی شده‌اند: زمان دوام بیشتر در آب‌های سطحی	
	MSF/MED: ضد رسوب‌ها تنها در شورابه موجود هستند، نه در آب خنک سازی	
فسفات‌ها (۲ mg/L)	SWRO: هنوز هم در مقیاس محدود استفاده می‌شوند	MSF/MED: از آنجائیکه فسفات‌ها در دمای بالا پایدار نیستند، ترجیحا از پلیمرها استفاده شود
	می‌تواند موجب تغذیه گرایی در خروجی‌های مجاور گردد، چون فسفات‌ها به آسانی به ارتوفسفات‌ها تبدیل می‌شوند که یک منبع تغذیه عمده است	
اسید (H_2SO_4) مقدار دوز: mg/L ۲۰-۱۰۰	هنوز هم در کارخانه‌های SWRO استفاده می‌شود	
	مقدار pH را از بازه ۸/۳-۸ (آب دریای مجاور) به بازه ۷-۶ کاهش می‌دهد	
	اسیدی بودن سریعا توسط قلیائیت آب دریا خنثی می‌شود	
	مواد افزودنی برای مهار تولید کف	
مواد ضد تولید کف (نظیر پلی گلیکول)	تصفیه انجام نمی‌شود	معمولا مقدار دوز کمی دارد (۰/۱ mg/L)، که کمتر از مقادیر مضر می‌باشد در تمامی فرایندهای تقطیر استفاده می‌شود، ولی عمدتا در MSF استفاده می‌شود
		مواد ضد کف تنها در شورابه یافت می‌شود، ولی در آب خنک سازی یافت نمی‌شود
	خوردگی	
فلزات سنگین	معمولا از فولاد ضد زنگ مقاوم در برابر خوردگی و پلاستیک‌ها استفاده می‌شود آب تغلیظ شده ممکن است حاوی مقادیر کمی از آهن، نیکل، کروم و/یا مولیبدن در صورت استفاده از فولاد ضد زنگ باشد	تجهیزات فلزی معمولا از جنس کربن یا فولاد ضد زنگ و آلیاژهای مس و نیکل ساخته می‌شوند جریان تغلیظ شده ممکن است محتوی آهن و مس باشد؛ مقادیر زیاد مس باید مورد توجه قرار گیرند ولی داده‌های در دسترس محدود می‌باشد	تجهیزات فلزی معمولا از کربن یا فولاد ضد زنگ، آلومینیوم و آلومینیوم-برنج، تیتانیوم، یا مس-نیکل ساخته می‌شوند خوردگی کمتر در MSF گزارش شده است، ولی داده‌های جامع در مورد مقادیر آلایندگی شورابه در دسترس نمی‌باشد
پیشگیری از خوردگی	در صورت استفاده از مصالح مناسب، ضرورتی ندارد	چون آب ورودی هواگیری می‌شود، شورابه نیز هواگیری می‌شود، قبل از ترکیب با آب خنک سازی که هواگیری نمی‌شود در کارخانه‌های MSF، آب ورودی را می‌توان توسط جاذب‌های اکسیژن (نظیر سدیم بی‌سولفات) تصفیه کرد، که ممکن است به عنوان اثر جانبی، کلر

	باقیمانده را نیز حذف کند	
محلول‌های تمیز کاری (در صورت تخلیه در آب‌های سطحی)		
مواد شیمیایی زلال ساز (در صورت استفاده تناوبی)	محلول‌های اسیدی (pH در بازه ۳-۲) و قلیایی (pH در بازه ۱۲-۱۱) محتوی افزودنی‌های زلال ساز نظیر: شوینده‌ها (مانند دودسیل سولفات) مواد کمپلکس ساز (مانند EDTA) اکسید کننده‌ها (مانند سدیم پربورات) زیست‌کش‌ها (مانند فرمالدهیدها)	محلول اسیدی (با pH کم) که می‌تواند محتوی مواد جلوگیری کننده از خوردگی نظیر مشتقات بنزوتریازول باشد

میزان شوری شورابه نمک زدایی به شوری آب ورودی و میزان بازیابی بستگی داشته و امکان دارد که از سطح شوری دریا شدیدا بالاتر باشد. میزان بازیابی یک کارخانه نمک زدایی به عنوان نسبت آب تصفیه شده تولیدی به حجم آب ورودی اطلاق می‌شود (معادله زیر). افزایش نرخ بازیابی باعث کاهش در حجم شورابه می‌شود، ولی موجب افزایش شوری شورابه می‌گردد.

$$\text{نرخ بازیابی} = \frac{\text{حجم آب تصفیه شده}}{\text{حجم آب ورودی}}$$

نرخ بازیابی در کارخانه‌های SWRO نسبت به کارخانه‌های تقطیر بیشتر بوده و از این رو شوری شورابه حاصل شده از آن‌ها بیشتر است، که این شوری بین مقادیر ۶۵ الی ۸۵ g/L متغیر است. گرچه در کارخانه‌های تقطیر MSF شوری شورابه حاصل شده از آخرین مرحله می‌تواند تا ۷۰ g/L برسد، ولی این شورابه توسط مقدار سه برابری از آب خنک کننده رقیق می‌شود. انجام رقیق سازی موثر در کارخانه‌های تقطیر سازی موجب می‌شود تا غلظت نمک در جریان تخلیه شده به ندرت به مقدار ۱۵٪ بالاتر از شوری آب ورودی برسد، در حالیکه شورابه حاصل شده از SWRO می‌تواند تا دو برابر شوری آب دریا را داشته باشد(Höpner and Windelberg, 1997). بنابراین، جریان‌های خارج شده از RO چگالی بیشتری داشته و می‌توانند تاثیر بیشتری بر روی گونه‌هایی داشته باشد که در اعماق زندگی

می‌کنند، در حالیکه جریان خارج شده از MSF بر موجودات زنده حاضر در آب‌های آزاد تاثیر گذار است.

شوری یکی از پارامترهای حیاتی در زندگی موجودات دریایی است. در حالت کلی، سمیت بستگی به حساسیت یک گونه خاص به سطوح شوری، چرخه زندگی آن، مدت زمان قرار گرفتن در معرض شوری، و تغییرات شوری محیط زندگی دارد که گونه‌ها با آن خو گرفته‌اند. مطالعات مختلف بیانگر این بوده است که سطوح شوری بالاتر از g/L ۴۵ بر روی زندگی دریایی تاثیر داشته و موجب کاهش گستردگی موجودات زنده می‌شود(Lattemann and Höpner, 2008). اکثر موجودات زنده توانایی را دارند که با مقادیر شوری تا حداکثر مقدار g/L ۵۰ را در کوتاه مدت و نیز در بلند مدت با تغییرات شوری g/L ۱-۲ سازگاری پیدا کنند. برای مثال، مقدار شوری g/L ۴۳ می‌تواند برای صخره‌های مرجانی کشنده باشد(Latteman, 2010). در کارخانه‌های معمول RO، جریان دور ریز دارای مقادیر شوری بسیار بالاتری از حد تحمل صخره‌های مرجانی بوده و تا زمانی که به شکل مناسب رقیق نشده باشد خطرناک در نظر گرفته می‌شود. کدورت نیز می‌تواند توسط شوری بالا افزایش یافته و موجب کاهش تنوع موجودات زنده غیر متحرک گردد. حد تحمل در میان گونه‌های مختلف متفاوت است (این موضوع برای ماهیان نیز صدق می‌کند). گونه‌هایی که تحمل پایین‌تری دارند از زیست بوم طبیعی خودشان محروم شده و از محل تاثیر ناپدید می‌شوند (Lattemann and Höpner, 2008). Lattemann and Höpner, (2008) به این نتیجه دست یافتند که شوری g/L ۴۰ می‌تواند منجر به از دست رفتن ٪۵۰ از برخی گونه‌ها بعد از دو هفته گردد. این سطح از شوری در نزدیکی مکان تخلیه به آسانی یافت می‌شود.

۳-۱-۱۰- اثرات تخلیه پساب با دمای بالا

در کارخانه‌های RO دمای جریان دور ریز اندکی بیشتر از دمای محیط بوده و می‌توان از آن صرف نظر کرد. از طرف دیگر، جریان‌های دور ریز کارخانه‌های تقطیر حرارتی دمای بالاتری داشته و می‌تواند بر روی توزیع گونه‌ها از طریق تغییر پروفیل‌های سالیانه دمایی در مکان تخلیه تاثیرگذار باشد. در موارد با شدت بالا، تخلیه از کارخانه‌های حرارتی موجب مرگ گونه‌های دریایی غیرجنبنده می‌شود. بعد از ترکیب با آب خنک سازی، کارخانه‌های MSF آلودگی و تخلیه شورابه با دمای حداکثر ۱۰ °C ۱۵-۱۰ بالاتر از دمای آب دریا را دارند. دمای افزایش یافته باعث کاهش حلالیت اکسیژن در آب می‌شود، که در صورت ایجاد فاصله چشم گیر می‌تواند بر روی گونه‌ها تاثیر گذار باشد. در فصل زمستان، دما باعث افزایش شدت فعالیت‌های بیولوژیکی می‌گردد؛ گرچه، باعث ایجاد تنش حرارتی در صورت تجاوز از مقادیر بحرانی در فصل تابستان می‌گردد. آب گرم می‌تواند موجب دفع یا جذب موجودات زنده دریایی گردد، که موجب افزایش تجمع گونه‌هایی می‌شود که با دماهای بالا سازگاری بهتری نشان می‌دهند(Latteman, 2010) .تاثیر حرارتی در مناطق گرمسیری، نظیر منطقه خاورمیانه و شمال افریقا (MENA) که در آن‌ها تغییرات بزرگ دمای سالیانه پدیده‌ای طبیعی محسوب می‌شوند، جزو مشکلات ناچیز است. بالاترین تنش در محیط‌های معتدلی که با تغییرات سریع دمایی سازگار نیستند، اعمال خواهد شد (Höpner and Windelberg, 1997).

۳-۱-۱۱- افزودنی‌های ضد گرفتگی

کلر یکی از متداول‌ترین افزودنی‌های ضد گرفتگی است که در نمک زدایی استفاده می‌شود. دلیل این کار تاثیر گسترده، کلر می‌تواند اثرات سوء مختلف بر روی موجودات زنده دریایی گردد. علاوه بر این،

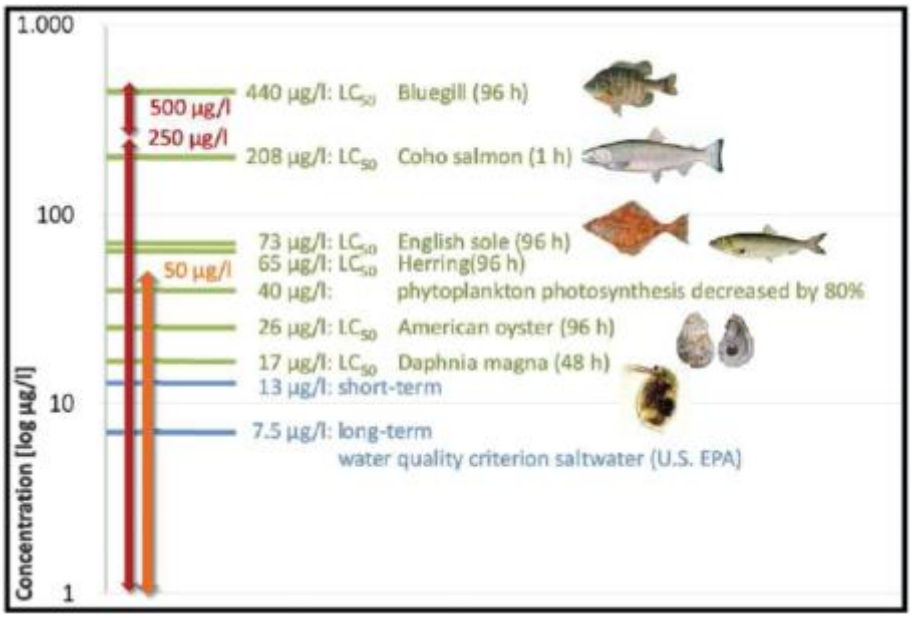
کلر شدیدا واکنش پذیر بوده و می‌تواند در واکنش‌های شیمیایی نظیر هالوژنه سازی ترکیبات آلی مشارکت داشته باشد. برای جلوگیری از گرفتگی، کلر معمولی یا هیپوکلریت با دوز کمتر از ۱ mg/L در هر دو کارخانه‌های MSF و RO استفاده می‌شود. دوزهای بالاتر را می‌توان در بازه‌های زمانی کوتاه‌تر برای کلر زنی اشباع (شوک کلر) استفاده کرد(Höpner and Windelberg, 1997). در کارخانه‌های RO باید با کلر زنی آب ورودی از غشاهای پلیمری محافظت کرد. گرچه، مقادیر کم پسماند از کلر می‌تواند در شورابه باقیمانده و مشکل تشکیل ترکیبات آلی هالوژنه سمی پابرجاست(Höpner and Windelberg, 1997). با این وجود، برای کارخانه‌های MSF، اثرات منفی کلر بیشتر قابل توجه است به دلیل این که هیچ فرایند کلر زدایی انجام نمی‌شود. به اضافه، کارخانه-های MSF نیاز به حجم‌های بالای آب ورودی دارند، که باعث افزایش مقادیر کلر و محصولات جانبی آن می‌شود. غلظت‌های کلر در ناحیه اختلاط کلر کارخانه‌های MSF، مقداری حدود ۱۰۰ µg/L گزارش شده است(Höpner and Windelberg, 1997). ناحیه اختلاط به فضای اطراف محل تخلیه گفته می‌شود که در آن شورابه و مواد داخل آن توسط آب اطراف آن قسمت رقیق می‌شوند. نشان داده شده است که کلر در غلظت چند میکروگرم بر لیتر نیز سمی به شمار می‌رود(Latteman, 2010). برای مثال، فرایند فتوسنتز در پلانکتون‌ها در غلظت‌های ۲۰ µg/L می‌تواند به شدت کاهش پیدا کند. ترکیب بندی موجودات زنده دریایی می‌تواند تغییر یافته و تنوع آن‌ها در مقادیری مانند ۵۰ µg/L کاهش پیدا کند. مقادیر کشنده شناخته شده کلر برای گونه‌های ماهیان در بازه ۲۰ تا چند صد µg/L قرار دارد(Latteman, 2010). سطوح سمی غلظت کلر برای برخی از گونه‌ها در شکل (۳-۱) آورده شده است. می‌توان مشاهده کرد که غلظت‌های مشاهده شده از کلر در جریان‌های خروجی از MSF و در ناحیه ترکیب شدیدا برای بسیاری از موجودات زنده آزمایش شده سمی به شمار می‌رود.

۳-۱-۱۲- بقایای زیست کش‌ها

برای مهار رشد بیولوژیک بر روی آشغالگیرها، لوله‌های آبگیر و در خط پیش تصفیه، کلر به جریان ورودی در بسیاری از کارخانه‌های نمک زدایی افزوده می‌شود.

در داخل کارخانه نمک زدایی، چندین واکنش میان محتویات آلی آب دریا رخ می‌دهد. این واکنش‌ها در ترکیب با تجزیه اجزای غیر زنده موجب افزایش نیاز آب دریا به اکسید کننده‌ها شده موجب پایین آمدن غلظت کلر می‌گردد.

سازمان جلوگیری از آلودگی زیر نظر بانک جهانی غلظت کلر/برم باقیمانده حداکثر ۰/۲ mg/L را در جریان‌های دور ریز از نیروگاه‌های تولید برق توصیه می‌کند(Prevention and Handbook, 1997). در صورت استفاده از شوک کلر (کلر زنی اشباع) غلظت حداکثر ۲ mg/L برای بازه زمانی دو ساعته باید استفاده گردد. علاوه بر این، کلر زنی اشباع را نباید بیشتر از هر ۲۴ ساعت یکبار انجام داد.



شکل (۳-۱) سطوح سمی کلر برای گونه‌های دریایی مختلف

اجباری در رعایت مقادیر پیشنهادی BAT و بانک جهانی وجود ندارد، و مقررات تخلیه معمولا در مقیاس هر کشور و یا مختص هر موقعیت مکانی تعیین می‌شوند. در حالیکه برخی از کشورهای ممکن از این توصیه های تبعیت کنند، بعضی دیگر از کشورهای نیز ممکن است ضوابط ملایم‌تر و یا سختگیرانه‌تری را دنبال کنند. در مقیاس جهانی، مقامات نظارتی به دلیل سمیت کلر و نیز احتمال تشکیل محصولات جانبی کلر، قوانین سختگیرانه‌تری را بر صنایع اعمال می‌کنند تا استفاده از کلر را کاهش دهند. برای جلوگیری از تخلیه مواد اضافی اکسید کننده‌ها، دوز کلر باید با در نظر گرفتن رفتار گونه هدف و نیز پارامترهای کیفی آب دریا تعیین شوند. یکی از فواید زیست محیطی کلر زنی پالسی استفاده خیلی کمتر از کلر (کاهش ٪۵۰-۳۰) در کنار کنترل مناسب گرفتگی است.

به صورت خلاصه، هیچ زیست کش جایگزینی تابحال مقبولیت کلر زنی را در نمک زدایی بدست نیاورده است. ارزیابی زیست محیطی کلر زنی آب دریا شامل دو دسته از مواد شیمیایی می‌شود، شامل اکسید کننده‌ها و محصولات جانبی کلر. این دو گروه از نظر سمیت اکولوژیکی، تجمع زیستی، و تجزیه زیستی با یکدیگر تفاوت دارند. در واقع، سمیت اکسید کننده‌های آزاد، حتی در غلظت‌های کم، بالاست. گرچه، سریعا تجزیه شده و تجمع پیدا نمی‌کنند. بنابراین، سمیت برای موجودات زنده غیر هدف به ناحیه ترکیب محدود خواهد شد. در همین حال، می‌تواند انتظار داشت که برخی از محصولات جانبی کلر زنی ماندگارتر بوده، قابلیت تجمع بیشتر داشته، و/یا کشندگی یا خاصیت جهش زایی بالاتری از ناحیه ترکیب نیز داشته باشد.

۳-۱-۱۳- لخته سازها

در کارخانه‌های RO، نیاز مبرمی برای حذف ذرات معلق وجود دارد. برای ارتقاء کیفیت حذف، لخته سازهایی نظیر کلرید آهن (در دوزهای ۱-۳۰ mg/L) و یا پلی الکترولیت‌هایی نظیر پلی اکریلامید (در حدود ۱-۴ mg/L) معمولا به آب ورودی اضافه می‌شوند. مقدار دوز به مقدار ذرات معلق موجود در آب بستگی دارد.

در بسیاری از کارخانه‌های نمک زدایی، ذرات تجمع یافته توسط بسترهای صافی گرفته شده و در بازه‌های زمانی توسط شستشوی معکوس به دریا باز گردانده می‌شوند. لخته سازها در مقادیر استفاده شده در کارخانه‌های RO غیر سمی به شمار می‌روند. اثرات مخرب زیست محیطی آن‌ها تنها از این نظر موجب نگرانی است که ممکن است موجب اختلال در فرایند فتوسنتز به خاطر افزایش کدورت در حین شستشوی معکوس لجن لخته شده و نیز افزایش مقادیر لخته ساز در رسوبات گردد. در کارخانه اسمز معکوس Ashkelon واقع در فلسطین اشغالی (۳۳۰۰۰۰ m^3/day) مقدار دوز ۳ mg/L از لخته ساز پایه آهن استفاده شده می‌شود. جریان خروجی از کارخانه در حین شستشوی معکوس دارای کدورت بالا و رنگ قرمز بوده که هر ساعت به مدت ۱۰-۱۵ دقیقه انجام می‌شود. نشان داده شده است که اثر لخته سازها را می‌توان از طریق تصفیه سازی یا رقیق سازی آب شستشوی معکوس با آب ورودی قبل از تخلیه کاهش داد.

در کارخانه‌های RO جدید ساخته شده در استرالیا و ایالات متحده، از تصفیه لجن استفاده می‌شود. ته نشین کردن لجن فیلتر شده گزینه دیگری است که هزینه ۱-۵ US-cents/m^3 باید به قیمت آب اضافه گردد(Höpner and Windelberg, 1997).

۳-۱-۱۴- ضد رسوب‌ها

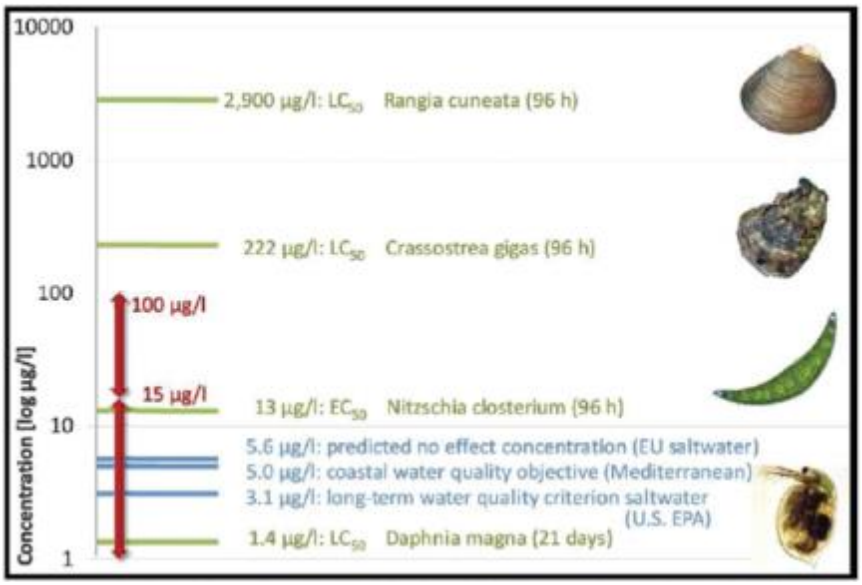
تشکیل رسوب را می‌توان از طریق اضافه کردن سولفوریک یا هیدروکلریک اسید (برای مهار رسوب-های کربناتی)، مهار کننده‌های رسوب‌های خاص (که به عنوان ضد رسوب از آن‌ها یاد می‌شود)، و یا ترکیبی از این دو حالت کنترل کرد. اسیدها به صورت استوکیومتری با کلسیم کربنات واکنش داده و از این رو باید در غلظت‌های بالا (۲۰-۵۰ mg/L) به آب ورودی اضافه شوند. مقدار pH حدود ۸/۱-۷/۸ بوده و بستگی به شوری و قلیائیت دارد. تاثیر این مقدار pH کاهش یافته در صورتی که خروجی جریان در مکانی قرار گرفته باشد که وضعیت اختلاط مناسبی دارد. ظرفیت بافری مناسب آب دریا امکان خنثی سازی سریع هرگونه اسیدی بودن اضافی را از طریق ترکیب شورابه با آب دریای مجاور به ما می‌دهد(Latteman, 2010). ضد رسوب‌ها، در دوزهای پایین و غیر استوکیومتری ۱-۲ mg/L، فرایند هسته زایی را افزایش داده و رشد کریستال در رسوب‌ها را مختل می‌کند. عمده‌ترین گروه‌های اصلی عبارتند از پلی فسفات‌ها، فسفونات‌ها، و پلیمرهای آلی دارای چندین گروه‌های کربوکسیلیک. ضد رسوب‌های پلی فسفاتی به آسانی به اورتوفسفات‌ها هیدرولیز می‌شوند که یکی از مواد مغذی حیاتی برای تولید کنندگان به شمار می‌رود. استفاده از پلی فسفات‌ها به عنوان ضد رسوب می‌تواند موجب مازاد مواد مغذی شده که باعث القاء افزایش بر تولیدات عمده در مکان تخلیه شود. این اتفاق موجب کاهش شدید میزان اکسیژن شده و موجب مرگ گیاهان و پوسیدگی زیست توده آنان می‌شود. این اثرات تغذیه گرایی در آبریزهای برخی از کارخانه‌های تقطیر سازی دیده شده است که از پلی فسفات به عنوان ضد رسوب در دهه ۱۹۹۰ استفاده کردند(El Din and Mohammed, 1998; Abdel-Jawad and Al-Tabtabaei, 1999). امروزه، استفاده از پلی فسفات‌ها در کارخانه‌های تقطیر سازی به دلیل ناپایداری آن‌ها در دماهای بالاتر محدود است، ولی هنوز هم می‌توان از آن‌ها در

بسیاری از کارخانه‌های SWRO استفاده کرد. از طرف دیگر، فسفونات‌ها و پلیمرهای آلی در برابر تجزیه بیولوژیک، فیزیکی، و شیمیایی تا حدودی مقاوم بوده و سرعت حذف آن‌ها از محیط زیست توسط فرایندهای زیستی و غیرزیستی آهسته تا متوسط است. مقدار بزرگی از ضد رسوب‌ها تحت عنوان "تجزیه پذیر بیولوژیک ذاتی" با نیمه عمر حدود یک ماه یا بیشتر طبقه بندی شده‌اند. خطری برای گونه‌های ماهیان و بی‌مهرگان ندارند زیرا غلظت استفاده از آنان به قدری کم است که از مقادیری که می‌تواند سمیت وخیم داشته باشد، خیلی پایین‌تر است.

۳-۱-۱۵- فلزات

تخلیه فلزات سنگین به عنوان یکی از پیامدهای خوردگی یکی از نگرانی‌های اصلی در کارخانه‌های حرارتی نمک زدایی به شمار می‌رود به دلیل دمای بالای استفاده شده در آن‌ها. بسته به مصالح استفاده شده در لوله‌های تبادل گرمایی و مخازن (مس، نیکل، آهن، روی، و سایر فلزات سنگین) مقادیر قابل حذفی از فلزات دچار خوردگی شده و تخلیه می‌شوند(Höpner and Windelberg, 1997). به دلایل اقتصادی و ملاحظات تبادل گرمایی، آلیاژ موفق بکار رفته در لوله‌های مبدل‌های گرمایی استفاده شده در نمک زدایی، مس-نیکل است. از طرف دیگر، این مصالح مقاومت کمی در برابر خوردگی داشته و به عنوان یکی از منابع آلودگی فلزات سنگین در کارخانه‌های MSF به شمار می‌رود. در کارخانه‌های RO، مصالح غیر فلزی استفاده می‌شوند و فولاد ضد زنگ شدیدا مقاوم کاربرد همه گیری دارد. در جریان‌های دورریز RO، فلزات کمیاب آهن، نیکل، کروم، و مولیبدنوم را می‌توان شناسایی کرد؛ گرچه، غلظت‌های شناسایی شده غیر بحرانی هستند. غلظت میانگین مس آب دریا دارای کمترین مقدار ۰/۱ µg/L می‌باشد. غلظت مس در جریان‌های دور ریز MSF در بازه ۱۵ µg/L-

۱۰۰ قرار می‌گیرد. حد تحمل آلودگی مس توسط تمامی گونه‌ها هنوز ناشناخته است. غلظت‌های بالای مس موجب سمیت شده و باعث بازداری آنزیم‌ها در موجودات زنده و کاهش رشد و تکثیر شود (Latteman, 2010).شکل (۳-۲) سطوح سمیت را برای بازه‌هایی از گونه‌های دریایی تشریح می‌کند. علیرغم غلظت‌های تخلیه شده، که می‌تواند از سطوح طبیعی در ناحیه ترکیب بیشتر باشد، ولی در حالت کلی خطر سمیت شدید آن پایین است. با این حال، خطر بزرگتر تجمع و اثرات طولانی مدت وجود دارد. ترکیبات مسی ته نشین شده و در رسوبات تجمع پیدا می‌کنند، و می‌توانند توسط موجودات زنده عمق نشین جذب شده و به این شکل به چرخه غذایی راه پیدا کنند. با در نظر گرفتن تجمع زیستی، مهم‌ترین نکته قابل توجه مقادیر تخلیه به جای غلظت‌ها است. برای کاهش اثرات مخرب جریان دور ریز، سازمان حفاظت از محیط زیست ایالات متحده (EPA) حداکثر مقدار غلظت ۸/۲ µg/L را در بازه طولانی مدت پیشنهاد می‌کند. رقیق سازی مناسب در مکان تخلیه اکثر جریان-های دور ریز در نقطه برون ریزی به این مقدار حداکثر خیلی نزدیک می‌شود.



شکل (۳-۲) سطوح سمیت مس برای گروه‌های مختلف گونه‌های دریایی(Lattemann and Höpner, 2008)

علیرغم قابلیت تحرک بالای نیکل در آب، اکثریت مقدار تخلیه شده در رسوب‌ها در اطراف نقطه برون ریزی تجمع پیدا می‌کند. اثرات مخرب تجمع را نمی‌توان نادیده گرفت. تمیز کاری توسط اسید نیز می‌تواند بر روی رسوبات فلزی تاثیر گذار باشد؛ با وجود عدم در دسترس بودن اطلاعات کافی، احتمال افزایش مقدار خوردگی در طی فرایند تمیز کاری اسیدی وجود دارد. علاوه بر این، مقادیر پایین pH موجب افزایش تحرک فلزات تخلیه شده گشته و از این رو، برای محیط زیست ضرر بیشتری دارند. مصالح فولاد ضد زنگ عمدتا محتوی آهن و مقادیر پایینی از کروم، نیکل، و مولیبدن هستند. غلظت کلی هنگام تخلیه و سمیت مضر شناخته می‌شوند. این غلظت می‌تواند بوسیله حفره زایی و کنترل ضعیف فرایند افزایش پیدا کند.

۳-۱-۱۶- مواد ضد کف (کارخانه‌های حرارتی)

برای کاهش تولید کف در کارخانه‌های حرارتی، مواد ضد کف را می‌توان به جریان ورودی اضافه کرد. عموما اسیدهای چرب و پلی گلیکول‌ها به عنوان مواد ضد کف با مقادیر دوز معمول حدود ۰/۱ mg/L استفاده می‌شوند. مقدار دوز استفاده شده عمدتا به کیفیت آب خام استفاده شده و مواد آلی آن بستگی دارد. پلی گلیکول‌ها فاقد سمیت می‌باشند، ولی می‌توانند به حالت پلیمر شده تبدیل شوند که ماندگاری بیشتری در محیط زیست دارند. گرچه، با توجه به غلظت پایین استفاده شده در کارخانه-های نمک زدایی، پلی گلیکول‌ها نگرانی کمتری را برای محیط زیست دریایی به همراه دارد (Lattemann and Höpner, 2003).

۳-۱-۱۷- مواد شیمیایی تمیز کاری

گرچه تلاش و توجه بسیاری در طراحی سیستم‌های پیش تصفیه صورت می‌گیرد، غشاهای RO و سیستم‌های لوله‌کشی و دیگ بخار MSF در بازه‌های زمانی به منظور حذف رسوبات باقیمانده تمیز می‌شوند. برای جلوگیری آسیب رسیدن به غشاء، تمیز کاری یکی از مراحل ضروری است. گرفتگی در کارخانه‌های تقطیر می‌تواند موجب کاهش تبادل حرارتی، بیشتر شدن خوردگی و از دست رفتن مصالح شود. بازه‌های زمانی تمیز کاری کارخانه به کارخانه متفاوت بوده و براساس کیفیت آب دریای استفاده شده و نیز کارایی سیستم پیش تصفیه استفاده شده تعیین می‌شوند. تمیز کاری معمولا در بازه‌های از یک تا دو سال یکبار در کارخانه‌های SWRO که از چاه‌های آبگیر استفاده می‌کنند و معمولا در کارخانه‌های SWRO که از آب‌های سطحی دریا استفاده می‌کنند، چند بار در سال انجام می‌شود(Lattemann and Höpner, 2003). محلول‌های اسیدی (با pH ۲-۳) برای حذف رسوبات، اکسیدهای فلزی و کلوئیدهای غیرآلی استفاده می‌شوند. محلول‌های قلیایی (با pH ۱۱-۱۲) برای برداشتن بیوفیلم‌ها در کنار حذف کلوئیدهای آلی و غیر آلی استفاده می‌شوند. اثرات مخرب تخلیه شورابه حاوی مواد تمیز کننده در کارخانه‌های حرارتی بیشتر است. تخلیه محلول‌های تمیز کننده حداقل باید با ترکیب تدریجی با شورابه صورت پذیرد. در اکثر موارد محلول‌های تمیز کننده بدون تصفیه به دریا تخلیه می‌شوند. مقادیر بالای pH محلول‌های تمیز کننده بسته به حجم تخلیه شده و نیز مقدار تجزیه در مکان تخلیه، می‌توانند برای اکوسیستم‌های دریایی خطرناک به شمار روند. نشان داده شده است که مرگ و میر LC50 برای گونه‌های مشخصی از ماهیان در یک محلول HCl دارای pH ۲-۲/۵ بعد از ۴۸ ساعت مشاهده می‌شود(Abdel-Jawad and Al-Tabtabaei, 1999). خوشبختانه، مقدار باقیمانده از خاصیت اسیدی و قلیایی معمولا سریعا توسط آب دریا خنثی می‌شوند.

سایر مشکلات به خاطر استفاده از افزودنی‌هایی که محلول‌های تمیز کاری اضافه شده‌اند پیش می‌آید. این مواد بسته به فرایندهای نمک زدایی متفاوت هستند. در کارخانه‌های حرارتی، اثرات مخرب شیمیایی به دلیل استفاده از مواد ضد خوردگی نظیر بنزوتریازول کمتر است. بنزوتریازول سمیت کمتری دارد ولی ماندگاری بیشتری داشته و تجزیه آن توسط آب دریا بسیار کند است. همچنین می‌تواند در رسوبات تجمع پیدا کند. با این حال تمایل آن برای تجمع در موجودات زنده کم است. ترکیب بسیار گسترده‌تر و مضرتر از مواد شیمیایی در فرایند تمیز کاری شیمیایی در غشاهای RO استفاده می‌شود. موادی که اکثرا توسط سازندگان غشاهای RO پیشنهاد می‌شوند عبارتند از:

- ضد عفونی کننده‌هایی نظیر فرمالدهید و ایزوتیازول

ضد عفونی کننده‌ها زیست‌کش‌هایی (بیوسید) هستند که برای حذف لایه‌های زیستی تشکیل شده از غشاها استفاده شده و شدیدا برای محیط زیست دریایی سمی به می باشند. در مورد فرمالدهید، سطوح LC50 فقط برای ۰/۱ mg/L در برخی از گونه‌ها یافت شده است. حجم آب دریای بالاتر از m^3 ۵۸۰۰۰ می‌تواند دارای غلظت‌های کشنده‌ای از فرمالدهید بوده باشد در صورتی که محلولی با غلظت ۱٪ از این زیست‌کش در آن تخلیه شده باشد.

- پاک کننده‌های سولفوناتی نظیر سدیم دودسیل سولفونات (NA-DDS)

با قرار گرفتن سمیت در مقدار متوسط، برای بسیاری از گونه‌های دریایی، سطوح LC50 برای NA-DDS با مقادیر متغیر از ۱ تا ۱۰ mg/L می‌باشد. تجزیه پذیری مناسب ۸۰٪ در طی چندین روز برای این مواد گزارش شده است. مواد کمپلکس ساز موجب کاهش سختی آب و از بین رفتن رسوبات می‌شوند. همچنین پاک کننده‌هایی که برای حذف کلوئیدها استفاده شده‌اند می‌توانند موجب اختلال سیستم غشای بین سلولی در موجودات زنده گردد.

- مواد کمپلکس سازی نظیر اتیلن دیامین تترا استیک اسید (EDTA)

سمیت EDTA پایین بوده ولی تجزیه پذیری خیلی کمی دارد (تنها ٪۵ در طی ۳ هفته). گرچه حجم‌های پاک کنندگی در RO خیلی کمتر از MSF می‌باشند، سمیت مواد تشکیل دهنده آن باعث می‌شود تا محلول‌های تمیز کاری RO برای محیط زیست‌های دریایی خطرناک‌تر باشند (Latteman, 2010).

۳-۱-۱۸- اثرات مخرب بر کیفیت هوا

تاثیرات مخرب طرح های نمک زدایی بر روی کیفیت هوا مربوط به تولید و انتقال مواد، ساخت تجهیزات و تاسیسات مربوط به زیر ساخت و مهم‌تر از همه، فعالیت خود کارخانه می‌باشد. در طی فعالیت کارخانه، مصرف انرژی شامل مصرف انرژی الکتریکی و/یا حرارتی تولید شده در همانجا و یا آورده شده از منابع خارجی، مانند شبکه توزیع برق می‌باشد. مصرف انرژی کل تاسیسات نمک زدایی شامل انرژی مورد نیاز برای اجرای فرایندهای نمک زدایی، انرژی مصرفی برای پمپاژ و پیش تصفیه، حرارت دادن و تهویه، و برای روشنایی محیط اداری کارخانه می‌باشد. نیاز انرژی ویژه به نیاز انرژی فرایند نمک زدایی اطلاق می‌شود که بسته به نوع فرایند و نیز پیش تصفیه متفاوت است: برای تولید هر متر مکعب آب در کارخانه‌های MSF با بیشینه دمای فعالیت ۱۲۰ °C، ۱۲ kWh انرژی حرارتی و ۳/۵ kWh انرژی الکتریکی مورد نیاز است. این فرضیات در کارخانه‌های MED که در دماهای پایین‌تر (کمتر از ۷۰ °C) و تا ۶ kWh به انرژی حرارتی و ۱/۵ kWh انرژی الکتریکی نیاز وجود دارد تا یک متر مکعب آب تولید گردد. فرایند RO بیشترین بهره‌وری انرژی را در میان فناوری‌های نمک زدایی داراست و در واقع در بیشترین حد به ۴ الی ۷ kWh/m^3 انرژی نیاز دارد که به اندازه کارخانه و نیز

سیستم‌های استفاده شده برای بازیابی انرژی بستگی دارد (در سیستم‌های جدیدتر حتی از این مقدار نیز کمتر می‌باشد) (Höpner and Windelberg, 1997). نگرانی‌های زیست محیطی متناظر با درخواست انرژی بوده و از این رو به شکل غیر مستقیم متناظر با فرایند نمک زدایی که شامل منبع سوخت و نحوه انتقال آن، تولید آلاینده‌های هوا و بکارگیری آب خنک سازی برای تولید انرژی الکتریکی است، می‌باشند.

۳-۲- کاهش اثرات مخرب محیط زیستی صنایع نمک زدایی

ارزیابی اثرات مخرب کارخانه های نمک زدایی باید انجام و آثار مخرب باید به اندازه ممکن کاهش پیدا کند. مناسب‌ترین ابزار استفاده شده برای این منظور عبارت است از ارزیابی خطر زیست محیطی (EIA)[1]، که شامل رویه‌ای اصولی برای شناسایی و ارزیابی تمامی اثرات مخرب احتمالی یک پروژه بخصوص است. همچنین می‌توان از EIA برای توسعه و تشکیل روش‌ها و معیارهای کاهش اثرات، نظیر اصلاحات فرایند و یا مکان‌های جایگزین برای احداث پروژه استفاده کرد.

۳-۲-۱- آبگیری از منبع

برای کاهش اثرات مخرب آبگیرهای باز، ترکیبی از آشغالگیرها با اندازه‌های مختلف باید استفاده شده و سرعت جریان ورودی نیز پایین در نظر گرفته شود. این کار می‌تواند موجب ارگانیزمهای بزرگتر، نظیر ماهی و لاکپشت به داخل کارخانه شود. مکش موجودات ریزتر نظیر پلانکتون‌ها، تخم ماهی و لارو را می‌توان با قرار دادن دهانه‌های آبگیر در مکان‌های دور از محل تولید مثل (آب‌های عمیق‌تر، مکان‌های

[1] Environmental Impact Assessment

دور از ساحل، و یا زیرزمین) کاهش داد. در صورت انتخاب آبگیرهای زیرزمینی، چاه‌های آبگیر گزینه خوبی به شمار می‌روند. چاه‌های ساحلی تنها قابلیت استفاده برای کارخانه‌های نمک زدایی با مقیاس کوچک یا متوسط را دارند. چون کیفیت آب گرفته شده از این مکان‌ها نسبت به آب گرفته شده از ساحل و یا آب‌های سطحی بهتر است، پیش تصفیه جزئی و یا عدم انجام پیش تصفیه مورد نیاز است. از طرف دیگر، فرسایش خاک در طی ساخت این آبگیرهای زیرزمینی و یا خطوط لوله طویل بیشتر است، مخصوصا وقتیکه حفاری و مته زنی صورت گیرد.

در کارخانه‌های بزرگتر، قرار گیری کارخانه نمک زدایی و تاسیسات تولید برق در صورت امکان باید در نظر گرفته شود. حجم کل آب گرفته شده با استفاده کردن از آب خنک سازی نیروگاه تولید برق به عنوان آب ورودی کارخانه نمک زدایی می‌تواند کاهش پیدا کند. این کار می‌تواند باعث کاهش خطر مکش و تخریب، استفاده از مواد شیمیایی، ساخت و ساز و کاربری زمین شود.

۳-۲-۲- تخلیه شورابه

روش‌های گوناگونی را برای کاهش اثرات مخرب زیست محیطی تخلیه شورابه یا جریان‌های دور ریز می‌توان به کار گرفت. برای حداقل کردن اثرات مخرب زیست محیطی حاصل از شوری بالا، شورابه حاصل شده از کارخانه‌های نمک زدایی را می‌توان در صورت امکان قبل از تخلیه توسط سایر جریان-های دور ریز (مانند آب خنک سازی نیروگاه تولید برق) رقیق کرد. اثرات مخرب حاصل شده از دمای بالا در مکان دور ریزی جریان را می‌توان با پراکنده کردن حرارت حداکثر جریان دور ریز به فضا قبل از تخلیه در بدنه آبی پذیرنده انجام داد. برای مثال می‌توان این کار را با استفاده از برج‌های خنک سازی انجام داد. روش دیگر رقیق سازی حداکثری قبل از تخلیه می‌باشد. نصب سیستم پخش کننده

و نیز قرار دادن نقطه تخلیه در مکانی از دریا که پخش حرارت و شوری به سرعت انجام می‌شود، می‌تواند موجب بهتر شدن اختلاط و پراکندگی پلوم گردد. برای ارزیابی پاشیدگی پلوم در مکان یک پروژه، وضعیت بهره‌برداری و محیط زیستی باید توسط مدلسازی هیدرودینامیکی، در ترکیب با اندازه گیری‌های شوری و دمایی صورت گیرد. این کار امکان انجام محاسبات غلظت را قبل و نیز در طی فعالیت کارخانه نمک زدایی را فراهم می‌کند.

اثرات مخرب حاصل شده از مواد شیمیایی را می‌توان توسط روش‌های متفاوتی نظیر (الف) تصفیه جریان بالادست، (ب) جایگزینی مواد خطرناک (با مواد دیگر)، و (ج) با استفاده از گزینه‌های دیگر برای تصفیه انجام داد. به ویژه زیست کش‌هایی نظیر کلر که ممکن است موجب تخریب موجودات غیرهدف در مکان تخلیه گردد را می‌توان قبل از تخلیه جایگزین کرده و یا تصفیه کرد. مواد شیمیایی مختلف نظیر سدیم بی‌سولفات را می‌توان برای حذف مناسب کلر از جریان‌های دور ریز در کارخانه‌های RO و دی اکسید گوگرد یا هیدروژن پر اکسید را در کارخانه‌های حرارتی استفاده کرد(El Din and Mohammed, 1998). آب شستشوی معکوس صافی را می‌توان از طریق ته نشینی، آبگیری و ته نشینی در زمین تصفیه کرد، در حالیکه محلول‌های تمیز کننده را می‌توان با استفاده از تاسیسات تصفیه ویژه در محل و یا تخلیه در سیستم تصفیه فاضلاب بهداشتی تصفیه کرد.

چندین فناوری کارامد و مقرون به صرفه برای کاهش اثرات مخرب شورابه در محیط‌های دریایی ارائه شده‌اند. استفاده از اکثر مواد شیمیایی را می‌توان با استفاده از روش‌های نوین فیزیکی پیش تصفیه آب با استفاده از غشاهای اولترا فیلتراسیون و یا گلوله‌های اسفنجی کاهش داد. باقیمانده مواد شیمیایی ضد رسوب را می‌توان بوسیله مواد شیمیایی که سازگاری بیولوژیک دارند جایگزین کرد. آلودگی مسی را می‌توان از طریق قطعات فولادی ضد زنگ داپلکس یا سوپر داپلکس که در مقابل خوردگی مقاوم

هستند جایگزین کرد. کاهش سطح اکسیژن آن در طی نمک زدایی را می‌توان برای مبارزه با خوردگی انجام داد. سدیم بی‌سولفات شیمیایی، که از آن برای فرایندهای RO استفاده می‌شود، می‌تواند به عنوان جاذب اکسیژن در کارخانه‌های MSF استفاده شود. سایر بازدارنده‌های خوردگی نظیر بنزوتریازول فرایند تمیز کاری شیمیایی استفاده می‌شوند(Lattemann and Höpner, 2003). اثرات مخرب دما و شوری بالا را می‌توان از طریق تخلیه شورابه از طریق دهانه‌های پخش کننده چندگانه کاهش داد. در حالت کلی، ترکیب تمامی این معیارها موجب کاهش چشمگیر اثرات مخرب زیست محیطی تخلیه شورابه می‌گردد. سرمایه‌گذاری مورد نیاز برای انجام این روش‌ها در بازه‌ای یکسان با کارخانه‌های سنتی می‌باشد، حتی بدون اینکه فواید کاهش آلودگی دریایی را به شکل پولی در نظر نگرفته باشیم.

گزینه‌های غیر شیمیایی تصفیه را می‌توان برای ضد عفونی استفاده کرد. یکی از این روش‌ها شامل تاباندن نور UV با طول موج ۲۰۰-۳۰۰ nm انجام داد. استفاده از نور UV امکان ذخیره سازی، رسیدگی کردن و امحاء مواد شیمیایی سمی را ممکن می‌سازد؛ گرچه، نور UV روشی مناسب برای پیش تصفیه در کارخانه‌های بزرگ نمک زدایی نمی‌باشد.

برای جمع بندی، چندین گزینه فنی را می‌توان برای کاهش اثرات زیست محیطی استفاده کرد، شامل سیستم‌های پیشرفته آبگیری، پخش کردن جریان‌های دور ریز، روش‌های غیر شیمیایی پیش تصفیه نظیر MF و UF، و فناوری‌های تصفیه پساب. انتخاب مکان مناسب برای پروژه نمک زدایی به اندازه و حتی بیشتر از روش‌های فنی حائز اهمیت است.

۳-۲-۳- حفظ شیرینی منابع زیرزمینی

در تمامی جهان بخصوص در نواحی ساحلی شدیدا پر جمعیت، مدیریت منابع آب زیر زمینی فعالیتی بسیار مرتبط تلقی شده و در نواحی ساحلی برای حل برخی مشکلات که شامل موارد زیر هستند از اهمیت زیادی برخوردار هستند.

بهره برداری بیش از حد از منابع آبی، بخصوص در نواحی خشک و نیمه خشک.

افزایش تقاضای ناشی از پیشرفت اقتصادی و رشد جمعیت.

تخریب کیفیت منابع موجود آب سطحی.

دانش ناکافی از معماری و فرایندهای آبخوان برای طراحی برنامه‌های مدیریتی مناسب.

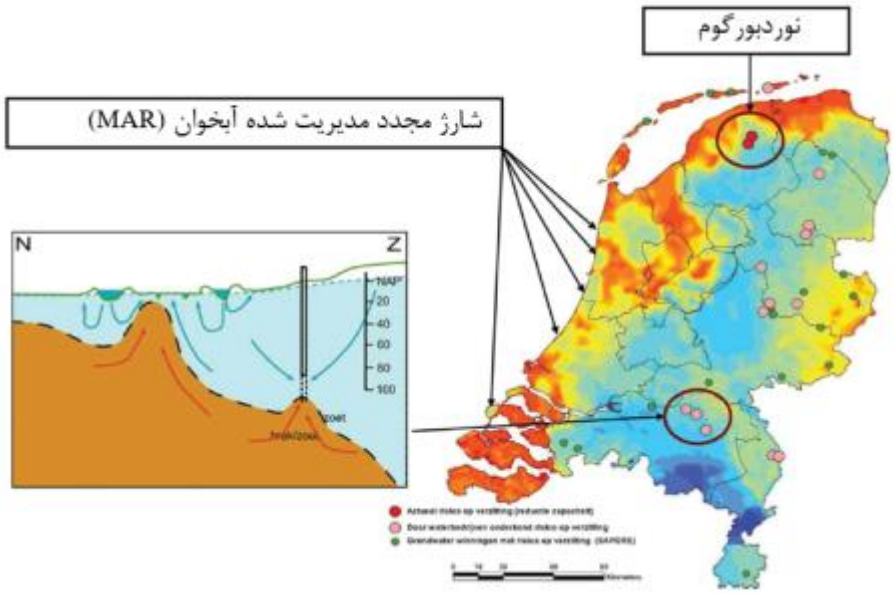
تغییرات اقلیمی و افزایش سطح آب دریا.

وقتیکه آب شیرین از چاه گرفته شده باشد، پهنه آب شیرین-شور از انتهای چاه به شکل عمودی به سمت بالا حرکت می‌کند. اگر مقدار پمپاژ از یک مقدار بحرانی کمتر باشد، یک مخروط ثابت بدون نفوذ به چاه تشکیل خواهد شد. ولی زمانیکه مقدار پمپاژ به مقدار بحرانی رسیده و یا از آن بیشتر شود، مخروط ناپایدار خواهد بود که موجب بالا آمدن ناگهانی پهنه شده و منجر به شور شدن آب گرفته شده از چاه می‌گردد. از این پدیده با عنوان بالا آمدگی مخروطی[1] یاد می‌شود. در بسیاری از نواحی ساحلی تعادل بین مقدار تقاضای آب و میزان آب در دسترس به مقدار بحرانی خود رسیده است که ناشی از بهره برداری بیش از حد و بازه‌های طولانی مدت بارش و خشکسالی است. به عنوان نتیجه، شور شدن آبخوان‌های آب شیرین در سواحل در نتیجه بالا آمدگی مخروطی آب شور در نواحی مصبی در جهان دیده شده است. بدون ایجاد تغییر در قوانین حاضر، مدیریت و حالت فعالیت در منابع

[1] Upconing

آب، تغییرات اقلیمی یقینا باعث خواهند شد تا بالا آمدگی آب شور و/یا نفوذ آب شور به دلیل افزایش سطح آب دریا و افزایش شدت و دفعات تکرار خشکسالی‌ها، در آینده بسیار شدیدتر از امروز گردد. آب زیر زمینی شور و لب شور را تنها با اعمال فرایندهای تصفیه نسبتا پر هزینه و انرژی بر (نظیر نمک زدایی) می‌توان به عنوان آب آشامیدنی، کشاورزی و یا آب فرایندی مورد استفاده قرار داد. امحاء جریان‌های تغلیظ شده خروجی از فرایندهای نمک زدایی نگرانی‌های زیست محیطی و اقتصادی را بر می‌انگیزد، و اغلب به عنوان عاملی شناخته می‌شود که آیا یک فناوری نمک زدایی بخصوص در نواحی درون سرزمینی مناسب است یا خیر.

مقابله با مشکلات مرتبط با شوری آبخوان‌ها پدیده جدیدی نیست. در کشور هلند که دارای منابع غنی آبی است، طرح‌های مختلفی با شارژ مدیریت شده آبخوان در راستای سواحل از چند دهه پیش صورت گرفته است تا آبخوان‌های آب شیرین حفظ گردد (شکل (۳-۳)).



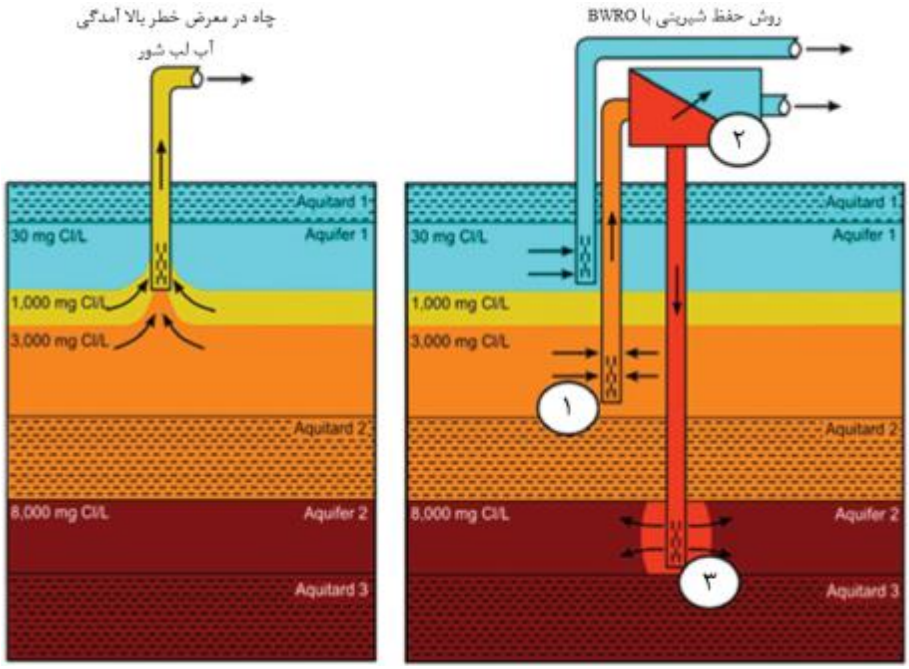
شکل (۳-۳) هلند به عنوان شهری در وضعیت آینده؛ مصب شور با منابع زیاد آب شیرین زیر زمینی و سطحی، و اندازه گیری‌های انجام شده در پاسخ به شور شدن، تغییرات اقلیمی و بالا آمدن سطح آب دریا

علاوه بر این، ظرفیت برخی از میدان‌های آبی عمومی برای کاهش بالا آمدگی آب شور باید کاهش پیدا می‌کرد که در نهایت منجر به استفاده تمام ظرفیت از اسمز معکوس آب لب شور به عنوان یک روش بهبود موثر منبع گرا در برابر شور شدگی (ISO 14044:2006 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines, 2006) چاه‌های آب زیر زمینی بوده و نیز یک راه حل پایدار برای امحاء جریان تغلیظ شده است. این روش حفاظت شیرینی آب متشکل از سه قسمت است (اعداد این قسمت‌ها در سمت راست شکل (۳-۴) نشان داده شده است):

آب زیر زمینی شور و لب شور به صورت جداگانه با استفاده از دو صافی فیلتر از گمانه بیرون کشیده می‌شوند.

این آب زیر زمینی بیرون کشیده شده به عنوان منبع ثانویه آب بعد از نمک زدایی استفاده می‌شود: اسمز معکوس آب لب شور (BWRO).

جریان تغلیظ شده BWRO از طریق تزریق در چاه‌های عمیق به چینه بندی زمین شناسی قرار گرفته در لایه‌های آبخوانی که شوری نزدیک به شوری آب تغلیظ شده BWRO دارند امحاء می‌شود.



شکل (۳-۴) شماتیک سمت چپ نشان دهنده میدان چاهی است که شدیدا در خطر بالا آمدگی آب زیر زمینی لب شور (شور شدگی) ناشی از بهره برداری بیش از حد قرار گرفته است. شکل سمت راست راه حل را نشان می‌دهد: روش آلمانی حفظ شیرینی (*ISO 14040:2006 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework*, 2006)(mondiale de la santé *et al.*, 2004).

روش تازه نگهداری در مقیاس کوچک (یک حلقه چاه) توسط صنایع آلمانی Vitens و Brabant آزمایش شده است. هم در مکان‌های درون سرزمینی با شرایط زمین شناسی (و هیدرولوژی) مشخص، شور شدن منابع زیر زمینی آب شیرین از طریق استخراج آب زیر زمینی بالا آمده لب شور با موفقیت متوقف شده و وارونه شده است. آب زیر زمینی غیر هوازی[1] یک جریان ورودی عالی برای فرایند RO به شمار می‌رود که می‌توان در سطوح انرژی قابل قبولی انجام شود. ظرفیت اضافی برای منبع آب از BWRO نیز ارزش این کار را بیشتر می‌کند. تزریق آب تغلیظ شده در چاه عمیق راه حلی پایدار در

[1] Anoxic

این دو مکان به شمار می‌رود. بر اساس این دو نسخه آزمایشی، Vitens در حال بررسی امکان استفاده از این فناوری در مقیاس بزرگ (میدان‌های چاهی) در نزدیکی روستای نوردبورگوم هلند می‌باشد.

۳-۲-۴- مصرف انرژی

مصرف انرژی اصلی‌ترین عامل هزینه در نمک زدایی آب می‌باشد. تلاش‌های زیادی برای کاهش مصرف انرژی با معرفی چندین نوآوری نظیر ابداع دستگاه‌های بازیابی انرژی (ERD)، و یا پمپ‌های تناوبی و روش‌های پیش تصفیه در کارخانه‌های RO صورت گرفته است. برای مثال، مصرف انرژی خیلی ویژه کمتر از ۲/۳ kWh/m^3 در یک کارخانه نمک زدایی آب دریا گزارش شده است که در آن از یک سیستم بازیابی انرژی متشکل از پمپ کم فشار و انباشت کننده پیستونی استفاده شده است(Paulsen and Hensel, 2007). علاوه بر این، پتانسیل استفاده از انرژی تجدیدپذیر (خورشیدی، باد، زمین گرمایی، و بیومس) برای به حداقل رساندن اثرات مخرب زیست محیطی بر هوا و تغییرات اقلیمی مورد تحقیق و بررسی واقع شده است. استفاده از منابع انرژی تجدید پذیر برای فراهم کردن انرژی فرایندهای نمک زدایی گزینه‌ای امیدوار کننده بخصوص در نواحی بایر و دور افتاده است جائیکه استفاده از منابع انرژی معمولی هزینه‌بر و یا خارج از دسترس است. RO یکی از مناسب‌ترین فرایندهای نمک زدایی برای پیوستن به منابعی مانند انرژی خورشید و باد است.

۳-۲-۵- انتخاب مکان برای کاهش اثرات مخرب زیست محیطی

وقتی که یک مکان برای پروژه نمک زدایی انتخاب می‌شود، تعداد زیادی از ویژگی‌های مرتبط با مکان باید بسته به جنبه‌های بخصوص عملکردی کارخانه مورد نظر در نظر گرفته شوند. برای به حداقل

رساندن اثرات مخرب کارخانه نمک زدایی بر روی محیط زیست، حداقل باید ویژگی‌های دریا شناسی و زیستی مکان مورد نظر را در نظر داشت(WHO—Geneva, 2007). توصیه شده است که از زیست بوم‌ها و اکوسیستم‌هایی که در آن ناحیه خاص بشمار رفته یا باید در مقیاس جهانی از آن حفاظت شود، و یا زیستگاه گونه‌های حفاظت شده، کمیاب و یا در خطر انقراض می‌باشند، دارای اهمیت خاصی از نظر تولید مثل و گستردگی زیستی دارند، و یا اگر نقشی اساسی به عنوان نواحی تغذیه و یا تولید مثل در آن ناحیه به شمار می‌روند، صرف نظر گردد. علاوه بر این، مکان کارخانه باید دارای ظرفیت کافی برای رقیق سازی و پخش شورابه و برای رقیق سازی، پخش کردن، و تجزیه هر نوع از ماده شیمیایی باقیمانده داشته باشد. میزان تبادل و باز گردش آب (تابعی از جریان‌ها، مواد شیمیایی باقیمانده، عمق آب، و ساختار شناسی خط ساحلی) نقشی اساسی را در تعیین مقدار و ظرفیت انتقال یک مکان تعیین می‌کند. در حالت کلی، خطوط ساحلی سنگی و شنی همراه با جریان‌ها و امواج قوی نسبت به مکان‌های باز، کم عمق با تبادل آب پایین اولویت دارند.

وضعیت دریا شناسی به دلیل مشخص کردن زمان ماند آلاینده‌های مختلف و مدت قرارگیری موجودات دریایی در معرض این آلاینده‌ها، معیار مهمی برای انتخاب مکان به شمار می‌روند. علاوه بر این، مکان مورد نظر باید به دریا، سیستم‌های توزیع آب و مصرف کنندگان آب نزدیک بوده باشد تا از صرف هزینه های اضافی احداث و کاربری زمین در ساخت خطوط لوله و پمپاژ برای توزیع آب جلوگیری شود. ارتباط با سایر زیر ساخت‌ها نظیر شبکه توزیع برق، مسیرهای تردد باید با تاثیر کمی در نظر گرفته شود. تا حد ممکن نیز باید از تداخل با سایر فعالیت‌های تفریحی یا تجاری، کشتی رانی، یا حفاظت محیط زیست اجتناب شود.

۳-۲-۶- اجتناب از اختلالات احتمالی

انتخاب مکان می‌تواند موجب حداقل شدن اثرات مخرب زیست محیطی کارخانه نمک زدایی بر محیط زیست شود، ولی از طرفی نیز می‌تواند اثرات محیط زیست را نیز بر روی کارخانه کاهش دهد. برای حداقل کردن اثرات مخرب محیط بر روی کارخانه نمک زدایی، آب دریافتی کارخانه باید کیفیت مناسب، با در نظر گرفتن تغییرات فصلی و اتفاقات دوره‌ای باشد. در کل باید از آب تصفیه نشده که در معرض آلودگی‌های انسانی ایجاد شده توسط فعالیت‌های شهری، صنعتی، کشتی رانی، و یا تخلیه فاضلاب قرار گرفته است، پرهیز شود.

از آب خام با کیفیت طبیعی پایین نباید استفاده شود. این مسئله بخصوص برای مکان‌هایی که غلظت‌های بالایی از مواد آلی حل شده، فعالیت شدید بیولوژیکی و از این رو احتمال گرفتگی وجود داشته و یا احتمال آلودگی آب ورودی ناشی شده از شکوفایی جلبکی در بعضی دوره‌ها وجود دارد، حائز اهمیت است.

آبگیرهایی که در فاصله از ساحل و در لایه‌های عمیقی از آب قرار گرفته و در نتیجه از منابع آلایندگی واقع شده در خشکی و مکان‌هایی که تولید مثل بیولوژیکی شدید در آن‌ها وجود دارد دور هستند، نسبت به آبگیرهایی که در منابع آب سطحی قرار گرفته‌اند، آب مطمئن و با کیفیت بهتری فراهم می-کنند. این موضوع همچنین برای آبگیرهای زیرزمینی، نظیر چاه‌های ساحلی، که لایه‌های موجود به عنوان یک مرحله پیش تصفیه طبیعی عمل می‌کنند نیز صدق می‌کند. علاوه بر این، هنگام انتخاب مکان یک طرح، خطر آلودگی نفتی باید در نظر گرفته شود زیرا لایه‌های نفتی می‌توانند آسیب‌های جدی بر کارخانه نمک زدایی وارد کرده و نیز آلاینده‌های نفتی نیز کیفیت آب تولید شده را تخریب

کنند(Latteman, 2010). در نهایت، از نواحی با خطر بالا (مانند مکان‌های نزدیک بـه خطـوط اصـلی کشتی رانی) تا حد امکان باید پرهیز شود.

۳-۲-۷- ارزیابی چرخه عمر فناوری‌های نمک زدایی

ارزیابی چرخه عمر (LCA)[1] ابزاری کاربردی برای ارزیابی اثرات مخـرب زیسـت محیطـی بـا در نظـر گرفتن تمامی جنبه‌های مختلف یک پروژه است، که از استخراج مواد خام و پردازش، تا انتقال، تولید، فرایندها و تعمیر و نگهداری و تمامی مسیری را که تا تولید پسماند نهایی، امحاء و یا بازیافت آن طـی می‌شود را در نظر می‌گیرد. به عبارت دیگر، با توجـه بـه ISO 14040 ، "LCA یـک روش گهـواره تـا گور" می‌باشد. شکل (۳-۵) مفاهیمی از LCA که برای نمک زدایی اسـتفاده مـی‌شـوند را نشـان داده است (Zhou, Chang and Fane, 2014).

اصلی‌ترین اثرات زیست محیطی نمک زدایی مربوط به استفاده از منابع طبیعی و تخلیه آلایندگی‌ها از طریق احداث زیر ساخت، تولید برق، تولید مواد شیمیایی، ساخت غشاء، و تولید پسماند می‌باشد.

◘ روش انجام LCA

همانطوری که در استانداردهای ISO 14040 و ISO 14044 ، LCA شامل چهار مرحله اصلی است:

اصلی‌ترین وظیفه ما در مرحله اول "تعریف اهداف و افق دید" تعریف کردن واحـد عملیـاتی و حـدود سیستم می‌باشد. واحد عملیاتی توصیف کننده مقصود اصلی یک سیسـتم بـوده و کـاری مـی‌کنـد تـا سیستم‌های مختلف از نظر عملیاتی یکسان در نظر گرفته شوند(Guinée, 2001). در مطالعات مربـوط به ارزیابی چرخه عمر نمک زدایی، واحد عملیاتی همواره به شکل m^3 ۱ از آب نمـک زدایـی شـده در

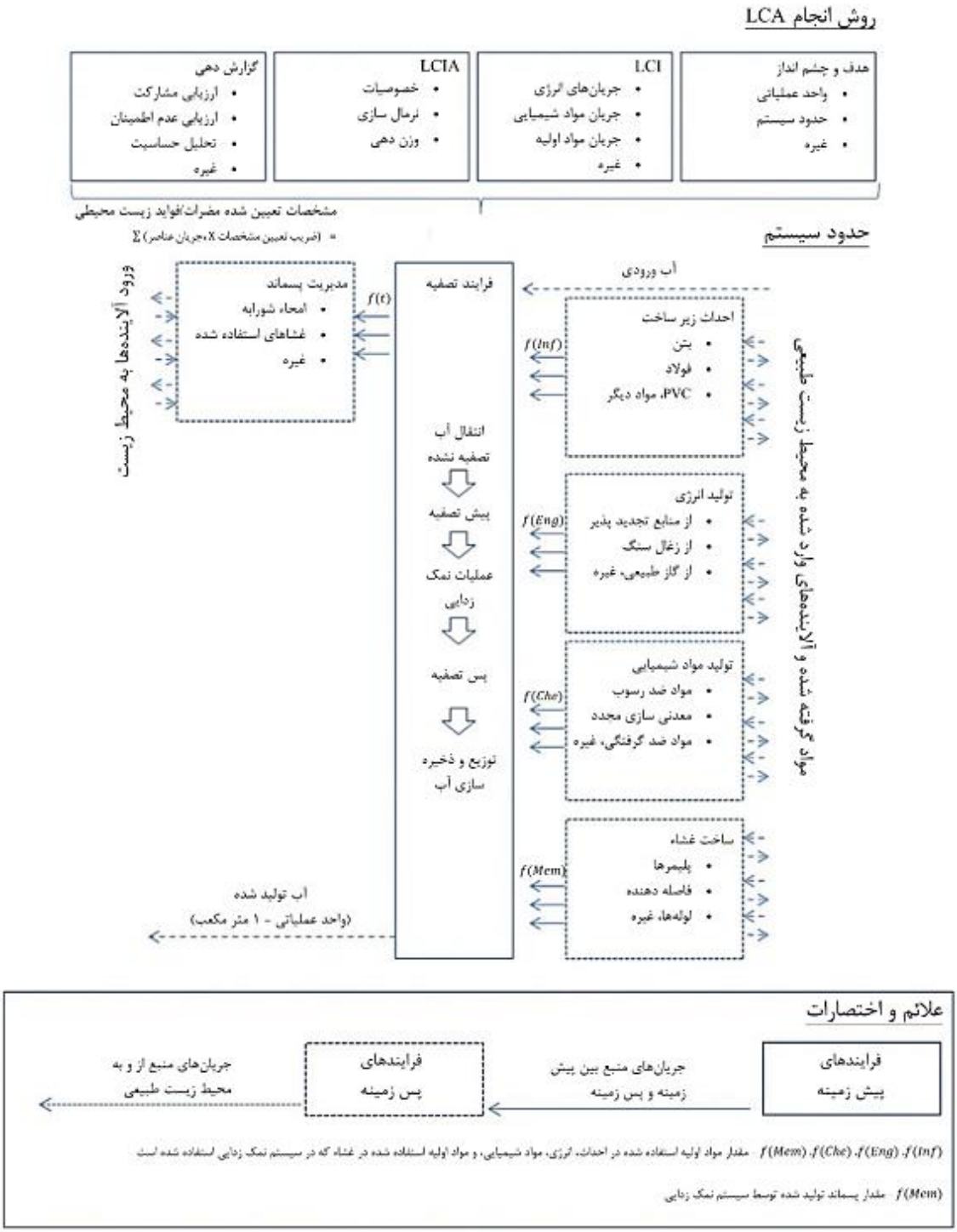
[1] Life Cycle Assessment

نظر گرفته می‌شود. انتخاب حدود فرایندها و فعالیت‌های داخل مطالعه LCA را مشخص می‌کند. مشخص کردن حدود سیستم اغلب توسط عواملی نظیر هدف تحقیق، ناحیه جغرافیایی تحت تاثیر، افق زمانی مربوطه و غیره مشخص می‌شود (Reap *et al.*, 2008).

تحلیل "فهرست چرخه عمر" (LCI) که مرحله دوم از کار است، روشی برای ارزیابی مصرف منابع، مقادیر پسماند و آلاینده‌های تولید شده در طی و یا مرتبط با چرخه عمر یک محصول می‌باشد(Rebitzer *et al.*, 2004).

مرحله سوم، ارزیابی اثرات مخرب زیست محیطی در چرخه عمر (LCIA) متشکل است از تعین مشخصات، نرمال سازی و وزن دهی اثرات مخرب زیست محیطی. تعیین مشخصات گامی اجباری است: گرچه، دو گام دیگر اختیاری می‌باشند. گام تعیین مشخصات به ارزیابی اثرات زیست محیطی بر حسب چندین گروه از اثرات زیست محیطی (مانند مصرف آب، تغییرات اقلیمی، تنش سمی‌زایی، کاربری زمین، غیره) و در برخی موارد، به شکلی تجمعی (مانند سال‌های از دست رفته از عمر انسان ناشی از اثرات سرطان زایی و غیره) می‌پردازد (Rebitzer *et al.*, 2004).

بعد از مرحله ارزیابی اثرات زیست محیطی، گزارش دهی در مرحله چهارم به LCA این اجازه را می‌دهد تا تصمیم گیرندگان را از طریق فراهم کردن درکی بهتر از عدم قطعیت‌ها و فرضیات راهنمایی کند. استاندارد ISO 14044 پیشنهاد می‌کند تا چندین بررسی برای مشخص کردن سطح اطمینان نتایج نهایی انجام شود که شامل تحلیل مشارکت، تحلیل عدم قطعیت، تحلیل حساسیت و غیره می‌شود.



شکل (۳-۵) روش استفاده شده برای ارزیابی اثرات محتمل نمک زدایی (Zhou, Chang and Fane, 2014).

◘ نتایج اصلی حاصل شده از مطالعات LCA نمک زدایی

فناوری RO کمترین آلودگی را در نمک زدایی حاصل می‌کند و بار زیست محیطی کـه وارد مـی‌کنـد یک دهم کارخانه‌های حرارتی (MSF و MED) است که با دیگ‌های بخار معمول کار می‌کنند (بـازده ۹۰٪).

تمامی فناوری‌های نمک زدایی انرژی زیادی مصرف می‌کنند، و از این رو، در طول مرحله عملیاتی، بار زیست محیطی خیلی بیشتری از مرحله احداث کارخانه دارند. در واقع، بیش از ۹۰٪ از انرژی مصرفی در مرحله عملیاتی از چرخه عمر مصرف می‌شود.

یکپارچگی مناسب نمک زدایی حرارتی با سیستم‌های تولید انرژی (نیروگاه‌های تولیـد بـرق معمـولی، سیکل ترکیبی، نیروگاه‌های هیبریدی، حرارت باقیمانده و غیره) اجازه کاهش چشمگیر بارهای زیسـت محیطی را فراهم می‌کند (حدود ۷۵٪)(Raluy, Serra and Uche, 2005).

در مورد یکپارچه سازی RO، کاهش به صورت متوسط بیشتر از ۳۰٪ است و به فناوری استفاده شـده برای تولید برق بستگی دارد (تولید همزمان، موتور احتراق داخلی، یا سـیکل ترکیبـی). آلاینـده‌هـای عمده هوا و سایر نمرات کلی مرتبط با فناوری‌های مختلف نمک زدایی بـه ترتیـب در شـکل (۳-۶) و جدول (۳-۴) آورده شده‌اند.

استفاده از مدل تولید برق عمدتا بر اساس استفاده از انـرژی‌هـای تجدیـد پـذیر بـه جـای اسـتفاده از سوخت‌های فسیلی در تمامی انواع فناوری‌های نمک زدایی اجازه می‌دهد تا حدود ۸۰-۸۵٪ از مصرف سوخت فسیلی کاهش پیدا کند.

۳-۲-۸- جمع بندی

نمک زدایی به عنوان یک روش تصفیه آب شناخته شده است که از نظر "شیمیایی، مصرف انرژی، و عملیاتی" پر مصرف است، پس هزینه‌ها نیز در کنار اثرات زیست محیطی مانعی در برابر استفاده گسترده از فناوری‌های نمک زدایی در حال حاضر است. مهم‌ترین اثرات مخرب کارخانه‌های RO و MSF بر محیط زیست دریایی در جدول (۳-۵) آورده شده است.

براساس تحلیل ما، طبقه بندی آلاینده‌ها را می‌توان برای نمایش توانایی مضر بودن آن‌ها در فرایندهای نمک زدایی مختلف انجام داد (جدول (۳-۶)). طبقه بندی نتایج حاصل شده در مورد سمیت، دوزهای استفاده شده، تجزیه پذیری، و ارتباط فرایند را به شمار می‌آورد.

در نتیجه اشاره به این موضوع حائز اهمیت است که تلاش‌های بیشتر برای کاهش و یا توقف تخلیه آلاینده‌های طبقه بندی شده تحت عنوان "بحرانی" و "خیلی بحرانی" باید صورت گیرد.

شکل (۳-۶) آلاینده‌های هوا برای MSF و MED و تنظیم بندی‌های مختلف RO(Zhou, Chang and Fane, 2014).

g SO_x/m^3	g NMVOC/m^3	g NO_x/m^3	Kg CO_2/m^3 آب تولید شده	
۲۸/۰۱	۸/۲۰	۲۸/۳۰	۲۳/۴۱	MSF (TC-CB-EM)
۱۱/۳۴	۳/۱۳	۱۰/۸۸	۹/۴۱	MSF (CCC-EM)
۱۴/۹۶	۱/۲۷	۴/۴۶	۱/۹۸	MSF (TC-CB-EM)
۲۶/۳۱	۶/۱۰	۲۱/۴۳	۱۸/۰۵	MED (TC-EM)
۱۵/۷۴	۲/۲۵	۸/۱۶	۷/۰۱	MED (CCC-EM)
۱۹/۵۹	۰/۶۲	۲/۵۳	۱/۱۹	MED (DWH-EM)
۱۱/۱۳	۱/۱۵	۴/۰۵	۱/۷۸	RO (EM, 4 kWh/m^3)
۳/۲۵	۰/۹۳	۳/۳۸	۲/۷۹	RO (SC)
۲/۸۶	۰/۶۵	۲/۶۱	۲/۱۳	RO (ICE)
۲/۷۹	۰/۵۹	۲/۰۵	۱/۷۵	RO (CC)

TC: مصرف حرارتی، CB: دیگ بخار معمولی، CCC: سیکل ترکیبی تولید همزمان؛ DWH: گرمای دور ریز به عنوان نیروی محرکه؛ SC: چرخه بخار؛ ICE: موتور احتراق داخلی؛ CC: سیکل ترکیبی؛ EM: مدل اروپایی

جدول (۳-۴) نمرات کلی برای MSF و MED و یکپارچه سازی RO، ارزیابی شده توسط نشانگرهای مختلف: Eco-Indicator 99، Eco-Points 97، و خط مبنای CML2 2000 (Zhou, Chang and Fane, 2014).

خط مبنای CML 2 ۵-۱۰/hm3	Eco 99 (GPoints/hm3)	EI 99 (MPoints/hm3)	
۴/۴۳	۹/۲۰	۱/۶۲۲	MSF (TC-CB-EM)
۱/۴۵	۳/۷۰	۰/۶۷۰	MSF (CCC-EM)
۱/۵۵	۱/۶۶	۰/۱۰۴	MSF (TC-CB-EM)
۳/۰۸	۷/۴۴	۱/۲۶۹	MED (TC-EM)
۱/۰۴	۳/۲۷	۰/۵۰۷	MED (CCC-EM)
۰/۸۰	۱/۴۸	۰/۰۶۹	MED (DWH-EM)
۱/۳۸	۱/۳۰	۰/۰۸۸	RO (EM.4 kWh/m3)
۰/۴۲	۱/۰۸	۰/۱۹۹	RO (SC)
۰/۳۱	۰/۸۵	۰/۱۵۲	RO (ICE)
۰/۲۶	۰/۷۲	۰/۱۲۶	RO (CC)

این کار را می‌توان با به کارگیری علوم زیست محیطی برای حفاظت از محیط زیست و منابع طبیعی و نیز برای محدود کردن اثرات منفی فعالیت‌های انسانی انجام داد (Latteman, 2010). یک پروژه را باید با توجه به معیار زیست محیطی طراحی و استفاده شود تا از مشکل کمبود آب شیرین به آسیب رساندن به محیط زیست دریایی نرسیده باشیم. نمک زدایی پایدار رویایی خیال پرورانه نبوده و می-توان از طریق فناوری‌های موجود نیز به آن‌ها دست یافت. برای مثال، پروژه‌های نمک زدایی در استرالیا، شامل سیدنی، پِرت، و یا پروژه Gold Coast، معیارهای حفاظت زیست محیطی را رعایت کرده که اینکار باعث تشویق دیگران برای قدم گذاشتن در این مسیر خواهد شد.

از طرف دیگر، جوامع باید این واقعیت را قبول کنند که در آینده، علاوه بر هزینه‌های ساخت و ساز موجود حال حاضر، هزینه‌های آب نیز شامل هزینه‌های دیگری خواهد بود که برای کاهش دادن اثرات زیست محیطی از طریق مطالعات زیست محیطی، فناوری‌های پیشرفته، یا تخمین خسارت صرف خواهد شد.

جدول (۳-۵) اثرات زیست محیطی جریان‌های تخلیه شده از کارخانه‌های RO و MSF (Wang *et al.*, 2007)

ویژگی‌های جریان	ارتباط فرایند	اثرات زیست محیطی
شوری	RO (≈۷۰ mg/L) MSF (<۵۰ mg/L)	می‌تواند مضر باشد: در مقادیر بالا موجب کاهش پویایی و گستردگی زیستی؛ بعد از رقیق سازی اولیه بی خطر است.
دما	MSF (۱۰+ تا ۱۵ °C)	می‌تواند مضر باشد؛ می‌تواند اثر مخرب بر روی گستردگی زیستی داشته باشد؛ در نواحی دور افتاده زیاد مورد توجه نیست.
غلظت	RO (بالاتر) MSF (پایین‌تر)	جریان‌های خارج شده از RO غلیظ تر از آب دریا می‌باشند و از این رو بر گونه‌های موجود در اعماق بیشتر تاثیر گذار است؛ غلظت MSF بستگی با پارامترهای فرایند دارد.
کلر	MSF (تا ۲ mg/L)	در مجاورت نقطه تخلیه سمی به شمار می‌رود؛ اثرات مزمن منفی می‌تواند داشته باشد.
ضد رسوب‌ها	RO (≈۲ mg/L) MSF (≈۲ mg/L)	تجزیه پذیری کم یا متوسط + بار کلی زیاد که می‌تواند منجر به تجمع زیستی، اثرات مزمن و سوء ناشناخته گردد.
منعقد کننده‌ها	RO (۱-۳۰ mg/L)	غیر سمی؛ باعث افزایش کدورت می‌شوند که موجب اختلال در فرایند فتوسنتز می‌گردد: تجمع احتمالی در رسوبات
مواد ضد کف	MSF (۰/۱ mg/L)	غیر سمی؛ تجزیه پذیری مناسب
مس	MSF (۱۵-۱۰۰ mg/L)	سمیت کم-شدت برای اکثر گونه‌ها خطر تجمع و اثرات طولانی مدت؛ تجمع زیستی
سایر فلزات (Fe، Cr، Ni، و Mb)	RO MSF	تنها فلزات کمیاب؛ به صورت جزئی اجزاء آب طبیعی دریا؛ فاقد اثرات طولانی مدت یا سمی (به جز برای Ni در MSF)
محلول‌های تمیز کننده RO	مواد ضد عفونی، مواد شوینده، و مواد کمپلکس ساز	ضد عفونی کننده‌ها در غلظت‌های پایین شدیدا سمی هستند: مواد شوینده با سمیت متوسط؛ مواد کمپلکس کننده خیلی کم تجزیه پذیر
محلول‌های تمیز کاری MSF	ضد خوردگی	سمیت کم؛ تجزیه پذیری پایین

جدول (۳-۶) ضرر رسانی بالقوه آلاینده‌های اصلی در جریان‌های خارج شده از RO و MSF

	MSF	RO
خیلی بحرانی	کلر	
بحرانی	دما، ضد رسوب‌ها، مس، و THMها	شوری، ضد رسوب‌ها، و THMها
کمتر بحرانی	شوری، محلول‌های تمیز کننده، و نیکل	منعقد کننده‌ها
غیر بحرانی	مواد ضد کف و سایر فلزات	دما و فلزات

هزینه تولید آب توسط معیارهای حفاظت زیست محیطی افزایش پیدا خواهد کرد؛ گرچه، همانطور که توسط پروژه‌های ساخته شده در استرالیا نشان داده شده است، راه حل‌های پایدار از نظر اقتصادی به صرفه هستند.

در نهایت، تصمیم گیری در مورد توسعه نمک زدایی از شرایط محلی، شامل نیاز به آب و گزینه‌های موجود دیگر برای نمک زدایی، هزینه‌های پروژه و گزینه‌های دیگر برای تامین مالی، اهمیت اثرات مخرب زیست محیطی، و نیز تعریف ما از اهمیت ناشی می‌شود.

پر واضح است که تمامی مشکلات آبی جهان را نمی‌توان به تنهایی از طریق نمک زدایی حل کرد. با این وجود، پروژه‌های جدید SWRO گزینه‌های پایدارتری نسبت به سایر روش‌های برای برنامه‌های آبی موجود بوده و می‌تواند فشار را از روی اکوسیستم‌های آب شیرین کمتر کند.

برای تشویق سازندگان به استفاده از روش‌های جدیدی که بیشتر با محیط زیست سازگاری دارند، پروژه‌های تحقیقاتی و اثبات تکنولوژی بیشتری برای کسب تجربه، دانش و اطمینان بیشتر مورد نیاز است. در عین حال، مشوق‌های سیاسی از طریق حمایت‌های سیاسی و مالی باید برای بکارگیری بهترین فناوری موجود به کار گرفته شوند.

۳-۳- مکانیابی آب‌شیرین‌کنهای ساحلی

همانطور که اشاره شده کشورهای خاورمیانه دارای بزرگترین صنایع آب شیرین کن در جهان با ظرفیتی در حدود ۵۱ درصد از ظرفیت جهانی کل هستند، پس از آن آمریکا با ۲۳ درصد و اروپا ۱۰ درصد و آفریقا با ۵ درصد به ترتیب در رده های بعدی قرار دارند. امارات عربی با ۳۵ درصد، عربستان صعودی با ۲۱ درصد، کویت با ۱۱ درصد، قطر ۱ درصد، عمان ۱۱ درصد و بحرین با ۵ درصد بیشترین تولیدکننده آب شیرین در بین کشورهای حوزه خلیج فارس می باشند. بیش از ۱۲۰ کشور در سرتاسر جهان از آب شیرین‌کن‌ها استفاده می‌کنند، که بیش از ۱۵۰۰۰ واحد تصفیه آب با ظرفیتی در حدود ۳۵۰۰۰ مترمکعب در روز را ایجاد کرده اند (مغانی و قاسمی، ۱۳۹۲). با توجه به تاثیرات متعددی که این تاسیسات بر محیط زیست خواهند داشت، کشورها برای حفاظت از محیط زیست انجام مطالعات ارزیابی اثرات زیست محیطی این سامانه ها را در قوانین ملی خود الزام آور کرده اند (Sadhwani et al., 2005). مکانیابی مناطق مناسب جهت ساخت آب شیرین کن های ساحلی اولین قدم برای کاهش اثرات زیست محیطی این تاسیسات می باشد (Abessi et al., 2018). یک واحد آب شیرین کن باید در مکانی استقرار یابد که از جهات مختلف کمترین آسیب را به وجود بیاورد (سپهر و همکاران، ۱۳۹۶). درنتیجه مکانیابی و انتخاب محل مناسب استقرار، یکی از مهمترین تصمیمات در برنامه ریزی یک پروژه آب شیرین کن طلقی می گردد. ازاینرو ضرورت مکانیابی و استقرار آب شیرین کن های ساحلی به منظور کاهش اثرات محیط زیستی همواره توسط آیین نامه های مختلف مورد تاکید قرار گرفته است.

۳-۳-۱- سابقه مطالعات

در زمینه مکانیابی بهینه استقرار تاسیسات آب شیرینکن تاکنون مطالعات علمی محدودی گزارش شده است که در آنها با استفاده از روش های نوین به بررسی مکانهای مناسب در سطح یک منطقه بزرگ پرداخته شده است. از مهمترین آنها میتوان به مطالعات زیر اشاره کرد:

سپهر و همکاران در سال ۱۳۹۶ در پژوهشی شناسایی مکانهای بهینه جهت استقرار واحدهای آب شیرینکن با درنظر گرفتن پهنه های حساس محیط زیستی در مناطق ساحلی استان هرمزگان را مورد مطالعه قرار دادند. پژوهش آنها با هدف مکانیابی مناطق مناسب واحدهای آب شیرینکن با استفاده از تحلیل معیارهای مختلف از طریق سامانه اطلاعات جغرافیایی انجام گرفته است. از پارامترهای تاثیرپذیر در این پژوهش میتوان به درنظرگرفتن مناطق حساس محیط زیست خشکی اعم از مناطق حفاظت شده، پارکهای ملی، خورها و ذخیره گاه های زیست کره، بررسی مناطق حساس ساحلی-دریایی اعم از رودخانه های جاری، علفزارهای دریایی، جلبک زارهای دریایی و جنگل های حرا و ارزیابی زیستمندان اعم از زیستگاه پرندگان، پستانداران دریایی، پستانداران خشکی و لاکپشت های دریایی، بررسی کیفیت آب دریا با شاخص های دما و شوری نیز سایر معیارها اعم از موقعیت تالاب، شیب ساحل، عمق سنجی، مناطق تحت تأثیر سیلاب و محدوده دریا اشاره کرد (سپهر و همکاران، ۱۳۹۶).

در سال ۱۳۹۷ پاک اندیش پژوهشی تحت عنوان مکانیابی تاسیسات آب شیرینکن در سواحل جنوبی استان بوشهر با استفاده از تحلیل سلسله مراتبی و سیستم اطلاعات جغرافیایی انجام داده است. در این پژوهش، پتانسیل سواحل جنوبی استان بوشهر برای استقرار تأسیسات آب شیرینکن مورد ارزیابی قرار گرفته است. در این پژوهش معیارهای مورد بررسی به سه دسته کلی حریمها، دسترسیها و عوامل

طبیعی تقسیم که هر یک از معیارها خود شامل زیر معیارهایی میباشند. این زیرمعیارها عبارتند از پهنه های حساس، فاصله از مناطق حفاظت شده، فاصله از گسل، فاصله از سیل گیر، فاصله از صنایع، دسترسی به خطوط انتقال برق، دسترسی به آبگیرها، دسترسی به جاده، دسترسی به رودخانه، دسترسی به مناطق روستایی و شهری، توپوگرافی، فرسایش خاک، روانگرایی خاک. در این پژوهش تجزیه و تحلیل اطلاعات با کمک تحلیل سلسله مراتبی (AHP) و سیستم اطلاعات جغرافیایی (GIS) انجام شده است (پاک اندیش، ۱۳۹۷).

کر و همکاران در سال ۱۳۹۰ مکانیابی احداث مجتمعهای آب شیرینکن در روستاهای جزیره قشم و اولویت بندی آنها را مورد بررسی قرار دادند. در این پژوهش برای انتخاب مناسبترین محلها برای احداث مجتمع های آب شیرین کن عوامل متعددی همچون فاصله از شبکه اصلی آبرسانی، دسترسی به شبکه انتقال برق و مخابرات، دسترسی به جاده، جنس خاک و زمین شناسی، کیفیت آب دریا، شیب، فاصله از محل مصرف و موجود بودن زمین در نظر گرفته شده است (کر و همکاران، ۱۳۹۰).

ایدین و سرپتاس در سال ۲۰۱۹ پژوهشی با عنوان ارزیابی مکانی مناطق مناسب برای کارخانه های آب شیرینکن خورشیدی برای مناطق ساحلی ترکیه انجام داده اند. در این مطالعه معیارهای محیطی، جمعیتی و اقلیمی ارزیابی شده است، اما معیارهای اقتصادی، الزامات انرژی و عدم قطعیت در نظر گرفته نشده است. آنها با توسعه یک مدل GIS-MCE، شایستگی مناطق ساحلی ترکیه را با در نظر گرفتن شش معیار از قبیل دمای آب دریا، شوری آب دریا، تابش خورشیدی، بارش، جمعیت و قیمت واحد آب ارزیابی کردند (Aydin and Sarptas,2019). در پژوهشی دیگر لیو و همکاران در سال ۲۰۱۳ ارزیابی اثرات زیست محیطی تاسیسات نمک زدایی آب دریا در چارچوب مدیریت یکپارچه ساحلی را مورد بررسی قرار داده اند. این مطالعه با هدف بهبود عملکرد ملاحظات فعلی EIA جهت

ارزیابی اثرات زیست محیطی در چارچوب مدیریت یکپارچه ساحلی ICM انجام شده است. در این پژوهش گزارشهای ارزیابی زیست محیطی آب شیرینکنهای دریایی و راهنمای برنامه محیط زیست ملل متحد UNEP جهت تجزیه و تحلیل جمع آوری شد. به طور کل این مطالعه شامل توصیه هایی برای بهبود گزارش های زیست محیطی آب شیرینکنهای دریایی میباشد (Liu et al., 2013).

تسیورتیس در سال ۲۰۰۸ در پژوهشی معیارها و روشهای انتخاب مکان مناسب برای کارخانه نمکزدایی را مورد بررسی قرار داد. از آنجایی که مکانیابی آب شیرینکن ها از مراحل ضروری قبل از طراحی این تاسیسات میباشد در این پژوهش به بررسی شرایط کلی این محل متشکل از بخشهای خشکی و دریایی پرداخته شده است. وی با در نظر گرفتن مسائل زیست محیطی، اجتماعی و اقتصادی رویکردی منطقی برای انتخاب محل مناسب جهت احداث آب شیرینکنها ارائه کرده است، بنابراین محل انتخاب شده باید معیارهای فنی را برآورده کند و نگرانی های زیست محیطی، اجتماعی و اقتصادی در نظر گرفته شود (Tsiourtis, 2008).

ال سالیبی و همکاران در سال ۲۰۰۸ به بررسی کارخانه های نمکزدایی در استرالیا پرداختند. در این پژوهش موضوعات اصلی در رابطه با پروژه های آب شیرینکن، وضعیت فعلی و آینده آب شیرینکنها در استرالیا و جزئیات دو پروژه کارخانه آب شیرینکن در سیدنی و پرث بررسی شده است. همچنین در این مطالعه جریانهای اقیانوسی، دمای آب دریا و شوری از جمله شاخصهای مهم در ارزیابی امکانسنجی تاسیسات آب شیرینکن ها شناخته شده اند. استقرار آب شیرینکنها تاثیرات زیست محیطی مانند تهدید احتمالی گیاهان و جانوران محلی، فرسایش، آلودگی صوتی، اختلال زیست محیطی در محیط دریایی و اختلال در زیستگاه خشکی در پی خواهد داشت. همچنین پیشنهاد شده

است برای کاهش هزینه های اضافی در ساخت و نگه داری خط لوله، سایت کارخانه آب شیرینکن در نزدیکی به زیرساخت های آب رسانی قرار بگیرد (El Saliby et al.,2008).

صدخانی و همکاران در سال ۲۰۰۵ در مطالعهای به بررسی اثرات زیست محیطی آب شیرینکنهای دریایی پرداختند. در این پژوهش، آنها مشکلات زیست محیطی آب شیرینکنهای اسمز معکوس دریایی، با تمرکز بر برخی مطالعات موردی واقع در جزایر قناری، و تأثیرات عمده آنها را شناسایی و بررسی کردند. بر اساس این مطالعه، صنایع آب شیرینکن تاثیراتی مستقیم و یا غیر مستقیم بر محیط زیست مانند؛ افزایش مصرف انرژی، افزایش گازهای گلخانه ای و گرم تر شدن زمین، تاثیر بر محیط زیست دریایی بر اثر تخلیه پساب شور، آلودگی صوتی، اثرات نامطلوب بر کاربری اراضی و تاثیر بر آبخوانها در پی خواهد داشت (Sadhwani et al., 2005).

هاپنر و ویندلبرگ در سال ۱۹۹۷ در پژوهشی عناصر مطالعات اثرات زیست محیطی بر آبشیرینکنهای ساحلی را مورد بررسی قرار دادند. در این مقاله، هدف بررسی اثرات زیست محیطی حاصل از تاسیسات آب شیرینکن در اکوسیستمهای منطقه ساحلی و ارائه یک چارچوب کلی در مطالعات ارزیابی بوده است. آنها زیستگاه های دریایی جهانی را با توجه به حساسیت آنها نسبت به تأثیر از آب شیرین کن ها به ۱۵ دسته تقسیم بندی کردند که شامل سواحل اقیانوسی با انرژی بالا، سواحل صخره-ای یا شنی، با جریان موازی ساحل، ساحل سنگی، خط ساحلی کم شیب، ساحل جزر و مدی با انرژی بالا، مصب رودخانه ها و خورها، ساحل شنی با انرژی کم یا ساحل حاوی گل و لای، شوره زار، آبدره یا فیوردها، خلیج کم عمق و تالاب نیمه محصور، تشک جلبکی، خلیج جلبکی و کم عمق، صخره های مرجانی، مرداب نمکی و مانگال (جنگل های حرا) می باشد (Hopner and windelberg, 1996).

جدول (۳-۷) حساسیت زیستگاه‌های دریایی در مکانیابی آب شیرین‌کن ساحلی

درجه حساسیت	نوع زیستگاه
۱	سواحل اقیانوسی پرانرژی[1]، سواحل صخره ای و سنگی با جریانات موازی ساحل
۲	سواحل صخره ای در معرض جریان
۳	خطوط ساحلی بالغ (با رسوبات متحرک)
۴	سواحل همراه با جریانات بالاآورنده[2]
۵	سواحل جزو مدی با انرژی بالا
۶	خورها، مصبها و مناطق خور مانند
۷	صخره های تحت و سواحل گلی و ماسه ای با انرژی کم
۸	سواحل تخت سیلابی[3]
۹	آبدره[4]
۱۰	خلیجهای کم عمق و کم انرژی، تالابهای نیمه محصور
۱۱	نواحی تجمع جلبکها (سیانوباکترها)
۱۲	خلیج و نواحی کم عمق تجمع گیاهان آبزی
۱۳	محلهای زندگی آب سنگها
۱۴	باتلاقها و نمکزارها
۱۵	نواحی زندگی مانگروها

۳-۳-۲- بررسی معیارهای موثر در مکانیابی تاسیسات آب‌شیرین‌کن در قوانین سایر کشورها

گسترش روز افزون آلودگی‌ها، هوا، خاک و آب‌های جهان را تحت تاثیر اثرات زیان‌بار قرار داده است و در نتیجه آن تعادل و تناسب محیط زیست برهم خورده است. لذا دولت‌ها، سازمان‌ها و مجامع بین المللی به تدوین و اجرای قوانین و مقرراتی برای جلوگیری از آلودگی و تخریب محیط زیست

[1] High-energy oceanic coast
[2] upwelling
[3] Coastal sabkhas
[4] Fjords

پرداختند. یکی از ابزارهای مهم و اساسی برای دستیابی به اهداف توسعه پایدار، ضرورت انجام مطالعات ارزیابی اثرات زیست محیطی طرح‌های توسعه می‌باشد، به طوری که در سال‌های اخیر با وضع قوانین و مقررات ملی و بین المللی، تهیه گزارشات ارزیابی محیط زیستی برای بسیاری از پروژه‌های عمرانی در عمده کشورهای جهان الزامی شده است. بحث اول در مطالعات ارزیابی زیست محیطی، مکانیابی و نحوه استقرار واحدهای صنعتی یا خدماتی می‌باشد (دبیری و کیانی، ۱۳۸۶). برخی کشورها اعم از ایالات متحده آمریکا، استرالیا، اسپانیا و رژیم اشغالگر قدس به دلیل حضور در مناطق تنش آبی و بهره مندی از منابع بیکران آبهای دریایی، بیش از سایر کشورها به بهره برداری از تأسیسات آب شیرین کن روی آورده‌اند و در این زمینه صاحب فناوری و دانش هستند. ضوابط زیست محیطی در این کشورها بسیار سختگیرانه است که می تواند پایه ای برای تدوین دستورالعمل های مشابه در ایران باشد. در این مقررات به طور کلی بردو جنبه اصلی در صنایع آب شیرین کن تأکید شده است، حفاظت از محیط پذیرنده و کیفیت تخلیه پساب. در این ضوابط، حفظ محیط زیست، هدف اصلی از مطالعات ارزیابی بوده و تأکید شده است که سیستم‌های تخلیه پساب باید به گونه‌ای شورابه را در دریا دفع کنند که حیات جانداران حفظ شده و تنوع زیستی تهدید نشود (وزارت نیرو، ۱۳۹۷).

به این ترتیب در فرایند مکانیابی صنایع نمک زدایی آب دریا، لازم است مجموعه‌ای از معیارها و عوامل تاثیرگذار جهت استقرار این تاسیسات در نظر گرفته شود. در این بخش به بررسی معیارها و قوانین کشورهای مختلف در این رابطه پرداخته می‌شود.

◘ برنامه محیط زیست سازمان ملل متحد[1]

برنامه محیط زیست ملل متحد (UNEP) با صدور دستورالعمل‌ها و بیانیه‌هایی، انجام ارزیابی زیست محیطی اثرات ناشی از اجرای طرح‌های بزرگ را الزامی نموده و ارائه تسهیلات را محدود به طرح‌های دارای گزارش ارزیابی عنوان نموده است (دبیری و کیانی، ۱۳۸۶). UNEP نهادی وابسته به سازمان ملل متحد بوده که در نتیجه کنفرانس محیط زیست انسان در سال ۱۹۷۳ پایه گذاری شده است. برنامه محیط زیست سازمان ملل متحد با همکاری سازمان بهداشت جهانی (WHO) یک راهنمای جامع در ارتباط با نحوه انجام مطالعات ارزیابی اثرات زیست محیطی پروژه‌های آب شیرین‌کن تهیه و منتشر نموده است. این راهنما به طراحان پروژه، مشاوران، تنظیم کننده‌ها و تصمیم‌گیرندگان پروژه-های آب شیرین‌کن کمک می‌کند تا طی روند برشمرده شده کلیه نگرانی‌های زیست محیطی، اجتماعی-اقتصادی و بهداشت عمومی که تحت تاثیر انجام یک پروژه‌ی نمکزدایی به وجود می‌آید، را ارزیابی و به حداقل برسانند. با توجه به تاثیرات گسترده صنایع آب شیرین‌کن بر محیط فیزیکی-شیمیایی و بیولوژیکی، محیطهای اقتصادی-اجتماعی و بهداشت عمومی، در این رهنمود مکانیابی و انتخاب محل مناسب برای جانمایی این تاسیسات جهت به حداقل رساندن تأثیرات منفی آن مورد تاکید قرار گرفته است. فرآیند مکانیابی به طور معمول در مراحل اولیه یک پروژه آب شیرین‌کن انجام شده و منجر به شناسایی چند گزینه مناسب و انتخاب یک مکان ترجیحی می‌شود. انتخاب مکان می تواند در طی یک مطالعه "مقدماتی" EIA به عنوان بخشی از فرآیند غربالگری انجام شود. در این راهنما تاکید شده است که انتخاب مکان استقرار تاسیسات نمکزدایی باید به صورت موردی و طی یک مطالعه دامنه دار انجام شود چراکه تعداد بیشماری از ملاحظات مکانی خاص وجود دارد که با توجه به

[1] United Nations Environment Programme

جنبه‌های عملیاتی ویژه هر تاسیسات انتخاب شده و برای هر منطقه متفاوت از یکدیگر خواهد بود (Lattemann and El-Habr, 2009).

با توجه به این راهنما، برای انتخاب مکان مناسب برای احداث سامانه‌های آب‌شیرین‌کن باید شرایط زیر را در نظر داشت:

۱- شرایط زمین شناسی: تاسیسات آب شیرین‌کن باید از لحاظ زمین شناسی در منطقه پایدار و کم خطر احداث شوند زیرا ساخت و بهره برداری از این تاسیسات بر پایداری خاک و رسوب تأثیر می-گذارد. احداث آب شیرین‌کن‌های ساحلی همچنین تاثیراتی بر توپوگرافی و ژئومورفولوژی (فرسایش یا رسوب) منطقه خواهد داشت که در انتخاب محل مناسب باید مورد توجه قرار گیرد.

۲-منابع طبیعی و بیولوژیکی: کارخانه‌های آب شیرین‌کن باید به منظور کاهش اشغال زمین و جلوگیری از تأثیرگذاری بر مناطق حساس باید در فاصله مناسب از مناطق حساس محیط زیستی، احداث شوند. به این ترتیب باید از احداث تاسیسات آب شیرین‌کن در زیستگاه‌ها و اکوسیستم‌هایی منحصر به فرد مانند ریف‌ها در سواحل شنی، مناطق حفاظت شده در مقیاس جهانی مانند صخره‌های مرجانی یا مانگروها، مناطق با تنوع زیستی مهم و گونه‌های محافظت شده در معرض خطر و نادر، زمین‌های مهم تغذیه یا مناطق تولید مثل برای گونه‌های صنعتی و پرتعداد یا گونه‌های کلیدی خاصی و مناطقی که برای تولید مواد غذایی انسان مهم است پرهیز شود.

۳- شرایط هیدرولوژیکی و اقیانوس‌شناسی: به طورکلی، ساحل‌های صخره ای یا شنی با جریان-های قوی بیش از مکان‌های کم عمق با تبادل آب محدود ترجیح داده می‌شود. شرایط اقیانوس شناسی تعیین کننده شدت اثر این تاسیسات بر اکوسیستم‌های آبی و موجودات دریایی در معرض آلاینده‌ها است.

۴- کیفیت و نزدیکی به آب خام: آبگیری باید در محلی با کیفیت آب مناسب و قابل اطمینان با در نظر گرفتن تغییرات ماهانه، فصلی و سالانه و با حداقل خطر آلودگی انجام گیرد. محل کارخانه آب شیرین‌کن در حالت ایده آل باید نزدیک به محل آبگیری، برای به حداقل رساندن تغییر در کاربری اراضی و احداث خطوط لوله در زیر زمین و جلوگیری از عبور لوله‌ها از زمین‌های کشاورزی، شهرک‌ها و غیره باشد. با این حال اگر در بعضی مواقع ساخت و ساز در ساحل به دلایلی امکانپذیر نباشد این موضوع قابل چشم پوشی است.

۵- نزدیکی به زیرساخت های توزیع آب و مصرف کنندگان: محل استقرار آب شیرین‌کن‌ها باید نزدیک به شبکه‌های توزیع و مصرف کنندگان باشد همچنین، در حین نزدیکی به جوامع اطراف (به عنوان مثال مصرف کنندگان) باید به اثرات چشم انداز، سر و صدا، آلودگی هوا یا سایر نگرانی‌های مربوط به بهداشت محیط توجه شود.

۶- دسترسی به زیرساخت های پشتیبانی: محل استقرار آب شیرین‌کن‌ها باید دسترسی آسان با زیرساخت‌ها اعم از شبکه برق، شبکه راه و ارتباطات داشته باشد. در صورت امکان، کارخانه‌های آب-شیرین‌کن باید در نزدیکی سایر تأسیسات که دارای الزامات مشابه و عواقب مشابهی هستند قرار گیرد. احداث این کارخانه‌ها در مناطق صنعتی بنحوی که بتواند از زیرساخت‌های موجود استفاده شود، در جایی که اختلال در دید یا سر و صدا قابل قبول باشد، در جایی که آب‌های دریایی برای مصارف صنعتی طبقه‌بندی شده اند و دسترسی مناسب به سیستم‌های آبگیری و تخلیه پساب فراهم شده است، پیشنهاد می‌گردد.

۷- فاصله با سایر کاربری ها و فعالیت ها: احداث آب شیرین‌کن‌های ساحلی تاثیرات منفی بر مناطق تفریحی و گردشگری خواهند داشت. علاوه بر این، این تاسیسات ممکن است دسترسی به

سواحل، مسیرهای پیاده روی، مکان های ماهیگیری و غیره را محدود کنند. محل استقرار آب شیرین‌کن‌ها نباید هیچگونه تضاد و یا تداخل با سایر کاربری ها و فعالیت های موجود یا برنامه ریزی شده، به ویژه مصارف تفریحی و تجاری، حمل و نقل یا اقدامات حفاظت از محیط زیست، داشته باشد. سازه‌های دریایی این تاسیسات، مانند آبگیرها یا تخلیه کننده‌ها می‌توانند در ناوبری، دسترسی به بندرگاه‌ها یا فعالیت‌های دیگری مانند ماهیگیری و پرورش آبزیان اختلال ایجاد کنند. بنابراین فاصله مناسب از این مناطق باید در نظر گرفته شود. این تاسیسات، می تواند قیمت زمین یا ارزش مالی زمین‌های مسکونی مجاور را کاهش دهد. لذا برای انتخاب مکان مناسب جهت احداث این تاسیسات باید این معیار نیز در نظر گرفته شود.

یک کارخانه آب شیرین‌کن بر هوا، آب، خاک، رسوبات و موجودات زنده اثر می‌گذارد و همچنین تاثیرات بصری در محل پروژه و اطراف آن را در پی خواهد داشت. ارزیابی اثرات محیط زیستی می تواند تأثیرات مثبت یک پروژه آب شیرین‌کن را به حداکثر ممکن و تأثیرات منفی مربوط به پروژه را به حداقل برساند. از اینرو مطالعات EIA مستلزم بررسی وضعیت محیط زیست، شرایط اقتصادی - اجتماعی و بهداشت عمومی منطقه متاثر قبل و بعد از فرایند ساخت و ساز است (Lattemann and El-Habr,2009). در بررسی وضعیت محیط زیست منطقه لازم است جنبه‌هایی مانند گیاهان و جانوران، از جمله گونه های نادر و در معرض خطر، زیستگاه‌های حساس، گونه‌هایی با ارزش، گونه‌های بیگانه و غیره مورد ارزیابی قرار گیرد. این بخش دربرگیرنده جنبه‌هایی مانند زمین شناسی، توپوگرافی، آب و هوا، هواشناسی، کیفیت هوای محیط، کیفیت آب و سطح زمین، هیدرولوژی، کیفیت محیط زیست ساحلی و دریایی، منابع موجود در انتشار گازهای گلخانه ای، خاک و آب، پخش سطح سر و صدا و غیره نیز می باشد. در بررسی شرایط اجتماعی-اقتصادی و فرهنگی جنبه هایی مانند

تغییرات جمعیتی، کاربری اراضی، فعالیت‌های توسعه یافته برنامه ریزی شده، وضعیت برنامه های موجود برای مدیریت منابع آب (حفاظت و استفاده مجدد)، ساختار جامعه، اشتغال، خدمات تفریحی، ویژگی‌های فرهنگی، قبیله ای و بومی، آداب و رسوم، نگرش و غیره می‌بایست مورد بررسی و ارزیابی قرار بگیرد. در بحث تاثیر پروژه بر بهداشت عمومی، پیامدهای ناشی از ساخت این پروژه بر شاخص-های بهداشتی مانند جمعیت، مرگ و میر، صدمات، تصادفات و غیره و همچنین شاخص‌های اقتصادی و اجتماعی مرتبط با کیفیت زندگی مورد بررسی قرار می‌گیرد.

◘ قوانین ایالات متحده آمریکا

قوانین موجود در ایالات متحده آمریکا در دو بخش دولت مرکزی و ایالتی ارائه شده است. قوانین ایالتی شامل قوانین ایالت کالیفرنیا، ایالت تگزاس و ایالت فلوریدا می‌باشد. بر اساس قوانین دولت مرکزی نیز احداث سامانه های آب شیرین‌کن ملزم به رعایت قانون آب پاک، قانون آب آشامیدنی سالم، قانون بازیافت و حفاظت منابع، قانون گونه های در معرض خطر و قانون تاسیسات نمک زدا می-باشد. قانون آب پاک زیربنای حفظ کیفیت منابع آب سطحی در ایالات متحده به حساب می‌آید. این قانون، سعی در کاهش تخلیه مستقیم آلاینده‌ها در منابع آب، تأمین بودجه احداث تصفیه خانه‌های فاضلاب شهری و مدیریت رواناب های آلوده دارد. همچنین این قانون، بهره برداران از سامانه‌های آب شیرین‌کن را ملزم به کاهش اثرات منفی ناشی از تخلیه پساب‌های گرم به آب های پذیرنده کرده است. قانون آب آشامیدنی سالم، قانونی برای افزایش سلامت آب آشامیدنی در کشور امریکا است و در مورد سامانه‌های آب شیرین‌کن که آب شور یا لب شور را برای مصرف عموم تصفیه می‌کنند و نیز در مورد تخلیه پساب آن‌ها به منابع آبی که ممکن است توسط مردم مورد استفاده شرب قرار گیرند، قابل اعمال است. قانون بازیافت و حفاظت منابع، در سامانه‌های آب شیرین‌کن برای دفع و تخلیه پسماندهای جامد

به آب های پذیرنده اعم از نمک و لجن قابل استفاده است. همچنین قانون گونه‌های در معرض خطر، برنامه ای برای حفاظت گونه‌های گیاهی و جانوری در معرض خطر و زیستگاه های آنها میباشد. بر این اساس بهره برداران سامانه های آب شیرین کن، در صورتیکه عملکرد آنها برای گونه های در معرض خطر آسیب زا باشد، می بایست استراتژی‌های لازم محافظت از گونه های بیولوژیکی را مدنظر قرار دهند. سازمان تصمیم گیرنده در زمینه ارائه مجوز لازم جهت مکانیابی تاسیسات، سازمان مهندسین ارتش آمریکا (USACE)[1] می‌باشد (وزارت نیرو ۱۳۹۷). لازم به ذکر است که هیچ یک از ایالت‌ها حتی در حال حاضر نیز دارای الزام قانونی یا مقررات مختص پروژه های آب شیرین‌کن نیستند. قانونگذاران ایالتی، مجوزهای مربوط به پروژه های آب شیرین‌کن را بر اساس تجربیات پروژه‌های مشابه در گذشته صادر می‌کنند. سیستم قانونگذاری و نظارتی کالیفرنیا که اختیارات لازم را در مورد تصمیم‌گیری درباره طراحی و توسعه و اجرای آب شیرین‌کن ها دارد، دارای ساختاری پیچیده است. برای صدور تمامی مجوزهای لازم احداث آب شیرین‌کن، واحدها و گروه های مختلفی اظهار نظر می‌کنند و انواع مختلفی از تاییدیه های محلی ممکن است لازم باشد که بسته به شرایط خاص هر پروژه تفاوت خواهد داشت. قانون سواحل کالیفرنیا (CCA)[2] دارای بخش‌هایی است که به طور ویژه به آب شیرین‌کن‌ها می‌پردازد و موارد قانونی، ملاحظات زیست محیطی، کاهش عوارض منفی، حفظ منابع دریایی و مناطق ساحلی، امکان سنجی، توسعه و شرایط اقتصادی و اجتماعی را مدنظر قرار می‌دهد. یک سامانه آب شیرین‌کن باید از لحاظ اقتصادی و محیط زیستی به عنوان بخشی از یک مجموعه متوازن آب در نظر گرفته شود تا به تامین نیاز آب موجود و آینده موجود در کالیفرنیا کمک کند. کمیسیون سواحل کالیفرنیا (CCC)[3]

[1] U.S. Army Corps of Engineers
[2] The California Coastal Act
[3] California Coastal Commission

یک واحد نیمه قضایی ایالتی است که مسئولیت نظارت بر کاربری اراضی و دسترسی عمومی مناطق ساحلی کالیفرنیا تا فاصله ۵ مایلی (۸ کیلومتری) از خط ساحلی را دارد. آب شیرین کن‌های موجود در ایالت تگزاس عموما درون سرزمینی هستند و از آب‌های زیرزمینی تغذیه می‌شوند. امکان سنجی ایجاد آب شیرین‌کن‌های دریایی توسط کمیته توسعه آب تگزاس بررسی می‌شود. از طرف دیگر سازمان حفاظت محیط زیست فلوریدا (FDEP)[1] جایگاه قانونی بر تعیین ضوابط سامانه های آب شیرین کن این ایالت دارد. به طور کلی می توان گفت که قانونگذاران ایالت فلوریدا مسیری را برای حمایت و تشویق استفاده از آب شیرین‌کن‌ها به عنوان روشی جایگزین برای تامین آب تعیین کرده اند. برای مثال برخلاف آنچه درکالیفرنیا وجود دارد، صدور مجوز تخلیه پساب در گرو سایر تاییدیه‌ها یا مجوز از سازمان‌های دیگر نمی‌ماند و روند کارها تسهیل شده است.

- **راهنمای فنی ارتش ایالات متحده برای آبشیرین کنها**

ارتش ایالات متحده در سال ۱۹۸۶ در غالب یک گزارش جامع فنی در ارتباط با آب شیرین‌کن‌ها (Report No: TM 5-813-8)، در نظرگرفتن مجموعه ای از ملاحظات فنی در رابطه با مکانیابی آب شیرینکن‌ها را پیشنهاد نموده است. بر اساس این رهنمود، الزامات مربوط به استقرار تاسیسات نمک زدایی، مختص هر فرآیند و پروژه خاص بوده و باید به صورت موردی مورد مطالعه قرار گیرد. در ارتباط با مکانیابی کارخانه‌های نمک‌زدایی توصیه شده است (USACE, 1986):

نزدیکی به منابع آب خام: جهت به حداقل رساندن خطوط لوله، پمپاژ، هزینه‌های بهره برداری و نگهداری، توصیه شده که تاسیسات نمک‌زدایی در حد امکان در نزدیکی منبع آب خام قرار داشته باشد.

[1] Florida Department of Environmental Protection

فاصله از پایگاه نظامی: جهت ارتقای امنیت تاسیسات نمکزدایی پیشنهاد شده است این محل در نزدیکی و حاشیه یک پایگاه نظامی قرار داشته باشد.

توپوگرافی: توصیه می‌شود توپوگرافی محل استقرار آب شیرین‌کن‌ها به نحوی انتخاب شود که امکان برقراری جریان به صورت ثقلی و گرانشی فراهم باشد.

مساحت مورد نیاز: به طور کلی فضای مورد نیاز برای نمکزدایی بسیار وابسته به تکنولوژی مورد استفاده است. برای فناوری‌های غشایی در مقایسه با فرآیندهای حرارتی فضای کمتری مورد نیاز است. به طور کلی تاسیسات نمکزدایی فضای کمتری از تصفیه خانه‌های متداول آب سطحی با ظرفیت مشابه نیاز دارند.

موقعیت و دسترسی: نیازهای دسترسی به تجهیزات نمک‌زدایی مشابه مواردی است که برای تجهیزات تصفیه آب در نظر گرفته می‌شود. تامین آب خام، تخلیه شورابه، تامین مواد مصرفی و نگهداری از تجهیزات مواردی است که در تامین دسترسی به کارخانه می بایست مورد توجه قرار گیرد. نکته حائز اهمیت در این گزارش آن است که در این راهنما در سال ۱۹۸۶ منتشر شده است و درنظرگرفتن ملاحظات محیط زیستی در مکانیابی این تاسیسات کمتر مورد توجه قرار گرفته است. این موضوع باگذر زمان و احداث ابر پروژه های نمک زدایی آب دریا در مناطق ساحلی به تدریج توجهات بیشتری را به خود جلب نموده است.

- **تجربیات کالیفرنیا در مکانیابی آب شیرین‌کن ها**

در سال ۲۰۱۶ گزارش جامعی توسط سازمان آب غرب[1] ایالات متحده با موضوع تأثیرات دریایی و ساحلی صنایع نمکزدایی در ایالت کالیفرنیا تهیه شده است. این سازمان با مشارکت دانشکده‌ها، کارمندان و دانشجویان موسسه محیط زیست استانفورد وودز و مرکز بیل لین برای غرب آمریکا به دنبال طراحی، توسعه و پیشبرد مدیریت پایدار منابع آب برای مردم و محیط زیست در غرب آمریکا است (Szeptycki et al., 2016). با توجه به وقوع خشکسالی در کالیفرنیا این سازمان به بررسی انواع منابع جایگزین آب و ملاحظات زیست محیطی، اقتصادی و اجتماعی مرتبط با آنها پرداخته است. در نتیجه این مطالعه روش نمکزدایی آب دریا در ایالت کالیفرنیا، به عنوان یک جایگزین بالقوه برای تامین آب شیرین مورد توجه قرار گرفته است.

در این گزارش تاکید شده، نظر به اینکه روند نمک زدایی می‌تواند برای محیط زیست خسارت زا باشد لازم است این تاسیسات در مکان مناسب و با طراحی متناسب احداث گردند. در غیراینصورت تاثیرات نامطلوب زیادی بر اکوسیستم‌های دریایی، زیستگاه‌ها و جوامع ساحلی در پی خواهند داشت. تاسیسات نمک زدایی انرژی زیادی مصرف می‌کنند و پتانسیل بالایی برای انتشار گازهای گلخانه‌ای دارند. با توجه به تعدد پروژه‌های نمکزدایی آب دریا در این ایالت، دولت چارچوبهایی برای نظارت بر صنایع آب شیرین‌کن، در قالب اصلاحیه برنامه کنترل کیفیت آب تهیه کرده است. نکات کاربردی این گزارش در ارتباط با مکانیابی تأسیسات نمکزدایی و تأثیرات آن بر جامعه به این شرح است(Szeptycki et al., 2016). تا به امروز، مکانیابی و طراحی تأسیسات آب شیرین‌کن بر اساس ملاحظات فرصت طلبانه و منافع اقتصادی کوتاه مدت از جمله نزدیکی به منطقه تقاضا و موجود بودن زیرساخت آبگیری و تخلیه هدایت می‌گردید. ازاین‌رو ایجاد یک چهارچوب جامع برای استقرار مناسب

[1] Water in the West

این تاسیسات می‌تواند کمک کند تا در عین پاسخگویی به تقاضای آب، تاثیرات محیط زیستی آن نیز کاهش یابد. برای اینکار توسعه یک پایگاه داده مکانی شامل مناطق و اکوسیستم‌های ساحلی حساس مانند زیستگاه‌های تالابی، جنگل‌های دریایی و .. توصیه شده است. با جمع آوری مجموعه ای از خصوصیات مناطق حساس ساحلی و نقشه برداری از آن‌ها، می‌توان نگرانی‌های مرتبط با محل استقرار، آبگیری و تخلیه را به حداقل رساند. فاکتورهای دیگر اعم از آسیب پذیری بر اثر نوسانات سطح آب، تقاضا و نیاز محلی، عدم اطمینان از وجود سایر منابع تامین آب، زیرساخت‌های موجود و نگرانی‌های جامعه را نیز باید به این ملاحظات افزود. با یک تجزیه و تحلیل مکانی یکپارچه از سواحل به این ترتیب می‌توان مکان‌هایی که تأسیسات نمک‌زدایی کمترین تأثیر را بر محیط‌های ساحلی و دریایی دارند را شناسایی نمود. در این گزارش نمونه‌ای از معیارهای مکانی برای به حداقل رساندن تاثیرات آب شیرین کن ها آورده شده است. این معیارها به سه دسته معیارهای خشکی، دریایی و زیرساخت تقسیم بندی شدند. معیارهای خشکی شامل مناطق با احتمال وقوع سیلاب، پوشش گیاهی، تالاب‌ها و باتلاق های آب شیرین و شور، مناطق توسعه یافته و زمین های کشاورزی همگی با در نظر گرفتن حریم ۰/۵ مایلی (حدود ۸۰۰ متر) بوده و معیارهای دریایی شامل مناطق با اهمیت بیولوژیکی ویژه، مناطق حفاظت شده‌ی دریایی و جنگل‌های دریایی با حریم ۳ مایل (حدود ۴۸۰۰ متر) و نهایتا معیارهای زیرساختی شامل جاده‌ها و مناطق داری امکانات می‌باشند. در جدول ۵ این معیارها به طور خلاصه نشان داده شده اند (Szeptycki et al., 2016).

جدول (۳-۸) نمونه هایی از معیارهای موثر در مکانیابی آب شیرن کن ها در ساحل کالیفرنیا

معیارهای موثر در مکانیابی تاسیسات آب شیرینکنهای ساحلی			محدودیت
۱	معیارهای خشکی	مناطق سیلگیر	شعاع ۰/۵ مایلی (حدود ۸۰۰ متر)
۲		پوشش گیاهی زمین	
۳		تالاب ها	
۴		باتلاق های آب شیرین و شور	
۵		مناطق توسعه یافته	
۶		زمین های کشاورزی	
۷	معیارهای دریایی	مناطق با اهمیت بیولوژیکی ویژه	۳ مایل (حدود ۴۸۰۰ متر)
۸		مناطق حفاظت شده ی دریایی	
۹		جنگل های دریایی	
۱۰	معیارهای زیرساختی	جاده	-
۱۱		مناطق داری امکانات	

۳-۳-۳- مروری بر قوانین و رهنمودها در ایران

نخستین بار در ایران در سال ۱۳۵۴ در آیین‌نامه جلوگیری از آلودگی هوا کمیسیون‌های مجلس های وقت، صدور پروانه تاسیس هر نوع کارخانه و کارگاه و توسعه و تغییر کارخانه‌ها و کارگاه‌های موجود را موکول به رعایت مقررات و ضوابط حفاظت و بهسازی محیط زیست کردند. در این قانون رعایت مقررات و ضوابط زیست محیطی از طریق ارزیابی محل توسعه و استقرار کارخانجات و کارگاه ها به نحوی که کمترین پیامدهای محیط زیستی را به دنبال داشته باشند، مورد تاکید قرار گرفت. همچنین در قانون برنامه سوم توسعه در ماده ۱۰۵ کلیه طرح‌ها و پروژه‌های بزرگ تولیدی و خدماتی، پیش از اجرا و در دو مرحله انجام مطالعات امکان‌سنجی و مکانیابی، بر اساس ضوابط پیشنهادی شورای عالی حفاظت محیط زیست و مصوب هیأت وزیران، موظف به ارزیابی زیست محیطی می باشند و رعایت نتایج ارزیابی توسط آنان الزامی می‌باشد (دبیری و کیانی، ۱۳۸۶). صنایع آب شیرین‌کن با ظرفیت بیش از پنجاه

هزارمترمکعب در روز براساس مصوبه ۱۳۹۵/۱۲/۲۴ شورای عالی حفاظت محیط زیست جزو صنایع یا پروژه های نیازمند به مطالعات اختصاصی ارزیابی اثرات زیست محیطی و ارائه گزارش اجمالی و تفصیلی می‌باشند. ازاین‌رو مطالعات و ارزیابی امکان‌سنجی و مکانیابی قبل از احداث این پروژه‌ها امری ضروری محسوب می گردد. در خصوص مکانیابی واحدهای آب شیرین‌کن، تاکنون قوانین و معیارهای اختصاصی در متن قوانین محیط زیستی ایران تنظیم نشده است. در این بخش قوانین عمومی موجود در سطح ملی تشریح می‌گردد.

◘ سازمان محیط زیست- قوانین، مقررات ضوابط و استانداردهای محیط زیست انسانی

در مجموعه قوانین محیط زیست انسانی ایران، فعالیت‌های صنعتی با توجه به نوع و فرایند تولیدشان، به چهارده دسته مختلف اعم از صنایع، غذایی، نساجی، چرم، سلولزی، فلزی، کانی غیر فلزی، شیمیایی، دارویی، برق الکترونیک، کشاورزی، -ماشین سازی، نوین، نفت و گاز و پتروشیمی و بازیافت تقسیم می‌شوند. هریک از این صنایع بر اساس شدت آلایندگی و مسائل محیط زیستی درگیر خود به هفت رده تقسیم می‌شوند. واحدهای رده ۱ به دلیل عدم ایجاد خسارات جدی، مجاز هستند که در کاربری‌های صنعتی، کارگاهی یا تجاری داخل شهرها و روستاها و یا مکان‌های صنعتی مجاز مجاور شهرها استقرار یابند. واحدهای رده ۲ و ۳ با توجه به ماهیت صنایع و به دلیل وجود پیامدهای زیست محیطی محدود می‌بایست در شهرکها و نواحی صنعتی خارج از محدوده شهرها و روستاها استقرار یابند. واحدهای رده ۴، ۵ و ۶ نیز متناسبا با توجه به عواقب زیست محیطی آشکار مرتبط با آنها، صرفاً مجازند در شهرک‌های و نواحی صنعتی و تحت شرایط ویژه و سخت گیرانه حاکم بر رعایت فاصله از کاربری‌های مختلف استقرار یابند. واحدهای رده ۷ شامل فعالیت‌هایی با بیشترین عوارض محیط زیستی بوده که به علت شدت بالای خسارات می‌بایست خارج از حریم شهرها و روستاها جانمایی شده

و با توجه به فرایند تولید، شرایطی اقلیمی، ظرفیت قابل تحمل محیط زیست، روند توسعه شهری و سایر ملاحظات زیست محیطی و شرایط منطقه به صورت موردی توسط اداره کل حفاظت از محیط زیست استان مورد بررسی کارشناسی قرار گرفته و مجوز استقرار یابند (شاعری و رحمتی، ۱۳۹۱). صنایع آب شیرین‌کن با ظرفیت بیش از پنجاه هزارمترمکعب در روز براساس مصوبه ۱۳۹۵/۱۲/۲۴ شورای عالی حفاظت محیط زیست جزو صنایع یا پروژه‌های رده ۷ بوده و نیازمند به مطالعات اختصاصی ارزیابی اثرات زیست محیطی اجمالی و تفصیلی هستند. به این ترتیب علاوه برآنکه محدودیت های صنایع رده ۶ برای این تاسیسات قابل اعمال بوده (جدول ۱)، به دلیل آنکه این صنایع ملزم به انجام مطالعات ارزیابی اثرات محیط زیستی هستند جایابی آنها نیز مستلزم ارائه گزارش و جلب نظر سازمان محیط زیست می‌باشد. برای استان های شمالی (گلستان، مازندران و گیلان) فواصل محدودیت‌ها متفاوت بوده و به صورت جدول زیر می‌باشد. این معیارها، معیارهای خشکی بوده و می-توانند برای مکانیابی صنایع داخل سرزمینی و تاسیسات ساحلی نمک زدایی آب دریا در خشکی مورد استفاده قرار گیرند. بر طبق ماده ۱۰ مقررات و ضوابط استقرار واحدهای تولیدی، صنعتی و معدنی، استقرار واحدهای آب بر و فاضلاب زا در دشت ها و آبخوانهای ممنوعه و بحرانی کشور که توسط وزارت نیرو اعلام می شود، منوط به اخذ مجوز وزارت نیرو و موافقت سازمان حفاظت محیط زیست می باشد (شاعری و رحمتی، ۱۳۹۱).

جدول (۳-۹) حداقل فواصل مجاز برای استقرار واحدهای خدماتی رده ۷ (شاعری و رحمتی، ۱۳۹۱)

ردیف	فاصله از مراکز مختلف به متر / نوع رده		رده ۶ و ۷
۱	سکونتگاه ها	مرکز استان	۲۵۰۰
۲		مرکز شهرستان	۲۰۰۰
۳		شهر	۲۰۰۰
۴		روستا	۲۰۰۰
۵	مراکز درمانی و آموزشی		۲۰۰۰
۶	مراکز نظامی		۲۰۰۰
۷	پارک ملی-تالاب-دریاچه- اثر طبیعی		۲۰۰۰
۸	پناهگاه حیات وحش-منطقه حفاظت شده		۱۰۰۰
۹	رودخانه دائمی غیر شرب		۵۰۰
۱۰	رودخانه دائمی آب شرب		۷۵۰
۱۱	قنات و چاه آب شرب		۲۵۰

جدول (۳-۱۰) حداقل فواصل مجاز برای استقرار واحدهای خدماتی رده ۷ در استان های شمالی (شاعری و رحمتی، ۱۳۹۱)

ردیف	فاصله از مراکز مختلف به متر / نوع رده		رده ۶ و ۷
۱	سکونتگاه ها	مرکز استان	۲۵۰۰
۲		مرکز شهرستان	۲۰۰۰
۳		شهر	۲۰۰۰
۴		روستا	۱۰۰۰
۵	مراکز درمانی و آموزشی		۱۰۰۰
۶	مراکز نظامی		۷۵۰
۷	پارک ملی-تالاب-دریاچه- اثر طبیعی		۷۵۰
۸	پناهگاه حیات وحش-منطقه حفاظت شده		۷۵۰
۹	رودخانه دائمی غیر شرب		*
۱۰	رودخانه دائمی آب شرب		
۱۱	تالاب، دریاچه		
۱۲	قنات و چاه آب شرب		۲۵۰

* مطابق با دستورالعمل تعیین حریم کیفی آبهای سطحی (موضوع تصویب نامه شماره ۵۸۹۷۷/ت ۲۹۱۰۱ ه مورخ ۸۲/۱۲/۱۸ هیات محترم وزیران)

◘ وزارت نیرو- ضوابط مکانیابی و ارزیابی پیامدهای محیط زیستی سامانه‌های آب شیرینکن

آب شیرین‌کن ها به طور کلی در قوانین ملی کمتر مورد توجه قرار گرفته اند و بیشتر توجه به آنها، پیرامون نقش آنها در تأمین آب بوده است. در این رهنمود تاکید شده است که از دیدگاه مقررات ملی، در قوانین بالادستی جمهوری اسلامی، قوانین مستقیمی در ارتباط با آب شیرین‌کن‌ها و به طور خاص مباحث محیط زیستی مرتبط با آنها دیده نمی‌شود. در بخش‌هایی از این رهنمود، اشاره ای به ضوابط و الزام های بین المللی به ویژه کنوانسیون‌ها و توافق های بین کشوری به بحث گذاشته شده است. در کنوانسیون‌های بین المللی، از جمله کنوانسیون حفاظت از محیط زیست دریای خزر، کنوانسیون حقوق دریا، راپمی، کنوانسیون کویت، لندن، پروتکل حفاظت دریای مدیترانه و ... با تأکید بر کنترل آلودگی، کلیه کشورهای متعهد را موظف به حفظ محیط زیست دریایی می‌داند و از این رو می‌توانند اسنادی تعهد آور باشند و در صورت عدم رعایت توسط یکی از کشورها، کشورهای ذی نغع دیگر می‌توانند ادعای حقوق بین المللی را تقدیم مراجع ذی ربط نمایند. حفظ محیط زیست شکننده دریایی از جمله ریف های مرجانی و اجتماعات گیاهی و جانوری ارزشمند، موضوع توجه این مجامع و معاهدات بین المللی است.

در برنامه مدیریت یکپارچه سواحل و ساماندهی مناطق ساحلی کشور اشاره ای دور به تأسیسات آب شیرین‌کن و لزوم رعایت ضوابط لازم شده است که در قانون برنامه چهارم توسعه و قوانین بعدی می بایست مد نظر قانونگذاران قرارگیرد. در قانون برنامه پنجم توسعه کشور، با تاکید بر مدیریت یکپارچه و توسعه پایدار منابع آب به موضوع حفاظت پایدار از منابع آب و مسائل محیط زیستی مرتبط پرداخته شده است، لکن در این قانون هم آب شیرین‌کن‌ها محور توجه نبوده اند. در برخی ماده های این

قانون، حفظ محیط زیست به طور کلی مورد تأکید قرار گرفته که می تواند مشمول آب شیرین‌کن‌ها هم باشد. قانون برنامه ششم برای اولین بار به صراحت به موضوع آب شیرین‌کن‌ها به عنوان راهکاری برای تأمین آب آشامیدنی می‌پردازد و وزارت نیرو را موظف به در نظر گرفتن تسهیلات لازم برای تأمین، طراحی و ساخت تعداد زیادی آب‌شیرین‌کن و خرید تضمینی آب شیرین و مدیریت هوشمند آن می‌نماید. اما در هیچ یک از برنامه ها و قوانین بالادستی همچنان اشاره مستقیمی به مسائل محیط زیستی آب شیرین‌کن‌ها نشده است. همچنین در بخش‌هایی از رهنمود ذکر شده، قوانین و مقررات کشورهای پیشگام در آب شیرین‌کن، مانند ایالات متحده امریکا، استرالیا، اسپانیا و نیز کشورهای مصرف کننده این فناوری مانند کشورهای جنوبی خلیج فارس مورد بحث قرار گرفته است. در همه این ضوابط، حفظ محیط زیست، هدف اصلی است و لذا در همه جا تأکید می‌شود که سیستم‌های مدیریت پساب باید به گونه ای شورابه را به اقیانوس تخلیه کنند که حیات جانداران حفظ شده و تنوع زیستی تهدید نشود (وزارت نیرو ۱۳۹۷). با این وجود این رهنمود، به ضوابط، قوانین و یا محدودیت‌های کمی لازم برای انتخاب مکان مناسب جهت احداث سامانه‌های آب‌شیرین‌کن، اشاره ی مستقیم نکرده است.

- **سازمان محیط زیست-پهنه بندی اولویتهای استقرار تأسیسات نمکزدایی در استان هرمزگان**

دانشگاه تربیت مدرس در سال ۱۳۹۸ تحت پروژه ای به درخواست سازمان حفاظت محیط زیست ایران، مطالعه ای با موضوع پهنه‌بندی اولویت‌های استقرار تأسیسات نمک‌زدایی از آب دریا در خط ساحلی هرمزگان در خلیج فارس و دریای عمان انجام داده است. در این مطالعه پس از ارزیابی محیط زیست مناطق ساحلی استان هرمزگان از لحاظ فیزیکی، بیولوژیکی، اقتصادی و اجتماعی، به بررسی و

شناسایی معیارها و شاخص‌های موثر بر مکانیابی تاسیسات آب‌شیرین‌کن پرداخته شده است. در این تحقیق بر اساس مطالعات پیشین و تحلیل‌های انجام شده، داده‌های مورد نیاز برای مکان‌یابی استقرار تأسیسات نمک‌زدایی شناسایی و در قالب ۱۸ پارامتر (۱۴ فاکتور و ۴ محدودیت) در چهار گروه اصلی به شرح جدول ۶ دسته بندی گردید.

با تهیه داده‌های مکانی مورد نیاز، عملیات پیش‌پردازش برروی داده‌ها در محیط GIS انجام گرفت. تمامی لایه‌ها به صورت رستری و با مختصات (WGS-1984-UTM-Zone-39N) و اندازه پیکسل ۳۰ متر در محدوده‌ی سواحل استان هرمزگان تهیه و جهت مدل‌سازی و تجزیه و تحلیل مورد استفاده قرار گرفت. جهت تعین محدوده‌های غیرمجاز پس از مشخص شدن معیارهای پروژه، محدودیت‌ها (constraint) به روش بولین (۰ و ۱) مشخص و نقاطی که از نظر شایستگی برای مکان‌یابی و استقرار تأسیسات نمک‌زدایی مناسب نبودند حائز عدد صفر و سایر مناطق عدد یک را به خود اختصاص داده‌اند (دانشگاه تربیت مدرس، ۱۳۹۸). در مرحله بعد استانداردسازی بر اساس میزان مطلوبیت فاکتورهای معرفی شده برای استقرار تأسیسات نمک‌زدایی انجام گرفت. از توابع عضویت فازی (استانداردسازی) در مقیاس بایت (۰ تا ۲۵۵) استفاده شد. عدد ۲۵۵ دارای بالاترین مطلوبیت و عدد صفر فاقد مطلوبیت می‌باشد و طیفی از این مقادیر بین این دو عدد قرار می‌گیرند که هرچه به ۲۵۵ نزدیکتر می‌شود، مطلوبیت افزایش می‌یابد. از توابع مورد استفاده در این پژوهش می‌توان به توابع سیگموئیدی[۱] (S شکل)، خطی[۲] (L شکل) و J شکل[۳] اشاره کرد (دانشگاه تربیت مدرس، ۱۳۹۸).

[4] Sigmoidal
[5] Linear
[6] J-shaped

جدول (۳-۱۱) طبقه بندی معیارهای موثر در مکانیابی تاسیسات آب شیرین‌کن در پروژه هرمزگان (دانشگاه تربیت مدرس، ۱۳۹۸)

معیارهای موثر در مکانیابی تاسیسات آب شیرینکنهای ساحلی			محدودیت
۱	معیارهای مناطق ساحلی	لندفرم‌های مناطق ساحلی	-
۲		پهنه‌بندی بر اساس مواد متشکله	-
۳		شیب مناطق ساحلی	-
۴		فاصله از مناطق شهری	۱۲۰۰ متر
۵		فاصله از مناطق روستایی	۱۰۰۰ متر
۶		فاصله از بلوک های ساختمانی	۱۳۰۰ متر
۷		فاصله از جاده	-
۸		فاصله از رودخانه	۴۰۰ متر
۹		فاصله از خطوط انتقال نیرو	۲۰۰ متر
۱۰		فاصله از مسیل	۷۰۰ متر
۱۱		فاصله از گسل	۱۰۰۰ متر
۱۲		فاصله از خور	۷۰۰۰ متر
۱۳		فاصله از مناطق حساس ساحلی دریایی و مناطق تحت مدیریت سازمان محیطزیست	۷۰۰۰ متر
۱۴		فاصله از ساحل	-
۱۵	معیارهای دریایی	عمق	-
۱۶		حداکثر ارتفاع موج	-
۱۷		حداکثر سرعت باد	-
۱۸		شیب بستر	-
۱۹		سرعت جریان	-
۱۹	معیارهای کیفیت آب	دمای سطح آب	-
۲۰		کلروفیل a	-
۲۲	معیارهای غیرمکانی	فلزات سنگین (Hg، Zn، Cu، Ni، Pb، Cd، Cr)	-
۲۳		آلودگی نفتی (PAHs)	-

در این مطالعه منبعی برای مقادیر محدودیتهای ذکر شده بیان نشده و برخی از دیگر پارامترهای تاثیرگذار در نظر گرفته نشده است. شاید مهمترین نقص این مطالعه را ارجاع رویه معمول برای

مکانیابی در محیطهای خشکی به محیطهای دریایی است. مسائل دریایی معمولا بسیار پیچیده بـود و بالاخص در ارتباط با آب شیرینکنهای ساحلی که آبگیری از دریا در احجام بسیار بالا و تخلیه شـورابه در آن دارند لازم است به صورت موردی و محلی مورد بررسی قرار گیـرد و ارائـه یـک رویـه عمـومی مبتنی بر عکسهای ماهواره ای چندان معمول نیست.

۳-۳-۴- معیارهای پیشنهادی برای مکانیابی آبشیرینکنهای ساحلی

علیرغم مزایای اقتصادی و اجتماعی احداث آب شیرینکن‌ها در مناطق ساحلی، این تاسیسات می‌توانند اختلالات پیوسته ای در اکوسیستم‌های طبیعی منطقه به دنبال داشته باشند. لذا همواره نگرانی‌های عمومی نسبت به تاثیرات منفی این تاسیسات بر محیط زیست وجود خواهد داشت. از مهم‌ترین آن‌ها، تخلیه پساب شور و بعضا گرم این صنایع در محیط دریا است که می‌تواند پیامدهای جدی بر زندگی موجودات دریایی به دنبال داشته باشد. همچنین انتشار انواع آلاینده ها و گازهای گلخانه ای ناشی از مصرف بالای انرژی در این تاسیسات، به دام انداختن رسوبات و موجودات دریایی در فرایند آبگیری، مصرف مواد شیمیایی در فرایند پیش تصفیه و نمک‌زدایی، تولید پسماندهای جامد، ایجاد سر و صدا و نهایتا به هم زدن چشم اندازهای ساحلی از دیگر نگرانی‌های مرتبط با ساخت و بهره برداری از کارخانه‌های نمک زدایی محسوب می‌گردد (Bazargan, 2018). اولین و مهم‌ترین قدم در کمینه سازی این خسارات بی شک مکانیابی مناسب این تاسیسات در فاصله کافی از مناطق حساس و آسیب پذیر است به شکلی که شرایط مناسب هیدرودینامیکی برای آبگیری و تخلیه نیز فراهم گردد.

فرایند مکانیابی یک فرایند تصمیم گیری چند جانبه بوده و مستلزم در نظر گرفتن الگوهای خاص و رعایت اصول و مراحل پیوسته ای است. نوع و هدف از مکانیابی هدایت کننده این فرایند خواهد بود.

روند حاکم بر مکانیابی آب شیرین‌کن‌ها به این ترتیب است که گزینه های منطقی در ساختگاه‌های مختلف انتخاب و پس از بررسی گزینه‌های متفاوت، غربال و گزینه نهایی انتخاب می‌گردد. به طور کلی یک واحد آب شیرین‌کن باید در مکانی استقرار یابد که از جهات مختلف کمترین آسیب را برای محیط زیست به دنبال داشته باشد (سپهر و همکاران، ۱۳۹۶). این موضوع نیازمند به در نظرگرفتن تعداد زیادی از عوامل مختلف است. بررسی ویژگی‌های بیولوژیکی خشکی و دریا از مهمترین این عوامل است. به طور مثال باید از احداث تاسیسات آب شیرین‌کن در مناطق با ارزش محیط زیستی بالا، زیستگاه جانوران و گیاهان خاص، مناطق حفاظت شده سازمان محیط زیست (پارک‌های ملی، آثار طبیعی ملی، پناهگاه حیات وحش) و ... اجتناب گردد. محل مورد نظر لازم است از منظر ویژگی‌های دریایی مانند جریان، جزر و مد، عمق آب، مورفولوژی ساحل و ... مورد بررسی قرار گیرد. در انتخاب محل آبگیری باید به رژیم رسوبات، احتمال وقوع آلودگی نفتی، فاصله از نقاط تخلیه فاضلاب‌های شهری و صنعتی، عمق ساحل و ... توجه شود (Bazargan, 2018). انتخاب بهینه مکان این تاسیسات، باعث کاهش آثار مخرب آن بر محیط زیست، کاهش هزینه های اقتصادی و فرهنگی و اجتماعی مرتبط شده و آب با کیفیت بهتر و هزینه کمتری حاصل خواهد نمود. با توجه به اینکه در قوانین محیط زیستی ایران جهت مکانیابی و استقرار این سامانه‌ها تاکنون قوانینی مجزا بررسی و تنظیم نشده است در این بخش کلیه عوامل تاثیرگذار در مکانیابی بهینه سامانه‌های نمک‌زدایی در مناطق ساحلی کشور تشریح و الزامات و محدودیت‌های آن بیان می‌گردد. عوامل تاثیرگذار خود به دو دسته معیارهای خشکی و دریایی مشابه جدول زیر تقسیم شده اند.

جدول (۳-۱۲) معیارهای موثر در مکانیابی آب شیرینکنهای ساحلی در محیط های خشکی و دریا

	محیط	معیار	زیر معیار
معیارهای موثر در مکانیابی سامانه های آب شیرین کن	خشکی	زیست محیطی	فاصله از مناطق حساس زیست محیطی
			فاصله از تالاب
			فاصله از رودخانه، مصب و خور
		کاربری	فاصله از مناطق روستایی و شهری
			کاربری اراضی و پوشش زمین
			فاصله از مناطق تفریحی و گردشگری
			فاصله از بندرگاه‌ها و مناطق پرورش آبزیان
			فاصله از صنایع خطرزا
		فیزیکی	نوع ساحل
			فاصله از گسل
			لندفرم منطقه
			فاصله از پهنه های سیلابی
		دسترسی	فاصله از ساحل و منبع آب خام
			دسترسی به جاده
			دسترسی به خطوط انتقال برق
			دسترسی به شبکه اصلی آبرسانی
		اجتماعی-اقتصادی-فرهنگی	نگرانی جوامع
			ماهیگیری
			قیمت و موجود بودن زمین
	دریایی	زیست محیطی	فاصله از مناطق حساس زیست محیطی دریایی
		توپوگرافی ساحل	شیب
			عمق
		کیفیت آب	شوری
			دما
			جریان
		دسترسی	فاصله از مسیر حمل و نقل دریایی

۱- فاصله از مناطق حساس زیست محیطی:

فعالیت‌های ساختمانی و عملیاتی در مناطق ساحلی می‌تواند پیامدهای متعددی برای محیط زیست به دنبال داشته باشد. کاهش کیفیت آب و هوا، اختلال در زندگی جانوران و گیاهان و اکوسیستم‌های به هم پیوسته منطقه از جمله این موارد هستند (Bazargan, 2018). در ایران مناطق حساس محیط زیست به چهار دسته مناطق حفاظت شده سازمان محیط زیست، پناهگاه حیات وحش، پارک ملی و اثر طبیعی ملی تقسیم می‌شوند. به منظور کاهش آثار و پیامدهای احداث صنایع آب شیرین‌کن بر این مناطق لازم است در فرایند مکانیابی فواصل مجاز از آن رعایت گردد.

۲- فاصله از تالاب

به مناطق مردابی، اراضی سیاه خیس باتلاقی، دریاچه ها و برکه ها اعم از مصنوعی یا طبیعی، دائم یا موقت که دارای آب ساکن یا جاری، با مزه شیرین، شور یا لب شور بوده و همچنین مناطق ساحلی دریا که هنگام جذر، ارتفاع آب در آن بیشتر از ۶ متر نباشد، تالاب گفته می‌شود (Ramsar Convention, 1971). قرارگیری آب شیرین‌کن‌ها در نزدیکی تالاب‌ها می‌تواند آثار منفی زیان‌باری بر روی آن‌ها داشته باشد. آلودگی آب، هوا و آلودگی‌های صوتی ناشی از این تاسیسات می‌تواند زندگی جانداران منطقه را با مشکل مواجه سازد. لذا لازم است تالاب‌های منطقه شناسایی شده و محل استقرار سامانه ها در فاصله ای ایمن از آن پیش بینی شود.

۳- فاصله از رودخانه، مصب و خور

میزان آبی که توسط رودخانه‌ها به پهنه آبی می‌ریزد از عوامل محدودکننده در انتخاب محل مناسب برای استقرار تاسیسات نمک‌زدائی است. هر چه دبی رودخانه بیشتر به همان میزان احتمال سرازیری گل و لای به دریا و مصب رودخانه در اثر سیلابی شدن بیشتر خواهد بود. این موضوع شرایط

اکولوژیکی لازم برای احداث تاسیسات آبگیری را به شدت محدود می‌سازد. علاوه بر آن عبور رودخانه از مناطق شهری و روستایی، باعث انتقال حجم قابل توجهی از زباله‌ها و آلاینده های شهری و روستایی به دریا خواهد شد.

به محل ورود رودخانه به دریاچه، دریا یا باتلاق، دهانه رود یا مصب گفته می شود. مصب‌ها محل تلاقی آب‌های شیرین و آب‌های شور هستند. خور نیز به توده‌ای نیمه محصور از آب‌های ساحلی در مکانی که آب دریا با آب‌های شیرین مخلوط می‌شود، اطلاق می‌گردد. مدخل‌های قیف مانند در محل ورود رودخانه به دریا، بر اثر بالا آمدن سطح آب دریا یا فرونشینی زمین سیلابی دهانه رود ایجاد می‌گردد. دهانه رودخانه‌ها، مصب‌ها و خورها به دلایل مختلف اعم از کدورت بالا آب و تغییرات فصلی دبی رودخانه برای احداث آب شیرین‌کن مناسب نیستند. رسوبات زیادی در این مناطق وجود دارد که می-تواند باعث آسیب به تاسیسات نمک‌زدایی شود. همچنین از نظر اکولوژیکی این مناطق بسیار فعال بوده و ورود هرگونه آلودگی و اختلاط در نظام محیط زیست آن می تواند بسیار خسارت‌زا باشد. ازاین-رو رعایت حداقل فاصله مناسب از این مناطق مورد تاکید قرار می گیرد (Hopner and windelberg, 1996).

۴- فاصله از مناطق روستایی و شهری

تراکم جمعیت، نزدیکی به مراکز مصرف و نیروی انسانی از جمله مسائل مهم در مکانیابی محل استقرار تاسیسات نمک‌زدائی محسوب می‌گردد. از طرفی بدلیل پیامدهای بعضا نامطلوب فعالیت آب-شیرین‌کن‌ها لازم است حریم مناسب از مراکز جمعتی در نظر گرفته شود. بر اساس ماده ۱ مقررات و ضوابط استقرار واحدهای تولیدی، صنعتی و معدنی، محدوده شهر عبارت از حد کالبدی موجود شهر و توسعه آتی در دوره طرح جامع و تا تهیه طرح مذکور در طرح هادی شهر که ضوابط و مقررات

شهرسازی در آن لازم الاجرا می‌باشد؛ در مقابل حریم شهر عبارت است از قسمتی از اراضی بلافصل پیرامون محدوده شهر که نظارت و کنترل شهرداری در آن ضرورت دارد و از مرز تقسیمات کشوری شهرستان و بخش مربوط تجاوز ننماید. هرگونه استفاده برای احداث ساختمان و تأسیسات در داخل حریم شهر تنها در چارچوب ضوابط و مقررات مصوب طرح های جامع و هادی امکان پذیر بوده و هر گونه ساخت و ساز غیرمجاز در این حریم تخلف محسوب شده و با متخلفین طبق مقررات رفتار خواهد شد. محدوده روستا نیز عبارت است از محدوده ای شامل بافت موجود روستا و گسترش آتی آن در دوره طرح هادی روستایی که با رعایت مصوبات طرح های بالادست تهیه و به تصویب مرجع قانونی مربوطه می رسد. کلیه شهرها، روستاها، شهرک‌های مسکونی و مجتمع های مسکونی که دارای حداقل بیست خانوار ساکن هستند به عنوان سکونت‌گاه به شمار می‌آیند (معاونت محیط زیست انسانی، ۱۳۹۷). بنا به دلایل ایمنی و زیست محیطی، محل کارخانه آب شیرین‌کن لازم است خارج از حریم مناطق شهری یا مسکونی قرار گیرد. به دلیل انتشار بو، ایجاد سرو صدا، آلودگی هوا و دلایل زیبایی شناختی این تاسیسات نباید در داخل یا نزدیکی مناطق مسکونی احداث شوند (Tsiourtis, 2008). محل استقرار آب شیرین‌کنها باید نزدیک به شبکه های توزیع آب بوده و در حین نزدیکی به جوامع انسانی و مصرف کنندگان باید به تاثیر آن بر چشم انداز، سر و صدا، آلودگی هوا و بهداشت محیط توجه شود (Lattemann and El-Habr,2009). لذا لازم است از احداث تاسیسات آب شیرین کن در حریم مناطق شهری و روستایی پرهیز شده و رعایت فاصله مناسب از این مناطق در نظر گرفته شود.

۵- کاربری اراضی و پوشش زمین

کاربری اراضی و پوشش زمین دو عامل محیطی مهم در انتخاب مکان مناسب احداث آب شیرین کن محسوب می‌گردد. کاربری اراضی را می‌توان به عنوان محل قرارگیری فعالیت‌ها و ساختارهای بدنی در

یک منطقه جغرافیایی تعین شده تعریف کرد. نقشه کاربری اراضی در واقع تصویری از نحوه استفاده افراد از زمین بوده و شامل کاربری‌های مسکونی، صنعتی، معدنی، کشاورزی، باغداری، فرودگاه و غیره می‌باشد (Mohamed, 2020). در میان تأثیرات کارخانه‌های آب شیرین کن، مواردی وجود دارد که به مرحله ساخت و ساز محدود می‌شود و مواردی که مربوط به مرحله بهره برداری است. تأثیر احداث پروژه با تغییر کاربری اراضی آغاز شده و مجموعه ای به هم پیوسته از پیامدهای آتی را به دنبال خواهد داشت (Bazargan, 2018).

۶- فاصله از مناطق تفریحی و گردشگری

این معیار شامل در نظرگرفتن سه شاخص حفاظت از منابع تفریحی، چشم اندازها و ایمنی فعالیت‌های دریایی است. در مکانیابی تاسیسات نمک زدایی لازم است تا حد امکان از تأثیر نامطلوب پروژه آب شیرین‌کن بر مناظر فرهنگی و تاریخی، گردشگری محلی و منابع و فعالیت های تفریحی اعم از قایقرانی، موج سواری، شنا و دیگر فعالیت‌های ساحلی اجتناب گردد. از این‌رو رعایت حداقل فاصله مجاز از این مناطق ضروری است (Liu et al., 2013).

۷- فاصله از بندرگاه‌ها و مناطق پرورش آبزیان

تاسیسات دریایی آب شیرین کن از قبیل آبگیر و تخلیه کننده با اختلال در جریانات محلی و انتقال رسوب می‌توانند ناوبری و حمل و نقل دریایی و دسترسی به بندرگاه و دیگر فعالیت‌های مرتبط اعم از ماهیگیری و لایروبی در کانال دسترسی را با مشکل مواجه سازند (The World Bank, 2004). ازاین‌رو لازم است در مکانیابی تاسیسات آب شیرین کن فاصله ایمن از این مناطق رعایت شود.

۸- فاصله از صنایع خطرزا

صنایع خطرزا، صنایع و فعالیتهایی هستند که قابلیت اشتعال، انفجار و انهدام دارند. لوله‌های انتقال نفت و گاز و فعالیت‌های بالادست و پایین دست صنایع پتروشیمی و میعانات گازی در این محدوده دسته بندی می‌شوند (پاک اندیش، ۱۳۹۷). با توجه به حساسیت و اهمیت سامانه‌های آب شیرین‌کن لازم است در فرآیند مکانیابی، فاصله ایمن با صنایع و فعالیت‌های خطرزا در نظر گرفته شود.

۹- نوع ساحل

صنایع ساحلی نمک‌زدایی می‌توانند از منابع مختلف آبی استفاده کنند اما رایج ترین گزینه مصرف آب دریای آزاد است (Lattemann and Hopner, 2008). بررسی دقیق زیستگاه‌های حساس در محدوده‌ای که ساخت تاسیسات آب‌شیرین‌کن در آن مورد نظر است اولین اقدام کاهشی جهت حداقل نمودن خسارت‌های زیست‌محیطی این تاسیسات بر اکوسیستم‌های دریایی محسوب می‌گردد. در نظر گرفتن نوع ساحل نیازمند به بررسی دقیق موقعیت زیستگاه‌های ساحلی و شناخت کلی از میزان حساسیت آنها در امتداد ساحل می‌باشد. Hoper and windelberg (1996) در مطالعات خود، زیستگاه‌های عمومی دریایی را بر اساس میزان حساسیتشان نسبت به آثار زیست محیطی ناشی از احداث آب‌شیرین‌کن‌ها به ۱۵ دسته مجزا تقسیم کرده‌اند. بالارفتن درجه حساسیت بیانگر افزایش میزان حساسیت زیستگاه می‌باشد. در زیستگاه‌هایی با درجه حساسیت کمتر، خسارات زیست‌محیطی ناشی از احداث آب شیرین‌کن‌ها بطور نسبی کمتر بوده و احداث آب شیرینکن‌ها در مجاورت آنها منطقی تر به نظر می‌رسد.

جدول (۳-۱۳) حساسیت زیستگاه‌های دریایی در مکانیابی آب شیرین‌کن ساحلی

درجه حساسیت	نوع زیستگاه
۱	سواحل اقیانوسی پرانرژی[1]، سواحل صخره ای و سنگی با جریانات موازی ساحل
۲	سواحل صخره ای در معرض جریان
۳	خطوط ساحلی بالغ (با رسوبات متحرک)

[1] High-energy oceanic coast

۴	سواحل همراه با جریانات بالاآورنده[1]
۵	سواحل جزو مدی با انرژی بالا
۶	خورها، مصبها و مناطق خور مانند
۷	صخره های تحت و سواحل گلی و ماسه ای با انرژی کم
۸	سواحل تخت سیلابی[2]
۹	آبدره[3]
۱۰	خلیجهای کم عمق و کم انرژی، تالابهای نیمه محصور
۱۱	نواحی تجمع جلبکها (سیانوباکترها)
۱۲	خلیج و نواحی کم عمق تجمع گیاهان آبزی
۱۳	محلهای زندگی آب سنگها
۱۴	باتلاقها و نمکزارها
۱۵	نواحی زندگی مانگروها

۱۰- فاصله از گسل

خطر زمین لرزه به عنوان یک مشکل منطقه‌ای یکی از پارمترهای تاثیرگذار در مکانیابی کارخانه‌های آب‌شیرین‌کن محسوب می‌گردد به ویژه در ایران که جزو مناطق لرزه خیز جهان است. آسیب‌های احتمالی ناشی از زلزله بر تاسیسات آب‌شیرین‌کن اعم از تخریب خطوط لوله آبگیر و تخلیه پساب، سیستم‌های ذخیره، انتقال و توزیع آب شیرین و مشکلات بهداشتی و زیست محیطی ناشی از آن است؛ تصفیه‌خانه‌های آب زیرساخت جوامع شهری محسوب شده و توقف تولید ناشی از خسارات وارده بر اثر زلزله می‌تواند منجر به کمبود آب آشامیدنی در منطقه گردد (The World Bank, 2004). لذا تاکید شده است که این سامانه‌ها در فاصله از مناطق لرزه خیز احداث شده و حداقل مسافت مجاز با گسل های فعال و غیر فعال در آن رعایت گردد.

[1] upwelling
[2] Coastal sabkhas
[3] Fjords

۱۱- لندفرم منطقه

انسان و تمام فعالیت‌هایش اعم از اقتصادی-اجتماعی توسعه‌ای و ... برروی سطح زمین انجام می‌شود و زمین را عوارض و لندفرم‌هایی پوشانده که در بررسیهای ژئومورفولوژی به آن پرداخته می شود. شناخت و مطالعه این عوارض به ویژه در مناطق ساحلی گام نخست در برنامه‌ریزی و مدیریت یکپارچه محیط زیست محسوب می‌گردد. لندفرم‌ها یکی از مهم‌ترین اجزای سازنده چشم اندازها محسوب می گردند. هر عنصری از چشم انداز که از نظر فرم و تغییرات منظم فرم‌ها هماهنگ عمل کند، به عنوان یک لندفرم تعریف می شود. شناخت و مطالعه عوارض منطقه گام نخست در برنامه‌ریزی و مدیریت یکپارچه مناطق ساحلی محسوب می‌گردد. ازاین‌رو لازم است عوارض و لندفرم‌های تشکیل‌دهنده سطح زمین به‌طور علمی شناسایی و طبقه‌بندی گردند (دانشگاه تربیت مدرس، ۱۳۹۸). منطقه مورد مطالعه همچنین لازم است از نظر فرسایش و روانگرایی خاک مورد ارزیابی قرار گیرد. هر چه میزان فرسایش پایین‌تر به همان میزان محل استقرار از پایداری بالاتری برخوردار خواهد بود (پاک اندیش، ۱۳۹۷). روانگرایی بالای خاک خطر نشست محل تأسیسات آب شیرین‌کن را در بلند مدت در پی خواهد و باید حتی الامکان از محل‌هایی با این مشخصات پرهیز گردید (پاک اندیش، ۱۳۹۷).

۱۲- فاصله از پهنه های سیلابی

سیلاب دشت، زمین‌های پست و هموار حاشیه رودها هستند که به محض طغیان آن، سیل آن‌ها را فرا می‌گیرد. چون احتمال آبگرفتگی جدی این نقاط و هم افزایی خطر وجود دارد بنابراین تأسیسات آب شیرین کن بایستی از این مناطق فاصله داشته باشند (پاک اندیش، ۱۳۹۷).

۱۳- فاصله از ساحل و منبع آب خام

منطقه ساحلی به بخشی از خشکی که عمدتاً تحت‌تأثیر دریا قرار دارد و بخشی از دریا که عمدتاً تحت‌تأثیر خشکی قرار دارد، اطلاق می‌شود. از نظر جغرافیایی، ساحل منطقه وسیعی از خشکی و دریا است که در آن، عوامل مختلف خشکی و دریا با یکدیگر در تعامل بوده و شرایطی را ایجاد می‌کنند که با هر یک از مناطق خشکی و دریایی متمایز است (دانشگاه تربیت مدرس، ۱۳۹۸). از دیدگاه حقوقی، اراضی ساحلی در منطقه خلیج فارس و دریای عمان، منطقه‌ای به عرض دو کیلومتر از آخرین حد پیشرفت آب ناشی از بزرگترین مد دریا می‌باشد. این محدوده تا عمق ۶ متری از پایین‌ترین تراز جزر در دریا ادامه خواهد یافت. تأسیسات آب شیرین کن بایستی به محل های تجمع مصرف و سرچشمه آب نزدیک باشند. این امر از لحاظ فنی و اقتصادی مقرون به صرفه می باشد (پاک اندیش، ۱۳۹۷). در عین حال نباید تا حد امکان کاربری اراضی ارزشمند ساحلی از منظر تفریحی و توریستی را تحت تاثیر قرار دهد.

۱۴- دسترسی به جاده

دسترسی مناسب به جاده‌ها و شبکه‌های ارتباطی در امر جابجایی تجهیزات و تأسیسات کارخانه آب-شیرین‌کن و امدادرسانی در مواقع مواجهه با بحران بسیار حیاتی است (پاک اندیش، ۱۳۹۷). در واقع دسترسی آسان و بدون ترافیک به جاده‌ها یک مزیت مهم به حساب می‌آید. موقعیت راه‌ها می‌تواند نقش مهمی در کاهش هزینه‌ها و محدود کردن اثرات زیست‌محیطی در فرآیند ساخت و راه‌اندازی و استقرار تاسیسات نمک‌زدائی داشته باشد (دانشگاه تربیت مدرس، ۱۳۹۸). دسترسی به محل کارخانه آب شیرین‌کن در مراحل ساخت و بهره برداری و نگهداری باید آسان و سریع باشد و به همین دلیل باید در نزدیکی یک شبکه جاده ای موجود قرار داشته باشد.

۱۵- دسترسی به خطوط انتقال برق

کارخانه‌های آب شیرین کن نیاز به منبع انرژی الکتریکی خارجی دارند که می تواند توسط انواع نیروگاه‌های حرارتی یا تجدیدپذیر تولید شود (Sadhwani et al., 2005). از آنجا که فرآیند نمکزدایی نیازمند مصرف انرژی بالاست، توصیه می شود این سامانه در نزدیکی نیروگاه یا خطوط اصلی انرژی قرار داشته باشد. احداث سامانه آب‌شیرین‌کن در مجاورت یک نیروگاه باعث کاهش هزینه منبع انرژی و افزایش قابلیت اطمینان می شود بالاخص که در آب‌شیرین‌کن‌های حرارتی امکان استفاده از حرارت مازاد نیروگاه‌های حرارتی هم وجود دارد (Tsiourtis, 2008). اندرکنش بین تأسیسات برقی و آبی بسیار بالا بوده و وابستگی شدیدی بین تأسیسات آبی و برقی وجود دارد، بنابراین داشتن فاصله مناسب و در عین حال نزدیک مزیت محسوب می‌شود (پاک اندیش، ۱۳۹۷).

۱۶- دسترسی به شبکه اصلی آبرسانی

شبکه آبرسانی شهرها دارای وظایفی هستند که مهم‌ترین آن‌ها تامین آب آشامیدنی مردم شهر، تامین آب مورد نیاز دستگاه‌ها و تاسیسات بهداشتی مثل حمام‌ها، توالت‌ها و غیره، تامین آب مورد نیاز کارخانه‌های کوچک و بزرگ و کارگاه‌های گوناگون، تامین آب لازم برای آبیاری فضاهای سبز و شستشوی خیابان‌ها و تامین آب مورد نیاز سیستم‌های آتش نشانی هنگام آتش سوزی است. اجزای اصلی تشکیل دهنده شبکه آبرسانی شامل مخازن، لوله‌ها، شیرها و پمپ‌ها میباشد و مجموعه ای است وسیع از یک سری لوله که به وسیله اتصالاتی نظیر سه راهی، زانویی، تبدیل و ... به هم متصل می شوند، به طوری که با ورود آب از یک نقطه، از نقاط دیگر، آب قابل برداشت باشد. آب شیرین تولید شده برای انتقال و توزیع باید به شبکه آبرسانی منتقل شود. بنابراین محل سامانه آب‌شیرین‌کن در صورت امکان باید در مجاورت یک شبکه آبرسانی باشد (Tsiourtis, 2008).

۱۷- نگرانی جوامع

احداث سامانه‌های آب شیرین‌کن در منطقه می‌تواند تاثیرات مثبت و منفی زیادی از لحاظ اقتصادی-اجتماعی به دنبال داشته باشد. از تاثیرات مثبت این سامانه می‌توان دسترسی به آب آشامیدنی کافی، ایجاد فرصت‌های شغلی جدید و توسعه صنعتی و توریستی منطقه را نام برد. در مقابل، احداث سامانه-های آب‌شیرین‌کن و نمک‌زدایی از منابع آب شور همواره نگرانی جوامع و فعالان محیط زیست را در پی داشته است. این سامانه‌ها ممکن است به دلیل تصور در دسترس بودن آب باعث تغییر الگوی مصرف و حتی سوءاستفاده جوامع از آب شود. همچنین در دسترس بود آب شیرین در مناطق ساحلی می‌تواند باعث مهاجرت افراد به این مناطق شود. بنابراین، پروژه‌های آب شیرین کن می‌تواند مستقیماً منجر به توسعه منطقه و در نتیجه افزایش مهاجرت و جمعیت به منطقه‌ی آبرسانی و بارگذاری بیش از طرفیت به منطقه شود (The World Bank, 2004). لذا پیشنهاد می‌شود تاثیرات احتمالی اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی بالاخص رشد جمعیت منطقه قبل از احداث بررسی شود.

۱۸- ماهیگیری

احداث و بهره‌برداری از کارخانه نمک زدایی آب دریا ممکن است تأثیر مستقیمی بر اکوسیستم منابع ماهیگیری داشته باشد. آبگیری احجام بالا و تخلیه شورابه در این تاسیسات ممکن است کاهش صید ماهیگیران را در پی داشته باشد. لذا لازم است تاثیرات اقتصادی ناشی از احداث آب‌شیرین‌کن بر صنعت صید ماهیگران ارزیابی شود و راهکارهای جبران خسارت بررسی شود (Liu et al., 2013).

۱۹- قیمت و موجود بودن زمین

به طور کلی مالکیت زمین و ارزش آن‌ها باید بررسی گردد. مناطقی که دارای زمین با مالکین زیاد می‌باشد مناسب نیستند.

۲۰- فاصله از مناطق تاریخی، باستانی و ملی

با توجه به اینکه مکان‌های تاریخی و باستانی، میراث ملی کشور می‌باشند و همواره مورد توجه گردشگران قرار می‌گیرند جهت حفظ این مناطق و آثار، لازم است حریم‌های مجاز رعایت گردد. لذا در استقرار محل سامانه‌های آب‌شیرین‌کن این معیار باید می‌بایست لحاظ گردد.

۲۱- فاصله از مناطق حساس دریایی

رعایت فاصله ایمن از مناطق حساس و ویژه محیط زیستی در جانمایی تاسیسات نمک زدایی امری ضروری و حیاتی تلقی می‌گردد. **ب**سیاری از مناطق ساحلی به دلایل محیط زیستی مانند حفاظت از تالاب ها و یا گیاهان خاص به عنوان مناطق حفاظت شده محیط زیست اعلام شده اند. بنابراین تاسیسات آب شیرین کن نباید در چنین مناطقی قرار داشته باشد و باید در مسافتی ایمن از این مناطق احداث شوند (Tsiourtis, 2008). به طور کل زیستگاه‌های حساس دریایی شامل موارد زیر می‌باشند:

مناطق حفاظت شده در مقیاس جهانی مانند صخره‌های مرجانی یا مانگروها و جنگل‌های دریایی؛

مناطق با تنوع زیستی مهم؛

مناطق زندگی گونه‌های محافظت شده در معرض خطر و نادر؛

زمین های مهم تغذیه یا مناطق تولید مثل گونه های کلیدی خاصی در یک منطقه؛

مناطقی که برای تولید مواد غذایی انسان مهم است.

در نتیجه به منظور کاهش اثرات منفی و جلوگیری از تأثیرگذاری بر مناطق حساس، با به حداقل رساندن طول خط لوله و قرار دادن آن‌ها در زیر زمین، کارخانه‌های آب شیرین‌کن لازم است با فاصله مناسب از مناطق حساس زیست محیطی، احداث شوند (Lattemann and El-Habr,2009). در واقع

توسعه و استقرار کارخانه‌های آب‌شیرین‌کن در مناطق حساس محیط زیستی از جمله جنگل‌های حرا (مانگروها) و تالاب‌ها، مناطق حفاظت شده و حریم آن‌ها مانند پارک‌های دریایی، پارک‌های جزایر ملی و پارک‌های جزایر طبیعی غیر مجاز است. بخشی از این مناطق در ایران، در قالب مناطق چهارگانه حفاظت شده محیط‌زیست ثبت و مابقی به صور محلی و منطقه ای باید مورد بررسی قرار گیرند.

۲۲- توپوگرافی ساحل (شیب و عمق)

توپوگرافی منطقه ساحلی معیاری بسیار مهم در مکانیابی تاسیسات آب شیرین‌کن‌ها است. در مطالعه مکانیابی تاسیسات نمک‌زدایی از میان مشتقات توپوگرافی، شیب از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. شیب بستر تغییرات عمق آب نسبت به فاصله از ساحل تعریف می‌شود (دانشگاه تربیت مدرس، ۱۳۹۸). افزون بر سایر عوامل ژئومورفولوژیک، زاویه شیب نیز در انتخاب مکان بالقوه برای استقرار تاسیسات نمک‌زدائی تاثیر گذار است. شیب‌های نامناسب روند خدمت‌رسانی را دچار اختلال خواهد کرد (دانشگاه تربیت مدرس، ۱۳۹۸). هر چقدر شیب بستر تندتر باشد استقرار تجیهزات دریایی پیچیده‌تر خواهد شد. از طرفی اگر شیب بستر بیش از حد کم باشد، تبادل آب کم و پراکندگی شواربه حاصل به خوبی صورت نمی‌گیرد و آلودگی زمینه ای در منطقه افزایش خواهد یافت. شیب و تراز ارتفاعی منطقه برای مکانیابی باید پایین باشد زیرا تراز بالا از نظر اقتصادی مقرون به صرفه نیست (پاک اندیش، ۱۳۹۷).

۲۳- کیفیت آب (شوری، دما و ...)

به طور کلی محل آبگیری و برداشت آب خام باید از آب‌هایی که در معرض آلودگی‌های انسانی ناشی از تخلیه فاضلاب شهری، صنعتی، حمل و نقل و سایر منابع است فاصله داشته باشد. لذا پیشنهاد می‌گردد تاسیسات آبگیری در فاصله از ساحل در لایه‌های عمیق تر و به دور از منابع آلودگی استقرار

یابد. همچنین لازم است از استقرار تاسیسات آبگیری در مناطق با خطر آلودگی‌های نفتی پرهیز شود چراکه ورود این آلاینده ها به سیستم می تواند تاثیرات مخرب زیادی بر تاسیسات کارخانه های آب-شیرین‌کن به دنبال داشته باشد (Lattemann and Hopner, 2008). فلزات سنگین، اسید، کلر و مواد مغذی موجود در مجاور محل‌های تخلیه فاضلاب و ورود آن به سامانه تأثیرات منفی زیادی بر عملکرد سیستم‌های غشایی به دنبال خواهند داشت. از این‌رو لازم است وجود آلاینده‌های مختلف و منابع آن در محدوده آبگیری مورد بررسی قرار گرفته و حداکثر مقدار مجاز قابل پذیرش آن مشخص گردد (Liu et al., 2013).

از طرفی شوری آب دریا یکی از فاکتورهای تاثیرگذار بر زندگی گونه های دریایی است. بیشتر ارگانیسم های دریایی میتوانند با تغییرات جزئی شوری سازگار شوند و یا تغییرات شدید را در زمان گوتاه تحمل کنند اما تغییرات مداوم شوری برای گونه‌های دریایی کشنده خواهد بود. در نتیجه تخلیه بلند مدت شورابه تولیدی در صنایع آب‌شیرین‌کن میتواند نابودی موجودات و گونه‌های دریایی را به دنبال داشته باشد (Lattemann and Hopner, 2008). در آب‌شیرین‌کن‌های حرارتی، دمای پساب خروجی از دمای محیط دریا بالاتر است و این اختلاف دما می‌تواند بر پراکندگی گونه‌های دریای تاثیر گذاشته و نابودی آن‌ها را سبب شود. افزایش دمای ناشی از تخلیه پساب آب‌شیرین‌کن‌های حرارتی در زمستان می‌تواند مطلوب طلقی شده و باعث افزاش فعالیت بیولوژیکی شود، اما این موضوع در تابستان باعث ایجاد شرایط بحرانی خواهد شد. تأثیرات حرارتی در مناطق گرم همچون خاورمیانه و شمال آفریقا، که در آنجا تغییرات بزرگ سالانه دما یک پدیده طبیعی محسوب می گردد، جزئی خواهد بود (Bazargan, 2018). جهت کاهش تنش‌های حرارتی و رقیق‌سازی پساب خروجی پیشنهاد می‌گردد

کارخانه‌های آب شیرین‌کن در مجاورت نیروگاه‌ها احداث شوند تا این پساب‌ها با آب خنک کننده نیروگاه ها مخلوط و تخلیه گردد (Abessi et al., 2018).

۲۴- جریان‌های اقیانوسی

پمپاژ و تخلیه پساب به صورت طولانی مدت در آب‌های ساحلی و روند نصب زیرساخت‌های ساحلی بر ویژگی‌های جریان‌ها و امواج محلی تأثیر می‌گذارد. تغییر در جریان‌ها ممکن است ایمنی در نزدیکی ساختار ساحلی را کاهش دهد و همچنین بر خط ساحلی تأثیر بگذارد. خطوط لوله و سازه‌های آبگیری می‌توانند جریان را تحت تأثیر قرار داده و باعث پراش[1] امواج اقیانوس شوند. تغییرات در امواج باعث ایجاد اختلال در جریان طبیعی رسوب شده و به طور غیرمستقیم بر روی زیستگاه و ساختار اطراف آن تأثیر می‌گذارد. این تغییرات بر محیط‌های طبیعی احتمالاً تاثیرات منفی خواهد داشت (Liu et al., 2013). به منظور به حداقل رساندن تأثیرات آب‌شیرین‌کن‌ها بر محیط زیست، باید ویژگی‌های اقیانوس شناسی در نظر گرفته شود. علاوه بر این، محل تخلیه باید ظرفیت کافی برای رقیق سازی و پراکندگی شورابه و سایر مواد شیمیایی را داشته باشد. ازاین‌رو بررسی جریان‌ها، جزر و مد، عمق آب و مورفولوژی ساحل نقش مهمی در انتخاب مکان مناسب خواهد داشت. در مکانیابی آب‌شیرین‌کن‌ها بطور کلی خطوط ساحلی صخره ای یا شنی با جریان‌های قوی در مقایسه با سواحل کم عمق و دارای تبادل آب کم ترجیح داده می‌شوند (Bazargan, 2018).

۲۵- فاصله از مسیر حمل و نقل دریایی

قبل از احداث تاسیسات آب شیرین‌کن، لازم است سیستم حمل و نقل دریایی منطقه مورد ارزیابی قرار بگیرد. لنگر انداختن کشتی‌ها و عبور و مرور آن‌ها ممکن است به لوله‌ها و یا تاسیسات آبگیری و

[1] diffraction

تخلیه شورابه در دریا آسیب وارد سازد. در نتیجه، مسیرهای کشتیرانی و حمل و نقل در آب‌های اطراف باید ارزیابی شود (Liu et al., 2013).

◘ محدودیت های موثر در مکانیابی آب شیرین کن های ساحلی

همانطور که اشاره شده در فرآیند مکانیابی محل‌های مناسب جهت احداث آب‌شیرین‌کن‌ها مجموعه‌ای گسترده از معیارها و پارامترهای کمی و کیفی، مورد استفاده قرار می‌گیرد. پس از شناسایی معیارها و اثرات مخرب این سامانه‌ها لازم است محدودیت‌های مشخصی برای هریک از این معیارها در نظر گرفته شود. لذا با توجه به اینکه در قوانین محیط زیست ایران جهت احداث سامانه های آب شیرین کن صراحتا به محدودیت ها و حریم ها اشاره ای نشده است، در این بخش بر اساس مطالعات و قوانین موجود در کشور (به عنوان مثال مقررات و ضوابط استقرار واحدهای تولیدی، صنعتی و معدنی- نیروگاه های تجدیدپذیر) و مطالعات انجام گرفته درسایر کشورها (آب‌شیرین‌کنهای پرث و سیدنی) سعی در تنظیم حریم معیارهای حذفی جهت مکانیابی سامانه های آب‌شیرین‌کن شده است. در جدول (۳-۱۴) معیارهای حذفی و حریم‌های آنها آورده شده است. لازم است حریم ممنوعه این عوارض به عنوان مناطق حذفی در نظر گرفته شده و از محدوده انتخاب حذف شود.

جدول (۳-۱۴) معیارهای حذفی و محدودیت های آنها در مکانیابی آب شیرین کنهای ساحلی

حریم معیارهای مکانیابی محل احداث آب شیرین کن ها		
۱	معیار حذفی	محدودیت
۲	فاصله از مناطق حساس زیست محیطی خشکی	۱۵۰۰ متر
۳	فاصله از تالاب	۱۵۰۰ متر
۴	فاصله از مصب و خور	۱۵۰۰ متر
۵	فاصله از رودخانه	۷۵۰ متر
۶	فاصله از مناطق شهری	۲۰۰۰ متر
۷	فاصله از مناطق روستایی	۱۰۰۰ متر
۸	فاصله از مناطق تفریحی و گردشگری	۵۰۰ متر
۹	فاصله از بندرگاه‌ها و مناطق پرورش آبزیان	۱۵۰۰ متر
۱۰	فاصله از صنایع خطرزا	۵۰۰ متر
۱۱	فاصله از گسل	۱۰۰۰ متر
۱۲	فاصله از پهنه های سیلابی	۳۰۰ متر
۱۳	فاصله از ساحل و منبع آب خام	۱۰۰ متر و بیشتر از ۲۰۰۰ متر
۱۴	دسترسی به جاده	۱۵۰ متر
۱۵	دسترسی به خطوط انتقال برق	۲۰۰ متر
۱۶	فاصله از مناطق حساس زیست محیطی دریایی	۴۸۰۰ متر
۱۷	فاصله از مسیر حمل و نقل دریایی	۱۵۰۰ متر
۱۸	عمق	کمتر از ۱- متر
۱۹	شیب	بیشتر از ۴۵ درصد

◘ معیارهای عملیاتی در مکانیابی آب شیرین کن ساحلی

این معیارها بعد از اعمال معیارهای حذفی، در مرحله‌ی اولویت بندی مکان استقرار مورد استفاده قرار خواهند گرفت. در جدول (۳-۱۵) ، معیارهای عملیاتی موثر جهت مکانیابی آب‌شیرین‌کنهای ساحلی در محیط‌های خشکی و دریا آورده شده است. این دسته از معیارها که در گروه معیارهای حذفی قرار نگرفته اند، معیارهای عملیاتی در انتخاب مکان مناسب جهت استقرار سامانه‌های آب شیرین کن

محسوب می‌گردند که شامل معیار کاربری اراضی و پوشش زمین، نوع ساحل، لندفرم منطقه، دسترسی به شبکه اصلی آبرسانی، نگرانی جوامع محلی، ماهیگیری، قیمت و امکان تملک زمین، شوری، دما؛ مشخصات جریان و امواج در منطقه است. در این حالت بعد از حذف مناطق غیرمجاز در سطح ناحیه مورد بررسی، به منظور اولویت بندی مکانهای باقیمانده در نظر گرفتن این معیارها توصیه می‌شود. در مکانیابی محل‌های مناسب برای استقرار کارخانه های آب شیرین کن حذف مناطق محدودیت دار در خشکی، مرحله نخست و ساده از فرایند مکانیابی تلقی می گردد. مسائل مرتبط در محیطهای دریایی اما بسیار پیچیده تر بوده و ارائه محدودیت برمبنای داده های بدست آمده از عکسهای ماهواره ای و مطالعات میدانی نمی تواند رویه ای همه گیر برای کل سوحل باشد. پروفیل دما و شوری در عمق، شکل و مشخصات جریانات و امواج در زمانهای مختلف در طول سال و سایر ملاحظات اقتصادی و اجتماعی که کمی سازی آن خیلی راحت نیست از جمله مسائلی است که از نظر عملیاتی فرانید مکانیابی را با محدودیت مواجه می سازد. این موضوع در آب شیرین کنهای ساحلی که نیازمند به آبگیری وسیع و پایدار از دریا و تخلیه درازمدت شورابه در آن هستند، تنها با لحاظ نمودن مشخصات هیدرودینامیکی و محیطی زیستی دریا ممکن بوده و لزوم مطالعات میدانی و انجام مدلسازیهای دراز مدت برای مناطق خارج از محدودیهای ذکر شده را ضروری می سازد.

جدول (۳-۱۵) معیارهای عملیاتی موثر در مکانیابی سمانه های آب شیرین کن

معیارهای عملیاتی در مکانیابی محل استقرار آب شیرین کنهای ساحلی									
کاربری اراضی و پوشش زمین	نوع ساحل	لندفرم منطقه	دسترسی به شبکه اصلی آبرسانی	نگرانی جوامع	ماهیگیری	قیمت و موجود بودن زمین	شوری	دما	جریان

۳-۳-۵- جمع بندی و نتیجه گیری

احداث سامانه‌های آب‌شیرین‌کن ساحلی نیازمند مکانیابی و برنامه ریزی‌های کلان از دیدگاه مدیریت منابع دریایی می‌باشد. لذا ضروری است برنامه ریزی مدیریتی منابع آب قبل از شروع به ایجاد هرگونه ساختارهای سازه ای مورد توجه مسئولین کشوری قرار گیرد. همچنین با توجه به اهمیت ممانعت از برهم خوردن تعادل های زیست محیطی، گسترش آلودگی و تخریب سواحل بکر، اثرات بالقوه احداث آب شیرین‌کن‌ها می‌بایست موردتوجه قرار گیرند. این سامانه‌ها دارای مشکلات و اثرات منفی مستقیم و غیرمستقیم نظیر بالا بودن هزینه ها، مصرف انرژی بالا و متصاعد نمودن آلودگی ها می‌باشند. همچنین واقع شدن آن‌ها در کنار دریا که خود سکونت‌گاه لاروها، میکروارگانیسم‌ها و ارگانیسم‌هایی که بسیار آسیب پذیر هستند و نقش کلیدی در اکوسیستم‌های دریایی بازی می‌کنند، موجبات از بین رفتن آن‌ها را فراهم میسازد. همچنین این واحد با انتشار پساب شور غلیظ از خروجی خود و نیز استفاده از انرژی های تجدید ناپذیر موجبات آلودگی محیط پذیرنده و افزایش گازهای گلخانه ای را فراهم می‌نمایند. در نتیجه مکانیابی این پروژه‌ها می‌تواند از این اثرات چشمگیر جلوگیری کند. با توجه به اینکه در قوانین کشور ایران برای استقرار و مکانیابی این سامانه ها قوانین جداگانه‌ای در نظر گرفته نشده است. لذا در این پژوهش سعی شده است عوامل و معیارهای موثر در مکانیابی آب‌شیرین‌کن‌ها شناسایی شود و محدودیت‌ها و حریم‌های مشخصی برای آن‌ها تعریف شود.

بر اساس سابقه مطالعات گذشته، قوانین کشورهای مختلف و نمونه‌های موردی انجام شده، معیارهای موثر در مکانیابی سامانه‌های آب‌شیرین‌کن در محیط‌های خشکی و دریا شناسایی شدند. معیارهای خشکی در پنج دسته معیارهای زیست محیطی، کاربری، فیزیکی، دسترسی و اجتماعی-اقتصادی-فرهنگی و معیارهای محیط دریا در چهار دسته معیارهای زیست محیطی، توپوگرافی ساحل، کیفیت

آب و دسترسی دسته بندی شده اند که هریک شامل زیر معیارهایی می‌باشند. این زیر معیارها عبارتند از: فاصله از مناطق حساس زیست محیطی، فاصله از تالاب، فاصله از رودخانه، مصب و خور، فاصله از مناطق روستایی و شهری، کاربری اراضی و پوشش زمین، فاصله از مناطق تفریحی و گردشگری، فاصله از بندرگاهها و مناطق پرورش آبزیان، فاصله از صنایع خطرزا، نوع ساحل، فاصله از گسل، لندفرم منطقه، فاصله از پهنه‌های سیلابی، فاصله از ساحل و منبع آب خام، دسترسی به جاده، دسترسی به خطوط انتقال برق، دسترسی به شبکه اصلی آبرسانی، نگرانی جوامع، ماهیگیری، قیمت و موجود بودن زمین، فاصله از مناطق حساس زیست محیطی دریایی، شیب، عمق، شوری، دما، جریان و فاصله از مسیر حمل و نقل دریایی. از میان معیارهای شناسایی شده دسته ای از معیارها به عنوان معیارهای حذفی (محدودیت) و دسته ای دیگر به عنوان معیارهای عملیاتی (فاکتور) در نظر گرفته شده‌اند.

علاوه بر این موارد برخی از الزمات عمومی جهت احداث آب شیرین کنهای ساحلی را می توان به شرح زیر برشمرد:

۱- جهت کاهش اثرات منفی آب شیرین کنها لازم است مکانیابی مناسب در محیط خشکی انجام شود.

۲- محل احداث آب‌شیرین‌کنها ساحلی باید در فاصله مناسب از مناطق حساس محیط زیستی یا محافظت شده انتخاب شود.

۳- پیشنهاد می‌شود کارخانه‌های آب‌شیرین‌کن در نزدیکی کاربری‌های مشابه که دارای الزامات مشابه و عواقب مشابهی هستند احداث شوند. به عنوان مثال در مناطق صنعتی، در جایی که اختلال در دید

یا سر و صدا قابل قبول باشد، در جایی که آب‌های دریایی برای مصارف صنعتی طبقه بندی شده انـد، قرار داشته باشند.

۴- لازم است کلیه مقررات محیط زیستی، شهرسـازی و الزامـات و محـدودیت‌هـای قـانونی در محـل انتخابی رعایت شود.

۵- کارخانه‌های آب شیرین‌کن باید به منظور کاهش اشغال زمین و جلوگیری از تأثیرگذاری بر مناطق حساس، با به حداقل رساندن طول خط لوله و قرار دادن آن‌ها در زیرزمین، بدون دسترسی به منـاطق تفریحی یا مناطق حساس از نظر زیست محیطی احدث شوند.

۶- محل استقرار تاسیسات آب‌شیرین‌کن‌ها در نزدیکی نیروگاه‌های تولید انرژی باشد و از منابع انرژی تجدیدپذیر در صورت امکان استفاده شود.

۷- جهت ارتقای امنیت تاسیسات آب‌شیرین‌کن‌ها پیشنهاد می‌شود این محل در نزدیکی و حاشیه مناطق امن از پیش تعیین شده و یا پایگاه نظامی جانمایی شود.

۸- برای احداث و بهره برداری از کارخانه آب‌شیرین‌کن دسترسی کافی به شبکه راه های عمومی لازم است. در نتیجه محل مورد نظر نباید در یک منطقه دور افتاده باشد بلکه باید نزدیک به یک شبکه راه‌ی عمومی باشد.

۹- محل مورد نظر از نظر زمین شناسی و توپوگرافی برای ساخت وساز مناسب باشد.

۱۰- بنا به دلایل ایمنی و زیست محیطی، محل کارخانه آب‌شیرین‌کن لازم است خارج از مناطق ساخته شده یا مناطق مسکونی باشد. به دلایل انتشار بو، ایجاد سرو صدا، آلودگی هوا و دلایل زیبایی شناختی این تاسیسات نباید در مناطق مسکونی احداث شوند.

۱۱- استقرار آب شیرین کن ها به نحوی باشد که ساحل و دریا به عنوان حوزه عمومی باقی بماند.

۱۲- توصیه می‌شود محل استقرار آب‌شیرین‌کن‌ها به نحوی انتخاب شود که توپوگرافی به گونه ای باشد تا جریان به صورت ثقلی و گرانشی باشد

۱۳- نیازهای دسترسی به تجهیزات نمک زدایی مشابه مواردی است که برای تجهیزات تصفیه آب معمولی در نظر گرفته شده است.

۱۴- جهت به حداقل رساندن خط لوله، پمپاژ، هزینه‌های بهره برداری و نگهداری، توصیه می‌شود تاسیسات نمک‌زدایی در حد امکان در نزدیکی منبع آب خام قرار داشته باشد.

۱۵- آب مورد نیاز برای آب‌شیرین‌کن ممکن است از طریق دریای باز یا چاه‌های راش یا گالری‌های نفوذی گرفته شود. به طور کل باید کیفیت آب دریا خوب و یکنواخت باشد.

۱۶- مساحت و شکل محل به گونه‌ای باشد که تاسیسات آبگیری، خطوط لوله دریایی، ایستگاه پمپاژ، سازه‌های اصلی تاسیسات و غیره به طور مناسب و بهینه استقرار یابند.

۱۷- محل عبور خطوط لوله‌های انتقال آب از ایستگاه پمپاژ تا کارخانه پیش تصفیه و محل عبور خطوط لوله‌های انتقال پساب آب شور از ساختمان اسمز معکوس تا منطقه تخلیه باید برای حفاری و نصب خطوط لوله مناسب باشد و بخشی از یک منطقه حفاظت از محیط زیست نباشد.

۱۸- شبکه آبرسانی عمومی باید از ظرفیت لازم (جریان و فشار) برای پذیرش و انتقال آب شیرین برخوردار باشد.

۱۹- باتوجه به اینکه تاسیسات آب شیرین‌کن ها باعث ایجاد سرو صدا می‌شوند. این ویژگی باعث نگرانی جوامع اطراف خواهد شد در نتیجه اقدامات ویژه برای به حداقل رساندن عوارض و خطرات جانبی لازم است انجام شود.

۲۰- احداث آب‌شیرین‌کن مورد پذیرش اجتماعی جوامع همسایه واقع شود.

ملاحظاتی مرتبط با مکانیابی و استقرار آبگیرهای دریایی و سیستمهای تخلیه شورابه از مهمترین معیارهای تعین کننده در مکانیابی آب شیرین کنهای ساحلی محسوب می شوند. این ملاحظات بسیار پیچیده و ارزیابی آن نیاز به بررسی مورد آن در منطقه است. در ادامه در بخشهای مرتبط ملاحظات مرتبط با مکانیابی و استقرار تاسیسات ساحلی و دور از ساحل آبگیر و تخلیه شورابه تشریح خواهد شد.

۳-۴- آبگیری از دریا

اولین مرحله از فرایند شیرین‌سازی آب شور دریا، آبگیری[1] می‌باشد. در فرآیند آبگیری، ابتدا آب شور دریا استخراج و سپس برای تولید آب شیرین به کارخانه نمک زدایی انتقال می‌یابد. آبگیری از دریا معمولا با هدف شیرین سازی آب، خنک‌سازی تأسیسات نیروگاهی و انتقال آب انجام می‌گیرد. در ایران نیز با توجه به دسترسی از شمال به دریای خزر و از جنوب به خلیج‌فارس و دریای عمان در سال‌های اخیر در موارد مشابهی اقدام به آبگیری از این پیکره‌های آبی حساس و مهم شده است. برداشت آب دریا مستلزم آگاهی از اطلاعات محیطی دریا و شناخت دقیق سازه‌های آبگیری می‌باشد تا بتوان با انتخاب مناسب‌ترین آبگیر و جانمایی و مکانیابی صحیح این تاسیسات، با کاهش ورود رسوبات و موجودات دریایی، افزایش بازده آبگیر و کیفیت مطلوب آب تولیدی در طول مدت بهره برداری از پروژه را تضمین نمود. بدین منظور در این بخش تلاش بر آن است که با بهره‌گیری از تجربیات و آخرین منابع و دستاوردهای مراکز علمی و تحقیقاتی داخل و خارج از کشور، راهنمایی مفید در زمینه آبگیری از دریا به منظور استفاده متخصصان، پژوهشگران و مشاوران پروژه‌های پژوهشی و اجرایی،

[1] intake

ارائه گردد. مطالب این بحث به چهار بخش تقسیم شده است. در بخش نخست به بررسی اقدامات و مطالعات موردنیاز که پیش از ساخت تأسیسات آبگیری بایستی بدان توجه نمود، پرداخته می‌شود. در بخش دوم به معرفی روش‌های متداول آبگیری و تشریح آبگیرهای مستقیم (باز) پرداخته می‌شود. در بخش سوم نیز آبگیر غیرمستقیم (زیرسطحی) مورد بررسی قرار می‌گیرد. در بخش چهارم و انتهایی نیز اصول طراحی، ملاحظات اجرایی، مکان‌یابی و اثرات زیست‌محیطی آبگیرها بررسی خواهد شد.

۳-۴-۱- دامنه مطالعات آبگیر

دامنه مطالعات مرتبط با تأسیسات آبگیری، شامل جمع‌آوری کلیه اطلاعات موردنیاز از منطقه طرح، انجام بررسی‌ها و آزمایش‌های لازم، طراحی‌ها و تهیه نقشه‌های مقدماتی گزینه‌های پیشنهادی، مقایسه معایب و محاسن گزینه‌های آبگیری، برآورد بازدهی پروژه، میزان هزینه‌های طرح، توجیه اقتصادی و اثرات زیست‌محیطی و اجتماعی آن‌ها با یکدیگر می‌باشد. بر اساس این اطلاعات است که شرایط ساخت آبگیر از نظر فنی، اقتصادی و قابلیت اجرایی مشخص می‌گردد. این مطالعات شامل مطالعات و بررسی‌های میدانی مانند اندازه‌گیری‌ها و مطالعات پایه‌ای و تخصصی در محیط دریا و خشکی می‌باشد. در ادامه، روند انجام مطالعات در مکان‌یابی و طراحی آبگیرهای دریایی تشریح می‌گردد.

◘ اقدامات اولیه

پیش از شروع پروژه آبگیری بایستی ساختار اجرایی پروژه تهیه گردد. این ساختار شامل تشریح اقدامات مدنظر، نوع فعالیت‌ها، تعیین اجزای کار، برنامه‌ریزی مطالعات، تخصص‌های لازم و تعداد متخصصین موردنیاز می‌باشد. علاوه بر این، نظام کنترل و هماهنگی بین بخش‌های مختلف مطالعاتی

نظیر مطالعات پایه، تخصصی و تلفیق اطلاعات، نقشه‌ها و گزارش‌های پیشرفت مطالعات بررسی شده، تعیین گردد.

◘ بازدیدهای اولیه میدانی

انجام بازدیدهای اولیه میدانی به منظور آشنایی با موقعیت محدوده مورد مطالعه و آشنایی با ویژگی-های آن، راه‌های دسترسی، تبادل‌نظر با مسئولین محلی و کارشناسان مرتبط برای تشریح اهداف طرح، دریافت اطلاعات عمومی و اخذ مجوزهای لازم برای بازدید می‌باشد. در بخش‌هایی علاوه بر بازدیدهای میدانی، بازدیدهای غواصی نیز برای شناخت بهتر منطقه بایستی انجام پذیرد.

◘ مطالعات نیاز آبی

پیش از ساخت آبگیر بایستی مقدار آب موردنیاز در هر بازه زمانی مشخص گردد تا بر اساس آن اقدام گردد. در بررسی نیاز آبی، تعیین موارد زیر الزامی است:

برآورد میزان نیازهای آبی هر بخش

تعیین رقوم سطح آب موردنیاز در محل آبگیری و سر دهانه

بررسی نیازهای آبی نقاط مصرف و تعیین موقعیت آن بر روی نقشه توپوگرافی

بررسی مصارف آب برداشتی در زمینه شهری(شرب)، صنعتی، کشاورزی و یا نیروگاه‌های حرارتی و برق‌آبی

◘ هواشناسی

هواشناسی، شامل مطالعه‌ی جو منطقه و تغییرات دما و الگوهای رطوبتی که باعث ایجاد شرایط آب‌وهوایی متفاوت می‌شود. پدیده‌هایی حدی اعم از بارندگیهای سیلابی، رعدوبرق، گردباد، تندبادهای

دریایی و چرخنده های استوایی جزء پدیده‌های مهم مورد مطالعه محسوب می‌شود. با توجه به اهمیت این پدیده‌ها بر آبگیری، مطالعه داده‌های هواشناسی امری ضروری محسوب می‌شود. اندازه‌گیری‌های هواشناسی از طریق ایستگاه‌های مختلف صورت می‌گیرد که عبارت‌اند از:

- شناورهای داوطلب دیده‌بان [1] (VOS)
- ایستگاه‌های هواشناسی دریایی
- شناورهای سبک یا بدون سرنشین
- گوی‌های شناور مهارشده
- شناورهای سرگردان
- برج‌ها
- سکوهای نفت و گاز
- ایستگاه‌های هواشناسی خودکار [2] (AWS)
- اندازه‌گیری‌های ماهواره‌ای
- نتایج حاصل از مدل‌های هواشناسی

برداشت اطلاعات هواشناسی از هر یک از روش‌های فوق دارای ویژگی‌های خاص خود می‌باشند و بایستی از روش مناسب در برداشت داده‌های هواشناسی استفاده نمود. اطلاعات حاصل از این ایستگاه‌ها که در طراحی آبگیر استفاده می‌گردد، به شرح زیر می‌باشد:

ارزیابی کمی و کیفی مدارک و نقشه‌های هواشناسی و تعیین وضعیت اقلیمی منطقه آبگیری

تهیه اطلاعات مربوط به رطوبت نسبی و تبخیر از سطح آزاد آب در محل و بررسی داده‌ها

---

1 volutary observing ship

2 Automated weather station

تهیه اطلاعات مربوط به سرعت، جهت و تداوم باد

تجزیه و تحلیل اطلاعات باد و تعیین پارامترهای منطقه‌ای باد و رسم گلباد

تهیه اطلاعات مربوط به مقادیر دما (حداقل، حداکثر، متوسط) و بررسی و تحلیل آن‌ها

تهیه آمار مقادیر بارندگی و برآورد حجم آن

تهیه داده های ورودی برای مدلسازی هیدرودینامیک جریان و موج در سطح منطقه

◘ مطالعات هیدرولوژی و رسوب

طراحی آبگیر مستلزم شناخت دقیق مشخصه‌های هیدرودینامیکی منطقه طرح شامل الگوی جریانات دریایی، جزرومد و امواج و حرکت رسوبات می‌باشد. جریانات آبی هرچند که به‌طورکلی تحت عواملی از قبیل موج، کشند، باد و یا رودخانه‌های بزرگ شکل می‌گیرند، اما در اثر آبگیری، این جریانات در مناطقی از دریا تغییر می‌کنند و نیاز است جریان‌سنجی به منظور تعیین سرعت و جهت آب انجام گیرد.

علاوه بر این فرسایش و رسوب‌گذاری منطقه نیز تحت تأثیر ساخت آبگیر قرار می‌گیرد. بررسی وضعیت انتقال رسوب ساحل و مشخصات رسوبات انتقالی از منظر نوع رسوب، اندازه، کمیت و کیفیت رسوبات بخشی مهمی از مطالعات آبگیرهای دریایی را در برمی‌گیرد. تجمع رسوب یکی از اثرات نامطلوب زیست‌محیطی احداث آبگیر می‌باشد و بایستی به شکل مناسب رسوبات را منحرف کرده و در کانال آبگیری یا پشت رانه‌گیر جمع‌آوری کرد.

