



مقدمه‌ای بر مدیریت کیفیت آب شهری

Introduction To Municipal Water Quality Management

نویسنده:

Johannes Haarhoff

مترجمان:

دکتر محمد شیرمردی

(عضو هیئت علمی گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی بابل)

مهندس مهدیه حدادی

(دانشجوی مقطع کارشناسی ارشد رشته مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی بابل)

مهندس پرویز براری

(دانشجوی مقطع کارشناسی ارشد رشته مهندسی بهداشت محیط، دانشگاه علوم پزشکی تهران)



Khaniranshop.com

سرشناسه: هارهوف، یوهانس، ۱۹۵۲-م. Haarrhoff, Johannes, 1952
عنوان و نام پدیدآور: مقدمه‌ای بر مدیریت کیفیت آب شهری/نویسنده [یوهانس هارهوف]؛ مترجمان محمد شیرمردی، مهدیه حدادی، پرویز براری شمس‌آباد.

مشخصات نشر: تهران: خانیان، ۱۴۰۴. مشخصات ظاهری: ۲۷۲ص. شابک: 978-622-7631-56-2
وضعیت فهرست نویسی: فیپا

یادداشت: عنوان اصلی: Introduction to municipal water quality management.
یادداشت: کتاب با حمایت مالی گالری طلا ترمه منتشر شده است.

موضوع: آب‌رسانی شهری Municipal water supply

آب -- مدیریت کیفیت Water quality management

شناسه افزوده: شیرمردی، محمد، ۱۳۶۳-، مترجم شناسه افزوده: حدادی، مهدیه، ۱۳۶۸-، مترجم

شناسه افزوده: براری شمس‌آباد، پرویز، ۱۳۶۴-، مترجم شناسه افزوده: گالری طلا ترمه

رده بندی کنگره: TD۳۶۵

رده بندی دیویی: ۱/۶۲۸

شماره کتابشناسی ملی: ۱۰۳۶۶۵۹۶

نام کتاب: مقدمه‌ای بر مدیریت کیفیت آب شهری

نام لاتین کتاب: Quality Management Introduction To Municipal Water

مؤلف: یوهانس هارهوف	تاریخ نشر:	زمستان ۱۴۰۴
مترجمان: دکتر محمد شیرمردی	نوبت چاپ:	اول
مهندس مهدیه حدادی		
مهندس پرویز براری		

ناشر:	انتشارات خانیان	شمارگان:	۱۵۰ نسخه
شابک الکترونیکی:	978-622-7631-57-9	قیمت:	۸۴۰۰۰ تومان
طراح جلد:	رومینا خانی	شابک چاپی:	978-622-7631-56-2

دفتر تولید و پخش: تهران، میدان انقلاب، خیابان کارگر شمالی، ابتدای خیابان نصرت، کوچه شهید حسن ستاری، کوچه داوود آبادی شرقی، پلاک ۴، زنگ اول همراه: ۰۹۱۲۱۹۹۹۱۲۰ (مدیر فروش) تلفکس: ۶۶۹۵۰۷۷۲ تلفن: ۶۶۹۵۳۹۶-۶۶۹۵۰۷۷۲-۶۶۹۵۴۰۵ (کد تهران ۰۲۱)

فروشگاه اینترنتی: khaniranshop.com

فهرست مطالب

مقدمه ناشر	۱۴
مقدمه مترجمان:	۱۵
بخش اول- کیفیت آب آشامیدنی	۱۹
فصل اول: استانداردها	۱۹
۱-۱- مقدمه	۱۹
۱-۲- دسته‌بندی پارامترهای کیفیت آب	۱۹
۱-۲-۱- گروه‌بندی پارامترهای کیفی آب بر اساس خطر	۱۹
۱-۲-۲- گروه‌بندی پارامترهای کیفیت آب بر اساس ملاحظات آزمایشگاهی	۲۱
۱-۲-۳- نقشه‌برداری از پارامترهای کیفیت آب	۲۱
۱-۳- رهنمودهای ملی و بین‌المللی کیفیت آب	۲۴
۱-۴- پارامترهای کیفی آب چگونه انتخاب می‌شوند؟	۲۶
۱-۵- حدود کیفیت آب چگونه تعیین می‌شوند؟	۲۷
مثال ۱-۱	۲۹
۱-۶- چالش آلاینده‌های نوظهور	۳۰
۱-۶-۱- طبقه‌بندی ترکیبات آلی زینوبیوتیک نوظهور	۳۰
۱-۶-۲- ملاحظات نمونه‌برداری	۳۳
۱-۶-۳- ملاحظات آزمایشگاهی	۳۴
۱-۶-۴- چرخه استفاده از آب	۳۵
۱-۷- منابع	۳۸
فصل دوم: مطابقت با استانداردها	۴۰
۱-۲- مقدمه	۴۰
۱-۲-۲- رویکرد HACCP	۴۰
۱-۲-۳- انتخاب نقاط کنترل بحرانی (CCPs)	۴۲
۱-۲-۴- پایش و نظارت بر خطرات کیفیت آب	۴۴

۴۵.....	۵-۲- حداقل پایش و نظارت بر خطرات عملیاتی
۴۷.....	مثال ۱-۲.....
۴۸.....	۶-۲- نظارت دقیق تر بر عوامل تعیین کننده خطر.....
۴۹.....	مثال ۲-۲.....
SANS۲۴۱-۲.....	۷-۲- شاخص های کیفیت آب مطابق با استاندارد ملی آفریقای جنوبی
۵۰.....	
۵۱.....	مثال ۳-۲.....
۵۲.....	۸-۲- شاخص های کیفیت آب برای سایر اهداف.....
۵۳.....	۹-۲- اجرای عملی برنامه نظارت.....
۵۵.....	۱۰-۲- منابع.....
۵۹.....	بخش دوم- تصفیه آب آشامیدنی.....
۵۹.....	فصل سوم: مواد شیمیایی.....
۵۹.....	۱-۳- مقدمه.....
۵۹.....	۲-۳- مشخصات مواد شیمیایی تصفیه کننده آب.....
۵۹.....	۱-۲-۳- غلظت اجزاء فعال.....
۶۱.....	مثال ۱-۳.....
۶۳.....	مثال ۲-۳.....
۶۳.....	۲-۲-۳- کنترل آلاینده ها.....
۶۴.....	مثال ۳-۳.....
۶۴.....	۳-۲-۳- کنترل کیفیت مواد شیمیایی.....
۶۵.....	۴-۲-۳- مشخصات مواد شیمیایی.....
۶۶.....	۳-۳- تصفیه کننده های شیمیایی متداول.....
۶۶.....	۱-۳-۳- مواد شیمیایی مورد استفاده در آفریقای جنوبی.....
۶۸.....	۲-۳-۳- شماره های ثبت (CAS).....
۶۹.....	۳-۳-۳- خواص شیمیایی.....
۷۰.....	مثال ۴-۳.....