معمولاً پیش‌بینی مقدار بار رسوبی آسان نیست. این موضوع می‌تواند با استفاده از مدل‌های هیدرولیکی یا هیدرولوژیکی مورد بررسی قرار گیرد. عدم شناخت مسائل رسوب در آبگیرها ممکن است، مشکلات و هزینه‌های زیادی را به همراه داشته باشد. علاوه بر این مشخصه‌های هیدرودینامیکی

دیگری نیز وجود دارد که بسته به نوع و اهمیت پروژه‌های آبگیری، تعدادی یا همه آن‌ها باید با استفاده از اندازه‌گیری یا شبیه‌سازی عددی ارزیابی و تعین گردند. در زیر مهم‌ترین مسائلی که بایستی بدان توجه نمود آورده شده است:

- بررسی مشخصات امواج ساحلی و اثرات آن بر سازه آبگیر
- بررسی الگوی هیدرودینامیکی گردش جریان در منطقه
- تهیه نقشه هیدروگرافی دقیق از منطقه و تأسیسات موجود در آن
- بررسی هیدروگرافی بنادر برای تعیین مسیر ناوبری کشتی‌ها
- بررسی میزان، منابع و فرآیندهای انتقال رسوب دریایی در منطقه

◘ مطالعات زمین‌شناسی

مطالعه زمین‌شناسی از شرایط سطحی و زیرسطحی منطقه طرح از مسائل اساسی و حیاتی مرتبط به طراحی آبگیر محسوب می‌گردد. با بررسی روند مورفولوژیکی و ژئولوژیکی منطقه طرح، اطلاعات زیادی در ارتباط با طراحی سازه‌های ساحلی می‌توان دریافت کرد. این اطلاعات تعیین‌کننده مشخصات ژئوتکنیکی و آزمایش‌های موردنیاز بوده و به ارزیابی و تفسیر اطلاعات به دست آمده کمک می‌نماید. مطالعات ژئوتکنیکی می‌بایست دربرگیرنده مشخصه‌های خاک و صخره‌ها باشد. این مشخصه‌ها تأثیر خاصی بر روی کارهای زمینی اعم از لایروبی و احیا منطقه دارند. این موارد همچنین شامل جمع‌آوری داده‌های موجود در مورد مصالح محلی در دسترس برای استفاده در ساخت سازه‌های طراحی شده می‌باشند.

مطالعات زمین‌شناسی به منظور تجزیه‌وتحلیل نتایج حفاری‌های اکتشافی و آزمایش‌های انجام شده بر روی پی سنگی و آبرفتی و بررسی خواص ژئوتکنیکی و ژئومکانیکی آن‌ها شامل جنس، رنگ، تراوایی شاخص کیفی و دانه‌بندی، زاویه اصطکاک داخلی، ضریب چسبندگی، وزن مخصوص خشک یا مرطوب

و اشباع و میزان PH خاک و املاح آن، تعین مقاومت مجاز و پارامترهای ژئوتکنیکی از طریق مطالعات میدانی و آزمایش‌های خاک انجام می‌گیرد و به طور خلاصه شامل موارد زیر می‌شود:

- بررسی کمی وکیفی گزارش‌ها و اطلاعات موجود از نقشه‌های توپوگرافی و زمین‌شناسی بستر دریا و ساحل
- انجام بازدیدهای صحرائی و پیمایش زمین‌شناسی همراه با تهیه نقشه زمین‌شناسی با مقیاس مناسب جهت تعیین محل یا محل‌های مناسب جهت احداث تأسیسات ساحلی آبگیر
- بررسی زمین‌شناسی عمومی گستره طرح شامل مشخصات چینه‌شناسی، ویژگی‌های زمین‌ساخت و زمین ریخت‌شناسی
- تهیه دستور کار عملیات اکتشافی ژئوتکنیک و آزمایش‌های آزمایشگاهی و برجا در صورت لزوم
- تعیین ژرفای گودبرداری و ارزیابی شیب‌های گودبرداری در پی و دیواره‌های سازه سر دهانه آبگیر

◘ مطالعات زیست‌محیطی

محیطی که آبگیر در آن ساخته می‌شود دارای زیست بومی است که به‌صورت مستقیم و غیرمستقیم تحت تأثیر احداث آبگیر می‌باشد. با احداث آبگیر، اثرات زیست‌محیطی گوناگونی در هنگام ساخت و یا بهره‌برداری مشاهده می‌گردد. لازم است اثرات جانبی و تبعات زیست‌محیطی پروژه در درازمدت پیش‌بینی و تدابیری جهت تقلیل آن اندیشیده شود. در طی هر مرحله از برنامه ریزی، طراحی و ساخت پروژه نیز موارد اصلی محیط‌زیستی و نیازمندی‌های اطلاعاتی مرتبط با آن‌ها باید شناسایی شوند. پیش‌بینی نیازهای اطلاعاتی باید به نحوی انجام گیرد که امکان برنامه ریزی در زمانی کافی برای جمع آوری داده‌های میدانی، انجام مدل‌های فیزیکی و عددی مورد نیاز و سایر نیازمندی‌ها، امکانپذیر باشد. لیست زیر شامل تعدادی از مطالعات محیط‌زیستی می‌باشد که در آبگیری، در ارتباط با جنبه های زیست‌محیطی توصیه می‌شود. لازم به ذکر است که فاکتورهای محیط‌زیستی انتخاب

شده برای مطالعه، به نوع پروژه بستگی دارد و در زیر به تمامی فاکتورها اشاره نشده است. همچنین فاکتورهای ارائه شده لزوما برای همه پروژه ها مناسب نمی‌باشند. مهم‌ترین مسائل زیست‌محیطی که پیش از طراحی و اجرای پروژه ساحلی باید مورد بررسی و تحلیل قرار گیرند، عبارتند از:

- برداشت اطلاعات و تعین شرایط موجود محیط‌زیستی (فیزیکی، اکولوژیکی، فرهنگی و اقتصادی) در محدوده پروژه
- شناسایی سایر فعالیت‌های ساخت‌وساز مرتبط با آبگیری مانند سایت آب‌شیرین‌کن، تخلیه‌کننده آب نیروگاه‌ها[1]، سیستم پمپاژ و .. و بررسی اثرات متقابل آن‌ها با هم
- ارزیابی و مدلسازی اثرات آبگیری بر کیفیت آب، موجودات، شرایط اکولوژی منطقه، الگوی گردش آب، جریانات، اثر امواج و پروسه رسوب‌گذاری در امتداد ساحل
- تعیین راهکار مناسب دفع پساب حاصل و بررسی اثرهای فیزیکی و شیمیایی کوتاه‌مدت و بلندمدت آن برآبگیر
- به حداقل رساندن اثرات منفی احتمالی آبگیری بر موجودات و آبزیان و تعیین راهکارهایی به منظور کاهش اثرات زیست‌محیطی پروژه
- انجام مطالعات امکان سنجی، پروسه های عملیاتی و اقدام های مناسب دیگر به منظور کاهش و یا جلوگیری از اثرات مضر زیست‌محیطی در گزینه‌های برتر
- تشخیص زمینه‌های همکاری با مردم، سازمان‌ها و گروه‌های خصوصی همراه با برنامه‌ریزی و طراحی برنامه مانیتورینگ محیط‌زیستی و مدلسازی مطابق با نیازهای طرح

[1] Outfall

همچنین در تکمیل این مطالعات بایستی به برخی جنبه‌ها و ملاحظات، توجه گردد. مهم‌ترین این ملاحظات، به شرح زیر می‌باشد:

- در انجام مطالعات محدودیت‌های مالی و زمانی موجود، رده، محدوده تحقیقات و سطح جمع‌آوری داده ها را تعین می‌نماید. بنابراین باید مؤثرترین و مهم‌ترین موضوعات محیط‌زیستی در طی مطالعات طرح، تعین و مورد بررسی و تحقیق قرار گیرد، به نحوی که به صورت کامل، تمام اثرات اصلی پروژه را دربرگیرد. همچنین باید تعادل واقعی بین مطالعات موردنیاز و بودجه موجود برقرار شود. در این رابطه باید توجه داشت که اضافه شدن فاکتورهایی که بعداً تعیین می‌شوند، باعث اضافه شدن زمان، هزینه و نیروی متخصص موردنیاز مطالعه خواهد شد.

- در هر مطالعه، قبل از جمع‌آوری داده‌های میدانی، باید اهداف مطالعه به خوبی و با جزئیات کامل تعریف شده باشد. طرح مطالعه باید شامل یک منطق برای فرضیات مورد امتحان، متغیرهایی که مشاهده می‌شوند، تکنیک‌ها و وسایل مورد استفاده، موقعیت قرارگیری ایستگاه‌ها، تکرر اندازه‌گیری در هر ایستگاه و ذخیره و آنالیز داده‌ها، باشند.

- مطالعات محیط‌زیستی در طی مراحل اولیه فرموله کردن پروژه، باید بر روی شناسایی منابع، توسعه یک ساختار ارزیابی کننده، جمع آوری اطلاعات موجود برای تمام گزینه‌های ممکن، تمرکز نمایند. منابعی که احتمال دارند تحت تأثیر قرار گیرند، باید مورد تحقیق واقع شوند.

- آنالیزهای دقیق و جزئی یک پروژه، در زمانی انجام می‌شود، که با ارزیابی‌های انجام گرفته بر روی گزینه‌های مورد مطالعه (معمولاً ۳ یا ۴ گزینه) به عنوان امکان‌پذیرترین گزینه‌ها، انتخاب شده باشند. اثرات مثبت و منفی محیط‌زیستی هر گزینه، باید در صورت امکان کمی شود و یا با جزئیات مناسب کیفی گردد، به نحوی که آن‌ها بتوانند همراه با تحلیل‌هایی فنی و اقتصادی برای مقایسه و انتخاب

طرحی که فواید آن را بیشینه است به کار روند. انتخاب رسمی و نهایی و تصمیم به اجرای گزینه برتر، پس از بررسی و ارزیابی مجدد اثرات زیست‌محیطی، انجام می پذیرد (آیین‌نامه طراحی بنادر و سازه‌های دریایی ایران-نشریه ۱۰-۳۰۰).

◘ اولویت‌های زیست محیطی

اگر تبعات پروژه، باعث عدم تعادل محیط‌زیست و آسیب به گروه زیادی از موجودات شود حتی‌الامکان باید سعی شود گزینه‌ای مناسب‌تر با تبعات کمتر انتخاب شود. در این زمینه ترتیب و اولویت راهکارهای زیست‌محیطی برای کاهش اثرات پروژه به شرح زیر می‌باشد:

۱- دوری جستن: تنظیم زمان فعالیت‌های اجرای پروژه به گونه‌ای که از دوره‌های زمانی مهاجرت ماهیان، تخم‌ریزی

آبزیان، تخم‌گذاری لاک‌پشت‌ها یا پرندگان دریایی دوری جسته شود.

۲- به حداقل رساندن: پروژه به گونه‌ای اجرا شود که به جای آبسنگ‌های قدیمی و بالغ، آبسنگ‌های جدیدتر مورد تهدید و تخریب قرار گیرند که امکان بازیابی آن‌ها در مدت زمان کمتری موجود است. به‌کارگیری مصالحی با رویه زبر و خشن بر روی سازه تا امکان رشد مرجان‌ها و دیگر گونه‌ها فراهم باشد.

۳- طراحی مناسب: سازه آبگیر با در نظر گرفتن ملاحظات فنی باید به گونه‌ای طراحی شود که حداکثر سرعت جریان در دهانه ورودی محدود شده تا ماهی‌ها و رسوبات بستر بلعیده نشده و به داخل آبگیر وارد نشوند.

۴- اصلاح: بازسازی دوباره سکوهای ساحلی تخریب شده و همچنین بازیابی جریان به تالاب‌های اولیه

۵- جبران: به‌کارگیری مصالح لایروبی شده برای ایجاد زیستگاه‌های ساحلی، ایجاد جزایر فراساحلی، افزایش یا ایجاد تالاب‌های جدید. ایجاد آبسنگ‌های مصنوعی.

◘ بررسی مسائل اجتماعی و اقتصادی

بررسی مسائل اجتماعی و فرهنگی و کسب رضایت متأثران و ساکنین مجاور پروژه‌های عمرانی بالأخص در محیط‌های ساحلی و دریایی از اهم مواردی است که باید موردتوجه و پیگیری قرار گیرد. عدم تداخل با استفاده‌های محلی و بومی، کاربرهای توریستی و تفریحی و نیز عدم آسیب به نمادهای فرهنگی و تاریخی منطقه می‌بایست در بررسی مسائل اجتماعی، فرهنگی و اقتصادی طرح مورد بررسی قرار گیرد.

مهم‌ترین بررسی‌ها در این زمینه به شرح زیر است:

- بازدید از محدوده مورد مطالعه به منظور مصاحبه با اهالی محل و تکمیل پرسشنامه‌ها و فرم‌های اقتصادی و اجتماعی
- برآورد اولیه هزینه‌های اجرایی طرح برای گزینه‌های مختلف
- جمع‌آوری آمار، اطلاعات و مدارک موردنیاز مطالعات اقتصادی طرح از قبیل هزینه‌های خرید اراضی، انتقال تأسیسات و اماکن موجود
- تحلیل پرسشنامه‌های تکمیل‌شده در مورد خسارت اجتماعی و مشارکت مردم در طرح
- برآورد میزان تولیدات دامی، طیور و آبزیان و تعیین عوامل محدودکننده نامداری و پرورش طیور و آبزیان در محدوده
- بررسی آثار اقتصادی و اجتماعی احداث آبگیر
- بررسی و ارزیابی بازده اقتصادی تولیدات ناشی از هر مترمکعب آب

◘ سایر مطالعات به‌حسب مورد و نیاز

در نتیجه بازدیدهای محلی و یا صحبت با مسئولین و مردم گاهی اوقات مسائلی محلی و خاص منطقه بیان می‌گردد که پیش از این به آن توجه نشده است. در این موارد بایستی بررسی‌هایی خاص، معطوف به آن مورد و در تکمیل مطالعات دیگر انجام پذیرد.

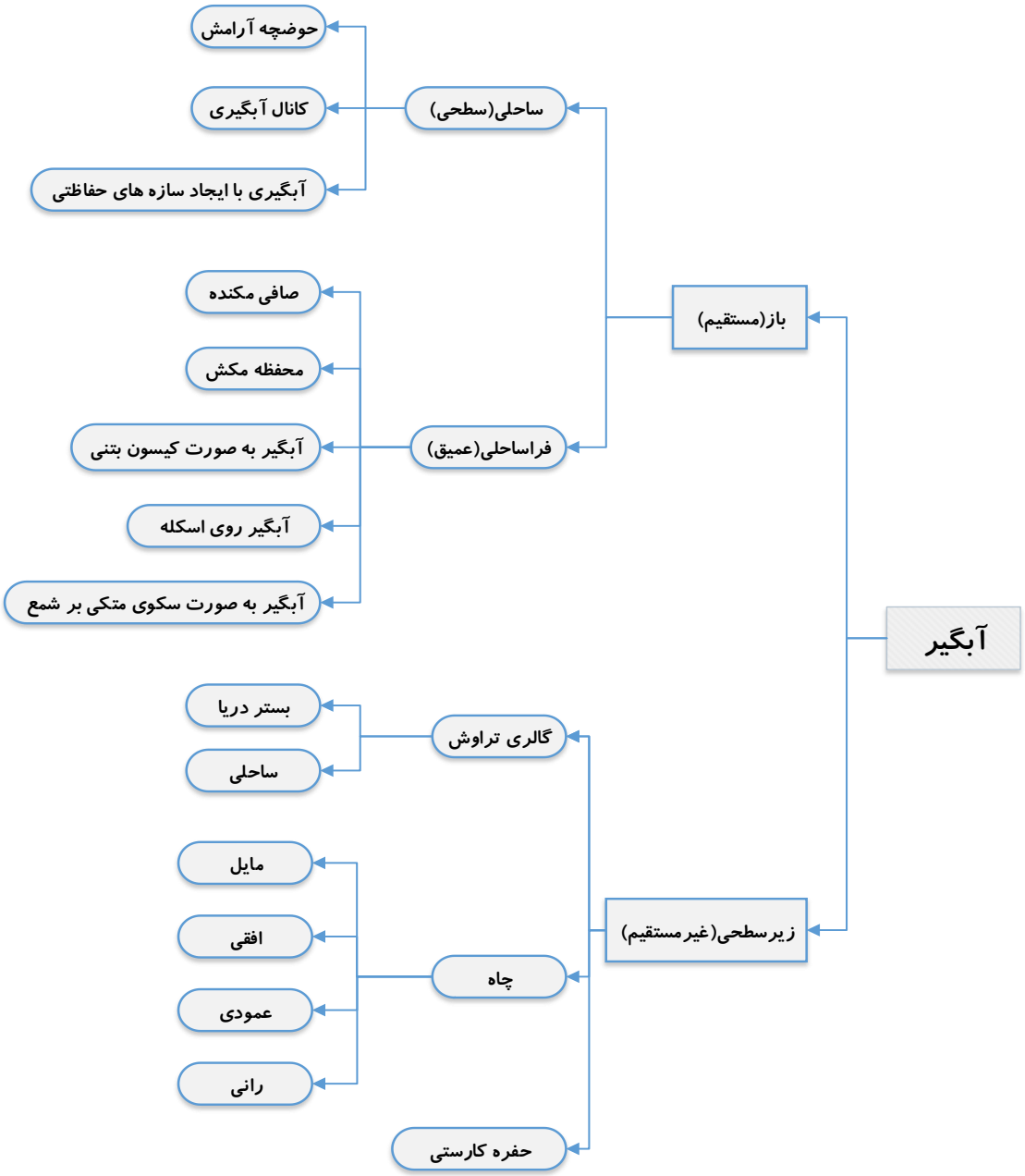
۳-۴-۲- آبگیر

آبگیرها تأسیسات و سازه‌هایی هستند که برای آبگیری از منابع آب اعم از رودخانه‌ها، مخازن سدها، دریاچه‌ها، دریاها، اقیانوس‌ها و سپس انتقال آب به محل مصرف به کار گرفته می‌شوند. استفاده از آبگیرها در طرح‌های شیرین سازی آب دریا، خنک‌سازی تأسیسات نیروگاهی و یا انتقال آب برای انواع مصارف صنعتی بسیار متداول می‌باشد. آبگیری از دریا به منظور استحصال آب شیرین از آب شور دریا در تأسیسات ساحلی نمک‌زدایی می تواند به شکل‌های مختلف انجام پذیرد. آبگیرها را می‌توان از نظر شکل، چگونگی ساختمان، موقعیت و محل احداث به دسته‌های مختلفی طبقه‌بندی کرد. بسته به روش آبگیری، سازه‌ی آبگیری از اجزا و بخش‌های مختلفی تشکیل می‌شود. در ادامه روش‌های آبگیری از دریا تشریح می‌شود.

◘ انواع سیستم‌های آبگیر و طبقه‌بندی آن‌ها

سیستم‌های آبگیر با روش‌های مختلف آب را از محیط برداشت می‌کنند. ازاین‌رو تقسیم‌بندی‌های مختلفی از آن وجود دارد. ازجمله این تقسیم‌بندی‌ها می‌توان به شکل آبگیر، عمق آبگیر، چگونگی ساختمان، موقعیت، محل ساخت، تکنولوژی آبگیری اشاره نمود. آبگیرها می‌توانند به‌صورت سازه‌های مجزا در دریا قرار داشته و یا در داخل نیروگاه‌ها و کارخانه‌های آب‌شیرین‌کن واقع باشند. به‌طورکلی سیستم‌های آبگیری از دریا (**Error! Reference source not found.**)، به دو دسته آبگیرهای باز

(مستقیم) و زیرسطحی (غیرمستقیم) تقسیم می‌شوند. البته در این تقسیم‌بندی، ممکن است تأسیساتی به‌صورت ترکیبی[1] عمل آبگیری را انجام دهد.



شکل (۳-۷) تقسیم‌بندی سیستم‌های آبگیری از دریا

[1] Hybrid intakes

سیستم‌های آبگیری باز[1]

سیستم‌های آبگیری باز به واسطه سادگی اجرا و عدم نیاز به تکنولوژی پیشرفته، مرسوم‌ترین روش آبگیری می‌باشد. در این روش سازه‌های آبگیری به طور مستقیم[2] آب را از اقیانوس، دریا، رودخانه‌ها و دریاچه‌ها برداشت می‌کند. این آبگیرها معمولاً برای استخراج آب دریا در حجم بالا طراحی می‌شوند، بنابراین برای کارخانه‌های آب‌شیرین‌کن با ظرفیت بالا و سیستم‌های خنک‌کننده نیروگاه‌های بزرگ کاربرد دارند. این سیستم‌ها خود به دو دسته سطحی (ساحلی) و فراساحلی (عمقی) تقسیم می‌گردد.

آبگیرهای باز ساحلی[3]

آبگیرهای ساحلی، آن دسته از سیستم‌های آبگیری سطحی[4] می‌باشد که در مجاورت ساحل ساخته شده است. این نوع آبگیری، به دلیل عدم نیاز به تکنولوژی پیشرفته از ساده‌ترین گزینه‌ها برای برداشت آب به حساب می‌آید و امروزه کاربرد زیادی دارد. به‌طورکلی در این روش با فراهم آوردن یک محیط آرام و بدون تلاطم، آب موردنیاز، در مجاورت ساحل و در آب کم‌عمق تأمین گشته و سپس به سیستم پمپاژ هدایت می‌گردد.

به دلیل کیفیت پایین آب برداشتی در این نوع آبگیرها و قرارگیری آن در خط ساحلی، در حال حاضر و در سطح جهانی، این آبگیر کاربرد محدودتری دارد. هرچند در سالیان اخیر به دلیل هزینه‌های پایین و راحتی احداث آن نسبت به روش‌های دیگر، اغلب پروژه‌های آبگیری در ایران به این شکل انجام شده است. لکن برای به‌کارگیری این آبگیرها بایستی مزایا و معایب آن اعم از شرایط محل آبگیر، هزینه‌ها و کیفیت آب، مورد ارزیابی دقیق قرار گیرد.

---

1 Open Intakes
2 Direct intake
3 Onshore Intake
4 Surface Intakes

مزایای آبگیرهای ساحلی عبارتند از:

- توانمندی در تأمین آب با دبی بالا به دلیل نامحدود بودن منابع آب دریایی
- هزینه‌های اجرایی پایین علی‌الخصوص در کارخانه‌های بزرگ آب‌شیرین‌کن و نیروگاه‌های بزرگ
- سرعت بالای و سهولت اجرا و عدم نیاز به تکنولوژی پیچیده اجرایی
- امکان استقرار سیستم پمپاژ درون محوطه مکان پروژه
- امکان استفاده از حوضچه احداث شده برای مقاصد صیادی یا تجاری علاوه بر استفاده اصلی
- معایب آبگیرهای ساحلی عبارت‌اند از:
- کیفیت پایین آب نسبت به روش‌های دیگر به دلیل برداشت آب از تمامی عمق دریا
- نیاز جدی به مرحله پیش‌تصفیه
- نیاز به لایروبی در صورت رسوب‌گذاری در محیط
- اثرگذاری سازه آبگیر بر خطوط ساحلی
- از بین رفتن حالت طبیعی ساحل در اثر ساخت آبگیر
- هزینه‌زیاد لایروبی مخزن و کانال آبگیری در برخی از پروژه‌ها

به‌طورکلی در پروژه‌هایی که کیفیت آب از اهمیت ثانویه‌ای برخوردار می‌باشند، این نوع آبگیری می‌تواند مناسب باشد و اگر نتیجه پایش کیفی منطقه آبگیری و بررسی میزان رسوبات، ذرات معلق و شناور حاکی از کیفیت نامناسب آب سطحی باشد، این روش گزینه‌ی مناسبی برای آبگیری محسوب نمی‌شود. در این روش آبگیری فرآیند پیش‌تصفیه و آشغالگیری ضروری است و ممکن است نیاز به ساخت چندین دستگاه پیش‌تصفیه و آشغالگیری باشد و بایستی هزینه‌های این سیستم و کیفیت آب مورد ارزیابی دقیقی انجام گیرد.



شکل (۳-۸) نمونه ای از آبگیرهای ساحلی و کانال انتقال آب برگشتی به دریا

آبگیرهای باز ساحلی به روش‌های بسیار متفاوتی به کار گرفته می‌شوند. تنوع بسیار زیاد این آبگیرها سبب گشته توانایی آن‌ها روز به روز افزایش یابد و پیچیدگی‌هایی را در طراحی و اجرای آبگیر به همراه داشته باشد. این آبگیرها از اجزای مختلفی تشکیل شده‌اند که عموماً شامل سه بخش می‌باشند. برداشت، انتقال و پمپاژ آب سه بخش اصلی آبگیرهای باز فراساحلی می‌باشند.

سیستم برداشت آب سطحی اعم از ساحلی و فراساحلی شامل تمام یا بخشهایی از موارد زیر هستند:

- حوضچه رسوبگیر
- کانال
- دیوارهای حفاظتی طرفین آبگیر مانند رانه گیر و موجشکن
- مجاری عبور جریان به‌صورت تونل یا لوله‌گذاری (بر روی بستر دریا، مدفون و یا عبور از روی

جتی)

- دهانه یا ورودی آبگیر
- دریچه‌ها و تجهیزات مکانیکی وابسته به دریچه‌ها
- کیسون بتنی
- برج آبگیری
- اتاقک آبگیری
- درپوش سرعت
- صافی فلزی
- شبکه آشغالگیر

◘ حوضچه[1] رسوبگیر

حوضچه‌ها با هدف ایجاد محیطی آرام و ساکن به منظور آبگیری، رسوبگیری و یا پمپاژ آب ساخته می‌شوند. این حوضچه‌ها می‌توانند شامل گودال، دیوارهای تقسیم‌کننده جریان و رسوبگیر، دریچه‌های شستشو، سیستم‌های آشغالگیری، پمپ و تأسیسات پمپاژ باشند و به دو صورت طبیعی و یا مصنوعی می‌باشند. نوع طبیعی حوضچه همانند برخی خلیج‌ها از عوارض ساحلی نظیر دماغه‌های سنگی که با پیشرفتگی به سمت دریا ناحیه محافظت شده‌ای را در مقابل هجوم امواج ایجاد می‌نمایند، تشکیل شده است. خورها نیز نوع دیگری از حوضچه‌های طبیعی به شمار می‌روند که عمدتاً در نواحی پست کنار ساحل ایجاد می‌گردند و با تغییرات فیزیکی مناسب و یا بعضاً بدون این تغییرات قابل‌استفاده به‌صورت حوضچه آرامش می‌باشند. عمده‌ترین مزیت آن‌ها این است که اغلب به طور طبیعی از هجوم امواج دریایی در امان بوده و نیازی به ساخت سازه‌هایی جهت مقابله با این امواج نمی‌باشد (آیین‌نامه

[1] basin

طراحی بنادر و سازه‌های دریایی ایران، ۱۳۸۵). نوع مصنوعی حوضچه نیز به وسیله گودبرداری و استفاده از خاک حاصل از گودبرداری به‌صورت دیواره و یا به کار گرفتن گودال‌های طبیعی ساخته می‌شود. حوضچه‌های مصنوعی در تراز پایین‌تری نسبت به آب دریا اجرا می‌گردند. **Error! Reference source not found.** نمونه‌ای این از حوضچه در عسلویه را در زمان حفاری و بتن‌ریزی نشان می‌دهد.



شکل (۳-۹) حوضچه پارس جنوبی عسلویه در حین ساخت



شکل (۳-۱۰) نمونه‌ای از حوضچه سرپوشیده و تجهیزات روی آن

به منظور برقراری شرایط هیدرولیکی مناسب کارکرد پمپ‌ها (ارتفاع مغروق بودن، فضای مناسب فعالیت)، تعداد و ظرفیت پمپ، اطمینان از آرامش حوضچه (عدم ایجاد گردابه)، عدم ایجاد ماند آب و تجمع رسوبات و ... بایستی طراحی مناسب حوضچه آبگیر مورد توجه خاص قرار گیرد. یک طرح نادرست برای حوضچه آبگیر می‌تواند موجب ایجاد چرخش[1] در حوضچه، پایین آمدن ظرفیت آبگیری حوضچه، ماندگی آب، لرزش در پمپ‌ها و کاهش عمر آن‌ها و مشکلات دیگری گردد لذا طراحی صحیح حوضچه آبگیر بسیار مهم است. ضوابط و معیارهای موردنیاز جهت طراحی شرایط هیدرولیکی حوضچه آبگیر در استاندارد ANSI-HI_9.8 به طور کامل بیان شده است.

لازم به ذکر است جهت طراحی حوضچه‌های آبگیر بزرگ، انجام آنالیزهای کامپیوتری و مدلسازی جریان در حوضچه آبگیر ضروری می‌باشد. علاوه بر آن، طبق توصیه آیین‌نامه فوق، برای طراحی آبگیرهای بزرگ لازم است مدلسازی آزمایشگاهی نیز انجام شود. معمولاً مدلسازی‌های کامپیوتری

[1] Vortex

هیدرولیک حوضچه[1] با نرم‌افزار FLOW 3D انجام می‌گردد و در آن برای شرایط مختلف بهره‌برداری (خاموش شدن یک یا چند پمپ، بستن برای تعویض فیلترهای ورودی، پایین و بالا رفتن آب دریا و ...) آنالیز صورت می‌گیرد.

همان‌طور که گفته شد، یکی از اهداف حوضچه، ترسیب رسوبات می‌باشد که در ادامه به بررسی رسوبات دریایی و ته‌نشینی آن‌ها پرداخته می‌شود.

◘ ته‌نشینی رسوب در آبگیرها

کنترل رسوب در آبگیرها از مهم‌ترین مسائل مرتبط با طراحی و بهره برداری آبگیرها است. رسوب شامل بار کف[2]، بار معلق[3]، بار شسته[4] می‌باشد که به‌صورت زیر تعریف می‌گردند.

بار کف: بخشی از رسوبات که شامل ذراتی است که در نزدیکی بستر حرکت می‌کنند. این رسوبات در نتیجه لغزیدن، غلتیدن و جهش‌های پی‌درپی به جلو رانده می‌شوند.

بار معلق: بخشی معلق رسوبات که همراه جریان و با سرعتی معادل سرعت جریان حرکت می‌کند. وزن و اندازه ذرات معلق به نحوی است که تلاطم جریان اجازه ته‌نشینی به آن‌ها را نمی‌دهد.

بار شسته: این بخش از رسوبات شامل ذرات ریزدانه‌ای است که از سطح حوضه آبریز جدا شده‌اند. این ذرات ته‌نشین نمی‌شوند مگر در زمان زیاد و در جایی که آب راکد باشد.

جریان آب، رسوبات را به‌صورت بار کف و یا مواد معلق حمل می‌کند. با توجه به اینکه همیشه جدا کردن کامل رسوبات از آب، در جلوی آبگیر امکان ندارد معمولاً بیشترین تلاش بر این است که بار کف

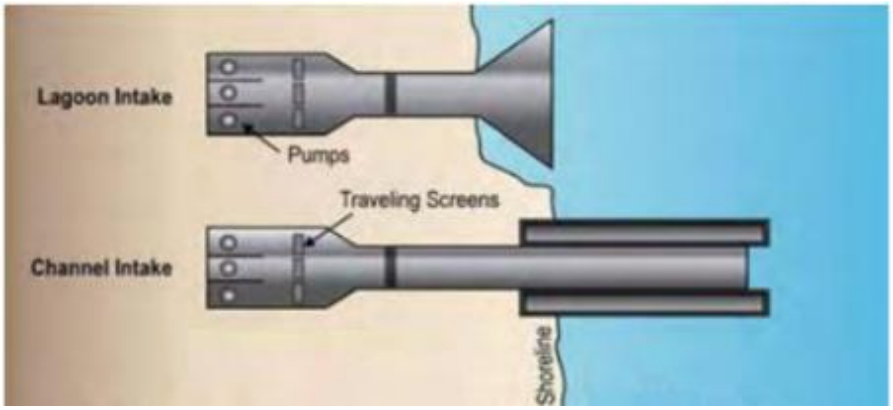
---

[1] CFD
[2] Bed Load
[3] Suspended Load
[4] Wash Load

وارد آبگیر نشود. مقدار بار رسوبی وابسته به میزان رسوبات موجود در حوضه آبگیری و مشخصات آن منطقه می‌باشد. در مناطقی که سازه‌های موج‌شکن، رانه گیر و ... سبب کنترل امواج و سرعت بالای جریان می‌شود، ظرفیت حمل رسوب و به تبع آن ورود به آبگیر کاهش می‌یابد و احتمال آسیب رسیدن به تجهیزات ورودی و ماشین‌آلات بهره‌برداری مانند توربین‌ها، دروازه‌ها و دریچه‌ها وجود دارد. البته رسوبات بزرگ‌تر، در پشت این سازه‌ها به دام افتاده و ته‌نشین می‌شود و رسوبات کوچک‌تر مانند ماسه ریز، سیلت و ذرات رس باقی می‌ماند که اکثراً به‌صورت بار معلق همراه با جریان آب منتقل می‌شوند. علاوه بر این موارد با انحراف مناسب رسوبات می‌توان از فرسایش جلوگیری نمود. مقادیر زیاد رسوب به لایروبی منظم نیاز خواهد داشت. لایروبی می‌تواند به کیفیت زیستگاه‌ها آسیب رساند. از این رو بایستی کلیه تأثیرات احتمالی لایروبی مورد بررسی قرار گیرد.

◘ کانال آبگیری

در گذشته متداول‌ترین روش آبگیری بدین صورت بوده است که آب دریا از طریق کانالی بزرگ، به روش ثقلی برداشت میشد و سپس به سمت کارخانه هدایت می‌گردید. امروزه نیز در آبگیرهای سطحی با خاکبرداری و پیشروی به سمت ساحل از کانال یا لاگونی مطابق شکل ۳-۱۲ جهت آبگیری استفاده می‌شود. کانال آبگیر با ایجاد محیطی آرام و بی‌تلاطم، حجم رسوبات کرانه‌ای و آشفتگی آب در دهانه را کاهش می‌دهد. در آبگیرهای ساحلی که در سواحل ماسه‌ای با شیب کم ساخته می‌شود، بایستی برای محافظت از آبگیر در برابر انتقال رسوب، جریان‌های ساحلی، بادها، موج، جزر و مد، طول کانال ورودی طولانی‌تر باشد. همچنین با انجام گابیون بندی، سنگ چینی و یا بتن‌ریزی از فرسایش کنار کانال آبگیر می‌توان جلوگیری به عمل آورد.



شکل (۳-۱۱) استفاده از کانال برای بهبود عملکرد آبگیر (Mackey et al, 2011)

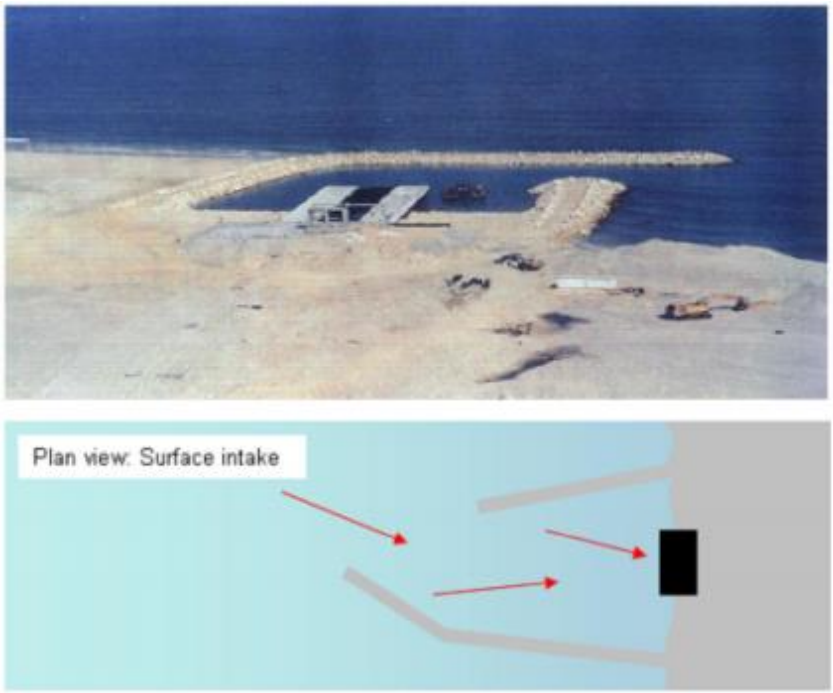


شکل (۳-۱۲) نمونه هایی از کانال آبگیری و حوضچه آرامش آبگیرهای سطحی

◘ آبگیری با سازه‌های حفاظتی

یکی از روش‌های ایجاد محیط آرام در مجاورت دهانه آبگیرهای باز ساحلی، ساخت سازه‌های حفاظتی مانند آب‌شکن، موجشکن و رانه گیر(دستک) می‌باشد. طراحی نحوه قرارگیری موجشکن‌ها و دهانه آبگیری از اهمیت زیادی برخوردار می‌باشند. این سازه‌ها علاوه بر کنترل تلاطم داخل حوضچه، سبب افزایش پتانسیل تله اندازی رسوبات می‌شود. این امر می‌تواند منجر به تحمیل هزینه‌های مالی و زیست‌محیطی زیادی در لایروبی حوضچه و یا کانال آبگیر شود. دستک‌ها و یا بازوهای موجشکن بایستی با توجه به قرارگیری دهانه آبگیر و در امتداد کانال قرار گیرند.

در طراحی موجشکن‌ها باید دقت شود که ارتفاع موجشکن همواره ۳-۲ متر بالاتر از سطح میانگین آب دریا ساخته می‌شود. سرعت آب در کانال آبگیر برای تراز میانگین آب ۰/۳ m/s و برای حداکثر تراز آب ۰/۱۵ m/s طراحی می‌شود تا ماهی‌ها امکان شنای فعال و فرار از آن را داشته باشند. در شکل ۳-۱۳ استفاده از بازوهای موجشکن برای ایجاد محیط آرام در داخل دریا نشان داده شده است.



شکل (۳-۱۳) پلان جانمایی موجشکن‌ها در گزینه آبگیری سطحی

همان‌طور که اشاره شد با ساخت موج‌شکن، حوضچه‌ای در دل آن ایجاد می‌شود که از موج در امان می‌باشد. علاوه بر این می‌توان آبگیری را در حوضچه آرامش بندرهایی که از قبل ساخته شده است، نیز انجام داد. بدین ترتیب در کنار استفاده اصلی اسکله و یا بندرگاه برای مقاصد صیادی یا تجاری، آبگیر در داخل حوضچه احداث می‌گردد. شکل ۳-۱۴ چگونگی جانمایی آبگیر در امتداد موج‌شکن را نشان می‌دهد.



شکل (۳-۱۴) چگونگی آبگیری با موج‌شکن

تصاویر زیر نمونه‌هایی از آبگیری ساحلی به کمک سازه‌های حفاظتی را در سواحل جنوبی ایران نشان می‌دهد.



شکل (۳-۱۵) نمونه‌هایی از آبگیری ساحلی در سامانه نمک‌زدایی چابهار



شکل (۳-۱۶) نمایی از آبگیر نیروگاه بندرعباس (سمت راست) - مجتمع آب‌شیرین‌کن کنارک، چابهار(سمت چپ)

◘ رانه‌گیر[1] (دستک)

رانه‌گیرها سازه‌هایی هستند که از لحاظ ساختاری به موج‌شکن‌ها شباهت زیادی دارند اما عملکرد متفاوتی از خود دارند. این سازه‌ها اغلب متصل به ساحل و عمود بر خط ساحلی اجرا می‌شوند. رانه گیرها به عمیق ماندن، پایداری و حفاظت کانال کمک کرده و از انباشت رسوبات کرانه‌ای جلوگیری

[1] jetty

می‌کنند. افزون بر این کار هدایت جریان‌های رودخانه‌ای و کشندی را نیز انجام می‌دهند (آیین‌نامه طراحی بنادر و سازه‌های دریایی ایران, جلد پنجم).

کارکرد اصلی رانه‌گیرها، جلوگیری از ورود ماسه به داخل دهانه رودخانه، خور، خلیج یا بندر می‌باشد. همچنین این سازه مسیر انتقال طبیعی رسوبات از جلوی دهانه را مسدود کرده و در نتیجه باعث کاهش تغذیه رسوبی پایین‌دست سازه می‌شود. در مناطقی که نرخ انتقال رسوبات کرانه‌ای بالا می‌باشد، تأثیر ساخت رانه‌گیرها بر فرسایش ساحل پایین‌دست، بسیار چشمگیر است. مصالح به کار رفته شده در سازه رانه‌گیر می‌تواند از جنس چوب، فولاد، بتن و یا سنگ باشد. اما اغلب رانه‌گیرهای موجود از جنس سنگ می‌باشد. طراحی دستک‌ها علی رغم کاربرد متفاوت مشابه موج‌شکن و آبشکن-ها می‌باشد. نحوه طراحی دستک اعم از جانمایی، نوع دستک، طول دستک، فاصله بین بازوهای دستک در کتابچه راهنمای طراحی و اجرای سازه‌ای حفاظت سواحل به طور مبسوط تشریح شده است.

مغزه رانه‌گیرها از دیدگاه ابعاد سنگدانه‌ها کوچک‌تر و تراواتر از مغزه موج‌شکن است تا حدی که تنها از انتقال رسوبات به داخل کانال ناوبری جلوگیری می‌کند. همچنین در رانه گیرها برخلاف موج‌شکن‌ها امواج مجاز به روگذری می‌باشند. رانه‌گیرها به‌صورت های مختلفی طراحی می‌گردند. دستک دوتایی در دهانه شاخاب‌های کشندی[1] مشابه شکل ۳-۱۷ استفاده می‌شوند. گاهی نیز رانه گیرها به‌صورت ترکیبی با یک موج‌شکن جدا از ساحل به کار می‌روند که نمونه‌ای از آن در شکل ۳-۱۸ نشان داده شده است. دستک‌ها به‌صورت منفرد هم به کار گرفته می‌شوند. در این حالت دستک در بالادست

[1] Tidal inlet

دهانه قرار داده می‌شود. البته ایراد دستک منفرد این است که کانال ناوبری به‌صورت کامل حفاظت نخواهد شد و در بلندمدت جابجا خواهد گشت.

مقطع برخی از دستک‌ها در نزدیکی خط ساحلی به‌صورت یک سرریز[1] اجرا می‌گردند تا به رسوبات اجازه گذر از روی دستک و انباشته شدن در یک حوضچه رسوب‌گیر[2] داده شود (شکل ۳-۱۹). این حوضچه به‌صورت دوره‌ای لایروبی گردیده و رسوبات آن به ساحل پایین‌دست دستک انتقال داده می‌شوند و بدین ترتیب جریان‌های دارای رسوب، مانعی برای کانال محسوب نمی‌شوند. هم‌چنین در صورت وجود جریان‌های کشندی، جریان‌های ناشی از کشند پایین (جزر) سبب هدایت و انتقال رسوبات احتمالی انباشته شده در کانال به سمت دریا خواهند شد.

هنگام انتخاب طول سرریز این نوع دستک، باید به اقلیم امواج موجود در منطقه دقت داشت، درصورتی‌که امواج دارای اقلیم ملایمی‌باشند، طول سرریز باید آنقدر بلند باشد که هیچگاه سرریز دچار انسداد ناشی از انباشت رسوبات نشود. این طول بر اساس شرایط امواج، شیب بستر دریا و راستای اجرای دستک تعین می‌گردد. درصورتی‌که امواج دارای طبیعت متغیری باشند، سرریز باید آنقدر به سمت دریا امتداد یابد که قسمتی ازآن در منطقه شکست موج قرار گیرد تا بدین ترتیب رسوبات ناشی از شکست محدوده‌ی بزرگ‌تری از امواج با ارتفاع‌های مختلف به سمت حوضچه رسوبگیر هدایت شوند.

---

[1] Weir Jetty

[2] Depositional Basin



شکل (۳-۱۷) نمونه‌هایی از به‌کارگیری دستک‌های دوتایی در دهانه یک شاخاب کشندی



شکل (۳-۱۸) نمایی از به‌کارگیری ترکیبی موج‌شکن جدا از ساحل و دستک



شکل (۳-۱۹) نمونه‌ای از به‌کارگیری ترکیبی دستک و سرریز

◘ استفاده از موج‌شکن و رانه‌گیر در حوضه آبگیر

برای طراحی جانمایی موج‌شکن و رانه‌گیر برای مقاصد آبگیری، عوامل و پارامترهای زیادی باید موردتوجه قرار گیرند که در ادامه به‌صورت فهرست‌وار به آن‌ها اشاره خواهد شد:

- طراحی مناسب موج‌شکن و رانه‌گیر به شکلی است که در همه شرایط بایستی آرامش حوضچه حفظ گردد و خللی در کار آبگیری پیش نیاید.
- دهانه ورودی موج‌شکن و رانه‌گیر خارج از ناحیه شکست امواج (۷۰۰ متری ساحل) باشد.
- طراحی رانه‌گیرها و دهانه ورودی به گونه‌ای باشد که انباشت رسوبات و مواد معلق آب در دهانه ورودی به حداقل ممکن برسد.
- تغییرات سطح آب دریاچه در هنگام بالا رفتن تراز آب و چه در هنگام پایین آمدن تراز آن مشکلی برای آبگیری به وجود نیاورد.

- ازنقطه‌نظر تبادل حرارت و شوری، فاصله کافی بین نقطه ورودی آب و محل خروجی آب وجود داشته باشد.
- فاصله بین دو شاخه رانه‌گیر به‌اندازه کافی باشد تا از نظر عرض لازم برای کانال آبگیری، کاربری‌های احتمالی در آینده، لایروبی از حوضچه و غیره مشکلی پیش نیاید.
- در حوضچه طول کافی برای نشست رسوبات و مواد معلق وجود داشته باشد.
- با فاصله گرفتن از ساحل مسئله ورود آشغال، جلبک و صدف‌ها به داخل سیستم آبگیری به حداقل برسد.

۳-۴-۳- آبگیر باز فراساحلی[1]

در بسیاری از حالت‌های آبگیری، به منظور کاهش ورود رسوبات، آشغال‌ها و موجودات دریایی، عدم وجود آلودگی‌های سطحی و کاهش اثر امواج، سازه آبگیر دور از منطقه ساحلی و در اعماق نسبتاً زیاد ساخته می‌شود. به این دسته از آبگیرها، آبگیر فراساحلی گفته می‌شود. آبگیرهای فراساحلی در فاصله بیش از ۱۰۰ متری از ساحل و در اعماق ۲۰-۸ متری زیر سطح آب احداث می گردند. البته آبگیرهای عمیق در اعماق بیشتر و در فواصل حداقل ۲۰ تا ۳۵ متری زیر سطح نیز احداث می گردند(Cartier, 2007).

معمولاً سفره‌های آب مجاور ساحل، آبگیرهای فراساحلی را تحت تأثیر قرار نمی‌دهند. به طور مثال شوری آب این آبگیرها همان مقدار شوری محیط آب دریا است و تنها آبگیرهای فراساحلی که در نزدیکی ورودی رودخانه‌های خیلی بزرگ قرار دارند ممکن است تحت تأثیر کیفیت سفره‌های آبرفتی باشد. چراکه بستر و سفره‌های رسوبی رودخانه‌های بزرگ اغلب تا فراتر از منطقه جزر و مد هم ممکن

[1] Offshore intake

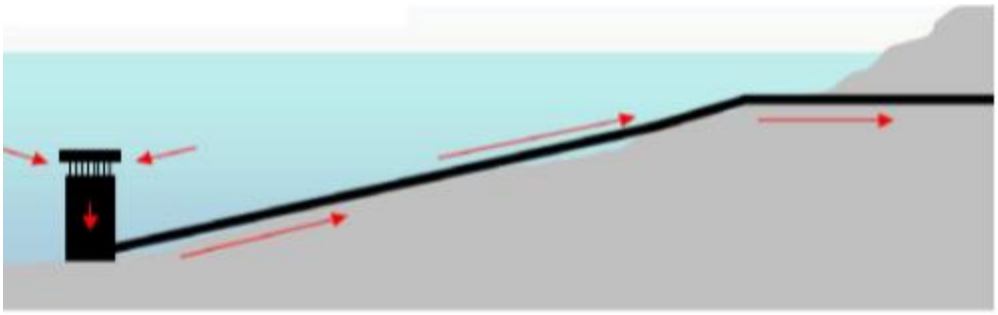
است توسعه یابند. کیفیت این رودخانه‌ها از نظر میزان آهن، منگنز و سایر آلاینده‌های نامطلوب غالباً پایین‌تر از آب دریاهای آزاد می‌باشد.

آبگیرهای باز فراساحلی معمولاً در اعماق ۱۰ متر به بالا در دریا عمل آبگیری را انجام می‌دهند. در این اعماق میزان بار رسوبات معلق بسیار کمتر بوده، به نحوی که آب‌های ناحیه عمیق دارای کیفیتی تا ۱۳ برابر بهتر از آب حوضچه‌های باز می‌باشند (Missimer et al, 2015). آب‌های عمیق به دلیل دور بودن از نور خورشید دارای دمای مناسبی هستند. همچنین از پدیده‌هایی نظیر جلبک قرمز و عروس دریایی[1] که از عوامل آسیب رساندن به تأسیسات آبگیر است، به دور می‌باشد. در آبگیری از آب عمیق به دلیل نامحدود بودن منابع آب توانایی تأمین آب با اطمینان بیشتری وجود دارد که این مسئله در افزایش کارایی آب‌شیرین‌کن‌ها از اهمیت زیادی برخوردار می‌باشد. نکته حائز اهمیت در آبگیری از آب‌های عمیق این است که در مناطقی با جریان‌های ساحلی زیاد ناشی از طوفان، آبگیرهای عمقی می‌توانند از اثرات انتقال رسوب ناشی از طوفان‌های زمستانه در امان باشند. اما شاید مهم‌ترین مسئله در آبگیری از آب عمیق، سختی اجرای آن می‌باشد که در مواقعی اجتناب‌ناپذیر است. در آبگیری از عمق دریا، محافظت از تأسیسات در مقابل برخورد کشتی‌ها موضوعی است که باید به طور خاص موردتوجه قرار گیرد. در این حالت آبگیر باید دور از مسیرهای پرتردد و در ناحیه‌ای بیشتر از عمق آبخور کشتی نصب شوند.

معمولاً آب تا عمق کمتر از ۱۰ متر به دلیل وجود رسوبات معلق، آلودگی‌های هیدروکربنی، لجن، جلبک، موجودات زنده و ... از کیفیت مناسبی برخوردار نمی‌باشد (Gude, 2018). در این حالت

[1] jellyfish

عواملی مانند باد، طوفان، جزر و مد، رواناب، جریانات و کشتیرانی می‌تواند شدت این آلودگی‌ها را تشدید نماید.



شکل (۳-۲۰) چگونگی آبگیری عمیق (Le Roux, 2010)

در شکل ۳-۲۰ آبگیر آب عمیق از نمای روبرو نشان داده شده است، سعی بر این است که آبگیر آب عمیق در عمقی باشد که ضمن رعایت موارد بالا کمترین هزینه نصب، نگهداری و اجرای لوله‌های دریایی را به همراه داشته باشد. به‌طورکلی نقاط عمیق با فاصله کم نسبت به ساحل دارای ترجیح می‌باشند، اما باید توجه داشت این مسئله منجر به مشکلات اجرایی در حین ساخت نشود. این آبگیرها با توجه به مکان قرارگیری سازه ورود آب، به دو صورت اجرا می‌شوند. در نوع اول سازه ورودی برروی بستر دریا و در نوع دوم سازه ورودی بر روی اسکله قرار دارد.

شکل (۳-۲۱) آبگیر عمقی آب‌شیرین‌کن Perth استرالیا با ظرفیت ۱.۳ m^3/s



شکل (۳-۲۲) تعمیر و نگهداری توسط غواصان در آبگیرهای عمیق

آبگیرهای عمقی خود به شکلها و انواع متنوعی ساخته می شود. از نمونه های تک دهانه با کلاهک آبگیر T شکل یا مدور و مستطیلی تا انواع چند دهانه با شکلهای مختلف که در کنار هم جانمایی می شوند. در ادامه در بخش معرفی دهانه آبگیر انواع آن معرفی می گردد.

شکل ۳-۲۱ و ۲۲ نمونه‌ای از آبگیری عمیق را پیش از به‌کارگیری نشان می‌دهد.



شکل (۳-۲۳) آبگیر عمقی آب‌شیرین‌کن Perth استرالیا با ظرفیت $1.3\ m^3/s$

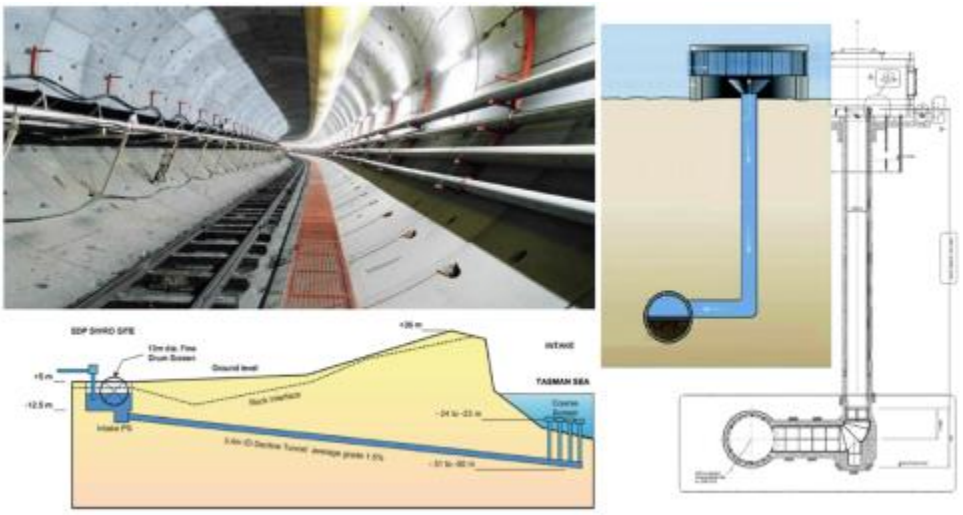


شکل (۳-۲۴) تعمیر و نگهداری توسط غواصان در آبگیرهای عمیق

آبگیرهای عمقی خود به شکلها و انواع متنوعی ساخته می شود. از نمونه های تک دهانه با کلاهک آبگیر T شکل یا مدور و مستطیلی تا انواع چند دهانه با شکلهای مختلف که در کنار هم جانمایی می شوند. در ادامه در بخش معرفی دهانه آبگیر انواع آن معرفی می گردد.

◘ مجاری[1] انتقال آب

یکی از اجزای اصلی سیستم‌های آبگیر، خطوط انتقال‌دهنده آب از محل دهانه آبگیرها تا مکان‌های مصرف، تصفیه و یا ذخیره است. این بخش از سیستم آبگیر، با توجه به ویژگی‌های کاربری طرح، توپوگرافی و شرایط اقلیمی منطقه به‌صورت تونل و یا خط لوله اجرا می‌شود. در آبگیرهای بزرگتر استفاده از تونلهای زیر بستر و در آبگیرهای کوچکتر استفاده از لوله های آرمیده برروی بستر متداول است. ۳-۲۳ نمونه‌ای از تونل را در سیدنی نشان می‌دهد که آب را با دبی ۵/۸ مترمکعب در ثانیه به ساحل انتقال می‌دهد.



شکل (۳-۲۵) انتقال آب از طریق تونل با ظرفیت $5/8\ m^3/s$ در آب‌شیرین‌کن سیدنی (Missimer et al, 2015)

[1] conduit



شکل (۳-۲۶) سیستم TBM برای حفر تونل آبگیر در پروژه Gold Coast desalination plant, Brisbane



شکل (۳-۲۷) ایستگاه پمپاژ حوضچه ساحلی برای انتقال آب از آبگیر دریایی به محل مصرف

همان‌طور که گفته شد یکی از روش‌های انتقال آب به وسیله لوله‌های آبرسانی است. این لوله‌ها در برخی پروژه‌ها به‌صورت روی سطحی و از روی اسکله عبور می‌کنند و در برخی پروژه‌ها با روش‌های مختلف (لایروبی و حفر ترانشه، پایپ جکینگ، حفاری جهت‌دار و ...) از زیر خاک عبور کرده و مدفون می‌شوند. بخش‌های مختلف آن شامل لوله‌های آبرسانی، شیرهای آبرسانی و منصوبات آن‌که شامل شیرهای دروازه‌ای، پروانه‌ای، یک‌طرفه ساده، هوا، حفظ فشار، شناور، ضربه‌گیر، کاهش فشار، کنترل جریان، کنترل سطح آب، کنترل کار تلمبه‌ها، اندازه‌گیری جریان آب و ونتوری مترها می‌باشد.

شکل ۳-۲۶ نحوه اجرای آن را نشان می‌دهد. در طراحی و ساخت لوله‌های انتقال بایستی به عوامل تأثیرگذار مانند موج، جریان‌های محیطی، ساحل و ... توجه کرد. اتصالات لوله‌ها بایستی آن‌ها را از طوفان‌ها، موج‌ها و یا لنگرهای ایجاد شده در حالت شناوری لوله محافظت نماید.



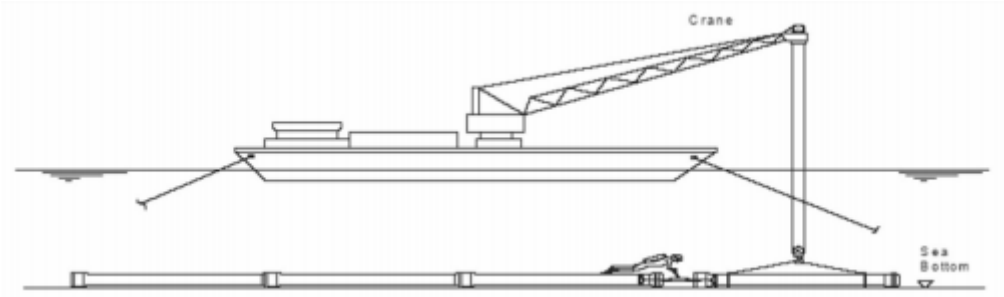
شکل (۳-۲۸) نحوه اجرای خط لوله انتقال آب

لوله‌های انتقال آب را می‌توان از جنس‌های مختلف انتخاب نمود. لوله‌های کامپوزیتی با الیاف شیشه (GRP)[1]، پلی‌اتیلن با چگالی بالا (HDPE)، پلی وینیل کلرید (PVC)، چدن، بتن‌آرمه، آزبست (روکش) سیمانی و فولاد نرم با روکش سیمانی یا اپوکسی از مهم‌ترین گزینه‌ها در این زمینه می‌باشد. با این وجود معمولاً لوله‌های انتقال از جنس پلی‌اتیلن با چگالی بالا[2] انتخاب می‌گردد. این لوله‌ها به دلیل انعطاف بالای آن‌ها در حمل و نصب و همچنین مشخصات هیدرولیکی، سازه‌ای و زیست‌محیطی مناسب، استفاده می‌شود. برای جلوگیری از خطر نشت، نشست و سهولت لوله‌کشی، لوله‌ها به‌صورت جفت و یا چندتایی اجرا می‌شود. شکل ۳-۲۸ آبگیری در عمق ۱۱/۵ متری با استفاده از چهار خط

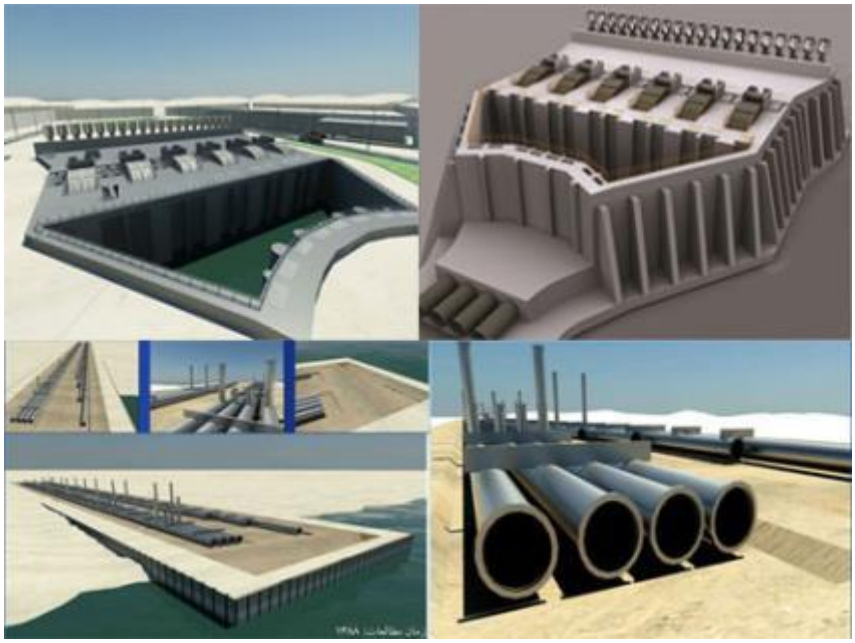
[1] Glass-reinforced plastic
[2] HDPE

لوله به قطر ۲۷۰۰ میلی‌متر و طول حدود ۱/۵ کیلومتر را نشان می‌دهد که به‌صورت ثقلی آب را به حوضچه پمپاژ منتقل می‌کند.



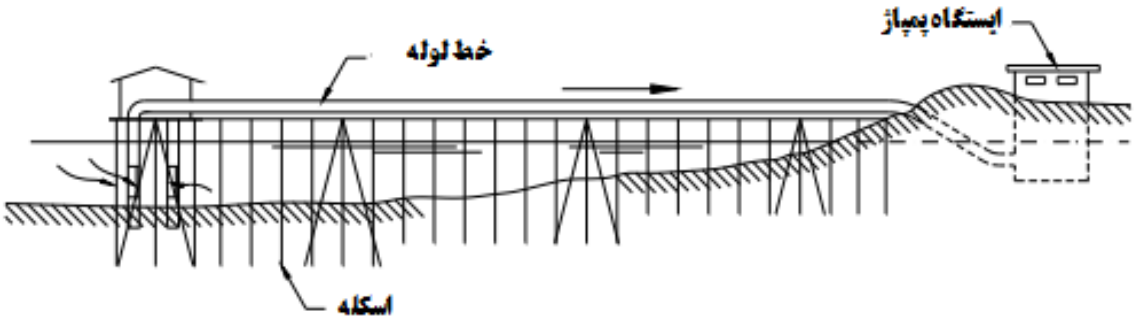


شکل (۳-۲۹) اجرای لوله‌های GRP در خطوط انتقال کف دریا



شکل (۳-۳۰) خط لوله‌ی آبگیر پالایشگاه شرکت نفت ستاره خلیج‌فارس

همان‌طور که گفته شد، لوله‌های انتقال آب از دریا تا ساحل را می‌توان از روی جتی(دستک) عبور داد. در این روش لوله‌ها عمود بر ساحل قرار گرفته و سازه ورودی آبگیر در انتهای جتی نصب می‌گردد. جتی می‌تواند یک سازه توده سنگی، سازه شمع و عرشه و یا ترکیبی از آن دو باشد. انتخاب نوع سازه جتی بر اساس شرایط هیدرودینامیکی و مورفولوژیکی سواحل منطقه، شرایط ژئوتکنیکی بستر دریا، وضعیت موجود ساحل منطقه، وضعیت منابع قرضه و از همه مهم‌تر بر اساس ملاحظات اقتصادی تعیین می‌گردد. مقطع کلی و نمونه‌هایی از سازه اجرا شده به این روش در شکل ۳-۲۹ نشان داده شده است.





شکل (۳-۳۱) نمایی از سیستم آبگیری با عبور لوله از روی جتی

عمده‌ترین مزایای آبگیری از روی جتی عبارت‌اند از:

- عدم تأثیر اجرای سازه بر خطوط ساحلی اطراف در صورت طراحی جتی به‌صورت سازه شمع و عرشه
- دسترسی آسان‌تر جهت نگهداری، کنترل عملکرد و سرویس خطوط لوله عبوری از روی جتی در طول دوره بهره‌برداری
- سهولت اجرا و تکنولوژی نه چندان پیچیده اجرایی

از معایب این روش نیز می‌توان به موارد زیر اشاره کرد:

- نیاز به استقرار سیستم نگهداری در صورت استقرار سیستم پمپاژ بر روی جتی
- تأثیر اجرای سازه بر خطوط ساحلی اطراف در صورت طراحی جتی به‌صورت سازه توده سنگی
- امکان ورود رسوبات به درون پمپ و به وجود آمدن اختلال در سیستم آبگیری
- آسیب دیدن پمپ‌ها تحت تأثیر طوفان و امواج دریایی در صورت آبگیری مستقیم از دریا

در سیستم انتقال به کمک جتی، سازه ورودی آبگیر به سه روش ساخته می‌شود که عبارت‌اند از:

- ساخت سازه ورودی بر عرشه با صفحه‌ای که بر روی شمع‌های اسکله قرار دارد
- ساخت سازه ورودی به عنوان جزئی از یک جزیره مصنوعی
- قرار دادن سازه ورودی در یک کیسون بتنی یا برج آبگیر

در ادامه برخی از موارد فوق توضیح داده خواهد شد. لازم به ذکر است ایستگاه پمپاژ در این سیستم می‌تواند در صورت وجود فضای کافی بر روی سکو یا کیسون پی احداث شود و یا در غیر این صورت در محوطه پروژه در ساحل ساخته شود.

◘ سازه آبگیر به‌صورت سکوی متکی بر شمع

در این حالت آبگیری از دریا به طور مستقیم توسط پمپ‌ها صورت می‌پذیرد و یا به عبارتی پمپ‌ها به‌صورت مستقیم درون آب دریا قرار می‌گیرند. در این روش آبگیری درصورتی‌که عمق آب در محل آبگیری کم باشد، پمپ‌ها در فاصله کمتری نسبت به بستر دریا قرار گرفته که در این صورت رسوبات می‌توانند به درون پمپ وارد شده و سیستم آبگیری را دچار اختلال نمایند. آشغالگیر در دهانه از ورود مواد درشت تر جلوگیری می‌نماید. این روش آبگیری در صورتی پیشنهاد می شود که ساحل یا حوضچه آبگیری تحت تأثیر فرسایش قرار نگیرد و جریان در منطقه آرام باشد. لذا این سیستم آبگیری در سواحلی که تحت تأثیر امواج با ارتفاع زیاد قرار دارند مناسب نمی‌باشد. درصورتی‌که ساحل مقابل

محل پروژه تحت تأثیر امواج با ارتفاع زیاد قرار داشته باشد و استفاده از این روش تنها روش ممکن برای سیستم آبگیری باشد، با احداث یک حوضچه آرامش کوچک در انتهای جتی می‌توان یک ناحیه آرام برای برداشت آب فراهم نمود. به‌طورکلی استفاده از این روش برای شرایطی که محل آبگیری خارج از ناحیه surf zone قرار دارد مناسب‌تر می‌باشد.

◘ آبگیر روی اسکله

در این روش لوله‌های بین سازه ورودی و ایستگاه پمپاژ ساحلی روی اسکله قرار می‌گیرند. گاهی اوقات ممکن است این لوله‌ها علاوه بر هدف اصلی، به عنوان تیرهای اصلی سازه اسکله استفاده شوند. پمپ‌ها نیز ممکن است بر روی یک عرشه در انتهای اسکله یا در یک ایستگاه پمپاژ ساحلی قرار داده شوند. شکل ۳-۳۰ یک اسکله منتهی به کیسون آبگیر مجهز به ایستگاه پمپاژ را نشان می‌دهد.



شکل (۳-۳۲) قرارگیری سیستم پمپاژ بر روی اسکله

◘ سازه آبگیر به‌صورت کیسون بتنی

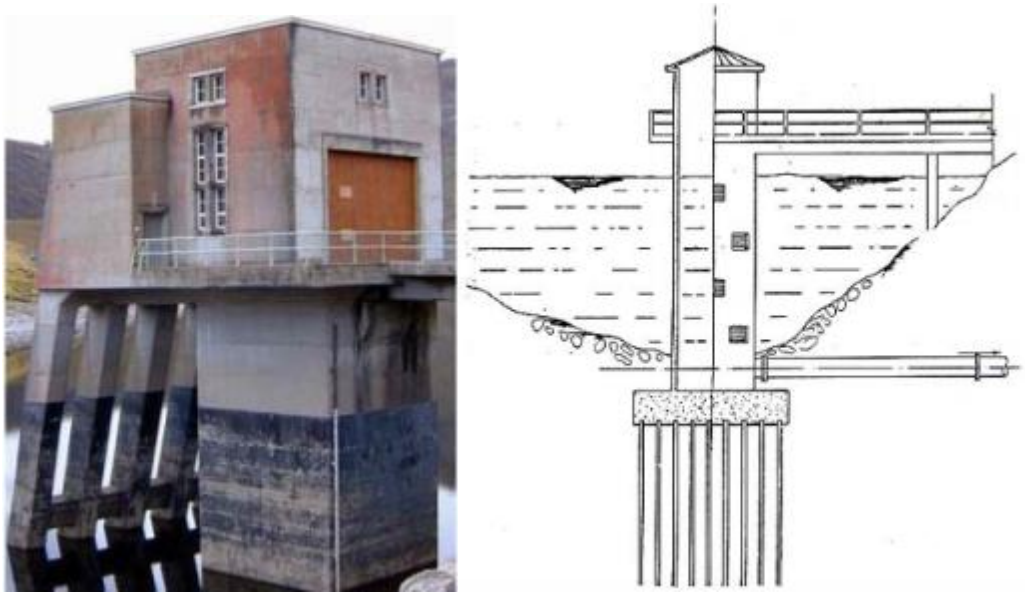
در این سیستم آبگیری، کیسون های بتنی در انتهای جتی و پمپ‌ها درون کیسون قرار می‌گیرند. کیسون سازه ای نگهدارنده و ضد آب به‌صورت توخالی می‌باشد که در زیر تراز آب دریا و رودخانه‌ها و در عمق دلخواه قرار می‌گیرد. برای ورود آب به درون کیسون، سوراخ‌هایی در بدنه کیسون ایجاد می‌شود. ابعاد و اندازه سوراخ‌ها بایستی به‌اندازه‌ای باشد که آب دریا به‌راحتی درون کیسون‌ها جریان یابد. ایجاد سوراخ در بدنه کیسون سبب ورود رسوبات به محفظه درون کیسون شده و سبب آسیب دیدن پمپ‌ها خواهد شد لذا سوراخ‌های ایجاد شده می‌بایست حداقل فاصله‌ای را از بستر دریا داشته باشند تا امکان ورود رسوبات به درون محفظه کیسون کاهش یابد. البته اجرای حفره‌ها روی دیواره کیسون در ترازهای بالاتر در سواحلی که تحت تأثیر جریان جزر و مد می‌باشند محدودیت‌هایی را ایجاد می‌کند.



شکل (۳-۳۳) کیسون آبگیر بر روی اسکله (Toorang et al., ۲۰۱۳)

◘ برج آبگیر

این نوع آبگیر از قدیمی‌ترین تأسیسات آبگیری می‌باشد. برج آبگیر در دریا، دریاچه، سد و حتی رودخانه‌های بزرگ و عمیق به منظور آبگیری با حجم زیاد ساخته می‌شود. تغییرات عمق آب بر عملکرد آن اثر چندانی ندارد، ولی نباید عمق آب از حدود ۲ متر کمتر شود. از آنجا که این آبگیر برای آبگیری زیاد، مناسب و اقتصادی است، در تأسیسات شهری مورداستفاده قرار می‌گیرد. برج آبگیر معمولاً به‌صورت استوانه با منشور یا مقطع بیضوی ساخته می‌شود. احداث این نوع آبگیر با دشواری انجام عملیات ساختمانی در داخل آب روبرو می‌شود. دشواری بهره‌برداری از تأسیسات به سبب ورود ماسه و رس به داخل آبگیر از دیگر مشکلات این نوع آبگیر می‌باشد. شکل ۳-۳۲ **Error! Reference source not found.** نمایی از این آبگیر را نشان می‌دهد.

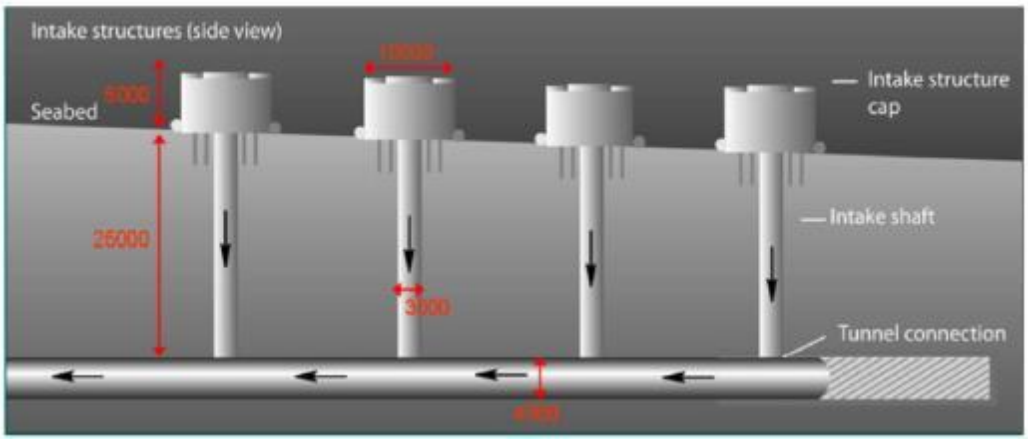


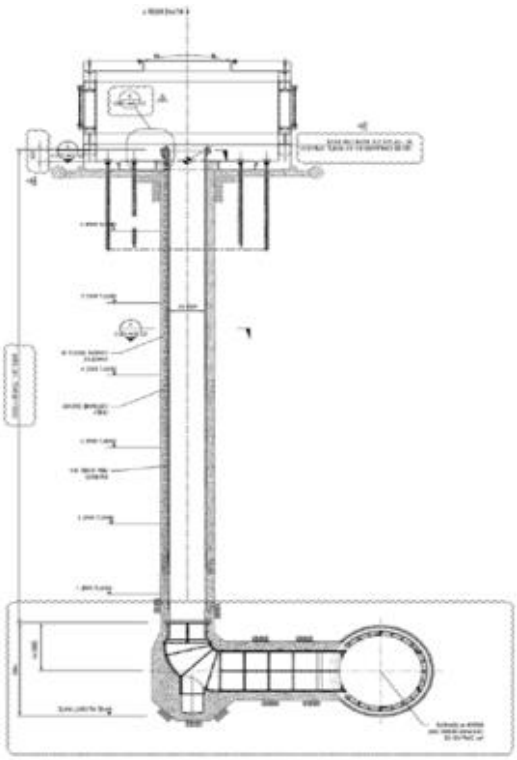
شکل (۳-۳۴) برج آبگیر جهت آبگیری از مخازن و دریاچه ها

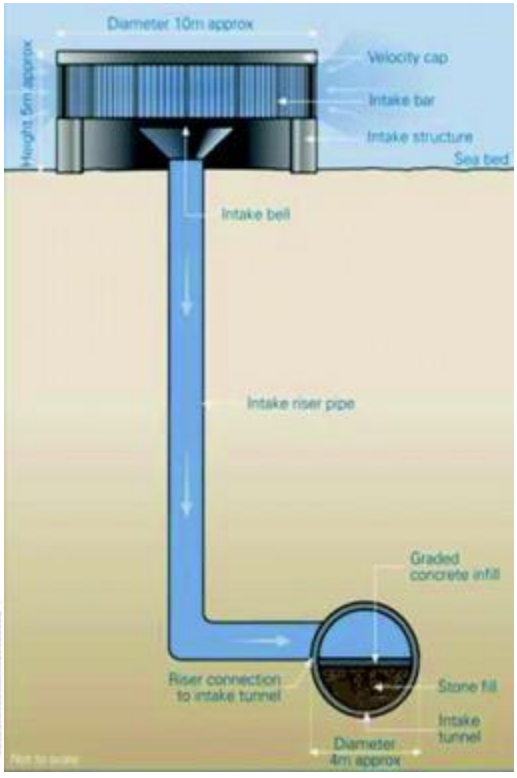
◘ دهانه آبگیر

دهانه یا ورودی آبگیر، به بخش ابتدایی سازه آبگیری گفته می‌شود که آب از طریق آن وارد تأسیسات آبگیری می‌شود. بر روی دهانه آبگیری، شبکه آشغالگیر و یا دریچه‌های قطاعی و کشویی به منظور عدم ورود رسوبات و جانداران نصب می‌گردد. دهانه بایستی در محلی قرار گیرد که رسوبات در جلوی آن ته‌نشین نشده و با سرعت مناسبی عمل آبگیری انجام گیرد. آبگیرها بر اساس نیاز و یا شرایط محیطی به‌صورت تک دهانه[1] و چند دهانه[2] اجرا می‌شوند. از مزیت سیستم‌های چند دهانه این است که برای دبی های بالا مناسبتر بوده و در صورت گرفتگی یا نیاز به تعمیر یک دهانه، کل سیستم از کار نمی‌افتد. همچنین در اجرای این سیستم بایستی دقت کرد که فاصله دهانه‌ها از هم باید به نحوی انتخاب شود تا اثرات متقابل حداقلی بر روی یکدیگر داشته باشند. فاصله مناسب دهانه‌ها از هم ۳-۲ برابر قطر دهانه پیشنهاد شده است. در شکل‌های زیر نمایی از آبگیرهای چند دهانه مورد استفاده در آب‌شیرین‌کن سیدنی و Cayuga آورده شده است.

[1] Single inlet
[2] Multiple inlet

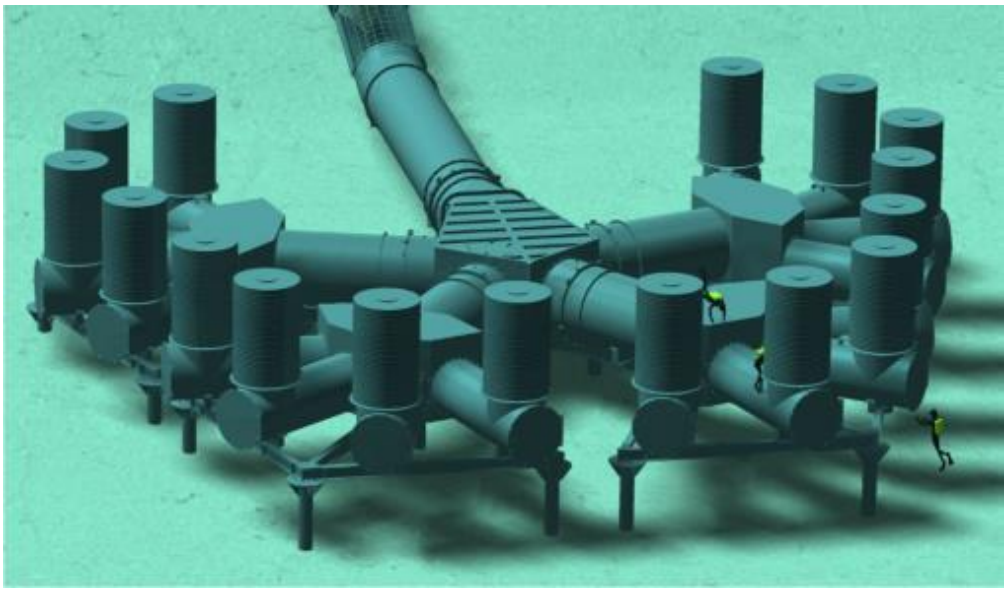






شکل (۳-۳۵) چگونگی فرآیند آبگیری در آب‌شیرین‌کن سیدنی استرالیا

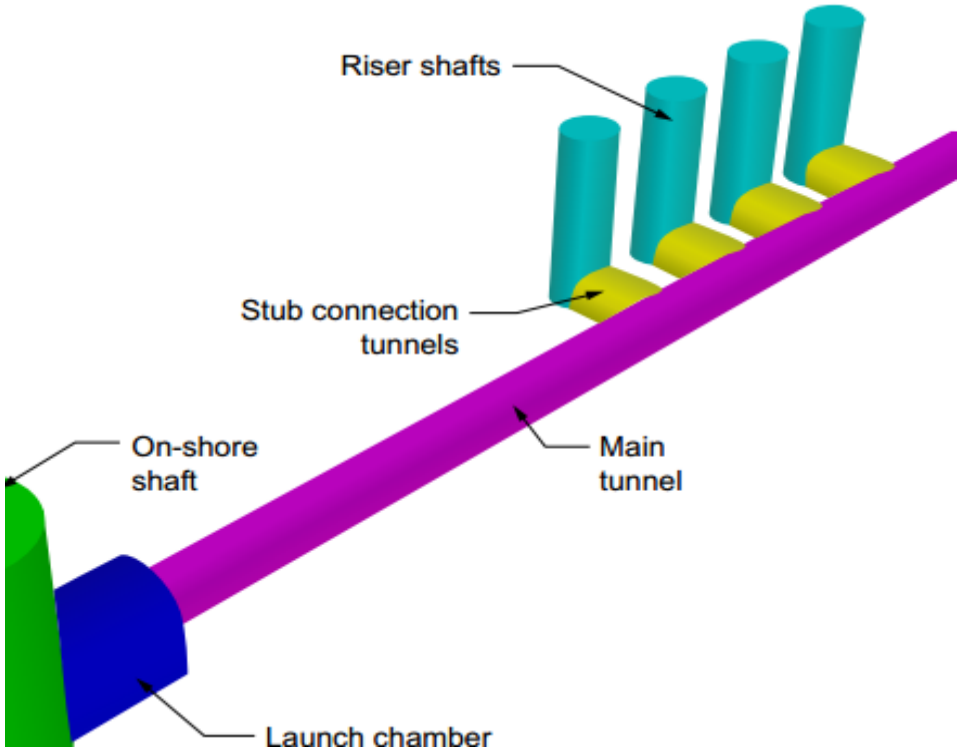




شکل (۳-۳۶) آبگیر چند دهانه نیروگاه Cayuga در ایالت نیویورک امریکا با ظرفیت ۱۰/۷ مترمکعب بر ثانیه

مجرای آبگیر برای کارخانه‌های آب‌شیرین‌کن بزرگ معمولاً تونل‌های بتنی است که در عمق بین ۵ تا ۲۰ متر در زیر بستر دریا حفر شده و از طریق چاهک عمودی آب را برای مصرف انتقال می‌دهند.

شکل ۳-۳۵ نمایی از چاهک عمودی با چهار دهانه که در کارخانه آب‌شیرین‌کن ملبورن اجرا گردیده است را نشان می‌دهد.



شکل (۳-۳۷) آبگیری چند دهانه و انتقال آب از طریق شافت عمودی (Sustainable Desalination Handbook, 2018)

◘ محفظه آبگیری[1]

در آبگیری با حجم‌های بالا، برای جلوگیری از ورود آشغال‌ها و موجودات به سیستم آبگیری، معمولاً در ابتدای سیستم آبگیر فراساحلی از یک محفظه (کلاهک یا اتاقک) مکش[2] مطابق شکل ۳-۳۷

[1] intake chamber
[2] Suction Chamber

استفاده می‌شود. این محفظه پس از ساخت در ساحل به منطقه آبگیری برده شده و در عمق مناسب جانمایی می‌گردد (**Error! Reference source not found.**).

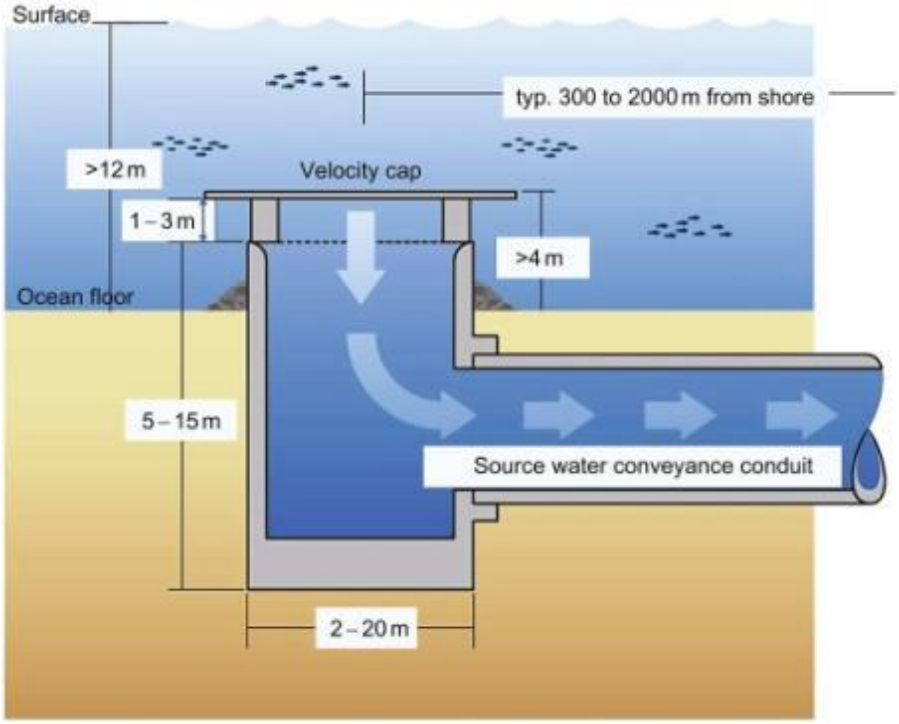


شکل (۳-۳۸) محفظه مکش در حال ساخت آبگیر عمقی در ایزوایکو، بندرعباس



شکل (۳-۳۹) نحوه اجرای سازه آبگیر به روش کشیدن و غرق کردن

کلاهک آبگیر معمولاً از جنس بتنی، مس، نیکل و یا فولاد ضدزنگ است که در فاصله ۱۰-۴ متر بالای بستر دریا، ۲۰-۴ متری زیر سطح میانگین آب دریا (حداقل ۳ متر زیر پایین‌ترین جزر دریا) و در فاصله ۲۰۰۰-۳۰۰ متری از ساحل جانمایی می شود (**Error! Reference source not found.**). در محفظه‌های آبگیر، صافی‌های درشتی بالای کلاهک یا برروی بدنه‌ی آن قرار می‌گیرد (شکل ۳-۳۹). فواصل میله‌های صافی‌ها بین ۵۰ تا ۱۵۰ میلی‌متر پیشنهاد می شود. مسئله اصلی این سازه‌ها ورود تخم ماهی‌ها و جذب جاندارانی است که شعاع هیدرولیکی آن‌ها از فاصله بین میله‌ها کوچک‌تر است. برای جلوگیری و کاهش این اثرات، سرعت آبگیری بایستی حداکثر ۱۵ تا ۳۰ سانتی‌متر در ثانیه انتخاب گردد.



شکل (۳-۴۰) نمایی از سازه مکش با درپوش سرعت و نحوه قرارگیری آن



شکل (۳-۴۱) چگونگی قرارگیری صافی بر روی سازه مکنده در کف دریا

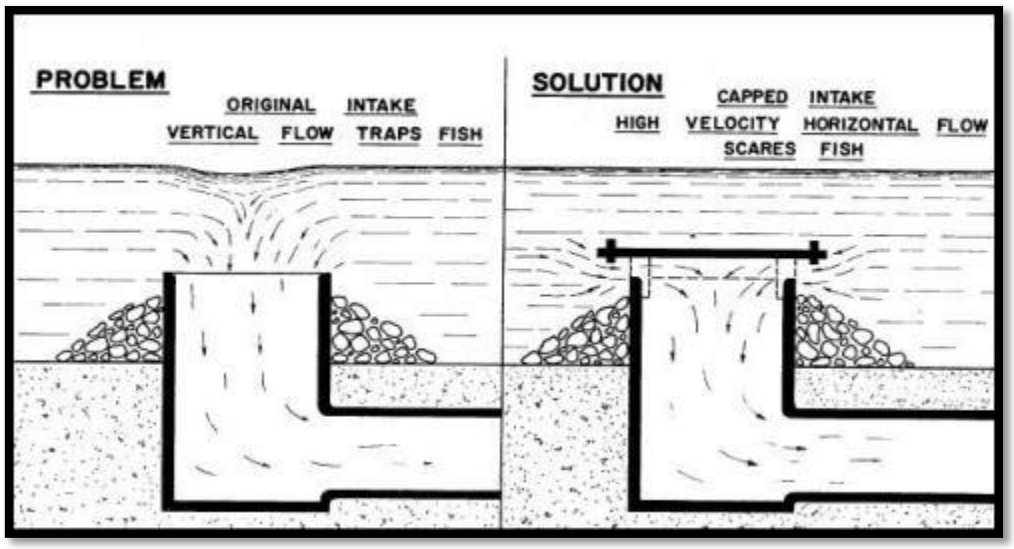
بسته به شرایط منطقه کلاهک آبگیرهای فراساحلی را می‌توان در سواحل ماسه‌ای کم انرژی، در سواحل صخره‌ای، مناطق محصور طبیعی یا دست ساخت اعم از حوضچه‌های چرخش کشتی‌ها، بنادر، تفرجگاه‌های ساحلی و لاگون‌ها احداث کرد. سواحل صخره‌ای مطلوب‌ترین مکان برای احداث آبگیرهای عمقی هستند. باد، امواج، نوسانات سطح آب و کشندها، عمق محیط و جریانات دریایی ازجمله عوامل تأثیرگذار می‌باشند. در سواحل ماسه‌ای با انرژی کم آبگیر عمقی معمولاً دور از ساحل جهت جلوگیری از ورود رسوبات ناشی از جزر و مد، باد، امواج و کشندها ساخته می‌شوند (Missimer et al, 2015). یکی دیگر از معایب این روش گل‌آلودی آب در هنگام اجرا و راه‌اندازی این سیستم می‌باشد. شکل ۳-۴۰ محفظه مکش آب‌شیرین‌کن Gold Coast در بریزبن استرالیا را نشان می‌دهد.



شکل (۳-۴۲) نصب محفظه مکش آب‌شیرین‌کن Gold (Missimer et al, 2015)

◘ درپوش سرعت[1]

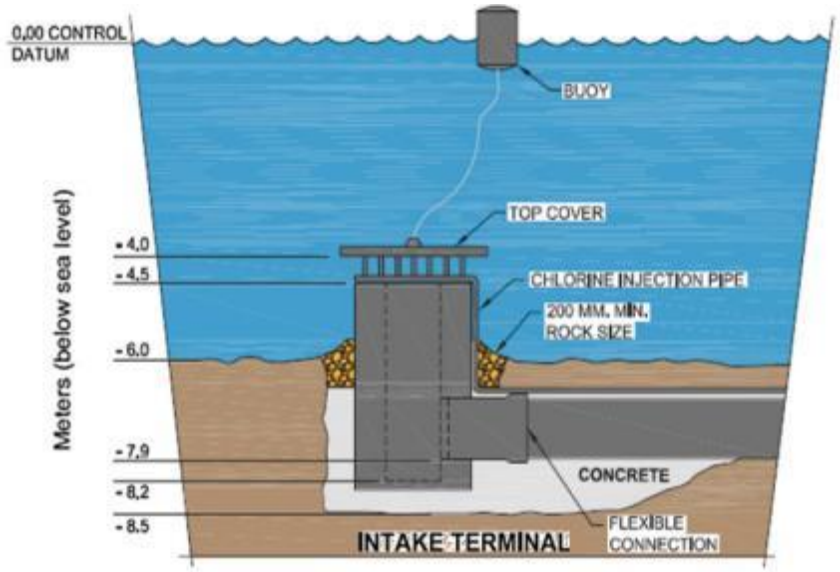
به منظور جلوگیری از ورود موجودات آبزی به سیستم، می توان بجای محفظه آبگیری بر روی دهانه آبگیر که در عمق دریا قرار دارد، از پوشش و مانعی افقی به نام درپوش سرعت مطابق شکل ۳-۴۱ نصب نمود. درپوش از ورود جریان عمودی به سازه آبگیر جلوگیری و آن را به یک جریان افقی تبدیل می‌کند. تغییر جریان (سرعت) عمودی به افقی و ایجاد گردابه در ورودی، سبب کاهش چشم‌گیر جانداران دریایی می‌شود. این امر بدان جهت است که ماهی‌ها جریانات افقی در امتداد بدنشان حس کرده و درصدد دور شدن از منطقه‌ی خطر می‌باشند. بر اساس داده‌ها، تنها قرارگیری دهانه آبگیر سبب کاهش ۷۳-۶۰ درصدی ورود جانداران می‌شود که با تجهیز دهانه با درپوش سرعت می‌توان تا ۹۷٪ کاهش داد(Missimer et al, 2015). البته بایستی توجه نمود، سرعت ورودی آبگیر باید محدود به ۰/۳ متر بر ثانیه و در برخی موارد تا حداکثر ۰/۹ متر بر ثانیه طراحی گردد تا ماهی‌ها فرصت فرار داشته باشند(Pankratz,2015).



شکل (۳-۴۳) نحوه تغییر سرعت با استفاده از درپوش سرعت

[1] velocity cap

استفاده از درپوش سرعت یکی از بهترین روش‌ها برای کاهش ورود جانداران به سازه آبگیر می‌باشد. برای دهانه‌های مستطیلی این سازه‌ها بهتر است که عرض افقی دهانه حدود ۱/۵برابر ارتفاع آن باشد تا جریان یکنواخت شود و میزان ورود ماهی‌ها به حداقل برسد. اگر این مقدار از ۱/۵ برابر بزرگتر باشد، به غیریکنواخت‌تر شدن سرعت ورودی و افزایش زمان واکنش ماهی‌ها منجر خواهد شد. درپوش سرعت در کاهش ورود جانداران مؤثر می‌باشد اما در کاهش ورود تخم‌ها و لاروها مؤثر نیست. بنابراین این نوع از سازه‌های مکش اغلب در ترکیب با حوضچه‌های آشغالگیری ساحلی به کار می‌رود (Le Roux, ۲۰۱۰).



شکل (۳-۴۴) فواصل قرارگیری درپوش سرعت (Missinner et al., ۲۰۰۹)

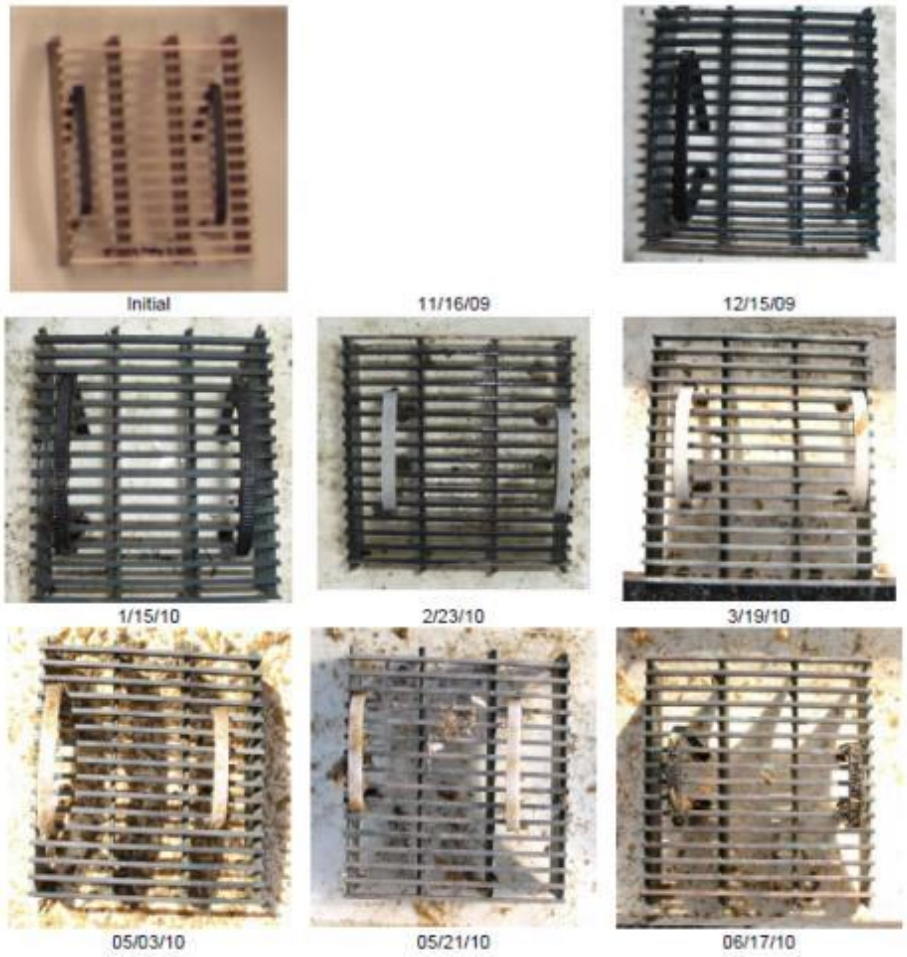
◘ صافی‌های فلزی و توری‌های آشغالگیر

کیفیت آبگیری از دریا به‌صورت مستقیم بر کارایی سیستم آب‌شیرین‌کن تأثیرگذار است. ورود رسوبات، مواد معلق و مواد شناور به آبگیر می‌تواند سبب خرابی تجهیزات آبگیری و گرفتگی فیلترها و صفحات آشغالگیر شود(**Error! Reference source not found.**). با به کارگیری مصالح مقاوم در برابر رسوبات مانند آلیاژ مس نیکل دار می‌توان از گرفتگی ناشی از رسوبات زیستی (تجمع پوسته و جلبک) بر روی صفحات آشغالگیر جلوگیری نمود. به‌طورکلی هرچقدر مقدار ذرات جامد معلق، ذرات کلوئیدی و میکروارگانیسم‌ها در آب بیشتر باشد، هزینه بیشتری برای تصفیه اولیه و رفع گرفتگی فیلترها و غشای ممبران‌ها در مراحل بعدی نمکزدایی به پروژه تحمیل می‌شود. به همین دلیل نیاز است جهت جلوگیری از ورود رسوبات معلق و مواد زائد جامد، جلبک و جانداران ریز و درشت دریایی به آبگیر، تمهیدات خاصی اندیشیده شود. یکی از این تمهیدات، نصب شبکه‌های صافی و آشغالگیر در محل دهانه ورودی می‌باشد. تجهیزاتی که بدین منظور به کار گرفته می‌شود در ۳-۴۶ نشان داده شده است. این تجهیزات شامل صافی های دهانه آبگیر و آشغالگیرهای ریز و درشت، صفحات نواری، غلتکی، دورانی و ... می‌باشد که به شکل ثابت و متحرک قابل اجرا می‌باشند. آشغال جمع شده در پشت آشغالگیر را می‌توان به‌صورت دستی (بیشتر آبگیرهای کم‌عمق)، از راه دور با استفاده از ریموت و یا به‌صورت خودکار[1] با استفاده از دستگاه‌های مکانیکی جمع‌آوری نمود. دستگاه مکانیکی به وسیله تایمر یا از طریق اختلاف سطح آب در طرفین آشغالگیر عمل می‌نماید. همچنین در مواردی که مواد گیاهی زیادی در شبکه آشغالگیر جمع می‌شود، می‌توان از چنگک‌های مکانیکی استفاده نمود. این چنگک‌ها به طور اتوماتیک بر اساس فواصل زمانی مشخص یا تغییر سطح آب به کار می‌افتد.

[1] Automatic



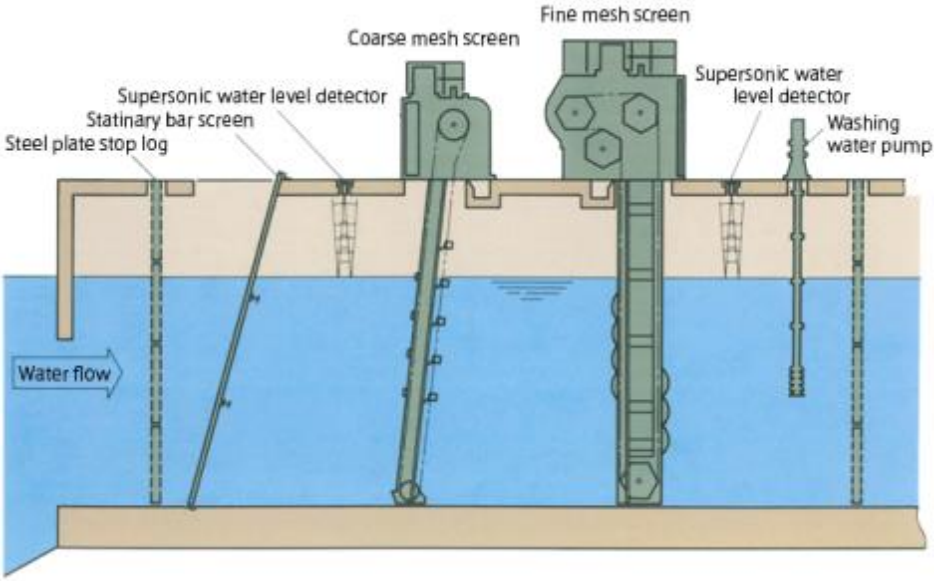
شکل (۳-۴۵) مشکل گرفتگی و رسوب گذاری زیستی صفحات آشغالگیر duplex در بازه‌ی ۸ ماهه



شکل (۳-۴۶) کاهش گرفتگی با به‌کارگیری صفحات آشغالگیر Z- alloy در بازه‌ی ۸ ماهه



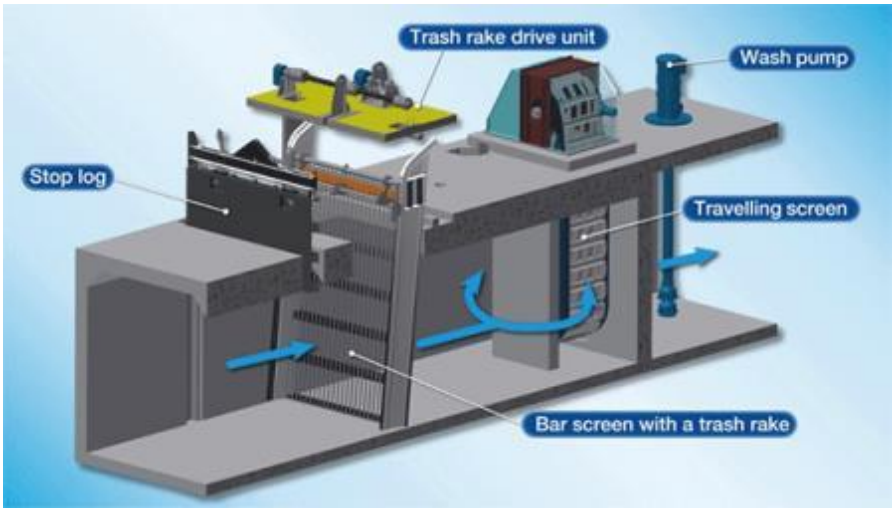
شکل (۳-۴۷) گرفتگی در میله‌های صافی



شکل (۳-۴۸) نمایی از مقطع عرضی کانال آبگیری

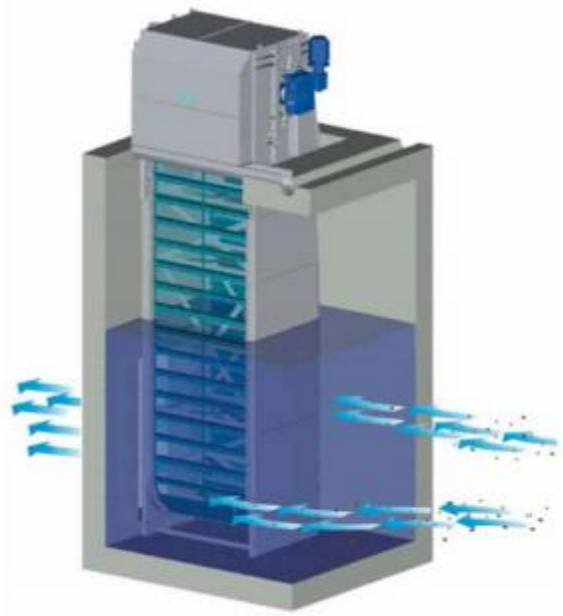
◘ آشغالگیر نواری[1]

آشغالگیر های نواری از سال ۱۸۹۰ در آبگیرها مورد استفاده قرار مـی گیرنـد. ایـن آشـغالگیرها دارای صفحات متحرک(گردان) مشبک با چشمه‌هایی به ابعاد ۹/۵-۶ میلـی‌متـر مـی‌باشـند (شـکل ۳-۴۸). هنگامی که قسمتی از صفحه متحرک، در بیرون از جریان آب قرار دارد، یـک جریـان آب پرفشـار بـه منظور حذف آشغال‌ها و بیرون آوردن زباله‌ها، صفحه را می‌شوید (Missinner et al., ۲۰۱۵). معمولاً از این شبکه آشغالگیر در کانال‌ها، چاه‌های مرطوب و ایستگاه پمپاژ که با لوله بـه دریـا متصـل انـد و از آشغالگیر درشت یا درپوش سرعت در ورودی آن به‌کار رفته است، استفاده می‌شود. این آشغالگیرها به گونه‌ای طراحی می‌شوند که حداکثر سرعت آب از بین شبکه آن ۰/۱۵ متر بر ثانیه باشد.

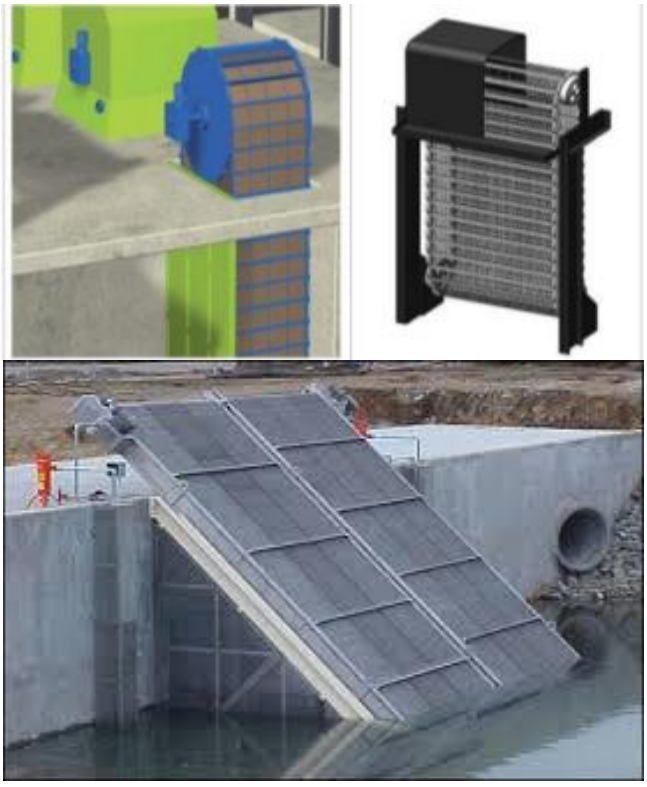


شـکل (۳-۴۹) بخش‌های مختلف سیستم آشغالگیر در آبگیرهای باز ساحلی

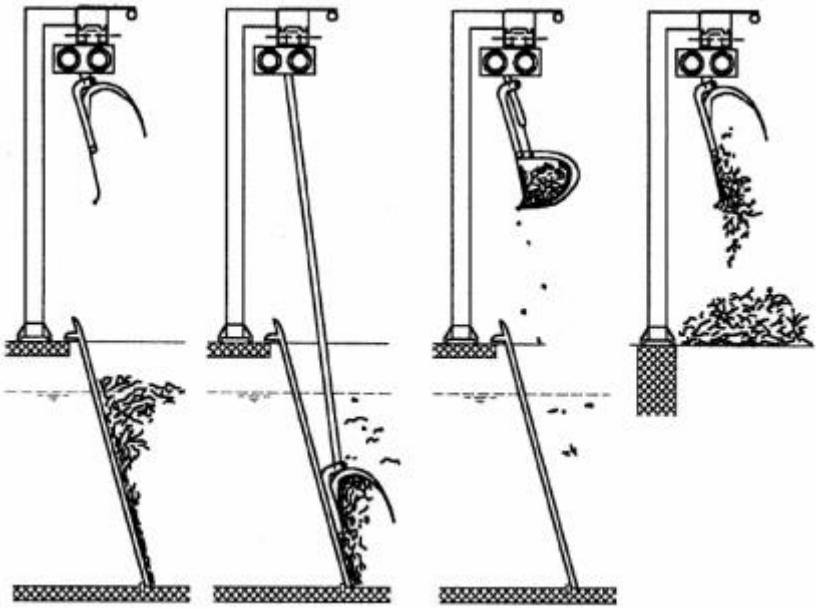
[1] Traveling Water Screen / Band Screen



شکل (۳-۵۰) ساختار صافی نواری



شکل (۳-۵۱) آشغالگیر نواری مورب و قائم (www.water.bilfinger.com)



شکل (۳-۵۲) چگونگی پاکسازی خودکار شبکه آشغالگیر



شکل (۳-۵۳) آشغالگیر با صافی جریان دوطرفه (Pankratz, 2007)

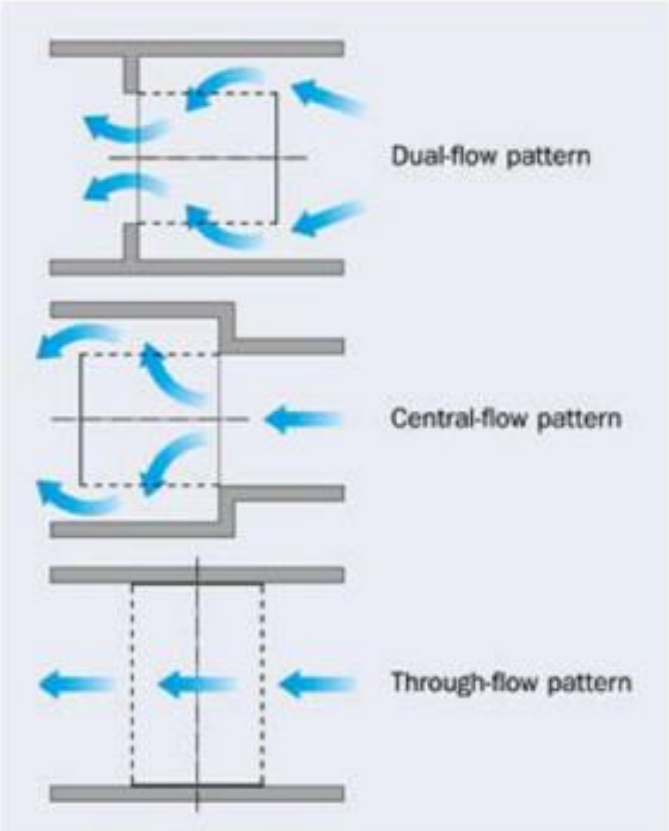
به‌طورکلی صافی‌های نواری به سه دسته زیر تقسیم می‌شوند که نحوه عملکرد آن درشکل زیر نشان داده شده است.

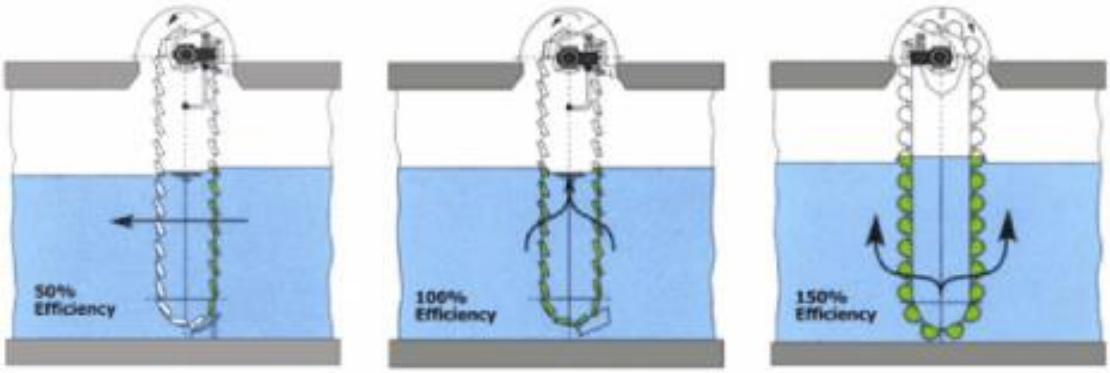
- صافی جریان دوطرفه[1]: این نوع صافی با توجه به آرامش نسبی بعد از خروج آب از صافی در مواقعی که فاصله پمپ از صافی کم باشد، دارای کارایی مناسبی می‌باشد. در این نوع صافی با توجه به مکانیزم طراحی، امکان عبور رسوبات وجود ندارد.
- جریان مستقیم[2]: این نوع صافی به منظور انتقال مستقیم آب برای کارهای غیرحساس مورداستفاده قرار می‌گیرد. ضعف این صافی نسبت به حالت اول عدم جذب ذرات واریزه[3] می‌باشد. بنابراین استفاده از این نوع سیستم جهت حوضچه آبگیر آب‌شیرین‌کن‌ها با توجه به حساسیت تأسیسات توصیه نمی‌شود.
- جریان مرکزی[4]: این صافی نیز به دلیل جذب ذرات رسوب در اکثر پروژه‌ها نمی‌توان از آن استفاده نمود.

با توجه به موارد ذکر شده تنها صافی دوطرفه با توجه به حساسیت تأسیسات قابل توصیه می‌باشد (شرکت مهندسی مشاور مهاب قدس، ۱۳۹۳).

---

1 Dual flow
2 Thugh flow
3 Debris
4 Flow central



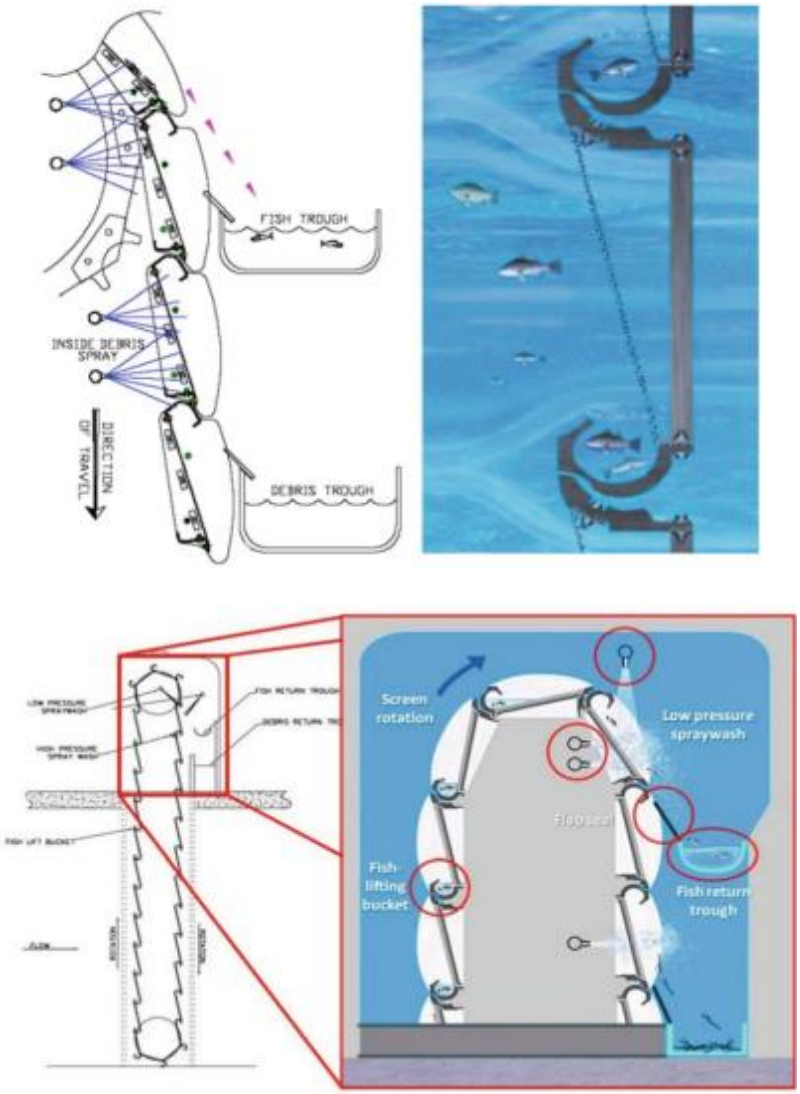


شکل (۳-۵۴) انواع صافی نواری و نحوه عملکرد آن‌ها

◘ آشغالگیر دوار با سطل ماهی[1]

این آشغالگیر اصلاحی از آشغالگیر نواری است که در آن صفحه متحرک به سطل ماهی مجهز شده است. بدین صورت که با چرخش صفحه، سطل حاوی ماهی‌ها به بالا هدایت می‌شود و با یک اسپری کم‌فشار آب، ماهی‌ها از سطل جدا و به آب برگشت داده می‌شود. در برخی موارد ۸۰-۷۰ درصد ماهی‌ها با کمک این آشغالگیر زنده می‌مانند. شکل ۳-۵۳ نمایی از یک آشغالگیر مجهز به سطل و سیستم شستشوی مربوط به آن را نشان می‌دهد.

[1] Ristroph Screen



شکل (۳-۵۵) آشغالگیر مجهز به سطل ماهی (Missinner et al., ۲۰۱۵)

برخی از سیستم‌های آبگیری به منظور جلوگیری از آسیب زدن به موجودات دریایی و برخی دیگر به منظور شستشوی صفحات به سطل ماهی مجهز می‌گردند. در این سیستم‌ها سرعت ورودی آبگیر به اندازه‌ای بایستی انتخاب گردد تا حتی الامکان از ورود موجودات دریایی جلوگیری شود. همچنین درصد قابل‌توجهی از موجودات دریایی بعد از ورود از طریق یک خط لوله ثانویه می توانند به دریا برگردانده شوند(Pankratz, 2015).

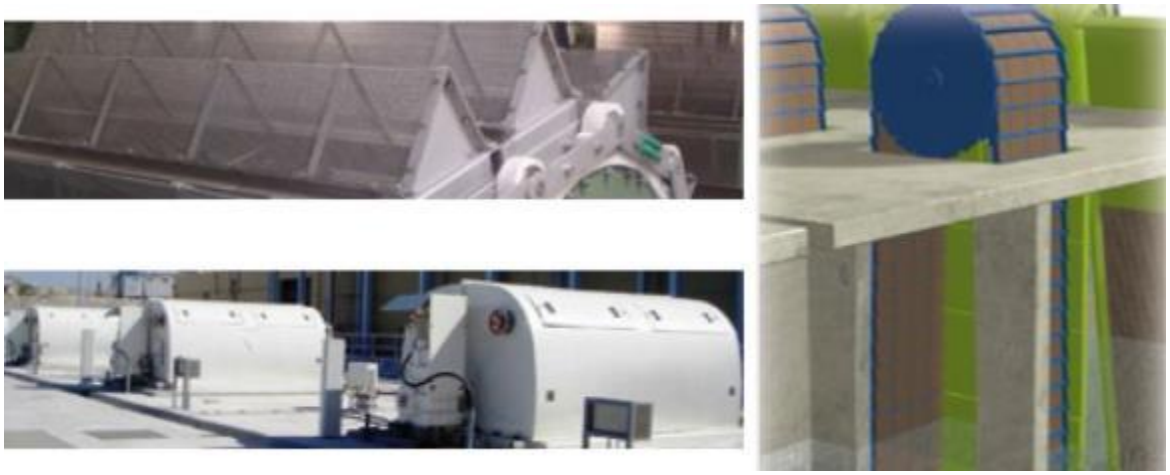


شکل (۳-۵۶) نمایی از یک آشغالگیر دوار

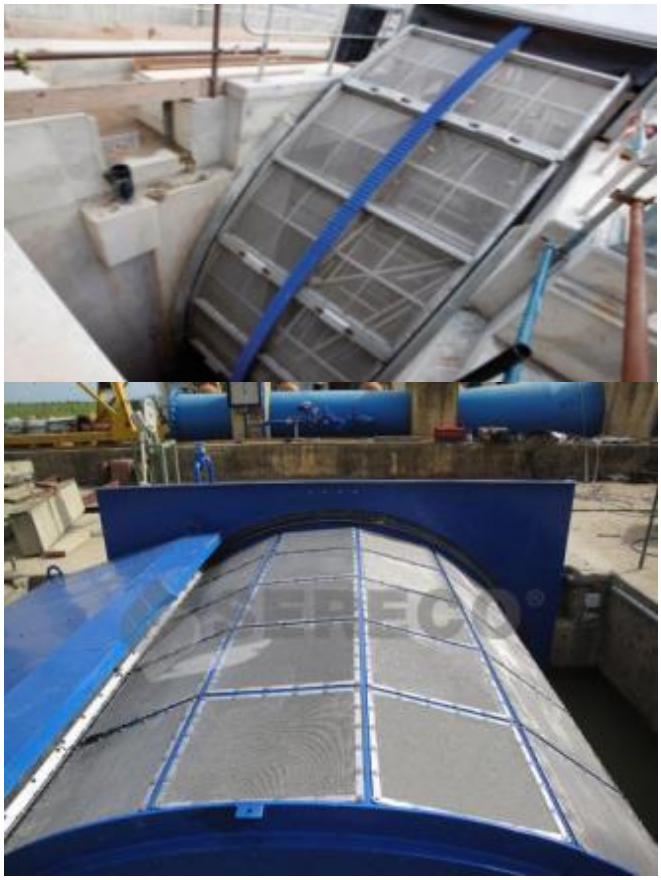
◘ آشغالگیر غلتکی[1]

آشغالگیر غلتکی (استوانه‌ای یا چرخنده) برای حذف مواد خام بزرگ در آبگیرهای سطحی بکار می‌رود. این آشغالگیرها به عنوان یک جایگزین برای آشغالگیرهای نواری به حساب می‌آیند. در این آشغالگیرها صفحات مشبک توری روی محیط یک استوانه بزرگی که به آرامی حول محور افقی خود می‌چرخد، نصب شده است و آب دریا با استفاده از کانال آب، به طور شعاعی از توری عبور نموده و در جهت محوری از آن خارج می‌شود. از شبکه آشغالگیر استوانه‌ای معمولاً در مواردی که حجم اجسام شناور قابل توجه باشد، تغییرات سطح آب کم باشد و یا به طور دائم زباله وارد شود، استفاده می‌گردد. نحوه نصب و کارکرد این سیستم در شکل ۳-۵۵ مشاهده می‌شود. شکل ۳-۵۶ (چپ) نمونه‌ای از آشغالگیر غلتکی را در آب‌شیرین‌کن سیدنی نشان می‌دهد. سیستم شستشوی این آشغالگیرها مشابه آشغالگیرهای نواری می‌باشد و ابعاد آن‌ها ممکن است تا ۱۵ متر در عرض و ۴ متر در قطر متغیر باشند (Missimmer et al., ۲۰۱۵).

[1] Rotating Drum Screens

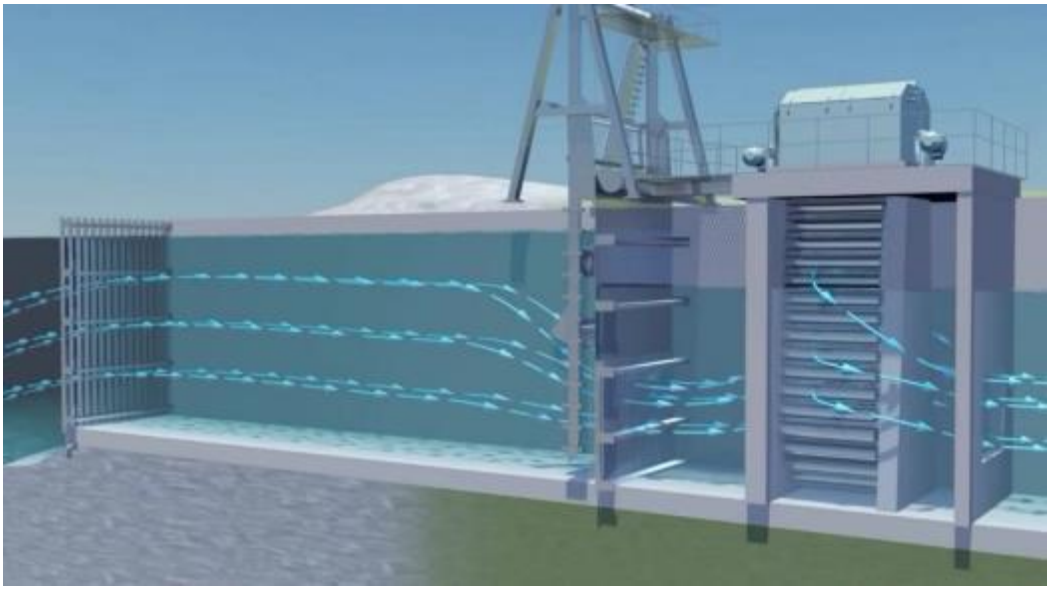


شکل (۳-۵۷) نحوه نصب و کارکرد سیستم فیلتر چرخنده



شکل (۳-۵۸) آشغالگیر غلتکی آب‌شیرین‌کن سیدنی(Missimmer et al., 2015)

نکته مهم در طراحی و استفاده از این نوع فیلترها این است که ماهی‌های بزرگتر امکان دارد از روی محفظه انتقال فرار کنند، لذا در ابتدای ورود آب به سیستم آبگیر سطحی و یا کانال مربوط به آن، فیلتر میلگردی مورد نیاز است تا با تشکیل یک فیلتر درشت از ورود ماهیها ممانعت به عمل آورد. در شکل ۳-۵۷ این فیلترها قابل مشاهده است.



شکل (۳-۵۹) حضور فیلتر میلگردی در ابتدای کانال آبگیری از دریا

◘ آشغالگیر نواری سوراخ ریز[1]

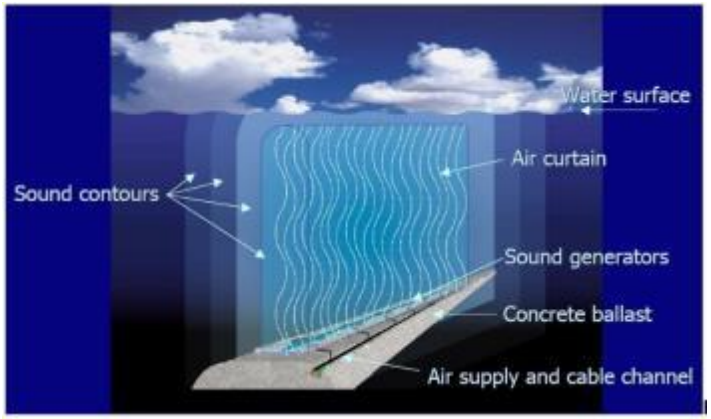
آشغالگیر نواری سوراخ ریز به آن دسته از آشغالگیرها گفته می‌شود که در آن فاصله عرضی بین میله‌ها کمتر از ۲۵ میلی‌متر باشد. همچنین توری‌های ریز سیمی که طول سوراخ‌های آن کمتر از ۲۵ میلی‌متر باشد نیز شامل این نوع آشغالگیرها می‌شوند. از این آشغالگیر به منظور کاهش ورود تخم‌ها، لاروها و جانداران دریایی ریز به سیستم آبگیری استفاده می‌شود. معمولاً این آشغالگیرها روی یک آشغالگیر نواری با دهانه‌های ۰/۵ تا ۵ میلی‌متری نصب می‌شوند. هرچند در این آشغالگیرها با کاهش

[1] Fine Mesh Traveling Screens

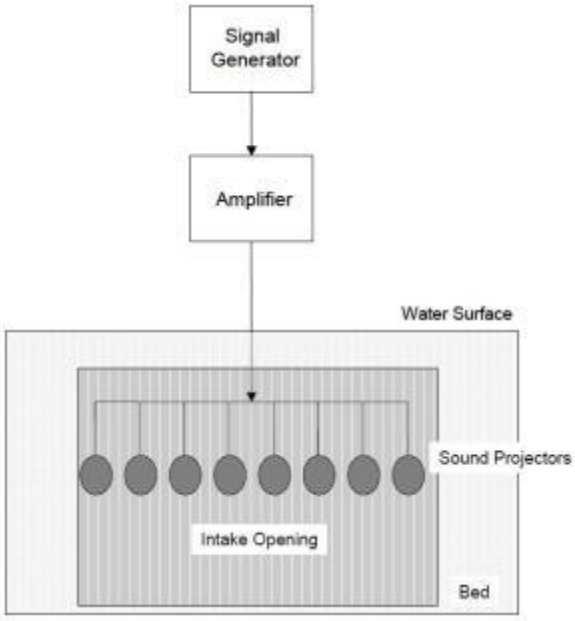
۸۰ درصدی ورود جانداران دریایی همراه است، اما ممکن است در طول عمر مفید آن‌ها به دلیل تجمع آشغال‌ها مشکلاتی ایجاد شود. بنابراین در برخی مکان‌ها فقط به‌صورت فصلی در طول دوره وفور و فراوانی لاروها و تخم‌ها استفاده می‌شوند(Missimer et al., 2015).

◘ حفاظ صوتی

در برخی از سیستم‌های آبگیری ممکن است از آشغالگیر استفاده نشود، در این حالت لازم است تمهیداتی را برای جلوگیری از ورود ماهی‌ها به سیستم پیش‌بینی نمود. یکی از این روش‌ها، استفاده از حفاظ صوتی می‌باشد. این حفاظ‌ها با تولید امواجی که در محدوده تشخیص آبزیان است از ورود آن‌ها به محدوده آبگیری جلوگیری می‌نماید. شکل ۳-۵۸ نحوه جانمایی حفاظ‌های صوتی را نشان می‌دهد. سیستم‌های حفاظ صوتی همان‌طور که در شکل ۳-۵۹ قابل مشاهده است شامل ژنراتور سیگنال، پروژکتور صوتی حداقل ۴۵۰ واتی و تقویت‌کننده می‌باشد.



شکل (۳-۶۰) نحوه جانمایی حفاظ‌های صوتی



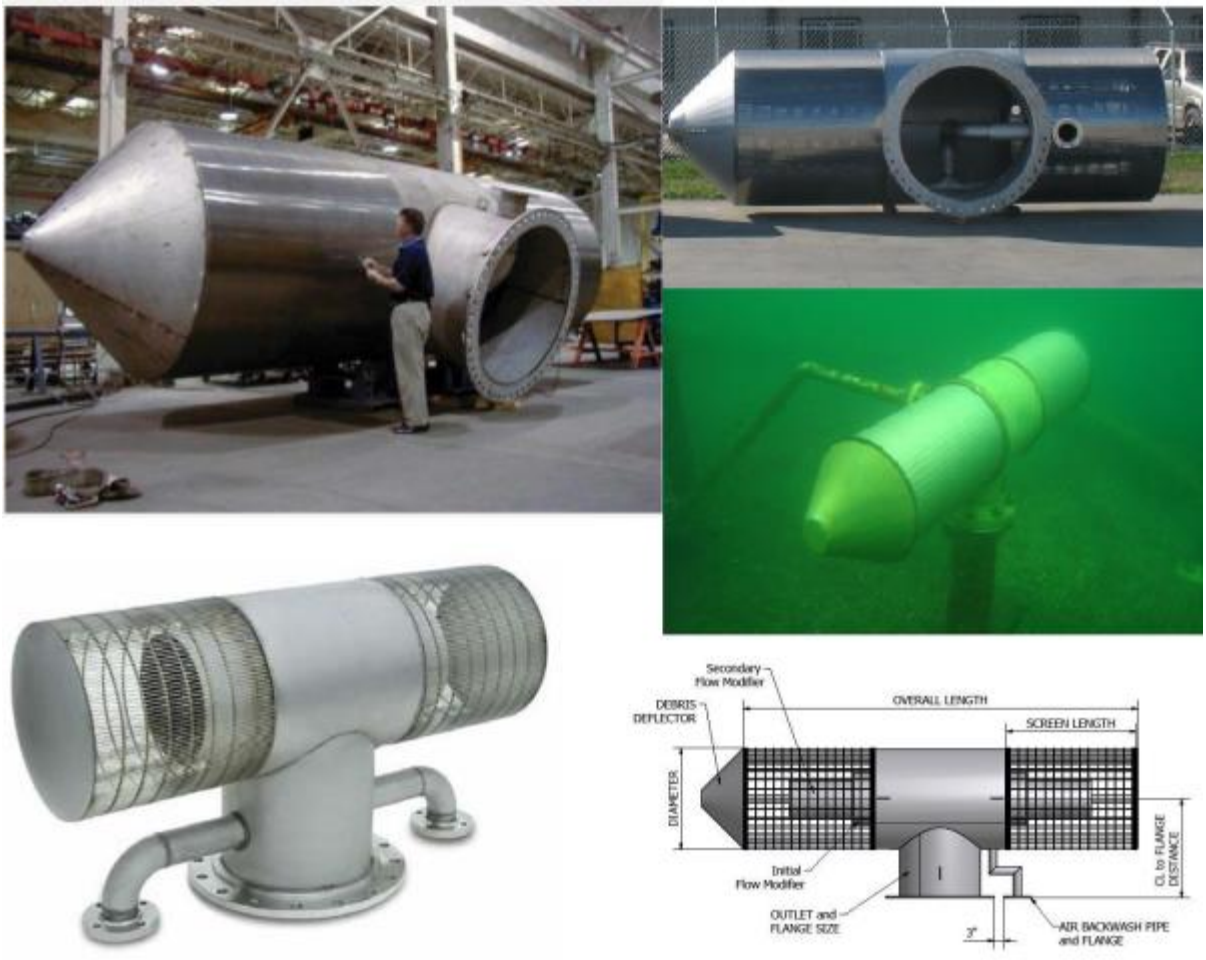
شکل (۳-۶۱) اجزای سیستم حفاظ صوتی

در آبگیرهای عمقی با اتصال صافی به سر دهانه آبگیر می‌توان از اعماق دریا به روشی ایمن آبگیری نمود. در ادامه به معرفی آبگیرهای T شکل مجهز به صافی پرداخته می‌شود.

◘ فیلترهای غیرفعال[1]

یکی از بهترین روش‌ها به منظور جلوگیری از ورود و به دام افتادن موجودات دریایی، استفاده از فیلترهای نصب شده برروی کلاهک آبگیر می‌باشد. فیلتر غیرفعال، صافی فلزی با میله‌های ذوزنقه‌ای مطابق شکل ۳-۶۰ می‌باشد. این نوع صافی ها نیاز به آشغالگیرهای ریز و درشت ساحلی را کم می‌کنند(Cartier and Corsin, ۲۰۰۷).

[1] passive screen



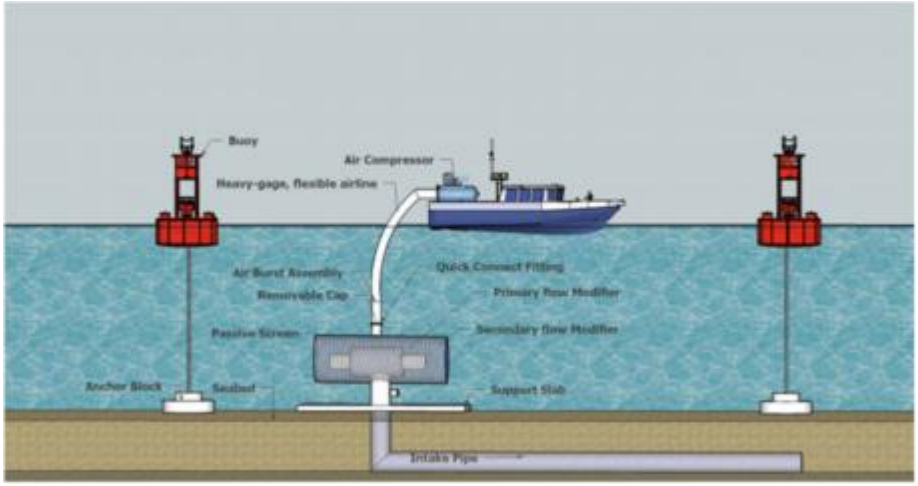
شکل (۳-۶۲) نمونه‌هایی از آبگیر عمقی دارای فیلتر T شکل

همان‌طورکه در شکل ۳-۶۱ نشان داده شده است، این آشغالگیرها علاوه بر استفاده در آبگیرهای عمقی، در ساحل و به عنوان آبگیرهای سطحی در کناره کانال‌های آبگیری یا دیوارهای دریایی نیز استفاده می‌شود.

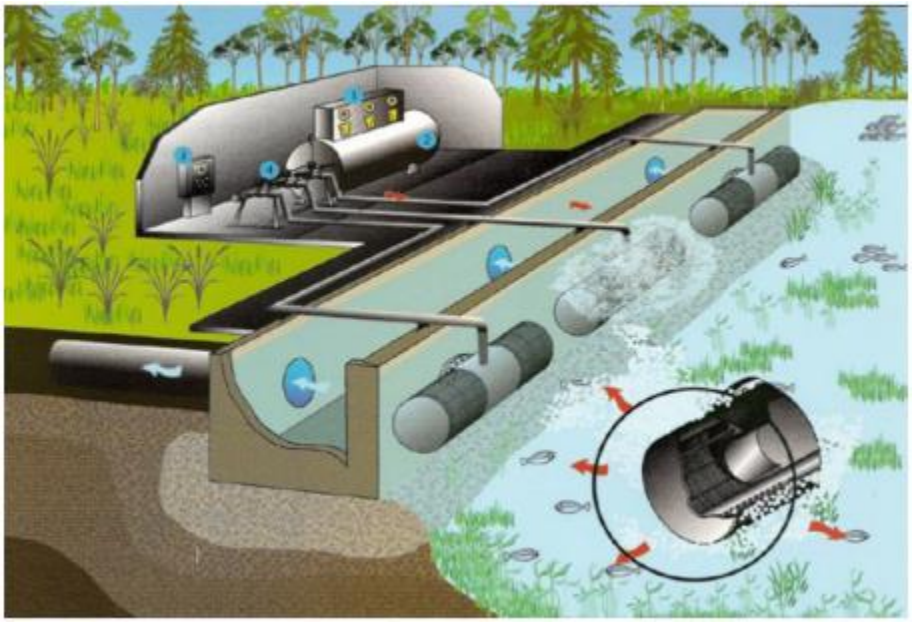


شکل (۳-۶۳) صافی مکنده در کانال برای آبگیری سطحی (Missimer et al, 2015)

یکی از بخش‌های مهم صافی، سیستم شستشوی معکوس می‌باشد که توسط هوای پرفشار با استفاده از پمپ‌های سانتریفیوژ انجام می‌گیرد. به این صورت که به منظور دفع آشغال‌ها از سطح صافی، توده‌ای از هوای فشرده از شکاف و منافذ به آن تزریق می‌شود. سپس آشغال توسط الگوهای جریان محیط به دور از صافی منتقل می‌شود (شکل ۳-۶۲). در این روش شستشوی صافی می تواند از راه دور کنترل گردد.



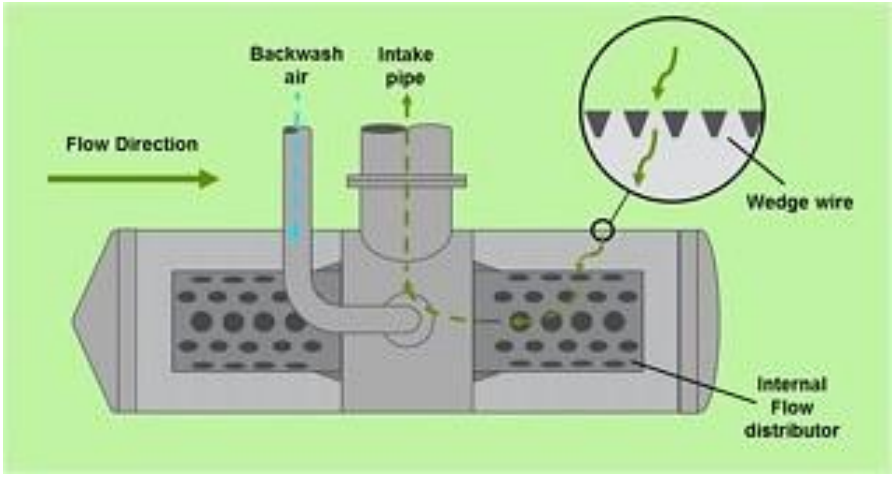
شکل (۳-۶۴) سیستم شستشو سازه مکش مجهز به تهویه هوا بر روی قایق (Missimer et al, 2015).



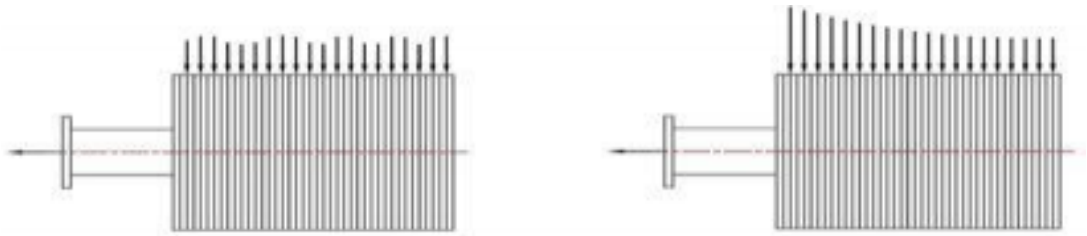
شکل (۳-۶۵) نمایی از اجزای صافی مکنده Johnson با جریان هوای پاک‌کننده صفحات (HydroburstTM)

در صافی‌های غیرفعال از صفحات آشغالگیر گوه‌ای شکل استفاده می‌گردد (شکل ۳-۶۴). فاصله بین میله‌های این صفحات کمتر از ۳ میلی‌متر می‌باشند. در ادامه، این صفحات به طور کامل توضیح داده شده است. نکته دیگر در صافی‌ها این است که توزیع آب در تمام طول صافی بایستی بهینه باشد و با یک سرعت ثابت آبگیری انجام پذیرد. سرعت مناسب برای عبور آب از بین میله‌ها ۰/۱ تا ۰/۱۵ متر بر ثانیه است. توزیع مناسب و نامناسب آب در شکل زیر مشخص شده است(Cartier and Corsin, 2007).

طراحی صافی به دبی آبگیر، انرژی موردنیاز، میزان آشغال در منطقه آبگیری، شرایط هیدرولیکی محیط و موجودات دریایی محل بستگی دارد و بایستی به نحوی انجام گیرد تا ضمن جلوگیری از ورود جانداران به سیستم، حداقل گرفتگی را دچار شود تا بیشترین دبی به سیستم وارد گردد.



شکل (۳-۶۶) استفاده از صفحات گوه‌ای شکل در صافی دهانه آبگیر



شکل (۳-۶۷) توزیع جریان در صافی‌ها دهانه آبگیر، راست(توزیع نامناسب) و چپ (توزیع مناسب) (Cartier and Corsin, 2007)

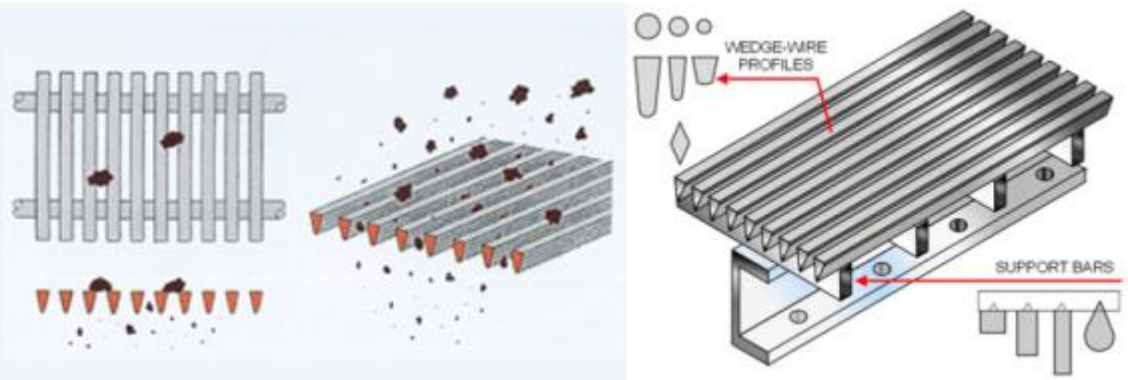
◘ صافی سیم گوه‌ای[1]

صافی سیم گوه‌ای نخستین بار در سال ۱۹۶۱ به طور آزمایشی در تصفیه فاضلاب به کار گرفته شده است. این صافی شامل صفحاتی است که از سیم‌های آلومینیومی یا فولاد آبدیده با مقطع گوه‌ای، مطابق شکل ۳-۶۶ ساخته می‌شوند. به منظور جلوگیری و کاهش گیرکردن آشغال، یک طرف این صفحات پهن‌تر از طرف دیگر آن ساخته می‌شود. این صافی‌ها حاوی فیلترهایی با بازشدگی به‌اندازه ۰/۵ تا ۱۰ میلی‌متر می‌باشند. اندازه بازشدگی شکاف در قسمت داخلی نسبت به قسمت خارجی بیشتر است، از این رو موادی که سطح صفحه بیرونی را عبور می‌دهند می‌توانند به درام صفحه منتقل

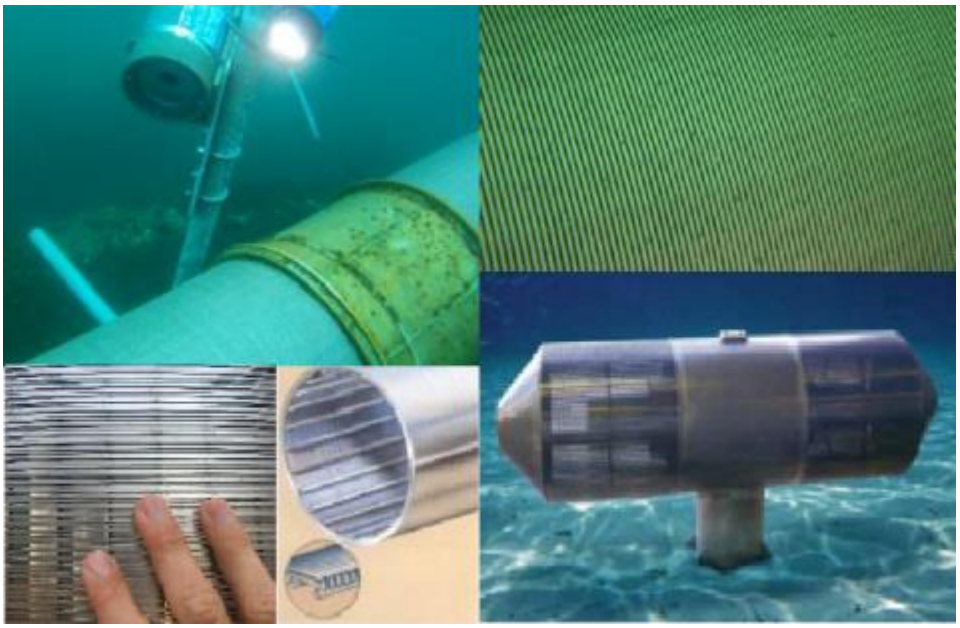
[1] Wedgewire Screen

شوند. این سیستم‌ها می‌توانند با تغییر در اندازه سیم و فضای باز شکاف‌ها، نیازهای خاص غربالگری را مرتفع گردانند. طراحی این فیلترها به گونه‌ای است که به منظور کاهش اصابت و گیر افتادن ارگانیسم‌های دریایی بایستی عمل آبگیری با سرعت پایین انجام گردد. حداکثر سرعت مجاز نیم فوت بر ثانیه می‌باشد. همچنین اندازه بازشدگی این صفحات با توجه به وجود تخم ماهی‌ها و آبزیان تعیین می‌شود. مهم‌ترین ویژگی صافی‌های گوه‌ای عبارت‌اند از:

- نصب سریع و ساده
- استحکام بالا
- پاکسازی آسان صفحات
- درصد بازشدگی به سطح بالا
- فیلتر مناسب رسوبات
- ذخیره انرژی به دلیل افزایش آبگیری
- عدم گرفتگی شکاف‌ها به دلیل ساختار v شکلی آن
- کاهش چشمگیر ورود آبزیان
- شستشو و تمیز کردن آسان
- هزینه ساخت‌وساز کمتر نسبت به آشغالگیرهای دیگر



شکل (۳-۶۸) جزئیات صافی گوه‌ای شکل و انواع مقطع‌های آن



شکل (۳-۶۹) صافی مکنده با سطوح استوانه‌ای گوه‌ای شکل

۱- ایستگاه پمپاژ[1]

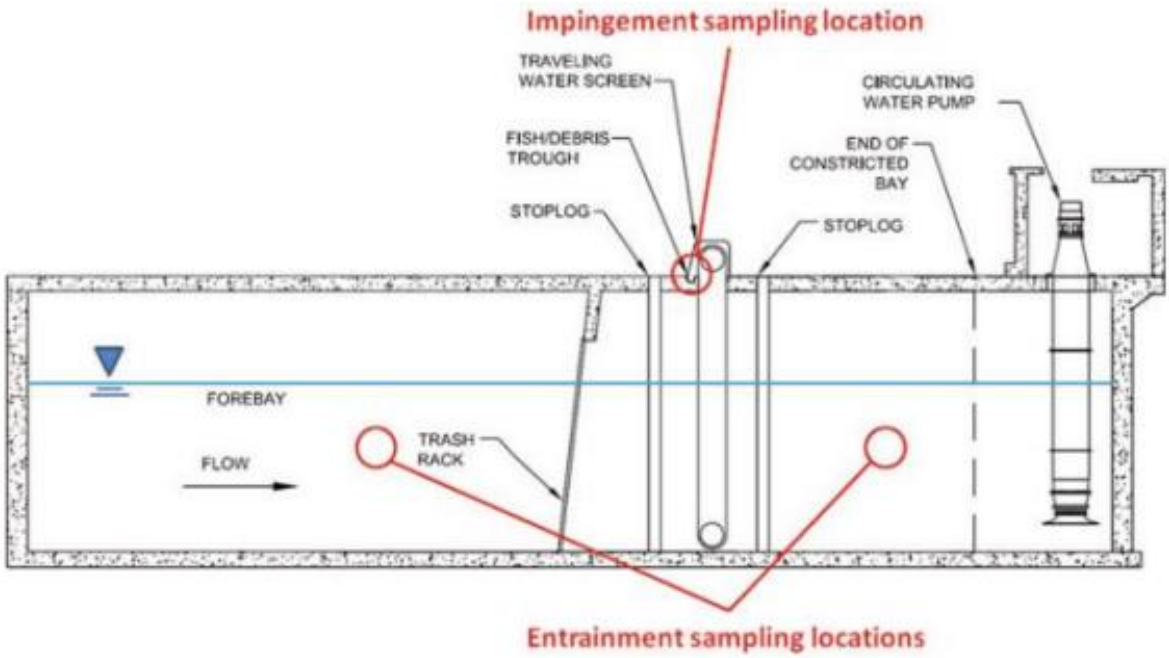
بخش پایانی سیستم آبگیر، ایستگاه پمپاژ می‌باشد. ایستگاه پمپاژ ساختمانی است که به منظور تأمین فشار خط ساخته می‌شود و در آن تلمبه‌ها و متعلقات مربوطه قرار داده می‌شوند. آب دریا توسط لوله به ایستگاه پمپاژ منتقل و از آنجا به تأسیسات دیگر پمپاژ می‌شود. معمولاً ایستگاه پمپاژ به دو صورت چاه عمودی شافت و حوضچه مکش اجرا می‌شود که در ادامه به تشریح آن پرداخته می‌شود.

[1] Pump station



شکل (۳-۷۰) نمای داخلی از ایستگاه پمپاژ جتی

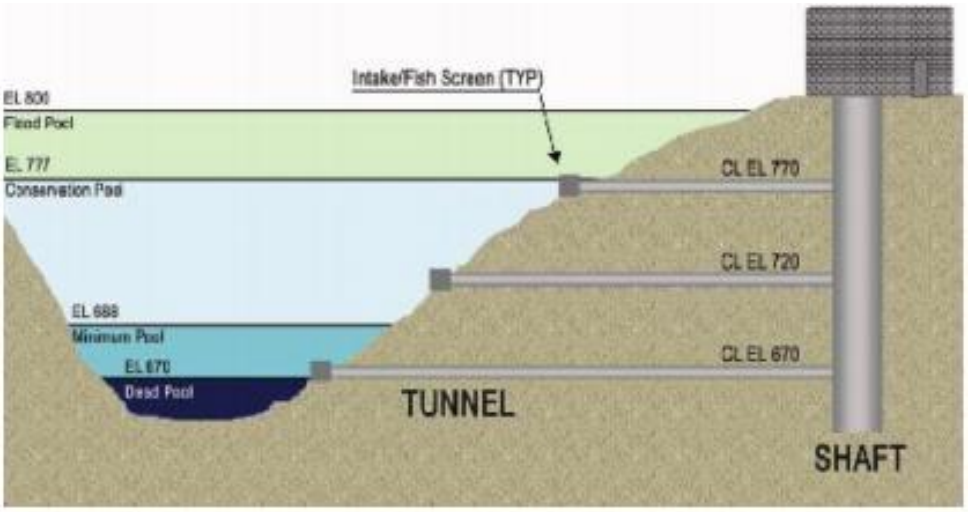
شکل ۳-۶۹ نمایی از یک حوضچه پمپاژ و اجزای آن را نشان می‌دهد.



شکل (۳-۷۱) حوضچه پمپاژ و آشغال‌گیری (Missimer et al, 2015)

◘ چاه پمپاژ

در این نوع از ایستگاه‌های پمپاژ سازه مکش از طریق لوله یا تونل به یک چاه متصل می‌شود. با تجمع آب در درون چاه، پمپاژ آب توسط پمپ موجود در چاه انجام می‌گیرد. در این حالت، آشغال‌گیری اولیه از آب به مراحل بعد منتقل می‌شود. شکل ۳-۷۰ طرح اولیه آبگیر Nacimiento در کالیفرنیا را نشان می‌دهد که دارای ایستگاه پمپاژ چاه با شافت می‌باشد.



شکل (۳-۷۲) طرح اولیه آبگیر Nacimiento دارای ایستگاه پمپاژ چاه (Kneitz, 2007)

◘ حوضچه‌ی مکش

یکی دیگر از روش‌های پمپاژ آب، حوضچه مکش می‌باشد. حوضچه مکش در صورت مناسب بودن شرایط زمین‌شناسی منطقه به منظور آشغال‌گیری اولیه و همچنین پمپاژ آب در ساحل اجرا می‌شود. تراز کف در این حوضچه ها پایین تر از سطح آب دریا بود تا آب به صورت ثقلی به آن جریان یابد و عمق آن باید به حدی باشد که آبخور کافی برای سیستم پمپاژ ایجاد نماید. در بخش‌های ابتدایی این فصل، حوضچه‌های آبگیر مورد بررسی قرار گرفته و در این بخش تنها به بررسی نکات اجرایی و طراحی ایستگاه پمپاژ پرداخته می‌شود.

طراحی ابعاد حوضچه‌ها بایستی به نحوی انجام گیرد تا از بروز اثرات نامطلوب در بهره‌برداری از پمپ‌ها جلوگیری شود. همچنین جانمایی اجزای حوضچه بایستی مورد بررسی قرار گیرد. دهانه ورودی حوضچه مکش باید به قدری بزرگ باشد که جریان بدون هیچ مانعی به طرف پمپ‌ها جریان یابد و عمود بر جهت جریان ورودی قرار گیرد. در تعیین ابعاد حوضچه مکش بر اساس ظرفیت مدنظر، انجام موارد زیر ضروری می‌باشد.

مطالعات عمومی حوضچه شامل:

- گردآوری اطلاعات و نتایج مطالعات هیدرولوژی، زمین‌شناسی و سایر مبانی طراحی
- گردآوری و بررسی آمار و اطلاعات هیدرولوژی به‌منظور تعیین مقادیر جریان و تحلیل میزان رسوب‌گذاری در دهانه آبگیر یا حوضچه رسوبگیر
- گردآوری و بررسی اطلاعات و نقشه‌های زمین‌شناسی مهندسی ژئوتکنیک ایستگاه پمپاژ شامل سکوی استقرار موتور و پمپ، حوضچه مکش، مخزن سرویس و سایر تأسیسات وابسته و تعیین پارامترهای ژئوتکنیکی موردنیاز در طراحی سازه‌ای آن‌ها
- بررسی انواع ایستگاه پمپاژ شامل اسکله‌ای، سکوهای مستغرق و ...
- تعیین موقعیت محل استقرار ایستگاه با توجه به نتایج مطالعات پایه و مبانی طراحی

مشخصات فنی و انتخاب پمپ‌ها شامل:

- بررسی کیفیت آب
- تعیین ظرفیت آبدهی پمپاژ
- محاسبه ارتفاع مانومتریک پمپ‌ها با توجه به موقعیت سطح آبگیری، موقعیت دهانه خروجی در مخزن سرویس، طول و جنس خط لوله انتقال و ...
- تعیین تلفات انرژی ناشی از اصطکاک مسیر
- تعیین تلفات انرژی ناشی از شیرآلات و اتصالات
- تعیین ارتفاع کل پمپاژ
- انتخاب نوع پمپ مناسب و تعداد آن
- تعیین آرایش شبکه استقرار پمپ‌ها.
- مشخصات فنی و انتخاب موتور شامل:
- تعیین نیروی محرکه موردنیاز پمپ‌ها
- انتخاب نوع موتور مناسب با توجه به کیفیت انرژی در دسترس و ارزان‌قیمت موتور الکتریکی یا درون‌سوز
- تعیین کیفیت و کمیت انرژی موردنیاز جهت کار موتورها با توجه به راندمان‌های مربوطه

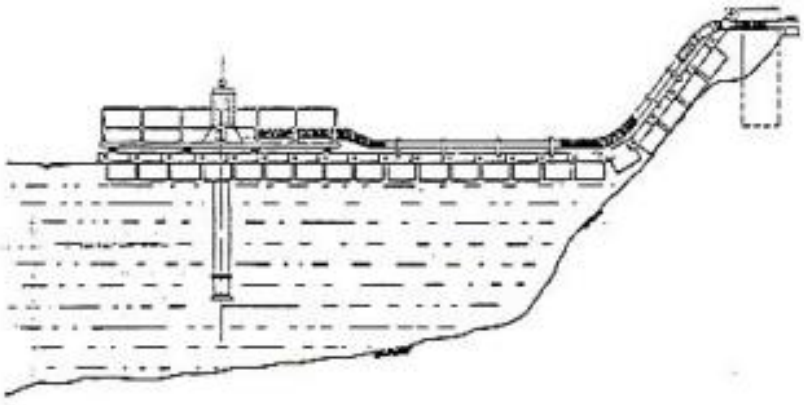


شکل (۳-۷۳) نمونه‌ای از پمپ‌های برداشت آب از حوضچه

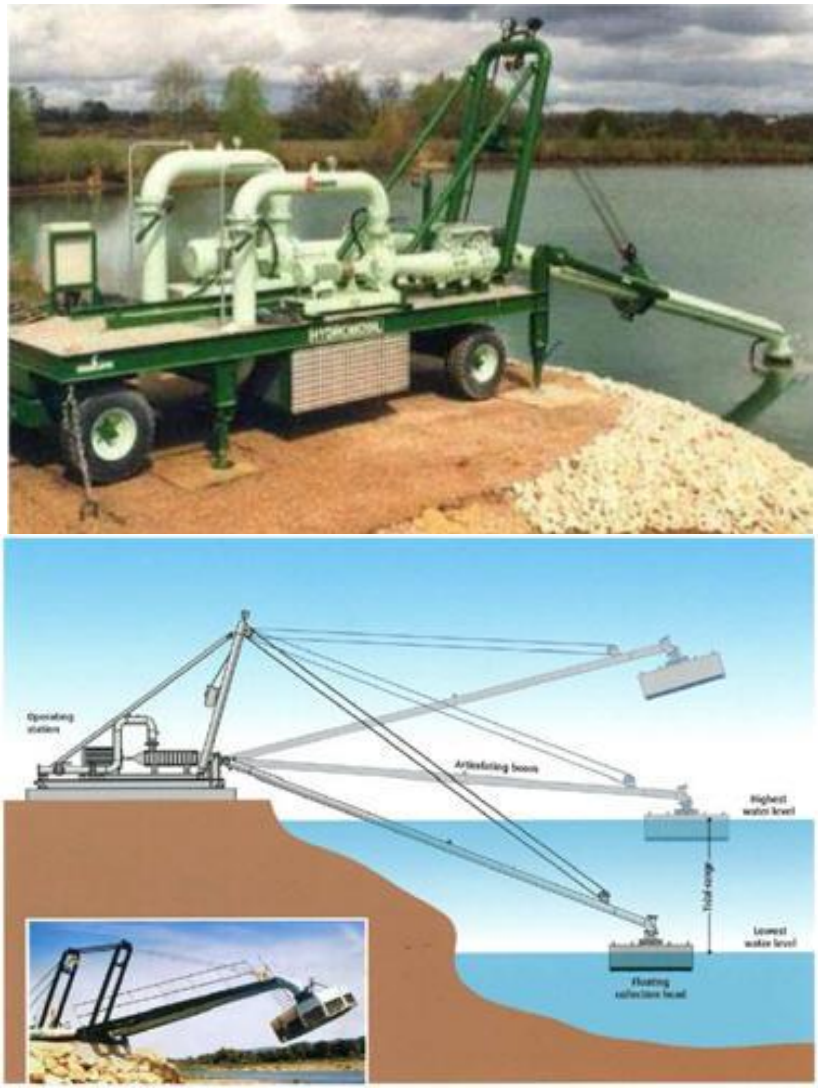
◘ سیستم‌های شناور و متحرک برداشت آب

یکی دیگر از روش‌های آبگیری از منابع سطحی که در پروژه‌های کوچکتر استفاده می‌شود، آبگیرهای غوطه‌ور (شناور) و متحرک می‌باشد. آبگیر شناور در مناطقی که امکان ساخت سازه آبگیر بر روی ساحل و در عمق دریا نمی‌باشد و تغییرات سطح آب در آن‌ها زیاد باشد، استفاده می‌شود. در این نوع آبگیر مطابق ۳-۷۲، تأسیسات پمپاژ روی یک سطح شناور بر آب نصب می‌گردد. با تغییرات سطح آب در فصول مختلف سال کلیه تأسیسات پمپاژ بالا و پایین می‌رود. در این حالت فشار آب بر روی مکش پمپ ثابت باقی می‌ماند و برداشت آب از عمق معینی که کیفیت فیزیکی بهتری دارد صورت می‌گیرد. آبگیر متحرک نیز در شکل ۳-۷۳ نشان داده شده است. اگر میزان آبگیری کم و ساحل دارای شیب و یا ارتفاع مناسبی باشد، از این نوع آبگیر جهت برداشت آب می‌توان استفاده کرد. این نوع آبگیر مختص رودخانه‌ها و یا سواحل دریاچه‌هایی است که گستره آب در آن‌ها بسیار متغیر است و ساحل رودخانه پسروی و یا پیشروی زیاد دارد. همچنین در مکان‌هایی که رسوبات قابل توجه ای وجود

نداشته باشد نیز می‌توان از این آبگیرها استفاده کرد. این آبگیر شامل بازوهایی متحرک است که قابلیت جابجایی دهانه آبگیر را دارند. این امر سبب می‌شود که در محدوده‌های که آب راکد می‌باشد، بتوان از نواحی مختلف آبگیری نمود (راهنمای آبگیری از رودخانه و حفاظت آن، ۱۳۸۸).



شکل (۳-۷۴) نمایی از یک آبگیر شناور



شکل (۳-۷۵) نمایی از سیستم‌های متحرک برداشت آب

۳-۴-۴- سیستم آبگیری غیرمستقیم[1]

آبگیری غیرمستقیم، به مجموعه روش‌هایی گفته می‌شود که در آن، منابع آب زیرزمینی با استفاده از گالری تراوش، کارست ساحلی و یا حفر چاه‌های عمیق و نیمه عمیق برداشت می‌گردد. سیستم‌های

[1] Indirect intake

زیرسطحی[1] دارای ساختمان ویژه‌ای می‌باشند که در آن، آب دریا با عبور از لایه‌های مختلف زمین به طور طبیعی (شامل لایه‌هایی از سنگ، شن و ماسه) تصفیه می‌شود. بدان معنی که بستر دریا همانند یک فیلتر طبیعی عمل کرده و مرحله پیش‌تصفیه (حذف مواد معلق) که در روش آبگیری باز جزء مراحل ضروری است یا کاملاً حذف شده و یا محدود می‌گردد. در نتیجه، باحذف سیستم‌های گران‌قیمت پیش‌تصفیه در هزینه‌های آبگیری صرفه‌جویی می‌شود.

در تاسیسات نمک زدایی شمار آبگیرهای زیرسطحی نسبت به آبگیرهای باز بسیار کمتر بوده و معمولاً به دلیل شرایط ژئولوژیکی از ظرفیت پایینی برخوردارند. آبگیرهای زیرسطحی جهان معمولاً به طور متوسط ۰/۵ مترمکعب در ثانیه به ازای هر سازه آبگیر آب برداشت می‌کند. درحالی‌که آبگیرهای باز در محدوده دبی حداقل ۲/۵ مترمکعب در ثانیه مورداستفاده قرار می‌گیرند (Desalination Portfolio, 2012; Missimer et al,2013).

معمولاً آب جمع شده از آبگیرهای زیرسطحی دارای سطح پایینی از رسوبات، نفت، روغن، آلاینده‌های آلی طبیعی و موجودات دریایی می‌باشد. اثرات منفی بر موجودات دریایی در آبگیری غیرمستقیم نسبت به روش آبگیری باز بسیار کمتر می‌باشد. اما طراحی و اجرای آبگیرهای غیرمستقیم به شدت به مشخصات زمین‌شناسی و آبخوانهای ساحلی منطقه وابسته می‌باشد، بدین گونه که در مناطقی با ضخامت محیط متخلخل کم و یا در اعماق زیاد، چنین روشی عملاً امکان‌پذیر نمی‌باشد. متداول‌ترین سیستم‌های آبگیری زیرسطحی عبارت‌اند از:

۱. چاه‌های ساحلی عمودی

۲. چاه‌های جمع کننده شعاعی

---

[1] Subsurface Intake

۳. چاه‌های حفاری‌شده به‌صورت افقی

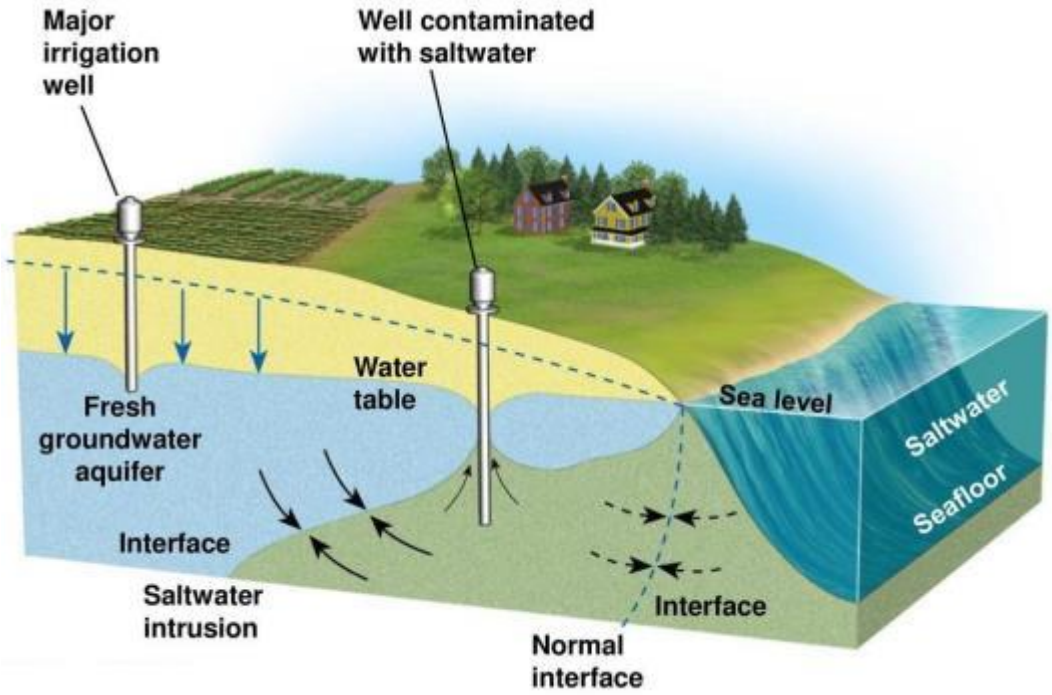
۴. چاه‌های شیب‌دار

۵. گالری‌های نفوذ به ساحل و گالری‌های نفوذ دریایی

در ادامه به معرفی هر یک از موارد فوق پرداخته خواهد شد.

◘ آبگیری از چاه‌های نزدیک ساحل

رایج‌ترین روش آبگیری زیرسطحی، حفر چاه در پشت خط ساحلی می‌باشد. این روش نسبت به گزینه-های دیگر دارای هزینه کم می‌باشد که به شکل قائم، زاویه‌دار و یا افقی به کمک ابزارهای حفاری مانند TBM اجرا می‌گردد. در این حالت آب دریا از میان یک فیلتر ماسه‌ای یا سنگی طبیعی عبور کرده و وارد چاه‌ها می‌گردد (Frenkel and Val, 2006). شکل ۳-۷۴ نمونه‌ای از آبگیری با استفاده از حفر چاه را نشان می‌دهد.



شکل (۳-۷۶) آبگیری با استفاده از حفر چاه های عمودی

روش کار به این صورت است که با حفر چندین حلقه چاه و پر شدن مخزن آن تا سطحی برابر با سطح آب دریا به انتقال و پمپاژ آب داخل چاه به نقطه مورد نظر اقدام می‌شود. در این سیستم باید با قرار دادن لوله‌های پلاستیکی و گل حفاری بنتونیت از ریزش ماسه‌ها و ذرات ریز که منجر به تغییر کیفیت آب و آلودگی آن می‌شود جلوگیری شود. در این نوع سیستم‌ها چنانچه از ریزش دیواره‌ها نیز جلوگیری نشود در طولانی مدت سیستم با کاهش شدید آبدهی روبه‌رو می‌شود. این روش مناسب مکان‌هایی می‌باشد که با برداشت آب، به طور مستمر آب از طریق دریا جایگزین آب مصرفی گردد. در ادامه، به بررسی مزایا و معایب چاه‌ها پرداخته می‌شود.

مزایا آبگیری با استفاده از چاه ساحلی:

- سادگی در اجرا، هزینه کم ساخت و بهره‌برداری آسان از آن‌ها

• آبی که از چاه‌های آبگیری از دریا به دست می‌آید، در اثر عبور از فیلترهای طبیعی تا حد نسبتاً زیادی تصفیه‌شده است.

• از آنجا که سیستم چاه به طور مستقیم با آب آزاد ارتباط ندارد، لذا پتانسیل آسیب رساندن به موجودات دریایی در اثر ورود یا برخورد به سیستم آبگیری توسط آن‌ها از بین می‌رود و از دیدگاه زیست‌محیطی شرایط بسیار مناسبی دارند.

• احتمال انسداد تأسیسات آبگیری توسط موجودات دریایی و جلبک‌ها وجود ندارد.

• به لحاظ دمایی محدوده تغییرات آب چاه‌ها نسبت به سیستم‌های آبگیری باز کمتر می‌باشد.

معایب آبگیری با استفاده از چاه ساحلی:

• چاه‌ها از لحاظ میزان آبگیری محدود می‌باشند و به شرایط آبخوان (پیکره آب‌های زیرزمینی) وابسته می‌باشند، لذا برای سیستم‌های با ظرفیت بالا لازم است تا چاه‌های زیادی حفر گردند تا پاسخگوی نیاز آبی پروژه بوده که منجر به برهم ریختگی تعادل آبخوان در ساحل می‌شود.

• حفر چاه نیاز به مطالعات میدانی هیدروژئولوژی دارد و تشخیص محل مناسب حفر چاه آسان نمی‌باشد.

• با توجه به اینکه چاه‌های آبگیر باید نزدیک ساحل باشند، بنابراین امکان آبگیری تأسیسات چاه به دلیل نوسانات آب دریا وجود دارد.

• معمولاً عمر مفید چاه‌های آبگیر ساحلی ۱۵ تا ۲۰ سال می‌باشد که در مقایسه با سیستم‌های آبگیری باز دریا که دارای عمر مفید ۳۰ تا ۶۰ سال هستند، دارای عمر مفید کمتری می‌باشند.

• تأثیر بر زیبایی ساحل بر اثر حفر چاه

• ممکن است اراضی طرح جهت جانمایی چاه‌ها با فواصل مناسب محدود باشد و نیاز به تأمین اراضی بیشتر و صرف هزینه باشد. در این صورت جنبه‌های اقتصادی تعیین‌کننده می‌شوند.

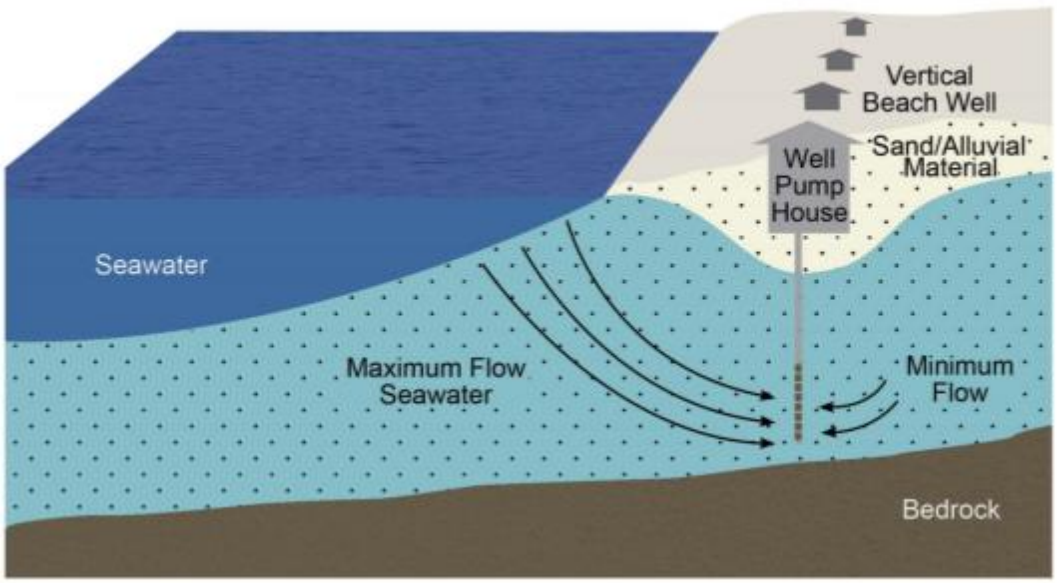
• با توجه به اینکه منابع آب زیرزمینی تحت تأثیر چاه قرار دارد، این امکان وجود دارد که منابع آب زیرزمینی در مجاورت محل برداشت تحت تأثیر پمپاژ چاه‌ها قرار گرفته و صدمه ببینند. در این صورت، علاوه بر اثرات هیدرولیکی بر روی سفره‌های آب زیرزمینی این امکان وجود دارد که آب‌های حاوی مقادیر زیادی از مواد معدنی از قبیل آهن و منگنز وارد چاه شود که در نتیجه نیازمند پروسه‌های تصفیه خاص پیش از عملیات شیرین‌سازی آب می‌باشد.

• محدود بودن سیستم چاه‌های آبگیر ساحلی که ممکن است در مواقعی با قطع دبی موردنیاز همراه شود که باعث ایجاد جریان ناماندگار مانند ضربه قوچ در سیستم پمپاژ و انتقال آب می‌شود.

◘ چاه‌های عمودی[1]

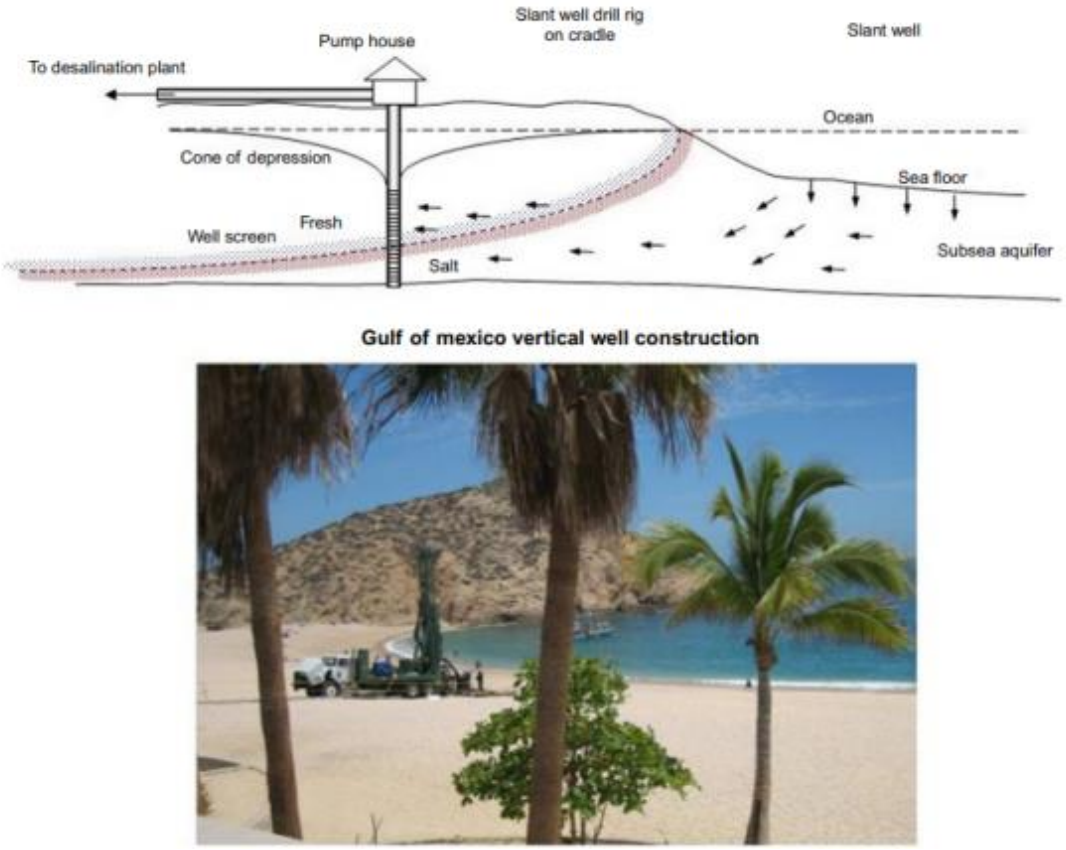
چاه‌های قائم یا عمودی، سالهاست که به عنوان منبعی معتبر در تأمین منابع آب شهری و کشاورزی به کار می‌رود. در سالیان گذشته با توسعه فناوری، چاه‌هایی مدرن با ایجاد فیلترهای مصنوعی سبب افزایش کیفیت آب‌ها شده است. چاه‌های عمودی که در ساحل ساخته می‌شوند، آب‌های زیرزمینی را هم از سمت دریا و هم از سمت خشکی برداشت می‌کند. جذب آب از سمت خشکی، سبب کاهش شوری آب ورودی شده و همچنین می‌تواند بر روی منابع آب زیرزمینی (سمت خشکی) اثرگذار باشد(Hunt, 2003).

[1] Vertical well



شکل (۳-۷۷) جذب همزمان آب از سمت خشکی و دریا (Missimer at al, 2013)

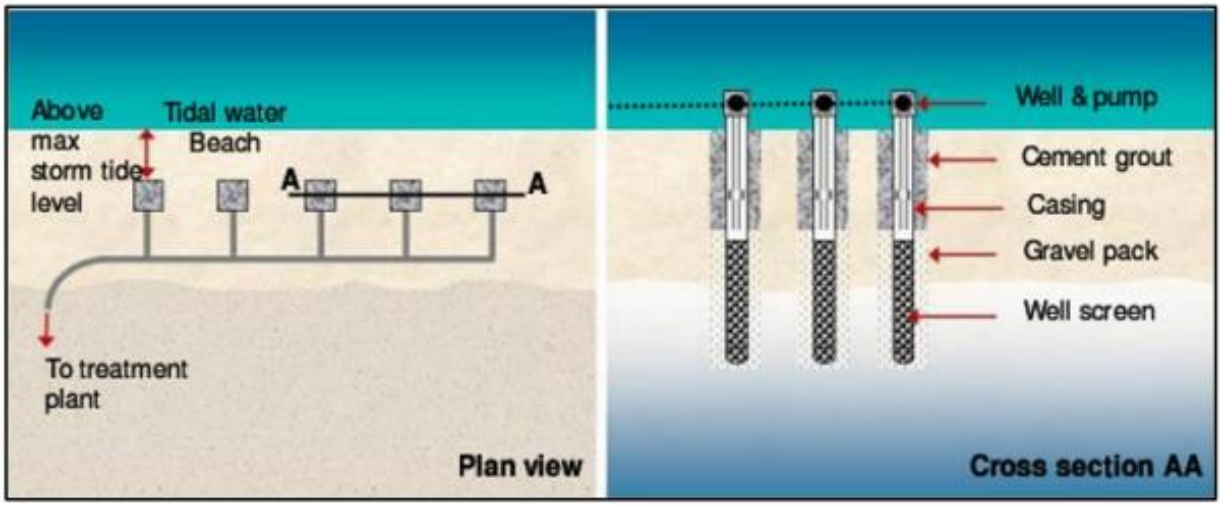
از آنجا که چاه‌های قائم در کف دریا گسترش نمی‌یابند، به شارژ جانبی در سمت ساحلی و خارج از دریا متکی هستند. ظرفیت تولید یک چاه ساحلی به تراز آب زیرزمینی وابسته است و احداث چاه همان‌طور که در شکل زیر قابل مشاهده است، سبب تورفتگی (به شکل مخروط) تراز آب در نواحی نزدیک چاه می‌شود. بنابراین بایستی قطر و عمق چاه متناسب با خصوصیات آبخوان باشد تا آسیبی به آن وارد نشود.



شکل (۳-۷۸) تحت تأثیر قرار گرفتن سفره آب زیرزمینی از چاه قائم (Williams, 2011)

قطر چاه‌ها معمولاً بین ۱۵ تا ۶۰ سانتیمتر و عمق آن‌ها تا ۸۰ متر می‌باشد. معمولاً چاه‌ها به دلیل ظرفیت محدودشان فقط در کارخانه‌های با ظرفیت کم مورداستفاده قرار می‌گیرند. برای حل این مشکل در کارخانه‌های با ظرفیت بالا تعداد چاه‌ها افزایش می‌یابد(شکل ۳-۷۷ **Error! Reference source not found.**). علاوه بر این، اگر سفره آبخیز نزدیک ساحل نسبتاً نازک باشد، از تعداد چاه زیادی استفاده می‌گردد. با افزایش تعداد چاه‌ها فضای زیادی از ساحل اشغال می‌شود که این امر با افزایش هزینه همراه می‌باشد. ظرفیت یک چاه قائم نیز می‌تواند تا ۳۸۰۰ مترمکعب در روز باشد و برای کارخانه‌های آب‌شیرین‌کن با ظرفیت‌های کمتر از ۲۰۰۰۰ مترمکعب در روز این روش نسبت به روش-

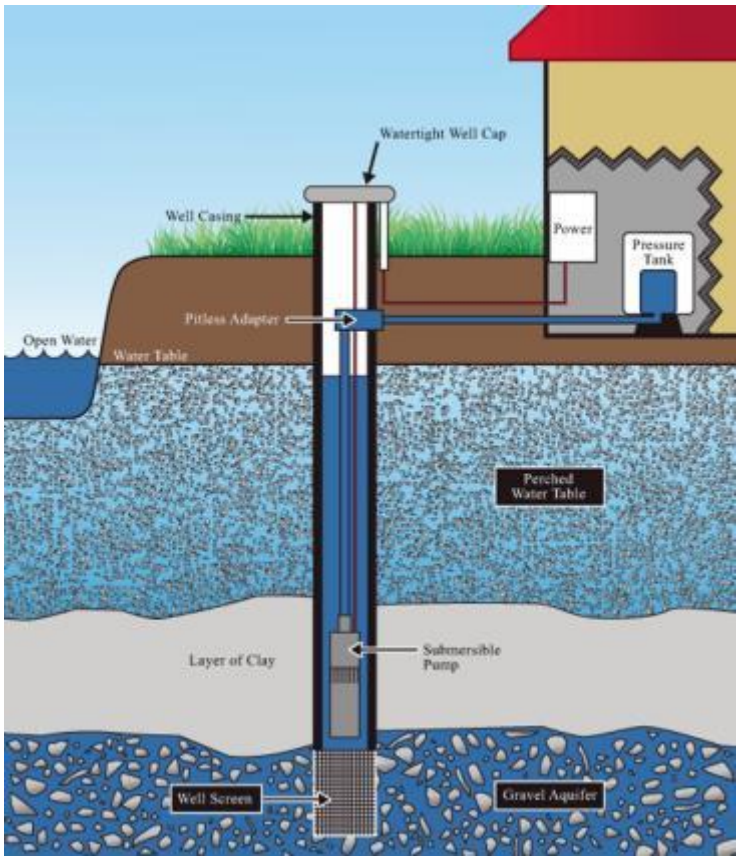
های دیگر بسیار مناسبتر می‌باشد. البته برای کارخانه‌ای با ظرفیت ۸۰۰۰۰ مترمکعب در روز نیز استفاده از چاه عمودی کاملا موفقیت آمیز گزارش شده است(Missimer at al, 2013).



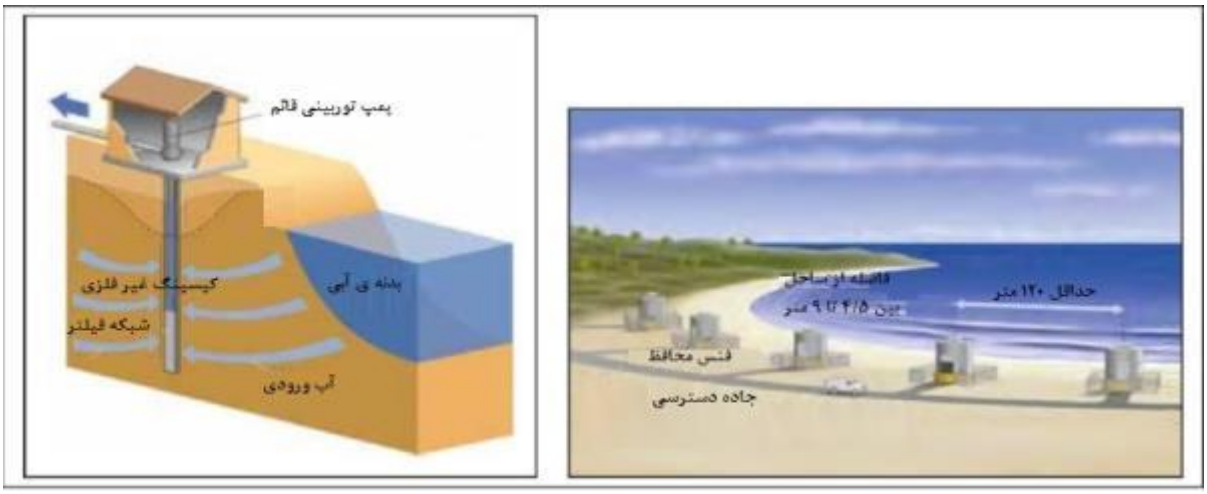
شکل (۳-۷۹) آرایش چاه‌های عمودی به منظور استخراج حداکثری آب (Le Roux, 2010)

چاه‌های قائم آبگیری از جداره[1] (کیسینگ‌های غیرفلزی)، صافی[2]، گروت[3] و پمپ‌های شناور یا توربینی قائم از جنس فولاد ضدزنگ تشکیل شده است. در ادامه به تشریح این اجزا پرداخته می‌شود.

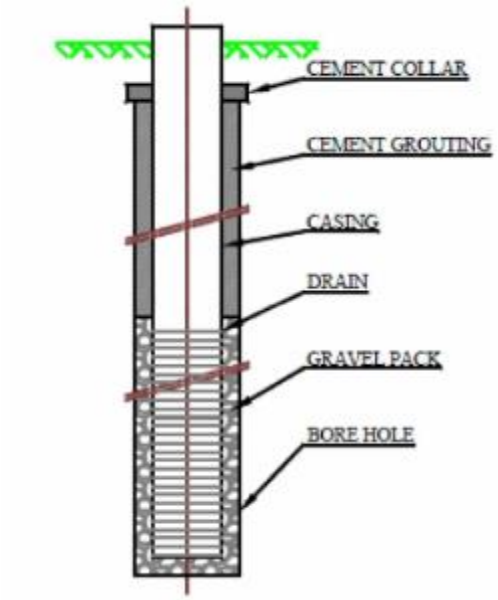
[1] Casing
[2] Screen
[3] Grout



شکل (۳-۸۰) ساختار فیزیکی چاه آب



شکل (۳-۸۱) جزئیات از جانمایی و شکل چاه‌های قائم



شکل (۳-۸۲) اجزای چاه‌های قائم

♦ جداره چاه

جداره چاه‌ها وظیفه انتقال آب از سفره‌های زیرزمینی به سطح زمین را بر عهده دارد. علاوه بر این از ورود خاک‌های سست، سنگ‌ها، ذرات درشت و آلاینده‌ها به چاه جلوگیری کرده و باعث حفاظت پمپ و سایر تجهیزات چاه می‌شود.

برای جلوگیری از نفوذ آلاینده‌ها به چاه آب بایستی جداره چاه مجهز به لوله تهویه و سرپوش باشد. تعیین جنس مناسب جداره چاه بستگی به عوامل مختلفی ازجمله روش حفاری، نوع زمین و کیفیت آب زیرزمینی دارد. جداره‌های چاه فولادی برای روش حفاری با مته کابلی و یا در مواقعی که نیاز به مقامت بالا در برابر فشار وجود دارد، مورداستفاده قرار می‌گیرد. در حالی که جداره‌های چاه پلاستیکی از نظر وزنی سبک‌تر بوده و در مقابل خورندگی آب و همین‌طور مواد شیمیایی مورداستفاده برای تصفیه و ضدعفونی آب چاه، مقاوم هستند.



شکل (۳-۸۳) جداره پلاستیکی با قطرهای مختلف

♦ صافی چاه

صافی چاه، وسیله‌ای است استوانه‌ای شکل که در انتهای پایین جداره چاه قرار می‌گیرد(**Error! Reference source not found.**). صافی، امکان عبور جریان آب به داخل چاه را داده و در عین حال از ورود شن و ماسه همراه آب جلوگیری می‌کند. وجود شن و ماسه سبب آسیب رساندن به تأسیسات انتقال آب می‌گردد. در صورتیکه جداره چاه به داخل سفره آب زیرزمینی با دیواره‌های محکم مانند سنگ سیاه، آهک و گرانیت نفوذ کرده باشد، نیازی به قرار دادن صافی چاه در انتها آن وجود ندارد. صافی چاه معمولاً از جنس فولاد ضدزنگ[1]، فولاد کربنی[2]، پلاستیک و یا برنج است. صافی‌های با جنس فولاد ضدزنگ و یا پلاستیکی معمولاً برای چاه‌های دارای آب با خاصیت خورندگی بالا مورداستفاده قرار می‌گیرند. اندازه حفره‌های روی صافی چاه بر اساس نوع و اندازه ذرات شن و ماسه موجود در ساختمان سفره آب زیرزمینی تعیین و انتخاب می‌شود.

---

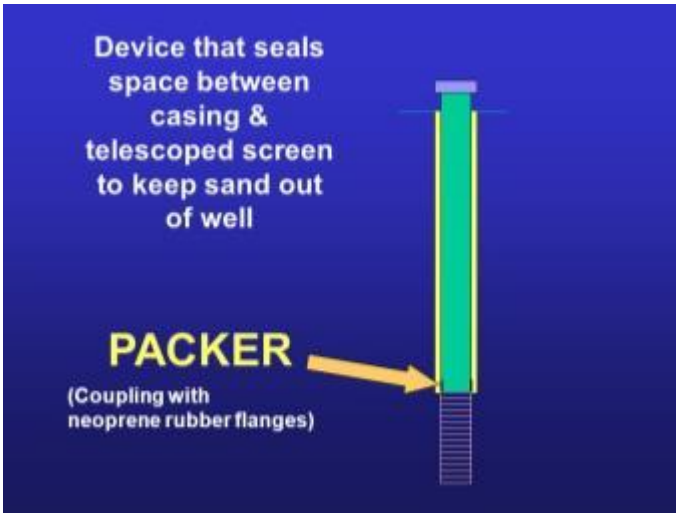
1 Stainless Steel

2 Carbon Steel



شکل (۳-۸۴) صافی استوانه‌ای

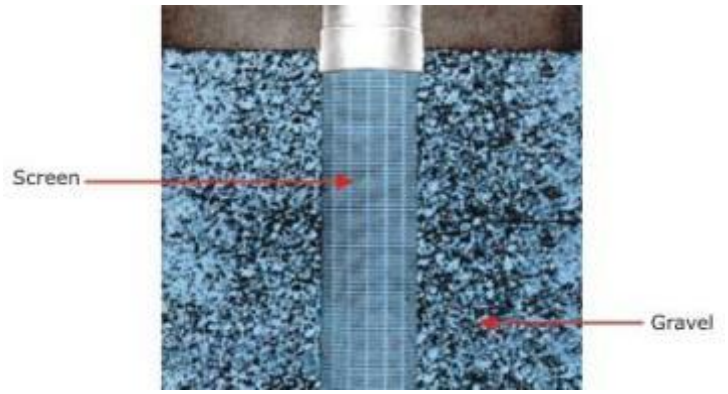
برخی از انواع صافی چاه، به‌صورت تلسکوپی هستند. این نوع صافی‌های چاه، از داخل وارد جداره چاه آب شده و توسط توپک[1] (مجرابند، مسدودکننده)، به اطراف جداره کاملاً آب‌بندی می‌شوند.



شکل (۳-۸۵) نحوه انسداد صافی‌های تلسکوپی

معمولاً پس از قرار دادن جداره و صافی چاه در محل خود، لایه‌هایی از شن و ماسه[1] در اطراف صافی چاه قرار می‌دهند. هدف از انجام این کار، جلوگیری از نفوذ ذرات به داخل حفره‌های صافی چاه و نیز تسهیل مسیر جریان آب به داخل چاه است.

[1] packer



شکل (۳-۸۶) جلوگیری از نفوذ ذرات به داخل چاه به کمک گراول پک

♦ گروت ریزی[2]

معمولاً در روش حفاری چرخشی، حفره‌ای ایجاد می‌گردد که قطر آن از قطر جداره چاه بیشتر است. پس از قرار دادن جداره چاه در محل خود، فضای خالی حلقوی مابین جداره و حفره چاه بایستی توسط یک ماده مناسب پر شود تا از نفوذ آلودگی‌ها به داخل چاه جلوگیری شود. ماده‌ای که برای پر کردن این فضا از آن استفاده می‌شود، به گروت[3] معروف است. گروت معمولاً مخلوطی با نسبت مشخص از آب و سیمان و یا آب و بنتونیت خاک رس است که گاهی می‌توان افزودنی‌هایی هم به آن اضافه کرد. نکته مهم در گروت ریزی چاه این است که گروت می‌بایست از قسمت پایین به سمت بالای چاه تزریق شود تا از کیفیت پر شدن مناسب فضای حلقوی اطمینان حاصل کرد. از طرفی، با توجه به اینکه در طول فعالیت حفاری، حجم قابل‌توجهی از سنگ‌های خردشده، گل حفاری و سایر ضایعات در حفره چاه وجود دارد، لازم است تا پیش از گروت ریزی، این مواد از داخل حفره و اطراف

---

1 gravel pack
2 Grouting
3 Grout

جداره و صافی چاه خارج شده و فضای حلقوی کاملاً عاری از این مواد شود. روش‌های مختلفی برای انجام این کار وجود دارد. تزریق آب و یا هوا به داخل چاه از متداول‌ترین روش‌ها هستند.

هرچند چاه‌ها در مقایسه با آبگیرهای مستقیم، به میزان قابل‌توجهی کربن آلی و غلظت باکتری‌ها را کاهش می‌دهند، اما برای جلوگیری از رشد باکتری‌ها در داخل چاه، محافظت و ضدعفونی دوره‌ای از چاه امری ضروری است. با این وجود در کارخانه‌های آب‌شیرین‌کن بزرگ متعددی در سطح جهان از این نوع آبگیر استفاده می‌شود که مشخصات برخی از این کارخانه‌ها در جدول ۳-۱۶ ارائه گردیده است.

جدول (۳-۱۶) کارخانه‌های آب‌شیرین‌کن بزرگ دارای سیستم آبگیر چاه (Missimer at al, 2013)

نام کارخانه	موقعیت مکانی	ظرفیت آبگیری($\frac{m^3}{day}$)	تعداد چاه
Sur	عمان	۱۶۰.۰۰۰	۲۸
Alicamte	اسپانیا	۱۳۰.۰۰۰	۳۰
Tordera	اسپانیا	۱۲۸.۰۰۰	۱۰
Bajo Almanzora	اسپانیا	۱۲۰.۰۰۰	۱۴
Bay of Plama	اسپانیا	۸۹.۶۰۰	۱۶
Lanzarote IV	اسپانیا	۶۰.۰۰۰	۱۱

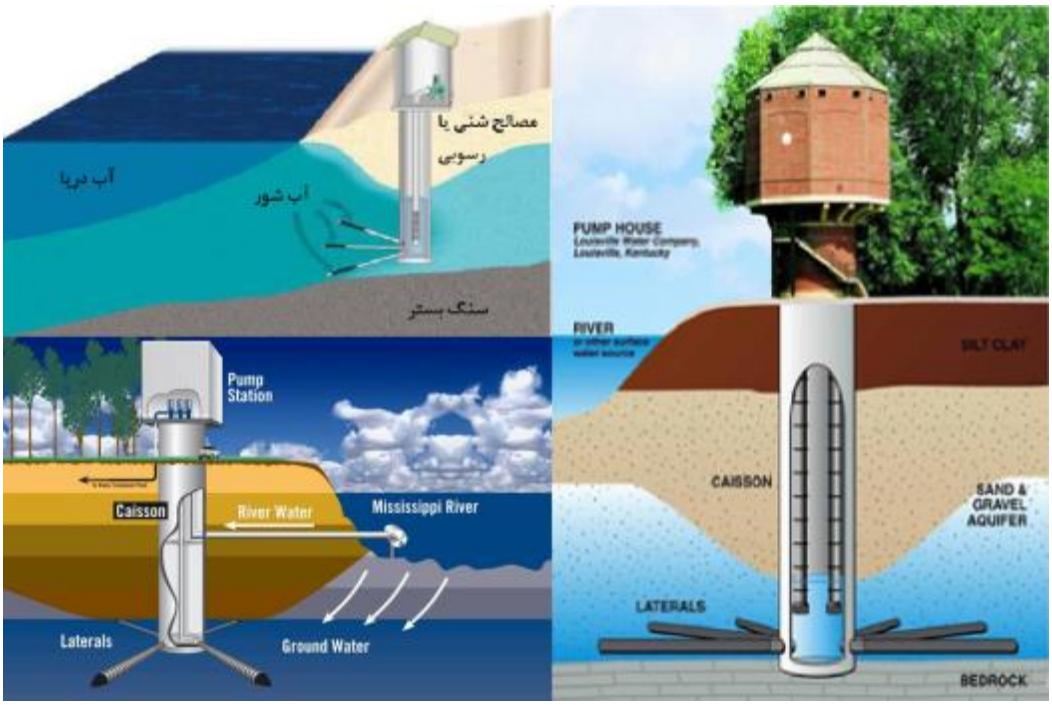
◘ چاه‌های جمع کننده شعاعی[1]

چاه‌های جمع کننده شعاعی توسط لئو رانی[2] نخستین بار در دهه ۱۹۲۰ برای استخراج نفت در تگزاس ساخته شد. این فناوری پس از اصلاح در انگلستان، سال ۱۹۳۶ برای تأمین آب در

[1] Radial Collector Wells

[2] Leo Ranney

ایالات‌متحده به کار گرفته شد. نام دیگر چاه شعاعی، چاه جمع کننده رانی[1] می‌باشد. در شکل ۳-۸۵ نمونه‌هایی از این چاه‌ها مشاهده می‌شود.