مثال ۳-۵.....	۷۱
۳-۳-۴- مواد شیمیایی تصفیه‌کننده انحصاری.....	۷۲
۳-۳-۵- برگه‌های اطلاعات ایمنی مواد (MSDS).....	۷۲
۳-۴-۴- فن‌آوری‌های مربوط به افزودن مواد شیمیایی به آب.....	۷۳
۳-۴-۱- افزودن گازها به آب.....	۷۳
۳-۴-۲- افزودن مایعات به آب.....	۷۵
۳-۴-۳- افزودن مواد شیمیایی جامد به آب.....	۷۶
۳-۵- جابجایی و ذخیره‌سازی مواد شیمیایی.....	۷۶
۳-۶- تعیین غلظت دوز در محل.....	۷۸
۳-۶-۱- تعیین میزان جریان.....	۷۸
۳-۶-۲- تعیین میزان دوز.....	۷۸
۳-۶-۳- تعیین غلظت دوز.....	۷۹
مثال ۳-۶.....	۷۹
۳-۷- منابع.....	۸۲
فصل چهارم: انعقاد و لخته‌سازی.....	۸۴
۴-۱- مقدمه.....	۸۴
۴-۲- ماهیت سوسپانسیون‌ها.....	۸۴
۴-۲-۱- اندازه ذرات.....	۸۴
۴-۲-۲- غلظت ذرات.....	۸۶
۴-۲-۳- تراکم ذرات.....	۸۸
۴-۲-۴- بار ذرات.....	۸۹
۴-۳- مکانیسم‌های انعقاد و لخته‌سازی.....	۹۰
۴-۳-۱- خنثی‌سازی بار سطحی.....	۹۰
۴-۳-۲- لخته‌سازی جارویی.....	۹۰
۴-۴- روش آزمایش جار.....	۹۱
۴-۵- اهداف آزمایش جار.....	۹۳

۹۳.....	۴-۵-۱- انتخاب بهترین دوز
۹۴.....	۴-۵-۲- انتخاب بهترین منعقدکننده
۹۵.....	۴-۵-۳- انعقاد پیشرفته
۹۶.....	۴-۶-۱- مدل سازی لخته سازی.....
۹۶.....	۴-۶-۱- شدت اختلاط / گرادیان سرعت
۹۷.....	مثال ۴-۱.....
۹۸.....	۴-۶-۲- مدل آرگامان-کافمن
۱۰۰.....	۴-۶-۳- تعیین ثابت های تجمع و شکست.....
۱۰۰.....	۴-۶-۴- تأثیر زمان لخته سازی و شدت اختلاط
۱۰۲.....	مثال ۴-۳.....
۱۰۲.....	مثال ۴-۴.....
۱۰۲.....	۴-۷- منابع
۱۰۴.....	فصل پنجم: پایداری آب
۱۰۴.....	۵-۱- مقدمه
۱۰۴.....	۵-۲- انواع گونه های کربنیک در آب
۱۰۵.....	۵-۳- استخراج یک رابطه کاربردی برای pH_s
۱۰۸.....	۵-۴- گردآوری ثابت ها
۱۰۸.....	۵-۴-۱- همبستگی pK_2
۱۰۹.....	مثال ۵-۱.....
۱۰۹.....	۵-۴-۲- همبستگی pK_s
۱۱۰.....	مثال ۵-۲.....
۱۱۰.....	۵-۴-۳- همبستگی برای ضرایب فعالیت
۱۱۲.....	مثال ۵-۳.....
۱۱۲.....	۵-۴-۴- محاسبه لگاریتم $[HCO_3^-]$
۱۱۳.....	۵-۴-۵- محاسبه لگاریتم $[Ca^{2+}]$
۱۱۳.....	مثال ۵-۴.....

مثال ۵-۵.....	۱۱۴
۵-۵- رسوبات کربنات کلسیم.....	۱۱۴
۵-۶- کنترل عملیاتی پایداری آب.....	۱۱۵
۵-۷- پایداری آب در تصفیه‌خانه.....	۱۱۷
۵-۷-۱- آب خام ناپایدار.....	۱۱۷
۵-۷-۲- آب با ظرفیت بافری ناکافی.....	۱۱۷
۵-۷-۳- نرم کردن آب.....	۱۱۷
۵-۷-۴- جبران اثرات مواد شیمیایی تصفیه‌کننده اسیدی.....	۱۱۸
مثال ۵-۶.....	۱۱۹
۵-۸- تبدیل واحدها.....	۱۱۹
۵-۹- منابع.....	۱۲۲
فصل ششم: گندزدایی.....	۱۲۴
۶-۱- مقدمه.....	۱۲۴
۶-۲- قانون چیک - واتسون.....	۱۲۴
مثال ۶-۱.....	۱۲۵
مثال ۶-۲.....	۱۲۶
مثال ۶-۳.....	۱۲۶
۶-۳- حذف لگاریتمی موردنیاز برای گندزدایی.....	۱۲۷
مثال ۶-۴.....	۱۲۹
۶-۴- تعیین مقدار CT موردنیاز برای گندزدایی.....	۱۲۹
۶-۴-۱- کلر آزاد.....	۱۲۹
مثال ۶-۵.....	۱۳۱
مثال ۶-۶.....	۱۳۲
مثال ۶-۷.....	۱۳۲
مثال ۶-۸.....	۱۳۴
۶-۴-۲- کلر آمیناسیون.....	۱۳۵