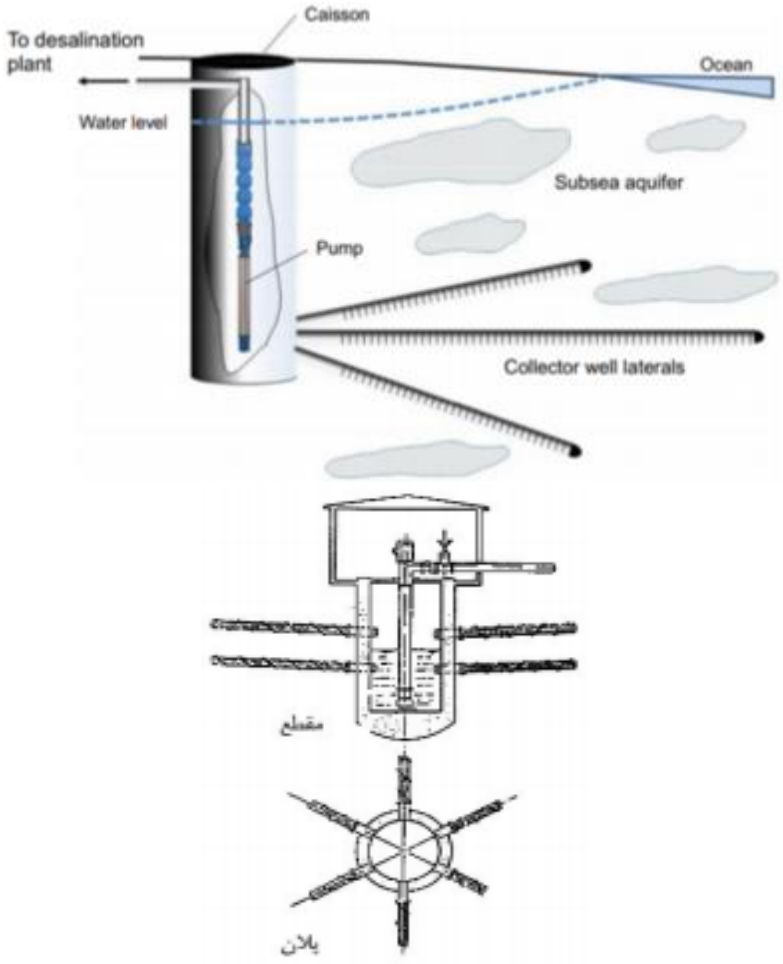


شکل (۳-۸۷) چاه‌های جمع‌کننده رانی

چاه‌های شعاعی بایستی تا حد امکان در نزدیکی ساحل و منابع سطحی ساخته شوند. این چاه‌ها شامل یک یا چند کیسون[2] بتن مسلح قائم یا شافت عمودی می‌باشند که در آبخوان نصب شده‌اند و از داخل آن‌ها چاه‌های جانبی (چاهک) در اعماق مختلف آبخوان به اطراف امتداد پیدا کرده انـد(شکل ۳-۸۶). کیسون مرکزی شامل بخش‌هایی از لوله از جنس بتن مسلح و فولاد با قطر بزرگ است که یا از پیش ساخته شده می‌باشد و یا در مجاورت دریا ساخته می‌شوند. آن‌ها با اتصالات محکم در آب مونتاژ

[1] Ranney Collector Wells
[2] Caisson

می‌شوند و به گونه‌ای طراحی شده‌اند که در برابر نیروهایی که تحت آن‌ها قرار می‌گیرند، مقاومت کنند.



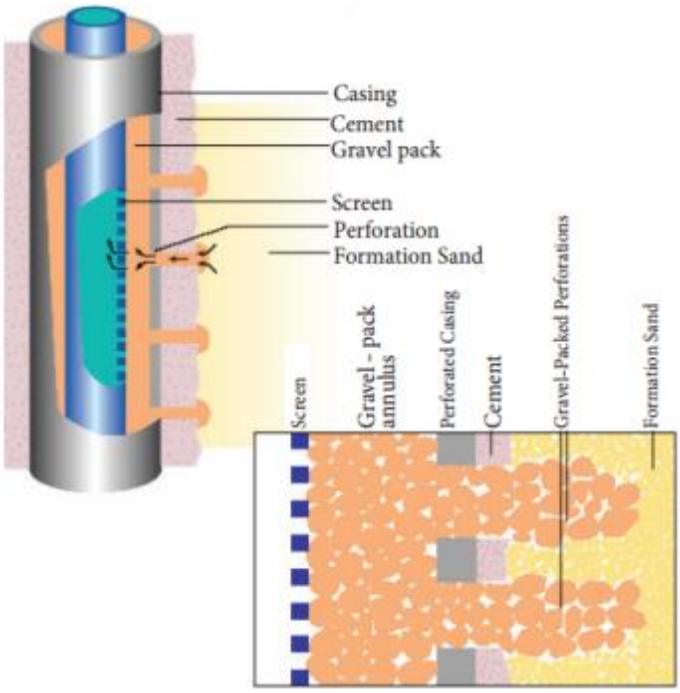
شکل (۳-۸۸) اجزای چاه‌های شعاعی

چاه‌های جمع کننده شعاعی معمولاً برای ظرفیت‌های ۱۹۰۰ تا ۱۹۰۰۰ مترمکعب در روز طراحی می‌شوند. قطر داخلی کیسون‌ها معمولاً ۳ تا ۹ متر و ضخامت جداره آن ۴۵ تا ۹۰ سانتیمتر می‌باشد. عمق کیسون‌ها بسته به شرایط ژئولوژیکی سایت از ۱۰ متر تا بیش از ۵۰ متر می‌تواند متغیر باشد. تعداد، طول و محل چاه‌های افقی از طریق مطالعات ژئوهیدرولوژیکی قابل تعیین می‌باشد. به طور

معمول قطر چاه‌های جانبی بین ۲۰ تا ۳۰ سانتیمتر و طول ۷۰-۳۵ متر می‌باشند و ممکن است تا ۱۵۰ متر به دور از کیسون عمودی گسترش یابند. اندازه شکاف‌ها بر روی جداره چاه‌های جمع کننده افقی با توجه به دانه‌بندی خاک اطراف آن‌ها تعیین می‌گردد.

قبل از ساخت چاه جمع کننده شعاعی، لازم است تعدادی از حفره‌های اکتشافی عمودی در سراسر منطقه حفاری شود تا خصوصیات هیدروژئولوژی مشخص شود. این خصوصیات شامل مکان، توسعه جانبی، نوع و ضخامت سفره‌های قابل‌نفوذ، محل گسل‌های احتمالی منطقه، کیفیت و کمیت آب‌های زیرزمینی می‌باشد. چاه‌های جانبی ممکن است فقط به سمت دریا حفر شوند تا اثرات آن‌ها روی آب‌های زیرزمینی شیرین در سمت زمین خشکی و همچنین پتانسیل کشیدن آب‌های آلوده یا آب‌های حاوی فلزات نامطلوب مانند آهن و منگنز به داخل چاه از بین برود. با توجه به قرارگیری این چاه‌ها در خط ساحلی، یکی از موضوعات مهم فرسایش ساحل و آسیب ناشی از موج است. بنابراین درصورتی‌که زمین‌شناسی مناسب و فعالیت جزر و مد نسبتاً آرام باشد، این آبگیرها قادر به تولید حجم بالایی از آب خواهد بود (Missinner cet al, 2013).

چاه‌های جانبی به طور طبیعی به گونه‌ای طراحی می‌شوند که به طور مداوم از چاه‌های جانبی آب وارد کیسون گردد تا از ورود ماسه‌ها و افزایش کدورت به سیستم جلوگیری نمایند. بدین منظور سرعت سیال وارد شده به صافی بایستی کم باشد.



شکل (۳-۸۹) اجزای کیسون اصلی چاه شعاعی

ویژگی‌های دیگر چاه جانبی در مقایسه با مابقی چاه‌ها عبارت‌اند از:

- هزینه یک حلقه چاه جمع کننده می‌تواند از معادل شش یا هشت چاه عمودی کمتر باشد. هزینه‌های بهره‌برداری و نگهداری برای پمپ‌ها، خطوط لوله، معابر جاده‌ای، ساختمان‌ها، سوئیچینگ الکتریکی و امکانات کنترل کاهش می‌یابد، زیرا تنها یک تأسیسات پمپاژ برای هر چاه جمع کننده موردنیاز است.
- این چاه‌ها می‌توانند از یک نقطه مرکزی با سطح وسیعی از دسترسی جانبی حفر شوند. این موضوع در سایت‌هایی که محدودیت در اراضی ساحلی وجود دارد اهمیت پیدا می‌کنند و مساحت کمتری را اشغال می‌کنند.
- سطح وسیعی از چاه با آبخوان به واسطه چاهک‌های شعاعی جانبی در تماس بوده و لذا ظرفیت چاه افزایش می‌آید.
- دارای تأثیر بصری مشابه چاه‌های معمولی عمودی
- عدم صدمه به آبخوان‌های سمت خشکی

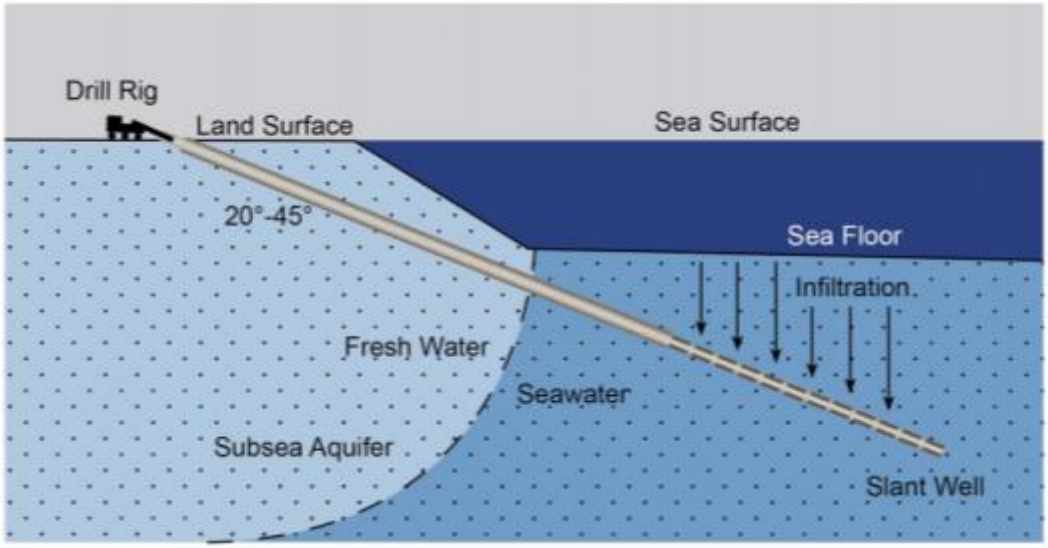
- از بین رفتن احتمال جذب آب‌های آلوده و یا دارای فلزات
- معمولاً در طول حفاری، ساخت و اجرای آبگیرهای غیرمستقیم ساحلی، طول زیادی از خط ساحلی اشغال می‌شود. این اقدامات باعث تخریب زیستگاه ساحلی و از بین رفتن زیبایی ساحل خواهد شد.

همان‌طور که گفته شد، از معایب آبگیرهای ساحلی ظرفیت کم آن‌هاست که در صورت نیاز به حجم بالای آب به ناچار باید تعداد چاه‌ها را افزایش داد. با افزایش تعداد چاه‌ها تخریب سواحل نیز افزایش خواهد یافت. برای غلبه بر این مشکلات آبگیرهای غیرمستقیم دور از ساحل ارائه می‌شود. در ادامه به این روش‌های آبگیری پرداخته می‌شود.

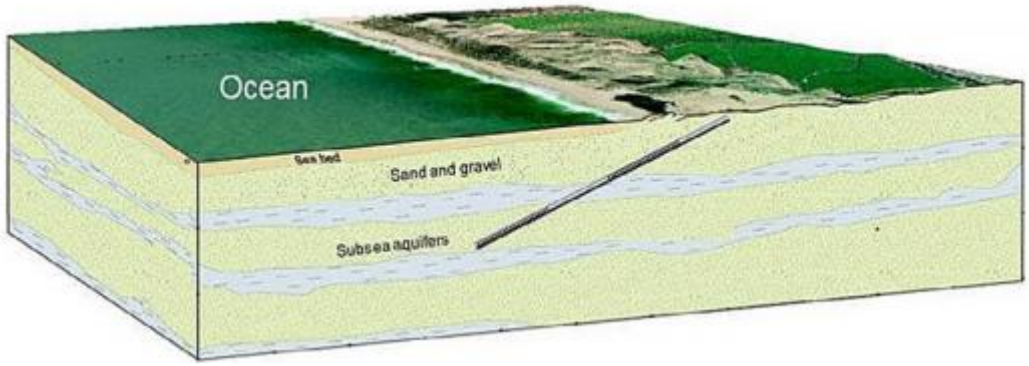
◘ چاه‌های زاویه‌دار[1]

همان‌طور که در بخش‌های قبل اشاره شد چاه‌های قائم ممکن است سبب بروز اثرات منفی بر نواحی ساحلی گردد. برای کاهش اثرات منفی احتمالی، چاه‌ها را می‌توان شیب‌دار[2] (اریب) ساخت. چاه‌هایی که به‌صورت زاویه‌دار حفر می‌شوند این امکان را می‌دهند که حوضچه پمپاژ و راه‌های دسترسی در فاصله دورتری از ساحل قرار گیرند و از اثرات منفی احتمالی کاسته شود(شکل ۳-۸۸). این چاه‌ها در محدوده زاویه‌ی ۲۰-۴۵ نسبت به افق اجرا می‌شوند.

[1] Angle wells
[2] Slant

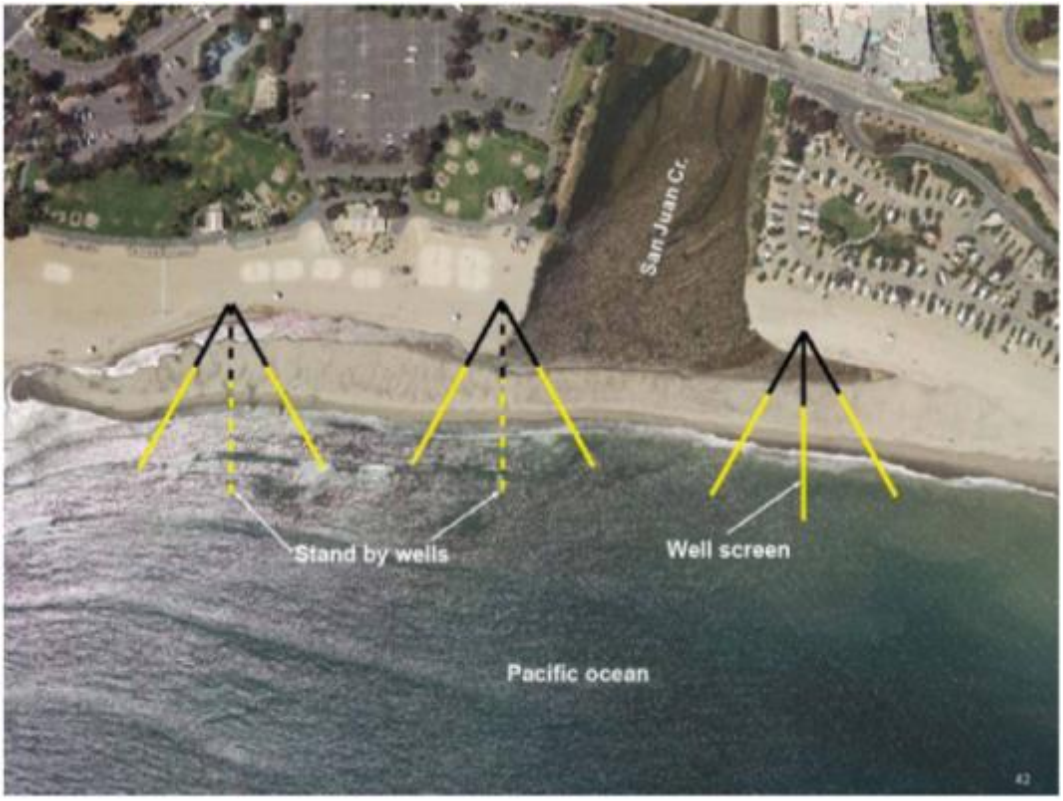


شکل (۳-۹۰) سیستم آبگیری چاه‌های شیب‌دار (Missimer et al., ۲۰۱۳)



شکل (۳-۹۱) نمونه‌ای از آبگیری با استفاده از چاه زاویه‌دار

چاه زاویه‌ای(مایل) سطح بسیار کمتری از ساحل را اشغال نموده و محل آبگیری آن خارج از منطقه ساحلی قرار دارد. این امر سبب می‌شود تأثیر بسیار کمتری بر محیط‌زیست منطقه داشته باشد(California State Water Resources Control Board, 2014). شکل زیر پروژه آب‌شیرین‌کن San Juan با ظرفیت برداشت ۳۰ میلیون گالن در روز از هفت حلقه چاه به طول ۳۰۰ متر و دو حلقه چاه آماده به کار را نشان می‌دهد(Sustainable Desalination Handbook, 2018).



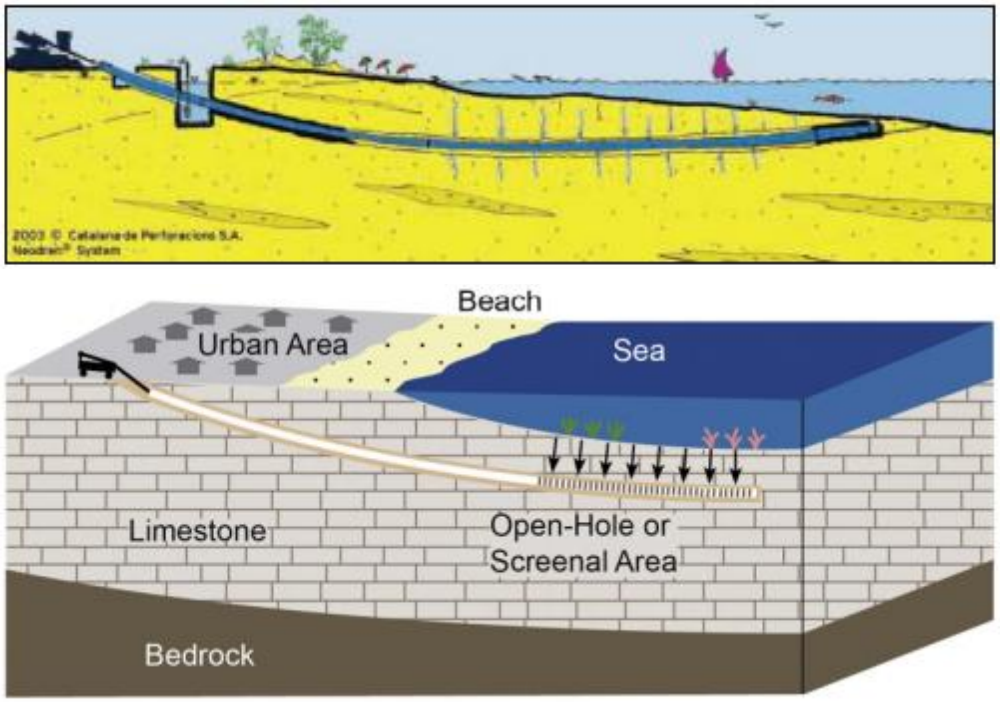
شکل (۳-۹۲) پروژه آب‌شیرین‌کن Doheny با هفت حلقه چاه زاویه‌دار

۳-۴-۵- چاه‌های حفرشده به‌صورت افقی[1]

چاه‌های حفرشده به‌صورت افقی، چاه‌های زاویه‌دار غیرخطی مطابق شکل ۳-۹۱ می‌باشند. این نوع از چاه‌ها عملکردی مشابه چاه شیب‌دار دارند با این تفاوت که حفاری در یک خط مستقیم انجام نمی‌شود. حفاری از یک گمانه پایلوت، که زاویه کمی با افق دارد، در سمت خشکی آغاز می‌شود. به منظور آبگیری از دریا، حفاری در امتداد پروفیل از پیش طراحی شده در زیر زمین و بستر دریا انجام می‌گیرد. این پروفیل معمولاً به شکل کمانی از دایره با شعاع بسیار بزرگ می‌باشد. هنگامی که گمانه

[1] Horizontal Directional Drilling (HDD) Wells

پایلوت تکمیل گردید، قطر آن تا اندازه مناسب جهت نصب لوله‌ها افزایش می‌یابد و سپس لوله‌ها در داخل حفره بزرگ شده نصب می‌گردند. در حال حاضر استفاده از این چاه‌ها بسیار محدود می‌باشد.



شکل (۳-۹۳) آبگیری از دریا با استفاده از چاه‌های حفرشده به‌صورت افقی(HDD) (Missimer et al., ۲۰۱۳)

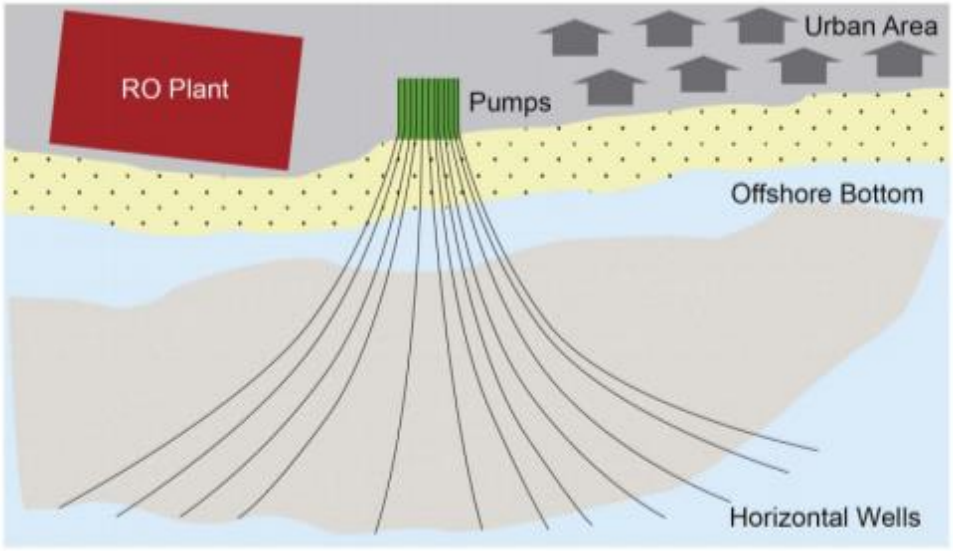
ساخت چاه زاویه‌دار در مقایسه با چاه‌های عمودی متداول، پیچیده‌تر است. این چاه‌ها معمولاً با استفاده از دستگاه‌های حفاری تخصصی تحت زاویه کمتر از ۲۵ درجه نسبت به سطح دریا حفر می‌شوند. این چاه‌ها در رسوبات سنگی برای قطر بیش از ۳۰ سانتی‌متر، حداکثر به طول ۱۵۰ متر در نظر گرفته می‌شود، اما بسته به دستگاه حفاری و شرایط زمین‌شناسی ممکن است تا ۴۰۰ متر نیز افزایش یابد. حین ساخت چاه زاویه‌دار از گل حفاری[1] برای خنک کردن و روغن‌کاری لوله و مته،

[1] drilling fluid

تثبیت چاه و حمل (مواد تشکیل‌دهنده) به سطح استفاده می‌شود. حفاری چاه‌های عمیق[1] متـه به‌طورکلی در دو مرحله حاصل می‌شود. در مرحله اول، حفاری با قطر کم پایلوت و در مرحلـه دوم بـا افزایش پایلوت چاه به قطر موردنیاز طراحی دست پیدا می‌کنند. در این سیستم لوله‌های پلی‌اتیلن بـه عنوان صافی و پوشش چاه عمل می‌کنند و در طول بهره‌برداری به پوشش اضافی دیگـری نیـاز نـدارد (Missimer et al., ۲۰۱۳).

یکی از مزایای این چاه‌ها این است که چندین حلقه چاه را می‌توان از یک موقعیـت واحـد بـه‌صـورت خوشه‌ای حفر کرد که نتیجه آن کاهش مساحت زمین موردنیاز برای ساخت‌وساز می‌باشد (شـکل ۳-۹۲). هرچند حجم آب قابل‌برداشت در این چاه‌ها نسبت به چاه‌های عمودی بیشتر است، اما ساخت و بهره‌برداری آن‌ها مشکل‌تر و گران‌تر است. بنابراین با تجزیه‌وتحلیل اقتصادی از شرایط هر پـروژه بایـد تعیین شود که آیا بـازده بیشـتر در بهـره‌بـرداری از هـر چـاه و در نتیجـه تعـداد کمتـر چـاه، هزینـه ساخت‌وساز، تعمیر و نگهداری بیشتر آن را جبران می‌کند(Missimer et al., ۲۰۱۳).

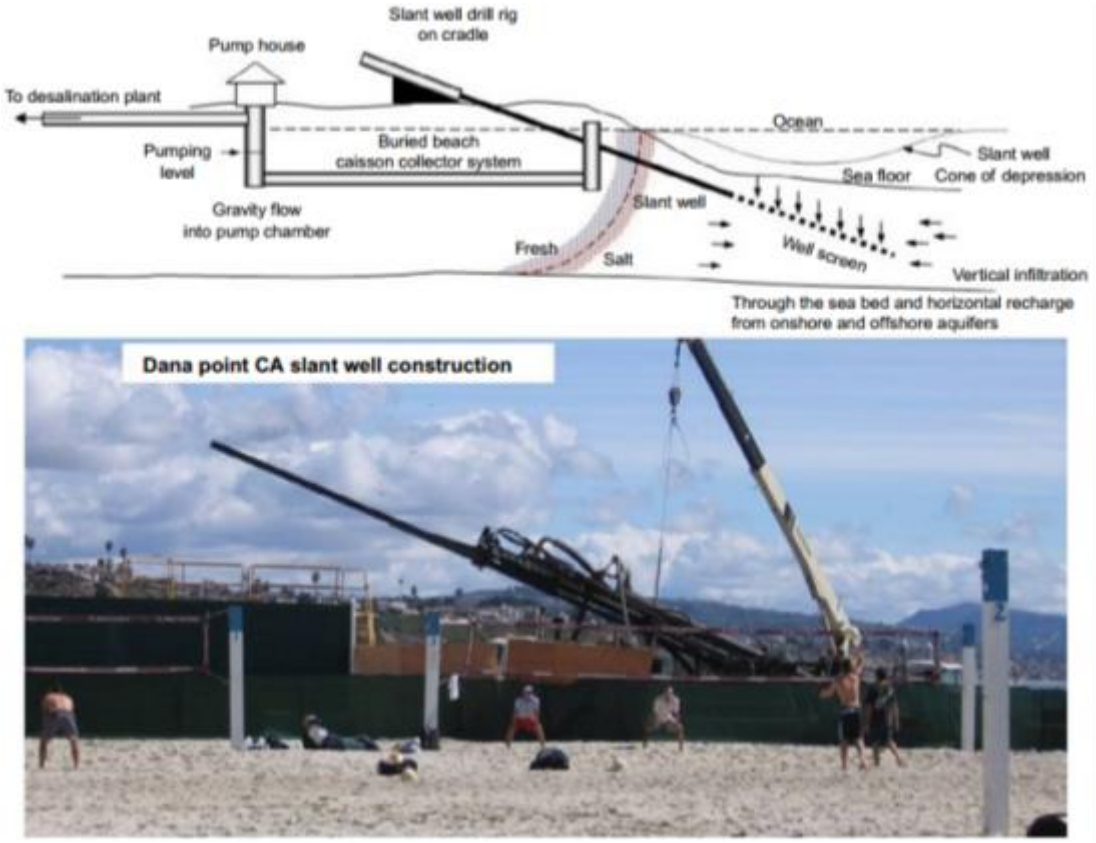
[1] borehole



شکل (۳-۹۴) حفاری خوشه‌ای چاه‌های افقی از مکان واحد (Missimer et al., ۲۰۱۳)



شکل (۳-۹۵) پوشش دادن سطح وسیعی از خط ساحلی با استفاده از چاه‌های افقی



شکل (۳-۹۶) نمایی از چاه زاویه‌دار در حین ساخت (Williams, 2009)

از مزایای چاه‌های شیب‌دار و چاه‌های HDD نیز می‌توان به موارد زیر اشاره کرد:

۱) ایستگاه پمپاژ و جاده‌های دسترسی در فاصله زیادی از ساحل ساخته می‌شود و نتیجه آن حداقل شدن تخریب زیستگاه‌های ساحلی و زیبایی ساحل خواهد بود.

۲) طول قابل حفاری در این چاه‌ها در مقایسه با چاه‌های عمودی بیشتر است.

۳) تغذیه در این نوع چاه‌ها معمولاً از سمت دریا به‌صورت عمودی انجام می‌شود و تمایل کمتری به جذب آب‌های اطراف دریا دارد که این مسئله در بهبود مشکلات در کیفیت آب و محافظت بیشتر پمپ‌ها، زیرساخت‌های مربوط به آن در برابر طوفان، مؤثر خواهد بود.

۴) امکان حفر چندین حلقه چاه به‌صورت خوشه‌ای از یک موقعیت واحد؛ که نتیجه آن کاهش مساحت لازم برای ساخت و صرفه‌جویی در خرید زمین ایستگاه پمپاژ خواهد بود.

موارد زیر از معایب سیستم چاه‌های جهت‌دار به شمار می‌روند:

۱) تعمیر و نگهداری این سیستم‌ها به علت فاصله طولانی آن‌ها از خط ساحلی و وجود صفحه آشغالگیر در چاه پیچیده است.

۲) در این روش شناسایی زمین‌شناسی بستر دریا به تجهیزاتی تخصصی و روش‌های گران نیاز دارد.

۳) حفاری گمانه‌های آزمایشی و به دست آوردن نمونه‌های دقیق کیفیت آب اگرچه غیرممکن نیست، اما تحت برخی شرایط (به طور مثال شیب بسیار تند ساحل با فعالیت شدید موج) بسیار دشوار است.

◘ آبگیرهای غیرمستقیم دور از ساحل

گالری تراوش[1] روشی برای تبدیل بستر دریا به فیلتر طبیعی است که بر اساس مفاهیم اولیه چاه‌های شعاعی و به‌صورت یک کانال بتنی روزنه دار ساخته می‌شود. سیستم فیلتراسیون مطابق **Error! Reference source not found.** در زیر بستر ساحل یا دریا قرار می‌گیرد و سپس با استفاده از خطوط لوله به چاه‌های آبگیری ساحلی متصل می‌شوند. صافی‌های شنی و ماسه‌ای با روش تصفیه زیستی، مواد جامد معلق را با عبور از محیط متخلخل (لایه‌های شن و ماسه‌ای خاک) حذف می‌کنند. این سیستم‌ها دارای گالری‌های جمع‌آوری آب، فیلترهای بستر شنی یا ماسه‌ای، لوله‌های افقی انتقال‌دهنده آب و مخازن ته‌نشینی می‌باشند. نحوه ساخت گالری‌های تراوش بدین صورت است که ابتدا در بخش‌های مجاور ساحل و به موازات آن، گودبرداری انجام می‌گیرد. سپس در آن‌ها لوله‌های زهکش یا گالری‌های جمع‌آوری، آب دریا را از پایین گودال به محفظه پمپاژ منتقل می‌کنند. بر روی

[1] Iinfiltration gallery

آن‌ها در لایه‌های بالاتر، مصالح متخلخل به عنوان یک فیلتر مصنوعی ریخته می‌شوند و در آن آب را به صورت ثقلی زهکشی می‌نماید. این سیستم ها دارای مزیت‌هایی می‌باشند که عبارت‌اند از:

• آب دریا پیش از ورود به کارخانه آب‌شیرین‌کن یک مرحله فیلتر می‌شوند.

• از آنجایی که سیستم فیلتر به‌صورت مصنوعی احداث می‌گردد، تقریباً در تمامی بسترها قابل اجرا باشد و به لحاظ زمین‌شناسی محدودیتی وجود نداشته باشد.

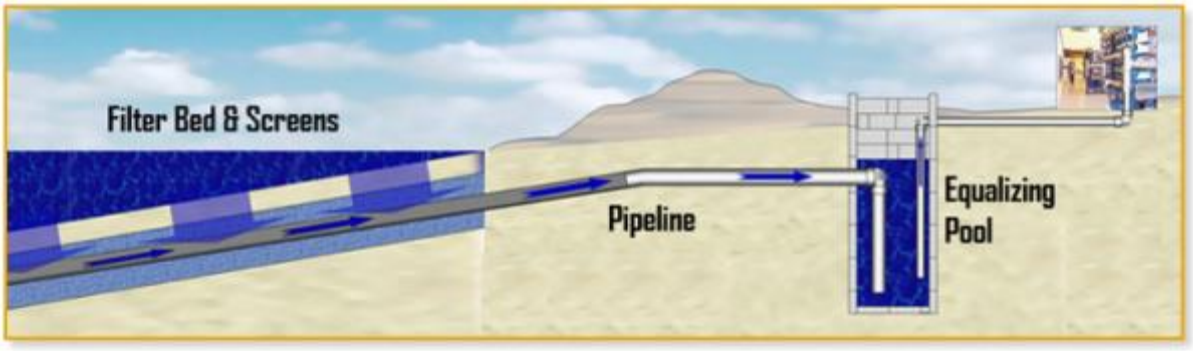
• عدم تأثیرپذیری از وضعیت کشتیرانی، موج و جریان‌های دریایی

همچنین مهم‌ترین معایب این نوع سیستم‌ها عبارت‌اند از:

• از آنجا که سیستم فیلتر به‌صورت مصنوعی در محل حفاری‌شده‌ایجاد می‌گردد، تخمین ظرفیت دقیق سیستم دشوار می‌باشد. البته امکان تخمین تقریبی ظرفیت با استفاده از روابط تئوری وجود دارد.

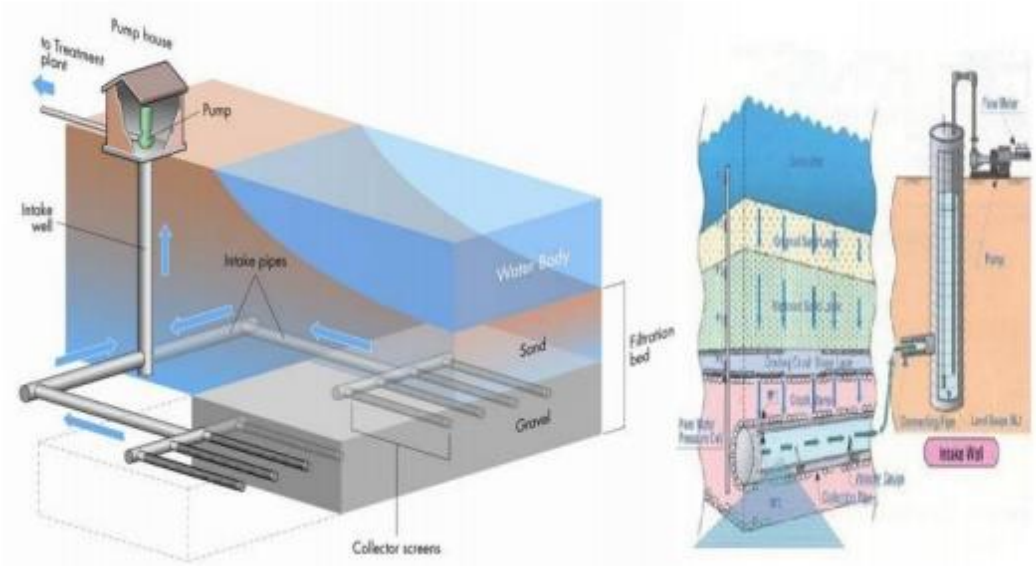
• فرسایش و یا اثرات موج در کنار انسداد فیلتر توسط ذرات و مواد ارگانیک می‌تواند خواص هیدرولیکی فیلتر را تغییر دهد که منجر به تغییر بازده و ظرفیت سیستم می‌شود.

• جمع‌آوری لایه مسدود شده فیلتر به منظور حفظ ظرفیت ضروری بوده که این فرآیند نگهداری ممکن است به لحاظ زیست‌محیطی مشکل ساز باشد. به دلیل عدم تحمل ناشی از باکتری‌های آهن که در یک محیط هوادهی شکوفا می‌شوند و تمایل آن‌ها در صورت سرریز شدن یا غیرفعال ماندن، ممکن است نگهداری از گالری‌های نفوذ بسیار مشکل باشد.



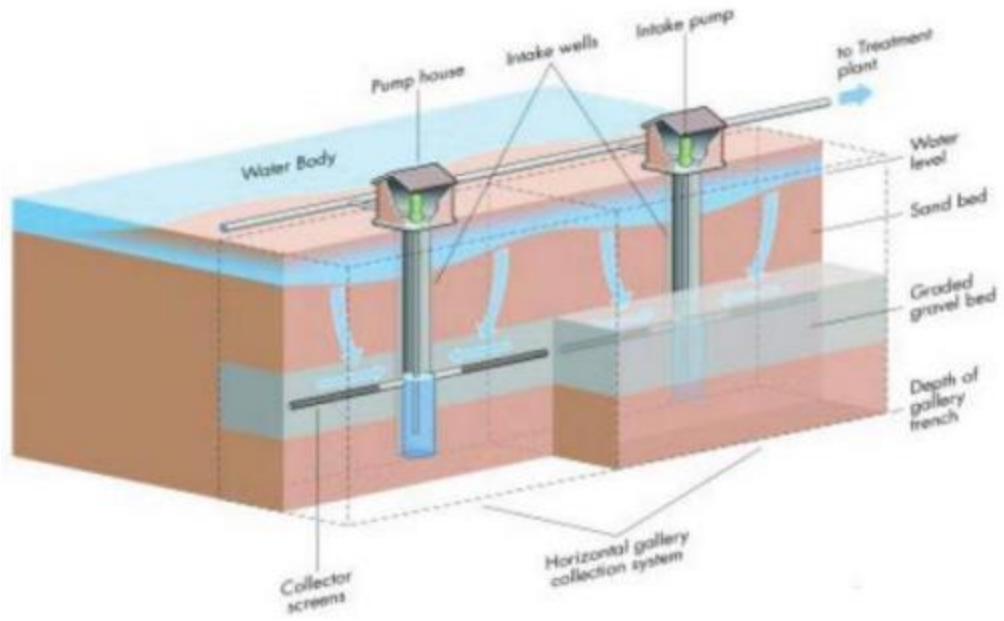
شکل (۳-۹۷) سیستم فیلتراسیون بستر دریا

گالری‌ها بر اساس موقعیت آبگیری به دو صورت در بستر دریا و یا در ساحل[1] ساخته می‌شوند. شکل ۳-۹۶ و ۹۷ به ترتیب گالری بستر دریا و گالری ساحلی را نشان می‌دهد. گالری ساحلی نسبت به گالری بستر دارای کیفیت آب مناسب‌تر با هزینه ساخت‌وساز کمتر می‌باشد. این گالری‌ها اثرات زیست‌محیطی کمتری دارند و به علت قرارگیری سیستم در منطقه جزر ساحل به صورت خودکار با انرژی موج تمیز میگردند.



شکل (۳-۹۸) گالری بستر (WateReuse Association, 2011)

[1] Beach galleries



شکل (۳-۹۹) گالری تصفیه ساحلی (Mackey et al, 2011)

سیستم‌های آبگیری گالری تراوش تقریباً با موفقیت در هر ظرفیت و مکانی در جهان ساخته شده است و از لحاظ زمین‌شناسی و آب‌وهوایی محدودیتی ندارند، اما به‌دلیل شرایط طراحی، هزینه‌های ساخت‌وساز و بهره‌برداری بهتر است در مکان‌هایی با عمق و ضخامت کم آبخوان‌های ساحلی که امکان استخراج آب‌های زیرزمینی وجود ندارد به‌کار گرفته شوند. بنابراین سیستم فیلتراسیون و گالری باید در محل‌هایی با عمق کافی ساخته شوند تا تحت تأثیر جزر و مد، امواج و کشتیرانی نباشند. همچنین در برخی گالری‌ها از قطعات بزرگ سنگ به عنوان آرمور برای جلوگیری از آب شستگی استفاده می‌شود. لوله‌های جمع‌آوری آب در این روش به حوضچه پمپاژ متصل خواهند شد. با شروع پمپاژ آب از بین فیلتر مصنوعی ساخته شده عبور کرده و پس از فیلتر شدن وارد حوضچه پمپاژ می‌شود. در صورتیکه سیستم فیلتر نتواند به طور کامل عملیات فیلتراسیون را انجام دهد ممکن است پروسه تصفیه پیش از مرحله شیرین سازی آب نیاز باشد. همچنین در بهره‌برداری از گالری تراوش، تخمین

دقیق ظرفیت سیستم دشوار می‌باشد. برای ایجاد گالری های تراوش بایستی به یکسری محدودیت‌ها و نکات اجرایی توجه نمود که در ادامه به آن‌ها پرداخته خواهد شد. ساحل گالری بایستی پایدار باشد و حداقل فرسایش یا تجمع را داشته باشد، در غیر این صورت سیستم خراب می‌شود. همچنین ساحل نباید دارای انرژی بالایی باشد و در معرض فعالیت طوفان شدید فصلی با فرسایش سریع و رسوب قرار گیرند.

گالری‌ها نسبت به روش‌های دیگر آبگیری عموماً دارای اثرات زیست‌محیطی کم می‌باشند. با این‌حال ممکن است برخی از اثرات زیست‌محیطی مخرب در ارتباط با ساخت و بهره‌برداری از آن‌ها به وجود آید. در گالری تراوش، کف دریا یک دیواره طبیعی جدا کننده برای ارگانیسم‌های بزرگ دریایی ایجاد می‌کند. به همین دلیل در این روش، اصابت و گیر افتادن برای آبزیان و کف زیان صورت نمی‌گیرد. نوع اصلی اثرات زیست‌محیطی مرتبط با این نوع آبگیری در زمان ساخت‌وساز و حفاری از بستر دریا برای به کارگیری سیستم فیلتراسیون انجام می‌شود. تأثیرات زیبایی‌شناسی بزرگ در سواحل، تأثیر غیرقابل قبولی برای اقتصاد گردشگری محلی خواهد گذاشت که قابل قبول نمی‌باشد. همچنین خطوط لوله، پمپ‌ها و تجهیزات برقی لازم است در ساحل و در مجاورت ساحل (ایستگاه پمپاژ) قرار بگیرند که این امر تأثیرات گوناگونی خواهد داشت.

تأثیرات مهم زیست‌محیطی و سایر زیرساخت‌ها طی یک دوره ۳ تا ۷ ساله از ساخت‌وساز رخ می‌دهد. انسداد فیلترها توسط ذرات و مواد ارگانی و جمع‌آوری لایه مسدود شده فیلتر به لحاظ زیست‌محیطی مشکل ساز است. سیستم‌های گالری ساحل با ظرفیت کمتر، ساخته شده در مکان‌های مناسب، اثرات زیست‌محیطی بسیار کمتری دارند. هیچ سیستم گالری ساحل در مقیاس بزرگ در حال حاضر در حال بهره‌برداری است. به طور خلاصه برخی از ویژگی‌های این آبگیرها عبارت است از:

۱) برای ساخت گالری، بررسی دقیق دریایی به منظور اطلاع از حساسیت زیست‌محیطی بستر، انواع رسوب بستر، نرخ رسوب و گل‌ولای آب دریا، موردنیاز می‌باشد.

۲) برای ساخت گالری‌ها در موقعیت‌هایی که رسوبات کف، ناپایدار باشد، استفاده از شمع کوبی ورق، لایروبی و آبگیری موقت نیاز است تا امکان قرارگیری فیلترها وجود داشته باشد.

۳) برای کاهش مشکلات ساخت‌وساز، توسعه یک فیلتر مصنوعی در کف دریا پیشنهاد می‌شود.

۴) اثرات عمده زیست‌محیطی موجودات دریایی در گالری بستر وجود ندارد و فقط یک اثر زیست‌محیطی حداقل در طول ساخت ایجاد می‌شود.

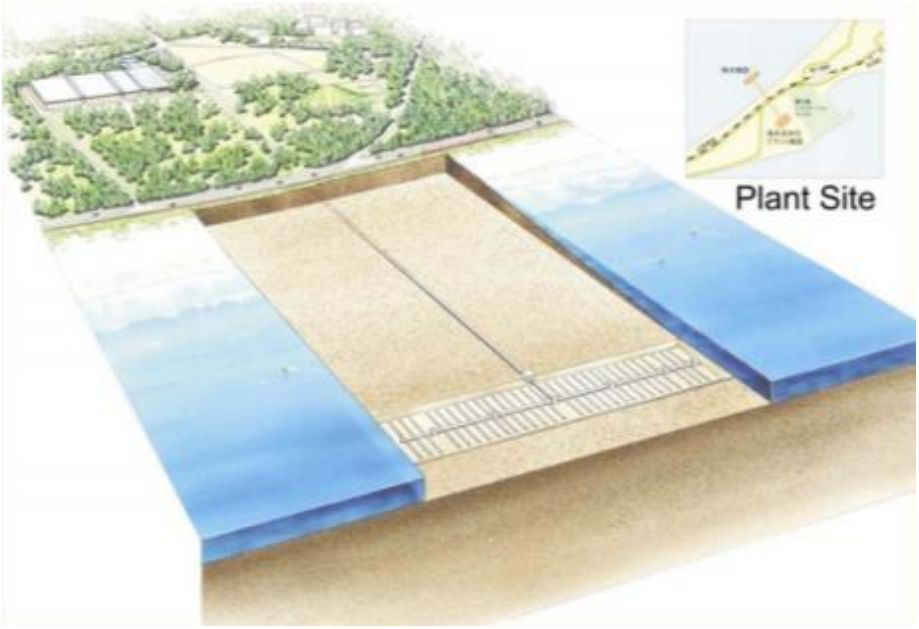
۵) ساخت گالری بستر با ظرفیت زیاد، از لحاظ فنی بسیار پیچیده و از لحاظ اقتصادی بسیار گران است.



شکل (۳-۱۰۰) سیستم گالری دریایی کالیفرنیا در حین ساخت

یکی از بزرگ‌ترین گالری‌های بستر در جهان، آبگیر کارخانه آب‌شیرین‌کن Fukuoka ژاپن با ظرفیت ۱۰۳۰۰۰ مترمکعب در روز می‌باشد. این آب‌شیرین‌کن در سال ۲۰۰۵ در سواحل خلیج Hakata در منطقه Fukuoka احداث شد و سطح فیلتراسیون مورداستفاده در این سیستم حدود ۳ هکتار

می‌باشد. این آب‌شیرین‌کن از نوع اسمز معکوس می‌باشد و به صورت فیلتراسیون ثقلی در فاصله ۱/۲ کیلومتری ساحل و در عمق ۱۱/۵متری آبگیری را انجام می‌دهد. قطر لوله‌های اصلی گالری ۱/۸ متر و لوله‌های فرعی ۰/۶ متر می‌باشند و در عمق ۲ متری از کف دریا واقع شده‌اند. شکل ۳-۹۹ نمایی از این آب‌شیرین‌کن می‌باشد.



شکل (۳-۱۰۱) سیستم آبگیری گالری کارخانه آب‌شیرین‌کن فوکوئوکا ژاپن (Missimer et al, ۲۰۱۵)

◘ حفره کارستی ساحلی[1]

در بعضی از مناطق ساحلی، شکافی عمیق زیرزمینی به علت اتصال هیدرولیکی در مجاورت دریا ایجاد می‌شود که در آن سنگ آهک و یا دولومیت حل شده و کارست تشکیل می‌شود. درواقع کارست نوعی ناهمواری می‌باشد که به‌وسیله فرآیند انحلال در سنگ‌های قابل حل پر سوراخ (به‌ویژه سنگ‌آهک) ایجاد می‌شود و شامل مجموعه‌ای از سوراخ‌های بزرگ (حفرات) و زهکشهای زیرزمینی است. این

[1] Onshore Karst Pit

شبکه‌های زیرزمینی ممکن است برای تغذیه یک حوضچه‌ی آبگیر به کار گرفته شود و بدین طریق آب دریا را به یک کارخانه آب‌شیرین‌کن انتقال دهد.

نمونه‌ای از این آبگیر را در کارخانه آب‌شیرین‌کن Curaçao با ظرفیت ۲۶۰۰۰ مترمکعب در روز می‌توان مشاهده نمود(شکل ۳-۱۰۰**Error! Reference source not found.**). این حفره کارستی دارای ۶ متر عمق می‌باشد که در فاصله ۱۰۰ متری از خط ساحلی قرار دارد. دیوارهای حفره کارستی از صفحات پیش ساخته و متخلخل بتنی طراحی شده است. همچنین به منظور اطمینان از نفوذ پیوسته آب دریا به داخل حوضچه، سنگ‌های آهکی در حاشیه حوضچه نصب شده است (۲۰۱۵ ,Missimer et al).



شکل (۳-۱۰۲) حفره آبگیر کارستی در Curaçao (Missimer et al, ۲۰۱۵)

در انتهای این بخش، مشخصات چندین آبگیر غیرمستقیم در جهان‌که با موفقیت اجرا گردیده، آورده شده است(جدول ۳-۱۷). در این جدول، نوع آبگیر زیرسطحی، میزان حجم برداشت آب، جنس لایه

ها و شاخص SDI[1] ذکر گردیده است. شاخص SDI نشان‌دهنده کیفیت آب ورودی به تصفیه‌خانه آب می‌باشد که میزان ذرات معلق و کلوئیدها را در آب نشان می‌دهد. در چاه‌هایی که میزان SDI آن بالاتر از ۳ باشد، نیاز به تجهیزات پیش‌تصفیه می‌باشد.

جدول (۳-۱۷) خلاصه ای از سیستم‌های آب‌شیرین‌کن زیرسطحی در سراسر جهان (Pankratz,2006 و Missimer,2013)

نام آبگیر	دبی $(\frac{m^3}{day})$	نوع آبگیر	SDI	جنس لایه
California آمریکا	۱۱.۴۰۰	شیب‌دار	۰.۳۵	رسوبات ماسه‌ای
Fukuoka ژاپن	۱۰۳.۰۰۰	گالری بستر دریا	۲-۲.۵	کف ماسه‌ای
Al Birk عربستان	۵۴.۰۰۰	چاه‌های عمودی	۰-۴	ماسه‌ای سیلتی کربنات دار
Cruz Salina مکزیک	۱۵.۰۰۰	چاه‌های جمع کننده رانی	<۲	
Arucas-Moya جزایر قناری	۸.۰۰۰	چاه عمودی	<۱	بازالت
Sur عمان	۱۶۰.۰۰۰	چاه‌های ساحلی	۰.۸-۱.۲	
Pembroke مالت	۱۲۰.۰۰۰	چاه‌های ساحلی		

۳-۴-۶- طراحی آبگیر

همان‌طور که پشتر توضیح داده شد، قبل از طراحی آبگیر بایستی دامنه مطالعات موردنیاز و عوامل تأثیرگذار بر آبگیری در منطقه تشریح گردد. هر یک از بخش‌های مختلف این مطالعات دارای جنبه‌ها و ملاحظات بسیار گوناگونی می‌باشند که عدم بررسی، اطلاعات ناکافی و تحلیل نادرست هر یک از این موارد، می‌تواند منجر به ناکارآمدی آبگیر و خسارات زیاد به مناطق ساحلی شود. تحلیل درست شرایط شامل شناسایی تمام مؤلفه‌های کمی و کیفی می‌باشد که به طور مستقیم و غیرمستقیم در یکی از فرآیندهای امکان‌سنجی مفهومی، طراحی، تحلیل اقتصادی، جنبه‌های زیباشناختی، اجرا

[1] Silt Density Index

سازه‌ای، پایش و نگهداری پروژه تأثیرگذار هستند. در نهایت با بررسی ویژگی‌های فیزیکی، بیولوژیکی، اجتماعی و فرهنگی منطقه می بایست طرحی قابل قبول و سازگار با شرایط موجود و آتی منطقه ارائه گردد. در این بخش به بررسی مبانی و مباحث طراحی آبگیر اعم از روند طراحی، پارامترها و عوامل تأثیرگذار، استانداردهای اجرایی، مکان یابی و اثرات زیست‌محیطی حاصل از ساخت آبگیر پرداخته می‌شود. مباحث بیان شده شامل کلیات و اساسی‌ترین نکات طراحی می‌باشد که قسمت‌هایی از به طور پراکنده در بخش‌هایی از این فصل آورده شده است. به دلیل گستردگی و غیرقابل پیش‌بینی بودن این پروژه‌ها ممکن است این نکات به خودی خود کامل نباشد. بنابراین در مواردی که مهندس طراح نتواند تسلط کافی به آن موضوع پیدا کند، بایستی به منابع و مراجع ویژه آن زمینه رجوع نماید.

◘ انتخاب روش آبگیری

در طراحی سیستم‌های آبگیر باید مسائل مختلفی از جمله مسائل فنی، زیست‌محیطی و اقتصادی مورد بررسی قرار گیرد. در بررسی هر یک از این موضوعات پارامترهای بسیار زیادی وجود دارد که انتخاب سیستم بهینه آبگیری را دشوار می‌سازد. کارخانه های آب‌شیرین‌کن نیازمند به یک منبع مطمئن، ثابت و با کیفیت از آب می‌باشد که بتواند حجم موردنیاز کارخانه را تأمین نماید. اگرچه این اهداف اساسی، آشکار به نظر میرسد، ولی تحقق این موارد در آبهای آزاد که یک پیکره‌ی پویاست و مدام در حال تغییر می‌باشند، دارای پیچیدگی‌های بسیار می‌باشد. با این وجود می‌توان با رویکردی مناسب، آبگیری را به بهترین شکل انجام داد. در تعیین نوع آبگیر به طور خلاصه ۴ عامل نقش تعیین‌کننده دارد، این عوامل عبارت‌اند از:

عوامل اساسی: عوامل اساسی مانند محدوده پروژه، میزان برداشت آب و تغییرات آن در فصول مختلف در دوره بهره‌برداری، در انتخاب نوع آبگیر تعیین‌کننده است

عوامل بیرونی: عوامل بیرونی شرایط و امکاناتی است که هریک از آن‌ها در طی زمان بنا بر عوامل پیچیده دیگری تغییر می‌کند(مانند شرایط آب‌وهوایی). طرح ساختمان آبگیر باید به نحوی باشد که از این تغییرات آسیب نبیند و با آن سازگار باشد.

عوامل اجرایی: عوامل اجرایی مانند مصالح، ماشین‌آلات، نیروی انسانی و تخصصی لازم، زمان و دوره ساخت آبگیر در بعضی از طرح‌ها نقش تعیین‌کننده‌ای دارد.

عوامل اقتصادی: سرمایه‌گذاری و هزینه بهره‌برداری در همه طرح‌ها اهمیت اساسی دارد. لازمه طرح آبگیر، تلفیق اطلاعات و محدودیت‌های موجود است که همه آن‌ها قابلیت بیان عددی و رابطه ریاضی صریح ندارد. طرح مناسب آن است که ارزان‌تر، ساده‌تر و بهره‌برداری از آن نیز ساده باشد.

نقش و تأثیر هر یک از عوامل فوق در پروژه‌ها متفاوت می‌باشد و می‌تواند سبب تغییر در سیستم آبگیری شود. در ادامه به مهم‌ترین پارامترهای انتخاب نوع آبگیر پرداخته می‌شود. این پارامترها عبارتند از:

- **ظرفیت آبگیری**

ظرفیت مورد انتظار برای کارخانه آب‌شیرین‌کن یکی از پارامترهای تعیین‌کننده روش آبگیری از دریا است. سیستم‌های کوچک مانند چاه‌ها در صورتی که شرایط ژئوتکنیکی جوابگو باشد، به عنوان یک گزینه اقتصادی قابل اجرا می‌باشند. برای سیستم‌های بزرگ، استفاده از روش‌های آبگیری باز ساده‌تر، عملی‌تر و اقتصادی خواهد بود. برای محدوده ظرفیت‌های میانی باید گزینه‌های مختلف مورد بررسی قرار گیرد.

- **زمین‌شناسی و جنس بستر دریا**

زمین‌شناسی یکی از مهم‌ترین مسائل است. اینکه آیا می‌توان از روش‌های آبگیری زیرسطحی استفاده نمود تنها با در نظر گرفتن شرایط زمین‌شناسی و ژئوهیدرولوژیکی مشخص می‌گردد. درصورتی‌که نهشته‌های ساحلی از مواد سیلتی و رسی با نفوذپذیری کم تشکیل شده باشند، استفاده از روش‌های آبگیری زیرسطحی دشوار و یا غیرممکن خواهد بود. برای اینکه روش‌های آبگیری زیرسطحی عملی باشند، پیشنهاد شده است که نفوذپذیری از ۱۱۰۰ مترمکعب در روز بر متر طول در عمق‌های بالای ۱۴ متر بیشتر باشد.

- **کیفیت آب**

کیفیت آب ورودی می‌تواند بسیار بر روی انتخاب سیستم آبگیری تأثیرگذار باشد. آب تأمین‌شده از یک آبگیر باز نیازمند عملیات تصفیه می‌باشد تا ذرات معلق، مواد ارگانیک طبیعی حل‌شده، ارگانیزم‌های دریایی، آشغال‌های شناور یا معلق، نفت و روغن از آن جدا شوند. بنابراین هزینه‌های تصفیه باید در گزینه‌های آبگیری باز در نظر گرفته شوند. در مقابل سیستم‌های آبگیری زیرسطحی با استفاده از فیلترهای طبیعی این مرحله از تصفیه را انجام می‌دهند. البته استفاده از سیستم آبگیری زیرسطحی می‌تواند موجب اضافه شدن مواد معدنی غیرارگانیک از قبیل آهن و منگنز به آب ورودی شود که جداسازی آن‌ها نیازمند پروسه‌های تصفیه پیشرفته می‌باشد.

- **شرایط هیدرودینامیک و مورفودینامیک سواحل منطقه**

وضعیت امواج (گل موج‌های منطقه)، جریانات دریایی و نیز وضعیت رسوبی و مورفولوژیکی سواحل در محدوده احداث سیستم آبگیری در انتخاب نوع سیستم آبگیری و مخصوصاً سیستم‌های آبگیری باز، بسیار مؤثر می‌باشد.

♦ تأثیر ساخت سیستم آبگیری بر خطوط ساحلی

استفاده از سیستم‌های آبگیری باز عمیق برای آبگیری که همراه با احداث یک سازه توده سنگی یا سازه شمع و عرشه در راستای عمود بر ساحل می‌باشد، سبب به وجود آمدن تغییراتی در سواحل اطراف خواهد شد. لذا در صورت انتخاب این نوع سیستم آبگیری، می‌بایست تغییرات به وجود آمده در خطوط ساحلی اطراف سایت پروژه مورد بررسی قرار گیرد.

♦ کارآیی سیستم

با توجه به تجارب موجود در خصوص روش‌های مختلف آبگیری باز به لحاظ نحوه اجرا و مسائل بهره‌برداری، گزینه لوله‌گذاری بر روی جتی از قابلیت اعتماد کمتری برخوردار است. چرا که استفاده از سیستم سیفونی مشکلات بهره‌برداری را به همراه خواهد داشت و ایجاد حوضچه پمپاژ در ابتدای سازه آبگیر نیز هزینه سنگینی دارد.

♦ ملاحظات اجرایی

در بین سیستم‌های آبگیری باز، از نظر سهولت، سرعت اجرا و عدم نیاز به تکنولوژی پیچیده اجرایی، به ترتیب آبگیری به‌صورت سطحی و لوله‌گذاری بر روی جتی مناسب‌تر می‌باشند. در سیستم آبگیری با استفاده از خطوط لوله، اجرای خطوط لوله و سازه ورودی در دریا با مشکلات و ریسک‌های اجرایی همراه بوده و نیازمند تکنولوژی پیچیده‌تر اجرایی می‌باشد. شایان ذکر است درصورتی‌که اجرای خطوط لوله در نواحی ساحلی و کم‌عمق صورت پذیرد، ریسک‌ها و مشکلات اجرایی به مراتب کاهش می‌یابد. تمامی موارد ذکر شده در مورد سهولت و سرعت اجرای روش‌های مختلف آبگیری کلی بوده و ممکن است شرایط و مشکلات اجرایی در پروژه‌ای با پروژه دیگر متفاوت باشد.

♦ هزینه ساخت، بهره‌برداری و نگهداری

هزینه اجرای هر یک از سیستم‌های آبگیری به پارامترهای مختلفی بستگی دارد، ولی به‌طورکلی هزینه اجرای روش آبگیری از عمق نسبت به روش آبگیری سطحی بیشتر می‌باشد.

♦ هدف طراحی

آبگیری با اهداف مختلفی مانند تأمین آب شرب، استفاده‌های کشاورزی و خنک سازی تأسیسات صنعتی انجام می‌گیرد. سیستم آبگیری مناسب بر اساس هدفش ساخته می‌شود. به طور مثال در مواردی که برای خنک‌سازی در تأسیسات استفاده می‌شود می‌توان از آب‌های سطحی که از کیفیت پایینی برخوردار است، استفاده کرد.

♦ اثرات زیست‌محیطی

در برخی از پروژه‌ها، مهم‌ترین معیار، توجه به مسائل زیست‌محیطی می‌باشد. این مسائل دارای ابعاد بسیار بزرگی می‌باشند که بایستی به همه آن‌ها توجه نمود. آسیب به زیستگاه‌های حساس گیاهی و جانوری و مشکلاتی که همراه با ساخت ایجاد می‌گردد، از مهم‌ترین معضلات زیست‌محیطی می‌باشد. همان‌طور که گفته شد عوامل بسیار مختلفی در انتخاب روش آبگیری تأثیرگذار است. با توجه به اینکه در مناطق مختلف دریاهای سرزمینی کشور شرایط بسیار متفاوتی حاکم است، لذا نمی‌توان توصیه کلی برای انتخاب روش‌های آبگیری برای هر منطقه از کشور ارائه نمود و لازم است با مطالعه دقیق و در نظر گرفتن مسائل فنی و اقتصادی و با توجه به شرایط محلی و قضاوت مهندسی نوع آبگیر مناسب را انتخاب کرد و همچنین در مواردی نیاز به ساخت مدل فیزیکی و مدلسازی‌های کامپیوتری می‌باشد.

◘ طراحی و ملاحظات مربوط به ساخت سازه‌های آبگیر فراساحلی

تاسیساتی که برای برداشت آب در دهانه آبگیر قرار می گیرند، مهم‌ترین بخش در طراحی آبگیرهای فراساحلی محسوب می گردد. در این بخش به بیان معیارهای طراحی دهانه آبگیر پرداخته می‌شود.

♦ معیارهای هیدرولیکی

بسته به ظرفیت کارخانه، مجراهای آبگیر به‌صورت لوله یا تونل اجرا میگردند. خط لوله به سه روش ساخته میشوند:

۱- نصب به صورت مستقیم در دریا و نگهداری از آن با استفاده از گیره‌های بتنی و فلزی

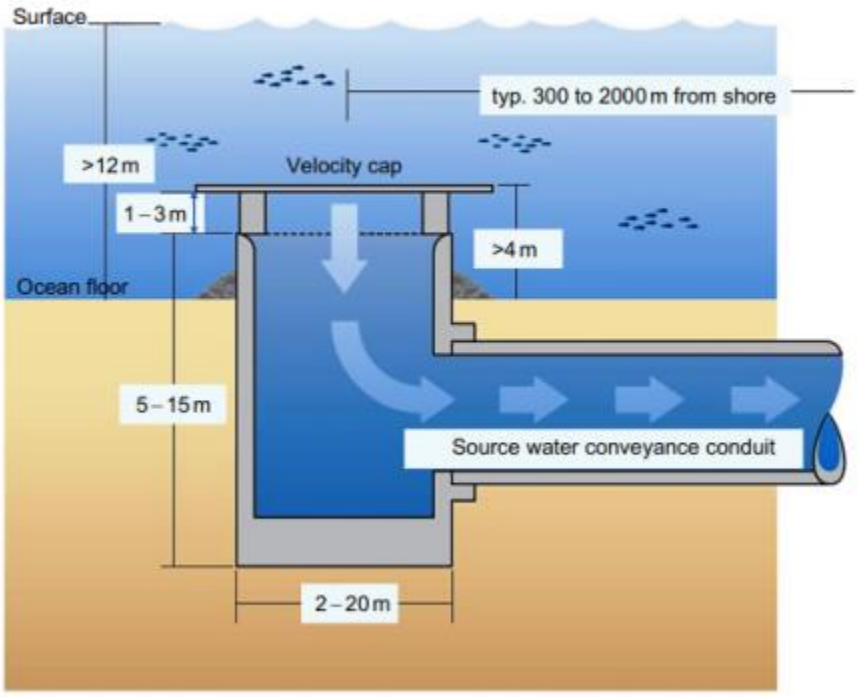
۲- جایگذاری آن‌ها در شیارهای کف دریا (در اعماق ۵-۱ متری) و پوشاندن آن با لایه های ماسه‌ای و سنگی

۳- حفاری و تونل زنی در کف

- به منظور جلوگیری از خاموش شدن کل کارخانه در هنگام خارج شدن سیستم آبگیر از سرویس برای تمیز کردن، ترجیح داده می‌شود که حداقل از ۲ مجرا برای آبگیری استفاده شود.
- فاصله بین ورودی آبگیر و محل تخلیه فاضلاب بر اساس مدلسازی هیدرودینامیکی جریان در منطقه تعیین می‌شود.
- در آبگیرهای چند دهانه، فاصله بین دهانه های آبگیری معمولاً به اندازه ۳-۲ برابر قطردهانه توصیه می‌شود.
- در دهانه های منفرد، معمولاً قطر به اندازه ٪۱۳۰-۱۲۰ میانگین جریان و برای دو یا چند مجرا، برای ٪۶۰ جریان ورودی کارخانه آب‌شیرین‌کن طراحی می‌گردد.
- برای حفظ ظرفیت انتقال آب‌ها، ورودی آبگیرها و مجاری ها باید هر ۱ الی ۲ سال یک بار تمیز شوند. تمیز کردن مجاری و برج آبگیر معمولاً ۲ تا ۵ روز طول می‌کشد.
- بیشتر دریچه‌های آبگیری، دایره‌ای شکل هستند. اگر آبگیر در مسیر جریان باشد، ممکن است مستطیل شکل بوده و طرف کوتاه‌تر آن در راستای جریان باشد.

- در بالای کلاهک آبگیر باید از فیلترهای مناسب جهت جلوگیری از ورود قطعات بزرگ و ماهی‌ها استفاده شود.
- جهت سرعت ورودی به آبگیر باید افقی باشد.
- سرعت جریان گذرنده از میان میله‌های آشغالگیر محدوده به ۰/۱-۰/۱۵ متر بر ثانیه است. در شرایطی که میزان آلودگی و تعداد عروس‌های دریایی در آب زیاد باشد (آلودگی بیش از 1 organism/m3)، سرعت بایستی کمتر از ۰/۱ متر بر ثانیه درنظر گرفته شوئ.
- نحوه آبگیری باید به‌گونه‌ای باشد که سرعت از دهانه آبگیر تا داخل لوله آبگیر تدریجاً زیاد شود.
- محدوده سرعت در لوله انتقال ۰/۷-۳ متر است. حداقل سرعت به نحوی انتخاب می‌شود تا مواد معلق در لوله ته‌نشین نشود.
- از تغییرات ناگهانی مقطع در مسیر آبگیر و خط لوله به منظور جلوگیری از آشفتگی جریان و افزایش افت جلوگیری شود.
- لازم است افت‌های طول مسیر اعم از افت انرژی در محل ورودی، در طول لوله‌ها، ورودی به حوضچه پمپاژ، صافی‌ها و آشغالگیرها محاسبه شود. در این زمینه از رابطه دارسی- ویسباخ استفاده می‌شود.
- قطر لوله و ابعاد سازه آبگیری بر اساس دبی و سرعت آبگیری تعیین می‌گردد.
- سرعت جریان گذرنده دریچه‌های آبگیری برای ۵۰٪ مساحت بین میله‌ها محاسبه می‌گردد.
- دهانه آبگیر بایستی حداقل ۸ متر زیر سطح آب دریا احداث می‌شود تا احتمال بلعیده شدن زباله‌های شناور، اختلال در کشتیرانی و حمل‌ونقل محلی، کاهش تنش ناشی از امواج، احتمال بلعیدن هوا طی نوسانات جزر و مدی و ملاحظات مرتبط با کیفیت آب ورودی از سطح اعم از ورود جلبک، لکه نفتی و ... به حداقل برسد. عمق بهینه آن ۲۰-۱۲ متر است.
- عمق آبخور شکل گرفته نباید تعارضی با عمق موردنیاز شناوری‌های عبوری داشته باشد.
- دهانه آبگیر عمق معمولاً ۴ متر بالاتر از کف دریا احداث می‌شود تا احتمال ورود موجودات کفزی، گیاهان و رسوبات بیشتر و مواد معلق را حداقل نماید.
- با توجه به هزینه‌های بالای تعمیر و نگهداری آبگیر باید از عمق‌های بیشتر از ۲۰ متر پرهیز شود.

- آب در عمق‌های بیشتر سردتر است که برای صنایع آب‌شیرین‌کن نامطلوب و برای نیروگاه‌ها مطلوب خواهد بود. نمکزدایی این آب‌ها نیازمند انرژی بیشتری می‌باشند.
- فاصله مناسب سازه آبگیری از ساحل دریا ۲۰۰۰-۳۰۰ متر می‌باشد.
- فاصله بین میله‌ها در توری آشغالگیر در محدوده ۳۰-۵ سانتی‌متر می‌باشد
- طول میله‌های آشغالگیر ۳-۱ متر پیشنهاد می‌شود.
- هر ۱۸-۲۴ ماه به دلیل رشد موجودات و تجمع آشغال فضای آشغالگیر ۳۰-۵۰٪ کاهش خواهد یافت لذا لازم است هر از چند گاهی تمیز گردد. پاکسازی مجاری ۲-۵ روز ممکن است زمان ببرد.
- در آبگیرهای باز، چنانچه میزان و اندازه رسوبات دانه‌ای مانند سیلت و ماسه ریز ورودی به تأسیسات زیاد باشد بایستی از حوضچه رسوبگیر استفاده شود.
- باید در طراحی آبگیرها مسئله کشتی‌رانی و نحوه تردد کشتی‌ها و آبخور آن‌ها مشخص شود.
- بایستی به ملاحظات منطقه‌ای (قوانین، لرزه‌خیزی، سونامی، یخزدگی و ...) توجه نمود.



شکل (۳-۱۰۳) معیارهای قرارگیری دهانه آبگیری و سازه درپوش سرعت

◘ معیارهای زیست‌محیطی

- آبگیر بایستی در فاصله مناسبی از محل تخم‌ریزی و سواحل سنگی قرار بگیرند.
- با مکانیابی و طراحی مناسب باید میزان ورود ارگانیسم‌های دریایی مانند تخم ماهی‌ها، لاروها، ژئوپلانکتون‌ها و فیتوپلانکتون‌ها به آبگیر را بایستی به حداقل رساند.
- در مواردی که از دهانه مستطیلی در کلاهک آبگیر استفاده می‌شود نسبت عرض به ارتفاع مقطع بر ۱/۵ باشد.
- شبکه فیلتر درشت باید دارای اندازه ۹ میلی‌متر باشد.
- بر اساس معیارهای زیستی سواحل ماسه‌ای به سواحل صخره‌ای و سنگی ترجیح داده می‌شوند.
- بایستی از رشد گیاهان دریایی[1] با کلرزنی در ورودی آبگیر جلوگیری کرد.

جدول ۳-۱۸، مشخصات چندین آبگیر مستقیم در سرتاسر جهان را نشان می‌دهد.

جدول (۳-۱۸) مشخصات نمونه‌هایی از آبگیر مستقیم در سراسر جهان

نام آبگیر	دبی $(\frac{m^3}{day})$	حداکثر سرعت ورود آب به آبگیر $(\frac{m}{s})$	عمق زیر سطح آب (m)	فاصله از کف دریا (m)	نوع مجاری (لوله/تونل)	قطر مجاری (m)	فاصله از ساحل (m)	قطر سازه ورودی (m)	فاصله میله‌های آشغالگیر (mm)
Adelaide استرالیا	۳۰۰.۰۰۰	۰/۱۵	۱۸	۵	تونل	۲/۸	۱۰۰۰	۹/۵	۱۰
Sydney استرالیا	۵۰۰.۰۰۰	۰/۱۵	۲۴	۶	تونل	۳/۴	۳۰۰	۸/۵	۳۴۰
Gold Coast استرالیا	۱۳۶.۰۰۰	۰/۰۵	۲۲	۴/۴	تونل	۲/۸	۱۴۰۰	۵/۸	۱۴۰
Perth I استرالیا	۱۳۰.۰۰۰	۰/۱	۸	۴	GRP	۲/۸	۳۰۰		۱۰۰
Perth II استرالیا	۳۰۰.۰۰۰	۰/۱۵	۱۰	۴	HDPE	۲/۴	۵۰۰	۷	۱۰۰
Fujairah I امارات	۱۷۰.۰۰۰	۰/۱	۱۰	۶	GRP	۲	۳۸۰	۳	۸۰
Al Dur بحرین	۲۴۰.۰۰۰	۰/۱	۴	۲/۳	GRP	۲/۴	۱۵۰۰	۷/۲	

[1] marine growth

◘ محل ساخت آبگیر

انتخاب محل مناسب آبگیر در یک پروژه آبگیری برای موفقیت پروژه ضروری است. انتخاب صحیح محل از بروز مشکلات در حین ساخت و بهره‌برداری سیستم جلوگیری کرده و سبب عملکرد مناسب آبگیر می‌شود. انتخاب نامناسب محل در برخی موارد سبب توقف اجرای پروژه و در طولانی مدت سبب خسارات زیاد به تاسیسات می‌گردد که این خسارات به سختی قابل اصلاح می‌باشد. انتخاب اولیه محل تأسیسات آبگیر اغلب با بررسی‌های حضوری، مطالعه نقشه‌های موجود و عکس‌های هوایی انجام می‌شود. با مطالعات زمین‌شناسی و توپوگرافی منطقه، آبگیرها را می‌توان بسته به شرایط در دریا، مناطق ماسه‌ای و صخره‌ای ساحل در محوطه‌های طبیعی یا مصنوعی ساخت. در انتخاب محل آبگیر ملاحظات زیر را باید مدنظر قرار داد:

- محل آبگیری بایستی شرایط و امکانات موردنیاز جهت ساخت، بهره‌برداری و دسترسی آسان را داشته باشد.
- محل آبگیر باید طوری باشد که تنش‌های ناشی از موج در شرایط طوفانی در آن کمترین مقدار شود.
- موقعیت به گونه‌ای باشد که هزینه‌های ناشی از ساخت تأسیسات و سازه‌های محافظتی، کانال، حوضچه و ... به حداقل برسد.
- محل آبگیر بایستی دارای ظرفیت قابل قبول باشد تا بتواند آب موردنیاز پروژه را تأمین کند.
- محل آبگیر از لحاظ سازه‌ای تثبیت و قابل اطمینان در تمام فصول باشد.
- آبگیر باید حتی‌المقدور در نواحی نزدیک به مصرف قرار گیرد، تا هزینه انتقال آب کاهش یابد.

- کیفیت آب منطقه بایستی مناسب باشد و آبگیر نبایستی در نزدیکی مناطق گردابی و با آشفتگی زیاد که باعث افزایش غلظت ترکیبات آلی و رسوبات معلق آب دریافتی می‌شود، قرار گیرد.

- محل آبگیر بایستی در مکانی باشد که در اثر پدیده‌هایی مانند حرکت جلبک‌ها و حرکت لکه‌های نفتی کمترین تأثیرپذیری را داشته باشد.

- فاصله ورودی آبگیر از بستر دریا باید طوری باشد که رسوبات در شرایط طوفانی و آرام به داخل آبگیر وارد نشوند.

- محل ساخت آبگیر باید از منابع کاهش‌دهنده کیفیت آب نظیر خروجی پساب و فاضلاب‌های تأسیسات، شاخه‌های فرعی آلوده‌کننده و مناطق با فرسایش زیاد، دور باشد.

- عمق و آب کافی در آن منطقه وجود داشته باشد.

- عمق و محل آبگیری بایستی به نحوی انتخاب گردد که برای تعمیر و نگهداری مشکلی به وجود نیاید و دسترسی به تأسیسات آبگیر نسبتاً آسان و راحت باشد.

- یکی دیگر از عوامل تأثیرگذار در جانمایی آبگیر نسبت به ساحل، تجهیزات و تأسیسات آبگیری، پمپاژ و انتقال آب می‌باشد. سیستم‌های موجود آشغالگیری و شستشوی صفحات، توان پمپ‌ها، مخازن، لوله‌های انتقال و ... هر یک بر توانایی سیستم‌های آبگیری اثرگذار هستند و می‌توانند در برخی مناطق محدودیت‌هایی را ایجاد نمایند.

- موقعیت مکانی سازه آبگیر بایستی به دور از مناطق حساس و آسیب‌پذیر باشد و تأثیر آن بر روی اکوسیستم‌های آبی و ساحلی دیگر به حداقل برسد. به دلیل اهمیت بسیار زیاد این مورد، در ادامه این موضوع مورد بررسی بیشتر قرار خواهد گرفت.

- **دوری از مناطق حساس و آسیب‌پذیر**

ساخت آبگیر، ممکن است بر زیستگاه‌های حساس یا منابع ارزشمند اثر بگذارد و یا اینکه به طرز قابل‌توجهی کیفیت محیط‌زیست را دستخوش تغییرات نماید. لازم است شرایط محیط‌زیستی و اکولوژیکی مکان‌های پیشنهاد شده مورد تجزیه و تحلیل قرار گیرد تا مکانی که ترجیحاً در مجاورت محل زیستگاه‌های حساس قرار ندارد، انتخاب گردد. در مجموع، مناطق حساس دریایی در سواحل و آب‌های سرزمینی، نواحی ای هستند که واجد منابع حساس ساحلی دریایی و یا وابسته به دریا بوده و این حساسیت به واسطه تنوع زیستی، غنای جانداران، وجود گونه‌های در معرض خطر، آسیب‌پذیری و کمیاب بودن، واقع شدن اجتماعات حیاتی در آستانه تحمل اکولوژیک، حساسیت به آلاینده‌ها، کندی ترمیم زیست‌محیطی آسیب‌های وارد شده و مشکلات ناشی از پاکسازی از آلاینده‌های محیطی، ایجاد می‌گردد. نواحی مانند خورها، خلیج‌ها، سواحل شنی، درختان حرا، آبسنگ‌های مرجانی، علف‌های دریایی، مناطق واجد لاک‌پشتان دریایی، گاو دریایی، دلفین، وال، تمساح‌ها و دستجات پرندگان آبزی، جزو مناطق حساس بوده و در برابر آلودگی‌های ناشی از فعالیت انسان، حساس می‌باشند. مناطق حساس ساحلی ایران در دو گروه متمایز از یکدیگر تفکیک شده‌اند، جنگل‌های مانگرو، آبسنگ‌های مرجانی، لاک‌پشتان دریایی و پستانداران دریایی در یک دسته و گروه منابع حساس فیزیکی در زیر بخش‌های سواحلی گلی، ماسه‌ای، سنگی و اشکال هیدرولیک کرانه در گروه‌های آب‌شناختی مصب و خور و خلیج کوچک، در دسته دیگر قرار دارند (آیین‌نامه طراحی بنادر و سازه‌های دریایی ایران).

با توجه به اینکه محلی که تمام شرایط ذکر شده را داشته باشد، به ندرت دست‌یافتنی است، از طرفی تمامی پروژه‌ها همواره با مشکلات و چالش‌هایی همراه می‌باشند که با مطالعه و طراحی مناسب

می‌توان این مشکلات را به حداقل رساند. بنابراین بایستی ارزیابی دقیقی از تمامی شرایط اجرایی، اقتصادی و زیست‌محیطی را انجام داد تا مناسب‌ترین محل را انتخاب کرد.



شکل (۳-۱۰۴) کاهش اثرات زیست‌محیطی با استفاده از صافی‌های گوه‌ای شکل

- **دوری از مناطق تخلیه فاضلاب و شورابه**

همان‌طور که پیش از این گفته شده، یکی از مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار در انتخاب محل آبگیری، کیفیت مناسب آب خام موجود در مجاورت دهانه آبگیری می‌باشد. در مناطقی که آب از کیفیت مناسبی برخوردار نمی‌باشد و یا فعالیت‌های بیولوژیکی زیاد باشد، فرایندهای پیش‌تصفیه افزایش می‌یابد که این امر با بروز مشکلاتی همراه است. از طرفی، کارخانه‌های آب‌شیرین‌کن بخش زیادی از آب دریافتی را پس از نمک‌زدایی به دریا باز می‌گردانند. تخلیه این آب‌ها (شورابه‌ها) به دریا همواره یکی از چالش‌های زیست‌محیطی در احداث آبگیرها می‌باشد. با این حال همان‌طور که در بخش تخلیه شورابه

توضیح داده شد، می‌توان با یک استراتژی مناسب در جانمایی و مدلسازی تخلیه‌کننده‌ها دریایی، تأثیرات منفی آن را به طور مؤثر کاهش دهد. در این صورت می‌توان در یک منطقه هم تخلیه شورابه را انجام داد و هم با فاصله‌ای مناسب عملیات آبگیری را انجام داد. در زیر نمونه‌هایی موفق از کارخانه-های آب‌شیرین‌کن در این زمینه که دهانه آبگیر در فاصله کافی از محل تخلیه شورابه جانمایی شده، آورده شده است.



شکل (۳-۱۰۵) نمایی از قرارگیری دهانه آبگیری و تخلیه شورابه در مجاورت یکدیگر



شکل (۳-۱۰۶) کارخانه اسمز معکوس Ashkelon در مدیترانه



شکل (۳-۱۰۷) کارخانه آب‌شیرین‌کن Shoaiba در عربستان با ظرفیت ۱/۵۸ میلیون مکعب در روز



شکل (۳-۱۰۸) کارخانه آب‌شیرین‌کن Carlsbad California

◘ اثرات محیط زیستی آبگیر

مباحث زیست‌محیطی مرتبط با آبگیری دریا می‌تواند گستره وسیعی را شامل شود. حیات آبزیان ریز و درشت، کیفیت آب، عوامل آلوده‌کننده، مواد آلاینده، ریختن فاضلاب‌های شهری و پساب‌های صنعتی به آب و بسیاری از مباحث دیگر، همه در زمینه محیط‌زیست دریا قابل بحث و بررسی می‌باشند. با توجه به اینکه سیستم آبگیری بخشی از مجموعه‌ی عظیم آب‌شیرین‌کن می‌باشد و از طرفی در بخش‌های قبل به اثرات محیط زیستی آب‌شیرین‌کن پرداخته شد، در این بخش با صرف نظر کردن اثرات مشترک آبگیر و آب‌شیرین‌کن و همچنین به دلیل گستردگی مباحث، تنها مسائل محیط زیستی مختص آبگیر که دارای اهمیت بالا می‌باشد، مورد بررسی قرار گرفته شده است.

تغییر در ساختار طبیعت ازجمله ساخت تأسیسات و سازه‌های آبگیر، همواره با اثرات نامطلوب بر محیط‌زیست همراه است. توسعه آبگیرها بایستی به شکل پایدار انجام گیرد تا این سازه‌ها حداقل تأثیر منفی بر طبیعت را به دنبال داشته باشند. با شناخت دقیق منطقه آبگیری و به‌کارگیری سیستم‌های مناسب آبگیری می‌توان اثرات منفی ساخت آبگیر بر محیط‌زیست را کاهش داد. محیط‌زیست دریایی ایران متشکل از دریای مازندران در شمال و دریای عمان و خلیج‌فارس در جنوب، دو نوع اکوسیستم جداگانه و منحصر به فرد هستند. ازاینرو برای جلوگیری از بروز مشکلات محیط زیستی در ارتباط با ساخت آبگیر نیاز است تحقیقات جامع و محلی در زمینه زیست مندان فعال و شرایط تروفیک و رسوبی خاص هر دریا انجام گردد.

اغلب آبگیرهای موجود ایران به‌صورت آبگیری سطحی می‌باشد که همراه با حوضچه، کانال آبگیری، آبگیرهای عمیق و فراساحلی و آبگیری با صافی مکنده می‌باشد. علاوه بر این، در برخی مناطق از چاه-ها و آبگیری زیرسطحی نیز استفاده می‌شود. هر یک از این سیستم‌ها مجموعه متفاوتی از تأثیرات بالقوه زیست‌محیطی و نگرانی‌های خاص خود را به همراه دارند. تأثیرات زیست‌محیطی تأسیسات آب‌شیرین‌کن و سیستم‌های آبگیری بسته به نوع طراحی شامل ورود و جذب جانداران دریایی به داخل سیستم، احداث بخش‌های مختلف آبگیر و بهره‌برداری از آن می‌باشد که در ادامه به تشریح این موارد پرداخته خواهد شد(Missimer et al, 2015).

- **ورود و جذب جانداران دریایی**

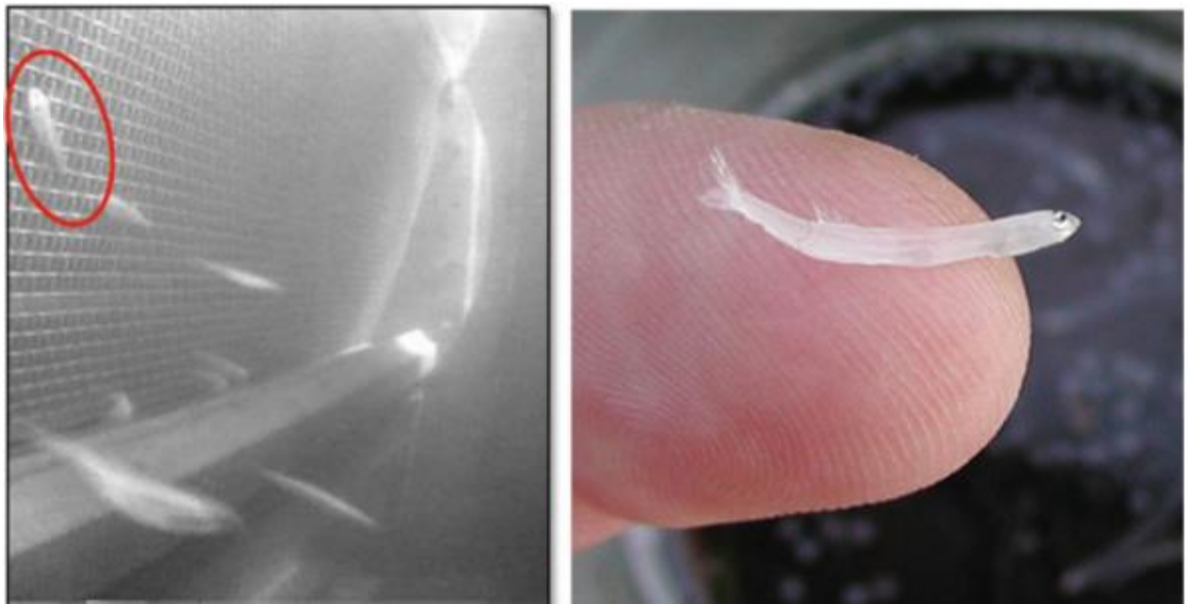
از مهم‌ترین عوامل تأثیرگذار بر کیفیت آبگیری و انتخاب محل آبگیری، ورود و جذب جانداران دریایی[1] و یا به اختصار (I&E) می‌باشد. I&E به از بین رفتن موجودات دریایی به صورت جمعی و

[1] Impingement and Entrainment

گروهی در حین کار یک سیستم آبگیری اطلاق می‌گردد که شامل دو رویکرد منفی بر جانداران ساکن به شرح زیر می‌باشد:

Impingement، که شامل اثرات منفی تصادم، برخورد، به دام افتادن و گیرکردن ماهی‌ها و جانوران دریایی در صافی‌ها و صفحات آشغالگیر می‌باشد. علت این امر، نیروی حاصل از سرعت بالای آبگیری می‌باشد بنحویکه جانداران نمی‌توانند از آن فرار کنند. این دسته شامل موجودات جوان و بزرگسال متحرک می‌باشد که به اندازه‌ای بزرگ هستند که از مش‌های صافی با حداکثر بازشدگی ۱۴/۲ میلی‌متر و ابعاد ۶/۳۵ در ۱۲/۷ میلی‌متر عبور نمی‌کنند(EPA 2014).

Entrainment، که شامل اثرات منفی ورود جلبک‌ها، پلانکتون‌ها، تخم‌ها و جانداران ریزی که توانایی شنا ندارند و با جابجایی توسط جریا) به سیستم آبگیر وارد می شوند. این دسته به راحتی از مش‌های صافی با حداکثر بازشدگی ۱۴/۲ میلی‌متر و ابعاد ۶/۳۵ در ۱۲/۷ میلی‌متر عبور می‌کنند (EPA 2014). شکل ۳-۱۰۷ نشان دهنده تأثیرات منفی آبگیری بر زندگی جانداران دریایی می‌باشد.



شکل (۳-۱۰۹) ورود ماهیان کوچک به سیستم آبگیری(سمت راست) - تصادم و برخورد ماهیان بزرگسال(شکل سمت چپ)



شکل (۳-۱۱۰) نمای داخلی و خارجی درپوش سرعت آبگیر سیدنی (Missimer et al, 2015)

معمولاً در احداث آبگیرها، بیشترین نگرانی زیست‌محیطی مربوط به ورود و جذب جانداران بـه داخـل سیستم‌های آبگیری است که تابعی از عوامل مختلف نظیر طراحـی سیسـتم، بهـره‌بـرداری از آبگیـر و محیط‌زیست منطقه می‌باشد. کارکرد مناسب غشاهای تصفیه آب و کیفیت آب برداشتی از آبگیرها بـه طور مستقیم به میزان I&E آب محیط وابسته است. نمونه‌برداری‌های مرتبط با I&E بایستی بر اساس اهداف مدنظر به‌صورت مداوم و در بازه‌های حداقل یک سالانه باشد تا تغییرات فصلی، جزر و مدی و ... مشاهده گردد. همچنین خطرات بالقوه حاصل از عملیات آبگیری برای گونه‌های ماهی و موجوداتی که در زنجیره غذایی تأمین‌کننده اصلی ماده غذایی‌اند، باید مورد مطالعه قـرار گیـرد. در بحـث تـأثیرات، گروه ارزیابی باید میزان تأثیر را به صورت نسبتی از جمعیت آن گونه آبزی در نظر بگیرد. مطالعاتی که در این زمینه انجام می‌گیرد شامل موارد زیر می‌باشد(EPA 2012):

- بررسی داده‌های موجود که می‌تواند به شناخت گونه‌های ساکن و مراحل زندگی آن‌ها کمک کند.
- شناسایی گونه‌ها و مراحل زندگی در منطقه و فراوانی نسبی آن‌هـا در نزدیکـی محـل پیشـنهادی آبگیر.
- شناسایی گونه‌ها و مراحل زندگی که در آن مستعد آسیب هستند (I&E).
- شناسایی دوره‌های اولیه تولید مثل، تخم‌گذاری و پیک جمعیتی.
- شناسایی تغییرات روزانه و فصلی.
- مطالعات میدانی تکمیلی که برای جمع‌آوری داده‌هایی که در دسترس نیستند بایستی انجام گیرد.

ارزیابی دقیق اثرات محلی و منطقه‌ای I&E بر محیط‌زیست و همچنـین روش‌هـای کـاهش اثـرات آن بسیار بحث‌برانگیز و دشوار می‌باشد. اما این موضوع بایستی با دقت زیادی مورد بررسی قرار گیرد، زیرا عملکرد صحیح، کاهش اثرات مخرب زیست‌محیطی و اقتصادی بودن طرح آبگیری یـک کارخانـه آب-شیرین‌کن به این عامل بستگی دارد. سرنوشت موجودات در معرض خطر در بین طـرح‌هـای مختلـف

آبگیری و بین گونه‌های زندگی جانداران دریایی، سن موجودات و شرایط آب متفاوت است. برخی از گونه‌های مقاوم ممکن است در برخورد با صافی‌ها جان سالم به در ببرند، اما شانس زنده ماندن جانداران خردسال و ریز (Entrainment) کمتر از ۱۵٪ می‌باشد. این موجودات ریز در صورت عبور از صفحات صافی معمولاً ۱۰۰٪ آن‌ها از بین می‌روند(Missimer et al, 2015). اگر سرعت ورود به آبگیر به اندازه کافی کم باشد (معمولاً کمتر از ۰/۱۵ متر در ثانیه)، در این صورت ماهی‌ها می‌توانند شنا کرده و از ورود به آبگیر جلوگیری کنند. با بررسی سرعت فرار ماهی‌ها می‌توان گونه‌های مختلف آسیب‌پذیر در منطقه آبگیری را پیش‌بینی کرد. با این وجود در برخی موارد مشاهده می‌شود که ماهی‌های بزرگ نیز آسیب می‌بینند و این بدان معنی است که عوامل دیگری مانند درجه حرارت آب محیط (تغییرات فصلی)، گونه‌های مهاجر، جمعیت جانوری و ... در میزان I&E تأثیرگذار است. به‌طورکلی چندین عامل به طور مستقیم یا غیرمستقیم وجود دارد که می‌تواند بر احتمال وقوع و شدت اثرات I&E در آبگیری آب‌شیرین‌کن‌های دریایی تأثیر بگذارد، که بیشتر آن‌ها به هم مرتبط هستند. این عوامل عبارتند از:

۱- محل آبگیری:

آبگیری از منطقه‌ای که از نظر زیستی غنی بوده و جمعیت زیادی از گونه‌ها در آن ساکن باشند، خطر بیشتری را نسبت به مناطق کم جمعیت‌تر در پی خواهد داشت.

۲- هیدرولیک محیط:

در مناطقی که جریان‌های قوی دریایی و جزر و مدی وجود دارد سبب جابجایی موجودات و Entrainment می‌شود که این امر باعث از بین رفتن تخم ماهی‌ها و موجودات ریز شود.

۳- کیفیت آب:

نوسانات دمایی، گرما و میزان اکسیژن محلول کم آب می‌تواند بر سلامت جانداران دریایی اثرات منفی بگذارد که این امر سبب به خطر افتادن جانداران دریایی می‌شود.

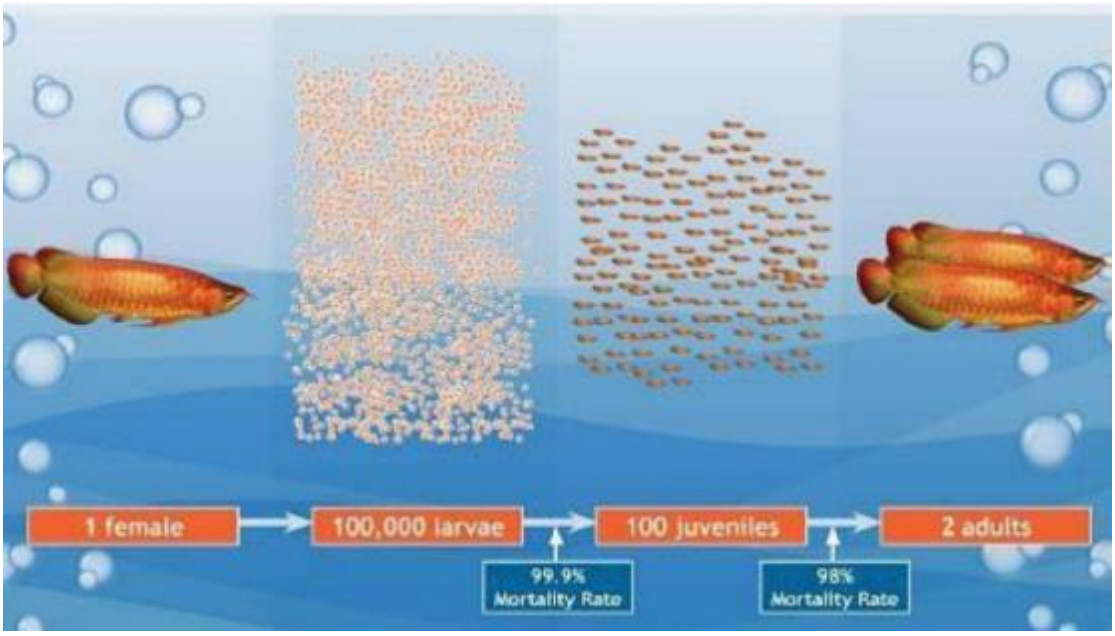
۴- فیزیولوژی و مورفولوژی خاص جانداران دریایی:

ویژگی‌های جسمی موجودات دریایی می‌توانند بر توانایی آن‌ها در زنده مانـدن و جلـوگیری از I&E و برخورد آن‌ها با صافی‌ها تأثیر بگذارد.

◘ طراحی و بهره‌برداری از سیستم آبگیری

استفاده از سیستم‌های آشغالگیری و صافی مناسب مانند صافی مکنده که با سرعت کم کار مـی‌کنـد، خطرات کمتری برای زندگی جانداران دریایی دارد و تقریباً خطر ورود و گیرکردن(Impingement) را از بین می‌برد. لذا به طور خلاصه می‌توان گفت که، اصابت و گیر افتادن ناشی از آبگیری از دریا تـأثیر بیولوژیکی قوی در منطقه ایجاد نخواهد کرد، به شرط آنکه محل انتخابی، طراحـی و تکنولـوژی‌هـای مناسبی در آبگیری استفاده شود.

نکته نهایی آنکه، اگرچه تعداد پلانگتونها، لاروها و موجودات ریزی که با ورود به آبگیر از بین می روند بسیار زیاد است، از نظر بیومس از دست رفته، جرم بیولوژیکی این موجودات کم بوده و از نظر جرمـی با از بین رفتن تعداد محدودی از نکتونهای ساکن برابری می کند. اگرچه که اهمیت این تعداد بیشمار موجودات از بین رفته تابعی از جرم بیولوژیک آنها نمی باشد. به ایـن ترتیـب در منـاطق تروفیـک بـا فعالیت بیولوژیک بالا اگرچه که حضور ارگانیسمهای کوچک یک مشکل اساسـی در کـارکرد سیسـتم محسوب شده و باعث ضرورت استفاده از تصفیه اولیه می شود از نظر بیومس از دست رفته در مقایسه با تولیدات اولیه روزانه در منطقه میزان قابل توجهی نخواهد بود.



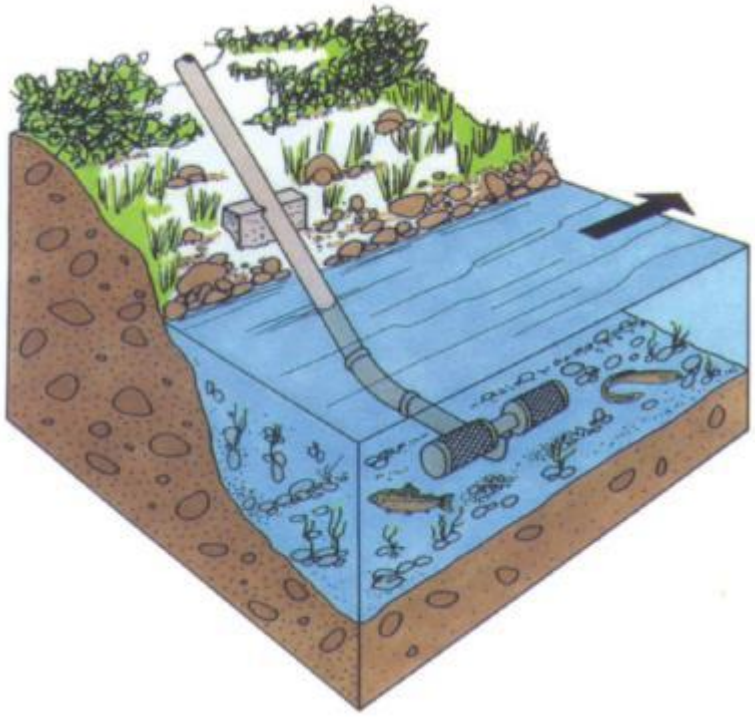
شکل (۳-۱۱۱) شماتیکی از نسبت جمعیتی و چرخه زندگی ماهی‌ها

- **ساخت‌وساز آبگیر**

ساخت‌وساز آبگیر اغلب موجب تغییرات فیزیکی در شکل خط ساحلی و توپوگرافی کف دریا به صورت موقت و دائم در سایت پروژه و نواحی اطراف آن می‌گردد. اثرات فیزیکی هم به صورت کوتاه‌مدت و هم به صورت درازمدت رخ می‌دهد. اثرات کوتاه‌مدت عموماً مرتبط با ساخت می‌باشند، به عنوان مثال بخش‌های کوچکی از ساحل ممکن است در طی عملیات احیا و تسطیح به صورت موقت، غیر قابل دسترسی گردد. اثرات فیزیکی در زمان ساخت‌وساز موج‌شکن‌ها، رانه‌گیرها، کانال‌ها، اسکله‌ها و یا سایر سازه‌های نزدیک ساحل، ناشی از قرار دادن سنگ، شمع کوبی، لایروبی تا رسیدن به بستر سخت و یا عمق لازم و سایر فعالیت‌های ساخت در محل می‌باشد. پس از کامل شدن این فعالیت‌ها، اثرات معمولاً به سرعت کاهش می‌یابد، اثرات درازمدت ممکن است مهم‌تر باشند و پیش‌بینی آن‌ها نیز مشکل‌تر است. ابزارهای متعددی در ارزیابی اثرات زیان‌آور کمک می‌نمایند. مصاحبه با افراد محلی که مدت زیادی در محل اقامت داشته‌اند، مرور عکس‌های هوایی قدیمی، مانیتورینگ در محل، بررسی

پروژه‌های مشابه، مدل‌های ریاضی و فیزیکی، ارزیابی تغییرات محتمل در رژیم جریان، شرایط تخلیه و تبادل آب و پدیده انتقال رسوب باید به صورت کامل انجام شود. مطالعه سایر عوامل فیزیکی ممکن است بر اساس نوع پروژه موردنیاز باشد.

علاوه بر اثرات فیزیکی در احداث آبگیر، ممکن است کیفیت آب نیز در کوتاه‌مدت و یا درازمدت دچار تغییر گردد. پروسه ساخت در زمان اجرا اغلب باعث افزایش در میزان کدورت محلی، تغییرات در شوری، آزاد شدن سموم و تحریک‌کننده‌های بیولوژیکی از مواد پرکننده، ورود محصولات نفتی و یا کاهش سطح اکسیژن محلول گردد. این اثرات از طریق اصلاح و یا انتخاب روش‌های خاص ساخت، دقت در انتخاب مواد پرکننده و در برخی از مواقع، از طریق برنامه‌ریزی در ساخت می‌تواند به حداقل برسد. این اثرات، کوتاه‌مدت بوده و شرایط محیطی کیفیت آب به سرعت به حالت اولیه برمی‌گردد، مگر آن‌که تغییرات درازمدت در هیدرودینامیک و هیدرولیک منطقه رخ دهد. اثرات درازمدت باید در طی پروسه طراحی، تشخیص داده شود. علاوه بر اثرات عمومی گزینه‌های منتخب چه به صورت سازه-ای و یا غیر سازه‌ای خصوصیات طراحی پیشنهاد شده در هر یک از گزینه‌های انتخاب شده نیز دارای پتانسیل تأثیر بر روی کیفیت آب می‌باشد (آیین‌نامه طراحی بنادر و سازه‌های دریایی ایران - جلد دهم). به‌طورکلی ارزیابی اثرات فوق باید طی مرحله ارزیابی اثرات زیست‌محیطی انجام پذیرد و اگر لازم باشد، طراحی پروژه مجدداً انجام شده و یا محل قرارگیری پروژه تغییر نماید تا اثرات غیرمطلوب گفته شده به حداقل برسد.



شکل (۳-۱۱۲) نمایی از تغییر در منطقه ساحلی با اجرای صافی مکنده

◘ راهکارهای کاهش اثرات زیست‌محیطی آبگیر

آبگیری از دریا برای کارخانه‌های آب‌شیرین‌کن همواره اثراتی بر جای می‌گذارند که از بین رفتنی نیست ولی می‌توان آن‌ها را کاهش داد. برخی از تأثیرات اجتناب‌ناپذیرند، اما اکثر این موارد را می‌توان با اتخاذ روش‌های مناسب علمی و عملیاتی بهبود بخشید. امروزه روش‌های شناخته شده‌ای زیادی برای حفاظت از زندگی دریایی و پیش‌بینی اثرات I&E معرفی شده‌اند. به مجوعه این روش‌ها، روش-های تخفیف[1] یا کاهش اثر گفته می‌شود.

تخفیف، مداخله انسانی برای کاهش تأثیر انسان بر سیستم‌های آبی و یا هوایی می‌باشد که شامل استراتژی‌هایی برای کاهش اثرات منفی ساخت‌وساز می‌باشد. به عبارت دیگر تخفیف شامل اقداماتی

[1] Mitigation

است که بتواند آثار ناگوار پیش‌بینی‌شده‌ی زیست‌محیطی را مانع شد، کاهش داده و یا جبران نماید. با این رویکرد، راه‌حل قابل قبولی برای اثرات در جاهایی که مهم می‌باشد فراهم گردیده و سبب احیای محیط‌زیست و زیستگاه جانوری می‌شود. همچنین در برخی موارد مانند استفاده از سیستم‌های آبگیری زیرسطحی از بروز مشکلاتی مانند اثرات وارد شدن جانداران اجتناب می‌کند، اما سبب تأثیرات کم‌اهمیت دیگری از قبیل منظره یا دسترسی ساحلی می‌شود.

راهکارهایی که به منظور مقابله با اصابت و گیر افتادن جانوران انجام می‌گیرد به شرح زیر است:

۱- احداث سازه آبگیری خارج از منطقه ساحلی:

منطقه ساحلی بیشترین پتانسیل اصابت و گیر افتادن را دارد، EPA منطقه مناسب برای نصب این سازه‌ها را در فاصله ۱۲۵ متری خارج از منطقه ساحلی تعیین کرده است. در جای دیگر منطقه ساحلی به‌اندازه ۱۸۲ متر پیشنهاد شده است. با در نظر گرفتن منطقه ساحلی به‌اندازه ۱۸۲ متر، حداقل میزان فاصله برای کم کردن صدمات به محیط‌زیست دریا برابر ۳۰۰ متر از شروع ساحل تا سازه آبگیر پیشنهاد شده است.

۲- کاهش سرعت ورودی فیلتر:

اصابت زمانی رخ می‌دهد که سرعت ورودی فیلتر به حدی زیاد است که گونه‌هایی مانند ماهی و خرچنگ نتوانند به شنا کردن ادامه دهند و در لابلای فیلترها گیر افتند. سازمان EPA سرعت معادل ۰/۱۵ متر بر ثانیه را به عنوان سرعت ایمن پیشنهاد داده است.

۳- فضای خالی کوچک‌تر در فیلترهای اولیه:

استفاده از فیلترهایی که فضای بین میله‌های آن، فضای کمتری باشد تا از ورود ارگانیسم‌های بزرگ جلوگیری کند.

۴- فیلتر ثانویه کوچک با سایز مناسب:

پس از صفحات صافی اولیه آب دریا بایستی از شبکه‌های ریزتر برای جلوگیری از ورود مواد باقیمانده اعم از انواع لاروها و ماهی‌های ریز استفاده کرد. شبکه ریزتر نسبت به اجسام شناور خیلی حساس بوده و سریع بسته می‌شود و ممکن است برای تمیز نمودن آن‌ها از وسایل مکانیکی نیز استفاده شود. اندازه این فیلترهای ریزتر پارامتر بسیار مهمی در طراحی است و باید به گونه‌ای باشد که اکثریت لاروهای جوان را وارد نکند. اندازه اصولی این فیلترها معمولاً بین ۰/۵ تا ۱۰ میلی‌متر است. صفحات صافی گوه‌ای شکل یکی از محبوب‌ترین فناوری‌ها در این زمینه می‌باشد.

۵- استفاده از درپوش برای آبگیر عمقی باز:

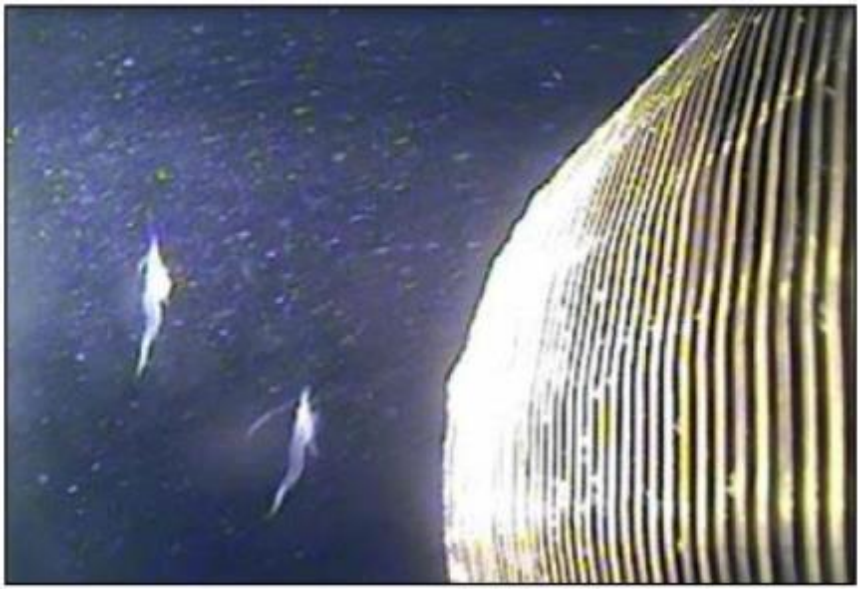
درپوش سرعت با تغییر سرعت آبگیری از حالت عمودی به افقی می‌شود سبب کاهش ورود و بلیعدن ماهی‌ها به سیستم آبگیری می‌شود.

۶- گسترش اماکن تولید مثل:

افزودن مکان‌هایی برای تخم‌گذاری ماهیان و گسترش اماکن تولیدمثلی در مجاورت آبگیر برای جلوگیری از صدمه به زندگی دریایی و پویایی اکوسیستم‌های آبی



شکل (۳-۱۱۳) برخورد ماهی به صافی



شکل (۳-۱۱۴) شنای میگوها در محل آبگیری



شکل (۳-۱۱۵) مکش ماهی به درون سیستم در سرعت‌های بالای آبگیری و محافظت از جانداران با صافی

◘ مدلسازی و طراحی آبگیرها

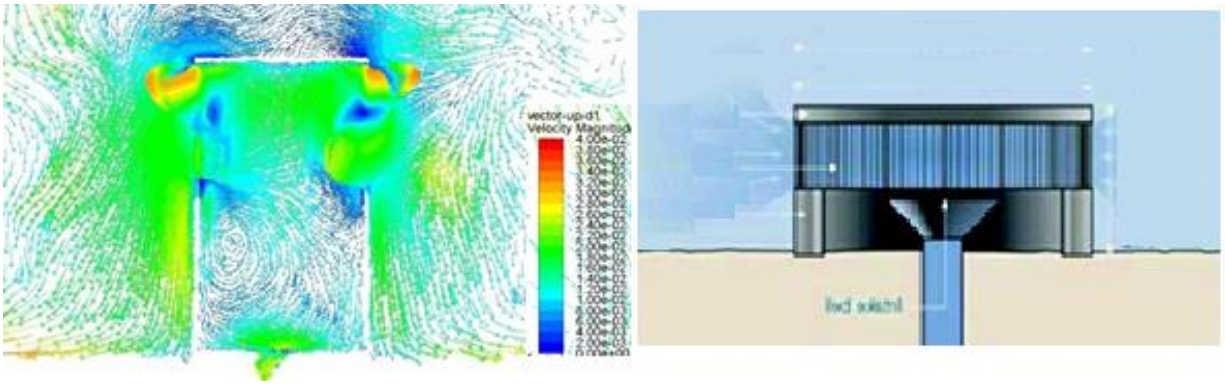
اصلی ترین وظیفه مهندس طراح، پیش بینی نحوه کار و عملکرد سازه یا تاسیساتی است که طراحی می کند. بررسی تاثیر وقایع روزانه و حدی از برداشت پیوسته و دراز مدت آب، ورود جانداران آبزی و رسوبات دریایی به آبگیر تا بررسی تاثیر طوفانها، سیل و زلزله، جزر مدهای حداکثر نجومی و .... بر عملکرد آبگیری از مواردی است که توسط تیم طراحی باید مورد مطالعه و بررسی قرار گیرد. این موضوع با شناخت کافی از رفتار جریان حول آبگیر و از طریق مدلسازی ریاضی فرایندهای درگیر انجام می گیرد. در سالهای دور محاسبات دستی، تجربیات شخصی، مدلسازی آزمایشگاهی و استفاده از روابط تجربی تنها ابزار در دسترس برای مهندسان و طراحان این قبیل تاسیسات محسوب می گردید. امروز اما ساده سازیهای پیشین، جوابگوی جزئیاتی که مهندسان طراح به دنبال آن است، نبوده و به شناخت بهتر و بیشتری از همه جوانب آبگیری نیاز است. امروزه توسعه فناوری و مدلهای کامپیوتری که با سطح بالایی از پیچیدگی، قادر به شبیه سازی رفتار جریان در حالات مختلف بوده و می تواند

جزئیات بسیار بالایی از تاثیرات چندگانه آبگیری بر محیط و تاثیرات محیط بر آن را به تصویر بکشد، به کمک مهندسان طراح آمده است. مهندس طراح با پیش بینی رفتار آبگیر در سناریوهای مختلف دراز مدت، تاثیر پدیدهای معمول و حدی بر رفتار آبگیر را در سطوح مختلف زمانی و مکانی را پیش بینی کرده تا از عملکرد آن اطمینان حاصل نماید. این بحث به طور مبسوط در بخش مدلسازی تخلیه شورابه تشریح شده و به منظور جلوگیری از تکرار مباحث، خواننده برای مشاهده جزئیات مدلسازی و روابط حاکم می تواند به آن ارجاع نماید. در این بخش اما به طور کلی قوائد حاکم بر آبگیرها و مدلهای پیشنهادی مرتبط معرفی می گردد.

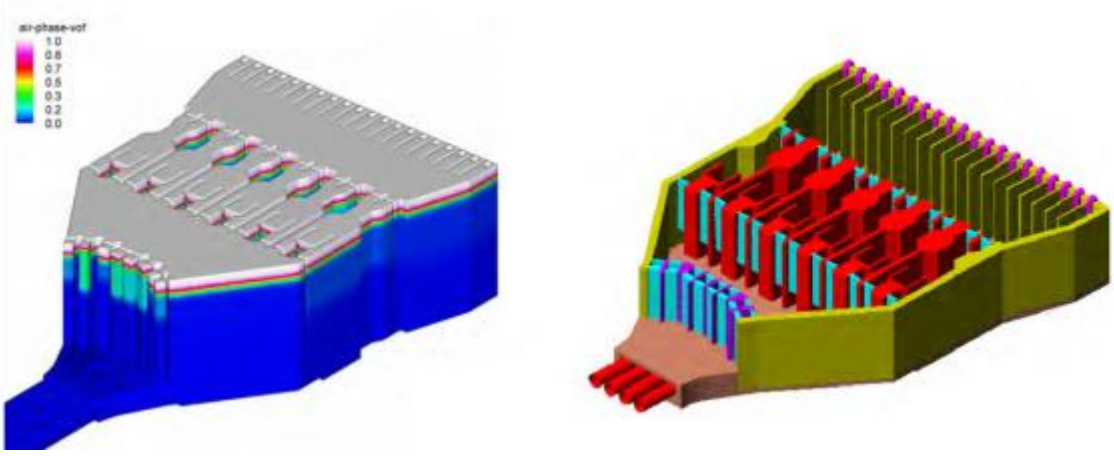
- **مدلسازی آبگیرهای مستقیم**

آبگیرهای مستقیم در دریا اعم از سطح و عمقی لازم است حداقل در دو سطح ساحلی و سطح محلی و منطقه ای مورد بررسی و مطالعه قرار گیرند. به جهت تفاوت در اهمیت نیروهای حاکم و ابعاد مکانی و زمانی مدل، استفاده از مدلهای متفاوت کوچک مقیاس و بزرگ مقیاس در این بخش ضروری است. تعیین رفتار جریان در داخل حوضچه های ساحلی و دهانه آبگیر (سطحی و عمقی) فرایندی است که نیاز به در نظرگرفتن جزئیات هندسی سازه در کنار تاثیرات آشفتگی بر رفتار جریان است. در این زمینه استفاده از مدلهای تجاری CFD اعم از Flow3D و Ansys Fluent متداول می باشد. مطالعات اخیر فی المثل نشان داده شده است که فرض سرعت یکنواخت (حداکثر ۰/۱۵ m/s) در دهانه آبگیرهای عمقی که با محاسبات دستی بدست می آید، نادرست بوده و به دلیل آشفتگی شکل گرفته و تاثیر ادیها، سرعت در بخشهای بالایی بازشوی دهانه آبگیر می تواند تا دو برابر بیشتر از قسمتهای پایین بازشو باشد. لذا اگرچه به ظاهر استاندارد طراحی ارضا شده است آبگیر همچنان می تواند حتی ماهیهای بزرگتر به داخل خود ببلعد. در شکل ۳-۱۱۴ نمونه ای از مدلسازی دهانه آبگیر و عدم

یکنواختی در نحوه تغییرات سرعت در آن نشان داده شده است. در شکل ۳-۱۱۵ نیز نتایج مدلسازی حوضچه آبگیر ساحلی و ایستگاه پمپاژ آن نشان داده شده است. این موضوع خود بیانگر اهمیت مدلسازی عددی رفتار جریان در دهانه آبگیر و بررسی تاثیر نوسانات دبی برداشت و تراز آب دریا بررفتار جریان در پیرامون دهانه آبگیر است.



شکل (۳-۱۱۶) مدلسازی رفتار جریان در پیرامون دهانه آبگیر در آبگیرهای فراساحلی عمقی



شکل (۳-۱۱۷) مدلسازی حوضچه ساحلی در آبگیرهای سطحی و عمقی

علاوه بر مدلسازی کوچک مقیاس و پیرامون دهانه آبگیر، ضرورت پیش بینی رفتار جریانات ناشی از جزر و مد، باد و امواج در منطقه، تغییرات تراز آب در مقیاس حداقل ۱۹ ساله، رفتار رسوبات بستر و

بار معلق در شرایط عادی و طوفانی و بسیاری از موارد مشابه دیگر در مقیاس بزرگتر محلی و منطقه ای اطراف دهانه های آبگیر ضروری است. برای این منظور مدلسازی بزرگ مقیاس منطقه و بررسی تاثیرات موج، باد و جزر و مد و .... با کمک نرم افزارهایی چون Mike و Delf3D امری متداول در طراحی آبگیرهای دریایی محسوب می گردد. در بحث مدلسازی میدان دور تخلیه شورابه، جزئیات حاکم بر این مدلها و معادلات و روشهای حاکم به تفصیل مورد بحث قرار گرفته است.

- **مدلسازی آبگیرهای غیرمستقیم**

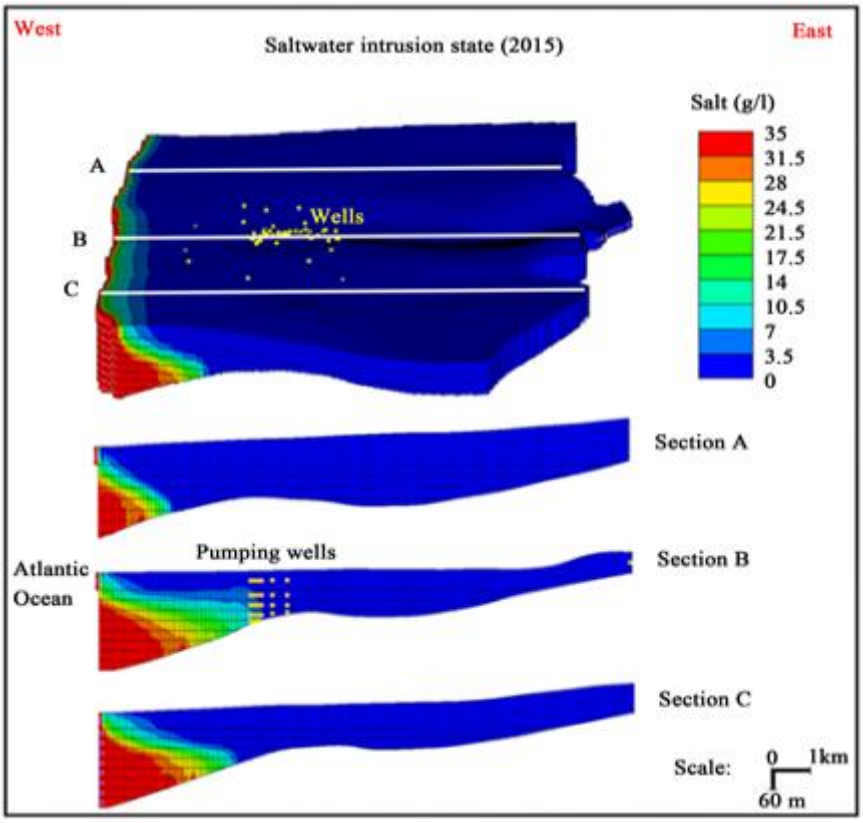
مدلسازی آبگیرهای غیرمستقیم اعم از چاه های ساحلی و گالریهای تراوش که در آنها مستقیما از آبخوان متصل به دریا نسبت به برداشت آب اقدام می گیرد، نیازمند مطالعات عمیق در زمینه آبخوان ساحلی و توانایی آن در تامین آبی با دبی کافی و شوری (تقریبا) ثابت در طول عمر پروژه است، بدون آنکه منجر به تغییرات نامطلوب در مشخصات آبخوان و احتمالا نفوذ آب شور به داخل خشکی شود. در این زمینه انجام مطالعات میدانی، استفاده از چاهکهای آزمایشی و مدلسازی آبخوان در کامپیوتر با استفاده از مدلهای عددی کارآمدی چون MODFLOW و SEAWAT 4 متداول است. در شکل ۳-۱۱۶ نمایی کلی از نفوذ آب دریا به آبخوان ساحلی و در شکل ۳-۱۱۷ نتایج یک مدل عددی در شبیه سازی نفوذ آب شور آورده شده است.

به این ترتیب واضح است، بدون مطالعه عمیق هیدرولوژی آبخوانهای ساحلی و هیدرولیک جریان در چاه ها و گالریهای تراوش نمی توان از درستی عملکرد آبگیرهای غیرمستقیم و عدم وجود خسارتهای زیست محیطی در طول عمر پروژه اطمینان حاصل کرد. برای مطالعه تئوری حاکم بر رفتار آبخونهای

ساحلی و روشهای مدلسازی طراح به مطالعه کتابهای هیدرولوژی آبهای زیرزمینی و منوال نـرم افـزار MODFLOW ارجاع داده می شود.



شکـل (۳-۱۱۸) نمایی از نفوذ آب شور به آبخوان ساحلی ناشی از برداشت آب در ساحل



شکل (۳-۱۱۹) نتایج مدل عددی در مدلسازی نفوذ آب شور به ساحل

۳-۵- مدیریت شورابه

نمک زدایی آب دریا در حال تبدیل شدن به یکی از گزینه‌های مهم تامین آب در مناطق ساحلی دنیا است. همانطور که اشاره شد یکی از مشکلات اصلی مرتبط با نمک زدایی، مدیریت و امحاء جریان‌های دور ریز تولید شده در طی تصفیه است. تاسیسات نمک زدایی عمدتا جریان‌های دور ریز خود را از طریق تخلیه در تصفیه خانه‌های فاضلاب (در نمک زدایی برای باز مصرف آب آشامیدنی و در نمک زدایی آب لب شور درون خشکی)، تزریق در چاه‌های عمیق (نمک زدایی آب‌های لب شور درون خشکی)، و یا تخلیه در دریاها (نمک زدایی آب دریا، نمک زدایی آب لب شور درون خشکی و در نمک زدایی برای کاربردهای غیر مستقیم آشامیدنی) مدیریت می‌کنند. این روش‌های تخلیه عمدتا به دلیل نگرانی‌هایی که متوجه سلامت انسان و محیط زیست است، اثرات مخرب بر بدنه آبی پذیرنده، و عدم کارایی تصفیه خانه‌های فاضلاب در پرداختن به شوری بالا مورد انتقاد قرار می‌گیرند. علاوه بر این، هزینه‌های متناظر با امحاء جریان‌های دور ریز می‌تواند بخش مهمی از هزینه‌های کلی را بسته به حجم جریان دور ریز و نوع تخلیه مورد نیاز به خودش اختصاص دهد. برای تسهیل مشکلات مذکور، و نیز برای بازیابی آب بیشتر در تاسیسات نمک زدایی، رویکردها و فناوری‌های مختلفی برای به حداقل رساندن امحاء جریان دور ریز با هدف نهایی صفر شدن مقدار تخلیه (ZLD)[1] ارائه شده‌اند.

ارزیابی‌های اخیر بیان کننده این است که ظرفیت کارخانه‌های نمک زدایی در سرتاسر دنیا به زودی به مقدار ۱۰۰ میلیون متر مکعب آب تصفیه شده در روز خواهد رسید. اگر فرض بگیریم که میانگین نرخ بازیابی این تاسیسات ٪۵۰ باشد، نرخ جریان دور ریز معادل با ۱۰۰ میلیون متر مکعب در روز نیاز

[1] Zero Liquid Discharge

به امحاء خواهد داشت. به همین شکل، علاقه چشمگیری در مدیریت شورابه و ارتقاء این رویکردها برای کاهش حجم جریان دور ریز و نیز روش‌های پایدارتر برای اقدامات امحاء وجود داشته است.

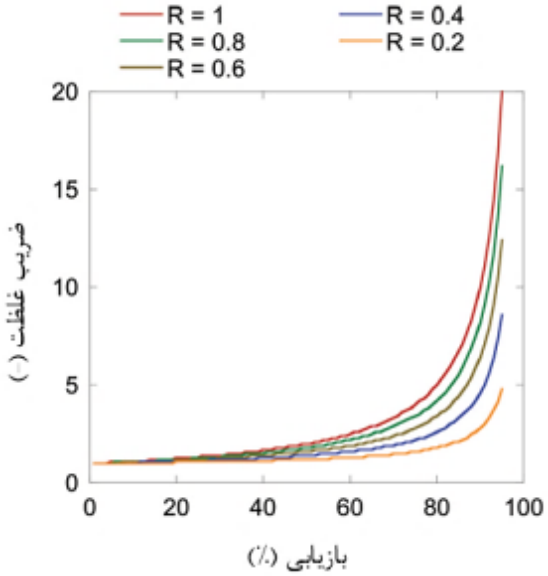
۳-۵-۱- ویژگی‌های شورابه

ویژگی‌های پساب فرایند نمک زدایی به کیفیت آب ورودی، نوع و بازیابی فرایند نمک زدایی، و استفاده یا عدم استفاده از افزودنی‌های شیمیایی در طی فرایند بستگی دارد. مواد شیمیایی استفاده شده در پیش تصفیه شامل ضد عفونی کننده‌ها، اسیدها، و ضد رسوب‌هاست. علاوه بر این، رقیق سازی جریان دور ریز را می‌توان از طریق چندین روش انجام داد که هم مکان سازی تاسیسات نمک زدایی با تاسیسات تولید برق و اختلاط جریان دور ریز با آب فرایندی از جمله این روش‌هاست. در فرایندهای حرارتی، به دلیل خلوص بالای آب تصفیه شده، ترکیبات شورابه عمدتا از نرخ بازیابی تبعیت می‌کند. مواد تشکیل دهنده شورابه سیستم غشایی از نرخ بازیابی سیستم غشایی و دور ریزی مواد حل شده تبعیت می‌کند. عامل غلظت حل شده (CF) را می‌توان به صورت زیر محاسبه کرد:

$$CF = \left(\frac{1}{1-R_W}\right)\left[1-R_W\ (1-R_W)\right] \qquad (۱-۳)$$

که در این رابطه، R_W بازیابی آب تولید شده و R_S مقدار دور ریز یا حذف محتویات مد نظر است. نمک زدایی آب دریا معمولا در مقادیر بازیابی بین ۳۰ و ٪۵۰ عمل می‌کند در حالیکه آب لب شور و تاسیسات احیاء پساب می‌توانند تا مقدار بازیابی ٪۸۵ نیز عمل کنند. اثرات بازیابی و دور ریزی بر غلظت مواد حل شده در شکل (۳-۱۲۰) آورده شده است. همانطور که شورابه در طی یک سیستم نمک زدایی تغلیظ می‌شود، نمک‌هایی که حلالیت کمتری دارند به محدوده حلالیت خود رسیده و

ممکن است در داخل سیستم، لوله‌ها و سایر تجهیزات و نیز در فرایندهای تصفیه پایین دستی رسوب کنند. رسوب گذاری می‌تواند اثر مخرب بر روی فرایندهای نمک زدایی که پایه غشایی و یا حرارتی دارند، داشته و یکی از عمده دلایل محدودیت بازیابی آب تولیدی است.



شکل (۳-۱۲۰) ضریب غلظت شورابه به عنوان تابعی از بازیابی و دور ریزی.

◘ نمک های آب دریا

احتمالا، بزرگترین چالش پیش روی مدیریت و کمینه سازی شورابه حاصل شده از نمک زدایی آب دریا شامل غلظت زیاد یون‌های فلزی بخصوص نمک‌های تک ظرفیتی که حذف آن‌ها دشوار است، و نمک‌های قابل حل که موجب تشکیل رسوب در فرایندهای پایین دستی می‌شوند می‌باشد. همانطور که اشاره شد، تاسیسات نمک زدایی آب دریا معمولا با نرخ بازیابی ۳۰ و ٪۵۰ عمل می‌کنند و از این رو، جریان شورابه‌ای را تولید می‌کنند که می‌تواند تا دو برابر شورتر از آب دریا باشد (جدول (۳-۱۹)). این جریان پسماند خورنده بوده و نیازمند موادی سازگار برای استفاده در سیستم‌های انتقال است، و

از طرفی نیز محتوی مواد شیمیایی است که در بالا دست فرایند نمک زدایی بـه آب اضـافه شـده‌انـد نظیر مواد شیمیایی پیش تصفیه مانند اسیدها، ضد عفونی کننده‌ها، منعقد کننده‌ها، مواد ضد کـف، و مواد شیمیایی ضد رسوب. با وجود اینکه فناوری‌های زیادی برای تصفیه بیشتر شورابه حاصل شـده از نمک زدایی آب دریا در دسترس است، اما تخلیه این شورابه در دریا هزینه خیلی کمتری دارد.

جـدول (۳-۱۹) اندازه گیری کیفیت شورابه نمونه حاصل شده از اسمز معکوس آب دریا (n=168 به جز برم و فلورید)

پارامتر و یون	واحد	مقدار میانگین	انحراف معیار
pH	-	۹/۹۷۶	۰/۱۹
کدورت	NTU	۰/۳۶۱	۰/۴۳
هدایت الکتریکی	mS/cm	۶۲/۳۲۱	۱۱/۶۱
مجموع ذرات محلول (TDS)	ppt	۴۵/۲۷۲	۹/۶۳
قلیائیت	ppm	۱۴۰/۶۱۲	۲۵/۱۴
آمونیاک	ppm	۰/۰۲۷	۰/۰۳
نیترات	ppm	۰/۰۴۰	۰/۰۲
اکسیدهای نیتروژن	ppm	۰/۰۴۱	۰/۰۳
کل مقدار نیتروژن (نظیر N)	ppm	۰/۲۹۹	۰/۶۸
کل مقدار فسفر (نظیر P)	ppm	۰/۱۲۹	۰/۲۶
کلسیم	ppt	۰/۵۵۰	۰/۱۰
منیزیم	ppt	۱/۷۴۴	۰/۳۵
سدیم	ppt	۱۴/۰۷۰	۳/۱۲
پتاسیم	ppt	۰/۶۵۰	۰/۱۶
برم	ppm	۷۰/۸۰۰	-
بی کربنات	ppt	۰/۱۳۲	۰/۰۳
کربنات	ppt	۱/۹۲۰	۶/۸۳
سولفات	ppt	۳/۸۷۴	۰/۸۰
کلر	ppt	۲۵/۲۶۴	۵/۲۲
فلورید	ppm	۲/۲۰۸	۲/۵۳

ppt: تعداد در هزار؛ ppm: تعداد در میلیون؛ NTU: کدورت غیر فلزی

واحدها؛ mS/cm: میلی زیمنس در سانتی متر

یکی از مسائل اصلی ذکر شده توسط منتقدین تاسیسات نمک زدایی آب دریا اثرات منفی بالقوه تخلیه شورابه حاصل شده بر روی موجودات زنده دریایی است. به دلیل تغلیظ نمک‌ها در طی نمک زدایی، شورابه حاصل شده چگالی بیشتری نسبت به آب دریا داشته و توانایی تشکیل پلوم در کف دریا دارد، که می‌تواند بر روی موجودات کفزی تاثیر منفی داشته باشد. شورابه‌های رقیق شده توسط سایر جریان‌های پسماند همچنین می‌تواند تشکیل پلوم‌های منفی یا خنثی دهد که می‌تواند به صورت منفی بر روی زندگی دریایی تاثیر داشته باشد. بویژه شوری قلیائیت افزایش یافته، دمای بالا رفته، و حضور فلزات کمیاب و مواد شیمیایی پیش تصفیه به عنوان عواملی که می‌توانند اثرات منفی بر روی محیط زیست داشته باشند مورد اشاره قرار گرفته‌اند. گرچه اثرات مخرب بر روی سلامت زندگی دریایی در چندین مطالعه مورد بررسی قرار گرفته است، تخلیه در دریا به عنوان استاندارد صنعت برای تاسیسات نمک زدایی آب دریا در نظر گرفته شده است. رویکردهای کاهش اثرات منفی ایجاد شده در اثر تخلیه شورابه شامل ترکیب شورابه با فاضلاب و یا با آب خنک کننده نیروگاه تولید برق، استفاده از منتشر کننده‌های چند حالته برای جلوگیری از تشکیل پلوم، و تقویت جریان از طریق ترکیب با فاضلاب می‌باشد. محرک‌های تصفیه و/یا کمینه سازی شورابه تولید شده از نمک زدایی آب دریا شامل بازیابی آب نوشیدنی اضافی، کاهش اثرات مخرب شورابه بر محیط زیست، و استخراج فراورده‌های قابل فروش و یا قابل استفاده می‌باشد. با این حال، در کنار چندین امکانات نصب شده، تصفیه شورابه حاصل شده از نمک زدایی به ندرت انجام می‌شود.

◘ نمک های آب لب شور

آب لب شور به صورت داشتن شوری متوسط نسبت به آب دریا و یا منابع آب آشامیدنی تعریف می‌شود. مواد شیمیایی تشکیل دهنده آب لب شور به منبع آن بستگی دارد (نظیر آب مصبی و یا آب زیر

زمینی) در کنار اینکه به بسیاری از تاسیسات نمک زدایی آب دریا در نواحی درون زمینی مستقر شده و امحاء شورابه/آب تغلیظ شده را دشوار می‌سازد. کیفیت آب لب شور شدیدا متغیر بوده و به زمین شناسی اطراف، خاستگاه، ساز و کار شارژ مجدد هیدرولوژیکی، اثرات مخرب انسانی، و تاثیر آب دریا بر روی آبخوان بستگی دارد (جدول (۳-۲۰)).

روش‌های مدیریت شورابه دور ریز حاصل شده از نمک زدایی به صورت گسترده به شوری و ترکیبات آب ورودی، بازیابی سیستم نمک زدایی و ترکیبات شورابه حاصل شده، مجاورت با آب دریا و/یا چاه-های امحاء آب سطحی، و شرایط آب و هوایی بستگی دارد. Mickley(Mickley, 2007) تحقیقی در مورد تاسیسات نمک زدایی ایالات متحده انجام داد و گزارش کرد که روش غالب برای امحاء شورابه تخلیه در آب‌های سطحی (بخصوص دریا) و بعد از آن تخلیه در تصفیه خانه‌های فاضلاب، استفاده از چاه‌های تزریقی، تبخیر و بازیافت و استفاده مجدد می‌باشد. در نواحی خشک از جهان، نظیر خاورمیانه، به دلیل میزان تبخیر بالا، کارخانه‌های نمک زدایی دور از دریا برای مدیریت شورابه خود اغلب به حوضچه‌های تبخیری متوسل می‌شوند. اتکای زیاد بر نمک زدایی آب لب شور، مقررات سخت گیرانه‌تر، نگرانی‌های زیست محیطی، و گزینه‌های کمتر برای امحاء منجر به افزایش علاقه چشمگیر به رویکردهای کمینه سازی شورابه گشته است.

جدول (۳-۲۰) یون‌های اصلی تشکیل دهنده آب لب شور

	آب زیر زمینی	آب زیر زمینی	آب زیر زمینی	آب حاصل شده از تولید نفت و گاز
یون	حوضچه Tularosa, NM	Las Vegas, NV	Hueco Bolson, TX	Eddy Co., NM
سدیم	۱۱۴	۷۵۵	۱۱۶	۳۴۳۰
پتاسیم	۲	۷۲	۷	-
کلسیم	۴۲۰	۵۷۶	۱۳۶	۶۰۰
منیزیم	۱۶۳	۲۹۶	۳۳	۱۷۱
کلر	۱۷۰	۹۵۴	۲۰۲	۴۴۶۰
نیترات	۱۰	۳۱	-	-
فسفات	صفر	-	-	-
سولفات	۱۳۷۰	۲۲۹۰	۲۹۴	۲۶۶۰
بی کربنات	۲۷۰	۲۱۰	۱۹۰	۴۸۸
دی اکسید سیلیکون	۲۲	۷۷	۳۱	-
TDS	۲۶۳۰	۵۲۷۰	۱۲۰۰	۱۱۹۰۰

منبع: گرفته شده از(Brady *et al.*, 2005).

تمامی مقادیر در واحد mg/L می‌باشند؛ TDS: کل مواد جامد محلول.

◘ نمک زدایی برای کاربردهای آشامیدنی

با کمتر شدن منابع آب در ایالات متحده و بسیاری از نواحی جهان، استفاده مجدد از آب آشامیدنی به یکی از مولفه‌های اصلی مدیریت منابع آب تبدیل شده است. روش‌های تصفیه برای مصارف آشامیدنی در طی ۳۰ سال اخیر دچار دگرگونی شده و استفاده از سیستم یکپارچه غشایی (IMS، به عبارت دیگر میکروفیلتراسیون (MF) و یا اولترا فیلتراسیون (UF) و به دنبال آن اسمز معکوس (RO)) در کنار فرایندهای اکسیداسیون پیشرفته (AOPها) موجب تغییر استاندارد صنعت شده است(Bellona *et al.*, 2008). با توجه به شوری پایین جریان پساب خروجی، سیستم‌های RO استفاده شده برای مصارف آشامیدنی با نرخ بازیابی ۷۰ و ٪۸۵ عمل می‌کنند. به عنوان نتیجه، جریان تغلیظ شده تولیدی

از تاسیسات بازیابی تقریبا شش برابر غلیظ‌تر از آب دریا بوده و باید با روش مناسب دفع گردد (جدول (۳-۲۱)). علاوه بر نمک‌ها، جریان تغلیظ شده حاصل شده از تولید آب برای مصارف آشامیدنی نیز محتوی آلاینده‌های آلی یافت شده در فاضلاب و همچنین سایر آلاینده‌هایی است که در فاضلاب تخلیه می‌شوند. اثرات منفی این مواد شیمیایی بر روی محیط زیست مورد توجه قرار گرفته است. اکثر تاسیسات باز استفاده در نواحی ساحلی که تخلیه در دریا ممکن است قرار گرفته‌اند. گرچه، خشکسالی‌های اخیر در ایالات متحده باعث رشد اجباری استفاده از تاسیسات باز استفاده درون خشکی شده که در آن‌ها روش‌های مدیریت جریان تغلیظ شده مهم‌تر می‌شوند.

جدول (۳-۲۱) کیفیت آب جریان تغلیظ شده اسمز معکوس در دو تاسیسات تصفیه فاضلاب

آنالیت	تاسیسات شماره ۱		تاسیسات شماره ۲	
	محدوده شناسایی	جریان تغلیظ شده RO ppm (n = 2)	انحراف معیار	جریان تغلیظ شده RO ppm (n = 1)
آلومینیوم	۰/۰۱۸	۰/۱۶	۰/۰۵	۰/۱۰
آنتیموان	۰/۰۱۶	BDL	–	BDL
آرسنیک	۰/۰۳۹	BDL	–	BDL
باریم	۰/۰۰۰۳	۰/۳۶	۰/۰۹	۰/۱۹
بریلیم	۰/۰۰۰۲	BDL	–	BDL
بور	۰/۰۵۳	۰/۶۶	۰/۰۴	BDL
کادمیم	۰/۰۰۱	BDL	–	۰/۰۲
کلسیم	۰/۰۱	۴۳۹/۴۴	۱۰۹/۸۷	۴۸۲/۰۰
کروم	۰/۰۰۳	BDL	–	BDL
کبالت	۰/۰۰۴	BDL	–	۰/۰۱
مس	۰/۰۰۳	۰/۰۳	۰/۰۰	۰/۰۲
آهن	۰/۰۰۲	۰/۳۳	۰/۰۸	۰/۷۷
سرب	۰/۰۱۳	BDL	–	BDL
لیتیوم	۰/۰۰۳	۰/۰۶	۰/۰۳	۰/۱۲
منیزیم	۰/۰۰۰۴	۱۰۴/۳۱	۲۶/۰۸	۱۵۶/۶۲
منگنز	۰/۰۰۰۳	۰/۳۳	۰/۱۰	۰/۳۴
ملیبدن	۰/۰۰۲	۰/۰۹	۰/۰۳	۰/۱۲
نیکل	۰/۰۰۲	BDL	–	۰/۰۴
فسفر	۰/۱	۱/۸۵	۰/۴۵	۲/۷۸
پتاسیم	۰/۱۹	۱۱۸/۲۶	۲۹/۵۰	۱۱۱/۹۱
سلنیوم	۰/۰۴	BDL	–	BDL
سیلیکا	۰/۱۱	۷۱/۴۴	۱۳/۵۳	۶۱/۴۹
نقره	۰/۰۰۴	BDL	–	BDL
سدیم	۰/۰۰۵	۱۱۴۸/۸۸	۲۲۴/۸۹	۱۳۹۸/۵۳
استرانسیوم	۰/۰۲۳	۴/۷۳	۱/۲۳	۴/۲۳
قلع	۰/۰۱	BDL	–	BDL
تیتانیوم	۰/۰۰۱	BDL	–	BDL
وانادیوم	۰/۰۰۱	۰/۲۱	–	۰/۰۱

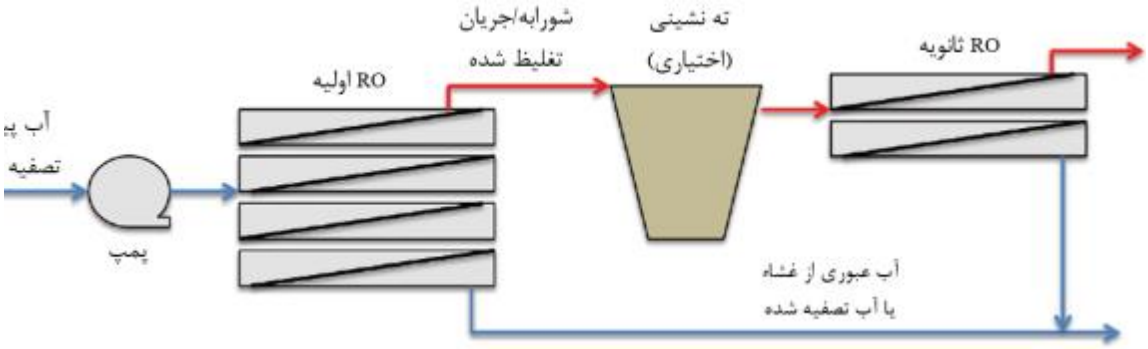
روی	۰/۰۰۱	BDL	۰/۰۷	BDL

سیستم RO با نرخ بازیابی تقریبا ٪۸۵ (n برابر با تعداد نمونه‌ها می‌باشد)؛ BDL: زیر حد شناسایی؛ RO: اسمز معکوس

۳-۵-۲- فناوری‌های تصفیه شورابه

◘ اسمز معکوس و نانو فیلتراسیون

مفاهیم استفاده از غشاهای فشار بالا (RO و NF) در بخشهای قبل مورد بررسی قرار گرفت. یک ویژگی مهم از مدیریت شورابه بازیابی آب تولید شده سیستم غشایی می‌باشد. بازیابی سیستم غشایی توسط تعدادی از عوامل تحت شعاع قرار می‌گیرد که شامل ترکیبات یونی آب ورودی و شوری، مقدار پیش تصفیه، و وضعیت بهینه برای کمینه سازی مصرف انرژی است. به دلیل وجود فشار اسمزی بالای آب دریا، بازیابی سیستم‌های RO تصفیه آب دریا (SWRO) از منابع شور شدیدا کمتر است. رویکردهای مدیریت شورابه (به جز سیستم‌های مصرف کننده آب دریا) اغلب شامل افزایش بازیابی سیستم غشایی از طریق روش‌های متنوع، که مشهورترین آن‌ها استفاده از سیستم RO ثانویه (به عبارت دیگر سیستم دوم RO تصفیه کننده شورابه سیستم اول RO می‌باشد که از این حالت با عنوان نمک زدایی دو مرحله‌ای یاد می‌شود). برای مصارف مشخصی از آب زیر زمینی لب شور، بکارگیری سیستم دوم RO نیازمند حذف نمک‌های محلول (نظیر $CaCO_3$) از طریق فرایند ته نشینی (سختی زدایی با گچ، شکل (۳-۱۲۱)) می‌باشد. اخیرا، یکی از تاسیسات باز استفاده از آب در کالیفرنیای جنوبی یک سیستم ثانویه RO را استفاده کرد تا در کنار گسترش کارخانه، جریان تغلیظ شده که در نهایت به تصفیه خانه فاضلاب فرستاده می‌شود را حفظ کند. علاوه بر RO، تحقیقات چشمگیری اخیرا برای توسعه فناوری‌هایی که می‌توانند شورابه‌های با شوری بالا را تصفیه کنند، صورت گرفته است. بحث بیشتر در بخش‌های بعدی آورده شده است.



شکل (۳-۱۲۱) سیستم ثانویه RO (دو مرحله‌ای) با سختی زدایی متوسط

در مقایسه با RO، NF تنها برای موقعیت‌های خاص در صنعت نمک زدایی استفاده می‌شود. این کاربردها شامل یک سیستم دو گانه NF می‌شوند که به صورت گسترده در دپارتمان آب Long Beach واقع در کالیفرنیای جنوبی آزمایش شده و از NF به عنوان پیش تصفیه برای RO و MSF در نمک زدایی آب دریا استفاده شده است. Hasan و همکارانش (Hasson, Sidorenko and Semiat, 2010) فرایند نمک زدایی با استفاده از NF به عنوان پیش تصفیه برای SWRO و MSF معرفی کردند که نمونه آزمایشی آن در تاسیسات Umm Lujj در عربستان سعودی تحت آزمایش قرار گرفته است. مزیت پیش تصفیه NF در کاهش نمک‌های محلول، ریز موجودات زنده، مواد ایجاد کننده گرفتگی، کدورت، و TDS می‌باشد که اجازه این کار را می‌دهد تا SWRO با انرژی کمتر و نرخ بازیابی بالاتر (۷۰٪) و MSF با دمای شورابه و نرخ بازیابی بالاتر (۸۰٪) عمل کند. آزمایش‌های بیشتر بر روی نسخه آزمایشی بیان کننده این بوده است که هیبریداسیون نمک زدایی RO و MSF که در آن از NF استفاده شده باشد می‌تواند هزینه‌های نمک زدایی SWRO معمولی را حدودا ۳۰٪ کاهش دهد(Al-Sofi *et al.*, 2000). بر اساس این نتایج، تاسیسات نمک زدایی Umm Lujj با پیش تصفیه NF برای بازه بلند مدت آزمایش فرایند NF/SWRO تجهیز شد (Farooque *et al.*, 1998; Al-Amoudi and Macedonio.(Farooque, 2005 و همکاران (Macedonio, Curcio and Drioli, 2007) یک تحلیل

هزینه و انرژی را بر روی چندین فرایند یکپارچه نمک زدایی (RO، MSF و متبلور سازی غشایی [MCr]) که شامل پیش تصفیه NF بود انجام داد و گزارش کرد که با وجود اینکه NF به صورت چشم گیری می‌تواند بازیابی را در سیستم‌های نمک زدایی افزایش دهد، صرفه جویی در هزینه‌ها تنها در صورت استفاده از ادوات صرفه جویی در انرژی، ناچیز بوده است. گرچه، کاربرد MCr در تصفیه شورابه NF به عنوان یک روش برای بدست آوردن محصولات قابل فروش نظیر سدیم کربنات، سدیم کلرید، و سولفات منیزیم استفاده شده است(Drioli *et al.*, 2006; Creusen *et al.*, 2013).

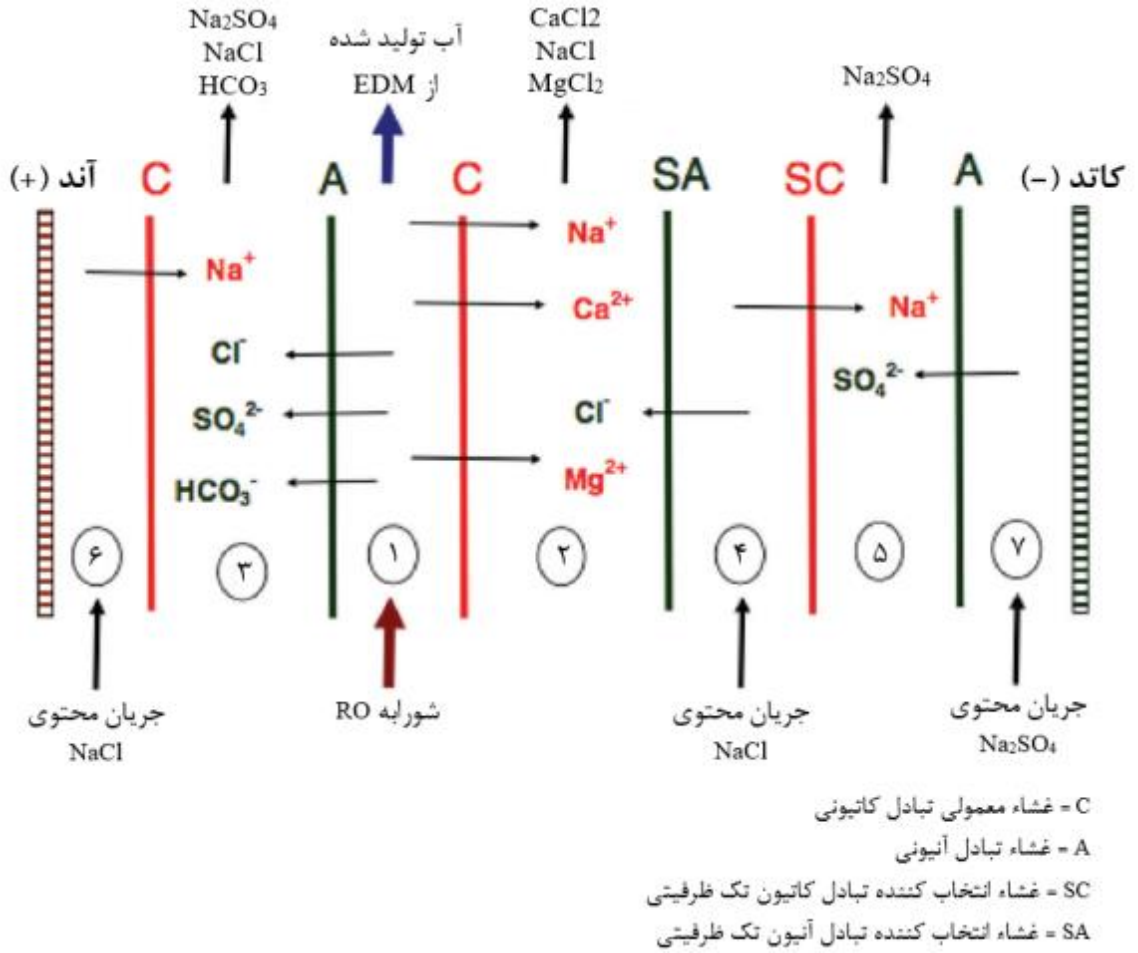
◘ الکترودیالیز و الکترودیالیز معکوس

تعدادی از روش‌های تصفیه با استفاده از ED و EDR برای نمک زدایی، کمینه سازی شورابه RO، کاربردهای ZLD، و تولید نمک از شورابه‌ها و جریان‌های تغلیظ شده مورد استفاده قرار گرفته‌اند(Seigworth, Ludlum and Reahl, 1995; Tanaka *et al.*, 2003; Turek, 2003; Jordahl, 2006; Juby *et al.*, 2008; Oren *et al.*, 2010). در حالت معمول، در این فرایندها، در راستای افزایش نرخ بازیابی سیستم و همچنین برای تغلیظ بیشتر قبل از تبخیر یا استخراج نمک‌های قابل فروش، از ED و EDR برای تصفیه شورابه یا جریان تغلیظ شده سیستم نمک زدایی استفاده شده است(Tanaka *et al.*, 2003; Turek, 2003; Davis and Rayman, 2006). عمده مطالعاتی که روش آخر را ارزیابی می‌کنند در مقیاس بررسی‌های آزمایشگاهی محدود شده‌اند؛ با این حال، چنین روشی برای استخراج نمک خوراکی در ژاپن، کره و تایوان مورد استفاده قرار گرفته است. Tanka و همکاران (Tanaka *et al.*, 2003)هزینه‌ها و انرژی مورد نیاز متناظر با تولید سدیم کلرید از شورابه RO را با استفاده از ED و تبخیر مطالعه کرده و به این نتیجه رسیدند که ۸۰٪ از انرژی مورد نیاز روش تولید سدیم کلرید از آب دریا را نیازمند است.

چندین مطالعه به بررسی EDR به عنوان روشی برای افزایش بازیابی آب تولید شده برای استفاده در نمک زدایی آب لب شور انجام دادند (Turek, Dydo and Klimek, 2005; Juby *et al.*, 2009; Oren *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2012). دستیابی به این هدف هم از طریق استفاده از فرایند EDR به عنوان فرایند اصلی در کنار استفاده از RO و همچنین از طریق تصفیه شورابه RO با استفاده از EDR قابل انجام است. EDR نسبت به RO دارای چندین مزیت است که شامل کاربرد در نرخهای بازیابی بالا (٪۹۴-۹۰~)، ملزومات کمتر برای پیش تصفیه، میل کمتر به رسوب گرفتگی در قبال برخی از مواد (نظیر سیلیکا و ذرات)، و مقاومت بیشتر در برابر کلر می‌باشد. گرچه، فناوری EDR در قیاس با RO فقط از نظر اقتصادی برای آب‌های لب شور با مقدار TDS mg/L ۳۰۰۰-۱۰۰۰ مناسب است. به عنوان مثال، Juby و همکارانش(Juby *et al.*, 2009) ،به یک ارزیابی همه جانبه از چندین روش برای ZLD شامل مطالعات آزمایشگاهی و اجرای نمونه‌های آزمایشی در کنار ارزیابی اقتصادی از گزینه‌های مختلف دست یافتند. محققان گزارش کردند که تصفیه شورابه RO با EDR به طرز چشم گیری هزینه بیشتری (هزینه‌های کل سالانه بیشتر) در مقایسه با سیستم ثانویه RO به همراه دارد.

یک فناوری دیگر ED که توجهات زیادی را در راستای کمینه سازی شورابه به خود جلب کرده است سیستم الکترودیالیز مِتاتِزیز (EDM) می‌باشد. EDM تفاوت‌هایی با سیستم ED دارد به این صورت که دارای دو جریان رقیق کننده (جریان ورودی EDM و NaCl) و دو جریان غلیظ سازی است که معمولا با عناوین Na ترکیب شده و Cl ترکیب شده نامیده می‌شوند (شکل (۳-۱۲۲)). جریان ورودی EDM می‌تواند آب لب شور و یا شورابه RO باشد. آنیون‌های حاصل شده از جریان ورودی به EDM با Na موجود در NaCl ترکیب می‌شود تا چندین نوع از نمک‌های سدیمی مختلف را تولید کند (Na_2SO_4، NaCl، $NaHCO_3$، و غیره). کاتیون‌های حاصل شده از جریان ورودی EDM با Cl موجود

در NaCl ترکیب می‌شوند تا نمک‌های کلرید مختلف تولید شوند ($CaCl_2$، $MgCl_2$، و NaCl). این پیکربندی برای جداسازی یون‌های مختلف از آب تصفیه نشده به دو جریان محتوی نمک‌های محلول (نمک‌های سدیمی و نمک‌های کلریدی) استفاده می‌شود و از این رو، در تصفیه جریان تغلیظ شده RO به بازیابی‌های بالایی دست پیدا می‌کند(Bond *et al.*, 2011). بازیابی سیستم EDM در حالتی که TDS جریان کمتر از ۲۰۰۰ mg/L باشد، تا ٪۹۹ نیز گزارش شده است. شرکت Veolia حقوق مربوط به این فناوری را خریداری کرده و در حال حاضر مشغول ارائه یک نوع از سیستم EDM با نام نمک زدایی بدون شورابه (ZDD) است(Bond *et al.*, 2011).منابع مختلف اطلاعاتی گزارش کرده‌اند که فرایندهای ته نشینی را می‌توان بر روی جریان‌های تغلیظ شده EDM برای بدست آوردن محصولات قابل فروش (نظیر کلسیم کربنات، کلسیم سولفات، و سدیم سولفات) انجام داد؛ گرچه، اطلاعات محدودی در مورد امکان پذیری این کار در دست است(Veerapaneni, Wang and Bond, 2011; Chung *et al.*, 2017) .اخیرا، گروهی واقع در Denver در Colorado که بر روی مطالعات مرتبط با فرایندهای غشایی کار می‌کنند سیستم EDM را برای مطالعه امکان پذیری ZLD در چندین پیکربندی مورد بررسی قرار دادند. هنگام عملیاتی کردن این فرایند، محققین موفق به دستیابی به مقادیر بالای بازیابی تا ٪۹۶ شدند. با این حال، گرفتگی غشاء، نشت از غشاء، و سایر موارد منجر به شکست سیستم EDM شده و مدت زمان عملیات سیستم را محدود ساخت.



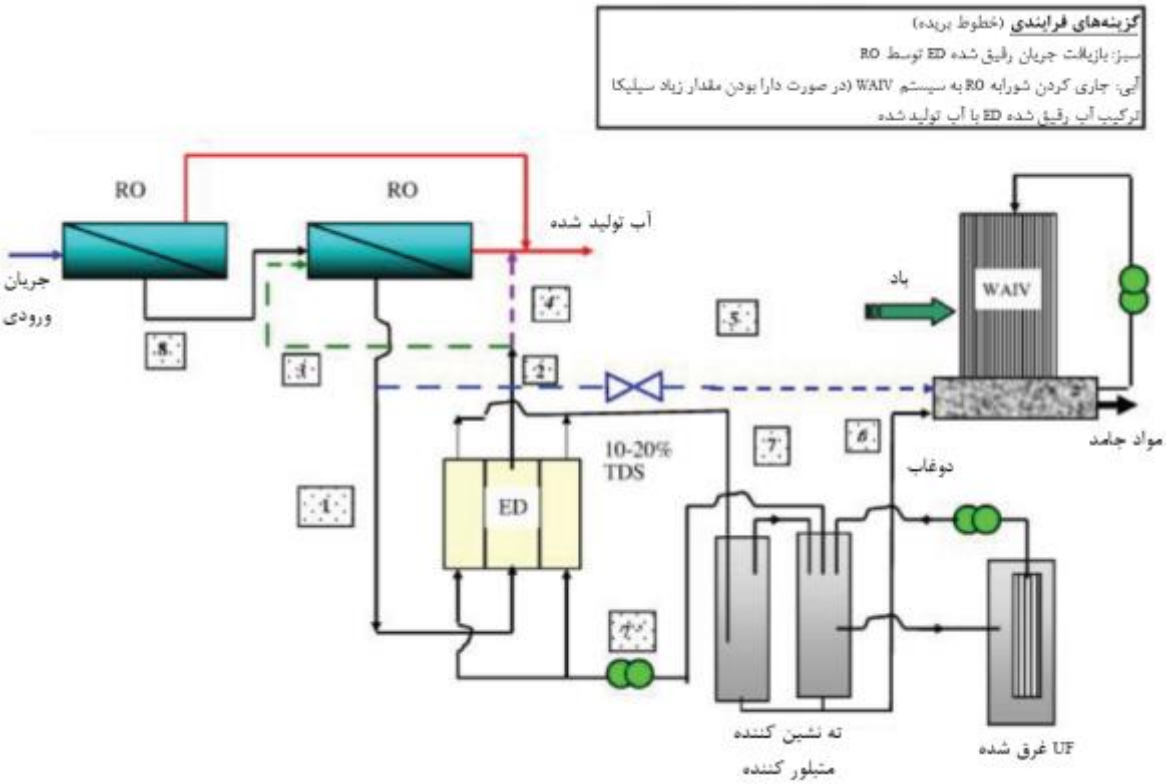
شکل (۳-۲۲) شماتیک فرایند EDM (گرفته شده از(Chung *et al.*, 2017)).

◘ حوضچه‌های تبخیر و تبخیر خورشیدی

گرچه در ایالات متحده زیاد مرسوم نمی‌باشد، ولی حوضچه‌های تبخیر یک روش معروف برای امحاء شورابه در نواحی خشک با میزان تبخیر بالا و زمین ارزان است. با توجه به (Veerapaneni, Wang and Bond, 2011)، هزینه حوضچه‌های تبخیر زمانیکه نرخ جریان شورابه از ۰/۳ mgd تجاوز می‌کند، بیش از اندازه می‌شود. مرورهای مناسب و ارزیابی کاربرد حوضچه‌های تبخیر برای امحاء شورابه نمک زدایی در چندین منبع قابل یافته است(Ahmed et al., 2000; Irvine and Price, 2005; Council

and others, 2008). گرچه معمولا از حوضچه‌های تبخیر برای تولید نمک خورشیدی استفاده می‌شود، مطالعات موجود در ادبیات به بررسی دقیق این روش برای تولید نمک از شورابه نمک زدایی اشاره نکرده‌اند. یکی از این موارد در فلسطین اشغالی گزارش شده است، جائیکه شورابه نمک زدایی آب دریا به امور نمک‌های خورشیدی فرستاده می‌شود که به این موضوع در بخش های بعد پرداخته شده است.

یک فناوری دیگر برای تبخیر، تبخیر تشدید شده بادی (WAIV) برای واقف آمدن بر مشکلات متناظر با حوضچه‌های تبخیر است. این فرایند نرخ تبخیر را با به کارگیری باد برای کاهش میزان رطوبت در سطح در حال تبخیر ارتقاء می‌بخشد. مطالعات نشان داده است که نرخ تبخیر در WAIV را می‌توان تا ۹۰٪ در مقایسه با حوضچه‌های تبخیر افزایش داد. از مزایای این فناوری می‌توان به کاهش ملزومات مهندسی و پیاده سازی و اثرات بر جای مانده کمتر اشاره کرد. WAIV در کنار RO ثانویه، ED و تبلور برای سیستم‌های ZLD مورد بررسی قرار گرفته است (شکل (۳-۱۲۳))(Oren et al., 2010).



شکل (۳-۱۲۳) روش ZLD ترکیب کننده RO، ED، متبلور سازی و WAIV (برگرفته از(Oren *et al.*, 2010)).

◘ سیستم‌های تقطیر و تبخیر

چندین فرایند تبخیر/تقطیر وجود دارند که برای کمینه سازی شورابه، ZLD، یا استخراج مواد از جریان پسماند استفاده می‌شوند. برای استخراج مواد، می‌توان از تبخیر کننده‌ها برای ترسیب نمک‌ها استفاده کرده و یا درصورت استفاده در بالا دست سایر فرایندها (نظیر متبلور کننده‌ها) می‌توانند موجب افزایش غلظت مواد محلول شده و مقدار شورابه مورد تصفیه را کاهش دهند. انتخاب طراحی تبخیر کننده نسبت به سایر طراحی‌ها براساس تعدادی عوامل می‌باشد که شامل هزینه، انرژی مصرفی، دسترسی به حرارت پسماند، مقدار جریان، و غلظت مواد محلول در جریان ورودی است. هر دو سیستم تقطیر چند اثره (MED) و ناگهانی چند مرحله‌ای (MSF) در طرح‌های تصفیه برای

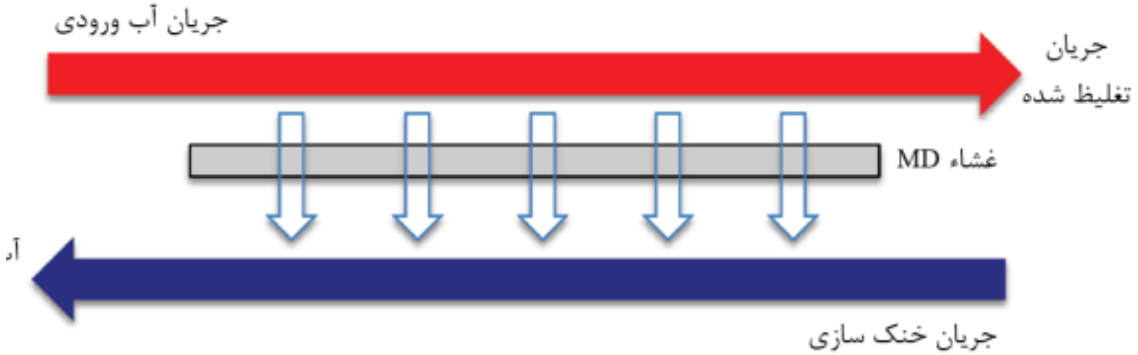
افزایش نرخ بازیابی و استخراج مواد از شورابه جریان تقطیر شده ارائه شده‌اند. برای مثال، MED و MSF به عنوان مراحل تبخیر بعد از ED در راستای تولید نمک‌های خوراکی (Tanaka et al., 2003)، و سدیم هیدروکسید و کلر معرفی شده‌اند(Ahmed et al., 2000; Gilron et al., 2003). گرچه، این فرایندها هزینه‌های احداث، بهره برداری و تعمیر و نگهداری زیادی داشته و معمولا برای مقادیر جریان کمتر از حداقل mgd ۱ استفاده نمی‌شوند. برخلاف روش‌های MED و MSF، تبخیر کننده‌های تراکم بخار مکانیکی (MVC) و تراکم بخار حرارتی (TVC) برای تصفیه جریان‌های کوچکتر و یا شورابه‌های با غلظت بالا قابل استفاده بوده و مقادیر بازیابی بالایی را می‌توانند حاصل کنند(Juby et al., 2008). در اغلب تغلیظ کننده‌های شورابه، مشابه با MED و MSF، مصرف انرژی با بالا رفتن غلظت جریان ورودی افزایش یافته، و مقدار انرژی مصرفی به ترتیب برای MVC و TVC بین ۸/۵ و ۲۳ kWh/m3 می‌باشد. تغلیظ کننده‌های شورابه برای سیستم‌های ZLD (Juby et al., 2008) و تولید نمک از شورابه RO (Gilron et al., 2003) در نظر گرفته شده‌اند. Juby و همکاران (Juby et al., 2009) نشان دادند که استفاده از تغلیظ کننده شورابه برای دستیابی به مقادیر نزدیک به ZLD هزینه‌های کل سالیانه یک سیستم نمک زدایی را به شدت افزایش می‌دهد.

◘ تبلور/تقطیر غشایی

تقطیر غشایی (MD) یک فرایند ترکیبی غشایی-تبخیری است که با تکیه بر اختلاف فشار در راستای غشاء استفاده می‌کند تا جریان ورودی را به سمت مقطر از غشاء، جائیکه متراکم خواهد شد، منتقل کند (شکل (۳-۱۲۴)). به دلیل اینکه محلول‌های غیر فرار توانایی عبور از غشاء را ندارند، با غلیظ تر شدن جریان ورودی، مواد بر روی سطح غشاء متبلور می‌شوند (MCr). بعد از متبلور شدن، ذرات جامد از طریق شستشو با حلال از سطح غشاء قابل حذف هستند. تحقیقات آزمایشگاهی نشان داده

است که فرایندهای MD و MCr در غلظت‌های بسیار بالای TDS عمل کرده و نسبت به سایر روش-های حرارتی انرژی کمتری را طلب می‌کنند.

شار عبوری اندکی توسط بلورهای تشکیل شده تحت تاثیر قرار می‌گیرد، و از طریق شستشوی سطح غشاء می‌توان شار از دست رفته را به حالت اولیه بازگرداند(Ji et al., 2010; Mericq, Laborie and Cabassud, 2010). چندین محقق ادعا کرده‌اند که یکپارچه سازی SWRO با MCr می‌تواند منجر به دستیابی به نرخ بازیابی ٪۹۰ و یا بیشتر و نیز بازیابی نمک‌های رسوب شده گردد. Ji و همکارانش (Ji et al., 2010)فناوری MCr را برای تصفیه شورابه RO و تولید سدیم کلرید مطالعه کرده و گزارش کردند که تقریبا ۲۱ کیلوگرم از سدیم کلرید را می‌توان از ۱ m3 از جریان تغلیظ شده RO تولید کرد. گرچه عملکرد RO در طی بازه ۱۰۰ ساعته پایدار ماند، محققان اشاره کردند که حضور مواد آلی تاثیر منفی بر تولید سدیم کلرید (کاهش رشد کریستالی تا ٪۲۳-۱۵) دارد.



شکل (۳-۱۲۴) شماتیک تقطیر غشائی

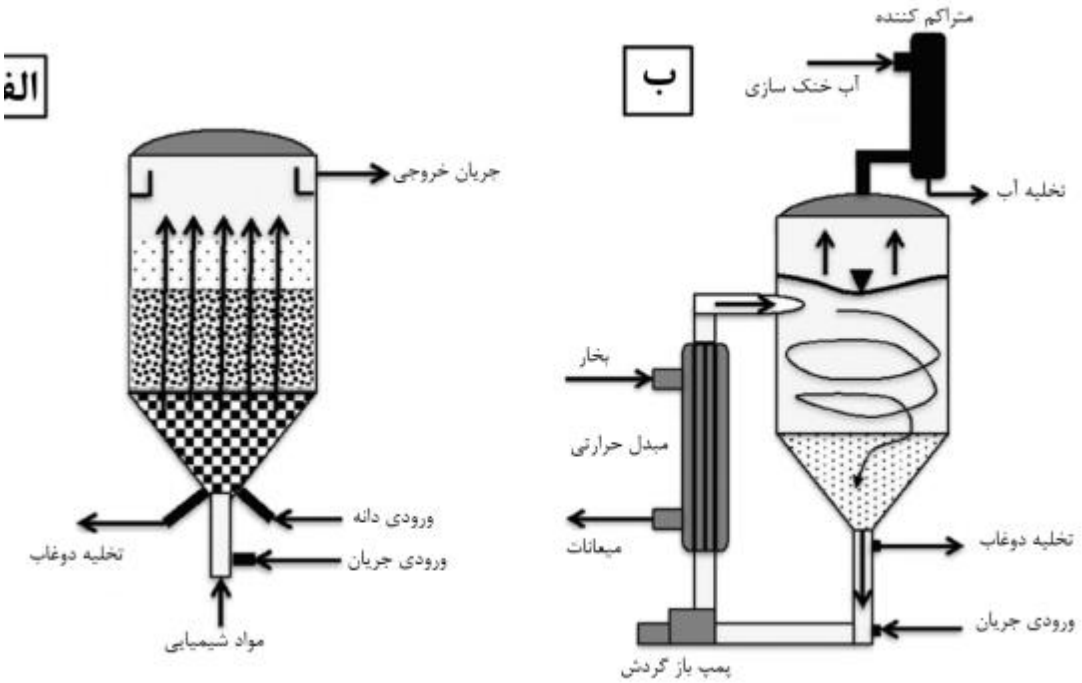
◘ رسوب گذاری و متبلور سازی

متبلور کننده‌ها برای تولید ترکیبات با حجم و خلوص بالا در صنایع متنوع شامل صنایع شیمیایی، دارویی، و کاربردهای غذایی استفاده می‌شوند. تبلور سازی صنعتی به خوبی پیشرفت کرده است، و

تعدادی از انواع مختلف طرح‌های متبلور کننده در دسترس است(Ji et al., 2010). انتخاب یک طرح متبلور کننده نسبت به طرح‌های دیگر به تعدادی از عوامل بستگی دارد، شامل اندازه محصول مد نظر، کیفیت مد نظر، مسائل اقتصادی، و مقیاس تولید. بر اساس اطلاعات ذکر شده در ادبیات، متبلور کننده‌های بستر سیال (FBCs) و متبلور کننده‌های بازگردش اجباری در سیستم‌های ZLD و سختی زدایی متوسط و یا کاربردهای استخراج مواد شیمیایی در نمک زدایی، ارزیابی و ارائه شده است(Drioli, Di Profio and Curcio, 2012). سایر فرایندهای متبلور سازی ارائه شده برای کمینه سازی شورابه یا استخراج مواد شیمیایی از شورابه نمک زدایی شامل متبلور سازی با انجماد یوتکتیک و MCr می‌باشد(Bennett, 2002; Mericq, Laborie and Cabassud, 2010).استفاده از متبلور کننده‌ها در سیستم‌های ZLD احتمالا نیازمند پیش غلیظ سازی از طریق استفاده از تغلیظ کننده شورابه می‌باشد.

متبلور کننده‌های بستر سیال از مصالح دانه گذاری (نظیر ماسه و بلورها) برای بهبود رشد کریستال و هسته گذاری ثانویه استفاده می‌کنند(Bennett, 2002) بر اساس جامد یونی که تولید می‌شود، متبلور سازی می‌تواند از طریق تبخیر و یا شناساگرهای شیمیایی انجام شود. سطح بالای بلورهای بزرگ دانه در FBCها اجازه رشد بلور در حالت فوق اشباع پایین‌تر را می‌دهد که در غیاب دانه امکان پذیر(Bennett, 2002; Bond and Veerapaneni, 2007). برای جلوگیری از شستن آن‌ها در جریان خروجی از فرایند، FBC در پیکربندی بالارونده عمل می‌کند تا مصالح دانه گذاری و بلورها را سیال سازی کند (شکل (۳-۱۲۵)). در FBC دو قسمت وجود دارد، قسمت پایین‌تر محتوی بستر سیال (تقریبا ٪۲۴ ذرات جامد) و قسمت بالایی محتوی بلورها و مقدار کمتری از مواد جامد است(Bond and Veerapaneni, 2007). برای سختی زدایی سیلیکای ریز دانه معمولا از عنوان مواد دانه گذاری

استفاده می‌شود، و تولید بلورهایی با قطر بین ۰/۳ تا ۱۰ mm توسط FCBها گزارش شده است(Bond and Veerapaneni, 2007; Drioli, Di Profio and Curcio, 2012). با رشد بلورها، به سمت پایین راکتور جائیکه می‌توانند به صورت ادامه دار و یا مقطعی حذف شوند، حرکت می‌کنند. بلورهای آبکشی شده معمولا مقدار مواد جامد زیادی دارند (حدود ٪۹۰) و به آسانی می‌توانند آبگیری شوند(Bond and Veerapaneni, 2007).



شکل (۳-۱۲۵) پیکربندی معمول متبلور کننده: (الف) متبلور کننده بستر سیال، (ب) متبلور کننده بازگردش اجباری.

متبلور کننده‌های بستر سیال معمولا در صنعت برای تولید پتاسیم کلرید، آمونیوم سولفات، و سدیم بورات استفاده می‌شوند(Drioli, Di Profio and Curcio, 2012). Bond و Veerapaneni (Bond and Veerapaneni, 2007) گزارش کردند که بلورهای کلسیت تولید شده در سختی زدایی FBC در هلند برای مقاصد دیگر کارایی مجدد دارند. چندین مطالعه اخیر انجام شده به ارزیابی FBCها برای

سختی زدایی متوسط قبل از RO ثانویه و تجهیزاتی در کالیفرنیای جنوبی (ناحیه آب شهری غرب) که مشغول ارتقاء فرایند نمک زدایی برای شامل کردن سختی زدایی متوسط با FBC بوده‌اند، پرداخته است(Belcu and Turtoi, 1996). شهرداری برای تولید بلورهای کلسیت برای فروش به یک تولید کننده مصالح ساختمانی برنامه ریزی کرده است. برای این کار، زلال سازی (با اضافه کردن منعقد کننده) پس FBC برای رسیدن به اهداف حذف کلسیم، سختی، سیلیکا، و کدورت قبل از RO ثانویه لازم است.

متبلور کننده‌های بازگردش اجباری (FC) از تبخیر برای شروع تبلور سازی استفاده می‌کنند. متبلور کننده‌های FC متشکل از یک بدنه اصلی با یک حلقه بازگردش از طریق مبدل حرارتی برای تبخیر مایع موجود در داخل مخزن است. با توجه به Bennett (Bennett, 2002)، متبلور کننده‌های FC پر کاربردترین و ارزان‌ترین نوع از تجهیزات موجود برای تولید سدیم کلرید، سدیم سولفات و سدیم کربنات می‌باشند.

رسوب گذاری شیمیایی می‌تواند یکی از مولفه‌های اصلی سیستم‌های نمک زدایی طراحی شده برای دستیابی به مقدار بازیابی بالا باشد. طرح‌های مختلفی ارائه شده‌اند ولی معمولا شامل اضافه کردن سدیم هیدروکسید، گچ، یا خاکستر سودا (کربنات سدیم) و منعقد کننده‌ها/پلیمرها و به دنبال آن زلال سازی می‌باشند. بازیابی بالای اختصاصی سیستم‌های RO که از سختی زدایی متوسط استفاده می‌کنند شامل OPUS (محلول‌ها و فناوری‌های آبی Veolia، فرانسه)، و بازیابی پیشرفته جریان دور ریز آب (ARROW، O'Brien و Gere، استرالیا) هستند. هدف از ترسیب شیمیایی حذف نمک‌های محلول است تا در سیستم RO ثانویه رسوب گذاری نکنند. یکی دیگر از سیستم‌های اختصاصی با بازیابی بالا ترسیب دوغاب و اسمز معکوس (SPARRO) می‌باشد که از غشاهای لوله‌ای که در آن‌ها

دانه بلور باز چرخانی می‌شود، استفاده می‌کنند. در طی عملیات بازیابی بالا، رسوب‌ها بر روی دانه بلور به جای غشاء قرار می‌گیرد. گزارش شده است که سیستم‌های ذکر شده بازیابی بالاتر از ۹۰٪ دارند که این بازیابی بستگی به TDS شورابه و خصوصیات شیمیایی آب دارد.

◘ تبادل یونی

فرایندهای تبادل یونی از تبادل درونی یا بیرونی یون‌ها از طریق فعل و انفعالات الکترواستاتیک بین دو فاز (به عبارت دیگر آب و مواد تبادل یونی) برای جداسازی یون‌ها استفاده می‌کنند. تبادل یون‌ها در محلول به عوامل بسیاری زیادی بستگی دارد ولی عمدتا به غلظت یون‌ها در داخل محلول و نزدیکی یون‌ها برای مصالح تبادل یونی نسبت به فاز محلول بستگی دارد. مواد طبیعی متنوع (نظیر مواد جامد غیر آلی) به عنوان رزین‌های تبادل یونی عمل می‌کنند؛ گرچه، رزین‌های تبادل یونی نیز از پلیمرهای گوناگون برای فراهم کردن نزدیکی و انتخابگری برای برخی یون‌های خاص ساخته شده‌اند. صدها رزین تبادل یونی در طی ۱۰۰ سال اخیر با استفاده از پلیمرها و لیگاندهای متنوع ارائه شده‌اند، و مرور خوب تاریخی از ساخت رزین تبادل یونی را می‌توان در Alexandratos یافت(Belcu and Turtoi, 1996).

چندین سیستم اختصاصی RO با بازیابی بالا از تبادل یونی برای تصفیه شورابه حاصل شده از سیستم RO ای که قبل از تصفیه ثانویه RO (مانند OPUS، ARROW، و اسمز معکوس با بهره وری بالا (HERO)) قرار گرفته باشد، استفاده کرده‌اند. در این سیستم‌ها، از تبادل یونی برای حذف نمک‌های محلول نظیر باریم سولفات، کلسیم کربنات، کلسیم سولفات و کلسیم فسفات استفاده شده است تا رسوب گذاری در تصفیه RO اولیه و ثانویه به حداقل برسد. در موارد بسیاری از تصفیه با استفاده از تبادل یونی در کنار ترسیب شیمیایی برای هدف قرار دادن مواد رسوب کننده متنوع استفاده می‌شود.

تحقیقات زیادی برای توسعه و بهینه سازی مصالح و رزین‌های تبادل یونی برای جداسازی مواد با ارزش از محلول‌های آبی انجام شده است. مروری همه جانبه در مورد فرایندهای تبادل یونی برای استخراج فلزات از آب دریا (تا ۱۹۸۴) را می‌توان در تحقیق (Belcu and Turtoi, 1996) یافت. مطالعه مروری Schwochau بیان می‌کند که تلاش قابل توجهی برای توسعه رزین‌های تبادل یونی برای استخراج فلزاتی بخصوص لیتیم، منیزیم، و اورانیوم از آب دریا انجام داده‌اند. یک مطالعه مروری جدیدتر توسط Khamizov و همکارانش(Khamizov, Muraviev and Warshawsky, 1995) انجام شده است. رزین‌های تبادل یونی برای استخراج یون‌ها از آب دریا و شورابه نمک زدایی، شامل آمونیاک، بور، سزیم، لیتیم، منیزیم، مولیبدن، فسفر، پتاسیم، روبیدیوم، و اورانیوم مورد استفاده قرار می‌گیرند.

◘ سایر فرایندهای قابل توجه

تعدادی از فرایندهای اضافی که برای کمینه سازی مشکلات بهره برداری و کاهش هزینه و انرژی مصرفی هنگام تصفیه شوری بالا معرفی شده‌اند. انواع فرایندهای NF و RO از روش‌های جدیدی برای کاهش گرفتگی و رسوب گذاری شامل سیستم پردازش ارتقاء یافته برشی (VSEP)[1] و سیستم‌های جداسازی گردابی می‌باشد. سیستم VSEP از لرزش برای کمینه سازی تشکیل رسوبات بر روی سطح غشاء استفاده می‌کند. اسمز مستقیم (یا همان کشش آب از غشاء با استفاده از فشار اسمزی) توجهات زیادی را به خود جلب کرده و برای تصفیه شورابه نمک زدایی آب لب شور با نتایج مختلف مورد آزمایش قرار گرفته است. یون زدایی ظرفیتی از الکترودهای متخلخل برای بیرون کشیدن یون‌ها از محلول‌ها و نگه داشتن آن در داخل بدنه الکترود تا انجام باز تولید استفاده می‌کند.

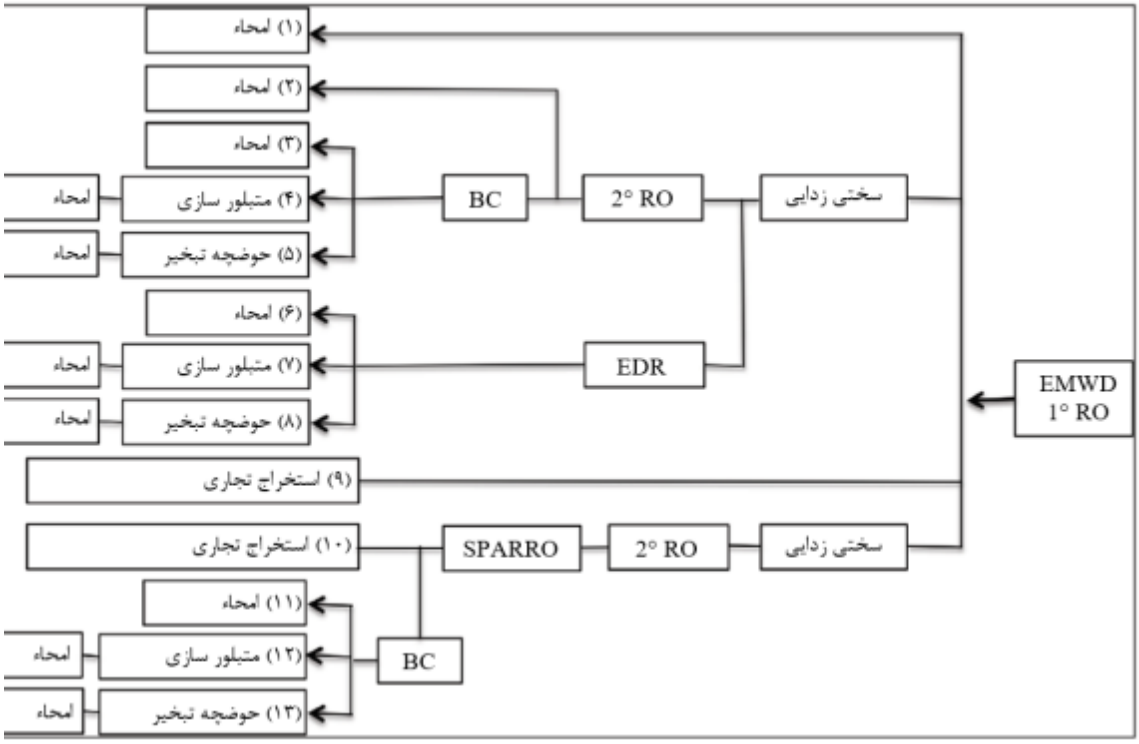
[1] Vibratory Shear Enhanced Processing

◘ کمینه سازی شورابه

در حالیکه مطالعات زیادی بر روی روش‌ها و فناوری‌های مدیریت شورابه صورت گرفته است، که تا امروز تعداد معدودی از آن‌ها در مقیاس بزرگ استفاده شده است. این اتفاق را می‌توان از این طریق توضیح داد که سیستم‌های با بازیابی بالا و یا سیستم ZLD هزینه‌های احداث، بهره برداری، و تعمیر و نگهداری بالایی داشته، از نظر عملیاتی پیچیده بوده، و اغلب نیازمند مقدار چشمگیری از مواد شیمیایی هستند. بنابراین، به نظر می‌رسد که زمانیکه مدیریت شورابه یکی از مسائل اصلی بوده و یا میان انتخاب نمک زدایی و منابع آبی و سایر روش‌ها دچار شک می‌شویم، معمولا گزینه آخر انتخاب می‌شود. روش‌های جایگزین معمولا شامل معیارهای حفاظتی، و در صورت امکان، توسعه منابع آبی جایگزین و یا انتخاب فناوری تصفیه، و/یا بازیافت پساب می‌باشد.

منابع مناسب گوناگونی وجود دارند که هزینه‌های و موانع مرتبط با طرح‌های مدیریت شورابه را بررسی کرده باشند. Juby و همکارانش(Juby *et al.*, 2009) در مطالعه‌ای که برای ناحیه آب شهری شرق (EMWD) واقع در کالیفرنیا انجام دادند، به مشخص کردن بهترین روش مدیریت شورابه حاصل از نمک زدایی در راستای ارتقاء بازیابی آب آشامیدنی و کاهش حجم شورابه محتاج امحاء پرداختند. تعدادی از سناریوهای تصفیه در نظر گرفته شدند (شکل (۳-۱۲۶)) و سپس ارزیابی اقتصادی و انرژی در تصفیه شورابه RO (نرخ جریان ۱ mgd، و TDS برابر با ۶۰۰۰ mg/L) با هدف ZLD صورت گرفت. فرایندهایی که برای تصفیه شورابه در نظر گرفته شده بودند شامل سختی زدایی آهکی، RO ثانویه (RO ۲)، EDR، تغلیظ حرارتی شورابه (BC)، فرایند SPARRO، متبلور سازی، حوضچه‌های تبخیری، استخراج تجاری مواد با ارزش، و امحاء آنان به خط لوله تخلیه شورابه در دریا بود.

نتایج ارزیابی اقتصادی برای چندین طرح تصفیه ارائه شده در جدول (۳-۲۲) آورده شده است. در کنار گزینه‌های استخراج تجاری، گزینه‌های ZLD ارزیابی شده نیز هزینه‌های کل سالانه مشابه به مقدار تقریبی ۰/۰۱۶ دلار به ازای هر گالن (۴/۲۳ دلار به ازای هر متر مکعب) را دارا بود. در صورت فروش نمک‌های استخراج شده، هزینه‌های ZLD گزارش شده است. شایان ذکر است که گزینه‌هایی که از تغلیظ کننده‌های شورابه استفاده می‌کنند در نهایت منجر به ملزومات انرژی و هزینه‌های عملیاتی و تعمیر و نگهداری بیشتری گشتند. روش‌های جایگزین ۱۲ و ۱۳ نیازمند انرژی و هزینه کمتری بوده که به دلیل کاهش نرخ جریان فرستاده شده به تغلیظ کننده شورابه است، گرچه سیستم SPARRO هنوز در مراحل تحقیق و توسعه قرار دارد. محققین همچنین به این نتیجه دست یافتند که استفاده از متبلور سازی و دفن در خاکچال نسبت به روش حوضچه تبخیر به صرفه‌تر است. تا اینجا، اقتصادی ترین روش کمینه سازی شورابه سختی زدایی همراه با RO ثانویه می‌باشد، که این روش نیز در نهایت می‌تواند نیاز به امحاء شورابه داشته باشد. همچنین لازم به ذکر است که محققین روش‌های MD و اسمز مستقیم را برای کمینه سازی شورابه ارزیابی کردند که هر دوی این روش‌ها یا از نظر اقتصادی به صرفه نبود و/یا به بلوغ کافی برای کاربردهای حقیقی دست نیافته بودند.



شکل (۳-۱۲۶) طرح‌های مدیریت شورابه با اسمز معکوس که برای ناحیه آب شهری شرق (EMWD) واقع در کالیفرنیا ارزیابی شده است. شکل گرفته شده از Juby و همکاران(Juby *et al.*, 2009).

Mickley (Mickley, 2008) مطالعه‌ای مشابه را در مورد هزینه‌ها، انرژی، و سایر عواملی که بر روش-های مختلف ZLD تاثیر گذار هستند را مورد بررسی قرار دادند که شامل موارد زیر می‌باشد:

RO اصلی که بعد از آن تغلیظ حرارتی شورابه و حوضچه تبخیر قرار گرفته باشد.

RO اصلی که بعد از آن تغلیظ حرارتی شورابه، متبلور سازی، حوضچه‌های تبخیر و دفن در خاکچال در نظر گرفته شده باشد.

RO اصلی که بعد از آن سختی زدایی، RO ثانویه، تغلیظ حرارتی شورابه، حوضچه‌های تبخیر و دفن در خاکچال قرار گرفته باشد.

RO اصلی و به دنبال آن سختی زدایی آهکی، RO ثانویه، تغلیظ حرارتی شورابه، متبلور سازی، حوضچه‌های تبخیر و دفن در خاکچال واقع شده باشد.

RO اصلی و به دنبال آن سختی زدایی آهکی، RO ثانویه، حوضچه‌های تبخیر و دفن در خاکچال.

جدول (۳-۲۲) نتایج ارزیابی اقتصادی و انرژی برای روش‌های جایگزین کاهش شورابه

روش جایگزین	فرایند	هزینه کل احداث(MD)	هزینه سالانه احداث (MD)	هزینه سالیانه فعالیت و تعمیر (MD)	هزینه کل سالیانه (MD)	مصرف انرژی (MWh/yr)
۱	خط مبنا	۸/۱	–	–	۱/۱	–
۲	سختی زدایی + RO ۲°	۱۴/۸	۱/۳	۱/۰	۲/۳	۱/۱
۳	سختی زدایی + RO ۲° + BC + امحاء	۳۲/۱	۲/۸	۲/۷	۵/۵	۹/۴
۴	سختی زدایی + RO ۲° + BC + متبلور سازی (ZLD)	۲۹/۲	۲/۵	۳/۴	۶/۰	۱۰/۸
۵	سختی زدایی + RO ۲° + BC + حوضچه تبخیر (ZLD)	۲۵/۶	۲/۲	۳/۶	۵/۹	۹/۴
۶	سختی زدایی + BC + EDR + امحاء	۳۲/۶	۲/۸	۲/۸	۵/۷	۱۰/۹
۷	سختی زدایی + BC + EDR + متبلور سازی (ZLD)	۲۹/۱	۲/۵	۳/۴	۶/۰	۱۲/۱
۸	سختی زدایی + BC + EDR + حوضچه تبخیر (ZLD)	۲۵/۸	۲/۳	۳/۶	۵/۹	۱۰/۹
۹	استخراج تجاری	۲۵/۵	۲/۲	۶/۵	۸/۸	۲/۳
۱۰	سختی زدایی + SPARRO + استخراج تجاری	۲۷/۸	۲/۴	۴/۳	۶/۸	۲/۰
۱۱	سختی زدایی + RO ۲° + SPARRO + امحاء	۳۵/۳	۳/۱	۲/۳	۵/۴	۶/۶
۱۲	سختی زدایی + RO ۲° + SPARRO + متبلور سازی	۳۰/۶	۲/۷	۲/۷	۵/۳	۷/۵
۱۳	سختی زدایی + RO ۱ + SPARRO(ZLD) + حوضچه تبخیر (ZLD)	۳۰/۰	۲/۴	۲/۷	۵/۲	۶/۶

جدول گرفته شده از Juby و همکاران (Juby *et al.*, 2009).

مشابه با مطالعه Juby و همکارانش (Juby *et al.*, 2009)، نویسندگان توصیف کردند که پیش تغلیظ با استفاده از RO ثانویه قبل از تغلیظ حرارتی شورابه می‌تواند به شکل قابل توجهی هزینه‌های احداث و بهره برداری سیستم‌های ZLD را کاهش دهد. به این صورت که، گزینه‌های ۳ و ۵ آورده شده در بالا از گزینه‌های ۱ و ۲ خیلی موثرتر بوده‌اند به دلیل اینکه گزینه ۳ از نظر اقتصادی به صرفه‌ترین مورد (از نظر هزینه‌های کل سالیانه) برای نرخ‌های جریان و شوری‌های مختلف بوده است. گرچه، مباحث اقتصادی RO ثانویه و سختی زدایی آهکی شدیدا به شوری آب ورودی بستگی داشته و در شوری‌های بالاتر از به صرفگی اقتصادی آن کاسته می‌شود. همچنین، غلظت بالای کلسیم هزینه‌های تخمین زده شده را به دلیل استفاده از مواد شیمیایی بیشتر و امحاء لجن بیشتر، افزایش می‌دهد. ردیف‌های تصفیه که از متبلور سازی استفاده نکرده‌اند نسبت به آن‌هایی که از متبلور سازی استفاده کرده‌اند، به صرفه‌تر می‌باشند. تقریبا از میان تمامی گزینه‌های ارزیابی شده، حوضچه‌های تبخیر و دفن در خاکچال، بیشترین سهم از هزینه‌های احداث ردیف‌های تصفیه را به خودشان اختصاص داده‌اند. لازم به ذکر است که هم Mickely و Juby و همکارانش تذکر داده‌اند که ارزیابی‌های اقتصادی که توسط آن‌ها ارائه شده است می‌تواند خطاهایی داشته باشد و اینکه برخی از عوامل دیگر وجود دارند که امکان پذیری و بازیابی بالای سیستم‌های ZLD را تحت تاثیر قرار می‌دهند. این عوامل شامل (ولی نه محدود به) تغییرات شوری در طول قطارهای تصفیه، مقادیر مواد شیمیایی واقعی مورد نیاز، خوردگی، و مسائل مرتبط با بهره برداری و تعمیر و نگهداری می‌باشند.

◘ استخراج مواد از شورابه

استخراج مواد با ارزش (نظیر سدیم کلرید) از آب دریا به مدت هزاران سال انجام می‌شده است، و زمانی به عنوان منبع اصلی استخراج منیزیم و بروم در ایالات متحده به شمار می‌رفت. به دلیل حجم

بالای آن‌ها، اقیانوس‌ها به عنوان منبع کالاهای ارزشمند در نظر گرفته می‌شده است و اخیرا محققین به این نتیجه رسیده‌اند که استخراج مواد با ارزش از شورابه به دلیل غلظت بسیار بالاتر ترکیبات و یون‌های مورد نظر، امری به صرفه است. در صورت امکان، تاسیساتی که برای اینکار استفاده می‌شوند می‌توانند در کنار کاهش هزینه‌های تصفیه، به کمینه سازی حجم شورابه و ارتقاء مقدار بازیابی آب آشامیدنی کمک کنند. حتی بدون وجود درآمد مالی، تاسیسات استخراجی می‌تواند هزینه‌های تصفیه شورابه را کاهش داده و حتی مواد شیمیایی استفاده شده در تصفیه خانه را بازیابی کند. بخش‌های بعدی کارهای صورت گرفته در مورد استخراج مواد مختلف از آب لب شور، آب دریا و شورابه نمک زدایی را خلاصه می‌کند. تمرکز این بخش‌ها بر روی موادی خواهد بود که از آب دریا بازیابی شده و آن‌هایی که توجه محققین زیادی را به خود جلب کرده است.

- **برم**

زمانی برم در مقادیر زیادی از آب دریا تولید برای پاسخ به نیازهای تولید روغن موتور تولید می‌شده است(Mero, 1965). فرایند اصلی به تولید هیدروبرومید اسید (HBr) با استفاده از روشی که در آن برم توسط کلر گازی (که به آن روش دمیدن کلر گفته می‌شود) از محلول جدا شده و سپس توسط اکسید گوگرد به HBr تبدیل شده و توسط سیستم حذف بخار گرفته می‌شده است، استخراج می‌شد. استفاده از این فرایند به دلیل رقابتی بودن بازار حاکم بر تولید برم، کاهش تقاضا برای برم، و اکتشاف منابع غنی‌تری از برم متوقف گردید. اخیرا محققان متعددی فرایندهایی را برای استخراج برم از شورابه نمک زدایی ارائه و ارزیابی کرده‌اند(Al-Mutaz, 1987; Khamizov, Muraviev and Warshawsky, 1995; El-Hamouz and Mann, 2007). Davis(Davis and Rayman, 2006) روشی را با استفاده از EDR برای جداسازی کلر، پتاسیم، و برم و به دنبال آن یک فرایند متبلور سازی برای ته نشین

کردن سدیم کلرید ارائه کرد. محلول تغلیظ شده باقیمانده با استفاده از فرایند دمیدن کلر تصفیه می-شود.

- **کلسیم**

تعدادی از مواد کلسیمی شامل کلسیم کربنات، کلسیم هیدروکسید، کلسیم سولفات، و کلسیم کلرید وجود دارند که قابل فروش هستند. با وجود پایین بودن قیمت کلسیم سولفات و کلسیم کلرید، کلسیم کربنات و کلسیم هیدروکسید با خلوص بالا جزو مواد با ارزش محسوب می‌شوند. افزایش علاقه زیادی برای حذف کلسیم از شورابه RO برای کاهش نرخ بازیابی سیستم RO از طریق سیستم RO ثانویه و نیز برای فروش آن در راستای کاهش هزینه‌های نمک زدایی وجود دارد(Alexandratos, 2009; Juby *et al.*, 2009; Chino, 2013). این کار را معمولا از طریق ترسیب کلسیم کربنات در متبلور کننده‌های بستر سیال انجام می‌دهند و نیز با استفاده از تبخیر حرارتی/مکانیکی نیز قابل دستیابی است. در حال حاضر، ناحیه آب شهری غرب در حال توسعه یکی از تاسیسات نمک زدایی خود (کارخانه نمک زدایی Arlington) برای اضافه کردن متبلور کننده بستر سیال برای حذف کلسیم کربنات و نیز دسترسی به بازیابی حاصل شده از آن است(Chino, 2013). هدف اصلی از متبلور سازی حذف کلسیم کربنات قبل از سیستم RO ثانویه و نیز توسعه تاسیسات بدون افزایش نرخ جریان شورابه به داخل خطوط لوله تخلیه دریایی است.

- **کلر و سدیم هیدروکسید**

کلر و سدیم هیدروکسید معمولا از محلول‌های نسبتا خالص سدیم کلرید تولید می‌شوند. سه فناوری عمده برای تولید کلر و سدیم هیدروکسید از الکترولیز استفاده می‌کنند و از سلول‌های غشایی، دیافراگم، یا جیوه‌ای استفاده می‌کنند. گرچه برای آب دریا و شورابه‌های ناخالص، معمولا سلول‌های

الکترولیتی معمولی (نظیر الکترولیزورهای صفحه‌ای، لوله‌ای، و یا دیسکی) عمدتا برای تولید کلر و سدیم هیدروکسید به کار گرفته می‌شوند. شرکت‌های مختلف سیستم‌های تولید کلر در محل را برای تولید کلر آزاد از آب دریا برای بکارگیری در صنایع دریایی، سکوهای نفتی، کشتی‌ها، و نیز بکارگیری آن در کارخانه‌های نمک زدایی، تولید می‌کنند. گرچه این سیستم‌ها اجازه بازیابی سدیم هیدروکسید را نمی‌دهند و نیز مصرف انرژی بالایی دارند (۲/۵-۵ kWh/kg معادل کلر آزاد)، همچنین غلظت کلر پایینی را تولید می‌کنند (تقریبا تا ۲۰۰۰ mg/L). تولید کلر از آب دریا و یا شورابه نمک زدایی با هدف تولید آب آشامیدنی، در تاسیسات نمک زدایی در بسیاری از کارخانه‌ها اجرا شده است. Spagnoletto (Spagnoletto, 2005) به این نکته اشاره کرده است که محلول کلر تولید شده ممکن است نیاز به استریل شدن داشته و از این رو قرار دادن یک سیستم اولترا فیلتراسیون را در بالادست سیستم تولید کننده کلر پیشنهاد کرده است.

سالیانه تقریبا ۱۴ میلیون تن کلر و سدیم هیدروکسید توسط صنایع کلر-قلیای ایالات متحده تولید می‌شود که ارزش مرکب آن بین ۶۰۰-۵۰۰ دلار به ازای هر تن تخمین زده شده است(Mansfield, Depro and Perry, 2000) .با وجود فقدان توضیحات، چندین محقق سیستم‌های تولید گاز کلر، هیدروژن و سدیم هیدروکسید با خلوص بالا از شورابه نمک زدایی را تحلیل کرده‌اند. Kim (Kim, 2011) سیستمی را تحلیل کرد که از MSF برای تغلیظ شورابه و به دنبال آن از الکترولیز استفاده کرده بود و هزینه تولید ۱۶۶ دلار بر تن را برای کلر و سدیم هیدروکسید گزارش کرد. این عدد ظاهرا از مقدار واقعی کمتر است، به دلیل هزینه‌های احداث و بهره برداری احتمالی MSF و سلول‌های الکترولیتی، و احتمال وجود نیاز به خالص سازی شورابه قبل از انجام فرایند الکترولیز. با در نظر گرفتن نیاز به خالص سازی شورابه، Melian-Martel و همکارانش (Melián-Martel, Sadhwani and

(Báez, 2011) طرحی را برای تغلیظ و خالص سازی شورابه توسط ته نشینی، خالص سازی، فیلتراسیون، تبخیر حرارتی، و تبادل یونی قبل از الکترولیز ارائه کرده‌اند. نویسندگان نیاز سیستم الکترولیز به انرژی را بین ۲۱۰۰ تا ۲۶۰۰ $kWh/ton\text{-}Cl_2$ تخمین زده‌اند که به مقدار تخمین زده شده برای سلول‌های غشایی نزدیک است.

- **لیتیم**

تحقیقات زیادی بر روی استخراج لیتیم از آب دریا انجام شده است که ناشی از افزایش تقاضا برای لیتیم، عدم اطمینان از دسترسی طولانی مدت به آن، و توزیع نابرابر لیتیم در جهان می‌باشد(Grosjean *et al.*, 2012). فناوری اصلی ارزیابی شده برای استخراج لیتیم فرایند جذب بوده است، که در محققان در به دنبال موادی با قدرت انتخاب بالا و نیز با ظرفیت جذب بیشتر بوده‌اند. علاوه بر این، فناوری‌های غشایی، و بخصوص سیستم‌های غشایی مایع نیز مورد بررسی قرار گرفته‌اند. چندین چالش اصلی با استخراج لیتیم از آب دریا و شورابه نمک زدایی وجود دارد. اولا، غلظت لیتیم در شورابه نمک زدایی پایین است زیرا غلظت متوسط لیتیم در آب دریا برابر با ۱۷۴ میکروگرم در لیتر است (Pilson, 2012). دوما، در حالیکه ظرفیت جذب جاذب‌های مهندسی شده به شدت افزایش یافته است، حجم آب مورد نیاز برای استخراج مقدار قابل قبولی از لیتیم خیلی زیاد بوده و همچنین مقدار جاذب مورد نیاز برای انجام اینکار نیز به همان اندازه زیاد است. با این وجود، با پیش بینی افزایش شدید استفاده از وسایل نقلیه برقی و متعاقبا باتری‌های لیتیمی، تقاضایی برای توسعه فرایندهایی وجود دارد که از آب دریا به عنوان منبع لیتیم استفاده می‌کنند.

- **منیزیم**

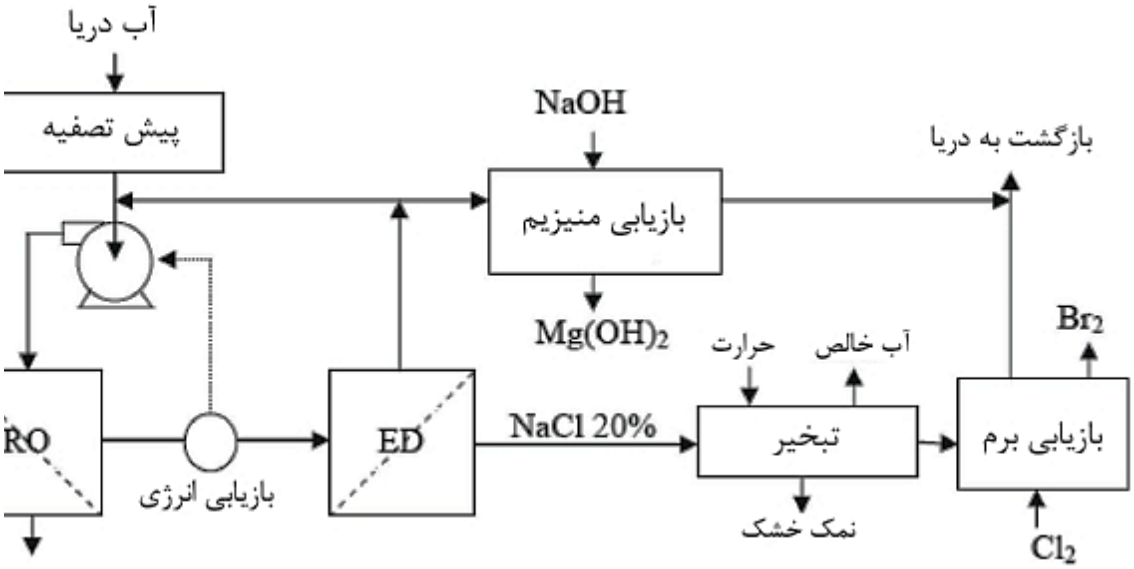
زمانی منیزیم به صورت گسترده‌ای از آب دریا استخراج می‌شد و تاسیسات بیشماری در دنیا وجود دارند که به استخراج منیزیم از آب دریا مشغول هستند که علت اینکار غلظت بالای این ماده در آب دریاست(Mero, 1965). ترکیبات منیزیمی که از نظر اقتصادی با ارزش هستند شامل مقادیر زیادی از اکسید منیزیم (به عبارت دیگر منیزی، MgO)، منیزیم کربنات ($MgCO_3$)، و منیزیم سولفات ($MgSO_4$) هستند. تاسیسات معمول استخراج منیزیم از آب دریا به بازیابی منیزیم هیدروکسید با استفاده از مراحل ترسیب متوالی آهکی یا دولیمی و به دنبال آن شستشو و عبور از صافی برای تغلیظ دوغاب منیزم استفاده می‌کنند. محصولات با منیزیم خالص (نظیر منیزیم اکسید، منیزیم هیدروکسید، منیزیم کلرید) جزو محصولات با ارزشی هستند و با وجود اینکه کسب اطلاعات کالاها کار دشواری است، قیمتی معادل ۵۰۰-۲۰۰ دلار به ازای هر تن دارند. گرچه شورابه تاسیسات نمک زدایی نسبت به آب دریا غلیظ تر است (معمولا دو برابر غلیظ تر) شواهد کمی وجود دارد که نشان دهد این ویژگی موجب ارتقاء چشمگیر بحث مالی استخراج این ماده خواهد شد. چندین پژوهشگر به بررسی استخراج منیزیم از شورابه نمک زدایی هم برای ارتقاء نرخ بازیابی تاسیسات نمک زدایی و هم برای کسب درآمد پرداخته‌اند. در حالت کلی، اکثر این مطالعات محدود به مطالعات صرفا کاغذی (غیر عملی) و نیز آزمایشات مقیاس کوچک می‌شوند. شواهدی وجود دارد که تاسیسات نمک زدایی در چین در حال استفاده از فرایندهایی برای بازیابی پتاسیم و منیزیم از شورابه RO برای استفاده به عنوان کود هستند (Jury and Vaux Jr, 2007).

چندین روش جایگزین در سال‌های اخیر برای تولید ترکیبات منیزیمی ارائه شده است. Abdel-Aa و همکارانش(Abdel-Aal *et al.*, 1990) یک فرایند MSF و جداسازی برای بازیابی آب، شورابه‌های

غنی از سدیم کلرید و منیزیم کلرید حاصل شده از تاسیسات نمک زدایی در عربستان سعودی را معرفی کرده‌اند. Ohya و همکارانش (Ohya, Suzuki and Nakao, 2001) مجموعه‌ای از فرایندهایی را برای بازیابی نمک‌ها از یک سیستم یکپارچه نمک زدایی متشکل از پیش تصفیه UF و NF و به دنبال آن RO معرفی کردند. تولید منیزیم در این سیستم نیازمند مرحله ته نشینی برای حذف کلسیم کربنات و به دنبال آن مرحله تبخیر و متبلور سازی برای بازیابی منیزیم سولفات است. Drioli (Drioli *et al.*, 2004)و همکارانش چندین فرایند یکپارچه (مشابه با فرایند معرفی شده توسط Ohya و همکارانش(Ohya, Suzuki and Nakao, 2001)) برای استخراج کلسیم کربنات (کلسیت)، سدیم کلرید و منیزیم سولفات (اپسومیت) از جریان دور ریز NF و RO در طی فرایند نمک زدایی که از NF به عنوان پیش تصفیه برای RO استفاده شده است، معرفی کردند. فرایندهای یکپارچه بررسی شده متشکل از متغیرهای NF، RO، MCr، و ترسیب شیمیایی بودند. ارزیابی اقتصادی انجام شده توسط Drioli و همکارانش(Drioli *et al.*, 2004) و Kim (Kim, 2011) بیانگر این بود که تعدادی از این پیکر بندی‌ها می‌توانند بعد از فروش نمک‌های حاصل شده سود ده واقع شوند با وجود اینکه هزینه‌های امحاء باید مورد بررسی قرار گیرند.

سایر روش‌های معرفی شده شامل سیستم‌های یکپارچه برای بازیابی مواد اضافی قابل بازیافت در کنار منیزیم بودند. Davis (Davis and Rayman, 2006) اخیرا استخراج منیزیم (به صورت $Mg(OH)_2$)، نمک و برم از شورابه RO را در طی یک مطالعه آزمایشگاهی مورد بررسی قرار داد. فرایند ارائه شده متشکل بود از تصفیه ED شورابه RO برای جداسازی یون‌های تک ظرفیتی و دو ظرفیتی و به دنبال آن ته نشینی با استفاده از سدیم هیدروکسید برای بدست آوردن منیزیم از جریان رقیق شده ED (شکل (۳-۱۲۷)). فرایند SAL-PROC (شرکت Geoprocessors) به عنوان فناوری که می‌تواند به

استخراج سدیم کلرید، کلسیم کلرید، کلسیم سولفات، و منیزیم هیدروکسید از شورابه نمک زدایی و یا سایر جریان‌های پسماند با شوری بالا دست یابد مورد بحث واقع شده است. SAL-PROC فرایندی یکپارچه متشکل از مراحل ته نشینی شیمیایی متوالی است که ظاهرا نیازمند هیچگونه مواد شیمیایی خطرناک نبوده و در مقیاس آزمایشگاهی برای تصفیه آب‌های شور برای تولید محصولات قابل فروش مورد بررسی قرار داده شده است و موجب کاهش چشمگیر حجم شورابه قابل امحاء می‌شود(Ahmed *et al.*, 2003).



شکل (۳-۱۲۷) فرایند معرفی شده برای استخراج برم، نمک، و منیزیم از شورابه RO (گرفته شده از (Creusen *et al.*, 2013)

استخراج منیزیم تنها زمانی قابل انجام است که تاسیسات نمک زدایی برخی هزینه‌های استخراج منیزیم را از راه فروش آن جبران کند و در عین حال بازیابی را بالا برده و امحاء شورابه را کاهش دهد. معدنی سازی مجدد آب نمک زدایی شده نیز توجهات زیادی را با در نظر گرفتن مشکلات ناشی از تثبیت جریان تصفیه شده با RO در تاسیسات نمک زدایی به خود جلب کرده است(Delion,

(Mauguin and Corsin, 2004; Birnhack and Lahav, 2007). یکی از طرح‌های ارائه شده شامل جداسازی منیزیم و کلسیم از قسمتی از آب ورودی به فرایند نمک زدایی با استفاده نانو فیلتراسیون و نیز ترکیب جریان تغلیظ شده NF با آب حاصل شده است. فرایند NF معرفی شده بسیار کم هزینه‌تر (حداقل ۱۰۰ برابر) از افزودن مواد شیمیایی است.

- **نیتروژن و فسفر**

بازیابی نیتروژن و فسفر از آب دریا و شورابه نمک زدایی آب لب شور از نظر اقتصادی به صرفه نیست. گرچه، بازیابی از جریان تغلیظ شده RO برای مصارف آشامیدنی توجهاتی را به خود جلب کرده است. ترسیب نیتروژن و فسفر به شکل استرووویت ($MgNH_4PO_4$) به دلیل کاربرد آن به عنوان کود دیر جذب، به صورت گسترده‌ای مورد تحقیق قرار گرفته است. برای جریان‌های پساب حاوی غلظت پایینی از فسفات، محققان متعددی از فرایندهای جذب بستر ثابت برای حذف و به دنبال آن باز تولید فسفات و متعاقبا ترسیب استرووویت از محلول باز تولید شده استفاده کرده‌اند(Liberti, Boari and Passino, 1979; Zhao and Sengupta, 1998; Sengupta and Pandit, 2011). ترسیب استرووویت از محلول باز تولید شده معمولا مستلزم افزودن منیزیم و آمونیاک است. گرچه، حجم آن از حجم پساب تصفیه شده بسیار کمتر است، و محلول باز تولید شده را می‌توان مجددا بعد از ترسیب استرووویت استفاده کرد.

فرایندهای دیگر بازیابی نیتروژن شامل هوادهی، الکترودیالیز، و تبادل یونی می‌باشند. هزینه‌های احداث و بهره برداری این فناوری‌ها ممکن است مانع از استخراج نیتروژن به دلیل غلظت نسبتا کم شود. گرچه، تقاضا برای منابع سنتی و معمول فسفر انتظار می‌رود که در آینده نزدیک به دلیل افزایش جمعیت، و استفاده بیشتر از کود در تولید غذا و سوخت‌های زیستی افزایش پیدا

کند(Vaccari, 2009; Sverdrup and Ragnarsdottir, 2011). Kumar و همکارانش (Kumar *et al.*, 2007) رزین‌های انتخابگر فسفات را برای استخراج فسفات از جریان تغلیظ شده سیستم RO ای که بر روی جریان پساب خروجی میکروفیلتر شده بررسی کردند. وقتیکه رزین‌های تبادل لیگاند انتخابگر خاصیت خود را در مورد فسفات از دست دادند، توسط محلول سدیم کلریدی که استرووویت آن با اضافه کردن آمونیوم و منیزیم کلرید ترسیب شده بود (نسبت مولار $P:Mg:NH_4$ برابر با ۱:۱/۵:۱)، باز تولید شدند. این فرایند با استفاده از نمونه‌های جریان تغلیظ شده با غلظت فسفات ۱۰-۲۰ mg-P/L مورد بررسی قرار گرفته که هم برای حذف فسفات از جریان تغلیظ شده RO با مقدار مواد جامد محلول نسبتا زیاد، و نیز برای تولید استرووویت به صرفه شناخته شد.

- **پتاسیم**

پتاسیم ششمین ماده معدنی فراوان در آب دریاست و در غلظت‌هایی حدود ۰/۴ ppt یافت می‌شود. ترکیبات پتاسیم دار در حال حاضر از آب دریا تولید می‌شوند؛ گرچه، معمولا به عنوان محصول جانبی عملیات نمک خورشیدی تولید می‌شوند که تنها درصد کمی از تولید پتاسیم در دنیا را به خودش اختصاص می‌دهد. به عنوان روش جایگزین برای تبخیر/ترسیب، چندین پژوهشگر تحقیق کرده‌اند که پتاسیم را می‌توان از جریان تغلیظ شده RO با استفاده از فرایند تبخیر/متبلور سازی نیز تولید کرد. با وجود این که هیچ ارزیابی فیزیکی انجام نشده است، Mohammadesmaeili و همکارانش (Mohammadesmaeili *et al.*, 2010) محاسبات تعادل فاز ترمودینامیکی را برای مشخص کردن وجود نیاز به فرایند تبخیر برای تولید ترکیبات پتاسیم دار از جریان تغلیظ شده RO انجام داد. بعد از مرحله تبخیر/متبلور سازی برای تولید سدیم کلرید (ضریب غلظت تقریبا برابر با ۱۰)، به صورت نظری تولید گلاسریت ($K_3Na(SO)_4$) از طریق مرحله تبخیر/متبلور سازی با کاهش حجم تا ٪۹۳ ممکن بود،

ولی تذکر داده شده است که باید از آزمایشات تبخیر برای تایید مسیر تبخیر استفاده شده در محاسبات انجام شود. یک فرایند جایگزین دیگر از رزین‌های تبادل یونی انتخابگر پتاسیم استفاده کرده و با توجه به Khamizov و همکارانش (Khamizov, Ivanov and Tikhonov, 2010)، ایالات متحده، چین و ژاپن در مسیر توسعه بازیابی پتاسیم از آب دریا برای مصرف به عنوان کود تلاش‌هایی داشته‌اند. با توجه به Khamizov و همکارانش (Khamizov, Ivanov and Tikhonov, 2010)، نوع دیگری از این فرایند با همکاری موسسه‌های Vernadsky (مسکو، روسیه) و دانشگاه King Abdulaziz (جده، عربستان سعودی) در مقیاس آزمایشی مورد بررسی قرار گرفته است.

- **سدیم**

سدیم کلرید تجاری عمدتا از طریق عملیات نمکی خورشیدی (حوضچه‌های تبخیر)، عملیات معدن کاری زیر زمینی، و یا از طریق تبخیر شورابه تغلیظ شده‌ای که از طریق معدن کاری محلولی انجام می‌شود، قابل استخراج است(Khamizov, Ivanov and Tikhonov, 2010). تعدادی از محققان تولید سدیم کلرید از شورابه نمک زدایی را پیشنهاد کرده‌اند گرچه در اکثر موارد، تولید نمک در مقیاس قابل توجهی مورد بررسی قرار نگرفته است. در مقایسه با روش‌های قدیمی، چندین طرح و فناوری جایگزین معرفی یا بررسی شده‌اند که شامل فناوری‌های تبخیر ، تبخیر و متبلور سازی (Kasedde *et al.*, 2012)، متبلور سازی غشایی ، ED/EDR و تبخیر ، و حوضچه‌های تبخیر (Kasedde *et al.*, 2012)

در غیاب ذخایر هالیت و زمین در اختیار، و نیز شرایط نامطلوب برای حوضچه‌های تبخیر، ژاپن به شکلی تجاری به تولید نمک از پساب با بکارگیری ED جداسازی یونی و به دنبال آن تبخیر توسط MED یا تبخیر کننده‌های خلا پرداخته است. همانطور که گزارش شده است، ED یا EDR برای

تغلیظ سدیم کلرید در آب دریا تا ۲۰۰ g/L، قبل از تبخیر و متبلور سازی با استفاده از MED قابل استفاده است(Turek, Dydo and Klimek, 2008). Tanaka و همکارانش(Tanaka *et al.*, 2003) شبیه سازی فرایند ED/MED را برای تولید نمک انجام دادند و به این نتیجه رسیدند که استفاده از شورابه نمک زدایی SWRO می‌تواند مقدار انرژی مصرفی را تا ۸۰٪ نسبت به حالت استفاده از آب دریا کاهش دهد. Davis (Davis and Rayman, 2006) اخیرا فرایندی مشابه با سیستم‌های ZLD معرفی کرد و سیستم EDM را با این ادعا که می‌توان آن را به صورت یکپارچه با تبخیر برای بدست آوردن سدیم کلرید استفاده کرد، توسعه داده است. متاسفانه، هیچ اطلاعاتی که قابلیت استفاده از EDM به عنوان روشی سودمند برای ترسیب سدیم کلرید را توضیح بدهد حاصل نشد.

علاوه بر ژاپن، مطالعه‌ای که توسط Ravizky و Nadav انجام شده است(Ravizky and Nadav, 2007)، به توصیف مشارکت بین شرکت Mekorot Water (فلسطین اشغالی) و کارخانه نمک فلسطین اشغالی برای امحاء SWRO در حوضچه‌های تبخیر و به دنبال آن تولید نمک خوراکی پرداخته است. در این فرایند، کل جریان شورابه حاصل شده از تاسیسات نمک زدایی SWRO با آب دریا ترکیب شده و به مجموعه‌ای از حوضچه‌های تبخیر فرستاده شده است. طبق ادعای نویسندگان، این تنظیم بندی منجر به تولید ۳۰٪ نمک بیشتر در مقایسه با حالت استفاده صرف از آب دریا می‌شود. همچنین MCr برای تولید سدیم کلرید مورد بررسی قرار گرفته است، و Drioli و همکاران (Drioli, Ali and Macedonio, 2015)بلورهای تقریبا خالص نمکی را از جریان تغلیظ شده NF مصنوعی محتوی منیزیم و کلسیم تولید کردند. MCr فناوری است که در حال حاضر در مراحل توسعه خودش قرار دارد؛ گرچه، مزایای گزارش شده شامل کار کردن در دماهای پایین و قابلیت

دستکاری سیستم به نحوی است که به صورت انتخابی قابلیت متبلور سازی نمک‌ها از محلول‌های دارای ترکیبات مختلف می‌باشد.

مطالعات ادبیاتی در مورد تولید سدیم کربنات و سدیم سولفات از شورابه نمک زدایی در حال حاضر در دست نمی‌باشد. هر دو نوع از ترکیبات را می‌توان از محلول‌های غنی از سدیم کلرید تولید کرد؛ گرچه، این روش‌ها عمدتا استفاده نشده و مقدار تولید از شورابه‌های شدیدا تغلیظ شده و استخراج مواد معدنی بیشتر مورد توجه است. در حالت کلی، بحث در مورد بازیابی مواد جامد کربناتی و سولفاتی به ترتیب با اشاره به کلسیم کربنات، و منیزیم یا کلسیم سولفات مورد بررسی قرار گرفته‌اند.

- **سایر مواد با ارزش**

جدا از مواد بررسی شده در بخش‌های قبلی، مطالعاتی در زمینه استخراج سایر مواد ارزشمند از آب دریا و یا شورابه نمک زدایی وجود دارد. به دلیل مشکلاتی که حذف بور در سیستم‌های نمک زدایی RO به همراه دارد، رزین‌های تبادل یونی انتخابگر بور توسعه پیدا کرده‌اند که در صورت وجود تقاضای زیاد می‌توان از آن‌ها برای استحصال بور استفاده کرد. چندین محقق(Jeppesen *et al.*, Le Dirach, Nisan and Poletiko, 2005, Petersková *et al.*, 2012,2009) اظهار داشته‌اند که استخراج روبیدیم (که ماده بسیار با ارزشی است) از شورابه می‌تواند به جنبه‌های اقتصادی نمک زدایی کمک چشمگیری کند. تحقیقات قابل توجهی نیز در مورد استحصال اورانیوم از آب دریا در کشورهای هند، ژاپن، و کره انجام شده است(Rao, 2011, Tamada, 2010). این طرح‌های استخراجی تا آینده قابل تصوری از نظر اقتصادی به صرفه نخواهد بود که به دلیل تقاضای خیلی کم برای روبیدیم و نیز هزینه بسیار کمتر اورانیوم نسبت به استخراج روبیدیم می‌باشد. سایر مواد مطالعه شده شامل کبالت،

ژرمانیوم، طلا، مولیبدن، فلزات کمیاب خاکی، استرانسیوم و سیلیکا می‌باشند اگرچه غلظت کم این مواد در آب دریا احتمالا مانعی در برابر استخراج تجاری آن است.

◘ ملاحظات اقتصادی

بدون انگیزه مالی، بعید است که تاسیسات نمک زدایی اقدام به استخراج مواد قابل فروش از آب دریا کنند. تعدادی از محققان مطالعاتی را برای بررسی صرفه فنی استخراج مواد قابل فروش با توجه اندکی بر مسائل اقتصادی داشته‌اند. اخیرا Shahmansouri و همکارانش(Shahmansouri *et al.*, 2015) مطالعه مرور ادبیات جامعی را در مورد امکان پذیری اقتصادی و فنی استخراج اکثر یون‌های یافت شده در آب دریا و یا شورابه نمک زدایی را ارائه کردند. فرض اینکه کارخانه باید سالیانه ۳۳۰۰۰ دلار برای پرداخت هزینه‌های یک کارگر صرف کند، برای شناسایی موادی که ارزش استحصال دارند، در نظر گرفته شد. بعد از جفت کردن، ارزیابی بازار کالا و روش‌های بازیابی فنی برای درک بهتر امکان پذیری استفاده شدند. نتایج حاکی از این بودند که تحت شرایط مناسب استحصال سدیم کلرید، کلر و سدیم هیدروکسید، پتاسیم و منیزیم می‌تواند منجر به بازگشت سرمایه در کمتر از ۱۰ سال گردد. گرچه، مسائل اقتصادی استخراج مواد معدنی شدیدا به خلوص محصولات و قیمت‌ها بستگی داشته و هنوز هم مشخص نشده است که آیا می‌توان از شورابه نمک زدایی محصولات با خلوص بالا تولید کرد یا خیر. خالص سازی مجدد نیز منجر به هزینه‌های اضافی خواهد شد که موجب از رفتن صرفه اقتصادی تولید می‌گردد.

۳-۵-۳- جمع بندی

نمک زدایی منابع معمول آب آشامیدنی (نظیر آب دریا، آب لب شور، پساب) به عنوان یکی از اصلی-ترین مولفه‌های مدیریت منابع آب ظهور کرده و تضمین کننده دسترسی به مقدار کافی آب آشامیدنی در نواحی بسیاری از جهان است. امحاء شورابه یا جریان تغلیظ شده نمک زدایی یکی از مشکلات اصلی مرتبط با نمک زدایی بوده و عمدتا مانع از استفاده از این روش‌های در نواحی ساحلی که تخلیه در دریا باید صورت گیرد می‌شود. نیاز برای نمک زدایی در نواحی با گزینه‌های امحاء کم منجر به توسعه روش‌های کمینه سازی حجم شورابه یا جریان تغلیظ شده گشته است که عموما از طریق تصفیه و بهبود بازیابی آب تولید شده صورت می‌گیرد. در پی مسائل مرتبط با نمک زدایی جریان پسماند (نظیر شوری بالا، وجود مواد شیمیایی، حجم زیاد) اخیرا فشاری برای حرکت به سمت سیستم‌های نمک زدایی ZLD ایجاد شده است.

گرچه سیستم‌ها و روش‌های ZLD و شبیه به ZLD توجهات بسیاری را در دهه اخیر به خود جلب کرده‌اند، نمونه‌هایی از بکارگیری این روش‌ها در دنیای واقعی یافت می‌شود. کاهش حجم شورابه دارای شوری بالا منجر به عدم استفاده از غشاهای RO می‌شود و نیازمند روش‌های جایگزین نظیر فرایندهای تبخیر حرارتی و متبلور سازهاست که هزینه‌های احداث، بهره برداری، و تعمیر و نگهداری است. با وجود اینکه چندین فناوری کارامد برای واقف آمدن بر مشکلات مرتبط با تصفیه شورابه ارائه شده است، استفاده گسترده هنوز اتفاق نیوفتاده و تحلیل قیمت به عدم وجود روشی فوق العاده اشاره می‌کند. هر موقع امکانش وجود داشت، فعالان از سختی زدایی متوسط جریان شورابه و به دنبال آن RO ثانویه استفاده کرده‌اند. ایالت‌هایی از کشور ایالات متحده که دسترسی به دریا ندارند معمولا از

روش‌های دیگر نظیر حفاظت، توسعه منابع آبی جایگزین، و بازیافت فاضلاب برای مصارف آبیاری و نیز سایر روش‌ها به جای نمک زدایی بیشتر استقبال کرده‌اند.

یکی از روش‌های دیگر در این زمینه برای تصفیه بیشتر شورابه و کاهش حجم، استحصال مواد قابل فروش برای تامین بخشی از هزینه‌ها می‌باشد. از آنجائیکه دریا از ابتدا (و همچنین تا امروز) یکی از منابع برای تهیه مواد متنوع بوده است، تحقیقات زیادی در زمینه گسترش سیستم‌هایی صورت گرفته است که می‌توان از آن‌ها در استخراج مواد از شورابه نمک زدایی استفاده کرده و زمینه را برای تصفیه بیشتر فراهم کرد. گرچه بسیاری از طرح‌های ارائه شده از نقطه نظر اقتصادی و فنی نشدنی به نظر می‌رسند، اما ممکن است فوایدی در استخراج کلسیم، کلر و سدیم هیدروکسید، و ترکیبات منیزیمی در تاسیسات نمک زدایی وجود داشته باشد. تا به امروز نمونه‌های محدودی از استحصال همزمان مواد و کاهش حجم شورابه وجود دارد؛ با این حال انتظار می‌رود که این مفهوم با همگانی‌تر شدن نمک زدایی، اهمیت بیشتری به خود بگیرد.

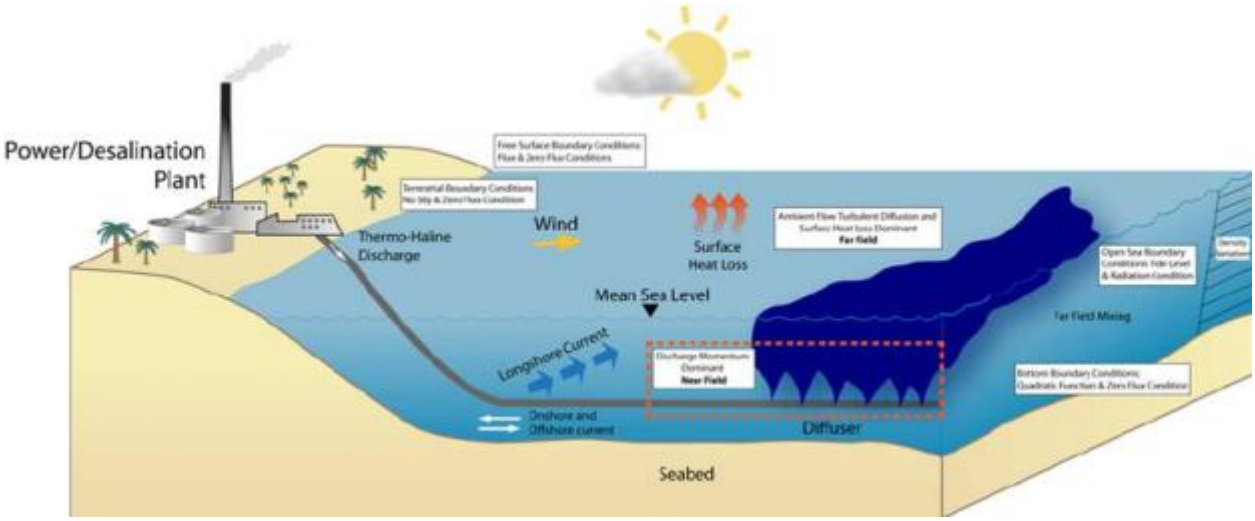
۳-۶- تخلیه شورابه در دریا

همانطور که پیشتر به طور مبسوط به آن اشاره شد، بسته به فرایند نمک‌زدایی علاوه بر دما و شوری بالا، پساب های تولیدی ممکن است حاوی طیف وسیعی از مواد افزوده شده، انواع فلزات سنگین، هیدروکربنها و اسیدها و بازها، کلرین و غیره نیز باشد. افزایش شوری، حرارت و کدورت در آب‌های ساحلی بر اثر تخلیه مستقیم این پسابها، برای آبزیان ساکن این مناطق می‌تواند بسیار خطرناک و آسیب‌رسان باشد؛ به‌طوری‌که به‌واسطه حداقل تخطی از میزان استاندارد در آب‌های پذیرنده، عملا شرایط زیستی این آب‌ها برای آبزیان ساکن غیرقابل تحمل شده و فرایندهای غذاسازی و فتوسنتز

محیط مختل می‌گردد. این موضوع خود اختلالات پیوسته‌ای در شبکه غذایی منطقه و تخریب دراز مدت اکوسیستم منطقه را به دنبال خواهد.

اولین قدم در کاهش پیامدهای زیست محیطی تخلیه شورابه در آبشیرین کنهای ساحلی کاهش غلظت آلاینده ها از منبع از طریق آبگیری مناسب، ارتقای تکنولوژی پیش تصفیه، بهبود فرایند تصفیه، افزایش راندمان سیستم، کاهش مصرف مواد شیمیایی مصرفی و ... است. در ارتباط با دفع ایمن پسابهای تولیدی در محیط زیست نیز تاکنون روشهای متعددی مورد توجه قرار گرفته است. استفاده از استخرهای تبخیری، چاه های عمیق تزریق آب شور به داخل زمین، تصفیه و تغلیظ شورابه و تخلیه به شبکه فاضلاب شهری و تخلیه مستقیم در محیط دریا از جمله این روشها محسوب می گردند. براساس قوانین عمومی حفاظت از محیط زیست، پایش منابع نقطه‌ای آلودگی که واجد آثار مخربی بر محیط زیست دریایی یا مناطق ساحلی بوده یا بتوان داشته باشد، مبتنی بر بهترین فنون در دسترس (Best Available Techniques) و بهترین رویه‌های زیست محیطی (Best Environmental Practice) می‌باشد. توسعه روشهای نوین نمکزدایی آب بالاخص در سالهای اخیر با کاهش هزینه نمک زدایی و افزایش راندمان تولید، این فرایند را اقتصادی و امکان استحصال آب شیرین به صورت صنعتی در احجام بالا را ممکن ساخته است. به‌کارگیری فنّاوری‌های نوین به افزایش راندمان تصفیه و در نتیجه کاهش نیاز به برداشت آب از دریا و پیرو آن بالارفتن غلظت آلاینده ها بالاخص نمک در پساب خروجی ختم شده است. این موضوع همراه با توسعه ابر پروژه های نمک زدایی آب دریا در مناطق ساحلی به توسعه احجام بی بدیل پسابهای بسیار شور منتج شده است که مدیریت دفع و تخلیه آن در محیط زیست را با مشکلات جدی مواجه ساخته است. در این میان بهترین رویه زیست محیطی مورد پذیرش کشورها و سازمانهای بین المللی، تخلیه مناسب پساب تولیدی و اختلاط

مناسب آن در محیط دریا است به نحویکه آلاینده های موجود تا سطح تحمل محیط پذیرنده و جاندارن ساکن در آن کاهش یافته و استانداردهای کیفی محیط پذیرنده ارضا گردد. به این ترتیب با ارضای استانداردهای سخت گیرانه حاکم بر کیفیت آب در محیطهای دریایی، امکان دفع ایمن پساب در دریا فراهم و این موضوع حداقل خسارتها و پیامدهای محیط زیستی را به همراه خواهد داشت.



شکل (۳-۱۲۸) تخلیه فاضلاب صنایع نمک زدایی در دریا

۳-۶-۲- روش های عمومی تخلیه فاضلاب در دریا

تخلیه انواع فاضلابهای شهری، معدنی و صنعتی و نیز مواد حاصل از لایروبی در محیط دریا روشی متداول در مدیریت پسابهای تولیدی در مناطق ساحلی دنیا محسوب می‌گردد. در این روش از آتفالها یا تخلیه کننده دریایی برای انتقال و پخش فاضلاب در فاصله کافی از ساحل با حداکثر اختلاط و پخشیدگی استفاده می شود تا اثر فاضلاب تا حد تحمل محیط پذیرنده یا میزان استاندارد کیفی آب پذیرنده کاهش یابد. در طبقه‌بندی انواع تخلیه‌کننده‌های دریایی، این تاسیسات بر اساس موقعیتشان

به تخلیه کننده‌های سطحی[1] و مستغرق[2] تقسیم می شوند. تخلیه کننده های سطحی خود نیز به دو نوع کانالهای پیشرنده یا بیرون زده[3] و مجاور ساحل[4] دسته بندی می شوند. تخلیه کننده های مستغرق که طی آن پساب به وسیله لوله‌هایی دور از ساحل و در عمق دریا تخلیه می شود خود به دو دسته تک مجرایی[5] و چند مجرایی[6] تقسیم می شود. در این روش لوله‌های انتقال بر روی بستر دریا کار گذاشته شده و یا به‌وسیله تونل به وسط دریا منتقل می شود. در ادامه انواع این روشها با ارائه نمونه هایی از هر یک معرفی می گردد.

◘ تخلیه کننده های سطحی

روشهای سطحی تخلیه فاضلاب در دریا بی تردید قدیمی ترین و آسان ترین روش تخلیه فاضلاب در دریا محسوب می گردند که از دیرباز به صورت سنتی و برای تخلیه احجام بالای فاضلابهای حرارتی، رسوبات و روانابهای شهری مورد استفاده قرار می گرفتند. تخلیه کننده های سطحی می توانند به صورت کانالهای ساحلی مشابه اشکال زیر و یا به صورت کانالهای پیشرونده در محیط دریا ساخته شود. کانالهای ساحلی ممکن است در سواحل صخره ای و ماسه ای در مجاورت سطحی و همتراز با آن اقدام به تخلیه فاضلاب در محیط نموده و یا به صورت بالا سطحی در ترازی بالاتر از سطح آب فاضلاب را در محیط دریا رها کنند. تخلیه کننده های سطحی و بالاسطحی می توانند به صورت کانالهایی با جریان ثقلی و یا لوله های تحت فشار موازی با سطح آب و یا بالای آن پساب را در محیط دریا تخلیه کنند. روش تخلیه سطحی متقاوت از رها کردن آب در ساحل و ورود آن به دریا به صورت

---

[1] Surface discharge
[2] Submerge discharge
[3] protruding
[4] Flush
[5] Single port discharge
[6] Multiport diffuser

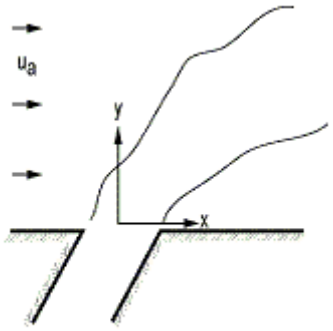
یک جریان ثقلی است. رهاسازی اینگونه پساب، جزء روشهای تعریف شده تخلیه محسوب نشده و همانطور که در اشکال زیر دیده می شود، آلوده سازی حساسترین بخش دریا در مجاورت ساحل را به دنبال خواهد داشت.



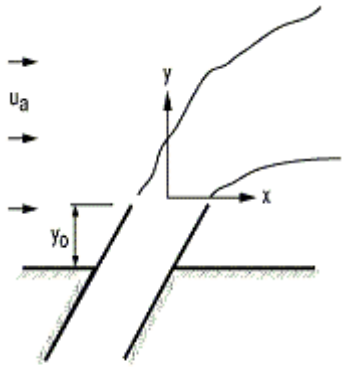
شکل (۳-۱۲۹) رها سازی غیراصولی فاضلاب در ساحل به صورت سطحی

تخلیه کننده های سطحی معمولا در تخلیه روانابهای شهری و فاضلابهای صنعتی نیروگاه ها و آب شیرینکنهای مجاور آنها که حاوی جریانهایی با دبی بالا می باشند مورد استفاده قرار می گیرند. کانالهای پیشرونده عمدتا مهندسی ساز بوده و برای دستیابی به عمق کافی و جریانات محیطی قدرتمندتر با پیشروی در دریا در فاصله چند ده تا چند صد متری از خط ساحلی فاضلاب را در محیط

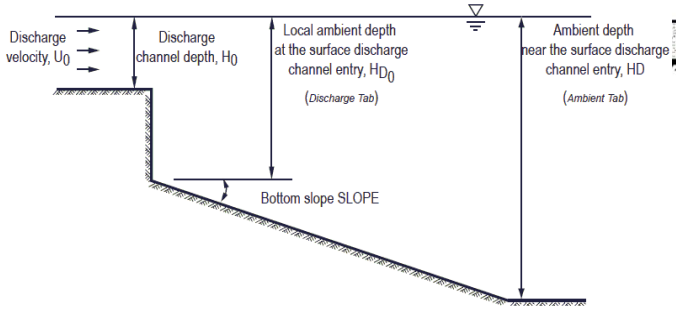
دریا رها می سازند. این کانالها می توانند با احداق خاکریز و یا برروی موج شکل و پایه با کمک شمع کوبی احداث شوند و بسیار کاراتر از حالت مجاور ساحل می باشند. استفاده از کانالهای ساحلی نیز بیشتر در تخلیه احجام بالای فاضلابهای حرارتی در مناطق با عمق کافی و انرژی بالا گزارش شده است.

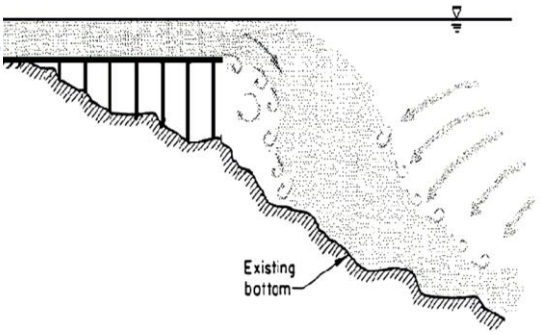


a) Discharge flush with bank



b) Protruding discharge







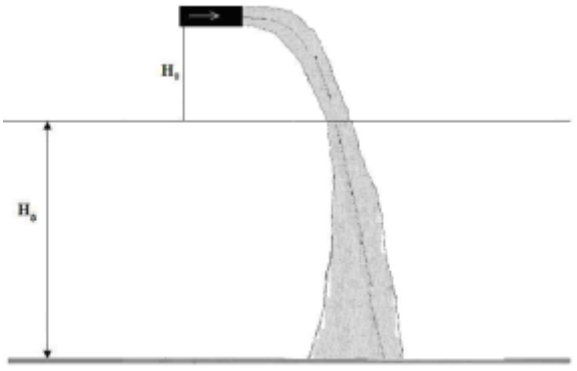


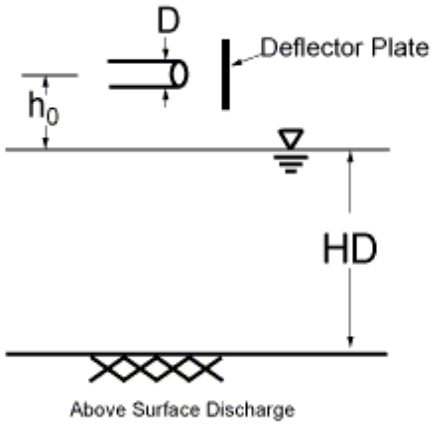


شکل (۳-۱۳۰) نمونه هایی از کانالهای سطحی پیشرونده در محیط (راست) و کانالهای مجاور ساحل (چپ)

جهت تخلیه سطحی فاضلاب در محیط دریا

تخلیه پساب و مواد لایروبی به صورت بالاسطحی کمتر معمول بوده اما نمونه های محدودی از آن در سواحل صخره ای و کشتیهای تولید آب شیرین (نمک زدایی) و فرایند تخلیه مواد لایروبی گزارش شده است. این شکل از تخلیه به دلیل آنکه قابل مشاهده بود و پساب تخلیه ای را در مجاورت سطح پخش می نماید همواره کمتر مورد توجه قرار داشته است.







شکل (۳-۱۳۱) نمونه ای از تخلیه فاضلاب در حالت بالا سطحی

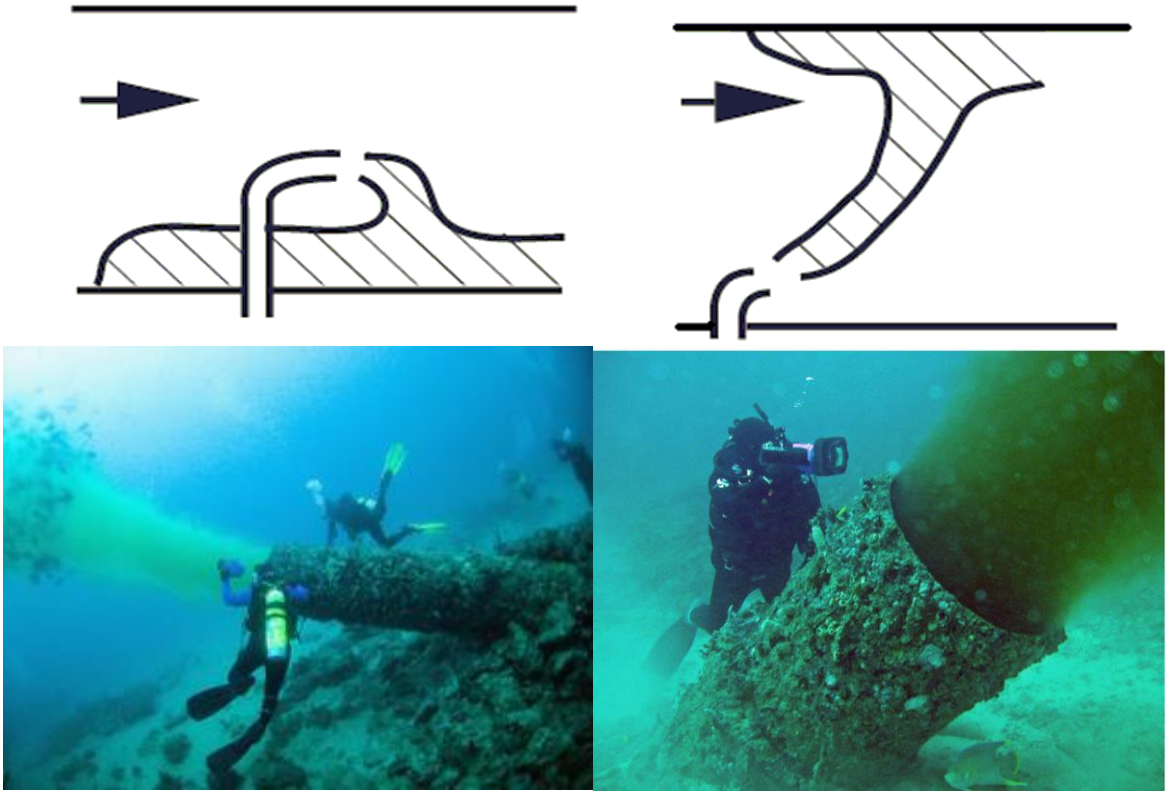
تخلیه کننده های عمقی

تخلیه فاضلاب در عمق دریا و در فاصله زیاد از ساحل از روشهای مطلوب در تخلیه انواع فاضلابهای شهری و صنعتی محسوب می گردد. تخلیه کننده های عمق از یک لوله یا تونل زیرآبی تشکیل یافته اند که در روی بستر دریا قرار داشته و یا در زیر آن حفر شده اند. قطر این مجاری از چند سانتیمتر تا چند متر متغییر بوده و عمدتا به یک دیفیوزر یا پخش کننده چند مجرایی ختم می شوند. تخلیه کننده های تک مجرایی نیز در بسیار از موارد مورد استفاده قرار گرفته اند. به جهت عمق زیاد و امکات ترقیق کافی فاضلاب در محیط این تخلیه کننده ها جهت تخلیه فاضلابهای بسیار آلوده و ارضای استانداردهای سخت گیرانه مورد استفاده قرار می گیرند. تخلیه کننده های عمقی خود به دو دسته تخلیه کننده های تک مجرایی و تخلیه کننده های چند مجرایی تقسیم می شوند.

تخلیه کننده های تک مجرایی

این تخلیه کننده متشکل از یک لوله خوابیده در کف دریا یا جانمایی شده در مجاورت سطح است که انتهای آن به یک نازل تک مجرایی ختم می شود. نازل خروجی می تواند به صورت افقی، عمودی و یا با زاویه نسبت به افق فاضلاب را در محیط تخلیه کند. زاویه و جهت نازل به مشخصات پساب خروجی

و شرایط محیط پذیرنده بستگی دارد. تحت تاثیر چگالی جریان خروجی و شرایط محیط رژیمهای مختلفی در رفتار جریان خروجی از تخلیه کننده های تک مجرایی مشاهده می شود. این شکل از تخلیه در مقایسه با تخلیه سطحی اختلاط و ترقیق بیشتری را حاصل نموده و از نظر چشم انداز و دیده نشدن فاضلاب خروجی دارای اولیت بیشتری است. در شکل زیر نمونه های از تخلیه تک مجرایی آورده شده است.





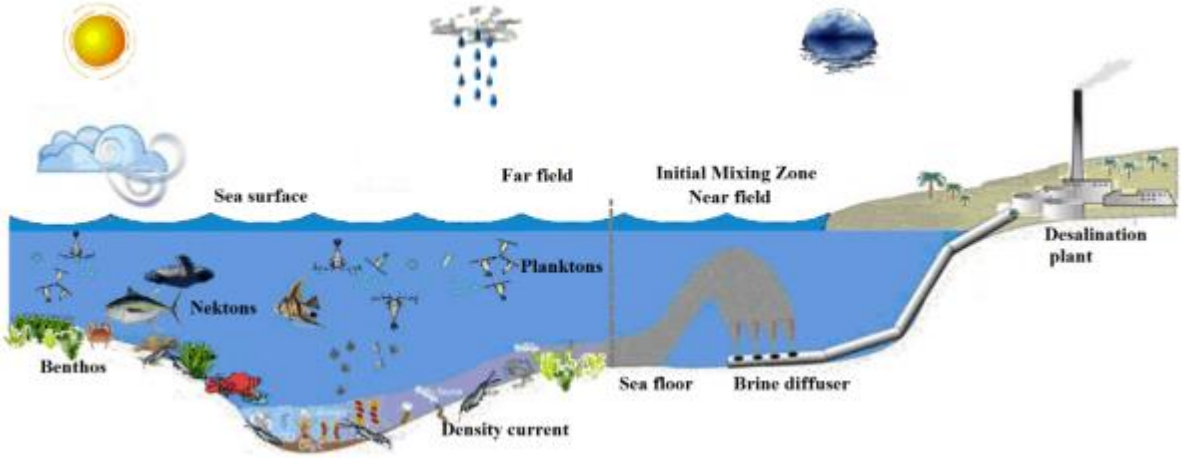
شکل (۳-۱۳۲) نمونه ای از تخلیه تک مجرایی فاضلاب در دریا

◘ تخلیه کننده های چند مجرایی

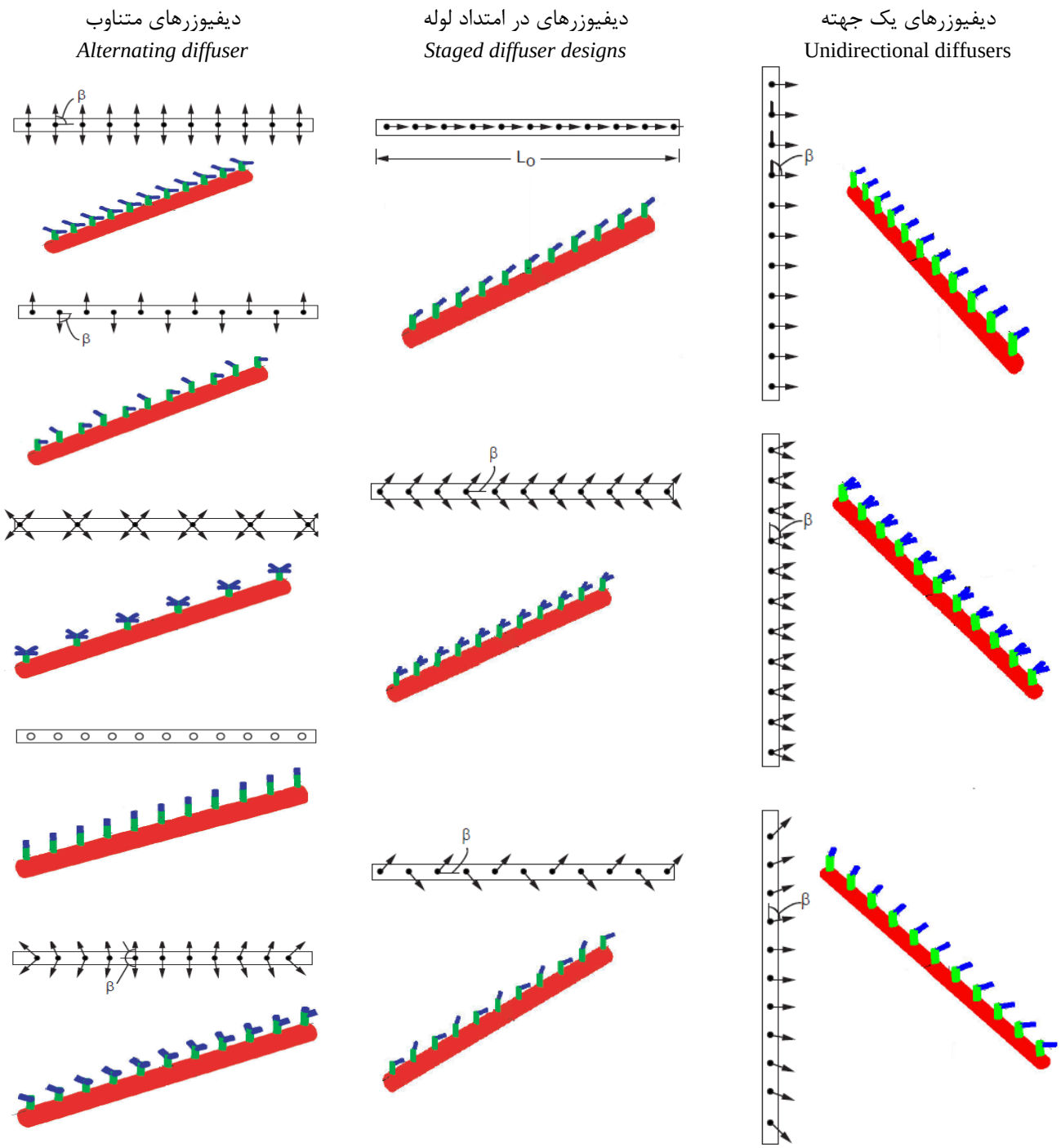
این شکل از تخلیه متشکل از یک لوله بزرگ انتقال روی بستر و یا تونل حفر شده در بستر سنگی دریا است که جریان فاضلاب را چندصد متر تا چند کیلومتر از ساحل دور کرده و با کمک انواعی از پخش کننده های چند مجرایی یا دیفیوزر در طول زیادی از محیط دریا پخش می کند. دیفیوزر انتهایی خود می تواند چند صد تا چند کیلومتر طول داشته و دارای یک[۱]، دو[۲] و یا چند نازل[۳] در نقاط تخلیه باشد که به شکلهای مختلف جانمایی شده اند. همانند اشکال زیر این نازلها می توانند با الگوهای مختلف به صورت یک جهته[٤]، متناوب[٥] و در جهت لوله[٦] در طول دیفیوزر جانمایی شوند. حالت خاصی از تخلیه کننده های دریایی که در آن تعداد بیش از ۲ نازل در محل تخلیه در کنار هم قرار داده شده است تحت عنوان دیفیوزرهای روزت یا تخلیه کننده های چند مجرایی بوته ای شکل شناخته می شود. این نوع خاص از تخلیه کننده های مستغرق بسیار پرکاربرد بوده و نمونه ای

1 Single
2 Two per riser
3 Several per riser
4 Undirectional
5 Alternating
6 Staged

متعددی از آن در سطح دنیا نصب و در حال بهره برداری هستند. هریک از این الگوها مزایای و معایبی نسبت به یکدیگر داشته و با توجه به شرایط تخلیه و توسط طراح انتخاب خواهند شد. تخلیه کننده های چند مجرایی به دلیل امکان اختلاط مناسب و پخش فاضلاب در محدوده نسبتا طولانی در محیط نسبت به سایر روشها اولویت دارند. در اشکال زیر الگوهای متفاوت مجاری در تخلیه کننده های دریایی مستغرق آورده شده است.



شکل (۳-۱۳۳) تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چندمجرایی در عمق و فاصله مافی در دریا



شکل (۳-۱۳۴) الگوهای متفاوت جانمایی نازلها در تخلیه کننده های مستغرق چند مجرایی



شکل (۳-۱۳۵) نمونه هایی واقعی از انواع دیفیوزرهای مستغرق تخلیه فاضلاب در دریا

برخی از تفاوتهای موجود میان تخلیه‌کننده‌های سطحی با دیفیوزرهای مستغرق چند مجرایی عبارتند از:

- با توجه به نوع آلاینده های مرتبط حجم فاضلاب خروجی از تخلیه‌کننده‌های سطحی بسیار بیشتر از دیفیوزرهای مستغرق است. (تا۱۰برابر بیشتر)
- تخلیه‌کننده‌های سطحی در سواحلی با مشخصات خاص ساخته می‌شوند.

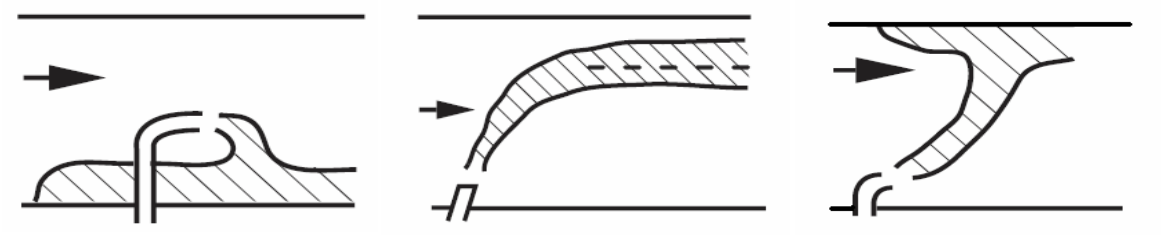
- تخلیه‌کننده‌های سطحی در مقایسه با تخلیه‌کنندهای مستغرق به رقیق‌سازی کمتری نیاز دارند. (۱۰در مقابل ۱۰۰) (Jones et al., 2007)

۳-۶-۳- دسته بندی انواع فاضلاب از منظر چگالی

فاضلابهای تخلیه شونده در محیطهای دریایی را براساس مشخصات سیال خروجی به انواع پسابهای با شناوری مثبت (سبک)، با شناوری خنثی و پسابهای با شناوری منفی (سنگین) تقسیم می کنند (فیشر[1] و همکاران ۱۹۷۹). این پساب می تواند فاضلاب خانگی یا رواناب شهری، محصول ثانویه فرایندهای صنعتی و معدنی و یا نتیجه شستشو و فرایند خنک سازی در نیروگاه ها، کارخانجات و صنایع پتروشیمی بوده و یا حاصل تخلیه مواد لایروبی باشد. بسته به نوع و میزان املاح محلول یا معلق و نیز دمای آن، پساب خروجی می تواند سبک تر از آب محیط، دارای چگالی برابر و یا چگالی بیشتر از آن باشد. در تخلیه فاضلابهای سبک تحت تاثیر شناوری مثبت جریان، سیال خروجی به سمت بالا منحرف شده و تمایل دارد خود را به سطح برساند. مثال عمده آن، تخلیه فاضلابهای خانگی و شهری در محیط های دریایی است. فاضلابی که به دلیل گرمای بیشتر و املاح کمتر، سبک تر از آب دریا بوده و با تخلیه در عمق دریا سریعا خود را به سطح می رساند. در تخلیه فاضلابهای شهری به دریاچه ها و تالابها نیز نوع خاصی از تخلیه جریان با شناوری خنثی دیده می شود که سیال در آن به دلیل عدم اختلاف چگالی با محیط متمایل به حفظ وضعیت خود است. در سالهای اخیر به دلیل توسعه روز افزون صنایع نمک زدایی آب دریا، انواعی از فاضلابهای شور و بعضا گرم در احجام بالا در مناطق ساحلی تولید می شوند که به دلیل غلظت بیشتر املاح محلول نسبت به آب دریا، چگالتر از

[1] Fischer

آب محیط بوده و با ورود به محیط به سمت بستر رفته و نهایتا برروی آن پخش می شود. تخلیه فاضلابهای آلوده به نمکهای معدنی، آهک و پسابهای معدنی و نیز پساب حاصل از مواد لایروبی حاوی ترکیبات سیلتی و ریزدانه نیز رفتاری مشابه ایجاد خواهد نمود.



فاضلاب با شناوری مثبت　　فاضلاب با شناوری خنثی　　فاضلاب با شناوری منفی

شکل (۳-۱۳۶) نمایی از رفتار جریان در تخلیه فاضلابهای با شناوری مثبت، خنثی و منفی از تخلیه کننده های تک مجرایی

۳-۶-۴- فرایند اختلاط و ترقیق

پساب خروجی از تخلیه‌کننده‌های دریایی تحت تاثیر چهار مرحله، اقدام به پخش در پیکره‌های آبی پذیرنده می‌نماید. مرحله ابتدایی از پخش فاضلاب در محیط، مرحله اختلاط اولیه[1] نامیده می‌شود. در این مرحله، مشخصات اولیه جریان خروجی اعم از شار اندازه حرکت ($M_0 = u_0.Q_0$, $Q_0 = u_0.A_0$)، شار شناوری ($B_0 = g'.Q_0$, $g' = (\frac{\rho - \rho_0}{\rho_0}).g$) و مشخصات تخلیه کننده، تعیین‌کننده رفتار جریان در محیط می‌باشند. در این روابط u_0 سرعت تخلیه، Q_0 دبی جریان، سطح مقطع جریان، شتاب ثقل و g' شتاب اصلاح شده ثقل است. در محدوده اختلاط اولیه به واسطه آشفتگیهای ایجاد شده توسط شارهای اولیه جریان، آب محیط به تدریج به داخل جت کشیده شده و جریان ترقیق می‌یابد.

[1] Initial mixing

مقیاسهای زمانی فرایندهای درگیر در مرحله اختلاط اولیه جریان در محیط در حد دقیقه و ساعت و مقیاسهای مکانی آن در محدوده چند متر تا چند صد متر می‌باشند (جدول ۲-۱). علیرغم آنکه محیط پذیرنده، جریان تخلیه‌ای را به محض خروج تحت تاثیر قرار می‌دهد، اثرات محیط در ناحیه ابتدایی اختلاط جریان ناچیز می‌باشد تا زمانی که فعل و انفعالاتی با بستر یا سطح آب محیط رخ دهد.

مرحله دوم، اختلاط ناحیه میانی[1] یا ناحیه توسعه میدان آلودگی[2] است که بلافاصله بعد از ناحیه میدان نزدیک اتفاق می‌افتد. ناحیه توسعه میدان آلودگی با متاثر شدن جریان خروجی از مرزهای محیط و انتقال جریان از حالت اولیه به حرکات افقی تحمیل شده از جانب محیط ایجاد می‌گردد (بلنینگر ۲۰۰۶). در این محدوده مشخصات منبع دارای اهمیت کمتری بوده و سرعت جانبی و مرزهای محیط پذیرنده عامل اصلی اختلاط جریان می‌باشند. در نتیجه فرایند اختلاط در محدوده میانی، میدانی از آلودگی ترقیق یافته در مجاورت سطح یا بستر محیط شکل خواهد گرفت. مرزهای عمودی و افقی محیط، مسیر حرکت و ترقیق جریان در این ناحیه را از طریق انتشار شناوری[3] و دیفیوژن غیرفعال[4] کنترل می‌کنند (بلنینگر ۲۰۰۶). مقیاس زمانی درگیر در این محدوده در حد کمتر از یک روز و مقیاس مکانی آن حداکثر در حد چند هزار متر است (جدول ۲-۱). فرایندهای موجود در ناحیه میانی معمولا در عمل نادیده گرفته شده و تمرکز محققین در مطالعات مرتبط با مدلسازی بیشتر در ارتباط با دو ناحیه میدان نزدیک و دور است. مطالعات انجام گرفته در ناحیه میانی (ایکر[5] و ژیرکا ۱۹۹۵، ژیرکا و لی ۱۹۹۴) اثرات ناچیز این ناحیه در فرایند تخلیه جریانات آشفته را

[1] Intermediate field
[2] Zone of waste field establishment
[3] Buoyant spreading
[4] passive diffusion
[5] Akar

مورد تاکید قرار داده است. در این مطالعات اما اهمیت بالای این ناحیه در محیطهای ساکن و کم عمق مورد تاکید قرار گرفته است.

مرحله سوم از فرایند اختلاط، محدوده اختلاط میدان دور[1] می‌باشد. در ناحیه میدان دور این مشخصات محیط پذیرنده است که مسیر و اختلاط جریان را کنترل می‌کند. مقیاس زمانی و مکانی درگیر در این ناحیه به ترتیب در محدوده بیشتر از یک روز و چندین هزار متر می‌باشد. در نهایت در مرحله چهارم و انتهایی اختلاط تحت عنوان محدوده دراز مدت پخش جریان[2]، فرایند اختلاط جریان توسط نقل و انتقالات بزرگ مقیاس کنترل می‌گردد. جریان اختلاطی فاضلاب در این مرحله باعث ایجاد غلظتهای پس زمینه‌ای[3] از مواد آلاینده در منطقه می‌شود. جریان در محدوده میدان دور و نیز محدوده دراز مدت پخش جریان (ورای محدوده میانی) بطور کلی تحت تاثیر جذر و مد، جریانات بزرگ مقیاس، وزش باد در سطح، گرادیان فشار سطح آزاد و گرادیان ناشی از چگالی و نیروی کریولیس زمین انتقال یافته و پخش می‌گردد. کاهش غلظت آلاینده در این ناحیه به این ترتیب ناشی از پخشیدگی طبیعی محیط و فرایندهای طبیعی خود پالایی آن می‌باشد. در جدول زیر مشخصات نواحی فوق و مقیاسهای طولی و زمانی درگیر در هر یک ارائه گردیده است.

[1] Far Field Mixing
[2] Long Term Flushing
[3] Back ground concentration

جدول (۳-۲۳) مقیاسهای زمانی و مکانی پدیده‌های حاکم در فرایند تخلیه فاضلاب در پیکره‌های آبی

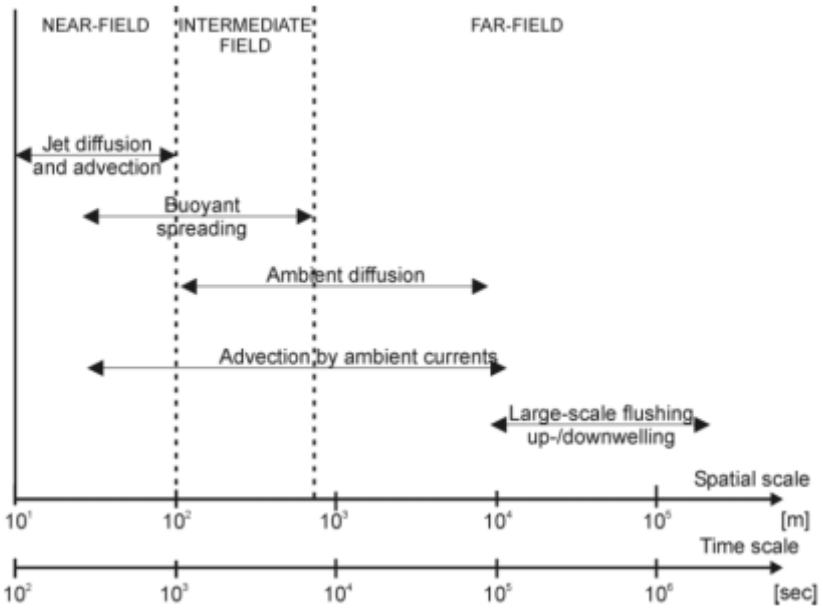
(Fischer et al., 1979)

مقیاس زمانی	مقیاس مکانی	پدیده ها حاکم	مرحله
۱-۱۰ دقیقه	۱۰۰۰ – ۱۰ متر	اندازه حرکت و شناوری فاضلاب خروجی	اختلاط اولیه**
۱ – ۲۰ ساعت	۱۰۰-۱۰۰۰۰ متر	فرارفت ناشی از جریانات و آشفتگی پیکره آبی پذیرنده	میدان دور***
۱ تا ۱۰۰ روز	۱۰۰۰۰-۱۰۰۰۰۰ متر	نقل و انتقالات بزرگ مقیاس اعم از فوران بالا رونده و پایین رونده*	شستشور دراز مدت****

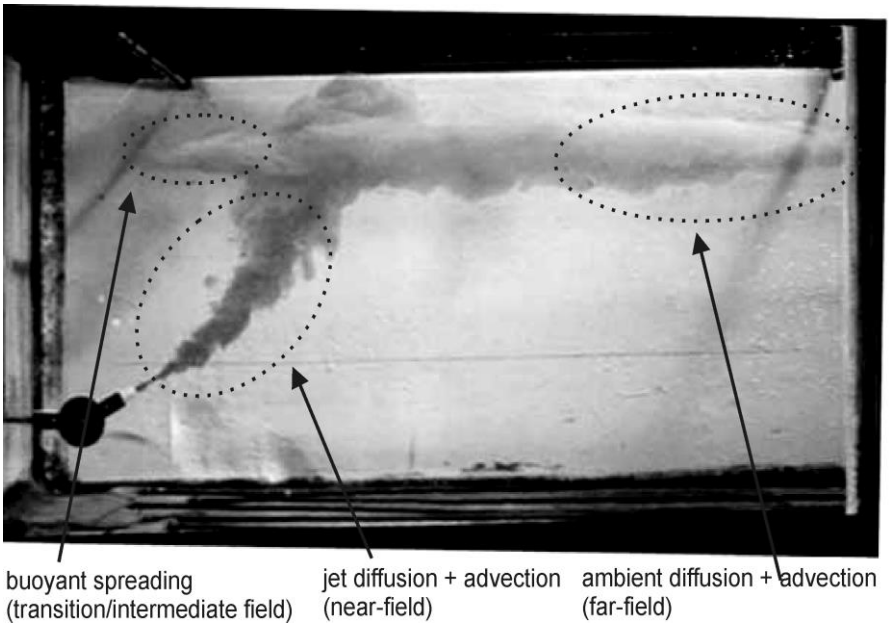
****Long-term Flushing ***Far field **Initial mixing *Upwelling and Down welling

در شکل ۱۰ مقیاسهای مکانی و زمانی فرایندهای درگیر در مراحل مختلف اختلاط و انتقال جریان در محیط آورده شده است (هالی و ژیرکا[1] ۱۹۸۶). در شکل زیر نیز نمایی از محدوده تاثیرگذاری هر یک از نیروهای حاکم در حالت تخلیه مستغرق فاضلاب سبک آورده شده است.

[1] Holley and Jirka



شکل (۳-۱۳۷) مقیاسهای زمانی و مکانی درگیر در فرایند اختلاط جریان در محیط (Jirka et al., 1996)



شکل (۳-۱۳۸) نمایی از محدوده تاثیرگذاری هر یک از نیروهای حاکم در تخلیه مستغرق فاضلابهای با شناوری مثبت (بلنینگر ۲۰۰۶)

اختلاط جریان در ناحیه میدان نزدیک بعنوان ناحیه‌ای با بیشترین تاثیر بر جریان، تنها محدوده‌ای از فرایند اختلاط فاضلاب در محیط است که توسط مهندس طراح قابل کنترل می‌باشد. اختلاط در این ناحیه ناشی از فرایندهای وابسته به پارامترهای تخلیه بوده و با تغییر آن میزان اختلاط فاضلاب خروجی در محیط کنترل می‌گردد (دونکر و ژیرکا ۱۹۹۰، رابرتز و ویلسون[1] ۱۹۹۰). مهندس طراح با شناسایی پارامترهای تاثیرگذار بر فرایند اختلاط جریان در این ناحیه، از طریق کنترل مشخصات هیدرولیکی تخلیه‌کننده و فاضلاب خروجی قادر به دستیابی به اختلاط مورد نیاز و ارضای استانداردهای زیست‌محیطی حاکم خواهد بود. فرایند اختلاط در محدوده میدان دور قابل کنترل نبوده و اصولا این بخش از فرایند اختلاط به خاطر تاثیر ناچیز در رقیق‌سازی فاضلاب خروجی در بررسی امکان ارضای استانداردهای تخلیه در نظر گرفته نمی‌شود. پیش بینی رفتار جریان در این بخش جهت تعیین سرنوشت آلودگی در مقیاس محلی و نیز پیش بینی شستشوی آلاینده ها از منطقه در مقیاس منطقه ای حائز اهمیت است.

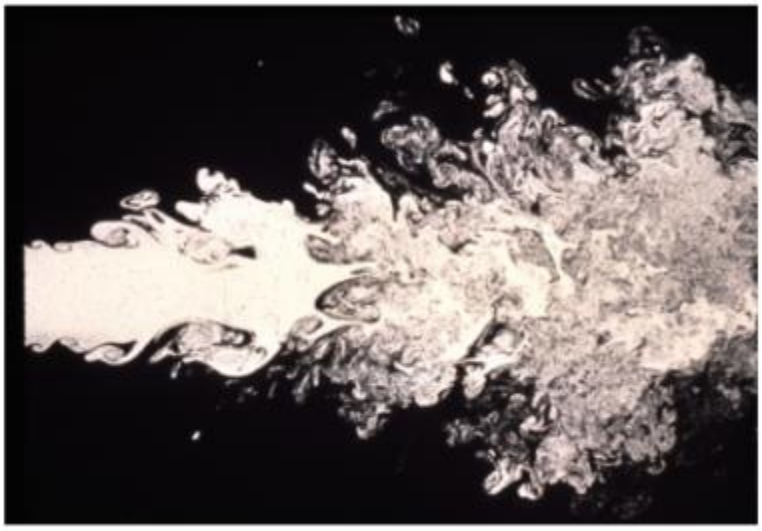
◘ هیدرولیک اختلاط

تخلیه جریان با سرعت بالا یا شناوری اولیه، باعث شکل‌گیری حالاتی از جریان در محیط تحت عنوان رژیم جت مانند و رژیم پلوم شکل می‌گردد. شکل‌گیری محدوده متحرک در محیط ساکن با ایجاد ناحیه‌ای با فشار پایین، باعث تحریک سیال پیرامون جریان می‌شود. گرادیان سرعت شکل گرفته بین جریان و سیال محیط از طریق ایجاد ناپایداری و وقوع گردابهای آشفته، مکش سیال پیرامون به داخل جریان را به دنبال خواهد داشت (ژیرکا و همکاران ۱۹۹۶). با ورود سیال محیط از سطح خارجی به داخل آن، فاضلاب ترقیق یافته و از غلظت آلاینده‌های آن کاسته می‌شود. این فرایند که تحت عنوان

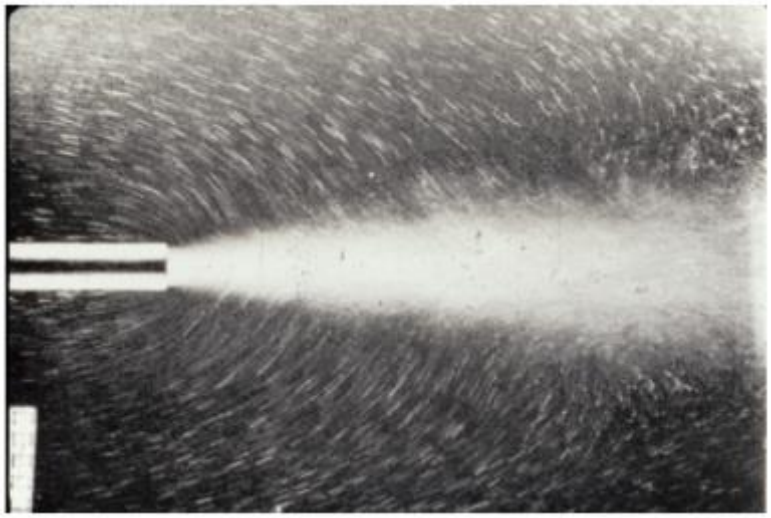
[1] Roberts and Wilson

اختلاط ناشی از تنش برشی[1] شناخته می‌شود در شکل ۱۱ به خوبی نشان داده شده است. در این تصویر شکل‌گیری و ایجاد آشفتگی در لبه‌های تماس جریان خروجی با محیط به خوبی نشان داده شده است. در شکل ۱۲ نیز تصویری از اختلاط ناشی از تنش برشی و تاثیرات مکش ایجاد شده و پیرو آن حرکت سیال محیط به سمت جریان آورده شده است (بلنینگر ۲۰۰۶). اختلاط ناشی از ورتکس[2] فرایند دیگری است که بعد از استهلاک ممنتوم و شناوری در امتداد ناحیه اختلاط اولیه، با تشدید آشفتگی و انتقال سیال محیط به داخل جریان، باعث اختلاط و ترقیق جریان می‌شود. در این حالت ناپایداری های شکل گرفته ناشی از وجود جریانات محیطی به تدریج باعث انتقال سیال پیرامون به داخل پلوم و ترقیق جریان می‌شود. در این حالت اختلاط تحت تاثیر مومنتم القاء شده از جریانات محیطی کنترل می گردد. به این ترتیب ناپایداریهای شکل گرفته براثر شارهای اولیه جریان خروجی و جریان محیط، در طول حرکت سیال به طور متوالی تشدید یافته و استهلاک می‌یابند (ژیرکا و همکاران ۲۰۰۴). این موضوع افزایش حجم جریان خروجی و کاهش غلظت آن در محیط را به دنبال خواهد داشت.

[1] Shear Induced Entrainment
[2] vortex-entrainment



شکل (۳-۱۳۹) القای آشفتگی ناشی از تنش برشی در مرزهای پیرامون جت مستغرق(دونکر و ژیرکا ۲۰۰۷)



شکل (۳-۱۴۰) مکش سیال محیطی به سمت جت بر اثر اختلاف فشار ایجاد شده در مرزهای جریان (بلنینگر ۲۰۰۶)

◘ رفتار جریان در محیط

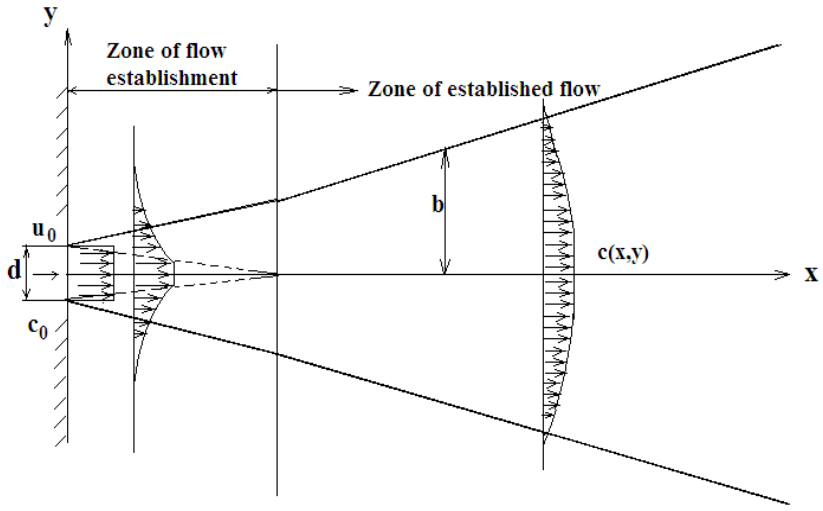
تخلیه فاضلاب در محیط دریا، فارغ از مشخصات پساب خروجی و پیچیدگیهای جریان، در غالب تعدادی از رژیمهای پای جریان قابل تفسیر است. با ورود به سیال محیط، جریان خروجی ابتدا تحت

تاثیر شکل دهانه نازل قرار گرفته و در ناحیه ای تحت عنوان ناحیه توسعه جریان پیشروی می‌نمایید. به تدریج با ورود تاثیر مرزها به داخل جریان، پروفیل عرضی سرعت و غلظت پلوم تغییر شکل داده و به صورت زنگوله ای در می آید. در این ناحیه جریان تحت تاثیر مومنتم و شناوری اولیه خود به حرکت در می آید. در ادامه رفتار عمومی حرکت با تشریح رژیمهای پایه جریان تشریح می گردد.

- **ناحیه توسعه جریان**

جریان سیال با خروج از تخلیه کننده، تحت دو ناحیه مجزا در داخل محیط پذیرنده پیشروی می‌نماید. به محض خروج جریان، آشفتگی ایجاد شده بر اثر گرادیان سرعت در مرزهای جریان با طی بخشی از مسیر به تدریج خود را به مرکز پلوم رسانده و کل پیکره آنرا در برمی‌گیرد. این ناحیه که مرحله اول حرکت جریان در محیط تلقی می‌گردد تحت عنوان ناحیه شکل‌گیری جریان[1] شناخته می‌شود. طی این محدوده جت خروجی دارای پروفیل سرعت و غلظت مشخصی نمی‌باشد. در انتهای این ناحیه اما به واسطه پیشروی آشفتگی به سمت مرکز پلوم، به تدریج یک پروفیل غلظت مشخص در عرض جریان شکل می‌گیرد. این پروفیل در واقع میانگین نوسانات شکل گرفته در عرض جریان می‌باشد. با رسیدن کامل آشفتگی از لبه سیال به مرکز جریان، ناحیه شکلگیری جریان پایان یافته و محدوده دیگر جریان تحت عنوان ناحیه جریان توسعه یافته[2] آغاز می‌گردد. در شکل ۱۲ محدوده ناحیه شکل‌گیری جریان (ZFE) و ناحیه جریان توسعه یافته (ZEF) نشان داده شده است.

[1] Zone of Flow Establishment (ZFE)
[2] Zone of Established Flow (ZEF)

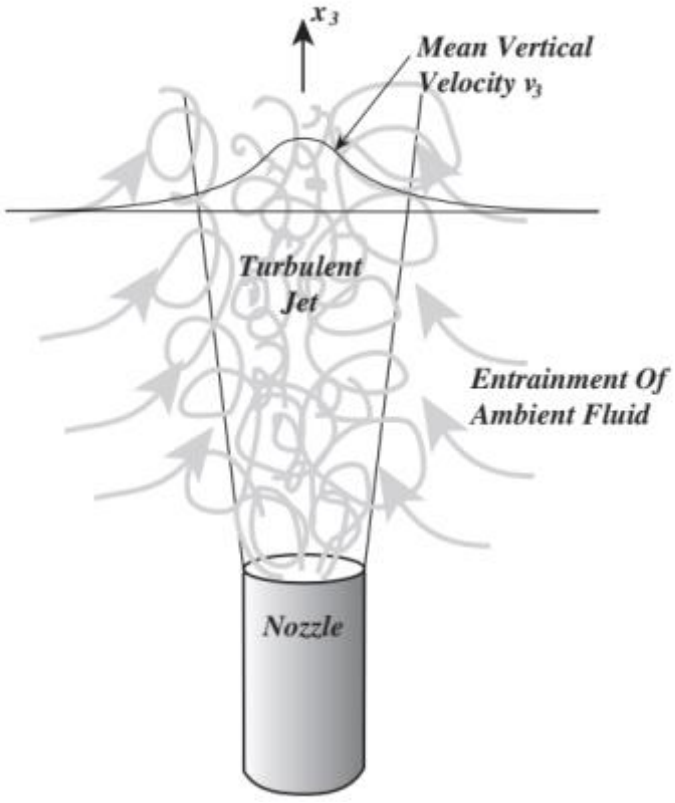


شکل (۳-۱۴۱) نمایی از محدوده شکل‌گیری جریان و ناحیه جریان توسعه یافته در تخلیه جریانات جت مانند (لی و چاو ۲۰۰۳)

- **جت ساده**[1]

یک جت جریانی است که از یک نازل بیرون آمده و در محیط سیال پذیرنده می‌ریزد. جت ساده ساده‌ترین حالت از تخلیه است که در آن جریانی با سرعت اولیه نسبتا زیاد در محیطی ساکن با چگالی مشابه چگالی محیط پذیرنده تخلیه می‌گردد. در این حالت به دلیل عدم وجود اختلاف چگالی، شناوری جریان خروجی صفر و رفتار جریان تحت تاثیر شار اندازه حرکت می‌باشد.

[1] Simple jet



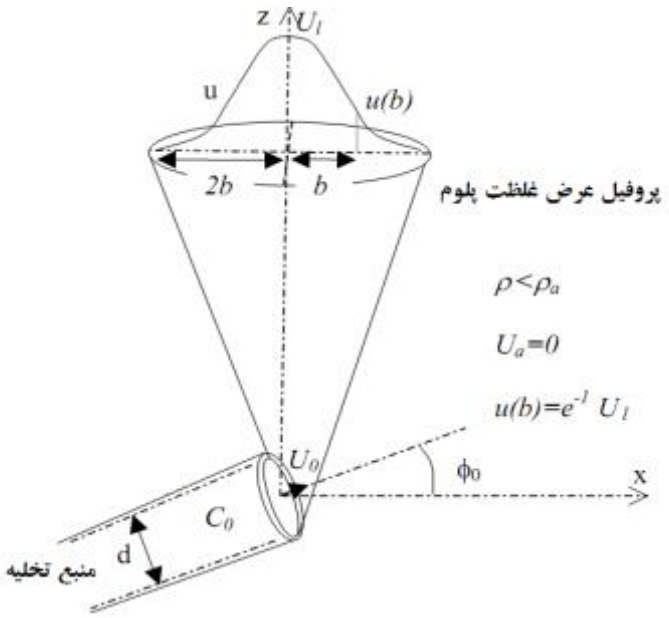
شکل (۳-۱۴۲) تصویر شماتیک جریان ایجاد شده توسط یک جت ساده

کلمه‌ی «ساده» به این منظور استفاده می‌شود که جت تنها توسط اندازه حرکت سیال از نازل بیرون رانده می‌شود و در این حالت شار اندازه حرکت در ارتفاع، ثابت و برابر شار اندازه حرکت دهانه خروجی نازل است. از نظر مفهومی سیالی که به جت نفوذ می‌کند، بی‌حرکت بوده و بنابراین اندازه حرکتی به جت وارد نمی‌شود، از این‌رو شار اندازه حرکت ثابت می‌ماند؛ جرم سیال در حال حرکت افزایش یافته و سرعت کاهش می‌یابد، لذا اندازه حرکت ثابت باقی می‌ماند. محققین بسیاری طی سال‌های گذشته رفتار جت‌های ساده را مورد مطالعه قرار داده اند که منجر به شناخت رفتار این حالت ساده از جریان در محیط از منظر پخشیدگی عرضی، پروفیل‌های سرعت و غلظت و میزان اختلاط و ترقیق جریان

شده است. در نتیجه‌ی این مطالعات، پروفیل سرعت و غلظت متوسط در مقطع عرضی جت به‌صورت گوسی گزارش شده است.

- **پلوم ساده**

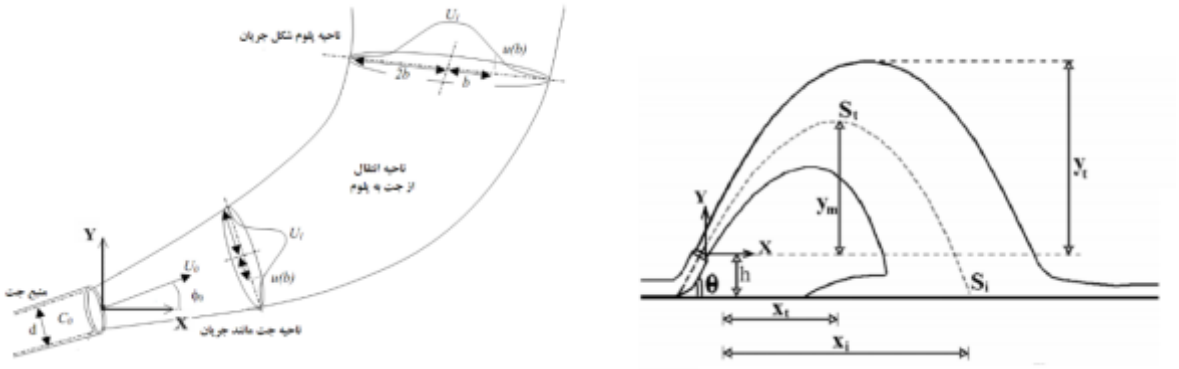
هرگاه سیال با چگالی متفاوت به محیط پذیرنده تخلیه شود، این تفاوت چگالی موجب نیروی شناوری خواهد شد. زمانی‌که سیال تخلیه شده سبک‌تر از محیط باشد، شناوری باعث می‌شود جریان صعود کند و چنانچه سیال تخلیه شده سنگین‌تر از محیط باشد، سیال خروجی تحت اثر جاذبه سقوط می کند. هنگام صعود یا سقوط، جریان خروجی سیال محیطی را به داخل پلوم بلعیده و با حفظ حرکت خود تا برخورد به یک مانع، سیال بیشتری را به داخل خود کشیده و ترقیق می یابد. وجود شناوری به عنوان نیروی عامل حرکت، پلوم را از جت متفاوت می‌سازد. در جت اندازه حرکت ثابت می‌ماند ولی در پلوم شار اندازه حرکت مرتبا افزایش می‌یابد. پروفیل عرضی سرعت و غلظت در جریان‌های پلوم شکل همانند جت ها به‌صورت گوسی کامل می‌باشد.



شکل (۳-۱۴۳) الگوی حرکت و پروفیل گوسی سرعت در پلومهای ساده (کیکرت و همکاران ۲۰۰۶)

- جت **شناور**

یک جت شناور ترکیبی از یک جت و یک پلوم است. در دهانه‌ی نازل هیچ‌کدام از مقادیر شار حجمی، اندازه حرکت و شناوری برابر صفر نیست و آبی که در محیط پذیرنده تخلیه می‌شود دارای شار حجمی، اندازه حرکت و تفاوت چگالی با سیال محیط می‌باشد. در این حالت سیال ابتدا از ناحیه‌ای عبور می‌کند که شار اندازه حرکت غالب بوده و رفتار جریان جت مانند است. با استهلاک اندازه حرکت خروجی در امتداد مسیر، شناوری غلبه یافته و جریان رفتاری پلوم مانند به خود می‌گیرد. بسته به شناوری مثبت یا منفی سیال، در این ناحیه جریان به سمت سطح یا بستر منحرف خواهد شد. مشابه رژیم جت و پلوم پروفیل عرضی سرعت و غلظت جریان گوسی شکل است.



شکل (۳-۱۴۴) نمایی از یک جت مایل با شناوری منفی و با شناوری مثبت

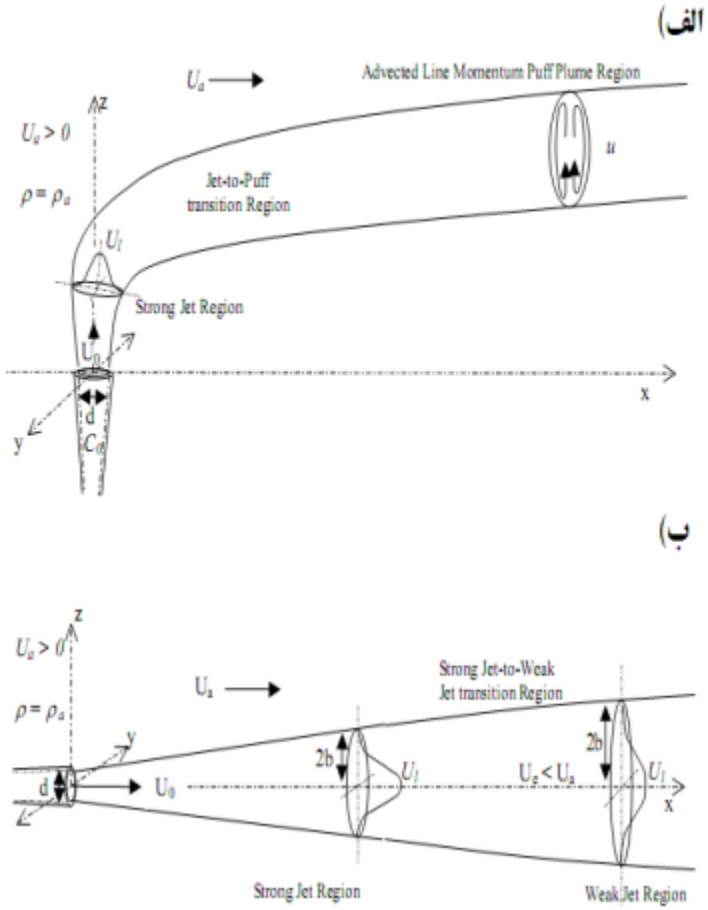
- جتهای **انحراف** یافته[1]

تخلیه سیالی مشابه محیط پذیرنده با سرعت اولیه در محیطهای متحرک الگوی دیگر از جریان تحت عنوان جتهای انحراف یافته ایجاد می‌نماید. در این حالت تخلیه می‌تواند بر خلاف جهت جریان

1 Advected Jets

محیط[1]، در جهت آن[2]، عمود بر آن[3] و یا با زاویه نسبت به آن[4] انجام گیرد. در این حالت، شار اندازه حرکت جریان خروجی، تعیین کننده رفتار جت در فواصل مختلف از محل تخلیه می‌باشد. در ناحیه جت قوی[5]، رفتار جریان مشابه حالت جت ساده می‌باشد. با فاصله گرفتن از نقطه خروج، نیروی اندازه حرکت تحمیل شده به جت از طرف محیط، بر حرکت جریان غلبه کرده و باعث تغییر شکل حالت جریان به حالت انحراف یافته قوی[6] می‌شود. بسته به زاویه تخلیه، جریان همچنین می‌تواند به حالت پوف مومنتم انحراف یافته[7] در حالت عمود بر جریان محیطی و یا به صورت جت ضعیف[8] در حالت تخلیه در جهت جریان تبدیل گردد. به دلیل تاثیرات سرعتهای محیطی، پروفیل سرعت و غلظت در محدوده جتهای انحراف یافته تغییر شکل یافته و از حالت گوسی خارج می‌شود. پروفیل عرضی جریان در حالت پوف مومنتم انحراف یافته که یکی از رژیمهای پایه جریان محسوب می‌گردد به صورت دو-گوسی[9] گزارش شده است. در شکل ۱۴ الگوی حرکت جریانهای انحراف یافته در محیطهای متحرک آورده شده است.

1 counter-flow
2 co-flow
3 cross-flow
4 oblique discharges
5 Strong jet
6 Strongly advected
7 advected line momentum puff
8 weak jet
9 Double-Gaussian



شکل (۳-۱۴۵) الگوی حرکت و پروفیلهای عرضی سرعت در جتهای انحراف یافته، الف) در حالت تخلیه عمود بر جریان جانبی ب) در حالت تخلیه در جهت جریان جانبی (کیکرت و همکاران ۲۰۰۷)

- **جت شناور در محیطهای متحرک**[1]

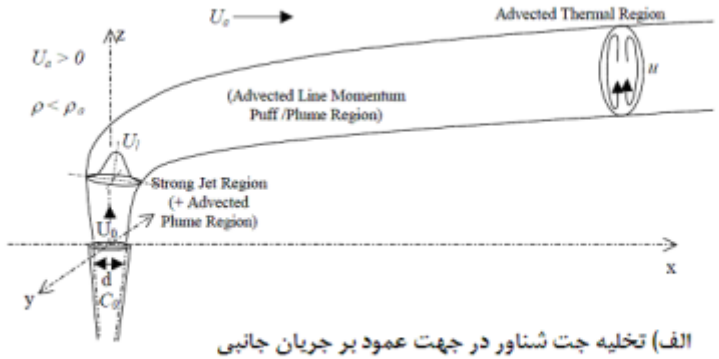
تخلیه فاضلابهای شناور در محیطهایی با جریان جانبی، متفاوت از حالات جت و پلوم ساده حرکتی دو بعدی نداشته و می‌بایست بصورت سه بعدی مورد بررسی قرار گیرند. در این حالت به علت تفاوت چگالی سیال خروجی با محیط، شکلهای متفاوت از حرکت سیال در محیط مشاهده خواهد شد. این

[1] Buoyant discharges in an ambient flow

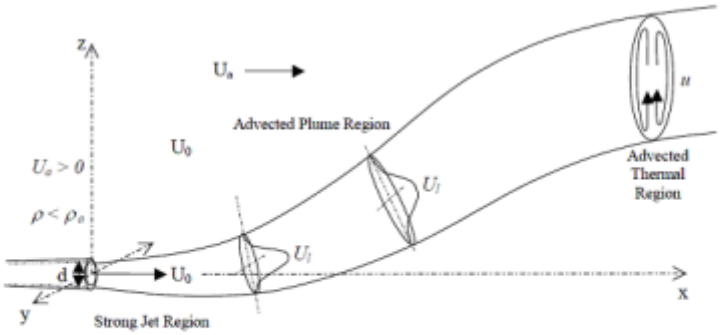
حالت از تخلیه می‌تواند عمود بر جریانات محیطی (شکل ۱۵ الف)، موازی آن (شکل ۱۵ ب) و یا بصورت مایل بر آن (شکل ۱۵ ث) انجام گیرد. در تخلیه سیال بصورت عمود بر جریانات محیطی، سیال از سه ناحیه عبور خواهد کرد. ناحیه اول، حالت جت مانند جریان است که در آن شار خروجی بر اثر تاثیرات شناوری و جریانات محیطی تشدید می‌یابد. درصورتیکه بعد از ناحیه جت مانند، شار القا شده توسط شناوری غلبه یابد جریان حالت پلوم شکل خواهد یافت و در صورت غلبه شار القا شده توسط محیط جریان حالت پف مومنتم انحراف یافته به خود می‌گیرد. بعد از این ناحیه، طی انتقال بعدی جریان هر یک از شارهای القا شده توسط شناوری و جریانات محیطی می‌توانند حاکم بر رفتار پلوم در محیط باشند. در حالت تخلیه جریان در جهت جریان محیطی، توالی سه حالت جت مانند، پلوم شکل و رژیم حرارتی انحراف یافته[1] در مسیر حرکت جریان محتمل می باشد. در رژیم حرارتی انحراف یافته پروفیل سرعت و غلظت جریان به صورت دو-گوسی می‌باشد.

در حالت تخلیه جریانات شناور بصورت مایل، شار اندازه حرکت خروجی در صفحه شار القا شده ناشی از شناوری سیال و جریانات محیطی قرار نگرفته و مسیر جریان حالتی سه بعدی به خود می‌گیرد که تحت عنوان جت شناور در جریان جانبی[2] شناخته می‌شود. در این حالت انتقال جریان از حالتی به حالت دیگر در طول مسیری سه بعدی روی خواهد داد. در پلومهای انحراف یافته مشابه جتهای منحرف شده، تحت تاثیر نیروهای ناشی از سرعت جانبی محیط، پروفیل عرضی سرعت و غلظت جریان غیرگوسی خواهد بود.

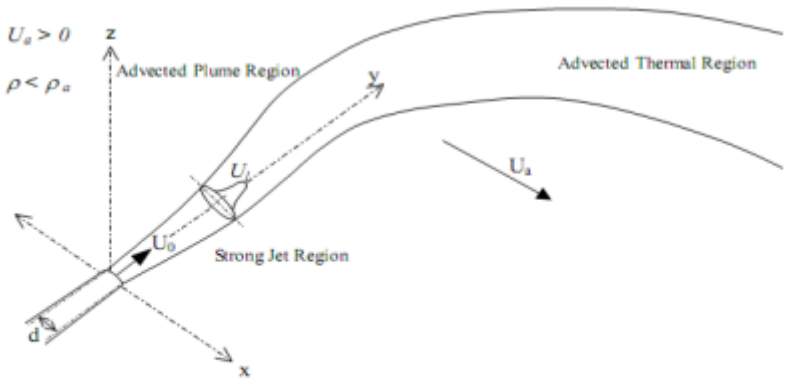
[1] Advected thermal
[2] Buoyant Jet in a Cross-flow



الف) تخلیه جت شناور در جهت عمود بر جریان جانبی



ب) تخلیه افقی جت شناور در جهت جریان جانبی محیط



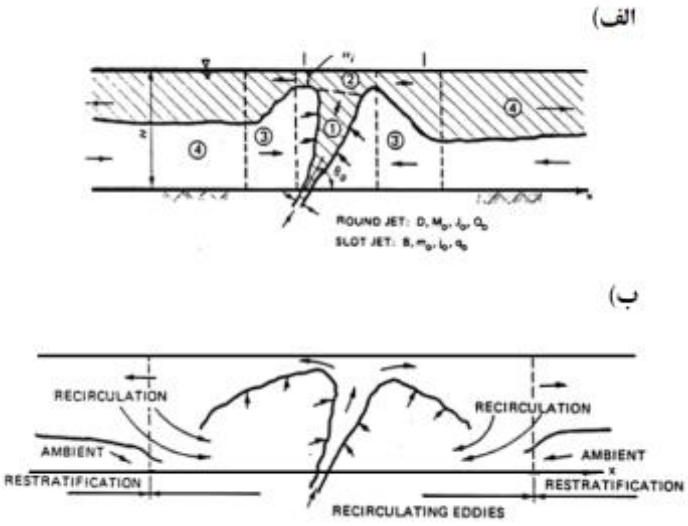
ث) تخلیه افقی جت شناور در حالت عمود بر جریان جانبی محیط

شکل (۳-۱۴۶) الگوی حرکت جریانهای شناور در محیطهای متحرک در حالات مختلف تخلیه افقی، مایل و قائم (کیکرت و همکاران ۲۰۰۷)

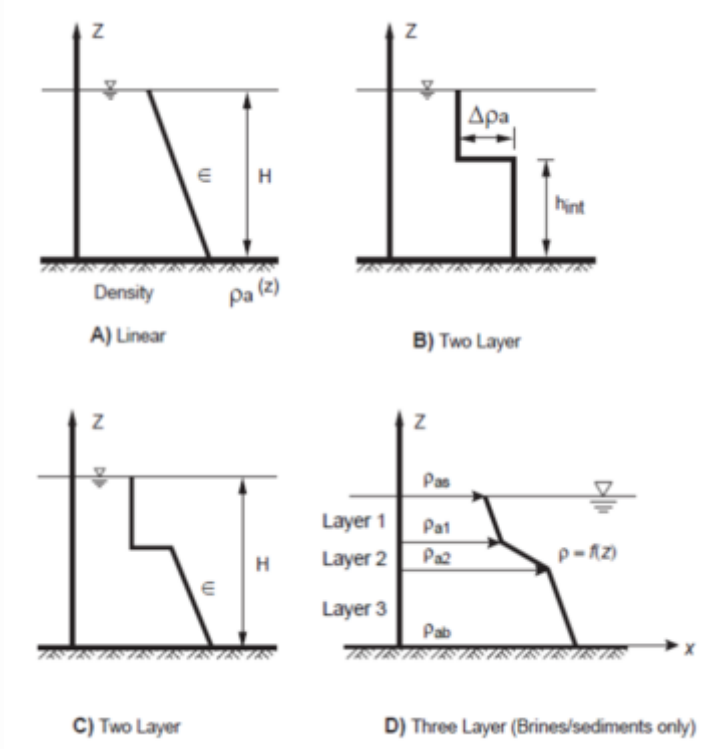
- **جریانهای شناور در مرزهای محدود کننده**[1]

شرایط مرزی سطح آزاد و بستر محیط از دیگر مولفه‌های مرتبط با شرایط محیطی محسوب می‌گردند که بر رفتار جریانات شناور خروجی از تخلیه کننده‌های دریایی تاثیرگذار می‌باشند. جریان شناور شکل گرفته به دلیل تمایل به حرکت به سمت بالا یا پایین (به دلیل شناوری مثبت یا منفی) تحت تاثیر مرزهای هندسی محیط پذیرنده تغییر حالت خواهد داد. ایجاد ناپایداری در آبهای کم عمق و تغییر شکل الگوی حرکت و پخشیدگی جریان در محیط، از جمله تاثیرات مرزهای محیط پذیرنده در فرایند حرکت و اختلاط جریان در محیط پذیرنده محسوب می‌گردند. تاثیرات مرزهای هندسی در ایجاد ناپایداری و تغییر شکل جریانهای مستغرق در مطالعات ژیرکا (۱۹۸۲)، رودی[2] (۱۹۸۴) و هالی و ژیرکا (۱۹۸۶) به طور مبسوط مورد مطالعه قرار گرفته است. در این حالات تحت تاثیر شرایط ناپایدار ناشی از مرزهای هندسی، پروفیل سرعت و غلظت جریان متفاوت از حالت معمول و غیرگوسی خواهد بود. علاوه بر مرزهای صلب سطح آب و بستر دریاف وجود لایه بندی چگالی در محیط نیز می تواند به عنوان یک مرز محدود کننده حرکت در محیط عمل نماید. در شکل ۲-۶ تاثیرات مرزهای محیطی در ایجاد ناپایداری جتهای شناور و در شکل ۱۷ انواع حالات لایه بندی چگالی در محیط ترسیم شده است.

[1] Buoyant flow in boundary conditions
[2] Rodi



شکل (۳-۱۴۷) نمایی کلی از تاثیر مرزهای محیطی بر ایجاد ناپایداری الف) تخلیه در حالت پایدار، ب) تخلیه در حالت غیرپایدار (بلنینگر ۲۰۰۶)



شکل (۳-۱۴۸) حالات مختلف لایه بندی چگالی محیط

۳-۶-۵- روشهای تخلیه شورابه در دریا در آب‌شیرین‌کنهای ساحلی

روشهای متفاوتی جهت دفع شورابه تولیدی در صنایع نمک زدایی توسعه داده شده است. این روشها شامل تخلیه شورابه در پیکره های آبی مجاور (دریا، دریاچه، تالاب یا رودخانه)، تزریق آن به آبخوان از طریق چاه های عمیق، پخش آن برروی سطح خاک، تخلیه به شبکه فاضلاب شهری و استخرهای تبخیری می باشد. توسعه فناوری تخلیه صفر[1] در صنعت نمک زدایی به شکلی که فرایند نمک زدایی دارای راندمان حداکثر ممکن بوده و شورابه ای تولید نکند همواره مورد توجه بود و به دلیل مشکلات فنی و اقتصادی همچنان در سطح یک ایده باقی مانده است. ازاینرو دفع مناسب شورابه تولیدی در صنایع نمک زدایی به بزرگترین نگرانی محیط زیستی مرتبط با این صنایع تبدیل شده است. در صنایع نمک زدایی واقع در داخل خشکی، میزان حجم شورابه تولیدی معمولا ناچیز و تخلیه آن در آبهای جاری، آبخوانها، سطح زمین و استخرهای تبخیری علیرغم مشکلات محیط زیستی آن به عنوان تنها گزینه های موجود توجه قرار می گیرد. در ابرپروژه های نمک زدایی آب دریا، حجم شورابه تولیدی آنچنان زیاد است که هیچ روشی غیر از تخلیه مستقیم آن در محیط دریا در افق دید توسعه دهندگان این تاسیسات وجود ندارد. این روش اگر براساس موازین و با رعایت استانداردهای کیفی محیط پذیرنده انجام گیرد نسبت به سایر روشها از نظر محیط زیستی ارجح بوده و خسارات کمتری به دنبال خواهد داشت. به این ترتیب در سالهای اخیر کارایی روشهای مختلف تخلیه شورابه تولیدی در آب شیرینکنهای ساحلی مورد بررسی و تحقیق قرار گرفته است. در ادامه رفتار جریان در حالات مختلف تخلیه مورد بحث و بررسی قرار گرفته و روشهای پیش بینی مشخصات جریان با کمک روابط تجربی و مدلهای موجود بررسی و تشریح می گردد.

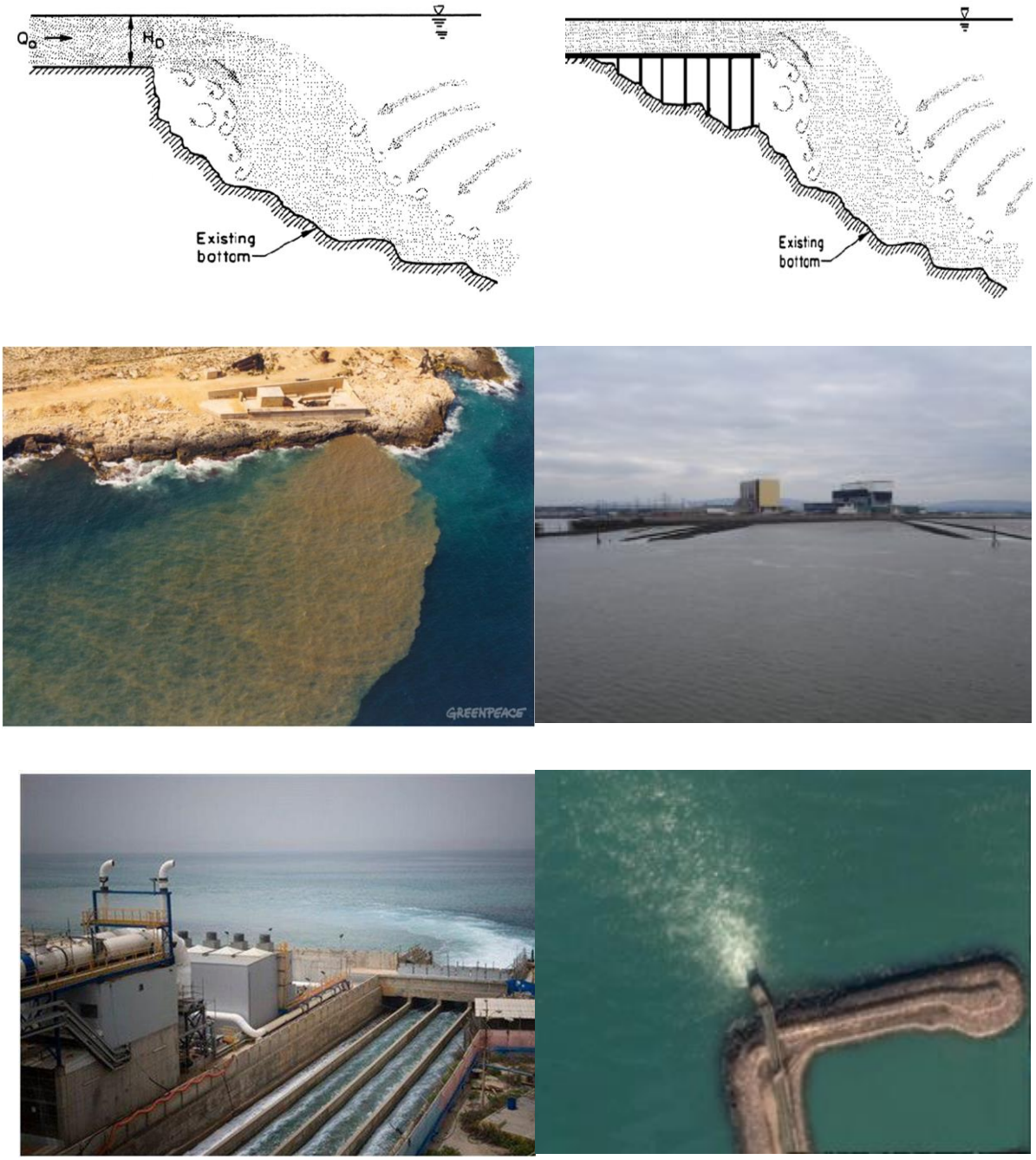
---

[1] Zero discharge

◘ تخلیه سطحی

تخلیه شورابه در محیط دریا با کمک تخلیه کننده های سطحی پیشرونده و کانالهای ساحلی از جمله روشهای پرطرفدار در مناطق صنعتی ساحلی و صنایع توامان نیروگاهی و نمک زدایی محسوب می گردد. در این روش آب دریا که از طریق آبگیرهای ساحلی برداشت شده و جهت مصارف مختلف اعم از خنک سازی نیروگاه های حرارتی، کارخانه های پتروشیمی و صنایع نمک زدایی مورد استفاده قرار گرفته به طور توامان با هم در محیط دریا تخلیه می شود. با پیش ترقیق شورابه تولیدی با پسابهای حرارتی، فاضلاب حاصله که حال کمتر شور و گرم می باشد به روش سطحی در محیط دریا تخلیه می شود. این روش به طور مجزا نیز در صنایع ساحلی نمک زدایی مورد استفاده قرار می گیرد. در تخلیه سطحی با ایجاد مومنتم اولیه و تخلیه جریان در عمق و فاصله مناسب امکان ترقیق بهتر جریان فراهم شده و خسارات زیست محیطی کمینه می گردد. در این روش شورابه ابتدا تحت مومنتم اولیه خود در محیط دریا پیش رفته و سپس با استهلاک سرعت اولیه تحت تاثیر شناوری منفی جریان به سمت بستر منحرف می گردد. با جدا شدن از سطح در نقطه شیرجه، جریان آب محیط را در خود بلعیده و ترقیق می یابد. در نقطه برخورد، جریان به کف دریا رسیده و با مصرف باقیمانده انرژی خود در فاصله ای کوتاه از نقطه تماس با بستر، به حداکثر میزان اختلاط اولیه خود در ناحیه میدان نزدیک می رسد. بعد از این ناحیه، شورابه به صورت یک جریان چگا درآمده و در مجاور بستر و در جهت شیب عمومی آن به حرکت در می آید. در اشکال زیر نمونه هایی از تخلیه سطحی در دو حالت پیشرونده در محیط و مجاور ساحل آورده شده است. به طور کلی میزان ترقیقی که جریان در محیط به آن دست می یابد در تخلیه کننده های سطحی کمتر از تخلیه کننده های مستغرق بوده و بسیار بستگی به عمق دریا در نقطه تخلیه دارد. این موضوع استفاده از تخلیه کننده های سطحی جهت دفع پسابهای بسیار شور

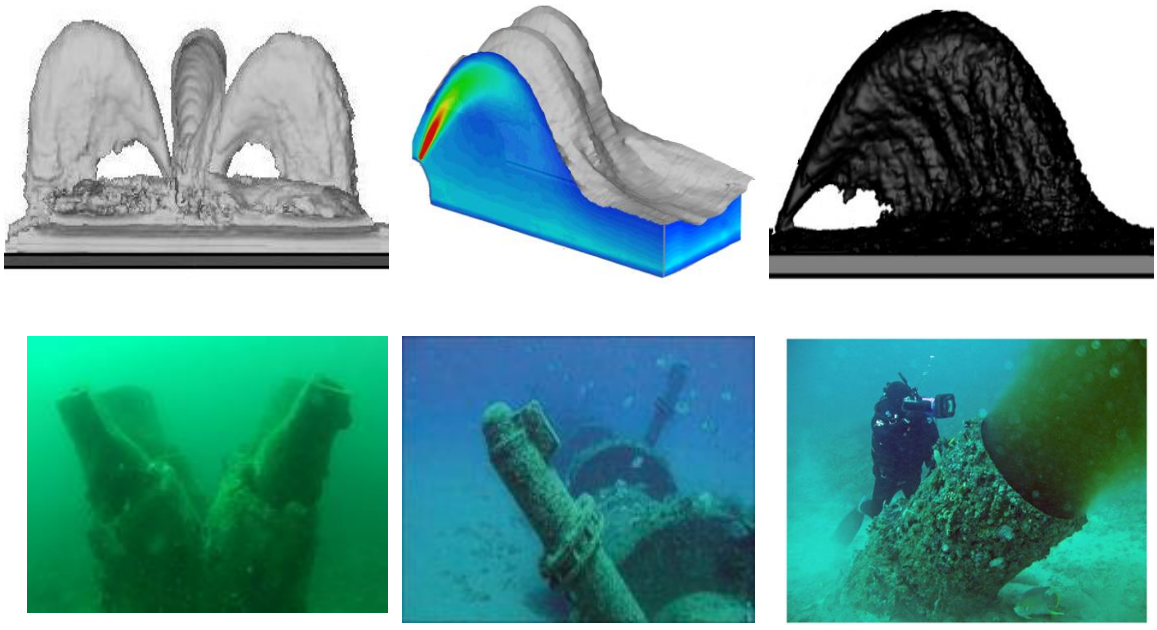
سیستمهای اسمزمعکوس که دارای غلظت بالاتری از املاح میباشد را با محدودیتهایی مواجه ساخته است.



شکل (۳-۱۴۹) تخلیه فاضلاب در دریا با استفاده از تخلیه کننده های سطحی پیشرونده (سمت راست) و کانالهای مجاور ساحل (سمت چپ)

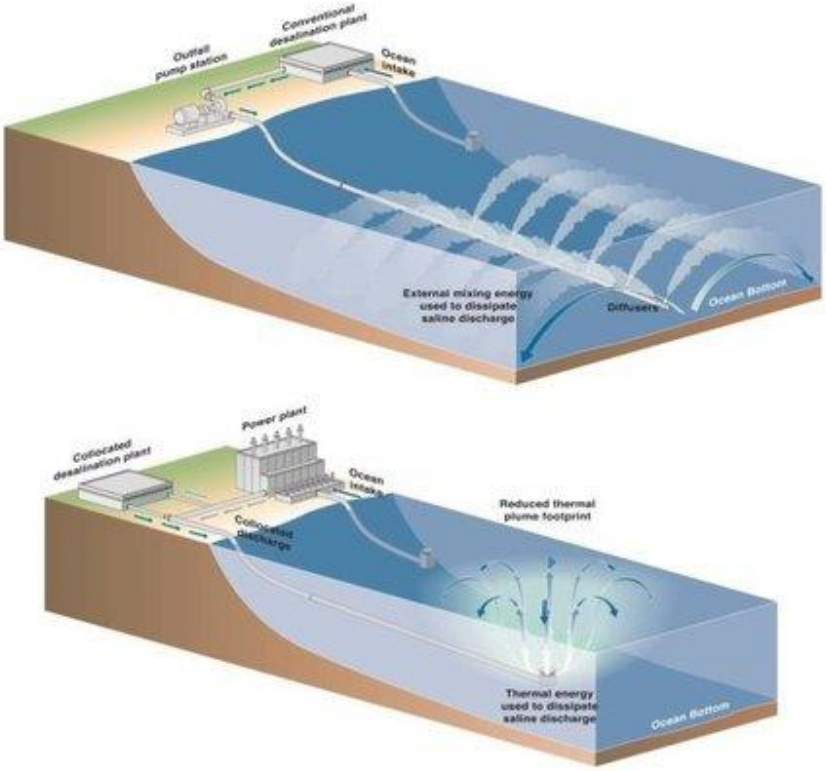
◘ تخلیه مستغرق

تخلیه شورابه در عمق آب و در فاصله کافی از ساحل و پخش آن در طولی از مجرای تخلیه از روشهای پرکاربرد در تخلیه پسابهای بسیار شور تولیدی در صنایع نمک زدایی آب دریا محسوب می گردد. برای احجام کمتر شورابه تولیدی این روش به صورت تک مجرایی و برای دبی های بزرگتر با استفاده از تخلیه کننده های چند مجرایی یا دیفیوزرها انجام می گیرد. گزینه تخلیه عمیق به دریاها در نقاط دور از ساحل به دلیل جلوگیری از اثرات ناشناخته بر روی اکولوژی منطقه، جلوگیری از آلودگی شناگاه ها، کاهش هزینه نظارت و عدم در معرض خطر قرار گرفتن سلامت افراد حاشیه ساحل، به عنوان روشی مناسب برای خلاصی شورابه تولیدی مورد توجه قرار گرفته است. به طور عمومی در تخلیه مستغرق فاضلابهای شور، پساب خروجی در محیط تحت تاثیر شار مومنتم خروجی ابتدا به سمت بالا به حرکت در آمده و در نقطه اوج به حداکثر ارتفاع خود می رسد. با استهلاک مومنتم طی این ناحیه، جریان به تدریج به سمت پایین منحرف شده و در نقطه ای تحت عنوان نقطه برخورد به بستر می رسد. بعد از نقطه برخورد، جریان با مصرف باقیمانده انرژی خود بیشتر ترقیق یافته تا در نهایت به صورت یک جریان چگال در بستر آرام یابد. تحت تاثیر سرعت محیط، عمق دریا و چیدمان نازلها در تخلیه کننده های چند مجرایی رفتار جریان در این نوع تخلیه می تواند بسیار پیچیده باشد. در اشکال زیر حالات عمومی رفتار جریان شورابه از تخلیه کننده های مستغرق در محیط ساکن به تصویر کشیده شده است.



شکل (۳-۱۵۰) تخلیه شورابه از تخلیه کننده های مستغرق تک مجرایی (راست)، چندمجرایی خطی (وسط)، دیفیوزرهای بوته شکل (سمت چپ)

تخلیه کننده های چند مجرایی به دلیل تخلیه فاضلاب در طول زیاد از نازلهای متعدد در مقایسه با تخلیه کننده های تک مجرایی ترقیق بیشتری حاصل می کنند. دیفیوزرهای بوته شکل چند مجرایی در موارد زیادی به دلیل هزینه کمتر و ساختار ساده تر مورد استفاده قرار می گیرند. در اشکال زیر نمایی شماتیک از رفتار جریان شورابه در تخلیه کننده های مستغرق چند مجرایی ترسیم شده است. معیارهای متعددی در طراحی بهینه این تاسیسات درگیر است که در بخش های بعد به تفصیل تشریح می گردد.



شکل (۳-۱۵۱) نمایی شماتیک از تخلیه شورابه از تخلیه کننده های مستغرق چند مجرایی: دیفیوزرهای خطی (بالا) و دیفیوزرهای بوته شکل (پایین)

۳-۶-۶- برآورد مشخصات شورابه

در طراحی سیستم های تخلیه شورابه در ابتدا و پیش از ارائه هر طرحی لازم است تیم مهندسی، با توجه کیفیت آب ورودی، راندمان فرایند نمک زدایی و فرایندهای پیش تصفیه مورد استفاده مشخصات پساب تولیدی اعم از شوری، چگالی و لزجت را برآورد نماید. این کار خروجی یک فرایند پیچیده بوده که بخشهای مختلف مصرف آب و سهم هریک در تولید پساب را مورد ارزیابی قرار داده و نهایتا حجم و کیفیت پساب تولیدی را برآورد می نماید. در فرایندهای حرارتی راندمان تصفیه پایین

تر و سهم قابل توجهی از آب ورودی صرف پیش تصفیه و خنک سازی تاسیسات می شود. پساب تولیدی در نتیجه ترکیبی از شورابه تولیدی و پساب حرارتی بود و به دلیل حجم بیشتر پسابهای حرارتی، معمولا گرم تر از آب محیط و سبک می باشد. این درحالیست که در روش اسمز معکوس، راندمان تصفیه بالاتر بوده و تنها بخشی کمی از آب صرف پیش تصفیه و شستشوی معکوس غشاها می شود. در نتیجه پساب تولیدی بسیار شورتر از آب ورودی بوده و باچگالی بالاتر نسبت به محیط در دریا تخلیه می گردد. در این بخش، روشی ساده برمبنای معادلات تجربی اعتبارسنجی شده جهت برآورد حجم و کیفیت شورابه تولیدی ارائه می گردد که می تواند به عنوان حدس اولیه از مشخصات پساب تولیدی از تاسیسات نمک زدایی مورد استفاده قرار گیرد.

◘ چگالی شورابه

چگالی شورابه مهمترین مشخصه پساب تولیدی بوده و تعیین کننده رفتار اختلاطی جریان در محیط است. چگالی پساب تابع شوری، حرارت و فشار آن می باشد. در شرایط تخلیه تاثیر فشار جزئی و قابل صرفنظر است به این ترتیب طبق رابطه زیر چگالی جریان تنها تابع درجه‌ی حرارت (T) و شوری (S) آن است.

$$\rho = f(S,T)$$

میلنرو و پواسن[1] (۱۹۸۱) رابطه‌ی زیر را برای محاسبه‌ی تغییرات چگالی آب بر اثر تغییرات دما و شوری ارائه کرده اند:

$$\rho = \rho_0 + AS + BS^{3/2} + CS$$

[1] Millero and Poisson

که در آن:

$$A = 8.24493 \times 10^{-1} - 4.0899 \times 10^{-3}T + 7.6438 \times 10^{-5}T^2 - 8.2467 \times 10^{-7}T^3 + 5.3875 \times 10^{-9}T^4$$

$$B = -5.72466 \times 10^{-3} + 1.0227 \times 10^{-4}T - 1.6546 \times 10^{-6}T^2$$

$$C = 4.8314 \times 10^{-4}$$

و ρ_0 رابطه‌ی چگالی آب بر حسب دما است که توسط بیگ[1] (۱۹۶۷) ارائه شده است:

$$\rho_0 = 999.842594 + 6.793952 \times 10^{-2}T - 9.095290 \times 10^{-3}T^2 + 1.001685 \times 10^{-4}T^3 - 1.120083 \times 10^{-6}T^4 + 6.536336 \times 10^{-9}T^5$$

در روابط بالا S بر حسب بخش در هزار، T بر حسب درجه‌ی سانتی‌گراد و ρ بر حسب کیلوگرم بر متر مکعب است. لازم به ذکر است روابط فوق برای آب با دمای مابین ۰ تا ۴۰ درجه‌ی سانتی‌گراد و شوری مابین ۰/۵ تا ۴۳ بخش در هزار معتبر هستند.

ال‌دسوکی و اتونی[2] (۲۰۰۲) نیز رابطه‌ای به منظور محاسبه‌ی چگالی آب بر حسب شوری و درجه‌ی حرارت ارائه کردند که این رابطه برای درجه‌ی حرارت (T) مابین ۱۰ تا ۱۸۰ درجه‌ی سانتی‌گراد و شوری (T) مابین ۰ تا ۱۶۰ بخش در هزار معتبر است:

$$\rho = (A_1F_1 + A_2F_2 + A_3F_3 + A_4F_4) \times 10^3$$

که در آن:

$$B = (2S - 150)/150$$

$$G_1 = 0.5$$

$$G_2 = B$$

$$G_3 = 2B^2 - 1$$

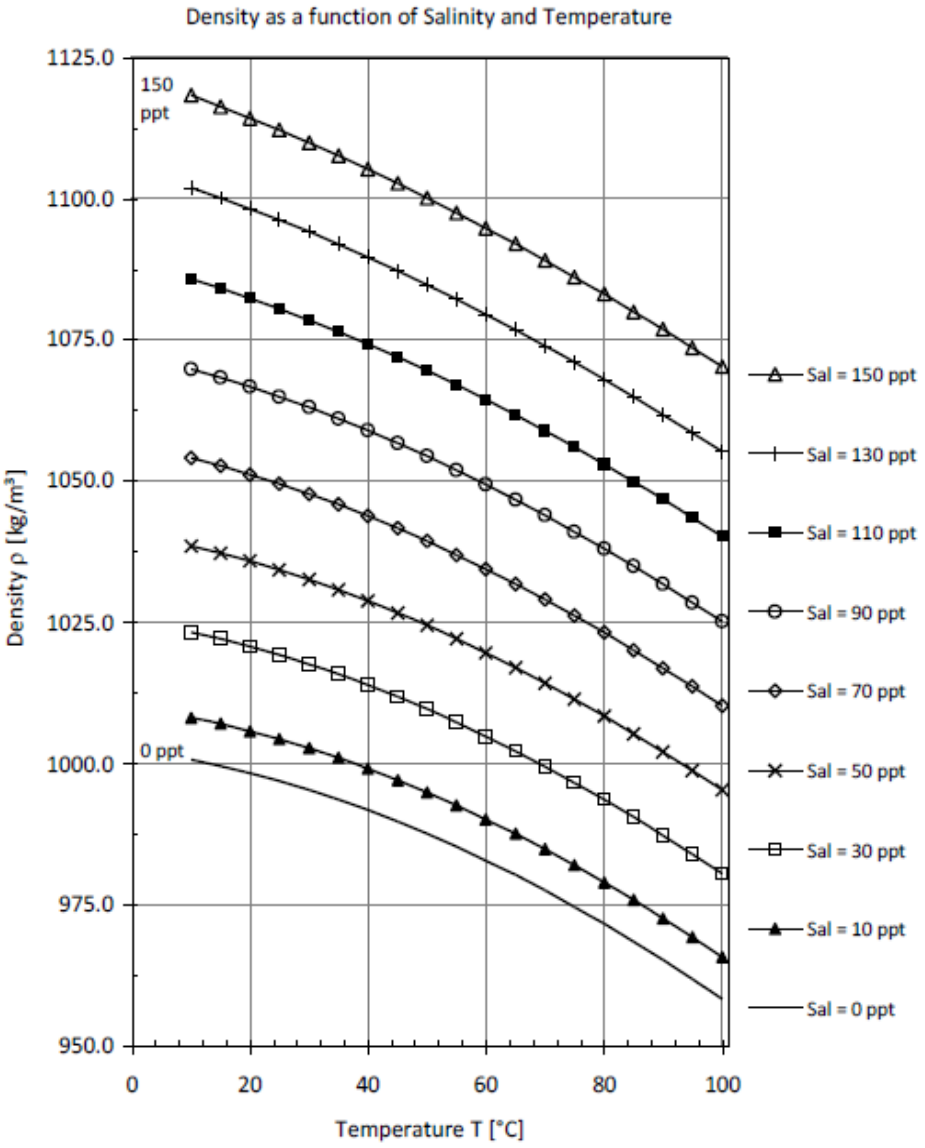
---

[1] Bigg
[2] El-Dessouky and Ettouny

$$A_1 = 4.032219G_1 + 0.115313G_2 + 3.26 \times 10^{-4}G_3$$
$$A_2 = -0.108199G_1 + 1.571 \times 10^{-3}G_2 - 4.23 \times 10^{-4}G_3$$
$$A_3 = -0.012247G_1 + 1.74 \times 10^{-3}G_2 - 9 \times 10^{-6}G_3$$
$$A_4 = 6.92 \times 10^{-4}G_1 - 8.7 \times 10^{-5}G_2 - 5.3 \times 10^{-5}G_3$$
$$A = (2T - 200)/160$$
$$F_1 = 0.5, F_2 = A, F_3 = 2A^2 - 1, F_4 = 4A^3 - 3A$$

در روابط بالا ρ بر حسب کیلوگرم بر متر مکعب محاسبه می گردد.

علاوه بر شکل ریاضی نمودارهایی نیز برای برآورد ساده چگالی آب نسبت به تغییرات دما و شوری با کمک رابطه El-Dessouky and Ettouny (2002) به صورت شکل زیر توسعه داده شده است.



شکل (۳-۱۵۲) نمودار تغییرات چگالی نسبت به دما و شوری برگرفته از رابطه El-Dessouky and Ettouny (2002)

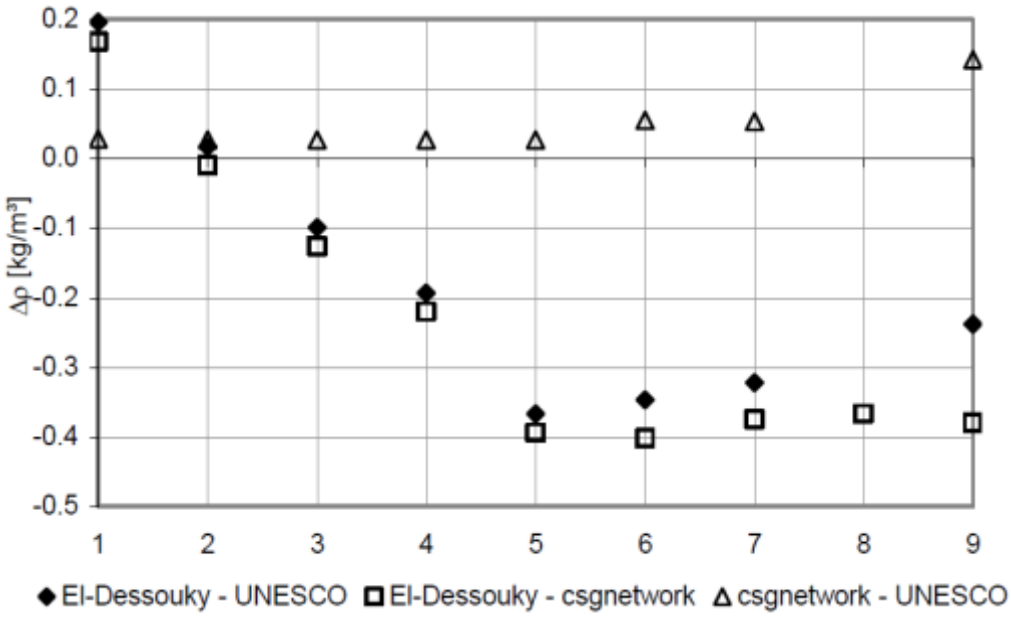
علاوه بر روابط بالا دو رابطه توسط UNESCO (1981) برای درجه‌ی حرارت مابین ۲- تا ۴۰ درجه‌ی سانتی‌گراد و شوری ۰ تا ۴۲ بخش در هزار در فشار ۱ اتمسفر و UNESCO (1991) در درجه‌ی حرارت ۱۰ تا ۳۵ درجه‌ی سانتی‌گراد و شوری ۴۲ تا ۵۰ بخش در هزار توسعه داده شده است. به این ترتیب هر یک از این روابط متفاوت از هم بوده و برای محدوده خاصی از دما و شوری کار می کند.

جواب هر یک از این معادلات نیز به این ترتیب متفاوت از یکدیگر خواهد بود. در جدول و شکل زیر نتایج به دست آمده برای معادلات مختلف به صورت مقایسه ای آورده شده است که گویای تفاوت بعضا قابل توجه در حد ۰/۳-۰/۴ kg/m^3 در نتایج این معادلات است. این تفاوت اندک در مدلهای هیدرودینامیک نظر به تاثیر زیاد چگالی بر رفتار جریان می توان باعث تغییرات محسوس در نتایج مدل شود.

جدول (۳-۲۴) مقایسه عددی روشهای مختلف در برآورد چگالی آب شور

			ρ [kg/m³]		
	Sal (ppt)	T (°C)	A	B	C
1	0	20	998.402	998.206	998.234
2	10	20	1005.810	1005.793	1005.820
3	20	20	1013.263	1013.362	1013.389
4	30	20	1020.761	1020.954	1020.981
5	42	30	1026.621	1026.988	1027.015
6	45	30	1028.874	1029.221	1029.276
7	45	35	1027.053	1027.375	1027.428
8	45	36	1026.672	-	1027.039
9	50	35	1030.800	1031.038	1031.180

A: El-Dessouky/Ettouny
B: UNSECO equations
C: water density calculator (csgnetwork.com)



شکل (۳-۱۵۳) مقایسه روشهای مختلف در برآورد چگالی آب شور

معادلات فوق تاکنون توسط روشها و ابزار گوناگونی برنامه نویسی شده و قابل دسترسی است. در مدل کرمیکس محاسبه چگالی شورابه توسط دو رابطه UNESCO (1981) و El-Dessouky and Ettouny (2002) انجام گرفته و در بخش برآورد مشخصات شورابه قابل دسترسی است. بلنینگر و ژیرکا (۲۰۰۴) نیز با ارائه مدل محاسبه تخلیه شورابه در قالب صفحه گسترده اکسل[1] از رابطه El-Dessouky and Ettouny (2002) استفاده نمودند. امروزه سایتهای متعددی برای محاسبه آنلاین مشخصات آب از جمله چگالی آن به صورت تابعی از دما و شوری توسعه داده شده که با یک جستجوی ساده عنوان "Salt Water Density Calculator " قابل مشاهده است. معادلات فوق در کنار دو معادله UNESCO در این سایتهای مبنای محاسبه چگالی محسوب می گردد. میزان تغییرات شوری در شورابه حاصل از نمک زدایی آب دریا درمحدوده ۵۰-۹۰ kg/m^3 متغییر بوده که آن تنها در بازه محاسباتی رابطه El-Dessouky and Ettouny (2002) قرار می گیرد. ازاینرو این رابطه

[1] MS Excel spreadsheet

پرکاربردترین رابطه در میان روابط بالا است. سایر روابط برای برآورد چگالی شورابه حاصل از نمک زدایی آبهای لب شور می توانند مورد استفاده قرار گیرند.

◘ لزجت دینامیک

برای محاسبه لزجت دینامیک رابطه زیر توسعه داده شده است:

$$\mu = \mu_W \cdot \mu_R \cdot 10^{-3} \qquad [kg/(ms)]$$
$$\nu = \mu / \rho \qquad [m^2/s]$$

که در آن:

$$\ln(\mu_W) = -3.79418 + 604.129/(139.18 + T)$$

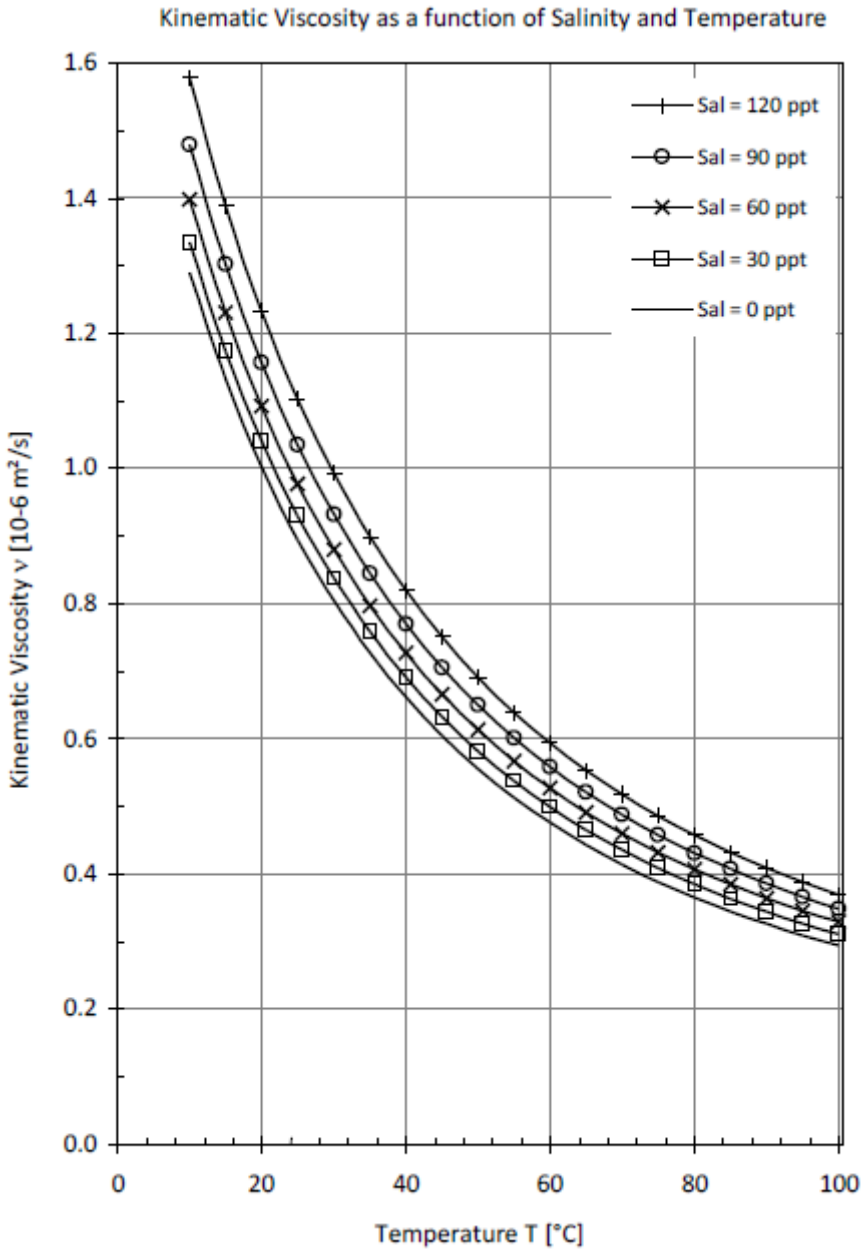
و

$$\mu_R = 1 + A \cdot Sal + B \cdot Sal^2$$

و

$$A = 1.474 \cdot 10^{-3} + 1.5 \cdot 10^{-5}\, T - 3.927 \cdot 10^{-8}\, T^2$$

به منظور محاسبه راحت تر مقدار لزجت سینماتیک از روابط فوق برای توسعه نمودار تغییرات لزجت به دما و شوری مشابه شکل زیر استفاده شده است. به این ترتیب برآورد لزجت به صورت تصویری و سریع، بدون نیاز به حل معادلات فوق قابل انجام است.



شکل (۳-۱۵۴) نمودار تغییرات لزجت سینماتیک با شوری و دما

۳-۶-۷- طراحی سیستم های تخلیه شورابه - مدلسازی فرایند

به منظور پیش بینی رفتار جریان پساب حین تخلیه شورابه در محیطهای مختلف، مطالعات بیشماری انجام گرفته است. این مطالعات از دهه ۱۹۶۰ میلادی با انجام مشاهدات آزمایشگاهی در دانشگاه های شاخص دنیا آغاز و در سالهای اخیر به توسعه مدلهای کامپیوتری بسیار پیچیده ای و دقیقی ختم شده است. در ادامه مطالعات انجام گرفته در ارتباط با مدلسازی تخلیه پسابهای تولیدی در آب شیرین کنهای ساحلی در قالب دو دوسته مدلهای آزمایشگاهی و مدلهای کامپیوتری (محاسباتی) تشریح می گردد.

◘ مدلسازی آزمایشگاهی

آشنایی انسان با جریان سیال در محیط از سال‌های بسیار دور با مشاهده مستقیم در طبیعت آغاز شده است. پس از انقلاب صنعتی با توسعه علم، بررسی رفتار سیال در محیط‌های مختلف از مشاهده‌های مستقیم در طبیعت به شبیه‌سازی کنترل شده رفتار سیال در ابعاد کوچکتر در آزمایشگاه، متمایل شده است. با شبیه‌سازی پدیده در ابعاد کوچک در آزمایشگاه، امکان شناسایی رفتار جریان‌ها در حالت‌های مختلف با سادگی و دقت بیشتری ممکن می‌باشد. به این ترتیب مدلسازی آزمایشگاهی تبدیل به نقطه آغازین و زیرساخت بخش اعظم دانش ما از پدیده های فیزیکی و هیدرولیکی در دنیا تبدیل شده است. مشاهدات آزمایشگاهی در بررسی رفتار تخلیه فاضلاب به محیط به دانشمندان کمک کرده است تا رفتار جریان را آشکار و امکان مدلسازی ریاضیاتی آنرا فراهم سازند. پژوهش آزمایشگاهی با توسعه مجموعه ای وسیع از روابط تجربی عملا تنها امکان دقیق، برای پیش بینی رفتار جریان و طراحی تخلیه کننده های دریایی در سالهای پیش از ظهور و بروز روشهای

کامپیوتری بوده است. مدلسازی پدیده در شرایط کنترل شده با مقایسه حالات ساده جریان، علاوه برآشکارسازی مکانیزمهای حاکم، بنیان هایی برای طراحی درست دراختیار قرار می دهد که مهندسان و طراحان را بی نیاز از سناریوپردازیهای بی دلیل و زمان بر کرده و طراحی را هدفمند و در مسیر خود سریع و کارا می سازد. لازم به ذکر است که مدلسازیهای کامپیوتری به دلیل ساده سازیهای زیاد در حل معادلات حاکم، محدودیت منابع نرم افزاری و سخت افزاری، نیاز به تخصص بالا و هزینه بالای محاسباتی بعضا غیردقیق بوده و می تواند بسیار زمان بر و سخت باشد. جواب حاصل در برخی از موارد تا ۱۰۰ درصد غیردقیق و دور از واقعیت (مشاهدات آزمایشگاهی و میدانی) گزارش شده است. از اینرو مشاهدات آزمایشگاهی همواره راهگشا در ارائه طرح اولیه تخلیه کننده و ابزاری مناسب برای کالیبراسیون و صحت سنجی مدلهای کامپیوتری محسوب می گردند. مهندس طراح بدون آگاهی از استانداردهای طراحی برآمده از مشاهدات آزمایشکاهی و سناریوپردازی حالت مختلف در مدلهای کامپیوتری قادر به ارائه طرح دقیقی از رفتار جریان در محیط در حالات مختلف نخواهد بود. در ادامه به ارائه سابقه مختصری از مطالعات آزمایشگاهی انجام شده در ارتباط با تخلیه شورابه های صنایع نمک زدایی در محیط دریا، رهنمودهای بدست آمده از مجموع این مطالعات جمع بندی و ارائه می گردد.

سابقه اولین مطالعات در دسترس از دینامیک و رفتار اختلاطی جریان در تخلیه پسابهای شور و سنگین به تحقیقات Cederwall (1968) برمی گردد. Cederwall در بررسی رفتار جتهای مستغرق و مایل فاضلاب سنگین در محیطهای ساکن گزارش نمودند که احتمالا مایل تخلیه با زاویه ۴۵ درجه نسبت به افق بهترین حالت تخلیه است؛ در سال ۱۹۷۰، زیتون و همکاران میزان ترقیق برای زوایای مختلف تخلیه نسبت به افق را اندازه‌گیری کرده و این‌طور نتیجه‌گیری کردند که تخلیه با زاویه ۶۰

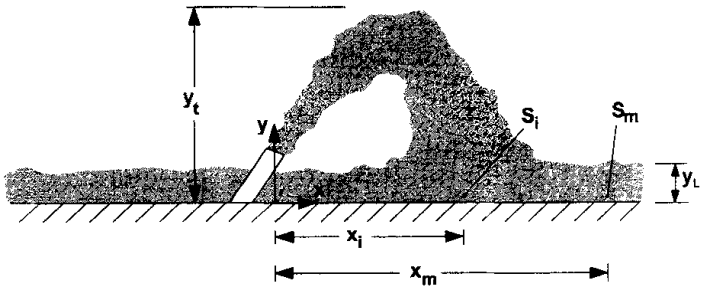
درجه از این نظر که دارای طولانی‌ترین خط سیر[1] و بیش‌ترین میزان ترقیق در مقایسه با زوایای ۳۰، ۴۵ و ۹۰ درجه است، حالت بهتری از تخلیه است. پس از این مطالعه تخلیه با زاویه ۶۰ درجه به عنوان یک استاندارد عملی برای تخلیه مستغرق فاضلابهای سنگین مورد نظر قرار گرفته شد، هر چند این موضوع در مطالعات بعدی مورد پرسش واقع شد و محققین دیگری نیز آزمایش‌هایی گسترده بر روی اثر زاویه تخلیه‌کننده انجام دادند.

لیست (۱۹۷۳) تأکید داشت که خصوصیّات هر نوع جت آشفته به سه پارامتر اوّلیّه خروجی یعنی شار اندازه حرکت ، شار شناوری و شار حجمی بستگی دارد. ترنر (۱۹۸۶) با بررسی تخلیه پساب با شناوری منفی، دریافت که خصوصیّات این نوع جت‌ها، توسّط شارهای اوّلیّه اندازه حرکت و شناوری پساب خروجی کنترل می‌گردد. اینو و سو تخلیه پساب‌های چگال از تخلیه‌کننده‌های مستغرق را مورد بررسی قرار داده، مشاهده نمودند که افزایش سرعت اوّلیّه خروجی و یا کاهش قطر جت می‌تواند باعث افزایش میزان ترقیق گردد. رابرتز و تامز در موسسه فناوری جرجیای آمریکا با بررسی جت‌های شناور، عدد فرود[2] را مهم‌ترین پارامتر مشخص کننده رفتار جریان، در تخلیه شورابه های سنگین از تخلیه‌کننده‌های مستغرق تک مجرایی بیان داشتند. ایشان خصوصیّات جریان را تابعی از شار حجمی جت، شار اندازه حرکت و شناوری اوّلیّه، سرعت محیط و زاویه تخلیه عنوان کردند. آنها با انجام آزمایشات گسترده و ارائه تحلیلهای ابعادی، مجموعه ای از روابط تجربی بر مبتنی شارهای اولیه جریان خروجی و شرایط تخلیه ارائه نمودند.

رابرتز و همکاران در سال ۱۹۹۷ اندازه‌گیری‌های دقیق بیشتری بر روی جت‌های مستغرق با زاویه‌ی ۶۰ درجه انجام دادند. آنها روابط تجربی متعددی برای پیش بینی رفتار اختلاطی و هندسی جریان در

[1] Trajectory
[2] Froude Number

محدوده میدان نزدیک پیشنهاد نمودند. در این مطالعه طول میدان نزدیک یا ناحیه ای که استانداردهای زیست محیطی در آن باید راضا شود تا جایی بعد ازنقطه برخورد جریان با بستر تعریف شد که در آن فرآیندهای دینامیکی حاکم بر اختلاط و ترقیق در ارتباط نزدیک با پارامترهای تخلیه هستند. به اعتقاد ایشان ترقیق مؤثّر در تخلیه مستغرق پسابهای شور، از راه ایجاد سرعت بالا هنگام تخلیه و افزایش آشفتگی در جت حاصل می‌شود.



شکل (۳-۱۵۵) الگوی عمومی تخلیه جریانهای سنگین از تخلیه کننده‌های تک مجرایی مستغرق (رابرتز و همکاران ۱۹۹۷)

ژانگ و بادور (۱۹۹۸) با بررسی تخلیه پساب شور و سنگین از تخلیه‌کننده‌های تک مجرایی گرد و دایره‌ای شکل، رفتار این جریانات را پیچیده و تحلیل آنها را دشوار عنوان نمودند. ایشان بیان داشتند در تخلیه مستغرق فاضلابهای شور به دلیل آنکه شناوری در راستایی مخالف با راستای جریان خروجی عمل می‌کند، جریان ابتداً تحت تاثیر سرعت اولیه خود تا نقطه اوج پیشروی نموده و با تقویت تاثیر شناوری منفی و استهلاک اندازه حرکت خروجی، در نقطه اوج مؤلّفه قائم سرعت به صفر رسیده جهت جریان معکوس می شود. ایشان روابطی جهت پیش بینی رفتار هندسی جریان پیشنهاد نموده اند.

چیپولینا و همکاران (۲۰۰۵) با بیان اهمیت مطالعه رفتار جریان در تخلیه پساب‌های شور، پارامترهای هندسی جت‌های سنگین خروجی از تخلیه‌کننده‌های تک مجرایی در حالت مایل را مورد بررسی قرار

دادند. ایشان مختصّات حداکثر ارتفاع جت و ارتفاع اوج خط مرکزی جریان[1] و فاصله نقطه برخورد جریان با بستر در زوایای گوناگون را تعیین و گزارش نمودند.

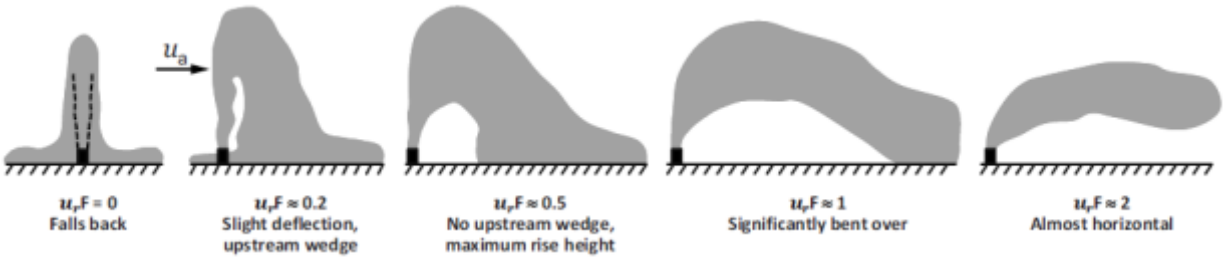
کیکرت و همکاران (۲۰۰۷) مدلی تحلیلی همراه با مشاهدات آزمایشگاهی برای تعیین مشخصات هندسی و اختلاطی جریان در زوایای مختلف (۰ تا ۷۵ درجه) تخلیه مستغرق جریان شور و سنگین ارائه نمودند. مدل‌های ارائه شده توانایی خوبی برای پیش بینی بیشینه ارتفاع اوج خط مرکزی و لبه‌ی خارجی جریان در این نقطه را داشته، با این وجود میزان ترقیق در نقطه بازگشت جریان به تراز اولیه خود را ۳۴ درصد کمتر برآورد می کند.

ژیرکا (۲۰۰۸) پژوهشی تحلیلی بر روی جت‌های سنگین با زوایای ۰ تا ۹۰ درجه در بسترهای شیب-دار و صاف انجام داده و آنرا با داده های آزمایشگاهی مقایسه نمود. او استدلال کرد که روش‌های طراحی موجود بر اساس اطلاعات آزمایشگاهی محدود و قدیمی به‌دست آمده‌اند و قابل اتکا نیستند. او با استفاده از تحلیلهای ریاضی زوایای ۶۰ تا ۷۵ درجه در بسترهای صاف و زوایای ۳۰ تا ۴۵ درجه در بسترهای با شیب تند را به عنوان زوایایی با بیشینه میزان ترقیق درنطقه برخورد پیشنهاد نمود. به این ترتیب وی تخلیه با شیب کمتر، در حدود ۳۰ تا ۴۵ درجه نسبت به افق، را به عنوان حالت بهینه طراحی پیشنهاد نمود.

گونگر و رابرتز (۲۰۰۹) رفتار شورابه در حالت تخلیه قائم (آبشار گونه) پساب در محیطهای ساکن و متحرک را مورد مطالعه قرار دادند. در این مطالعه رفتار هندسی جریان، حداکثر ارتفاع و موقعیت نقطه برخورد جریان با بستر و میزان ترقیق جریان در این نقاط در سرعتهای صفر و کم تا زیاد محیط مورد بررسی قرار گرفته است. اگرچه این حالت از تخلیه در محیطهای ساکن به دلیل برگشتن جریان

[1] Trajectory

به روی نازل و ترقیق کمتر جریان توصیه نشده است، امکان استفاده از آن در محیطهایی با جریان دائمی چون دهانه رودخانه ها و خورها مورد تاکید قرار گرفته است.



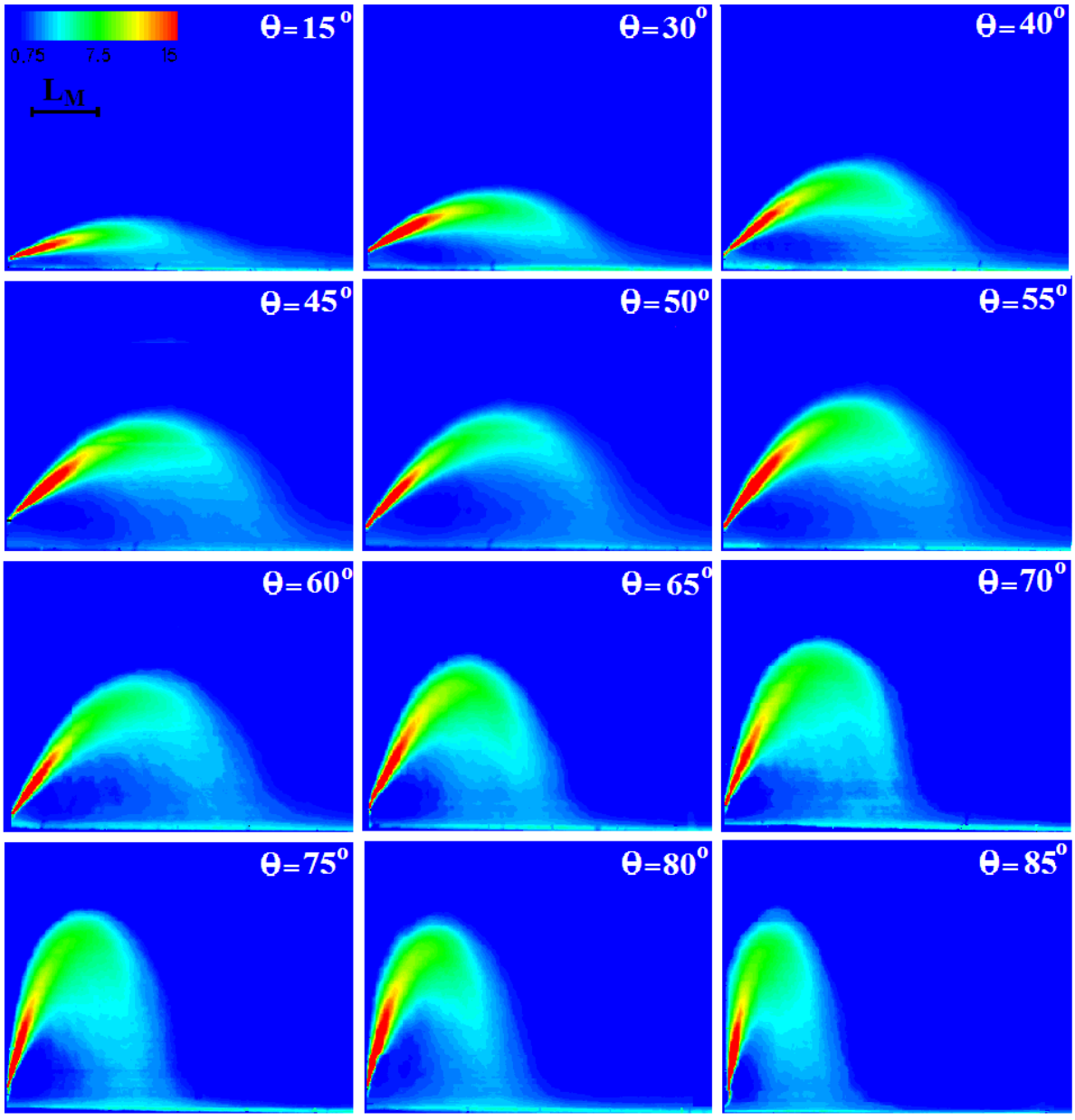
شکل (۳-۱۵۶) رفتار جریان شورابه در تخلیه مستغرق از نازلهای قائم در محیط ساکن و متحرک

لای و لی (۲۰۱۲) با ارزیابی تخلیه مورب فاضلابهای سنگین و شور از تخلیه کننده های مستغرق تک مجرایی در محیط ساکن در زوایای ۱۵، ۳۰، ۳۸، ۴۵، ۵۲ و ۶۰ درجه نسبت به افق نشان دادند که رفتار اختلاطی جریان تا بیشنه ارتفاع اوج رفتاری جت مانند و بعد از آن پلوم شکل است. در لبه‌ی پایینی جریان، ناپایداریهای ناشی از شناوری منفی باعث خروج شار قابل توجهی از جریان در زوایای تندتر از ۱۵ درجه و ترقیق بیشتر جت در این ناحیه می شود. ارتفاع بیشینه اوج‌گیری جریان (yt/dF) در محدوده ۰/۴۴ برای زاویه‌ی ۱۵ درجه تا ۲/۰۸ برای زاویه‌ی ۶۰ درجه مشاهده شد. اندازه‌گیری ترقیق در نقطه ارتفاع بیشینه نشان داد که تفاوت در میزان ترقیق برای زوایای بین ۳۸ تا ۶۰ درجه ناچیز و برابر با $S_i/Fr=1.06$ است. ایشان نتایج آزمایشگاهی را با مدل لاگرانژی جت VISJET مقایسه و مشاهده نمودند که این مدل (در ادامه معرفی می گردد) در نقطه اوج ارتفاع بیشینه و میزان ترقیق را به ترتیب ۱۵-۱۰ درصد و ۳۰ درصد کم‌تر از مقدار واقعی پیش‌بینی می کند.

اولیور و همکاران (۲۰۱۳) تخلیه مستغرق شورابه در زوایای مختلف تخلیه از ۱۵ تا ۷۵ درجه را با ارائه یک روش تحلیلی پیش بینی رفتار جریان مورد بررسی و مطالعه قرار دادند. نتایج به‌ویژه در زمینه ارتباط میان زاویه تخلیه و ترقیق در نقطه بازگشت در تقابل معنا داری با نتایج ژیرکا (۲۰۰۸) بود.

اولیور و همکاران نشان داد که ترقیق در نقطه بازگشت برای جت‌های با زاویه ۳۰ درجه نصف میزان متناظر برای جت‌های مایل با زاویه ۶۰ درجه است. افزون بر آن مشاهده نمودند که این ترقیق تغییر چندانی میان زوایای تخلیه ۶۰ تا ۷۵ درجه ندارد.

عابسی و رابرتز (۲۰۱۵) جت فاضلاب شور خروجی از تخلیه کننده های تک مجرایی مورب در زوایای ۱۵ تا ۸۵ درجه را به صورت آزمایشگاهی مورد مطالعه قرار دادند. مشخصات جریان در نقطه اوج، نقطه برخورد و برای اولین بار در انتهای میدان نزدیک برای همه این زوایا مورد ارزیابی قرار گرفت. در نتیجه این تحقیق مشخص شد ترقیق در نقطه برخورد با بستر در زوایای ۴۵ تا ۶۵ درجه چندان به زاویه تخلیه حساس نمی باشد. اما ترقیق در انتهای ناحیه میدان نزدیک بیشتر به زاویه تخلیه حساس بوده و بیش‌ترین آن در زاویه‌ی ۶۰ درجه اتفاق می افتد که با استاندارد پذیرفته شده برای طراحی هم‌خوانی دارد.

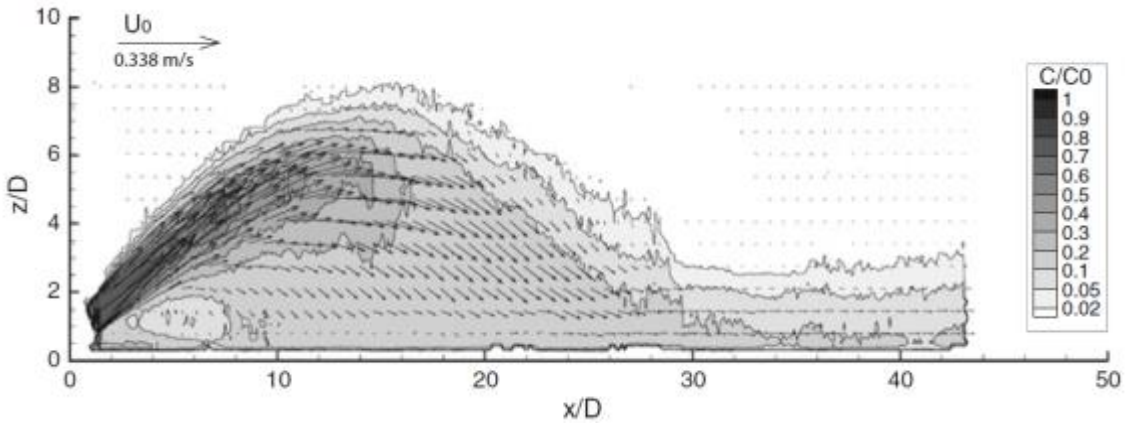


شکل (۳-۱۵۷) رفتار جریان در تخلیه شورابه از نازلهای مستغرق در زوایای مختلف نسبت به افق

در مطالعات متعدد تخلیه با زاویه ۶۰ درجه به جهت دارا بودن بیش‌ترین کارایی، برای تخلیه شورابه پیشنهاد شده است؛ لکن ارتفاع بیشینه اوج‌گیری جریان در تخلیه مورب ۶۰ درجه نسبتا زیاد بوده و ممکن است این موضوع، تخلیه شورابه با این شیب در سواحل کم عمق را نامناسب و در مواردی

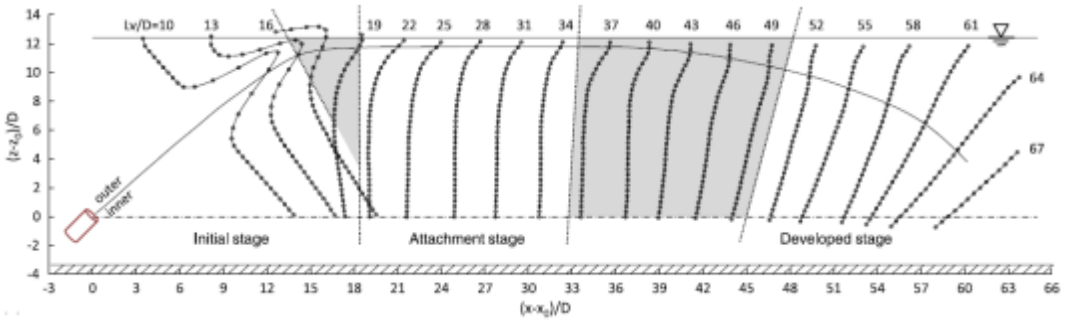
غیرممکن سازد. در تخلیه فاضلاب در محیطهایی دریایی همواره سعی می شود تا از مشاهده تاثیرات تخلیه در سطح آب پرهیز شود. همچنین تخلیه با فاصله نسبت به بستر دریا انجام می شود تا علاوه بر بهبود آثار اختلاطی باعث بهم خوردن رسوبات کف و ایجاد ناپایداری در آن نشود. در سالهای اخیر در مطالعات آزمایشگاهی مختلف ابعاد این موضوع نیز مورد بررسی و تحقیق قرار گرفته است.

شائو و لاو (۲۰۱۰) رفتار اختلاطی جریان شورابه در محیط ساکن در حالت تخلیه مایل نزدیک به بستر با زوایای ۳۰ و ۴۵ درجه را مورد بررسی قرار دادند. در این مطالعه مشخصات هندسی جریان شامل مشخصات نقطه اوج و نقطه‌ی بازگشت جریان استخراج و ضرایب آن تعیین گردید. به منظور مطالعه اثر نزدیکی به بستر بر رفتار جریان، نتایج دو سری آزمایش، در حالت تخلیه نزدیک به بستر و دور از آن، ارزیابی و با هم مقایسه شد. در این تحقیق مشاهده گردید که نزدیکی به بستر در زوایای کم و در شرایطی که دهانه تخلیه تقریبا چسبیده به کف دریا است باعث تغییر رفتار هندسی جریان می شود. این موضوع اما تغییرات محسوسی در ترقیق و اختلاط جریان ایجاد نکرده است. در این تحقیق معیارهایی برای تعیین محدوده اثرگذاری بستر بر رفتار جریان برای زاویه ۳۰ درجه ارائه شد.



شکل (۳-۱۵۸) بررسی اثرت بستر دریا بررفتار جریان درتخلیه مستغرق فاضلابهای سنگین در محیط ساکن

ژیانگ و همکاران (۲۰۱۴) به منظور بررسی تاثیر ارتفاع آب بر رفتار هندسی و اختلاطی جریان شورابه در آبهای کم عمق تخلیه در دو حالت ۳۰ و ۴۵ درجه در عمقهای مختلف را مورد بررسی قرار دادند. در این مطالعه سه رژیم کاملا مستغرق، تماس با سطح و برخورد مرکز جریان با سطح در تخلیه شورابه در محیطهای کم عمق مشاهده شده و معیارهای تفکیک آنها از یکدیگر تعیین گردید. با شروع برخورد جریان با سطح به تدریج مسیر حرکت جریان تغییر کرده و میزان ترقیق آن کاهش می یابد. این موضوع در رژیم کم عمق باعث کاهش محسوس ترقیق جریان در نقطه برخورد و طولانی تر شدن مسیر حرکت جریان در محیط می شود در حالیکه در محدوده تماس با سطح جزئی و قابل صرفنظر کردن است.

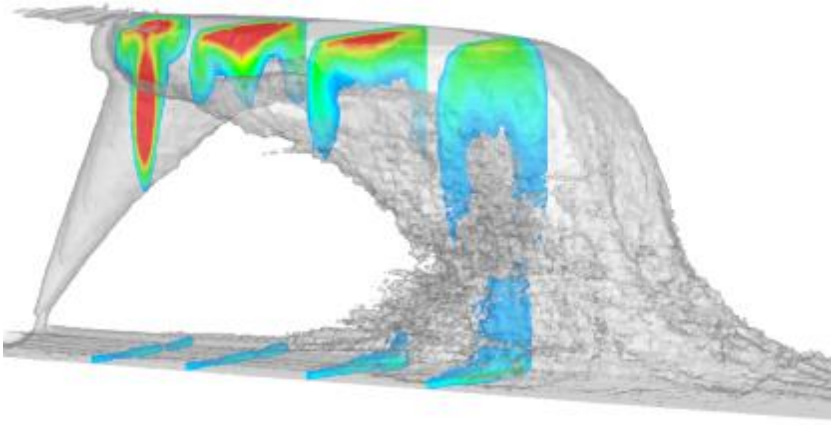


شکل (۳-۱۵۹) برخورد با سطح در تخلیه مستغرق شورابه در آبهای کم عمق

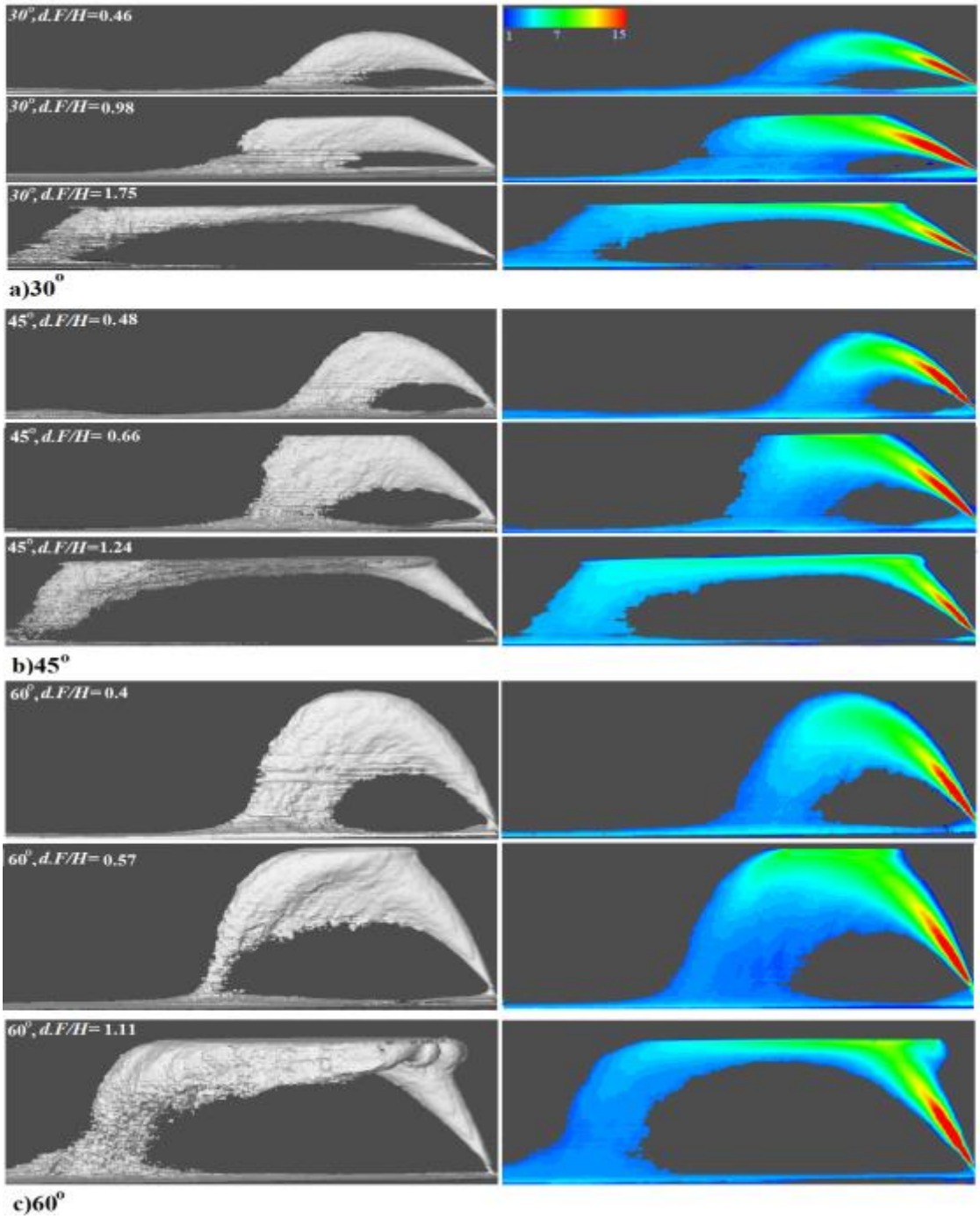
عابسی و رابرتز (۲۰۱۶) رفتار تخلیه مستغرق شورابه در آبهای کم‌عمق برای نازل‌های ۳۰، ۴۵ و ۶۰ درجه را مورد مطالعه قرار دادند. سه رژیم آب عمیق، تماس سطحی و آب کم‌عمق شناسایی و معیار-هایی برای گذار بین آن‌ها ارائه شد. معیار انتقال در این رژیم‌ها dF/H تعریف شده که d قطر نازل، F عدد فرود دنسیمتریک و H عمق آب می‌باشد. جریان در محیطهای کم عمق به‌ویژه برای نازل‌های با

شیب تند، فعل و انفعالات سه‌بعدی پیچیده‌ای با سطح آزاد داشته و این موضوع میزان ترقیق و مشخصات هندسی جریان را به شدت تحت تاثیر قرار می دهد. برای آب عمیق، شرایط مشابه جتهای آزاد بوده اما هنگامیکه عمق کاهش پیدا می‌کند (dF/H افزایش می‌یابد)، با برخورد جریان با سطح به تدریج میزان ترقیق کاهش یافته و رفتار هندسی جریان تغییر مینماید. در شرایط آب عمیق و تماس سطحی، میزان ترقیق در نقطه‌ی اثر و میدان نزدیک در زاویه‌ی ۶۰ درجه دارای بیش‌ترین مقدار می‌باشد. با کاهش بیش‌تر عمق، میزان ترقیق برای هر سه زاویه تقریبا یکسان می‌شود تا در نهایت در شرایط آب کم‌عمق این زاویه ۳۰ درجه است که بیش‌ترین میزان ترقیق در مقایسه با زوایای تندتر را بدست خواهد داد. در این زاویه جریان دارای فعل و انفعالات محدودتری با سطح بوده و علاوه بر تاثیرات بصری کم‌تری به دلیل ترقیق بیشتری که فراهم می سازد برای محیطهای کم عمق دارای ارجحیت می‌باشد. در نتیجه این تحقیق مشخص شد که توصیه‌های قبلی مبنی بر این‌که حداکثر ارتفاع اوج‌گیری مرز بالایی جت باید کم‌تر از ۷۵ درصد عمق باشد تا از اثرات سطح اجتناب شود، بیش از حد محافظه‌کارانه بوده و برای همه‌ی زوایای، ارتفاع حداکثر جت می تواند تا ۹۰ درصد عمق آب افزایش یابد، بدون آنکه تاثیر زیان‌آوری بر روی اختلاط جریان داشته باشد.



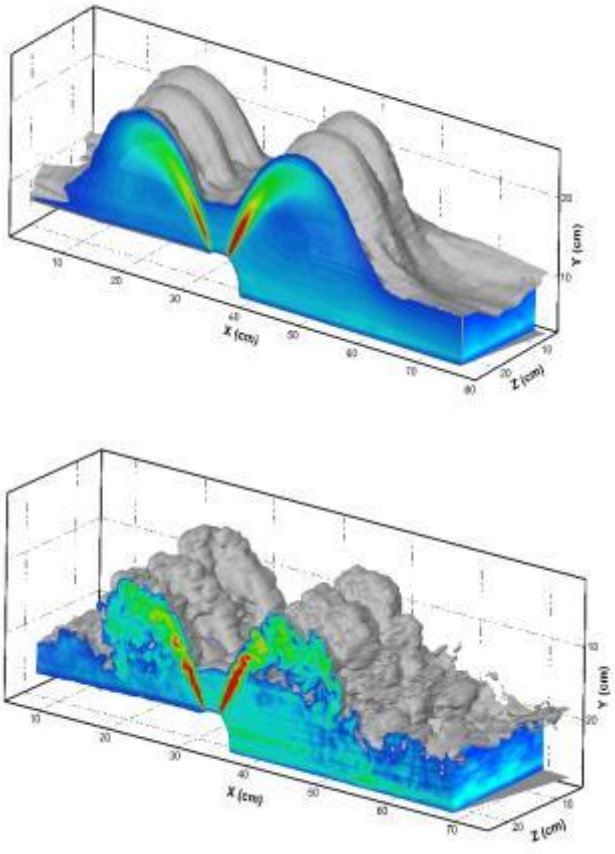


شکل (۳-۱۶۰) تخلیه شورابه از تخلیه کننده مستغرق ۶۰ درجه در آب کم عمق



شکل (۳-۱۶۱) رفتار جریان شورابه در حالت تخلیه مستغرق در محیطهای عمیق، تماس سطحی و کم عمق برای نازلهای ۳۰، ۴۵ و ۶۲ درجه

در پیش بینی رفتار جریان در محدوده میدان نزدیک علاوه بر عمق تخلیه و شرایط جریان اعم از دبی، سرعت و شناوری پساب خروجی، شرایط تخلیه کننده (زاویه، شکل و فاصله نازلها) و سرعت محیط نیز تاثیرگذار خواهند بود. از اینرو بررسی تاثیرات متقابل جت ها برروی یکدیگر در تخلیه کننده های چند مجرایی و تعیین فاصله بهینه نازلهای از یکدیگر به یک موضوع اساسی در طراحی تخلیه کننده های دریایی تبدیل شده است. در این زمینه می توان به مطالعه عابسی و رابرتز (۲۰۱۴) اشاره نمود. در این تحقیق تاثیر فواصل مختلف جتهای خروجی از یکدیگر در الگوی عمومی جریان مورد مطالعه قرار گرفته است. در نتیجه این تحقیق مشاهده شده است که مجاری تخلیه در صورت فاصله کافی از هم، از رفتار عمومی گزارش شده برای جتها منفرد پیروی می کنند، اما در صورت کاهش فاصله نازلهای از یکدیگر در محدوده $s/dF < 2$ که در آن s فاصله نازلها از هم، d قطر نازل و F عدد فرود چگالی است، جتهای خروجی به هم پیوسته و تشکیل یک جت خطی خواهند داد. مشاهدات آزمایشگاهی در این تحقیق نشان داد تحت این شرایط به دلیل اختلال در روند اختلاط و ورود سیال محیط به داخل جریان، میزان ترقیق شورابه تا حدی زیادی کاهش یافته و رفتار هندسی جریان تغییر می کند. به این ترتیب در طراحی تخلیه کننده های تک مجرایی حداقل فاصله فوق در جانمایی مجاری کنار یکدیگر باید مورد توجه قرار گیرد.



شکل (۳-۱۶۲) به هم پیوستگی جریان در تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چند مجرایی

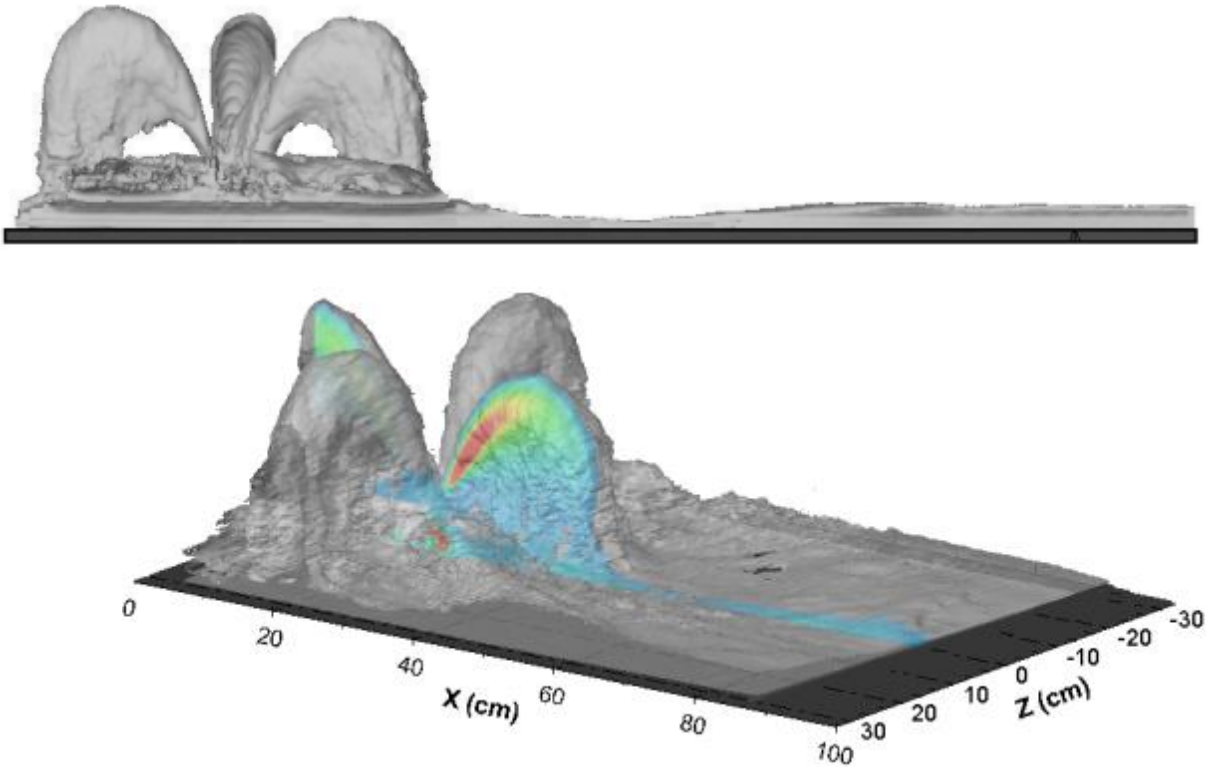
Antenucci et al. (2015) در یک مطالعه میدانی عملکرد سیستم تخلیه شورابه آب شیرینکن جنوبی Binningup (SSDP[1])، شهر Perth کشور استرالیا که بزرگترین طرح نمک زدایی در نیمکره جنوبی محسوب می شود ار مورد بررسی قرار دادند. در این پروژه، شورابه تولیدی با دبی ۵.۴ مترمکعب برثانیه (در حداکثر ظرفیت سیستم)، به صورت ثقلی و از طریق تخلیه کننده چند مجرایی، از طریق لوله ای به قطر ۲ متر در فاصله ۵۰۰ متری از ساحل و عمق ۱۰ متری اقیانوس تخلیه می گردد. طول دیفیوزر ۳۳۰ متر بوده و دارای ۸۰ مجرا با زاویه ۶۰ درجه و قطر داخلی ۱۳.۶ سانتیمتر می باشد که

[1] Southern Seawater Desalination Plant (SSDP)

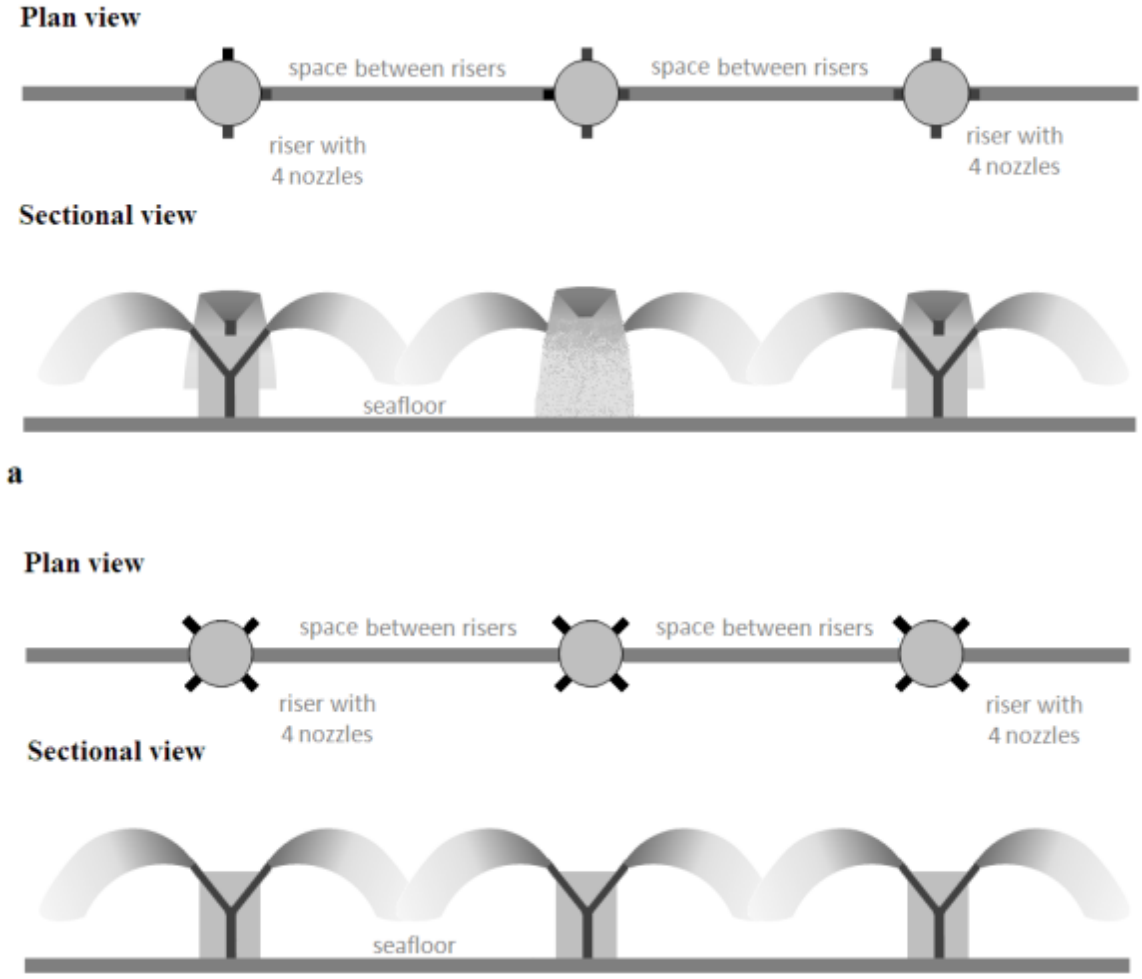
به فاصله ۴ متر از هم قرارگرفته اند. با اندازه گیری میزان شوری در مجاورت بستر و برداشت ۱۶۷ پروفیل عمودی برای دما، هدایت الکتریکی، اکسیژن محلول و pH در دو ایستگاه در محدوده میدان نزدیک (۵۰ متری شمال و جنوب دیفیوزر)، پخشیدگی جریان و میزان اختلاط آن در مجاورت بستر برآورد گردید. داده های بدست آمده از این مطالعه میدانی تطابق مطلوبی به مشاهدات آزمایشگاهی Abessi and Roberts (2014) داشته و به هم پیوستگی جریان خروجی از نازلها و کاهش ترقیق جریان در این حالت نسبت به تخلیه جتهای جدا از هم را نشان می دهد.

Abessi and Roberts (2016) رفتار شورابه در تخلیه از دیفیوزرهای بوته شکل در محیطهای ساکن را مورد مطالعه قرار دادند. در این مطالعه تخلیه کننده ۴ مجرایی با نازلهای ۶۰ درجه نسبت به افق و جانمایی نازلها به صورت ۹۰ درجه نسبت به یکدیگر مورد مطالعه قرار گرفته است (شکل ۲۲). در شرایط وجود ۴ نازل یا کمتر تاثیر نازلهای بر یکدیگر در تخلیه بوته شکل ناچیز و قابل صرفنظر کردن است. اما در نتیجه این مطالعه مشاهده شده است مشابه حال قبل، نزدیک رایزرها یا بوته های تخلیه به یکدیگر روند اختلاط در مجاورت بستر در ناحیه میدان نزدیک را با مشکل واجه خواهد ساخت. در این حالت در صورت نزدیک رایزرها به هم برای $s_r/dF < \sim 2$ که در آن s_r فاصله رایزرها از هم است میزان ترقیق جریان در ناحیه میدان نزدیک در مجاورت بستر کمتر و طول آن کوتاه تر خواهد شد. به این ترتیب برای دستیابی به میزان ترقیق مناسب رایزرهای بوته شکل باتوجه به معیار یاد شده باید از اهم فاصله کافی داشته باشند. در این شکل زیر جانمایی رایزرهای بوته شکل در امتداد تخلیه کننده در دو حالت ۹۰ و ۴۵ درجه نسبت به جهت لوله انتقال آورده شده است. در این تحقیق مشاهده شده است که زاویه تخلیه در جانمایی نازلهای نسبت به لوله انتقال، پارامتری تاثیرگذار در میزان ترقیق

جریان در محدوده میدان نزدیک نبوده و این فاصله رایزرها از هم است که تعیین کننده میزان پخشیدگی جریان در محیط است.



شکل (۳-۱۶۳) تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چند مجرایی بوته شکل در محیط ساکن

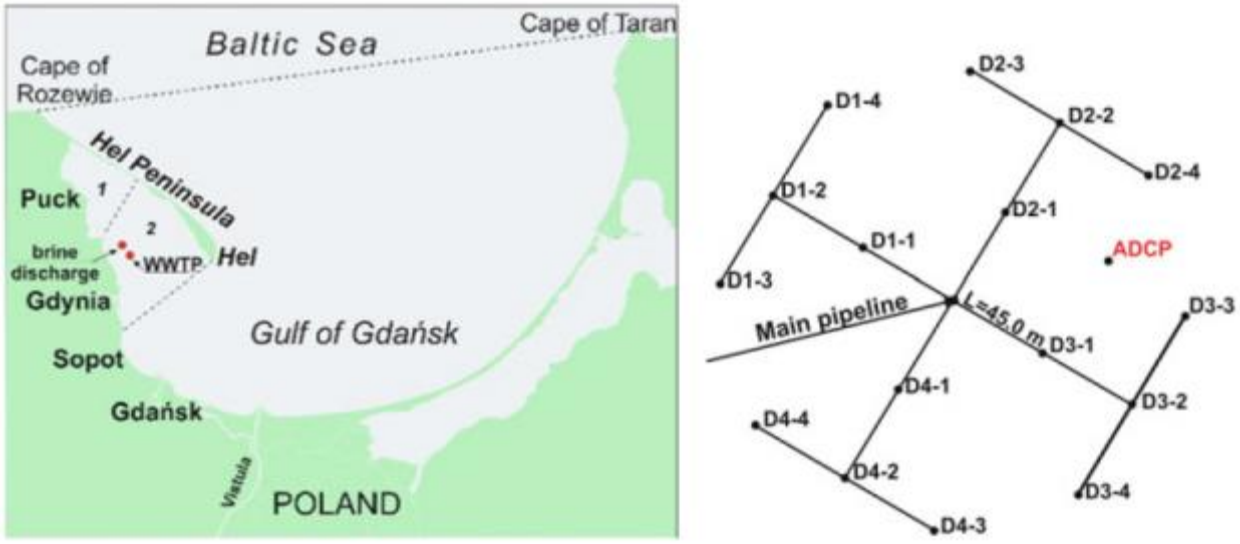


شکل (۳-۱۶۴) الگوی جانمایی و زاویه استقرار رایزرهای بوته شکل در تخلیه کننده های مستغرق چند مجرایی

Robakiewicz (2020) تخلیه شورابه فعالیت های معدن کار در خلیج Puck واقع در شمال کشور لهستان و جنوب دریا بالتیک[1] از تخلیه کننده های مستغرق چند مجرایی بوته شکل را با برداشت داده های میدانی مورد بررسی و مطالعه قرار داد. در این منطقه شورابه ای با دبی ۸۳ l/s و غلظت ۲۵۰ kg/m3 در عمق ۸ متری و در فاصله ۲۳۰۰ متری از ساحل از طریق ۴ بازو و ۱۶ رایزر با ۳ نازل

[1] south Baltic Sea

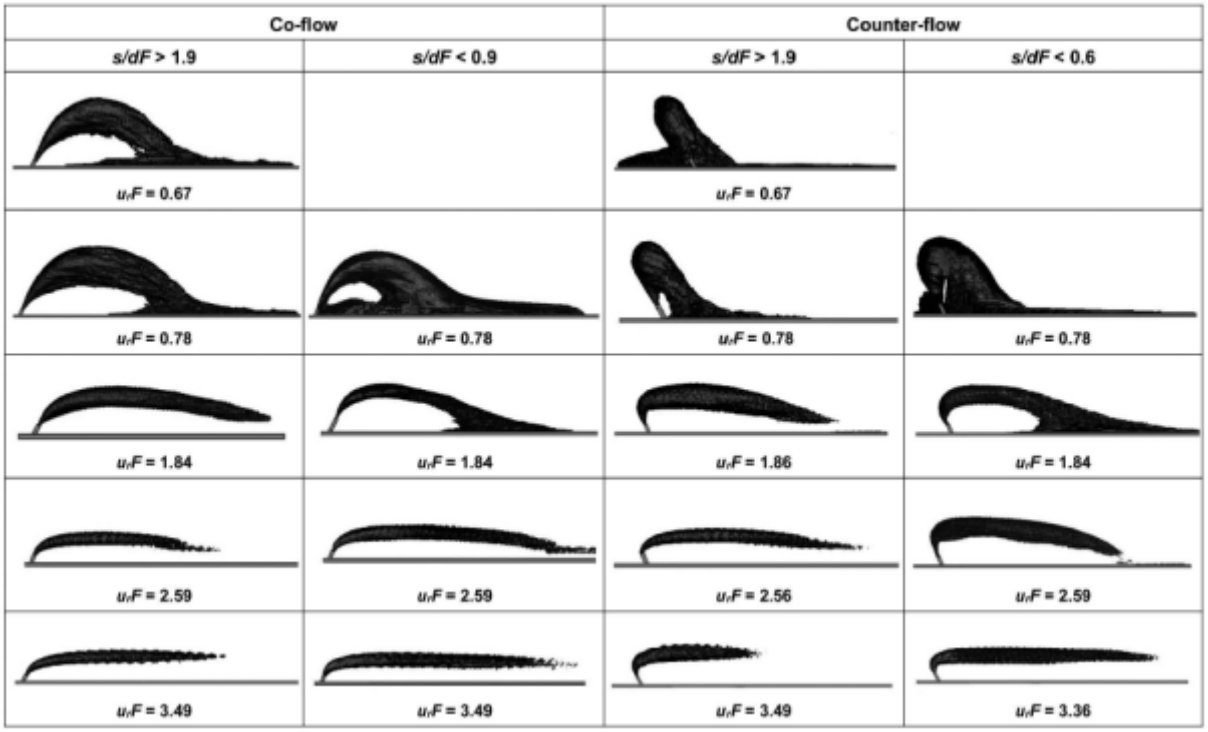
۹ میلیمتری در هر بوته در محیط دریا تخلیه می گردد. رایزرها در فاصله ۴۵ متری از یکدیگر و در ارتفاع ۳ متری از بسترساخته شده اند. در هر بوته ۳ نازل با زاویه ۱۲۰ درجه نسبت به هم و نازلها با زاویه ۴۵ درجه نسبت به افق قرار داده شده اند (شکل زیر). براساس استانداردهای محلی تخلیه فاضلاب تنها مجاز به افزایش حداکثر ۰/۵ psu در شوری محیط در انتهای میدان نزدیک است. برداشت داده های میدانی در این مطالعه بیانگر آن است که در اکثر اوقات حد مجاز افزایش ۰/۵ psu در انتهای میدان نزدیک ارضا شده و این نتایج در تطابق با مشاهدات Abessi and Robert (2016) می باشد.



شکل (۳-۱۶۵) تخلیه شورابه از تخلیه کننده مستغرق چند مجرایی با جانمایی ۱۶ بوته در چهار بازو در خلیج Puck کشور لهستان

علاوه بر بررسی تاثیر عمق محیط، شکل تخلیه کننده و فاصله نازلها از یکدیگر تاثیر سرعت محیط در رفتار جریان در محدوده میانی از میدان جریان نیز در مطالعات آزمایشگاهی محدودی مورد بررسی قرار گرفته است.

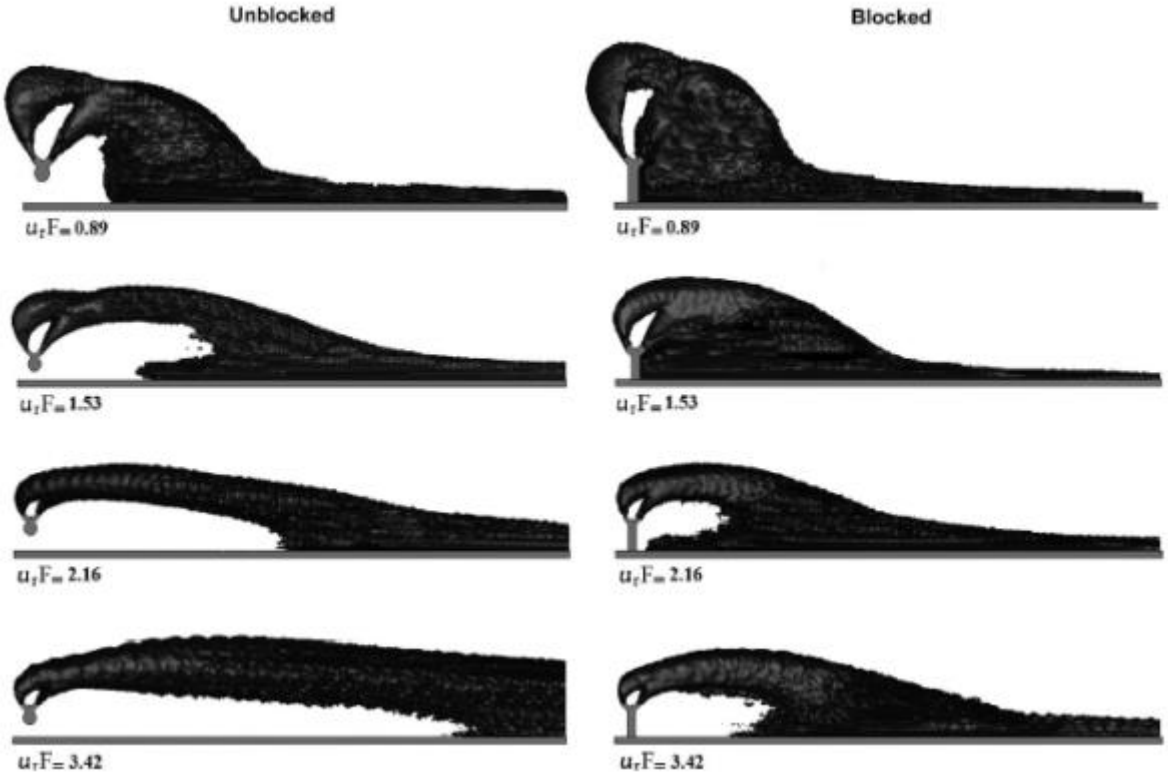
Abessi and Roberts (2017) رفتار جریان در تخلیه شورابه از تخلیه کننده های تک مجرایی و چند مجرایی در محیطهای متحرک را مورد مطالعه قرار دادند. جریان محیط در این حالت می تواند در جهت تخلیه جریان (جهت نازل)، با زوایه نسبت به آن و در برخلاف آن باشد. در دوحالت مورد بررسی در این تحقیق (جریان در جهت و خلاف جهت تخلیه) رفتار هندسی و اختلاطی جریان در حالات مختلف تخلیه – نازلهای با فاصله کم تا زیاد- مورد مطالعه قرار گرفته است. همانطور که در شکل زیر مشاهده می شود با افزایش سرعت جریان در محیط حداکثر ارتفاع جریان محدود شده و فاصله نقطه برخورد در حالت تخلیه در جهت جریان، افزایش می یابد. در حالت تخلیه در خلاف جهت جریان برای سرعتهای کم (urF≈۰/۶)، نقطه برخورد ممکن است برروی خود نازل افتاده و میزان ترقیق تا کمترین مقدار ممکن (کمتراز حالت ساکن) کاهش یابد. به طورکلی حضور جریان محیطی باعث افزایش میزان ترقیق و شستشه شده شورابه به سمت پایین دست و بهبود فرایند پخشیدگی و اختلاط جریان در محیط خواهد شد. تنها استثنا تخلیه در خلاف جهت جریانات محیطی ضعیف می باشد که باعث عدم اختلاط مناسب جریان و کاهش میزان ترقیق در نقطه برخورد و وقوع بدترین شرایط می شود.