۱۳۶	۳-۴-۶ دی اکسید کلر
۱۳۶	۴-۴-۶ ازن
۱۳۷	۵-۴-۶ مقایسه مقادیر CT مورد نیاز
۱۳۸	۵-۶ تعیین غلظت واقعی به دست آمده (C)
۱۳۹	۶-۶ تعیین زمان تماس واقعی (T)
۱۳۹	مثال ۹-۶
۱۴۰	۱-۶-۶ محاسبه T برای خطوط لوله
۱۴۰	۲-۶-۶ محاسبه T برای مخازن
۱۴۲	مثال ۱۰-۶
۱۴۳	۳-۶-۶ ترکیب مخازن و لوله ها
۱۴۳	مثال ۱۱-۶
۱۴۴	۷-۶ اقدامات اصلاحی
۱۴۴	۸-۶ میزان تقاضای کلر (کلر مورد نیاز)
۱۴۶	مثال ۱۲-۶
۱۴۶	مثال ۱۳-۶
۱۴۷	۹-۶ منابع
۱۴۹	فصل هفتم: جذب سطحی
۱۴۹	۱-۷ مقدمه
۱۴۹	۲-۷ کربن فعال
۱۵۱	۳-۷ ظرفیت جذب در تعادل
۱۵۲	مثال ۱-۷
۱۵۳	۱-۳-۷ ایزوترم لانگمویر
۱۵۴	۲-۳-۷ ایزوترم فروندلیخ
۱۵۵	۳-۳-۷ کاربرد ایزوترم
۱۵۷	۴-۷ سیستم های جذب
۱۵۸	۱-۴-۷ مخازن اختلاط PAC

۱۵۹.....	۲-۴-۷- فیلترها و ستون‌های و تماس GAC
۱۶۰.....	مثال ۲-۷
۱۶۳.....	مثال ۴-۷
۱۶۳.....	۳-۴-۷- کربن فعال بیولوژیکی (BAC)
۱۶۴.....	۵-۷- احیای GAC
۱۶۵.....	۶-۷- منابع
۱۶۷.....	فصل هشتم: باقی‌مانده‌های تصفیه
۱۶۷.....	۸-۱- مقدمه
۱۶۸.....	۲-۸- برآورد مقادیر باقیمانده
۱۶۹.....	مثال ۱-۸
۱۷۰.....	۳-۸- جداسازی باقیمانده
۱۷۰.....	۱-۳-۸- حذف باقیمانده توسط فیلتراسیون
۱۷۱.....	مثال ۲-۸
۱۷۲.....	۲-۳-۸- باقیمانده حذف‌شده توسط ته‌نشینی
۱۷۳.....	مثال ۳-۸
۱۷۴.....	۳-۳-۸- حذف باقیمانده توسط فرآیند شناورسازی با هوای محلول
۱۷۵.....	۴-۳-۸- تنوع تولید باقیمانده
۱۷۶.....	۴-۸- جمع‌آوری باقیمانده
۱۷۷.....	۵-۸- غلظت باقیمانده
۱۷۷.....	۱-۵-۸- تغلیظ باقیمانده
۱۷۹.....	۲-۵-۸- بازچرخش آب بازیافتی
۱۸۱.....	۶-۸- تصفیه باقیمانده
۱۸۲.....	۷-۸- دفع باقیمانده
۱۸۵.....	۸-۸- چالش‌های پیش رو
۱۸۵.....	۱-۸-۸- نظارت دقیق‌تر
۱۸۵.....	۲-۸-۸- باقیمانده مایع حاصل از فیلتراسیون غشایی

۱۸۷.....	۹-۸- منابع
۱۹۰.....	بخش سوم- آبهای تفریحی
۱۹۰.....	فصل نهم: کیفیت
۱۹۰.....	۹-۱- مقدمه
۱۹۰.....	۹-۲- نگرانی‌های عمومی مرتبط با ایمنی
۱۹۱.....	۹-۳- مواجهه با آب و خطرات مرتبط با آن
۱۹۱.....	۹-۳-۱- درجه مواجهه
۱۹۳.....	۹-۳-۲- کدورت
۱۹۳.....	۹-۳-۳- جلبک
۱۹۴.....	۹-۳-۴- گیاهان مزاحم
۱۹۵.....	۹-۳-۵- مواد شناور
۱۹۵.....	۹-۴- نگرانی‌های مربوط به سلامت انسان
۱۹۵.....	۹-۴-۱- تحریک پوست، گوش و چشم
۱۹۶.....	۹-۴-۲- بیماری‌های منتقله از طریق آب
۱۹۷.....	۹-۴-۳- استفاده از رویکرد HACCP
۱۹۸.....	۹-۵- ارزیابی میکروبیولوژیکی
۱۹۸.....	۹-۵-۱- آلودگی فاضلاب
۱۹۹.....	۹-۵-۲- ارگانسیم‌های شاخص
۲۰۱.....	۹-۵-۳- حدود پیشنهادی شاخص‌ها
۲۰۲.....	۹-۶- سواحل با پرچم آبی
۲۰۲.....	۹-۶-۱- برنامه پرچم آبی
۲۰۲.....	۹-۶-۲- معیارهای پرچم آبی
۲۰۶.....	۹-۶-۳- توسعه آتی برنامه پرچم آبی
۲۰۷.....	۹-۷- منابع
۲۰۹.....	فصل دهم: مدیریت استخرهای شنا
۲۰۹.....	۱۰-۱- مقدمه

۲۰۹.....	۲-۱۰- طراحی استخرهای شنا
۲۰۹.....	۱-۲-۱۰- طرح بندی شماتیک
۲۱۲.....	۲-۲-۱۰- حجم استخر
۲۱۳.....	مثال ۱-۱۰
۲۱۳.....	۳-۲-۱۰- میزان چرخش
۲۱۴.....	۴-۲-۱۰- آب روها، اسکیمرها و خروجی های کفی
۲۱۴.....	مثال ۲-۱۰
۲۱۵.....	۵-۲-۱۰- میزان بار شناگران
۲۱۵.....	مثال ۳-۱۰
۲۱۶.....	مثال ۴-۱۰
۲۱۷.....	مثال ۵-۱۰
۲۱۷.....	۶-۲-۱۰- مخزن متعادل کننده
۲۱۸.....	مثال ۶-۱۰
۲۱۸.....	مثال ۷-۱۰
۲۱۹.....	۷-۲-۱۰- سیستم فیلتراسیون
۲۲۰.....	مثال ۸-۱۰
۲۲۰.....	۸-۲-۱۰- نرخ و فرکانس شستشوی معکوس
۲۲۱.....	۳-۱۰- شیمی آب استخر
۲۲۱.....	۱-۳-۱۰- چرا شیمی آب استخر مهم است؟
۲۲۲.....	۲-۳-۱۰- پارامترهای شیمیایی مجزا
۲۲۳.....	۳-۳-۱۰- تنظیم پارامترهای شیمیایی و فیزیکی
۲۲۴.....	مثال ۱۰-۹
۲۲۵.....	۴-۱۰- گندزدایی استخر
۲۲۵.....	۱-۴-۱۰- مبانی شیمی کلر
۲۲۶.....	۲-۴-۱۰- اشکال مختلف کلر
۲۲۹.....	۳-۴-۱۰- دستورالعمل های مربوط به کلر آزاد ناپایدار