شکل (۳-۱۶۶) رفتار جریان در تخلیه شورابه از تخلیه کننده ای چند مجرایی در محیط متحرک

در مطالعه Abessi and Robert (2017) رفتار جریان در تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چندمجرایی دوطرفه (شکل ۲۶) نیز مورد مطالعه قرار گرفته است. در این حالت دو جریان خروجی در محدوده نازل با هم تلفیق شده و پلوم شکل گرفته ناشی از سرعت محیط به سمت پایین دست به حرکت در می آید. مشابه حالات قبل با افزایش سرعت جریان در محیط، ارتفاع پیشروی عمودی جریان کاهش یافته و شورابه در فاصله بیشتری نسبت به حالت ساکن به بستر دریا می رسد. افزایش سرعت به طور عمومی باعث افزایش میزان ترقیق در جریان شده و اختلاط و پخشیدگی جریان در محیط را بهبود می بخشد. در نتیجه این پژوهش مشاهده شده است که ارتفاع تخلیه و یا امکان وجود بازشدگی در زیر تخلیه کننده می توان به شسته شدن جریان در مجاورت کف و کاهش تاثیر جریان

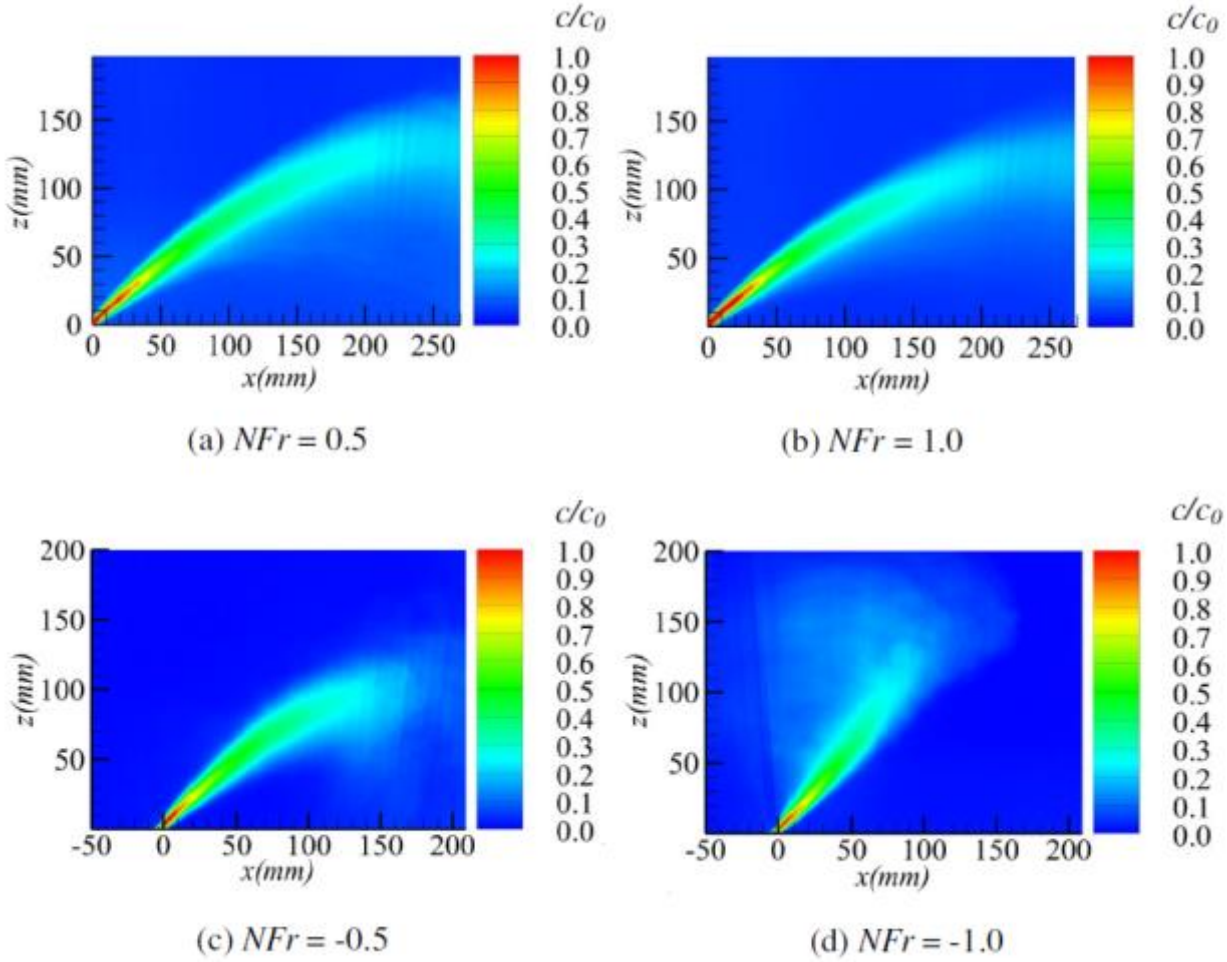
در بستر دریا ختم شود. در این حالت در شرایط استثنایی تخلیه با نازلهای نزدیک به هم در جریانات محیطی ضعیف ممکن است میزان ترقیق در نقطه برخورد از حالت ساکن هم کمتر شود.



شکل (۳-۱۶۷) رفتار جریان در تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چندمجرایی دو طرفه در محیطهای متحرک راست: زیردیفیوزر بسته شده، چپ: زیر دیفیوز باز است

ژیانگ و همکاران (۲۰۱۸) رفتار اختلاطی شورابه خروجی از نازل ۴۵ درجه در محیط متحرک را در دو حالت تخلیه در جهت جریان محیطی و برخلاف آن را مورد مطالعه قرار دادند. در این پژوهش مشاهده شده است که در سرعتهای محیطی کم ($u_rF<1$) حضور جریان در محیط پذیرنده تقریبا اثری بر رفتار شورابه ندارد اما برای جریانهای محیطی بزرگتر (($u_rF>1$) تقریبا همه مشخصات شورابه تحت تاثیر سرعت محیط تغییر می کند. در این نتیجه این تحقیق تاثیر جریان محیط بر پخشیدگی و

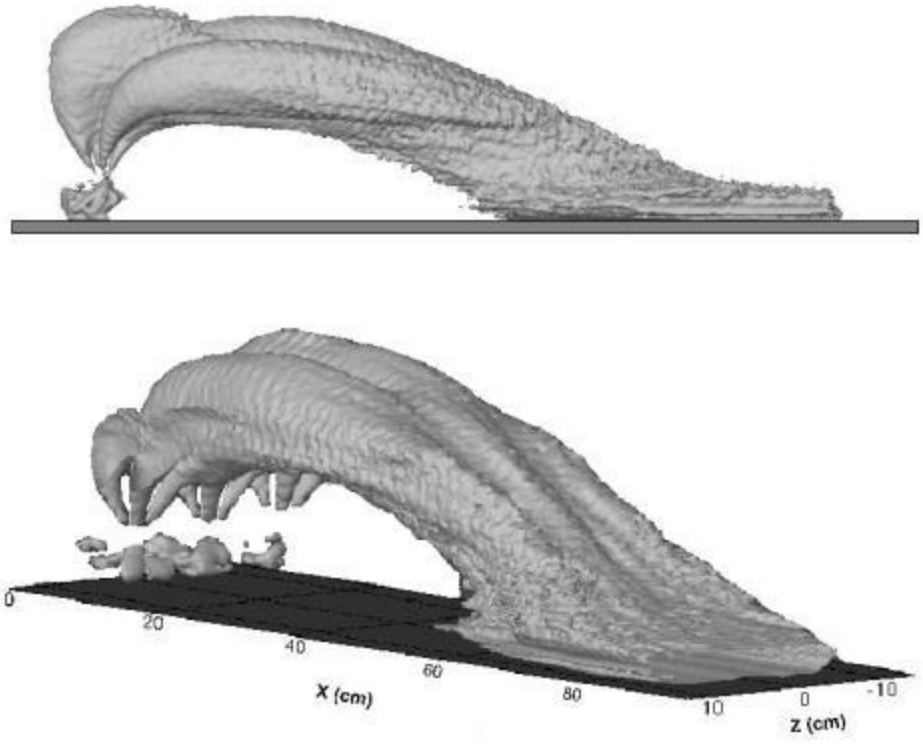
اضمحلال غلظت شورابه در طول خم مرکزی جریان با ارائه روابطی تجربی به صورت بی بعد ارائه گردید.



شکل (۳-۱۶۸) رفتار جریان شورابه در تخلیه مستغرق از نازل ۴۵ درجه در محیط های متحرک

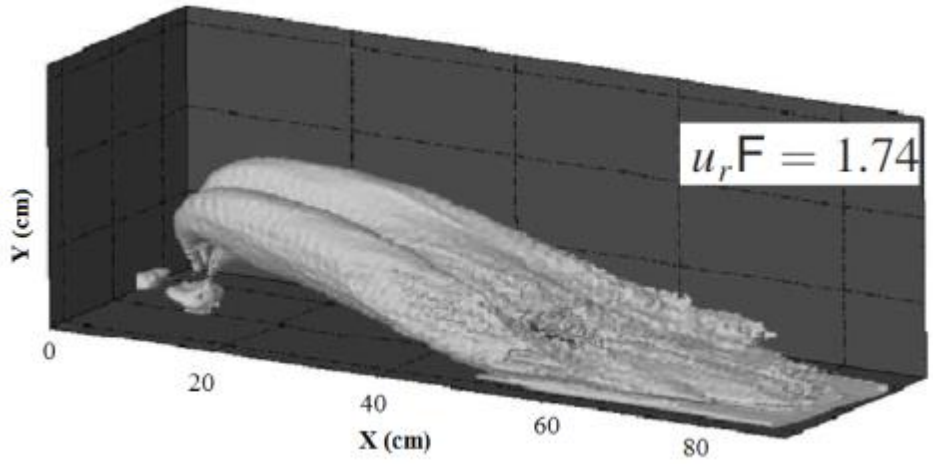
Abessi and Roberts (2018) رفتار جریان در تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چندمجرایی بوته شکل در محیطهای متحرک را مورد مطالعه قرار دادند. در این حالت تخلیه از رایزرهایی با ۴ نازل که با زاویه ۶۰ درجه نسبت به افق و در جهات چهارگانه جانمایی شده اند، مورد مطالعه قرار گرفته است. تاثیر زاویه قرارگیری نازلها نسبت به جریان محیطی (زوایه ۰ و ۴۵ درجه) اگر چه در ابتدا قابل

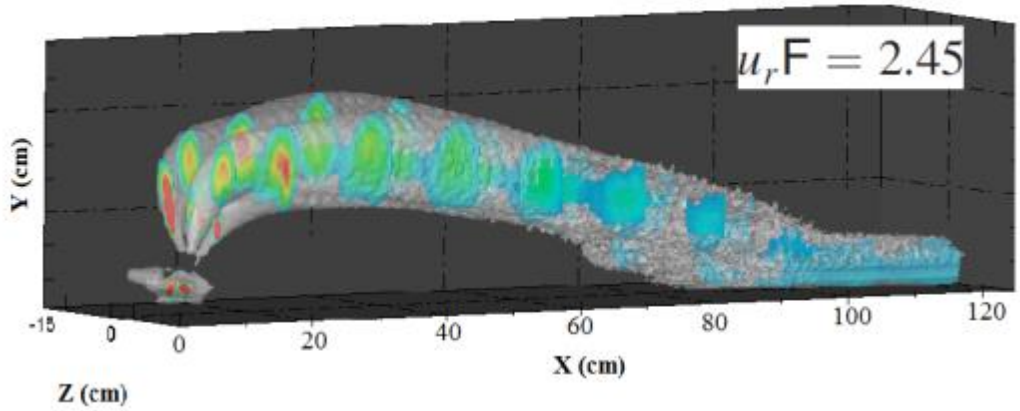
تشخیص است اما خیلی سریع با فاصله از نقطه تخلیه، جتها به هم پیوسته و یک پلوم ترکیبی تشکیل می دهند. با افزایش سرعت محیط، جریان امکان پیشروی عمودی را ازدست داده و حداکثر ارتفاع اوج جریان کاهش یافته، در عین حال فاصله نقطه برخورد تا محل تخلیه نیز افزایش می یابد. در حالت با افزایش سرعت محیط میزان ترقیق در نقطه برخورد افزایش می یابد. در بررسی اثر نازلها بر یکدیگر، گزارش شده است که اثر فاصله رایزرهای بوته شکل از هم در تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چندمجرایی چندان محسوس نبوده است. همچنین مشاهده شده است که در سرعتهای محیطی پایینتر، این روش تخلیه کارآمدتر از تخلیه از دیفیوزرهای خطی متداول بوده اما برای سرعتهای بالاتر دیفیوزرهای خطی در مقایسه ترقیق بیشتری نسبت به تخلیه کننده های بوته شکل فراهم خواهند ساخت.

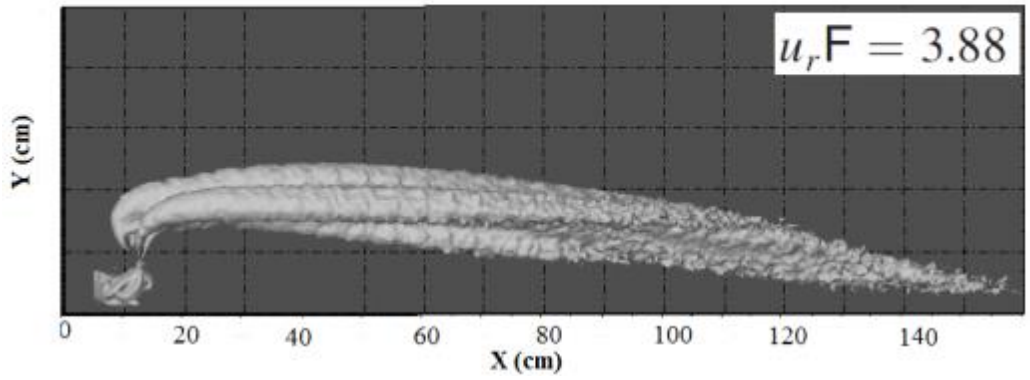


شکل (۳-۱۶۹) تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چندمجرایی بوته شکل منفرد و چندتایی در محیط

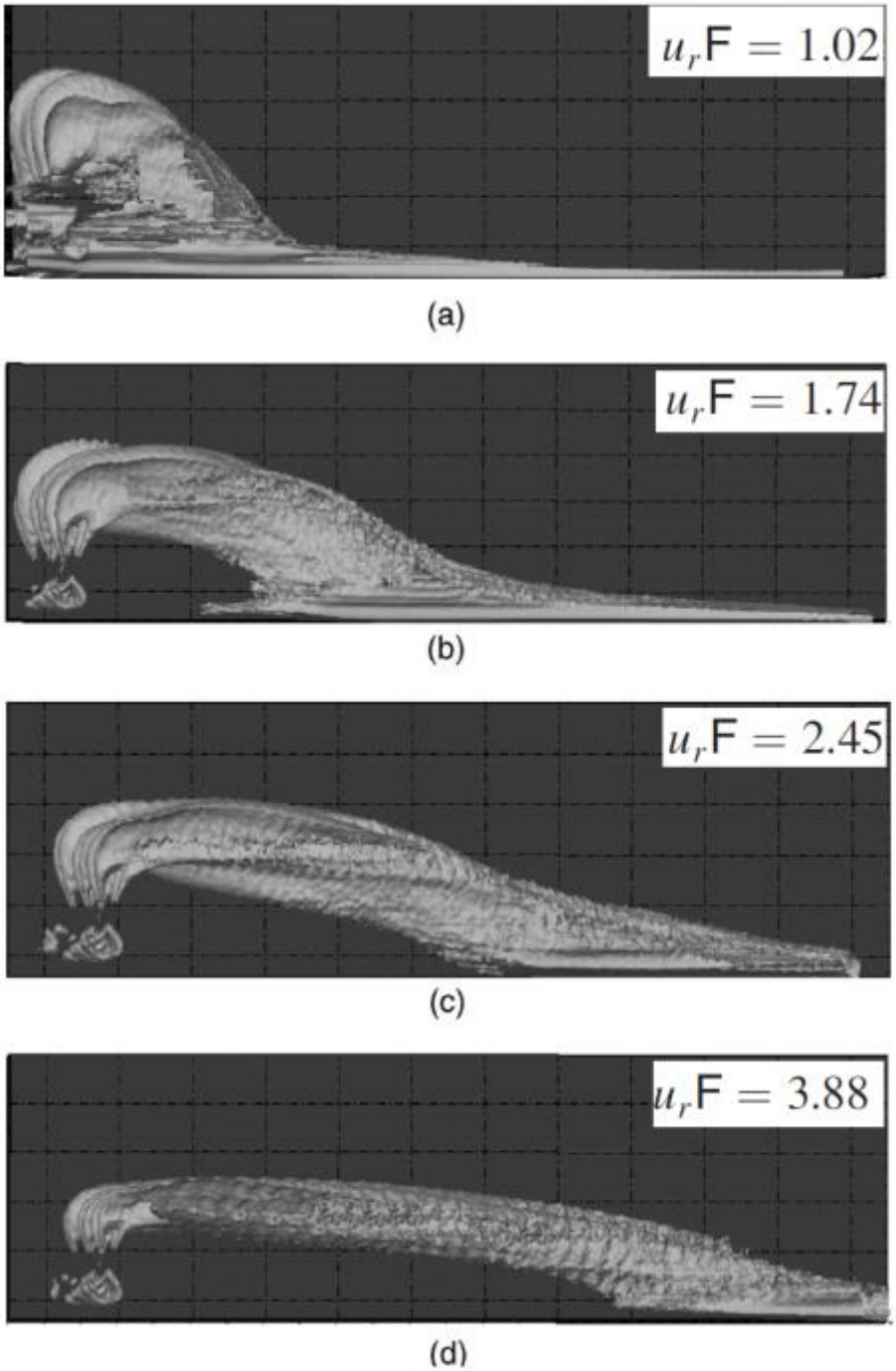
متحرک


$u_r F = 1.74$
Y (cm)
0
20
40
60
80
X (cm)


$u_r F = 2.45$
Y (cm)
-15
0
0
20
40
60
80
100
120
X (cm)
Z (cm)


$u_r F = 3.88$
Y (cm)
0
20
40
60
80
100
120
140
X (cm)

شکل (۳-۱۷۰) تاثیرسرعت محیط در رفتار جریان درتخلیه مستغرق شورابه از تخلیه‌کننده های چندمجرایی بوته شکل



شکل (۳-۱۷۱) تاثیر سرعت محیط در رفتار جریان در تخلیه مستغرق شورابه از تخلیه کننده های بوته شکل کنار هم

- **معیارهای طراحی- یافته های آزمایشگاهی**

مدلسازی آزمایشگاهی حالات جریان در تخلیه شورابه به دریا در شرایط مختلف محیط پذیرنده و سازه تخلیه کننده در نهایت به مجموعه ای از روابط، رهنمودها و استانداردهای طراحی ختم شده است که در ادامه تشریح میگردد. بیان معادلات تجربی به دست آمده برای هر حالت، خارج از حوصله این گزارش بوده و پیشنهاد می شود مهندسان طراح به مطالعه هندبوک های منتشر شده در این ارتباط مراجعه نمایید. تعدادی از این منابع در زیر لیست شده اند:

Abessi, O., 2018. Brine Disposal and Management—Planning, Design, and Implementation. In Sustainable Desalination Handbook (pp. 259-303). Butterworth-Heinemann.

Bleninger, T. and Morelissen, R., 2015. Tiered modeling approach for desalination effluent discharges. In Intakes and outfalls for seawater reverse-osmosis desalination facilities (pp. 397-449). Springer, Cham.

Roberts, P.J., 2015. Near field flow dynamics of concentrate discharges and diffuser design. In Intakes and outfalls for seawater reverse-osmosis desalination facilities (pp. 369-396). Springer, Cham.

Palomar, P. and Losada, I.J., 2011. Impacts of brine discharge on the marine environment. Modelling as a predictive tool. Desalination, trends and technologies, 234.

افزون بر امکان استفاده از معادلات تجربی برای پیش بینی رفتار جریان در حالات مختلف، مشاهدات آزمایشگاهی به مجموعه ای از استانداردهای طراحی به شرح زیر منتج شده است. توجه به این

معیارهای اولین گام در طراحی بهینه تخلیه کننده های دریایی بوده و سناریو پردازی را هدفمند و استفاده از مدلهای کامپیوتری را ساده تر خواهد ساخت. این معیارها عبارتند از:

تخلیه شورابه در دریا به یکی از سه روش سطحی و بالاسطحی، تخلیه کننده های مستغرق تک مجرایی و تخلیه کننده های چند مجرایی می تواند انجام پذیرد.

تخلیه های مستغرق با توجه با دور نمودن پساب از ساحل و عدم روئیت آن حین تخلیه و نیز به دلیل دستیابی به ترقیق و اختلاط بالاتر نسبت به تخلیه کننده های سطحی، در تخلیه شورابه ارجحیت دارند.

در صورت امکان پیش‌ترقیق شورابه با پساب حرارتی نیروگاه ساحلی، تخلیه کننده سطحی به عنوان گزینه ای اقتصادی برای دفع ایمن پسابهای حجیم در محیط دریا می توانند مورد استفاده قرار گیرند.

تخلیه کننده های سطحی پیشرونده نسبت به کانالهای ساحلی مجاور ساحل به دلیل امکان دستیابی به جریانات قوی تر دور از ساحل و عمق کافی، ارجحیت دارند.

در تخلیه سطحی پسابهای شور در دریا، با توجه به الگوی عمومی حرکت جریان از سطح به عمق، پیشروی در دریا و دستیابی به عمق کافی برای تخلیه بهتر، پارامتری تعیین کننده است.

در تخلیه مستغرق شورابه به دریا، نازلهای مایل با شیب تند نسبت به تخلیه قائم ارجحیت دارند. نازلهای مایل با طولانی تر کردن مسیر حرکت، میزان اختلاط و ترقیق بیشتری در نقطه برخورد و انتهای میدان نزدیک فراهم خواهد ساخت.

در تخلیه سطحی و مستغرق شورابه، میزان اختلاط اولیه با رسیدن جریان به نقطه برخورد به حداکثر ممکن نرسیده و ترقیق نهایی جریان و در فاصله ای از نقطه برخورد و در انتهای ناحیه میدان نزدیک به حداکثر مقدار خود در محیط می رسد.

میزان ترقیق جریان در تخلیه مستغرق شورابه به زاویه تخلیه وابسته بوده و در بازه ۴۵ تا ۶۵ نسبت به افق به حداکثر خود می رسد. در این بازه میزان ترقیق در زاویه ۶۰ درجه به میزان اندکی بالاتر بوده و می توان از آن به عنوان زاویه بهینه تخلیه نام برد.

در تخلیه کننده های چندمجرایی، فاصله کم نازلها از یکدیگر به دلیل امکان ادغام جتها باعث کاهش اختلاط و ترقیق جریان در محیط شده و رفتار هندسی جریان را تحت تاثیر قرار خواهد داد.

تخلیه مستغرق شورابه در سواحل کم عمق، به دلیل امکان برخورد جریان با سطح آب نسبت به تخلیه در آبهای عمیق، مطلوبت کمتری داشته و ترقیق کمتری حاصل خواهد نمود. از اینرو تخلیه مستغرق شورابه در میحطهایی که در آن محدودیت عمق وجود دارد با زاویه کمتر پیشنهاد می شود.

در احداث تخلیه کننده های دریایی، طراحی برای بدترین شرایط (Worst case senario) که آن محیط ساکن است انجام می گیرد.

وجود جریانات محیطی در دریا، کاهش ارتفاع جریان خروجی و افزایش فاصله نقطه برخورد شورابه با بستر را درپی خواهد داشت.

در صورت تخلیه در جهت جریان، افزایش سرعت محیط، افزاش ترقیق و اختلاط جریان در محیط را به دنبال خواهد داشت.

مشاهدات آزماشگاهی نشان می دهد در شرایط تخلیه جریان در خلاف جهت جریانهای محیطی در سرعتهای ناچیز، جت مایل برروی نازل تخلیه برگشته و میزان اختلاطی حتی کمتر از شرایط محیط ساکن ایجاد می نماید. ازاینرو از عدم وقوع این حالت باید پرهیز شود.

تخلیه کننده های مستغرق چند مجرایی بوته شکل در بسیاری از موارد به دلیل هزینه کمتر و راحتی اجرا نسبت به تخلیه کننده های خطی معمول مورد استفاده قرار می گیرند. در تخلیه شورابه از

رایزرهایی با حداقل ۴ نازل در محیط ساکن مشاهده شده است میزان ترقیق در انتهای میدان نزدیک کمتر از تخلیه کننده های خطی است.

در تخلیه مستغرق از پخش کننده های چند مجرایی بوته شکل در محیطهای متحرک میزان اختلاط در نقطه برخورد در سرعتهای پایین حتی کمتر از حالت ساکن و تخلیه کننده های خطی در حالت مشابه گزارش شده است.

◘ مدلهای کامپیوتری

در سالهای اخیر مدلهای کامپیوتری بسیاری جهت مدلسازی کیفی آب و پیش بینی جابجایی و پخش آلاینده ها در محیطهای آبی توسعه داده شده است. به علت طیف بسیار گسترده از نیروهای درگیر و مقیاسهای مکانی و زمانی وابسته، شبیه سازی مراحل مختلف پخش فاضلاب در محیطهای دریایی با یک مدل کلی ممکن نمی باشد. به همین دلیل برای پیش بینی رفتار جریان در مراحل مختلف اختلاط مدلها و زیرمدلهای متنوعی توسعه داده شده و مورد استفاده قرار می گیرد. تئوریهای مورد استفاده در مدلسازی میدان نزدیک نیز متفاوت از میدان دور بوده و انواعی از مدلهای ریزمقیاس و بزرگ مقیاس برای پیش بینی رفتار جریان در نزدیکی محل تخلیه و فاصله دور از محیط پذیرنده به صورت سری مورد استفاده قرار می گیرند. در این بخش مدلهای کامپیوتری موجود برای مدلسازی میدان نزدیک معرفی می گردد. این مدلها به شکلهای مختلف قادر به شبیه سازی رفتار جریان در محیط بوده و به طور کلی به سه دسته مدلهای مقیاس طولی، مدلهای انتگرالی و مدلهای CFD تقسیم می شوند. در مدلهای مقیاس طولی از روابط تجربی بدست آمده از مشاهدات آزمایشگاهی برای پیش بینی رفتار جریان در حالات مختلف استفاده می شود. در این مدلهای مجموعه روابط تجربی و نمودارهای موجود در قالب کدهای کامپیوتری تجمیع و به هم وابسته شده اند. استفاده از تحلیلهای

ابعادی در این مطالعات، بر دو فرض اولیه آشفتگی کامل جریان جهت صرفنظر کردن از تاثیرات لزجت و فرض تقریب بوسینسک یا فرض عدم وجود اختلاف چگالی بالا بین جریان خروجی و سیال محیطی استوار است. علاوه بر این مدلها، تاکنون مدلهای محاسباتی بسیاری به منظور حل روابط حاکم بر دینامیک جریان در فرایند تخلیه فاضلاب توسعه داده شده است. این مدلهای در دو قالب کلی مدلهای انتگرالی و مدلهای CFD توسعه داده شود و بیشترین نقش در طراحی تخلیه کننده های دریایی در سالهای اخیر را به خود اختصاص داده اند.

◘ مدلهای متخصص و مقیاس طولی

مفهوم مقیاسهای طولی اول بار توسط اسکورر (۱۹۵۹) جهت تفکیک رژیمهای جریان از یکدیگر ارائه گردیده است. مقیاسهای طولی از طریق انجام تحلیلهای ابعادی بر روی پارامترهای تاثیرگذار بر رفتار جریان بین دو رژیم متوالی، بدست آمده و طولی از جریان را نشان می‌دهند که یکی از پارامترهای حرکت تعیین کننده رفتار جریان در محیط می‌باشد. سندی[1] (۱۹۶۱)، بریگز[2] (۱۹۶۵) و هولت و ویل[3] (۱۹۷۲) در مطالعات خود فرمولهایی شخصی برای مقیاسهای مختلف طولی پیشنهاد و از آنها برای تفکیک حالات مختلف جریان در محیط استفاده نموده‌اند. مجموعه مطالعات و مقیاسهای طولی ارائه شده توسط محققان مختلف توسط رایت (۱۹۷۷) در غالب ۴ مقیاس طولی تخلیه (L_Q)، جت به پلوم (L_M)، جت به جریان جانبی (L_m) و پلوم به جریان جانبی (L_b) تجمیع شده و به ادبیات فنی تخلیه فاضلاب اضافه گردید. این مقیاسها پایه توسعه روش مقیاس طولی بوده و در مطالعات بیشماری جهت تفسیر رفتار جریانهای خروجی از تخلیه کننده‌های دریایی مورد استفاده قرار گرفته‌اند. در

[1] Csanady
[2] Briggs
[3] Hoult and Weil

تحلیل رفتار جریان، مقیاسها طولی فوق جهت توسعه پارامترهایی بی‌بعد مورد استفاده قرار گرفته و مشخصات جریان در حالات مختلف از طریق تعیین نوع ارتباط بین این پارامترها با مشخصه مورد بررسی تعیین می‌گردد. در ادامه مقیاسهای طولی مورد استفاده و تفسیر فیزیکی هر یک آورده شده است.

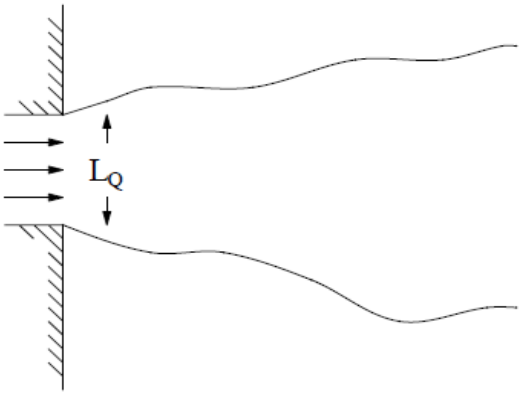
- **مقیاس طولی تخلیه**[1]

به محض خروج جت، این مشخصات هندسی مجرای خروجی است که تعیین کننده رفتار جریان در محیط می‌باشد. مقیاس طولی تخلیه که بصورت نسبت شار حجمی به شار اندازه حرکت تعریف می‌گردد، طول ناحیه‌ای را نشان می‌دهد که مشخصات دهانه تخلیه بر مشخصات جریان تاثیرگذار می‌باشد.

$$L_Q = Q \Big/ M_0^{1/2}$$

در این رابطه Q دبی جریان، M_0 شار اندازه حرکت جریان خروجی می‌باشد. براساس تعریف این کمیت متناسب با قطر دهانه تخلیه برای جتهای مدور ($L_Q = (\frac{\pi}{4})^{1/2}.D$) و جذر مساحت برای کانالهای مستطیلی $L_Q = (b_0.h_0)^{1/2}$ می‌باشد. در محدوده این فاصله از جلوی تخلیه کننده ($x << L_Q$) هندسه منبع، تاثیر تعیین کننده‌ای بر رفتار جریان دارد در حالیکه رفتار جریان خارج از این محدوده ($x >> L_Q$) تنها توسط شار شناوری یا شار اندازه حرکت جریان خروجی کنترل می‌گردد. در شکل ۲۳ تفسیر فیزیکی مقیاس طولی فوق در تخلیه سطحی جریانات ترسیم گردیده است.

[1] Discharge Length scale



شکل (۳-۱۷۲) تفسیر فیزیکی مقیاس طولی تخلیه در محیط (جونز و همکاران ۱۹۹۶)

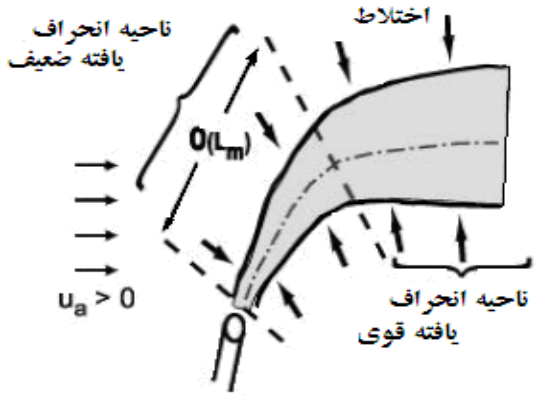
♦ مقیاس طولی جت به جریان محیطی[1]

مقیاس طولی جت به جریان محیطی (L_m) که بصورت نسبت اندازه حرکت جت به جریان جانبی تعریف می‌شود، فاصله‌ای را نشان می‌دهد که در آن جریان بطور قوی توسط جریانات محیطی منحرف می‌گردد.

$$L_m = M_0^{1/2} / u_a$$

در این رابطه M_0 شار اندازه حرکت جریان خروجی و u_a سرعت جانبی محیط می‌باشد. براساس این تعریف در طول این ناحیه ($x << L_M$) اندازه حرکت جریان خروجی غالب و جریان محیطی دارای اهمیت ثانویه است در حالیکه از انتهای این محدوده جریان محیطی تعیین کننده رفتار جریان می‌باشد. در شکل ۲۴ تفسیر فیزیکی این پارامتر آورده شده است.

[1] Jet to Cross flow Length scale



شکل (۳-۱۷۳) تفسیر فیزیکی مقیاس طولی جت به جریان جانبی (L_m) در محیط (ژیرکا و دونیکر ۱۹۹۱)

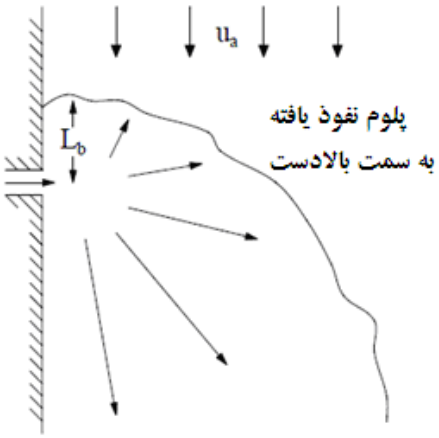
♦ مقیاس طولی پلوم به جریان محیطی[1]

این مقیاس طولی که بصورت نسبت شار شناوری به سرعت محیطی عنوان می‌شود بیانگر تاثیرات جریانات محیطی در منحرف ساختن جریانهای پلوم شکل خالص می‌باشد.

$$L_b = B_0 / u_a^3$$

در رابطه فوق B_0 شار شناوری جریان خروجی و u_a سرعت جانبی محیط می‌باشد. به این ترتیب در محدوده $x << L_b$ شناوری اولیه جریان خروجی غالب و سرعت جانبی محیط دارای اهمیت ثانویه است در حالیکه در محدوده $x >> L_b$ سرعت محیطی پارامتر غالب در رفتار پلوم محسوب می‌گردد. در شکل ۲۵ تفسیر فیزیکی مقیاس طولی پلوم به جریان جانبی ترسیم گردیده است.

[1] Plume to Cross flow Length scale



شکل (۳-۱۷۴) تفسیر فیزیکی مقیاس طولی جت به جریان جانبی (L_b) (جونز و همکاران ۱۹۹۶)

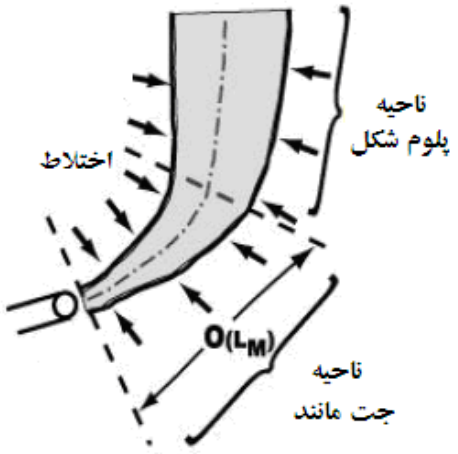
♦ مقیاس طولی جت به پلوم[1]

مقیاس طولی جت به پلوم (L_M) بیانگر فاصله‌ای است که در آن انتقال از ناحیه غلبه اندازه حرکت یا رفتار جت مانند جریان به ناحیه غلبه شناوری یا رفتار پلوم شکل جریان در محیطهای ساکن و همگن اتفاق می‌افتد. براساس تحلیل‌های ابعادی مقدار این پارامتر برابر است با:

$$L_M = M_0^{3/4} \Big/ B_0^{1/2}$$

در فاصله $x << L_M$ رفتار جریان توسط اندازه حرکت جریان خروجی کنترل می‌شود و در محدوده $x >> L_M$ شناوری سیال است که تعیین کننده رفتار جریان می‌باشد. تفسیر فیزیکی این پارامتر در شکل ۲۶ آورده شده است.

[1] Jet to Plume Length scale



شکل (۳-۱۷۵) تفسیر فیزیکی مقیاس طولی جت به پلوم (L_M) در محیط (ژیرکا و دونیکر ۱۹۹۱)

♦ اعداد بی بعد حاصل

مقیاسهای طولی به این ترتیب که بیانگر حالت جریان و اهمیت نسبی فرایندهای هیدرولیکی خاص در هر ناحیه از جریان می‌باشند مقیاسهای طولی، موقعیت تقریبی نقطه انتقال جریان از یک رژیم به رژیم دیگر و توالی رژیمهای مختلف جریان حین شکل‌گیری آن را نشان می‌دهند. موقعیت نقطه انتقال بین رژیمها از طریق مشاهدات آزمایشگاهی بدست آمده و برابر نسبتی از مقیاس طولی تحت عنوان ثابت انتقال است. علاوه برآن ترکیب خاصی از مقیاسهای طولی، گروه‌های بی‌بعدی می سازد که می‌توان از آنها در تغییر مقیاس نتایج مطالعات آزمایشگاهی به ابعاد واقعی استفاده کرد. این اعداد بی‌بعد عدد فرود چگالی[1] و نسبت سرعت تخلیه به سرعت محیط بوده و بصورت زیر تعریف می‌گردند.

عدد فرود چگالی[2]

[1] Densimetric
[2] Densimetric Froude number

$$\frac{L_M}{L_Q}=\frac{(M_0)^{3/4}\big/(g'.Q_0)^{1/2}}{Q_0\big/M_0^{1/2}}=\frac{u_0}{\sqrt{g'.A_0^{1/2}}}\propto Fr_d$$

در تخلیه‌کننده‌های مدور نسبت $\frac{L_M}{L_Q}$ برابر با $\frac{L_M}{L_Q}=(\frac{\pi}{4})^{1/4}.Fr_d$ می‌باشد. مقدار عدد فرود به این ترتیب در پلوم خالص برابر صفر و در جت خاص بسیار بزرگ است. نسبت سرعتها نیز به همین ترتیب به صورت نسبت دو مقیاس طولی جت به جریان جانبی و مقیاس طولی تخلیه به صورت زیر تعریف می‌گردد.

نسبت سرعت تخلیه به سرعت محیط

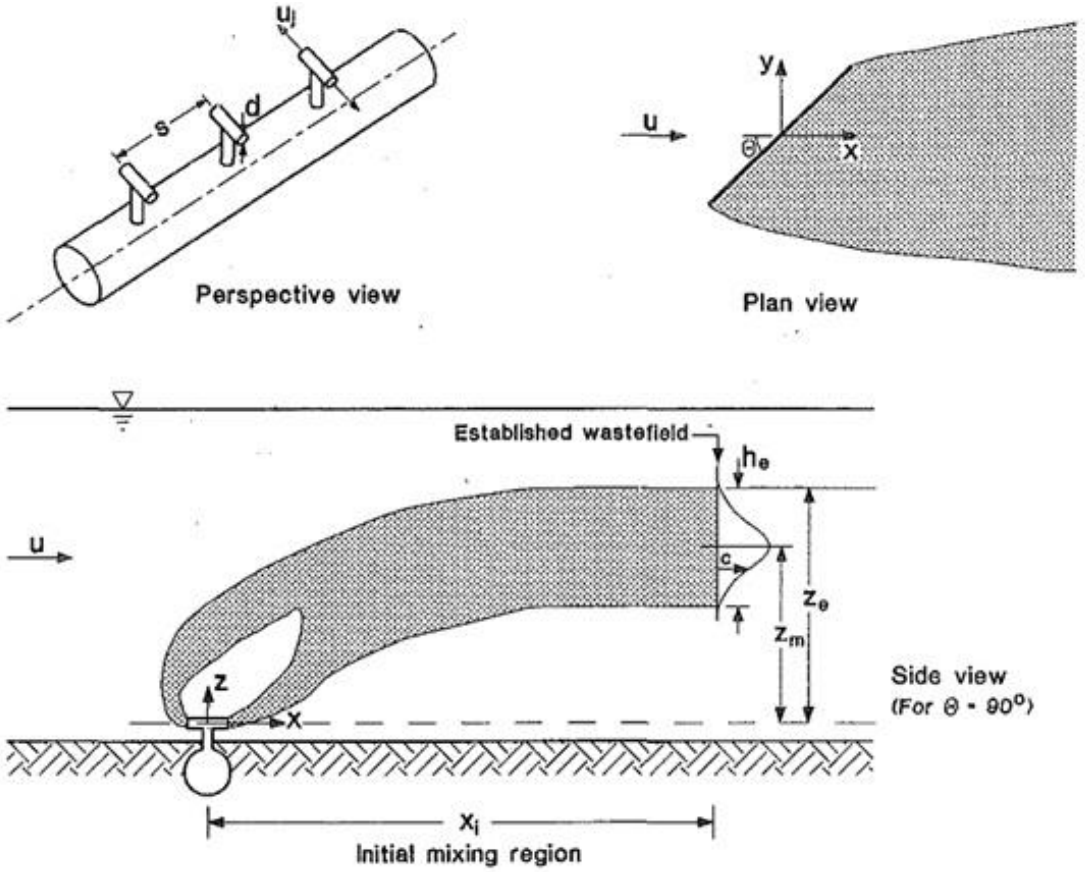
$$R=\frac{L_m}{L_Q}=\frac{M_0^{1/2}\big/u_a}{Q_0\big/M_0^{1/2}}=\frac{u_0}{u_a}$$

استخراج روابط تجربی در هر حالت از طریق پارامترهای بی‌بعد بدست آمده از مقیاسهای طولی مرحله اصلی از تحلیل آزمایشات به شمار می رود. این اعداد بی بعد جهت بی بعد سازی روابط حاکم و توسعه معادلات تجربی مورد استفاده قرار می گیرند. مدل کامپیوتری آر-اس-بی (RSB) که توسط رابرتز و همکاران در سال ۱۹۸۹ ارائه شده و بخشی از مدل کرمیکس (CORMIX) که توسط ژیرکا و ایکر در سال ۱۹۹۰ ارائه شده براساس روش مقیاس طولی کار می کند.

◘ مدل RSB

این مدل توسط رابرت و همکاران در سال ۱۹۸۹ ارائه گردیده است. RSB بر پایه مطالعات آزمایشگاهی بر روی دیفیوزرهای چند مجرایی برای تخلیه جریانهای سبک درمحیطهای همگن و لایه

بندی شده (خطی) توسط Roberts, Snyder, Baumgartner (1989 a,b,c) طراحی شده است. RSB بر پایه آزمایشات برروی پخش کننده های مستقیم با نازل های مدور و افقی از رایزرهای T شکل که تخلیه از هر دو سمت تخلیه کننده و با مجاری با فواصل مساوی انجام می گیرد توسعه داده شده است. پیش بینی مدل شامل برآورد ارتفاع نقطه اوج میدان آلودگی، ضخامت میدان آلودگی، ارتفاع خط مرکزی جریان، میزان دستیابی به ترقیق حداقل و متوسط در انتهای ناحیه اختلاط اولیه و طول ناحیه اختلاط برای تخلیه‌کننده‌های چندمجرایی در حالت وجود وعدم وجود جریانات جانب در محیطهای همگن و غیرهمگن می شود. مدل فوق پیش بینی ای از مقادیر میانی و مسیر جت نمی دهد. مدل RSB به قائده همه مدلهای مقیاس طولی محدود به شرایطی است که معادلات تجربی برای آن توسعه یافته است. این مدل برای تخلیه جریانات سبک پلوم شکل در محیطهای باز و بدون مرز مشابه تخلیه فاضلابهای شهری دردریا و اقیانوس که در آن اختلاف چگالی فاضلاب خروجی و محیط بسیار زیاد است کاربرد دارد. گستره پارامترهای آزمایشگاهی (فاصله بین مجراها، قطر مجرا، سرعت خروجی جت، سرعت محیطی، جهت سرعت محیطی و لایه بندی دانسیته) باید طوری انتخاب شوند تا با آزمایشاتی که مبنای توسعه این مدل هستند همخوانی داشته باشند. این مدل می تواند برای تخلیه مستغرق فاضلابهای حرارتی و سبک نیروگاهی که پیش از تخلیه با پساب آب شیرینکنهای حرارتی ترکیب شده اند، مورد استفاده قرار گیرد. این حالت روش معمول تخلیه شورابه های در تاسیسات ساحلی نمک زدایی نبوده و نتیجتا استفاده از این مدل بسیار محدود است. در حال حاضر این مدل تحت عنوان مدل NRfield به عنوان یکی از زیرمدلهای نرم افزار Visual Plume از جمله مدلهای مورد تایید سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا به صورت رایگان درسترس است.



شکل (۳-۱۷۶) پیش بینی مشخصات جریان در تخلیه کننده چندمجرایی T شکل در مدل RSB

◘ مدل محاسب تخلیه شورابه (Brine Discharge calculator)

این مدل محاسب در قالب یک فایل اکسل[1] برنامه ریزی شده به عنوان بخشی از پروژه مدیریت و برنامه ریزی محیط زیستی تخلیه شورابه از آب شیرینکنها[2] توسط بلنینگر و ژیرکا در سال ۲۰۱۰ تهیه و به صورت عمومی در اختیار متخصصان قرار گرفته است. مرکز تحقیقات آب شیرین کنهای خاورمیانه مستقر در شهر مسقط کشور عمان[3] تحت قرارداد تحقیق و توسعه با شماره MEDRC

[1] MS Excel spreadsheet
[2] Environmental planning, prediction and management of brine discharges from desalination plants
[3] Middle East Desalination Research Center Muscat, Sultanate of Oman

Project: 07-AS-003 تامین کننده بودجه این مطالعات بوده که نهایتا به دانشگاه کارلسروهه آلمان واگذار شده بود. این مدل برای محاسبه مشخصات جریان در محدوده میدان نزدیک و در دو قالب مجزا برای تخلیه شورابه تولیدی از تاسیسات اسمز معکوس[1] و تخلیه شورابه از تاسیسات حرارتی MSF[2] تهیه شده و دارای بخشهای مختلف به شرح زیر می باشد.

دستورالعمل (instructions)

مشخصات جریان (effluent characteristics)

مشخصات پساب (discharge characteristics)

مشخصات جت (jet properties)

روابط تجربی (empirical dilution eq)

محاسبه چگالی و لزجت (density&viscosity calculator)

جمع بندی (SUMMARY)

در ادامه هر بخش به تفضیل تشریح می گردد.

- مشخصات جریان

این بخش برای محاسبه مشخصات جریان برنامه ریزی شده که خود شامل زیربخشهایی به شرح زیر می باشد.

مشخصات آب محیط: برای محاسبه مشخصات جریان ابتدا لازم است دما و شوری آب ورودی در نزدیکی دهانه آبگیر برآورد شده و وارد گردد. مدل با توجه به معادلات حاکم از پیش نوشته شده چگالی و لزجت آب ورود را حساب می کند.

---

[1] RO-discharge-calculator
[2] MSF-discharge-calculator

مشخصاب آب شرب تولیدی: در این بخش میزان آب شیرین تولیدی و راندمان تولید وارد می شود. مدل میزان آب ورودی به تاسیسات را محاسبه می کند. این میزان تنها آب ورودی به تاسیسات نمکزدایی را شامل می شود و آب مصرفی در تاسیسات خنک کننده و سایر قسمتها بعدا به آن اضافه می گردد.

مشخصات شورابه تولیدی: با توجه به دبی محاسبه شده در مرحله قبل در این بخش با ورود دمای شورابه تولیدی که در تاسیسات اسمز معکوس تقریبا برابر با آب ورودی و در تاسیسات حرارتی تا ۱۰ درجه بیشتر از آن است، چگالی و لزجت شورابه تولیدی محاسبه می گردد. در این بخش می توان غلظت سایر ترکیبات آلاینده در شورابه اعم از کلرین، ضد ترسیب ها و ... جهت محاسبات آتی را نیز وارد کرد.

جریان مخلوط: مدل امکان محاسبه جریان مخلوط حاصل از ترکیب سایر پسابهای تولیدی در سیستم با شورابه را فراهم ساخته است. در این بخش با وارد نمودن دبی، شوری و دما جریان، وشخصات پساب ترکیبی تولید شده که می بایست در محیط دریا تخلیه شود براورد می گردد.

مشخصات پساب تولیدی: در این بخش مشخصات پساب مخلوط تولیدی اعم از دبی، چگالی، دما و شوری و لزجت آن محاسبه می گردد. در این بخش همچنین شتاب شناوری پساب که با توجه به سبکی و سنگین پساب حاصله قابل تعیین است، محاسبه می گردد. برای پسابهای با چگالی بیشتر از آب ورودی شتاب شناوری یا شتاب اصلاح شده ثقل ($g_o' = g\,(\rho_o - \rho_a)/\rho_o$) مقداری منفی و برای پسابهای با چگالی کمتر از آب محیط شتاب شناوری مثبت خواهد بود. در پساب تولیدی در تاسیسات حرارتی به دلیل دمای بالا، راندمان پایین و مخلوط شدن آب سیستم خنک سازی با شورابه

معمولا جریان حاصله سبک یا بعضا خنثی است در حالیکه در تاسیسات اسمز معکوس پساب تولیدی الزما سنگین و شناب شناوری منفی است.

Flowrates & Effluent Characteristics

annotations:

- ambient characteristics

ambient temperature	T_a =	20.00	°C	T = 10 to 180°C
ambient salinity	Sal_a =	33.00	ppt	Sal = 0 to 160 ppt (ppt = g/kg)
ambient density	ρ_a =	1023.02	kg/m³	allowed ranges for viscosity calculation:
ambient kin. viscosity	ν_a =	1.05E-06	m²/s	Sal = 0 to 130 ppt, T = 10 to 180°C (following El-Dessouky, Ettouny (2002))

- drinking water (permeate)

flowrate	Q_{drink} =	6.00	m³/s	recovery rate:
recovery rate	r =	50	%	percentage of intake water converted into permeate;
intake flowrate	Q_{in} =	12.00	m³/s	plant characteristic; following Lattemann: r = 40-65%

- brine characteristics (effluent from desalination process)

plant effluent flowrate	Q_{desal} =	6.00	m³/s	
temperature	T_{desal} =	20.00	°C	ambient or 1°C above
salinity	Sal_{desal} =	66.00	ppt	with Sal_{drink} = 0 ppt
density	ρ_{desal} =	1048.12	kg/m³	
substance concentration	c_{desal} =	20.00	ppm	e.g. coagulants, anti-scalants, ...

- blended effluent - external - (e.g. waste water or others)

flowrate	$Q_{eff,ex}$ =	5.00	m³/s	
temperature	$T_{eff,ex}$ =	20.00	°C	
salinity	$Sal_{eff,ex}$ =	8.00	ppt	
density	$\rho_{eff,ex}$ =	1004.33	kg/m³	Sal = 0 to 160 ppt, T = 10 to 180 °C

Final effluent characteristics:

flowrate	Q_o =	**11.00**	m³/s	
effluent temperature	T_o =	**20.00**	°C	mean average
effluent salinity	Sal_o =	**39.64**	ppt	mean average
effluent density	ρ_o =	**1028.03**	kg/m³	
buoyant acceleration	g_o' =	**-0.04804**	m/s²	$g_o' = g * (\lvert\rho_a-\rho_o\rvert)/\rho_a$
-> negatively buoyant, ok!				$g_o' < 0$: negatively buoyant, $g_o' > 0$: positively buoyant
kin. viscosity	ν_o =	1.06E-06	m²/s	allowed ranges for viscosity calculation:
				Sal = 0 to 130 ppt, T = 10 to 180°C (following El-Dessouky, Ettouny (2002))
substance concentration	c_o =	**10.91**	ppm	

شکل (۳-۱۷۷) محاسبه دبی و مشخصات جریان تولیدی

♦ مشخصات تخلیه

در این بخش پارامترهای جریان خروجی اعم شار حجمی (Q0)، شار مومنتم (M0) و شناوری (J0) براساس مشخصات برآورد شده در مرحله قبل محاسبه می گردد. همچنین مقدار عدد فرود چگالی، عدد رینولدز و مقیاسهای طولی تخلیه و مومنتم با استفاده از مقادیر بالا برآورد می گردد. در این بخش براساس دبی جریان و مشخصات شورابه و سیال محیط وارد شده در مرحله قبل، با تعیین شیب بستر، زوایه تخلیه و تعداد مجاری تخلیه در مدل محاسب RO و تنها با تعیین تعاد مجرای در مدل محاسب MSF قطر نازل برآورد و سایر پارامترها براین اساس تعیین می گردد. مقیاسهای طولی مشابه آنچه پیشتر توضیح داده شد رفتار جریان در محیط را نشان می دهند. مقیاسهیا طولی در قابل چهار مقیاس طولی انتقال جت به پلوم (Jet/plume transition)، جت به جریان جانبی (Jet-to-crossflow)، پلوم به جریان جانبی (Plume-to-crossflow)، جت به لایه بندی (Jet-to-stratification) و پلوم به لایه بندی (Plume-to-stratification) به طور مبسوط توسط Fischer et al. (1979) تشریح و برای تخلیه کننده ای چند مجرایی توسط Jirka and Akar (1991) تصحیح شده و تبیین گردیده است.

♦ مشخصات تخلیه کننده در مدل **RO**

در مدل محاسب RO، مشخصات جت تخلیه شده را با استفاده از روابط و نمودارهای تجربی بی بعد که پارامترهای هندسی و دینامیکی جریان خروجی را برای بی بعدی سازی معادلات تجربی مورد استفاده قرار می دهد برآورد می گردد. نمودار تجربی برگفته از مطالعات Jirka (2008) است و برای سخت گیرانه ترین سناریو که تخلیه شورابه در محیط ساکن است، توسعه داده شده است. در این نمودار مسیر حرکت جریان در تخلیه از زوایای مختلف ۰ تا ۹۰ درجه پیش بینی و مشخصات هندسی

آن در شیبهای مختلف بستر اعم از ۱۰، ۲۰ و ۳۰ درجه برآورد گردیده است. نمودارهایی نیز برای برآورد مشخصات هندسی جریان و میزان ترقیق در نقطه برخورد برای زوایای مختلف بستر و نیز میزان ترقیق در حداکثر ارتفاع برای زوایای مختلف تخلیه ارائه شده است. در این نمودارها با کمک مقیاس طولی تخلیه (LQ) و جت به پلوم (LM) و همچنین نسبت این دو مقیاس یا همان عدد فرود چگالی($L_M/L_Q = (\pi/4)^{-1/4}.F_0$) پارامترهای جریان بی بعد شده اند. با برآورد این دو پارامتر در مدل محاسب فوق و با کمک نمودارهای توسعه داده شده توسط Jirka (2008)، این مدل مشخصات هندسی و اختلاطی جریان در محیط برای حالات مختلف تخلیه را پیش بینی می کند. Jirka (2008) از نتایج اجرای مدل CorJet به عنوان یک مدل پیشگام و همچنین مشاهدات آزمایشگاهی برای توسعه این نمودارها استفاده نموده است. در زمان ارائه این مقاله مشاهدات آزمایشگاهی گزارش شده بسیار محدوده و تنها مربوط به شرایط نزدیک به محل تخلیه بوده است. مدل کرجت یک مدل میدان نزدیک با فرض محیط بی نهایت بوده و توانایی دیدن تاثیر مرزها را ندارد از اینرو پیش بینی مشخصات جریان در این مدل محدوده به ناحیه میدان نزدیک تا محل برخورد با بستر است. در این مطالعه ارضای استانداردهای زیست محیطی در نقطه برخورد به عنوان معیار طراحی سیستمهای تخلیه شورابه پیشنهاد شده که از طریق سعی و خطا و با تغییر پارامترهای جریان قابل محاسبه است. حالت قابل بررسی در این مدل، تخلیه در محیط ساکن و بدون لایه بندی چگالی است که به طور معمول به عنوان بدترین سناریو در تخلیه شورابه در دریا تلقی می گردد. به ازای ارضای استانداردها در این شرایط می توان نسبت به سایر شرایط تخلیه اطمینان حاصل کرد که این البته در ارتباط با تخلیه در محیطهایی با جریان ضعیف بر خلاف جهت تخلیه درست نمی باشد که پیشتر در بخش مطالعات آزمایشگاهی تشریح گردید.

♦ مشخصات تخلیه کننده در مدل **MSF**

در تخلیه همزمان شورابه با پساب حرارتی نیروگاه ها و صنایع نمک زدایی MSF به دلیل حجم بسیار بالای پسابهای حرارتی در مقایسه با شورابه، پساب حاصله در نهایت گرم و شور بوده و چگالی کمتری نسبت به آب محیط خواهد داشت. در ارتباط با تخلیه مستغرق پسابهای سبک تاکنون مطالعات بسیار زیادی انجام گرفته است که از آن جمله می توان به مطالعات Brooks (1960; 1980; 1984; 1988) و Jirka (1979; 1994) و Roberts (1980;1986) و Roberts et al. (1989a,b,c) اشاره نمود. در تخلیه دبی های بالا استفاده از دیفیوزر توصیه می شود در این حالت، در صورت نزدیک نازلها، جتهای منفرد با پیوستن به هم به صورت جت خطی درآمده و حالتی پیوسته و دو بعدی به خود می گیرند. در هر دو حالت جریان با صعود به سمت سطح آب در فاصله ای از نقطه تماس با سطح به حداکثر اختلاط خود در محدوده میدان نزدیک می رسد و یا در صورت لایه بندی محیط در زیر سطح آب به دام می افتد. جهت برآورد مشخصات هندسی واختلاطی جریان در این حالت از معادلات مختلف توسعه داده شده توسط (Rouse et al., 1952) و Roberts (1979; 1980) و Mendez-Diaz and Jirka (1996) استفاده شده است. از نتایج این حلگر می توان به عنوان تخمینی اولیه از مشخصات جریان در طراحی اولیه استفاده نمود. برای تعیین مشخصات جریان در حالات پیچیده تر بهتر است به نرم افزار کرمیکس مراجعه نمود.

◘ مدل کرمیکس (CORMIX)

کرمیکس نرم افزاری تجاری و یک مدل متخصص[1] است که با حمایت سازمان حفاظت محیطزیست آمریکا در دهه ۱۹۸۰ توسط دونکر و ژیرکا در دانشگاه کرنل ایالات متحده آمریکا توسعه داده شده است. اولین نسخه این نرم افزار در محیط DOS در سال ۱۹۸۹ و اولین نسخه تحت ویندوز آن در سال ۱۹۹۹ توسعه داده شده است. آخرین نسخه در درسترس آن CORMIX v11.0E که در تاریخ ۲۰۱۹/۰۷/۲۳ منتشر شده است. این مدل از مهمترین و پرکاربردترین مدلهای شبیه‌ساز جهت طراحی تخلیه‌کننده‌های دریایی[2] است که براساس روش مقیاس طولی توسعه داده شده است. کرمیکس یک ابزار مدلسازی هیدرودینامیکی فرایند اختلاط است که به طور تخصصی برای پیش‌بینی رفتار تخلیه پسابهای سبک، سنگین و خنثی از انواع تخلیه کننده های سطحی، بالا سطحی و مستغرق در محیط‌های آبی همگن و لایه بندی شده ساکن و متحرک توسعه داده شده است. این سیستم به طور عمده رفتار جریان را در ناحیه اختلاط اولیه را پیش بینی و رهنمودهایی برای ارضای استانداردهای کیفی آب و تخلیه بهینه جریان ارائه می نماید. مدل به دلیل سادگی، دقت قابل قبول و مشخصات مثبت و ویژه خود مبنای طراحی بسیار از تخلیه‌کننده‌های اقیانوسی در سطح دنیا بوده و حجم بالای گزارشات و مقالات ارجاعی، گویای توجه عمومی مهندسان طراح به آن می‌باشد.

کرمیکس شامل ۵ زیربخش به شرح زیر است.

- CORMIX1 (Single port):برای مدلسازی رفتار جریان در تخلیه مستغرق تک مجرایی فاضلابهای با شناوری مثبت
- CORMIX2 (Multiport): برای مدلسازی رفتار جریان در تخلیه مستغرق چند مجرایی فاضلابهای با شناوری

[1] Expert System
[2] Ocean outfall

مثبت

- CORMIX3 (Surface discharge): برای مدلسازی رفتار جریان در تخلیه سطحی فاضلابهای با شناوری مثبت
- Dhydro (Brine discharge): برای مدلسازی تخلیه سطحی و مستغرق (تک مجرایی و چند مجرایی) شورابه
- Dhydro (Sediment discharge): برای مدلسازی تخلیه سطحی و مستغرق (تک مجرایی و چند مجرایی) مواد لایروبی و گلهای حفاری

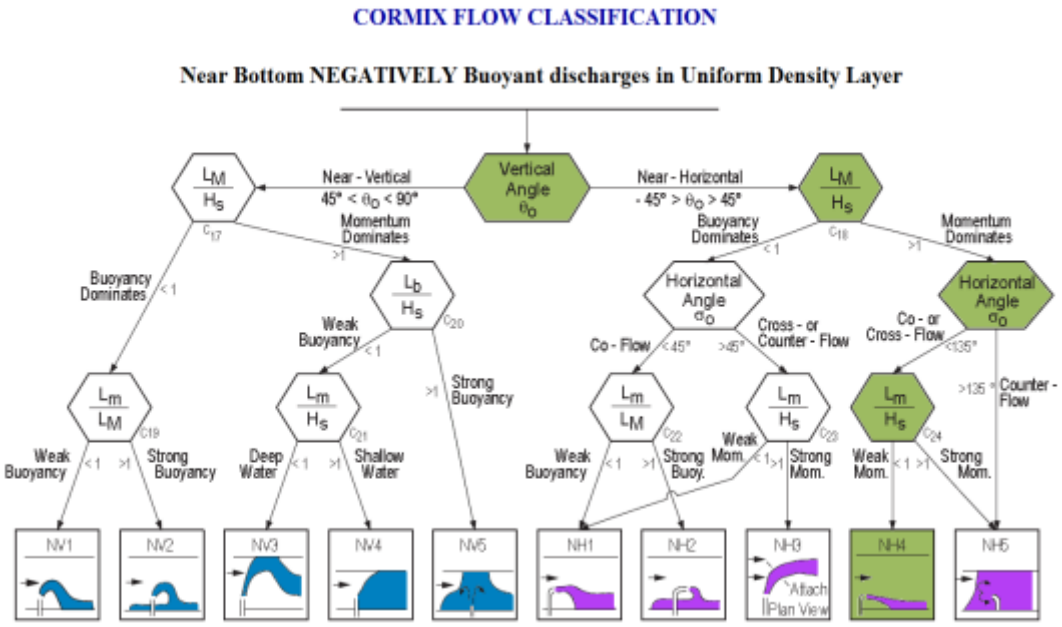
کرمیکس علاوه بر ۵ شبیه ساز هیدرو دینامیکی بالا از دو شبیه ساز پس پردازنده برای مدلسازی در محیط بدون مرز جانبی، مدل Corjet و پس پردازنده آنالیز پلوم در ناحیه میدان دور- مدل FFL، تشکیل یافته است. مدل کرجت یک روش انتگرالی-اویلری جهت شبیه‌سازی تخلیه در محیط بی نهایت است که در بخش مدلهای انتگرالی به تفضیل تشریح گردیده است. مدل کرمیکس به این ترتیب یک سیستم متخصص (Expert System) است که دسته بندی رژیمهای جریان در آن با استفاده از مقیاسهای طولی و به روش تجربی انجام گرفته است.

روش کار مدل کرمیکس به این صورت است که به عنوان مثال برای جت شناور در محیط ساکن لایه بندی نشده، رفتار جریان به سه ناحیه ۱- نزدیک چشمه که هندسه تخلیه کننده اهمیت دارد، ۲- ناحیه ای که ممنتوم اولیه جریان غالب است و ۳- ناحیه ای که در آن شار شناوری اهمیت پیدا می کند، تقسیم می گردد. توصیف جریان در نهایت با مکانیسم های غالبی که جریان را در هر محدوده کنترل می‌کنند، انجام میگیرد. با تفکیک جریان به رژیمهای پایه، راه حل جت خالص مثلا به عنوان راه حل تقریبی برای آن بخشی از جت شناور که ممنتوم غالب است بکار رود و مشابها رابطه پلوم خالص را برای قسمتی که شناوری غالب است. فاکتورهای دیگر مثل جریان محیطی و لایه بندی چگالی در محیط می‌توانند در قالب آنالیزهای ابعادی وارد روند شبیه سازی شوند. در این روش

مقیاسهای طولی برای تعیین محدوده وقوع هر رژیم و یا محدوده غلبه هریک از نیروهای فعال در فرایند اختلاط بکار می روند. مقیاس‌های طولی محدوده هایی که طی آن دبی جریان، شار ممنتوم، شار شناوری، جریان متقاطع محیطی و لایه بندی چگالی رفتار جریان را کنترل می‌کنند، نشان می دهد. محدوده وقوع هر حالت و نحوه انتقال از هر رژیم به رژیم دیگر از طریق مشاهدات آزمایشگاهی تعیین می گردد. معادلات و یا راه حلهای این رژیمهای پایه خود از طریق تحلیلهای ابعادی و انجام مشاهدات آزمایشگاهی جهت تعیین نوع رابطه و مقادیر ثابت های هر رابطه بدست آمده اند. علاوه بر تفکیک رژیمهای پایه جریان، در مدل کرمیکس از مقیاسهای طولی جهت کلاس بندی هیدرودینامیکی جریان بر اساس ظاهر و فرایند اختلاطی محتمل نیز استفاده می گردد. کلاس بندی جریان، برای دسته بندی رفتار تخلیه در ناحیه میدان نزدیک توسعه داده شده و در نتیجه آن هرگونه تخلیه در یکی از کلاس‌ها قرار می‌گیرد. در هر کلاس جریان، تحلیل فرایند اختلاط طبق پروتکلهای از پیش تعیین شده از طریق اجرای متوالی مدول های[1] شبیه ساز هیدرودینامیک -که رژیمهای پایه مورد اشاره را مدلسازی می کنند- انجام می گیرد. مدولهای شبیه ساز می توانند براساس تئوری تشابه جتهای شناور، مدلهای انتگرالی جتهای شناور، تئوری پخشیدگی محیط، تئوری جریان لایه بندی شده و تحلیلهای ابعادی ساده باشند. در کرمیکس روابطی تحت عنوان قوانین انتقال[2] پیش بینی شده است که انتقال بین ناحیه های مختلف اختلاط را تعیین می‌کند. این روابط ترکیبی از مقیاسهای طولی و بعضی ثوابت هستند که براساس مطالعات آزمایشگاهی تعیین می گردند. به این ترتیب اصول شبیه سازی در مدل کرمیکس بر مبنی اجرای متوالی مدولهای شبیه سازی نسبتا ساده یکی بعد از دیگری هستند که وقتی با هم مورد استفاده قرار می گیرند توانایی پیش بینی رفتار جریان در حالات

[1] hydrodynamic simulation modules
[2] Transition rule

پیچیده را دارا می باشند. درشکل زیر یک نمونه از کلاسه بندی جریان برای تخلیه پسابهای شور و سنگین از تخلیه کننده های تک مجرایی مجاور بستر در زیربخش Dhydro از مدل کرمیکس آورده شده است.

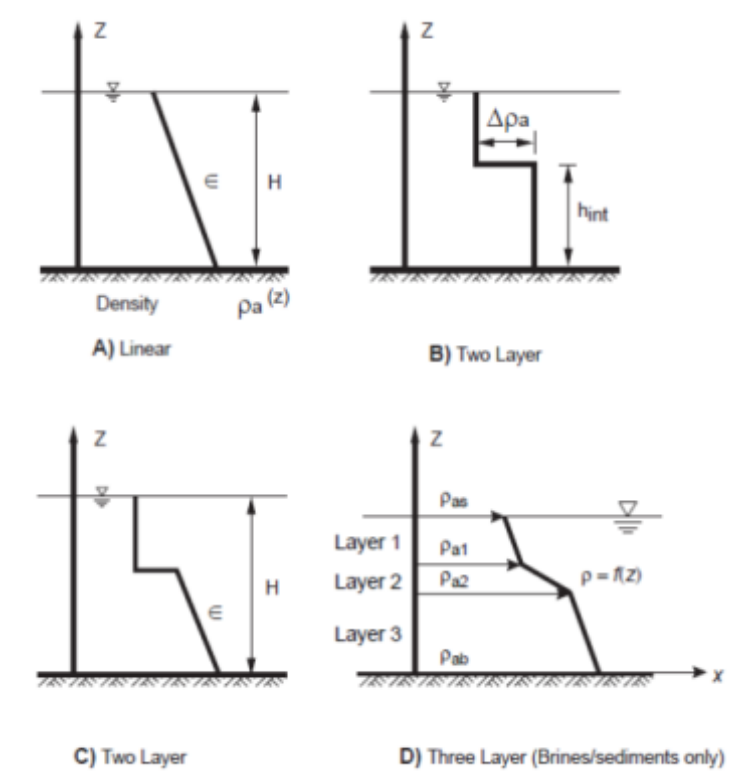


شکل (۳-۱۷۸) کلاسه بندی جریان در تخلیه مستغرق پسابهایی با شناوری منفی از تخلیه کننده های تک مجرایی

Flow Class	Flow Zone	Module No.	Transition Rule
	Free Jets		
FJ1	Weakly deflected jet, 3-D	311	12
	Weakly deflected plume	313	15
	Strongly deflected plume	323	24
	Buoyant spreading	341	41
	Passive diffusion	361	

شکل (۳-۱۷۹) پروتکل حاکم بر روند توالی اجرای مدول های شبیه سازی رژیمهای پایه در کلاس جریان FJ1 در مدل کرمیکس ۳

مدل کرمیکس علاوه بر شبیه سازی محیطهای همگن توانایی مدلسازی نیمرخ های مختلف در شرایط وقوع لایه بندی چگالی در محیط به صورت زیر را دارا می باشد.

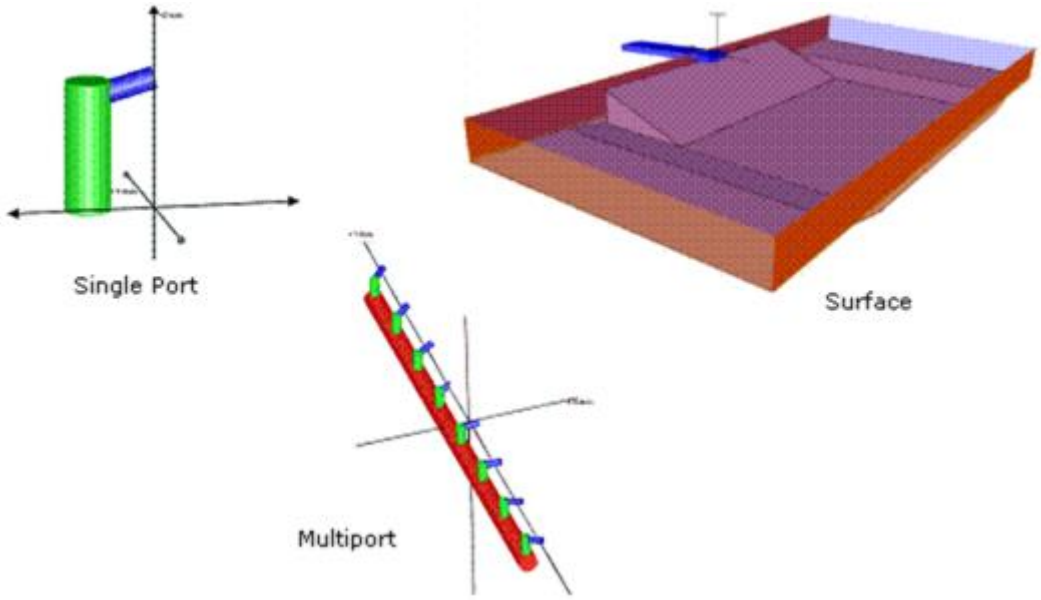


شکل (۳-۱۸۰) نیمرخهای متفاوت لایه بندی چگالی در محیط پذیرنده

◘ مدل Dhydro

مدل Dhydro از نرم افزار کرمیکس نسخه تکمیل شده مدل D-CORMIX است که پیشتر در سال ۱۹۹۹ توسط ژیرکا و همکاران جهت مدلسازی تخلیه پسابهایی با شناوری منفی در دریا توسعه داده شده است. این مدل به دو زیربخش Brine discharge و Sediment discharge تفکیک شده است که جهت مدلسازی تخلیه شورابه و رسوبات به صورت تخصصی توسعه داده شده اند. در هر دو زیربخش امکان مدلسازی جریان از سه روش تخلیه مستغرق تک مجرایی (زیرسطحی و بالا سطحی)، مستغرق

چند مجرایی (یک، دو و چند مجرا در هر رایزر) و تخلیه سطحی (لوله و کانال) پیش بینی شده است. در حالت تک مجرایی تخلیه با زوایای مختلف در آبهای عمق و در حالت چندمجرایی تونایی شبیه سازی انواع دیفیوزرهای یک جهته، طبقه‌ای و تناوبی را دارد. طول دیفیوزر، نوع دیفیوزر، زاویه نازل‌ها، قطر نازل‌ها، ارتفاع نازل‌ها تا مرکز دیفیوزر و تعداد دریچه‌ها مجموعه معیارهای طراحی کنترل کننده دیفیوزرها محسوب می گردد. این مدل نمونه توسعه یافته مدل D-CORMIX در نسخه CORMIX Version 5.0 است که در نسخه های جدید علاوه بر بهبود کیفیت گرافیکی و توسعه ابزارهای پس پردازنده نزم افزار این بخش نیز به دو زیربخش فوق تقسیم شده است. مدل D-CORMIX در سال ۱۹۹۷ به منظور شبیه سازی جریان در تخلیه جریانهایی با شناوری منفی اعم از پساب های شوری و مواد حاصل از لایروبی توسعه داده شده است. روش شبیه سازی جریان به طور کلی برای تخلیه مستغرق مشابه CORMIX1 و برای حالت سطحی مشابه CORMIX3 می باشد که در آن تغییرات و اصلاحاتی انجام شده است. استفاده از خاصیت آیینه گون تصاویر و جایگذاری سطح آب به جای بستر دریا و تغییر معیارهای دسته بندی از جمله این تغییرات است.

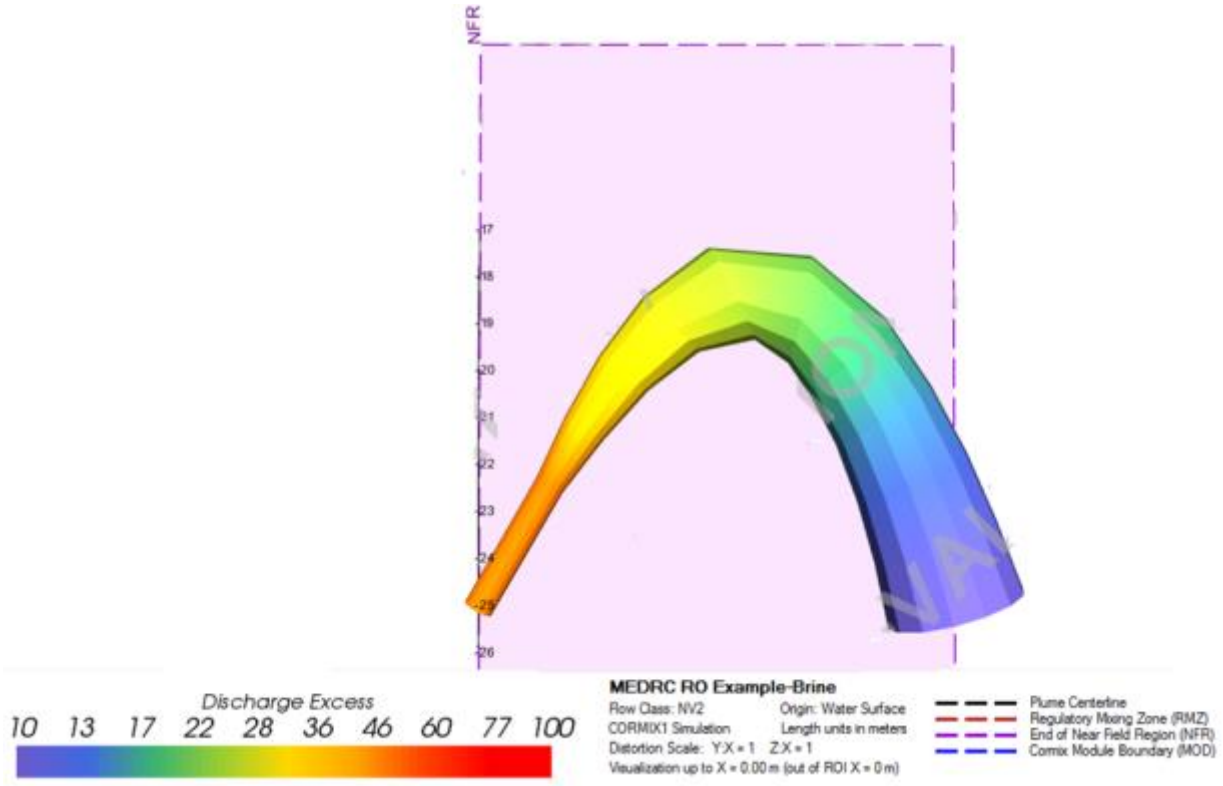


شکل (۳-۱۸۱) شبیه سازی انواع حالات تخلیه در مدل Dhydro

◘ مدل Dhydro (Brine discharge)

این مدل به طور تخصصی برای شبیه سازی تخلیه پسابهای شور از آب شیرین کنهای ساحلی توسعه داده شده و امکان شبیه سازی تخلیه سطحی و مستغرق شورابه در حالات مختلف محیطهای دریایی را دارد. در این مدل منطقه ساحلی از جانب، بدون مرز فرض شده و تنها از پایین به بستر محیط پذیرنده ختم می شود. امکان شبیه سازی بستر افقی و شیبدار دریا در مناطق فراساحلی و لایه بندی چگالی آب پذیرنده تا سه لایه در این مدل پیش بینی شده است. نرم افزار کرمیکس به دلیل آنکه قادر به شبیه سازی جریان در رنج وسیعی از شرایط تخلیه و محیط پذیرنده اعم از انواع تخلیه کننده، محیط همگن و لایه بندی شده، عمیق و کم عمق و تاثیر مرزها در محدوده میدان نزدیک و دور است، بسیار مورد توجه طراحان و مهندسان قرار گرفته است. دسته بندی کلاسهای جریان در این بخش با استفاده از مقیاسهای طولی و مجموعه ای از ثابتها که از مشاهدات آزماشگاهی و میدانی بدست آمده،

انجام گرفته است. مشابه حالات قبل بااجرای متوالی مدولهای شبیه سازی هیدرودینامیک برای جریانهای پایه و ساده، رفتار جریان در حالات پیچیده مدلسازی می گردد.



شکل (۳-۱۸۲) مدلسازی تخلیه شورابه از نازل ۶۰ در حالت مستغرق

◘ مدلهای انتگرالی[1]

این مدلها مبتنی بر حلّ انتگرالی معادلات دیفرانسیلی ساده شده به‌دست آمده از قوانین بقای جرم و مومنتم در دینامیک سیّالات توسعه داده شده اند. با فرض دانستن نوع پروفیل عرضی سرعت و غلظت جریان- براساس مشاهدات آزمایشگاهی- معادلات دیفرانسیلی حرکت سه بعدی را می‌توان به معادلات دیفرانسیلی معمول یک بعدی تبدیل کرد. معادلات حاکم که با فرض پروفیل سرعت و غلظت به

[1] Integral Type

صورت گوسی در عرض جریان انتگرال گرفته شده به معادلات ساده تری تبدیل می شوند، حال می توان آنها را با روشهای ساده تری مثل روش Runge Kutta حل کرد.

- **معادله بقای جرم در امتداد مسیر**

این معادله بیان می‌کند که تغییر در دبی در محدوده پلوم برابر با سیالی است که در نتیجه مکانیسم های مختلف اختلاط وارد پلوم می شود. که دراین رابطه ρ چگالی سیال، t زمان، u بردار سرعت و x بردار مکان است.

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \frac{\partial (\rho u_i)}{\partial x_i} = 0$$

- **مومنتم (قانون بقای نیرو)**

این معادله برگرفته از قانون دوم نیوتن بوده و بقای نیروهای حاکم بر جریان در امتداد مسر را نشان می دهدو. در این معادله P فشار، g شتاب ثقل و μ لزجت دینامیک است.

$$\underbrace{\frac{\partial (\rho u_i)}{\partial t}}_{local\,acceleration} + \underbrace{\frac{\partial (\rho . u_j u_i)}{\partial x_j}}_{Advective\,acceleration} = \underbrace{-\frac{\partial \rho}{\partial x_i}}_{Pressure\,force} \underbrace{- \rho g_z}_{Hydrostatic\,force} + \underbrace{\mu \frac{\partial^2 u_i}{\partial x_i^2}}_{Viscous\,stress} + \underbrace{F_{i,e}}_{External\,forces}$$

- **معادله انتقال- انتشار مواد**

که در آن c غلظت مواد، D_m ضریب دیفیوژن مولکولی و k تابع رشد یا استهلاک است.

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{\partial (c u_i)}{\partial x_i} = Dm \frac{\partial^2 c}{\partial x_i^2} + kc$$

در مدلهای انتگرالی محیط پذیرنده بی نهایت فرض می شود، از اینرو این مدلهای توانایی در نظر گرفتن مرزهای محدود کننده را ندارد اما محیط پذیرنده می تواند لایه بندی شده یا نشده، ساکن و یا متحرک فرض شود. این مدلها برای ساده سازی فرایند اختلاط، اختلاط ناشی از آشفتگی را با کمک

ضرایب تجربی بدست آمده از مطالعات آزمایشگاهی ساده کرده و معادلات حاکم را تا رسیدن به یک مرکز محدود کننده (سطح آب یا کف دریا) و یا ناحیه اختلاط قانونی از پیش تعیین شده (regulatory mixing zone) حل می کنند.

حل معادلات بصورت ماندگار (steady-state) بوده و جزئیات حرکت جریان در دسترس نخواهد بود.

حل معادلات در امتداد مسیر جریان به دو صورت اویلری و لاگرانژی انجام می‌گیرد.

مدل‌های اویلری معادلات بقا را روی شبکه‌بندی ثابتی حل می‌نمایند.

این روش سریعتر و آسان‌تر بوده و نتایج آن در ارتباط با مسائل تخلیه فاضلاب اعم از ترقیق و الگوی حرکت جریان دارای دقت بالا می‌باشد.

دیدگاه اویلری (با حجم کنترل ساکن) توسّط ژیرکا (۲۰۰۴و ۲۰۰۷)، مولنهوف و همکاران، دیویدسون و غیره مورد استفاده قرار گرفته است. مدل UDKHG و مدل CORJET ژیرکا (۲۰۰۴) و CORSURf ژیرکا (۲۰۰۷) به این اساس کار می‌کند. از سوی دیگر، دیدگاه لاگرانژی (با حجم کنترل متحرّک) در نرم‌افزارهای جت‌لگ[1] (لی و چونگ، ۱۹۹۱)، یو ام[2] (باومگارتنر و همکاران ۱۹۸۵)، آوت‌پلوم[3] و ویژوال پلوم[4] مورد استفاده قرار گرفته است.

جون و همکاران با بررسی روش‌های گوناگون انتگرالی نتیجه گرفتند که پیش‌بینی جریان به این روش، در نزدیکی محل تخلیه در شرایط محیط بدون مرز و محدوده میدان نزدیک مناسب بوده و دقت قابل قبولی دارد اما این مدلها در شرایط محدودیّت جریان و وجود مرزها غیرقابل اعمال بوده و

[1] JETLAG
[2] UM
[3] OutPlume
[4] Visual Plume

هم‌چنین در ناحیه میدان دور دقّت قابل قبولی ندارد. به‌کارگیری روش انتگرالی به همراه روشهای مقیاس طولی در توسعه مدل کرمیکس و همچنین مدل Visual Plumes مورد توجّه بوده است.

علیرغم محدودیتهای زیاد و پیشرفت‌های عظیم انجام گرفته در گسترش مدل‌های عددی، مدلهای انتگرالی به دلیل کم‌هزینه بودن، سادگی و دقّت تقریبا بالا هنوز مورد توجّه هستند و نرم‌افزارهای توسعه داده شده بر پایه این روش در سراسر دنیا هم‌چنان مبنای طرّاحی تخلیه‌کننده‌های دریایی هستند.

□ مدل جت‌لگ (JETLAG)

این مدل توسط لی و چانگ در سال ۱۹۹۰ ارائه شده که در آن با استفاده از روش انتگرالی لاگرانژی مدل قادر به پیش‌بینی فرایند اختلاط و مسیر حرکت جتهای شناور بطور سه بعدی می‌باشد.ریشه JETLAG مدل UOUTPLM است که توسط فریک[1] (۱۹۸۴) و موئلنهاف[2] و همکاران (۱۹۸۵) توسعه داده شده است. مدل UOUTPLM به دلیل محدودیت های زیاد از جمله قابلیت کاربرد تنها برای جت های دو بعدی، کمتر مورد توجه بوده است.

در روش لاگرانژی با استفاده از حجم کنترل در حال حرکت اقدام به حل معادلات انتگرالی حاکم بر مسیر حرکت و اختلاط جریان می‌گردد. برای پیدا کردن مسیر نامعلوم حرکت پلوم و مشخصات آن نظیر سرعت و غلظت، مسیر پلوم به صورت مجموعه‌ای پشت سر هم از المانها فرض می‌شود. جرم هر المان پلوم که میتوان آنرا به صورت قسمتی از مخروط ناقص تصور کرد در نتیجه اختلاط برشی و اختلاط ورتکس افزایش می یابد. دو نوع اختلاط مجزای ورتکس[3] و برشی[4] در این مدل لاگرانژی در

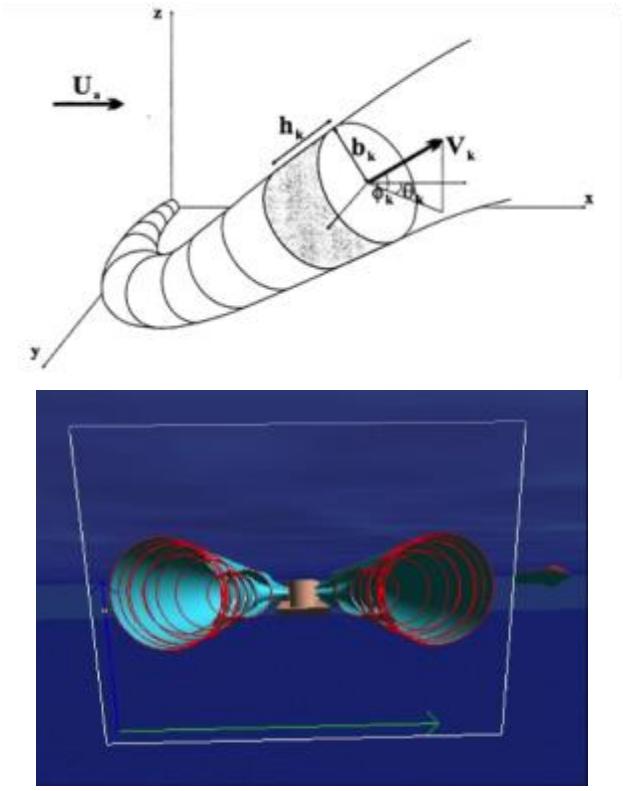
---

[1] Frick
[2] Muenlenhoff
[3] vortex-entrainment
[4] shear-induced entrainment

نظر گرفته شده و بر مبنای آن دو مولفه افزایش جرم خواهیم داشت: افزایش جرم بخاطر اختلاط ورتکس و افزایش جرم بخاطر اختلاط برشی. در اختلاط برشی جرم سیال داخل شده متناسب است با سطح بیرونی المان و تفاضل بردار سرعت جت و بردار سرعت محیطی. در اختلاط ورتکس جرم داخل شده در المان بر پایه فرضیه اختلاط "ناحیه تصویر شده" (PAE[1]) در نظر گرفته می شود. فرضیه ناحیه تصویر شده (Projected Area) در محاسبه اختلاط ورتکس، مشخصه اصلی مدل JETLAG بوده و به این معنی است که صفحه تصویر شده در واقع سطحی دو بعدی حاصل از تصویر کردن یک شکل سه بعدی روی یک صفحه دلخواه است. در این حالت، سیال داخل شده به المان پلوم، برابر حجم سیال برخورد کرده به سمت بادگیر المان فرض می شود. بنابراین تصویر حجم المان بر صفحه عمود بر جریان محیطی برای محاسبه اختلاط درنظر گرفته می شود. به این ترتیب در مدل جت لگ برپایه این فرضیه، اختلاط ناشی از جریانهای محیطی یا اختلاط ورتکس برآورد می گردد.

تغییرات در مشخصات المانهای پلوم در بازه های زمانی Δt بررسی شده و ورود سیال محیطی به المانهای پلوم در هر مرحله محاسبه می‌گردد. با فرض افزایش جرم در اثر وارد شدن سیال محیطی به مقدار ΔM_k، معادلات بقای ممنتوم، انرژی و بقای جرم در فرم انتگرالیشان حل شده تا سرعت، چگالی و غلظت در قدم بعدی بدست آید. به این ترتیب نحوه توسعه پلوم چریان ناشی از افزایش جرم برشی و ورتکس در هم گام بدست می آید.

[1] Projected area entrainment

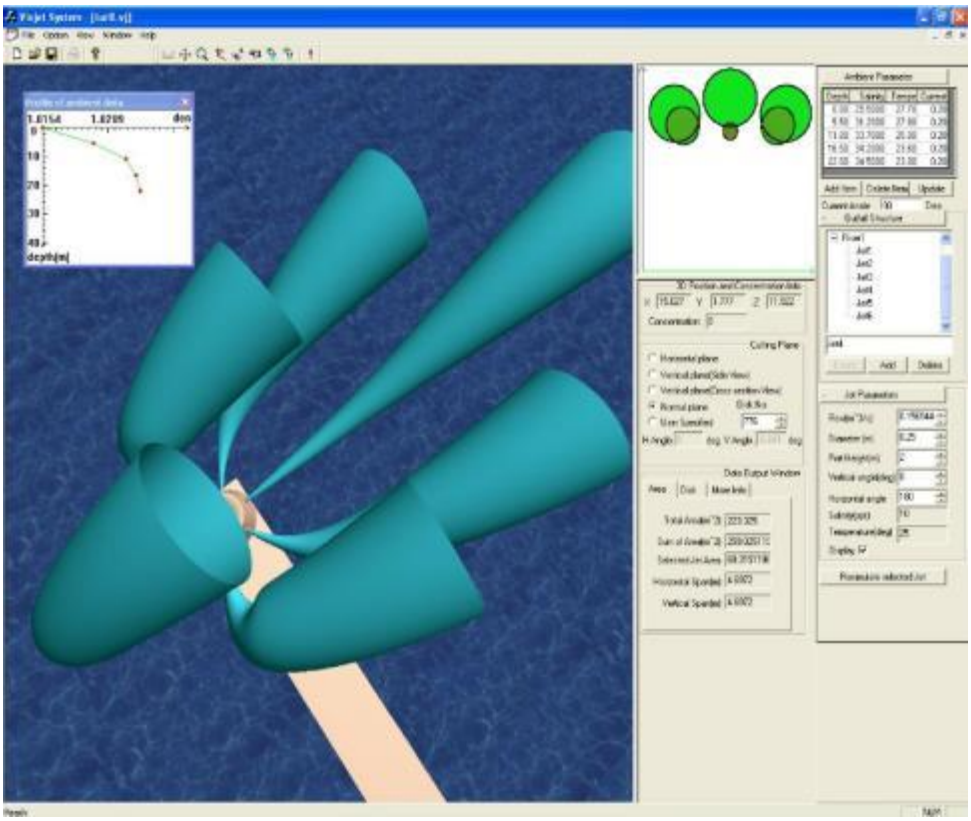


شکل (۳-۱۸۳) المان های حل روش لاگرانژی در مدل JETLAG

❑ مدل VISJET

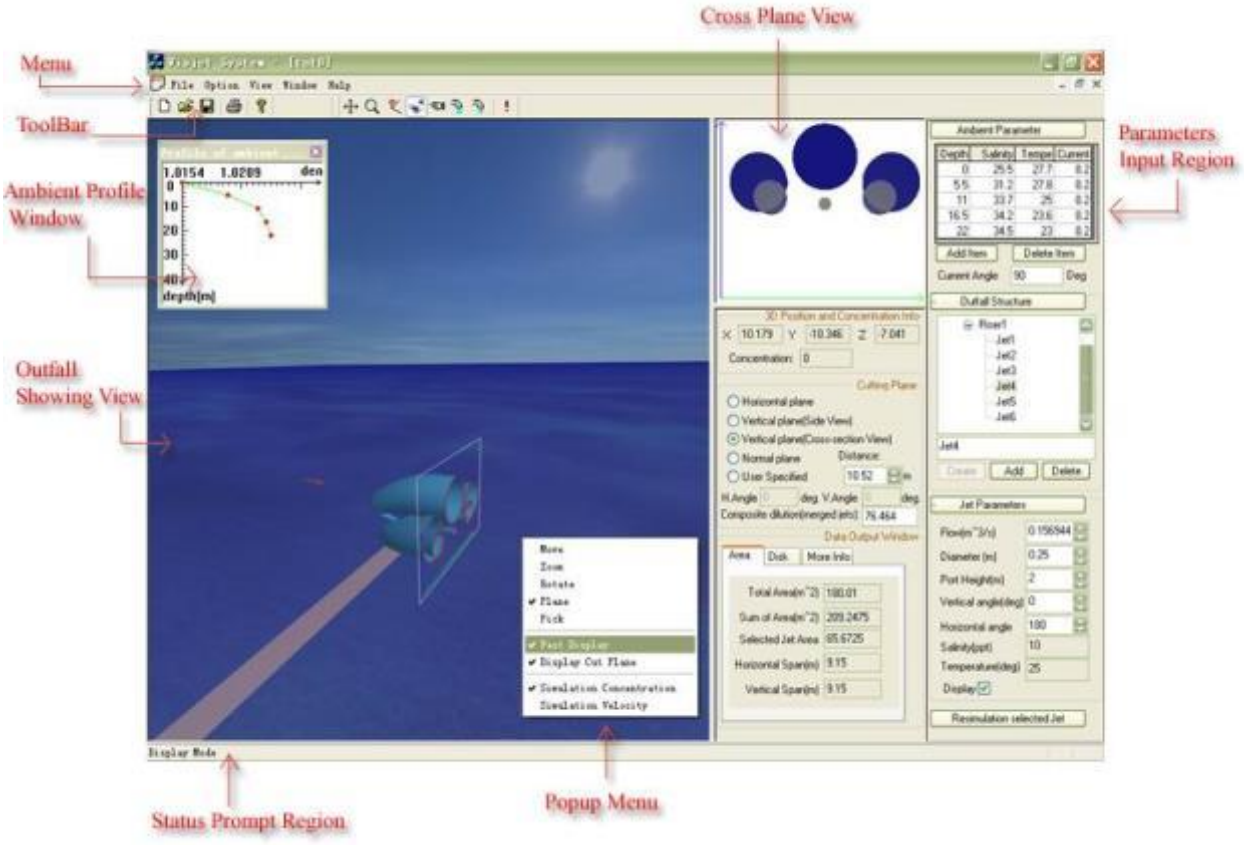
مدل VISJET که توسط Lee and Cheung (1990) در دانشگاه هنگ کنگ توسعه داده شده، یک ابزار گرافیکی برای به تصویر کشیدن سیر توسعه و تکامل جریان در تخلیه فاضلاب از جتهای مستغرق تک و چند مجرایی است که جهت مصور سازی خروجیهای مدل لاگرانژی جت‌لگ توسعه داده شده است. ویزجت دارای گرافیک سه بعدی رنگی برای نمایش طرح فضایی مسیر جتهای خروجی از JETLAG است. به این ترتیب این مدل تنها قادر به شبیه سازی میدان نزدیک بدون در نظر گرفتن تاثیر مرزهای محیط است. مدل VISJET از گرافیک سه بعدی رنگی برای نمایش طرح فضایی مسیر جتهای خروجی استفاده می کند. با تنظیم نقطه دید یا جهت دید کاربر، منظر سه بعدی جدید

نمایش داده شده و امکـان زوم کـردن در هـر دو جهـت[1] در آن وجـود دارد. visjet همچنـین ایـن خاصیت را دارد که نواحی هم پوشانی را تعیین و غلظت در این نواحی را محاسبه کرده و نمایش دهد.



شکـل (۳-۱۸۴) نمونه شبیه سازی جریان در تخلیه از رایزرهای بوته شکل

[1] Zoom in and Zoom out

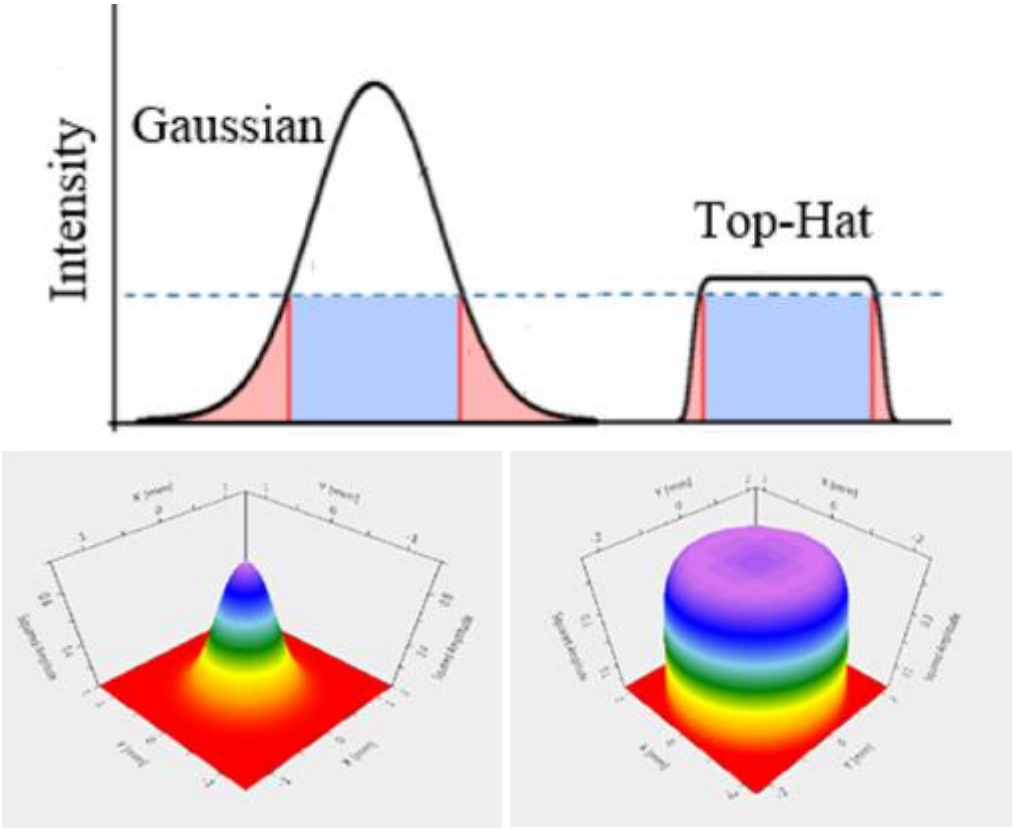


شکل (۳-۱۸۵) نمایی کلی از پنجره شبیه سازی در مدل VISJET

◘ مدل UM

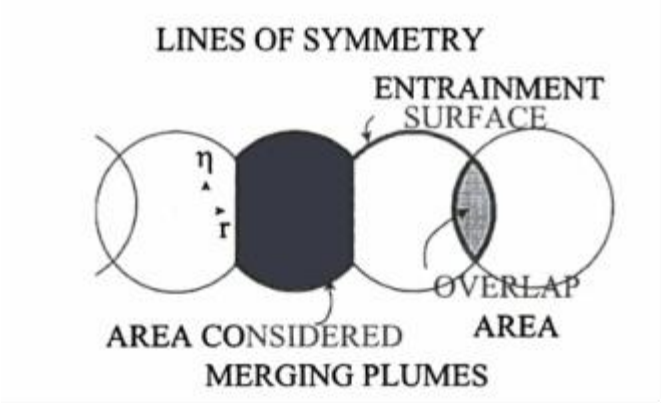
این مدل توسط بامگارتنر و همکاران در سال ۱۹۹۳ توسعه داده شده و در واسط Visual PLUMES قابل دسترس می‌باشد. این مدل از طریق حل معادلات جرم، انرژی و مومنتم به روش انتگرالی لاگرانژی قادر به مدلسازی سه بعدی جت و پیش‌بینی مشخصات جبهه آلودگی اعم از مسیر حرکت، ترقیق، عرض و ارتفاع آن می‌باشد. مدل UM همانند مدل JETLAG دارای فرمولاسیون لاگرانژی و روند حل معادلات مشابهی می‌باشد. مانند JETLAG دو نوع اختلاط ورتکس و برشی برای آن در نظر گرفته شده است و مشابها اختلاط ورتکس با فرضیه Projected area entrainment برآورد می‌گردد.

هر دو مدل بنا به اقتضای روابطشان که با خصوصیات متوسط سر و کار دارند. UM به فرضیه بوسینسک بستگی ندارد که این به معناست که می تواند برای تخلیه سیالهایی با اختلاف چگالی بالا بکار رود. تاثیرات برخورد با کف و سطح توسط UM مدل نمی‌شود. پروفیل سرعت و غلظت متوسط در مدل UM به صورت Top-Hat و در مدل JETLAG به صورت Guassian فرض شده است.

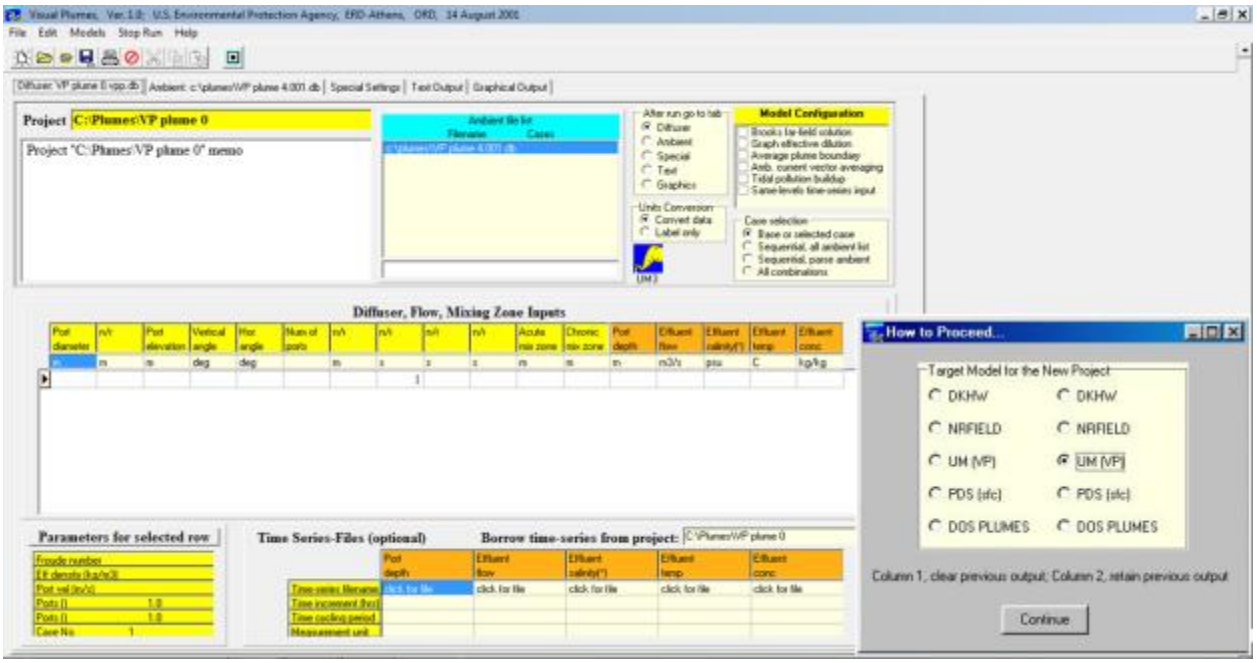


شکل (۳-۱۸۶) فرض پروفیل کلاه شکل Top-Hat و گوسی Guassian در تغییرات عرضی غلظت جریان

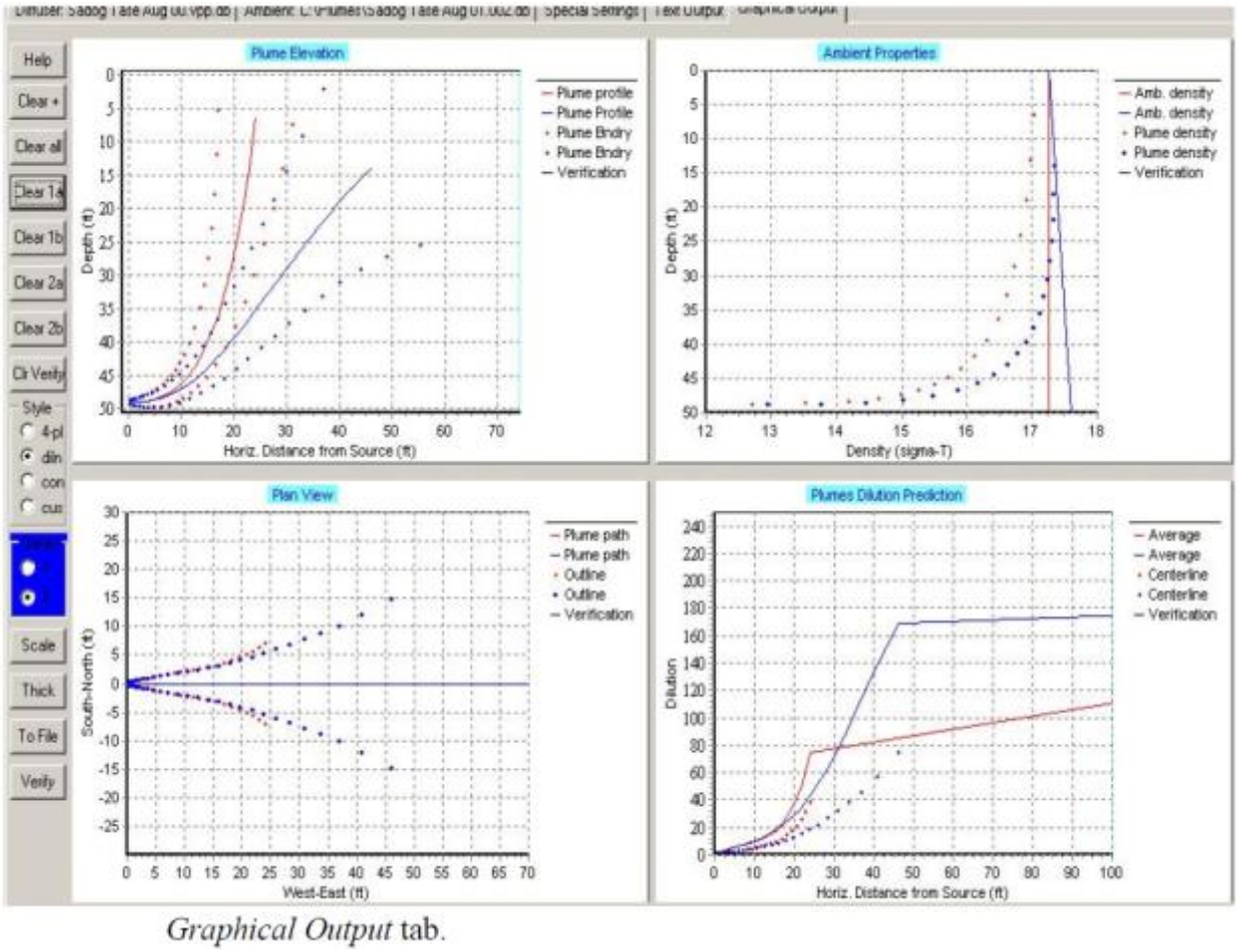
این مدلهای روشهای متفاوتی را برای مدل کردن تاثیر بهم پیوستگی جتها و یا تعاملات بین پلومهای مجاور انتخاب می کنند. این موضوع باعث تفاوت در توانایی این مدلها نسبت به یکدیگر برای مدلسازی دیفیوزرهای چند مجرایی در شرایطی که با هم اختلاط یافته و به هم می پیوندند می شود.



شکل (۳-۱۸۷) روش مدلسازی جریانهای بهم پیوسته در تخلیه کننده های چند مجرایی



شکل (۳-۱۸۸) پنجره شبیه سازی در مدل Visual Plumes

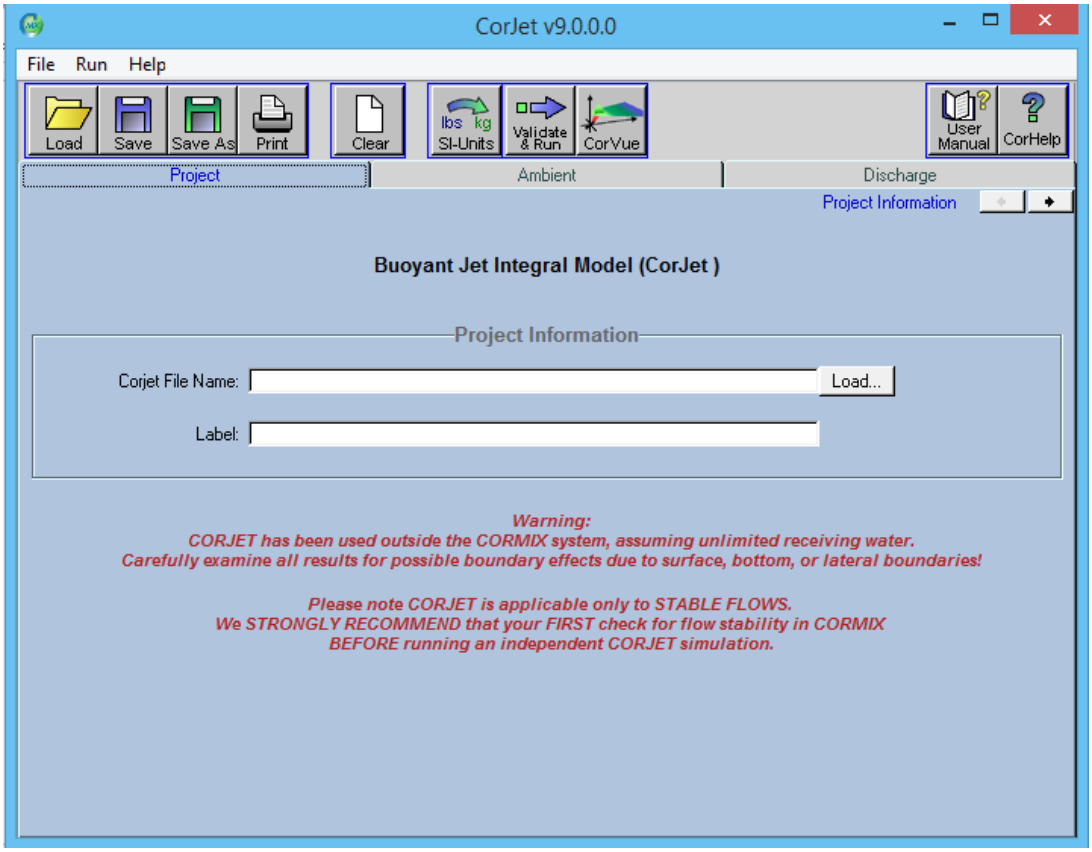


شکل (۳-۱۸۹) نمونه از تصویر سازی حرکت در نتیجه شبیه سازی جریان در مدل UM نرم افزار Visual Plumes

◘ مدل کرجت (CORJET)

مدل کرجت توسط ژیرکا در دانشگاه کرنل در اوایل دهه ۱۹۹۰ توسعه داده شده است. این مدل که موتور شبیه ساز مدل CORMIX در بخشی از فرایند مدلسازی آن بوده و قادر به شبیه‌سازی سه بعدی جریان جهت پیش‌بینی رفتار و مسیر حرکت جتهای با شناور مثبت، منفی و خنثی از تخلیه‌کننده‌های مستغرق تک مجرایی و چندمجرایی است. این مدل بر مبنای روش انتگرالی اویلری که در آن حجم کنترل ثابت در نظرگرفته شده است اقدام به شبیه‌سازی جریان می‌نماید. کرجت از

فرض پروفیل گوسی غلطت در عرض جریان بهره گرفته و روش کار و معادلات حاکم مشابه آنچه که پیشتر اشاره شد، است. در این مدل فرایند اختلاط ناشی از آشفتگیهای القایی و محیطی با روشی ساده تحت عنوان رابطه اختلاط (برش و ورتکس) با ثابتهایی که برگرفته از مطالعات آزمایشگاهی هستند تخمین زده می شود. برای ساده سازی فرایند پیچیده آشفتگی، محاسبه اختلاط برشی و اختلاط ورتکس در مدل کرجت براساس ثابتهای تجربی و مجموعه ای از معادلات ابتکاری انجام می گیرد.



شکل (۳-۱۹۰) نمایی از پنجره اصلی مدل CORJET در نرم افزار CORMIX

◘ مدلهای مبتنی بر مکانیک سیالات محاسباتی (CFD models)

در طول قرن بیستم، مطالعه و بررسی جریان سیالات از یک طرف، مباحث نظری محض و از طرفی دیگر آزمایشات محض را دربرمی گرفت. از اینرو تا دهه ۱۹۶۰ دینامیک سیالات در دو بعد تئوری و آزمایشگاهی در حال توسعه و تکامل بود. امروزه پیدایش رایانه های پرسرعت، توام با تکامل الگوریتم های عددی برای حل مسایل پیچیده فیزیکی با کمک معادلات ریاضی، روش مطالعه حرکت سیالات را دگرگون ساخته است. با ورود رایانه‌های بسیار نیرومند به فعالیتهای عمومی و گسترش استفاده از آنها، گرایشی آشکار به بهره‌گیری از روش‌های نوین برای شبیه سازی رایانه ای جریان در حالات مختلف و پرهیز از هزینه‌های سنگین پژوهش‌های آزمایشگاهی پدید آمده است.

از لحاظ سلسله مراتب، دینامیک سیالات محاسباتی، بعد سومی را شبیه سازی رفتار جریان ارائه می کند، و نه بیشتر از آن. دینامیک سیالات محاسباتی با ظرافت دو موضوع نظری و آزمایشگاهی محض را به هم نزدیک می کند، ولی هرگز جانشین هیچ یک از آن دو بعد نمی شود. دینامیک سیالات محاسباتی یک تکنیک شبیه سازی است که با استفاده از آن میتوان معادلات دیفرانسیل با مشتقّات جزئی[1] حاکم بر حرکت سیال را حل و رفتار سیال را تجزیه و تحلیل نمود. با این کار خصوصیات جریان اعم از هندسه و پیکربندی آن، نیروها و گشتاورها و نیز پخشیدگی و رفتار اختلاطی جریان را می توان مدلسازی کرد و پیش بینی نمود. مدلهای عددی به این ترتیب امکان شبیه سازی حالات پیچیده و سناریو پردازی گسترده را ممکن ساخته اند و چنانچه به‌دقّت تنظیم شوند، نتایج آن می‌تواند جزئیات شگفت انگیز با دقت بالا و قابل اتکا و استناد در اختیار قرار دهد. مشکل اما انتخاب مناسب مدل برای هر محدوده و آماده سازی آن بالاخص در مسائلی با جریانات آشفته است که می

[1] PDE: Partial Differential Equation

تواند بسیار چالش برانگیز باشد، چراکه باید مدلسازی با داده‌های دردسترس و هزینه‌های محاسباتی معقول قابل انجام باشد. هزینه پایین، سرعت بالا نسبت به روشهای آزمایشگاهی، استخراج داده‌ها با جزئیّات کامل و نیز ظرفیّت شبیه‌سازی برای هر دو شرایط واقعی و ایده‌آل بخشی از برتری مدلسازیهای عددی است. هم‌زمان، مدل‌سازی عددی مشکلاتی نیز پیش رو دارد. ممکن است مدل ریاضی مناسب یا جامعی برای توصیف درست و فراگیر شرایط مساله در دسترس نباشد و یا ممکن است پاسخ عددی مسائل پیچیده در کنار غیرخطّی بودن معادلات، هزینه‌های حلّ بیش‌تری نسبت به آزمایشگاه ایجاد کند.

نقطه آغازین توسعه یک مدل عددی، دسترسی به مدل ریاضی مساله است. خصوصیات رفتاری جریان به وسیله سه قانون اساسی کنترل می شود:

- اصل بقای جرم
- قانون دوم نیوتن
- بقای انرژی

این سه اصل فیزیکی را می‌توان بر حسب معادلات بر پایه‌ی ریاضی بیان کرد که در عمومی‌ترین حالت، فرم انتگرالی و دیفرانسیلی دارند. در یک حلّ محاسباتی[1] (عددی[2])، ابتدا ساده سازی‌هایی روی مدل ریاضی اعمال شده و یک روش حل مناسب توسعه داده می‌شود. سپس معادلات حاکم با گسسته‌سازی تبدیل به چند دستگاه معادله جبری از متغیّرهایی گسسته در شبکه مکانی و زمانی می‌شوند. هدف از گسسته‌سازی، تبدیل یک معادله دیفرانسیل با مشتقّات جزئی به یک سری از معادلات جبری گسسته معتبر در گره‌های محاسباتی است. دینامیک سیالات محاسباتی به این ترتیب

[1] Computational
[2] Numerical

هنر جایگزین کردن انتگرال‌ها و مشتقات جزیی با عبارت‌های ساده جبری است. این معادلات در فرم جدید قابل حل هستند و جواب‌های عددی برای مشخصه‌های میدان جریان در نقاط مشخص از زمان وفضا ارایه می‌دهند. محصول نهایی دینامیک سیالات محاسباتی مجموعه‌ای از اعداد است، در حالی که راه‌حل‌های تحلیلی به یک فرم بسته منجر می‌شود. البته آن‌چه که رشد دینامیک سیالات محاسباتی را هموار ساخته، پیشرفت در ساخت رایانه‌هایی با سرعت‌های بالای پردازش است. راه‌حل-های دینامیک سیالات محاسباتی اغلب مستلزم دست‌کاری مکرر چندین هزار یا حتی چندین میلیون عدد است؛ کاری که با دست و بدون رایانه امکان‌پذیر نیست. بنابراین پیشرفت دینامیک سیالات محاسباتی و کاربردهای آن در مورد مسایلی با جزییات و پیچیدگی‌های بیشتر، در نهایت به پیشرفت در سخت‌افزار رایانه‌ها به‌ویژه در مورد ظرفیت حافظه و سرعت عملیات مربوط می‌شود.

معادلات حاکم

معادلات حاکم بر تخلیه شورابه در پیگرههای آبی عبارت اند از: معادله‌ی بقای جرم یا پیوستگی، معادلات بقای ممنتوم که به معادلات ناویر-استوکس مشهور اند و معادلات انتقال-انتشار دما و غلظت.

- **معادله‌ی بقای جرم**

فرم انتگرالی معادله‌ی بقای جرم که اثبات آن به راحتی در منابع مکانیک سیالات کلاسیک در دسترس است به صورت زیر می‌باشد:

$$\int_{CV} \frac{\partial \rho}{\partial t} dv + \int_{CS} \rho \vec{V}.\vec{n} dA = 0$$

که در آن ρ چگالی سیال، v حجم سیال، n بردار نرمال و V سرعت می‌باشند. لازم به ذکر است معادله‌ی فوق برای حجم کنترل‌های ثابت و متحرک معتبر می‌باشد. با استفاده از قضیه‌ی دیورژانس و

مجموعه ای از تبدیلات در نهایت فرم انتگرالی معادله قابل تبدیل به فرم دیفرانسیل است. فرم دیفرانسیلی معادله‌ی بقای جرم، که به به معادله‌ی پیوستگی شهرت دارد برابر است با:

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \vec{\nabla}.(\rho \vec{V}) = 0$$

معادله‌ی فوق فرم تراکم‌پذیر معادله‌ی پیوستگی می‌باشد، در صورتی که سیال تراکم ناپذیر باشد، معادله‌ی پیوستگی به شکل زیر است:

$$\vec{\nabla}.\vec{V} = 0$$

$$\frac{\partial}{\partial x}(\rho u) + \frac{\partial}{\partial y}(\rho v) + \frac{\partial}{\partial z}(\rho w) = 0$$

معادله‌ی فوق را در دستگاه مختصات کارتزین می توان به صورت زیر بازنویسی کرد:

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0$$

که در آن u، v و w به ترتیب مولفه‌های سرعت در جهات x، y و z می‌باشند. لازم به ذکر است که در مدلسازی تخلیه شورابه با توجه به شرایط حاکم لازم است از فرض سیال تراکم ناپذیر استفاده شود، البته در این‌جا منظور از تراکم ناپذیر بودن ثابت بودن چگالی نیست، بلکه منظور این است که چگالی مستقل از فشار می‌باشد و همچنان چگالی می‌تواند بر اثر تغییرات شوری و دما تغییر کند، لذا خواهیم داشت:

$$\rho = f(S, T)$$

که در آن S میزان شوری و T درجه‌ی حرارت است. با توجه به محدوده تغییرات دما و شوری در شورابه تولیدی در صنایع نمک زدایی لازم است میزان ρ از از رابطه مناسب برآورد گردد. ال‌دسوکی و اتونی رابطه زیر را برای محاسبه‌ی چگالی آب بر حسب شوری و درجه‌ی حرارت ارائه کردند که این

رابطه برای درجه‌ی حرارت مابین ۱۰ تا ۱۸۰ درجه‌ی سانتی‌گراد و شوری مابین ۰ تا ۱۶۰ بخش در هزار معتبر است:

$$\rho = (A_1F_1 + A_2F_2 + A_3F_3 + A_4F_4) \times 10^3$$

که در آن:

$$B = (2S - 150)/150$$
$$G_1 = 0.5$$
$$G_2 = B$$
$$G_3 = 2B^2 - 1$$
$$A_1 = 4.032219G_1 + 0.115313G_2 + 3.26 \times 10^{-4}G_3$$
$$A_2 = -0.108199G_1 + 1.571 \times 10^{-3}G_2 - 4.23 \times 10^{-4}G_3$$
$$A_3 = -0.012247G_1 + 1.74 \times 10^{-3}G_2 - 9 \times 10^{-6}G_3$$
$$A_4 = 6.92 \times 10^{-4}G_1 - 8.7 \times 10^{-5}G_2 - 5.3 \times 10^{-5}G_3$$
$$A = (2T - 200)/160$$
$$F_1 = 0.5, F_2 = A, F_3 = 2A^2 - 1, F_4 = 4A^3 - 3A$$

در روابط بالا S بر حسب بخش در هزار، T بر حسب درجه‌ی سانتی‌گراد و ρ بر حسب کیلوگرم بر متر مکعب است.

- **معادلات بقای ممنتوم**

از قانون دوم نیوتن می‌توان نتیجه گرفت که نرخ تغییرات اندازه حرکت یک المان سیال برابر است با برآیند نیروهای وارد بر آن المان سیال. این معادلات که به معادلات ناویر-استوکس مشهور اند در فرم تراکم ناپذیر و در دستگاه مختصات کارتزین (با فرض جهت قائم y) به شرح زیر می‌باشند:

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u\frac{\partial u}{\partial x} + v\frac{\partial u}{\partial y} + w\frac{\partial u}{\partial z}$$
$$= -\frac{1}{\rho}\frac{\partial P}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x}\left(\vartheta_{eff}\left(\frac{\partial u}{\partial x}\right)\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\vartheta_{eff}\left(\frac{\partial u}{\partial y}\right)\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(\vartheta_{eff}\left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)\right)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t}+u\frac{\partial v}{\partial x}+v\frac{\partial v}{\partial y}+w\frac{\partial v}{\partial z}$$
$$=-\frac{1}{\rho}\frac{\partial P}{\partial y}+\frac{\partial}{\partial x}\left(\vartheta_{eff}\left(\frac{\partial v}{\partial x}\right)\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(\vartheta_{eff}\left(\frac{\partial v}{\partial y}\right)\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(\vartheta_{eff}\left(\frac{\partial v}{\partial z}\right)\right)$$
$$-g\frac{\rho-\rho_0}{\rho_0}$$
$$\frac{\partial w}{\partial t}+u\frac{\partial w}{\partial x}+v\frac{\partial w}{\partial y}+w\frac{\partial w}{\partial z}$$
$$=-\frac{1}{\rho}\frac{\partial P}{\partial z}+\frac{\partial}{\partial x}\left(\vartheta_{eff}\left(\frac{\partial w}{\partial x}\right)\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(\vartheta_{eff}\left(\frac{\partial w}{\partial y}\right)\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(\vartheta_{eff}\left(\frac{\partial w}{\partial z}\right)\right)$$

که در آن‌ها u، v، w به ترتیب مؤلّفه‌های سرعت میانگین در راستاهای x و y و z و t زمان، P فشار سیال، ϑ_{eff} لزجت سینماتیکی موثر ($\vartheta_{eff}=\vartheta+\vartheta_t$)، ϑ لزجت سینماتیک مولکولی، ϑ_t لزجت سینماتیکی آشفته، g شتاب گرانش، ρ چگالی سیال و ρ_0 چگالی سیال مرجع می‌باشند. لازم به ذکر است در معادله‌ی جهت y که معادله‌ی بقای اندازه‌ی حرکت در راستای قائم می‌باشد، ترم شناوری به انتهای آن اضافه شده است تا اثرات چگالی متغیر نیز در نظر گرفته شود؛

- **معادلات انتقال-انتشار دما و غلظت**

جهت مدل‌سازی نحوه‌ی پخشیدگی دما و غلظت لازم است معادله‌ی انتقال- انتشار اسکالر برای هر یک از این کمیت‌ها جداگانه حل شوند. معادله‌ی انتقال-انتشار دما در دستگاه مختصات کارتزین به شرح زیر است:

$$\frac{\partial T}{\partial t}+u\frac{\partial T}{\partial x}+v\frac{\partial T}{\partial y}+w\frac{\partial T}{\partial z}=k_{T,eff}\left(\frac{\partial^2 T}{\partial x^2}+\frac{\partial^2 T}{\partial y^2}+\frac{\partial^2 T}{\partial z^2}\right)$$
$$k_{T,eff}=\frac{\vartheta_t}{Pr_t}+\frac{\vartheta}{Pr}$$

که در آن T دمای سیال، $k_{T,eff}$ ضریب انتقال حرارت، Pr عدد پرانتل مولکولی و Pr_t عدد پرانتل آشفته می‌باشند. معادله‌ی انتقال-انتشار غلظت همانند دما بوده و به صورت زیر است:

$$\frac{\partial C}{\partial t}+u\frac{\partial C}{\partial x}+v\frac{\partial C}{\partial y}+w\frac{\partial C}{\partial z}=k_{C,eff}\left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}+\frac{\partial^2 C}{\partial y^2}+\frac{\partial^2 C}{\partial z^2}\right)$$

$$k_{C,eff}=\frac{\vartheta_t}{SC_t}+\frac{\vartheta}{Sc}$$

که در آن‌ها غلظت (C) بر حسب مول بر مترمکعّب (قابل تبدیل به شوری[1] (S) بر حسب گرم بر لیتر) است. همچنین Sc عدد اشمیت مولکولی و SC_t عدد اشمیت آشفته می‌باشند.

همانطور که ملاحظه می شود معادلات حاکم بر مکانیک سیالات به‌صورت مجموعه‌ای از معادلات با مشتقات جزئی وابسته به هم و غیرخطی توسعه داده شده که باید برای یک میدان نامنظم که دارای شرایط اولیه و مرزی متعددی هستند، حل شود. در بسیاری از موارد، راه‌حل‌های تحلیلی معادلات مکانیک سیالات بسیار محدودند و و بواسطه‌ی شرایط مرزی تحمیل شده در برخی مسائل بیشتر هم محدود می‌شوند. بنابراین روشهای عددی که مبتنی بر تخمین مشتقات جزئی با عبارات جبری است به عنوان یک راه حل جایگزین برای حل این مسائل توسعه داده شده اند. زمانی‌که معادله با مشتقات جزئی با یک معادله‌ی جبری تخمین زده شود، آن‌گاه می‌توان آن را به صورت عددی با کمک کامپیوتر حل کرد. روش‌های متعدد گسسته سازی جهت تبدیل معادلات دیفرانسیل با مشتقات جزئی به جبری توسعه داده شده است. مشهورترین این روشها عبارت‌اند از تفاضلات محدود، احجام محدود، اجزای محدود، روش‌های بدون شبکه، روش اجزای مرزی و روش طیفی.

[1] Salinity

- مدلسازی آشفتگی

معادلات ناویر-استوکس بر هر دو جریان آرام و آشفته حاکم هستند. جریان‌های آرام پایدارند، اما جریان‌های آشفته، آشوبناک، با قابلیت اختلاط بالا، وابسته به زمان و شامل نوسانات سه‌بعدی سرعت همراه با دامنه وسیعی از مقیاس‌های زمانی و طولی هستند. آشفتگی معمولا به عنوان یک ناپایداری در جریان آرام شکل می‌گیرد که در محدوده یک عدد رینولدز بحرانی ظاهر می‌شود. پذیرفته‌ترین تئوری آشفتگی مبتنی بر مفهوم آبشار انرژی توسعه داده شده توسط کولموگروف می‌باشد. بر اساس این تئوری، آشفتگی متشکل است از ادی‌هایی با اندازه‌های مختلف که هر کدام از این ادی‌ها دارای مقدار معینی انرژی می‌باشند. مقدار انرژی هر ادی به ابعاد آن ادی وابسته است. ادی‌های بزرگ‌تر در یک فرایند زنجیره‌ای در حالی که انرژی خود را به ادی‌های کوچک‌تر منتقل می‌کنند، می‌شکنند و ادی‌های کوچک‌تر تازه شکل‌گرفته نیز تحت فرایند شکست مشابهی رفته و انرژی خود را به ادی‌هایی حتی کوچک‌تر منتقل می‌کنند. این فرایند شکست تا جایی که کوچک‌ترین اندازه‌ی ادی ممکن بدست بیاید، ادامه پیدا می‌کند. کوچک شدن سایز ادی‌ها تا مقیاسی ادامه می یابد که در آن‌جا ویسکوزیته مولکولی در اضمحلال انرژی جنبشی آشفته به حرارت، موثر است. کوچک‌ترین ادی‌های آشفته با طول η و زمان t_η مقیاس کولموگروف مشخص می‌شوند. اندازه‌ی بزرگ‌ترین ادی‌ها که با نام طول مقیاس انتگرالی نیز شناخته می‌شوند، متناسب با ابعاد هندسه‌ی موجود خواهد بود.

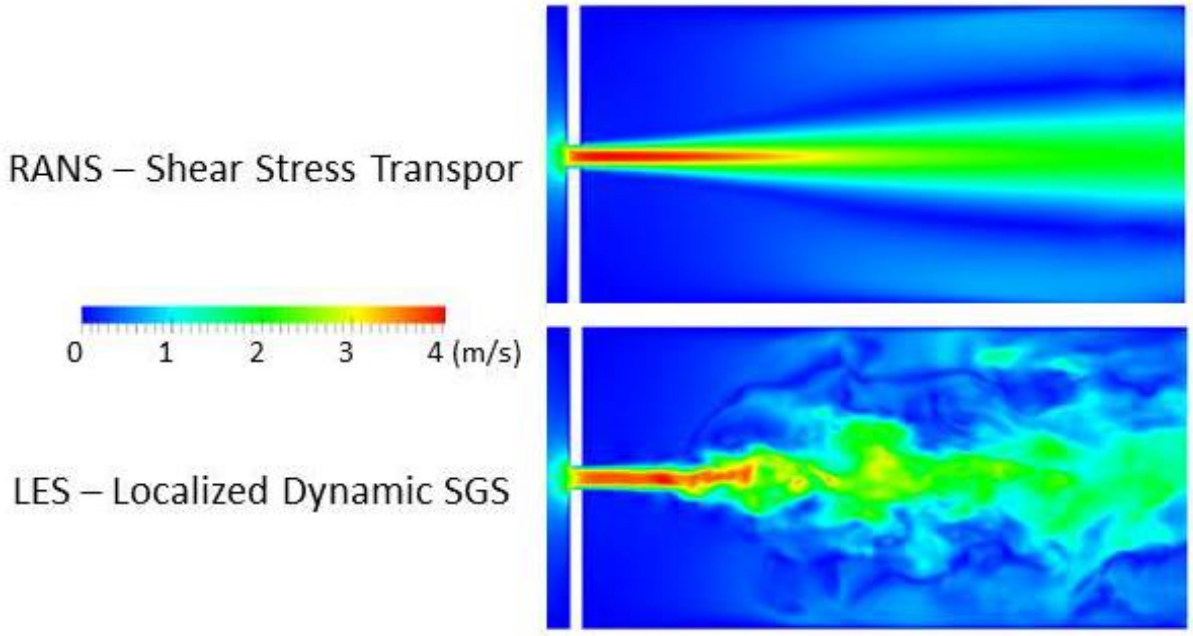
بر اساس مفهوم آبشار انرژی حل عددی مستقیم معادلات ناویر-استوکس مستلزم استفاده از گام زمانی و مکانی بسیار کوچک می باشد که منجر به تعداد بسیار زیادی نقاط شبکه برای حل همه‌ی طیف‌های زمانی و مکانی مقیاس‌های آشفته مساله می‌شود. این روش که هزینه‌ی محاسباتی آن بسیار بالا است در ادبیات فنی به عنوان روش شبیه‌سازی مستقیم عددی (DNS) شناخته می شود. به-

واسطه‌ی هزینه‌ی بسیار سنگین محاسباتی روش شبیه‌سازی مستقیم عددی، در حال حاضر امکان استفاده از این روش در مسائل صنعتی وجود ندارد.

برای کاهش هزینه‌ی محاسباتی حل مستقیم معادلات ناویر-استوکس، تحلیل‌های آماری برای میانگین‌گیری زمانی نوسانات تصادفی و ساده‌سازی حل جریان‌های آشفته مورد استفاده قرار می گیرد. با پیروی از رویکرد آماری، محققین روش‌هایی ابداع کرده اند که هزینه‌های محاسباتی کمتری نسبت به روش شبیه‌سازی مستقیم عددی دارند. یکی از این روش‌ها روش شبیه‌سازی گردابه‌های بزرگ (LES) است، که در آن ساختارهای بزرگ آشفته به‌صورت مستقیم شبیه‌سازی می‌شوند در حالی که مقیاس‌های کوچک آشفته با استفاده از مدل‌های زیر-شبکه مدل می‌شوند. مفهوم کلیدی در شبیه‌ساز گردابه‌های بزرگ، فیلتر کردن معادلات ناویر-استوکس برای تعیین این است که کدام مقیاس‌ها باید حفظ و کدام مقیاس‌ها باید کنار گذاشته شوند. که این کار با اعمال یک فیلتر آماری فضایی صورت می‌گیرد. در این حالت ادی‌های بزرگ‌تر با محتوای انرژی بیشتر به صورت مستقیم حل می‌شوند، در حالی که کوچک‌ترین ادی‌ها به سادگی مدل می‌شوند. با پیشرفت‌های اخیر در تکنولوژی رایانه‌ها، استفاده از روش شبیه‌سازی گردابه‌های بزرگ برای حل مسائل صنعتی افزایش یافته است.

با توجه به محدودیتهای موجود، در حال حاضر، مشهورترین رویکرد برای شبیه سازی مسائل جریانات آشفته‌ی حل معادلات ناویر-استوکس میانگین‌گیری شده به روش رینولدز است. که در آن میانگین-گیری آماری بر اساس میانگین‌گیری فضایی نبوده بلکه در زمان انجام می گیرد. رویکرد کلیدی در این روش تجزیه کردن متغیرهای جریان به یک مولفه‌ی متوسط زمانی و یک مولفه‌ی نوسانی، جایگذاری در معادلات اصلی و میانگین‌گیری زمانی معادلات حاصل است. در این رویکرد هدف مدل

کردن تمام مقیاس‌های جریان آشفته است. بنابراین، در این روش محدودیت ابعاد مش به محدودکنندگی روش‌های شبیه‌سازی مستقیم عددی و شبیه‌سازی گردابه‌های بزرگ نیست.



شکل (۳-۱۹۱) نمونه از شبیه سازی به روش RANS و LES

- معادلات **RANS** تراکم‌ناپذیر

معادلات ناویر-استوکس میانگین‌گیری شده به روش رینولدز برای سیال تراکم‌ناپذیر، مبتنی بر متوسط‌گیری زمانی متغییرها است. در این حالت مؤلّفه سرعت در جریان آشفته به دو مؤلّفه میانگین و نوسانی تقسیم می گردد. فرآیند میانگین‌گیری آماری رینولدز از معادلات حاکم بر جریان اعم از پیوستگی، ناویر-استوکس، انتقال انرژی، و انتقال غلظت با جایگذاری مجموع این دو مؤلّفه به‌جای سرعت لحظه‌ای و دسته بندی بخش‌های مربوط به هر کدام انجام می شود. نتیجه، معادلات میانگین

رینولدز ناویر-استوکس[1] است که نها می‌توانند اندازه میانگین[2] متغیر متناظر خود را نشان داده و از دیدن اثر دقیق ناشی از نوسان‌های آشفتگی روی آن متغیّرها ناتوان هستند. از این رو مدل‌های آشفتگی بر پایه معادلات RANS (که مشهور به معادلات آشفتگی آماری هستند) نمی‌توانند هیچ مقیاسی از جریان آشفته را حل کنند، بلکه تمام آن مقیاس‌ها را فقط مدل می‌کنند. در این حالت میانگین‌گیری زمانی منجر به ایجاد همبستگی‌هایی می‌شود که ناشی از ترم‌های غیرخطی معادلات حرکت نیستند. مدلسازی این همبستگی‌ها، مساله‌ی کلاسیک بسته‌سازی مدلسازی آشفتگی را شکل می‌دهد.

شکل میانگین رینولدز معادلات بقای حاکم بر جریان‌های تراکم ناپذیر آشفته برای معادلات بقای جرم، انتقال اندازه حرکت، انتقال غلظت و انتقال انرژی با روابط زیر نشان داده می‌شود:

$$\frac{\partial \overline{U_i}}{\partial x_i} = 0$$

$$\frac{\partial(\rho\overline{U_i})}{\partial t} + \frac{\partial(\rho\overline{U_j}\,\overline{U_i})}{\partial x_j} = -\frac{\partial \overline{p}}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j}\left(\mu\frac{\partial \overline{U_i}}{\partial x_j} - \rho\overline{u_j' u_i'}\right) + B_i$$

در این رابطه B_i مجموع نیروهای حجمی، $\mu\frac{\partial \overline{U_i}}{\partial x_j}$ تانسور تنش مولکولی (τ_{ij}) و $\rho\overline{u_j' u_i'}$ تانسور تنش رینولدز (بیان‌گر انتقال آشفته اندازه حرکت از راستای j به راستای i و بالعکس) هستند.

$$\frac{\partial(\rho\overline{C})}{\partial t} + \frac{\partial(\rho\overline{U_j}\,\overline{C})}{\partial x_j} = \frac{\partial}{\partial x_j}\left(\rho\alpha\frac{\partial \overline{C}}{\partial x_j} - \rho\overline{u_j' C'}\right)$$

[1] RANS: Reynolds Averaged Navier Stokes
[2] Mean Values

در این رابطه $\rho\alpha\frac{\partial\overline{C}}{\partial x_j}$ تانسور شار جرمی مولکولی[1] و $\rho\overline{u'_jC'}$ تانسور شار جرمی آشفته[2] (بیان‌گر انتقال آشفته غلظت در راستای j) هستند.

$$\frac{\partial(\rho C_p\overline{T})}{\partial t}+\frac{\partial(\rho\overline{U_j}\,\overline{T})}{\partial x_j}=\frac{\partial}{\partial x_j}(\lambda\frac{\partial\overline{T}}{\partial x_j}-\rho C_p\overline{u'_jT'})$$

در این رابطه نیز λ ضریب هدایت گرمایشی[3]، $\lambda\frac{\partial\overline{T}}{\partial x_j}$ تانسور شار گرمایشی مولکولی[4] و $\rho C_p\overline{u'_jT'}$ تانسور شار گرمایشی آشفته[5] (بیان‌گر انتقال آشفته انرژی در راستای j) هستند.

سه تانسور تازه پدید آمده در سمت راست معادلات میانگین رینولدز بالا همگی از جمله‌های غیرخطی موجود در سمت چپ معادلات بقایی اصلی متناظر خود نشأت می‌گیرند. هدف از مدل‌سازی جریان‌های آشفته آشکار ساختن مقادیر درایه‌های این سه تانسور با وابسته‌سازی آن‌ها به مقادیر میانگین متغیرهای جریان است. برای مدلسازی آشفتگی در مدل‌های RANS دو دسته کلّی مدل‌های لزجت گردابه‌ای[6] و مدل‌های تنش رینولدز[7] توسعه داده شده اند:

مدل‌های لزجت گردابه‌ای: مدل‌های صفر معادله‌ای، یک معادله‌ای (مانند SA[8] و غیره)، دو معادله‌ای خانواده $k-\varepsilon$ (مانند نسخه‌های Standard، RNG[9]، Realizable و غیره)، دو معادله‌ای خانواده

---

[1] Molecular Mass Flux
[2] Turbulent Mass Flux
[3] Thermal Conductivity Coefficient
[4] Molecular Heat Flux
[5] Turbulent Heat Flux
[6] Eddy Viscosity
[7] Reynolds Stress
[8] Spalart - Allmaras
[9] Renormalized Group

$k-\omega$ (مانند Standard، BSL، SST[1] و غیره) و چهار معادله‌ای (مانند V2F و غیره)، از مشهورترین مدل‌های لزجت گردابه‌ای هستند.

مدل‌های تنش رینولدز: مدل‌های LRR-IP[2]، LRR-IQ[3]، SSG[4]، SMC-ω[5]، BSL-RSM[6] و EARSM[7] پرکاربردترین مدل‌های آشفتگی تنش رینولدز می‌باشند.

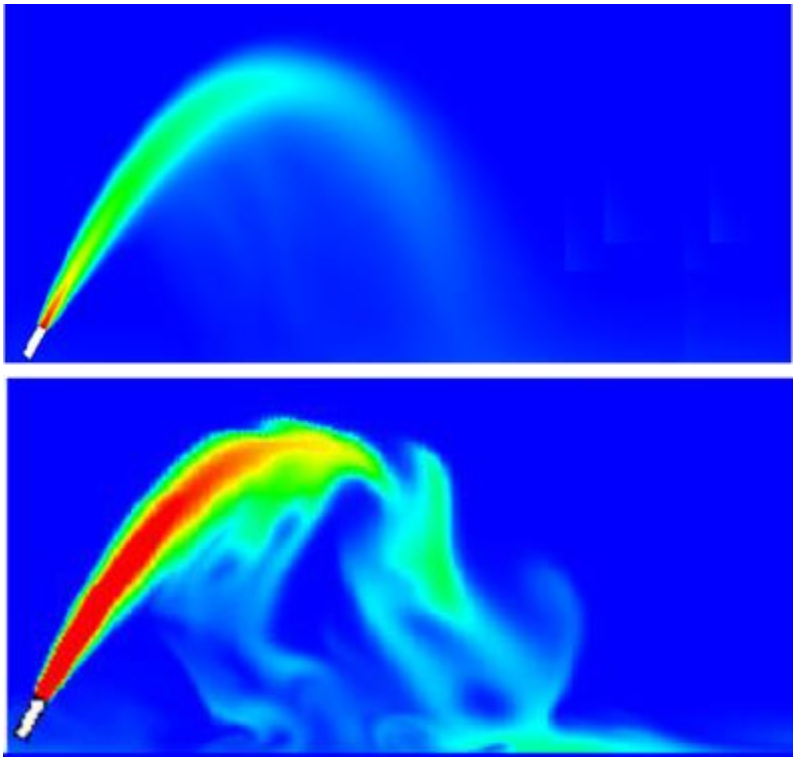
مدل‌های پیچیده‌تر، دقیق‌تر و پرهزینه‌تری مانند مدل‌های گذار[8]، SAS[9]، DES[10] و انواع مدل‌های LES[11] نیز در منابع و نرم افزارهای مختلف تشریح شده و مورد استفاده قرار گرفته است.

به بهبود قدرت کامپیوترهای شخصی، مدل‌سازی آشفتگی در معادلات RANS برای استفاده در مسائل مهندسی ممکن شده است و این روش برای استفاده های صنعتی مناسب بوده چراکه هزینهّ محاسباتی آن نسبت به روش DNS به‌شدّت کمتر می باشد. برای آشنایی بیشتر با جزئیات این روشها مهندسان طراح به مطالعه منابع مرتبط با مدلسازی جریانهای آشفته ارجاع داده می شوند.

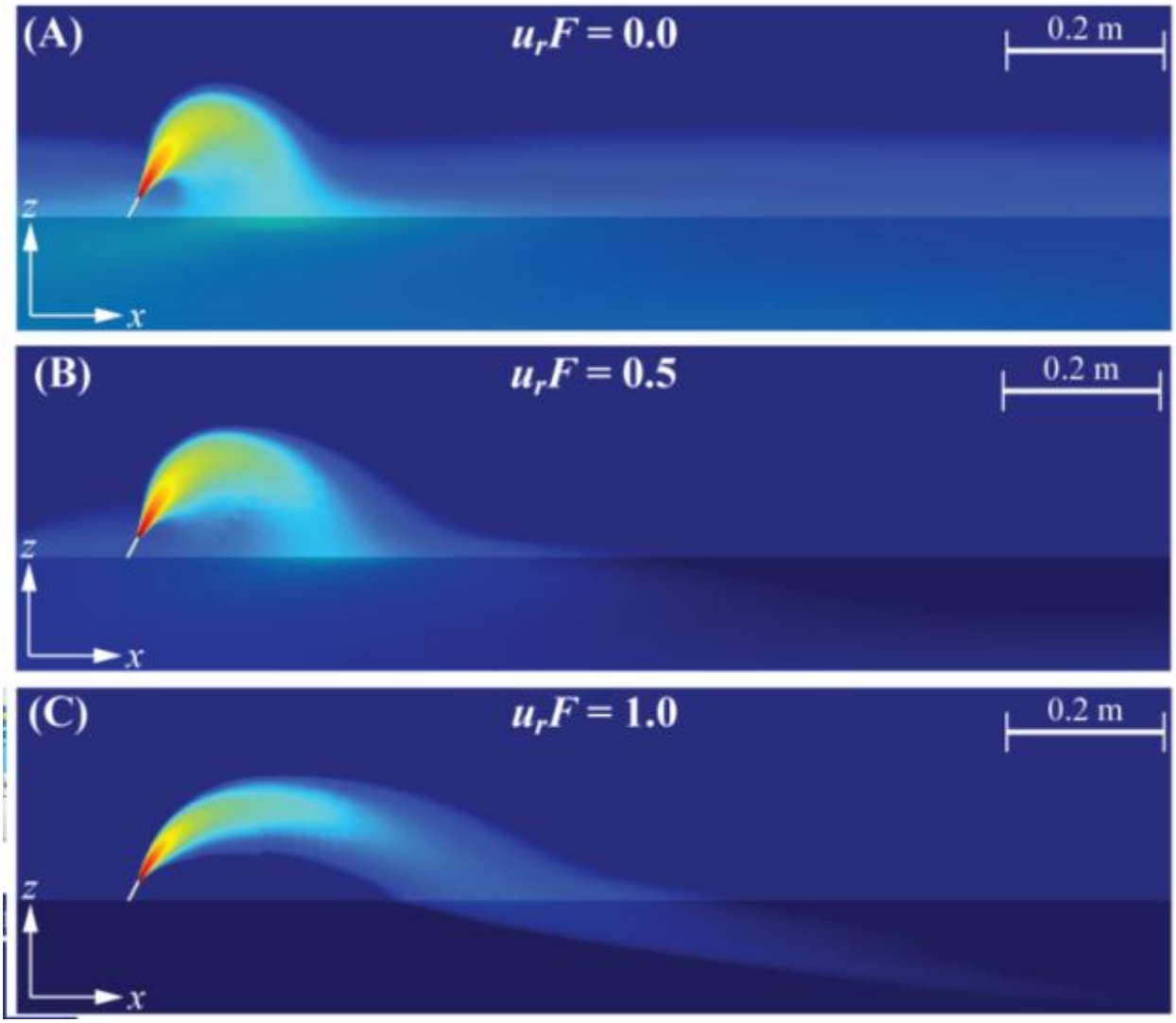
با توسعه روشهای عددی و مدلهای کارآمد آشفتگی، امروزه نرم‌افزارهای مشهور دینامیک سیّالات محاسباتی اعم از Flow3D، اوپن‌فوم، فلوئنت، سی‌اف‌ایکس و غیره برای مدلسازی تخلیه شورابه از تخلیه کننده های دریایی نیز مورد استفاده قرار می گیرند. علیرغم همه مزایای برشمرده شده، به دلیل هزینه محاسباتی بالا در مقایسه با روشهای مقیاس طولی و انتگرالی و نیاز ضروری به رایانه های

[1] Shear Stress Transport
[2] LRR-IP: "Launder - Reece - Rodi", Isotropization of Production
[3] LRR-IQ: "Launder - Reece - Rodi", Quasi-Isptropic
[4] Speziale - Sarkar - Gatski
[5] Omega Based Reynolds Stress Model
[6] Baseline Reynolds Stress model
[7] Explicit Algebraic Reynolds Stress Model
[8] Transition Models
[9] Scale Adaptive Simulation
[10] Detached Eddy Simulation
[11] Large Eddy Simulation

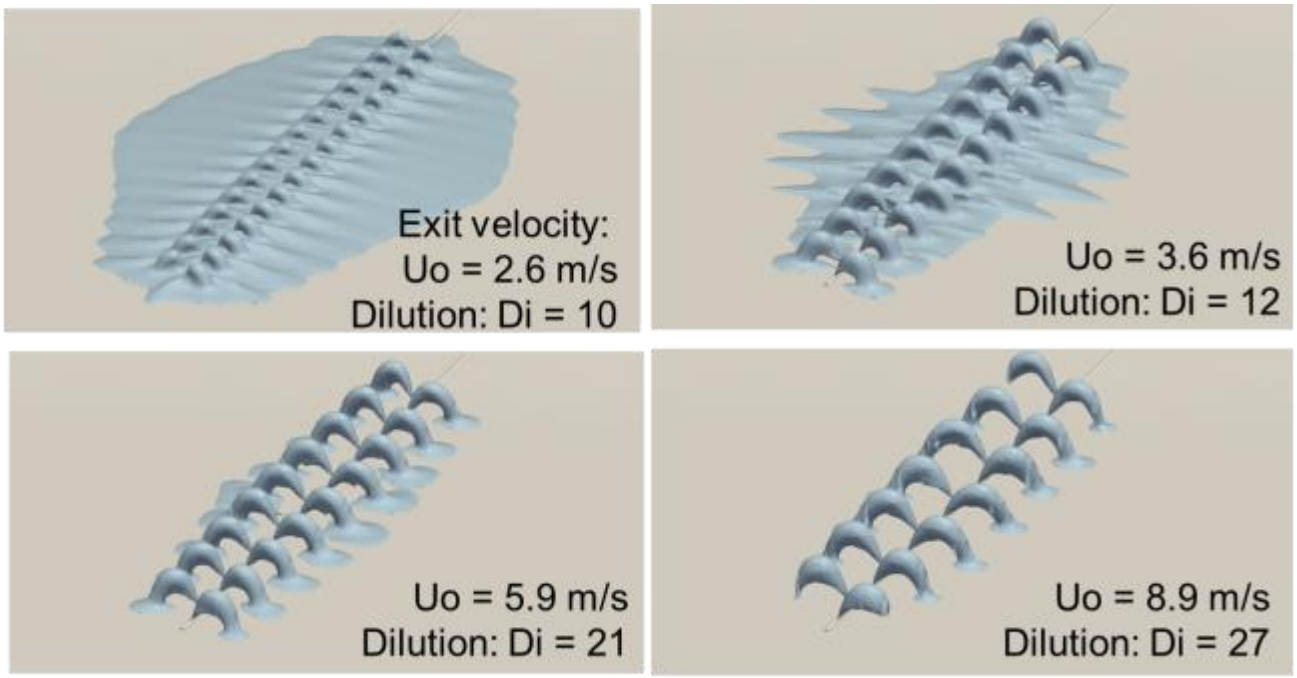
قدرتمند، تخصص بالا و دانش تخصصی مدلسازی این روشها تنها برای طراحی نهایی تخلیه کننده مورد استفاده قرار گرفته و سناریو پردازی و طراحی اولیه همچنان متکی به روشهای آزمایشگاهی و مدلهای انتگرالی و بالاخص مدلهای متخصص چون کرمیکس وابسته است.



شکل (۳-۱۹۲) مدلسازی عددی تخلیه شورابه از تخلیه کننده مستغرق ۶۰ درجه، بالا) با روشRANS، پایین) باروش LES

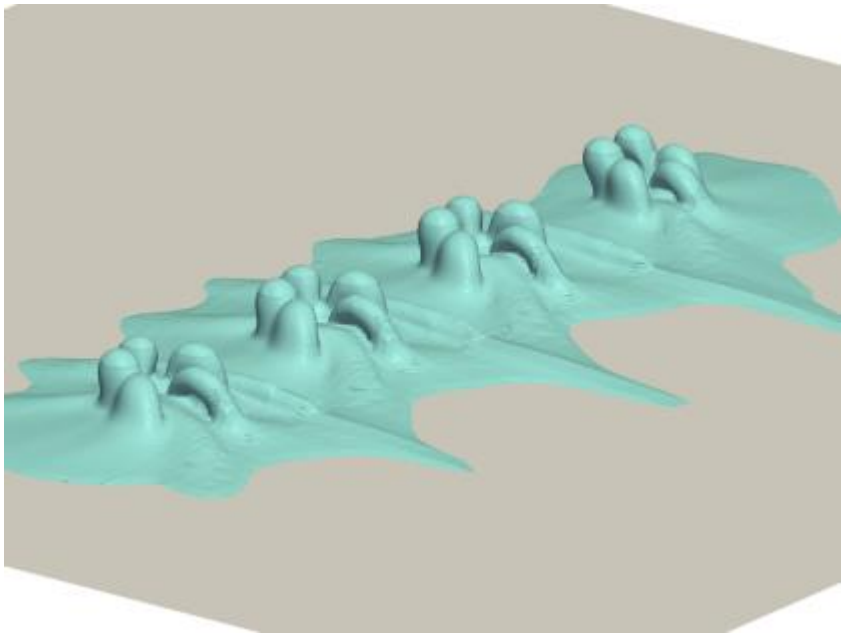


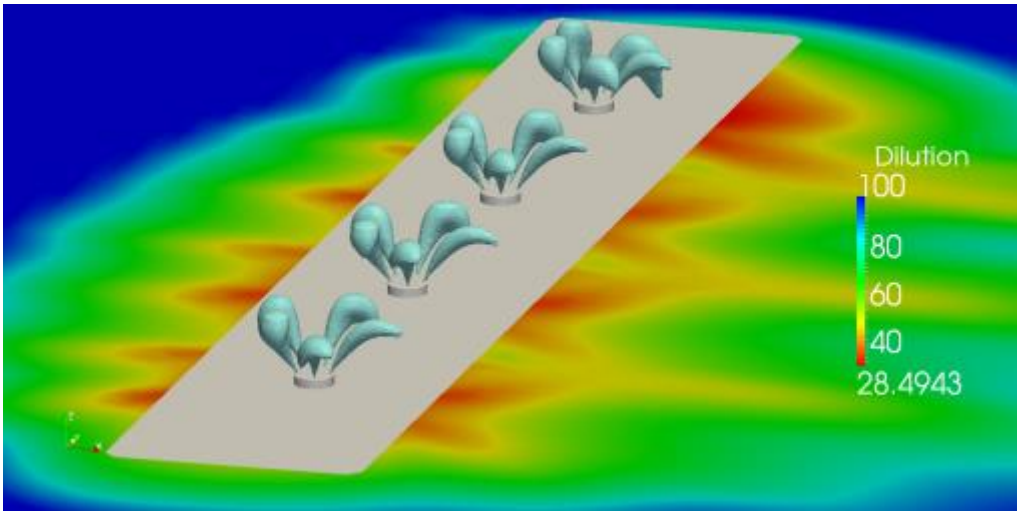
شکل (۳-۱۹۳) نمونه شبیه سازی عددی تخلیه شورابه از تخلیه کننده مستغرق ۶۰ درجه در محیطهای متحرک به روش RANS (Baum and Gibbes, 2017)



شکل (۳-۱۹۴) مدلسازی عددی تخلیه مستغرق شورابه از تخلیه کننده های چند مجرایی در حالات مختلف

(BMT WBM reports)





شکل (۳-۱۹۵) مدلسازی تخلیه شورابه از تخلیه کننده های چندمجرایی بوته شکل (BMT WBM reports)

۳-۶-۸- پیشنهادها در طراحی سیستم تخلیه شورابه

محل تخلیه باید:

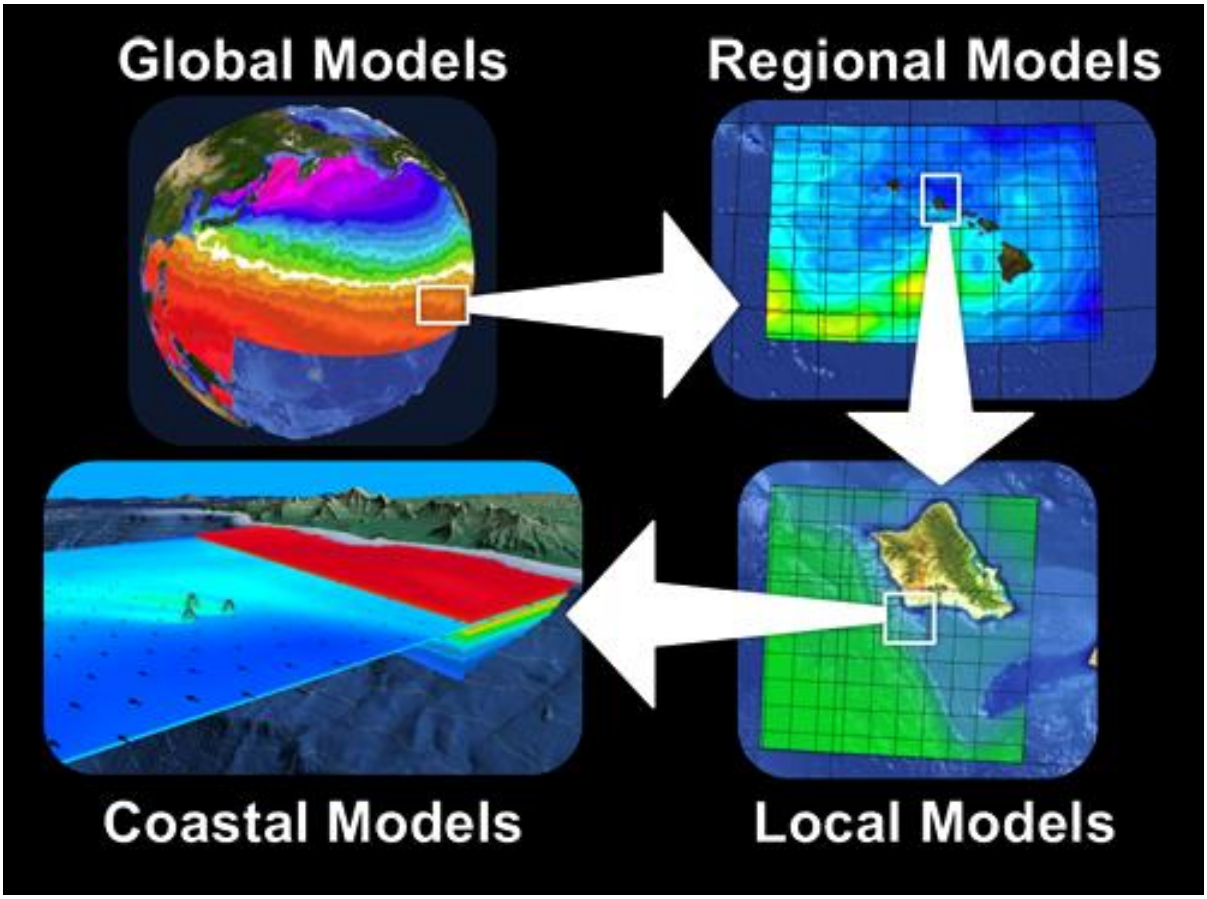
- دور از مناطق حساس ساحلی و دریایی اعم از مناطق ویژه و محافظت شده، آب سنگهای مرجانی، لاگون و خلیجهای محصور، پرورشگاه مانگرو و مناطق مشابه که احتمال تاثیرات مستقیم شورابه برآن وجود دارد واقع شود.
- تخلیه نباید مستقیم در خود ساحل، در مجاورت خط ساحلی و یا محلهای شنا تخلیه گردد.
- تخلیه شورابه باید در مناطقی با انرژی بالا با امکان مناسب برای انتقال جریان و شسته شدن آلودگی از منطقه احداث گردد تا اطمینان حاصل گردد در یک روند درازمدت میزان آلودگی زمینه ای در مناطق چندان بالا نمی رود.

- از احداث تخلیه کننده در مناطق محصور و محیط های ساکن، خلیجهای محافظت شده، فضای میان موج شکنها و یا سازه های محافظ ساحل، خورها، لاگونها و بنادر و نیز مناطق خیلی کم عمق با جریانات ضعیف باید پرهیز شود.
- سازه تخلیه کننده باید ترجیحا در آبهای آزاد احداث و طوری جانمایی شود که از تاثیر مستقیم بر مرزهای مجاور پرهیز شود. تخلیه نباید باعث تغییرات محسوس در سطح آب و یا بستر دریا شده و به طور متمرکز در یک نقطه انجام شود.
- تخلیه کننده باید به نحوی ساخته شود که اختلاط و پخشیدگی را تشدید و امکان مناسبی برای ترقیق اولیه جریان فراهم سازد.
- بهتر است تخلیه عمود یا هم جهت با جریانات غالب محیط انجام شده و به صورت بهینه در طول بیشتری از محیط پذیرنده انجام گیرد.

بهترین روش پیشنهادی برای ارضا این شرایط بالاخص در ارتباط با آبشیرین کنهای اسمز معکوس استفاده از تخلیه کننده های مستغرق چندمجرایی دور از ساحل است. تخلیه با فاصله از خط ساحلی امکان محافظت از مناطق حساس ساحلی و دریایی را فراهم می سازد. تخلیه در عمق آب امکان ترقیق مناسب پیش از برخورد جریان با مرزهای محیط را فراهم ساخته و استفاده از پخش کننده ها در طولی از انتهای لوله یا تونل انتقال تضمین کننده دستیابی به ترقیق بالا در محیط پذیرنده خواهد بود. دستیابی به اهداف بالا برای چندین مکان و سناریوهای متعدد طراحی سازه تخلیه مورد ارزیابی قرار گرفته و در نهایت طرح بهینه و از نظر هزینه اقتصادی تر انتخاب می گردد. در تخلیه شورابه در مناطق صنعتی که پساب شور با پساب حرارتی نیروگاه های حرارتی ترکیب می شود سایر روشها بالاخص تخلیه های سطحی نیز می توانند مورد توجه قرار گیرند.

۳-۷- مدلسازی میدان دور

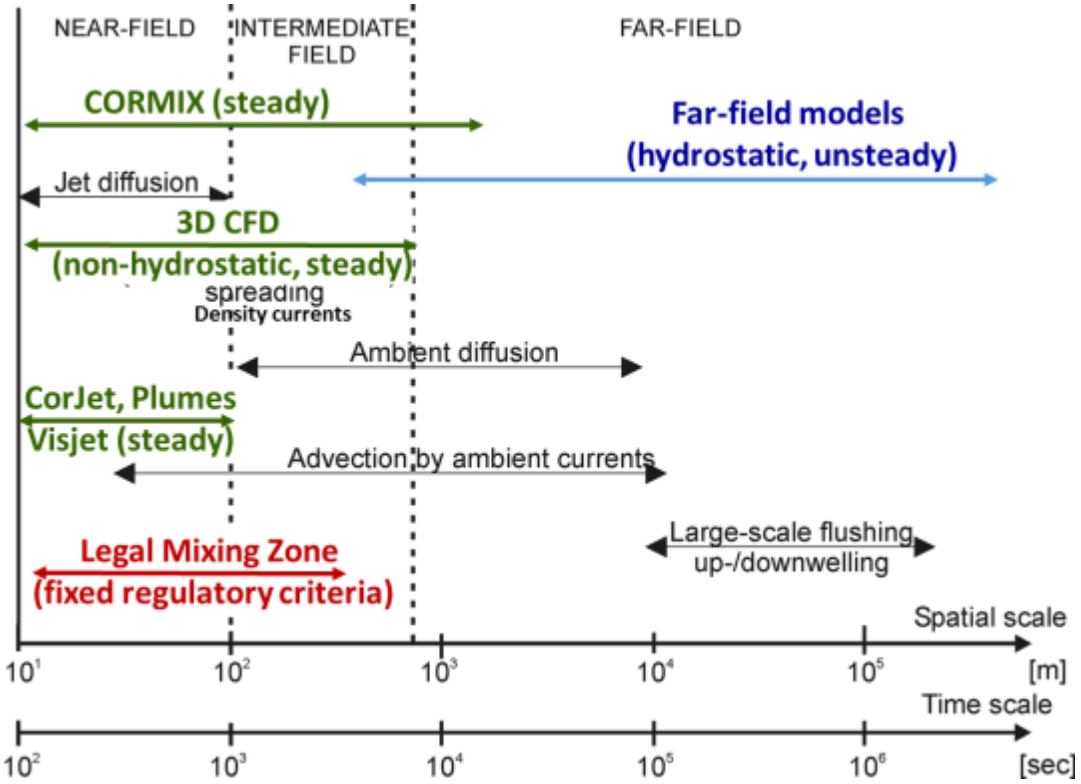
در آبهای ساحلی با رژیمهای متفاوت ناشی از نیروی اینرسی، باد، جزر و مد و شناوری، در شرایطی که منابع مختلف آلودگی در ارتباط با هم قرار داشته و مرزهای پیچیده تعیین کننده الگوی حرکت، انتقال و پخش آلودگی در محیط هستند، علاوه بر مدلهای میدان نزدیک، مدلهای مکمل مقیاس بزرگ نیز برای شبیه سازی میدان دور و رفتار جریان در مقیاس بزرگتر در محیط پذیرنده مورد نیاز است. در طراحی سازه های آبگیر، تخلیه کننده های دریایی و سایر تاسیسات دریایی مشابه، به طور کلی مدلسازی در سطوح مختلف انجام میگیرد. همانطور که در شکل زیر دیده می شود مدلسازی می تواند در چهار سطح جهانی، منطقه ای، محلی و ساحلی انجام پذیرد. مدلهای محلی و منطقه ای که در برگیرنده فرایندهای حاکم در میدان دور می باشد با کمک مدلهای هیدرودینامیک و کیفیت آب، انجام می گیرد. علاوه برآن، مدلسازی جریان در محدوده محلی و منطقه ای برای تعیین وضعیت زمینه ای جریانات در منطقه و وقوع لایه بندی چگالی در محیط ضروری است. با شبیه سازی یک منطقه بزرگ در زمانهای طولانی و برش بخشی کوچک از ناحیه مورد نظر، به این ترتیب الگوی متغییر در زمان از جریانات ناشی از باد، جریانات متاثر از اینرسی و تغییرات چگالی در عمق و رفتار کشندی جریان در محیط بدست خواهد آمد. اطلاعات به دست آمده از جریانات محلی در ادامه جهت تعیین شرایط محیطی در مدلسازی هیدرودینامیکی میدان نزدیک آبگیری و تخلیه شورابه مورد استفاده قرار خواهد گرفت. مدلهای میدان دور، سینتیک واکنش برای آلاینده های مختلف اعم از مواد مغذی و ترکیبات بیوشیمیایی را در نظر گرفته، اما دقت بالایی برای در نظر گرفتن هندسه محیط در ابعاد کوچکتر را نداشته و برای پیش بینی مکانیزمهای کوچک مقیاس و پخشیدگی و اختلاط در محدوده میدان نزدیک مناسب نیستند.



شکل (۳-۱۹۶) روند مدلسازی در سطوح مختلف در فرایند آبگیری از دریا و تخلیه فاضلاب

فرایند آبگیری و اختلاط شورابه در محیط دربردارنده مقیاسهای مکانی و زمانی بسیار گسترده ای است. این مقیاسها از فرایندهای ریزمقیاس آشفتگی در دهانه آبگیر/تخلیه تا فرایندهای جابجایی بزرگ مقیاس و شسته شدن آلاینده های از منطقه در بازه زمان طولانی و ابعاد بزرگ را دربر می گیرد. به این ترتیب پخشیدگی جریان از مقیاسهای کوچک در ابعاد میلیمتری تا ابعاد بزرگ در حد خلیج فارس یا محدوده فلات قاره دریای عمان را دربر خواهد گرفت. از آنجا که مدلسازی همه فرایند تنها با یک مدل جامع ممکن نمی باشد مدلهای مجزایی برای محدوده میدان نزدیک و میدان دور استفاده شده و این مدلها در نهایت به هم متصل می گردند. در شکل زیر نیروهای حاکم و مقیاسهای

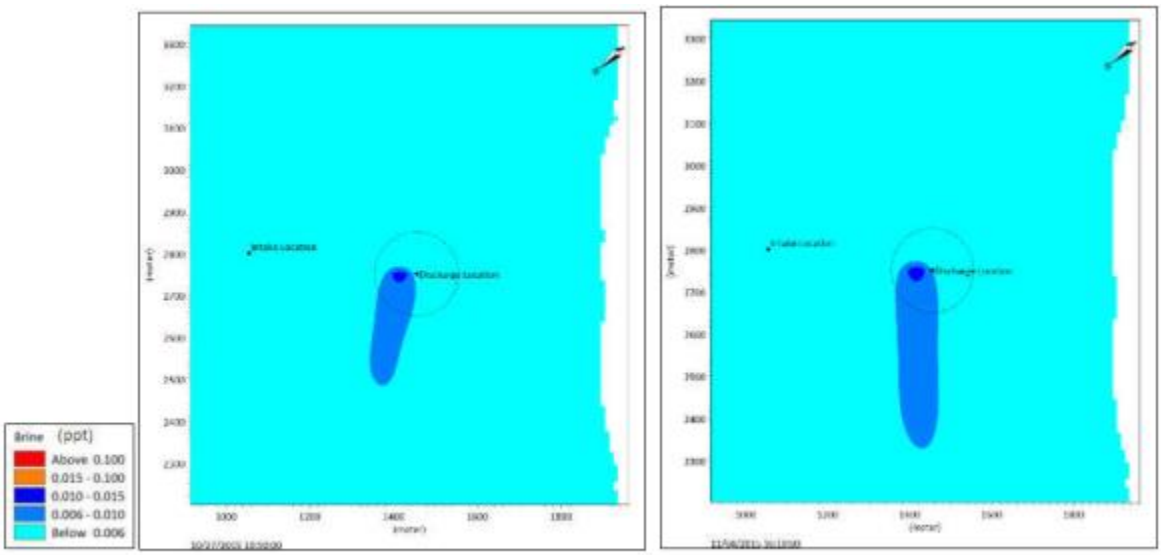
زمانی و مکانی مرتبط در مدلسازی تخلیه فاضلاب در دریا و همچنین مدلهای کامپیوتری پیشنهادی در هر بخش نشان داده شده است.



شکل (۳-۱۹۷) نیروهای حاکم و مقیاسهای زمانی و مکانی حاکم بر فرایندهای اختلاط و ترقیق جریان خروجی از تخلیه کننده های دریایی در محیط پذیرنده

مدلهای انتگرالی جت و پلوم تنها برای پیش بینی میدان نزدیک پیش از برخورد با مرزهای محدود کننده محیط مناسب هستند لذا محدویتهایی در طراحی برای شرایط واقعی در آنها وجود دارد. روشهای آزمایشگاهی و مدلهای شبیه سازی ناحیه اختلاط که دربرگیرنده میدان نزدیک و ناحیه میانی هستند، ابزار مناسبی برای برآورد ارضای استانداردهای کیفی محیط در محدوده قانونی اختلاط هستند. مدلهای میدان دور اما برای پیش بینی شرایط هیدرودینامیکی منطقه طرح در حالات مختلف

و پیش بینی رفتار و سرنوشت نهایی جریان در خور، خلیج یا پهنه ساحلی اطراف منطقه طرح مورد استفاده قرار می گیرند. استفاده از مدلهای میدان نزدیک به تنهایی برای طراحی تخلیه کننده های دریایی و اطمینان از ارضای استانداردهای تخلیه کفایت می کند و الزامی به استفاده از مدلهای میدان دور وجود ندارد. اما استفاده از مدلهای بزرگ مقیاس جهت تعیین اثرات کلی تخلیه بر بدنه آبی و رفتار جریان در بدنه ساحل در کنار مدلهای ناحیه اختلاط مورد نیاز خواهد بود. این مدلها می توانند اثرات تجمعی آلاینده در دراز مدت و سرنوشت آن در محیط پذیرنده را به خوبی پیش بینی و تصویر جامعتری از اثرات آتی تخلیه فراهم سازند.



شکل (۳-۱۹۸) نمونه ای نتایج مدل Mike21 در شبیه سازی حرکت جریان در دریا در شرایط مه کشند و که کشند

جهت شناخت جریان ساحلی مهم‌ترین ابزار، شبیه‌سازی عددی جریان است. با توجه به تأثیر قابل‌توجه نتایج شبیه‌سازی در طرح آبگیر و سیستم تخلیه آب‌شیرین‌کنها، برپایی یک مدل عددی دقیق از اهمیت بالایی برخوردار است. یک مدل عددی دقیق با پیمودن مراحل کالیبراسیون، واسنجی و راستی‌آزمایی فراهم می‌گردد. جهت نیل به اهداف مطرح‌شده، وجود داده‌های مختلف اندازه‌گیری شده لازم و ضروری است. درواقع بدون داده‌های اندازه‌گیری شده در محیط واقعی، برپایی مدل عددی دقیق ممکن نمی‌شود. به هراندازه داده‌های اندازه‌گیری شده، مکان‌های مختلف از محدوده موردمطالعه را پوشش دهد، در زمان‌های طولانی‌تری تهیه گردند و همچنین شامل پارامترهای مختلف (موج، جریان، دما، شوری) باشد، مدل عددی دقیق‌تری فراهم می‌گردد که به طبع نتایج مطلوب‌تری را دربر خواهد داشت. علاوه بر موارد ذکرشده، اجرای شبیه‌سازی دقیق مستلزم رعایت موارد و اصول فنی دیگری هست که در ادامه گزارش به آن پرداخته می‌شود. همچنین تلاش می‌شود تا حتی الامکان دستورالعمل‌های دقیقی جهت برپایی یک مدل عددی شبیه‌سازی جریان در محیط ساحلی سواحل ایران فراهم گردد.

۳-۷-۲- عوامل تشکیل جریان

پیش از شبیه‌سازی جریان در مناطق ساحلی نیاز است تا عوامل ایجاد جریان در مناطق ساحلی به‌درستی شناخته شوند. جریان‌های دریایی تحت عوامل مختلفی همچون جزرومد، باد، شکست موج، اختلاف حرارت و چگالی تشکیل می‌شوند.

مهمترین عامل تشکیل جریان در محیط‌های اقیانوسی جزرومد است. با توجه به وجود نیروی گرانش بین زمین و دیگر اجرام اسمانی و همچنین با توجه به موقعیت قرارگیری آنها، تراز سطح آب در

قسمت‌هایی از اقیانوس افزایش و در قسمت‌های دیگر کاهش می‌یابد. این اختلاف تراز سطح آب بین دو موقعیت از دریا منجر به تشکیل جریانات دریایی می‌شود.

در دریای خزر با توجه به عدم ارتباط این حوضه بسته با آبهای آزاد، مقدار جریانات دریایی ناشی از جزرومد ناچیز و قابل صرف‌نظر است. اما در دریای عمان و خلیج فارس، جریانات غالب عمدتاً جزرومدی هستند و نقش تاثیرگذاری در انتقال آب بین خلیج فارس و دریای عمان دارند.

یکی دیگر از عوامل مهم در شکل‌گیری جریانات دریایی، بادها هستند. بادها با ایجاد تنش در سطح دریاها منجر به جابه‌جایی آب‌ها می‌شوند. در دریای خزر و دریاچه ارومیه باد مهمترین دلیل برای تشکیل جریان است. اما در خلیج فارس و دریای عمان، باد به همراه جزرومد امکان تشکیل جریان را فراهم میکنند.

غیر از عوامل ذکر شده اختلاف چگالی و حرارت بین دو موقعیت از دریا نیز می‌توانند منجر به تشکیل جریانات دریایی شوند. به عنوان مثال، قسمت شمالی دریای خزر متاثر از آب‌های شیرین رودخانه ولگا است. در مقابل قسمت جنوبی دریای خزر به دلیل عدم حضور رودخانه‌های کم آب شورتر از قسمت شمالی دریای خزر است. این اختلاف چگالی بین دو موقعیت شمالی و جنوبی دریای خزر می‌تواند منجر به تشکیل جریان‌های بزرگ مقیاس در دریای خزر شود.

اما تشکیل امواج در دریاها و شکست آنها در در مناطق کم عمق منجر به تشکیل تنش تشعشی بر سطح آب مناطق ساحلی می‌شود. این تنش منجر به تشکیل جریانات دریایی موازی ساحل می‌شوند. موج‌ها در زمان شکست منجر به معلق شدن رسوبات می‌شوند و از سوی دیگر، جریانات ناشی از شکست موج هم منجر به جابه‌جایی رسوبات می‌شوند. از این رو و در مطالعات مناطق ساحلی می‌بایست اهمیت جریان ناشی از شکست موج را در نظر گرفت.

◘ برپایی مدل عددی

اولین قدم در مدل‌سازی هر پدیده شناخت آن به لحاظ دو بعدی و یا سه بعدی بودن آن است. در مسائل دو بعدی معمولاً تغییرات پدیده مورد نظر در یکی از جهات قابل ملاحظه نیست و میانگین کمیت مورد نظر در آن جهت نماینده مناسبی برای کل خواهد بود. در مسائل مدل‌سازی جریان، اگر تغییرات پدیده مورد مطالعه (سرعت جریان، چگالی، دما و ...) در عمق قابل ملاحظه نباشد و میانگین مقدار پدیده مورد مطالعه با مقادیر آن پدیده در عمق اختلاف چندانی نداشته باشد می‌توان از مدل‌سازی دو بعدی استفاده کرد. استفاده از مدل‌سازی دو بعدی به لحاظ کاهش هزینه و زمان به صرفه خواهد بود. در مورد آب‌شیرین‌کن‌ها، با توجه تخلیه شورابه‌ها و بررسی دما و چگالی پیرامون تخلیه کننده ها[1] اجرای مدل سه بعدی می‌تواند منجر به بررسی همه جانبه شرایط شود. با این وجود اگر بررسی تغییرات سرعت، دما و چگالی آب در عمق مهم باشد، مدل سه بعدی لازم و ضروری است. در صورتی که تغییرات پارامترهای ذکر شده در عمق مهم نباشد و تنها بررسی انها در پلان مهم باشد، اجرا مدل دو بعدی با هزینه محاسباتی پایین‌تر می‌تواند کافی باشد.

◘ معادلات حاکم

معادلات بنیادی حاکم در دینامیک سیالات شامل معادلات زیر می‌باشد که به معادلات ناویر-استوکس شناخته می‌شود.:

- معادله پیوستگی
- معادلات مومنتوم

[1] Outfall

معادله پیوستگی، حاصل برابر قرار دادن سیال ورودی به حجم کنترل و خروجی از آن و یا به عبارتی قانون بقاء جرم می‌باشد. معادله مومنتوم نیز بر اساس قانون دوم نیوتن به دست می‌آید. به طور کلی حل مستقیم معادلات ناویراستوکس (DNS[1]) به دلیل هزینه محاسباتی بالای آن و با توجه به قابلیت ماشین‌های پردازش امروزی صرفاً جنبه تحقیقاتی دارد. از این روبرای حل معادلات ناویر استوکس از دو نوع فرم متوسط گیری شده آن در مکان (LES[2]) و متوسط گیری شده در زمان (RANS[3]) استفاده می‌شود. در بین دو روش ذکر شده، روش RANS با توجه به هزینه محاسباتی کمتر نسبت به روش LES، در صنعت در حال استفاده است و روش LES عمدتاً در محیط آزمایشگاهی و جهت نیل به نتایج دقیق‌تر مورد استفاده قرار می‌گیرد.

معادلات RANS، معادلات متوسط زمانی برای حرکت جریان سیال هستند. ایده تشکیل دهنده این معادلات، تجزیه رینولدز است که به وسیله آن یک مقدار لحظه‌ای، به مقادیر متوسط زمانی و نوسانی خود تجزیه شده است. این معادلات بر اساس خواص جریان آشفته، تقریبی از حل‌های متوسط زمانی معادلات ناویر-استوکس ارائه می‌دهند. سمت چپ این معادله تغییراتی را در مومنتوم اجزای سیال با توجه به ناپایداری و جابجایی در جریان متوسط نمایش می‌دهد. این تغییرات به وسیله نیروهای جسمی، تنش های ایزوتروپیک مربوط به میدان فشار، تنشهای لزجی و تنش‌های ظاهری مربوط به سرعت نوسانی (که به تنش‌های رینولدز شناخته شدند) متوازن می‌شوند.

روابط • بیانگر معادله پیوستگی و معادلات مومنتوم در سه راستای x، y و z می‌باشد. فرم نوشتاری معادلات زیر به‌صورت RANS می‌باشد.

---

[1] Direct numerical simulation
[2] Large eddy simulation
[3] reynolds averaged navier stokes

$$\frac{\partial u}{\partial x}+\frac{\partial v}{\partial y}+\frac{\partial w}{\partial z}=0$$

$$\frac{\partial u}{\partial t}+u\frac{\partial u}{\partial x}+v\frac{\partial u}{\partial y}+w\frac{\partial u}{\partial z}=-\frac{\partial}{\partial x}(\frac{p}{\rho}+gh)+v_{3D}(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2}+\frac{\partial^2 u}{\partial y^2}+\frac{\partial^2 u}{\partial z^2})$$

$$\frac{\partial v}{\partial t}+u\frac{\partial v}{\partial x}+v\frac{\partial v}{\partial y}+w\frac{\partial v}{\partial z}=-\frac{\partial}{\partial y}(\frac{p}{\rho}+gh)+v_{3D}(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2}+\frac{\partial^2 v}{\partial y^2}+\frac{\partial^2 v}{\partial z^2})$$

$$\frac{\partial w}{\partial t}+u\frac{\partial w}{\partial x}+v\frac{\partial w}{\partial y}+w\frac{\partial w}{\partial z}=-\frac{\partial}{\partial z}(\frac{p}{\rho}+gh)+v_{3D}(\frac{\partial^2 w}{\partial x^2}+\frac{\partial^2 w}{\partial y^2}+\frac{\partial^2 w}{\partial z^2})$$

در معادلات بالا، u,v,w به ترتیب سرعت در سه راستای x,y,z می‌باشد. P مقدار فشار است و همچنین ρ جرم مخصوص سیال که می‌تواند تابع چگالی و حرارت باشد. در رابطه بالا h مقدار عمق آب و υ_{3D} لزجت آشفتگی می‌باشد. به طور کلی به نحوه محاسبه لزجت گردابه‌ای مدل‌های آشفتگی گفته می‌شود. هدف از حل مدل آشفتگی، تعیین ضرایب گردابه افقی و یا قائم در معادلات RANS می‌باشد. به طور کلی این ضریب υ_{3D} با رابطه زیر تعیین می‌شود:

$$\upsilon_{3D}=C'_{\mu}L\sqrt{K}$$

در رابطه بالا L طول اختلاط پرانتل، K انرژی جنبشی آشفتگی و C'_{μ} یک ضریب ثابت است که با کالیبراسیون مشخص می‌شود. این ضریب در مدل‌های دو معادله‌ای $K-\varepsilon$ به‌صورت زیر تعیین می‌شود (Rodi, 1984):

$$C'_{\mu}=C_{\mu}^{1/4}\quad \left(C_{\mu}=0.09\right)$$

در این قسمت به معرفی مختصر چهار روش جهت تعیین ضرایب آشفتگی پرداخته می‌شود (از ارائه مدل های ریاضی آنها به دلیل حجم زیاد آن خوداری می‌شود). این چهار روش عبارت است از:

۱ - استفاده از ضرایب ثابت برای υ_{3D}،

۲- استفاده از معادلات جبری جهت تعیین مقدار L و K

۳- استفاده از معادلات جبری جهت تعیین مقدار L و حل یک معادله دیفرانسیلی جهت محاسبه K (مدل $K-L$)

۴- حل دو معادله دیفرانسیلی جهت محاسبه مقادیر ε و K (مدل $K-\varepsilon$)، بعد از یافتن مقدار ε و K مقدار L از رابطه زیر بدست می‌آید:

$$L = C_D \frac{K\sqrt{K}}{\varepsilon}$$

۳-۷-۱- مدل‌های قابل استفاده

جهت حل معادلات حاکم بر سیالات، امروزه مدل‌های مختلفی توسعه داده‌شده است که می‌توانند مورداستفاده قرار بگیرند. در این مدل‌ها، با تعریف محدوده موردمطالعه، شرایط اولیه و نیروهای مؤثر حاکم بر آن حرکت سیال شبیه‌سازی می‌شود. مدل‌هایی همچون ROMS، TELEMAC، DELFT 3D و MIKE 21 موجود هستند که در این میان، مدل MIKE21 با توجه به قابلیت‌های فراوانی که دارد، به‌صورت فراگیرتری نسبت به مدل‌های موجود دیگر جهت شبیه‌سازی جریان در محدوده‌های بزرگ‌مقیاس مانند اقیانوس‌ها و دریاها به‌کار گرفته می‌شود. در کشور ما نیز، این مدل جهت شبیه‌سازی محیط‌های آبی همواره موردتوجه بوده است و مدل‌های دقیق و کافی از شبیه‌سازی طولانی‌مدت آب‌های دریای خزر، خلیج‌فارس، دریای عمان و دریاچه ارومیه در اختیار می‌باشد. ازاین‌رو و در این گزارش، سعی می‌شود تا دستورالعمل‌های مناسب با استفاده از این مدل ارائه گردد.

برای شبیه‌سازی جریان از مدل جریان MIKE21 FM از بسته نرم‌افزاری DHI[1] (انستیتو هیدرولیک دانمارک) استفاده می‌شود. برنامه کامپیوتری مشهور به MIKE که توسط انستیتو هیدرولیک دانمارک و با همکاری انستیتو کیفیت آب (Danish Hydroulic Institute & Water Quality Institute) پایه‌ریزی و به مرور زمان تکمیل و توسعه یافته است، دارای قابلیت‌های محاسباتی و گرافیکی بالایی در زمینه مدل کردن پدیده‌های مربوط به خورها، دریاچه‌ها، نواحی کم‌عمق ساحلی، خلیج‌ها و دریاها می‌باشد. این نرم‌افزار سیستم جامعی برای مدل کردن جریان‌های باسطح آزاد (Free- Surface flow) دوبعدی و سه‌بعدی است. این نرم‌افزار، مدل شبیه‌ساز قابل‌اطمینان و رایج در حوزه هیدرودینامیک دریاها و سواحل در ایران است. مدل مورداستفاده، یک مدل دوبعدی بوده و در مدل‌سازی‌های مربوط به اقیانوس‌ها، مناطق ساحلی و خورها مورداستفاده قرار می‌گیرد. این مدل قادر به مدل‌سازی جریان غیردائمی با در نظر گرفتن تغییرات بستر، تغییرات چگالی و همچنین تغییرات جزرومدی است.

مؤسسات فوق‌الذکر نرم‌افزار MIKE را حاصل ۲۰ سال تلاش مداوم برای تهیه یک سیستم پیشرفته مدل‌سازی ریاضی می‌دانند که در بیش از ۳۰۰ مورد در پروژه‌های مختلف در سراسر دنیا کاربرد عملی داشته و بر اساس نتایج و تجربیات حاصل از آن‌ها مورد تجدیدنظر قرارگرفته و تکمیل‌شده است. زیر برنامه هیدرودینامیک HD یکی از اصلی‌ترین اجزاء این مدل محسوب گردیده و پایه هیدرودینامیکی برای دیگر زیربرنامه‌ها محسوب می‌گردد. مدل مذکور تغییرات تراز سطح آب و الگوی جریان را در پاسخ به نیروهای گوناگون در دریاچه‌ها، خلیج‌ها و خورها و همینطور مناطق ساحلی شبیه‌سازی می‌کند. امروزه از نرم‌افزار قدرتمند MIKE با توجه به کارایی آن در مدل‌سازی بسیاری از پدیده‌های سه‌بعدی و دو بعدی در سطح دنیا استفاده می‌شود. در جدول زیر لیستی از مقالات و گزارشاتی آورده

[1] Danish Hydraulic Institute

شده است که در آن از مدل MIKE به منظور مدل‌سازی جریان و مقایسه آن با نتایج میدانی و آزمایشگاهی استفاده شده است. این جدول کاربرد وسیع این مدل را در مدل‌سازی پدیده های مختلف دریایی را نشان می‌دهد.

مدل‌های معرفی شده اگرچه قادر به شبیه‌سازی دقیق جریان در مقایس بزرگ هستند، اما جهت شبیه‌سازی اختلاط و ترقیق شورابه خارج شده از تخلیه کننده های دریایی مهارت کافی ندارند؛ از این‌رو، مدل‌های میدان نزدیک مانند CORMIX، VISJET، POM و یا Jet3D (Delvigne 1979) که پیشتر به آن اشاره شد، با هدف شبیه‌سازی کوچک مقیاس و دقیق رفتار اختلاطی شورابه در محیط توسعه داده شده اند (Morelissen et a. 2011). در میان مدل‌های معرفی شده، مدل CORMIX بیشتر از سایر مدل‌ها مورد توجه قرار گرفته است و طی حدود ۴۰ سال گذشته همواره توسعه یافته است. مدل‌هایی مانند CORMIX، در مقابل مدل‌های بزرگ مقیاسی همچون MIKE در محدوده کوچک مقیاس اقدام به شبیه‌سازی جریان می کنند. از سوی دیگر، جهت شبیه‌سازی میدان نزدیک نیاز به ورودی‌های مختلفی از شرایط محیط است که مهم‌ترین آن مشخصات جریان در محیط دریا است. جهت مدلسازی رفتار جریان در فواصل دورتر و همچنین جهت دستیابی به اطلاعات مورد نیاز از شرایط محیط در محدوده مطالعه، استفاده همزمان از دو مدل بزرگ مقیاس و کوچک مقیاس توصیه شده است. امروز کوپل هر چه بهتر مدلهای بزرگ مقیاسی مانند Delft3D (Lesser et al. 2004) با مدل‌های کوچک مقیاسی مانند CORMIX به عنوان الگوی رایج در مدلسازی سیستمهای تخلیه پساب در محیطهای دریایی مورد توجه قرار گرفته است. در این زمینه در آخرین ویرایش نرم افزار CORMIX (نسخه ۲۰۱۹) قابلیتهای فراوانی جهت اتصال دینامیک دو مدل CORMIX و Delft3D پیش بینی شده است که با همکاری شرکت MixZon و موسسه Deltares تهیه شده است.

در غیراینصورت و در شرایط استفاده از مدلهای دیگر، اتصال غیردینامیک این مدلهای به هم جهت اجرای سناریوهای محدودی از رفتار جریان در محیط می تواند مورد پیگیری قرار گیرد.

همانطور که در بخش قبل عنوان شد، در بسیاری از کشورها، مدل MIKE از محبوبیت و مقبولیت بیشتری نسبت به دیگر مدل‌های بزرگ مقیاس برخوردار است. این مسئله در مورد مدل میدان نزدیک CORMIX نیز درست است. لذا هدف اصلی این گزارش کوپل همزمان دو مدل بزرگ مقیاس MIKE و CORMIX است، اما با توجه به تجاری بودن مدل MIKE و عدم دسترسی به کدهای این مدل‌ها عملا امکان کوپل همزمان یا اتصال دینامیک این مدلهای به هم وجود نداشته و استفاده توامان از آنها تنها می توان به صورت سری و با اجرای مجزای آنها از هم انجام گیرد. در ادامه این گزارش تلاش می‌شود فرایند انتقال اطلاعات از مدل MIKE به مدل CORMIX با روش غیرمستقیم توضیح داده شود.

جدول (۳-۲۵) مدل‌سازی‌های انجام شده توسط مایک در منابع معتبر

نرم افزار	مطالعات مرتبط	مرجع
MIKE 3 FM, ECOLab	A Three-Dimensional Model of Gota Alv for Water Quality Simulation	Zhang (2009) *Water Quality Simulation*
MIKE21, MIKE 3	MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model Fm-Mud Transport Module	DHI (2011)
MIKE 3 HS FLOW MODEL	3-D Simulation of Wind-Induced Currents Using MIKE 3 HS Model in the Caspian Sea	Sharbaty (2012) *Journal of Computing in Mathematics, Natur al Sciences, Engineering and Medicine*
MIKE 3 FM	A Study on Impact of Storm Surge by Typhoon in Saga Lowland and Surroundings using Hydrodynamic Numerical Modeling	Dundu et al. (2012) *International Journal of Civil & Environmental Engineering*
MIKE 3	Numerical Modeling Approaches for Assessing Improvements to the Flow Circulation in a Small Lake	He et al. (2011), *Modelling and Simulation in Engineering*
MIKE 3 FM, ECOLab	Modeling of impacts from a long sea outfall outside of the Venice Lagoon (Italy)	Bocci et al. (2006), *International Conference on Marine Waste Water Disposal and Marine Environment*
MIKE 3 HD	South Elizabeth Channel Silt Curtain Pilot Study	US Army Corps of Engineers (2012)
MIKE 3 HD	Numerical Study on River Plumes on a Southern Hemisphere Coast	Yu et al. (2010)
MIKE 21 FM, MIKE 3 FM	Implementation of a 3D Model for the North Sea and UK Surrounding Area	Beg (2013)
MIKE 3 HD	Hydrodynamic modeling over a sand wave field at Sao Marcos Bay, Brazil	Samaritano et al. (2013)
MIKE 3 FM, MIKE 11	Flow structure through Pool- Riffle Sequences and a Conceptual Model for their sustainability in Gravel-Bed Rivers	Caamano et al. (2012)
Mike 3	Estimation of environmental capacity of phosphorus in Gorgan Bay, Iran, via a 3D ecological-hydrodynamic model	Ranjbar and hajizade (2016)
Mike 21	Numerical modeling of general circulation, thermohaline structure , and residence time in Gorgan Bay, Iran	Ranjbar and hajizade (2017)

۳-۷-۲- مدل عددی MIKE 21 FM و معادلات حاکم (DHI, 2011)

معادلات مورد استفاده در حالت دوبعدی مدل مایک بصورت معادلات ناویر-استوکس با فرض فشار هیدرواستاتیک هستند. شبکه‌بندی مورد استفاده در راستای افقی بصورت نامنظم[1] است. شبکه‌های نامنظم به منظور پوشش دادن مرزهای پیچیده مانند خطوط ساحلی و مرزهای اطراف جزیره مناسب‌تر از شبکه‌های منظم[2] مستطیلی هستند. علاوه بر این، استفاده از شبکه‌های نامنظم مثلثی در جهت کوچک کردن شبکه‌ها به منظور بدست آمدن دقت بیشتر در مناطق دلخواه که امکان استفاده از مش‌های منحنی‌الخط[3] نباشد، راه حل مناسبی به نظر می‌رسد. بنابراین با وجود شبکه‌های نامنظم نیازی به استفاده از شبکه‌های تو در تو[4] نیست. استفاده از شبکه‌های نامنظم علاوه بر منجر شدن به دقت بیشتر در نتایج، صرفه جویی زمان و هزینه در اجرای برنامه را نیز منجر خواهد شد. روش عددی مورد استفاده برای حل معادلات به‌صورت حجم محدود است. در ادامه معادلات حاکم ارائه می‌گردد.