مثال ۱۰-۱۰.....	۲۳۰
۱۰-۴-۴- راهنماهای مربوط به کلر آزاد تثبیت شده	۲۳۰
مثال ۱۱-۱۰.....	۲۳۱
مثال ۱۲-۱۰.....	۲۳۱
۱۰-۴-۵- دستورالعمل‌های سوپرکلریناسیون	۲۳۱
۱۰-۴-۶- جلبک‌کش‌ها و مهارکننده‌های جلبکی	۲۳۳
۱۰-۵- چگونه آلودگی یک استخر کثیف را برطرف کنیم؟	۲۳۳
۱۰-۶- منابع	۲۳۵
بخش چهارم- منابع عمده آب	۲۳۸
فصل یازدهم: هیدرولوژی	۲۳۸
۱۱-۱- مقدمه	۲۳۸
۱۱-۲- چرخه جهانی آب	۲۳۸
۱۱-۳- احتمال و آمار	۲۴۰
۱۱-۴- بارندگی	۲۴۲
مثال ۱-۱۱.....	۲۴۴
مثال ۲-۱۱.....	۲۴۵
۱۱-۵- رواناب	۲۴۶
۱۱-۵-۱- اندازه‌گیری مستقیم	۲۴۶
۱۱-۵-۲- تبدیل بارش به رواناب	۲۴۷
۱۱-۶- تبخیر	۲۴۹
۱۱-۷- منطقه بندی هیدرولوژیکی	۲۴۹
۱۱-۸- منابع	۲۵۱
فصل دوازدهم: سدهای ذخیره آب	۲۵۳
۱۲-۱- مقدمه	۲۵۳
۱۲-۲- طبقه‌بندی سدها	۲۵۳
۱۲-۲-۱- ابعاد	۲۵۳

۲۵۵.....	۱۲-۲-۲- ریسک
۲۵۶.....	۱۲-۲-۳- سازه سد
۲۵۹.....	۱۲-۲-۴- مصالح
۲۵۹.....	۱۲-۲-۵- هدف اصلی
۲۶۰.....	۱۲-۳- ژرفا سنجی
۲۶۱.....	۱۲-۴- مزایای سدهای بزرگ
۲۶۱.....	۱۲-۴-۱- تداوم تأمین
۲۶۲.....	۱۲-۴-۲- کنترل سیل
۲۶۲.....	۱۲-۴-۳- نیروی برق آبی
۲۶۳.....	۱۲-۴-۴- سیستم ذخیره سازی با پمپاژ
۲۶۴.....	۱۲-۴-۵- آبی پروری
۲۶۵.....	۱۲-۴-۶- تفریحی
۲۶۵.....	۱۲-۵- معایب سدهای بزرگ
۲۶۵.....	۱۲-۵-۱- اثرات جابجایی
۲۶۶.....	۱۲-۵-۲- تأثیرات اکولوژیکی سدهای بزرگ
۲۶۷.....	۱۲-۶- مشکلات اجرایی
۲۶۹.....	۱۲-۷- چشم انداز پیش رو
۲۷۲.....	۱۲-۸- منابع

تقدیم به

انسان‌هایی که

به فردایی

بهتر می‌اندیشند.

مقدمه ناشر

سپاس بیکران پروردگار را که به انسان قدرت اندیشیدن بخشید، قدرتی که در مقایسه با سایر موجودات باعث شده است که انسان هرگز به امکانات محدود خود اکتفا نکند. مکاتب الهی، انسان را موجودی کمال‌طلب و پویا می‌دانند که جهت‌گیری او به سوی خالقش می‌باشد. از جمله راه‌های تقرب به خداوند، علم است، علمی که زیبایی عقل است. علمی که در دریای بیکران آن هر ذره نشانی از آفریدگار است و هر چه علم انسان افزون گردد، تقریبش بیشتر می‌شود. از این‌رو است که به علم‌اندوزی و دانش‌آموزی توجهی بی‌نظیر مبذول گردیده است. اما علم‌آموزی به ابزاری نیاز دارد که مهمترین آن کتاب است و انتشار نتیجه مطالعات پژوهشگران و اندیشمندان، پاسخگوی این نیاز خواهد بود. جهت تحقق این امر و گام برداشتن در جهت ارتقای پایه‌های علم و دانش و رشد و شکوفایی استعدادها، انتشار کتاب را یکی از اهداف خود قرار داده و انتظار داریم با حمایت‌های معنوی هموطنان گرامی بتوانیم گام‌های مؤثر و ارزشمندی را برداریم. گرچه تلاش خواهد شد در حد دانش و تجربه اندکمان کارهایی بدون اشکال تقدیم حضورتان گردد، ولی اذعان داریم که راهنمایی‌های شما عزیزان می‌تواند ما را در ارتقای کیفی کتاب راهگشا باشد، لذا همیشه منتظر پیشنهادات و راهنمایی‌های شما خواهیم بود. در پایان از همه عزیزانی که در مراحل مختلف تهیه، تدوین و چاپ کتاب از همفکری و همکاری آن‌ها برخوردار بوده‌ام به خصوص دکتر محمد شیرمردی، مهندس مهدیه حدادی و مهندس پرویز براری (مترجمان)، تشکر و قدردانی ویژه صورت می‌گیرد. در پایان از زحمات بی‌دریغ مهندس علی محمد خانی (مدیر تولید و فروش) و مهندس محمدحسین نوروزی، سپاسگزاری نموده و موفقیت روزافزونشان را آرزو مندم.

محمد رضا خانی

مدیر مسئول انتشارات خانیران

مقدمه مترجمان:

در جهان امروز، آب نه تنها یک منبع طبیعی حیاتی، بلکه سرمایه‌ای بی‌بدیل برای تداوم حیات، توسعه پایدار و امنیت نسل‌های آینده است. در ایران، سرزمینی با اقلیم خشک و نیمه‌خشک که فراز و نشیب‌های اقلیمی و محدودیت‌های منابع آب شیرین، همواره چالشی بزرگ برای مدیریت شهری و زیست‌محیطی ایجاد کرده است، ارزش آب بیش از هر زمان دیگری نمایان است. مدیریت کیفیت آب شهری نه فقط یک وظیفه فنی، بلکه یک تعهد اخلاقی، اجتماعی و ملی است؛ تعهدی که در سایه آن سلامت شهروندان، بهره‌وری اقتصادی، توازن زیست‌محیطی و آینده‌پایدار جامعه رقم می‌خورد.

این کتاب با هدف ارائه نگرشی علمی، به‌روز و کاربردی در حوزه مدیریت کیفیت آب شهری تدوین شده است؛ نگرشی که به مدیران، متخصصان، پژوهشگران و تصمیم‌گیران کمک می‌کند تا با بهره‌گیری از دانش و ابزارهای نوین، در جهت حفظ و ارتقای کیفیت این منبع گران‌بها گام بردارند. در این مسیر، تأکید بر صرفه‌جویی، حفاظت و مصرف هوشمندانه آب، همچون ضرورتی انکارناپذیر در تمامی بخش‌های مدیریت شهری و زندگی روزمره مطرح می‌شود.

اگر در فرهنگ ما، گنجینه‌های ارزشمند و میراث‌های مادی و معنوی با احترام، دقت و وسواس فراوان مورد پاسداری قرار می‌گیرند، بی‌تردید آب نیز باید در جایگاه والاترین و بی‌قیمت‌ترین دارایی ملی قرار گیرد؛ دارایی که نه قابل جایگزینی است و نه می‌توان ارزش واقعی آن را با هیچ معیار اقتصادی سنجید. همان‌گونه که جامعه از سرمایه‌های گران‌بهای خود حفاظت می‌کند، لازم است به این «طلای بی‌رنگ» نیز با همان حساسیت نگریسته شود. آب، همچون طلایی کمیاب و ارزشمند، سرمایه‌ای است که حفظ آن نه تبلیغ، بلکه ضرورت زندگی است؛ ضرورتی که در صورت غفلت، زیان‌های آن متوجه همه ما و نسل‌های آینده خواهد شد.

حمایت مالی **گالری طلا ترمه** (@Terme_goldgallery) در انتشار این اثر، فرصتی بود تا این پیام ارزشمند با قوت بیشتری بازتاب یابد؛ پیامی که هرچند از سوی یک نام تجاری ارائه شده، اما هدفی فراتر از تبلیغ را دنبال می‌کند. تأکید بر ارزش آب، و یادآوری اینکه این منبع حیاتی حتی با گران‌بهاترین فلزات نیز قابل مقایسه نیست، محور اصلی این همکاری است. امید است که نتیجه این تلاش مشترک بتواند گامی هرچند کوچک در مسیر فرهنگ‌سازی، مدیریت علمی و ارتقای سطح آگاهی عمومی در زمینه حفاظت از منابع آب باشد.

امیدواریم مطالعه این کتاب زمینه‌ساز نگاه عمیق‌تر، تصمیم‌گیری دقیق‌تر و اقدامی مؤثرتر برای حفاظت از این گنجینه بی‌بدیل باشد؛ گنجینه‌ای که آینده ما را رقم می‌زند.

پیشگفتار:

در جهانی که بحران آب به یکی از چالش‌های اساسی عصر حاضر تبدیل شده است، مدیریت صحیح و پایدار این منبع حیاتی، نه یک انتخاب که یک ضرورت اجتناب‌ناپذیر است. شهرها به عنوان کانون‌های اصلی مصرف آب، نیازمند رویکردهای علمی، نوآورانه و یکپارچه‌ای هستند که بتوانند بین تأمین نیازهای رو به رشد و حفظ منابع برای نسل‌های آینده توازن برقرار کنند. کتاب حاضر با عنوان «مقدمه‌ای بر مدیریت کیفیت آب شهری»، با هدف ارائه‌ی چارچوبی دانش‌بنیان و کاربردی برای درک این پیچیدگی‌ها ترجمه شده است.

در فرآیند ترجمه و آماده‌سازی این اثر، پایبندی به اصول امانت‌داری و دقت علمی در انتقال مفاهیم، همواره سرلوحه کار ما بوده است. گروه مترجمان کوشیده است تا ضمن حفظ اصالت و اصطلاحات تخصصی متن اصلی، روان‌ترین و گویاترین بیان ممکن را به زبان فارسی ارائه دهد تا برای خواننده ایرانی قابل‌درک و مفید واقع شود. این تلاش گروهی، با انگیزه‌ی مشارکت در ارتقای دانش مدیریت آب در کشور انجام پذیرفت.

این کتاب به‌طور ویژه برای دانشجویان و متخصصان رشته‌های مهندسی بهداشت محیط، مهندسی محیط‌زیست، علوم و مهندسی آب و دیگر رشته‌های مرتبط تدوین شده است. امیدواریم مطالب آن، چه در محیط دانشگاهی و چه در عرصه‌ی عمل، بتواند چراغ راهی برای درک بهتر مسائل، اتخاذ راه‌حل‌های مناسب و ترسیم آینده‌ای امن‌تر از نظر تأمین آب باکیفیت باشد.

با فروتنی می‌پذیریم که هیچ اثری خالی از اشکال نیست. از این رو، پیشنهادهای، نقدهای سازنده و راهنمایی‌های خوانندگان گرامی و صاحب‌نظران ارجمند را در مورد محتوا، دقت علمی و ویرایش کتاب، با آغوش باز پذیرا هستیم. این تعامل ارزشمند می‌تواند در غنای ویرایش‌های آتی این کتاب و تکمیل این حرکت علمی مؤثر باشد.

در پایان، بر خود لازم می‌دانیم از مدیریت محترم و کارکنان گرامی انتشارات خانیان برای پیگیری دقیق مراحل چاپ کتاب و تمامی عزیزانی که به‌گونه‌ای در به ثمر رسیدن این کار یاری‌مان دادند، صمیمانه سپاسگزاری کنیم.

مترجمان

زمستان ۱۴۰۴

بخش اول

کیفیت آب آشامیدنی

فصل اول:

استانداردها

بخش اول - کیفیت آب آشامیدنی

فصل اول: استانداردها

۱-۱- مقدمه

برای عموم مردم، کیفیت آب آشامیدنی اغلب یک سؤال ساده است که «آیا این آب برای نوشیدن سالم است؟» و انتظار یک پاسخ ساده به شکل «بله» یا «خیر» را دارند. یک شیمیدان باتجربه می‌داند که این سؤال، پیچیده‌تر و نیاز به یک پاسخ جامع، دقیق و با جزئیات دارد. عدم ارتباط مؤثر بین متخصصان آب و عموم مردم، ریشه اصلی تردیدهایی است که اغلب عموم نسبت به تأمین‌کنندگان آب خود دارند و زمینه‌ای بارور برای شک و ترس عمومی فراهم می‌کند. درک، تفسیر و برقراری ارتباط صحیح بین کیفیت آب و استانداردهای آن، پیش‌نیازهای کلیدی برای شیمیدانان و مهندسانی است که در این زمینه فعالیت می‌کنند.