◘ معادلات حاکم دو بعدی

این مدل بر پایه شبکه‌بندی بدون ساختار (UnStructured) بنا شده است و در شبیه‌سازی محیط‌های اقیانوسی، سواحل، دریاچه‌ها و مصب رودخانه‌ها بکار می‌رود. این مدل بر اساس حل معادلات دوبعدی افقی جریان آب کم‌عمق که در واقع معادلات جریان متوسط‌گیری شده در عمق هستند، استفاده می‌شود. این معادلات، شامل یک معادله بقای جرم و دو معادله بقای اندازه حرکت (در دو بعد افقی) می‌باشد. به کمک این دستگاه معادلات، سه مجهول عمق کلی آب (h) و دو مؤلفه سرعت که در دستگاه

[1] Unstructured mesh
[2] Structured mesh
[3] Curvilinear grid
[4] Nested

مختصات کارتزین $(\bar{u}, \bar{v})$ هستند، قابل محاسبه هستند. با انتگرال گیری از معادلات مومنتوم و پیوستگی در عمق $(h = \eta+d)$ معادلات دو بعدی آب کم‌عمق بدست می‌آید:

$$\frac{\partial h\bar{u}}{\partial t}+\frac{\partial h\bar{u}^2}{\partial x}+\frac{\partial h\overline{vu}}{\partial y} = f\bar{v}h - gh\frac{\partial \eta}{\partial x}-\frac{h}{\rho_0}\frac{\partial p_a}{\partial x}-\frac{gh^2}{2\rho_0}\frac{\partial \rho}{\partial x}+\frac{\tau_{sx}}{\rho_0}-\frac{\tau_{bx}}{\rho_0}-\frac{1}{\rho_0}\left(\frac{\partial s_{xx}}{\partial x}+\frac{\partial s_{xy}}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial x}(hT_{xx})+\frac{\partial}{\partial y}(hT_{xy})+hu_sS$$

$$\frac{\partial h\bar{v}}{\partial t}+\frac{\partial h\bar{u}\bar{v}}{\partial x}+\frac{\partial h\bar{v}^2}{\partial y} = f\bar{u}h - gh\frac{\partial \eta}{\partial y}-\frac{h}{\rho_0}\frac{\partial p_a}{\partial y}-\frac{gh^2}{2\rho_0}\frac{\partial \rho}{\partial y}+\frac{\tau_{sy}}{\rho_0}-\frac{\tau_{by}}{\rho_0}-\frac{1}{\rho_0}\left(\frac{\partial s_{yx}}{\partial x}+\frac{\partial s_{yy}}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial x}(hT_{xy})+\frac{\partial}{\partial y}(hT_{yy})+hv_sS$$

$\bar{u}$ و $\bar{v}$ سرعت‌های انتگرال‌گیری شده در عمق هستند که از معادلات بالا بدست می‌آیند:

$$h\bar{u}=\int_{-d}^{\eta}udz$$

$$h\bar{v}=\int_{-d}^{\eta}vdz$$

T_{xx}، T_{xy} و T_{yy} تنش های جانبی با استفاده از ویسکوزیته گردابی بر اساس گرادیان سرعت‌های متوسط‌گیری شده در عمق بدست می‌آیند.

$$T_{xx}=2A\frac{\partial \bar{u}}{\partial x}\ ,\ \ T_{xy}=A\left(\frac{\partial \bar{u}}{\partial y}+\frac{\partial \bar{v}}{\partial x}\right),\quad T_{yy}=2A\frac{\partial \bar{v}}{\partial y}$$

معادله انتقال برای کمیت اسکالر ($\overline{C}$ مقدار متوسط کمیت اسکالر در عمق):

$$\frac{\partial h\bar{C}}{\partial t}+\frac{\partial h\bar{u}\bar{C}}{\partial x}+\frac{\partial h\bar{v}\bar{C}}{\partial y}=hF_C-hk_p\bar{C}+hC_sS$$

◘ لزجت گردابه‌ای افقی

لزجت گردابی، عاملی است که به صورت یک ابزار ریاضی به منظور در نظر گرفتن اثرات پدیده‌های گوناگون بر میزان اتلاف انرژی جریان همچون اتلاف انرژی ناشی از آشفتگی جریان در محیط دریا، اتلاف انرژی درونی (Internal Dissipation) و دیگر عوامل دخیل در اتلاف جزئی از انرژی سیال، در معادلات وارد می‌شود. لحاظ کردن پدیده‌های فوق در شبیه‌سازی به دلیل عدم شناخت دقیق و عملکرد تصادفی آن‌ها، ناممکن می‌باشد. لذا پارامتر لزجت گردابی، به عنوان عامل جایگزین آن‌ها در محاسبات بکار گرفته شده است. در بسیاری از کاربردها لزجت گردابی افقی، به صورت لزجت گردابی ثابت بکار می‌رود. در حالت دیگر، لزجت گردابی از رابطه Smagorinsky (1963, Smagorinsky) محاسبه خواهد شد. ضریب اسماگورینسکی Cs، می‌بایست در بازه بین ۰/۲۵ تا ۱ انتخاب شود. البته کم‌ترین مقدار لزجت گردابه‌ای می‌تواند برابر با صفر انتخاب گردد. ولی به دلیل غیر فیزیکی بودن، این حالت معمولاً اعمال نمی‌شود.

$$A=C_s{}^2l^2\sqrt{2S_{ij}S_{ji}}$$

C_s یک ثابت و l طول مشخصه می‌باشد و نرخ تغییر شکل (S_{ij}) از فرمول زیر به دست می‌آید:

$$S_{ij}=\frac{1}{2}\left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j}+\frac{\partial u_j}{\partial x_i}\right)$$

◘ تنش بستر

تنش بستر $\tau_b = (\tau_{bx}, \tau_{by})$ از قانون اصطکاک درجه دوم زیر به دست می‌آید:

$$\frac{\tau}{\rho_0} = c_f \vec{u}_b |\vec{u}_b|$$

در رابطه اخیر c_f ضریب دراگ و $\vec{u}_b = (u_s, v_s)$ سرعت جریان درست بالای بستر است. سرعت برشی وابسته با تنش بستر به صورت زیر بدست می‌آید:

$$u_* = \sqrt{c_f |\vec{u}_b|^2}$$

در محاسبات دو بعدی $\vec{u}_b$ سرعت‌های متوسط در عمق هستند و ضریب دراگ از عدد شـزی، C یـا از عدد مانینگ، M بدست می‌آید:

$$c_f = \frac{g}{C^2}$$

$$c_f = \frac{g}{(Mh^{1/6})^2}$$

◘ تنش باد

در نواحی که به وسیله یخ پوشیده نشده است، تنش‌های سطحی $\tau_s = (\tau_{sx}, \tau_{sy})$ به وسیله بـادی کـه بر روی سطح در حال وزیدن است اندازه‌گیری می‌شوند. این تـنش‌هـا بـه وسـیله رابطـه تجربـی زیـر محاسبه می‌شوند:

$$\tau_s = \rho_a c_d |u_w| \bar{u}_w$$

در رابطه فوق ρ_a چگالی هوا، c_d ضریب درگ هوا و $\bar{u}_w=(u_w,v_w)$ سرعت باد در ارتفاع ۱۰ متری از سطح دریا است. سرعت برشی مرتبط با تنش سطحی از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$u_{*s}=\sqrt{\tau_s/\rho_0}=\sqrt{\rho_a c_d|u_w|^2}/\rho_0$$

ضریب درگ را در این رابطه به دو صورت محاسبه می‌کنند، یک عدد ثابت یا مقداری وابسته به سرعت باد در هر لحظه. رابطه تجربی که به وسیله Wu [1980,1994] به دست آمده برای محاسبه پارامتر ضریب درگ استفاده می‌شود:

$$C_a=\begin{cases}C_a & W_{10}<W_a\\ C_a+\dfrac{C_b-C_a}{W_b-W_b}(W_{10}-W_a) & W_a<W_{10}<W_b\\ C_b & W_{10}>W_b\end{cases}$$

در این رابطه C_a ,C_b ,W_a و W_b مؤلفه‌های تجربی هستند و w_{10} سرعت باد در ۱۰ متری سطح دریا است. مقدار پیش‌فرض برای ثابت‌های تجربی به ترتیب $۱/۲۵۵\times۱۰^{-۳}$، $۲/۴۲۵\times۱۰^{-۳}$، ۷ متر بر ثانیه و ۲۵ متر بر ثانیه است. این مقادیر عموماً برای دریاهای آزاد جواب‌های خوبی ارائه می‌کنند. اندازه‌گیری‌های میدانی ضریب درگ که از روی سطح دریاچه‌ها جمع‌آوری شده است، نشان می‌دهد که ضریب درگ بر روی آن‌ها نسبت به دریاهای آزاد مقادیر بیشتری را داراست.

ضریب اصطکاک باد می‌تواند به صورت ثابت و یا متغیر با سرعت باد اعمال شود. حد بالای این ضریب برابر با ۰/۰۰۲۶ است که برای بادهایی با سرعت بیش از ۲۵ متر بر ثانیه صادق است.

◘ خشک و تر شدن مرزها

اگر مدل در ناحیه‌ای قرار دارد که خشک و تر شدن در آن اتفاق می‌افتد، می‌توان امکان خشک و تر شدن را در مدل فعال نمود. در این حالت می‌بایست یک عمق آب خشک شدگی، یک عمق آب گرفتگی و یک عمق ترشدگی را مشخص نمود.

در مواقعی که عمق آب کمتر از عمق ترشدگی باشد مسئله دوباره فرمول‌بندی می‌گردد و تنها هنگامی که عمق آب کمتر از عمق خشک‌شدگی باشد آن المان یا سلول از شبیه‌سازی حذف می‌گردد. از عمق آب گرفتگی به منظور تعیین آب گرفتگی یک المان استفاده می‌شود (یعنی آنکه دوباره در محاسبات وارد می‌گردد). فرمول‌بندی دوباره با مساوی قرار دادن شار اندازه حرکت برابر صفر و لحاظ نمودن شار جرم انجام می‌پذیرد. در صورتی که خشک‌شدگی و آب گرفتگی فعال نشده باشد، می‌بایست یک عمق حداقل حذف‌شدگی کمتر از صفر تعیین گردد. اگر عمق آب کلی کمتر از صفر گردد، یک ناپایداری ایجاد شده و شبیه‌سازی متوقف می‌شود. مقادیر پیشنهاد شده نرم‌افزار شامل موارد زیر می‌گردد:

عمق خشک‌شدگی h_{dry}=۰/۰۰۵ متر، عمق آب گرفتی h_{flood}=۰/۰۵ متر و عمق ترشدگی hwet=۰/۱ متر. عمق ترشدگی h_{wet}، می‌بایست بیشتر از عمق خشک‌شدگی h_{dry} بوده و عمق آب گرفتی می‌باید رابطه زیر را ارضا نماید:

$$h_{dry} < h_{flood} < h_{wet}$$

برای مقادیر خیلی کوچک عمق خیس h_{wet} ، سرعت‌های غیر واقعی بالای جریان ممکن است در شبیه‌سازی‌ها اتفاق افتاده و سبب مشکل ناپایداری مدل گردد.

۳-۷-۳- مدل عددی MIKE 3 FM و معادلات حاکم(DHI, 2011)

معادلات مورد استفاده معادلات در حالت سه‌بعدی برای جریان، معادلات ناویر-استوکس[1] با فرض بوزینسک[2] و فشار هیدرواستاتیک می‌باشند، که عبارتند از:

- **معادله پیوستگی:**

- **معادلات مومنتوم افقی در جهات x و y:**

$$\frac{\partial u}{\partial t}+\frac{\partial u^2}{\partial x}+\frac{\partial vu}{\partial y}+\frac{\partial wu}{\partial z}$$
$$= fv - g\frac{\partial \eta}{\partial x}-\frac{1}{\rho_0}\frac{\partial p_a}{\partial x}-\frac{g}{\rho_0}\int_z^\eta \frac{\partial \rho}{\partial x}dz-\frac{1}{\rho_0 h}\left(\frac{\partial s_{xx}}{\partial x}+\frac{\partial s_{xy}}{\partial y}\right)+F_u$$
$$+ \frac{\partial}{\partial z}\left(v_t\frac{\partial u}{\partial z}\right)+u_s S$$

$$\frac{\partial v}{\partial t}+\frac{\partial v^2}{\partial y}+\frac{\partial uv}{\partial x}+\frac{\partial wv}{\partial z}$$
$$= fu - g\frac{\partial \eta}{\partial y}-\frac{1}{\rho_0}\frac{\partial p_a}{\partial y}-\frac{g}{\rho_0}\int_z^\eta \frac{\partial \rho}{\partial y}dz-\frac{1}{\rho_0 h}\left(\frac{\partial s_{yx}}{\partial x}+\frac{\partial s_{yy}}{\partial y}\right)+F_v+\frac{\partial}{\partial z}\left(v_t\frac{\partial v}{\partial z}\right)$$
$$+ v_s S$$

که در آنها داریم:

- t: زمان
- x, y, z: مختصات کارتزین
- η : تراز سطح آب

[1] Navier stokes equations

[2] Boussinesq Approximation

- $h = \eta + d$: عمق کل آب
- d: عمق آب ساکن
- u, v, w : مولفه‌های سرعت در جهت‌های x, y, z
- $f = 2\Omega \sin\phi$: پارامتر کریولیس[1]
- Ω : سرعت دورانی زوایه‌ای زمین
- ϕ : عرض جغرافیایی
- g : شتاب ثقلی زمین
- ρ : چگالی آب
- ρ_0 : چگالی مرجع آب
- $S_{xx}, S_{xy}, S_{yx}, S_{yy}$: مولفه‌های تانسور تنش تشعشعی
- ν_t: ویسکوزیته گردابی قائم[2]
- p_a : فشار اتمسفریک
- S : دبی چشمه یا چاه متمرکز
- (u_s, v_s) : مولفه‌های سرعت آبی که به محیط وارد یا خارج می‌شود.

ترم‌های تنش‌های افقی از روابط زیر به‌دست می‌آیند.

$$F_u = \frac{\partial}{\partial x}\left(2A\frac{\partial u}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(A\left(\frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x}\right)\right)$$

$$F_v = \frac{\partial}{\partial x}\left(A\left(\frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x}\right)\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(2A\frac{\partial v}{\partial y}\right)$$

A : ویسکوزیته گردابی افقی[3]

[1] Coriolis Parameter
[2] Vertical eddy viscosity
[3] Horizental eddy viscosity

♦ **شرایط مرزی سطح و بستر:**

$$Atz=\eta: \quad \frac{\partial \eta}{\partial t}+u\frac{\partial \eta}{\partial x}+v\frac{\partial \eta}{\partial y}-w=0, \qquad \left(\frac{\partial u}{\partial z},\frac{\partial v}{\partial z}\right)=\frac{1}{\rho_0 v_t}\left(\tau_{sx},\tau_{sy}\right)$$

$$Atz=-d: \quad u\frac{\partial d}{\partial x}+v\frac{\partial d}{\partial y}+w=0, \qquad \left(\frac{\partial u}{\partial z},\frac{\partial v}{\partial z}\right)=\frac{1}{\rho_0 v_t}\left(\tau_{bx},\tau_{by}\right)$$

که (τ_{sx}, τ_{sy}) و (τ_{bx}, τ_{by}) مولفه‌های تنش سطحی باد و تنش بستر می‌باشند.

♦ **معادله انتقال برای یک کمیت اسکالر:**

$$\frac{\partial C}{\partial t}+\frac{\partial uC}{\partial x}+\frac{\partial vC}{\partial y}+\frac{\partial wC}{\partial z}=F_c+\frac{\partial}{\partial z}\left(D_v\frac{\partial C}{\partial z}\right)-k_pC+C_sS$$

- C: غلظت کمیت اسکالر
- k_p : نرخ خطی زوال کمیت اسکالر
- C_s : غلظت کمیت اسکالر در منبع
- D_v : ضریب پخش قائم[1]
- D_h : ضریب پخش افقی[2]
- F_c : ترم پخش افقی که به‌صورت معادله 0زیر 0تعریف می‌گردد:

$$F_c=\left[\frac{\partial}{\partial x}\left(D_h\frac{\partial}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(D_h\frac{\partial}{\partial y}\right)\right]C \qquad (۲-۳)$$

◘ مدل آشفتگی[3]

برای منظور نمودن اثر آشفتگی در جریان‌های آشفته از مدل‌های آشفتگی استفاده می‌شود. انواع مدل‌های آشفتگی در ادامه توضیح داده شده است.

[1] Vertical diffusion coefficient
[2] Horizontal diffusion coefficient
[3] Turbulence model

- **مدل‌های صفر معادله‌ای:**

در این مدل‌ها هیچ معادله دیفرانسیلی برای کمیت‌های آشفتگی وجود ندارد. لزجت گردابه‌ای از روش‌های تجربی، آزمایش و یا مربوط ساختن آن به توزیع سرعت به‌دست می‌آید که از این دست مدل‌ها می‌توان به مدل لزجت گردابه‌ای ثابت، مدل طول اختلاط [1] و مدل لایه برشی آزاد [2] اشاره کرد.

- **مدل‌های یک معادله‌ای:**

در این مدل‌ها انتقال کمیت‌های آشفتگی با حل یک معادله دیفرانسیلی حاکم بر انتقال آنها به‌دست می‌آید.که از این دست مدل‌ها می‌توان به مدل‌هایی که نظریه لزجت گردابه‌ای را بکار می‌برند (یک معادله انتقال انرژی) و مدل برادشاو [3] اشاره کرد. معمول‌ترین این مدل‌ها، مدل آشفتگی تک معادله‌ای انرژی جنبشی جریان آشفته است.

- **مدل‌های دو معادله‌ای:**

در این مدل‌ها علاوه بر حل معادله انتقال برای انرژی (k) یک معادله انتقال برای مقیاس طولی نیز حل می‌شود. این مقیاس طولی می‌تواند فرکانس انرژی، چرخش جریان، اتلاف انرژی و ... باشد. مدل استاندارد k-ε یکی از انواع این مدل‌ها است، که در آن معادله انتقال نرخ اتلاف انرژی اضافه می‌گردد.

- **ویسکوزیته گردابی قائم**

ویسکوزیته به‌دست آمده از قانون لگاریتمی [4]:

$$v_t = U_\tau h\left(c_1\frac{z+d}{h} + c_2\left(\frac{z+d}{h}\right)^2\right)$$

[1] Mixing length model
[2] Free shear surface layer
[3] Bradshow model

[4] log-law

$$U_\tau = max(U_{\tau s}, U_{\tau b})$$

c_1 , c_2 : ثابت

$U_{\tau s}$, $U_{\tau b}$: سرعت‌های اصطکاکی که با تنش‌های بستر و سطح همراه هستند.

اگر c_1 = 0.41, c_2 = -0.41 باشند پروفیل سهمی استاندارد به‌دست می‌آید.

با منظور نمودن لایه‌بندی، می‌توان کاهشی برای ویسکوزیته گردابی بدلیل اثر شناوری وارد شده در نظر گرفت که در آنصورت خواهیم داشت:

که a = 10 و b = 0.5 ضرایب تجربی و ν_t^* ویسکوزیته گردابی کاهش نیافته است. R_i گرادیان عدد ریچاردسون[1] است:

$$Ri = -\frac{g}{\rho_0}\frac{\partial \rho}{\partial z}\left(\left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)^2 + \left(\frac{\partial v}{\partial z}\right)^2\right)^{-1}$$

در مدل k-ε ویسکوزیته گردابی از پارامترهای آشفتگی k و ε به‌دست می‌آید:

$$\nu_t = c_\mu \frac{k^2}{\varepsilon}$$

که k انرژی جنبشی آشفتگی در واحد جرم (TKE) و ε اتلاف (TKE) و c_μ ضریب تجربی ثابت است. انرژی جنبشی آشفتگی k و نرخ اتلاف آن از معادلات انتقال ارائه شده در روابط ۰ تا ۰ به‌دست می‌آیند.

[1] Richardson

$$\frac{\partial k}{\partial t}+\frac{\partial uk}{\partial x}+\frac{\partial vk}{\partial y}+\frac{\partial wk}{\partial z}=F_k+\frac{\partial}{\partial z}\left(\frac{v_t}{\sigma_k}\frac{\partial k}{\partial z}\right)+P+B-\varepsilon$$

$$\frac{\partial \varepsilon}{\partial t}+\frac{\partial u\varepsilon}{\partial x}+\frac{\partial v\varepsilon}{\partial y}+\frac{\partial w\varepsilon}{\partial z}=F_\varepsilon+\frac{\partial}{\partial z}\left(\frac{v_t}{\sigma_\varepsilon}\frac{\partial \varepsilon}{\partial z}\right)+\frac{\varepsilon}{k}(c_{1\varepsilon}P+c_{3\varepsilon}B-c_{2\varepsilon}\varepsilon)$$

که در آنها P حاصل برش و B که حاصل شناوری می‌باشند، به‌صورت زیر تعیین می‌گردند:

$$P=\frac{\tau_{xz}}{\rho_0}\frac{\partial u}{\partial z}+\frac{\tau_{yz}}{\rho_0}\frac{\partial v}{\partial z}\approx v_t\left(\left(\frac{\partial u}{\partial z}\right)^2+\left(\frac{\partial v}{\partial z}\right)^2\right)$$

$$B=-\frac{v_t}{\sigma_t}N^2$$

که N فرکانس Brunt –Vaisala بوده و از رابطه زیر به‌دست می‌آید:

$$N^2=-\frac{g}{\rho_0}\frac{\partial \rho}{\partial z}$$

σ_t عدد پرانتل آشفتگی و σ_k, σ_ε, $c_{1\varepsilon}$, $c_{2\varepsilon}$, $c_{3\varepsilon}$ ضرایب ثابت تجربی هستند.

F ترم‌های پخش افقی است که به‌صورت معادله زیر تعریف می‌گردد.

$$(F_k,F_\varepsilon)=\left[\frac{\partial}{\partial x}\left(D_h\frac{\partial}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(D_h\frac{\partial}{\partial y}\right)\right](k,\varepsilon)$$

ضرایب پخش افقی به ترتیب به‌صورت $D_h=A/\sigma_k$ و $D_h=A/\sigma_\varepsilon$ به‌دست می‌آیند.

ضرایب تجربی مدل k-ε در زیر آمده است.

جدول (۳-۲۶) ضرایب تجربی k-ε مدل

c_μ	$c_{1\varepsilon}$	$c_{2\varepsilon}$	$c_{3\varepsilon}$	σ_t	σ_k	σ_ε
0.09	1.44	1.92	0	0.9	1.0	1.3

در سطح، شرایط مرزی برای انرژی جنبشی و نرخ اتلاف آن به برش باد $U_{\tau s}$ بستگی دارد.

$$At\ z = \eta$$

$$k = \frac{1}{\sqrt{c_\mu}} U_{\tau s}^2 \varepsilon = \frac{U_{rs}^3}{\kappa \Delta z_b} for U_{\tau s} > 0$$

$$\frac{\partial k}{\partial z} = 0 \qquad \varepsilon = \frac{\left(k\sqrt{c_\mu}\right)^{3/2}}{a\kappa h} for U_{\tau s} = 0$$

که درآنها $k = 0.4$ ثابت ون کارمن، $a = 0.07$ ثابت تجربی و Δz_s فاصله از سطح هنگامی که شرط مرزی تحمیل شده باشد.

شرایط مرزی در بستر و مجاورت دیوارها:

$$Atz = -dk = \frac{1}{\sqrt{c_\mu}} U_{rb}^2 \varepsilon = \frac{U_{rb}^3}{\kappa \Delta z_b}$$

Δz_b فاصله از بستر یا دیوار هنگامی که شرط مرزی تحمیل شده باشد.

- **ویسکوزیته گردابی افقی**

در بسیاری از موارد می‌توان از ویسکوزیته گردابی افقی ثابت استفاده نمود اما Smagorinsky (1963) رابطه زیر را پیشنهاد کرد:

$$A = c_s^2 l^2 \sqrt{2 S_{ij} S_{ij}}$$

که c_s ثابت، l طول مشخصه و نرخ تغییر شکل نیز از رابطه ۴-۲۶ به‌دست خواهد آمد:

◘ معادلات حاکم سه‌بعدی در مختصات سیگما

معادلات با تغییر متغیر نشان داده شده در رابطه زیر حل می‌شوند.

که σ بین ۰ و ۱ از بستر تا سطح تغییر می‌کند. این تبدیل، روابط بیان شده بین متغیرها را به معادلاتی که در ادامه ارائه شده، تبدیل می‌نماید:

$$\frac{\partial}{\partial z}=\frac{1}{h}\frac{\partial}{\partial \sigma}$$

$$\left(\frac{\partial}{\partial x},\frac{\partial}{\partial y}\right)=\left(\frac{\partial}{\partial x'}-\frac{1}{h}\left(-\frac{\partial d}{\partial x}+\sigma\frac{\partial h}{\partial x}\right)\frac{\partial}{\partial \sigma},\frac{\partial}{\partial y'}-\frac{1}{h}\left(-\frac{\partial d}{\partial y}+\sigma\frac{\partial h}{\partial y}\right)\frac{\partial}{\partial \sigma}\right)$$

در این مختصات جدید، معادلات پیوستگی و مومنتوم حاکم به‌صورت معادلات زیر تبدیل خواهند شد.

$$\frac{\partial h}{\partial t}+\frac{\partial hu}{\partial x'}+\frac{\partial hv}{\partial y'}+\frac{\partial h\omega}{\partial \sigma}=hS$$

$$\begin{aligned}\frac{\partial hu}{\partial t}+\frac{\partial hu^2}{\partial x'}+\frac{\partial huv}{\partial y'}+\frac{\partial h\omega u}{\partial \sigma}&=fvh-gh\frac{\partial \eta}{\partial x'}-\frac{h}{\rho_0}\frac{\partial p_a}{\partial x'}-\frac{hg}{\rho_0}\int_z^{\eta}\frac{\partial \rho}{\partial x}dz-\frac{1}{\rho_0}\left(\frac{\partial s_{xx}}{\partial x}+\frac{\partial s_{xy}}{\partial y}\right)+hF_u\\&+\frac{\partial}{\partial \sigma}\left(\frac{v_v}{h}\frac{\partial u}{\partial \sigma}\right)+hu_sS\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\frac{\partial hv}{\partial t}+\frac{\partial hv^2}{\partial y'}+\frac{\partial huv}{\partial x'}+\frac{\partial h\omega v}{\partial \sigma}&=-fuh-gh\frac{\partial \eta}{\partial y'}-\frac{h}{\rho_0}\frac{\partial p_a}{\partial y'}-\frac{hg}{\rho_0}\int_z^{\eta}\frac{\partial \rho}{\partial y}dz-\frac{1}{\rho_0}\left(\frac{\partial s_{yx}}{\partial x}+\frac{\partial s_{yy}}{\partial y}\right)+hF_v\\&+\frac{\partial}{\partial \sigma}\left(\frac{v_v}{h}\frac{\partial v}{\partial \sigma}\right)+hv_sS\end{aligned}$$

$$\frac{\partial hT}{\partial t}+\frac{\partial huT}{\partial x'}+\frac{\partial hvT}{\partial y'}+\frac{\partial h\omega T}{\partial \sigma}=hF_T+\frac{\partial}{\partial \sigma}\left(\frac{D_v}{h}\frac{\partial T}{\partial \sigma}\right)+h\hat{H}+hT_sS$$

$$\frac{\partial hs}{\partial t}+\frac{\partial hus}{\partial x'}+\frac{\partial hvs}{\partial y'}+\frac{\partial h\omega s}{\partial \sigma}=hF_s+\frac{\partial}{\partial \sigma}\left(\frac{D_v}{h}\frac{\partial s}{\partial \sigma}\right)+hs_sS$$

$$\frac{\partial hk}{\partial t}+\frac{\partial huk}{\partial x'}+\frac{\partial hvk}{\partial y'}+\frac{\partial h\omega k}{\partial \sigma}=hF_k+\frac{1}{h}\frac{\partial}{\partial \sigma}\left(\frac{v_t}{\sigma_k}\frac{\partial k}{\partial \sigma}\right)+h(P+B-\varepsilon)$$

$$\frac{\partial h\varepsilon}{\partial t}+\frac{\partial hu\varepsilon}{\partial x'}+\frac{\partial hv\varepsilon}{\partial y'}+\frac{\partial h\omega \varepsilon}{\partial \sigma}=hF_s+\frac{1}{h}\frac{\partial}{\partial \sigma}\left(\frac{v_t}{\sigma_\varepsilon}\frac{\partial \varepsilon}{\partial \sigma}\right)+h\frac{\varepsilon}{k}(c_{1\varepsilon}P+c_{3\varepsilon}B-c_{2\varepsilon}\varepsilon)$$

$$\frac{\partial hC}{\partial t}+\frac{\partial huC}{\partial x'}+\frac{\partial hvC}{\partial y'}+\frac{\partial h\omega C}{\partial \sigma}=hF_C+\frac{\partial}{\partial \sigma}\left(\frac{D_v}{h}\frac{\partial C}{\partial \sigma}\right)+hk_pC+hC_s$$

سرعت قائم تغییر کرده، و از رابطه زیر حاصل می‌شود.

$$\omega=\frac{1}{h}\left[w+u\frac{\partial d}{\partial x'}+v\frac{\partial d}{\partial y'}-\sigma\left(\frac{\partial h}{\partial t}+u\frac{\partial h}{\partial x'}+v\frac{\partial h}{\partial y'}\right)\right]$$

ترم‌های پخش افقی عبارتند از:

$$hF_u\approx\frac{\partial}{\partial x}\left(2hA\frac{\partial u}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(hA\left(\frac{\partial u}{\partial y}+\frac{\partial v}{\partial x}\right)\right)$$

$$hF_v\approx\frac{\partial}{\partial x}\left(hA\left(\frac{\partial u}{\partial y}+\frac{\partial v}{\partial x}\right)\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(2hA\frac{\partial v}{\partial y}\right)$$

$$h(F_T,F_s,F_k,F_\varepsilon,F_c)\approx\left[\frac{\partial}{\partial x}\left(hD_h\frac{\partial}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(hD_h\frac{\partial}{\partial y}\right)\right](T,s,k,\varepsilon,C)$$

شرایط مرزی در سطح و بستر:

$At\sigma = 1$:

$$\omega = 0, \quad \left(\frac{\partial u}{\partial \sigma}, \frac{\partial v}{\partial \sigma}\right) = \frac{h}{\rho_0 \nu_t}(\tau_{sx}, \tau_{sy})$$

$At \sigma = 0$:

$$\omega = 0, \quad \left(\frac{\partial u}{\partial \sigma}, \frac{\partial v}{\partial \sigma}\right) = \frac{h}{\rho_0 \nu_t}(\tau_{bx}, \tau_{by})$$

۳-۷-۴- معرفی دریاهای ایران و محدوده مورد مطالعه

یکی از مراحل مهم در اجرای مدل‌سازی عددی جریان، انتخاب محدوده مناسب مدل‌سازی است. هدف از اجرای مدل تعیین مشخصات جریان در هر منطقه است. برای همین منظور و با توجه به اهمیت جریان ناشی از شکست موج در مناطق ساحلی، شبیه‌سازی و تعیین مشخصات موج هم ضرورت دارد. در ادامه مراحل شبیه‌سازی موج و جریان در دریای خزر، خلیج فارس و دریای عمان تشریح می‌گردد.

دریای خزر بزرگ‌ترین توده آبی محصور در خشکی جهان است. در شکل ۳-۱۹۷ تصویری از دریای خزر و کشورهای همسایه محدود به آن را به تصویر کشده است. این دریا بین طول جغرافیایی ″۳۰ °۴۶ تا ″۰۰ °۵۴ شرقی و عرض جغرافیایی ″۳۰ °۳۶ تا ″۰۰ °۴۷ شمالی قرار داشته و پنج کشور ایران، ترکمنستان، قزاقستان، روسیه و آذربایجان در اطراف آن قرار دارند. کشور ایران حدود ۷۵۰ کیلومتر خط ساحلی در این دریا داشته و بنادر مهمی از جمله بندر انزلی، امیرآباد، نکا، نوشهر و فریدونکنار در سواحل این دریا دارد. طول آن حدود ۱۰۳۰ تا ۱۲۰۰ کیلومتر و عرض آن بین ۱۹۶ تا ۴۳۵ کیلومتر است. سطح دریای خزر در حدود ۲۸ متر پائین‌تر از سطح دریاهای آزاد است. قسمت

شمالی این دریا بسیار کم‌عمق است. به‌طوری‌که تنها نیم درصد آب دریا در یک‌چهارم شمالی دریا قرار دارد و عمق آن به‌طور میانگین کمتر از ۵ متر است. حدود ۱۳۰ رودخانه به این دریا می‌ریزند که اکثر آن‌ها از شمال غربی به دریا می‌پیوندند. بزرگترین آن‌ها رود ولگا است که هر سال به‌طور میانگین ۲۴۱ کیلومتر مکعب آب را وارد دریای خزر می‌کند. رودهای کورا ۱۳، اترک ۸/۵، اورال ۸/۱ و سولاک ۴ کیلومتر مکعب آب را سالانه وارد دریا می‌کنند.

طبیعت بسته خزر آن را منزلگاه جانوران و گیاهان منحصربه‌فردی کرده‌است اما در عین حال موجب شده تا در مقابل آلودگی‌های کشاورزی و صنعتی و نفتی بسیار آسیب‌پذیر باشد. از منابع مهم دریای خزر ذخایر نفت و گاز موجود در زیر بستر دریا و همچنین انواع ماهیان خاویاری را می‌توان نام برد. دریای خزر یک محیط بسته است که با آبهای آزاد در ارتباط نیست. از این رو، جهت شبیه‌سازی بزرگ مقیاس، کل دریای خزر می‌بایست در نظر گرفته شود.

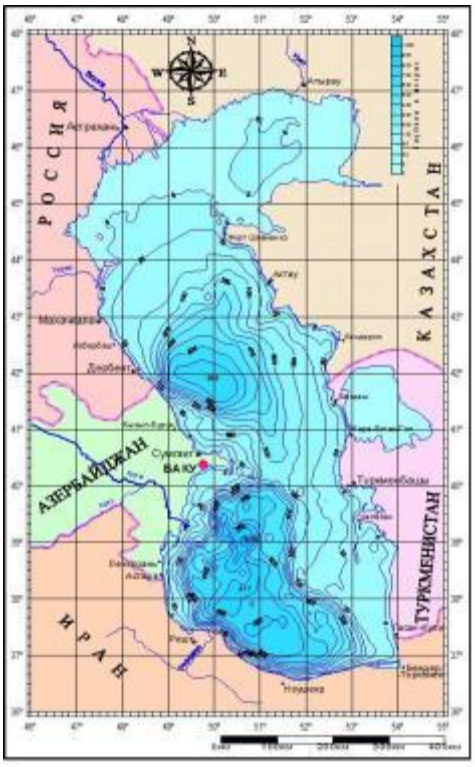


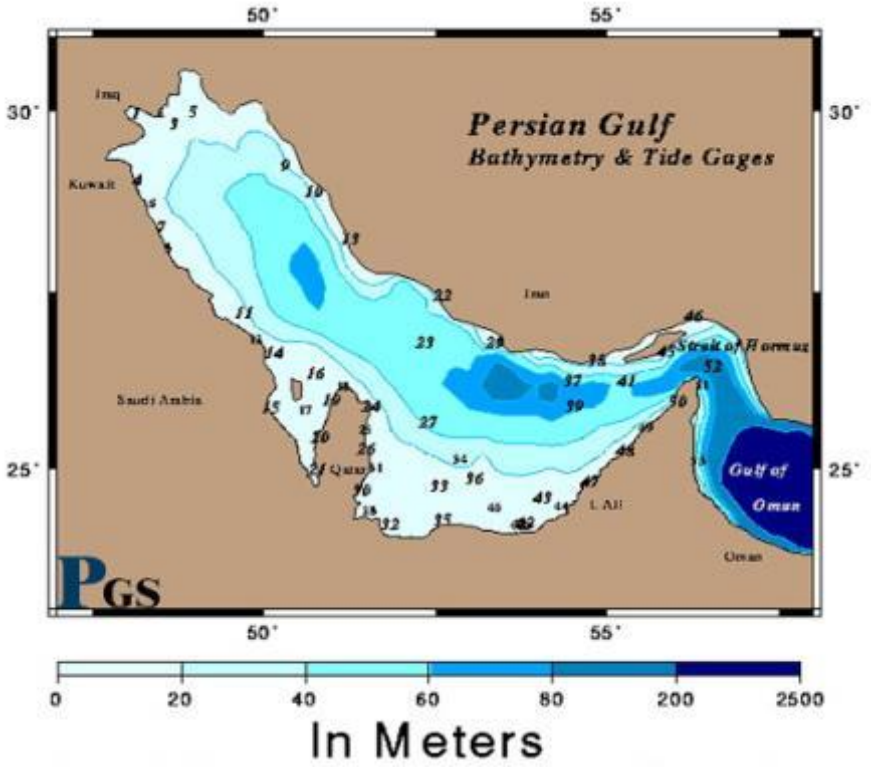
Рис.9. Батиметрическая карта

شکل (۳-۱۹۹) نمایی از محدوده دریای خزر و تغییرات عمق آب

خلیج فارس از مهم‌ترین خلیج‌های دنیا است که در قسمت جنوبی کشور ایران واقع شده است که پس از خلیج مکزیک و خلیج هادسون سومین خلیج بزرگ جهان بشمار می‌آید. مساحت خلیج فارس ۲۳۷۴۷۳ کیلومتر مربع است، طول آن حدود ۹۰۰ کیلومتر و عرض متوسط آن ۲۵۰ کیلومتر است. خلیج فارس در ۲۴ تا ۳۰ درجه و ۳۰ دقیقه عرض شمالی و ۴۸ تا ۵۶ درجه و ۲۵ دقیقه طول شرقی از نصف‌النهار گرینویچ قرار دارد.

در شکل زیر تصویری از محدوده خلیج فارس و تغییرات عمق آب در این خلیج نمایش داده شده است. این خلیج توسط تنگه هرمز به دریای عمان و از طریق آن به دریاهای آزاد مرتبط است. از بین کشورهای همسایه خلیج فارس، کشور ایران دارای بیشترین مرز آبی مشترک با خلیج فارس است.

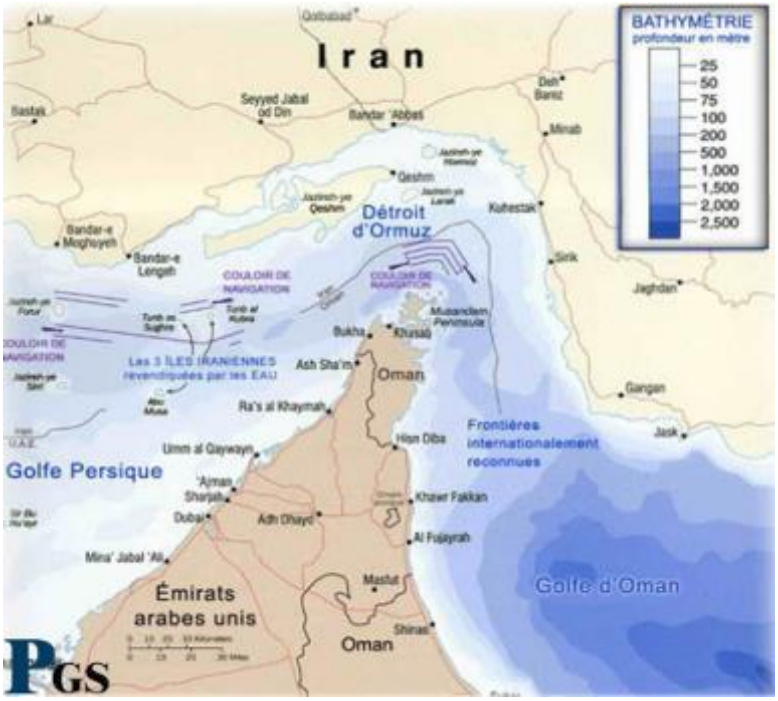
طول مرز آبی کشور ایران با خلیج فارس، با احتساب جزایر در حدود ۱۸۰۰ کیلومتر و بدون احتساب جزایر در حدود ۱۴۰۰کیلومتر است. طول خلیج فارس از تنگه هرمز تا آخرین نقطه پیشروی آن در جهت غرب در حدود ۸۰۵ کیلومتر است. عریض‌ترین بخش خلیج فارس ۱۸۰ مایل (۲۹۰ کیلومتر) است. عمیق‌ترین نقطه خلیج فارس با عمق ۹۳ متر در ۱۵ کیلومتری تنب بزرگ و کم عمق‌ترین نقطه آن با عمقی بین ۱۰ تا ۳۰ متر در سمت غرب است. همچنین جزایر متعددی در خلیج فارس وجود دارند



شکل (۳-۲۰۰) نمایی از محدوده خلیج فارس و تغییرات عمق آب

دریای عمان که خلیج فارس را از طریق تنگه هرمز به آبهای جهانی وصل می‌کند، ۵۴۵ کیلومتر طول و ۱۸۱ هزار کیلومتر مربع وسعت دارد. در شکل زیر تصویری از محدوده دریای عمان و تغییرات عمق آب در این خلیج نمایش داده شده است.

دریای عمان، پیشروی آب اقیانوس هند به داخل خشکی در جنوب غربی آسیا است. کشورهای ایران و پاکستان در شمال آن و کشورهای عمان و امارات در جنوب آن قرار دارند. دریای عمان از سمت غرب توسط تنگه هرمز به خلیج فارس و از سمت شرق و جنوب شرقی به دریای عرب و اقیانوس هند وصل می‌شود. کشور عمان در جنوب دریای عمان قرار دارد. طول ساحل ایران در امتداد دریای عمان، از خلیج گواتر تا بندر عباس، ۷۸۴ کیلومتر است. سواحل جنوبی ایران از تنگه هرمز تا بندر گواتر مجاور آن است و این مسافت نیمی از سواحل جنوبی ایران را تشکیل می‌دهد. مدار رأس‌السرطان از شمال آن عبور می‌کند و از این رو این دریا در منطقه گرم کره زمین واقع است. حداکثر درجه حرارت سطح آب در مرداد ماه ۳۳ درجه و در دی ماه دست کم ۲۰ درجه است. طول آن از تنگه هرمز تا دکن حدود ۶۱۰ کیلومتر و عرض آن کمتر از عرض آب‌های خلیج فارس است. در مقابل عمق آن از خلیج فارس بیشتر است. عمق این دریا در اطراف چابهار حدود ۳۳۹۸ متر است. هرچه به سوی غرب پیش برویم، عمق آن به سرعت کم می‌شود تا جایی که در نزدیکی تنگه هرمز به ۷۳ متر می‌رسد. بنادر کوچکی چون جاسک، چاه‌بهار، گواتر در کنار این دریا دیده می‌شوند که بیانگر اهمیت بازرگانی و دریانوردی آن است. شهرهای مهم حاشیه این دریا چابهار و جاسک در ایران و مسقط (پایتخت عمان) در کشور عمان هستند. طول خط ساحلی ایران در مجاورت دریای عمان حدود ۶۳۷ کیلومتر است و حد اکثر عمق دریا در محدوده آب های ساحلی ایران در این ناحیه به بیش از ۲۰۰۰ متر می‌رسد.



شکل (۳-۲۰۱) نمایی از محدوده دریای عمان و تغییرات عمق آب

۳-۷-۵- داده‌های مورد استفاده جهت برپایی مدل

به منظور برپایی مدل عددی جریان، عوامل موثر بر شکل‌گیری جریان و نیز شرایط توپوگرافیک و محیطی آن باید به مدل معرفی شوند. بنابراین ساخت مدل نیازمند داده‌های عمق‌سنجی دقیق، داده‌های تعیین کننده خط ساحلی، اطلاعات مربوط به سرعت و جهت باد و نیز فشار هوای وارد بر سطح آب، داده‌های یخبندان، اطلاعات بارش و تبخیر و اطلاعات دبی ورودی رودخانه‌ها است. علاوه بر داده های فوق که برای برپایی مدل مورد نیاز است، ارزیابی نتایج مدل نیز نیازمند استفاده از داده‌های اندازه‌گیری است. خروجی مدل عددی دوبعدی جریان شامل مقادیر سرعت و جهت جریان در نقاط مختلف است که می‌توانند با مقادیر متناظر اندازه‌گیری مورد مقایسه و ارزیابی قرار گیرند. در ادامه داده‌های موجود و مورد استفاده در این مطالعات تشریح خواهد شد.

◘ داده‌های مورد استفاده جهت ورودی مدل

با توجه به اینکه دقت نتایج حاصل از مدل عددی به مقدار زیادی بـه دقـت اطلاعـات ورودی وابسـته است، در این قسمت داده‌هایی که برای برپایی مدل مورد استفاده قرار گرفته‌اند معرفی می‌گردند.

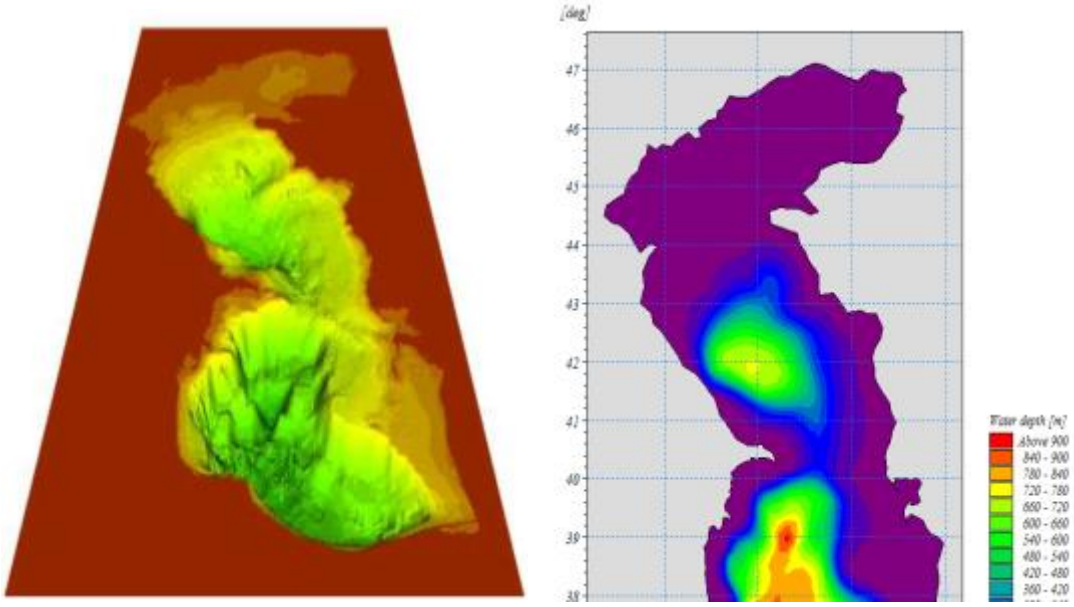
♦ داده‌های عمق سنجی

یکی از مهمترین پارامترهای ورودی که تاثیر قابل ملاحظه‌ای بر جواب‌ها دارد، داده‌های هیـدروگرافی است. برای دریای خزر داده‌های هیدروگرافی موجود شامل چند سـری اطلاعـات هسـتند. دسـته اول شامل داده‌های ارائه شده در برنامه محیط زیست دریـای خـزر (Caspian Environment Program; CEP) است. این اطلاعات بر اساس رقومی نمودن نقشه‌های راهنمای دریای خـزر کـه توسـط بخـش اقیانوس‌شناسی و دریانوردی وزارت دفاع شوروی در سال ۱۹۸۷ ارائه شده، به‌دست آمـده اسـت. ایـن نقشه‌ها دارای مقیاس ۱:۱۰۰۰۰۰۰ بوده‌اند و نقاط به‌دست آمـده از آنهـا بـر اسـاس تصـاویر مـاهواره Resurs اصلاح شده است (عکس‌های ماهواره با دقت ۱۵۰ متر بوده و در سال ۱۹۹۷ تهیه شـده‌انـد). این داده‌ها به‌صورت خطوط تراز ۱۰، ۲۰، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ تـا ۱۰۰۰ متـر هسـتند. عملیـات رقـومی نمودن نقشه‌های کاغذی و اصلاح آنها با عکس‌های ماهواره‌ای در سال ۱۹۹۹ و با استفاده از نـرم‌افـزار Arc View GIS 3.1 انجام گرفته است[1].

نقشه‌های هیـدروگرافی تهیـه شـده در سـازمان نقشـه‌بـرداری کشـور، مرجـع دیگـر تهیـه داده‌هـای عمق‌سنجی هستند. این نقشه‌ها بـا مقیـاس‌هـای مختلـف (۱:۱۰۰۰۰۰، ۱:۲۵۰۰۰، ۱:۱۰۰۰۰) بـرای سواحل جنوبی خـزر تهیـه شـده و در دسترسـند. نقشـه‌هـای هیـدروگرافی روسـی بـا مقیـاس‌هـای ۱:۱۰۰۰۰۰، ۱:۲۵۰۰۰۰ و ۱:۱۰۰۰۰۰۰ نیز برای سواحل کشورهای حاشـیه دریـای خـزر و منـاطق

[1] http://www.caspianenvironment.org

میانی این دریا در دسترس بوده‌اند. علاوه بر منابع فوق، اطلاعات عمق‌سنجی موجود در پایگاه داده‌های C-MAP نروژ که توسط نرم‌افزار MIKE C-Map قابل استخراج است، نیز می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد. شکل ۳-۲۰۰ اطلاعات عمق آب در دریای خزر را نشان می‌دهد. با توجه به شکل مشخص است که دو چاله عمیق در قسمت مرکزی و جنوبی دریای خزر وجود دارد.

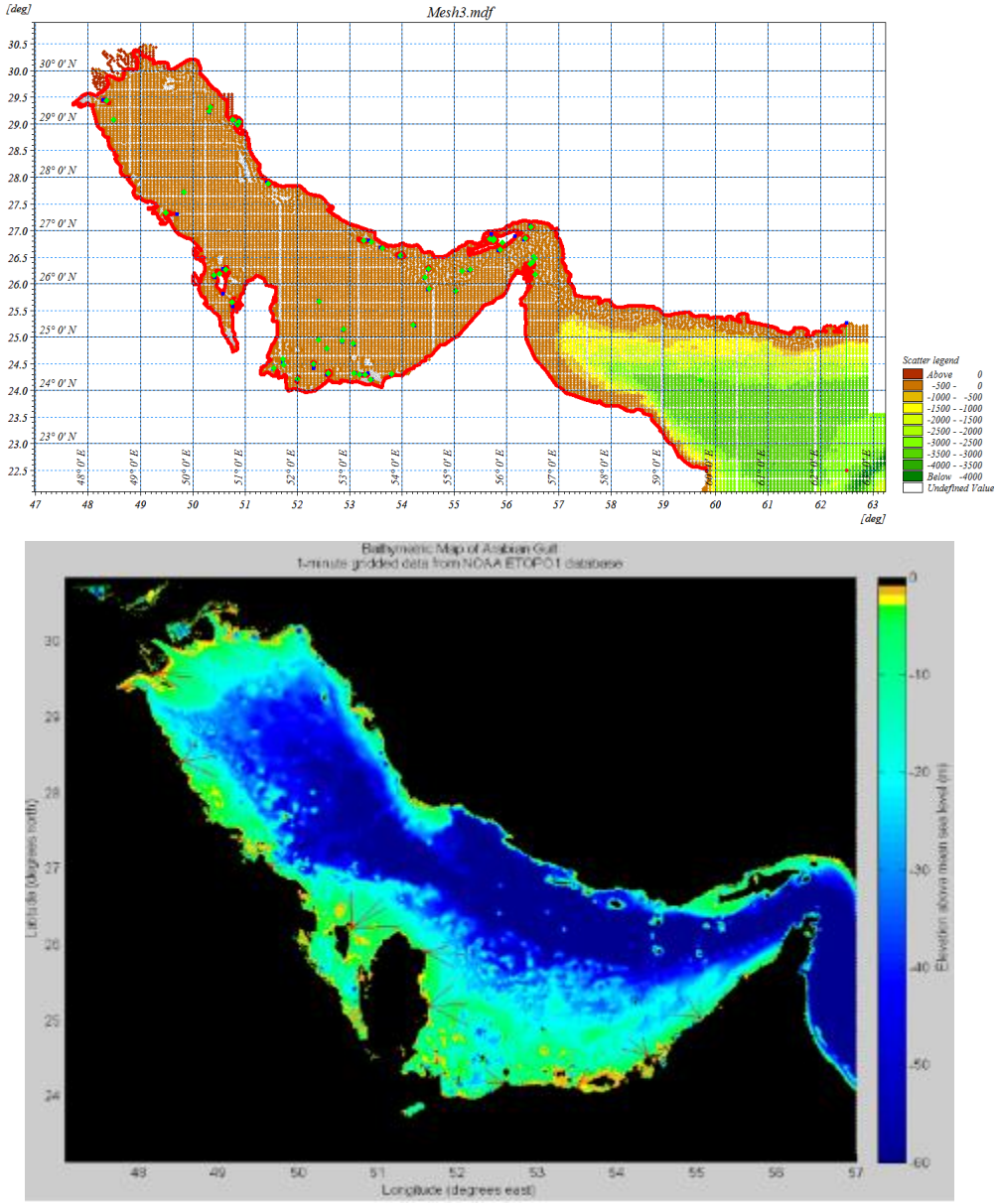


شکل (۳-۲۰۲) نمایش عمق آب در دریای خزر

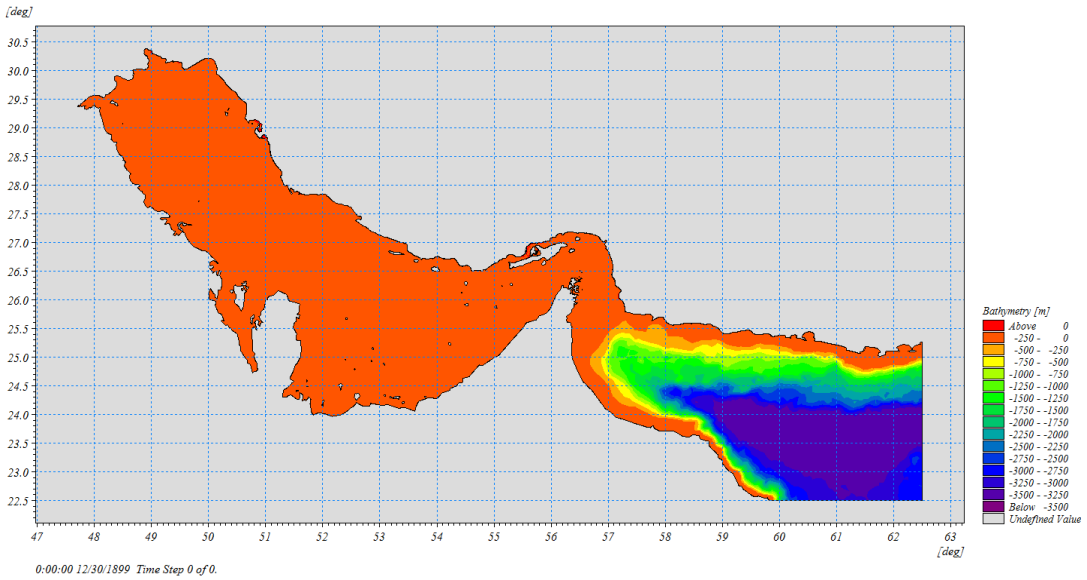
برای خلیج فارس و دریای عمان نیز داده‌های داده‌های عمق‌سنجی زیر موجود و قابل استفاده خواهد بود.

- داده‌های عمق‌سنجی بزرگ‌مقیاس قابل تهیه از سازمان نقشه برداری که مقیاس این نقشه‌ها بسته به محل اطلاعات، ۱:۱۰۰.۰۰۰ ، ۱:۲۵.۰۰۰ و ۱:۱۰.۰۰۰ است.
- داده‌های عمق سنجی بزرگ مقیاس قابل تهیه از سازمان جغرافیایی ارتش که مقیاس این نقشه‌ها بسته به محل اطلاعات ۱:۵.۰۰۰ تا ۱:۲۵.۰۰۰ است.
- داده‌های هیدروگرافی محلی پروژه‌ها و بنادر از سازمان بنادر و دریانوردی با مقیاس‌های مختلف

شکل ۳-۲۰۱ تمامی داده‌های موجود از هیدروگرافی خلیج فارس و دریای عمان را نشان می‌دهد. همچنین شکل ۳-۲۰۲ وضعیت عمق آب در دریای عمان را نشان می‌دهد. لازم به ذکر است که در تعیین خط ساحل نیز اطلاعات نقشه‌های Google Earth می‌تواند مورد استفاده قرار بگیرد.



شکل (۳-۲۰۳) نمایش تمام داده‌های هیدروگرافی جمع‌آوری شده در خلیج فارس و دریای عمان



شکل (۳-۲۰۴) نمایش عمق آب در دریای عمان

◘ داده‌های باد

برای حوضچه‌های بسته مانند دریای خزر و یا دریاچه ارومیه که ارتباطی با آب‌های آزاد ندارد، باد مهم‌ترین عامل ایجاد جریانات دریایی، است. بنابراین مدل‌سازی دقیق این جریانات نیازمند اطلاعات باد با دقت زمانی و مکانی مناسب است. مرجع داده‌های باد می‌تواند مشاهدات از روی کشتی‌ها و شناورها، اندازه‌گیری‌های ایستگاه‌های ثابت و سیار هواشناسی در نزدیکی خط ساحل، اندازه‌گیری‌های انجام شده توسط بویه‌ها در سطح دریاها، اندازه‌گیری‌های ماهواره‌ای و یا نتایج حاصل از مدل‌های هواشناسی باشد. برای مدل‌سازی جریان، میدان باد دوبعدی با قابلیت در نظر گرفتن تغییرات مکانی بر روی کل شبکه محاسباتی دارای اهمیت خواهد بود. بنابراین بسیاری از داده‌های باد که به صورت نقطه‌ای و یا بر روی مسیرهای خاص ثبت شده‌اند، تنها برای کنترل دقت میدان باد ورودی و یا اصلاح

آن‌ها به کار می‌روند. از سوی دیگر گام زمانی ثبت داده‌ها نیز از اهمیت بالایی برخوردار است؛ بطوریکه هر چه گام زمانی داده‌ها کمتر باشد، احتمال عدم ثبت پدیده‌های خاص کمتر خواهد بود.

یکی از میدان‌های باد معتبر ماهواره‌ای موجود، میدان باد QuikSCAT است. این ماهواره توسط ناسا در سال ۱۹۹۹در فضا قرار گرفته است و دو بار در روز (گام زمانی ۱۲ ساعت) برداشت داده‌های باد در کل دریاهای زمین را انجام می‌دهد. این داده‌ها شامل سرعت و جهت باد در تراز ۱۰ متری از سطح دریا و در فواصل ۰/۲۵×۰/۲۵ درجه است. از آنجا که گام زمانی ثبت داده‌های این ماهواره ۱۲ ساعت بوده و در برخی از گام‌های زمانی نیز مقادیر سرعت و جهت باد در بعضی نقاط ثبت نشده‌اند، امکان عدم مشاهده بعضی از طوفان‌ها در این داده‌ها وجود دارد. این درحالی است که ماهواره‌ها در برداشت باد نزدیک ساحل نیز با مشکل مواجه هستند. بنابراین استفاده از این داده‌ها برای ورودی مدل چندان مناسب به نظر نمی‌رسد.

علاوه بر اطلاعات باد بدست آمده از ماهواره‌ها، نتایج حاصل از مدل‌های عددی هواشناسی نیز بر روی شبکه‌های منظم در دسترس است. یک مدل میان‌مقیاس هواشناسی، مجموعه کاملی از دو حالت معادلات هیدروستاتیک و غیرهیدروستاتیک است که تمام جنبه‌های دینامیکی جو یک منطقه را شبیه‌سازی می‌کند. برای این منظور از زیر برنامه‌های مختلف برای شبیه‌سازی دامنه‌ها و درون‌یابی مجموعه داده‌های مختلف زمینی روی شبکه‌های مدل استفاده می‌شود. برای تولید شرایط مرزی و میدان‌های هواشناسی نیز یا از خروجی مدل‌های جهانی و یا از آنالیز داده‌های هواشناسی ایستگاه‌های زمینی و جو بالای مورد تایید سازمان هواشناسی جهانی استفاده شده و بر حسب نوع استفاده از لایه‌بندی عمودی برای بررسی پدیده مورد نظر نیز با استفاده از زیر برنامه‌های خاص تولید می‌شود. بر حسب نوع منطقه و نوع وضعیت آب و هوایی، طرحواره‌های مختلف برای حل معادلات دینامیک جو

استفاده می‌شود که در نهایت با تصویرسازی و ایجاد نقشه‌ها و نمودارهای سری زمانی می‌توان رفتار اکثر پدیده‌های محلی و میان مقیاس را بررسی نمود. از جمله داده‌های مربوط به مدل‌های اتمسفری می‌توان داده‌های ارائه شده توسط ECMWF[۱] و نیز داده‌های تولید شده توسط مدل WRF[۲] در پروژه پایش را نام برد.

مرکز پیش‌بینی آب و هوایی دامنه متوسط اروپا (ECMWF) اطلاعات باد را در سراسر کره زمین شبیه‌سازی می‌کند. مدل ECMWF یک مدل هواشناسی چندلایه‌ای طیفی است که معادلات حاکم را برای تمام پارامترهای اساسی مشخصه اتمسفر حل می‌کند. برای بهینه‌سازی نتایج مدل‌های هواشناسی، باید شرایط اولیه و مرزی به دقت تعیین شده و در مدل بکار گرفته شود. عموماً این داده‌ها توسط یک مدل کلی جهانی تولید شده و سپس توسط روش‌های داده‌گواری و با استفاده داده‌های اندازه‌گیری در سراسر کره زمین آنالیز مجدد (غنی) می‌گردند. در سال‌های اخیر، نسل جدیدی از داده‌های دوباره آنالیز شده ECMWF تولید شده است که از جمله آن‌ها می‌توان ERA-Interim را نام برد که از تلاش‌های توسعه دوباره آنالیزهای قبلی مانند FGGE، ERA-15 و ERA-40 بهره‌مند شده است. این داده‌ها سال ۱۹۷۹ تا ۲۰۱۴ (به مدت ۳۶ سال) را پوشش داده و دارای درشت نمایی مکانی ۰/۷۵×۰/۷۵ درجه و گام زمانی ۶ ساعته هستند.

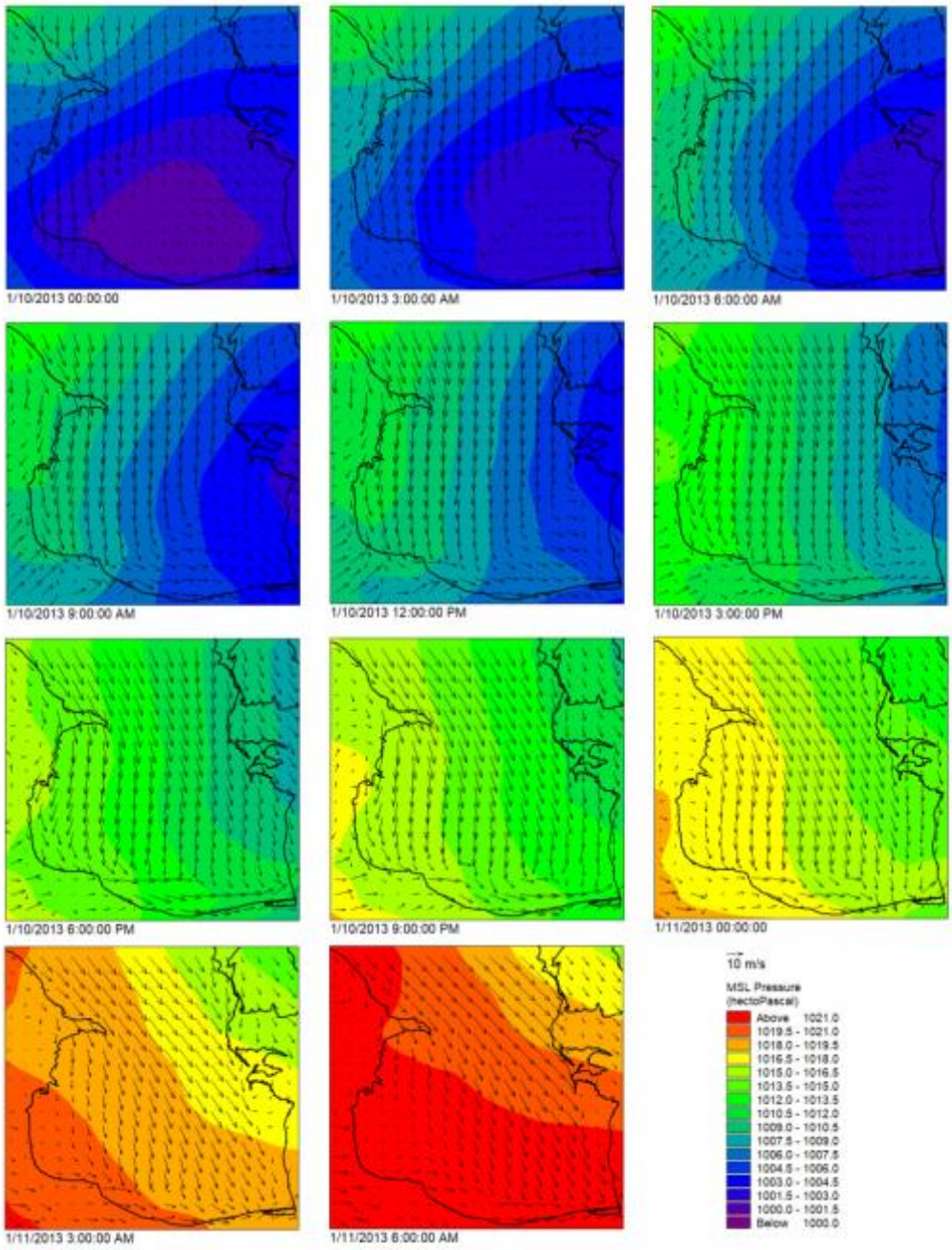
در طی پروژه پایش و مطالعات شبیه‌سازی سواحل کشور، عملکرد مدل WRF نیز به منظور مدل‌سازی باد در سطح دریای خزر و خلیج فارس برای شرایط مرزی مختلف و همچنین ورودی‌های مختلف مورد ارزیابی قرار گرفته است. مدل‌سازی باد در پروژه فوق به مدت ۳۵ سال با استفاده از

[۱] European Centre for Medium-Range Weather Forecasts

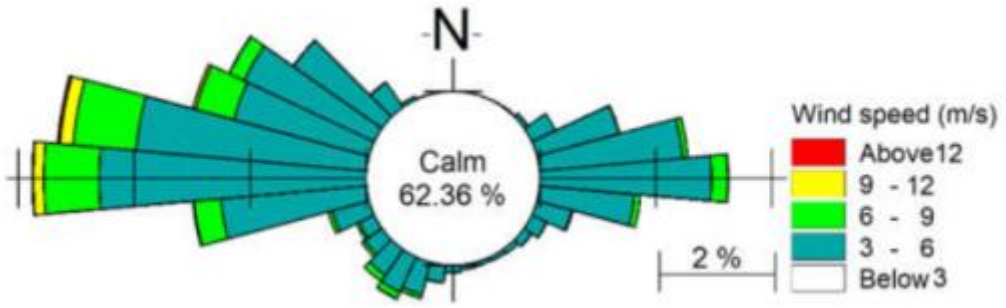
[۲] Weather Research and Forecast

مدلWRF و در شبکه‌های ۰/۱×۰/۱ درجه و با گام زمانی ۱ ساعت بر روی دریای خزر و خلیج فارس انجام گرفته است. نتایج این مدل‌سازی و مقایسه و ارزیابی آن با داده‌های اندازه‌گیری شده نشان دهنده بهبود نتایج نسبت به اطلاعات ECMWF به‌ویژه در نقاط نزدیک ساحل بوده است. بنابراین توصیه می‌گردد جهت مدلسازی از میدان باد WRF استفاده گردد. به عنوان نمونه، در شکل زیر نمونه‌ای از تغییرات زمانی سرعت و جهت باد WRF در دریای خزر آورده شده است. همچنین گلباد ۳۱ ساله در منطقه نوشهر در شکل ۳-۲۰۴ نشان داده شده است.

بنابراین در اختیار داشتن باد متغیر در زمان و مکان برای محدوده مورد مطالعه لازم و ضروری است، به طوری که عدم در اختیار داشتن داده‌های باد دقیق (به عنوان داده ورودی) نمی‌تواند منجر به نتیجه مناسب شود. اگرچه در خلیج فارس و دریای عمان، جریان غالب عمدتاً جزرومدی است و تعیین جریان غالب تنها متاثر از باد نیست، اما با این وجود جهت پیش‌بینی موج و جریان ناشی از شکست موج، دراختیار داشتن باد دقیق متغیر در زمان و مکان به عنوان داده ورودی مهم و ضروری است.



شکل (۳-۲۰۵) تغییرات سرعت و جهت باد در دریای خزر در هر سه ساعت برای یک دوره مشخص



شکل (۳-۲۰۶) وضعیت گل‌باد در منطقه نوشهر

◘ داده‌های اندازه‌گیری برای ارزیابی نتایج مدل

همانطور که اشاره شد، علاوه بر داده‌های ذکر شده که برای برپایی مدل مورد نیاز است، ارزیابی نتایج مدل نیز نیازمند استفاده از داده‌های اندازه‌گیری است. این داده‌ها شامل اطلاعات سرعت و جهت جریان و تراز سطح آب در نقاط مختلف است. در ادامه داده‌های موجود و مورد استفاده در این مطالعات تشریح می‌گردد.

♦ داده‌های سرعت و جهت جریان

سازمان بنادر و دریانوردی در راستای رسیدن به توسعه پایدار، همگام با اهداف بلند مدت سیاسی، اقتصادی و اجتماعی، اقدام به انجام مطالعات پایش بخش‌هایی از سواحل کشور در ۷ فاز جداگانه به ترتیب ذیل نمود:

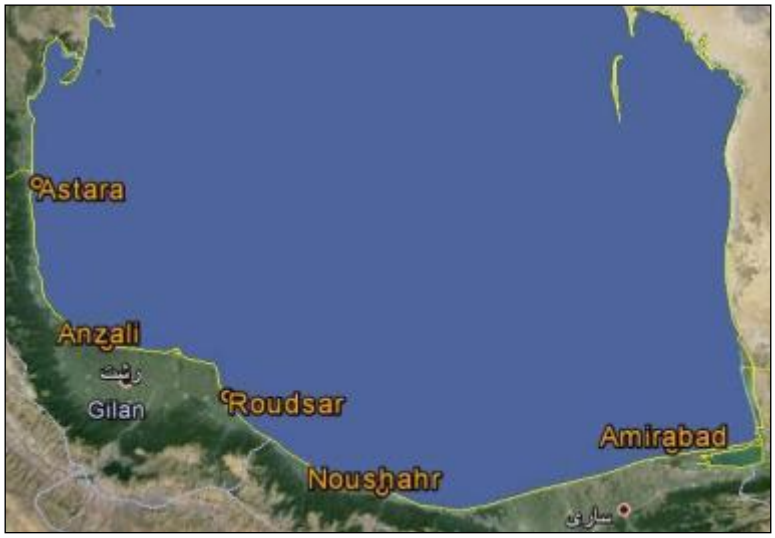
- فاز ۱ شامل محدوده خلیج چابهار (استان سیستان و بلوچستان)
- فاز ۲ محدوده خلیج نایبند تا دیر (استان بوشهر)
- فاز ۳ محدوده بندر لاور تا بندر دیلم (استان بوشهر)

- فاز ۴ محدوده سواحل استان هرمزگان
- فاز ۵ محدوده سواحل استان های شمالی کشور
- فاز ۶ محدوده سواحل استان‌های سیستان و بلوچستان (پایش مکران)
- فاز ۷ محدوده سواحل استان خوزستان (پایش خوزستان)

در دریای خزر و در طی انجام مطالعات پروژه پایش و مطالعات شبیه‌سازی سواحل شمال کشور (فاز پنجم)، اندازه‌گیری‌های مختلفی در نقاط مختلف خزر جنوبی (سواحل ایران) انجام گرفته است. یکی از مهمترین این اندازه‌گیری‌ها مربوط به اطلاعات به دست آمده از دستگاه‌های ADCP[1] است.

اندازه‌گیری جریان در بازه زمانی اواخر سال ۲۰۱۲ تا اوایل سال ۲۰۱۴ میلادی و به مدت بیش از یک سال و در پنج موقعیت آستارا، انزلی، رودسر، نوشهر و امیرآباد انجام شده است. ایستگاه‌های اندازه‌گیری و مشخصات این ایستگاه‌ها به ترتیب در شکل (۳-۲۰۷) ارائه شده است. در این پروژه از دو نوع دستگاه جریان‌سنجی و موج‌نگاری که بر بستر دریا نصب می‌گردد، استفاده شده است که در ادامه مشخصات دستگاه مورد استفاده برای اندازه‌گیری ارائه شده است. برای ایستگاه‌های آستارا، نوشهر، رودسر و امیرآباد از دستگاه AWAC و در ایستگاه انزلی از دستگاه Aquadapp استفاده شده است. این دستگاه‌ها قادر هستند اطلاعات موج و جریان را در اعماق مختلف و با دقت مناسب ثبت نمایند. علاوه بر این این دستگاه‌ها دارای سنسور دماسنج بوده و دمای آب را نیز در عمق نصب شده اندازه‌گیری می‌کنند.

[1] Acoustic Doppler Current Profiler



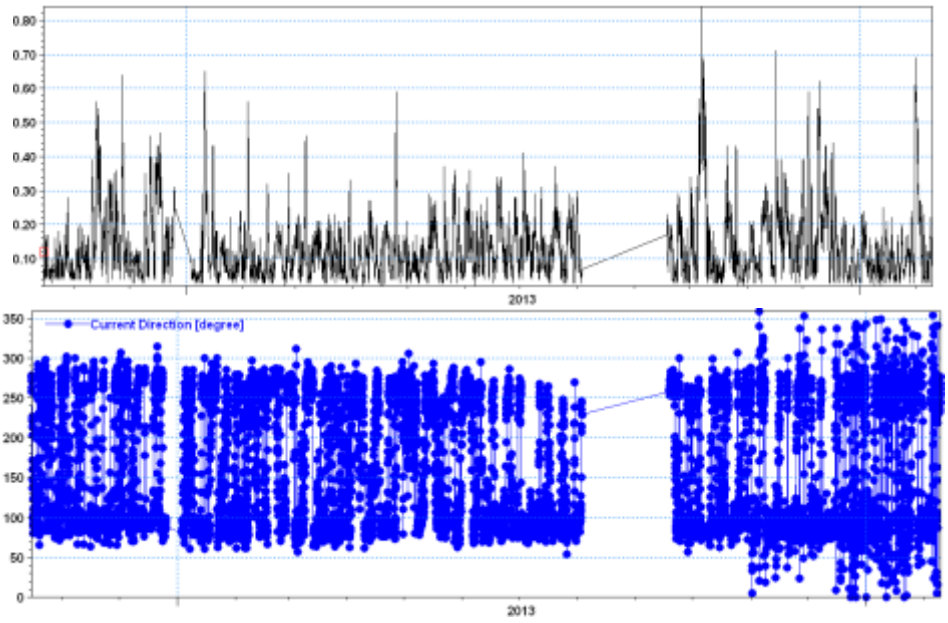
شکل (۳-۲۰۷) موقعیت ایستگاه‌های اندازه‌گیری جریان (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴)

در خلیج فارس و دریای عمان نیز در طی انجام پروژه‌های مختلف از جمله پروژه فازهای دوم، سوم، چهارم، ششم و هفتم اندازه‌گیری‌ها انجام شده است. نقاط ایستگاه‌های سرعت‌سنجی جریان در فازهای مختلف در شکل ۳-۲۰۶ نشان داده شده است.

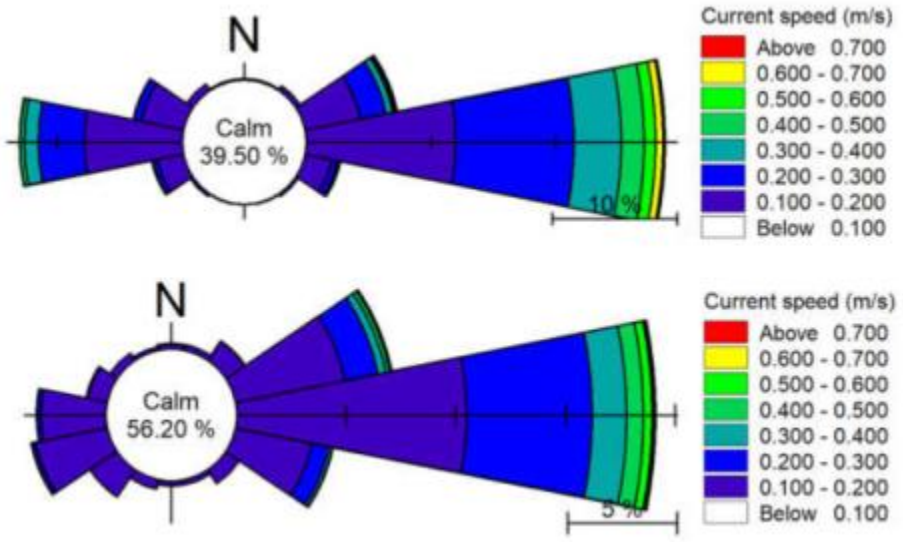


شکل (۳-۲۰۸) ایستگاه‌های اندازه‌گیری سرعت جریان در فازهای ۲، ۳ و ۴ پایش سواحل کشور (پایش سواحل خوزستان، ۱۳۹۹)

به عنوان نمونه، سری زمانی سرعت و جهت جریان اندازه‌گیری شده در ایستگاه نوشهر برای دوره اندازه‌گیری در شکل شکل (۳-۲۰۹) نشان داده شده است. حداکثر جریان در این ایستگاه ۰/۸۸ متر بر ثانیه و در تاریخ ۲۰۱۳/۱۰/۷ ثبت شده است. راستای غالب این جریان ۸۵ درجه و به سمت شرق می‌باشد. سری زمانی سرعت و جهت جریان، وجود جهت غربی– شرقی را برای منطقه نشان می‌دهد. با مشاهده گل‌جریان شکل ۳-۲۰۸ نیز مشخص است که جریان‌های بزرگ‌تر از ۰/۲ متر بر ثانیه از سمت شرق به غرب نیز وجود دارند.



شکل (۳-۲۰۹) سری زمانی سرعت (شکل بالا) و جهت جریان (شکل پایین) اندازه‌گیری شده در نوشهر (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴)



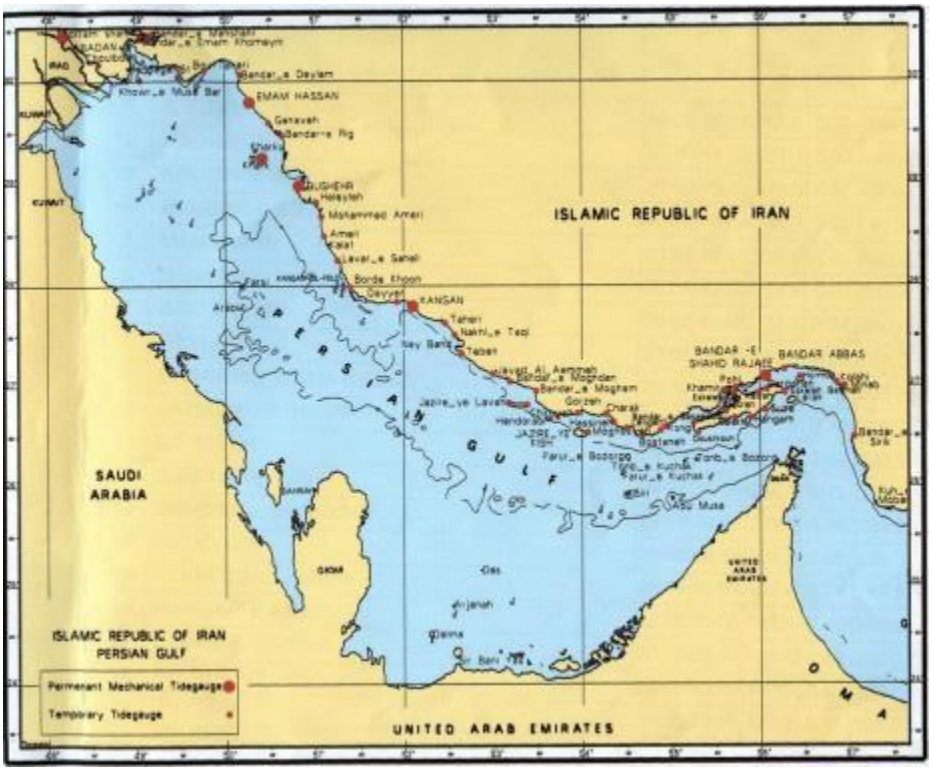
شکل (۳-۲۱۰) گل‌جریان اندازه‌گیری شده در عمق ۱۰ متری نوشهر اندازه گیری شده در سطح آب (شکل بالا) و در نزدیک بستر (شکل پایین) (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴)

♦ داده‌های تراز سطح آب

برای برپاسازی مدل عددی جریان و تراز سطح آب و همین طور واسنجی و صحت‌سنجی آن نیاز به داده‌های تغییرات تراز سطح آب در محدوده مدلسازی و در مرزهای مدل است. مدلسازی‌های تراز و سرعت جریان وابستگی شدیدی به داده‌های تراز آب و دقت آنها دارد. با توجه به اهمیت این داده‌ها در مدلسازی، داده‌های تراز سطح آب در کل محدوده خلیج فارس، دریای عمان و دریای خزر گردآوری و بررسی شد.

در دریای خزر تغییرات سطح آب ناشی از باد هست و عمدتاً از مرتبه ۰/۵ متر است. با توجه به تصادفی بودن و غیر دائمی باد، ماهیت تغییرات سطح آب نیز غیر دائمی و تصادفی خواهد بود. از این روز پیش‌بینی دراز مدت آن عملاً غیرممکن است. اما درخلیج فارس و دریای عمان جزرو مد عامل اصلی تغییرات سطح آب است. جزرومد پدیده غیر تصادفی و شبه دائم است و از این رو پیش‌بینی

تغییرات آن در آینده بر اساس یافته‌ها و اندازه‌گیری قبلی امکان پذیر است. از این سازمان نقشه برداری به صورت سالانه جداول جزر و مدی مربوط به نقاط زیادی از خلیج فارس را به صورت گزارش تهیه کرده است که بر اساس اطلاعات ارائه شده شناسایی وضعیت تغییرات سطح آب در آینده و شرایط فعلی وجود دارد. در شکل (۳-۲۱۱) موقعیت ایستگاه‌های جزر و مدی سازمان نقشه برداری که اطلاعات مؤلفه‌های جزر و مدی آن در دسترس بوده، آمده است. در ایستگاه‌های ارائه شده توسط سازمان نقشه‌برداری تنها ۴ مؤلفه اصلی جزر و مدی ارائه شده و سری زمانی تغییرات سطح آب ارائه نمی‌گردد. علاوه بر سازمان نقشه‌برداری، آدمیرالتی جهانی نیز جداول جزر و مدی مربوط به برخی نقاط را ارائه می‌دهد که این جداول می‌توانند مورد استفاده قرار گیرند. در پیوست الف این گزارش پارامترهای جزرومدی ارائه شده توسط سازمان نقشه‌برداری ارائه شده است.



شکل (۳-۲۱۱) موقعیت ایستگاه‌های جزر و مدی سازمان نقشه برداری

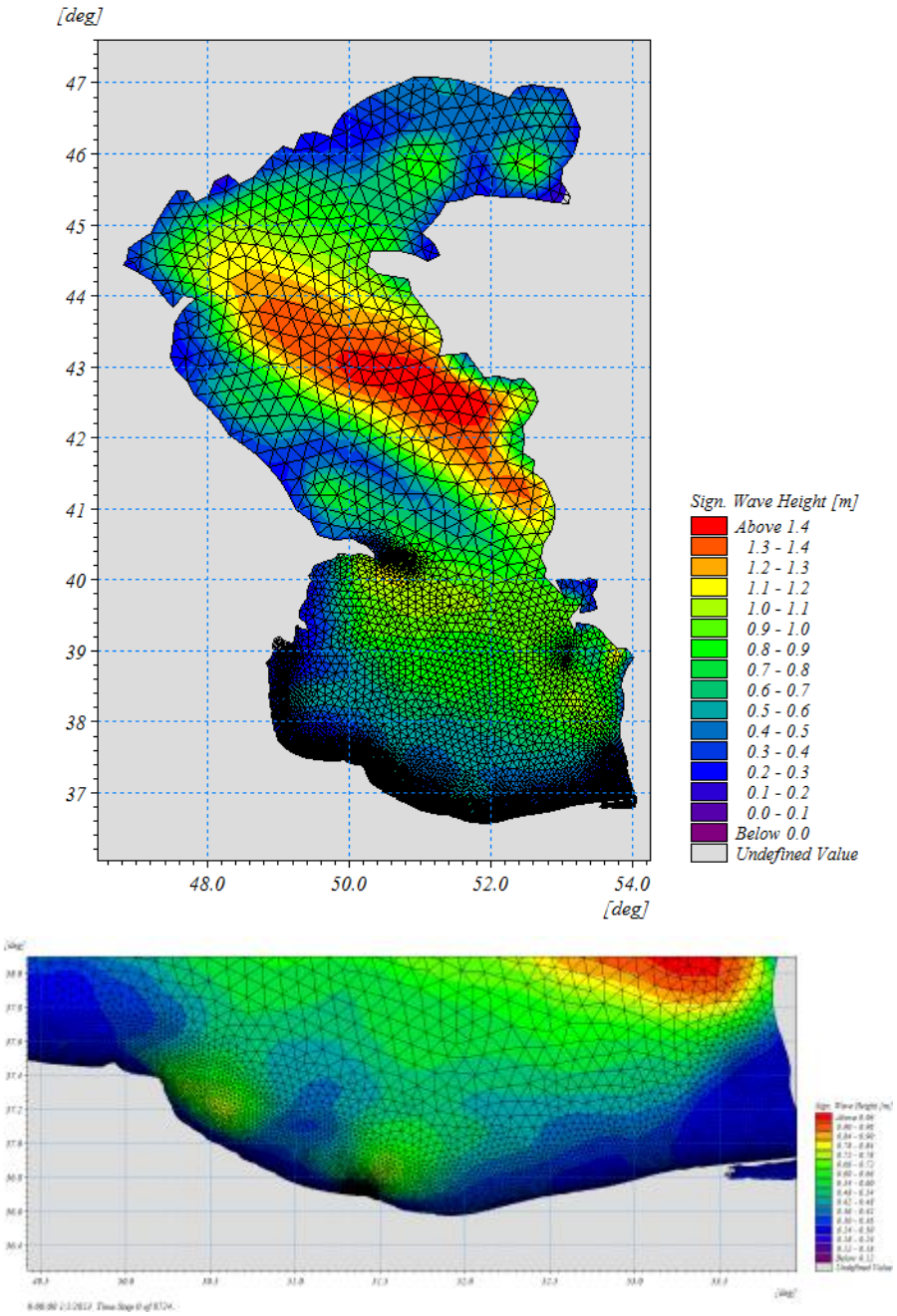
علاوه بر داده‌های فوق، اندازه‌گیری‌های تراز سطح آب در پروژه‌های پایش سواحل کشور نیزجمع‌آوری شده است. از این رو از این اندازه‌گیری‌ها می‌توان به منظور کالیبراسیون تراز مدل جزر و مدی استفاده نمود. در تمام موقعیت‌های نشان داده شده در شکل ۳-۲۰۵ و ۳-۲۰۶ تراز سطح آب اندازه‌گیری شده موجود است. از این داده‌های می‌توان جهت کالیبراسیون مدل و برپایی شرایط مرزی استفاده کرد.

◘ ایجاد شبکه محاسباتی

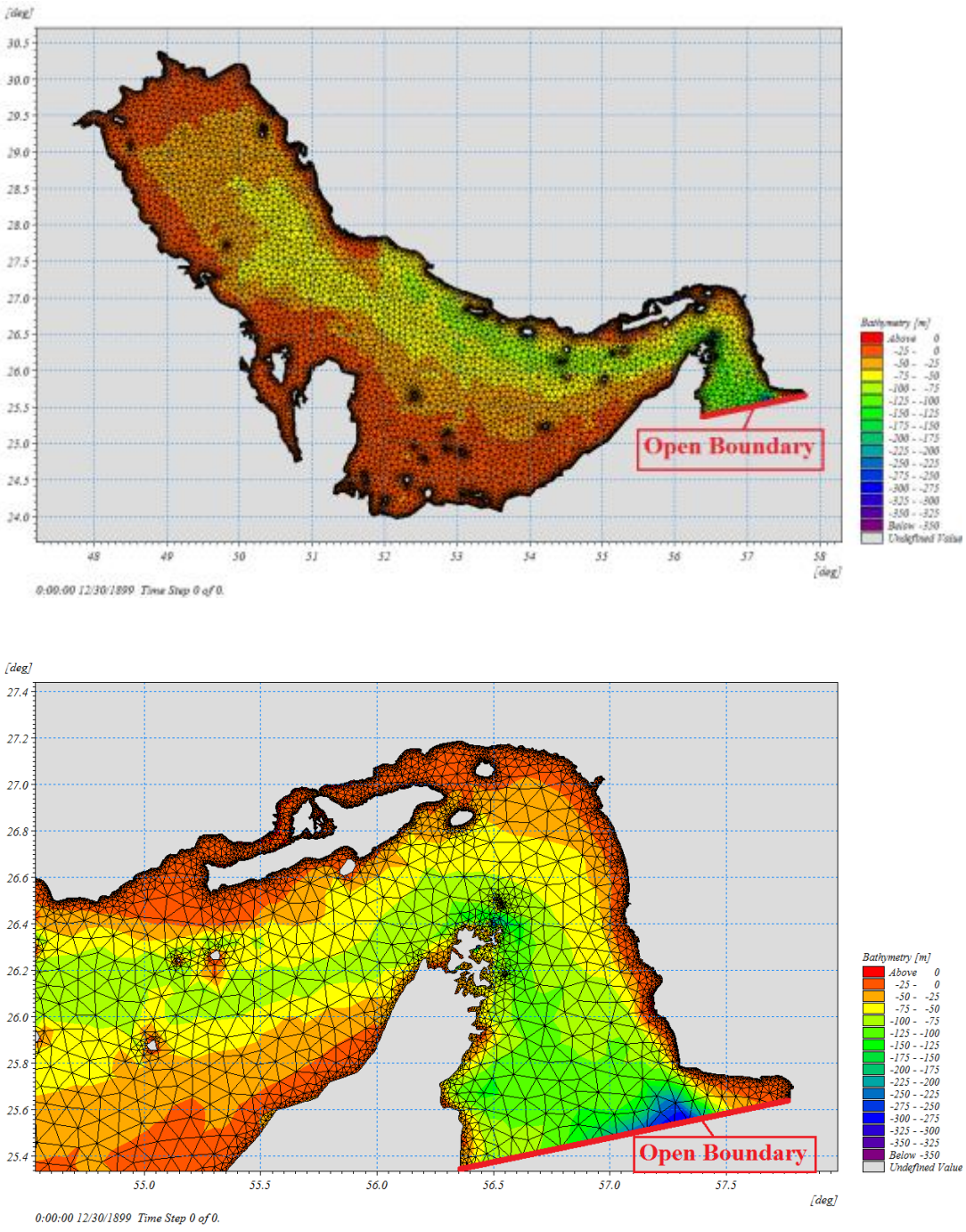
برپایی مدل قبل از هر چیز نیازمند آماده نمودن فایل شبکه‌بندی و عمق‌سنجی است. شبکه ریزتر از یک سو منجر به بهبود نتایج و از سوی دیگر منجر به افزایش هزینه محاسباتی می‌شود. از این رو یافتن شبکه محاسباتی بهینه امری ضروری است. جهت یافتن شبکه بهینه معمولاً انالیز حساسیت نسبت به ابعاد شبکه انجام می‌شود.

فایل شبکه‌بندی و عمق‌سنجی و نیز مرزهای باز محدوده برای تحلیل جریان در شکل (۳-۲۱۲) (برای دریای خزر)، نشان داده شده است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، جهت افزایش دقت مدلسازی ابعاد مش‌ها در محدوده پروژه بسیار کوچک‌تر شده‌اند. ابعاد شبکه از حدود ۲۰ کیلومتر در نواحی دور از محل پروژه تا کمتر از ۵۰۰ متر در منطقه پروژه متغیر بوده است. همچنین با توجه به محدوده بسته دریای خزر، می‌بایست کل دریای خزر شبیه‌سازی گردد. بعد از شبیه‌سازی کل دریای خزر می‌توان با استفاده از مدل‌های کوچک مقیاس‌تر با شبکه محاسباتی ریزتر امکان شبیه‌سازی دقیق‌تر در محدوده مورد مطالعه را فراهم نمود.

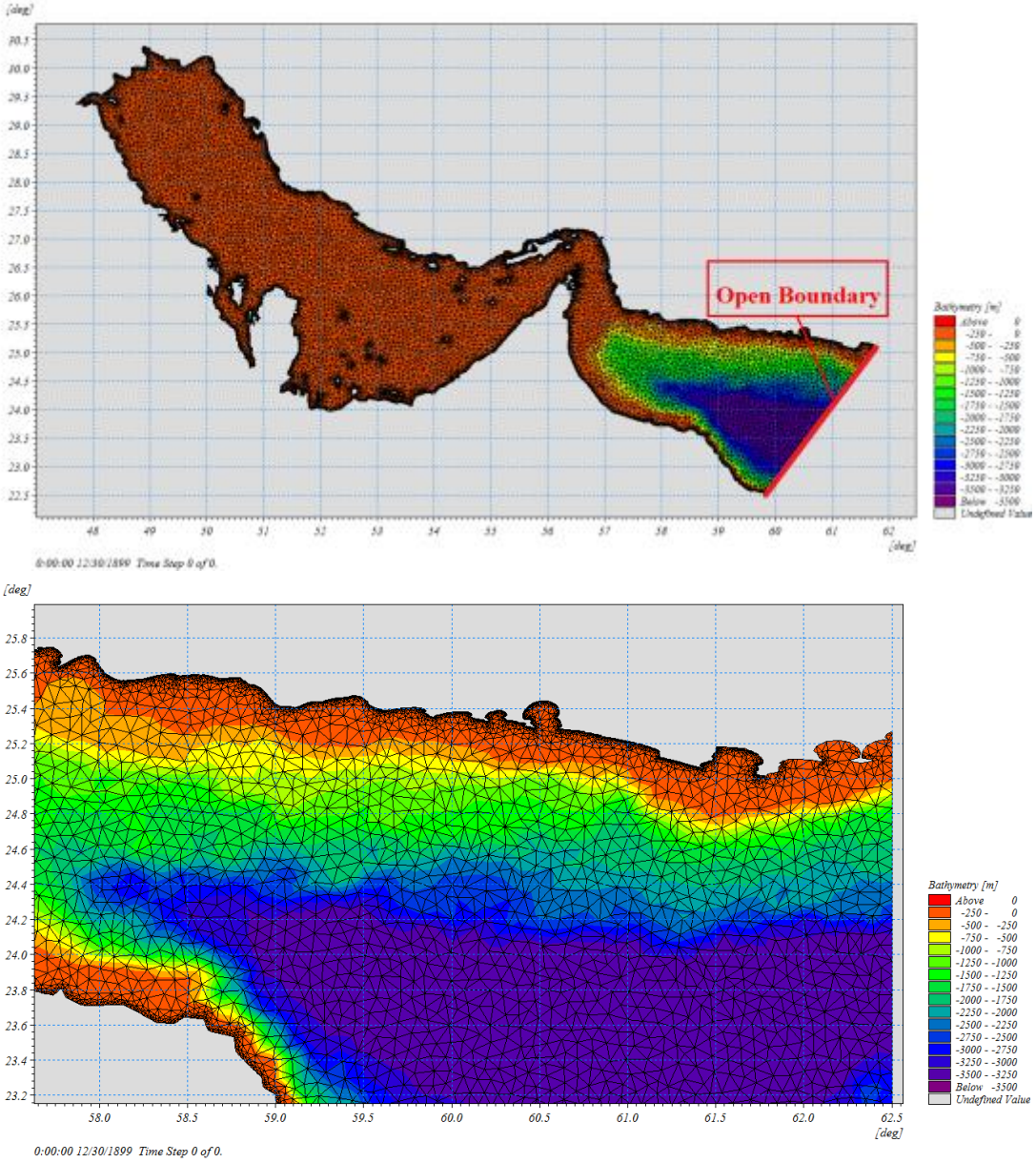
در شکلهای ۳-۲۱۰ و ۳-۲۱۱ نیز شبکه محاسباتی ایجاد شده جهت شبیه سازی جریان در دریاچه خزر و خلیج فارس و دریای عمان به تصویر کشیده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود جهت حصول دقت بیشتر از شبکه‌های ریزتر در محدوده سواحل استفاده شده است.



شکل (۳-۲۱۲) نمایی از شبکه محاسباتی ایجاد شده جهت شبیه سازی جریان در دریای خزر (شکل بالا)، ایجاد شبکه‌های ریزتر در محدوده سواحل ایران جهت حصول دقت بیشتر (شکل پایین)



شکل (۳-۲۱۳) نمایی از محدوده مدلسازی و شبکه محاسباتی ایجاد شده جهت شبیه سازی جریان در خلیج فارس (شکل بالا)، ایجاد شبکه‌های ریزتر در محدوده سواحل بوشهر جهت حصول دقت بیشتر (شکل پایین)



شکل (۳-۲۱۴) نمایی از محدوده مدلسازی و شبکه محاسباتی ایجاد شده جهت شبیه سازی جریان در دریای عمان (شکل بالا)، ایجاد شبکه‌های ریزتر در محدوده سواحل استان سیستان جهت حصول دقت بیشتر (شکل پایین)

◘ اعمال شرایط مرزی در مرز باز

شبیه سازی جریان و یا حتی موج برای دریای باز با هر محدوده محاسباتی دلخواه با یک مرز باز در ارتباط خواهد بود. انتخاب شرایط مرزی مناسب برای مرز باز - به طوری که منجر به جواب درست و دقیق در محدوده محاسباتی گردد، از اهمیت بالایی برخوردار است. در ادامه پیشنهادات مناسب برای اعمال شرایط مرزی مناسب در مرز باز بیان می‌گردد.

مناسب‌ترین شرایط مرزی برای شبیه‌سازی جریان در یک خلیج که تنها یک مرز باز دارد، تغییرات تراز سطح آب است. اطلاعات تغییرات سطح آب می‌تواند به صورت متغیر در مکان و زمان به مرز باز اعمال گردد. اطلاعات این مرز می‌تواند از اطلاعات اندازه‌گیری تراز سطح آب یا مدل‌های جهانی تغییرات سطح آب گرفته شود.

جهت شبیه سازی موج نیز می‌بایست سری زمانی اطلاعات و مشخصات موج مانند ارتفاع موج، پریود موج، جهت موج و انحراف معیار به مرز باز اعمال گردد. اطلاعات این مرز نیز می‌تواند از مدل‌های بزرگ مقیاس‌تر در نظر گرفته شود. در بعضی از شرایط و با توجه به موقعیت پروژه می‌توان مرز باز را آنچنان نسبت به محل پروژه دور در نظر گرفت که نقش اطلاعات موج اعمالی در مرز بی اهمیت باشد. در این زمان حتی می‌توان مشخصات موج با ارتفاع صفر اعمال نمود.

◘ برپایی مدل جریان و انجام عملیات حساسیت‌سنجی[1] و صحت سنجی[2]

پیش از نهایی نمودن مدل، آنالیز حساسیت به منظور بررسی اثر پارامترهای مختلف بر نتایج سرعت جریان و تغییرات تراز سطح اب لازم است. در معادله دوبعدی تمامی پارامترهای موثر به صورت

---

1 Calibration

2 Verification

میانگین‌گیری شده در عمق اثر می‌کند و خروجی‌های مدل نیز به صورت میانگین می‌باشد. پارامترها و عوامل مختلفی در معادلات HD ذکر شده که می‌تواند در تغییرات جریان تأثیرگذار باشد. از این رو با بررسی و ارزیابی مدل‌های مختلف به آنالیز حساسیت این پارامترها پرداخته شد. نتیجه این بررسی نشان داده است که در مدل دو بعدی، ضریب زبری بستر و ضریب زبری باد تأثیر زیادی در خروجی نتایج جریان دارند. در مقابل ضریب زبری باد، آب‌دهی رودخانه‌ها، بارش و تبخیر نیز تاثیر بسزایی در تغییرات سطح آب دارند. جدول (۳-۲۷) ۳-۲۷ و ۳-۲۸ به ترتیب نتیجه بررسی تأثیر پارامترهای موثر بر نتایج جریان و تراز سطح آب را در مدل دوبعدی نشان می‌دهد.

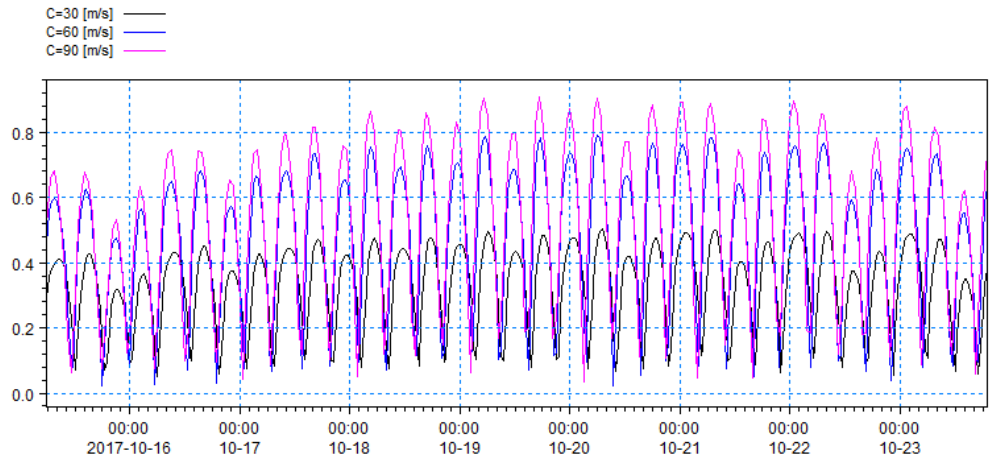
به عنوان نمونه، در شکل ۳-۲۱۳ حساسیت زبری بستر را بر تغییرات سرعت جریان برای ایستگاه راهنما (دهانه خور موسی) نشان می‌دهد. با توجه به این شکل مشخص است که با کاهش زبری بستر (افزایش ضریب شزی) سرعت جریان در یک منطقه افزایش می‌یابد. بنابراین مشخص است که نتایج سرعت جریان متاثر از تغییرات زبری بستر است. در عملیات صحت سنجی یک ضریب زبری انتخاب و نتایج آن برای تمامی ایستگاهها مقایسه می‌گردد. شکل ۳-۲۱۴ تا ۳-۲۲۰ نمونه‌هایی از نتایج شبیه‌سازی جریان و تراز سطح آب در قسمت‌های مختلفی از دریای خزر، خلیج فارس و دریای عمان را نشان می‌دهد. این نتایج حاصل شده از پروژه‌های مانیتورینگ است که به کارفرمایی سازمان بنادر و دریانوردی و توسط شرکت پویا طرح پارس انجام شده است.

جدول (۳-۲۷) آنالیز حساسیت پارامترهای مختلف نسبت به نتایج جریان در مدل دوبعدی (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴)

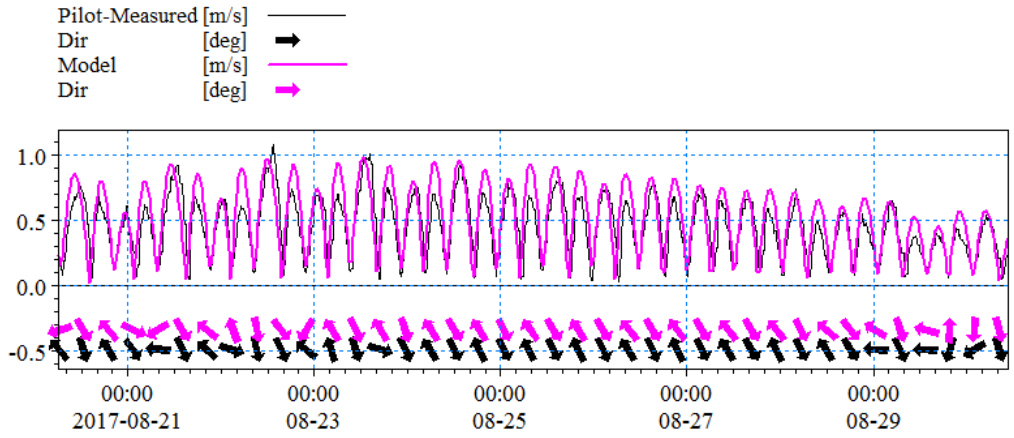
حساسیت کم	حساسیت متوسط	خیلی حساس
اثر یخبندان	ضریب گردابه‌ای	ضریب زبری بستر
اثر دبی رودخانه‌ها	روش‌های حل	ضریب زبری باد
تغییرات خطوط ساحلی	اثر کوریولیس	
ابعاد مش	تاثیر جزرومد	

جدول (۳-۲۸) آنالیز حساسیت پارامترهای مختلف نسبت به نتایج تراز سطح آب در مدل دوبعدی (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴)

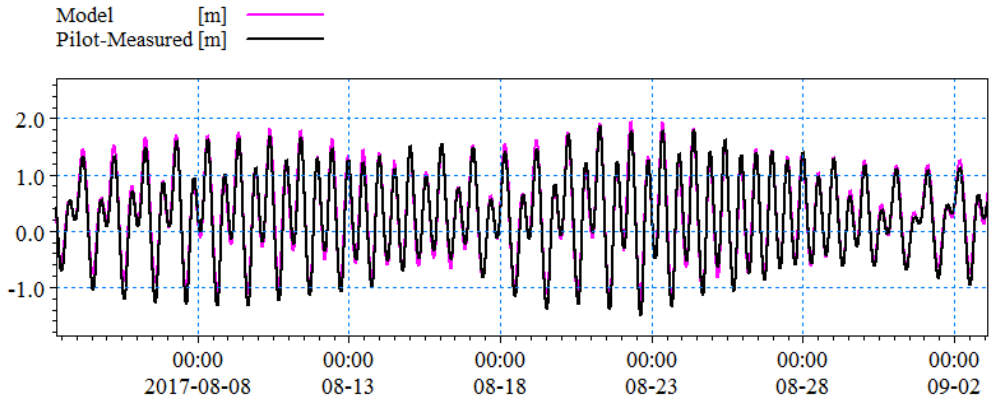
حساسیت کم	حساسیت متوسط	خیلی حساس
اثر یخبندان	ابعاد مش	اثر دبی رودخانه‌ها
تغییرات خطوط ساحلی	روش‌های حل	ضریب زبری باد
ضریب گردابه‌ای	اثر کوریولیس	بارش و تبخیر
		ضریب زبری بستر



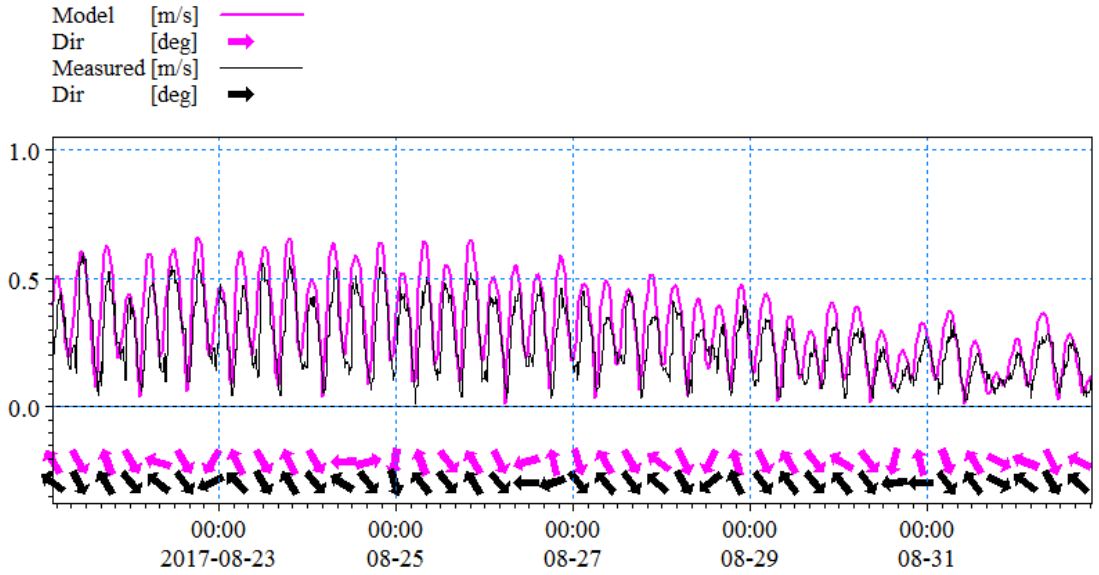
شکل (۳-۲۱۵) مقایسه سری زمانی سرعت جریان در ایستگاه راهنمایان برای سه مدل با مقادیر مختلف زبری بستر



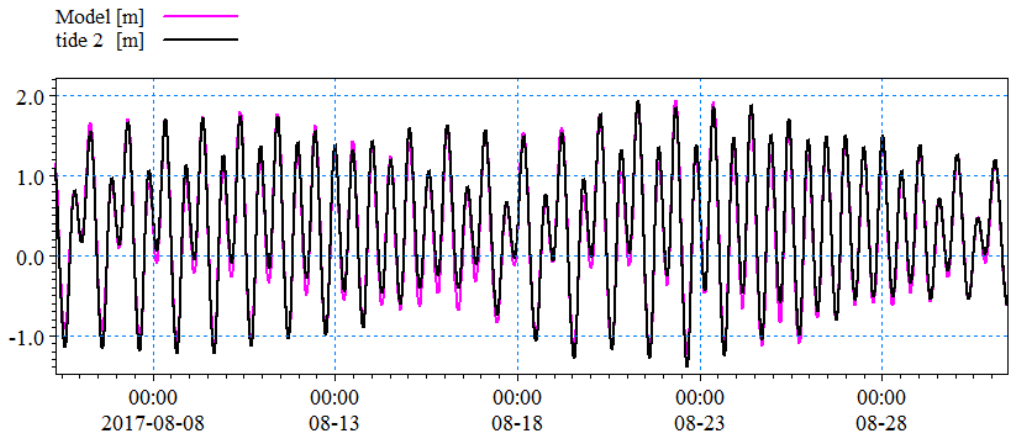
شکل (۳-۲۱۶) مقایسه سرعت و جهت اندازه گیری شده و مدلسازی شده در ایستگاه راهنمایان برای ده روز اخر ماه اگست ۲۰۱۷ (پایش خوزستان، ۱۳۹۹)



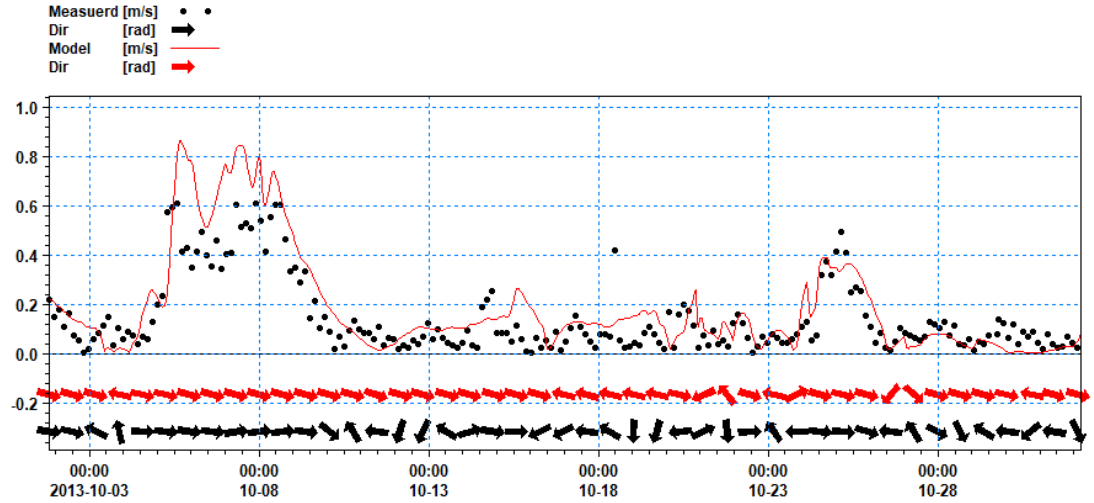
شکل (۳-۲۱۷) مقایسه تراز سطح آب اندازه گیری شده و مدلسازی شده در ایستگاه راهنمایان عمق برای ماه اگست ۲۰۱۷ (پایش خوزستان، ۱۳۹۹



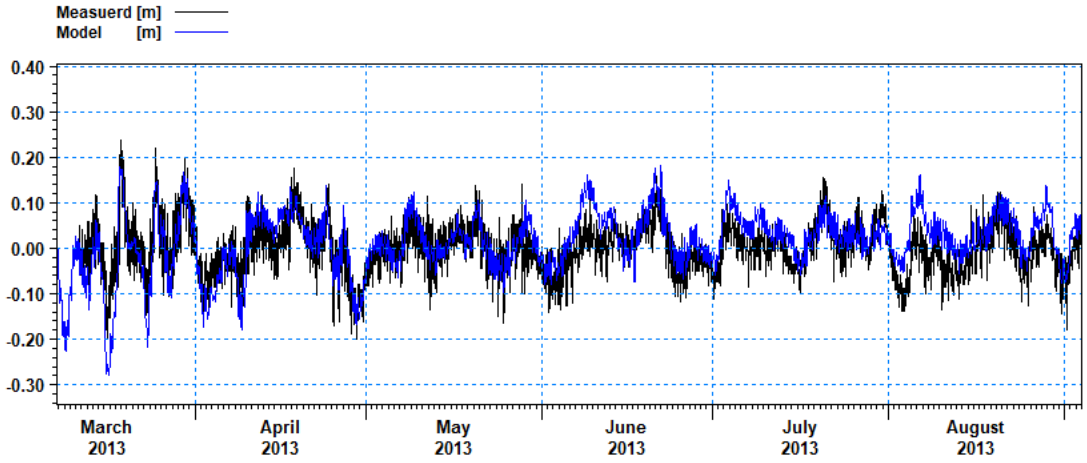
شکل (۳-۲۱۸) مقایسه سرعت و جهت اندازه گیری شده و مدلسازی شده در ایستگاه اروند برای ده روز اخر ماه اگست۲۰۱۷ (پایش خوزستان، ۱۳۹۹



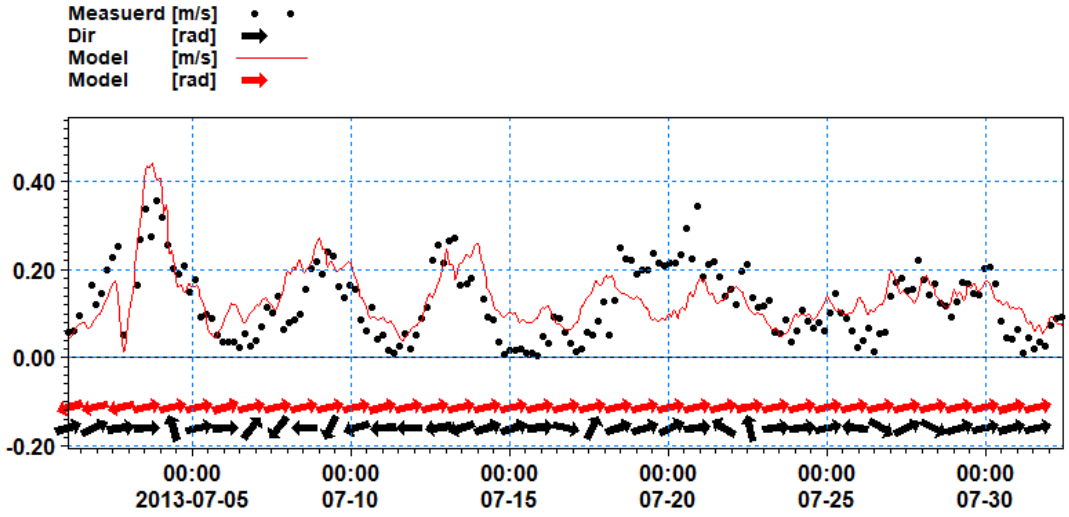
شکل (۳-۲۱۹) مقایسه تراز سطح آب اندازه گیری شده و مدلسازی شده در ایستگاه اروند برای ماه اگست ۲۰۱۷ (پایش خوزستان، ۱۳۹۹



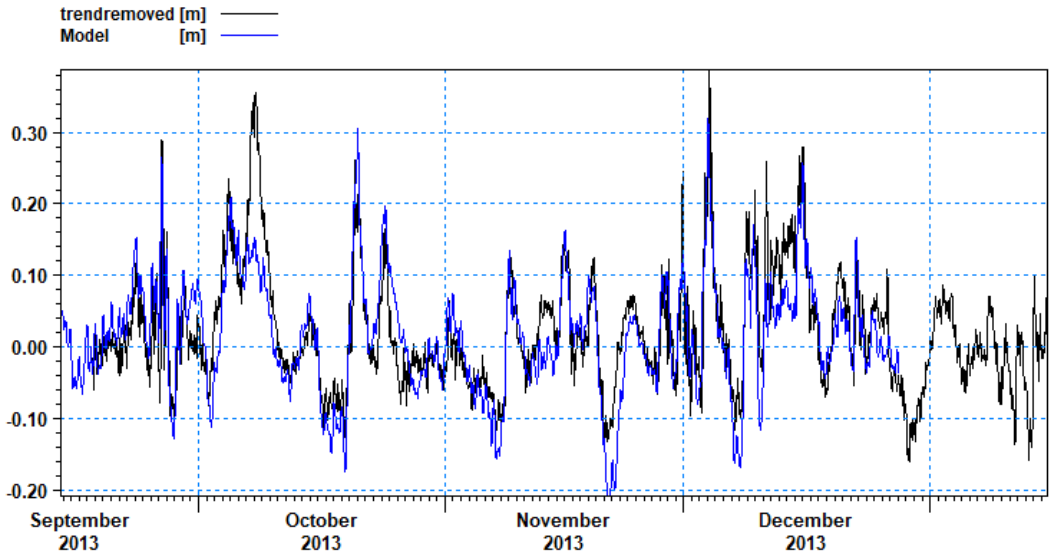
شکل (۳-۲۲۰) مقایسه سری زمانی جریان اندازه‌گیری شده در انزلی با نتایج شبیه‌سازی در ماه اکتبر ۲۰۱۳ (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴)



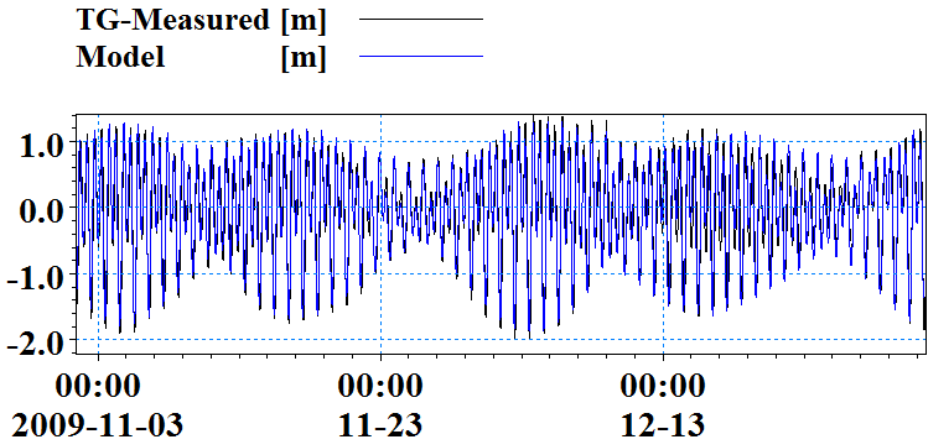
شکل (۳-۲۲۱) مقایسه سری زمانی تغییرات تراز سطح آب با مقادیر اندازه‌گیری شده در منطقه انزلی (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴)



شکل (۳-۲۲۲) مقایسه سری زمانی جریان اندازه‌گیری شده در امیرآباد با نتایج شبیه‌سازی در ماه جولای۲۰۱۳ (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴)



شکل (۳-۲۲۳) مقایسه سری زمانی تغییرات تراز سطح آب با مقادیر اندازه‌گیری شده در ایستگاه امیرآباد (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴)



شکل (۳-۲۲۴) مقایسه تراز سطح آب اندازه‌گیری شده با مقادیر شبیه‌سازی شده در محل نصب دستگاه ترازسنج در منطقه سیریک برای دو ماه نوامبر و دسامبر

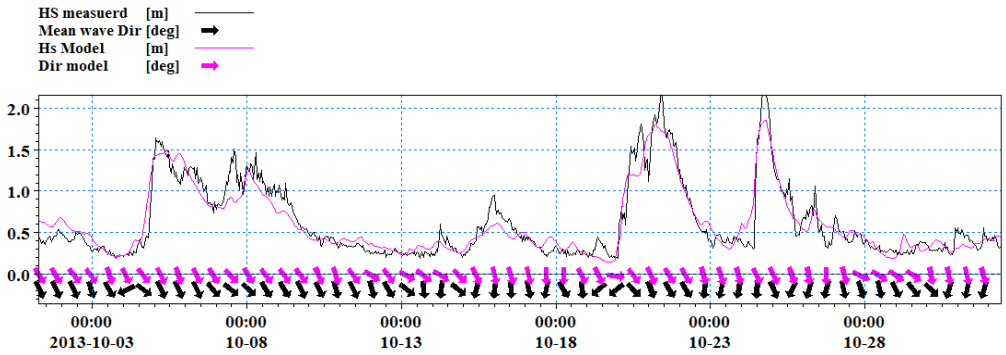
◘ برپایی مدل موج و انجام عملیات حساسیت‌سنجی[1] و صحت‌سنجی[2]

با توجه به تاثیر جریانات ناشی از شکست موج در منطقه ساحلی، نیاز به اجرای مدل موج است. ماژول SW درمدل MIKE قابلیت شبیه‌سازی امواج در هر محدوده محاسباتی دارد. جهت شبیه‌سازی جریان ناشی از شکست موج، نیاز به محاسبه تنش‌های تشعشی است. این پارامتر به عنوان ورودی به مدل جریان (در کل محدوده محاسباتی) اعمال می‌شود و این پارامتر هم مانند باد و موج ماهیت تصادفی و به صورت متغیر در زمان و مکان به مدل وارد می‌شود.

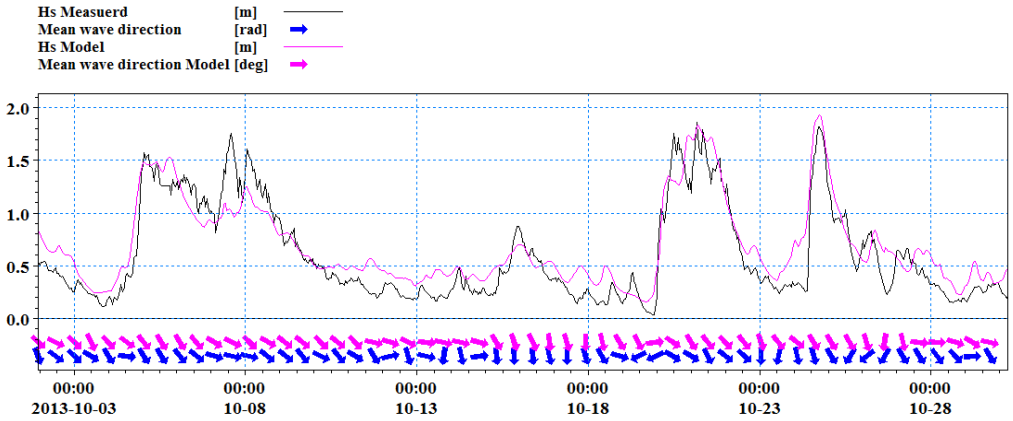
روند اجرای مدل موج به مانند اجرای مدل جریان است. این مدل هم نیازمند سپری کردن مراحل کالیبراسیون و راستی‌آزمایی است. جهت پشت‌سر گذاشتن مراحل فوق نیاز به داده‌های اندازه‌گیری است. در بخش قبل تمام موقعیت‌هایی که اندازه‌گیری جریان و تراز سطح آب صورت گرفته است، در

[1] Calibration
[2] Verification

دریای خزر، خلیج فارس و دریای عمان معرفی و در شکلهای ۳-۲۰۵ و ۳-۲۰۶ به تصویر کشیده شده است. خوشبختانه در تمامی این موقعیت‌ها اندازه‌گیری مشخصات موج نیز موجود است و می‌تواند جهت کالیبراسیون و راستی‌آزمایی مدل SW به کار گرفته شود. مهمترین پارامتر در کالیبراسیون مدل موج، ضریب سفیدک موج و ضریب زبری بستر است. به عنوان نمونه، شکل ۳-۲۲۳ و شکل ۳-۲۲۴ مقایسه سری زمانی ارتفاع و جهت موج اندازه‌گیری شده و مدل‌سازی را به ترتیب در عمق ۵ متری و ۱۳ متری از منطقه امیرآباد را نشان می‌دهد. همانطور که مشاهده می‌شود، مدل مایک به خوبی قادر به شبیه‌سازی مشخصات امواج می‌باشد.



شکل (۳-۲۲۵) مقایسه سری زمانی ارتفاع و جهت موج اندازه‌گیری شده و مدل‌سازی در عمق ۵ متری (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴)



شکل (۳-۲۲۶) مقایسه سری زمانی ارتفاع و جهت موج اندازه‌گیری شده و مدل‌سازی در عمق ۱۳/۵ متری (پایش سواحل شمال کشور، ۱۳۹۴)

در صورت عدم مدلسازی موج، می‌توان از اطلاعات مشخصات موج موجود استفاده کرد. خوشبختانه اطلاعات خوب و مکفی از شبیه‌سازی دراز مدت امواج (۳۵ ساله) که توسط سازمان بنادر و دریانوردی انجام شده است موجود است و در صورت نیاز می‌توان این اطلاعات را از ارگان مربوطه دریافت کرد. این اطلاعات به صورت سری زمانی و در موقعیت‌های مختلف ارائه می‌شود.

۳-۷-۶- برپایی مدل محلی با مش ریزتر و تهیه فایل ورودی مورد نیازجهت اجرای مدل کرمیکس[1]

جهت سناریو پردازی در مدل کرمیکس نیاز به اطلاعات محیط از جمله بزرگی و جهت جریانات است. شبیه‌سازی هر چه دقیق‌تر جریان منجر به ارائه نتایج دقیق‌تر می‌شود. هراندازه خروجی‌های مدل مایک -که قرار است به‌عنوان ورودی‌های مدل CORMIX استفاده شود- دقیق‌تر باشد، نتایج مدل CORMIX –جهت شبیه سازی فرایند اختلاط شورابه‌ها- با دقت بیشتر ارائه می‌شود. با این توضیحات، تمامی تلاش‌ها در راستای ارائه خروجی هر چه دقیق‌تر نتایج مدل MIKE باید به‌کاررفته شود. یکی از این تلاش‌ها ارائه مدل میان‌مقیاس (یا مدل محلی) با شبکه‌های محاسباتی ریزتر قبل از اجرای مدل CORMIX است.

در منطقه سواحلی، فرایند وقوع همزمانی جریان ناشی از شکست موج و جریان ناشی از سایر عوامل، ضرورت اجرای یک مدل میان‌مقیاس (یا محلی) را ایجاد می‌کند. هدف از انجام این کار، انتخاب

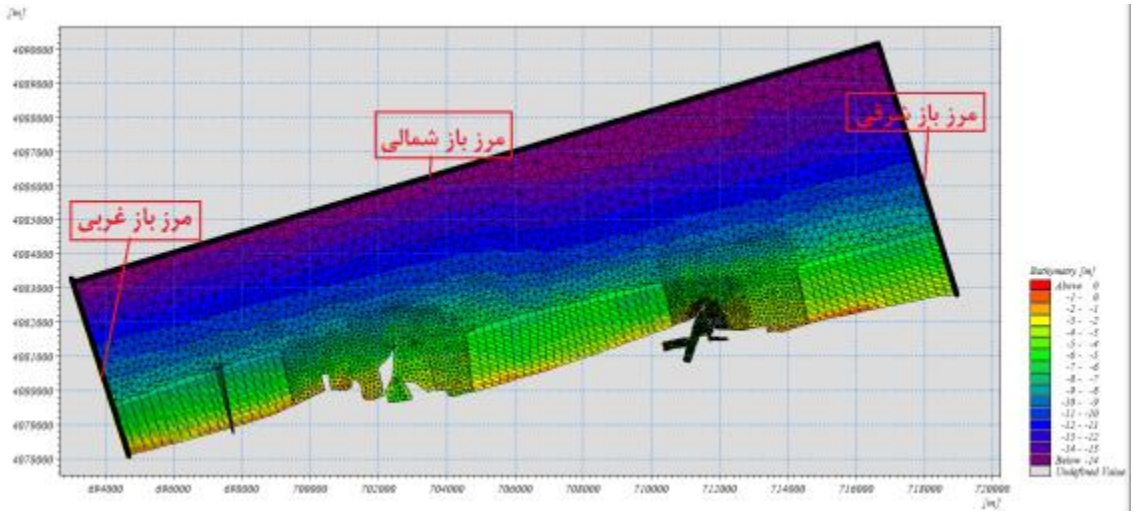
[1] CORMIX

شبکه‌های محاسباتی ریزتر نسبت به مدل بزرگ‌مقیاس است. توصیه می‌شود محدوده این مدل، حدود ۲۰ کیلومتر در راستای ساحل و حدود ۷ کیلومتر در راستای دریا انتخاب شود. با توجه به فرایند شکست امواج، بهتر است از شبکه‌های ریزتر (کمتر از ۵۰ متر) در منطقه شکست موج (تا عمق حدود ۵-۱۰ متر) انتخاب گردد. در راستای کاهش هزینه محاسباتی، توصیه می‌شود منطقه شکست امواج از مش‌ها مستطیلی با عرض کمتر از ۵۰ متر (در راستای عمود بر ساحل) و طول بیش از ۲۰۰ متر (موازی ساحل) انتخاب شود. در سایر قسمت‌ها می‌توان از شبکه مثلثی استفاده کرد. علت این مسئله اهمیت تغییرات مشخصات جریان در راستای عمود بر ساحل است. با انتخاب مدل محلی، سه مرز باز وجود دارد که می‌تواند از مدل بزرگ‌مقیاس انتخاب گردد. لازم به توضیح است که جهت افزایش دقت شبیه‌سازی توصیه می‌شود هرگونه عوارض موجود در ساحل مانند بندر در مدل محلی دیده شود. جهت ارائه یک مثال، فرض می‌شود موقعیت تخلیه شورابه حد فاصل بین دو بندر امیرآباد و صدرا باشد. شکل ۳-۲۲۵ و ۳-۲۲۶ محدوده و شبکه انتخاب شده جهت اجرای مدل محلی در این منطقه را پیشنهاد می‌دهد. همانطور که مشاهده می‌شود سه مرز باز وجود دارد که ورودی‌های این مدل، از خروجی‌های مدل بزرگ مقیاس انتخاب می‌شود.

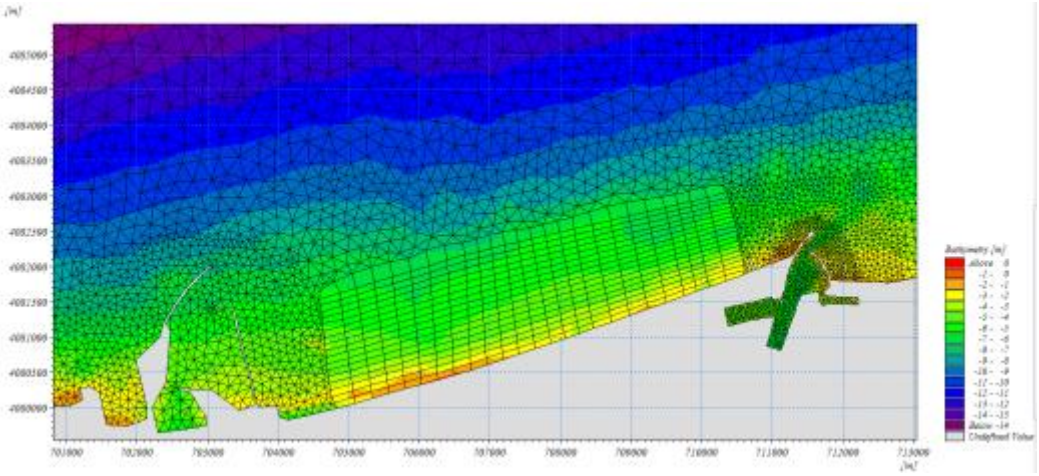
مدل اجرا شده در این قسمت مدل کوپل موج و جریان است. توصیه می‌شود برای مرز شرقی و غربی از شرایط مرزی فلاکس و برای مرز شمالی از ترکیب تراز سطح آب و سرعت استفاده گردد. برای مدل موج هم توصیه می‌شود از سری زمانی ارتفاع موج، پریود موج، جهت موج و انحراف معیار در مرزهای ورودی استفاده کرد. پیش از این و در بخش‌های قبل گفته شده است که این اطلاعات موجود و قابل دسترس است.



شکل (۳-۲۲۷) محل فرضی جهت احداث آب شیرین کن



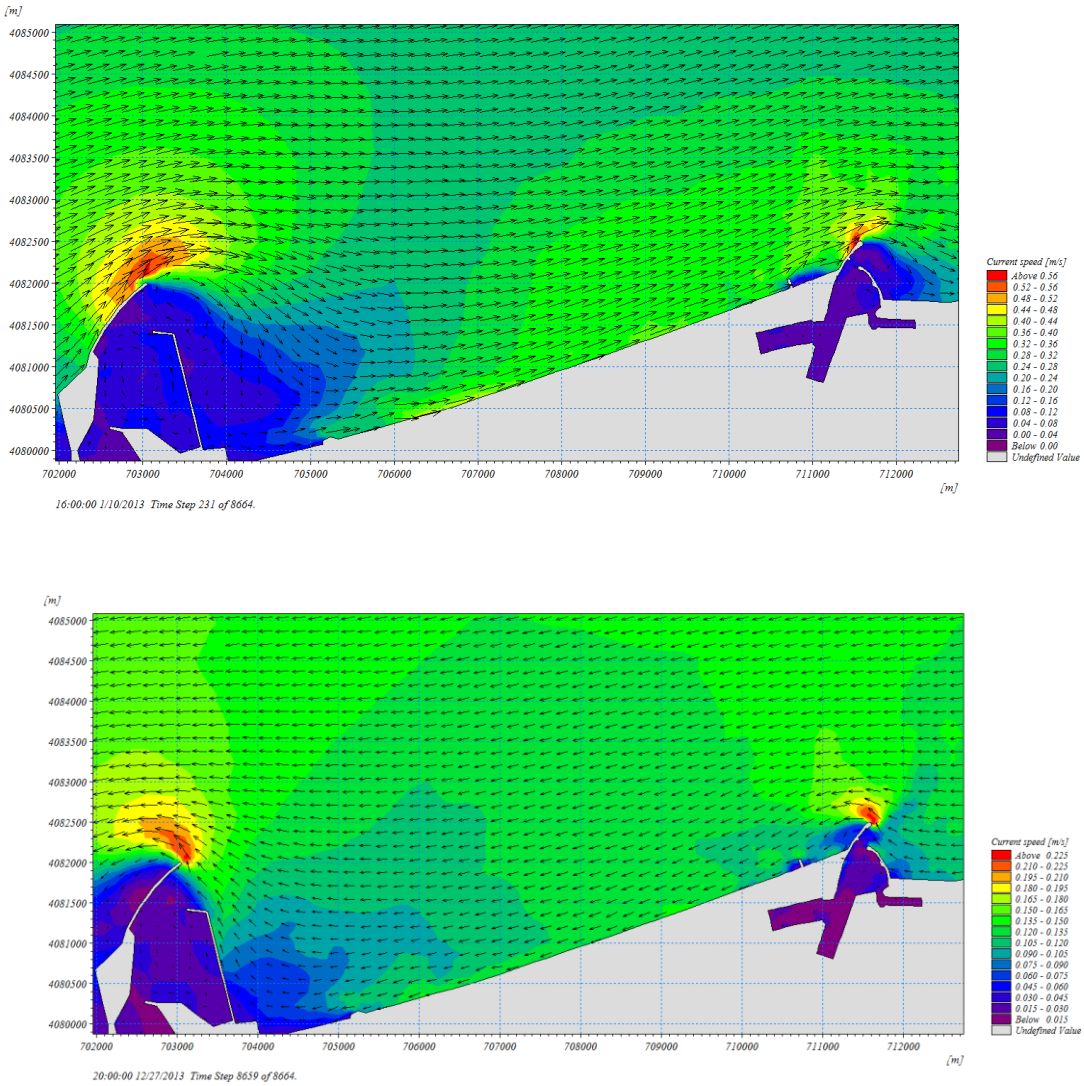
شکل (۳-۲۲۸) محدوده و شبکه محاسباتی پیشنهاد شده جهت اجرای مدل محلی



شکل (۳-۲۲۹) نمایی از نحوه شبکه بندی در محدوده مورد مطالعه

◘ اجرای مدل یک ساله و استخراج خروجی جهت تعیین شرایط محیطی بـرای مـدل کرمیکس

با توجه به تغییرات فصلی رژیم باد در طی یک سال پیشنهاد می‌شود مدل همزمان موج و جریـان بـه مدت یک سال اجرا گردد تا بدین‌صورت تمامی سناریوهای حرکت شورابه‌ها دیده شود. بعد از اجـرای مدل، نتایج شبیه‌سازی می‌تواند به فرمت‌های مختلف ارائه گردد. در شکل (۳-۲۳۰) نمایش برداری و مقداری سرعت جریان برای هر قسمت ارائه‌شده است.

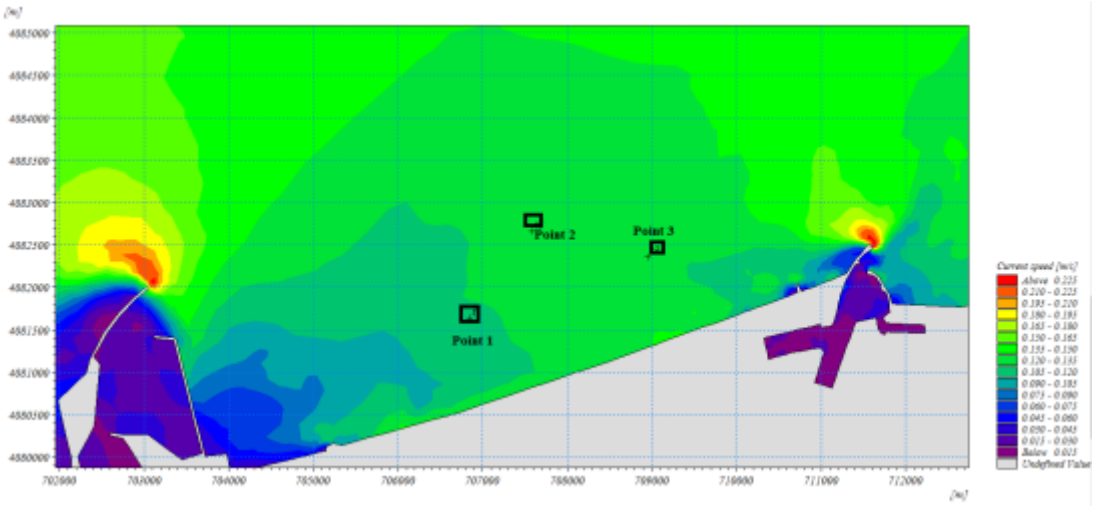


شکل (۳-۲۳۰) نمایش مقداری و برداری سرعت جریان برای لحظات مختلف

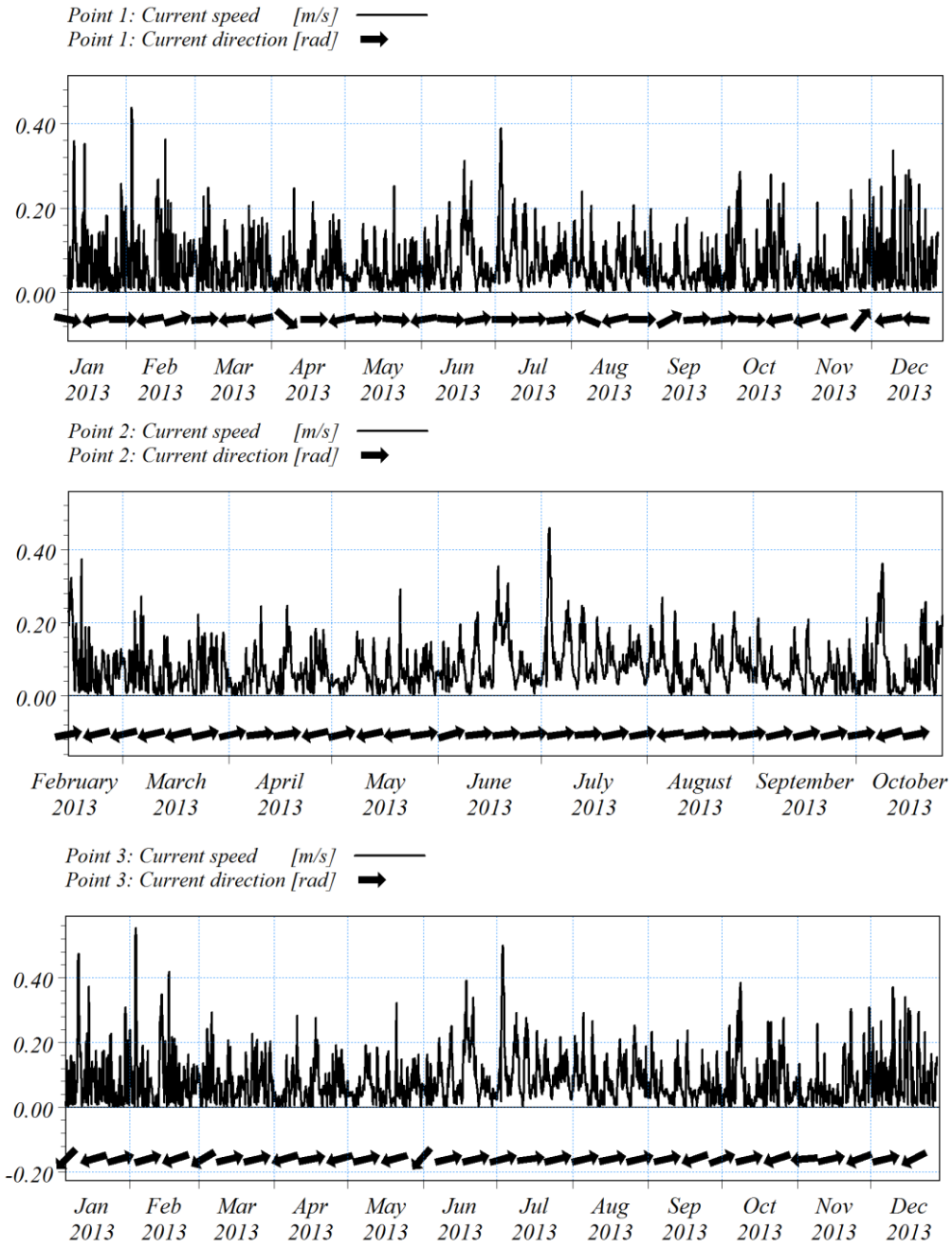
همچنین اطلاعات را می‌توان به‌صورت نقطه‌ای و به‌صورت سری زمانی ارائه داد. به‌عنوان‌مثال در سه موقعیت نشان داده‌شده در شکل ۳-۲۲۹ می‌توان اطلاعات جریان را برای یک سال استخراج کرد و به‌صورت نمودار سری زمانی مطابق با شکل ۳-۲۳۰ ارائه کرد. همچنین این اطلاعات را می‌توان به‌صورت جدول تغییرات سرعت و جهت جریان و در فرمت‌های اکسل یا مایک مطابق شکل ۳-۲۳۱

ارائه کرد. براساس این جدول بزرگ‌ترین رخداد سرعت جریان و جهت آن قابل‌تشخیص است. اگر فراوانی سرعت جریان مطرح باشد می‌توان اطلاعات خروجی را به‌صورت گل‌جریان (شکل ۳-۲۳۲) و جدولی فراوانی (جداول ۳-۲۹ تا ۳-۳۰) ارائه داد. بر اساس اطلاعات ارائه‌شده در این جدول و فراوانی جریان رخداده می‌توان سناریوهای مختلف جهت مطالعه وضعیت شورابه‌ها را شبیه‌سازی کرد.

با اجرای مدل کرمیکس و تعین میدان جریان شورابه در محیط برای سناریوهای واقعی بدست آمده از مدل مایک، به طور بالعکس می توان را خروجی ها مدل کرمیکس را به عنوان ورودیهای مدل مایک برای شبیه سازی بزرگ مقیاس جریان در پهنه خور، ساحل یا دریا استفاده کرد. در این حالت پارامترهای به دست آمده در انتهای میدان نزدیک به عنوان شرایط منبع (Source) برای مدل سازی ناحیه میدان دور مورد استفاده قرار می گیرد. رفتار غیرماندگار شورابه در پهنه دریا ناشی از کشند، جریانات محیطی و امواج به این ترتیب در دراز و درمحدوده بزرگتری استخراج می گردد.



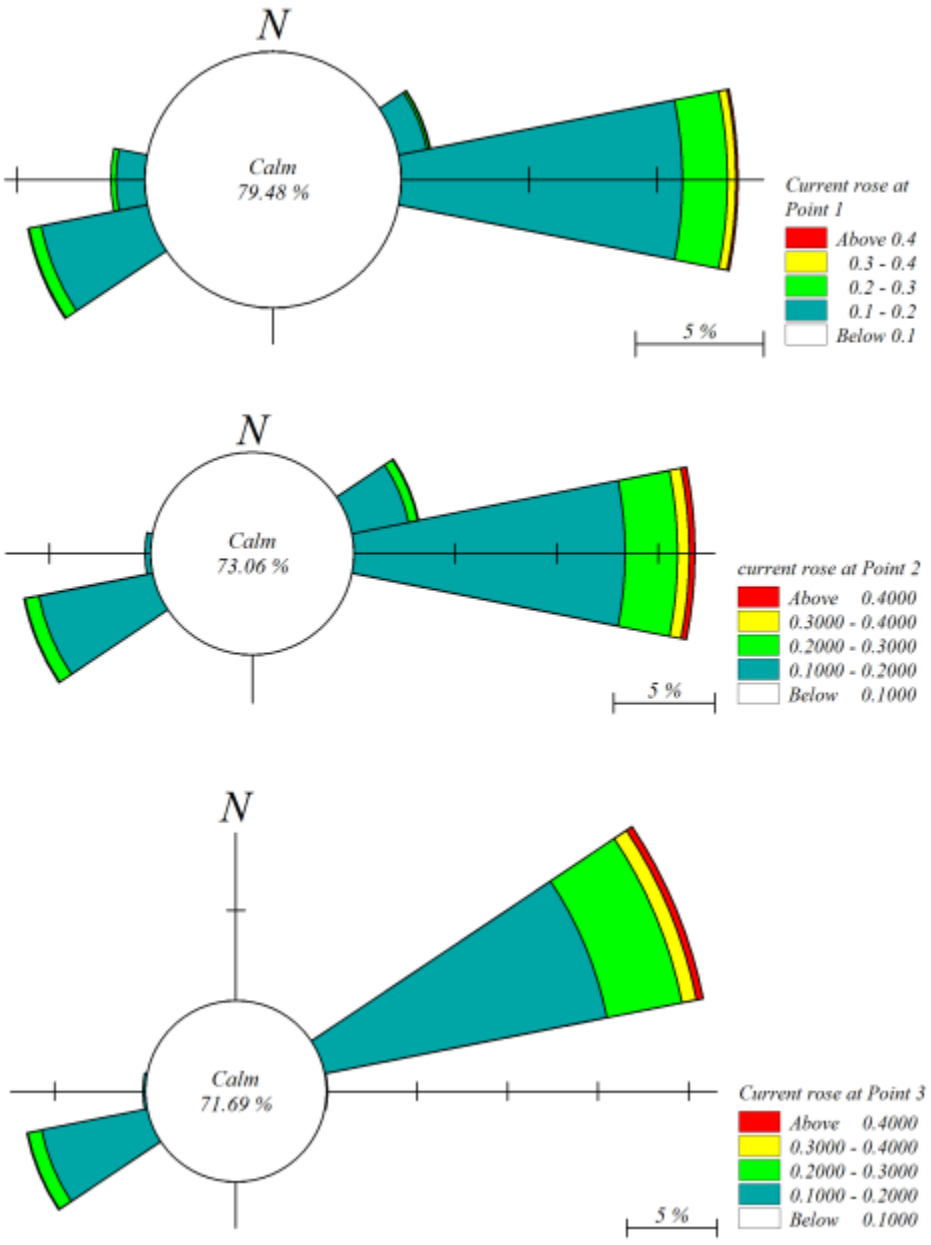
شکل (۳-۲۳۱) موقعیت‌های منتخب جهت استخراج اطلاعات جریان



شکل (۳-۲۳۲) سری زمانی تغییرات سرعت و جهت جریان در موقعیت‌های منتخب

	Time	1:Point 1: Current speed	2:Point 2: Current speed	3:Point 3: Current spee	4:Point 1: Current direction	5:Point 2: Current direction	6:Point 3: Current direction
0	1/1/2013 1:00:00 AM	0	0	0	1.39368	1.39909	1.40817
1	1/1/2013 2:00:00 AM	0.00732118	0.00705011	0.0114683	328.923	286.917	229.601
2	1/1/2013 3:00:00 AM	0.0366234	0.0318703	0.0309218	248.393	259.116	266.383
3	1/1/2013 4:00:00 AM	0.0212039	0.0177753	0.0206724	260.203	266.442	259.466
4	1/1/2013 5:00:00 AM	0.0302457	0.0259799	0.0373406	262.571	264.763	253.673
5	1/1/2013 6:00:00 AM	0.0991119	0.0832477	0.10907	260.075	260.062	253.864
6	1/1/2013 7:00:00 AM	0.179124	0.156368	0.189569	258.819	256.61	253.628
7	1/1/2013 8:00:00 AM	0.213461	0.187967	0.225202	257.216	254.865	253.179
8	1/1/2013 9:00:00 AM	0.20447	0.200429	0.213903	256.217	253.922	251.692
9	1/1/2013 10:00:00 AM	0.173054	0.179198	0.181487	256.085	253.898	251.133
10	1/1/2013 11:00:00 AM	0.144336	0.158809	0.153537	256.067	253.94	250.78
11	1/1/2013 12:00:00 PM	0.120538	0.141472	0.131452	256.343	254.388	250.898
12	1/1/2013 1:00:00 PM	0.10562	0.129813	0.118021	257.096	255.352	251.426
13	1/1/2013 2:00:00 PM	0.0939855	0.119508	0.107009	257.868	256.29	251.86
14	1/1/2013 3:00:00 PM	0.0811363	0.106246	0.0933904	258.368	256.795	251.868
15	1/1/2013 4:00:00 PM	0.0683154	0.091681	0.0788789	258.756	256.998	251.532
16	1/1/2013 5:00:00 PM	0.0586399	0.0790471	0.0676229	259.299	257.24	251.225
17	1/1/2013 6:00:00 PM	0.0534444	0.073095	0.0616336	260.112	257.794	251.389
18	1/1/2013 7:00:00 PM	0.0500473	0.0683868	0.0577717	260.868	258.422	251.777
19	1/1/2013 8:00:00 PM	0.0448564	0.0616312	0.0516232	261.417	258.73	251.733
20	1/1/2013 9:00:00 PM	0.0369368	0.0517895	0.0420029	261.843	258.39	250.601
21	1/1/2013 10:00:00 PM	0.0291362	0.0423686	0.0324485	262.37	257.769	248.611
22	1/1/2013 11:00:00 PM	0.0248471	0.0372203	0.027167	263.078	257.093	247.008
23	1/2/2013 00:00:00	0.024186	0.0364357	0.0262419	263.118	256.494	246.737
24	1/2/2013 1:00:00 AM	0.00974875	0.0080791	0.0113088	63.3741	268.682	82.4722
25	1/2/2013 2:00:00 AM	0.0792103	0.0480772	0.0877356	82.1886	79.9882	72.8201
26	1/2/2013 3:00:00 AM	0.120308	0.0886379	0.13715	81.8547	81.1886	71.4797
27	1/2/2013 4:00:00 AM	0.137432	0.115818	0.162502	81.7814	81.4132	72.508
28	1/2/2013 5:00:00 AM	0.132887	0.122145	0.16176	81.1498	81.2202	73.6933
29	1/2/2013 6:00:00 AM	0.128042	0.125136	0.156482	79.7648	80.3395	74.3896
30	1/2/2013 7:00:00 AM	0.11947	0.122409	0.14511	79.4315	79.6257	75.2233
31	1/2/2013 8:00:00 AM	0.106196	0.11517	0.128888	79.7329	78.5653	75.7519
32	1/2/2013 9:00:00 AM	0.0941956	0.10788	0.115081	80.8952	78.1611	75.9643
33	1/2/2013 10:00:00 AM	0.0848106	0.101036	0.10458	82.0788	78.1305	75.7441
34	1/2/2013 11:00:00 AM	0.0750461	0.0932343	0.094136	83.4041	78.6346	75.5365

شکل (۳-۲۳۳) جدول تغییرات سری زمانی سرعت و جهت جریان در موقعیت‌های منتخب



شکل (۳-۲۳۴) گل جریان ترسیم‌شده در موقعیت‌های منتخب

جدول (۳-۲۹) جدول فراوانی مقدار رخداد جریان در جهات مختلف برای موقعیت نقطه ۱

Hs / MWD	0.1	0.2	0.3	0.4	SUM
22.5	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01
22.5	0.21	0.00	0.00	0.00	0.21
45	1.60	0.02	0.00	0.00	1.63
67.5	28.77	11.44	1.87	0.45	42.53
90	14.18	0.66	0.01	0.00	14.85
112.5	2.09	0.00	0.00	0.00	2.09
135	0.93	0.00	0.00	0.00	0.93
157.5	0.65	0.00	0.00	0.00	0.65
180	0.61	0.00	0.00	0.00	0.61
202.5	0.75	0.00	0.00	0.00	0.75
225	1.56	0.00	0.00	0.00	1.56
247.5	24.58	5.30	0.68	0.05	30.61
270	2.77	0.05	0.00	0.00	2.82
292.5	0.55	0.00	0.00	0.00	0.55
315	0.20	0.00	0.00	0.00	0.20
337.5	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01

جدول (۳-۳۰) جدول فراوانی مقدار رخداد جریان در جهات مختلف برای موقعیت نقطه ۲

Hs / MWD	0.1	0.2	0.3	0.4	SUM
22.5	0.26	0.01	0.00	0.00	0.27
22.5	0.14	0.00	0.00	0.00	0.14
45	1.15	0.07	0.00	0.00	1.22
67.5	37.71	16.13	3.05	0.91	57.81
90	3.73	0.01	0.00	0.00	3.74
112.5	0.98	0.00	0.00	0.00	0.98
135	1.19	0.00	0.00	0.00	1.19
157.5	0.54	0.00	0.00	0.00	0.54
180	0.44	0.00	0.00	0.00	0.44
202.5	0.69	0.00	0.00	0.00	0.69
225	2.33	0.00	0.00	0.00	2.33
247.5	22.56	6.00	0.70	0.06	29.32
270	1.37	0.00	0.00	0.00	1.37
292.5	0.15	0.00	0.00	0.00	0.15
315	0.06	0.00	0.00	0.00	0.06
337.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

جدول (۳-۳۱) جدول فراوانی مقدار رخداد جریان در جهات مختلف برای موقعیت نقطه ۳

Hs / MWD	0.1	0.2	0.3	0.4	SUM
22.5	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01
22.5	0.03	0.00	0.00	0.00	0.03
45	0.63	0.07	0.00	0.00	0.70
67.5	39.79	15.89	4.22	1.20	61.11
90	1.68	0.00	0.00	0.00	1.68
112.5	0.55	0.00	0.00	0.00	0.55
135	0.43	0.00	0.00	0.00	0.43
157.5	0.38	0.00	0.00	0.00	0.38
180	0.39	0.00	0.00	0.00	0.39
202.5	0.48	0.00	0.00	0.00	0.48
225	3.39	0.00	0.00	0.00	3.39
247.5	23.37	6.07	0.77	0.07	30.28
270	0.50	0.01	0.00	0.00	0.51
292.5	0.01	0.00	0.00	0.00	0.01
315	0.02	0.00	0.00	0.00	0.02
337.5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

فـصل ۴ :

تنوع زیستی و آسیب پذیری اکوسیستمهای دریایی

۴-۱- اکوسیستمهای دریایی ایران

۴-۱-۱- دریای خزر

◘ موقعیت جغرافیایی

دریاچـــــه خزر که به علت پهناوری و وسعت، دریا نامیده می شود، آبگیر بسته ای در نیمکره شمالی کره زمین در امتداد شمالی- جنوبی و حول مدار نصف النهار شرقی ۵۰ درجه، که بالاترین نقطه آن در عـرض جغرافیایـی ۴۷ درجه و ۱۳ دقیقه شمالی و پائین ترین نقطه آن در عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و۳۴ دقیقه شمالی می باشد . کشورهای همسایه این دریا به ترتیب از جنوب به شرق عبارتند از: ایـران درجـنوب، ترکمنسـتان و قزاقسـتان در شـرق و شـمال شرقی و روسیه درشمال غرب و غرب و آذربایجان در غرب.

◘ ابعاد

دریـای خـزر بزرگتریـــن پـــیکره آب هـــای داخلی جهان محسوب می شود که در حال حاضر دارای سـطحی حـدود ۲۷ مـتر پائیـن تـر از دریاهای آزاد می باشد. طول آن بین ۱۰۳۰ تـا ۱۲۰۰ کیلومتر وعـرض آن بین ۲۰۸ تا ۴۸۰ کیلومتر (متوسط ۳۴۴ کیلومتر) است. مساحت آن با توجه به تغییرات سطح آن متفاوت بوده و در حال حاضر حدود ۳۷۸ هزار کیلومتر مربع برآورد می شود. عمـق متوسـط ایـن دریـا حدود ۱۸۰ متر است که در قسمت های جنوبی به حدود ۱۰۰۰ متر و در قســمت هـــای شـــمالی تنها به چندین متر می رسد. بدین ترتیب حجم آن حدود ۷۸۱ هزار کیلومتر مکعـــب برآورد می شود. دریای خزر در امتداد محور شمالی جنوبی، به سه حوضه شمالی، میانی و جنوبی تقسیم می

گردد که مشخصات هر حوضه در جدول شماره ۱ ارائه شده است . طول کل خط ساحلی حـــــدود ۶۴۴۰ کیلومتر است که از این مقدار بیش از ۵۳۰۰ کیلومتر آن در کشورهای همسایه شـــــمالی و حـدود ۱۰۰۰ کیلومتر درخط ساحلی ایران است . این طول با احتساب خط ساحلی درون پیکره های آبی متصل به دریا مانند خلیج گرگان است. در صورت حذف این خطوط، طول دقیق خط ساحلی مستقیم دریا در سواحل ایران بالغ بر ۷۴۰ کیلومتر خواهد بود.

جـد ول (۴-۱) ویژگیهای فیزیکی بخشهای مختلف حوضه دریای خزر

بخش	مساحت (کیلومتر مربع)	حجم (کیلومتر مکعب)	درصد از کل مساحت دریا	درصد از کل حجم دریا	حداکثر عمق (متر)	عمق متوسط (متر)
خزر شمالی	۹۱۹۴۲	۳۹۷	۲۴/۳	۰/۵	۲۵	۴/۴
خزر میانی	۱۳۷۸۱۲	۲۶۴۳۹	۳۶/۴	۳۳/۹	۷۸۸	۹۲
خزر جنوبی	۱۴۸۶۴۰	۵۱۲۴۵	۳۹/۳	۶۵/۶	۱۰۲۵	۳۴۵

◘ پستی و بلندی

از نقطه نظر پستی و بلندی، بستر دریای خزر در قسمت جنوبی به سه قسمت فلات قاره (Continental shelf)، شیب قاره (Continental slope) و بستر عمیق (Abyss) تقسیم می شود. در دریای خزر دو منطقه عمیق به نام های گودال دربند در خزر میانی (۷۸۸ متر) و دیگری به نام گودال جنوبی خزر متر (۱۰۲۵ متر) وجود دارد.

شـیب بسـتر خـزر شـمالی بسـیار انـدک و تقریـبا همـوار اسـت. قسمت غربی این بخش متاثر از رسـوبگذاری دلـتای رود عظـیم ولگـا می باشد که در ناحیه وسیعی پراکنده و باعث کاهش عمق و یکنواختـی بسـتر گـردیده اسـت.آب ایـن قسمت از دریا در زمستان یخ زده و محل مناسبی جهت زندگـــی فـــک خزر بر روی آنها است. شیب بستر خزر میانی با خزر شمالی متفاوت است . دراینجا

فلات قاره و شیب قاره به طور مشخص و واضح وجود داشته که در انتها به گودال عمیق دربند ختم می شود.خزر میانی به وسیله دماغه آبشرون از خزر جنوبی جدا می شود . در خزر جنوبی، پستی و بلندی شامل فلات قاره، شیب قاره، منطقه عمیق و کوه های زیر دریایی است. پهنای فلات در قسمت سواحل غربی ۴۳ کیلومتر است و شیب قاره با سرازیری یکنواختی به بستر عمیق دریا می رسد. در شرق خزر جنوبی وضعیت متفاوت بوده و عرض فلات قاره بسیار زیاد می شود، به طوری که متوسط پهنای آن به ۱۳۰ کیلومتر بالغ می گردد که در نواحی شمالی تر تا ۲۰۰ کیلومتر نیز می رسد. همین منطقه گسترده و پهن است که به علت عمق کم و وفور مواد غذایی، زیستگاه و تغذیه گاه مناسبی را جهت رشد ماهیان خاویاری به صورتی منحصر به فرد در سرتاسر دریای خزر بوجود آورده است. برعکس، در سمت سواحل جنوبی و غرب در ایران، عرض فلات قاره به حداقل خود رسیده و بسیار باریک می شود.

سراسر سواحل جنوبی‌دریای خزر به وسیله کوه های بلند البرز احاطه شده است . ساحل عمدتا هموار و فقط در منطقه رامسر که کوهستان در مجاورت دریا قرار می گیرد، ساحل سنگلاخی است . بالادست خط ساحل پوشیده شده از درخت، جنگل، بته زار، مزارع چای و برنج است. این سواحل نسبت به سواحل دیگر کشورهای حاشیه خزردارای بریدگی کمتری است. به سمت شرق،کوه ها از ساحل دور شده و دشت وسیع گرگان نمودار می شود که تا شمال بندر ترکمن، ادامه داشته و محل فعالیت های عمده کشاورزی استان های گلستان و مازندران است.در سواحل غربی ایران، دلتا و رسوبگذاری رودخانه سفید رود دشت وسیعی از جنس ذرات دانه ریز بوجود آورده که منطقه و اراضی مناسبی را جهت کشت برنج ایجاد نموده است. درهمین سمت، از جمله عوارض

مهم خط ساحلی، وجود بریدگی تالاب انزلی است. در شرق دریا ، خلیج گرگان نیز جزء عارضه های مهم خط ساحلی محسوب می شود.

◘ خلیج ها و پیکره های آبی دریای خزر

در حاشیه های سواحل دریای خزر، حدود ۳۰ خلیج بزرگ و کوچک وجود دارد که اکثر آنها در قسمت های خزر شمالی و میانی و سه خلیج دیگر در بخش جنوبی قرار دارند. این خلیج ها به واسطه موقعیت و محل دارای ویژگی های خاص خود می باشند. خلیج هایی که در بخش شرقی (کرانه های خزر میانی) دریا وجود دارند، اغلب به واسطه مجاورت با مناطق گرم (صحرای ترکمنستان) دارای حرارت بسیار زیاد و درنتیجه تبخیر و شوری فوق العاده می باشند، به طوری که امکان زندگی و رشد موجودات در آنها وجود ندارد (مانند خلیج قره بغاز). در ادامه فهرست این خلیج ها ارائه می شود:

- خلیج کومسومولتوس
- خلیج قره بغاز
- خلیج کرانسووسک
- خلیج حسینقلی
- خلیج قزاقستان
- خلیج ترکمن
- خلیج چکن جنوبی
- خلیج بالخان
- خلیج قزل آغاج بزرگ
- خلیج آبشرون بزرگ
- خلیج کیزلاریا قزل یار

- خلیج باکو
- خلیج کوچک دیو یچین
- خلیج گرگان

◘ خصوصیات فیزیکی و شیمیایی دریای خزر

♦ درجه حرارت

دریای خزر با جهتی شمالی ـ جنوبی، حول طول جغرافیایی ۵۰ درجه شرقی امتداد یافته که پایین ترین حد جنوبی آن در عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۳۳ دقیقه و بالاترین حد شمالی آن در عرض جغرافیایی ۴۷ درجه و ۷ دقیقه شمالی قرار دارد. بدین ترتیب تفاوت بین بالاترین و پایین ترین نقطه آن دارای حدود ۱۰ درجه اختلاف عرض می باشد، لذا تغییرات دما در طول آن در هر زمان کاملا متغیر و متفاوت می باشد. این تفاوت درجه حرارت در زمستان که حرارت آب در مناطق شمالی (نزدیک به یخ) حدود صفر تا ۰/۵ و در قسمت عمده ای از دریا در مناطق جنوبی حدود ۹ درجه سانتیگراد می باشد، به حداکثر خود می رسد. در این هنگام بخش شرقی خزر میانی سردتر از سواحل غربی آن است. هوای کل دریای خزر در پاییز معمو□لا گرمتر از بهار است.

♦ درجه حرارت عمقی(ترموکلاین)

در زمستان، میان تغییر درجه حرارت با تغییر عمق آب دریاچه اختلاف چندان زیادی مشاهده نمی شود، زیرا یک جریان چرخشی زمستانه وجود داشته که باعث نزدیک شدن حرارت های سطحی و عمقی به یکدیگر می گردد. با شروع بهار و گرم شدن هوا، درجه حرارت سطح آب افزایش یافته که باعث ایجاد یک ترموکلاین در عمق معمو□لا ۲۰ تا ۳۰ متری در خزر میانی و ۳۰ تا ۴۰ متری در خزر جنوبی می گردد. در نواحی سواحل شرق خزر میانی، که درجه حرارت گرمتر از دیگر بخشها

است، یک ترموکلاین کم عمق نیز تشکیل می گردد. در پاییز و با سرد شدن هوا، ترموکلاین بسیار ضعیف گردیده و در اواخر آذرماه، به طور کلی ناپدید می‌شود . دراین زمان درجه حرارت سطحی قسمت های مرکزی به ۱۲ تا ۱۳ درجه سانتیگراد و قسمت های جنوبی به ۱۶ تا ۱۷ درجه سانتیگراد می رسد. تغییرات فصلی درجه حرارت به خوبی تا عمق یکصد متری دریا منعکس می گردد. در اعماق زیاد و نزدیک به بستر، در تمام مدت سال درجه حرارت حدود ۴/۵ درجه سانتیگراد در خزر میانی و ۵/۸ تا ۵/۹ درجه سانتیگراد در خزر جنوبی است. در خزر جنوبی درجه حرارت از عمق ۳۰۰ تا۴۰۰ متری به زیر ۶ درجه سانتیگراد تنزل می نماید. دامنه تغییرات سالانه آب های عمیق درتمام طول سال بسیار ناچیز بوده و از چند صدم درجه سانتیگراد تجاوز نمی کند.

- **شوری**

دریای خزر با توجه به منشاء تاریخی آبهای آن(دریایی)، ورودی آب های شیرین از رودخانه ها و همچنین قرار داشتن در عرض های مختلف جغرافیایی، که باعث تغییر شدید درجه حرارت آن می گردد دارای شوری های متفاوتی است و میزان این شوری در نقاط مختلف دریا و همچنین برحسب فصل کاملا تغییر می نماید. میزان آن از ۰/۱ در هزار در دهانه رود ولگا و اورال، تا ۱۰ تا ۱۱ در هزار در مرز آن با خزر میانی تغییر می نماید، ولی میانگین آن حدود ۹ در هزار است. قسمت های میانی و جنوبی ،دارای نوسانات کمتر بوده وشوری سطحی آن حدود ۱۲/۶ تا ۱۳/۵ قسمت در هزار است که از قسمت های شمالی تر به جنوب و از غرب به شرق افزایش می یابد. با افزایش عمق، میزان شوری فقط اندکی افزایش می یابد (۰/۱ تا ۰/۲ در هزار) که این امر بیانگر مخلوط شدن قابل توجه آب های اعماق و آب های سطحی می باشد. بدین ترتیب میزان متوسط شوری آب دریای خزر حدود ۱۳ قسمت در هزار و آب آن جزو آب های لب شور محسوب می گردد.

- **امواج**

دریـای خـزر کلا به واسطه تلاطم تقریبا همیشگی اش یکی از دریاهای ناآرام محسوب می شود، زیرا در بیشـتر ایـام سـال، در معـرض دسـتخوش وزش بادهای مختلف قرار دارد. بدین جهت الگوی ایجاد و شـدت امـواج حاصله تا حد زیادی از رژیم بادهای دریای خزر تبعیت می نماید. در خزر جنوبی، جهت وزش بادهـای غالـب در غـرب دریا از سمت شمال و شمال شرقی، و در شرق دریـا از سمت شمال و شـمال غربـی اسـت. دراینجا در زمستان ها دریا اغلب طوفانی بوده وتا ۱۷۰ روز درسال دریا دارای موج اسـت کـه عمدتـا در خلال زمستان ایجاد می گردند. حداکثر ارتفاع امواج در مناطق کنار ساحلی ۳ الی ۵ متر است که در مناطق باز و عمیق دریا دراین نواحی ارتفاع به ۹ متر نیز می رسد.

- **کشند (جزر و مد)**

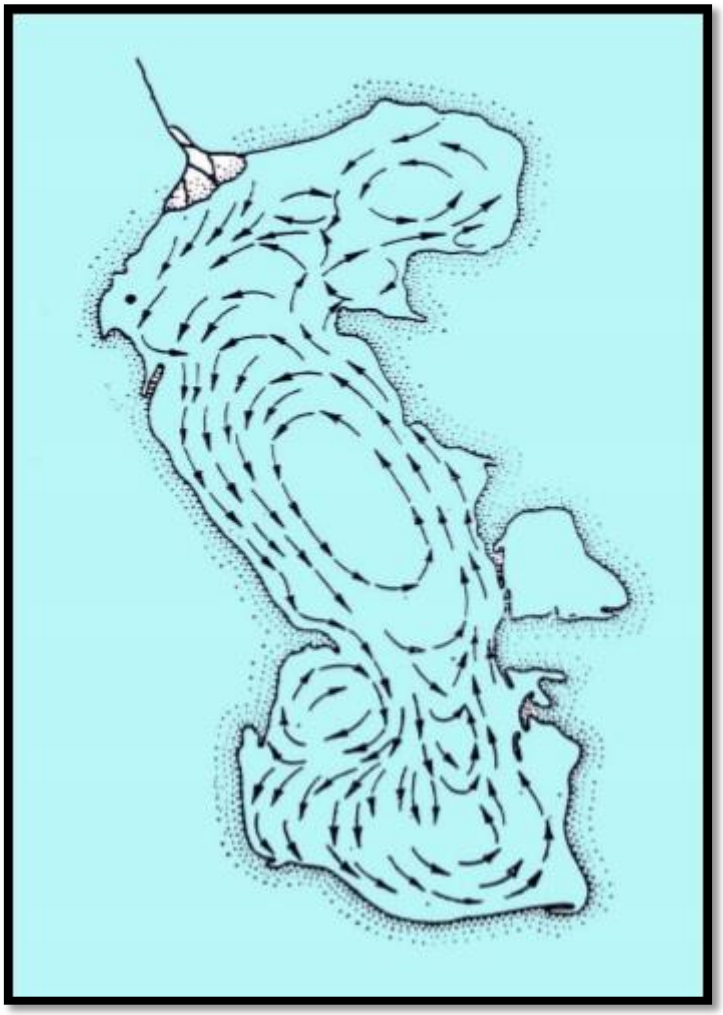
عامـل عمده نیروی جزر و مد و رانش آب دریا ، اعمال نیروی جاذبه کره ماه (عمدتا) و خورشید بـر سـطح زمیـن و آب هـای پوشـاننده آن اسـت . چنیـن نیرویی باعث می گردد تا اولا سطح آب اقـیانوس هـا بـه طـرف چنین نیروی جاذبه ای کشیده شده و ثانیا با وقوع متناوب جزرومد، جریان‌های کشندی ایجاد گردند که در نواحی ساحلی بیشتر محسوس می باشند. دریای خزر محیط بسته ای است که با آب های آزاد ارتباط نداشته و پیکره آبی آن در درون حوضه خود محبوس می باشد.بدین جهت اعمال نیروی جاذبه کشندی بر سطح اقیانوس ها، به آن منتقل نگردیده و صرفا نیروی اندکی متناسب با مساحت و حجم حوضه به آن اعمال می گردد. بـه علـت دامـنه اندک و غیر قابل محسوس جزر ومد، مناطق ساحلی کمتر تحت تاثیر بالا و پایین رفتـن آب دریـا قـرار گرفته و لذا مناطق بین جزر ومدی در سواحل دریای خزر وجود ندارند. بدین ترتیب خط ساحلی دریای خزر

کم وبیش خطی ثابت بوده که نوسانات سطح آب در مجاورت آن کوتاه مدت (روزانه) نیست، بلکه در مقاطع بلند مدت تر و توسط نوسانات آب دریا ایجاد می گردد.

- **جریان های دریایی**

عامل عمده در ایجاد جریان های سطحی دریای خزر، اعمال نیروی باد به سطح آن می باشد ، که باعث به حرکت افتادن و رانده شدن لایه های سطحی آب به اطراف می گردد. از طرف دیگر، به علت تاثیر شدید ورودی های آب شیرین به این دریا و همچنین نابرابر بودن شوری آن به علت میزان تبخیر متفاوت در قسمت های مختلف آن، جریان های عمودی ناشی از شوری و در نتیجه تغییر دانسیته نیز در آن رخ می دهد. به علاوه، عوامل دیگری از قبیل حالت کناره ها و سواحل و پستی و بلندی بستر دریا نیز بر چگونگی دَوَران آب در درون دریای خزر بی تاثیر نمی باشند. برآیند و نتیجه اعمال نیروهای موافق، باعث ایجاد چرخه های آبی (Gyre) موافق و مخالف با جهت حرکت عقربه های ساعت در سطح آب دریا شده است که مهم ترین آنها حرکتی مخالف عقربه های ساعت در درون خزر میانی می باشد. شبیه همین چرخه، در اندازه های کوچکتر، در خزر جنوبی و خزر شمالی پیش می آید. جهت حرکت آب در مناطق کم عمق از جهت حرکت باد تبعیت می نماید، ولی در مناطق عمیق تر، جریان های ایجاد شده دریایی دارای زاویه ای ۴۵ درجه نسبت به جهت باد به سمت راست آن می باشند. در خزر جنوبی، وضعیت حرکت لایه های سطحی آب متفاوت بوده و نیز پیچیدگی های بیشتری وجود دارد. در اینجا تاثیر باد، عمق دریا و وضعیت سواحل باعث گردیده تا سه چرخه یا جریان دورانی نسبتا کوچکتر ایجاد گردد که مهمترین آن چرخه اصلی خزر جنوبی است. آب های جنوب رو به چرخه میانی خزر از سمت شبه جزیره آبشرون به سمت جنوب رانده شده و سپس همسو با جریان باد غالب جنوب، به سمت سواحل ایران آمده و پس از طی سواحل جنوبی ایران، به سمت

ساحل شرقی رانده شده و به موازات سواحل شرقی دریا، به سمت شمال هدایت می شوند. بادهای غالب شمال و شمال غربی، باعث تقویت جریان شمال رو، که دارای سرعتی بین ۱۰ تا ۳۰ سانتی متر در ثانیه است گردیده و به این ترتیب چرخه جنوبی شکل می گیرد. یک جریان دورانی کوچک نیز در شمال این چرخه به وجود می آید که جهت آن مانند چرخه اصلی ، مخالف با حرکت عقربه های ساعت است. در زیر شبه جزیره آبشرون تا ناحیه مصب رودخانه کورا، جریان کوچکی به وجود می آید که دارای حرکتی موافق با جهت حرکت عقربه های ساعت بوده و نیروی رانش اصلی آن، وزش بادهای غالب شمال شرقی است. به این ترتیب، در سطح کلی دریای خزر، یک جریان دورانی (چرخه) سرتاسری (شمالی - جنوبی) حاکم است که جهت کلی آن مخالف با عقربه های ساعت بوده و صرف نظر از بی نظمی های مناطق ساحلی، سطح خزر میانی و خزر جنوبی را در بر می گیرد که در اکثر اوقات، خزر شمالی نیز تحت تاثیر قرار دارد.



شکل (۴-۱) نمایی از جریانات کلی دریای خزر

♦ اکسیژن محلول

منبع عمده اکسیژن محلول آب دریای خزر، به مانند سایر پیکره های دریایی، جو و فتوسنتز گیاهان می باشد که مقدار آن با شدت فرآیندهای فیزیکی و شیمیایی فرق می کند. میزان اکسیژن سطحی در نقاط مختلف و همچنین در اعماق متفاوت است. در طبقات فوقانی دریا تا عمق ۱۰۰ تا ۱۵۰ متری، اکسیژن محلول بسیار فراوان (حدود ۶ میلی گرم در لیتر) واز این عمق پایین تر مقدار آن به شدت تنزل می یابد. در بخش میانی دریا، در عمق ۷۰۰ متری، میزان اکسیژن بسیار ناچیز و تا حد

صفر می رسد در قسمت جنوبی تا عمق ۱۰۰۰ متری، اکسیژن وجود دارد ولی میزان آن اندک بوده و به حدود ۲ میلی گرم در لیتر می رسد. اکسیژن خزر میانی از خزر جنوبی بیشتر است، زیرا جریان عمودی آب این قسمت از خزر جنوبی بیشتر می باشد. در خزر جنوبی، در فصل زمستان آب دریا از اکسیژن اشباع می شود، زیرا که فعالیت فیتوپلانکتون ها در این زمان قطع نمی گردد. میزان اکسیژن دراین فصل در لایه های فوقانی ۷ تا ۸/۷ و در عمق ۶۰۰ متری ۱/۹ تا ۳/۷ میلی گرم در لیتر می باشد. در فصل تابستان به علت مصرف اکسیژن در فرآیندهای اکسیدی، میزان اکسیژن معمولا کمتر می شود اما در بیشتر مواقع به علت تشکیل ترموکلاین در اعماق ۲۰ تا ۵۰ متری، میزان اکسیژن افزایش می یابد. اکسیژن اعماق خزر جنوبی از عمق ۱۰۰ تا ۲۰۰ متر بین ۲/۵ تا ۴ در نوسان بوده و قسمت اعظم اعماق دارای اکسیژنی برابر با ۳ میلی گرم در لیتر می باشد. در سواحل جنوبی ایران میزان اکسیژن از شرق به غرب افزایش می یابد . بر طبق اطلاعات موجود، متوسط میزان سالیانه اکسیژن در ناحیه شرق دریا (قره سو) ۷ / ۹۱ و در ناحیه سرخرود ۷/۷۹، در سلمان شهر ۸/۶۰ و لنگرود ۹/۳۶، در مصب رود سفید ۹/۴۴ و در ساحل آستارا ۹/۷۷ میلی گرم در لیتر اندازه گیری شده است که نشان دهنده میزان بالای اکسیژن و حاکی از غنی بودن آب های سطحی ساحلی از اکسیژن محلول می باشد. بدین جهت قسمتهای جنوبی سواحل دریای خزر، محیط مساعدی برای جانوران دریایی ، خصوصا پلانکتون ها به شمار می رود.

- **اسیدیته (پ – هاش)**

در کل، میانگین پ هاش آب های سطحی دریای خزر از ۸/۲ تا۹ /۸ و در لایه های عمیق از۷/۹ تا ۸/۱ متغیر است. میزان پ هاش آب های اقیانوسی عمدتا بین ۸ تا ۸/۲ می باشد.

- **مواد مغذی (نوترینت ها)**

اندازه گیری های به عمل آمده در دریای خزر نشان می دهد که در ترکیب و میان مواد مغذی دریای خزر، تغییرات قابل ملاحظه ای در سال های اخیر پیش آمده است. بدین صورت که میـزان ورود ایـن عناصر به دریا پس از احداث مخازن و سد بر روی رودخانه ولگا و کورا تا حد زیادی کاهش یافته است. براساس اطلاعات پیسکونوف در سال ۱۹۹۸ مقدار فسفاتی که از ولگا به دریا می ریـزد تـا ۳۰ درصـد کاهش یافته و غلظت آنها نیز از ۱۶-۱۰ تا ۶ - ۵ میلی گرم در متر مکعب کم شده است. مقدار مـواد توزین شده به جای ۳۰ میلیون تن فقط ۱۸-۱۲ میلیون تن بوده و در همین مدت، میزان ازت آلی نیز ۳۰ درصد کاهش نشان می دهد. در این رابطه پروسه های ایجاد مواد آلی نیز تا ۲ برابر کاهش یافتـه است. چنین امری مطمئنا دارای اثراتی منفی بر جمعیت آبزیان خواهد بود.

- **فسفات**

در خزر شمالی غلظت متوسط فسفات کم بوده و در فصول مختلف به طور نـاچیزی تغییـر مـی یابـد. مقدار حداقل آن (۰/۱۶- ۰/۱۵ میکروگرم در لیتر) در ماه فروردین و به هنگام رشد ناگهانی و بهـاری فیتوپلانکتون هاست . در فصل تابستان مقدار فسفر ۰/۲۱-۰/۱۶ و در پاییز ۰/۱۸-۰/۱۷ میکروگرم در لیتر است. بدین ترتیب دامنه تغییرات میزان آن در طول سال حدود ۰/۰۵ می باشد. در خزر میانی در فصل زمستان، غلظت فسفات در طول سواحل غربی به ۲۰ میکروگرم در لیتر می رسـد کـه ایـن امـر مستقیما ناشی از تاثیر ورود آب رودخانه های ولگا ، ترک و سولاک به این منطقه بوده و باعث گردیده تا این مقدار حدود ۵ - ۴ برابر بیشتر از نواحی شرقی باشد (۹ در مقابل ۴۰ میکروگـرم در لیتـر). در قسمت میانی، مقدار فسفر ۱۲-۱۰ میکروگرم در لیتر است که علت آن بالا آمدن آب از مناطق عمیق به سطح می باشد. پراکنش فسفات در خزر جنوبی ناهمگون تر است. در این منطقـه، علـت تغییـرات، نابرابر بودن عمق در بخش غربی و شرقی است. در ناحیه غربی که دارای عمق بیشتری است، حداکثر

مقادیر آن و در مناطق شرقی که عمق آنها کمتر بوده و فیتوپلانکتون ها بیشتر فعال می باشند، حداقل غلظت فسفات پیش می آید. در منطقه ورودی آب رودخانه کورا، میزان فسفات در طبقات بالایی آب ۴۰- ۳۰ میکروگرم در لیتر است. در فصل زمستان، غلظت فسفات از میکروگرم در لیتر در نوسان است.

در فصل بهار از ۶ تا ۶/۰۶ ، در تابستان از ۶/۱ تا ۳۶ و در پاییز از ۵/۳ تا ۵۳ میکروگرم در لیتر در نوسان است. در فصل بهار با افزایش مصرف فسفات ها توسط موجودات زنده دریا ، میزان آن در طبقات بالایی کاهش می یابد ولی در طبقات پایینی این مقدار به حداکثر می رسد. در نواحی مرکزی ، مقدار فسفات ها به علت مصرف کمتر آنها توسط فیتوپلانکتون ها نیز زیاد (۳۰-۲۵ میکروگرم در لیتر) است. با توجه به بررسی های به عمل آمده در سواحل ایران ، میانگین فسفات در طول سال و برای تمام نقاط دریای خزر ۰/۰۸ میلی گرم (۸۰ میکروگرم در لیتر محاسبه گردیده که میان آن از سمت غرب به سمت شرق دریا افزایش نشان می دهد ، به طوری که در مصب قره سو ۰/۲۵۵ در آستارا ۰/۰۷۱ میلی گرم در لیتر بوده است. بر طبق مطالعات سلمانوف حداکثر میزان تولید در خزر شمالی در تابستان، در خزر میانی در پاییز و در خزر جنوبی در فصل بهار مشاهده می شود.

- **ازت**

ازت در آب دریا به سه صورت عمده نیترات ، نیتریت و آمونیم مشاهده می شود که ترکیب نیترات مهمترین آنها است. در خزر جنوبی، انتشار و پراکندگی نیترات ها تقریبا همانند خزر میانی است. منطقه عمیق و وسیع خزر جنوبی و مناطق کم عمق شرقی آن تقریبا فاقد نیترات می باشند. حداکثر مقادیر در اعماق و در بخش شرقی پیش آمده و حدود ۱۰ تا ۱۶ میکرو گرم در لیتر است. در بخش غربی میزان تغییرات در فصول گرم سال، که میزان شکوفایی پلانکتونی به حداکثر می رسد، تقریبا

حدود صفر است، گرچه عمدتا توسط فیتوپلانکتون ها مصرف می شود. در زمستان مقدار نیترات در لایه های سطحی خزر جنوبی به مراتب کمتر از خزر میانی است و دلیل آن مصرف نیترات توسط فیتوپلانکتون هاست، لذا تولید فیتوپلانکتون ها در خزر جنوبی ۱/۵ تا ۲ برابر بیشتر از میزان تولید آن در خزر میانی است. با اندازه گیری های به عمل آمده در طول سواحل ایران میزان نیترات در نواحی شرقی دریا بالا بوده (۰/۲ تا ۰/۳ میلی گرم در لیتر) و بتدریج به سمت مرکز دریا افزایش می یابد، تا اینکه در ناحیه خروجی سفید رود به حداکثر میزان خود می رسد (۰/۶۱ میلی گرم در لیتر). سپس به سمت غرب دریا کاهش یافته و به حداقل مقدار خود در این ناحیه می رسد (حدود ۰/۱ میلی گرم در لیتر). بر همین مبنا، مقدار میانگین نیترات برای کل خط ساحلی جنوب دریای خزر در طول همین سال ۰/۲۲۴ میلی گرم در لیتر محاسبه شده است. حداکثر مقدار نیز برابر با ۰/۹۵ میلی گرم در لیتر در مصب لنگرود و حداقل آن در مصب چابکرود (۰/۰۰۲ میلی گرم در لیتر) مشاهده شده است.

- **سیلیس**

کلا میزان اسید سیلیسک در دریای خزر همیشه بالا است (۱/۶۴ – ۰/۲۸ میلی گرم در لیتر). لذا ازدیاد فیتوپلانکتون های سیلیسی از این جهت محدود نمی باشد. نوسانات فصلی میزان اسید سیلیسیک در طبقات بالایی آب ناچیز است. البته به استثنای خزر جنوبی ، که در ایام سرد سال پلانکتون های سیلیسی مقادیر زیادی سیلیس مصرف می نمایند، لذا مقدار آن اندکی کاهش می یابد. در طبقات بالایی آب میزان اسید سیلیسیک از ۰/۶ تا ۰/۹ میلی گرم در لیتر در نوسان است. در اعماق زیاد ، غلظت آن در خزر میانی تا ۱/۸۵ و در خزر جنوبی تا ۱/۹۳ میلی گرم در لیتر افزایش می باشد. در بعضی مواقع در قسمت عمیق خزر جنوبی میزان آن تا ۲/۵میلی گرم در لیتر می رسد.

- **رسوبات بستر دریای خزر**

از نقطه نظر عمق، رسوبات دریای خزر را نیز می توان به صورت زیر تقسیم بندی نمود :

- رسوبات ساحلی - صفر تا ۳۰ متر
- رسوبات مناطق کم عمق - ۳۰ تا ۲۰۰ متر
- رسوبات مناطق عمیق - بیش از ۲۰۰ متر

در خزر جنوبی، که عمیق ترین حوضه دریای خزر را تشکیل می دهد، قسمت اعظم اعماق را رسوبات سیلتی و رسی پوشانده است که حاوی آهک نیز می باشند. سرتاسر ساحل اطراف این حوضه را ماسه به صورت یک نوار باریک فراگرفته که در نواحی خلیج ها ذرات سیلتی نیز به آن اضافه می شود.

♦ منابع معدنی و توان تولیدی

منابع دریای خزر شامل ۲ دسته است. منابع زیستی یا تجدید شونده ، و دیگر منابع غیر قابل تجدید یا معدنی. از میان منابع متعدد معدنی موجود در طبیعت کلا ۲ ذخیره مهم معدنی در دریای خزر قابل توجه می باشند: سولفات سدیم و ذخایر هیدروکربوری ، که در حال حاضر هر دوی آنها به صورت تجاری مورد بهره برداری قرار دارند. محل استخراج سولفات سدیم در دریای خزر، خلیج قره بغاز (به معنای تنگه سیاه) است که تبخیر در آن بسیار شدید است ، لذا میزان نمک محلول در آب خلیج حدود دویست گرم در لیتر است.

نمکی که در این خلیج اندوخته می شود، سولفات سدیم (Na2 So4) بسیار خالص است که از آن سود سوزآور و کربنات سدیم یا سودا (Na2CO3) تهیه می نمایند. از نقطه نظر مواد نفتی ، دریای خزر دارای ذخایر قابل توجهی در رسوبات زیر بستر دریاست. عملیات حفاری اکتشافی در دریای خزر، اولین بار در سال ۱۹۴۷ در ۳۰ کیلومتری ساحل جنوب شرقی باکو (منطقه پشانی) شروع و نتیجه آن تولید اقتصادی نفت از این منطقه بود. بعدها این منطقه و میادین مجاور آن روز به روز اهمیت یافت، به طوری که طبق آمار سال ۱۹۸۳ میلادی، حدود ۱/۶ میلیون بشکه نفت در روز از مناطق

اطراف باکو از دریا استخراج می گردیده است. پس از انحلال کشور شوروی ، منابع نفتی غرب دریای خزر تماما در اختیار کشور آذربایجان قرار گرفته و هم اکنون اقدامات متعددی جهت گسترش بهره برداری از منابع نفتی فلات قاره غرب دریا آغاز گردیده است. ذخایر این منطقه جزو یکی از بزرگترین ذخایر فلات قاره جهان محسوب شده و تخمین زده می شود که حدود ۴۰ میلیارد بشکه نفتی در آن موجود باشد.

◘ تنوع زیستی دریای خزر

دریای خزر بزرگترین دریاچه در جهان است. برهمین اساس می توان تصور کرد که دارای بیشترین تنوع زیستی باشد. منطقی است اگر فرض شود که هر چقدر مساحت یک دریاچه بیشتر باشد، گیاهان و جانوران بیشتری می توانند در آن زندگی کنند. مطمئناً، مساحت بیشتر یک بدنه آبی، امکان بیشتری را جهت زیست گونه های مختلف آبزی فراهم خواهد کرد. با این حال هیچ شکی وجود ندارد که پارامترهای تعیین کننده جهت زیستن در یک اکوسیستم آبی سن یک دریاچه، تنوع بیوتوپ آن، شرایط زیستی و غیر زیستی آن و وجود مقادیر ضروری و متعادل مواد و انرژی می باشد.

یک ویژگی مهم خزر، تنوع فراوان در بیوتوپ ها، شرایط زیستی و غیر زیستی است. اولین آنها، شوری آب در بخش های مختلف این دریاچه کاملا متفاوت است. لایه بندی عمودی شوری آب در خزر مدرن کمتر مورد بررسی قرار گرفته است. اختلاط خوب آب ها در این دریاچه دیده می شود که این اختلاط باعث غنی شدن آب های بستر، از اکسیژن می شود. با این حال در سال های آغازین، وقتی که سطح خزر خیلی پایین تر از امروز بود و لایه بندی عمودی شوری بسیار قوی بود، اکسیژن احتمالا در بستر وجود نداشت (Dumont, ۱۹۹۸). به عبارت دیگر، در حال حاضر، حیات اندکی در اعماق زیر ۱۰۰ متر وجود دارد. هیچ فون و فلور ابیسال در این دریاچه وجود ندارد. محتمل است که بلایای

طبیعی اکولوژیکی عصر قدیم شدیدۀ تنوع امروزی فون و فلور خزر را کاهش داده باشد (۲۰۰۴ ,Aladin and Plotnikov).

بجز تفاوت شوری در بخش های مختلف دریای خزر، عامل دما نیز شدیدۀ متنوع بوده و در گوناگونی زیستی سهیم است. گستره عرض جغرافیایی آب های سطحی دریای خزر و تاثیر آن بر دما هم به جانداران آب سرد و هم آب گرم اجازه زیستن در این دریاچه را می دهد. با این وجود، لایه بندی عمودی دما در خزر وجود دارد. بعد از منطقه شیب دمایی (ترموکلاین)، دمای آب حتی در گرم ترین ماه های تابستان پایین می ماند. شرایط مستقل ترموستاتیک آب های سرد در بخش های عمیق این دریاچه داده می شود. حضور آب های سرد عمیق در خزر، تشکیل جمعیت های جانداران از دیگر اکوسیستم های آبی حتی موجودات زنده قطب شمال را فراهم می کند (Kosarev and , ۱۹۹۴ Yablonskaya). علاوه بر مورد تغییرات شوری، تنوع شرایط دمایی خزر نیز تنوع زیستی آن را افزایش می دهد.

مهمترین جزء فون خزر، ماهیان خاویاری با ۸۵ درصد از جمعیت جهان در اواخر دهه ۱۹۷۰ (مصادف با پیک آن) می باشد. خزر در تقاطع مسیرهای مهاجرت میلیون ها پرنده مهاجر قرار دارد و پناهگاه هایی را برای تعدادی از گونه های نادر و در معرض خطر بوجود می آورد(Mamaev, ۲۰۰۲).

یکی دیگر از جنبه های منحصر به فرد فون دریای خزر، درجه بالای بومی گرایی آن است (۲۰۰۰ ,Dumont). در میان ۹۵۰ گونه متازوای باقیمانده گزارش شده، ۶۲۶ تاکسا بومی بوده و یا با دریاهای آرال و سیاه - آزوف مشترک می باشند. چندین گروه از سخت پوستان (مانند مایسید ، آمفی پودا، کو ماسه آو اونیکوپودا) و نرم تنان (همچون کاردید و Pyrgulidae) اجتماعات گونه ای ایجاد کرده اند (Grigorovich et al., ۲۰۰۳). حداقل ۱۵۹ گونه از موجودات زنده در دریای خزر دارای زیستگاه های

طبیعی جداگانه ای از جمله نواحی شیرین شده خزر، ورودی تالاب ها به دریاها، مصب های دریاهـای آزوف و سیاه و مناطق پایین دست رودخانه های منتهی به دریاهای سیاه، آزوف و خزر (همان ناحیـه پونتو کاسپین) هستند. اطلاعات کمی در مورد منشا این پراکنش های ناپیوسته و منقطـع موجـودات علی رغم آشنایی کامل با الگوهای پراکنشی بعضی موجودات وجود دارد (Dumont , 2000 ; Richter et al .,2001).

با توجه به جدا شدن حوضچه خزر در اواخر میوسن، گونـه هـای خـزر بـه عنـوان بازمانـدگان دریـای سامارتین در نظر گرفته می شوند که از ۸.۳ تا ۱۴.۵ میلیون سال قبل طی دوره میوسن شکل گرفتـه اند (Dumont, 2000 ; Richter et al., ۲۰۰۱) . با این حال رسوبات فسـیلی قویـۀ ناپیوسـتگی هـای مورفولوژیکی را در بین ساکنین خزر طی فازهای متوالی از میوسن تا پلئوسن نشان می دهد.

حسب اصـالت گونـه هـا، Mordukevich – Boltovskoi (۱۹۷۹) و Zenkevich (۱۹۶۳) و براسـاس فسیل شناسی، پنداشتند که گونه های شناسایی شده در ترکیب ژنتیکی با همدیگر متفـاوت هسـتند. ثبت فسیلی همچنین نشان می دهد که دوره پلئوسن اولیه، اولین زمان پدیـدار شـدن اجـداد واقعـی موجـودات خـزر مـی باشـد کـه در اواخـر پلئـوس جـدا ناپدیـد شـدند (Mordukevich – Boltovskoi , ۱۹۷۹).

◘ تغییرات تاریخچه ای فون دریای خزر

مجموعه جانوری و گیاهی خزر دارای پاره ای از ویژگی ها است که آن را از دیگر دریاها و را جدا مـی کند و فرآیندهای بیولوژیکی که در آن رخ می دهد نیز تحت تاثیر همین ویژگی ها اسـت. بـه منظـور درک دلایل ظهور این ویژگی ها و تعیین منبع منحصر به فرد بـودن موجـودات آن، آنـالیز تاریخچـه

تشکیل فون دریای خزر لازم است(این کار برای فلور مشکل تر است چون داده های دیـرین شناسـی کمتری موجود است).

با توجه به عمر تقریبا زیاد دریای خزر، زیست شناسان متقاعد شده اند که فون هـای امـروزی پونتـو-کاسپین، جاماندگانی از دریای باستانی سامارتین هستند. مرحله پلانکتونی لارو ولیگر مانند نرم تنـان، طی تکوین دو کفه ای های پونتو-کاسپین، تنها شاهد شناخته شده ای است کـه مـی توانـد انعکـاس دهنده ی دریایی بودن منشا آنها باشد. با این حال، ابتدایی ترین ظهور اجداد پونتـو-کاسـپین حوضـه خزر بر اساس رسوبات فسیلی، پلیوسن اولیه (حدود ۵ میلیون سال قبل) گزارش شده اسـت. چنـدین گونه شکم پای هیبریدی پونتو-کاسپینی از رسوبات قدیمی متعلق به دوره میوسن (دریاهای سامارتین و مئوتیک) شناسایی شده اند (شکل ۷-۱ ,A) . با این اتفاق نظر در مورد منشا بسیاری از گونـه هـای خزر حتی با توجه به رسوبات فسیلی وجود ندارد، به طوری که نـرم تـن فسـیلی متعلـق بـه دریاچـه Pannon گرایش و تمایل بیشتری به گونه های مدرن پونتو-کاسپین نشان می دهد تا بـه گونـه هـای فسیلی دریای سامارتین (Grigorovich et al. 2003). گونه های جنس Dreissena از جمله اجـدادی است که ابتدائا از دریاچه Pannon منشا گرفته به دریای پونتیک گسترش یافته و نهایتا باعـث ایجـاد نسل هایی در پونتو-کاسپین شده است (Geary et al., ۲۰۰۰). بعد از بالا آمدن رشته کوه های قفقاز، حوضچه های دریای سیاه و خزر شروع به جداشدن کردنـد (شـکل D۱ , C). ایـن جداسـازی اثـرات مخربی بر جانداران دریای خزر در دوره پلئوسن داشت که نتیجه آن انقراض وسیع تاکساهای پونتـو-کاسپین با تاریخچه قـدیمی بـود (Mordukhai - Boltovskoi ۱۹۶۴ ؛ Zenkevich, ۱۹۶۳). بررسـی دقیق چینه شناسی فسیل بی مهرگان نشان می دهد که فون آبزی حوضه خزر نه به لحاظ اکولوژیکی و نه ژنتیکی طی دوره پلیوسن تا پلیوتوسن هیچگونه پیوستگی نداشـتند. اجـداد پونتـو - کاسـپین از

رسوبات و نهشته های دریاهای بابا جان، بالا خانی و اک چاگیل " ناپدید شده بودند. این انقراض فون ها محصول رکورد (ثبت) فسیل ناپیوسته بین دوره های پلیوسن ۵/۳ تا ۲/۵ میلیون سال قبل) - پلیس توسن (۵/۲ تا ۱۲ میلیون سال قبل) در دریای خزر نمی باشد، چون که از همان زمان، گزارش‌های فسیلی غنی و پیوسته ای در رسوبات دریای سیاه موجود است (Boltovskoi, 1979-Mordukhai). غیبت ۳/۸ میلیون ساله گونه های پونتو-کاسپین را بین دوره های پلیوسن-پلیوستوسن در رسوبات خزری را به عنوان شاهدی از ریشه کنی آنها در نظر می گیرند. بازشدن مسیر ارتباطی بین دریای سیاه و خزر طی پلیوسن و پلیستوسن، نقش مهم در شکل دادن ترکیب جانداران دریای خزر بازی کرد. این ارتباطات مهاجرت متوالی فون ها را بین این حوضچه های میلیون سال قبل) اجداد بونتو -کاسپین در تعداد زیاد برای اولین بار در لایه های رسوبی ظاهر شدند در گزارش های فسیلی پیوسته ای تا به امروز ایجاد کردند. بسیاری از تاکساها که قبلا به دریای سیاه محدود بودند، طی فازهای ایجاد دریاهای Kuyalnik و Chauda پراکنش خودشان را به دریای آبشرون از طریق فرورفتگی کوما-مانیخ (Kuma-Manykh) گسترش دارند.

توالی ای از دوره های یخبندان و بین یخبندانی در سرتاسر دشت روسیه طی دوره پلیستوسن رخ داد که نتیجه آن، نوسانات شدید شوری و پیشروی و پسروی حوضه آبریز خزر بود (۲۰۰۳ Grigorovich et al.,). در دوره پلیستوسن و یا بلافاصله بعد از آن، حداقل ۲۶ تاکساء بی مهره قطب شمال به همراه ذوب شدن یخچال ها به حوضه خزر نفوذ کردند. در هل (۱۱۷۰۰ سال قبل تا بحال)، اتصال زودگذری دوباره در نواحی قفقاز ایجاد شد که نفوذ بیشتر ۱۰۱ گونه بی مهره مدیترانه ای آتلانتیک را به دریای خزر موجب شد (Grigorovich et al., 2003). مهاجمین مدیترانه ای - آتلانتیکی شامل گونه هایی همچون Cerastoderma lamarki و C . umbonatu، کرم پرتار Fabricia

sabella، خزه شکل Bowerbankia imbricata و کوپه پود Calanipeda aqua- Dulcis به همراه چندین گونه از کرم های پهن هستند (Kasymov, ۱۹۸۲). کرم های پهن میزبانان طبیعی خودشان را از دست دادند و این میزبانان را به شگ ماهیان و ماهیان خاویاری تغییر دادند.

مطالعات اخیر لایه های رسوبی در دریای خزر، امواج جدید تهاجم را نشان داد که این تهاجم ها با تلاش هایی جهت حفظ ذخایر دریا طی اوایل قرن بیستم و با باز شدن کانال ولگا- دن در ۱۹۵۲ همراه بود. از این رو، همراه شدن ثبت فسیل ها با اطلاعاتی از تاریخچه فیزیکی دریای خزر می تواند بصیرتی را نسبت به حوادث استقرار موجودات و تغییرات جانداران طی زمان های زمین شناسی ایجاد کند. اگرچه زمان بندی دقیق این اتفاقات فقط با استفاده از دارد زمین شناسی و باستان شناسی به ندرت محتمل می باشد (Grigorovich et al., ۲۰۰۳)، به پارت دیگر، روند تکامل بدنه آبی که امروزه به عنوان دریای خزر شناخته می شود تاحدودی وسیله استانداردهای زمین شناسی شکل گرفته است. در دوره هایی که خزر در تماس با اقیانوس های باستانی اطلس و هند یا در تماس با دریای مدیترانه بود، فرصت هایی را برای ایزوله شدن در یک بازه زمانی طولانی مدت ایجاد کرد. همراه با همه این تغییرات، فون ها نیز جایگزین می شدند آب ها در محل اتصال با اقیانوس ها، شوری آنها را بدست آوردند و فون ها در این زمان غنی، متنوع و معمولا دریایی بودند. در طی دوره های جداشدن، این منبع آبی (خزر امروزی) محاصره شد، آب آن توسط رودخانه ها تامین و ذخیره شد و به طور قابل توجهی نیز شیرین شد. در دوره کم آبی رودخانه ها ، این منبع آبی ممکن بود شوری بالایی را حاصل کند. در همین زمان، گونه های دریایی کمی قادر به سازش در شرایط جدید شدند که به واسطه آن تشکیل فون های جدید لب شور آغاز شد که این فون ها از مزایای این شرایط استفاده کردند و مانع نفوذ گونه های رقیب دریایی و آب شیرین به خزر شدند. هنگام پرآبی شدید رودخانه ها، تقریبا

نمکزدایی کاملی صورت گرفت که موجب جایگزینی فون های لب شور توسط فـون هـای آب شـیرین شد و گونه های دریایی کاملا منقرض شدند (Karpinsky, ۲۰۰۵).