۱-۲- دسته‌بندی پارامترهای کیفیت آب

صدها آزمون استاندارد برای آزمایش آب آشامیدنی وجود دارد که هرکدام پارامتر متفاوتی را مورد سنجش قرار می‌دهند. جهت تحلیل و بررسی مؤثر، لازم است این پارامترها بر اساس مخاطرات احتمالی یا ملاحظات آزمایشگاهی دسته‌بندی شوند.

۱-۲-۱- گروه‌بندی پارامترهای کیفی آب بر اساس خطر

چهار خطر اصلی وجود دارند که تعیین‌کننده استانداردهای کیفیت آب هستند:

- باید از خطرات زیبایی‌شناختی اجتناب شود تا اعتماد مصرف‌کننده به کیفیت آب آشامیدنی افزایش یابد. از دیرباز، بقای انسان به توانایی افراد در اجتناب از آب با کیفیت پایین بستگی داشته است. یک حس طبیعی برای شناسایی برخی از نشانه‌های خطر، به‌صورت غریزی در همه ما وجود دارد - بیشتر مردم احتمالاً از مصرف آب دارای رنگ سبز یا بوی تند خودداری می‌کنند. این اثرات نامطلوب از طریق روش‌های آزمایشگاهی مانند اندازه‌گیری کدورت، طعم، بو، رنگ و دما تعیین

- و اندازه‌گیری می‌شوند. نگرانی دیگر زمانی پدیدار می‌شود که مواد محلول از جمله آهن (Fe)، منگنز (Mn) و مس (Cu) در طول چرخه طبیعی استفاده از آب، رسوب می‌کنند. آهن و منگنز باعث ایجاد لکه‌های قهوه‌ای-سیاه روی لباس، پارچه و سطوح دیگر می‌شوند؛ مس نیز لکه‌های سبز بر روی ظروف لعابی ایجاد می‌نماید.
- مخاطرات حاد سلامتی، تهدیدی هستند که ممکن است عوارض بهداشتی و جسمانی در عرض چند دقیقه یا چند ساعت پس از مصرف آب بروز کنند. این اثرات ممکن است ناشی از ترکیبات شیمیایی (مانند آرسنیک، سیانید یا سطوح غلظت) بسیار بالای فلوراید) یا ارگانسیم‌های میکروبی (مانند عفونت‌های ویروسی یا باکتریایی که منجر به مسمومیت غذایی می‌شوند) باشند.
 - خطرات بهداشتی مزمن، عوارضی هستند که تنها پس از سال‌ها یا دهه‌ها قرارگیری مداوم در معرض آن‌ها نمایان می‌شوند. این اثرات می‌توانند به صورت سرطان‌ها، آسیب به سیستم عصبی، نارسایی تنفسی، اثرات پرتویی و غیره بروز کنند.
 - خطرات بهره‌برداری، مرتبط با نقص در عملکرد و بهره‌برداری تصفیه‌خانه آب می‌باشند. مدیریت خطر نیاز به پارامترهای کنترلی دارد که به سرعت و به‌طور روتین و روزانه اندازه‌گیری شوند تا از کیفیت خوب آب به‌طور مداوم اطمینان حاصل شود. نه‌تنها باید از خطرات زیبایی‌شناختی، حاد و مزمن بهداشتی جلوگیری شود، بلکه آب تصفیه‌شده نیز باید غیر خورنده باشد. آب خورنده ممکن است به لوله‌ها، شیرآلات، پمپ‌ها و مخازن در سیستم توزیع آب آسیب‌های جبران‌ناپذیری وارد کند که به‌نوبه خود منجر به نشتی، قطع تأمین یا تعویض‌های پرهزینه می‌شود؛ بنابراین خوردگی یک خطر اقتصادی محسوب می‌شود. خوردگی پدیده پیچیده‌ای است که ناشی از اثرات ترکیبی pH، قلیائیت و دما می‌باشد که در فصل پنجم به تفصیل موردبررسی قرار خواهند گرفت.

(استاندارد ملی آفریقای جنوبی) ارجاع داده خواهد شد که فهرست آن‌ها در انتهای این فصل آمده است. خلاصه‌ای از خطرات ناشی از ۱-۲۴۱ SANS در جداول ۱-۱ تا ۵-۱ ارائه شده است.

جدول ۱-۱- پارامترهای میکروبیولوژیکی کیفیت آب *

پارامتر	طبقه‌بندی خطر	اثر اختصاصی
E. coli یا کلیفرم‌های مدفوعی	حاد سلامتی	شاخص آلودگی مدفوعی
ویروس‌های سیتوپاتوژن	حاد سلامتی	آسیب سلولی
انگل‌های تک‌یاخته‌ای	حاد سلامتی	گاستروانتریت، اسهال
کلیفرم‌های کل	بهره‌برداری	شاخص آلودگی مدفوعی
شمارش بشقاب‌ی باکتری‌های هتروتروفيک	بهره‌برداری	شاخص فعالیت‌های میکروبیولوژیکی
کالی‌فاژهای سوماتیک	بهره‌برداری	شاخص آلودگی مدفوعی

* برگرفته از جدول شماره ۱ از ۱-۲۴۱ SANS (۲۰۱۵)

جدول ۲-۱- پارامترهای فیزیکی و زیبایی‌شناختی کیفیت آب *

پارامتر	طبقه‌بندی خطر	اثر اختصاصی
کلر آزاد	حاد سلامتی	گندزدا
مونوکلرآمین	حاد سلامتی	گندزدا
رنگ	زیبایی‌شناختی	نارضایتی مصرف‌کننده
هدایت الکتریکی در دمای ۲۵°C	زیبایی‌شناختی	شاخص نمک‌های محلول
طعم و بو	زیبایی‌شناختی	نارضایتی مصرف‌کننده
کل جامدات محلول	زیبایی‌شناختی	طعم نامطبوع
کدورت	بهره‌برداری	شاخص حذف ذرات
کدورت	زیبایی‌شناختی	نارضایتی مصرف‌کننده
pH در دمای ۲۵°C	بهره‌برداری	خورندگی، طعم، فلزات محلول