با این حال، در اتصال بعدی با اقیانوس، شوری دوباره بالا رفت و گونه های دریایی دوباره ظاهر شده و گونه های لب شور را کاملا خارج کرده و یا محدو به دهانه رودخانـه هـا و منـاطق مشـبی کردنـد در نتیجه باعث ایجاد وقفه در تکامل فون لب شور شده و قسمت اصلی این منبع آبـی را اشـغال کردنـد. داده های دیرین شناسی عمدتا مربوط به اجدادی نرم تنان مدرن شامل Cardiidae , Dreissenidae می شود که احتمالا از انتهای دوره تتیس همراه با تغییرات این منبر آبی (خزر) به هنگـام جـایگزینی فون دریایی غالب توسط فون های لب شور و شیرین، پدیدار شده از تکامل یافته اند. داده های خیلـی کمی برای سخت پوستان و ماهیان وجود دارد به طوری که فقط می‌توان گفت که ماهیان خاویاری در اینجا از حدود ۶-۵ میلیون سال پیش زیست می‌کردند و نسبتاً تغییرات کمی را متحمل شـده‌انـد. در ارتباط با دیگر گروه‌ها، اطلاعات ناکافی و پراکنده است. در نتیجه، قضاوت اینکـه آیـا فـون لـب شـور امروزی دریای خزر چندین بار شکل گرفته‌اند یا نه؟ و یا اینکه فون های باقیمانده، دگرگـون شـده ی فون های قدیمی هستند یا نه؟ بسیار مشکل است. حقیقت این است که با توجه به اینکه اکثریت گونه های لب شور دارای منشا دریایی هستند، نظریه اول یعنی چندین بار شکل گرفتن چندباره فـون لـب شور امروزی احتمال بیشتری دارد (Karpinsky, ۲۰۰۵).

پس، فون های درون زای لب شور امروزی خزر خودشان نیز قبل از فون های دریایی به نوعی زیسـت می کردند. همچنین یک رابطه ژنتیکی بین این دو فون دریایی و لب شور حفظ شده است این اتفـاق یعنی جایگزینی فون های لب شور در حدود ۱/۸ میلیون سال قبل در آخرین انفصـال از اقیـانوس رخ می دهد یعنی موقعی که حوضچه اکچاگیل ارتباطش را با اقیانوس هند از دست مـی دهـد و در ایـن

صورت، فون های غنی دریایی تقریبا به شکل کاملی همزمان با شیرین شدن این منبع آبی منقرض می شوند. فون دریا دریاچه لب شور آبشرون از باقیمانده حوضچه اکچاگیل و همچنین از حوضچه آب شیرین و Euxi نشأت می گیرد که این دو حوضچه از فرورفتگی Kumo – Manych مشتق شده اند. در دوره کواترنری (۱/۵میلیون سال قبل)، تغییرات شوری زیاد نبود (از ۰ تا ۲۰ گرم در هزار) و فون هایی که در دریای خزر حفظ شده بودند نه تنها با فون های امروزی مشابه بودند، بلکه گونه هایی نیز دارد که تا الان نیز زندگی می کنند. در دوره خاولین اولیه (۶۰ تا ۷۰ هزار سال قبل)، سطح آب خزر خیلی زیاد بالا آمد و ارتباط با دریای سیاه از طریق فرورفتگی Kumo - Manych برقرار شد که این ارتباط بیشتر منجر به تخلیه آب خزر به سمت غرب شد. در همان زمان، شوری در هر دو حوضچه تقریبا مشابه و به اندازه ۷-۵ گرم در هزار بود و دریای سیاه بوسیله گونه های خزری اشغال شدند و بعضی گونه های مدیترانه ای نیز به خزر نفوذ کردند.

بعد از جدا شدن از اقیانوس، شوری این منبع آبی که همان خزر امروزی بود، از ۲-۵ گرم در هزار متغیر بود که با شوری آب های لب شور مطابقت دارد. آب لب شور به عنوان یک پدیده در طبیعت بارها و بارها در منطقه مخلوط شدن آب شور و شیرین دیده می شود. آنها به لحاظ مورفولوژیکی به ندرت در دهانه رودخانه ها، تالاب ها، مصب ها، خلیج ها، خلیج های شیرین شده عوارض ناشی از خشکی و غیره تشخیص داده می شوند. شوری دریاهای داخلی اغلب کاهش پیدا می کند بوسیله رودخانه هایی که به آنها وارد می شوند برای نمونه دریاهای سیاه، بالتیک، سفید و آزوف این عمل رخ داده است. با این حال، همیشه ارتباط با دیگر دریاهای شور و اقیانوس ها و ورود گونه های دریایی وجود دارد در نتیجه آنها مجبورند با گونه های لب شور رقابت کنند. دریای خزر، بدنه آبی لب شور با عمر طولانی است که منحصر به فردیده و به لحاظ اندازه با دریاهای دیگر و فون ویژه آن طی مدت

طولانی بدون رقابت با گونه های دریایی بوجود آمده است. پس خزر یکی از بزرگترین مراکز گونه زایی فون های لب شور است. در حقیقت، تاکسونی در حد خانواده که منحصرا بومی لب شور باشند، در هیچ جا شناخته نشده است، در حالی که ناجورپایان خزر Caspicola knipovitschi مثالی از یک خانواده مونوتیپیک بومی است که به عنوان شاخص در طی فرآیند تشکیل فون لب شور در خزر در نظر گرفته می شود (Karpinsky, 2005).

فقط تعداد بسیار کمی از گونه های دریایی قادر به سازش نسبت به شرایط لب شور هستند به غیر از این گونه ها، فون خزر هنگام جداشدن شروع به شکل گرفتن کرده است. همان طور که ذکر شد، تنوع کوماسه های خزر همگی از یک شکل اجدادی یعنی یک گونه مهاجر از مدیترانه مشتق شده اند و همچنین ۱۵ گونه و زیر گونه شگ ماهیان خزر نیز از اجداد واحد شکل گرفته اند. شباهت مورفولوژیکی بالای گونه ها در دیگر گروه ها این احتمال را به وجود آورده است که تصور شود گونه زایی از یک یا چندین شکل ابتدایی نشأت گرفته است. تقریبا تمام ۷۹ گونه از ناجورپایان خزر می توانند به چندین گروه مشابه به لحاظ مورفولوژیکی طبقه بندی شوند و دلایل منطقی وجود دارد که آنها از ۵ تا ۹ شکل اجدادی مشتق شده باشند. در حدود ۹۰ گونه از گروه وسیعی شکم پایان کوچک و از جنس Pyrguld انتخاب شده بودند که دارای تفاوت مورفولوژیکی فرعی اندکی بودند، اما هیچ شفافیتی وجود نداشت که آیا این گونه ها مستقل هستند یا اینکه آنها صرفا دارای تغییرات گونه ای هستند؟ ارتباط قوی مورفولوژیکی گونه های امروزی درونزای خزری این حقیقت را تصدیق می کند که فون جوان است و هنوز در فرآیند تشکیل شدن قرار دارد، به طوری که یکی از اولین محققین فون خزر یعنی Grimm فعال بودن فرآیند گونه زایی در خزر اشاره کرده بود. علی رغم گونه های دریایی منشأ آب شیرین، با شرایط جدید سازش پیدا کرده اند و می توانند جزو میوه شور به حساب آیند، اگر

چه سهم آنها در کل فهرست گونه ها در حدود ۲۰-۱۵ درصد است و نقش آنها در بیومس حتی کمتر است. کم ناران، بعضی گونه های روتیفرها، زالوها، کلادوسرا، شیرونومیدها و شکم پایان مثالهایی از گونه های آب شیرین هستند. جداشدن استثناء یی خزر نه تنها به لحاظ جغرافیایی بلکه همچنین هیدروشیمیایی شوری کم و ترکیب هیدروشیمیایی که از اقیانوس ها و آب شیرین متفاوت هستند این احتمال را برای تکامل مجموعه جانوری جدید ایجاد کرده و تحت شرایط رقابتی، هم از گونه های دریایی و هم از گونه های آب شیرین شکل گرفته اند(Karpinsky, 2005).

در کنار گونه های درون زا و گونه هایی با منشأ آب شیرین که اکثریت تنوع زیستی دریای خزر را تشکیل می دهند، دو گروه دیگر از موجودات (قطب شمال و مدیترانه) به خزر نفوذ کردند.

نمایندگان فون قطب شمال (۱۴ گونه که در خلیج های آب شیرین قطب شمال زیست می کردند، طی دوره یخبندان (در حدود ۱۳۰۰۰ سال قبل) وارد خزر شدند و خصوصیات گونه ها را حفظ کردند و یا زیر گونه های جدیدی را شکل دادند که بسیار مشابه فرم های اولیه آنها بود. دیگر گروه متعلق به گونه های مدیترانه ای هستند. هفت گونه از آنها از طریق فرورفتگی Kumo Manych- تقریبا ۶۰ تا ۷۰ هزار سال قبل به خزر وارد شدند و تفاوت های بارزی در بعضی از آنها ایجاد شده است که طبقه بندی آنها را به عنوان زیرگونه اجازه میدهد. این گونه ها همگی، سال ها قبل به لحاظ زیستی بخشی از اکوسیستم خزر شدند. با این حال، گروه جدیدی از گونه های مدیترانه عمدتا ۵۰-۳۰ گونه توسط انسان ها، سهوی یا عمدی به خزر معرفی شدند و همه این گونه ها با نام عمومی گونه های معرفی شده در خزر در قرن بیستم بیان می شوند. آنها اکوسیستم خزر را بسیار زیاد تحت تأثیر قرار دادند، به طوری که در یک فصل جداگانه در مورد آن بحث می شود. تخمین دقیق از منابع فون دریای خزر در مقایسه با فون دیگر دریاها با شوری مشابه و منطقه اقلیمی یکسان مانند دریاهای آزوف و سیاه امکان

پذیر می باشد. ارتباط نزدیکی بین آنها (آزوف و سیاه) باخزر در به لحاظ تکامل تاریخی وجـود دارد و در واقع این دریاها قبل از کشف Bosporus (در حدود ۱۲۰۰۰ سال قبـل) تاحـدودی بوسـیله همـان گونه ها اشغال شده بودند که این امر ما را برای توصیف آنهـا بـه عنـوان ناحیـه بیوجغرافیـایی واحـد پونتوس-خزر قادر می سازد (Kampinsky, ۲۰۰۵).

فون و فلور دریای خزر نمی توانست معمولا با مهاجمین رقابت کند و غالبا فون و فلـور مهـاجم گونـه های بومی را از بین می بردند. تنوع زیستی خـزر۵/۲ برابـر ضـعیفتر از دریـای سـیاه اسـت و ۵ برابـر ضعیفتر از دریای Barents می باشد. دلیل اصلی این تفاوت احتمالا به شوری متغیر آن بر می گـردد. برای فلور و فون آب شیرین امروزی، شوری آب خزر خیلی زیاد و برای گونه های دریایی حال حاضـر این شوری کم است. پس دریای خزر امروزی یک بهشت واقعی برای گونه های لب شوری است که هم از اکوسیستم های آبی قاره ای (خشکی) و هم دریایی نشأت گرفته اند .

- **جانداران گیاهی خزر**

جلبکهای تک سلولی که به فیتوپلانکتون ها و تا حدودی فیتو بنتوزها اطلاق می شود، حجم وسـیعی از گیاهان دریای خزر را تشکیل می دهند. بزرگترین گروه ها، دیاتومه ها (باسلاو ۲۹۲ گونه)، جلبـک های سبز - آبی (سیانو فیتا ، ۲۰۳ گونه) جلبک های سبز - آبی (سیانو فیتا ، ۲۰۳ گونه) جلبک های سبز (کلروفینا، ۱۳۹ گونه) و جلبک های پیروفیت (پیروفیتا ، ۳۹ گونه) هسـتند همچنـین ۵ گونـه از جلبک یوگلناها (یو گلنافیل و ۲ گونه از جلبک سبز - زرد (کریز و فیتا) نیز وجود دارند. فیتوپلانکتون های خزر شمالی معمولا به عنوان گونه های آب شیرین مصبی بررسی می شوند در حـالی کـه گونـه های یوری هالین تریتیک دریایی و لب شور در خزر میانی و جنوبی بر دیگر گونه ها غلبه دارند.

بر طبق داده های به دست آمده از سال های ۱۹۷۹-۱۹۹۲، ۴۴۹ گونه از فیتوپلانکتون دریـای خـزر کشف شده است. تنوع گونه های فیتوپلانکتونی از شمال به جنوب کاهش می یابد که علت آن، فقدان انواع گونه های آب شیرین می باشد. بیشتر جلبـک هـای فیتوپلانکتـونی آب شـیرین هسـتند (۲۱۰ گونه)، ۷۴ گونه آب شیرین - لب شور هستند، ۶۶ گونه لب شور هستند و فقط ۴۷ گونه می تواند بـه عنوان دریایی بررسی شود در حالی که ۵۲ گونه دیگر نیز تعیین نشده است. ۱۲۹ گونه از دیاتومه ها و ۵۰ گونه از جلبک های سبز - آبی عمدتا در بستر زندگی می کنند و بیوتوپ های پوششی را تشـکیل می دهند و همچنین بعضی گونه های جلبک های سـبز ماننـد Cladophora و Enteromorpha کـه کلونی های رشته ای یا اجتماعات پیچیده تری را شکل می دهند قادر به چسبیدن به بستر بوده و بـه عنوان ماکرو فیتو بنتوز در نظر گرفته می شوند.

تعداد گیاهان ماکرو فیتو بنتوز در خزر زیاد نیستند و شامل ۱۳ گونه جلبـک قهـوه ای فئوفیتـا و ۲۵ گونه جلبک قرمز ردوفیتا می شود. با این حال، علفهای سخت (چاروفیتا ، ۱۰ گونه)، سکونت گاه های قابل تحسینی را شکل می دهند که عمدتاً در آب های کم عمق و در خلیج های گلی که از مسیرهای دریایی دور هستند را تشکیل می دهند و از راه های دریایی بدور هستند. ه گونه از گیاهان عالی تر در دریای خزر ساکن هستند که شامل لویی کوتـاه (Typha angustifolia) نـی معمـولی (Phragmites communis) و دیگر گیاهان ساحلی که در دلتاهای رودخانه رشـد مـی کننـد. علـف دراز (Zostera minor) در زمین هـای شـنی و شـنی - صـدفی دیـده مـی شـود و علـف مردابـی بـرگ رازیانـه ای (Potamogeton pectinatus) در مناطق ساحلی رشد می‌یابند و نیلوفر آبی خاردار (Najas marina) و علف دریایی (Ruppia spiralis.,R. maritime) در خلیج ها رشد می کنند (Karpinsky, ۲۰۰۵).

بسیاری از گونه های فیتوپلانکتون و فیتو بنتوز شامل گروه هایی از گیاهان آب شیرین و دریایی می شود که در دیگر منابع آبی نیز پیدا شده اند. با این حال، تعداد وسیعی از گونه ها در گروه گیاهان آب شور و با درجه ای کمتر یعنی گروه گیاهان لب شور - آب شیرین فقط در دریای خزر پیدا می شوند. بر طبق داده های Makarova، از ۷۳ گونه فیتوپلانکتون کشف شده مربوط به دیاتومه ها، ۲۲ بومی خزر هستند و ۱۰ تا از اینها باقیمانده از نسل قدیم هستند. همه اینها متعلق به گروه لب شور و آب شیرین - لب شور هستند. بیشترین میزان گونه های بومی متعلق به دیاتومه ها می باشد که در گروه های دیگری هم قرار داشته و البته در گروه لب شور قرار می گیرند.

فلور حال حاضر دریای خزر برای مطالعه توسط میکروسکوپ نوری به خوبی شناخته شده است و به نظر می رسد که گونه های جدید از گیاهانی که کشف شده اند، جزو گونه های معرفی شده هستند. با این حال گروه وسیعی از جلبک های بدون تاژک و کوچک وجود دارند که به عنوان نانو و پیکوفیتوپلانکتون در نظر گرفته می شوند که مطالعه آنها در در ابتدای راه قرار دارد. تقریبا دانسته شده است که آنها بیش از نصف کل بیوماس فیتوپلانکتون ها را تشکیل می دهند و به واسطه اندازه کوچک و فراوانی اشان، نقش آنها در تولید مواد آلی بسیار زیاد است. به همین دلیل، ترکیب گونه ای فیتوپلانکتون ها در دریای خزر تا حدود خیلی زیادی ناشناخته مانده است و باید در آینده برای نو کردن فهرست موجودات گیاهی تلاش کرد (Karpinsky, ۲۰۰۵).

- **بی مهرگان آزادزی خزر**

ترکیب فون بی مهرگان آزادزی دریای خزر از بی مهرگان ازادزی اقیانوس ها، دریاها با آب شور و حتی از دریاهای لب شور با شوری مشابه بسیار متفاوت است و حتی چرخه زندگی متفاوتی با ناحیه زیست جغرافیایی پونتو - خزر که قبلا متحد بودند (دریاهای سیاه، آزوف و خزر) نیز دارا می‌باشند.

این امر به دلیل تاکساهای زیاد موجود در دریاها و اقیانوس ها است که در خزر یا غایب هستند (رادیولاریا، سیفونوفورا، براکیوپودا، اسکافوبودا، Loricata، خارپوستان، تونیکاتا و دیگر رده‌ها) و یا تعداد کمی از این گونه ها (پوریفرا، سلالتراتا، نمر نین ها، Kamptozoa پلی کیت ها، بریوزوا و ده پایان آن هم به واسطه شوری کم و جدایی خزر در یک دوره بلندمدت حاضر می باشند.

پروتوزوا در ۴ رده در دریای خزر نمایان می شوند. ۱۰ گونه از آمیب های فاقد پوشش (Amoebida) در اعماق و سطح رسوبات ساکن هستند و همچنین ۱۸ گونه از فورامینیفرای کفزی (راسته Foraminifera) که متعلق به رده سارکودینا می باشند، در آنجا حضور دارند. آمیبها مخصوص آب شیرین هستند در حالی که فورامینیفرها معمولا ساکن آب شور هستند. آنها همگی در در خزر جنوبی پیدا شدند در حالی که ۱۹ گونه در خزر میانی و این تعداد به ۱۲ گونه در آب های تقریبا شیرین خزر شمالی تقلیل می یابد. در منطقه ساحلی، ۲ گونه از Heliozoa وجود دارد و تاژکداران به وسیله ۴۰ گونه نشان داده می شوند. از رده مژه داران متعلق به پروتوزوا، ۶۳۹ گونه آزادزی و ۲۱ گونه پارازیت هستند که توده وسیعی را تشکیل می دهند و به خوبی هم مطالعه شده اند. بسیاری از آنها (۳۰۵) گونه های شن دوست و ساکن در بین شکافها هستند که بین رسوبات دانه ریز شنی منطقه ساحلی زندگی می کنند، ۱۷۲ گونه به عنوان بخشی از جمعیت بسترهای نامطلوب (fouling) و ۱۳۵ گونه به عنوان بخشی از پلانکتون طبقه بندی می شوند اگرچه بعضی گونه ها می توانند با هم در ۲ جمعیت طبقه بندی شوند. گونه های دریایی و گونه های آب شیرین به ترتیب ۹۰ درصد و ۱۰ درصد از مژه داران آزادزی دریای خزر را می سازند (Karpinsky, 2005).

تنها گونه های اسفنج بومی خزر (Porifera) دارای سه فرم می باشد که به واسطه بعضی ویژگی های اسکلتی و اجزای خارهایشان متفاوت می باشند. از مرجانیان Coelenterata ۵گونه، ۲ گونه بومی

درون زا و ۳ گونـه مهـاجم آزوف - سـیاه در خـزر دیـده شـدند. ۲۹ گونـه از کرمهـای پهـن آزادزی (Turbellaria) در خزر میانی و جنوبی سکونت دارند که عمـدتا در نزدیکـی سـاحل شـرقی سـکونت دارند. نمرتین های جهان شمول آب شیرین (Nemertini) که در ولگـا معمـول هسـتند در خـزر نیـز یافت می شوند. نماتودهای آزادزی (Nematoda) به عنوان موجودات مـایو بنتیـک طبقـه بنـدی مـی شوند و با اینکه قبلا ۵۲ گونه در خزر کشف شده اند، اما فراوانی این گونه همراه با گونههـای دریـایی جدیدی که کشف شدند، بیان می‌کند که این گروه به اندازه فراوانی گونه های بومی نیستند. روتیفرها (Rotatoria) عمدتا موجودات آب شیرین هستند که ۷۹ گونه در منطقه پیش دهانه ولگا یافـت شـده اند و با آب های رودخانه ای وارد دریا می شوند. با این حال، گروهـی از گونـه هـای یـوری هـالین بـا پراکنش فراوان در خزر وجود دارد و همچنین گروهی از روتیفرهای بومی لب شور (۴ گونه و زیرگونه) وجود دارد. نمایندگان رده Kamptozoa که اخیرا تا حدودی به دریای خزر نفـوذ کـرده انـد، یکـی از گونه های اصلی هستند که در چسبیدن به کشتیها و سـازه هـای کشـتیها دخیـل هسـتند. ۳ رده از کرمهای حلقوی (Annelidea) در دریای خزر حاضر است. کرمهای کـم تـار (Oligochaeta) بـا گونـه های بیشتری (۳۱ گونه) وجود دارند که ۲۶ گونه از آنها در خزر شمالی ساکن هستند. این کرم ها که ذاتا موجودات آب شیرین هستند و در بسیاری موارد بومی خزر می شوند در بسیاری موارد در بنتوزها دیده می شوند.. از هفت گونه کرم پر تار (Polychaeta)، یک گونه بومی خزر اسـت چهـار تـا درون زا پونتو سخزر و دو تا از مدیترانه معرفی شده اند (که یکی از آنها نتوانست با شرایط دریای خزر سـازگار شود). سه گونه از زالوهای درون زا (Hirudinea) دارای منشأ آب شیرین هستند و ۲ تا از آنهـا بـومی هستند (Karpinsky, 2005).

- **سخت پوستان و نرم تنان خزر**

سخت پوستان یکی از موجودات فراوان و در عین حال ویژه برای دریای خزر هستند، تعـدادی از آنهـا درون زا و تعدادی نیز بومی هستند. کلادوسرا (۵۰ گونه ;Cladocera) مخصوص آب شیرین هستند و بسیاری از آنها در مناطق شیرین نزدیک به دهانـه هـای رودخانـه دیـده مـی شـوند. در عـین حـال، نمایندگان خانواده Polyphemnidae در بخش لب شور خزر با شوری تا ۱۳-۱۲ گرم در هـزار سـاکن هستند، جایی که ۲۶ گونه از آنها زندگی می کنند. از Polyphemnidae، ۲۳ تا درون زا و ۱۶ تا بومی بوده و ۲ گونه دارای ۱۲ شکل بومی هستند و فقط یکی از آنها جهانی است که سال ۱۹۵۷ کشف شد. کوپه پودها (۱۹ گونه ;Copepoda) یک گروه با منشأ متنوع است. ۷ گونه بومی هستند، ۴تـا نیـز در دریای سیاه و آزوف زندگی کرده و وارد رودخانه می شوند و ۶ گونه در دیگر دریاهـا و آب هـای لـب شور به طور وسیعی پراکنده شده اند، یکی از آنها در دریاچه بایکال نیز شناسـایی شـده و یکـی دارای منشأ قطب شمال است. به علاوه، هشت گونه از کوپه پودهای پارازیت که هـیچ کـدام از آنهـا دریـایی نیستند در دریای خزر پیدا شده اند.

۲ گونه از مهاجمین مدیترانه ای، بارناکل های بلوطی (Cirripedia) می باشند اگـر چـه یکـی از آنهـا Balanus eburneus در خلیج ترکمن باشی کشف شده بود اما از آن به بعد پیدا نشد.

بسیاری از استراکودها (۴۶ گونه :Ostracoda) غالباً بنتیک هستند. تعـداد زیـادی گونـه هـای اخیـرا توصیف شده در میان آنها وجود دارد که مطالعات اندکی در مورد آنها صورت گرفته است.

سه راسته از سخت پوستان بارزترین نمایندگان را در خزر دارند. قسمت عظیمی از مایسـیدهای خـزر (Mysidacea) نکتوبنتیک هستند اما بعضی از آنها قادر به بالا آمدن در سـتون آب هسـتند و۴ گونـه همیشه به شکل پلانکتون حاضر هستند. همه ۲۰ گونه از مایسیدها درون زا هستند که ۱۳ تا از آنهـا

بومی و ۷ گونه فقط به پونتو-خزر بر می گردند، در حالی که بعضی گونه های پوری هالین وارد دلتاها و قسمت های پایین تر رودخانه ها نیز می شوند. در مقدمه گزارش Sars اشاره شده است که ۱۸ گونه از کوماسه های خزر از یک شکل اجدادی برخاسته اند و از دریای مدیترانه مهاجرت کرده انـد (شـکل ۷-۴). پس همگی درون زا هستند و ۳ جنس و ۷ گونه از بین آنها بومی می باشند و ۱۱ گونه دیگر به پونتو خزر تعلق دارند. با این حال بسیاری از گونه ها به دلتاها و پایین دست رودخانه ها حرکـت مـی کنند و در آنجا سکونت می کنند. آمفی پودها فراوانترین سخت پوستان به لحاظ گونه ای هستند (۷۶ گونه) و مهمترین بخش از جامعه بنتوز دریای خزر را تشکیل می دهند. ۹۹ گونه درون زا، ۴ گونه بـا منشأ قطب شمال، یکی از آنها مدیترانه ای و از ۹۹ گونه، ۳۱ گونه بومی خزر هستند و همچنـین ۳۸ گونه در حوضچه دریای سیاه - آزوف پیدا شده اند از جایی که بسیاری از گونه ها به رودخانه ها نفوذ کرده اند، بعضی ها هم به دریای بالتیک رفته و در آنجا ساکن شـدند و یکـی از آنهـا هـم بـه سـاحل انگلیس رسید. بسیاری از آمفی پودهای خزر و همچنین کو ماسه ها بنتیک هستند. فقـط دو گونـه از جنس Pseudalibrotus معمولا در اعماق آب پیدا شده اند. (Karpinsky, ۲۰۰۵)

ایزو پودهای خزر (Isopoda) بصورت ۲ زیرگونه بومی ساکن در قطب شـمال و آب هـای شـیرین، در دریای خزر حاضر هستند. نهایتا، علاوه بر دو گونه از خرچنگ های آب شیرین متعلق به رده ۱۰ پایان (Decapoda) که یکی از آنها بومی شد، ۲ میگو از دریای سیاه - آزوف و یک کـه زیسـتگاه اصـلی آن سواحل آتلانتیک است، در قرن گذشته به دریای خزر معرفی شده اند.

نرم تنان دو کفه ای (Bivalvia) و همچنین سخت پوستان بارزترین بنتوزهای دریـای خـزر هسـتند. تنوع آنها زیاد نیست یعنی ۲۵ گونه کـه ۸ تـا از آنهـا ۱۷ زیـر گونـه دارد. دو کفـه ای هـا بزرگتـرین

موجودات بنتیک هستند که وزن آنها می تواند به ۱۰ گرم نیز برسد. بیومس ماسل ها، ۹۰ درصد بیوماس کل بنتوزها را تشکیل می دهد و پراکنش کمی آنها را نیز تعیین می کند. ۳ جنس به نامهای Dreisseria, Didacna, Hypanis که اکثر گونه های آنها درون زا هستند از ۱۹ گونه بومی خزر تشکیل شده اند که ۴ تا از آنها به ۱۰ زیر گونه تقسیم می شوند در حالی که به گونه بومی پونتو - خزر دارای ۹ زیر گونه هستند. نهایتا یک گونه از ازوف به خزر نیز معرفی شده است. با این حال، ۲ گونه بومی Dreissena کاملا به وسیله Mytilaster از میدان به در شدند که خود گونه همراه با دو گونه دیگر مدیترانه ای در قرن بیستم به دریای خزر معرفی شده بود. شکم پایان (Gastropoda) در مناطق پیش دلتای رودخانه ها از گونه های آب شیرین گوناگونی تشکیل شده اند، اگر چه دو گونه لب شور جنس Theodoxus که یکی از آنها بومی است، ۳ گونه بومی از خانواده Planorbidae و همچنین تعداد زیادی از گونه های نرم تن (تا ۷۸ گونه از خانواده Pyrgulidae) در خود خزر هم ساکن هستند. نرم تنان این گروه بسیار متغیر و کوچک هستند نظر به اینکه فقط به وسیله صدف توصیف می شوند، تعداد ارائه شده می تواند غیر قابل اعتماد باشد. با این وجود، بسیاری از گونه های این گروه نرم تن بدون شک بومی خزر هستند (Karpinsky, 2005).

- **دیگر بی مهرگان خزر**

گونه هایی از گروه های معمول کنه های آب شیرین (Hydracarina , Arachnoidea: ۲ گونه) و ۸ گونه از لارو مگس های دلقک از خانواده شیرونومیده (Chironomidae) و یک گونه از خانواده Ceratopogonidae (Insecta ; Diptera) عمدتاً در خزر شمالی و ساحل آن سکونت دارند، اما دو گونه از شیر و نومیدها یعنی Clunio marinus, Chironomus albidus که اولی بومی خزر است، در اعماق بیشتر از ۱۰۰ متر مستقر شده اند و از نظر تعداد بر بنتوزهای عمق ۲۰۰ متر و پایین تر غالبیت

یافتند، به طوری که دیگر گونه های بنتوز کمتر می توانستند نفوذ کنند. همه ۶ گونه از خزه شکلان (Bryozoa) به طور وسیعی پراکنده هستند اگرچه متعلق به گروه های متفاوت هستند: ۲ گونه آب شیرین، سه گونه مدیترانه ای و یک گونه درون زا وجود دارد.

در مورد مرور بی مهرگان خزر، لازم است که ذکر شود ۳۲۰ گونه پارازیت از تاکساهای مختلف پروتوزوآ تا سخت پوستان وجود دارد. بسیاری از آنها دارای میزبانهای مشخصی هستند. گسترش وسیع این گونه ها مربوط به میزبانهای آب شیرین آنها می شود، اگرچه فرم های بومی دریای خزر در برخی از تاکساها ایجاد شده است (Karpinsky, ۲۰۰۵).

- **ماهیان خزر**

ماهیان و ماهی شکلان ۱۰۰ گونه و زیر گونه از ۱۷ خانواده را تشکیل می دهند که در دریا و دلتای رودخانه ها زندگی می کنند. فقط لامپری بومی دریای خزر تنها نماینده موجودات ماهی شکلان(رده دهان گردان) است. ماهیان خاویاری خزر که از مدتهای طولانی دارای شهرت هستند، مهمترین و عمومی ترین مهره داران هستند و نشانه خانوادگی دریای خزر هستند. با بررسی فسیل های باقیمانده از این ماهیان باستانی نشان شده است که ۱۲ میلیون سال قبل زیست کرده اند و در خزر فعلی حداقل ۶-۵ میلیون سال قبل بدون تغییرات قابل ملاحظه ای وجود داشته‌اند و در حال حاضر آنها را هم به‌عنوان بومی و هم به‌عنوان فسیل طبقه‌بندی می‌کنند. پنج گونه از ماهیان خاویاری مشاهده شده است که از ماهیان مهاجر دریای خزر می‌باشند: ماهی خاویاری بسیار بزرگ، بلوگا *Huso huso*، ماهی خاویاری روسی (چالباش) *Acipenser gueldenstaedti* ، ماهی خاویاری ایرانی (قره برون) *A.persicus*، ماهی خاویاری ازون برون *Acipenser stellatus* ، ماهی خاویاری خاردار یا شیپ (اسم

روسی) *Acipenser nudiventris* به همراه یک گونه ساکن در رود ولگا بـه نـام اسـترلیاد *Acipenser ruthenus* ماهیان خاویاری خزر محسوب می شوند.

متنوع ترین خانواده ها، گوبی ها، کپورها، شاه ماهی ها و خاویار ماهیان می باشند. گونه های نـادر در معرض خطر شامل: لامپری خزری Caspiomyzon wagneri ، ماهی خاویـاری سـتاه دار Acipenser nudiventris شـاه مـاهی Alosa kessleri volgensis آزاد مـاهی خـزرSalmon trutta caspicus، Vimba vimba perca ،Chalcalburnus chalcoides chalcoides ،Stenodus leucichthys، Barbus brachycephalus caspicus، Barbus ciscaucasicus و Barbus capito می‌شود (Mamaev, 2002).

در دریای خزر تا ۱۲۶ زیر گونه از ماهیان ممکن است وجود داشـته باشـد. بیشـتر آنهـا کپورهـا (۳۳ درصد)، گوبی ها (۲۸ درصد) و کیلکاماهیان (۱۴ درصد) هسـتند (Aubrey,۱۹۹۴). بیشـتر گونـه هـا بومی با تعداد کمی از نماینده های دریای مدیترانه هسـتند. ۴ گـروه اساسـی از ماهیـان وجـود دارد: ماهیان دریایی (کلیکا، شاد، کفال ماهیان و بعضی از گوبی ها)، ماهیـان آنـادر مـوس (لامپـری، آزاد ماهیان و همه ماهیان خاویاری بغیر از استرلیاد)، ماهیان نیمه مهـاجر (کلمـه خـزر، کپـور معمـولی، ماهی سفید، سوف و استرلیاد) و ماهیان رودخانه ای (سوف سفید، لای ماهی و tenich) (Mamaev, 2002).

خانواده شگ ماهیان (Clupeidae) با ۱۸ گونه و زیر گونه که فقط در خزر و رودخانه هـای آن وجـود دارند، نشان داده می شوند که شامل ۳ گونه کیلکا و ۱۵ گونه هرینگ می شود. ۵ گونه به همـراه ۱۵ زیر گونه از شگ ماهیان خزر همگی از یک گونه تکامل می یابند. ۳ گونه از ماهیان شـرق دور (مـاهی آزاد جام Oncorhynchus keta، ماهی آزاد گوژپشت Oncorhynchus gorbuscha ، ماهی آزاد کوهـو

Oncorhynchus kisutch علاوه بر دو گونه آزاد ماهیان خزر (ماهی آزاد خزر Salmo truta caspius و بیگانه ماهی خزر Stenodus leucichthys) در دریای خزر سازش پیدا کردند. گروه بزرگی از ماهیان خانواده اردک ماهیان (Esocidae)، کپور ماهیان (Cyprinidae)، گربه ماهیان (Siluriae) و سوف ماهیان (Percidae) (۳۱ گونه) در آب های شیرین در نزدیکی رودخانه ها عمدتا دهانه ولگا سکونت دارند، با این حال بعضی از این گونه ها، زیر گونه های خزری لب شور را شکل داده اند. نی ماهی Syngnathus nigrolineatus caspius و همچنین ماهی گل آذین شنی Atherina mochon pontica (A.boyeri caspia) که در حدود ۱۳۰۰۰ سال قبل از دریاهای سیاه و آزوف به خزر نفوذ کرده اند، زیر گونه های بومی را شکل داده اند. ۲ گونه از کفال خاکستری و کفشک ماهی ستاره ای در قرن گذشته در دریای خزر دیده می شدند و در حال حاضر کفال های خاکستری دارای اهمیت شیلاتی فراوانی هستند. خانواده گاو ماهیان (Gobiidae) بسیار جالب هستند. ۲۹ گونه از ۳۷ گونه بومی خزر هستند بقیه در رودخانه ها ساکن هستند و حتی یکی از آنها به امریکای شمالی نفوذ کرده است. آنها هم در نواحی کم شور دریا و هم در نواحی با شوری بالای دریا سکونت دارند. بسیاری از گونه ها در خزر میانی و جنوبی عمدتا تا عمق ۵۰ متری زندگی کرده و نواحی ساحلی دریا با بسترهای شنی، قلوه سنگی و صخره ای را ترجیح داده و از بسترهای رسی اجتناب می کنند (Karpinsky, ۲۰۰۵).

جدول (۴-۲) فهرست گونه‌های ماهیان دریای‌خزر و رودخانه‌های حوضه‌آبریز این دریا[۱] (Bogutskaya and Naseka. (2006

فقط دریای خزر	دریای خزر و رودخانه های حوضه آبریز آن	گونه
Petromyzontidae Bonaparte, 1831		
بومی	بومی	Caspiomyzon wagneri (Kessler, 1870)
	بومی	Lampetra fluviatilis (Linnaeus, 1758)
		Lampetra planeri (Bloch, 1784)
Acipenseridae Bonaparte, 1831		

[۱] بر گرفته از برنامه زیست محیطی دریای خزر http://www.zin.ru/projects/caspdiv/caspian_fishes.html

Acipenser gueldenstaedtii Brandt et Ratzeburg, 1833 (s.l.)	بومی	بومی
Acipenser nudiventris Lovetsky, 1828		
Acipenser persicus Borodin, 1897		
Acipenser ruthenus Linnaeus, 1758		
Acipenser stellatus Pallas, 1771		
Huso huso (Linnaeus, 1758)	بومی	بومی
Clupeidae Cuvier, 1816		
Alosa Linck, 1790	بومی	بومی
Alosa braschnikowi (Borodin, 1904)		
Alosa caspia (Eichwald, 1838)		
Alosa caspia knipowitschi (Iljin, 1927)		
Alosa caspia persica (Iljin, 1927)		
Alosa kessleri (Grimm, 1887)		
Alosa saposchnikowii (Grimm, 1887)		
Alosa sphaerocephala (Berg, 1913)		
Alosa volgensis (Berg, 1913)		
Clupeonella caspia Svetovidov, 1941	بومی	بومی
Clupeonella engrauliformis (Borodin, 1904)		
Clupeonella grimmi Kessler, 1877		
Clupeonella tscharchalensis (Borodin, 1896)		
Acheilognathinae Bleeker, 1863	بومی	–
Rhodeus Agassiz, 1832	بومی	–
Rhodeus amarus (Bloch, 1782)		
Rhodeus sp "caspiomeridionalis" Bogutskaya et Naseka (in press)		
Barbinae Bleeker, 1859	بومی	بومی
Barbus Cuvier, 1816		
Barbus ciscaucasicus Kessler, 1877		
Barbus cyri Filippi, 1865		
Barbus goktschaicus Kessler, 1877		
Barbus mursa (Gueldenstaedt, 1773)		
Capoeta Valenciennes, 1842	بومی	–
Capoeta capoeta capoeta (Gueldenstaedt, 1773)		
Capoeta capoeta gracilis (Keyserling, 1861)		
Capoeta capoeta sevangi Filippi, 1865		
Luciobarbus Heckel, 1843	بومی	بومی
Luciobarbus brachycephalus (Kessler, 1872)		
Luciobarbus capito (Gueldenstaedt, 1773)		
Cyprininae Bonaparte, 1831	بومی	بومی
Carassius Jarocki, 1822	بومی	بومی
Carassius carassius (Linnaeus, 1758)	بومی	بومی
Carassius gibelio (Bloch, 1782)	بومی	بومی
Cyprinus Linnaeus, 1758	بومی	بومی
Cyprinus carpio Linnaeus, 1758	بومی	بومی
Gobioninae Jordan et Fowler, 1903		
Gobio Cuvier, 1816	بومی	بومی
Gobio holurus Fowler, 1976		-
Gobio gobio (Linnaeus, 1758)		-
Romanogobio Bănărescu, 1961		
Romanogobio albipinnatus (Lukasch, 1933)	بومی	

Romanogobio ciscaucasicus (Berg, 1932)		
Romanogobio macropterus (Kamensky, 1901)		
Leuciscinae Bonaparte, 1837		
Abramis Cuvier, 1816	بومی	بومی
Abramis brama (Linnaeus, 1758)	بومی	بومی
Acanthalburnus Berg, 1916	بومی	
Acanthalburnus microlepis (de Filippi, 1863)	بومی	
Alburnoides Jeitteles, 1861		
Alburnoides ciscaucasicus Bogutskaya et Spodareva (in press)	بومی	
Alburnoides eichwaldii (Filippi, 1863)		
Alburnoides rossicus Berg, 1924		
Alburnus Rafinesque, 1820		
Alburnus alburnus (Linnaeus, 1758)		
Alburnus chalcoides (Gueldenstaedt, 1772)		
Alburnus filippi Kessler, 1877		
Alburnus hohenackeri Kessler, 1877		
Aspius Agassiz, 1832		
Aspius aspius (Linnaeus, 1758)	بومی	بومی
Aspius aspius iblioides (Kessler, 1872)		بومی
Aspius aspius taeniatus (Eichwald, 1831)		-
Ballerus Heckel, 1843		
Ballerus ballerus (Linnaeus, 1758)		بومی
Ballerus sapa (Pallas, 1814)		
Blicca Heckel, 1843		
Blicca bjoerkna (Linnaeus, 1758)	بومی	بومی
Blicca bjoerkna transcaucasica Berg, 1916		-
Chondrostoma Agassiz, 1832		
Chondrostoma oxyrhynchum Kessler, 1877	بومی	-
Chondrostoma oxyrhynchum cyri Kessler, 1877		-
Chondrostoma variabile Jakovlev, 1870		
Leucalburnus Berg, 1916		
Leucalburnus satunini (Berg, 1910)	بومی	-
Leucaspius Heckel et Kner, 1858		-
Leucaspius delineatus (Heckel, 1843)		-
Leuciscus Cuvier, 1816		
Leuciscus idus (Linnaeus, 1758)		بومی
Leuciscus leuciscus (Linnaeus, 1758)		-
Phoxinus Rafinesque, 1820		
Phoxinus (Phoxinus) phoxinus (Linnaeus, 1758)	بومی	
Pseudophoxinus Bleeker, 1860		
Pseudophoxinus atropatenus (Derzhavin, 1937)		
Pseudophoxinus sojuchbulagi (Abdurakhmanov, 1950)		
Rutilus Rafinesque, 1820		
Rutilus caspicus (Jakovlev, 1870)	بومی	بومی
Rutilus frisii kutum (Kamensky, 1901)		بومی
Rutilus rutilus rutilus (Linnaeus, 1758)		بومی
Rutilus rutilus schelkovnikovi Derzhavin, 1926		-
Rutilus rutilus uzboicus Berg, 1932		-
Scardinius Bonaparte, 1837		

Scardinius erythrophthalmus (Linnaeus, 1758)	بومی	بومی
Squalius Bonaparte, 1837		
Squalius cephalus (Linnaeus, 1758)		بومی
Squalius cephalus orientalis (Nordman, 1840)		-
Vimba Fitzinger, 1873		
Vimba vimba persa (Pallas, 1814)	بومی	بومی
Pelecinae		
Pelecus Agassiz, 1835		
Pelecus cultratus (Linnaeus, 1758)	بومی	بومی
Tincinae Kryzhanovsky, 1947		
Tinca Cuvier, 1816	بومی	بومی
Tinca tinca (Linnaeus, 1758)		
Cobitidae Swainson, 1839		
Cobitis Linnaeus, 1758		
Cobitis melanoleuca Nichols, 1925	بومی	بومی
Cobitis "satunini" = ??Cobitis hohenackeri Kessler, 1877	بومی	
Cobitis taenia Linnaeus, 1758	بومی	
Misgurnus La Cepède, 1803		
Misgurnus fossilis (Linnaeus, 1758)	بومی	بومی
Sabanejewia Vladykov, 1929		
Sabanejewia aurata (Filippi, 1863)	بومی	
Sabanejewia caspia (Eichwald, 1838)		
Sabanejewia caucasica (Berg, 1906)		
Balitoridae Swainson, 1839		
Barbatula Linck, 1790		
Barbatula araxensis (Banarescu et Nalbant, 1978)	بومی	
Barbatula barbatula (Linnaeus, 1758)		
Barbatula bergiana (Derzhavin, 1934)		
Barbatula tigris cyri (Berg, 1910)		
Oxynoemacheilus Banarescu & Nalbant, 1966		
Barbatula (Oxynoemacheilus) brandti (Kessler, 1877)	بومی	
Barbatula (Oxynoemacheilus) merga (Krynicki, 1840)		
Paracobitis Bleeker, 1863		
Paracobitis malapterura (Valenciennes, 1846)	بومی	
Siluridae Cuvier, 1816		
Silurus Linnaeus, 1758		
Silurus glanis Linnaeus, 1758		
Esocidae Cuvier, 1816		
Esox Linnaeus, 1758		
Esox lucius Linnaeus, 1758		
Osmeridae Regan, 1913		
Osmerus Linnaeus, 1758		
Osmerus eperlanus (Linnaeus, 1758)		
Coregonidae Cope, 1872		
Coregonus Linnaeus, 1758		
Coregonus albula (Linnaeus, 1758)	بومی	
Coregonus vessicus Drjagin, 1933		
Stenodus Richardson, 1836		
Stenodus leucichthys (Gueldenstaedt, 1772)	بومی	بومی
Thymallidae Gill, 1884		

Thymallus Cuvier, 1829	بومی	
Thymallus thymallus (Linnaeus, 1758)		
Salmonidae Cuvier, 1816		
Hucho Günther, 1866	بومی	-
Hucho taimen (Pallas, 1773)		-
Salmo Linnaeus, 1758		بومی
Salmo ischchan ischchan Kessler, 1877		-
Salmo ischchan gegarkuni Kessler, 1877		-
Salmo ischchan danilewskii Gul'elmi, 1888		-
Salmo ischchan aestivalis Fortunatov, 1926		-
Salmo trutta caspius Kessler, 1877		بومی
Salmo trutta ciscaucasicus Dorofeyeva, 1967		بومی
Lotidae Bonaparte, 1837		
Lota Oken, 1817	بومی	بومی
Lota lota (Linnaeus, 1758)		
Atherinidae Risso, 1827		
Atherina Linnaeus, 1758	بومی	بومی
Atherina boyeri Risso, 1810		
Gasterosteidae Bonaparte, 1831		
Pungitius Coste, 1848		
Pungitius platygaster (Kessler, 1859)	بومی	بومی
Syngnathidae Bonaparte, 1831		
Cottidae Bonaparte, 1831		
Cottinae Bonaparte, 1831	بومی	
Cottus Linnaeus, 1758		
Cottus koshewnikowi Gratzianov, 1907		
Percidae Cuvier, 1816		
Gymnocephalus Bloch, 1793		
Gymnocephalus cernuus (Linnaeus, 1758)	بومی	
Perca Linnaeus, 1758		
Perca fluviatilis Linnaeus, 1758	بومی	بومی
Sander Oken, 1817		
Sander lucioperca (Linnaeus, 1758)	بومی	بومی
Sander marinus (Cuvier, 1828)		
Sander volgensis (Gmelin, 1788)		
Gobiidae Fleming, 1822		
Anatirostrum Iljin, 1930	بومی	بومی
Anatirostrum profundorum Berg, 1927	بومی	بومی
Asra Iljin, 1941		
Asra turcomana Iljin, 1941	بومی	بومی
Benthophilus Eichwald, 1831		
Benthophilus abdurahmanovi Ragimov, 1978	بومی	بومی
Benthophilus baeri Kessler, 1877		
Benthophilus casachicus Ragimov, 1978		
Benthophilus ñtenolepidus Kessler, 1877		
Benthophilus granulosus Kessler, 1877		
Benthophilus grimmi Kessler, 1877		
Benthophilus kessleri Berg, 1927		
Benthophilus leobergius Berg, 1949		
Benthophilus leptocephalus Kessler, 1877		
Benthophilus leptorhynchus Kessler, 1877		

Benthophilus macrocephalus (Pallas, 1787)		
Benthophilus mahmudbejovi Ragimov, 1976		
Benthophilus pinchuki Ragimov, 1982		
Benthophilus ragimovi Boldyrev et Bogutskaya, 2004		
Benthophilus spinosus Kessler, 1877		
Benthophilus svetovidovi Pinchuk et Ragimov, 1979		
Caspiosoma Iljin, 1927		
Caspiosoma caspium (Kessler, 1877)	بومی	بومی
Hyrcanogobius (Iljin, 1928)	بومی	بومی
Hyrñanogobius bergi (Iljin, 1928)		بومی
Knipowitschia (Iljin, 1927)		
Knipowitschia caucasica (Berg, 1916)	بومی	بومی
Knipowitschia longecaudata (Kessler, 1877)		
Mesogobius (Bleeker, 1874)		
Mesogobius nigronotatus (Kessler, 1877)	بومی	بومی
Mesogobius nonultimus (Iljin, 1936)		
Neogobius (Iljin, 1927)		
Neogobius (Chasar) *bathybius* (Kessler, 1877)	بومی	بومی
Neogobius caspius (Eichwald, 1831)		
Neogobius cyrius (Kessler, 1874)		
Neogobius pallasi (Pallas, 1814)		
Neogobius goebelii (Kessler, 1874)		
Neogobius gorlap (Iljin, 1949)		
Neogobius macrophthalmus (Kessler, 1877)		
Neogobius melanostomus affinis (Eichwald, 1831)		
Neogobius syrman eurystomus (Kessler, 1877)		
Proterorhinus (Smitt, 1899)		
Proterorhinus marmoratus nasalis (De Filippi, 1863)	بومی	بومی
Syngnathus (Linnaeus, 1758)		
Syngnathus abaster (Risso, 1826)	بومی	بومی
Eudontomyzon mariae (Berg, 1931)	معرفی شد	-
Acipenser baerii baicalensis (Nikolsky, 1896)	معرفی شد	-
Acipenser baerii chatys (Drjagin, 1948)	معرفی شد	-
Polyodon spathula (Walbaum, 1792)	معرفی شد	معرفی شد
Anguilla anguilla (Linnaeus, 1758)	معرفی شد	معرفی شد
Capoeta capoeta heratensis (Keyserling, 1861)	معرفی شد	-
Squaliobarbinae (Rainboth, 1991)	معرفی شد	معرفی شد
Ctenopharyngodon (Steindachner, 1866)	معرفی شد	معرفی شد
Ctenopharyngodon idella (Valenciennes, 1844)	معرفی شد	معرفی شد
Mylopharyngodon piceus (Richardson, 1846)	معرفی شد	-
Carassius auratus (Linnaeus, 1758)	معرفی شد	-
Pseudorasbora (Bleeker, 1859)	معرفی شد	-
Pseudorasbora parva (Temminck et Schlegel, 1846)	معرفی شد	-

Aristichthys nobilis (Richardson, 1845)	معرفی شد	-
Hypophthalmichthys molitrix (Valenciennes, 1844)	معرفی شد	-
Ictiobus bubalus (Rafinesque, 1818)	معرفی شد	
Ictiobus cyprinellus (Valenciennes, 1844)	معرفی شد	-
Ictiobus niger (Rafinesque, 1820)	معرفی شد	-
Ictalurus punctatus (Rafinesque, 1818)	معرفی شد	-
Coregonus baunti Mukhomediyarov, 1948	معرفی شد	-
Coregonus lutokka (Kottelat, Bogutskaya et Freyhof, 2005)	معرفی شد	-
Coregonus maraenoides (Polyakov, 1874)	معرفی شد	-
Coregonus peled (Gmelin, 1789)	معرفی شد	-
Oncorhynchus gorbuscha (Walbaum, 1792)	معرفی شد	معرفی شد
Oncorhynchus keta (Walbaum, 1792)	معرفی شد	معرفی شد
Parasalmo[1] *mykiss* (Walbaum, 1792)	-	معرفی شد
Liza aurata (Risso, 1810)	-	معرفی شد
Liza saliens (Risso, 1810)	-	معرفی شد
Liza haematocheilus (Temminck et Schlegel, 1845)	-	معرفی شد
Gambusia affinis (Baird et Girard, 1853)	معرفی شد	-
Gambusia holbrooki (Girard, 1859)	معرفی شد	معرفی شد
Poecilia reticulata (Peters, 1859)	معرفی شد	-
Gasterosteus (Linnaeus, 1758)	معرفی شد	معرفی شد
Gasterosteus aculeatus (Linnaeus, 1758)	معرفی شد	معرفی شد
Pungitius pungitius (Linnaeus, 1758)	معرفی شد	-
Perccottus glenii (Dybowski, 1877)	معرفی شد	-
Benthophilus durrelli (Boldyrev et Bogutskaya, 2004)	معرفی شد	-
Neogobius gymnotrachelus (Kessler, 1857)	معرفی شد	-
Neogobius melanostomus (Pallas, 1814)	معرفی شد	-
Proterorhinus marmaratus (Pallas, 1814)	معرفی شد	-
Channa argus (Cantor, 1842)	معرفی شد	-
Platichthys flesus (Linnaeus, 1758)	معرفی شد	معرفی شد

◘ وضعیت حفاظتی ماهیان در دریای‌خزر از نگاه IUCN

[1] *Oncorhynchus*

ذخایر آبزیان به علت گسترش روز افزون جوامع انسانی و نیاز آنها به منابع غذایی جدید در زیستگاه های خود در معرض انواع فشارها ، چه فشارهای ناشی از صید بی رویه و چه فشارهای وارده از سوی مسائل محیطی از قبیل آلودگی و تخریب زیستگاه ها قرار گرفته اند.

بر اساس ارزیابی‌ها و آمار و اطلاعات منتشر شده سازمان خواربار جهانی (FAO, 2007) حدود ۵۲ درصد ذخایر ماهیگیری دنیا تحت بهره‌برداری کامل هستند. به این معنی که یا به سطح حداکثر مجاز قابل برداشت رسیده‌اند و یا نزدیک به این نقطه هستند. ۲۰ درصد ذخایر، بهره‌برداری از آنها ملایم و قابل قبول است و ۱۷ درصد آن تحت فشار صید هستند. ۷ درصد هم ذخایر دریایی تهی شده‌اند و ۳ درصد، کمتر بهره‌برداری شده‌اند. تنها یک درصد از ذخایر تهی شده در حال ترمیم می‌باشند. وضعیت حفاظتی گونه‌های مختلف ماهیان دریای‌خزر نیز با توجه به شرایط حاکم بر اکوسیستم آن و براساس الگوی اتحادیه بین المللی حفاظت از طبیعت به شرح ذیل طبقه بندی گردید (کرمی‌راد و همکاران، ۱۳۸۹). تقسیم بندی زیر شامل: گونه های دارای کمبود داده (DD[1])، حداقل نگرانی (LC[2]: کمترین نگرانی، NT[3]: در مرز تهدید)، مورد تهدید (VU[4]: آسیب‌پذیر، EN[5]: در معرض خطر انقراض، CR[6]: بحرانی)، منقرض‌شده در حیات‌وحش (EW[7])، منقرض شده (EX[8]) است. طبق آخرین لیست قرمز IUCN در سال ۲۰۱۵ میلادی از تعداد۱۵۹۵ گونه جانوری، تعداد ۱۲۳ گونه مورد تهدید (VU: ۸۵،

[1] Data Deficient
[2] Least Concern
[3] Near Threatened
[4] Valnerable
[5] Endangered
[6] Critically endangered
[7] Extinct in the wild
[8] Extinct

EN:۲۲، CR: ۱۶) بوده‌اند که از این تعداد ۳۹گونه ماهی مورد تهدید بوده‌است[1]. بر این اساس طبق آمار سازمان حفاظت محیط زیست ایران دریای خزر دارای ۳۰۰ گونه حیوانی است که بیش از یکصد گونه آن مربوط به ماهیان می باشد. همچنین ۴۴ گونه جانوری در دریای خزر در لیست قرمز مورد تهدید IUCN قرار دارند[2] که به تعداد ۳۶ گونه از ماهیان و قرارگیری آن ها در لیست طبقه‌بندی IUCN اشاره می‌شود. در این گروه ماهیان خاویاری بیش از گروه‌های دیگر در شرایط بحرانی تهدید هستند (جدول ۳-۴).

جدول (۴-۳) دسته‌بندی برخی از ماهیان دریای خزر بر اساس لیست طبقه‌بندی IUCN[3]

انقراض	دسته بندی‌های تهدید			دسته بندی‌های حداقل نگرانی		
EW	CR	EN	VU	CD	NT	LC

فیل‌ماهی *Huso huso*

EW	CR	EN	VU	CD	NT	LC

ماهی‌چالباش (تاسماهی روسی) *Acipenser gueldenstaedtii*

EW	CR	EN	VU	CD	NT	LC

ماهی‌شیپ *Acipenser nudiventris*

EW	CR	EN	VU	CD	NT	LC

ازون‌برون *Acipenser stellatus*

EW	CR	EN	VU	CD	NT	LC

قره‌برون (تاسماهی ایرانی) *Acipenser persicus*

[1] IUCN Red List version 2015.4: Table 6a (http://cmsdocs.s3.amazonaws.com/summarystats/2015-4_Summary_Stats_Page_Documents/2015_4_RL_Stats_Table_6a.pdf)

[2] Mirshekar: http://www.irna.ir/en/News/81775490

[3] http://www.iucnredlist.org/search

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

آزاد دریای‌خزر *Salmo trutta*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

آزاد زیبا *Stenodus leucichthys*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

سیم *Abramis brama*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

کپور دریایی *Cyprinus carpio*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

سس‌ماهی *Luciobarbus capito*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

سوف‌دریایی *Sander marinus*

DD	LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

سوف‌معمولی *Sander lucioperca*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

سوف‌حاجی‌طرخان *Perca fluviatilis*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

ماهی‌سفید *Rutilus kutum*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

کلمه *Rutilus rutilus*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

ماش‌ماهی *Aspius aspius*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

کفال‌پوزه باریک *Liza saliens*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

کفال‌طلایی *Liza aurata*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

شاه‌کولی *Alburnus chalcoides*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

سیاه‌کولی *Vimba vimba*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

لای‌ماهی *Tinca tinca*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

ماهی ریز نقره‌ای *Leucaspius delineates*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

مارماهی رودخانه‌ای *Lampetra planeri*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

مارماهی حقیقی *Anguilla Anguilla*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

سوزن‌ماهی (نی‌ماهی) *Syngnathus abaster*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

ماهی‌چرب *Lota lota*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

شگ‌ماهی مهاجر *Alosa kessleri*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

کیلکای معمولی دریای خزر *Clupeonella caspia*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

خارماهی دریای‌خزر *Pungitius platygaster*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

شگ‌ماهی دریای‌خزر *Alosa caspia*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

ماهی‌اسبله *Silurus glanis*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

اردک‌ماهی *Esox Lucius*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

ماهی‌سه‌خاره *Gasterosteus aculeatus*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

ماهی سرخ باله Scardinius erythrophthalmus

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

لش‌ماهی *Squalius cephalus*

LC	NT	CD	VU	EN	CR	EW

- **دیگر مهره داران خزر**

در میان دیگر مهره داران دریای خزر، ۲ گونه از مارهای علفی (Natrix) و تعداد ۱۱ گونه از پرندگان آبزی و نزدیک آبزی می توانند پیدا شوند. از اینها، ۱۲۰ گونه پرندگان آشیان گذار، ۹ گونه پرندگان زمستان گذر و ۲۷۸ گونه ساکنین تابستانها ساکنینن مهاجر هستند. پرندگان دریایی منطقه شامل مرغهای نوروزی، قره غازها ، پلیکانها و فلامینگوها می شود. آنها در طول ساحل جمع می‌شوند. بالاترین تراکم در مصب‌های اورال و ولگا گزارش شده‌است. این ناحیه با اهمیت بالا به عنوان مکانی جهت تولید مثل، پرریزی و استراحت جهت مهاجرت می باشد (Mamaev, 2005). تنها گونه پستاندار دریای خزر یک فک Pusa caspica است که از قطب شمال به دریای در در دوره یخبندان مهاجرت کرده و به عنوان گونه مستقل تکامل پیدا کرد.

بررسی کلی فون های مذکور، اجازه بعضی از نتیجه گیری ها را می دهد. برخی از گونه های کوچکی که قادر به تحمل شرایط نامطلوب محیطی هستند (عمدتا مزه داران به وسیله پرندگان انتشار می یابند، عمدتا منشأ دریایی دارند و گسترش وسیعی دارند. گونه های بزرگتر لب شور اغلب بر خلاف انواع دریایی (آمفی پودا، کو ماسا، دو کفه ای و دیگر گروه ها) یا آب شیرین (کم تاران، زالوها، گردانتنان بومی و درون زا هستند. گونه هایی که از طریق آب شیرین به بدنه های آبی دیگر نفوذ کرده اند، همه آب شیرین بودند. نهایتا، گروهی از موجودات آب شیرین - لب شور که گسترش عمومی دارند، از طریق آب شیرین به خزر وارد شده اند. بیشترین بومیان به بنتوزها تعلق گسترش دارد نه تنها در میان بی مهرگان بلکه در میان ماهیان نیز چنین است تا حدی که گاو ماهیان نیز می توانند به عنوان فون بستر در نظر گرفته شوند. نسبت بومیان در میان موجودات پلانکتون و نکتون کمتر است چونکه گونه های آب شیرین در این بیوتوپها نقش مهمی را بازی می کنند.

در دریای خزر، گونه های لب شور درون زا فقط در خود خزر (حدود ۴۰ درصد از ماکرو بنتوزها، زئوپلانکتون ها و ماهیان) یا در ناحیه پونتو - خزر(۲۰ درصد) غالبیت دارند.

موجودات درون زا در ابتدا به عنوان فون و فلور دریایی متعلق به دوران سوم زمین شناسی سنوزوئیک، ۱۵ میلیون سال قبل) بودند که به کاهش نمک دریاها سازش پیدا کردند. سپس گروه هایی با گونه های مشابه تشکیل دادند که به عنوان باقیمانده باستانی از دریای در نظر گرفته می شوند. تا این اواخر، این گونه ها با منشا تتیس ساکنین اصلی خزر بودند، با این حال بعد از ظهور گروه نسبتا کوچکی از گونه های مدیترانه ای در قرن گذشته، بعضی از آنها از زیستگاهشان حذف شدند، بالاترین تنوع گونه ای در میان بنوزها دیده می شود و بیشترین تعداد و بیشترین سهم گونه های درون زا و بومی نیز در میان همین گروه دیده می شود (Karpinsky, 2005).

۴-۱-۲- خلیج فارس

◘ ویژگیهای غیر زیستی خلیج فارس

خلیج فارس که در محدوده ۲۶ تا ۳۰ درجه شمالی واقع شده است، وضعیت نیمه بسته ای دارد که فقط در بخش جنوب شرقی خود از طریق تنگه هرمز به خلیج عمان و اقیانوس هند متصل می شود. وسعت، طول، عمق متوسط، پهنا و برخی دیگر از ویژگی های خلیج فارس در منابع مختلف، متفاوت ذکر شده است. منابع مختلف، طول آن را بین ۸۰۰ تا ۱۳۰۰ ذکر نموده اند و عرض آن در پهن ترین قسمت ۶۴۰ کیلومتر و عمق متوسط آن ۳۰ متر برآورد گردیده است. البته عمق مذبور در مصب اروند رود ۲۵ متر و در تنگه هرمز ۹۱ متر گزارش شده است. وسعت خلیج عمان نیز به مراتب بیشتر از

خلیج فارس بوده و تا عمق ۳۲۰۰ متری می رسد (دهقانی و اسدی، ۱۳۷۵). کشورهای حاشیه خلیج فارس و خلیج عمان عبارتند از: ایران، عراق، کویت، عربستان سعودی، بحرین، قطر، امارات متحد عربی و پاکستان (دهقانی و اسدی، ۱۳۷۵). میزان بارندگی در خلیج فارس اندک و میزان آن در سواحل ایرانی در شمال، بیشتر از بخش مرکزی و سواحل جنوبی آن می باشد (FAO, ۱۹۸۱). میزان بارندگی سالانه در خلیج فارس ۷۰ میلی لیتر است (Reynold, ۱۹۹۳). میانگین تبخیر سالیانه در خلیج فارس ۲۶ سانتی متر می باشد (Privet, ۱۹۵۹). به دلیل تبخیر شدید، بارندگی اندک، ورودی آب شیرین کم و همچنین حجم اندک تعویض آب این خلیج با اقیانوس هند، میزان شوری آب بسیار بالا و در حدود ۴۱ در هزار می باشد.

- **زمین شناسی**

زمان پیدایش خلیج فارس به اواخر دوران سوم زمین شناسی، یعنی دوره پلیوسن تا پلیسترسن یعنی حدود ۷۰ میلیون سال پیش بر می گردد. سطح آب دریا در خلیج فارس و خلیج عمان در دوره پلیستوسن در اثر عصر یخبندان حدود ۱۲۰ متر پایین نشست و لذا گودی مذبور خالی از آب گردید و در اثر جریان رودخانه هایی نظیر کارون و اروند رود در بستر آن دره های رودخانه ای ایجاد گردید. پس از پایان عصر یخبندان در ۱۸ هزار سال قبل و بالا آمدن مجدد آب، حدود ۵ هزار سال پیش سطح آب خلیج فارس و خلیج عمان به میزان کنونی خود رسید.

◘ رسوبات خلیج فارس

- **ضخامت**

در مناطق کم عمق، ضخامت رسوبات متغیر بوده ولی حداکثر تا ۱۰ متر می رسد، که در بسیاری مناطق از ۲ متر نیز کمتر است. بیشترین ضخامت در آب های عمیق به طرف محور خلیج بوده است.

- **منشاء وانواع**

رسوبات وارده به خلیج فارس دارای سه منشاء می باشند : ۱- رسوبات وارده توسط رودخانه ها و آب های جاری ۲- رسوبات جمع شده توسط باد ۳- رسوباتی که از درون حوضه منشاء گرفته و شامل رسوباتی است که طی پروسه های شیمیایی از درون ستون آبی ته نشین و ایجاد شده و یا مواد بجا مانده از فعالیت موجودات زنده (بیوژنیک) می باشند.

- **پراکنش بر حسب قطر**

روند اصلی در الگو و پراکنش انداز ذرات در قسمت ایرانی خلیج فارس ، افزایش در قطعات دانه ریز همراه با ازدیاد عمق آب است، بدین ترتیب که با دور شدن از ساحل، قطر ذرات کاهش می یابد. مناطق کم عمق عموما با اندازه های دانه درشت مشخص می شوند، اما عموما میزان ذرات ماسه ای (با قطری بیش از ۱۳میکرون) که کل منطقه کمتر از ۵۰ درصد می باشد.

- **جنس ذرات**

ذرات تشکیل دهنده رسوبات بستر خلیج فارس شامل رسوبات درشت دانه (بزرگتر از ۶۳ میکرون) و رسوبات دانه ریز (کوچکتر از ۱۳ میکرون) است که از مواد مختلفی ایجاد شده اند. جنس ذرات ریز دانه رسوبات شمال خلیج فارس عمدتا" مارن بوده و درصد بسیار بالایی از قطعات دانه ریز را شامل می شود، به طوری که ذرات سیلتی بیش از ۴۰ درصد کل رسوبات را تشکیل می دهند.(شکل شماره ۱-۲) عوامل عمده ایجاد رسوبات به داخل خلیج فارس و دریای عمان را نشان می دهد.

- **منابع معدنی بستر دریا**

کانی عمده و اصلی در خلیج فارس، ذخایر عظیم و پهناور نفت و گاز آن می باشد که در بین رسوبات ضخیم نهشته شده در بستر دریا از حدود دوره مزورئیک تاکنون (۲۸۰ میلیون سال قبل) قرار داشته و

بزرگترین مجموعه هیدروکربوری در آب های دریای جهان محسوب می شود. تخمین زده شده است که بیش از ۳۰۰ میلیارد بشکه نفت در فلات قاره خلیج فارس نهفته شده باشد (حدود ۱۶ درصد از کل ذخایر فلات قاره جهان). علاوه بر این تخمین منابع گازی آن، حدود ۷۶ تریلیون متر مکعب است که حدود ۳۰ درصد کل ذخایر گاز طبیعی جهان محسوب می شود. منابع نفتی در سرتاسر دریا پراکنده بود و گسترش عمده آن در حوزه جنوبی امارات، قطر، عربستان و ایران می باشد. بزرگترین میدان گازی (که یکی از بزرگترین در نوع خود در جهان بشمار می رود) نیز در ناحیه ای بین قطر و ایران قرار داشته و علاوه بر آن ذخایر گازی قابل ملاحظه ای نیز در جزیره قشم وجود دارد (شکل ۱-۳). با این ترتیب سالانه مجموعا حدود ۲/۵ میلیون بشکه نفت خام از خلیج فارس تولید می گردد که یک چهارم کل تولید جهانی است.

◘ آب و هوای خلیج فارس

خلیج فارس بین عرض جغرافیایی 26° تا ۳۰ درجه شمالی قرار گرفته و سرتاسر سواحل و حوضه آن دارای آب و هوای خشک و نیمه گرمسیری است (به علت اینکه عمدتا به وسیله خشکی احاطه شده است)، لذا آب و هوای آن بسیار تحت تاثیر مناطق خشکی اطراف قرار داشته و به علت دور بودن از شرایط اقیانوسی، تغییرات فصلی از مشخصات به خصوص این ناحیه می باشد.

♦ بادها

بطور کلی خلیج فارس به علت مجاورت با خشکی های اطراف، شدیدا متاثر از وزش بادهایی است که از این مناطق اطراف وزیده و عرصه دریا را نیز تحت تاثیر خود قرار می‌دهند.

۱- بادشمالی، که باد غالب خلیج فارس محسوب شده و از سمت شمال غربی وزیده و به طرف جنوب از سرعت آن کاسته شده و در موقع رسیدن به سواحل غربی در جنوب شرقی از بین می رود. این باد تقریبا در تمام سال وزیده می شود.

۲- باد قوس (شرجی)، بادی است با جهت وزشی جنوب شرقی که عرضه وزش آن در خلیج فارس بوده و بیشتر در تنگه هرمز در خلال فصل تابستان غالب است.

۳- باد سهیلی، سمت وزش این باد، جنوب غربی است و در فصل بهار در تنگه هرمز کاملا" مشخص است. شدت وزش آن به مانند بادهای شمال و قوس نمی باشد.

۴- باد نعشی، بادی است با جهت شمال شرقی، که معمولا" در خلال زمستان در طول سواحل شرقی دریا، خصوصا" در تنگه هرمز محسوس است. در قسمت های میانی و شمالی دریا نیز در همین فصل، ولی با شدت کمی می وزد. در مجموع شدت وزش بادهای خلیج فارس از نوع متوسط بوده و هیچگاه طوفانهای استوایی در آن رخ نمی دهد. سیکلونهایی نیز که از دریای عرب (شمال اقیانوس هند) می آیند، هیچگاه به تنگه هرمز نمی رسند.

- **بارندگی**

مقدار بارندگی سالیانه در سواحل غربی، کمتر از ۵۰ میلیمتر بوده و مقدار آب های وارده در امتداد این سواحل نیز کم می باشد. کرانه جنوب شرقی حوضه، محدود به سیلاب هایی است که پس از وقوع بارندگی پیش می آیند. در سمت ایران، برجستگی های کوهستانی در امتداد سواحل دارای بارندگی حدود ۲۰۰ تا ۲۰۰ میلیمتر در یالهای جنوبی خود به سمت خلیج بوده و باعث تشکیل رودخانه هایی می گردند که بعضی از آنها وارد خلیج فارس می شوند. میزان بارندگی قسمت های ساحلی شمال دریا حدود ۱۵۰ میلیمتر در سال می باشد.

♦ درجه حرارت

درجه حرارت هوای خلیج فارس در سطح آن در طول سال بسیار متغیر بوده و در نواحی شمالی و جنوبی آن متفاوت است. درجه حرارت هوا در ساحل شمالی در طول سال بین ۴۵ تا ۱۰ درجه سانتیگراد است ولی در نواحی جنوبی آن، خصوصا" در آب های عربستان، در تابستانها به ۴۵ تا حتی ۵۰ درجه سانتیگراد و در زمستانها به صفر نیز می رسد.

♦ تبخیر

تاثیر متقابل باد، درجه حرارت زیاد و مقدار کم بارندگی باعث تبخیر زیاد در خلیج فارس گردیده به طوری که میزان سالانه آن برابر با ۱۲۶۰ میلیمتر در سال می باشد. این عامل باعث تولید کانی های تبخیری مانند نمک و آهک می گردد که عمدتا" در مناطق خلیج فارس در سبخاها (Sabfha) تهنشین می گردند.

◘ جریانهای دریایی

خلیج فارس و خلیج عمان از نظر موج و تلاطم سطحی آب به پنج منطقه تقسیم می شوند که هر یک دارای خصوصیات متفاوت با دیگر امواج می باشد: منطقه امواج در شرق تنگه هرمز، سه منطقه در قسمت های میانی، غربی و گوشه شمال غربی خلیج فارس و منطقه امواج در تنگه هرمز که آرامترین منطقه می باشد. تغییرات دمای محیط و عوامل دیگر، در پیدایش امواج سطحی آب موثر هستند. شکل موج، شدت و جهت آن بیشتر تحت تاثیر وزش باد می باشد. جهت اکثر امواج منطبق با جهت خلیج فارس و بیشتر به سمت غرب و شمال غرب است. در اواسط و اواخر تابستان، جهت امواج در منطقه چابهار بشتر به سمت جنوب شرقی است. امواج از نظر توزیع زمانی بیشتر در فصل پاییز و زمستان ایجاد می شوند. در فصل بهار و تابستان دریا آرامش بیشتری دارد. ورودی آب شیرین و

رودخانه های دائمی در این حوزه محدود بـه اروندرود در اسـتان خوزسـتان و نیـز تعـداد محـدودی رودخانه های بزرگ و کوچک ناحیه شمالی است، که از کوهستانهای ایـران (زاگـرس سرچشـمه مـی گیرند. ولی در مجموع اکثریت رودخانه های منتهی به خلیج فارس فصلی و سیلابی هستند، بطوریکه رسوبات آواری حاصل از فرسایش رشته کوههای زاگرس را به درون ایـن حـوزه هـدایت و حمـل مـی کنند(شهرابی، ۱۳۷۳). به دلیل محصور بودن خلیج فارس، بوسیله خشکیها و دور بـودن آن از آبهـای آزاد اقیانوسی، اثرات شوری و درجه حرارت اقیانوس هند در حداقل خود می باشـد. لـذا ایـن مسـئله موجب گردیده که نوسانات فاکتورهای شوری، درجه حرارت افزایش یابد و بطور متناسبی بـا یکـدیگر همخواهی داشته باشند. درجه حرارت آب در خلیج فـارش از بخـش ورودی (تنگـه هرمـز) بـه طـرف انتهای آن افزایش می یابد. همچنـین میـزان شـوری در بخشـهای عمـده ای از آب خلـیج بـه دلیـل محدودیتهای تبادل آبی، بالابودن تبخیر و عمق کم، بسیار متغیر و نسـبت بـه آب اقیـانوس بـالا مـی باشد. بطوریکه در قسمتهای مرکزی میانگین شوری ۳۸ - ۶۰ گرم در هزار و در قسمتهای کم ساحلی ۵۰-۵ گرم در هزار بوده و در باتلاقها و خلیجهای کوچک کنارهای به ۶۷-۶۰ گرم در هـزار متـر مـی رسد. این حوزه به لحاظ اقلیمی تحت تأثیر آب و هوای خشـک و نیمـه گرمسـیری اسـت (کردوانـی، ۱۳۷۶) جریان اصلی گردش آب در خلیج فارس، یک جریان سطحی بـر خـلاف حرکـت عقربـه هـای ساعت می باشد که چرخه ای از ورود آب اقیانوسی نسبتا ضـعیفی را در سـاحل ایرانـی خلـیج فـارس ایجاد نموده است (Jones. ۱۹۸۵). این جریان هر چند ناچیز است و اثر قابل ملاحظه ای نـدارد، ولـی نقش عمده ای در تعیین درجه حرارت، پراکنش شوری و ماد غذایی موردنیاز موجودات زنده ایفا مـی کند. جریانهای جذر و مدی نیز معمولا روند موازی با جهت طولی خلیج دارند که ارتفاع آنها از ۱ تا ۵ متر متغیر می باشد. امواج و جریانهای سطحی حاصل از باد نیز تحت تأثیر وزش باد غالـب، در مسـیر

شمال غرب - جنوب شرق می باشد (ROPME, ۲۰۰۳)، که به همین جهت بیشتر سواحل غربی خلیج فارس و کرانه های جنوبی در مسیر این بادها و امواج قرار می گیرند (اسماعیلی و همکاران، ۱۳۷۲). میزان مواد غذایی موجود در کف خلیج فارس با کاهش میزان اکسیژن محلول بسیار ناچیز است (به استثنای لایه های مخلوط شده در حاشیه سکوی قاره تا تنگه هرمز) که بدین لحاظ تنوع و فراوانی موجودات بسترزی (بی مهرگان را تحت تأثیر قرار می دهد (Sheppard, ۱۹۹۷)

◘ آب و هوا و اقلیم

آب و هوا تاثیر زیادی در بیوتوپ یا محل زندگی موجودات زنده و نیز در بیوسنوز یا مجموعه تمام موجودات این اکوسیستم دارد. از آنجایی که تمام خلیج فارس در نوار بسیار گرم و جنوبی منطقه معتدله شمالی در مجاور مدار رأس السرطان با تابش شدید خورشید واقع شده ست، فقط دارای دو فصل می باشد. زمستان نسبتا خشک در ماههای آذر، دی و بهمن و تابستان گرم در ماههای دیگر سال دارد. حداکثر مطلق درجه حرارت در منطقه خلیج فارس ۵۰ درجه ذکر شده است. معمولا فشار هوا با تغییر دما تغییر می کند و با هم نسبت عکس دارند. در منطقه خلیج فارس فشار هوا در زمستان یا ماههای سرد این منطقه به حداکثر می رسد (به طور متوسط ۱۰۱۸ میبلی بار) و در تابستان یا ماههای گرم این منطقه فشار هوا به حداقل میزان یعنی ۱۰۰۰ میلی بار می رسد.

◘ مشخصات فیزیکی

خلیج فارس دارای آب و هوای گرم است و حداکثر مطلق دما در این منطقه ۵۲/۶۷ درجه سانتی گراد می رسد و در تابستان که هوای منطقه در ماههای مرداد و شهریور خیلی گرم می شود، دمای آب از ۳۰ درجه تجاوز می کند و متوسط پایین ترین دمای آب خلیج فارس و خلیج عمان حدود ۱۸ درجه

سانتی گراد است. دمای آب خلیج فارس بین ۴۰ درجه در تابستان و ۱۵ درجه سانتی گراد در زمستان متغیر است.

حدود تغییرات دمای آب از مدخل خلیج فارس به سمت منتهی الیه شمال غربی افزایش می یابد و تغییرات فصلی دمای آب در قسمت های عمیق تر این خلیج، دامنه کمتری دارد. دمای آب خلیج به سمت شمال آن افزایش می یابد و میل به افزایش شوری و گرما به گونه ای است که این دو عامل در قسمت های کم عمق و چاله ها و برکه های منزوی خلیج به حداکثر می رسد و نوسان دمای تابستان و زمستان آن نیز (بین ۴۰ و ۱۵ درجه سانتی گراد) مربوط به همین آبهای سطحی یا کم عمق است.

◘ مشخصات شیمیایی

خلیج فارس از آب دیگر دریاهای جهان شورتر است زیرا از یک طرف آب رودهایی که به آن می ریزند حاوی املاح هستند و از طرف دیگر، مقدار آبی که از سطح این خلیج تبخیر می شود بیشتر از آبی است که به آن وارد می شود. میزان املاح آب خلیج فارس ۳۸ تا ۷۰ در هزار است ولی غلظت املاح آب در نقاط کم عمق به ۹۰ تا ۲۰۰ در هزار می رسد. خلیج فارس به دلیل دارا بودن عمق کم، شوری آن از سایر قسمتهای آبهای اقیانوس هند بیشتر می باشد. از علل تغییرات شوری، یکی تبخیر زیاد سطحی آب به ویژه در فصل گرما و دیگری کم عمق بودن خلیج فارس است. میزان تبخیر در خلیج فارس بیش از مقدار آبی است که به وسیله رودها (کارون، اروندرود، دجله و فرات و غیره) به آن می ریزند. میزان املاح آب خلیج عمان کمتر از خلیج فارس است. هر چه از شمال خلیج فارس به سمت جنوب برویم، میزان شوری افزوده می شود که علت آن می تواند کمتر شدن عمق آب و نیز وجود گنبدهای نمکی باشد.

- **اکسیژن**

الگوی چرخشی آب در درون حوضه خلیج فارس، وجود جریان های شدید جزر و مدی ، تاثیر باد و متلاطم نمودن آب دریا و بالاخره کمی عمق حوضه خلیج فارس، باعث گردیده است تا مخلوط شدگی آب به نحو نسبتا قابل توجهی صورت پذیرفته و در تمامی مناطق و اعماق، اکسیژن کافی وجود داشته و مقادیر بسیار پایین مطلقا مشاهده نگردند. علیرغم بالا بودن درجه حرارت در تمامی طول سال، باز اکسیژن محلول به میزان کافی در محیط دریا موجود می باشد (۶ تا ۷ میلی گرم در لیتر)، لذا اکسیژن یک عامل محدود کننده برای موجودات دریای خلیج فارس محسوب نمی گردد.

- **قلیائیت (الکالینیتی)**

میزان آلکالینیتی در حقیقت نشان دهنده میزان کربنات محلول در آب دریا می باشد. در قسمت عظیمی از آب های ایران آلکالینیتی حدود ۱۱۶ تا ۱۱۹ واحد می باشند.

- **کدورت**

خلیج فارس به واسطه عمق کم و اثرات دائمی امواج و جریانها، دارای کدورت بالنسبه بالایی می باشد که از این جهت از دریای عمان متفاوت است. در قسمت های عمده ای از سواحل ایران، به علت کدورت زیاد، میزان شفافیت حداکثر از ۵ تا ۱۰ متر تجاوز ننموده و فقط در اطراف جزایر مرجانی خلیج فارس، مانند کیش و لاوان که در آن آب بسیار پاک و عاری از ذرات معلق است، به حداکثر خود (بیش از ۱۰ تا ۱۵ متر) می رسد.

- **مواد مغذی (نوترینت)**

مواد مغذی (نوترینت) که در حقیقت زیربنای حاصلخیزی و میزان تولید اولیه را در هر پیکره آبی تشکیل می دهند، نسبت به دیگر پارامترها کمتر در خلیج فارس مورد سنجش قرار گرفته اند. از بین سه ماده اصلی فسفات، نیترات و سیلیکات، بیشترین اطلاعات در دسترس در درجه اول متعلق به فسفات و سپس نیترات می باشد. منشاء اصلی ورود مواد مغذی به داخل خلیج فارس را آب های ورودی اروند رود در غرب و آب های تنگه هرمز در شرق تشکیل می دهند. به علت کم عمق بودن حوضه خلیج فارس، تلاطم و به هم خوردن دائمی آب ها، مانع از ته نشینی مواد مغذی بر روی بستر دریا شده و لذا موادی که به اعماق دریا فرو می روند، مجددا باز چرخه می شوند. میزان مواد مغذی در درون خلیج فارس کلا کم بوده و فقط در نزدیکی تنگه هرمز که زبانه ای از آب غنی از مواد مغذی دریای عمان وارد شده و تا اعماق ۳۰ متری را نیز تحت تاثیر قرار می دهد و میزان آن قابل توجه می باشد. منشاء این آب، آب های عمیق تر دریای عمان است (Coad, ۱۹۹۲) که سرشار از مواد مغذی است.

نقشه پراکندگی سطحی فسفات نشان می دهد که آب غنی از فسفات دریای عمان (بیش از یک میلیگرم در لیتر) پس از ورود از تنگه هرمز، به سرعت فسفات خود را به علت مخلوط شدگی و کم شدن غلظت آن و همچنین مصرف توسط موجودات زنده از دست می دهد. این کاهش به سمت شمال همچنان ادامه یافته و در قسمت های جنوبی و غرب دریا به حداقل مقادیر خود می رسد (کمتر از ۰/۱) ولی علی رغم این موضوع، مقادیر آن همچنان قابل توجه و اندازه گیری است.

- **تولید اولیه**

میزان متوسط سالانه تولید اولیه در خلیج فارس که در حقیقت توده زنده پلانکتونی را شامل می شود، کمی بیش از ۲۰۰ میلی گرم در متر مکعب گزارش شده است. در موقعیت ۲۸ درجه شمالی،

مقدار متوسط توده پلانکتونی در حدود ۵۰۰ میلی گرم در متر مکعب و در آب های کم عمق به ۱۰۰۰ میلی گرم در متر مکعب بالغ می شود. منطقه بین ۲۸ درجه شمالی و ۵۰ درجه شرقی، حاصلخیز ترین منطقه خلیج فارس گزارش شده ، در حالی که آب های ساحلی و کم عمق دارای کمترین حاصلخیزی (مقدار متوسط توده پلانکتونی در حدود ۱۰۰ تا ۲۰۰ میلی گرم در متر مکعب) می باشند.

میزان باروری آب دریا در حقیقت همان توان اولیه بوده و بر حسب تثبیت میزان کربن (میلی گرم در متر مربع در روز) نشان داده می شود. این میزان برای اقیانوس های جهانی توسط موسایف (۱۹۶۹ ,Moieseev) اندازه گیری شده است. در این اندازه گیری، وی بارورترین مناطق اقیانوسی را برخی نقاط ساحلی و مناطق آپ ولینگ با میزان بیش از ۵۰۰ میلی گرم کربن در متر مربع در روز در نظر گرفته که خلیج فارس و دریای عمان نیز در این زمره اند. بر حسب نظر گراس (Gross, ۱۹۸۷)، میزان متوسط تولید اولیه مناطق ساحلی (به انضمام خلیج فارس و دریای عمان) برابر با ۱۰۰ گرم کربن خشک در متر مربع در سال و برای مناطق آپ ولینگ برابر با ۳۰۰ می باشد. بر حسب نظر Duxbury (۱۹۸۹) ، تولید اولیه دریای مازندران، دریای مدیترانه، دریای سیاه، خلیج فارس و ناحیه شمال و مرکز اقیانوس هند با میزان تولید ۰/۱ تا ۰/۲ گرم کربن در متر مربع در روز جزو مناطقی با تولید اولیه متوسط و دریای عمان جزء مناطقی با تولید بالا محسوب می شوند.

◘ ویژگیهای زیستی خلیج فارس

خلیج فارس با دارا بودن ویژگی های جغرافیایی و ارزش های بوم شناختی و همچنین مشخصات آب شناسی خاص خود، یکی از نادرترین بوم سازگانها به شمار می رود که مجموعه ای از موجودات زنده بیوسنوز) منحصر به فرد را به وجود آورده است. علاوه بر آن، خلیج فارس از محدوده ها و مناطق

مشترک خشکی و دریا (Ecoton) و یا به عبارت دیگر نواحی ساحلی متنوعی تشکیل شده که محل پیوند آب و خشکی و فصل مشترک عملکرد و بوم سازگان (Ecosystem) با اختصاصات مجزا از یکدیگر محسوب می شود. محیط زیست ساحلی این حوضه در واقع یک سیستم تکامل یافته طبیعی و در بر گیرنده پیچیده ترین و در عین حال غنی ترین بوم سازگان های مولد بر روی کره زمین می باشد. می بایست متذکر شد که مهمترین معیارهای انتخاب مناطق حفاظت شده ساحلی دریایی به منظور ارزشیابی بوم سازگان های دریایی، بر اساس معیارهای بوم شناختی (Ecological criteria) و تنوع یا غنای گونه ها، زیستگاه ها، اجتماعات و جمعیت ها می باشد. لذا بر همین اساس خلیج فارس به عنوان مجموعه ای کامل بوده و شامل تعداد قابل ملاحظه ای از مناطق و منابع حساس دریایی (Vulnerable Marine Resources) شناخته شده است که با ضوابط ارائه شده از سوی IUCN برای ذخیره گاهها یا مناطق حفاظت شده دریایی مطابقت دارد. خلیج فارس با دارابودن ویژگیهای جغرافیایی و ارزشهای بوم شناختی و همچنین مشخصات (فاکتورهای فیزیکی – شیمیایی خاص خود، یکی از نادرترین بوم سازگانها، بشمار می رود که مجموعه ای از موجودات زنده (Biocenose) منحصر به فرد را بوجود آورده است. در این میان زیستگاههای تخصص یافته ساحلی - دریایی (Biotope) نقش ارزنده ای در تنوع گونه ای فون و فلور منطقه داشته است (عوفی و همکاران، ۱۳۸۵)

◘ تنوع زیستگاهی و مناطق حساس خلیج فارس

در این خصوص می توان به موارد متنوعی به عنوان مناطق حساس و زیستگاه های ارزشمند دریایی اشاره نمود. جنگل های دریایی حرا (Mangrove forest)، خوریات (Creek)، مصب رودخانه ها (Estury)، آبسنگ های مرجانی (Coral reef)، خلیج های کوچک (Bay)، پهنه های گلی جذر و مدی

(Tidal mud flat)، کرانه های سنگ و صخره ای (Rocky shore)، سواحل شنی - ماسه ای (Sandy beach)، ارازی پست و آبگیرهای شور و لب شور ساحلی (Swamp / Lagoon / Salt marsh).

همچنین تعدادی از جزایر کوچک و بزرگ نیز وجود دارند که مجموعا به عنوان زیستگاه های ارزشمند و پناهگاههای امن برای آبزیان، پرندگان ساحلی و دریایی و محل تخم گذاری لاک پشت های دریایی هستند (عوفی، ۱۳۷۸). علاوه بر آن، خلیج فارس از محدوده ها و مناطق مشترک خشکی و دریا (Ecotone) و یا به عبارت دیگر از ناحیه ساحلی متنوعی تشکیل شده، که محل پیوند آب و خشکی و فصل مشترک عملکرد دو بوم سازگان با اختصاصات مجزا از یکدیگر محسوب می شود. محیط زیست ساحلی این حوزه در واقع یک سیستم تکامل یافته طبیعی و دربرگیرنده پیچیده ترین و در عین حال غنی ترین بوم سازگانهای مولد، بر روی کره زمین می باشد (دانه کار، ۱۳۷۷). لذا با توجه به اینکه از مهمترین معیارهای انتخاب مناطق حفاظت شده ساحلی - دریایی بر اساس معیار های بوم شناختی (Ecological Criteria) و تنوع یا غنای گونه های زیستگاهها، اجتماعات و جمعیتها می باشد (مجنونیان، ۱۳۷۷). بر همین اساس خلیج فارس بعنوان در بر گیرنده تعداد قابل ملاحظه ای از مناطق و منابع حساس دریایی شناخته شده است که با ضوابط ارائه شده از سوی IUCN برای ذخیره گاها یا منطاق حفاظت شده دریایی مطابقت دارد (دانه کار، ۱۳۷۵). بطور کلی تنوع محیطی و زیستگاهی در حوزه خلیج فارس موجب حضور گونه های بسیار متنوعی در جوامع گیاهی (Flora) و جوامع جانوری (Fuana) شامل گروه عظیم بی مهرگان و مهره داران دریایی و یا وابسته به محیط دریا (ماهیان، خزندگان، پستانداران و پرندگان شده است. در این میان تعدادی از گونه ها مورد حمایت و حفاظت جهانی قرار دارند و تعدادی از گونه ها نیز به عنوان بومی، منحصر و شاخص خلیج فارس می باشند. گروهی دیگر از جانوران به صورت مهاجر بوده و این منطقه را برای سپری نمودن تمام مراحل

زندگی خود اختصاص داده اند (مهاجران درون منطقه ای و یا دوره از از زندگی خود را جهت تغذیه، تولید مثل و تخم ریزی، نوزداگاه، زمستان گذرانی و یا به دلایل دیگر نظیر تغییر شرایط نامساعد زیستی و محیطی، بعنوان زیستگاه انتخاب می کنند (عوفی، ۱۳۷۶).

- **زیستگاه های (پهنه های) جزر و مدی**

این زیستگاهها شامل قسمتهایی از ساحل است که بین دامنه جزر و مد آب دریا قرار داشته و بدین ترتیب در طول شبانه روز از آب دریا خارج شده و یا توسط آن پر می شوند. این حالت باعث می گردد تا شرایط ویژه و خاصی برای موجوداتی که در این مناطق بسر می برند، فراهم گردد. از طرف دیگر مقصد نهایی کلیه اجسام شناور بر روی دریا سواحل آن می باشند، و این موضوع زمانی مهم خواهد بود که این اجسام شناور، آلودگی های نفتی باشند. با این ترتیب کلیه مناطق جزر و مدی اصولا" در معرض آلودگی قرار داشته و حیات آبزیان آنها در معرض خطر انواع آلودگی هاست. بدین خاطر پهنه های جزر و مدی در تمامی مناطق جهان جزو زیستگاههای حساس اکولوژیک محسوب شده و حفاظت از آنان دارای اولویت ویژه ای است. جنس این پهنه ها متفاوت بوده و بر حسب نوع و مواد تشکیل دهنده آن به انواع سنگی، شنی و گلی تقسیم بندی می گردند که هر یک دارای خصوصیات و تنوع خاص خود می باشد.

- **جنگلهای حرا**

جنگلهای حرا در ایران در مناطق جزر و مدی سواحل خلیج فارس و دریای عمان و در جوار شمالی ترین مدار پراکنش این گیاهان، مساحتی حدود ۲۰۰۰۰ هکتار از سواحل سه استان جنوبی ساحلی ایران، تحت پوشش این گیاهان قرار دارد (شکل شماره ۱-۱۲) . دو گونه حرا و چندل، تنها درختان حرای ایران می باشند. درخت حرا با نام علمی Avicennia marina از گونه غالب حراهای ایران بوده و

از خانواده Avicenniaceae می باشد. در سواحل ایران در خلیج فارس و دریای عمان، گسترش حرا در مناطق مناسب پیش می آید که مهمترین آنها در استان های سیستان و بلوچستان ، هرمزگان و بوشهر بوده و از این میان متراکم ترین و انبوه ترین جامعه حرای ایران در منطقه شمال جزیره قشم از بین بندر لافت و خمیر با گونه ابن سینا است. پس از آن جامعه حرای خلیج گواتر در استان سیستان و بلوچستان با گونه ابن سینا و سپس ناحیه تیاب و کلاهی است.

با توجه به رشد روزافزون جمعیت و گسترش و توسعه مناطق مسکونی و صنعتی در نواحی جنوب ایران، هم اکنون جامعه حرای ایران در این مناطق تحت فشار شدید قرار دارد. نمونه بارز این امر، ناپدید شدن نوار ساحلی حرا در سمت غرب بندرعباس به طرف جزیره قشم است که در حال حاضر فقط بوته های اندکی از درختان قدیمی به جای مانده است. علت عمده این امر تردد متعدد کشتیها و خروجی فاضلاب های شهری و صنعتی در این ناحیه است. در منطقه شمال جزیره قشم، با انجام برنامه های گسترش و توسعه این جزیره در آینده قرار است که مناطق صنعتی در سواحل شمالی آن ایجاد گردد که مطمئنا دارای اثرات نامطلوب و زیانباری خواهد بود. از طرف دیگر برداشت بی رویه سرشاخه های جوان جهت تغذیه دام، موجب صدمه به حرا خواهد شد که جا دارد از این کار جدا" جلوگیری گردد. در بسیاری از کشورهای جهان که دارای جنگل های حرا می باشند، مناطق جنگلی تبدیل به حوضچه های پرورش آبزیان دریایی، خصوصا" میگو شده است. خوشبختانه در ایران چنین امری صورت نپذیرفته، ولی با توجه به برنامه های در دست اجرای توسعه کشت و پرورش دریایی در ایران، در چنین مناطقی بایستی ضمن اجرای مطالعات و ارزیابی های زیست محیطی (EIA)، موقعیت و جایگاه حرا کاملا" مشخص وحفاظت گردد.

- **مرجان ها**

مرجان های سخت یا مرجان های سنگی، از نظر محیطی بسیار مهم بوده و جزو جانداران حساس محسوب می شوند. تحمل آنها نسبت به حرارت و شوری بسیار محدود بوده و قادر به تحمل کدورت آب نمی باشند. بدین جهت ملاحظه میشود که خلیج فارس زیستگاه و مامن نامناسبی برای مرجانها به شمار می رود و فقط تعداد ۱۵ جنس مرجان سخت در سواحل ایران و عربستان وجود دارد. آبسنگ های مرجانی عمدتا به سه صورت: حاشیه ای، سدی، حلقوی یا آتول (Atoll) وجود دارند. از اشکال محدودتر، وجود آبسنگها به صورت پراکنده و یا سکو مانند می باشد. آبسنگهای مرجانی ایران عمدتا در اطراف جزایر واقع شده و عبارتند از جزیره خارکو ، جزیره خارک، جزیره لاوان، جزیره هندورابی، جزیره شیدور، جزیره فارسی، جزیره فرور، جزیره بنی فرور، سیری، تنب بزرگ و تنب کوچک، ابوموسی، جزیره لارک، جنوب جزیره هنگام می باشد. مرجانها مانند گیاهان، موجوداتی کف چسب می باشند ولی اکثرا" شناسایی گونه های مرجانها روی نمونه مرده و در آزمایشگاه صورت می گیرد. مرجان شاخ نباتی فراوان ترین و گسترده ترین جنس در بین مرجانهای خلیج فارس بوده و بیشتر از هر گروه دیگری در شرایط متفاوت محیطی مشاهده می شود. مرجان انگشتی و مرجان گل کلمی جزء مرجان های شاخه ای و بسیار فراوان خلیج فارس اند که اکثرا" توسط غواصان از آب های جزیره کیش صید شده و به عنوان آلات تزئینی بکار میرود. مرجان مغذی از خانواده کندوئیان جزء مرجان های فراوان و غالب منطقه محسوب می شوند و در جزیره کیش فراوان اند و تنها گونه از مرجان نوع مارپیچی شکل اند که تاکنون در خلیج فارس شناخته شده اند. مرجان های خلیج فارس بسیار متنوع و گسترده بوده و در بسیاری از نقاط خلیج فارس دیده می شود.

- **جزایر ایران در خلیج فارس**

از دو پیکره دریایی آب های جنوبی، فقط در خلیج فارس جزایر متعدد و کوچک و بزرگی وجود دارد که از تنگه هرمز تا قسمتهای شمالی دریا (روبروی بوشهر) گسترش داشته و وضعیت آنها از لحاظ چگونگی تشکیل و منشاء و همچنین شرایط طبیعی و محیطی یکسان نبوده و متفاوت است. در یک تقسیم بندی کلی، جزایر خلیج فارس را می توان از نقطه نظر منشاء به دو دسته الف) ساختمانی یا تکتونیکی و (ب) رسوبی تقسیم نمود. در نوع اول، جزایر در اثر فعالیت های زمین شناسی و در مدت زمانهای بسیار زیاد تشکیل شده اند که تعداد آنها در خلیج فارس به ۱۷ جزیره رسیده و در حقیقت شامل جزایر اصلی واقع در آب های دور از ساحل خلیج فارس به اسامی زیر (به ترتیب از تنگه هرمز به سمت غرب) می باشند (شکل شماره ۱-۱۳).

◘ اهمیت اقتصادی و زیست محیطی

جزایر اصلی کلا از جنبه های زیر حائز اهمیت می باشند:

- سکونتگاه های جمعیتی و مراکز جذب سیاحتی و تفریحی
- مراکز تجاری و داد و ستد، بین سرزمین اصلی ایران و کشورهای حوزه خلیج فارس (ایجاد مناطق آزاد تجاری در جزایر قشم و کیش) و یا سرزمین های دورتر
- مراکز فعالیت های صید و صیادی
- مناطق تردد و با توقف شناورها
- فراهم نمودن بسترهای مناسب جهت زیست آبزیان، که بسیاری از آنان دارای ارزش تجاری می باشند

مناطقی مساعد جهت زیست و یا گذران گونه های حفاظت شده دریایی از قبیل لاک پشتان و پرندگان دریایی و همچنین آبسنگهای مرجانی که جزو مناطق حساس و آسیب پذیر ساحلی بشمار می روند.

جزایر از دو جنبه اصلی اکولوژیک و فعالیتهای صیادی مورد توجه قرار دارند، هر چند که تاثیر دیگر فعالیتها بر این دو زمینه، نبایستی از نظر دور نگاه داشته شود. از نقطه نظر اکولوژیک و ملاحظات زیست محیطی، تقریبا تمامی جزایر خلیج فارس به واسطه حمایت از حیات متنوع آبزیان دریایی، مهم بوده و در تولید اولیه چرخه حیات دریا، دارای نقش بسیار قابل توجهی می باشند. وجود آبسنگهای مرجانی در تقریبا" اکثر این جزایر باعث غنا و تنوع گونه ای بسیار قابل ملاحظه ای گشته است که علاوه بر حمایت از حیات دریایی، به نحو مطلوبی نیز شرایط محیطی را بهبود بخشیده است، که از جمله می توان به وجود مواد مغذی فراوان، آب آرام، شفاف و تمیز و بسترهای مناسب و در پناه اشاره نمود. تعداد زیستگاهها و موجودات مختلف از طرف دیگر باعث گردیده تا فعالیتهای صید و صیادی در حول و حوش اکثر این جزایر صورت گیرد. به علاوه لاک پشتان دریای در اکثر سواحل شنی این جزایر تخم ریزی می کنند که از جمله جزیره شیدور در مجاورت جزیره لاوان است. حیات آبزیان پیرامون جزایر تا حد زیادی در گرو وجود و سلامت مرجان های واقع در اطراف این جزایر و یا دیگر زیستگاهها می باشد. به همین خاطر، بایستی حفظ اکولوژی جزایر و حیات دریای پیرامون آنها (که شامل ذخایر شیلاتی نیز می باشد) در چهار چوب یک برنامه مدیریت زیست محیطی و همکاری بین سازمانی حمایت و پیگیری شود.

◘ خورهای خلیج فارس

♦ تعاریف و ویژگی ها

خور در حقیقت قطع گسیختگی امتداد خط ساحلی به واسطه پیشروی زبانه مانند دریا به داخل خشکی و یا محل ورود رودخانه به دریا می باشد. با این ترتیب از نظر ماهیت نوع آب، شامل آب های شور، شیرین و آب های مخلوط (لب شور) این دو است . خورها به اشکال مختلف ساده و یا پیچ در

پیچ و درهم و یا به صورت شبکه ای دیده می شوند. خورها به خاطر اتصال بـه دریـا، کـاملا متـاثر از نوسانات عمودی سطح آب دریا (جزر و مد) بوده و به همین خاطر سطح آب در آنها متغیر است. دور بودن از محیط دریا و تلاطم های دائمی و امواج، باعث ایجاد محیطی آرام می گردد، به همـین خـاطر خورها معمولا" پناهگاه بسیار مناسبی برای شناورهای صیادی به شمار می آیند. علاوه بر این، محـیط آرام درون خور همراه با ورود مواد مغذی به داخل آنها توسط روانآب های خشکی و حرکـات متنـاوب جزر و مد ، محیط مساعدی را جهت تولید مثل و رشد و زندگی بسیاری از آبزیـان بـا ارزش شـیلاتی مانند ماهیان و سخت پوستان (میگوها) فراهم می نماید. به همین خاطر خورها از نقطه نظر محیطـی جزو پرورشگاهای ساحلی (Nursury Ground) محسوب شده و به هنگام فصول تخـم ریـزی، آبزیـان مولد، به داخل این مناطق آمده و پس از تخم ریزی آنجا را ترک می نمایند. تخمهای رها شده بتدریج تبدیل به نوزاد و سپس ماهیان جوان شده و بدین ترتیب دوران اولیه رشد و جوانی این آبزیان در آنجا سپری شده و سپس عمدتا" به دریا رجعت و در آنجا تبدیل به بالغین می گردند. بدین ترتیب فعالیت های صید آبزیان در مناطقی مانند خورها بایستی انجام نشده و یا با مطالعـه و بررسـی کامـل صـورت گیرد. همچنین به علت شرایط مناسب خود، مکانهای بالقوه مساعدی را جهت تکثیر و پرورش آبزیـان تشکیل می دهند که می توانند با حفظ جنبه های شـیلاتی و زیسـت محیطـی، بـدین منظـور مـورد استفاده قرار گیرند از نقطه نظر زیست محیطی، علاوه بر ارزشهای ذکر شده در بالا، به علت اینکه مواد آلاینده ورودی به داخل خورها عمدتا در همانجا بدام افتاده و زدودن آن عملا غیر ممکن و یـا در دراز مدت و به کندی صورت می گیرد، لذا خورهـا، جـزو منـاطق حسـاس سـاحلی (Sensetive Coastal Area) محسوب گردیده و حفاظت از آنها از جمله اولویتهای مدیریت محیط زیست ساحلی بـه شـمار می رود.

علاوه بر تعریفی که در ابتدای این متن بدان اشاره شد، در مناطق جنوبی ایران، به دهانه رودخانه ها که در حقیقت همان مصب رود است، عنوان خور نیز اطلاق می گردد.

به این نکته بایستی توجه نمود که از نظر اکولوژی دریایی، خور ومصب در محیط متفاوت دریایی محسوب شده و شرایط محیطی و آبنگاری آنها کاملا متفاوت است ، بنابراین در حالت کلی و با توجه به تعریف ارائه شده، اصطلاح اصلی خور، شامل مصبها نیز می گردد. خورها از اشکال مهم ساحلی بشمار می روند که از نقطه نظر حیات و زیست آبزیان بسیار حائز اهمیت می باشند در طول سواحل جنوبی مجموعا" تعداد حدود ۲۹۹ رشته خور مطالعه شده وجود دارد که در سرتاسر طول سواحل جنوب پراکنده بوده و به نحوی مورد استفاده ساحل نشینان خصوصا" جوامع صیادی قرار دارند. پراکندگی استانی این خورها شامل ۲۹ خور اصلی در استان خوزستان می باشد که قسمت عمده آنها در ناحیه خور موسی واقع اند. در استان بوشهر حدود ۸۰ فقره خور کوچک و بزرگ شناسایی شده است و در استان هرمزگان حدود ۸۰ فقره خور تاکنون شناسایی و مورد بررسی قرار گرفته اند. در استان سیستان و بلوچستان نیز حدود ۳۱ خور مهم و اصلی مورد بررسی قرار گرفته اند.

- **اهمیت زیست محیطی**

به هنگام برنامه ریزی جهت توسعه مناطق ساحلی موارد زیر را باید در نظر داشت :

خورها به واسطه حمایت از حیات بسیاری از آبزیان ، جزو مناطق حساس ساحلی محسوب شده و از این جهت بایستی حفظ وضع موجود آنها دارای اولویت اول باشد.

ایجاد هر گونه ساختارهای انسانی، از قبیل احداث جاده و یا مزارع کشت و پرورش دریایی، که به نحوی محیط آنها را متاثر می سازد (مثلا جلو گیری از ورود آب های جاری اطراف به داخل آنها و یا

تخلیه پساب های مزارع پرورشی)، باید قویا منع گردیده و یا با رعایت موازین زیست محیطی به حداقل برسد.

با بررسی های لازمه، می توان از آب خورها (خصوصا خورهایی که دارای آب کم و بیش دائمی بوده و یا در مجاورت مناطق صحرایی قرار دارند)، جهت تامین آب استخرهای پرورش آبزیان استفاده نمود. غنی بودن آب خورها باعث بهبود در تولید آبزیان پرورشی خواهد گشت. مجددا یادآوری می شود که عدم تخلیه پساب ها به داخل خورها باید مدنظر قرار گرفته و شدت آبگیری نیز به نحوی نباشد که تعادل طبیعی خور را بر هم زند.

با توجه به نقش حیاتی خورها در چرخه حیات بسیاری از آبزیان اقتصادی، شیلات باید به نحو مقتضی از طریق همکاری با دیگر ارگانهای ذیربط و مسئول ، برنامه های مدون و موثری را جهت جلوگیری از تخریب و یا آلوده شدن خورها به مرحله اجرا در آورد. در این میان ، اهمیت ویژه باید به خورهایی داده شود که دارای درختان حرا و یا دیگر گیاهان دریایی بوده و در مجاورت فعالیتهای انسانی قرار دارند. ا احیاء، توسعه و یا تثبیت وضعیت طبیعی خورها می تواند به عنوان یک عامل مثبت در تقویت ذخایر دریایی محسوب شود. لذا در برنامه ریزی های توسعه باید توجه کافی به آن معطوف گردد.

◘ تنوع زیستی ماهیان خلیج فارس

به طور کلی تنوع محیطی و زیستگاهی در حوضه خلیج فارس موجب حضور گونه های بسیار متنوعی از جوامع گیاهی (Flora) شامل فیتوپلانکتون ها، جلبک ها (Algae and Seaweed)، علف های دریایی (Seagrass) و همچنین جوامع جانوری (Fauna) شامل گروه عظیم بی مهرگان (اسفنج ها، مرجان ها، شقایق ها، خار تنان، نرم تنان و سخت پوستان) و مهره داران دریایی و یا وابسته به محیط دریا (ماهیان، خزندگان، پستانداران و پرندگان شده است. در این میان تعدادی از گونه ها مورد

حمایت و حفاظت جهانی قرار دارند و تعدادی از گونه ها نیز بومی (Endemic)، و شاخص (Indicator) خلیج فارس می باشند. گروه دیگری از ماهیان به صورت مهاجر بوده و این منطقه را برای سپری نمودن تمام مراحل زندگی خود اختصاص داده اند (مهاجران درون منطقه ای). گروه دیگر دوره های از زندگی خود را جهت تغذیه، تولید مثل و تخم ریزی، نوزادگاه، زمستان گذرانی و یا به دلایل دیگر نظیر شرایط نامساعد زیستی و محیطی به عنوان زیستگاه موقت (فصلی) انتخاب می کنند. خلیج فارس با ویژگی های جغرافیایی و اقلیمی و همچنین مساعد بودن شرایط زیستی و بوم شناختی، یکی از مناطق مهم ناحیه «پالتارکتیک» (Paleoarctctic) محسوب می شود که در مباحث جغرافیای زیستی (Bio- Graphy) از جایگاه ویژه ای برخوردار است.

۴-۱-۳- دریای عمان

دریای عمان دومین پیکره دریایی ایران در جنوب کشور محسوب می گردد که با مساحتی حدود ۹۰۰ هزار کیلومتر مربع (از تنگه هرمز تا غرب شبه قاره هند به انضمام قسمت پاکستانی دریا) ، حدودا ۷/۳ برابر خلیج فارس می باشد. این دریا علیرغم وسعت و پهناور قابل توجه خود، کمتر به مانند خلیج فارس مورد مطالعه و بررسی قرار گرفته است و شاید بتوان گفت که یکی و شاید ناشناخته ترین پیکره دریایی مجاور خشکی در جهان می باشد. با اینکه این دریا از سمت شمال با ایران ، از غرب با کشور عمان و از شرق با پاکستان و هندوستان مجاور بوده و هر یک از این کشورها به تنهایی سواحل دریایی خود را بررسی نموده اند ولی در مجموع خصوصیات محیطی این دریا (خصوصا آبهای ایران) فاقد یک جمعبندی و نتیجه گیری کلی در سطح منطقه است.

◘ عمق

دریای عمان در حاشیه شمالی خود و از سرتاسر تنگه هرمز تا سواحل پاکستان، دارای فلات قاره بسیار کم عرضی است که پهنای متوسط آن به حدود ۲۰ کیلومتر بالغ می شود.

◘ رسوبات

بستر دریای عمان عمدتا از ذرات ریز گل و لای و سیلت پوشیده شده که قطر ذرات با دوری و یا نزدیکی به ساحل تغییر می نماید. مناطق نزدیک به ساحل دارای قطری در حد ماسه و یا بسیار ریز تر است که با دور شدن تدریجی ، تبدیل به ذرات ریز دانه سیلت و رس می گردد. با نزدیکتر شدن به نواحی ساحلی به علت وجود بروتزهای سنگی در سرتاسر ساحل ، اغلب قطعات سنگ در این مناطق مشاهده می شود، که زیستگاه مناسبی جهت رویش جلبک های دریایی است که در سرتاسر ایران بی نظیر است. بین این قطعات سنگ ، ذرات شن درشت دانه و سفید رنگی وجود دارد که سرتاسر منطقه ساحلی را پوشانیده و به همین دلیل آب دریا در این مناطق بسیار شفاف و پاک می باشد. این سواحل شنی محل های تخم ریزی لاک پشتان دریایی به شمار می‌روند.

◘ آب وهوای دریای عمان

نزدیکی دریای عمان به مدار رأس السرطان (عرض جغرافیایی ۲۰ درجه شمالی) و اندکی پایین تر با خط استوا، باعث گردیده که اقلیم این منطقه جزو آب و هوای گرمسیری (تروپیک) محسوب شود. منتهی با توجه به دور بودن این ناحیه از مرکز توده های ناپایدار و مرطوب ، که ایجاد بارانهای شدید استوایی و موسمی را می‌نماید، میزان بارندگی آنچنان زیاد نمی باشد. لذا مناطق ساحلی و مجاور به آن (دریایی عمان)، به مانند دیگر نواحی شرقی (هند و جنوب شرقی آسیا)، که دارای عرضی برابر

بوده و بسیار سرسبز و پوشیده از گیاه می باشند ، خشک و تقریبا عاری از پوشش های گیاهی مشابه می‌باشد.

- **باد**

اقلیم منطقه ایرانی عمان با دیگر مناطق جنوبی کاملا متفاوت است ، زیرا این منطقه در ایام تابستان کاملا تحت تاثیر بادهای موسمی (مانسون) قرار دارد. این امر باعث می گردد که شرایط و وضعیت آبهای دریایی ، جریانها و امواج نیز تحت تاثیر قرار گیرند. بادهای موسمی خود در قالبی بسیار عظیم تر در سطح اقیانوس هند عمل می نمایند. تلاطم شدید دریا در این ایام باعث تغییرات قابل ملاحظه ای بر روی کیفیت آب دریا می گردد. در قسمت های جنوبی به موازات سواحل شرقی کشور عمان ، وزش مانسون تابستانه به موازات ساحل باعث بالا آمدن آب اعماق و بروز پدیده فراروی (Upwelling) در طول خط ساحلی می شود (Barratt, ۱۹۸۳). آب بالا آمده، حاوی مواد مغذی فراوان بوده و درجه حرارت آن نیز بالنسبه کمتر می باشد (۱۹درجه سانتیگراد). لذا باعث تشدید قابل ملاحظه ای در تولید اولیه (بیش از ۰/ ۵ میلی گرم کلروفیل در متر مربع) و در نتیجه تقویت هرم غذایی می گردد که نتیجه آن، فراوانی جمعیت آبزیان این منطقه، خصوصا ماهیان می باشد. تاثیر مثبت تلاطم آب در سواحل ایران نیز کاملا مشهود است . علیرغم اینکه وزش باد موجب بروز جریان های فراروی فعال و قوی در سواحل مکران نمی گردد ولی موجب تشدید باز چرخه مواد مغذی از اعماق به سطح آب و طبعا غنی تر شدن آب دریا می گردد. یکی از نتایج چنین تاثیری شکوفایی بسیار زیاد جلبک های تک سلولی و پر سلولی در طول سواحل منطقه در ایام پس از مانسون می باشد. از طرف دیگر تاثیر بهبود کیفیت آب دریا به هنگام وقوع مانسون تابستانه در سواحل کشور عمان، تا مناطق شمالی تر، یعنی نواحی جاسک در استان هرمزگان نیز می رسد.

◘ دینامیک آبهای دریای عمان

♦ امواج

مطالعات اندکی در خصوص طبیعت و ماهیت امواج دریای عمان به عمل آمده است ، ولی با توجه به موقعیت منطقه دریای عمان در شمال اقیانوس هند و حاکم بودن شرایط مانسونی بر رژیم اقلیمی آن، ماهیت و علت اصلی ایجاد امواج، عمدتا ناشی از تاثیر نیروی باد می باشد. از بین دو وزش دسته بادهای تابستانه و زمستانه، بادهای متعلق به مانسون زمستانه، بسیار آرام عمل کرده، لذا موجب تلاطم دریا نمی گردند. از طرف دیگر، شدید ترین بادها به هنگام مانسون تابستانه در منطقه می وزد. در خلال این ایام دریا کاملا متلاطم و ارتفاع امواج به بیش از ۳ تا ۴ متر می رسد. لذا فعالیتهای کشتیرانی (عمدتاً صیادی) مختل و یا متوقف می گردد.

♦ کشند

جزر و مد در حقیقت نوسان عمودی سطح آب دریاها در اثر تاثیر نیروی جاذبه اجرام سماوی ، عمدتا ماه (M) و خورشید (S) است (شکل شماره ۲-۱ و ۲). جزر و مد از خصوصیات بارز محیطی و اکولوژیکی دریای عمان به شمار می رود. نوع کشند ایجاد شده در دریای عمان از نوع نیم روز (Semi diurnal -) بوده و دامنه متوسط جزر و مد حدود ۲/۵ تا ۳ متر می باشد که در مناطق مختلف متفاوت است.

◘ جریان های دریایی

و جریان های سطحی جریان عمودی حاکم بر منطقه شمالی اقیانوس هند در دریای عرب به طور کلی تابع چرخه های دورانی آب در این ناحیه می باشد، منتها عامل وجود دو ماتسون تابستانه و

زمستانه باعث بروز تغییرات کلی در جهت و شدت این جریان مـی گردنـد. بـا ایـن ترتیـب در فصـل تابستان، جهت کلی جریان دریای عمان به صورت ورود آب اقیانوسی در طول سواحل ایران به سـمت تنگه هرمز در شمال و خروج آن از طول سواحل عمان در جنوب می باشد.

- **جریان های فرارو (آپ ولینگ)**

در قسمتهای داخلی دریای عمان ، یعنی مناطق بین جاسک و کشور عمان ، جهت جریانهای دریـایی به صورت دیگری بوده و علیرغم تبعیت از الگوی اصلی، دارای حرکتها و چرخشـهای محلـی نیـز مـی باشد. در این قسمت از دریای عمان یک جریان پیچیده با دوچرخه متضاد وجود دارد. در سمت غـرب یک چرخه موافق با حرکت عقربه های ساعت و یک چرخه نیز در سمت شرق مخالف با حرکت عقربه های ساعت وجود دارد. مناطق بین این دو چرخه معکوس، مناطقی هستند که در طول سواحل ایران، جریانهای فرارو (آپ ولینگ) در آنها رخ می دهد.

- **درجه حرارت**

میزان تغییرات و دامنه درجه حرارت دریای عمان، علاوه بر عرض جغرافیایی، تا حدود قابـل ملاحظـه ای نیز متاثر از وزش بادهای موسمی - مانسون است. بررسی های به عمل آمده نشـان مـی دهـد کـه دامنه تغییرات سالانه متوسط درجه حرارت آب در سطح دریای عمان حـدود ۱۰ درجـه سـانتیگراد و اختلاف بین دمای سطح آب و دمای هوا برای نواحی دریای عمان حدود ۱ درجه سانتیگراد است کـه در فصل موسم این اختلاف به صفر می رسد.

این امر نشان دهنده پایین بودن اختلاف درجه حرارت آب در طـول سـال در سرتاسـر پهنـه دریـای عمان می باشد . با این ترتیب درجه حرارت متوسط سطح آب دریای عمـان بـر حسـب ارقـام جـدول مذکور برابر با ۲۵/۶درجه سانتیگراد خواهد بود.

دامنه تغییرات عمودی درجه حرارت آب در اعماق مختلف دریای عمان در فصول مختلف و افت ناگهانی درجه حرارت از سطح به عمق، نشان دهنده وجود یک ترموکلان دائمی و قوی در تمام ایام سال در اعماق ۱۰۰ تا ۵۰۰ متر و همچنین یک ترموکلاین فصلی در اعماق کمتر از ۵۰ متر می باشد. حداکثر بروز تغییرات (کاهش) ترموکلان دائمی، از سطح تا عمقی حدود ۳۰۰ متر می باشد که طی آن درجه حرارت از ۳۰ درجه سانتیگراد در سطح (در تابستان) به ۱۹ درجه در عمق ۳۰ متری افت نموده و پس از آن به تدریج کاهش یافته، به طوری که در اعماق ۳۰۰۰ متر و بیشتر به حدود ۱/۵ درجه سانتیگراد می رسد.

- **شوری**

دومین عامل مهم محیطی دریای عمان، شوری آب دریا می باشد . موقعیت این دریا در محدوده شمالی اقیانوس هند ، که موجب ارتباط مستقیم آن با آب های آزاد اقیانوسی گردیده ، باعث شده است تا متوسط شوری این دریا (۳۷ قسمت در هزار) به مقادیر متوسط شوری اقیانوس های جهانی (۳۰ قسمت در هزار) نزدیکتر باشد. بدین خاطر دریای عمان از خلیج فارس دارای شوری کمتری بوده و این امر مطمئنا دارای تاثیرات قابل ملاحظه ای بر روی اکولوژی و آبزیان این منطقه می گذارد. علاوه بر این ، وجود مانسون تابستانه نیز دارای تاثیراتی بر این عامل، که جزو فاکتورهای محدود کننده محیطی (رشد موجودات زنده) محسوب می گردد، می باشد. علت بیشتر بودن میزان شوری دریای عمان نسبت به متوسط آبهای جهانی ، میزان تبخیر بیشتر و کم بودن ریزش های جوی ، خصوصا در قسمتهای غربی آن است.

- **مواد مغذی**

کلا اقیانوس هند و منطقه شمالی آن به عنوان یکی از حاصلخیز ترین و بارورترین توده های آبی اقیانوسی محسوب شده و ارقام تولید اولیه آن، که بستگی کامل به وفور مواد مغذی آب دریا دارد، بسیار قابل توجه است. مثلا میزان غلظت کلروفیل - آ در آبهای سطحی خصوصا نواحی غربی ، بیش از ۵/. میلی گرم در متر مکعب گزارش شده است.

از دیگر عوامل اصلی افزایش مواد مغذی، رانده شدن مواد مغذی ورودی توسط رودخانه ها از قاره آفریقا به داخل دریا و رانده شدن آن توسط مانسون به قسمت های شمالی تر می باشد. قسمت های شمالی دریای عرب و دریای عمان نیز به هر حال متأثر از غنای کلی منطقه بوده و ارقام قابل توجهی در خصوص میزان مواد مغذی آنها از طریق پژوهش های مختلف، خصوصا پژوهش اقیانوس هند در سال ۱۹۷۸ حاصل شده است. بر این مبنا، میزان فسفات دریای عمان در فصول زمستان تا بهار برابر با ۰/۵میکروگرم اتم در لیتر برای آبهای سطحی و برای فصول تابستان تا پاییز برابر با ۰/۶ میکروگرم اتم در لیتر می باشد. در فصول زمستان تا بهار میزان فسفات آن در عمق ۵۰ متری بدون تغییر و برابر ۰/۵واحد است، در حالیکه برای فصول تابستان تا پاییز برای همین عمق مقدار آن به ۱ واحد می رسد. مقادیر مربوط به آبهای سطحی در خلال دوره فوق بیانگر ازدیاد میزان فسفات نسبت به دیگر ایام سال می باشد، که این امر به واسطه وزش بادهای مانسون تابستانه و ایجاد جریان های فرارو (آپ ولینگ) است. این وضعیت به بهترین نحو در مقطع عمودی ترسیم شده از سواحل ایرانی دریای عمان تا سرتاسر اقیانوس هند و تا قطب جنوب مشخص می باشد.

- **تولید اولیه**

میزان تولید اولیه دریای عمان (که در حقیقت نشان دهنده میزان توده زنده فیتوپلانکتونها در آب می باشد) ، به طرز قابل توجهی افزایش یافته و به حدود متوسط ۵۰۰ میلی گرم کربن در متر مربع در

روز بالغ می گردد. این رقم، نسبتا جزو بالاترین ارقام تولید اولیه در سرتاسر منطقه اقیانوس هند به شمار رفته و حتی نسبت به خلیج فارس نیز بیشتر می باشد. چنین تولید اولیه بالایی طبیعت دارای اثراتی مثبت بر زنجیره حیات دریای عمان بوده و حامی غنای فون و فلور منطقه محسوب می‌شود.

◘ اکولوژی دریای عمان

بر خلاف خلیج فارس، که پیکره دریایی نیمه بسته ای را تشکیل داده و از نظر محیطی بسیار حساس و آسیب پذیر می باشد، دریای عمان به صورت یک دریای باز، به آبهای آزاد اقیانوسی متصل بوده و آب آن به جز در مناطق ساحلی، کم و بیش دارای خواص آبهای اقیانوسی است. در این دریا علیرغم بالا بودن میزان درجه حرارت و تبخیر، میزان شوری به نسبت پایین بوده و حدود ۳۷ قسمت در هزار می باشد. تعویض دائمی آب در طول سال، خصوصا به هنگام تلاطم دریا به هنگام مانسون تابستانه ، باعث می گردد تا تغییرات شوری کم و بیشتر حول مقدار میانگین در نوسان بوده و به جز در مناطق محدود ساحلی (مانند خورها)، افزون تر از این نگردد.

با این ترتیب، استرس ناشی از شوری بالا، که به عنوان یکی از عوامل اصلی محدود کننده محیطی برای موجودات خلیج فارس محسوب می گردد، در این دریا مطرح نمی باشد. از طرف دیگر، وجود مقادیر بالای مواد مغذی در اغلب ایام سال، باعث ازدیاد تولید اولیه و بالنتیجه پتانسیل بالای تولید موجودات دریایی از قاعده تا رأس هرم غذایی می گردد. بدین ترتیب محیط دریای عمان جزو مناطق بسیار مناسب جهت رشد و زندگی آبزیان به شمار رفته و گروه های متعدد و مهم شیلاتی در آنها یافت می شوند که در حال حاضر از بعضی از آنان بهره برداری تجاری صورت پذیرفته و برای تعدادی دیگر نیز پتانسیل و دورنمای مساعدی جهت استحصال وجود دارد . مجموعه حیاتی و محیطی دریای

عمان به صورت یک اکوسیستم منسجم و غنی، حاوی ذخایر آبزیان و زیستگاه های متفاوتی است که مهمترین آنها به شرح زیر است:

- **سواحل سنگی**

سرتاسر سواحل باز دریای عمان ، از منطقه حوالی جاسک تا ناحیه گواتر، از بسترهای سنگی و سخت تشکیل شده است. نوع این سنگها عمدتا آهکی بوده و گسترش آنها از منطقه ساحلی با شیبی کاملا ملایم تا اعماق ۱۰ متری است، که بعضا توسط ذرات ماسه ای پوشیده و یا قطع می شوند. وجود بسترهای سنگی ، زمینه بسیار مساعدی را برای زندگی جانوران و گیاهان متعدد بستر زی در دریای عمان فراهم نموده است که از این جهت، نسبت به خلیج فارس کاملا متفاوت می باشند. مهمترین این موجودات عبارتند از:

- شاه میگوهای خاردار (Spiny Lobster)

- جلبک های دریای (Sea weeds)

- آبسنگ های مرجانی ویا قطعات مرجانی

می باشد. در مورد تنوع و پراکنش مرجان های دریای عمان در بخش ایرانی تاکنون هیچگونه مطالعه و بررسی صورت نپذیرفته است. ولی مرجان ها عمدتا از نوع شاخه نباتی و توده ای مغزی شکل بوده که بصورت پراکنده و کم در محیط های آرام خلیج ها و مناطق ساحلی و در بین سنگ های بستر دریا دیده می شوند. انواعی از این مرجانها در نواحی خلیج چابهار ، تنگ ، گالک ، پزم مشاهده شده است.

- **سواحل ماسه ای**

بسترهای ماسه ای در طول ساحل دریای عمان ، در بین برونزدهای سنگی و یا در مرزهای پایینی گسترش آنها ، دارای فراوانی بسیار گسترده ای می باشند. وجود این نوع بستر در منطقه ساحلی و حتی جزر و مدی باعث گردید که مکان مناسبی جهت رویش علف های دریایی گردد. انواع و گسترش این علف ها در طول سواحل دریای عمان تاکنون بررسی نشده ولی به نظر می رسد که از نظر تنوع گونه ای و تراکم با انواع علف های خلیج فارس تفاوت داشته باشند. به هر حال گزارش وجود لاک پشت در مناطق ماسه ای سواحل شهرستان چابهار که از علف های دریایی تغذیه می کنند، بهترین گواه جهت گسترش قابل توجه علف های دریایی در این منطقه است. وجود پهنه های ماسه ای و همچنین مناطق بالا دست آنها (Supra-Tidal)، محیط بسیار مناسب و دلخواهی را جهت آشیانه گذاری و تخم ریزی لاک پشتها ایجاد نموده است. تاکنون چهار گونه از انواع لاک پشتهای دریایی در منطقه سواحل مکران مشاهده شده است (البته احتمال وجود گونه پنجمی، که به نام گونه پشت چرمی (Leather-Back) است وجود دارد)، که تمامی آنها جهت تخمگذاری، معمولا به مناطق بالا دست سواحل می روند. این گونه ها که تماما حفاظت شده بوده و شکار آنها ممنوع است، متعلق به خانواده چلونیده (Chelonidae) بوده (فائو ۱۹۸۵).

- **سواحل گلی**

متلاطم بودن محیط دریای در سواحل مکران باعث گردیده تا امکان ایجاد پهنه های گلی در این مناطق فراهم نگشته و فقط محدود به نواحی خورها (مانند خورتنگ، گالک و گواتر) و همچنین خلیج گواتر باشد.

- **جامعه حرا**

جامعه حرای موجود در این منطقه پس از جامعه حرای لافت - خمیر در شمال قشم ، بزرگترین جامعه حرای دریایی ایران محسوب می گردد. تنها گونه آن، حرای ابن سینا است که به صورت پراکنده و انبوه مشاهده می شود. محیط بکر و دست نخورده خلیج گواتر و جامعه حرای ایران ، مکان بسیار مهم وعمده ای برای تخم ریزی و زاد و ولد و رشد بسیاری از آبزیان مهم تجاری، از قبیل ماهیان شوریده، راشگو، کفشک، حلوا سفید و سیاه و همچنین میگو فراهم نموده است. به طوری که تاکنون حدود ۶ گونه میگو از این ناحیه شناسایی شده که از میان، وجود گونه ببری سیاه در سرتاسر آبهای دریای خلیج فارس و دریای عمان منحصرا در این قسمت گزارش گردیده است. منطقه حرای خلیج گواتر همراه با خورهای متعدد و محیط آرام خود، زمینه بسیار مساعدی برای مقاصد پرورشی آبزیان دریایی به شمار می رود . این منطقه و پهنه های جزر و مدی گلی آن، یکی از مناطق اصلی زندگی و همچنین زمستان گذرانی پرندگانی است که هر ساله به این منطقه کوچ نموده و از این لحاظ در سرتاسر سواحل مکران بی نظیر و منحصر بفرد است. به همین خاطر، منطقه خلیج گواتر و جامعه حرای آن جزو منطقه حفاظت شده گاندو به شمار رفته و مورد حفاظت قرار دارند.

۴ – ۲ – اثرات زیست محیطی سیستم آبگیر و دفع پساب بر محیط بیولوژیکی در فاز ساختمانی و بهره برداری

◘ تأثیر بر روی زئوپلانکتون ها

پلانکتون ها موجودات شناوری هستند که حرکتشان به جریانات اقیانوسی وابسته است. این موجودات شامل سه گروه اصلی باکتریوپلانکتون ها ، فیتوپلانکتون ها و زئوپلانکتون ها هستند. از نظر اندازه بدن

متفاوتند به طوری که از پیکوپلانکتون ها ۰/۲-۲ میکرومتر) تا زئوپلانکتون های بزرگ (دارای طولی به اندازه چندین میلیمتر) قابل مشاهده اند.

زئوپلانکتون ها گروه وسیعی از جانوران شامل سخت پوستان، کپه پودا (پارو پایان)، لارو های دریایی و انواع کرم ها می باشند. چرخه زندگی آن ها نیز می تواند پیچیده باشد و شامل تخم و لارو موجود بالغ است. اثرات شوری ناشی از فعالیت کارخانجات آب شیرین کن بر روی هر یک از مراحل زندگی زئوپلانکتون ها بسیار متفاوت است از این رو بررسی دقیق هر یک امکان پذیر نیست.

زئوپلانکتون ها هم در آب های سطحی دریا ها وجود دارند هم در محیط بستر. زئوپلانکتون ها اساساً از پلانکتون های کوچک نظیر فیتوپلانکتون ها و باکتریوپلانکتون ها تغذیه می کنند و این بستگی به تغییر شرایط فصلی نظیر درجه حرارت و نرخ رشد، متابولیسم و میزان تنفس آن ها دارد.

تاکنون مطالعات معدودی بر روی تأثیر شوری ناشی از فعالیت کارخانجات آب شیرینکن در زئوپلانکتون ها صورت گرفته است. این مطالعات نشان داد زئوپلانکتون ها در مرحله بلوغ، در مقایسه با مراحل لاروی مقاومت بیشتری در برابر شوری های بالا خواهند داشت. زمانی که شوری ۴۰ درصد بیشتر از شوری آب طبیعی دریا بود، زئوپلانکتون های بالغ دچار تلفات نشدند در حالی که وقتی شوری ۲۰ درصد بیشتر از شوری آب طبیعی دریا بود بقای تخم و لارو و حتی تکثیر بالغین آن ها تحت تأثیر قرار گرفت. هر چند پاسخ گونه های مختلف زئوپلانکتون ها نسبت به شوری، متفاوت بود. برای مثال در شوری ۴۰٪ بالاتر از محیط طبیعی، تلفات رتیفر ها از نظر آماری مشاهده نشد.

با افزایش درجه حرارت (البته در محدوده ی قابل تحمّل برای آن موجود) می تواند سرعت رشد و نمو لارو ها و نرخ تنفسی بالغین کپه پود ها را افزایش دهد. افزایش درجه حرارت و شوری به خاطر فعالیت عای صنایع آب شیرین کن چنین الگویی را برای سایر زئوپلانکتون ها به وجود می آورد.

مواد شیمیایی وارد شده به آب نظیر antiscalants و coagulants هم می توانند بـر روی زئوپلانکتـون ها تأثیرگذار باشند. اطلاعات بیشتری در مورد تأثیر مواد شیمیایی فوق الذکر بر روی زئوپلانکتون هـا در دسترس نمی باشد. البته یک پژوهش در دریاچه آب شیرین Tahoe (کالیفرنیا، آمریکـا) نشـان داد coagulant های حاوی آلومینیوم موجب کاهش چشمگیر در تولید مثل کپه پودها گردید.

اثرات کلّی پساب شور کارخانه های آب شیرین کن بر روی زئوپلانکتون ها همچنان پوشـیده و مـبهم است. همچنین بر روی اثرات این پساب شـور بـر روی چرخـه زنـدگی و غـذایی فیتوپلانکتـون هـا و باکتریوپلانکتون ها مطالعه ی چندانی صورت نگرفته است. به احتمال زیاد آب شور تغلیظ شده فقـط روی زئوپلانکتون های محل ورود پساب به دریا تأثیر بگذارد ولی اطلاعات جامعی در دست نیست که این را ثابت کند.

◘ اثرات کوتاه مدت و بلند مدت بر روی باکتری های کفزی

رسوبات دریایی به عنـوان اکوسیسـتم بـرای تنـوع زیسـتی، نقـش کلیـدی در چرخـه هـای مختلـف بیوژئوشیمیایی نظیر چرخه نیتروژن و تجزیه مواد آلی بازی می کنند. باکتری های هتروتـروف نقـش مهمی در جوامع فون کفزی بازی می کنند به این شکل که درون رسوبات، فرایند هـای بیوشـیمیایی گوناگونی نظیر تجزیه مواد آلی و چرخه عناصر مغذی را کنترل و تنظیم می کنند. مواد آلی و عناصـر مغذی که درون آب رها می شوند توسط باکتری های کفزی مصرف می شوند. ایـن بـاکتری هـا بعـداً مورد تغذیه موجودات بزرگ تر قرار گرفته و مواد موجود در بدنشان وارد چرخه طبیعـت مـی گـردد . راندمان رشد و ساختار جوامع باکتری های کفزی تحت تأثیر عواملی نظیـر درجـه حـرارت ، شـوری، میزان اکسیژن، کیفیت و کمیت مواد آلی و میزان دسترسی به منابع غذایی است. این فـاکتور هـا بـر روی متابولیسم باکتری ها چه به صورت آنابولیک (مصرف و جذب کربن) و چه به صـورت کاتابولیـک

(تنفس) تأثیر گذارند. باید بدانیم سیانوباکتر ها (به عنوان پروکاریوت های فتوسنتز کننده) سهم عمده ای در جمعیت موجودات میکروبی کفزی داشته و نقش مهمی در تولیدات اولیه ایفا می کنند. فعلا مطالعاتی که درباره ی اثرات پساب شور کارخانه های آب شیرین کن بر روی باکتری های کفزی انجام شده است بسیار محدود می باشد. یا اگر بخواهیم خوش بینانه نگاه کنیم باید بگوییم در این زمینه مقاله ای هنوز چاپ نشده است.

پساب شور کارخانه های آب شیرین کن به صورت کوتاه مدت (چند روز) و بلند مدت (چند سال) می تواند بر روی باکتری های کفزی تأثیر گذار باشد. اخیراً در شرایط کنترل شده، تأثیر کوتاه مدت (۲ روز) در شوری بالاتر از ۵٪ بیشتر از شوری طبیعی دریا بر روی باکتری های مذکور انجام شد و نشان داد فراوانی این باکتری ها به طور چشمگیری (۶۰ درصد) کاهش پیدا کرد. علاوه بر این در همین حالت و شرایط ، فعالیت سوخت و سازی این موجودات بیشتر شد . این موضوع نشان می دهد که در شوری های بالا تولید osmoprotectant ها یا به عبارت دیگر مولکول های غنی از کربن دچار شوک شده و سپس برای سازگاری با شرایط جدید برای سازگاری تلاش می کنند.

به خاطر فعالیت مداوم این صنعت، ارزیابی اثرات بلند مدت آن بر روی باکتری ها اهمیت بسزایی خواهد داشت. در سواحل فلسطین اشغالی اخیراً یک ارزیابی (مطالعه) بر روی اثرات طولانی مدت حجم پساب (حدود ۱۵۰ میلیون متر مکعب در سال) بر روی موجودات ساحل انجام شد . نمونه برداری از رسوبات توسط RV Mediterranean Explorer صورت گرفت. برای هر کارخانه، ۳ ایستگاه نمونه برداری در نظر گرفته شد : الف) یک ایستگاه در محل خروجی پساب) ایستگاه دیگر کمی دورتر که پساب در دریا پخش می شود ج) ایستگاه آخر در محلّی دور از منبع آلودگی بود. در ایستگاه (الف) جریان پساب به صورت همیشگی و طولانی مدت با شوری بیشتر از ۹ درصد حالت طبیعی دریا

بود ولی در ایستگاه (ب) شرایط شوری کمی متفاوت بود یعنی شوری منطقه (ب) به طور متغیر 5-2 درصد بیشتر از شوری طبیعی دریا بود. جالب است در ایستگاه (الف) که همیشه در معرض شوری پساب صنعتی بود در مقایسه با گروه شاهد (ایستگاه (ج)) فراوانی و تولیدات باکتریایی بیشتر بود (به ترتیب ۵۲٪ و ۶۰٪). آنالیز داده های مربوط به تنوّع گونه ای نشان می داد تفاوت چشمگیری بین ایستگاه های (الف)و (ج) وجود داشت . خانواده های اصلی در ایستگاه (الف) غالباً Stramenopiles و Pirellulaceane و piscкirickettsiaceane و خانواده های اصلی در ایستگاه (ج) بیشتر شامل Bacteriodoceane و Prevotelaceae و Enterobacteriaceae بود (فرانک و همکاران با داده های چاپ نشده) . تأکید بر این است از آن جا که اکوسیستم های ساحلی متفاوت از یکدیگرند و همچنین میزان پساب ناشی از فعالیت کارخانه های مختلف آب شیرین کن با یکدیگر فرق دارند لازم است به صورت انفرادی روی تمام این محلها مطالعه صورت گیرد.

تغییرات ساختار جمعیتی و ویژگی های متابولیکی باکتری های کفزی در اثر قرار گیری بلند مدت در معرض پساب شور این صنایع، قابل پیش بینی است. برای درک بیشتر تأثیرات بلند مدت آب نمک شور بر روی باکتری های کفزی، با توجه به حجم بار آلودگی و ویژگی های زیستگاه نظیر جنس رسوبات و شکل توپوگرافی بستر دریا، نیاز به انجام بررسی های بیشتری است. همچنین به خاطر اثرات درجه حرارت های مختلف و نوع آلاینده (نظیر antiscalants) نیاز به مطالعات عمیق تری احساس می شود.

◘ اثرات بر روی میوفونای کفزی

میوفونای بستر های نرم شامل موجودات مختلف میکروسکوپی هستند که سایزشان از چند ۱۰ میکرومتر تا ۱ میلی متر می باشد. این موجودات متشکل از بی مهرگانی از گروه های سخت پوستان،

اکینودرماتا (خارپوستان)، نرم تنان، کرم های حلقوی، کرم های نخی و فورامیفر ها (روزن داران) هستند. میوفونا با تغذیه از لارو های جوامع کفزی می توانند روی فراوانی و جمعیت ریز کفزیان و درشت کفزیان تأثیر بگذارند. در اکوسیستم های ساحلی تنوع گونه های میوفونای موجود در بستر به مراتب بیشتر از تنوع میوفونا در اعماق دریاست که احتمالا دلیل آن به خاطر تلاطم و جریان آب در سواحل است .

گزارش ها نشان داد میوفونای کفزی (به ویژه متازوآها) نسبت به دستکاری های انسانی بسیار حساسند . بنابراین اغلب از متازوآها به عنوان شاخص زیستی در ارزیابی اثرات آلودگی ها بر روی جوامع میوفونای سواحل استفاده می شود . فراوان ترین و متنوع ترین گروه در میوفونا ، کرم های نخی هستند. از آن جا که این کفزیان ساکنان دائمی مناطق ساحلی هستند بیشتر در معرض دستکاری های انسانی قرار دارند و نیز بیشتر در معرض استرس اسمزی ناشی از پساب شور کارخانه های آب شیرینکن هستند. با این که کرم های نخی شاخص زیستی برای انواع آلاینده ها استفاده می شوند ولی تاکنون مطالعه ای روی اثر شوری بر فعالیت و تنوع زیستی نماتودها (کرم های نخی) انجام نشده است.

سخت پوستان نیز به انواع آلاینده های انسانی حسّاسیت نشان می دهند همان گونه که شوری می تواند بر روی آن ها تأثیر داشته باشد. برای مثال در سواحل اسپانیا نزدیک "سان پدرو" که کارخانه آب شیرینکن قرار دارد بر روی ساختار جمعیتی آمفی پودا بررسی انجام شد ، جایی که شوری آب دریا در آن منطقه به خاطر وجود پساب شور به ۵۳ گرم در لیتر رسیده بود، نتایج این بررسی حاکی از کاهش فراوانی و تنوع آمفی پودای منطقه بود . شوک شوری موجب بروز تغییرات در ویژگی های زیستی و عملکردی برای موجودات پوده خوار و domicolous شد، مشابه آن چه که برای گوشت

خواران و همه چیز خواران و fossorial رخ داد. لازم به ذکر است پس از راه اندازی روش پرتابی پساب به فواصل دورتر دریا، ۴ سال پس از انجام این کار در اکوسیستم ساحلی فراوانی آمفی پودا بـه حالـت طبیعی برگشت.

یک بررسی علمی در نزدیکی محّل ورود پساب شور بر روی جوامع پرتاران انجـام شـد. پـارامتر هـای مورد بررسی، شامل غذا، تنوع و فراوانی خانواده های پرتاران بود. محل مـورد بررسـی ۰-۳۰۰ متـر از آلاینده بود و حاکی از کاهش قابل ملاحظه در فراوانی، غذا و تنوع آن ها بود. پس از اسـتفاده از روش پرتابی پساب، با گذشت زمان، ساختار جمعیتی پرتاران دوباره به حالت نرمال رسید. مطالعات مشابهی در خلیج چابهار (دریای عمان، کشور ایران) انجام شد و نشان داد فراوانی، غذا و تنوع پرتاران در محّل ورود پساب شور دچار کاهش چشمگیری گردید. در منطقه ساحلی آلیکانته اسپانیا که روزانه به میزان ۶۵۰۰۰ متر مکعب پساب شور از یک کارخانه آب شیرین کن وارد دریا می شد و شـوری ۶۸ گـرم در لیتری ایجاد می کرد مطالعه ای بر روی پرتاران این منطقه صورت گرفت (قابل توجه است که پسـاب این کارخانه قبل از ورود به دریا از نظر شوری تعدیل نمی شد). تـا شـعاع ۶۶۰ متـر از ورودی پسـاب فقط تعداد اندکی از کفزیان مشاهده می شوند. به عبارتی دیگر در این منطقه میزان غـذا ، فراوانـی و تنوع کفزیان مذکور در مقایسه با مناطق بکر دچار کاهش شدیدی بود . مطالعات قبلی نشان مـی داد خانواده های Syllidae و Capitellidae و Paraonodae در برابر شوک شـوری کوتـاه مـدت مقاومـت داشتند ولی تحت چنین شرایطی خانواده های Spionidae و Nephtyidae و Mpharetidae تحمّل چندانی نداشتند ، به طوری که فراوانی خانواده هایشان تحت تأثیر شوری قرار گرفت.

خارپوستان نظیر ستاره دریایی، توتیای دریایی و خیار دریایی دسته مهمی از ماکروفونای کفزی را شامل می شوند . این موجودات ممکن است صافی خواری ، شکار گری بر روی جلبک های کفزی و یا باکتری های کفزی (بیو فیلم ها) و یا سایر میوفونا مثل دو کفه ای ها و شکم پایان داشته باشند.

ثابت شده است که بیش از ۹۰ درصد بیوماس کفزیان دریا ها را این موجودات تشکیل می دهند. خارپوستان جزو شاخه های اصلی جانوری در دریا ها به شمار می روند و از این رو می توانند به نوسانات شوری، حسّاس باشند. بررسی انجام شده در سواحل آلیکانته اسپانیا در سال ۲۰۰۳ حاکی از کاهش ۱۰۰ درصدی فراوانی خارپوستان پس از شروع فعالیت کارخانه آب شیرین کن بود . پس از این که پساب شور کارخانه قبل از ورود به اکوسیستم با آب دریا ترکیب و شوری آن تعدیل شد این کار موجب گشت فراوانی کفزیان مذکور پس از مدتی دوباره احیا شد . بررسی اخیر نشان داد که با بهره گیری از آمار فراوانی خارپوستان و شاخص حضور آمفی پودا و پرتاران (BOPA) می توان ارزیابی علمی درستی از تأثیر پساب شور کارخانه های آب شیرین کن بر روی اکوسیستم ساحلی داشت. شاخص BOPA (معادله) به بررسی خانواده های فرصت طلب پرتاران نظیر Capitellidae و Eunicidae و Magelonidae و Nephtydae و Paraonidae در قیاس با جمعیت آمفی پودا های حسّاس به تغییرات محیطی می پردازد. معادله عبارتند از:

$$\mathrm{BOPA} = \log\left[\frac{fpop}{fa+1} + 1\right]$$

در فرمول بالا $fpop$ نسبت تعداد پرتاران فرصت طلب به همه فون منطقه نمونه برداری شده است (0-1) و fa نسبت تعداد آمفی پودا به همه فون منطقه نمونه برداری شده است (0-1). حداکثر درجه شاخص 0/3013 می باشد. این نشان می دهد منطقه فقط پوشیده از پرتاران فرصت طلب است. در

عوض عدد ۰ نشان می دهد منطقه عاری از خانواده های فرصت طلب پرتاران است و یا این که نسبت آمفی پودا در جوامع کفزیان بیشتر شده است.

در دهه گذشته یک سری بررسی های مقایسه ای بر روی جانوران کفزی (از نظر ساختار و جمعیت) در سواحل فلسطین اشغالی اسرائیل بر روی پروژه های کلان ساحلی انجام شد. این کارخانه ها دو شکل کلی پساب خود را وارد دریا می کردند: یکی تخلیه پساب به صورت ساده و سطحی به ساحل ولی قبل از آن، با ترکیب کردن با آب خنک کننده موتور و توربین های کارخانه، شوری آن را تا حدی تعدیل می کردند (این روش در کارخانه های «هادرا» و «اشکلون» مرسوم است) و روش دوم روش پرتابی به صورت فواره تا مسافت دورتری در دریا بود (این روش در کارخانه «سورک-پالماچیم» اجرا می شد). تغییرات عمده ای در جمعیت کفزیان نزدیک کارخانه های هادرا و اشکلون مشاهده گردید. در برخی از موارد، مشاهده کاهش چشمگیری در فراوانی میوفانای کفزی در نزدیکی محل ورود (تخلیه) ی پساب شور صورت گرفت و احتمال دارد که کاهش فراوانی کفزیان ارتباط مستقیمی با پساب مذکور نداشته باشد. پیشنهاد شده که ممکن است تغییرات در جمعیت میوفونای کفزی بیشتر به خاطر تلاطم های فیزیکی رسوبات باشد. زیرا پساب با حجم زیاد به درون دریا تخلیه می شود. پایش های انجام شده در کارخانه های آب شیرین کن سورک-پالماچیم هیچ تغییر قابل ملاحظه ای را در جمعیت میوفونای کفزی نشان ندارد.

◘ اثرات بر روی جلبک های دریایی

مناطق پوشیده شده از جلبک های دریای، زیستگاه های تولید کننده در دریاها بوده و نقش کلیدی در اکوسیستم های ساحلی دنیا دارند. به طور متوسط ۲۴٪ (۸۶) از کل تولید خالص جلبک های دریایی در اختیار سایر آبزیان قرار گرفته و از این رو نقش اساسی در زنجیره غذایی ایفا می کنند.

نقش جلبک های دریایی، تثبیت رسوبات، شفافیت آب، منبع غذایی ارزشمند در اکوسیستم های ساحلی، تأمین اکسیژن آب و رسوبات برای موجودات مختلف می باشد. پوشش جلبک های دریایی یکی از با ارزش ترین زیستگاه ها به شمار می روند. صنایع آب شیرین کن به خاطر داشتن پساب شور و آلاینده ها می توانند بر روی فیزیولوژی و رشد این جلبک ها تأثیر منفی داشته باشند.

P.oceanica Oceanica یکی از گونه های بومزاد در دریای مدیترانه است. طی بررسی های انجام شده، واکنش P.oceanica در برابر افزایش شوری مشاهده شد. واکنش این گیاه در صورت از بین رفتن برگ ها و یا پس از بهبود شرایط محیط از روی احیای دوباره برگ ها ارزیابی شد.

مشخص گردید که در شوری های بالاتر از ۳۹ گرم در لیتر، رشد برگ ها متوقف و در شوری های بالاتر از ۵۳ گرم در لیتر گیاه از بین می رود. در بررسی های بعدی میزان اثرات شوری (۴۳-۳۷) بر روی نرخ فتوسنتز توسط P.oceanica محاسبه گردید. نتایج نشان داد که در شوری های بالا میزان تولیدات فتوسنتزی P.oceanica به صورت خالص و ناخالص به ترتیب ۳۳-۲۵٪ و ۲۰-۱۳٪ در قیاس با گروه شاهد، کاهش داشت. همچنین در شوری های بالا، میزان تنفس در شرایط تاریکی برای P.oceanica دچار افزایش چشمگیری (۹۸٪) شد .پیشنهاد گردید تنفس مورد نیاز برای تنظیم اسمزی موجب کاهش نرخ فتوسنتز و به دنبال آن توقف رشد آن شد.

طی پژوهش میدانی که در مجاورت کارخانه آب شیرین کن جوایز بالریک اسپانیا انجام شد، میزان نکروز شدن برگ های P.oceanica در اثر قرار گیری طولانی مدت شوری های بالا بررسی گردید . سرانجام گزارش شد که تا شعاع ۲۵ متر از محل تخلیه پساب شور در ساحل هیچ نمونه ای از P.oceanica مشاهده نشد.

همچنین جلبک Cymodocea nodosa نسبت بـه پسـاب شـور، حساسـیت از خـود نشـان داد. گونـه C.nodosa یکی از جلبک های سریع الرشد و کوچک است که می تواند گستره ی وسیعی از تغییرات محیطی را تحمل کند. قرار گرفتن این جلبک به مدت ۱ ماه در برابر پساب شور کارخانـه آب شـیرین کن سواحل اسپانیا موجب کاهش نرخ رشد آن گردید و هرچه نمونه های آن به محـل تخلیـه پسـاب نزدیک تر بودند میزان مرگ و میر آن ها بالاتر بود (۹۳). قرار گیری جلبک هـای دریـایی در معـرض پساب شور کارخانه های آب شیرین کن موجب افزایش فشار تورژسانس (اسمزی) می شود. به عبارت دیگر جلبک C.nodosa در این شرایط آب درون سلولی خـود را از دسـت داده و میـزان یـون هـایش افزایش می یابد. این مکانیزم جهت سازگاری با شوری های زیاد است تغییرات شوری و تنظیم اسمزی در طولانی مدت موجب تخریب بافت این جلبک ها خواهد شد.

بیان گردید جلبک های دریایی در رسوبات نرم زنـدگی کـرده و مـی تواننـد شـاخص مناسـبی بـرای آلودگی های شوری به شمار روند. درباره موضوع شاخص زیستی بودن جلبک های دریـایی، مطالعـات آزمایشگاهی صورت گرفته است. جلبک Posidonia australis به مدت ۶ هفته در معرض شـوری بـالا قرار گرفت و پارامترهای فیزیولوژیک آن مورد مطالعه قرار گرفـت: بقـا، رشـد، فتوسـنتز، متابولیسـم، میزان کربوهیدرات و آمینواسید ها.

مطالعات گسترده دیگری هـم در زمینـه رشـد و بقـای جلبـک هـای Zostren noltii hornemann و c.nodosa انجام شد. این جلبک ها در شوری بالاتر از ۷۲ گرم در لیتر قرار گرفته بودند.

لازم به ذکر است که در محل تخلیه پساب شور کارخانه های آب شیرین کن، شوری آب تا ایـن حـد هرگز نمی رسد. در شوری های بالا در مجاورت محل تخلیه ی پساب شور، میزان رشد و بقای جلبک ها در قیاس با منطقـه ی شـاهد، کـاهش چشـمگیری داشـت. پـس از ۶ هفتـه قـرار گیـری جلبـک

P.australis در معرض پساب شور کارخانه، پارامترهای فیزیولوژیک آن مورد سنجش قرار گرفت. مشخص گردید ترکیب آمینواسید های ریزوم و برگ افزایش یافت و همچنین میزان Compatible solutes concentrations بیشتر شد.

اخیراً گزارش شده که هرچه سایز جلبک ها درشت تر باشد در مدت زمان کمتری به شوری های بالا واکنش نشان می دهند. در حالی که اگر جلبک های کوچک تر مدت کمی در معرض شوری های بالا قرار گیرند تغییر آن چنانی در نرخ فتوسنتز، نکروزه شدن، رشد برگ ها مرگ و میرشان رخ نمی دهند. در هر دو حالت، زمان قرار گیری جلبک ها از مدت کم تا ۱۰ هفته بررسی شد. برای کسب نتایج مطلوب در این پژوهش نیاز به سنجش پارامترهای فیزیولوژیک نظیر نرخ فتوسنتز، نکروزه شدن برگ ها و تراکم پوشش جلبک احساس می شود. باید دانست که قبل از این که جلبک را به عنوان شاخص زیستی در نظر بگیریم باید نوع گونه آن و مدت زمان قرار گیری در معرض شوری نیز محاسبه شود.

◘ اثرات بر روی لارو ماهیان

تخم و لارو ماهیان همان پلانکتون های کوچکی (بسته به گونه آن ۱۰-۱ میلی متر) هستند که در سطح و ستون آب به صورت شناورند. تخم ماهیان تحت تأثیر جریانات اقیانوسی، شناوری و چگالی آب هستند در حالی که لاروها اندکی توانایی شنا کردن دارند. لاروهایی که از تخم بیرون می آیند در زیری بدنشان کیسه زرده دارند و تا چند روز از آن تغذیه می کنند.

با بزرگ تر شدن، کیسه شناور لاروها شروع به شکل گیری می کند. این اندام در ماهیان بالغ، به شناوری آن ها کمک می کند. افزایش دما موجب تسریع در نرخ نمو لاروها شده و این فرایند موجب افزایش تلفات در آن ها خواهد شد . لاروها در مراحل اولیه نمو شدیداً تحت تأثیر شرایط محیطی خود

هستند . نمو و رشد لارو تخم می تواند از چند روز تا چند هفته باشد کـه بسـتگی بـه گونـه آن دارد؛ بنابراین تغییرات شرایط محیطی حتی فقط تا چند ساعت نیز می تواند لاروها را تحت تأثیر خود قـرار دهد. تخم و لارو ماهیان مختلف نسبت به تغییرات اندک شـوری هـم واکـنش نشـان مـی دهنـد. در افزایش ۵۰ درصدی شوری (در مجاورت محل تخلیه پساب شور)، تخـم و لارو ماهیـان دچـار تلفـات شدیدی خواهند شد (طی مدت ۴۸-۲۴ ساعت). با افزایش ۱۵-۵ درصدی شوری (همان طوری که در محل تخلیه پساب شور کارخانه های آب شیرین کن اتفاق می افتد).

نرخ بقا کاهش می یابد و به ندرت مشاهده کرد که این کاهش نرخ بقا از نظر آماری معنـی دار اسـت. علاوه بر افزایش نرخ تلفات، سایز لاروها کوچک تر شد و درصد کیسه شـنای معیـوب آن هـا افـزایش یافت. تمام این اتفاقات موقعی افتاد که شوری آب ۱۵-۱۰ درصد بیشتر از شوری آب دریا شد.

در یک پژوهش آزمایشگاهی، با افزایش ۵ درجه سانتیگرادی نسبت بـه محـیط طبیعـی آن مشـخص گردید که میزان بقای تخم ها و لارو ماهیان کاهش داشت. با افزایش دما، مدت زمان انکوباسیون تخم ها پایین آمده و این باعث تولد لاروهای نارس می شود همچنین دمای بالا موجـب جـذب سـریع تـر کیسه زرده توسط لارو خواهد شد. در دماهای بالاتر، بیشتر گونه ها دچار آسیب کیسه شنا شده و یک گونه (ماهی سرخو استرالیایی Pagrus Auratas) تحت افزایش ۳۰ درصدی درجه حرارت به مـدت ۹ روز تلفات ۱۰۰ درصدی از خود نشان داد.

لارو ماهیان بسته به گونه ی آن واکنش متفاوتی به استرس های محیطی نشان می دهند. در بعضی از گونه ها با افزایش درجه حرارت و شوری شاهد افزایش مرگ و میر و نقص و ناهنجاری در کیسه شـنا بودیم. اما برای دیگر گونه ها این مطالعه صورت نگرفت و فقـط تـأثیر درجـه حـرارت بـر روی آن هـا بررسی شد. در حال حاضر هیچ پژوهشی روی تأثیر مواد شیمیایی موجـود در پسـاب کارخانجـات آب

شیرین کن بر لارو ها انجام نشده است. البته مطالعاتی از زمینه تأثیر coagulant های حاوی آلومینیوم در آب شیرین صورت گرفت و نتایج آن شامل تأثیرات منفی روی نمو جنینی و بقای لاروها در مقادیر زیاد بود. در هر صورت فعلاً اثرات مستقیم پساب کارخانجات آب شیرین کن بر روی تخم و لارو ماهیان ناشناخته است.

◘ اثرات بر روی فیزیولوژی مرجان ها

صخره های مرجانی، غنی ترین زیستگاه های اقیانوسی را تشکیل می دهند به طوری که تنوع گونه ای، بیوماس و میزان تولیدات در این زیستگاه ها بسیار بالا می باشد. علاوه بر این از نظر اقتصاد محلی، صید و صیادی و گردشگری می توان گفت صخره های مرجانی بسیار حائز اهمیتند . مرجان ها بی مهرگان دریایی (شاخه کنیداریا و آنتوزوآ) هستند و شکل آن ها شبیه صخره های اقیانوسی است که ممکن است کلیومترها در کنار یکدیگر تجمع پیدا کنند. مرجان ها و داینوفلاژله های جنس Symbiodinium ارتباط دوسویه داشته و به طوری که این داینوفلاژله درون بافت مرجان ها زندگی کرده و برای آن اکسیژن (فتوسنتز) تأمین می کنند در عوض مرجان ها برای داینوفلاژله ها عناصر مغذی تأمین می کنند.

مرجان ها با تغییرات اسمزی آب خودشان را وفق می دهند. تعادل اسمزی به خاطر وجود استرس های محیطی (مثل درجه حرارت، عناصر مغذی و شوری) رخ می دهد. در صورت عدم تعادل اسمزی، مرجان ها دچار در رنگ پریدگی و سفیدی خواهند شد. صخره های مرجانی اغلب در نواحی گرمسیری، نیمه گرمسیری و در صورت سازگاری حتی در آب ها سرد مشاهده می شوند.

در دهه گذشته بسیار مشاهده شد که در صورت افزایش درجه حرارت و اسیدی شدن آب ناشی از فعالیت های انسانی، مرجان های ساحلی دچار رنگ پریدگی و سفید شدن گردیدند. فعالیت های

انسانی منجر به بروز پدیده یوتروفیکاسیون خواهد شد. با این شرایط، احداث کارخانه های آب شیرین کن هم می تواند مشکل را عدیده کند و موجب بروز مشکلات فیزیولوژیک و مرگ و میر مرجان ها شود.

زیستگاه های مرجانی در طول شبانه روز یا فصلی، شوری آب را تغییر می دهند درست مثل همان کاری که کشند ها و بارش باران و تبخیر انجام می دهند .بررسی تأثیر افزایش شوری به میزان ۱۵٪ بیشتر از شوری محیط در کوتاه مدت (۷-۵ روز) در گونه های مختلف مرجان ها (از جمله Porites furcataو siderastrea radiansو s.siderea) پاسخ های مشابهی را نشان داد: (i) در ۱۲-۶ ساعت اول قرار گیری در معرض شوری بالا، کاهش تولیدات اولیه مشاهده شد و (ii) جمع شدن پولیپ های مرجانی (شبیه پژمردگی یا پلاسمولیز) و (iii) و رنگ پریدگی بافت مرجانی. در این بررسی طی ۳۶ ساعت تا ۱ هفته توانستند میزان تولیدات اولیه خود را به حالت نمادی و اولیه برگردانند، و پس از گذشت ۱ هفته تا ۱ ماه وضعیت پولیپ ها و بافت های مرجانی کاملاً به حالت طبیعی خود بازگشت.

مطالعات قبلی نشان داد در صورتی که stylophora pistillata سه هفته تحت شوری ۱۰ درصد بیشتر از حالت طبیعی قرار گیرید تا ۷۰ درصد تلفات می دهد. البته در مطالعه اخیر که تحت همین شوری صورت گرفت میزان مرگ و میر (تلفات) آن اندازه گیری نشد اما مشخص گردید که میزان پروتیئن آن و همچنین فراوانی داینوفلاژله ی زوکسانتلا به شدت کاهش داشت.

در شوری ۱۰ درصد بیشتر از حالت طبیعی و همچنین در همین شوری به اضافه وجود فسفات به میزان کمتر از ۲ میلی گرم در لیتر، نتایج مشابهی برای گونه های Pocillopra verrucosa و Acropora tenuis حاصل گردید.

طی بررسی های دیگر بر روی زوکسانتلا نشان داده شد که میزان پروتئین به شدت کاهش داشت و مرگ و میر آن ها زیاد بود. از این رو فریز-پاگس بیان کردند نیاز است در مجاورت تخلیه ی پساب شور کارخانجات آب شیرین کن، پایش بیشتری انجام شود. در پژوهشی که به طور میدانی انجام شد (البته تا کنون از این دست مطالعه فقط یک بار صورت گرفت) تأثیر همین آلودگی های شوری بر روی پارامترهای مرجان دریای سرخ Fungia granulosa) مورد سنجش قرار گرفت. تحت این شرایط تغییری در میزان تولیدات اولیه مرجان ها به چشم نخورد. همچنین در شوری ۵۵-۲۵ گرم در لیتر بر روی زوکسانتلای همزیست با مرجان با نام علمی S.microadriaticam بررسی هایی انجام شد. فقط در شوری ۵۵ گرم در لیتر میزان رشد سلولی S.microadriaticam کاهش نشان داد که این حاکی از تحمل بالای این گونه در برابر افزایش شوری بود. اصولاً Antiscalant هایی که از پساب کارخانجات آب شیرین کن دارد اکوسیستم دریا می شوند به خاطر غلظت کم فسفونات (حدود ۲ میلی گرم در لیتر) ضرر آن چنانی ندارند با هرچند ممکن است همین مقدار فسفونات بر روی فیزیولوژی گونه های s.pistillata و p.verrucosa و a.tenuis تأثیر منفی داشته باشد. هیچ بررسی و گزارشی در مورد تأثیر coagulant بر روی مرجان در دست نیست.

افزایش درجه حرارت اقیانوسی ها یکی از دلایل رنگ پریدگی و سفید شدن مرجان ها می باشد. درجه حرارت پساب کارخانه های آب شیرین کن اکثراً بالاتر از درجه حرارت طبیعی دریاست. قرارگیری مرجان ها در جنس pocillopora sp و monastrea sp و acropora sp و سایر گونه های موجود در هاوایی، کارائیب و استرالیا در معرض فقط ۳ درجه سانتی گراد افزایش دما به مدت چند هفته موجب سفید شدن این مرجان ها خواهد شد. استرس دمایی موجب شیوع بیماری در جمعیت مرجان ها می شود.

البتـه در خلـیج عقبـی (دریـای سـرخ) بـا فراگیـری مرجـان هـای S.pistillataو p.domicornis و a.eurystomn به مدت ۴ هفته در دمای ۱۰ درصد بیشتر از دمای محیط، هیچ تغییر چشـمگیری در آن ها مشاهده نشد. ولی در دمای ۴۰ درصد بیشتر از دمای محیط (یعنی از ۲۰ درجه سانتی گراد به ۳۴ درجه سانتی گراد) فراوانی زوکسانتلا به شدت کاهش نشان داد.

هرچه تعداد عوامل استرس زای محیطی برای مرجان ها بیشـتر باشـد احتمـال سـفید شـدن و بـروز تلفاتشان بیشتر می شود. دلیل این امر نیاز مداوم به انرژی است که موجب می شود فعالیت کارخانـه ها بیشتر شده و مرجان ها تحت تأثیر این عوامل قرار بگیرند. تأثیر عوامل استرس زا توسط لیرمـان و همکاران بررسی شد، شرایط مطالعه، شوری ۲۵٪ بیشتر از شوری محیط بود. در این شـرایط مرجـان قابلیت دور کردن رسوبات از روی پیکره ی خود ندارند.

گونه های مختلف مرجان در یک منطقه، واکنش های متفاوتی به استرس هـای محیطـی نشـان مـی دهند. این موضوع موجب بروز اشکال در ایجاد یک پروتکل محـیط زیسـتی بـرای تعیـین حـد مجـاز آلاینده ها در دریاها ایجاد می کند و این مسأله به وجود می آید که قبل از تأسیس کارخانه هـای آب شیرین کن بایستی به صورت موردی، از قبل، بر روی همان منطقه، مطالعات دقیق صورت بگیرد.

در این خصوص، تعداد مطالعات انجام شده بر روی تأثیر پساب شور و آلاینده های صنعتی بر مرجـان ها بسیار اندک است. پس تأکید می کنیم مطالعات کوتاه مدت در کنار مطالعات بلند مدت مـی تـوان تبعات محیط زیستی پساب شور را بر روی مرجان ها بسنجد.

◘ اثر بر شکوفایی گونه ای و ایجاد کشند سرخ

کشند سرخ نام پدیده ای است که به رشد یا شکوفایی انواعی از پلانکتون های گیاهی (ریز جلبک ها) شناخته می شود. در واقع نوع خاصی از پلانکتونها رشد انفجاری پیدا می کنند و این پدیده را به وجود

می آورند. انواع مشخصی از پلانکتونها، مانند دو تاژکداران Dinoflagellate، دارای رنگ دانه های فتوسنتزی که از لحاظ رنگی از سبز به قهوه ای و قرمز متفاوت است، می باشند. کشند سرخ به طور کلی مرتبط به حرکات جزر و مدی (کشندی) آب نیست، بنابر این دانشمندان ترجیح میدهند از واژه شکوفایی جلبکی (Algae Bloom) استفاده کنند. بعضی از کشندهای قرمز موجب، تولید سم طبیعی، تقلیل اکسیژن نامحلول یا دیگر اثرات مضر و آسیب رسان می شوند و عموما به عنوان شکوفایی جلبک های مضر (Harmful Algae Bloom) تعریف می شوند. اثرات آشکار کشند سرخ، مرگ و میر انواع ماهیان، پرندگان دریایی و ساحلی، پستانداران دریایی و دیگر موجودات زنده است. این پدیده علاوه بر مرگ آبزیان گاهی موجب اختلال در عملکرد دستگاه های آب شیرین کن و تعطیلی بعضا بلندمدت آنها می گردد . به طور کلی رخ دادن این پدیده در بعضی از محل ها به علل طبیعی است ولی در بعضی از بخش های جهان فراوانی و شدت رشد این جلبکها مربوط به افزایش مواد مغذی در اثر فعالیت های انسانی است. در دیگر مناطق، این پدیده به صورت فصلی و به علت موقعیت یا شرایط مناسب از نظر وفور مواد مغذی (به ویژه نیترات و فسفات) و دمای مناسب آب روی می دهد. آلودگی آب های ساحلی در نتیجه اعمال انسانی و افزایش منظم دمای آب دریاها به عنوان عامل کمک کننده ای در ایجاد کشند سرخ است. دیگر عامل ها همانند ذرات غنی آهن نفوذ کرده از مناطق بیابانی (ریز گردها) نقش مهمی در ایجاد کشند قرمز بازی می کنند. در طی دهه های اخیر و با گرم شدن آب های سطحی شاهد افزایش وقوع این پدیده در سواحل کشورهای مختلف هستیم.روند تعداد دفعات وقوع کشند سرخ در دریای عمان از گذشته تاکنون سیری صعودی داشته به طوری که در سالهای ۲۰۰۸ و ۲۰۰۹ تعداد دفعات بروز این پدیده نسبت به سال ۱۹۷۶ و ۱۹۷۸ حدود ۶ برابر شده است.

در خلیج فارس و دریای عمان بیش از ۶۰ گونه انواع پلانکتونها (به ویژه دو تاژکداران) را عامل این پدیده ذکر نموده اند در سال های گذشته مهم ترین گونه پدید آورنده کشند سرخ در سواحل شمالی دریای عمان گونه Noctiluca scintillans ذکر شده بود. این گونه در طی ماه های مهر و آبان ماه های بعد از فصل مانسون به علت وجود مواد غذایی مناسب در بدنه آبی حاصل از پدیده آپ ولینگ منتج از طوفان های مانسون منطقه و دمای مناسب آب به شدت تکثیر یافته و پدیده کشند سرخ را تقریبا در تمامی سواحل این ناحیه به وجود می آورد. در طی ماه های اسفند و فروردین با مناسب شدن مجدد دمای آب این گونه در نواحی که تحت تأثیر جریانات آپ ولینگ و ورود مواد غذایی باشد تکثیر یافته و این پدیده را به وجود می آورد. این گونه علاوه بر تغییر رنگ آب با ترشح آمونیاک علاوه بر تغییر کیفیت آب (طعم و مزه آب) موجب مرگ و میر آبزیان نیز می گردد. در طی بررسی های میدانی در اسفندماه در ناحیه غرب خلیج چابهار بروز پدیده کشند سرخ به جهت افزایش فراوانی گونه Skeletonema costatum و افزایش گونه Noctiluca scintillans در ناحیه یک ثبت گردید.

پساب ها در صورتی که دارای غلظت های بالایی از مواد آلی و بقایای جانوری و گیاهی باشند سبب تغذیه گرایی آب بخصوص در محیطهای بسته می شوند. با توجه به اینکه آب وارد شده به سیستم شیرین سازی مراحل تصفیه مختلفی را پشت سر خواهد گذاشت تا مناسب شرب گردد احتمال بالا رفتن مواد آلی در پساب شور بالا است و احتمال وقوع کشند سرخ نیز بالا خواهد رفت.

فـصل ۵ :

استانداردهای زیست محیطی و برنامه مدیریت محیط زیست

۵-۱- استانداردهای محیط زیستی تخلیه فاضلاب

از آنجا که آبهای سطحی منابع اصلی تـأمین کننـده مصـارف خـانگی، شـهری، کشـاورزی و صـنعتی هستند، آلوده شدن آنها توسط انواع آلاینده‌ها نظیـر زهابهـای اراضـی کشـاورزی، پسـابهای صـنعتی، شهری و خانگی اثرات سوء و جبران ناپذیری به دنبال خواهد داشت. یکی از منابع اصلی آلودگی پیکره های آبی، تخلیه انواع فاضلابهای شهری و صنعتی به آنها است. به این ترتیب، به‌منظور حفظ بهداشت عمومی و نیز جلوگیری از آلودگی محیط‌های آبی ناشی از تخلیه فاضـلاب، گروهـی از اسـتانداردهـای کیفی توسط سازمان‌های گوناگون ارائه شده است. این استانداردها به طـور کلـی بـه دو دسـته اصـلی تقسیم می شوند:

- استانداردهای محدوده کننده غلظت آلاینده در جریان خروجی (ES[1]) حاوی مقادیر مشخص و محدود برای خروجی (ELVs[2])
- استانداردهای حاکم بر کیفیت محیط پذیرنده (AS[3]) و یا استانداردهای کیفیت محیط زیست (EQS[4])

به جهت اینکه هر یک از این دو روش مزایا و محدودیتهایی دارند، روش نوین و مورد تاکید سازمانهای محیطی زیستی (European Water Framework Directive, 2000)، استراتژی تجمیعی یا ترکیب دو نگاه فوق (Combined approach) است تا بتوان از مزایای هر دو روش استفاده نمود. در این حالت استانداردهای حاکم بر جریان خروجی به دنبال حفاظت از موجودات در مقابل اثرات حاد و کشنده[5] تخلیه فاضلاب بوده و استانداردهای کیفی محیط پذیرنده به دنبال حفاظت از موجودات در مقابل

[1] Effluent Standard
[2] Emission Limit Values
[3] Ambient Standard
[4] Environmental Quality Standards
[5] protect against acute and lethal effects

اثرات مزمن و بلند مدت[1] تخلیه هستند. نسبت مقادیر غلظت در این دو استاندارد (ES/AS) میزان ترقیق مورد نیاز در طول ناحیه اختلاط جریان را نشان می دهد که از طریق اختلاط فیزیکی و تا حدی فرایندهای تجزیه بیولوژیکی و دگرگونی شیمیایی حاصل خواهد شد.

۵-۱-۱- استانداردهای محدوده کننده غلظت آلاینده در جریان خروجی (ES)

در این روش میزان محدوده کننده غلظت آلاینده در جریان خروجی (انتهای مجرای تخلیه) به عنوان استاندارد تخلیه درنظر گرفته می شود. تجاوز از این مقدار، عدم ارضای استاندارد را به دنبال داشته و تخلیه فاضلاب غیرمجاز تلقی می گردد. این روش به دلیل پایش آسانتر از طریق نمونه برداری در محل خروجی و امکان مدیریت آلودگی با کاهش شار جرمی آلاینده از منبع، بیشتر مورد توجه قرار گرفته است. به این ترتیب نسل نخست از استانداردهای تخلیه فاضلاب معطوف به استانداردهای غلظت در دهانه خروجی جریان بوده است. این روش محدودیتها و مشکلاتی دارد که در بخش بعد مورد بحث و بررسی قرار می گیرد. در این بخش استاندارهای تخلیه فاضلاب که معطوف به حد مشخص غلظت در جریان خروجی یا دهانه تخلیه هستند به عنوان نمونه برای تعدادی از کشورهای دنیا و در نهایت برای کشور ایران آورده شده است.

[1] prevent long-time chronic influences

- **استاندارد تخلیه فاضلاب سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا**

سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا در سال ۱۹۹۶[1]، استانداردهای عمومی تخلیه فاضلاب به محیط زیست را که شامل میزان قابل قبول هر پارامتر جهت تخلیه به آبهای پذیرنده (آبهای دریایی و نواحی ساحلی) داست به صورت جدول زیر ارایه کرده است.

جدول (۵-۱) استانداردهای عمومی تخلیه فاضلاب به آبهای ساحلی **(EPA, 1996)**

ردیف	پارامتر	آبهای دریایی و نواحی ساحلی
۱	رنگ و بو	- [1]
۲	مواد جامد معلق ,mg/L ، حداکثراندازه ذرات مواد جامد معلق	برای پساب تصفیه شده ۱۰۰ برای فاضلاب برجهای خنک کننده ۱۰٪ بیش از کل مواد جامد معلق فاضلاب
۳	اندازه ذرات مواد جامد معلق	ذرات شناور، حداکثر ۳ mm ذرات قابل ته نشین ، حداکثر ۸۵۶ میکرون
۴	pH	۹-۵/۵
۵	دما	نباید بیش از ۵ درجه سانتی گراد بیش از دمای
۶	روغن و چربی mg/L، حداکثر	۲۰
۷	کل کلر ته نشین شده ، mg/L ، حداکثر	۱/۰
۸	نیتروژن آمونیاکی (N) ، mg/L ، حداکثر	۵۰
۹	کل نیتروژن کجلدال(N)، mg/L ، حداکثر	- [1]
۱۰	COD، mg/L، حداکثر	۲۵۰
۱۱	آرسنیک (As)،mg/L ، حداکثر	۰/۲
۱۲	جیوه(Hg) ، mg/L، حداکثر	۰/۰۱
۱۳	سرب Pb) ، mg/L، حداکثر	۲/۰
۱۴	کادمیوم Cd) ، mg/L، حداکثر	۲/۰
۱۵	کروم (Cr + 6)(VI) ، mg/L، حداکثر	۱/۰
۱۶	کل کروم (Cr) ، mg/L، حداکثر	۲/۰
۱۷	مس(Cu) ، mg/L، حداکثر	۳/۰

[1] USEPA, 1986

۱۸	روی (Zn) ، mg/L، حداکثر	۱۵
۱۹	سلنیوم (Se) ، mg/L، حداکثر	۰/۰۵
۲۰	نیکل (Ni) ، mg/L، حداکثر	۵/۰
۲۱	تست سنجش زیستی	۹۰٪ از ماهی ها پس از ۹۶ ساعت از ۱۰۰٪
۲۲	منگنز، mg/L	۲
۲۳	آهن (Fe) ، mg/L، حداکثر	۳
۲۴	وانادیوم (V) ، mg/L، حداکثر	۰/۲
۲۵	نیترات نیتروژن، mg/L، حداکثر	۲۰

۱- بایستی تا حد امکان، تلاشهای لازم در راستای حذف رنگ و بوی نامطبوع انجام گیرد.

- **استاندارد تخلیه فاضلاب تایلند**

بخش کنترل آلودگی (PCD[1]) سازمان محیط زیست و منابع طبیعی کشور تایلند در سال ۲۰۱۰، استاندارد فاضلاب های صنعتی[2] را به شرح جدول زیر بیان نموده است.

جدول (۵-۲) استاندارد فاضلاب های صنعتی کشور تایلند (PCD , 2010)

ردیف	پارامتر	آبهای دریایی یا نواحی ساحلی
۱	رنگ و بو	مشهود نباشد
۲	TDS	۳۰۰۰ mg/L > [1]
۳	مواد جامد معلق	۵۰ mg/L > [2]
۴	Ph	۵/۵-۹
۵	دما °C	۴۰ >
۶	روغن و چربی mg/L	۵ > [3]
۷	کلر آزاد ، mg/L	۱/۰>
۸	فرمالدهید ، mg/L	۱/۰>
۹	کل نیتروژن کجلدال(TKN)، mg/L	۱۰۰> [5]
۱۰	mg/L BOD	۲۰ [4]
۱۱	mg/L ،COD	۱۲۰ [6]
۱۲	آرسنیک (As)،mg/L	۰/۲۵ >
۱۳	سلنیوم (Se) ، mg/L	۰/۰۲ >

[1] Pollution Control Department, 2010
[2] Industrial effluent standard

۱۴	منگنز (Mn) ، mg/L	۵ >
۱۵	سرب (Pb) ، mg/L	۰/۲ >
۱۶	کادمیوم (Cd) ، mg/L	۰/۰۳ >
۱۷	کروم (Cr^{+3})، mg/L	۰/۷۵ >
۱۸	کروم (Cr^{+6}) ، mg/L	۰/۲۵ >
۱۹	مس(Cu) ، mg/L	۲/۰>
۲۰	روی (Zn) ، mg/L	۵ >
۲۱	نیکل (Ni) ، mg/L	۱/۰>
۲۲	باریم (Ba)، mg/L	۱/۰>
۲۳	جیوه (Hg) ، mg/L	۰/۰۰۵ >
۲۴	آفت کشها ، mg/L	مشهود نباشد
۲۵	فنل، mg/L	۱/۰>
۲۶	سیانید (HCN) ، mg/L	۰/۲>

- **استاندارد تخلیه فاضلاب ژاپن**

سازمان حفاظت محیط زیست ژاپن در سال ۱۹۹۳، استاندارد ملی برای تخلیه فاضلاب به آبهای پذیرنده را منتشر نموده است. برای آبهای ساحلی موجود در حوزه کاواگانا کشور ژاپن، بخشهایی از این استانداردها با شرایط سخت گیرانه تری تغییر داده شده است. استاندارد ملی ژاپن و استاندارد حوزه کاواگانا در جدول زیر آورده شده است (Effluent **p**ollution **c**ontrol and **s**tandards ,2002).

جدول (۵-۳) استاندارد ملی تخلیه فاضلاب ژاپن و استاندارد آبهای ساحلی موجود در حوزه کاواگانا، ژاپن

ردیف	پارامتر	واحد	استاندارد ملی تخلیه فاضلاب	استاندارد جدید آبهای ساحلی موجود در حوزه کاواگانا
۱	pH	mg/L	۵/۸-۸/۶ برای رودخانه ها و	۵/۸-۸/۶
۲	BOD	mg/L	۱۶۰(۱۲۰)*	-
۳	COD	mg/L	۱۶۰(۱۲۰)	۲۵(۲۰)
۴	مواد معلق	mg/L	۲۰۰(۱۵۰)	۷۰(۴۰)
۵	n-Hexane extract (mineral oil)	mg/L	۵	-

۶	n-Hexane extract (animal fat & vegetable oil)	mg/L	۳۰	۵
۷	فنل ها	mg/L	۵	۰/۵
۸	مس Cu	mg/L	۳	۱
۹	روی Zn	mg/L	۵	۱
۱۰	آهن محلول	mg/L	۱۰	۳
۱۱	منگنز محلول	mg/L	۱۰	۱
۱۲	کروم Cr	mg/L	۲	-
۱۳	تعداد کل گروه های کلی فرمی در هر cm^3	mg/L	۳۰۰۰	-

*اعداد ذکر شده در داخل پرانتز ، میزان مجاز تخلیه روزانه پارامترها می باشد.

- **استاندارد تخلیه فاضلاب، کشور عمان**

سازمان حفاظت محیط زیست کشور عمان در سال ۲۰۰۵، میزان حد مجاز تخلیه فاضلاب به محیط های دریایی برای پارامتر مختلف را به شرح جدول زیر پیشنهاد نمود.

جدول (۵-۴) استاندارد تخلیه فاضلاب به محیطهای دریایی در کشور عمان (Sultanate of Oman ,2005)

ردیف	پارامتر	واحد	استاندارد تخلیه فاضلاب (حداکثر میزان مجاز)
۱	BOD	mg/L	۲۰
۲	COD	mg/L	۲۰۰
۳	TSS	mg/L	۳۰
۴	هالوژنهای آلی	mg/L	۰/۰۰۱ >
۵	نفت	mg/L	۱۵
۶	سرب	mg/L	۰/۰۸
۷	کادمیوم	mg/L	۰/۰۱
۸	آلومینیوم	mg/L	۵/۰
۹	روی	mg/L	۱/۰
۱۰	آهن	mg/L	۱/۵
۱۱	منگنز محلول	mg/L	۱۰
۱۲	کروم	mg/L	۰/۰۵
۱۳	مولیبدن	mg/L	۰/۰۵

۱۴	نیکل	mg/L	۰/۱۰۰
۱۵	مس	mg/L	۰/۲
۱۶	کل کلرین	mg/L	۰/۴
۱۷	دما	°C	+۱۰

- **استاندارد تخلیه فاضلاب در امارات متحده عربی**

سازمان توسعه و برنامه ریزی موسسه بنادر، گمرک و منطقه آزاد دبی در سال ۲۰۱۰[1]، راهنمای تخلیه به محیط آبی که پیشتر توسط سازمان محیط زیست امارات تعیین شده است را به شرح جدول زیر برای تخلیه فاضلاب به محیط های دریایی در کشور امارات متحده عربی اعلام نمود.

جدول (۵-۵) معیارهای پسابها در نقطه تخلیه به محیط زیست دریایی / بندرگاه در کشور امارات متحده عربی

پارامتر	واحد	نمایه	حداکثر میزان مجاز استاندارد
* مشخصات فیزیکی			
رنگ	واحد های رنگ	-	۵۰
کل ذرات معلق	mg / l	TSS	۵۰
ذرات شناور	mg / m^3	-	بهیچوجه
pH[1]	واحد های pH	-	۹
دما	°C	T	۳۵- حداکثر
گل مواد جامد محلول	mg / l	TDS	۱۵۰۰
کدورت	NTU	-	۷۵
مشخصات مواد شیمیایی غیر آلی			
کل آمونیاک به عنوان	mg / l	$NH4^+$	۲

[1] Department of Planing & Development Ports Dubi (2010)

BOD_5	mg / l	BOD	۵۰
COD	-	COD	۱۰۰
کل کلر ته نشین شده [۲]	mg / l	Cl^-	۱/۰
DO	mg / l	DO	>۳
نیترات	mg / l	NO3-N	۴۰
سولفات	mg / l	S^{-2}	۰/۱
کل فسفر (P)	mg / l	$PO4^{-3}$	۲
فلزات کمیاب			
آلومینیوم	mg / l	Al	۲۰
آنتیموآن	mg / l	Sb	۰/۱
آرسنیک	mg / l	As	۰/۰۵
باریم	mg / l	Ba	۲
برلیوم	mg / l	Be	۰/۰۵

۱- میزان دامنه تعریف شده، حراکثر میزان مجاز بوده و نبایستی تحت هیچ شرایطی افزایش داشته باشد.

۲- میزان کلر ته نشین شده ، میزان آن پس از گذشت ۳۰ دقیقه تماس با آبهای پذیرنده بوده و میزان کل کلر ته نشین شده می باشد.

ادامه جدول (۵-۵): معیارهای پسابها در نقطه تخلیه به محیط زیست دریایی / بندرگاه در کشور امارات متحده عربی

پارامتر	واحد	نمایه	حداکثر میزان مجاز استاندارد
فلزات کمیاب			
سرب	mg / l	Pb	۰/۱
آهن	mg / l	Fe	۲
کروم شش ظرفیتی	mg / l	Cr^{+6}	۰/۱۵
کبالت	mg / l	Co	۰/۲
مس	mg / l	Cu	۰/۵
منگنز	mg / l	Mn	۰/۲
کادمیوم	mg / l	Cd	۰/۰۵
سیانید	mg / l	CN	۰/۰۵
کل کروم	mg / l	Cr	۰/۲
جیوه	mg / l	Hg	۰/۰۰۱
نیکل	mg / l	Ni	۰/۱
سلنیوم	mg / l	Se	۰/۰۲
نقره	mg / l	Ag	۰/۰۰۵

روی	mg / l	Zn	۰/۵
مشخصات مواد شیمیایی			
هیدروکربن های هالوژنه و	mg/1	–	۰
هیدروکربن ها	mg/1	HC	۱۵
روغن و چربی	mg/1	O & G	۱۰
فنل ها	mg/1	-	۰/۱
حلال ها	mg/1	-	بهیچوجه
کل کربن آلی	mg/1	TOC	۷۵
مشخصات مواد بیولوژیکی			
گروههای کلنی	تعداد /100 cm2	TC	۵۰۰۰
تخم انگل	-	-	هیچ
باکتری های کلیفرم	سلول ها/100 mL	-	۱۰۰۰
کل کلیفرم	MPN /100 mL	-	۱۰۰۰
پارازیتهای کرمی		-	هیچ

- **استاندارد تخلیه فاضلاب در ایران**

در راستای آئین نامه جلوگیری از آلودگی آب، اولین استاندارد خروجی فاضلاب در ۱۳۵۵ و تنها در دو صفحه منتشر شده است. در این استاندارد ویژگیهای تعیین شده با واقعیت ها و عملی بودن و امکانات رسانیدن به آن مطابقت نداشته و در واقع غیر واقع بینانه بوده است. ازاینرو در سال ۱۳۷۱، کمیسیونی مرکب از نمایندگان سازمان حفاظت محیط زیست، وزارتخانه های کشور، بهداشت درمان و آموزش پزشکی، کشاورزی، نیرو، صنایع سبک و صنایع سنگین، استاندارد جدید خروجی فاضلابها را تعیین نمودند که در ادامه توسط سازمان حفاظت محیط زیست تایید شده و به چاپ رسیده است. در این استاندارد سعی شده است تا بسیاری از مشکلات و مغایرت‌های استاندارد اولیه مرتفع گردد. در سال ۱۳۷۳ طی تصویب نامه شماره ۱۸۳۴۱/ت۷۱ مورخ ۱۳۷۳/۳/۱۶ هیات وزیران در استاندارد مزبور، بازنگری بعمل آمد و مطالب در یک جدول به نحو گویا خلاصه گردید. تفاوت اساسی این آیین

نامه با استاندارد پیشین در تعدیل ملاحظات کلی است که سعی شده منطقی تر برخورد شده تا استاندارد کاربری شده و امکان عملی شدن آن به صورت بهتری فراهم گردد. جدول استانداردهای خروجی فاضلاب با تغییراتی محدود از آن پس همواره در مجموعه قوانین، مقرارت، ضوابط و استانداردهای محیط زیست انسانی سازمان حفاظت محیط زیست به عنوان استاندارد مصوب تخلیه فاضلاب به آبهای سطحی، چاه های جاذب و مصرف برای کشاورزی و آبیاری منتشر گردیده است. در این آیین نامه آبهای پذیرنده به کلیه آبهای سطحی و زیرزمینی از جمله قنوات، چاه ها، سفره های آب زیرزمینی و چشمه ها، دریاها، دریاچه ها، رودخانه ها، نهرها و تالابها و آبگیرها و برکه که فاضلاب به آنها ممکن است تخلیه شود یا در آن نفوذ کند اطلاق می گردد. در جدول مصوب اما آب سطحی، به صورت آبهای جاری فصلی و دائمی، دریاچه های طبیعی یا مصنوعی و تالابها و چاه جاذب، به صورت حفره یا گودالی که قابلیت جذب داشته و کف آن تا بالاترین سطح ایستابی حداقل ۳ متر فاصله داشته باشد، تعریف شده است.

در این استاندارد تفاوتی بین تخلیه ده ها مترمکعب فاضلاب با غلظتی زیر حد مشخص شده و تخلیه چند لیتر در ثانیه فاضلاب زیر حد استاندارد وجود نداشته و جرم آلودگی ورودی و وضعیت اکولوژیکی محیط پذیرنده در نظر گرفته نمی شود. در این حالت برای یک تخلیه بزرگ به یک رودخانه کوچک و یا تخلیه از منابع متعدد به یک پیکره آبی واحد اگرچه در آنها استانداردهای تخلیه رعایت شده است، اثر تجمیعی منابع متعدد در آلوده سازی بیش از حد محیط پذیرنده دیده نخواهد شد. به دلیل در نظر نگرفتن پاسخ و وضعیت کیفی آب در محیط و عدم مسئولیت پذیری صنعت تخلیه کننده در برابر محیط پذیرنده، این استاندارد بالاخص در محیطهای دریایی با محدودیتهای زیادی همراه است. از اینرو، ارائه یک نسخه واحد برای محیطهای متفاوت و مناطق مختلف که کلیه تخلیه کنندگان فاضلاب با هر کمیتی، ملزم به اجرای آن باشند، نه منطقی و نه عادلانه به نظر نمی رسد. این مسئله به عنوان

نقص اساسی در استانداردهای موجود، زمینه‌ای برای مطالعات بیشتر و هر چه کاربردی شدن استانداردها و قوانین موجود در تخلیه فاضلاب، از ابتدا در متن قانون فوق دیده شده است. در ماده ۶ این آیین نامه تصریح شده است که طبقه بندی کلی آبهای پذیرنده اعم از سطحی و زیرزمینی و دریاچه ها و آبهای سطحی با توجه به قدرت جذب و تصفیه طبیعی آلوده کننده ها برحسب الویتها و به تدریج توسط سازمان محیط زیست و با همکاری وزارتخانه های نیرو، جهاد کشاورزی، بهداشت، درمان و آموزش پزشکی و سایر وزارت خانه ها و سازمانهای ذیربط تعیین و اعلام خواهد شد. این سازمانهای طبق ماده ۳ این قانون موظف شده اند نسب به بررسی و شناسایی کیفیت آبهای ایران از لحاظ آلودگی و نهایتا طبقه بندی آبهای پذیرنده اقدام نمایند. در بخش استانداردهای کیفی محیط های آبی، مطالعات انجام شده در ایران در این ارتباط به بحث و بررسی گذاشته شده است.

جدول (۵-۶) استاندارد خروجی فاضلاب در قوانین محیط زیستی ایران (شاعری و رحمتی، ۱۳۹۱)

ردیف	مواد آلوده کننده		تخلیه به آبهای سطحی (mg/Lit)	تخلیه به چاه جاذب (mg/Lit)	مصارف کشاورزی و آبیاری (mg/Lit)
۱	نقره	Ag	۱	۰/۱	۰/۱
۲	آلومینیوم	Al	۵	۵	۵
۳	آرسنیک	As	۰/۱	۰/۱	۰/۱
۴	بر	B	۲	۱	۱
۵	باریم	Ba	۵	۱	۱
۶	بریلیوم	Be	۰/۱	۱	۰/۵
۷	کلسیم	Ca	۷۵	-	-
۸	کادمیم	Cd	۰/۱	۰/۱	۰/۰۵
۹	کلر آزاد	Cl	۱	۱	۲/۰
۱۰	کلراید	Cl-	۶۰۰ (تبصره۱)	۶۰۰ (تبصره۱)	۶۰۰
۱۱	فرم آلدئید	CH_2O	۱	۱	۱
۱۲	فنل	C_6H_5OH	۱	ناچیز	۱
۱۳	سیانور	CN	۰/۵	۰/۱	۰/۱
۱۴	کبالت	Co	۱	۱	۰/۰۵

۱۵	کرم	Cr^{6+}	۰/۵	۱	۱
۱۶	کرم	Cr^{3+}	۲	۲	۲
۱۷	مس	Cu	۱	۱	۰/۲
۱۸	فلوراید	F	۲/۵	۲	۲
۱۹	آهن	Fe	۳	۳	۳
۲۰	جیوه	Hg	ناچیز	ناچیز	ناچیز
۲۱	لیتیم	Li	۲/۵	۲/۵	۲/۵

ادامه جدول (۵-۶) استاندارد خروجی فاضلاب در قوانین محیط زیستی ایران (شاعری و رحمتی، ۱۳۹۱)

ردیف	مواد آلوده کننده		تخلیه به آبهای سطحی (mg/Lit)	تخلیه به چاه جاذب (mg/Lit)	مصارف کشاورزی و آبیاری (mg/Lit)
۲۲	منیزیم	Mg	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰
۲۳	منگنز	Mn	۱	۱	۱
۲۴	مولیبدن	Mo	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۱
۲۵	نیکل	Ni	۲	۲	۲
۲۶	آمونیم بر حسب	NH_4	۲/۵	۱	-
۲۷	نیتریت بر حسب	NO_2	۱۰	۱۰	-
۲۸	نیتریت بر حسب	NO_3	۵۰	۱۰	-
۲۹	فسفات بر حسب فسفر	P	۶	۶	-
۳۰	سرب	Pb	۱	۱	۱
۳۱	سلنیوم	Se	۱	۰/۱	۰/۱
۳۲	سولفید	SH_2	۳	۳	۳
۳۳	سولفیت	SO_3	۱	۱	۱
۳۴	سولفات	SO_4	۴۰۰(تبصره۱)	۴۰۰(تبصره۲)	۵۰۰
۳۵	وانادیوم	V	۰/۱	۰/۱	۰/۱
۳۶	روی	Zn	۲	۲	۲
۳۷	چربی روغن		۱۰	۱۰	۱۰
۳۸	دترجنت	ABS	۱/۵	۰/۵	۰/۵
۳۹	بی . او . دی (تبصره۳)	BOD_5	۳۰(لحظه ای ۵۰)	۳۰(لحظه ای ۵۰)	۱۰۰

ادامه جدول (۵-۶) استاندارد خروجی فاضلاب در قوانین محیط زیستی ایران (شاعری و رحمتی، ۱۳۹۱)

ردیف	مواد آلوده کننده		تخلیه به آبهای سطحی (mg/Lit)	تخلیه به چاه جاذب (mg/Lit)	مصارف کشاورزی و آبیاری (mg/Lit)
۴۰	سی.او.دی (تبصره۳)	COD	۶۰(لحظه ای ۱۰۰)	۶۰(لحظه ای ۱۰۰)	۲۰۰
۴۱	اکسیژن محلول (حداقل)	DO	۲	-	۲
۴۲	مجموع مواد جامد محلول	TDS	(تبصره ۱)	(تبصره ۲)	-
۴۳	مجموع مواد جامد معلق	TSS	۴۰(لحظه ای ۶۰)	-	۱۰۰
۴۴	مواد قابل ته نشین	SS	۰	-	-
۴۵	پ-هاش (حدود)	PH	۶/۵-۸/۵	۵-۹	۶-۸/۵
۴۶	مواد رادیواکتیو	J	۰	۰	۰
۴۷	کدورت (واحد کدورت)	J.T.U	۵۰	-	۵۰
۴۸	رنگ (واحد رنگ)	T.C.U	۷۵	۷۵	۷۵
۴۹	درجه حرارت	T	تبصره ۴	-	-
۵۰	کلیفرم گوارشی (تعداد در ۱۰۰ میلی لیتر)	MPN	۴۰۰	۴۰۰	۴۰۰
۵۱	کلی فرم (تعداد در ۱۰۰ میلی لیتر)	MPN	۱۰۰۰	۱۰۰۰	۱۰۰۰
۵۲	تخم انگل	MPN	-	-	(تبصره ۵)

تبصره ۱- تخلیه با غلظت بیش از میزان مشخص شده در جدول در صورتی مجاز خواهد بود که پسآب خروجی ، غلظت کلراید، سولفات و مواد محلول منبع پذیرنده را در شعاع ۲۰۰ متری بیش از ده درصد افزایش ندهد.

تبصره ۲-تخلیه با غلظت بیش از میزان مشخص شده در جدول در صورتی مجاز خواهد بود که افزایش کلراید ، سولفات و مواد محلول پسآب خروجی نسبت به آب مصرفی بیش از ده درصد نباشد.

تبصره ۳-صنایع موجود مجاز خواهد بود BOD_5 و COD را حداقل ۹۰ درصد کاهش دهند.

تبصره ۴- درجه حرارت باید به میزانی باشد که بیش از ۳ درجه سانتیگراد در شعاع ۲۰۰ متری محل ورود آن درجه حرارت منبع پذیرنده را افزایش یا کاهش ندهد.

تبصره ۵- تعداد تخم انگل (نماتود) در فاضلاب تصفیه شده شهری ، در صورت استفاده از آن جهت آبیاری محصولاتیکه بصورت خام مورد مصرف قرار می گیرد. نباید بیش از یک عدد در لیتر باشد.