* برگرفته از جدول شماره ۲ از ۱-۲۴۱ SANS (۲۰۱۵)

جدول ۳-۱- پارامترهای شیمیایی (ماکرو پارامترها) کیفیت آب *

پارامتر	طبقه‌بندی خطر	اثر اختصاصی
نیتрат به صورت N	حاد سلامتی	متهمو گلوبینمیا
نیتريت به صورت N	حاد سلامتی	متهمو گلوبینمیا
سولفات به صورت SO_4^-	حاد سلامتی	اسهال
سولفات به صورت SO_4^-	زیبایی‌شناختی	طعم تلخ و شور
فلوراید به صورت F^-	مزمّن سلامتی	لایه مینای دندان، فلوئورزيس استخوانی یا اسکلتی
آمونیاک به صورت N	زیبایی‌شناختی	طعم و بو
کلراید به صورت Cl^-	زیبایی‌شناختی	طعم شور
سدیم به صورت Na	زیبایی‌شناختی	طعم، فشار خون
روی به صورت Zn	زیبایی‌شناختی	طعم، ظاهر شیری

* برگرفته از جدول شماره ۲ از ۱-۲۴۱ SANS (۲۰۱۵)

جدول ۴-۱- پارامترهای شیمیایی (میکرو پارامترها) کیفیت آب *

پارامتر	طبقه‌بندی خطر	اثر اختصاصی
آنتیموان به صورت Sb	مزمّن سلامتی	اسهال، آسیب کبدی
آرسنیک به صورت As	مزمّن سلامتی	زخم‌های پوست، سرطان پوست
کادمیم به صورت Cd	مزمّن سلامتی	آسیب کلیه
کل کروم به صورت Cr	مزمّن سلامتی	سرطان گوارشی
کبالت به صورت Co	مزمّن سلامتی	آسیب قلب و آسیب تیروئید
مس به صورت Cu	مزمّن سلامتی	طعم، ایجاد لکه، مشکلات گوارشی
سیانید به صورت CN^-	حاد سلامتی	سیستم عصبی، تیروئید
آهن به صورت Fe	مزمّن سلامتی	خستگی، درد مفاصل
آهن به صورت Fe	زیبایی‌شناختی	طعم، ایجاد لکه، رسوب
سرب به صورت Pb	مزمّن سلامتی	آسیب عصبی
منگنز به صورت Mn	مزمّن سلامتی	آسیب عصبی
منگنز به صورت Mn	زیبایی‌شناختی	طعم، ایجاد لکه
جیوه به صورت Hg	مزمّن سلامتی	آسیب به سیستم عصبی، کبد
نیکل به صورت Ni	مزمّن سلامتی	تحریک پوست
سلنیوم به صورت Se	مزمّن سلامتی	آسیب کبد، رشد کندتر مو و ناخن
اورانیوم به صورت U	مزمّن سلامتی	پرتوزایی
وانادیوم به صورت V	مزمّن سلامتی	رشد کندتر، علائم تنفسی
آلومینیوم به صورت Al	بهره‌برداری	اثرات عصبی احتمالی

* برگرفته از جدول شماره ۲ از ۱-۲۴۱ SANS (۲۰۱۵)

جدول ۱-۵- پارامترهای آلی کیفیت آب *

پارامتر	طبقه‌بندی خطر	اثر اختصاصی
کل کربن آلی به صورت C	سلامتی مزمن	شاخص آلودگی آلی
کلروفرم	سلامتی مزمن	سرطان‌زایی با ریسک پایین
بروموفرم	سلامتی مزمن	سرطان‌زایی با ریسک پایین
دی‌بروموکلرمتان	سلامتی مزمن	سرطان‌زایی با ریسک پایین
برومودی‌کلرمتان	سلامتی مزمن	سرطان‌زایی با ریسک پایین
میکروسیستین به صورت LR	سلامتی مزمن	تحریک پوست
فنل‌ها	زیبایی‌شناختی	بو

* برگرفته از جدول شماره ۲ از ۱-۲۴۱ SANS (۲۰۱۵)

۱-۳- رهنمودهای ملی و بین‌المللی کیفیت آب

در جهان، برای آب آشامیدنی، رهنمودهای کیفی بسیاری وجود دارد. سازمان جهانی بهداشت^۱ (WHO) یکی از معتبرترین رهنمودها را ارائه می‌دهد که هر چند سال یک‌بار بازنگری می‌شوند. /تحدیه اروپا^۲ (EU) استاندارد منطقه‌ای خود را ارائه می‌دهد. بسیاری از کشورها، استانداردهای خود را انتخاب کرده‌اند؛ برای مثال ۲۴۱ SANS که مختص آفریقای جنوبی است. سازمان حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده^۳ (USEPA) جامع‌ترین استاندارد آب آشامیدنی مبتنی بر کشور را ارائه می‌کند. برخی از تأمین‌کنندگان آب حتی فراتر رفته و دستورالعمل‌های کیفی خاص خود را تدوین می‌کنند که از آن به‌عنوان یک راهنمای داخلی برای هدایت عملیات خود استفاده می‌کنند. به‌عنوان مثال، شرکت RAND WATER از چنین استانداردی استفاده می‌کند.

این موضوع که تفاوت‌های قابل‌توجهی بین این استانداردها وجود دارد، کمی شگفت‌آور است؛ آیا نباید همه آن‌ها یکسان باشند؟ مقایسه‌های کمی و عددی برای توضیح این نکته توسط محققان زیادی انجام شده است. به‌عنوان مثال، Mamba و همکاران (۲۰۰۸) پارامترهای مرتبط با سلامتی ارائه‌شده توسط چهار استاندارد شامل: رهنمود WHO،

1- World Health Organization

2- European Union

3- United States Environmental Protection Agency

استاندارد منطقه‌ای اتحادیه اروپا (EU) و استانداردهای ملی هلند و آفریقای جنوبی را مقایسه کردند. تفاوت‌های بسیاری مشاهده شد؛ برخی پارامترها توسط برخی نهادها مورد نظارت قرار می‌گیرند، در حالی که توسط برخی دیگر نادیده گرفته می‌شوند. در برخی موارد، SANS ۲۴۱ پایین‌ترین و در موارد دیگر، بالاترین بود. یک الگوی کلی مشاهده شد، به این ترتیب که استاندارد هلند به‌طور کلی سخت‌گیرانه‌ترین استاندارد بود، پس از آن استاندارد اتحادیه اروپا و سپس استاندارد سازمان بهداشت جهانی قرار داشت و استاندارد آفریقای جنوبی (SANS) سهل‌گیرانه‌ترین بود. استاندارد آفریقای جنوبی (SANS) پارامترهای شیمیایی مرتبط با سلامت را به‌طور نسبتاً خوبی پوشش داده است (تنها یک مورد از ۲۱ پارامتر مورد بررسی، توسط گروه جامع پوشش داده نشده است؛ برومات) اما پوشش ضعیف‌تری در مورد پارامترهای آلی وجود دارد (تنها دو مورد از نه پارامتر مورد بررسی توسط گروه جامع پوشش داده شده است، یعنی کل تری هالومتان‌ها و کربن آلی کل).