در این قانون به صورت موردی به استانداردهای حاکم بر کیفیت محیط پذیرنده اشاره شده است. فی المثل در تبصره ۱ غلظت مواد محلول در منبع پذیرنده در شعاع ۲۰۰ متری محدود به ۱۰ درصد افزایش نسبت به شرایط طبیعی خود شده است. در تبصره ۴ نیز درجه حرارت به ۳ درجه افزایش نسبت به محیط پذیرنده در شعاع ۲۰۰ متری محل ورود محدوده است. این تبصره ها که برگرفته از قوانین مشابه درسایر کشورها بوده، تاکنون معیار عمل در طراحی سیستمهای تخلیه پساب آب شیرین کنها و نیروگاه های ساحلی بوده است، علیرغم آنکه در متن قانون به وضوح ذکر شده که آبهای پذیرنده در این جدول دربرگیرنده آبهای ساحلی و دریاها نمی باشد.

۵-۱-۲- استانداردهای حاکم بر کیفیت محیط پذیرنده (AS)

در این روش، استاندارد حاکم مبتنی بر ارائه اعدادی برای غلظت جهت حفظ کیفیت آب در محیط پذیرنده بوده به نحویکه تخطی از آن باعث تنزیل کیفیت محیط پذیرنده شده و غیرمجاز شمرده می شود. این روش، به دلیل آنکه پاسخهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی محیط پذیرنده به تخلیه درنظر گرفته شده و براساس کیفیت آب در محیط و قدرت جذب و تصفیه طبیعی آن توسعه داده شده است، کاراتر بوده و بیشتر قابل اطمینان است.

در فرایند تخلیه فاضلاب ارضای این استانداردها در سراسر محیط آبی پذیرنده به غیر از ناحیه محدودی از جلوی تخلیه کننده ضروری است. این ناحیه مشخص از اطراف محل تخلیه تحت عنوان ناحیه اختلاط اولیه (Initial Mixing zone) شناخته می شود (Wood et al. 1993)، به این ترتیب استانداردهای کیفیت آب محیط می بایست در لبه انتهایی ناحیه اختلاط اولیه[1] به‌عنوان اوّلین نقطه اعمال این استانداردها ارضا شود و در طول این بازه می‌توان از آن تجاوز کرد (Doneker and Jirka

[1] Edges of Mixing Zone

(1991. از آنجا که حذف کامل آلاینده های فاضلاب بسیار سخت و پرهزینه است در این روش از توانایی تصفیه طبیعی[1] محیط پذیرنده برای دفع اقتصادی پساب به نحویکه حداقل پیامدهای زیست محیطی برای محیط پذیرنده را به دنبال داشته باشد استفاده می گردد. به این ترتیب ضروری است که فاضلاب در هنگام خروج از ناحیه اختلاط اولیه، با ایجاد آشفتگی و ترقیق مناسب تا حد استانداردهای زیست محیطی حاکم بر محیطهای آبی ترقیق یافته و به شکلی بی خطر برای محیط پذیرنده تبدیل گردد. به دلیل آنکه استانداردهای کیفی محیط در طول ناحیه اختلاط می تواند نقض شود پساب خروجی می بایست فاقد رسوبات نامطلوب، زباله های شناور، نفت و روغن و کف و یا کدورت، بو، رنگ و طعم نامطبوع باشد تا از ایجاد شرایط سمی، حاد و مرگ بار برای حیات آبزی، جمع شدن گونه های مزاحم، تخریب غیرقابل بازگشت محیط زیست، بهم خورد یکپارچگی اکوسیستمها و تهدید بر سلامت انسان تاحد ممکن پرهیز شود. ناحیه اختلاط تخلیه های متعدد در یک منطقه نباید روی هم بی افتند. همچنین ناحیه اختلاط نباید برای استفاده های انسانی و طبیعی از پیش تخصیص داده شده از آب محیط اعم از برداشت آب، تفریح، ماهیگیری، کشتاب ورزی، خفاظت از محیط زیست و سایر استفاده ها ایجاد مشکل کند.

ارائه استاندارد کیفی بر محیطهای پذیرنده فواید زیادی دارد اما علیرغم مزایای فراوان، در این روش بررسی و پایش استانداردها سخت تر بوده و به مدلهای شبیه ساز جهت پیش بینی ارضای استانداردها در محیط نیاز است. در کشورهای مختلف، استانداردهای کیفی دسته بندی شده و براساس حساسیت پیکره آبی پذیرنده نقسیم می شوند. در هر دسته متناسب با مشخصات اکولوژیکی و حساسیت محیطی زیستی آن مجموعه ای از استانداردهای کیفی برای آب محیط ارائه شده است. در ادامه نمونه

[1] Natural assimilative

هایی از استانداردهای حاکم بر کیفیت آبی دریایی در کشورهای مختلف و مطالعه انجام شده در ایران در این ارتباط آورده شده است.

- **استاندارد کیفیت آبهای دریایی در کشور تایلند**

در کشور تایلند در سال ۱۹۹۲ رده بندی های آبهای پذیرنده دریایی توسط سازمان محیط زیست و منابع طبیعی این کشور به شرح زیر ارائه شده است (Ministry of Thailand Natural Resources and Environment,1992). در این قانون استانداردهای کیفی آب در شش طبقه آبهای پذیرنده ساحلی دسته بندی شده که در مواردی میزان استاندارد، برای هر شش طبقه یکسان در نظر گرفته شده است. این طبقات عبارتند از:

طبقه ۱- مناطق حفاظت شده طبیعی

مناطقی که برای کاربری خاصی در نظر گرفته نشده‌اند و صرفا برای حفاظت از زیستگاه‌های طبیعی جانوران و گیاهان دریایی هستند تا شرایط طبیعی آنها برای زادآوری و پرورش ارگانیسم‌های دریایی حفظ شود.

طبقه ۲- حفاظت از منابع طبیعی آبسنگ‌های مرجانی

مناطقی که عمدتا زیستگاه آبسنگ‌های مرجانی است و محدوده ای با وسعت ۱۰۰۰ متر از خارجی ترین مرز پوشش آبسنگ‌های مرجانی را شامل می شود.

طبقه ۳- مناطق آبزی پروری

مناطقی که برای کاربری آبزی پروری، طبق قوانین شیلاتی در نظر گرفته شده‌اند.

طبقه ۴- مناطق گردشگری

مناطقی که طبق اجازه سازمانهای اداری محلی برای فعالیتهای گردشگری و شنا در نظر گرفته شده-اند.

طبقه ۵- مناطق صنعتی و یا بندرگاه

مناطقی که نزدیک به مناطق صنعتی، بندرگاه و یا لنگرگاه مورد تایید قوانین حاکم اداره شهرک‌های صنعتی تایلند هستند. این مناطقی کنترل شده، بایستی استانداردهای ارایه شده را از محدوده جزر تا ۱۰۰۰ متری آن رعایت کنند.

طبقه ۶- مناطق مسکونی

مناطقی که نزدیک به مناطق مسکونی مورد تایید قوانین شهری شهرداری پاتایا یا بانکوک قرار دارند. بایستی استانداردهای ارایه شده را از محدوده جزر تا ۱۰۰۰ متری آن رعایت کنند.

جدول (۵-۷) استانداردهای کیفیت آب های دریایی در کشور تایلند

پارامتر	میزان غلظت های مجاز در طبقه بندی های مختلف آب های دریایی					
	دسته ۱	دسته ۲	دسته ۳	دسته ۴	دسته ۵	دسته ۶
ذرات شناور	نامطبوع نباشد					
رنگ	قابل مشاهده نباشد					
بو	نامطبوع نباشد					
دما	نباید بیش از ۱ درجه سانتیگراد از دمای طبیعی آن افزایش یابد	نباید دمای طبیعی آن افزایش یابد	نباید بیش از ۱ درجه سانتیگراد از دمای طبیعی آن افزایش یابد	نباید بیش از ۲ درجه سانتیگراد از دمای طبیعی آن افزایش یابد		
pH	۷-۸/۵					
شفافیت	نباید بیش از ۱۰ درصد از حداقل شفافیت طبیعی آن باشد.					
ذرات معلق	افزایش آن نباید بیش از میانگین میزان آن در طی یک روز، ماه، سال . با اضافه نمودن میزان انحراف معیار متناظر					
شوری	نباید بیش از ۱۰ درصد از حداقل شوری طبیعی آن باشد.					

روغن و چربی شناور	نباید با چشم غیر مصلح دیده شود					
هیدروکربن های نفتی (µg/l)	< ۰/۵			<۱	< ۵	
اکسیژن محلول(mg/L)	> ۴	> ۶	۴<			
کل باکتری های کلی- فرمMPN/100ml	< ۱۰۰۰					
کلی فرم های مدفوعی CFU/100ml	< ۷۰			< ۱۰۰		
باکتری های Enterococci CFU/100ml	-	< ۳۵	-	< ۳۵	-	-
نیترات- نیتروژن (µg-N/l)	< ۲۰	<۶۰				
فسفات- فسفر (µg-P/l)	<۱۵	< ۴۵	<۱۵	< ۴۵		
آمونیاک یونیزه (µg-N/l)	<۷۰	< ۱۰۰	< ۷۰			
کل جیوه (µg/l)	< ۰/۱					
کادمیوم (µg/l)	< ۵					
کل کروم (µg/l)	< ۱۰۰					
کروم(VI (µg/l)	< ۵۰					
سرب (µg/l)	<۸/۵					
مس (µg/l)	< ۸					
منگنز (µg/l)	< ۱۰۰					
روی (µg/l)	<۵۰					
آهن (µg/l)	< ۳۰۰					
آرسنیک (µg/l)	<۱۰					
فلوراید (mg/L)	<۱					
فنل (mg/L)	بیش از ۰/۰۳ نباشد					
سولفید (µg/l)	بیش از ۱۰ نباشد					
سیانور (µg/l)	بیش از ۷ نباشد					
پلی کلرین بی فنیل PCBs	آشکار نباشد					
رادیواکتیویته -آلفا- بتا (غیر از پتاسیم ۴۰) (Becquerel/l)	بیش از ۰/۱ نباشد بیش از ۱/۰ نباشد					

ادامه جدول (۵-۷) استانداردهای کیفیت آب های دریایی در کشور تایلند

پارامتر	میزان غلظت های مجاز در طبقه بندی های مختلف آب های دریایی					
	دسته ۱	دسته ۲	دسته ۳	دسته ۴	دسته ۵	دسته ۶
کدورت (ng/l)	بیش از ۱۰ نباشد					
کلر ته نشین شده(mg/L)	-	-	-	-	بیش از۱ ۰/۰ نباشد	کلر ته نشین شده (mg/L)
آفت کش های کلرینه آلدرین (µg/l)	بیش از ۱/۳ نباشد					
کلردان	بیش از۴ ۰/۰۰ نباشد					
DDT	بیش از۱ ۰/۰۰ نباشد					
دلدرین	بیش از۰/۰۰۱۹ نباشد					
اندرین	بیش از۰/۰۰۲۳ نباشد					
اندوسولفان	بیش از۰/۰۰۸۷ نباشد					
هپتاکلر	بیش از۰/۰۰۳۶ نباشد					
لیندان	بیش از۰/۱۶ نباشد					
بقیه آفت کشها Alachlor Ametryn Atrazine Carbaryl Carbendazim Chlorpyrifos Cypermethrin 2,4-D Diuron Glyphosate Malathion Mancozeb Methyl Parathion Parathion	آشکار نباشد					

این سازمان مجددا در سال ۲۰۱۰ تغییراتی در تقسیم بندی آب های پذیرنده دریایی اعمال نموده و آنرا به روز رسانی کرده است (Ministry of Thailand Natural Resources and Environment,2010). رده بندی های بروز شده کشور تایلند برای آبهای پذیرنده دریایی، در هفت دسته به شرح زیر طبقه بندی شده است:

- مناطق حفاظت شده
- حفاظت از منابع طبیعی آبسنگ های مرجانی
- حفاظت از منابع طبیعی دریایی
- آب مورد استفاده برای کشتزارهای ساحلی
- آب مورد استفاده در ورزشهای مرتبط
- آب مورد استفاده در مناطق مجاور کاربری های ورزشی
- مناطق صنعتی

در جدول زیر، استانداردهای کشور تایلند بر مبنای تغییرات سال ۲۰۱۰ میلادی نیز ارائه شده است.

جدول (۵-۸) استانداردهای کیفیت آب های دریایی – کشور تایلند

پارامتر	میزان غلظت های مجاز در طبقه بندی های مختلف آب های دریایی						
	دسته ۱	دسته ۲	دسته ۳	دسته ۴	دسته ۵	دسته ۶	دسته ۷
ذرات شناور	شرایط طبیعی	نامطبوع نباشد					
رنگ	شرایط طبیعی	قابل مشاهده نباشد					
بو	شرایط طبیعی	-	-	نامطبوع نباشد			
دما	شرایط طبیعی	< ۳۳	< ۳۳	< ۳۳	-	-	۳± دمای طبیعی آب پذیرنده
pH	شرایط طبیعی	۷/۵-۸/۹	۷-۸/۵	۷-۸/۵	-	-	**
شفافیت (m)	شرایط طبیعی	نباید بیش از ۱۰ درصد از حداقل شفافیت طبیعی آن باشد.			-	-	**
شوریppt	شرایط طبیعی	۲۹-۳۵	بیش از ۱۰ درصد از حداقل شوری طبیعی آن نباشد.	بیش از ۱۰ درصد از حداقل شوری طبیعی آن نباشد.	-	-	**
(اکسیژن محلول (mg/L	شرایط طبیعی	کمتر از ۴ نباشد			-	-	-
کل باکتری های کلی فرم MPN/100ml	شرایط طبیعی	-	-	شرایط طبیعی	-	-	-
کلی فرم های مدفوعی MPN/100ml	شرایط طبیعی	-	-	< ۱۰۰			
(mg/L) NO_3-N	شرایط طبیعی	شرایط طبیعی	شرایط طبیعی	شرایط طبیعی	-	-	**
(mg/L) PO4-P	شرایط طبیعی	شرایط طبیعی	شرایط طبیعی	شرایط طبیعی	-	-	**
(mg/L) NH3-N	شرایط طبیعی	< ۰/۴	< ۰/۴	< ۰/۴	-	-	**

جیوه (mg/L)	شرایط طبیعی	بیش از ۰/۰۰۰۱ نباشد			-	-	< ۰/۰۰۰۱
کادمیوم (mg/L)	شرایط طبیعی	بیش از ۰/۰۰۵ نباشد			-	-	< ۰/۰۰۵
کروم (mg/L)	شرایط طبیعی	< ۰/۱	< ۰/۱	<۰/۱	-	-	**
روی (mg/L)	شرایط طبیعی	< ۰/۱	< ۰/۱	<۰/۱	-	-	**
آهن (mg/L)	شرایط طبیعی	< ۰/۳	< ۰/۳	<۰/۳	-	-	**
فلورور (mg/L)	شرایط طبیعی	<۱/۵	<۱/۵	<۱/۵	-	-	**
Cl_2کلر ته نشین (mg/L)	شرایط طبیعی	< ۰/۰۱	< ۰/۰۱	< ۰/۰۱	-	-	**
فنول (mg/L)	شرایط طبیعی	< ۰/۰۳	< ۰/۰۳	< ۰/۰۳	-	-	**
سولفید (mg/L)	شرایط طبیعی	< ۰/۰۱	< ۰/۰۱	< ۰/۰۱	-	-	**
سیانور (mg/L)	شرایط طبیعی	< ۰/۰۱	< ۰/۰۱	< ۰/۰۱	-	-	**
PCB (mg/L)	شرایط طبیعی	شرایط طبیعی	شرایط طبیعی	شرایط طبیعی	-	-	**
آفت کش های کلرینه(mg/L)	شرایط طبیعی	< ۰/۰۵	< ۰/۰۵	< ۰/۰۵	-	-	**
رادیواکتیویته -آلفا (نا خالص) (Becquerel/l) - بتا (غیر از پتاسیم ۴۰)	شرایط طبیعی	< ۰/۱ < ۱/۰	< ۰/۱ < ۱/۰	< ۰/۱ < ۱/۰	-	-	**
کروم (VI)(mg/L)	شرایط طبیعی	< ۰/۰۵	< ۰/۰۵	< ۰/۰۵	-	-	**
سرب (mg/L)	شرایط طبیعی	< ۰/۰۵	< ۰/۰۵	< ۰/۰۵	-	-	**
مس (mg/L)	شرایط طبیعی	< ۰/۰۵	< ۰/۰۵	< ۰/۰۵	-	-	**
منگنز (mg/L)	شرایط طبیعی	< ۰/۱	< ۰/۱	< ۰/۱	-	-	**

(**):احتمال ایجاد استاندارد برای آن در آینده ، در صورت ضرورت وجود دارد.

- **استاندارد کیفیت آبهای دریایی در کشور چین**

در کشور چین آبهای پذیرنده دریایی به شرح زیر به ۴ دسته تقسیم شده اند. این دسته بندی در سال ۱۹۹۷ و تحت استاندارد شماره GB3097-1997 انجام گرفته است. (Yeru Huang Sino-Japan Friendship Center For Environmental Protection,2011)

- **دسته ۱:** آب های دریایی با کاربری شیلاتی (ماهی گیری در دریا)، مناطق حفاظت شده طبیعی دریایی، ذخیره گاه های مهم و نادر ارگانیسم های دریایی

- **دسته ۲:** آب های دریایی با کاربری آبزی پروری، آب های دریایی با کاربری شنا در ساحل و آب های دریایی با کاربری ورزش های ساحلی و تفریحاتی که با پوست در تماس با آب است.

- **دسته ۳:** آب های دریایی با کاربری صنایع عمومی و حاشیه های ساحلی با مناظر زیبا و تفرجگاهی

- **دسته ۴:** آب های دریایی با کاربری بندرگاه ساحلی **و** مناطقی با کاربری عملیات و بهره برداری از اقیانوسها

در جدول زیر استانداردهای کیفیت آب های دریایی در کشور چین ارائه شده است.

جدول (۵-۹) استانداردهای کیفیت آب های دریایی در کشور چین (واحد برحسب میلیگرم در لیتر)

پارامتر	میزان غلظت های مجاز در طبقه بندی های مختلف آب های دریایی			
طبقه بندی	طبقه ۱	طبقه ۲	طبقه ۳	طبقه ۴
ذرات شناور	لایه نفتی ، فوم و دیگر مواد معلق در سطح آن پدیدار نشود			لایه نفتی ، فوم و دیگر مواد معلق در سطح آن به صورت آشکار پدیدار نشود
کل باکتری های کلی فرم (L^{-1})	۱۰۰۰۰ در کشت صدف های دریایی که خام مصرف می شوند بایستی ≤ ۷۰۰ باشد.			-
کلی فرم های مدفوعی	۲۰۰۰ در کشت صدف های دریایی که خام مصرف می شوند بایستی ≤ ۷۰۰ باشد.			-
پاتوژن	در کشت صدف های دریایی که خام مصرف می شوند نبایستی وجود داشته باشد.			-
دما °C	میزان آن ، در اثر فعالیت های انسانی نباید بیش از°C ۱ از میزان دمای محلی آن و بیش از °C ۲ در دیگر فصل ها افزایش یابد.			میزان آن ، در اثر فعالیت های انسانی نباید بیش از °C ۱ از میزان دمای محلی آن افزایش یابد.
pH	۷/۸ ا – ۸/۵ و میزان آن از pH ۰/۲ دامنه میزان نرمال آن افزایش نداشته باشد			۶/۸ – ۸/۸ و میزان آن از pH ۰/۵ دامنه میزان نرمال آن افزایش نداشته باشد
اکسیژن محلول (mg/L)	۶	۶	۴	۳
COD (mg/L)	۲	۳	۴	۵

BOD_5 (mg/L)	۱	۳	۴	۵
ترکیبات فسفره (تحت عنوان P اندازه گیری می شود)	۰/۰۱۵	۰/۰۳۰		۰/۰۴۵
نیتروژن غیر آلی (تحت عنوان N اندازه گیری می شود)	۰/۲۰	۰/۳۰	۰/۴۰	۰/۵۰
آمونیاک غیر یونیزه (تحت عنوان N اندازه گیری می شود)	۰/۰۲۰			
جیوه	۰/۰۰۰۰۵	۰/۰۰۰۲		۰/۰۰۰۵
کادمیوم	۰/۰۰۱	۰/۰۰۵		۰/۰۱۰
سرب	۰/۰۰۵	۰/۰۱۰	۰/۰۲۰	۰/۰۵۰
کروم(VI)	۰/۰۲۰	۰/۰۳۰		۰/۰۵۰
کروم کل	۰/۰۰۵	۰/۰۱۰		۰/۰۵۰
آرسنیک	۰/۰۲۰	۰/۰۳۰		۰/۰۵۰
مس	۰/۰۰۵	۰/۰۱۰		۰/۰۵۰
روی	۰/۰۲۰	۰/۰۵۰	۰/۱۰	۰/۵۰
نیکل	۰/۰۰۵	۰/۰۱۰	۰/۰۲۰	۰/۰۵۰
سولفات (تحت عنوان S اندازه گیری می شود)	۰/۰۲	۰/۰۵	۰/۱۰	۰/۰۲۵
سیانور	۰/۰۰۵		۰/۱۰	۰/۲۰
فنل فرار	۰/۰۰۵		۰/۰۱۰	۰/۰۵۰
روغن	۰/۰۵		۰/۳۰	۰/۵۰
سلنیوم	۰/۰۱۰	۰/۰۲۰		۰/۰۵۰

ادامه جدول (۵-۹) استانداردهای کیفیت آب های دریایی – کشور چین (واحدمیلی گرم در لیتر)

پارامتر	میزان غلظت های مجاز در طبقه بندی های مختلف آب های دریایی			
طبقه بندی	طبقه ۱	طبقه ۲	طبقه ۳	طبقه ۴
HCHs	۰/۰۰۱	۰/۰۰۲	۰/۰۰۳	۰/۰۰۵
DDT	۰/۰۰۰۰۵		۰/۰۰۰۱	
MARATHION	۰/۰۰۰۵		۰/۰۰۱	
Methyle Parathion	۰/۰۰۰۵		۰/۰۰۱	
Anion Surfactant (تحت عنوان LAS اندازه گیری می شود)	۰/۰۳		۰/۱۰	
پارامتر	میزان غلظت های مجاز در طبقه بندی های مختلف آب های دریایی			
Banzo [a} pyrene	۰/۰۰۲۵			
رادیواکتیویته (Becquerel/l) ^{60}Co	۰/۰۳			
^{90}Sr	۴			
^{108}Rn	۰/۲			
^{134}Cs	۰/۶			
^{137}Cs	۰/۷			

- **استاندارد کیفی آبهای ساحلی در کشور فیلیپین**

سازمان محیط زیست و منابع طبیعی کشور فیلیپین در سال ۱۹۹۰، اصلاحیه ای مبنی برموارد مصرف، طبقه بندی و شاخص های کیفیت آب در فصل سوم قواعد و قوانین NPCC ۱۹۷۸ منتشر نموده است که بر این اساس تمامی آبهای کشور فیلیپین جهت مصارف بهینه، بایستی در طبقه بندی های معینی قرار گیرند (Secretary of the Department of Environment and Natural Resources,1999). این رده‌بندی برای آبهای ساحلی و دریایی به شرح ذیل می‌باشد:

Class SA-۱: آب های مناسب برای تکثیر، حفظ بقا و برداشت صدفها با اهداف تجاری، ناحیه گردشگری، پارک‌ها و ذخایر ملی و پارک‌های مرجانی و ذخایر شاخص و برجسته

Class SB -۲: آبهای رده ۱ با کاربری تفرجگاهی (حمام و شنا کردن، غواصی و غیره) و آبهای رده ۱ با کاربری شیلاتی

Class SC-۳: آبهای رده ۲ با کاربری تفرجگاهی (همانند قایقرانی)، آبهای رده ۲ با کاربری شیلاتی (ماهیگیری تجاری و جهت امرار معاش) و مناطق باتلاقی و حاره مشخص شده بعنوان پناهگاه حیات وحش و ماهی‌ها

Class SD-۴: آب های رده ۲، ذخایر آبهای صنعتی و دیگر آبهای دریایی و ساحلی که بواسطه کیفیتشان در این طبقه بندی قرار می گیرند.

استانداردهای کیفیت آبهای دریایی کشور فیلیپین در جدول زیر ارائه شده است.

جدول (۵-۱۰) استانداردهای کیفیت آبهای دریایی در کشور فیلیپین

پارامتر	واحد	میزان غلظت های مجاز در طبقه بندی های مختلف آب های دریایی			
		طبقه SA	طبقه SB	طبقه SC	طبقه SD
رنگ	PCU				
دما(1)	°C rise	۳	۳	۳	۳
pH		۶-۸/۵	۶-۸/۵	۶-۸/۵	۶-۹
DO (2) حداقل	% satn mg/L	۷۰ ۵	۷۰ ۵	۷۰ ۵	۵۰ ۲
5-Day 20°C BOD	mg/L	۳	۵	۷(۱۰)	-
کل ذرات معلق (TSS)	mg/L	(۳)	(۴)	(۴)	(۵)
Surfactants (MBAS)	mg/L	۰/۲	۰/۳	۰/۵	-
روغن و چربی	mg/L	۱	۲	۳	۵
مواد فنلی مثل فنل	mg/L	nil	۰/۰۱	(۱)	-
کل کلی فرم	MPN/100 mL	۷۰ (m)	۱۰۰۰ (m)	۵۰۰۰ (m)	-
کلی فرم مدفوعی	MPN/100 mL	۰	۲۰۰(۶)	-	-
مس	mg/L	-	۰/۰۲(۷)(۸)	۰/۰۵(۸)	-

- **استاندارد کیفیت آبهای ساحلی آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا**

آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (**USEPA**) در سال ۱۹۸۶، استانداردهایی را برای کیفیت آبهای ساحلی و مصب های دریایی منتشر نموده است که بر اساس نوع کاربری و فعالیت های موجود در این بخشها، معیارهایی در نظر گرفته شده است (EPA, 1986). در نهایت برای هر رده، شاخص های اولیه کیفیت آب به صورت جداگانه ارائه شده است. این رده بندی‌ها عبارتند از:

SW-I-۱: حوضچه های نمک، صید صدف، آبزی پروری دریایی و مناطق حساس اکولوژیکی

آبهای ساحلی دربرگیرنده این رده می بایستی از هرگونه مواد شیمیایی خطرناک همانند آفت کشها، فلزات سنگین و رادیونوکلئیدها ایمن و نسبتا پاک باشند. اثرات ترکیبی آنها (تشدیدکنندگی و تضعیف کنندگی) بر سلامت و حیات آبزیان بطور واضح مشخص نشده است. این مواد شیمیایی قابلیت تجمع زیستی، بزرگنمایی زیستی و انتقال آن به انسان و دیگر جانوران را در طی زنجیره غذایی دارند. در مناطقی که کاربری های حوضچه های نمک و شیلات غالب هستند و وجود این مواد شیمیایی گزارش می شود، آزمایش ارزیابی زیستی بایستی به روشهای مناسب برای تعیین حدود ویژه انجام گیرد.

SW-II: شنا کردن، ورزشهای آبی و ماهی گیری تجاری

کیفیت آب در این رده نباید استفاده از اب دریا در شرایطی که در تماس مستقیم با انسان است را تحت شعاع قرار داده و یا کیفیت ماهیهای ساکن از منظر آلوده شدن آنها به آلاینده های خطرناک را تحت تاثیر قرار دهد.

SW-III: برج های خنک کننده صنعتی، کاربری تفرجگاهی (غیر از موارد مرتبط با آب) و زیبایی شناسی

غلظت آلاینده ها در آبهای ساحلی این رده نباید به گونه ای باشد که تخریب چشم اندازها و استفاده های از پیش تخصیص یافته در آنها را تحت شعاع قرار دهد.

SW-IV-۴: کاربریهای بندرگاه

کیفیت اب در این رده نباید به حدی باشد که باعث مشکلات سوزش چشم، تحریک پوست و جلوگیری از حیات آبزیان ساکن شود. الاینده های موجود همپنین نباید خوردگی رنگها یا سطح فلزات را سبب شوند.

SW-V-۵: کابردهای کشتیرانی و دفع مواد زاید کنترل شده

کیفیت آب نباید حیات آبزیان را مختل یا با مشکل مواجه سازد.

در جداول زیر شاخص های اولیه کیفیت آب در رده های مختلف به ترتیب و به طور جداگانه ارائه شده است.

جدول (۵-۱۱) شاخص های اولیه کیفیت آب در رده SW-I

ردیف	پارامتر	استاندارد	ملاحظات
۱	دامنه pH	۶/۵-۸/۵	دامنه مساعد برای حیات آبزیان است. میزان آن به میزان زیادی وابسته به واکنشهای بین آب و خاک دارد .
۲	DO	۵/۰ mg/L یا ۶۰٪ میزان درصد اشباع	نباید در کل سال میزان آن کمتر از ۳/۵ mg/L شود برای حفاظت از محیط زیست آبی
۳	رنگ و بو	رنگ قابل توجهی نداشته باشد و دارای بوی نامطبوعی نباشد.	این پارامتر بطور ویژه از ترکیبات شیمیایی همانند کریوزول ها ، فنل ها ، نفتا ، بنزن ، تولوین و غیره ناشی می شود. سبب تشکیل رنگ واضحی از کریستال های نمک و آلودگی گوشت ماهیان می گردند.
۴	مواد شناور	زیان بخش برای آن هدف خاص نباشند.	سورفاکتانتها نبایستی از ۱/۰ mg/L تجاوز نمایند و غلظت آن سبب تشکیل هیچگونه فوم واضحی نگردد.
۵	مواد جامد معلق	نبایست در مبدا پسآب و یا مواد زاید شهری وجود داشته	مواد ساکن قابل ته نشین نبایست غلظت داشته باشند که به کاربری آن خصوصا کاربری این رده ، آسیب رساند.
۶	روغن و چربی (محصولات	۰/۱ mg/L	غلظت آن نبایست از ۰/۱ mg/L افزایش یابد زیرا بر روی تخم ماهی ها و لارو ها اثر می گذارد.
۷	فلزات سنگین جیوه (Hg) سرب (Pb) کادمیوم (Cd)	 0.01 mg/L 0.01 mg/L 0.01 mg/L	میزان آن بسته به : ۱-غلظت آن در نمک ، ماهی و صدف ها دارد. ۲- میانگین مصرف سرانه در هر روز حداقل نرخ جذب که سبب اثر تشدیدکنندگی ناشی از بیماری ها می گردد.

جدول (۵-۱۲) شاخص های اولیه کیفیت آب در رده SW-II

ردیف	پارامتر	استاندارد
۱	دامنه pH[۱]	۸/۵-۶/۵
۲	DO[۲]	۴/۰ mg/L یا ۵۰٪ میزان درصد اشباع
۳	رنگ و بو[۳]	رنگ قابل توجهی نداشته
۴	مواد شناور[۴]	زیان بخش برای آن هدف
۵	کدورت[۵]	NTU (Nephelo۳۰ Turbidity Unit)
۶	کلی فرم مدفوعی[۶]	۱۰۰/۱۰۰ml (MPN)
۷	BOD[۷] (۳ روزه در دمای ۲۷ °c)	۳ mg/L

۱: دامنه pH نباید سبب سوزش و تحریک پوست و چشم و نیز تکثیر حیات آبزیان گردد.

۲: به منظور حفاظت از محیط زیست آبی نباید در کل سال میزان آن کمتر از ۳/۵ mg/L شود.

۳: این پارامتر بطور ویژه از ترکیبات شیمیایی همانند کریوزول ها، فنلها، نفتا، بنزن، تولوین و غیره ناشی می شود. سبب تشکیل رنگ واضحی از کریستالهای نمک و آلودگی گوشت ماهیان می گردند.

۴: غلظت آنها به اندازه ای نباشد که به کاربری تعیین شده در این رده صدمه وارد آورد.

۵: غلظت آنها به اندازه ای نباشد که به کاربری تعیین شده در این رده صدمه وارد آورد.

۶: بایستی در عمق ۰/۹ اندازه گیری شود.

۷:میانگین آن در ۲۰٪ از نمونه ها در یکسال و سه نمونه متوالی در طی ماه های مانسون از ۲۰۰/۱۰۰ml افزایش نیابد.

۸:منحصرا برای شنا می باشد (کیفیت زیبایی شناختی آب) همچنین توسط IS:2296 در سال ۱۹۷۴ پیشنهاد گردیده است.

جدول (۵-۱۳) شاخص های اولیه کیفیت آب در رده SW-III

ردیف	پارامتر	استاندارد
۱	دامنه pH[۱]	۸/۵-۶/۵
۲	DO[۲]	۳/۰ mg/L یا ۴۰٪ میزان درصد اشباع
۳	رنگ و بو[۳]	رنگ قابل توجهی نداشته باشد و دارای بوی نامطبوعی نباشد.
۴	مواد شناور[۴]	۵۰۰/۱۰۰ml (MPN)

۵	کدورت[۵]	NTU (Nephelo۳۰ Turbidity Unit)
۶	آهن محلول[۶]	۰/۵ mg/L
۷	منگنز محلول	۰/۵ mg/L یا کمتر

۱:دامنه مساعد برای حیات گونه های آبزیان و احیای احیای سیستم های طبیعی است.

۲:این غلظت جهت حفاظت از حیات آبزیان می باشد.

۳:غلظت آنها به اندازه ای نباشد که به کاربری تعیین شده در این رده صدمه وارد آورد.

۴:میانگین آن در ۲۰٪ از نمونه ها در یکسال و سه نمونه متوالی در طی ماههای مانسون ، از ۱۰۰۰/۱۰۰ml(MPN)افزایش نداشته باشد .

۵: بایستی در عمق ۰/۹ اندازه گیری شود.

۶: بسیار مطبوع است اگر میزان غلظت تجمعی آهن و منگنز محلول کمتر یا مساوی ۰/۵ mg/L باشد تا از اثرات مقیاسی آن اجتناب نمود.

جدول (۵-۱۴) شاخص های اولیه کیفیت آب در رده SW-IV

ردیف	پارامتر	استاندارد
۱	دامنه pH[۱]	۹/۰-۶/۵
۲	DO[۲]	۳/۰ mg/L یا ۴۰٪ میزان درصد اشباع
۳	رنگ و بو[۳]	رنگ قابل توجهی نداشته باشد و دارای بوی نامطبوعی نباشد.
۴	مواد شناور[۴] روغن ،چربی و پسماندها (شامل تمامی	۱۰ mg/L
۵	کلی فرم مدفوعی[۵]	۵۰۰/۱۰۰ml (MPN)
۶	BOD[۶] (۳ روزه در دمای ۲۷ °c)	۵ mg/L
۷	BOD[۷] (۳ روزه در دمای ۲۷ °c)	۳ mg/L

۱:این دامنه نباید سبب سوزش و تحریک پوست و چشم و نیز تکثیر حیات آبزیان گردد.

۲: تجزیه زیستی نفت خام و ممانعت آن از تولید اکسیژن در طی عمل فتوسنتز در نظر گرفته شود.

۳:هیچگونه از ترکیبات شیمیایی انفعالی، که می تواند خوردگی سطحی رنگها یا فلزات شوند، وجود نداشته باشند.

۴:مواد شناور که ممکن است سبب کلوخه شدن و یا پوشاندن بخش های اصلی کشتیها و تجهیزات دریایی شوند، بایستی ازبخشهای انبوه موجودات زنده بدور باشند.

۵:میانگین آن در ۲۰٪ از نمونه ها در یکسال و سه نمونه متوالی در طی ماه های مانسون از ۱۰۰۰/۱۰۰ml افزایش نداشته باشد.

۶:مربوط به آبهایی هستند که در اثر فاضلاب و یا دیگر مواد زاید قابل تجزیه، نسبتا آلوده نمی باشند.

۷:منحصرا برای استحمام می باشد (کیفیت زیبایی شناختی آب) همچنین توسط IS:2296 در سال ۱۹۷۴ پیشنهاد گردیده است.

جدول ۲-۱۰: شاخص های اولیه کیفیت آب در رده SW-V

ردیف	پارامتر	استاندارد
۱	دامنه pH[۱]	۹/۰-۶/۵
۲	DO[۲]	۳/۰ mg/L یا ۴۰٪ میزان درصد اشباع
۳	رنگ و بو[۳]	رنگ قابل توجهی نداشته باشد و دارای بوی نامطبوعی نباشد که سبب صدمه به کاربری تعیین شده در این رده گردد.
۴	پسماندهای لجن و مواد جامد، چربی و روغن و پسماند های غوطه ور[۴]	هیچ استثنایی برای اینگونه مواد جامد کوچک که از پساب فاضلاب های تصفیه شده و یا پساب فاضلاب ها بوجود آمده اند وجود ندارد
۵	کلی فرم مدفوعی[۵]	۵۰۰/۱۰۰ml (MPN)

۱: این میزان بر اساس میزان تعیین شده توسط کمیته کنترل آلودگی آب های بین کشور های مختلف New England می باشد.
۲: این غلظت جهت حفاظت از حیات آبزیان می باشد.
۳: این میزان بر اساس میزان تعیین شده توسط کمیته کنترل آلودگی آب های بین کشور های مختلف New England می باشد.
۴: این میزان بر اساس میزان تعیین شده توسط کمیته کنترل آلودگی آب های بین کشور های مختلف New England می باشد.
۵: میانگین آن در ۲۰٪ از نمونه ها در یکسال و سه نمونه متوالی در طی ماه های مانسون از ۱۰۰۰/۱۰۰ml افزایش نداشته باشد. (EPA, 1986)

- **مطالعه انجام شده در ارتباط با استانداردهای کیفی آبهای ساحلی در ایران**

در داخل کشور متاسفانه تاکنون استاندارد مشخص و متمایزی جهت حفاظت از آبهای محیطی[۱] در مقابله آلودگی ناشی از تخلیه فاضلاب در آن، که ویژگی‌های اکولوژیکی منطقه تخلیه را در نظر گرفته باشد، به تصویب نرسیده است. دفتر بررسی آلودگی های دریایی حوزه معاونت محیط زیست دریایی سازمان حفاظت محیط زیست در سال ۱۳۸۹ در قالب پروژه ای با عنوان "اصلاح مقررات و تدوین استانداردهای ملی برنامه جامع پیشگیری و مقابله با آلودگیهای زیست محیطی آبهای دریای عمان و خلیج فارس، خروجی فاضلاب و پساب به آبهای ساحلی و دریایی" که به دانشکده مهندسی عمران دانشگاه علم و صنعت ایران واگذار شد، اقدام به مطالعه استانداردهای موجود در سطح دنیا و تدوین استانداردهای ملی کیفیت آبهای پذیرنده نموده است. در این تحقیق سعی شده است با مطالعه استانداردهای سایر پیکره های آبی در سطح دنیا و با تأکید بر استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست

[1] Ambient water

آمریکا، استانداردهای ملی آبهای پذیرنده و همچنین تخلیه به آبهای خلیج فارس و دریای عمان تدوین گردد. در این مطالعه از رویکردی تلفیقی با ملحوظ نمودن تشابه آبهای پذیرنده بر مبنای آنالیز شیمیایی آنها و استفاده از مفهوم فاصله اقلیدوسی جهت تخمین شباهت و درجه عضویت خلیج فارس و دریای عمان با سایر آبهای پذیرنده استفاده شده است. در نهایت یک طبقه‌بندی جامع شامل ۶ طبقه اعم از مناطق حفاظت شده طبیعی و حساس ساحلی، حفاظت از منابع طبیعی آبسنگ‌های مرجانی و جنگلهای حرا، مناطق آبزی پروری، مناطق گردشگری، مناطق مسکونی و کشاورزی و صنایع کوچک و مناطق صنعتی و یا بندرگاه ها برای آبهای خلیج فارس و دریای عمان به شرح زیر ارائه شده است.

طبقه ۱) مناطق حفاظت شده طبیعی و حساس ساحلی

مناطقی که برای کاربری خاصی در نظر گرفته نشده‌اند و صرفا برای حفاظت از زیستگاه‌های طبیعی جانوران و گیاهان دریایی هستند تا شرایط طبیعی آنها برای زادآوری و پرورش ارگانیسم‌های دریایی حفظ شود. به طور کلی مناطق حفاظت شده سازمان حفاظت محیط زیست جزء این طبقه محسوب خواهند شد.

طبقه ۲) حفاظت از منابع طبیعی آبسنگ‌های مرجانی و جنگلهای حرا

با توجه به وجود جزیره‌های مرجانی و جنگالهای حرا در مناطقی از خلیج فارس و دریای عمان، دسته-ای جداگانه جهت حفظ آنها معین شده است. این طبقه مناطقی را شامل می‌شود که آبهای آن عمدتا زیستگاه آبسنگ‌های مرجانی باشد و منطقه ای را با وسعت ۱۰۰۰ متر از خارجی ترین مرز آبسنگ-های مرجانی پوشش داده باشد.

طبقه ۳) مناطق آبزی پروری

این طبقه مناطقی برای کاربری آبزی پروری (ماهی گیری در دریا) و هر گونه فعالیت صید و پرورش گونه‌های آبزی طبق قوانین شیلات را شامل می‌شود.

طبقه ۴) مناطق گردشگری

مناطقی که طبق اجازه سازمانهای اداری محلی برای فعالیتهای گردشگری و شنا در نظر گرفته شده-اند. از جمله آنها می‌توان به آبهای با کاربری حمام‌های ساحلی و یا آب های دریایی با کاربری ورزش-های ساحلی و تفریحاتی که با پوست در تماس هستند اشاره نمود.

طبقه ۵) مناطق مسکونی و کشاورزی و صنایع کوچک

مناطقی از آبهای دریایی که در مجاورت مناطق مسکونی و یا فعالیتهای کشاورزی قرار دارند و از اثرات آلایندگی این مناطق از جمله تخلیه فاضلابهای خانگی و پسابهای کشاورزی متأثر خواهد شد.

طبقه ۶) مناطق صنعتی و یا بندرگاه

مناطقی که نزدیک به مناطق صنعتی، بندرگاه و یا لنگرگاه قرار دارند. همچنین مناطقی که کشتیرانی در آنها انجام می‌شود را نیز شامل می‌شود.

با توجه به طبقه‌بندی فوق و روش مشروح جهت تدوین استاندارد ملی آبهای خلیج فارس و دریای عمان، استاندارد کمی به تفکیک برای هر طبقه به شرح جدول زیر ارائه شد:

جدول (۵-۱۵) استاندارد ملی کیفیت آبهای محیطی آبهای خلیج فارس و دریای عمان

پارامتر	میزان غلظت‌های مجاز در طبقه‌بندی‌های مختلف آب‌های دریایی خلیج فارس و دریای عمان

	طبقه ۱	طبقه ۲	طبقه ۳	طبقه ۴	طبقه ۵	طبقه ۶
رنگ[۱]	رنگ قابل توجهی نداشته باشد					
بو	دارای بوی نامطبوعی نباشد					
دما	میزان آن ، در اثر فعالیت های انسانی نباید بیش از ۱ °C از میزان دمای محلی آن و بیش از ۲ °C در دیگر فصل ها افزایش یابد.			---	میزان آن ، در اثر فعالیت های انسانی نباید بیش از ۱ °C از میزان دمای محلی آن و بیش از ۲ °C در دیگر فصل ها افزایش یابد.	۳± دمای طبیعی آب پذیرنده
pH	۶/۵-۸/۵	۶/۵-۸/۵	۶/۵-۸/۵	۶/۵-۸/۵	۶/۵-۸/۵	۶/۵-۹
کدورت[۲]	۳۰ NTU (NepheloTurbidity Unit)					---
اکسیژن محلول (mg/L)	>۵ mg/L[۳] یا ۶۰٪ میزان درصد اشباع	>۵ mg/L[۴] یا ۶۰٪ میزان درصد اشباع	>۵ mg/L[۵] یا ۶۰٪ میزان درصد اشباع	>۴ mg/L یا ۵۰٪ میزان درصد اشباع	>۴ mg/L یا ۵۰٪ میزان درصد اشباع	>۳ mg/L یا ۴۰٪ میزان درصد اشباع
ذرات معلق TSS[۶]	افزایش آن نباید بیش از میانگین میزان آن در طی یک روز، ماه، سال با ملحوظ نمودن میزان انحراف معیار متناظر باشد					
شوری	بیش از ۱۰ درصد از حداقل شوری طبیعی آن منطقه نباشد					
روغن و چربی شناور	لایه نفتی ، فوم و دیگر مواد معلق در سطح آن پدیدار نشود					لایه نفتی ، فوم و دیگر مواد معلق در

[۱] این پارامتر بطور ویژه از ترکیبات شیمیایی همانند کریوزول ها، فنل‌ها، نفتا، بنزن، تولوین و غیره ناشی می شود. سبب تشکیل رنگ واضحی از کریستال های نمک و آلودگی گوشت ماهیان می‌گردند. به طور کلی رنگ و بو نباید سبب صدمه به کاربری تعیین شده در طبقه‌های مذکور گردد

[۲] چنانچه میزان کدورت بر مبنای عمق دیسک سچی سنجیده می‌شود، عمق دیسک سچی باید بیشتر از یک متر باشد.

[۳] به منظور حفاظت از محیط زیست آبی نباید در کل سال میزان آن کمتر از ۳/۵ mg/L شود.

[۴] به منظور حفاظت از محیط زیست آبی نباید در کل سال میزان آن کمتر از ۳/۵ mg/L شود.

[۵] به منظور حفاظت از محیط زیست آبی نباید در کل سال میزان آن کمتر از ۳/۵ mg/L شود.

[۶] نبایست در مبدا پساب و یا مواد زاید شهری وجود داشته باشند.

			سطح آن به صورت آشکار پدیدار نشود
(mg/L) BOD_5	۱	۳	۵
(mg/L) COD	۲	۳	۵
Anion Surfactant Detergent (mg/L) (تحت عنوان LAS اندازه گیری می شود)	۰/۰۳		۰/۱۰
هیدروکربنهای آروماتیک چند حلقه-ای PAHs (µg/l)	< ۰/۵	<۱	< ۵

توضیحات:

طبقه۱:مناطق حفاظت شده طبیعی و حساس ساحلی — طبقه۲:مناطق آبسنگ های مرجانی و جنگلهای حرا

طبقه۳:مناطق آبزی پروری — طبقه۴:مناطق گردشگری

طبقه۵:منطق مسکونی،کشاورزی و صنایع کوچک — طبقه۶:مناطق صنعتی یا بندرگاه

ادامه جدول (۵-۱۵) استاندارد ملی کیفیت آبهای محیطی آبهای خلیج فارس و دریای عمان

پارامتر	میزان غلظت‌های مجاز در طبقه‌بندی‌های مختلف آب‌های دریایی خلیج فارس و دریای عمان					
	طبقه ۱	طبقه ۲	طبقه ۳	طبقه ۴	طبقه ۵	طبقه ۶
کل هیدروکربن های نفتی TPH (µg/l)	< ۰/۵			<۱	< ۵	
روغن و چربی (mg/L)	۰/۱	نباید با چشم غیر مصلح دیده شود				
کل باکتری های کلی‌فرم MPN/100ml	<۵۰۰					
فکال کلی‌فرم CFU/100ml	< ۷۰				< ۱۰۰	
استرپتوکوک مدفوعی CFU/100ml	< ۱۰۰					
نیترات- نیتروژن (µg-N/l)	< ۲۰	<۶۰				
فسفات- فسفر (µg-P/l)	<۱۵	< ۴۵		<۱۵	< ۴۵	
آمونیاک یونیزه (µg-N/l)	<۷۰	< ۱۰۰		< ۷۰		
نیتروژن غیر آلی	<۲۰۰	<۳۰۰		<۴۰۰	<۴۰۰	

(تحت عنوان N اندازه گیری می شود)			
کل جیوه (µg/l)	۰/۱	۰/۲	۰/۵
متیل جیوه (µg/l)	۰/۰۱۲	۰/۰۲۵	۰/۲
کادمیوم (µg/l)	۱	۵	۱۰
کل کروم (µg/l)	۵	۱۰	۵۰
سرب (µg/l)	۵	۱۰	۴۰
مس (µg/l)	۵	۱۰	۵۰
منگنز (µg/l)	۱۰۰		
روی (µg/l)	۱۰	۲۰	۱۰۰
آهن (µg/l)	۳۰۰		
آرسنیک (µg/l)	۲۰	۳۰	۵۰
نیکل (µg/l)	۲۰	۳۰	۵۰
سلنیوم (µg/l)	۱۰	۲۰	۵۰
فنل (mg/L)	۰/۰۰۵	۰/۰۱۰	۰/۰۵۰
فلوراید (mg/L)	۱		
پلی کلرین بی فنیل PCBs	آشکار نباشد		
آفت کش های کلرینه آلدرین (µg/l)	بیش از ۱/۳ نباشد		
کلردان (µg/l)	بیش از۴ ۰/۰۰ نباشد		
DDT (µg/l)	بیش از۱ ۰/۰۰ نباشد		
دلدرین (µg/l)	بیش از۰/۰۰۱۹ نباشد		
اندرین (µg/l)	بیش از۰/۰۰۲۳ نباشد		
اندوسولفان (µg/l)	بیش از۰/۰۰۸۷ نباشد		
هپتاکلر (µg/l)	بیش از۰/۰۰۳۶ نباشد		
لیندان (µg/l)	بیش از۰/۱۶ نباشد		

توضیحات:

طبقه۱:مناطق حفاظت شده طبیعی و حساس ساحلی
طبقه۲:مناطق آبسنگ های مرجانی و جنگلهای حرا
طبقه۳:مناطق آبزی پروری
طبقه۴:مناطق گردشگری
طبقه۵:منطق مسکونی،کشاورزی و صنایع کوچک
طبقه۶:مناطق صنعتی یا بندرگاه

ادامه جدول (۵-۱۵) استاندارد ملی کیفیت آبهای محیطی آبهای خلیج فارس و دریای عمان

پارامتر	میزان غلظت‌های مجاز در طبقه‌بندی‌های مختلف آب‌های دریایی خلیج فارس و دریای عمان					
	طبقه ۱	طبقه ۲	طبقه ۳	طبقه ۴	طبقه ۵	طبقه ۶
سایر آفت کشها (µg/l) Alachlor Ametryn Atrazine Carbaryl Carbendazim Chlorpyrifos Cypermethrin 2,4-D Diuron Glyphosate Malathion Mancozeb Methyl Parathion Parathion	آشکار نباشد					

توضیحات:

طبقه۱:مناطق حفاظت شده طبیعی و حساس ساحلی — طبقه۲:مناطق آبسنگ های مرجانی و جنگلهای حرا

طبقه۳:مناطق آبزی پروری — طبقه۴:مناطق گردشگری

طبقه۵:منطق مسکونی،کشاورزی و صنایع کوچک — طبقه۶:مناطق صنعتی یا بندرگاه

در تحقیق فوق علاوه بر استاندارد آبهای محیطی با توجه به تنوع کاربری‌ها، استاندارد تخلیه فاضلاب با ملحوظ نمودن هر یک از کاربری‌های خاص تدوین شده است. در سایر کشورها استاندارد تخلیه با توجه به تنوع کاربری‌های محیط پذیرنده وجود نداشته و تنها یک استاندارد کلی و عمومی برای تخلیه آلاینده های مختلف ارائه شده است. هدف از ارائه استاندارد تخلیه فاضلاب برای طبقات مختلف که حائز به مقدار مشخص غلظت آلاینده در دهانه تخلیه در هر طبقه است، ، ترکیب دو نگاه اصلی حاکم بر فرایند تخلیه یعنی استانداردهای محدود کننده فاضلاب خروجی و استانداردهای مرتبط با کیفیت محیط پذیرنده است. به این ترتیب فاضلاب تخلیه شونده به محیط های دریایی علاوه بر آن که باید حاوی غلظتهایی کمتر از حد استاندارد تخلیه فاضلاب باشند نباید در محیط نیز غلظتهایی بیش از مقادیر استاندارد کیفیت آبهای محیطی ایجاد نمایند. به این ترتیب علاوه بر کنترل جرم آلودگی ورودی، تاثیر آن بر حفظ کیفیت محیط پذیرنده نیز لحاظ شده و متناسب با توانایی پذیرش و جذب آلاینده ها در محیط آلودگی به آن وارد می شود. ارزیابی تخطی از این استانداردها به دو طریق اندازه

گیری آلاینده ها در جریان خروجی و همزمان ارزیابی غلظت آلاینده در محیط پذیرنده انجام می گیرد. اندازه گیری غلظت آلاینده در محیط پذیرنده باید در فاصله ای از دهانه تخلیه انجام پذیرد. به این ترتیب به فاضلاب خروجی در مسافت کوتاهی از جلوی تخلیه کننده اجازه داده می شود تا با ترقیق و اختلاط مناسب با آب محیط به استاندارد ذکر شده برای کیفیت آبهای محیطی برسد.

جدول (۵-۱۶) استاندارد ملی تخلیه فاضلاب (صنعتی، مسکونی، کشاورزی و ...) به آبهای خلیج فارس و دریای عمان

پارامتر	میزان غلظت‌های مجاز تخلیه در طبقه‌بندی‌های مختلف آب‌های دریایی خلیج فارس و دریای عمان					
	طبقه ۱	طبقه ۲	طبقه ۳	طبقه ۴	طبقه ۵	طبقه ۶
رنگ و بو	مشهود نباشد[1]					
مواد جامد معلق TSS (mg/L)	۱۰۰					
TDS (mg/L)	۳۰۰۰				۵۰۰۰	
pH	۵/۵-۹					
دما	نباید بیش از ۵ درجه سانتی گراد بیش از دمای آب‌های پذیرنده شود					
نیتروژن آمونیاکی (N) ، mg/L	۵۰	۷۰		۵۰		
کل نیتروژن کجلدال(N)، mg/L	۱۰۰		۱۵۰		۲۰۰	
COD، mg/L	۱۲۰			۱۸۰		۳۰۰
BOD mg/L	۲۰			۳۰		۵۰
آرسنیک (As) mg/L	۰/۲		۰/۳		۰/۵	
جیوه (Hg) ، mg/L	۰/۰۲		۰/۰۴		۰/۱	
سرب (Pb) ، mg/L	۰/۲		۰/۴		۱/۶	
کادمیوم (Cd) ، mg/L	۰/۰۳		۰/۱۵		۰/۳	
کل کروم (Cr) ، mg/L	۱		۲		۵	
مس(Cu) ، mg/L	۳		۶		۳۰	
روی (Zn) ، mg/L	۵		۱۰		۲۰	
سلنیوم (Se) ، mg/L	۰/۰۵		۰/۱		۰/۲۵	
نیکل (Ni) ، mg/L،	۱		۱/۵		۲/۵	

[1] بایستی تا حد امکان، تلاشهای لازم در راستای حذف رنگ و بوی نامطبوع انجام گیرد.

منگنز، mg/L	۵
آهن (Fe) ، mg/L	۷/۵

توضیحات:

طبقه۱:مناطق حفاظت شده طبیعی و حساس ساحلی
طبقه۲:مناطق آبسنگ های مرجانی و جنگلهای حرا
طبقه۳:مناطق آبزی پروری
طبقه۴:مناطق گردشگری
طبقه۵:منطق مسکونی،کشاورزی و صنایع کوچک
طبقه۶:مناطق صنعتی یا بندرگاه

ادامه جدول (۵-۱۶) استاندارد ملی تخلیه فاضلاب به آبهای خلیج فارس و دریای عمان

پارامتر	میزان غلظت‌های مجاز تخلیه در طبقه‌بندی‌های مختلف آب‌های دریایی خلیج فارس و دریای عمان					
	طبقه ۱	طبقه ۲	طبقه ۳	طبقه ۴	طبقه ۵	طبقه ۶
وانادیوم (V) ، mg/L	----				۰/۲	
نیترات نیتروژن، mg/L	۲۰			۶۰		
دترجنتها	----					
انواع سموم و آفت کش‌ها	----					
هیدروکربنهای آروماتیک چند حلقه‌ای PAHs (µg/l)	----				۱۵	
کل هیدروکربن های نفتی TPH (µg/l)	----				۱۵	
روغن و چربی (mg/L)	----				۱۰	
فنل (mg/L)	----				۰/۱	
آلودگی میکروبی	----					

توضیحات:

طبقه۱:مناطق حفاظت شده طبیعی و حساس ساحلی
طبقه۲:مناطق آبسنگ های مرجانی و جنگلهای حرا
طبقه۳:مناطق آبزی پروری
طبقه۴:مناطق گردشگری
طبقه۵:منطق مسکونی،کشاورزی و صنایع کوچک
طبقه۶:مناطق صنعتی یا بندرگاه

با توجه به آنکه استانداردهای تخلیه معمولا بسیار بزرگتر از استانداردهای کیفی آب محیط هستند بدیهی است در فاصله نزدیک به دهانه تخلیه غلظت آلاینده فراتر از غلظت استاندارد محیط خواهد بود. از اینرو فاصله، شعاعی و یا حجمی از دهانه تخلیه تحت عنوان ناحیه اختلاط اولیه[1] در نظر گرفته می شود تا طی آن فاضلاب خروجی بتواند با اختلاط با آب محیط به میزان کافی ترقیق یافته و خود

[1] Initial mixing zone

را به حد غلظت بی ضرر برای محیط زیست برساند. این فاصله که تحت عنوان ناحیه اختلاط قانونی[1] شناخته می شود می تواند عددی مشخص و از پیش تعیین شده باشد که بدون توجه به مشخصات تخلیه و محیط پذیرنده تعیین می شود و یا نقطه انتهایی ناحیه اختلاط اولیه درنظر گرفته شود که فاصله یا شعاعی است که بستگی به شرایط منبع تخلیه و محیط پذیرنده داشته و برای هر مورد باید بطور جداگانه محاسبه گردد. ناحیه اختلاط اولیه، در برگیرنده محدوده میدان نزدیک، که در آن رفتار جریان تابع مشخصات منبع تخلیه و شارهای اولیه جریان خروجی بوده و نیز محدوده میدان میانی که در آن رفتار جریان تابع مشخصات محیط پذیرنده است، می باشد. ازاینرو طول ناحیه اختلاط اولیه به مشخصات منبع تخلیه اعم از سرعت جریان، چگالی و دمای فاضلاب، زاویه تخلیه و شکل تخلیه کننده و همچنین مشخصات محیط پذیرنده اعم از عمق تخلیه، وجود یا عدم وجود جریانات جانبی، سرعت و جهت جریانات جانبی، مشخصات موج، جذر و مد و وجود یا عدم وجود لایه بندی چگالی و شکل آن در محیط، بستگی دارد. در حالت اول این طول مقدار ثابتی بوده و یا به صورت تابعی از عمق محل تخلیه محاسبه می گردد. در حالت دوم و برای محاسبه طول ناحیه اختلاط اولیه در محیط می توان با توجه به مطالعات آزمایشگاهی تخلیه پساب در آبهای ساکن روابطی استخراج و از آن جهت محاسبه این طول استفاده نمود.

۵-۱-۳- تعیین ناحیه اختلاط قانونی

علیرغم ارائه استانداردهای کیفی محیط پذیرنده تعیین طول ناحیه اختلاط قانونی یا نقطه ای که ارضای استانداردها در آن باید مورد بررسی قرار گیرد در بسیاری از موارد به صورت شفاف انجام نگرفته است. در قوانین کشورهای مختلف ناحیه اختلاط قانونی به شکلهای گوناگون اعم از نزدیکترین

[1] Regulatory mixing zone

نقطه ممکن به دهانه تخلیه، سطح آب محیط پذیرنده، نزدیکترین ساحل مجاور و اولین نقطه بعد از اتمام ناحیه اختلاط اولیه تعریف شده است که هر یک نواقص، محدودیتهایی و مشکلاتی را به همراه دارد. از اینرو معیار دقیق تعیین ناحیه اختلاط قانونی از مباحث روز در تحقیقات محیط زیستی محسوب شده که در اصلاحیه دستورالعمل چارچوب قوانین اروپایی آب[1] (EU, 2008) نیز منعکس شده است. طبق تعریف این دستورالعمل ناحیه اختلاط قانونی طولی از جلوی مجرای تخلیه است که ابعاد آن می بایست با توجه به مشخصات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی پساب در رابط با نوع پیکره آبی پذیرنده و نحوه استفاده از آن تعیین شود. براساس تعریف سازمان حفاظت محیط زیست امریکا (US EPA, 1994) نیز ناحیه اختلاط قانونی یک محدوده یا حجم محدود از اطراف نقطه تخلیه است که اختلاط اولیه در امتداد آن رخ می دهد. این ناحیه محدوده حتی الامکان کوتاهی است که در امتداد آن نباید استفاده مشخص شده از آب محیط پذیرنده، زندگی آبزیان حساس ساکن و محدوده های با اهمیت بیولوژیکی بالا مورد تهدید قرار گیرد. در طول این ناحیه اگرچه استانداردهای کیفیت آب نقض می شود اما باقی محیط پذیرنده, در خارج از این محدوده در سطح کیفی قابل قبول و متناسب با استانداردهای آب محیط حفظ خواهند شد.

با تعریف استانداردهای کیفیت آب محیط درسطح ملی، لازم است مراجع قانون گذار تعریف مشخصی برای تعیین محدوده اختلاط قانونی ارائه دهند. در روشهای معمول تعاریف ساده همانند شکل زیر پیشنهاد می شود. در این تعریف طول مشخصی از دهانه تخلیه کننده در همه جهات که اختلاط اولیه فاضلاب با آب محیط در آن رخ می دهد به عنوان ناحیه اختلاط قانونی در نظر گرفته می شود. طبق این تعریف، برای تخلیه کننده های تک مجرایی این ناحیه یک حجم کروی به مرکز مجرای تخلیه و برای دیفیوزرهای چند مجرایی یک حجم منشور مربعی از اطراف تخلیه کننده را دربرمی گیرد. در

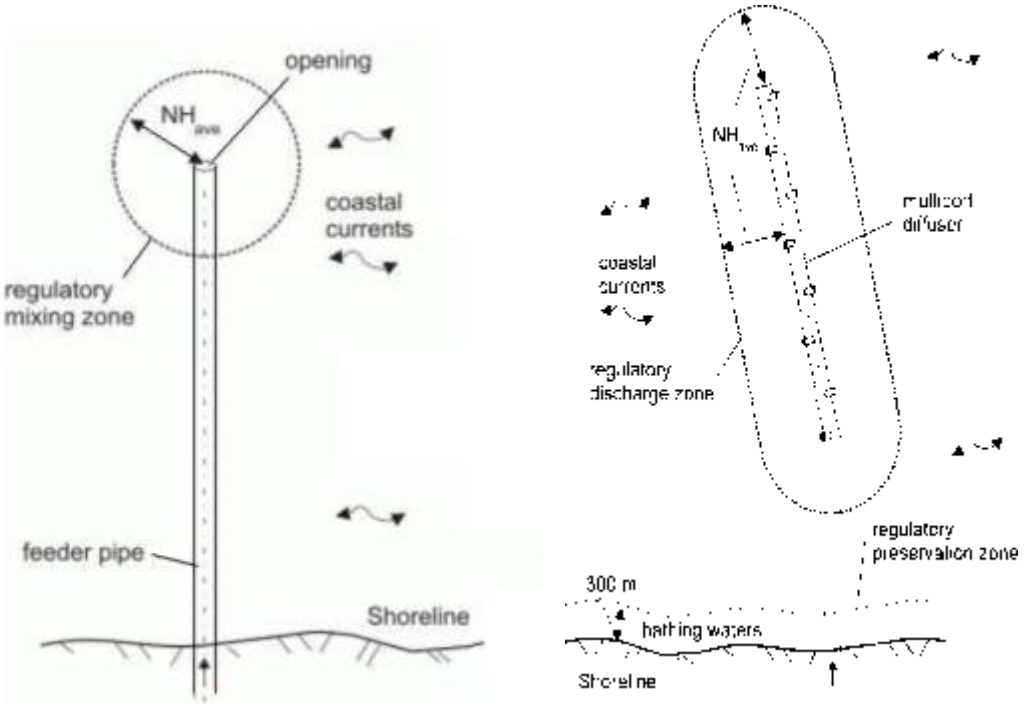
[1] amendment to the European Water Framework Directive (EU, 2008)

عمده موارد این عمق آب در محل تخلیه یا مرزهای محیط پذیرنده است که محدود کننده فرایند اختلاط اولیه فاضلاب در محیط محسوب میگردد. لذا به جهت وجود مرزهای محدوده کننده عمودی همانند سطح آب و بستر محیط پذیرنده، ناحیه اختلاط قانونی، به صورت حجمی از آبهای ساحلی با مرزهای عمودی که در امتداد افقی محدود به فاصله D_{MZ} است، تعریف می شود. همانطور که در شکل زیر نشان داده شده است در این حالت طول D_{MZ} برابر خواهد بود با N ضرب در عمق محیط پذیرنده در محل تخلیه (H_{ave}) در همه جهات از نقطه تخلیه. در این حالت آبهای عمیق شرایط مناسبی را برای اختلاط بهتر فاضلاب در محیط فراهم خواهند ساخت چراکه طول ناحیه اختلاط اولیه در آن بیشتر خواهد بود. این موضوع ضرورت فاصله گرفتن از ساحل را به خوبی نشان می دهد. با فاصله از ساحل جریانات دریایی نیز قوی تر بوده و از مناطق حساس نزدیک به ساحل نیز اجتناب خواهد شد.

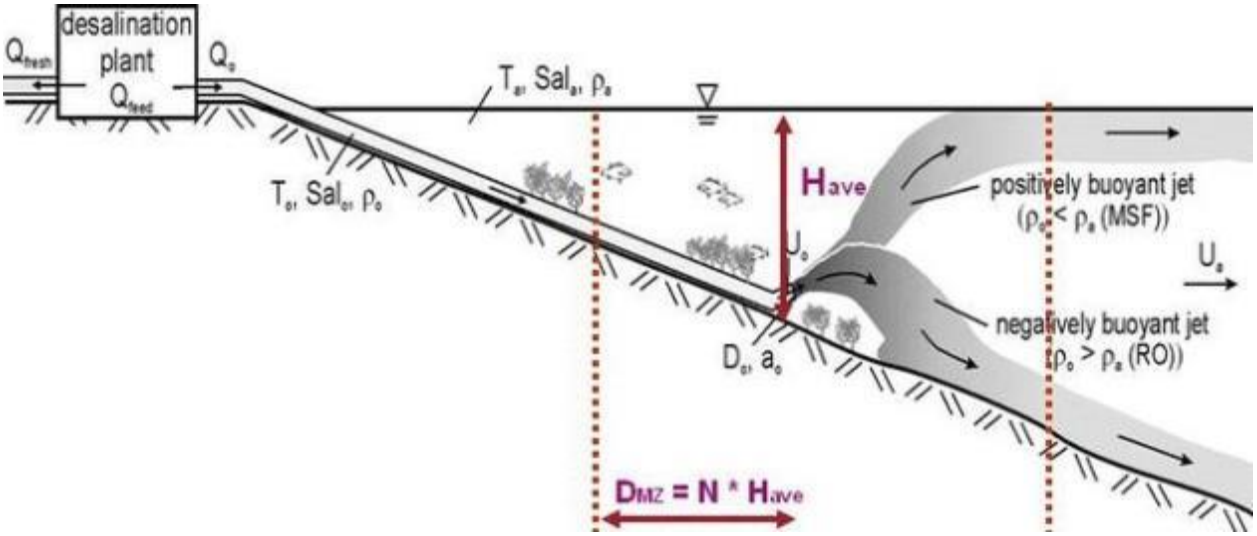
مقدار ثابت N معمولا به صورت عددی در محدوده ۱ تا ۱۰ انتخاب می شود که به مشخصات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی فاضلاب خروجی (نیمه عمر تجزیه، میزان تجزیه پذیری و نسبت ES/AS) و محیط پذیرنده (پارامترهای اکولوژیکی آب، حساسیت و آسیب پذیری و توانایی تصفیه و جذب محیط) بستگی داشته و توسط قانون گذار تعیین میگردد. برای مناطق حساس ساحلی مقدار این ثابت برابر ۱ و برای عمده آبهای ساحلی دیگر در محدود ۲ تا ۳ پیشنهاد شده است (Bleninger and Jirka 2008). به این ترتیب برای هر منطقه، یک مقدار مشخص و ثابت برای طول ناحیه اختلاط قانونی تعیین می گردد. روشهای دیگری نیز برای تعیین طول ناحیه اختلاط اولیه توسط Freire (2008) و Roberts et al. (1997) پیشنهاد شده است. نهایتا روش توصیه شده توسط سازمان های محیط زیستی در سالهای اخیر اما ارزیابی وضعیت اکولوژیکی منطقه پیش از ارائه یک استاندارد برای طول ناحیه اختلاط قانونی و ارائه عددی برای مناطق با کاربریهای مختلف و یا استخراج طول ناحیه اختلاط

با توجه به مشخصات هیدرودینامیکی محیط پذیرنده و تخلیه کننده است. در حالت اول با هدف حفاظت از کیفیت آب و محیط زیست منطقه و با شناخت کامل از وضعیت اکولوژیکی محیط پذیرنده، قانون گذار عددی را برای طول ناحیه اختلاط قانونی پیشنهاد می دهد و در حالت دوم برای هر تخلیه متناسب با شرایط تخلیه و محیط پذیرنده طول ناحیه اختلاط قانونی برآورد می گردد.

در تخلیه شورابه تاکید شده است که نقطه تخلیه باید با نحوی انتخاب گردد تا در کمترین جزر تاریخی نیز بیش از یک متر از سطح آب فاصله داشته باشد. محل تخلیه باید در محلی جانمایی شود که تحت هیچ شرایطی احتمال برخورد پلوم آلودگی با آب سنگهای مرجانی و علفهای دریایی بستر دریا وجود نداشته باشد. به این ترتیب برای جانمایی و ساخت تخلیه کننده، اطلاعات سرعت و جهت باد برای یک ماه، جریانات جزر و مدی در محدوده ۱ کیلومتری نقطه تخلیه، عمق محیط در محدوده تخلیه مورد نیاز خواهد بود.



شکل (۵-۱) محدوده ناحیه اختلاطی قانونی در اطراف تخلیه کننده های الف) چند مجرایی ب) تک مجرایی



شکل (۵-۲) ناحیه اختلاط قانونی در تخلیه شورابه از تخلیه کننده های مستغرق و دور از ساحل که در آن ناحیه اختلاط به مرزهای عمودی سطح آب و بستر دریا و مرز افقی $DMZ = N. Have$ محدود شده است

۵-۲- استانداردهای محیط زیستی تخلیه شورابه

در شورابه تولیدی در صنایع نمک زدایی مهمترین پارامترهای تاثیرگذار شامل شوری، درجه حرارت، pH، اکسیژن محلول، کدورت، مواد آلی محلول و باقیمانده سایر آلاینده های شیمیایی اعم از مس، نیکل، کلر آزاد و محصولات ثانویه فرایند کلرزنی است. از میان آلاینده های فوق دما و شوری دو پارامتر تاثیرگذار طلقی شده که به دلیل مقدار بالای آنها در شورابه تولیدی می توانند برای محیط زیست بسیار تنش زا بوده و تخلیه شورابه معمولا معطوف به کنترل اختلاط مناسب این ترکیبات در آب محیط است. شوری و دما تغییرات فصلی زیادی در محیطهای آبی داشته و موجودات ساکن هم معمولا تنها به شرایط خاص آن مکان سازگاری یافته و نسبت به تغییر این پارمترها بسیار حساس هستند.

- **حرارت**

برای تخلیه پسابهای حرارتی، در استاندارد بانک جهانی (World Bank Group, 2007b) تاکید شده است که تخلیه پساب در شرایطی مجاز است که در انتهای ناحیه اختلاط تنها ۳ ^{o}C افزایش در دمای محیط را به دنبال داشته باشد. پیشتر در استاندارد بانک جهانی (World Bank Group, 1998)، طول ناحیه اختلاط ۱۰۰ متر از دهانه تخلیه عنوان شده است. در کشور عمان استاندار ترکیبی ارائه شده برای تخلیه پسابهای حرارتی تاکید دارد که تخلیه پساب حرارتی با حداکثر ۱۰ ^{o}C افزایش دما نسبت به دمای محیط مجاز بوده و در این شرایط دمای محیط در شعاع ۳۰۰ متری از مجرای تخلیه نباید از بیشتر از ۱ ^{o}C (میانگین هفتگی) افزایش یابد (Sultanate of Oman, 2005). در استاندارد تخلیه فاضلاب در ایران تخلیه به شرط افزایش حداکثر ۳ ^{o}C در دمای محیط در فاصله ۲۰۰ متری مجاز شمرده شده است.

◘ شوری

استاندارد شوری شدیدا به مشخصات محیط پذیرنده و مقاومت موجودات ساکن در آن وابسته است و باید برای محیطهای مختلف براساس تحقیقات آزمایشگاهی و میدانی استخراج گردد. استاندارد ارائه شده برای شرق استرالیا، افزایش حداکثر ۵٪ نسبت به غلظت زمینه ای شوری که متناسب با افزایش ۲ psu شوری در آبهای شور اقیانوسی با غلظت ۴۰ psu است را مجاز دانسته است (Wec, 2002). راهنمای کیفیت آبهای شیرین و شور استرالیا و نیوزلند، طول ناحیه اختلاط میدان نزدیک که حاکم بر استاندارد بالا است را ۵۰-۷۵ متر پیشنهاد نموده اند (ANZECC, 2000).

سازمان حفاظت محیط زیست امریکا (USEPA, 1984) تغییرات شوری نسبت به شرایط طبیعی منطقه را به ۴ واحد شوری برای آبهای لب شور و شور (۱۳.۵-۳۵ psu) محدود کرده است. این مقدار متناسب است با افزایش ۱۱ تا ۳۹ درصدی شوری نسبت به غلظت زمینه ای منطقه. برنامه اقیانوس

کالیفرنیا[1] (SWRCB, 2015) تخلیه فاضلاب را به شرط افزایش حداکثر ۲ واحد شوری نسبت به شوری زمینه ای محیط در شعاع ۱۰۰ متری (۳۲۴ فوتی) از منبع تخلیه به عنوان ناحیه اختلاط شورابه[2] مجاز دانسته است. همچنین تاکید شده جت شورابه باید کاملا مستغرق بوده و با سطح تماس نداشته باشد. در ژاپن (Okinawa) حداکثر شوری ۳۸ در انتهای ناحیه اختلاط در محیط پذیرنده و افزایش ۱ واحد شوری در مکانی که شورابه به بستر دریا برخورد می کند به عنوان استاندارد بیان شده است. این مقدار متناسب با افزایش ۲.۶ ٪ نسبت به غلظت زمینه ای نمک در سطح منطقه است. در ابوذبی نیز افزایش ۵ ٪ غلظت نسبت به شوری محیط در انتهای ناحیه اختلاط اولیه مجاز شمرده شده است (Kastner, 2008). در کشور عمان نیز افزایش حداکثر ۲ واحد در میزان شوری نسبت به غلظت زمینه ای محیط در شعاع ۳۰۰ متری از مجرای تخلیه مجاز شمرده شده است (Sultanate of Oman, 2005). در استاندارد تخلیه فاضلاب ایران نیاز افزایش حداکثر ۱۰ درصدی میزان شوری در فاصله ۲۰۰ متری از منبع تخلیه مجاز شمرده شده است.

- **استاندارد فاضلاب خروجی برای مواد شیمیایی باقیمانده**

برای سایر مواد شیمیایی موجود در شورابه نیز می توان به استانداردهای بانک جهانی و استانداردهای کشور عمان برای پساب خروجی (ES) به صورت جداول ۱ و ۲ اشاره نمود.

[1] California Ocean Plan
[2] Brine Mixing Zone (BMZ)

جدول (۵-۱۷) حداکثر مقدار آلاینده های شیمیایی مرتبط در پساب خروجی (برگرفته از استاندارد بانک جهانی برای تخلیه پساب نیروگاه های حرارتی) (World Bank Group, 1998)

Parameter	Maximum value in mg/l (except for pH)
Total residual chlorine[3]	**0.2**
Copper	**0.5**
Iron	1.0
Zinc	1.0
Chromium (total)	0.5
Oil and grease	10
pH	6-9
Total suspended solids (TSS)	50

جدول (۵-۱۸) حداکثر مقدار آلاینده های منتخب برای تخلیه فاضلاب به اکوسیستمهای دریایی در کشور عمان (Sultanate of Oman, 2005)

Parameter	Maximum value in mg/l (unless otherwise stipulated)
Total chlorine	**0.4**
Copper	**0.2**
Iron	1.5
Zinc	1.0
Chromium	0.05
Molybdenum	0.05
Nickel	0.100
Aluminum	5.0
Cadmium	0.01
Lead	0.08
Oil	15.0
Oxygen biological deficiency	20.0
Oxygen chemical deficiency	200.0
Total suspended solids (TSS)	30.0
Organic halogen	< 0.001

- **استاندارد کیفی آب محیط برای مواد شیمیایی باقیمانده**

معیارهای کیفی پیشنهادی توسط سازمان حفاظت محیط زیست امریکا برای محافظت از حیات آبزی در اکوسیستم آبهای شیرین و اکویستمهای دریایی شامل مقادیر کمی در طیف وسیعی از انواع آلاینده

ها است(US EPA, 2006). در جدول زیر مقادیر منتخب برای آلاینده های مرتبط در شورابه صنایع نمک زدایی آورده شده است.

جدول (۵-۱۹) استانداردهای سازمان حفاظت محیط زیست امریکا بری کیفیت آب محیط برای مواد شیمیایی باقیمانده

Parameter	CMC in µg/L	CCC in µg/L
Chlorine	**13**	**7.5**
Copper	**4.8**	**3.1**
Iron	not given	
Zinc	90	81
Chromium (VI)	1100	50
Nickel	74	8.2
Cadmium	40	8.8
Lead	210	8.1
Oil and grease	narrative statements, see (U.S. EPA, 2006)	
Dissolved Oxygen		
Total suspended solids (TSS)		
pH		6.5 – 8.5

Criteria Maximum Concentration (CMC) is estimates of the highest concentration of a material in surface water to which an aquatic community can be exposed briefly without resulting in an unacceptable effect. Criterion Continuous Concentration (CCC) is estimates of the highest concentration of a material in surface water to which an aquatic community can be exposed indefinitely without resulting in an unacceptable effect.

غلظت ماهیتا یک پارامتر اسکالر[1]، Intensive و غیرقابل تجمع می‌باشد که با شاخص شدت یا قدرت[2] نشان داده می‌شود. رقیق‌سازی فاضلاب در واقع منجر به کاهش شدت آن شده و از اثرات تخریبی و مضرر آن می‌کاهد. نسبت مقادیر غلظت در استاندارد خروجی فاضلاب (ES) به استاندارد کیفی آب محیط (AS) یعنی ES/AS میزان ترقیق مورد نیاز در طول ناحیه اختلاط جریان برای ارضای استانداردهای کیفی آب پذیرنده را نشان می دهد. تخلیه کننده‌های دریایی طی فرآیند اختلاط اوّلیه، با ترقیق پساب از طریق آمیختن آن با آب محیط، قادر خواهند بود استانداردهای کیفی آب در لبه انتهایی ناحیه اختلاط اوّلیه را ارضا نمایند. با توجّه به غلظت زمینه‌ای آلاینده در محیط و نیز غلظت

[1] Scalar
[2] Strength

پساب خروجی از دهانه تخلیه، کم‌ترین میزان ترقیق مورد نیاز جهت رسیدن به غلظت مجاز در لبه انتهایی ناحیه اختلاط اولیه از رابطه زیر برآورد می‌گردد:

$$S = \frac{C_0 - C_F}{C_A - C_F}$$

که در این رابطه:

S : میزان ترقیق موردنیاز برای ارضای استانداردهای زیست‌محیطی در لبه انتهایی ناحیه اختلاط اوّلیه

C_0 : غلظت اوّلیه آلاینده در پساب خروجی

C_F : غلظت زمینه‌ای آلاینده در بدنه آبی پذیرنده

C_A : غلظت مجاز آلاینده در لبه انتهایی ناحیه اختلاط اوّلیه بر پایه استانداردهای زیست‌محیطی است.

به منظور ارضای استانداردهای کیفی محیط پذیرنده، مهندس طراح با کنترل پارامترهای تاثیرگذار بر فرایند اختلاط در ناحیه اختلاط اولیه و تغییر مشخصات هیدرولیکی تخلیه، قادر به دستیابی به اختلاط مورد نیاز و ترقیق جریان تا حد ارضای استانداردهای کیفی آب خواهد بود. در قوانین حفاظت از محیط زیست، ارضای استانداردها، مبتنی بر استفاده از بهترین فنون در دسترس (Best Available Techniques) و یا بهترین رویه های زیست محیطی (Best Environmental Practice) می باشد. در این زمینه استفاده از تخلیه کننده های دریایی[1] به عنوان بهترین رویه زیست محیطی جهت ارتقای اختلاط اولیه جریان در محیط مورد تاکید سازمان های بین المللی بالاخص سازمان حفاظت محیط زیست امریکا (USEPA) قرار گرفته است.

[1] Marine outfalls

در طراحی و ساخت تخلیه‌کننده‌های دریایی هدف ارضای استانداردهای کیفی آب از طریق تسریع فرایند انتقال و پخش فاضلاب در محیط است. کلید کارکرد موثر و محیط زیستی آن، طراحی مناسب تخلیه‌کننده برای ارضای استانداردها درحالات محتمل جریان در محیط است.

۵-۳- مدیریت و پایش محیط زیستی

یکی از اهداف مهم ارزیابی اثرات زیست محیطی، توسعه و تدوین روشهای اجرایی است که تضمین کننده حفظ محیط زیست از طریق توسعه سیستم یکپارچه مدیریت محیط زیست و اجرای برنامه پایش باشد. برنامه مدیریت زیست محیطی نتیجه و خروجی یک فرآیند ارزیابی اثرات زیست محیطی بوده و شامل تدوین تمام برنامه‌های پیشنهادی و کاهش اثرات سوء به همراه تخصیص و تعیین مسئولیت‌های مربوطه می‌باشد. این برنامه علاوه بر اجرایی کردن هر چه بیشتر فعالیت‌های تخفیف دهنده آثار سوء، از طریق توسعه برنامه مدیریت محیط زیست تأثیرات ناشی از فعالیتهای پروژه در منطقه را کاهش داده و مدیریت خواهد کرد. به این ترتیب اجزای فنی فرآیند ارزیابی اثرات زیست محیطی به وسیله تعریف و تصریح الزامات محیط زیستی، فنی، اقتصادی و اداری در چارچوب یک برنامه مدیریت محیط زیستی اجرایی خواهد گشت. برنامه مدیریت محیط زیست به این ترتیب در برگیرنده چهار بخش اصلی الگوریتم مدیریت محیط زیستی، برنامه پایش محیط زیستی، ارائه برنامه‌های آموزشی مورد نیاز و ارائه برنامه مشارکت مردمی و ارتباطات با متأثران و ذینفعان می‌باشد. با درنظر گرفتن ارکان فوق، این برنامه باید دربرگیرنده هدف و قالب کلی برنامه، عناصر محیط زیستی، اجزا سیستم مدیریت محیط زیستی، آرایش سازمانی و طرح‌ریزی مدیریت محیط زیستی، ارائه طرح در هریک از محیطها، ارزیابی اقتصادی هزینه‌های اولیه و جاری برنامه، مکانیزم های دریافت بازخور بر اساس برنامه و معیارهای انتخاب گروه‌های ارزیاب باشد. برنامه همچنین باید شامل چارچوب، ساختار

و برنامه تفصیلی و تفکیکی پایش محیط زیستی در مراحل مختلف پروژه، تعیین مسئول اجرای برنامه پایش، منابع و معیارهای مورد نیاز، مکان و مشخصات نمونه‌برداری، جزئیات برنامه پایش اثرات و مکانیزمهای بازخور، برنامه‌های بازرسی و نظارت، چارچوب، ساختار، هدف و طرح برنامه‌ها آموزشی، دستورالعمل آموزش و گروه‌های هدف، معرفی افراد و سازمانهای ذینفع، شیوه‌های برقراری ارتباط، اطلاع‌رسانی و نظرخواهی جهت مشارکت‌دهی هرچه بیشتر متأثران و تعامل باذینفعان و نیز ارائه هزینه هر یک از اجزا باشد. در این برنامه باید کلیات اقدامات فوری، فعالیتها و تجیهزات مقابله‌ای در خصوص برخی از حوادث اضطراری محتمل حین بهره‌برداری و ساخت در محیطهای مختلف پیش‌بینی گردد. یک برنامه مدیریت محیط زیستی که بطور مناسب طراحی و تدوین شده باشد باید تمام موارد مرتبط با فاز پیش از احداث، احداث، بهره‌برداری و پس از بهره‌برداری و پایان عمر یک پروژه را دربر گرفته و شامل موارد زیر باشد:

- فهرستی از کلیه فعالیتهای مرتبط با پروژه و اثرات آنها در فازهای برنامه‌ریزی، مکانیابی، طراحی، ساخت، بهره‌برداری و پایان عمر
- تعریف اجزا، برنامه، طرح و مراحل سیستم مدیریت زیست محیطی و مرحله‌بندی وظایف مدیران زیست محیطی طرح
- فهرست چارچوب، ساختار و برنامه‌های تشکیلاتی پایش زیست محیطی و اقدامات جبرانی کاهش اثرات سوء برای فعالیتهای هر فاز
- ارائه چارچوب روشنی از مکانیزمهای بازخور و نحوه گزارش‌دهی و گزارش‌گیری فعالیتهای هر بخش از سیستم مدیریت زیست‌محیطی
- برنامه‌ریزی نیازهای آموزشی و الگوی آموزش زیست محیطی با توجه بر گروه‌های هدف
- تعیین سازمانها، مراجع و افراد ذینفع و الگوی مورد نظر جهت نظرخواهی و مشارکت‌دهی متأثرات از پروژه
- برآورد هزینه‌ها و منابع انسانی، مالی و تجهیزاتی مورد نیاز در هر بخش

علاوه بر موارد مشروح، برنامه پیشنهادی مشارکت عمومی پروژه باید در برگیرنده برنامه برگزاری جلسات عمومی برای تشریح پروژه و ثبت آرا و افکار عمومی پیرامون آن نیز باشد. نتایج حاصل از اجرای این برنامه بعد از انجام تحلیلهای مناسب و تعیین میزان اثرگذاری آن در گزینه‌های فنی و زیست محیطی نیز باید در ادامه گزارش گردد. جزئیات مورد توجه در هر یک از این موارد به شرح زیر می باشد:

الف – برنامه مدیریت زیست محیطی

۱- **اجزاء و چارچوب سیستم مدیریت محیط زیست:** در این بخش لازم است اجزا، چارچوبها و وظایف درگیر در مدیریت محیط زیستی به همراه جزئیات درخور تشریح گردد. این بخش دربرگیرنده موارد زیر خواهد بود:

- تدوین خط مشی و اهداف کلان برنامه مدیریت محیط زیستی
- تعیین مسئولیت مدیریت محیط زیستی و حوزه وظایف آن در تیم بهره‌بردار
- تعیین چارچوب نیازهای مدیریت محیط زیستی در محدوده تعریف شده پروژه
- چارچوب ساختار سازمانی مدیریت محیط زیستی شامل الگوی رهبری و پرسنلی درگیر
- تعیین و تعریف منابع انسانی، مالی و فنی درگیر در هر مرحله
- شناسایی نیازهای ارتباطی درون‌سازمانی و برون‌سازمانی شامل ارتباطات عمومی و مشارکتهای مردمی

۲- **طرح‌ریزی سیستم مدیریت محیط زیستی:** تدوین جزئیات برنامه مدیریت محیط زیستی جهت کنترل و ارزشیابی فعالیتها در این بخش مورد نظر است. این موارد شامل:

- تعیین ریز وظایف بخشهای مختلف مدیریت محیط زیستی در هر یک از محیطها و فازها احداث و بهره‌برداری
- تعیین ساختار تشکیلاتی و سازمانی مورد نیاز

- آماده‌سازی صورت‌ریز فعالیت‌ها و اهداف مورد پیگیری در برنامه شامل اهداف خرد و کلان
- آماده‌سازی سیستم کنترل فعالیتها با تاکید بر مرحله‌بندی و زمانبندی فعالیتها
- آماده‌سازی نظام ارزشیابی فعالیت‌ها در بخشهای مختلف پروژه جهت کنترل پیامدها

۳- **مرحله‌بندی فعالیتها و وظایف مدیریت محیط زیستی:** تقسیم‌بندی مراحل موجود در سیستم مدیریت محیط زیستی پروژه در این بخش تشریح می گردد. این مراحل عبارتند از:

- تدوین برنامه‌های سیستم مدیریت محیط زیستی در مرحله پیش از ساخت
- تدوین برنامه‌های سیستم مدیریت محیط زیستی در مرحله ساخت
- تدوین برنامه‌های سیستم مدیریت محیط زیستی در مرحله بهره‌برداری
- تدوین برنامه‌های سیستم مدیریت محیط زیستی مرحله پس از بهره‌برداری و پایان عمر
- تدوین برنامه‌های سیستم مدیریت محیط زیستی در ارتباط با انجام فعالیتهای اضطراری در هر مرحله

۴- **ارائه طرحها و اقدامات لازم در محیطهای متأثر:** بیان برنامه‌ها و اقدامات مورد نظر در در هر فاز و در محیطهای مختلف از دیگر بخشهای ضروری سیستم مدیریت محیط زیستی است که در این بخش باید به آن پرداخته شود. این بخشها عبارتند از:

- مروری بر سوابق طرحهای مدیریتی در سایر پروژه‌های احداث و بهره‌برداری
- ارائه برنامه‌ای برای اقدامات فوری و فعالیتها و تجهیزات مقابله‌ای در حوادث محتمل حین بهره‌برداری و ساخت
- ارائه طرحهای مدیریتی کنترل آلودگی هوا، صدا و ارتعاش در محدوده پروژه در شرایط عادی و اضطراری
- ارائه طرحهای مدیریتی کنترل آلودگی آبهای سطحی و زیرزمینی در محدوده بلافصل پروژه در شرایط عادی و اضطراری

۵- **تشریح مکانیزمهای بازخور:** در این بخش ضروری است که فرایندهای مورد نیاز جهت ارائه فعالیتهای انجام گرفته و دریافت نظر مسئولان ارائه گردد. این بخش شامل:

- مراحل گزارش‌دهی در هر یک از فازهای پروژه
- ساختار زمانی و الگوی گزارش‌گیری در هر مرحله
- ارائه روند سازمانی و زمانی پاسخ به گزارشها از سوی مسئولان امر

۶- **ارائه معیارهای مورد نیاز جهت انتخاب گروههای معتمد:** انتخاب تیم ارزیاب و گروه مجری ارزیابی زیست محیطی شاید مهمترین اقدام در عملیاتی نمودن برنامه تشریح شده محسوب گردد. انتخاب گروه مناسب در اجرای اهداف مدیریت زیست محیطی باید به موارد زیر توجه گردد:

- ارضای ضوابط و قوانین کشور در ارتباط با مجریان این قبیل فعالیتها
- توانایی، کارآمدی و حسن سابقه مجریان برنامه‌های مدیریت زیست محیطی
- ایجاد هماهنگی و ارتباطات سازمانی با سایر مدیران محیط زیستی

۷- **ارائه معیارهای مورد نیاز جهت تعیین هزینه‌های اجرایی برنامه:** روشن بودن هزینه‌های عملیاتی متناسب با نوع فعالیتها مورد نیاز از موارد مهمی است که باید مورد توجه مسئولان و مجریان برنامه‌های محیط زیستی قرار گیرد. اطمینان از تخصیص بودجه کافی برای برنامه مدیریت محیط زیستی و اجزا وابسته از طریق برآورد مقدماتی هزینه‌های لازم و تنها با تعریف مجموعه‌ای از معیارها در این بخش ممکن خواهد بود. پیش‌بینی منابع مالی و نحوه تخصیص آن در هر قسمت از پروژه نیز در این بخش ضروری می‌باشد.

ب – پایش زیست محیطی

۱- **تعیین چارچوب برنامه پایش محیط زیستی:** بیان اهداف کلان انجام پایش محیط زیستی طرح همراه با جزئیات برنامه پایش نظیر پروتکل‌ها، مؤلفه‌ها و تناوب زمانی برنامه‌های پایش از رئوس موارد مورد اشاره در این بخش محسوب می‌گردد. این موارد عبارتند از:

- تنظیم خط مشی و اهداف پایش در هر فاز

- تشریح شیوه و روش انجام پایش هر یک از محیطهای متاثر
- تشریح وضعیت اولیه و جاری محیطهای مورد نظر جهت انجام پایش
- تشریح روشهای استاندارد موجود و مورد نیاز در نمونه‌برداری و آزمایش از هر یک از محیطها
- معرفی نقاط و تشریح پارامترها و شاخص‌های زیست محیطی نیازمند پایش
- معرفی تناوب، فراوانی و تعداد پارامترهای پایش در هر ایستگاه
- تشریح روند تحلیل و جمع بندی نتایج پایش و ارزیابی آنها بر اساس استانداردهای حاکم و همچنین شرایط پایه محیطی قبل از پروژه

۲- **معرفی ساختار تشکیلاتی مورد نیاز جهت پایش:** بیان ساختار سازمانی و تشکیلاتی پایش اثرات محیط زیستی در این بخش ضروری است. این ساختار شامل:

- معرفی سلسله مراتب تشکیلاتی مورد نیاز جهت انجام پایش، گزارش آن و ارزیابی موارد مورد اشاره
- معرفی شیوه ارتباط بخشهای مختلف در تشکیلات
- ارتباط برون سازمانی و دورن سازمانی موجود
- بخشهای مختلف موجود و شرح وظایف هر بخش

۳- **ارائه برنامه زمان‌بندی پایش در مراحل مختلف اجرای پروژه:** ارائه نوع و ماهیت برنامه پایش در هر فاز از پروژه در این بخش ضروری است.

- تدوین برنامه‌های پایش محیط‌زیستی محیطهای متاثر در مرحله پیش‌ساخت (پایش تطبیقی)
- تدوین برنامه‌های پایش محیط‌زیستی محیطهای متاثر در مرحله ساخت (پایش تطبیقی)
- تدوین برنامه‌های پایش محیط‌زیستی محیطهای متاثر در مرحله بهره برداری (پایش اثرات)
- تدوین برنامه‌های پایش محیط‌زیستی محیطهای متاثر در پس از بهره‌برداری (پایش اثرات)

۴- **تنظیم برنامه پایش محیط‌زیستی**: ارائه جزئیات برنامه پایش محیط‌زیستی در هر فاز در محیطهای مختلف از بخشهای اصلی مورد توجه است که به شرح زیر ارائه می‌گردد:

- برنامه پایش زیست محیطی در محیطهای فیزیکی (صوت و ارتعاش، آب، هوا و خاک)

- برنامه پایش زیست محیطی در محیط بیولوژیک
- برنامه پایش زیست محیطی در محیطهای اقتصادی و اجتماعی
- پایش زیست محیطی در محیط تاریخی و فرهنگی
- پایش مسائل و مشکلات بهداشتی

۵- **ارائه برنامه تفکیکی پایش برای اجزاء و بخشهای مختلف پروژه:** ارائه جزئیات برنامه پایش برای هر یک از اجزاء، تسهیلات و بخشهای مختلف پروژه بصورت تفکیکی نیز لازم است انجام پذیرد.

۶- **تعیین منابع مورد نیاز در انجام پایش:** تعیین نوع منابع مورد نیاز و میزان و هزینه هر یک در این بخش ضروری است. این منابع عبارتند از:

- منابع انسانی
- منابع مالی
- تجهیزات و ابزار مورد نیاز در پایش

۷- **تشریح مکانیزمهای بازخور در اجرای برنامه پایش:** ارائه ساختار ارائه اطلاعات و تنظیم گزارشها پایش در این بخش از برنامه پایش ضروری است. این بخش شامل:

- مراحل گزارش‌دهی در هر یک از فازهای احداث و بهره برداری پروژه
- تشریح ساختار ارزشیابی و تنظیم گزارشهای پایش در هر مرحله
- ارائه روند سازمانی و زمانی پاسخ به گزارشات از سوی مسئولان امر

۸- **ارائه معیارهای مورد نیاز برای انتخاب تیم اجرایی معتمد برای پایش:** انتخاب تیم مجرب جهت اجرای اهداف از پیش تعیین شده در پایش محیط‌زیستی منطقه شامل نمونه‌برداری، انتقال نمونه‌ها، قرائت و گزارش آن امری ضروری و حیاتی محسوب می‌گردد. انتخاب گروه مناسب در اجرای اهداف مدیریت محیط‌زیستی باید به موارد زیر توجه گردد:

- درنظر گرفتن ضوابط و قوانین کشور در ارتباط با مجریان فعالیتهای پایش
- کارآمدی و حسن سابقه مجریان برنامه
- ایجاد هماهنگی و ارتباطات سازمانی با سایر بخشهای سیستم مدیریت محیط زیستی منطقه

۹- **ارائه معیارهای مورد نیاز جهت تامین اعتبار برنامه پایش:** شفافیت در نوع فعالیتها مورد نیاز و هزینه‌های عملیاتی متناسب با آن از موارد مهمی است که با تخمین تقریبی هزینه نمونه‌برداری و قرائت و نوع و تعداد آن در سالهای آتی ممکن می‌گردد. برآورد مقدماتی هزینه‌های لازم برای این فعالیت‌ها برای اطمینان از تخصیص بودجه کافی در هر بخش ضروری است.

ج- آموزش محیط‌زیستی

۱- **ارائه چارچوبهای برنامه آموزش و معیارهای لازم جهت انتخاب و سطح‌بندی گروههای هدف آموزش:** بیان اهداف و ساختار برنامه آموزش محیط‌زیستی و تعیین و تقسیم‌بندی گروههای هدف براساس معیارهای از پیش تعریف شده به منظور اطلاع رسانی به جوامع، سازمانها وافراد محلی در مورد طرح مورد نظر اولین اقدام اساسی در سازماندهی برنامه آموزش در سیستم مدیریت زیست محیطی است. موارد مورد توجه در این بخش عبارتند از:

- تنظیم خط مشی و اهداف آموزش در ارتباط با گروه‌های هدف
- ارائه معیارهای لازم در انتخاب و سطح‌بندی گروه‌های هدف
- تشریح شیوه و روش انجام آموزش هر دسته
- تعیین حوزه وظایف آموزش زیست‌محیطی و نوع مسئولیتهای موجود
- تعیین چارچوب برنامه آموزش زیست‌محیطی
- تعیین و اولویت‌بندی گروه‌های هدف براساس معیارهای فوق شامل بدنه کارفرمایی بندر، مدیران، کارکنان دائم، کارکنان موقت، بدنه پیمانکاری، جامعه تحت تاثیر و ذینفعان سازمانی

۲- **تعیین نیازهای آموزشی گروههای هدف:** تشریح نوع مسائل موجود جهت انتخاب نیازهای آموزشی هر یک از گروههای هدف بخش جدایی‌ناپذیر از برنامه مدیریت محیط‌زیستی محسوب می‌شود که با استفاده از روشهای زیر انجام می‌پذیرد.

- استفاده از تجربیات پیشین و سابقه آموزشهای محیط‌زیستی در ارتباط با پروژه
- استفاده از روش پرس و جو در محدوده تحت تاثیر پروژه
- استفاده از روش پرسشنامه‌ای
- کاربرد روش کارگاهی
- کاربرد شیوه آزمونی

۳- **تعیین سطح آموزش مورد نیاز برای گروههای هدف:** تعیین نوع و سطح آموزشهای زیست محیطی مورد نیاز با توجه به معیارهای تعریف شده و براساس مسائل و نیازهای آموزشی هر یک از گروههای هدف در این بخش مورد نیاز است. سطوح این آموزشها عبارتند از:

- آموزش دانش عمومی زیست‌محیطی مورد نیاز گروه‌های هدف
- آموزش دانش نیمه تخصصی زیست‌محیطی مورد نیاز
- آموزش دانش تخصصی زیست‌محیطی مورد نیاز

۴- **آماده‌سازی دستور العمل آموزش:** تدوین دستورالعملهای آموزش همراه با جزئیات مورد نیاز اعم از مرحله‌بندی و زمان‌بندی برنامه و شیوه ارائه مفاهیم و منابع از مواردی است که باید در برنامه مدیریت آموزش محیط زیست ارائه گردد. این موارد شامل:

- ارائه برنامه زمان‌بندی، تناوب و تکرار دوره‌های آموزشی با توجه به تقسیم‌بندی گروه‌های هدف
- آماده‌سازی عناوین و مفاهیم مورد نیاز هر گروه
- معرفی منابع مورد نیاز در تنظیم متون
- تعیین شیوه ارائه مفاهیم آموزشی با توجه به گروه‌های هدف
- برگزاری جلسات حضوری رسمی

- برگزاری جلسات حضوری کارگاهی و پرس و شنود در محل پروژه
- ارائه منابع آموزش مکتوب
- کاربرد روشهای تبلیغ و ترویج

۵- **معرفی معیارهای مناسب جهت انتخاب گروههای آموزش‌دهنده در انجام برنامه آموزش زیست محیطی:** انتخاب تیم مجرب جهت اجرای برنامه‌های آموزش زیست‌محیطی تنها با درنظر گرفتن مجموعه‌ای از معیارها علمی ممکن است. در انتخاب این گروهها در نظر گرفتن موارد زیر ضروری به نظر می‌رسد.

- ارائه معیارهای علمی و آکادمیک مورد نیاز
- ارائه زمان‌بندی و نوع برنامه‌های آموزشی مورد نیاز
- کارامدی و حسن سابقه مجریان برنامه با توجه به معیارهای پیشنهادی

۶- **معرفی معیارهای محاسبه هزینه‌های انجام برنامه آموزش زیست محیطی:** شفافیت در نوع فعالیتها، هزینه‌های عملیاتی متناسب با آن و تجیهزات و تاسیسات مورد نیاز از موارد مهمی است که با در نظرگرفتن مجموعه‌ای از معیارها و براساس جزئیات ارائه شده از برنامه آموزش زیست محیطی می‌بایست تدوین گردد. تشریح منابع مالی تامین هزینه‌کردها و نحوه اختصاص آن نیز در این بخش ضروری می‌باشد.

د- تأمین شیوه‌های مناسب مشارکت مردمی در اجرای پروژه

۱- **معرفی سازمانها و افراد ذینفع به تفکیک در مراحل ساخت و بهره‌برداری:** تشریح و شناخت همه افراد و سازمانهای متأثر و ذینفع از پروژه گام اول در توسعه و مدیریت مطلوب مشارکتهای مردمی است. مشاوره عمومی در ارتباط با پروژه و اثرات محتمل آن جدا از افزایش اثرات مثبت پروژه از دیدگاه تأثیرات اجتماعی، اقتصادی و فرهنگی، کارآمدی اقدامات اصلاحی و

تحفیف‌دهنده اثرات و فعالیتهای مرتبط با پایش اثرات را نیز افزایش خواهد داد. این سازمانها عبارتند از:

- سازمانهای دولتی مرتبط (سازمان حفاظت محیط زیست، وزارت نیرو و ...)
- سازمانهای غیردولتی مرتبط (شوراها، انجمن‌ها، نهادهای اجتماعی و ...)
- جوامع بیرونی ذینفع (مردم بومی، کارشناسان مستقر در محدوده و ...)

۲- **معرفی شیوه‌های مناسب ارتباط بین‌سازمانی:** تدوین ارتباطات بین سازمانی با هریک از ذینفعان پروژه جهت ایجاد ساختار نظامند در بازخور گرفتن از متأثران پروژه و بهبود مشارکتهای مردمی در هر مرحله از پروژه نیز از جمله مواردی است که باید در نظر گرفته شود. از اینرو نحوه مشارکتهای مردمی و ارتباطات سازمانی باید در هریک از مراحل پیش‌ساخت، ساخت، بهره‌برداری و پس از بهره‌برداری از پیش نظام‌مند و مشخص گردد.

۳- **تعیین شیوه‌های مناسب اطلاع رسانی (ارتباط با جوامع مردمی و سازمانهای غیردولتی):** استفاده از روشهای مناسب در برقراری ارتباط با ذینفعان و افراد و سازمانهای متأثر جهت آگاهی‌دهی ابعاد مختلف پروژه و اطلاع رسانی در مورد نتایج عملیات پایش، بخش اصلی از توسعه مشارکتهای مردمی در سیستم مدیریت زیست محیطی یک پروژه محسوب می‌گردد. ابزارها و روشهای موجود عبارتند از:

- برگزاری جلسات کارگاهی، کارگاه‌های آموزشی و سمینارها
- برگزاری گفت و شنودهای مستقیم
- اطلاع رسانی مکتوب و یا رسانه‌ای

۴- **معرفی شیوه‌های مناسب نظرسنجی، نظرخواهی از جوامع و سازمانها:** ارائه الگوی مناسب جهت بازخورگرفتن از متأثران و ذینفعان پروژه به روشهای مختلف که از ارکان ارتباطات متقابل در یک سیستم مدیریت محیط‌زیستی است که می‌تواند به یکی از اشکال زیر فراهم گردد:

- نظرخواهی با مصاحبه و آمارگیری یا نظرخواهی مستقیم
- نظرخواهی با پرسشنامه مستقیم
- پرسشنامه‌های باز یا بسته
- نظرخواهی با پرسشنامه‌های چاپ در نشریات

۵- **معرفی شیوه‌های واگذاری اطلاع رسانی و نظرسنجی به گروههای معتمد:** انتخاب گروهی کارآمد جهت اجرای برنامه‌های اطلاع‌رسانی و نظرخواهی تنها با درنظر گرفتن مجموعه‌ای از شاخصه‌های علمی مرتبط ممکن خواهد بود. ارائه شیوه‌های مطلوب در واگذاری این فعالیتها به گروههای معتمد از جمله مواردی است که در اجرای این برنامه مورد توجه می‌باشد.

۶- **ارائه روشهای تعامل با ذینفعان:** تعاملات بین کارفرما، مجریان پروژه، بهره‌برداران و ذینفعان و متأثران پروژه در هر یک از فازهای اجرایی و بهره برداری پروژه از جمله مواردی است که در طرح ریزی این برنامه باید در نظر گرفته شود.

۷- **ارائه شیوه‌های مناسب در بکارگیری نظریات ذینفعان پروژه در هر مرحله:** تدوین و ارائه الگوهای کارامد در تحلیل و پردازش نظرات اخذ شده جهت ایجاد امکان استفاده از بازخورهای گرفته شده در این بخش مورد نظر می‌باشد.

۵-۳-۱- مستند سازی گزارش مدیریت محیط زیست

تدوین گزارش جامع از همه موارد مشروح امکان نتیجه‌گیری و تصمیم‌گیری برای مدیران و تصمیم‌گیرندگان را تسهیل خواهد ساخت. لذا بیان خلاصه‌ای از موارد برشمرده شده و نتایج تحلیلهای انجام گرفته ضروری است. ذکر منابع و روشهای دسترسی به اطلاعات و مستند نمودن اطلاعات و نقشه‌های، مدارک و اطلاعات خام آزمایشها انجام گرفته نیز ضروری می‌باشد. مستندسازی کامل موارد فوق امکان ارجاع آن در سایر مطالعات و اصالت‌سنجی تحلیلها را ممکن می‌سازد. ارائه پیشنهاداتی که ناشی از اطلاعات کارشناسانه تهیه‌کنندگان این نوع گزارش‌ها می‌باشد نه تنها مطالعات آتی را هدفمندتر خواهد ساخت بلکه بررسی برخی از فرایندهایی که به دلیل عدم قطعیتهای درگیر وقوع قطعی و حتمی ندارند را برای بهره‌برداران و تصمیم‌گیرندگان مفتوح و قابل بحث می‌گذارد. لذا ارائه پیشنهاد به عنوان بخشی از فرایند جمع بندی گزارش‌های ارزیابی زیست محیطی در این بخش باید مورد پیگیری قرار گیرد.

۵-۳-۲- منابع و مراجع مورد استفاده

ارائه دقیق مشخصات و نحوه دستیابی به استانداردها و مراجع مورد استفاده پ در راستای مستند سازی گزارش مدیریت و پایش محیط زیستی ضروری است. همه منابع فوق در صورت استفاده باید به درستی برطبق قالب مورد نظر کارفرما در متن گزارش‌ها مرجع‌دهی گردیده تا علاوه بر حفظ امانت در نقل قولها، امکان دسترسی آسان را نیز ممکن سازد.

۵-۳-۳- پیوستها و ضمایم

پیوستها و ضمائم که شامل مجموعه اطلاعات مورد استفاده در گزارش شامل عکسها، نقشه‌ها، پلانها، پرسشنامه‌ها، گزارش مطالعات میدانی، نتایج آنالیزها و نمونه‌برداریها، داده‌های خام و ... است در قالب گزارش‌ها کاغذی یا فایلهای کامپیوتری در مستندات گزارش مدیریت محیط زیستی پروژه ضروری است. این بخش در نقش بانک اطلاعاتی، داده‌های پایش دارای اهمیت بسیار بالایی است.

۵-۳-۴- شاخصهای مناسب برای پایش اثرات

پایش زیست محیطی عبارتست از بررسی و تعیین منظم و ادواری شاخص‌هایی از اجزا مختلف محیط که تحت تأثیر پروژه قرار خواهد گرفت و یا برای کاهش تأثیر پروژه بر آن شاخصهای زیست محیطی، برنامه‌ها و اقدامات اصلاحی در نظر گرفته شده است. یکی از اهداف برنامه‌های پایش زیست محیطی به دست آوردن اطلاعات کمی از تغییرات زمانی و مکانی متغیرهای کیفی و خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی محیطهای تأثیرپذیر می‌باشد. پایش نباید تنها به محل احداث محدود شود بلکه باید کلیه مکانها و نقاط متأثر از پروژه را در برگیرد. به این ترتیب کلمه شاخص نشان دهنده کمیتی برای برآورد یا بیان بزرگی، اهمیت و شدت یک مسئله، موضوع یا اثر می باشد. شاخصها، قابل اندازه‌گیری، شمارش، تعیین و یا برونیابی با روشهای مختلف هستند. دو ویژگی کمی بودن و نتیجه مدار بودن شاخصها از خصوصیات مهم و تأثیرگذار هر شاخص محسوب می‌گردد. کمی بودن شاخص در واقع ابزاری مناسب در جهت تفسیر وضعیت فعلی و آینده محیط تأثیرپذیر بدون دخالت قضاوتها و تعصبات شخصی است به گونه‌ای که طی آن میزان تأثیرگذاری نظرات شخصی به حداقل ممکن برسد.

در طول فاز ساخت و بهره برداری از پروژه کلیه اقدامات تخفیف دهنده آثار نامطلوب که به منظورکاهش اثرات منفی فعالیت‌های پروژه طرح شده‌اند، باید بوسیله ارگانها و نهادهای مسئول پایش تحت نظارت قرار گیرند. پس از آنکه اقدامات و طرحهای کاهش دهنده اثرات نامطلوب به اجرا در آمدند، پایش آثار زیست محیطی در واقع صحت و دقت فرضیات در نظر گرفته شده در طراحی اقدامات کاهش دهنده آثار نامطلوب را مشخص می‌نماید. پایش اثرات همچنین تعیین می کند که آیا طرحهای کاهش اثرات بطور صحیح به اجرا در آمده یا خیر و آیا عملکرد آنها نتایج مورد نظر را حاصل کرده است و یا اینکه بی تاثیر بوده است. برنامه پایش اقدامات کنترلی و کاهنده، باید تا چند سال پس از اجرای پروژه ادامه پیدا کند تا اجرای صحیح و مؤثر کلیه اقدامات کاهش دهنده اثرات تضمین گردد. مسئولیت انجام اقدام اصلاحی در صورت ناموفق بودن یا غیرمؤثر بودن اجرای برنامه‌های کاهنده، باید به روشنی در برنامه پایش یا در گزارش ارزیابی زیست محیطی قید شود.

۵-۴- مدیریت و پایش زیست محیطی آب شیرین کنهای ساحلی

در تاسیسات نمک زدایی همانند بسیاری از پروژه های مشابه، پایش زیست محیطی یک الزام قانونی و علمی برای پیگیری تأثیرات احتمالی پروژه در محیطهای خشکی و دریا است. پایش زیست محیطی از بررسی پایه ای انجام شده در گزارش EIA تبعیت می کند اما محدود به آن نیست. برنامه پایش به عنوان یکی از ارکان مدیریت محیط زیست و بخشی از گزارش ارزیابی اثرات زیست محیطی طرح می بایست قبل از شروع احداث پروژه و مطابق با قوائد برشمرده شده تنظیم گردد. داده های پایش باید به طور منظم و با دقت مورد تجزیه و تحلیل قرار گیرد تا در صورت لزوم تغییرات لازم در برنامه پایش و مدیریت محیط زیستی طرح اعمال شده و یا مجوزهای لازم کسب شود. چنانچه اثرات طرح بیش از حد بزرگ باشد لازم است گام های مورد نیاز برای کاهش اثرات برداشته شود. پایش طرح باید

براساس موقعیت محیط زیستی و حساسیت منطقه و براساس فناوری نمک زدایی مورد استفاده، روش آبگیری و تخلیه شورابه و مطابق با قوانین و الزامات بین المللی و ملی موجود تنظیم گردد. برنامه نظارت باید بر استانداردها و قوانین ملی تنظیم و قبل از اجرا تصویب شود.

داده های برنامه مدیریت محیط زیست طرح باید منتشر شده و در اختیار جامعه قرار بگیرند تا بازخوردهای لازم برای برنامه ریزان و مجریان برنامه دریافت گردد. براساس اصول عمومی پایش زیست محیطی می بایست در مراحل آماده سازی، ساخت و ساز، بهره برداری و پایان عمر پروژه انجام گیرد. دو بخش اصلی از برنامه مدیریت و پایش محیط زیستی اما دربرگیرنده پایش در مرحله ساخت و پایش بلند مدت در طول فعالیت پروژه است.

۵-۴-۱- پایش در مرحله ساخت

پایش در مرحله ساخت و ساز باید براساس تأثیرات احتمالی ناشی از فعالیتهای ساختمانی در خشکی و دریا انجام شود. هدف تشخیص آن است که آیا پیامد فعالیت ها در محدوده اثرات قابل قبول واقع شده است یا خیر تا براساس آن اقدامات کاهش اثر درسریع ترین زمان ممکن معرفی گردد. پایش در مرحله ساخت و ساز به این ترتیب دربرگیرنده محیطهای خشکی و دریا به شرح زیر خواهد بود:

◘ پایش خشکی

I. نظارت بر دفع زباله های ساختمانی در محل برای جلوگیری از تخریب زمین در منطقه بلافصل طرح

II. نظارت بر تخلیه تصادفی سوخت، روغن، پسماندهای جامد و سایر مواد برای جلوگیری از آلودگی خاک، هوا و آب زیرزمینی

III. نظارت بر میزان سر و صدا و نور تا در صورت نیاز ساعات کار محدود گردد

IV .در پایان ساخت و ساز، منطقه باید مورد بازرسی قرار گیرد تا اطمینا حاصل شود اقدامات لازم برای احیای منطقه به حالت اول انجام شده و هیچ حفره بازی باقی نمانده است. در انتهای مرحله ساخت، لازم است تمامی ساخت و سازهای غیردائمی برداشته شده است و محیط به حالت اول برگردانده شود.

◘ پایش دریایی

I. نظارت بر سطح کدورت آب. چانچه کدورت بالاتر از مقدار از پیش تعیین شده باشد عملیات تخلیه مواد، لایروبی و ... را باید مورد بازنگری قرار گیرد.

II. در مناطق حساس به دنبال انتشار آلاینده ها در ستون آب، رسوبات محتمل به جذب آلودگی هستند و باید مورد بررسی قرار گیرند.

III. نظارت بر میزان سر و صدا، لرزش و نور که ممکن است موجب آزار پستانداران دریایی و دیگر جانداران دریایی حساس شود.

IV کیفیت مواد مورد استفاده برای پوشش خطوط لوله چنانچه از منابع غیر محلی باشد باید مورد کنترل قرار گیرد.

V. در پایان ساخت و ساز، کلیه تاسیسات دریایی باید در نقشه ی عمق سنجی به روز شده نقشه برداری گردد.

VI. بنتوزها، علف های دریایی و جلبکهای غول پیکر بستر باید پایش شوند که آیا احیا شده اند و با به شرایط ابتدای برگشته اند یا خیر.

۵-۴-۲- پایش دراز مدت حین بهره برداری

پس از شروع عملیات نمک زدایی پایش منظم محیطهای متاثر باید به عنوان یک تعهد بلند مدت در طول عمر کارخانه و سالها پس از آن ادامه یابد. با تحلیل داده های طولانی مدت تغییرات طبیعی در منطقه را می توان بررسی نمود تا از نتیجه گیریهای غلط در مورد اثرات زیست محیطی آب شیرین کنهای ساحلی جلوگیری شود. در پایش محیط های خشکی و دریا لازم است به موارد زیر توجه شود:

◘ فراوانی نمونه برداری در دریا

فراوانی نمونه گیری و روش های برداشت باید بر اساس ویژگی های خاص هر مکان تعیین شود. توصیه می شود در ابتدا، حداقل پایش دو بار در سال در فصول متناوب (زمستان و تابستان یا بهار و پاییز) انجام گیرد.

◘ موقعیت ایستگاه های نمونه برداری

طراحی اولیه ایستگاه های نمونه برداری باید براساس جانمایی محل آبگیر و تخلیه تعیین گردد. الگوی حرکت و پراکندگی شورابه یک پارامتر تاثیرگذار بوده و از نتایج مدل سازی های مرتبط می تواند استخراج گردد. در نهایت دو شبکه نمونه برداری لازم است پیش بینی گردد. یک شبکه گسترده از ایستگاه ها برای تعیین حرکت و نحوه پراکندگی جریان شورابه در محیط و یک شبکه کوچکتر از ایستگاه ها برای نمونه برداری از آب، رسوبات و بیوتا اطراف محل تخلیه جهت ارزیابی اثرات تخلیه شورابه بر محیط. آرایش ایستگاه ها باید انعطاف پذیر بوده و بر اساس الگوی حرکت واقعی شورابه (مطابق با دمای آب دریا، جریانات و شوری اندازه گیری شده) و داده های پایش در محل به روز گردد. به این ترتیب ایستگاه های نمونه برداری در سه منطقه عمومی قرار خواهد گرفت. مناطق تحت تأثیر

(در منطقه اختلاط، جایی که شوری و دما در بالاترین حد قرار دارند)، مناطق آسیب دیده (فراتر از منطقه اختلاط اما همچنان تحت تأثیر شورابه) و مناطق مرجع (جایی که هیچ شورابه ای وجود ندارد). توصیه می شود در هر منطقه از سه تا چهار ایستگاه نمونه برداری انجام گیرد.

◘ نحوه نمونه برداری

کشتی نمونه برداری باید مجهز به سیستم موقعیت یابی جهانی باشد و قادر به اسکان ابزار علمی و پرسنل متخصص باشد. در هنگام نمونه برداری، باید یک دفترچه تفصیلی برای ثبت اطلاعات پایش اعم از تاریخ بررسی، نام شرکت کنندگان، وضعیت هواشناسی و وضعیت دریایی (دمای هوا، باد، جریان و امواج)، موقعیت دقیق هر ایستگاه (طول و عرض جغرافیایی و عمق)، زمان اشغال هر ایستگاه و نحوه نمونه برداری از آن و هرگونه اتفاق غیرعادی هنگام نمونه برداری در دریا مورد نیاز است.

روش های نمونه گیری باید متناسب باشد تا نمونه های جمع آوری شده نماینده اجتماع کل باشد. ابزار اندازه گیری در محل باید مطابق مشخصات سازنده کالیبره شود. نمونه ها باید دارای شناسه های منحصر به فرد باشند. در برنامه پایش بلند مدت، همان ایستگاه بارها و بارها نمونه گیری خواهد شد، بنابراین تاریخ نمونه گیری به عنوان یک شناسه ها باید ذکر شود تا از سردرگمی آتی جلوگیری کند. نمونه ها پس از نمونه گیری، هنگام حمل و نقل و تا مرحله اندازه گیری در آزمایشگاه باید کاملا محافظت شوند.

◘ روش های آنالیز

اندازه گیری های تحلیلی باید توسط آزمایشگاه های معتبر و در صورت عدم دسترسی توسط آزمایشگاه هایی با روش های کنترل کیفیت مناسب انجام شود. روش تحلیلی انتخاب شده باید دقیق و درست باشد تا بتواند تأثیر شورابه بر محیط را ارزیابی کرده و تغییرات زمانی آن را دنبال کند.

◘ پارامترهای مورد اندازه گیری

به طور کلی، تصمیم گیری در مورد پارامترهای مورد سنجش باید بر اساس تخلیه های مورد انتظار از کارخانه و اهداف محیط زیستی و تعریفی که از وضعیت مطلوب محیط زیستی در گزارش ارزیابی ارائه شده، مشخص گردد. در ایستگاه های اندازه گیری لازم است پروفیلهای عمقی دما، شوری، اکسیژن محلول و کدورت اندازه گیری شود. در ایستگاه های نمونه برداری از سه بخش نمونه برداری می شود: آب دریا ، رسوب و بیوتا.

آب دریا: پارامترهای اصلی مورد بررسی شامل پروفیل عمقی غلظت مواد معلق، مواد مغذی (نیترات، نیتریت، آمونیوم، نیتروژن کل، فسفات، فسفر کل، اسید سیلیسیک)، فلزات، کلروفیل-a، مواد تخلیه شده در دریا و مواد خاص مورد اشاره در گزارش EIA می باشد. پارامترهای زیست توده دریایی اعم از جمعیت میکروبی (تعداد فیتوپلانکتون و تعداد باکتری ها)، ترکیب و میزان تولید اولیه و باکتری ها و جمعیت زئوپلانکتون (تعداد و ترکیب آنها) اختیاری بوده و باید بر اساس ویژگی های منطقه در نظر گرفته شود. ابزارهای ژنومی (Genomic)[۱] به عنوان یک راه امیدوار کننده برای بهبود نظارت بر اکوسیستمهای دریایی در حال ظهور هستند چراکه امکان ارائه اقدامات جدید، دقیق و مقرون به صرفه را فراهم می سازد.

رسوب: پارامترهای اساسی شامل تعین توزیع اندازه رسوبات، محتوی فلزات سنگین (مانند جیوه، کادمیوم، مس، روی، آهن و آلومینیوم) و غلظت کربن آلی رسوبات است که در ساختار جامعه جانوری (تعداد نمونه ها، تعین تاکسونومیکی (taxonomic) سطح گونه) تاثیرگذار است. اگر منطقه تخلیه سنگی باشد، جمعیت چسبنده و غیرمتحرک می بایست مورد ارزیابی قرار گیرد. اگر منطقه تخلیه در

[۱] Genomics. یک رشته بین رشته ای زیست شناسی است که بر ساختار، عملکرد، تکامل، نقشه برداری و ویرایش ژنوم تمرکز دارد

نزدیکی بسترهای علف دریایی و جلبکهای غول پیکر قرار داشته باشد ، باید وضعیت آنها مورد ارزیابی قرار گیرد.

بیوتا: علاوه بر پارامترهای ذکر شده در نمونه های آب و رسوب دریا، گونه های در معرض خطر و گونه های مهاجم مشخص شده در گزارش EIA نیز باید مورد بررسی قرار گیرند. بنتوزها اصلی ترین موجودات متاثر از تخلیه شورابه بوده که درصورت تشکیل پهنه نمکی در مجاورت بستر ممکن است به کلی در مجاورت محل تخلیه نبوده شده و حذف گردد. مرگ و نابودی آنها جدا از تاثیرات کوتاه مدت چون بوی تعفن، تغییر چشم انداز و ایجاد محدوده بی هوازی در مجاورت بستر در دراز مدت نیز می تواند شبکه غذایی منطقه را دچار اختلال کرده و از تنوع زیستی در منطقه بکاهد.

- **پایش در کارخانه**

پایش درکارخانه شامل بررسی کیفیت آب ورودی (منبع یا آب دریا) و حجم و ترکیب شورابه تولیدی می باشد.در پایش آب ورودی لازم است بر پارامترهایی تمرکز شود که ممکن است بر فرآیند نمک زدایی و کیفیت آب نمکزدایی شده تأثیر بگذارد. در پایش شورابه قبل از تخلیه لازم است حجم تخلیه، درجه حرارت، شوری، غلظت مواد شیمیایی مورد استفاده در فرآیند نمک زدایی و تخلیه شده همراه با شورابه تعین گردد.

۵-۵- شاخصهای پایش در آب شیرینکنهای ساحلی

در جدول زیر شاخصهای کمی به تفکیک در هر یک از محیطهای فیزیکی، بیولوژیکی و اجتماعی، اقتصادی و فرهنگی اورده شده است. در محیط فیزیکی شاخصهایی در خصوص پایش اثرات بر کیفیت آب، هوا و خاک ارائه گردیده است. علاوه بر آن شاخصهایی به منظور پایش اثرات احتمالی پروژه‌های

ساخت و بهره‌برداری بر محیط بیولوژیکی که شامل دو زیرمجموعه محیطهای گیاهی و جانوری می‌باشد، ارائه شده است. در انتها نیز مطالبی در خصوص شاخصهای رایج به منظور پایش اثرات در محیط اجتماعی، اقتصادی و فرهنگی ذکر شده است. در حالیکه بکارگیری شاخص‌ها در ارزیابی اثرات زیست محیطی و پایش زیست محیطی پروژه‌ها مناسب و مفید می‌باشد باید توجه داشت که شاخص‌ها بیشتر یک ابزار هستند تا پاسخ به تمام سؤالات در ارتباط با خط مشی زیست محیطی و در صورت عدم توجه به محدودیت‌هایشان ممکن است بطور اشتباه بکار گرفته شوند.

جدول (۵-۲۰) جمع‌بندی شاخصهای پیشنهادی به منظور پایش اثرات اب شیرین کنهای ساحلی

فاز عملیاتی	محیط هوا	محیط آب	محیط خاک و رسوب	صوت	محیط بیولوژیکی	اقتصادی-اجتماعی-فرهنگی
احداث	CO,NOx,SOx, PM2.5،SPM ، PM10 (غلظت در مناطق تحت تأثیر) و مقایسه با استانداردهای ملی	غلظت کل هیدروکربنها، ذرات معلق، کدورت، شوری یا هدایت الکتریکی،COD، BOD، DO، pH (آبهای سطحی) و مقایسه با استانداردهای ملی	غلظت فلزات سنگین (مس آهن و نیکل) هیدروکربنها در خاک محل و مقایسه با استانداردهای ملی	میانگین تراز سطح صوت در مناطق مجاور و مقایسه با استانداردها ی ملی	میزان تخریب و از بین رفتن انواع گونه‌های گیاهی و جانوری، میزان سطح تخریب جنگلها و تالابها، میزان مهاجرت گونه‌های جانوری	میانگین درآمد سرانه، درصد بیکاری، سطح زمین‌های تغییر کاربری داده شده
بهره برداری	CO,NOx,SOx, SPM PM2.5 ، PM10، O3، VOCs ، سرب (غلظت در مناطق تحت تأثیر) و مقایسه با استانداردهای ملی	کدورت و ذرات معلق، کلرین، شوری و مواد مغذی اعم از نیتروژن و فسفر، COD، BOD، DO، pH، غلظت فلزات سنگین، سطح آبهای زیرزمینی در مناطق مجاور و	غلظت کل هیدروکربنها و فلزات سنگین و مقایسه با استانداردهای ملی	میانگین تراز سطح صوت در مناطق مجاور بنادر و مقایسه با استانداردها ی ملی	میزان تخریب و از بین رفتن انواع گونه‌های گیاهی و جانوری، میزان سطح تخریب جنگلها و تالابها، میزان مهاجرت گونه‌های جانوری	میانگین درآمد سرانه، تعداد افراد شاغل در فعالیتهای بنادر در منطقه، تعداد مشاغل غیر مستقیم ناشی از ساخت و توسعه بنادر، تعداد گردشگران ورودی به منطقه درسال

◘ گزارش پایش آب شیرین کنها

گزارش پایش در تاسیسات نمک زدایی باید شامل موارد زیر باشد:

I. مقدمه: باید شامل توصیف فن آوری کارخانه نمک زدایی، تولید ماهانه، میزان آبگیری از دریا و تخلیه شورابه (حجم و ترکیب شورابه) و هرگونه نقص عملکردی (مانند تخلیه برنامه ریزی نشده مواد جامد و ...) که ممکن است محیط زیست دریایی را تحت تأثیر قرار دهد باشد.

II. توضیح برنامه پایش: تشریح مفصل برنامه پایش شامل تاریخ ها، وضعیت دریا، موقعیت ایستگاه های نمونه برداری، هویت نمونه های گرفته شده در هر ایستگاه، روش های نمونه برداری، روشهای نگهداری نمونه ها و روشهای تحلیلی

III. نتایج: تمام داده های جمع آوری شده در محل و آزمایشگاه باید به صورت جداول ارائه گردد

IV. بحث: ارائه نقشه حرکت و پراکندگی شورابه، ارزیابی اثرات بر اساس گزارش EIA و موارد چاپ شده

V. نتیجه گیری و جمع بندی

VI. پیشنهادات: ارائه توصیه هایی برای پایش مداوم مانند تغییر در تعداد ایستگاه و مکان، در پارامترهای اندازه گیری شده، در فرکانس نمونه برداری.

VII. منابع و مراجع

توصیه شده که در هنگام مشاهده انحراف از شرایط مجاز در اسرع وقت مراتب به مقامات رسمی ذیربط اطلاع رسانی شود.

جهت مطالعه بیشتر در ارتباط با فرایند پایش در آب شیرینکنهای ساحلی می توان به نشریه Desalination: A National Perspective, NRC (2008) و Updated Guidelines on the Management of Desalination Activities به شماره UNEP(DEPI)/MED WG.443/17 (2017)

و نیـــز Desalination Resource and Guidance Manual for Environmental Impact Assessments, UNEP (2007) اشاره کرد.

فـصل ۶ :

جمع‌بندی و نتیجه گیری

۶-۱- جمع بندی

آب‌شیرین‌کنها علیرغم آثار مثبت اجتماعی، اقتصادی و گاها زیست‌محیطی خود، می‌توانند پیامدهای مخرب زیست‌محیطی نیز به همراه داشته باشند به نحوی که آینده استفاده از این تاسیسات متاثر از شدت خسارات زیست‌محیطی آنها خواهد بود. تغییر کاربری اراضی، مصرف بالای انرژی، تولید و تخلیه پسابهای حجیم حاوی انواع آلاینده‌های شیمیایی، حرارت و شوری در طبیعت می‌توانند از جمله پیامدهای زیست‌محیطی تاسیسات آب‌شیرین‌کن بر محیط‌زیست طلقی گردند. از میان اثرات احتمالی، تخلیه پسابهای شور و گرم تولیدی در محیط مهمترین و جدی ترین اثر نامطلوب زیست‌محیطی این تاسیسات بر محیط‌زیست به حساب می‌آید که در صورت عدم مدیریت و تخلیه نادرست در درازمدت خسارات جبران‌ناپذیری بر محیط‌زیست به همراه خواهند آورد. این پساب‌ها با حرکت به سمت اعماق تخریب زیستگاه‌های باارزش جانوری و گیاهی مناطق مجاور را به دنبال خواهند داشت. با توجه به نوع و وسعت اثرات مخرب مورد اشاره، در نظر گرفتن ملاحظات زیست‌محیطی در طراحی، مکانیابی، احداث و بهره‌برداری این تاسیسات از طریق انجام مطالعات ارزیابی اثرات زیست‌محیطی به عنوان روشی کارآمد جهت کمینه‌سازی خسارات بطور جدی از طرف سازمانها و متخصصان بین‌المللی محیط‌زیست مورد تاکید قرار گرفته است. در انتها مکانیابی مناسب صنایع آب‌شیرین‌کن بر طبق قوانین و استانداردهای ملی موجود، استفاده از فرایندهای جایگزین و بهترین تکنولوژی در دسترس و نیز تخلیه پسابهای تولیدی از طریق تخلیه‌کننده‌های دریایی به عنوان مجموعه روشهای کارآمد جهت کمینه‌سازی خسارات زیست‌محیطی محتمل مورد تاکید قرار می‌گیرد.

۶-۲- نتیجه گیری

نیاز به آب و ضرورت استحصال آب از منابع تجدید پذیر در مکانهایی که دستیابی به منابع متعارف آب شیرین معمول نیست از سالهای بسیار دور باعث توجه انسان به منبع بی‌انتهای آب دریاها و اقیانوسها شده است. این آبها شور بوده و غیر قابل استفاده برای شرب هستند. در سالهای اخیر اما توسعه فناوریهای نوین نمکزدایی آب دریا بالاخص روش اسمز معکوس از منظر فنی، استحصال آب شیرین از آب شور دریا در احجام بزرگ را ممکن ساخته است. در نگاه نخست هزینه تمام شده تولید آب به این روش از نظر انرژی مورد نیاز بالاتر از روشهای سنتی استحصال آب شیرین از منابع متعارف به نظر می‌رسد اما اگر بخواهیم پیامدهای زیست محیطی عمیق استحصال آب از منابع بسیار محدود آب شیرین باقی مانده در خشکی را به صورت کمی در کنار هزینه ساخت سدها، چاه‌ها، سیستمهای انتقال و تصفیه خانه‌ها قرار دهیم، به نظر می‌رسد که هزینه بالای استحصال آب از دریا در بسیاری از مناطق دنیا که اصولا امکان دسترسی به منابع دائمی آب شیرین وجود ندارد و یا منابع در دسترس بسیار محدود است، این روش چندان هم غیر اقتصادی نمی باشد. توسعه شهری در بسیاری از مناطق ساحلی خشک و کم آب دنیا چون سواحل استرالیا (سیدنی، ملبورن و پرت)، کالیفرنیا (سن‌دیگو، مونتانا و سندسیتی)، سواحل اسپانیا (مورسیا و جزایر قناری) و کشورهای حوزه خلیج فارس (ایران، امارات، قطر و عربستان) در کنار اقتصادی‌تر شدن فرایند استحصال آب از دریا در سالهای اخیر، در نهایت منجر به رشد انفجاری و بعضا بی‌رویه استفاده از این فناوری شده است. احداث و بهره‌برداری از این تاسیسات نیز مانند سایر فعالیتهای عمرانی همراه خواهد بود با مجموعه ای از پیامدهای زیست محیطی که بی توجهی به آنها می‌تواند عواقب زیست محیطی جبران ناپذیری را به دنبال داشته باشد. مصرف بالای انرژی، تغییر کاربری اراضی با ارزش و حساس دریایی و تولید پسابهای گرم و شور

تولیدی که می‌بایست در محیط دریا دفع گردند از جمله پیامدهای زیست محیطی توسعه و بهره برداری از آب شیرین‌کنهای دریایی محسوب می‌گردد. مکانیابی مناسب این تاسیسات در فاصله کافی از مناطق حساس دریایی، پناهگاههای حیات وحش و پارکهای ملی و مناطق جمعیتی با توجه به استانداردهای زیست‌محیطی سازمان حفاظت محیط زیست کشور در کنار طراحی و جانمایی مناسب تاسیسات تخلیه پساب تولیدی در محیط دریا به نحویکه حداکثر پخشیدگی را فراهم سازد از جمله اقدامات مهندسی است که جهت کمینه‌سازی این خسارات می تواند مورد توجه قرار گیرد. لزوم انجام مطالعات ارزیابی اثرات زیست محیطی صنایع آب شیرین‌کن و ضرورت تدوین الگوی استاندارد جانمایی، طراحی و بهره برداری از تاسیسات تخلیه پساب‌های تولیدی در این صنایع اهم ملاحظاتی است که می بایست در طراحی و بهره برداری از این صنایع مورد توجه قرار گیرد. ذکر این نکته نیز حائز اهمیت است، دریای مازندارن که در سالهای اخیر جهت تولید آب شیرین به استفاده از روشهای نمک زدایی مورد توجه قرار گرفته است به دلیل محصور بودن، ضعیف بودن جریانهای دریایی و نبود جزر مد و حساسیت بسیار بالای اکوسیستم آن به شوری، ظرفیت محدود و مشخصی برای استحصال آب به این روش خواهد داشت و توسعه صنایع جهت استحصال آب از آن حتما نیازمند مطالعات جامع و زمینه ای گسترده است چراکه بهره برداری غیراصولی از آن می‌تواند عواقب زیست محیطی دراز مدت و جبران ناپذیری به دنبال داشته باشد.

مراجع

مراجع

[۱] آرش پاک اندیش. (۱۳۹۷) "مکانیابی تأسیسات آب شیرین کن در سواحل جنوبی استان بوشهر با استفاده از تحلیل سلسله مراتبی و سیستم اطلاعات جغرافیایی ". پژوهشهای علوم و فنون دریایی ,۱۳ ,۲ ,۱- ۲۵.

[۲] آیین‌نامه طراحی بنادر و سازه‌های دریایی ایران - جلد پنجم- موج‌شکن‌ها و سازه‌های حفاظتی، سازمان مدیریت و برنامه ریزی نشریه شماره ۵-۳۰۰

[۳] آیین‌نامه طراحی بنادر و سازه‌های دریایی ایران - آبراهه و حوضچه، سازمان مدیریت و برنامه ریزی، نشریه شماره ۷-۳۰۰ – ۱۳۸۵

[۴] آیین‌نامه طراحی بنادر و سازه‌های دریایی ایران - جلد دهم- ملاحظات زیست‌محیطی بنادر، سازمان مدیریت و برنامه ریزی، نشریه شماره ۱۰-۳۰۰

[۵] بررسی آزمایشگاهی عملکرد هیدرولیکی سازه‌های آبگیر از دریا (مطالعه موردی: سازه آبگیر کارخانه آب‌شیرین‌کن سیریک در استان هرمزگان)، پایان‌نامه کارشناسی ارشد، ۱۳۹۵

[۶] راهنمای طراحی و اجرای سازه‌ای حفاظت سواحل (۱۳۹۲)، سازمان مدیریت و برنامه ریزی نشریه ۶۲۹.

[۷] راهنمای آبگیری از رودخانه و حفاظت آن (۱۳۸۸)، سازمان مدیریت و برنامه ریزی، نشریه ۵۰۹.

[۸] پهنه‌بندی اولویت‌های استقرار تأسیسات نمک‌زدایی از آب دریا در خط ساحلی خلیج فارس و دریای عمان (فاز اول: استان هرمزگان)". سازمان حفاظت محیط زیست ایران. دانشگاه تربیت مدرس، ۱۳۹۸.

[۹] سازمان بنادر و دریانوردی،(۱۳۹۴)، مجموعه گزارشات پایش سواحل شمالی کشور،

[۱۰] سازمان بنادر و دریانوردی، (۱۳۹۸)، مجموعه گزارشات پایش سواحل خوزستان،

[۱۱] شاعری، علی محمد؛ رحمتی، علیرضا (۱۳۹۱) قوانین، مقررات، ضوابط و استانداردهای محیط‌زیست انسانی: تهران، انتشارات حک.

[۱۲] فرهاد دبیری; مژده کیانی. (۱۳۸۶) "بررسی قوانین و مقرات پیشگیرانه از جمله ارزیابی اثرات زیست محیطی در کشور ایران و چند کشور صنعتی ."*فصلنامه علوم و تکنولوژی محیط زیست*. ۹، ۴، ۱۳۸۶، ۹۵- ۱۱۰.

[۱۳] کر, یوسف؛ حمیدرضا کشفی؛ افشین تکدستان و محمدهادی مهدینژاد، (۱۳۹۰)، مکان یابی احداث مجتمع های آب شیرین کن در روستاهای جزیره قشم و اولویتبندی آنها، *کنفرانس ملی بهره برداری از آب دریا*، کرمان، مرکز بین المللی علوم و تکنولوژی پیشرفته و علوم محیطی.

[۱۴] مرتضی سپهر; افشین دانه کار; سیدمحمدرضا فاطمی; علی ماشینچیان مرادی (۱۳۹۶). "شناسایی مکان‌های بهینه جهت استقرار واحدهای آب شیرین کن با توجه به پهنه‌های حساس زیست‌محیطی در مناطق ساحلی استان هرمزگان ". *سنجش‌ازدور و سامانه اطلاعات جغرافیایی در منابع طبیعی*، ۸، ۱، ۹۷-۱۱۴.

[۱۵] معاونت محیط زیست انسانی، دفتر ارزیابی زیست محیطی. "مقررات وضوابط استقرار واحدهای تولیدی ، صنعتی ومعدنی". ۱۳۹۷.

[۱۶] مغانی, لیلی و صابر قاسمی، ۱۳۹۲، اثرات زیست محیطی ناشی از پساب آب شیرین کن ها و راهکارهای تقلیل سوء اثرات، سومین همایش ملی سلامت، محیط زیست و توسعه پایدار، بندرعباس، دانشگاه آزاد اسلامی واحد بندرعباس.

[۱۷] وزارت نیرو، سامانه آب سرزمین. (۱۳۹۸) "ضوابط مکان یابی و ارزیابی پیامدهای محیط زیستی سامانه های آب شیرین کن".

[۱۸] طرح نمک‌زدایی آب دریای خزر و انتقال به فلات مرکزی ایران۱۳۹۳، مطالعات آبگیر، تخلیه پساب و سازه‌های مرتبط، شرکت مهندسی مشاور مهاب قدس.

[19] Abessi, O., 2018. Brine Disposal and Management—Planning, Design, and Implementation. In Sustainable Desalination Handbook (pp. 259-303). Butterworth-Heinemann.

[20] Aydin, F. Sarptas, H. (2020). "Spatial assessment of site suitability for solar desalination plants: a case study of the coastal regions of Turkey," *Clean Technol. Environ. Policy*, vol. 22, no. 2, pp. 309–323, 2020, doi: 10.1007/s10098-019-01783-0.

[21] Abdel-Aal, H. K. *et al.* (1990) 'Recovery of mineral salts and potable water from desalting plant effluents by evaporation. Part II. Proposed simulation system for salt recovery', *Separation Science and Technology*. Taylor & Francis, 25(4), pp. 437–461.

[22] Abdel-Jawad, M. and Al-Tabtabaei, M. (1999) 'Impact of current power generation and water desalination activities on Kuwaiti marine environment', in *Proceedings of IDA World Congress on Desalination and Water Reuse, San Diego*, pp. 231–240.

[23] Al Abdulgader, H., Kochkodan, V. and Hilal, N. (2013) 'Hybrid ion exchange--Pressure driven membrane processes in water treatment: A review', *Separation and Purification Technology*. Elsevier, 116, pp. 253–264.

[24] Ahmed, M. *et al.* (2000) 'Use of evaporation ponds for brine disposal in desalination plants', *Desalination*, 130(2), pp. 155–168.

[25] Ahmed, M. *et al.* (2003) 'Feasibility of salt production from inland RO desalination plant reject brine: a case study', *Desalination*. Elsevier, 158(1–3), pp. 109–117.

[26] Akther, N. *et al.* (2015) 'Recent advancements in forward osmosis desalination: a review', *Chemical Engineering Journal*. Elsevier, 281, pp. 502–522.

[27] Al-Amoudi, A. S. and Farooque, A. M. (2005) 'Performance restoration and autopsy of NF membranes used in seawater pretreatment', *Desalination*. Elsevier, 178(1–3), pp. 261–271.

[28] Al-Mutaz, I. S. (1987) 'By-product recovery from Saudi desalination plants', *Desalination*. Elsevier, 64, pp. 97–110.

[29] Al-Mutaz, I. S. and Wazeer, I. (2015) 'Current status and future directions of MED-TVC desalination technology', *Desalination and Water Treatment*. Taylor & Francis, 55(1), pp. 1–9.

[30] Al-Sahali, M. and Ettouney, H. (2007) 'Developments in thermal desalination processes: Design, energy, and costing aspects', *Desalination*. Elsevier, 214(1–3), pp. 227–240.

[31] Al-Sofi, M. A. K. *et al.* (2000) 'Optimization of hybridized seawater desalination process', *Desalination*. Elsevier, 131(1–3), pp. 147–156.

[32] Alamolhoda, F., KouhiKamali, R. and Asgari, M. (2016) 'Parametric simulation of MED--TVC units in operation', *Desalination and Water Treatment*. Taylor & Francis, 57(22), pp. 10232–10245.

[33] Alexandratos, S. D. (2009) 'Ion-exchange resins: a retrospective from industrial and engineering chemistry research', *Industrial & Engineering Chemistry Research*. ACS Publications, 48(1), pp. 388–398.

[34] Alkhudhiri, A., Darwish, N. and Hilal, N. (2012) 'Membrane distillation: A comprehensive review', *Desalination*. Elsevier, 287, pp. 2–18.

[35] Allison, R. P. (1993) ‘High water recovery with electrodialysis reversal’, in *AWWA Membrane Technology Conference Proceedings*, pp. 665–673.

[36] Alvarado, L. and Chen, A. (2014) ‘Electrodeionization: principles, strategies and applications’, *Electrochimica Acta*. Elsevier, 132, pp. 583–597.

[37] Ambruster, A. (2008) *Collaborative versus technocratic policymaking: California’s statewide water plan*. California State University, Sacramento, Center for Collaborative Policy.

[38] Arar, Ö. *et al.* (2014) ‘Various applications of electrodeionization (EDI) method for water treatment—A short review’, *Desalination*. Elsevier, 342, pp. 16–22.

[39] Association, A. W. W. and others (1995) *Electrodialysis and electrodialysis reversal: M38*. American Water Works Association.

[40] AWWA, R. F. (2007) ‘Energy Index Development for Benchmarking Water and Wastewater Utilities’. American Water Works Association Research Foundation, Steven W. Carlson and~….

[41] Assessing Seawater Intake Systems for Desalination Plants. Water Research Foundation. Retrieved from http://www.waterrf.org/ProjectsReports/PublicReportLibrary/4080.pdf

[42] Bazargan, A. (2018), A multidisciplinary introduction to desalination english.

[43] Baudish PA, Lavery HA, Burch RN, Pain DD, Franklin DG, Banks PJ. In: Design considerations and interactions for tunneled seawater intake and brine outfall systems. IDA World Congress, Perth, Australia, September 4–9, 2011; 2011. REF: IDAWC/ PER11–242.

[44] Bajpayee, A. *et al.* (2011) ‘Very low temperature membrane-free desalination by directional solvent extraction’, *Energy & Environmental Science*. Royal Society of Chemistry, 4(5), pp. 1672–1675.

[45] Baker, R. W. (2012) *Membrane technology and applications*. John Wiley & Sons.

[46] De Barros Machado, M. and Santiago, V. M. J. (2014) ‘Electrodialysis and Water Reuse. Novel Approaches’. Berlin: Springer.

[47] Bazargan, A. (2018) A multidisciplinary introduction to desalination. Stylus Publishing, LLC.

[48] Belcu, M. and Turtoi, D. (1996) ‘Simulation of the Fluidized-bed Crystallizers (II) Productivity Related Aspects’, *Crystal Research and Technology*. Wiley Online Library, 31(8), pp. 1025–1031.

[49] Bellona, C. *et al.* (2008) ‘Comparing nanofiltration and reverse osmosis for drinking water augmentation’, *Journal-American Water Works Association*. Wiley Online Library, 100(9), pp. 102–116.

[50] Bennett, A. (2013) ‘50th Anniversary: Desalination: 50 years of progress’, *Filtration+ Separation*. Elsevier, 50(3), pp. 32–39.

[51] Bennett, R. C. (2002) ‘Crystallizer selection and design’, in *Handbook of industrial crystallization*. Elsevier, pp. 115–140.

[52] Birkett, J. (2011) ‘Desalination at a Glance’. Topsfield, MA: International Desalination Association.

[53] Birnhack, L. and Lahav, O. (2007) ‘A new post-treatment process for attaining Ca2+, Mg2+, SO42- and alkalinity criteria in desalinated water’, *Water Research*. Elsevier, 41(17), pp. 3989–3997.

[54] Bond, R. *et al.* (2011) ‘Zero liquid discharge desalination of brackish water with an innovative form of electrodialysis: electrodialysis metathesis’, *Florida Water Resources Journal*, 63(7), pp. 36–44.

[55] Bond, R. and Veerapaneni, S. (2007) ‘Zero Liquid Discharge for Inland Desalination, AWWA Research Foundation, AWWA’. & IWA Publishing, Denver, CO.

[56] Boyer, T. P. *et al.* (2009) ‘World ocean database 2009’.

[57] Brady, P. V *et al.* (2005) 'Inland desalination: challenges and research needs', *Journal of Contemporary Water Research & Education*. Universities Council on Water Resources, 132(1), pp. 46–51.

[58] Brastad, K. S. and He, Z. (2013) 'Water softening using microbial desalination cell technology', *Desalination*. Elsevier, 309, pp. 32–37.

[59] Burheim, O. S. *et al.* (2012) 'Improved electrode systems for reverse electro-dialysis and electro-dialysis', *Desalination*. Elsevier, 285, pp. 147–152.

[60] Butt, F. H., Rahman, F. and Baduruthamal, U. (1997) 'Characterization of foulants by autopsy of RO desalination membranes', *Desalination*. Elsevier, 114(1), pp. 51–64.

[61] California State Water Resources Control Board (US). Amendment to the Water Quality Control Plan for Ocean Waters of California, Draft Staff Report. 2014

[62] Caldera, U. and Breyer, C. (2017) 'Learning curve for seawater reverse osmosis desalination plants: capital cost trend of the past, present, and future', *Water Resources Research*. Wiley Online Library, 53(12), pp. 10523–10538.

[63] Chino, I. I. (2013) 'Chino II Desalter Concentrate Management Via Innovative Byproduct Resale & Treatment'.

[64] Chung, H. W. *et al.* (2017) 'Thermodynamic analysis of brine management methods: zero-discharge desalination and salinity-gradient power production', *Desalination*. Elsevier, 404, pp. 291–303.

[65] Cooley, H., Gleick, P. H. and Wolff, G. (2006) 'Desalination, with a grain of salt', *Pacific Institute. June*.

[66] Cooley, H., Gleick, P. H. and Wolff, G. H. (2006) 'Desalination, with a grain of salt: a California perspective'. Pacific Institute for Studies in Development, Environment, and Security~….

[67] Cotruvo, J. (2006) 'Health aspects of calcium and magnesium in drinking water', *Water conditioning & purification*, 48, pp. 6–40.

[68] Cotruvo, J. A. (2005) 'Water desalination processes and associated health and environmental issues', *Water Cond Purif*, 47(1), pp. 13–17.

[69] Council, N. R. and others (2008) *Desalination: a national perspective*. National Academies Press.

[70] Creusen, R. *et al.* (2013) 'Integrated membrane distillation--crystallization: process design and cost estimations for seawater treatment and fluxes of single salt solutions', *Desalination*. Elsevier, 323, pp. 8–16.

[71] Crittenden, J. C. et al. (2012) MWH's water treatment: principles and design. John Wiley & Sons.

[72] Cartier G., Corsin P., Description of different water intakes for SWRO plants, Proceedings of the International Desalination Association World Congress of Desalination and Water Reuse, Gran Canaria, Spain, October 21–26, 2007, Paper IDAWC/MP07-185, 2007.

[73] Desalination Facilities (pp. 1–360). Cham: Springer International Publishing. http://doi.org/10.1007/978-3-319-13203-7

[74] Desalination Portfolio. GHD. 2012. Available from: http://www.ghd.com/PDF/Desalination_experience_document.pdf.

[75] Damitz, B., Furukawa, D. H. and Toal, J. (2006) *Desalination Feasibility Study in the Monterey Bay Region*. Association of Monterey Bay Area Governments.

[76] Davis, T. A. and Rayman, S. (2006) 'Zero discharge seawater desalination: integrating the production of freshwater, salt, magnesium, and bromine, USBR Desalin', *Water Purif. Res. Dev. Progr. Rep*.

[77] Delion, N., Mauguin, G. and Corsin, P. (2004) 'Importance and impact of post treatments on design and operation of SWRO plants', *Desalination*. Amsterdam: Elsevier, 1966-, 165(1–3), pp. 323–334.

[78] DHI Institute. MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM Hydrodynamic and Transport Module Scientific Documentation; DHI Water & Environment, Inc.: Horshølme, Denmark, 2011; 52p. 19.

[79] DHI Institute. MIKE 21 Spectral Wave Module; DHI Water & Environment, Inc.: Horshølme, Denmark, 2011; 66p. 20. DHI Institute. Noncohesive Sediment Transport in Currents and Waves;

[80] DHI Water & Environment, Inc.: Horshølme, Denmark, 2011; 66p.

[81] El Din, A. M. S. and Mohammed, R. A. (1998) 'Kinetics of the reaction between hydrogen peroxide and hypochlorite', *Desalination*. Elsevier, 115(2), pp. 145–153.

[82] Le Dirach, J., Nisan, S. and Poletiko, C. (2005) 'Extraction of strategic materials from the concentrated brine rejected by integrated nuclear desalination systems', *Desalination*. Elsevier, 182(1–3), pp. 449–460.

[83] Drioli, E. *et al.* (2004) 'Integrated system for recovery of CaCO3, NaCl and MgSO4·7H2O from nanofiltration retentate', *Journal of Membrane Science*. Elsevier, 239(1), pp. 27–38.

[84] Drioli, E. *et al.* (2006) 'Integrating membrane contactors technology and pressure-driven membrane operations for seawater desalination: energy, exergy and costs analysis', *Chemical Engineering Research and Design*. Elsevier, 84(3), pp. 209–220.

[85] Drioli, E., Ali, A. and Macedonio, F. (2015) 'Membrane distillation: Recent developments and perspectives', *Desalination*. Elsevier, 356, pp. 56–84.

[86] Drioli, E., Di Profio, G. and Curcio, E. (2012) 'Progress in membrane crystallization', *Current opinion in chemical engineering*. Elsevier, 1(2), pp. 178–182.

[87] Dudley, L. Y. and Baker, J. S. (2014) 'The role of antiscalants and cleaning chemicals to control membrane fouling'. PermaCare.

[88] El-Dessouky, H. T. and Ettouney, H. M. (2002) *Fundamentals of salt water desalination*. Elsevier.

[89] El-Hamouz, A. M. and Mann, R. (2007) 'Chemical reaction engineering analysis of the blowout process for bromine manufacture from seawater', *Industrial & engineering chemistry research*. ACS Publications, 46(10), pp. 3008–3015.

[90] ESCWA, U. N. (2001) 'Water Desalination Technologies in the ESCWA member countries', *UN Economic and Social Commission for Western Asia*.

[91] El Saliby I., Okour, Y. H. Shon, K. Kandasamy, J. and I. S. Kim, (2009). "Desalination plants in Australia, review and facts," *Desalination*, vol. 247, no. 1–3, pp. 1–14, 2009, doi:10.1016/j.desal.2008.12.007.

[92] Farooque, A. M. *et al.* (1998) 'A new approach to membrane and thermal seawater desalination processes using nanofiltration membranes (Part 1)', *Desalination*, 118(13), p. 3551Helfferich.

[93] Fowler, M. J. (2012) Construction of prototype system for directional solvent extraction desalination. Massachusetts Institute of Technology.

[94] Freitas, D. O. de (no date) 'A dessalinização no contexto da gestão de águas em Israel: comparação com o caso brasileiro'. Niterói.

[95] Gebel, J. (2014) 'Thermal desalination processes', *Beverly: Scrivener Publishing LLC. Desalination, water from water*. Wiley Online Library, pp. 41–154.

[96] Geraldes, V., Semião, V. and Pinho, M. N. (2003) 'Hydrodynamics and concentration polarization in NF/RO spiral-wound modules with ladder-type spacers', *Desalination*. Elsevier, 157(1–3), pp. 395–402.

[97] Ghaffour, N., Missimer, T. M. and Amy, G. L. (2013) 'Technical review and evaluation of the economics of water desalination: current and future challenges for better water supply sustainability', *Desalination*. Elsevier, 309, pp. 197–207.

[98] Ghalavand, Y., Hatamipour, M. S. and Rahimi, A. (2014) 'Humidification compression desalination', *Desalination*. Elsevier, 341, pp. 120–125.

[99] Gilron, J. *et al.* (2003) 'WAIV—wind aided intensified evaporation for reduction of desalination brine volume', *Desalination*. Elsevier, 158(1–3), pp. 205–214.

[100] Graham, S. I., Reitz, R. L. and Hickman, C.E. (1989) 'Improving reverse osmosis performance through periodic cleaning', *Desalination*. Elsevier, 74, pp. 113–124.

[101] Grosjean, C. *et al.* (2012) 'Assessment of world lithium resources and consequences of their geographic distribution on the expected development of the electric vehicle industry', *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Elsevier, 16(3), pp. 1735–1744.

[102] Guinée, J. (2001) 'Handbook on life cycle assessment--operational guide to the ISO standards', *The international journal of life cycle assessment*. Springer Science & Business Media, 6(5), p. 255.

[103] Gulamhusein, A. H. *et al.* (2009) 'IMS SWRO Kindasa—Two years of operational experience', *Desalination and Water Treatment*. Taylor & Francis, 10(1–3), pp. 245–254.

[104] Gude VG. (2016) Desalination and sustainability—an appraisal and current perspective. Water Res; 89:87–106.

[105] Hunt H. (2003). American experience in installing horizontal collector wells. In: Ray C, Melin G, Linsky RB, editors. Riverbank filtration: improving source-water quality. New York: Kluwer Academic Publishers and NWRI; [Chapter 2].

[106] Hamed, O.A. (2005) 'Overview of hybrid desalination systems—current status and future prospects', *Desalination*. Elsevier, 186(1–3), pp. 207–214.

[107] Hasson, D., Sidorenko, G. and Semiat, R. (2010) 'Calcium carbonate hardness removal by a novel electrochemical seeds system', *Desalination*. Elsevier, 263(1–3), pp. 285–289.

[108] Hodgkiess, T. *et al.* (2003) 'Assessment of the composition of desalination plant disposal brines', *Middle East Desalination Research Center (MEDRC), Project*, (98-AS), p. 26.

[109] Hopner T. and J. Windelberg, (1997), "Elements of environmental impact studies on coastal desalination plants," *Desalination*, vol. 108, no. 1–3, pp. 11–18, 1997, doi: 10.1016/S0011-9164(97)00003-9.

[110] IDA, I. D. A. (2006) 'Worldwide Desalting Plant Inventory, No. 19 in MS Excel format, Media Analytics Ltd'. Oxford, UK.

[111] Irvine, S. R. and Price, M. K. (2005) 'Bureau of Reclamation Activities and Research in Concentrate Management', in *Impacts of Global Climate Change*, pp. 1–9.

[112] ISO 14040 (2006). Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework (2006). ISO.

[113] ISO 14044 (2006). Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines (2006). ISO.

[114] Delvigne, G. (1979). Round buoyant jet with three-dimensional trajectory in ambient flow, Paper presented at the 18th Congress of the IAHR, Cagliari, Italy, September

[115] Jirka, G. H., Doneker, R. L. & Hinton, S. W. (1996). User's Manual for CORMIX: A Hydrodynamic Mixing Zone Model and Decision Support System for Pollutant Discharges into Surface Waters. US Environmental Protection Agency, Tech. Rep., Environmental Research Lab, Athens, Georgia

[116] Jeppesen, T. *et al.* (2009) 'Metal recovery from reverse osmosis concentrate', *Journal of Cleaner Production*. Elsevier, 17(7), pp. 703–707.

[117] Ji, X. *et al.* (2010) 'Membrane distillation-crystallization of seawater reverse osmosis brines', *Separation and Purification Technology*. Elsevier, 71(1), pp. 76–82.

[118] Jordahl, J. (2006) Beneficial and nontraditional uses of concentrate. WaterReuse Foundation.

[119] Juby, G. *et al.* (2008) 'Evaluation and selection of available processes for a zero-liquid discharge system for the Perris, California', *Ground Water Basin*. Denver CO: Bureau of Reclamation.

[120] Juby, G. J. G. *et al.* (2009) 'Optimize brackish groundwater: Treating RO brine to increase recovery and reduce disposal volume', *IDA Journal of Desalination and Water Reuse*. Taylor & Francis, 1(1), pp. 64–73.

[121] Jury, W. A. and Vaux Jr, H. J. (2007) 'The emerging global water crisis: managing scarcity and conflict between water users', *Advances in agronomy*. Elsevier, 95, pp. 1–76.

[122] Kang, K. C. *et al.* (2014) 'Seawater desalination by gas hydrate process and removal characteristics of dissolved ions (Na+, K+, Mg2+, Ca2+, B3+, Cl-, SO42-)', *Desalination*. Elsevier, 353, pp. 84–90.

[123] Karabelas, A. J. *et al.* (2017) 'Desalination by reverse osmosis', in *Sustainable Membrane Technology for Water and Wastewater Treatment*. Springer, pp. 155–199.

[124] Kasedde, H. *et al.* (2012) 'A state of the art paper on improving salt extraction from lake katwe raw materials in Uganda'. KTH Royal Institute of Technology.

[125] Khamizov, R. K., Ivanov, V. A. and Tikhonov, N. A. (2010) 'Dual temperature methods of separation and concentration of elements in ion exchange columns', in *Ion Exchange and Solvent Extraction: A Series of Advances*. Taylor & Francis Group, CRC Press, pp. 171–232.

[126] Khamizov, R., Muraviev, D. and Warshawsky, A. (1995) 'Recovery of valuable mineral components from seawater by ion-exchange and sorption methods', *Ion Exchange and Solvent Extraction*. Marcel Dekker: New York, pp. 93–148.

[127] Khawaji, A. D., Kutubkhanah, I. K. and Wie, J.-M. (2008) 'Advances in seawater desalination technologies', *Desalination*. Elsevier, 221(1–3), pp. 47–69.

[128] Khayet, M. (2011) 'Membranes and theoretical modeling of membrane distillation: a review', *Advances in colloid and interface science*. Elsevier, 164(1–2), pp. 56–88.

[129] Kim, D. H. (2011) 'A review of desalting process techniques and economic analysis of the recovery of salts from retentates', *Desalination*. Elsevier, 270(1–3), pp. 1–8.

[130] Koschikowski, J., Wieghaus, M. and Rommel, M. (2003) 'Solar thermal driven desalination plants based on membrane distillation', *Water Science and Technology: Water Supply*. IWA Publishing, 3(5–6), pp. 49–55.

[131] Kumar, M. *et al.* (2007) 'Beneficial phosphate recovery from reverse osmosis (RO) concentrate of an integrated membrane system using polymeric ligand exchanger (PLE)', *Water research*. Elsevier, 41(10), pp. 2211–2219.

[132] Kneitz, P. R., Hollenbeck, J. R., & Haynes, C. (2007). Nacimiento Water Project Intake Facility. In Pipelines (pp. 1–10). Reston, VA: American Society of Civil Engineers. http://doi.org/10.1061/40934(252)44

[133] Lee, J. H. W., Cheung, V., Wang, W. P. & Cheung, S. K. B. (2000). Lagrangian modeling and visualization of rosette outfall plumes. Proc. Hydroinformatics University of Iowa, Cedar Rapids, USA, 23–27 July.

[134] Lesser, G. R., Roelvink, J. A., van Kester, J. A. Th. M. & Stelling, G. S. 2004 Development and validation of a three-dimensional morphological model. J. Coast. Eng. 51, 883–915.

[135] Le Roux, M. (2010). Investigation of Marine Components of Large Direct Seawater Intake & Brine Discharge Systems for Desalination Plants , Towards Development of a General Design Approach. UNIVERSITY OF STELLENBOSCH.

[136] Liu, T. K. Sheu, H. Y. and C. N. Tseng, (2013). "Environmental impact assessment of seawater desalination plant under the framework of integrated coastal management," *Desalination*, vol. 326, pp. 10–18, 2013, doi: 10.1016/j.desal.2013.07.003.

[137] Latteman, S. (2010) Development of an environmental impact assessment and decision support system for seawater desalination plants. CRC press.

[138] Lattemann, S. and Höpner, T. (2003) *Seawater desalination: Impacts of brine and chemical discharge on the marine environment*. Balaban Desalination Publications L'Aquila, Italy.

[139] Lattemann, S. and Höpner, T. (2008) 'Impacts of seawater desalination plants on the marine environment of the Gulf', in *Protecting the Gulf's Marine Ecosystems from Pollution*. Springer, pp. 191–205.

[140] Lee, H.-J., Song, J.-H. and Moon, S.-H. (2013) 'Comparison of electrodialysis reversal (EDR) and electrodeionization reversal (EDIR) for water softening', *Desalination*. Elsevier, 314, pp. 43–49.

[141] Leitner, G. F. (1987) 'Water Desalination Report', *Tracy's Landing, MD*, 4, pp. 2–3.

[142] Levitus, S. *et al.* (2010) 'World ocean atlas 2009'.

[143] Liberti, L., Boari, G. and Passino, R. (1979) 'Phosphates and ammonia recovery from secondary effluents by selective ion exchange with production of a slow-release fertilizer', *Water research*. Elsevier, 13(1), pp. 65–73.

[144] Lipnizki, J. and Jonsson, G. (2002) 'Flow dynamics and concentration polarisation in spacer-filled channels', *Desalination*. Elsevier, 146(1–3), pp. 213–217.

[145] Loutatidou, S. *et al.* (2014) 'Capital cost estimation of RO plants: GCC countries versus southern Europe', *Desalination*. Elsevier, 347, pp. 103–111.

[146] Lutchmiah, K. *et al.* (2014) 'Forward osmosis for application in wastewater treatment: a review', *Water research*. Elsevier, 58, pp. 179–197.

[147] Lattemann S. and H. N. El-Habr, (2009)"UNEP resource and guidance manual for environmental impact assessment of desalination projects," *Desalin. Water Treat.*, vol. 3, no. 1–3, pp. 217-228, 2009, doi: 10.5004/dwt.2009.463.

[148] Lattemann S. and T. Höpner, (2008), "Environmental impact and impact assessment of seawater desalination," *Desalination*, vol. 220, no. 1–3, pp. 1–15, 2008, doi:10.1016/j.desal.2007.03.009.

[149] Macedonio, F., Curcio, E. and Drioli, E. (2007) 'Integrated membrane systems for seawater desalination: energetic and exergetic analysis, economic evaluation, experimental study', *Desalination*, 203(1), pp. 260–276.

[150] Malaeb, L. and Ayoub, G. M. (2011) 'Reverse osmosis technology for water treatment: state of the art review', *Desalination*. Elsevier, 267(1), pp. 1–8.

[151] Mansfield, C., Depro, B. and Perry, V. (2000) 'The Chlorine Industry: A Profile Draft Report', *US Environmental Protection Agency. August*.

[152] Maria Antony Raj, M. *et al.* (2016) 'A review on flash evaporation desalination', *Desalination and Water Treatment*. Taylor & Francis, 57(29), pp. 13462–13471.

[153] Melián-Martel, N., Sadhwani, J. J. and Báez, S. O. P. (2011) 'Saline waste disposal reuse for desalination plants for the chlor-alkali industry: The particular case of pozo izquierdo SWRO desalination plant', *Desalination*. Elsevier, 281, pp. 35–41.

[154] Mericq, J.-P., Laborie, S. and Cabassud, C. (2010) 'Vacuum membrane distillation of seawater reverse osmosis brines', *Water Research*. Elsevier, 44(18), pp. 5260–5273.

[155] Mero, J. L. (1965) The mineral resources of the sea. Elsevier.

[156] Mickley, M. (2008) Survey of high-recovery and zero liquid discharge technologies for water utilities. WateReuse Foundation.

[157] Mickley, M. C. (2007) 'Membrane Concentrate Disposal: Practices and Regulation. Desalination and Water Purification Research and Development Program Report No. 123.'

[158] Mohammadesmaeili, F. *et al.* (2010) 'Mineral recovery from inland reverse osmosis concentrate using isothermal evaporation', *Water research*. Elsevier, 44(20), pp. 6021–6030.

[159] Mohamed, S. A. (2020). "Application of geo-spatial Analytical Hierarchy Process and multi-criteria analysis for site suitability of the desalination solar stations in Egypt," *J. African Earth Sci.*, vol. 164, 2020, doi: 10.1016/j.jafrearsci.2020.103767.

[160] Mondiale de la santé, O. *et al.* (2004) *Guidelines for drinking-water quality*. World Health Organization.

[161] Missimer, T. M. (2009). Water supply development, aquifer storage, and concentrate disposal for membrane water treatment facilities (2nd ed.). Methods in Water Resources Evaluation Series No. 1. Sugar Land, TX: Schlumberger Water Services.

[162] Missimer TM, Ghaffour N, Dehwah AH, Rachman R, Maliva RG, Amy G. (2013). Subsurface intakes for seawater reverse osmosis facilities: capacity limitation, water quality improvement, and economics. Desalination 2013;322:37–51.

[163] Missimer, T. M., Jones, B., & Maliva, R. G. (2015). intakes. In T. M. Missimer, B. Jones, & R. G. Maliva (Eds.), Intakes and Outfalls for Seawater Reverse-Osmosis

[164] Morelissen, R., van der Kaaij, T. & Bleninger, T. (2013), Dynamic Coupling Of Near field And Far field Models For Simulating Outfalls. IDA World Congress 2011, Perth, Western Australia IDAWC/PER11-014.

[165] Missimer, T. M., Maliva, R. G., & Jones, B. (Eds.). (2015). Intakes. In Intakes and Outfalls for Seawater Reverse-Osmosis Desalination Facilities (pp. 1–360). Cham: Springer International Publishing. http://doi.org/10.1007/978-3-319-13203-7

[166] Missimer, T. M. Hogan, T.W, T.Pankratz, (2015), Passive screen intakes: Design, construction, operation, and environmental impacts, chapter 5, in: T.M. Missimer, B. Jones, R.G. Maliva (Eds.), Intakes and Outfalls for Seawater Reverse-osmosis Desalination Facilities: Innovations and Environmental Impacts, Springer International Publishing, Switzerland, pp. 79–104.

[167] National Research Council (2008). Desalination: A National Perspective. Washington, DC: The National Academies Press. **https://doi.org/10.17226/12184**.

[168] Ohya, H., Suzuki, T. and Nakao, S. (2001) 'Integrated system for complete usage of components in seawater: A proposal of inorganic chemical combinat on seawater', *Desalination*. Elsevier, 134(1–3), pp. 29–36.

[169] Oren, Y. *et al.* (2010) 'Pilot studies on high recovery BWRO-EDR for near zero liquid discharge approach', *Desalination*. Elsevier, 261(3), pp. 321–330.

[170] Organization, W. H. (1993) *Guidelines for drinking-water quality*. World Health Organization.

[171] Paulsen, K. and Hensel, F. (2007) 'Design of an autarkic water and energy supply driven by renewable energy using commercially available components', *Desalination*. Elsevier, 203(1–3), pp. 455–462.

[172] Petersková, M. *et al.* (2012) 'Extraction of valuable metal ions (Cs, Rb, Li, U) from reverse osmosis concentrate using selective sorbents', *Desalination*. Elsevier, 286, pp. 316–323.

[173] Pankratz T. (2006) In: Seawater desalination technology overview. Presentation for Georgia Joint Comprehensive Desalination Study Committee, St. Simons Island, Georgia;p. 22–3.

[174] Pankratz, T. (2007). Desalination: Intake and pretreatment options. In Presentation at Conference on Middle East Electricity, Dubai, UAE, February 12.

[175] Pankratz T., (2015), Overview of intake systems of seawater reverse osmosis facilities, chapter 1, in: T.M. Missimer, B. Jones, R.G. Maliva (Eds.), Intakes and Outfalls for Seawater Reverse-osmosis Desalination Facilities: Innovations and Environmental Impacts, Springer International Publishing, Switzerland, pp. 57–78.

[176] Pilson, M. E. Q. (2012) *An Introduction to the Chemistry of the Sea*. cambridge university press.

[177] Poon, C. Y. (2006) ‘Tonicity, osmoticity, osmolality and osmolarity’, Remington: the science and practice of pharmacy, Lippincott Williams & Wilkins, Philadelphia, Pa, p. 264.

[178] Porada, S. *et al.* (2013) ‘Review on the science and technology of water desalination by capacitive deionization’, *Progress in materials science*. Elsevier, 58(8), pp. 1388–1442.

[179] Potts, D. E., Ahlert, R. C. and Wang, S. S. (1981) ‘A critical review of fouling of reverse osmosis membranes’, *Desalination*. Elsevier, 36(3), pp. 235–264.

[180] Prevention, P. and Handbook, A. (1997) ‘Thermal Power: Guidelines for New Plants’, *World Bank Group*.

[181] Qdais, H. A. (2008) ‘Environmental impacts of the mega desalination project: the Red--Dead Sea conveyor’, *Desalination*. Elsevier, 220(1–3), pp. 16–23.

[182] Raluy, R. G., Serra, L. and Uche, J. (2005) ‘Life cycle assessment of desalination technologies integrated with renewable energies’, *Desalination*. Elsevier, 183(1–3), pp. 81–93.

[183] Rao, L. (2011) ‘Recent international R&D activities in the extraction of uranium from seawater’.

[184] Ravizky, A. and Nadav, N. (2007) ‘Salt production by the evaporation of SWRO brine in Eilat: a success story’, *Desalination*. Elsevier, 205(1–3), pp. 374–379.

[185] Reap, J. *et al.* (2008) ‘A survey of unresolved problems in life cycle assessment’, *The International Journal of Life Cycle Assessment*. Springer, 13(5), p. 374.

[186] Rebitzer, G. *et al.* (2004) ‘Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications’, *Environment international*. Elsevier, 30(5), pp. 701–720.

[187] Rockhill, B., Newman, B. and Weinberg, C. (1998) ‘Use and misuse of population attributable fractions.’, *American journal of public health*. American Public Health Association, 88(1), pp. 15–19.

[188] Sanap, D. B. *et al.* (2015) ‘Analysis of saline water desalination by directed solvent extraction using octanoic acid’, *Desalination*. Elsevier, 357, pp. 150–162.

[189] Schmidt-Nielsen, K. (1960) ‘The salt-secreting gland of marine birds’, *Circulation*. Am Heart Assoc, 21(5), pp. 955–967.

[190] Schoeman, J. J. and Steyn, A. (2000) ‘Defluoridation, denitrification and desalination of water using ion-exchange and reverse osmosis technology’, *WRC Report TT*, 124(1), p. 0.

[191] Schwinge, J. *et al.* (2001) ‘Simulation of the performance of spiral wound modules to assess fouling behavior’, *Proc. Eng. with Membr., Granada, Spain*, 2, pp. 205–209.

[192] Seigworth, A., Ludlum, R. and Reahl, E. (1995) ‘Case study: integrating membrane processes with evaporation to achieve economical zero liquid discharge at the Doswell combined cycle facility’, *Desalination*. Elsevier, 102(1–3), pp. 81–86.

[193] Sengupta, S. and Pandit, A. (2011) ‘Selective removal of phosphorus from wastewater combined with its recovery as a solid-phase fertilizer’, *Water research*. Elsevier, 45(11), pp. 3318–3330.

[194] Shahmansouri, A. *et al.* (2015) ‘Feasibility of extracting valuable minerals from desalination concentrate: a comprehensive literature review’, *Journal of Cleaner Production*. Elsevier, 100, pp. 4–16.

[195] Shakaib, M., Hasani, S. M. F. and Mahmood, M. (2007) ‘Study on the effects of spacer geometry in membrane feed channels using three-dimensional computational flow modeling’, *Journal of Membrane Science*. Elsevier, 297(1–2), pp. 74–89.

[196] Sheikholeslami, R. (1999) ‘Composite fouling-inorganic and biological: A review’, *Environmental progress*. Wiley Online Library, 18(2), pp. 113–122.

[197] Shen, S. (2015) ‘Thermodynamic Losses in Multi-effect Distillation Process’, in *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, p. 12003.

[198] Sherwood, L., Klandorf, H. and Yancey, P. H. (2013) ‘Animal Physiology: From Genes to Organisms. 2. izdanje’, *SAD: Brooks/Cole, Cengage learning*.

[199] Slater, C. S., Ahlert, R. C. and Uchrin, C. G. (1983) ‘Applications of reverse osmosis to complex industrial wastewater treatment’, *Desalination*. Elsevier, 48(2), pp. 171–187.

[200] Soltanpour, P. N. and Raley, W. L. (1999) ‘Livestock drinking water quality’, *Livestock series. Management; no. 4.908*. Colorado State University. Libraries.

[201] Spagnoletto, G. (2005) ‘Innovation in food grade hypochlorination generation and injection plant at Al Taweelah site’, *Desalination*. Elsevier, 182(1–3), pp. 259–265.

[202] Standard, A. (no date) ‘D4189, 2007. Standard Test Method for Silt Density Index (SDI) of Water. ASTM International, West Conshohocken, PA’.

[203] Suss, M. E. *et al.* (2015) ‘Water desalination via capacitive deionization: what is it and what can we expect from it?’, *Energy & Environmental Science*. Royal Society of Chemistry, 8(8), pp. 2296–2319.

[204] Sverdrup, H. U. and Ragnarsdottir, K. V. (2011) ‘Challenging the planetary boundaries II: Assessing the sustainable global population and phosphate supply, using a systems dynamics assessment model’, *Applied Geochemistry*. Elsevier, 26, pp. S307--S310.

[205] Sadhwani, J. J. Veza, J. M. and C. Santana, (2005). “Case studies on environmental impact of seawater desalination,” *Desalination*, vol. 185, no. 1–3, pp. 1–8, 2005, doi:10.1016/j.desal.2005.02.07.

[206] Szeptycki L. *et al.*, (2016). “Marine and Coastal Impacts of Ocean Desalination in California,” no. May, 2016.

[207] Tsiourtis, N. X. (2008) “Criteria and procedure for selecting a site for a desalination plant,” *Desalination*, vol. 221, no. 1–3, pp. 114–125, 2008, doi: 10.1016/j.desal.2007.01.073.

[208] Technical Manual Water Desalination H E a D Q U a R T E R S , 1986,” *Water*, no. September, 1986.

[209] The World Bank, (2004) “Seawater and Brackish Water Desalination in the Middle East, North Africa and Central Asia: Main report,” no. December, pp. 1–150, 2004.

[210] Tamada, M. (2010) ‘Current status of technology for collection of uranium from seawater’, in *International Seminar On Nuclear War And Planetary Emergencies—42nd Session*, pp. 243–252.

[211] Tamburini, A. *et al.* (2017) ‘Reverse electrodialysis heat engine for sustainable power production’, *Applied Energy*. Elsevier, 206, pp. 1334–1353.

[212] Tanaka, Y. *et al.* (2003) ‘Ion-exchange membrane electrodialytic salt production using brine discharged from a reverse osmosis seawater desalination plant’, *Journal of Membrane Science*. Elsevier, 222(1–2), pp. 71–86.

[213] Tonner, J. (2008) *Barriers to Thermal Desalinization in the United States*. US Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Technical Service~….

[214] Turek, M. (2003) ‘Dual-purpose desalination-salt production electrodialysis’, *Desalination*. Elsevier, 153(1–3), pp. 377–381.

[215] Turek, M., Dydo, P. and Klimek, R. (2005) ‘Salt production from coal-mine brine in ED--evaporation--crystallization system’, *Desalination*. Elsevier, 184(1–3), pp. 439–446.

[216] Toorang, Z., Shokrgozar, H. R., & Nayebvali, N. (2013). Investigation of Sea Water Intake Alternatives at Shores with Low Slope. In The 15th Marine Industries Conferenc. Kish Island.

[217] Turek, M., Dydo, P. and Klimek, R. (2008) ‘Salt production from coal-mine brine in NF—evaporation—crystallization system’, *Desalination*. Elsevier, 221(1–3), pp. 238–243.

[218] UNEP (2007), Guidelines to Prevent and Abate Pollution from Desalination Activities, UNEP(DEPI)/MED WG.443/17

[219] Vaccari, D. A. (2009) 'Phosphorus famine: the threat to our food supply', *Scientific American*, 89, pp. 98–104.

[220] Valero, F., Barceló, A. and Arbós, R. (2011) 'Electrodialysis technology-theory and applications', *Desalination, trends and technologies*. InTech Rijeka, 28, pp. 3–20.

[221] Veerapaneni, V., Wang, S. and Bond, R. (2011) 'Emerging desalination technologies--an overview', in *IDA World Congress*, pp. 4–9.

[222] Veerman, J. *et al.* (2010) 'Reverse electrodialysis: evaluation of suitable electrode systems', *Journal of Applied Electrochemistry*. Springer, 40(8), pp. 1461–1474.

[223] Voutchkov, N. (2012) *Desalination engineering: planning and design*. McGraw Hill Professional.

[224] Wahlgren, R. V (2001) 'Atmospheric water vapour processor designs for potable water production: a review', *Water Research*. Elsevier, 35(1), pp. 1–22.

[225] Wang, L. K. et al. (2008) Membrane and desalination technologies. Springer.

[226] Wang, S. et al. (2007) 'Ocean floor seawater intake and discharge system', in IDA World Congress on Desalination and Water Reuse, Maspalomas, Gran Canaria.

[227] Water, D. and Solutions, P. (2009) 'FILMTECTM Reverse Osmosis Membr', *Tech. Man*.

[228] Watson, I. C., Morin, O. J. and Henthorne, L. (2003) 'Desalting handbook for planners, desalination and water purification', *Research and Development Program, Report*, (72), p. 310.

[229] WHO—Geneva, C. H. (2007) 'Desalination for Safe Water Supply: Guidance for the Health and Environmental Aspects Applicable to Desalination. Available online', *World Health Organization (WHO), Geneva, Switzerland*.

[230] Williams, M. F. (2011) 'Marine adaptations in human kidneys', *Was Man more aquatic in the past*, pp. 148–155.

[231] Williams, P. M. *et al.* (2015) 'Technology for freeze concentration in the desalination industry', *Desalination*. Elsevier, 356, pp. 314–327.

[232] Williams, P. M., Ahmad, M. and Connolly, B. S. (2013) 'Freeze desalination: An assessment of an ice maker machine for desalting brines', *Desalination*. Elsevier, 308, pp. 219–224.

[233] Williams DE. (2011), Design and construction of slant and vertical wells for desalination intake. In: Proceedings IDA World Congress on Desalination and Water Reuse 2011. Perth, Western Australia: IDA; 2011 Sep. Ref IDAWC/PER11–050.

[234] Williams DE. (2009), Results of drilling, construction, development, and testing of Dana Point Ocean Desalination Project Test Slant Well. Desalination and Water Purification Research and Development Program Report, US Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Technical Service Center, Water and Environmental Services Division, Water Treatment Engineering Research Team, Washington, DC; 2009.

[235] Wojslaw, J. A. *et al.* (1983) 'Relationship between plugging index particle counts, and turbidity; commonly utilized parameters in the operation of RO facilities', *Desalination*. Elsevier, 48(3), pp. 293–297.

[236] Yan, D. (2011) 'Study on strategies to reduce membrane scaling and fouling in drinking water and water reuse membrane systems'. The University of Arizona.

[237] Yoon, S.-H. (2015) Membrane bioreactor processes: principles and applications. CRC press.

[238] Zhang, Y. *et al.* (2012) 'RO concentrate minimization by electrodialysis: techno-economic analysis and environmental concerns', *Journal of environmental management*. Elsevier, 107, pp. 28–36.

[239] Zhao, D. and Sengupta, A. K. (1998) ‘Ultimate removal of phosphate from wastewater using a new class of polymeric ion exchangers’, *Water Research*. Elsevier, 32(5), pp. 1613–1625.

[240] Zhou, J., Chang, V. W.-C. and Fane, A. G. (2014) ‘Life cycle assessment for desalination: a review on methodology feasibility and reliability’, *Water research*. Elsevier, 61, pp. 210–223.

[241] Zweng, M. M. *et al.* (2013) ‘World ocean atlas 2013. volume 2, salinity’.

پیوست‌ها

پیوست الف

مولفه‌های جزرومدی ارائه شده توسط سازمان نقشه‌برداری

	Places	LAT	LONG	HARMONIC CONSTANTS							
		(N)	(E)	M_2		S_2		K_1		O_1	
				g	H.m	g	H.m	g	H.m	g	H.m
1	KHORRAMSHAHR	30 25	48 12	87.1	0.25	149.2	0.08	35.4	0.17	353.7	0.10
2	CHOUIBDEH	30 10	48 35	011.1	0.67	047.7	0.26	320.7	0.36	281.3	0.23
3	KHOWR-E MUSA BAR	30 00	49 03	311.0	0.87	023.0	0.28	306	0.65	261.0	0.32
4	BANDAR-E EMAM KHOMEINI	30 26	49 05	340.7	1.47	49.3	0.61	302.9	0.45	261.9	0.36
5	MAHSHAHR	30 28	49 11	338.0	1.61	043.7	0.74	310.6	0.35	263.9	0.40
6	HENDIJAN	30 04	49 30	314.8	0.67	018.4	0.29	308.8	0.28	267.1	0.30
7	BOU TAHERI	30 07	49 46	277.3	0.64	310.4	0.2	274	0.57	247.7	0.26
8	DEYLAM	30 04	50 09	280.0	0.63	351.3	0.25	309.5	0.47	235.6	0.30
9	BANDAR-E EMAM HASAN	29 50	50 15	278.6	0.40	328.6	0.16	289.9	0.40	244.3	0.23
10	JAZIREH-YE KHARK	29 16	50 20	256.6	0.34	316.7	0.12	[illegible]	[illegible]	[illegible]	0.22
11	GENAVEH	29 34	50 31	260.3	0.44	330.5	0.16	307.9	0.41	[illegible]	0.29
12	BANDAR-E RIG	29 34	50 39	254.1	0.43	326.1	0.16	307.6	0.41	241.1	0.28
13	BANDAR-E BUSHEHR	28 59	50 50	229.6	0.38	293.6	0.15	288.7	0.33	238.9	0.23
14	HELEYLEH	28 50	50 53	201.8	0.38	256.9	0.14	278.0	0.31	230.5	0.20
15	MOHAMMAD AMERI	28 43	51 03	195.9	0.34	263.5	0.12	287.7	0.39	232.5	0.13
16	BANDAR-E AMERI	28 30	51 05	181.1	0.40	250.6	0.13	280.1	0.36	224.1	0.14
17	LAVAR-E SAHELI	28 15	51 16	168.1	0.46	235.6	0.12	274.2	0.31	221.3	0.14
18	BORDE KHOON	28 00	51 23	160.3	0.53	233.3	0.15	261.2	0.26	201.5	0.12
19	DAYYER	27 50	51 56	127.1	0.58	185.0	0.18	195.5	0.25	148.5	0.12
20	KANGAN	27 50	52 03	131.3	0.54	175.9	0.19	179.6	0.24	151.3	0.14
21	BANDAR-E TAHERI	27 40	52 20	118.7	0.56	184.0	0.24	198.0	0.22	139.7	0.12

	Places		LAT	LONG	HARMONIC CONSTANTS							
			(N)	(E)	M_2		S_2		K_1		O_1	
					g	H.m	g	H.m	g	H.m	G	H.m
22	NAKHL-E TAGHI		27 30	52 35	147.8	0.52	206.5	0.21	196.5	0.20	149.5	0.12
23	TEBEN		27 21	52 38	108.3	0.45	136.7	0.18	148.5	0.21	116.9	0.10
24	BANDAR –E JAVAD-AL-AEMMEH		27 07	53 00	102.3	0.40	163.9	0.11	165.5	0.34	125.1	0.13
25	MOGHDAN		27 04	53 10	091.1	0.38	133.0	0.17	136.0	0.24	110.5	0.17
26	JAZIREH-YE LAVAN (W)		26 48	53 11	086.5	0.31	124.4	0.11	141.3	0.35	124.4	0.09
27	JAZIREH-YE LAVAN(E)		26 47	53 23	085.0	0.32	114.6	0.13	131.8	0.29	101.5	0.14
28	MOGHAM		26 58	53 28	069.4	0.40	117.6	0.13	145.7	0.24	093.9	0.22
29	CHIRUYEH		26 42	53 44	047.4	0.36	084.1	0.09	141.4	0.41	101.6	0.15
30	GORZEH		26 44	53 57	035.5	0.35	084.5	0.18	158.1	0.31	100.4	0.19
31	JAZIREH-YE KISH		26 34	54 00	058.4	0.31	093.6	0.14	144.5	0.26	111.0	0.20
32	CHARAK		26 43	54 16	020.0	0.41	050.0	0.15	130.4	0.33	98.9	0.18
33	HASSINEH		26.39	54.21	016.5	0.43	045.8	0.19	126.0	0.32	095.4	0.19
34	MOGHOUYEH		26 35	54 30	004.6	0.42	066.5	0.20	145.2	0.29	107.6	0.19
35	BOSTANEH		26 31	54 40	352.9	0.52	022.4	0.14	120.5	0.38	086.5	0.20
36	BANDAR –E LENGEH		26.33	54.53	354.4	0.60	013.1	0.20	113.9	0.34	086.6	0.21
37	BANDAR –E KONG		26 35	54 55	345.0	0.64	044.6	0.21	132.5	0.37	087.8	0.22
38	BASAEEDOU	(JAZIREH-YE QESHM)	26 39	55 16	339.0	0.85	000.4	0.37	125.6	0.30	086.3	0.25
39	DOUSTKOUH	(JAZIREH-YE QESHM)	26 32	55 18	328.2	0.68	349.3	0.24	092.3	0.38	078.5	0.23
40	BANDAR –E KHAMIR		26 56	55 36	325.7	1.25	349.9	0.43	077.6	0.39	073.6	0.23
41	GOURAN	(JAZIREH-YE QESHM)	26 45	55 37	332.1	1.13	015.7	0.36	097.5	0.46	091.3	0.22
42	SALAKH	(JAZIREH-YE QESHM)	26 41	55 43	305.0	0.69	027.0	0.34	108.2	0.25	061.6	0.25

	Places		LAT	LONG	HARMONIC CONSTANTS							
			(N)	(E)	M_2		S_2		K_1		O_1	
					g	H.m	g	H.m	g	H.m	G	H.m
43	ESKELEH-YE GAZ	(JAZIREH-YE QESHM)	26 56	55 44	317.3	1.27	020.0	0.41	066.1	0.40	066.8	0.23
44	POHL		26 58	55 44	316.8	1.26	344.0	0.41	068.5	0.43	064.7	0.24
45	JAZIREH-YE HANGAM		26 41	55 54	307.9	0.74	326.8	0.32	065.4	0.31	067.6	0.23
46	BANDR-E KAVEH	(JAZIREH-YE QESHM)	26 56	55 59	306.8	1.16	005.6	0.51	088.3	0.34	060.3	0.24
47	SUZA	(JAZIREH-YE QESHM)	26 46	56 03	298.2	0.79	356.1	0.25	087.3	0.35	052.0	0. 22
48	DARGAHAN	(JAZIREH-YE QESHM)	26 58	56 04	314.3	1.08	359.3	0.53	096.2	0.25	063.2	0.24
49	BANDAR-E SHAHID RAJAEE		27 06	56 04	306.2	1.05	341.3	0.41	070.8	0.38	59.33	0.26
50	BANDAR ABBAS	(ESKELE-YE SHAHID HAGHGHANI)	27 10	56 16	293.8	1.01	349.8	0.43	077.3	0.37	054.8	0.19
51	BANDAR-E BAHMAN	(JAZIREH-YE QESHM)	26 57	56 17	326.0	0.89	011.6	0.36	105.7	0.33	067.9	0.23
52	JAZIREH-YE HORMOZ		27 06	56 27	289.6	0.96	344.5	0.41	078.7	0.36	50.86	0.21
53	KOLAHI		27 04	56 52	292.0	0.64	305.6	0.32	034.5	0.26	039.6	0.11
54	MINAB (BAND ZARAK)		27 01	56 57	291.1	0.94	346.4	0.37	075.9	0.41	053.3	0.20
55	SIRIK		26 30	57 04	315.6	0.78	336.6	0.21	065.2	0.32	053.2	0.16
56	JASK		25 39	57 46	257.6	0.66	290.6	0.27	032.8	0.40	030.6	0.20
57	GALAK		25 30	59 20	258.1	0.68	279.5	0.21	017.3	0.49	029.4	0.21
58	DARAK		25 28	59 28	281.9	0.67	278.0	0.23	016.2	0.48	055.4	0.21
59	KONARAK		25 18	60 26	233.7	0.70	260.2	0.21	020.0	0.49	016.0	0.21
60	CHABAHAR		25 17	60 37	267.3	0.62	299.6	0.24	034.5	0.40	035.8	0.20
61	BERIS		25 10	61 10	255.4	0.65	302.6	0.29	047.1	0.37	032.3	0.20
62	PASA BANDAR		25 04	61 24	257.8	0.67	308.0	0.28	046.1	0.44	033.4	0.20

	Places	MEAN TIDAL LEVELS (METRES)					TIDE Character
		Z_0=ML	MHHW	MLHW	MHLW	MLLW	D.
			MHWS	MHWN	MLWN	MLWS	S.D.
1	KHORRAMSHAHR	0.66	1.04	0.77	0.54	0.27	D.
2	CHOUIBDEH	1.67	2.52	1.97	1.21	0.55	D.
3	KHOWR-E MUSA BAR	2.34	3.48	2.80	1.70	0.70	D.
4	BANDAR-E EMAM KHOMEINI	3.17	5.04	4.24	2.11	1.29	S.D.
5	MAHSHAHR	3.41	5.76	4.29	2.53	1.06	S.D.
6	HENDIJAN	1.69	2.65	2.07	1.30	0.73	D.
7	BOU TAHERI	1.83	2.8	2.06	1.60	0.78	D.
8	DEYLAM	1.82	2.84	2.07	1.57	0.80	D.
9	BANDAR-E EMAM HASAN	1.31	2.02	1.39	1.22	0.59	D.
10	JAZIREH-YE KHARK	1.29	1.80	1.46	1.12	0.78	D.
11	GENAVEH	1.43	2.22	1.52	1.35	0.65	D.
12	BANDAR-E RIG	1.41	2.19	1.5	1.32	0.63	D.
13	BANDAR-E BUSHEHR	1.21	1.87	1.31	1.11	0.55	D.
14	HELEYLEH	1.14	1.78	1.26	1.02	0.50	D.
15	MOHAMMAD AMERI	1.07	1.67	1.16	0.85	0.47	D.
16	BANDAR-E AMERI	1.13	1.77	1.27	0.98	0.48	D.
17	LAVAR-E SAHELI	1.14	1.84	1.38	0.91	0.46	D.
18	BORDE KHOON	1.17	1.90	1.51	0.83	0.45	D.
19	DAYYER	1.24	2.00	1.64	0.84	0.47	D.
20	KANGAN	1.23	1.96	1.58	0.88	0.49	D.
21	BANDAR-E TAHERI	1.25	2.04	1.57	0.93	0.46	S.D.

	Places		MEAN TIDAL LEVELS (METRES)					TIDE Character
			Z_0=ML	MHHW	MLHW	MHLW	MLLW	D.
				MHWS	MHWN	MLWN	MLWS	S.D.
22	NAKHL-E TAGHI		1.16	1.89	1.47	0.84	0.43	D.
23	TEBEN		1.03	1.64	1.32	0.74	0.43	D.
24	BANDAR –E JAVAD-AL-AEMMEH		1.08	1.71	1.25	0.92	045	D.
25	MOGHDAN		1.06	1.65	1.24	0.89	0.47	D.
26	JAZIREH-YE LAVAN (W)		0.93	1.46	1.02	0.84	0.41	D.
27	JAZIREH-YE LAVAN (E)		0.96	1.49	1.06	0.85	0.43	D.
28	MOGHAM		1.09	1.71	1.26	0.93	0.45	D.
29	CHIRUYEH		1.11	1.75	1.19	1.02	0.47	S.D.
30	GORZEH		1.14	1.75	1.24	1.04	0.53	D.
31	JAZIREH-YE KISH		1.00	1.54	1.09	0.92	0.46	D.
32	CHARAK		1.19	1.85	1.30	0.04	0.52	D.
33	HASSINEH		1.24	1.92	1.42	1.05	0.56	D.
34	MOGHOUYEH		1.20	1.87	1.43	1.03	0.54	D.
35	BOSTANEH		1.38	2.20	1.61	1.15	0.56	D.
36	BANDAR –E LENGEH		1.48	2.36	1.81	1.15	0.63	D.
37	BANDAR –E KONG		1.58	2.52	1.93	1.23	0.65	D.
38	BASAEEDOU	(JAZIREH-YE QESHM)	1.98	3.2	2.42	1.53	0.72	S.D.
39	DOUSTKOUH	(JAZIREH-YE QESHM)	1.61	2.6	1.99	1.23	0.62	D.
40	BANDAR –E KHAMIR		2.52	4.2	3.34	1.70	0.84	S.D.
41	GOURAN	(JAZIREH-YE QESHM)	2.38	3.85	3.17	1.59	0.91	D.
42	SALAKH	(JAZIREH-YE QESHM)	1.68	2.71	2.03	1.33	0.65	S.D.

	Places	MEAN TIDAL LEVELS (METRES)					TIDE Character
		Z_0=ML	MHHW	MLHW	MHLW	MLLW	D.
			MHWS	MHWN	MLWN	MLWS	S.D.
43	ESKELEH-YE GAZ (JAZIREH-YE QESHM)	2.55	4.14	3.51	1.59	0.96	S.D.
44	POHL	2.57	4.16	3.49	1.64	0.98	D.
45	JAZIREH-YE HANGAM	1.75	2.75	2.22	1.27	0.74	D.
46	BANDAR-E KAVEH (JAZIREH-YE QESHM)	2.47	4.14	3.12	1.83	0.81	S.D.
47	SUZA (JAZIREH-YE QESHM)	1.79	3.30	2.72	1.72	1.14	D.
48	DARGAHAN (JAZIREH-YE QESHM)	2.3	3.7	3.15	1.48	0.99	S.D.
49	BANDAR-E SHAHID RAJAEE	2.32	3.78	2.95	1.68	0.86	S.D.
50	BANDAR ABBAS (ESKELE-YE SHAHID HAGHGHANI)	2.2	3.64	2.78	1.61	0.75	S.D.
51	BANDAR-E BAHMAN (JAZIREH-YE QESHM)	1.99	3.16	2.6	1.38	0.82	S.D.
52	JAZIREH- YE HORMOZ	2.12	3.49	2.68	1.58	0.76	S.D.
53	KOLAHI	1.46	2.29	1.92	1.00	0.64	D.
54	MINAB (BAND ZARAK)	2.10	3.33	2.73	1.46	0.86	D.
55	SIRIK	1.61	2.63	2.15	1.08	0.60	D.
56	JASK	1.68	2.64	2.04	1.32	0.72	D.
57	GALAK	1.82	2.85	2.15	1.49	0.79	D.
58	DARAK	1.76	2.77	2.07	1.42	0.73	D.
59	KONARAK	1.76	2.81	2.11	1.41	0.71	D.
60	CHABAHAR	1.61	2.53	1.93	1.28	0.69	D.
61	BERIS	1.66	3.03	2.47	1.76	1.16	D.
62	PASA BANDAR	1.75	2.74	2.10	1.40	0.76	D.

Abstract

Desalination plants are usually located in coastal areas to have easy access to the infinite source of ocean water. Desalinations are mostly thermal or work based on membrane technology to produce freshwater which essentially come with a concentrated flow or brine as a by-product. The brine because of its large volume has to be discharged back into the sea as the best environmental practice. Therefor, desalination plants have some negative impact on the marine environment together with their many posetive impacts on econmical and social environment. Destinations by providing fresh water demands will decrease the presure to the limited source of fresh water in the arid and semi-arid areas and can enhance the local enviornmtal condition. However, high energy demands, sound polution, air pollution, land use changes in the sensetive coastal zone and the discharge of thermal and concentrate effeluent are some of its negative impacts. This impacts can be such important that they entirely prohibit the siting of plants in an area. In this project, first by describing the desalination technology, the environmental impact of this process explained and intake and outfall technology introduced as the main part of coastal desalination plants. Finally reviewing the standards of discharge, marine condition, and biodiversity in Iran northern and southern water bodies elaborated and the environmental management system and monitoring plans for desalination plant have provided.

Keywords: Desalination, Sitting, Environmental Impact, Brine discharge, Seawater intake.

Final Report of Research Project

Developing a Guideline For Environmental Studies of Coastal Desalination plants (sitting of facilities, seawater intake, brine discharge, environmental impacts, biodiversity and monitoring of impacts)

By:

Ozeair Abessi, Assistant professor at Babol Noshirvani University of Technology (BNUT)

Department of Environment

This Research Project Has Been Financially Supported by the Office of training and People's participation.

March 2020