دلایل خوبی برای توجیه اکثر این تفاوت‌ها وجود دارد. در برخی مناطق، مشکلات خاصی وجود دارد که نیاز به تأکید بیشتر بر روی ترکیبات خاص دارد. به عنوان مثال، در ایالات متحده، گاز رادون با آب‌های زیرزمینی در برخی مناطق مرتبط است که باعث می‌شود رادون در فهرست آن‌ها وجود داشته باشد در حالی که در بیشتر مناطق دیگر حضور ندارد. آرسنیک در چاه‌های کم‌عمق در بنگلادش موجود است که آن را پارامتر ارجح در آن بخش‌ها معرفی می‌کند. علاوه بر این، ملاحظات عملی و اقتصادی نیز بر تدوین استانداردها تأثیرگذار هستند. به عنوان مثال، مناطق روستایی بزرگ در نامیبیا تنها بر آب‌های زیرزمینی متکی هستند و بسیاری از آن‌ها ممکن است به‌طور غیرقابل قبولی شور باشند؛ بنابراین، حداکثر مجاز کل نمک‌های محلول در نامیبیا بالاتر از حد مجاز آفریقای جنوبی است. به عنوان یک مثال دیگر، در اروپا در برخی راهنماها حداکثر دمای محیط (معمولاً ۱۵ درجه سانتی‌گراد) به عنوان یک پارامتر زیبایی‌شناختی درج شده است؛ بیشتر افراد آب خنک‌تر را ترجیح می‌دهند. در آفریقای جنوبی، این حدود بی‌معنی خواهد بود

چون دمای آب سطحی در تابستان به‌طور متداول از ۲۰ درجه سانتی‌گراد فراتر می‌رود. خنک کردن آب به صورت مصنوعی در مقیاس شهری کاملاً غیرعملی و غیراقتصادی است. حدود عددی مندرج در استانداردهای کیفیت آب می‌بایست با دقت تفسیر شوند. در ادامه این فصل، مشخص خواهد شد که تعیین این حدود، مبتنی بر یک علم دقیق نبوده و حاوی ابهاماتی است. به‌عنوان مثال، استاندارد ۱۰۰ واحد در لیتر به‌هیچ‌وجه به این معنا نیست که آب با ۹۰ واحد در لیتر کاملاً ایمن است و آب با ۱۱۰ واحد در لیتر کاملاً غیرقابل شرب!

تأمین‌کنندگان آب در هلند، به‌عنوان نمونه، در تلاش مستمر برای ارتقای کیفیت آب نسبت به تمامی پارامترها، با رعایت محدودیت‌های عملی و اقتصادی، می‌باشند. مهم نیست که پارامتر چقدر از استاندارد دور یا نزدیک باشد. تأمین‌کننده آب بایستی نسبت به هرگونه افزایش تدریجی در پارامترهای کیفی، حتی در صورت پایین‌تر بودن از حد مجاز، حساس بوده و اقدامات پیشگیرانه لازم را اتخاذ نماید. تعلل تا زمانی که نهایتاً از حد مجاز تجاوز کند ممکن است خیلی دیر باشد.

۱-۴- پارامترهای کیفی آب چگونه انتخاب می‌شوند؟

ایجاد استاندارد کیفی آب یک فرآیند دو مرحله‌ای است. در مرحله اول که در این بخش توضیح داده شده است، پارامترها انتخاب می‌شوند. در مرحله دوم که در بخش ۱-۵ مطرح شده است، حدود عددی (یا همان استاندارد یا رهنمود) برای هر پارامتر تعیین می‌شود. هیچ الگوریتم ثابتی برای انتخاب کاندیدهای بالقوه برای تنظیم و همچنین نحوه غربال‌گری آن‌ها برای قرار گرفتن در لیست نهایی ترکیبات تنظیم‌شده، وجود ندارد. متخصصان رشته‌های مختلف در صورتی که مشکوک به وجود یک مشکل سیستماتیک مرتبط با آب شوند، نگرانی خود را ابراز خواهند کرد. پزشکان ممکن است الگوهایی را در شکایات بیماران خود مشاهده کنند. علاوه بر این، تأمین‌کنندگان آب ممکن است تغییری در ماهیت یا فراوانی شکایات مشاهده کنند؛ کشاورزان ممکن است شروع به استفاده از مقادیر زیادی از مواد شیمیایی جدید کنند؛ شرکت‌های داروسازی ممکن است مقادیر زیادی از

محصولات جدید را معرفی کنند که ممکن است به منابع آب ما نفوذ کنند؛ زیست‌شناسان ممکن است روندهایی را برای انقراض برخی از گونه‌های گیاهی و حیوانی بیابند؛ و این لیست ادامه دارد. به این ترتیب، توافقی بر سر این مسئله شکل می‌گیرد که برخی ترکیبات جدید نیاز به توجه دقیق‌تر دارند. این امر معمولاً با دوره‌ای از نظارت سیستماتیک و دقیق‌تر همراه است تا بررسی شود که چه مقدار از آلاینده در محیط آب واقعاً وجود دارد. به‌طور هم‌زمان، دیگر متخصصان ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آلاینده، مسیرهای آن در محیط و بدن انسان، امکان حذف آلاینده در طول تصفیه و غیره را جمع‌آوری خواهند کرد. پس از گذشت مدتی، گروهی از متخصصان رشته‌های مختلف، شواهد موجود را بازبینی و در صورت لزوم، آن پارامتر به‌عنوان کاندید جهت نظارت و وضع حدود استاندارد برای آن معرفی می‌شود. این فرایند که در اینجا به‌شدت ساده‌شده است، معمولاً در یک دوره زمانی از چند سال تا یک یا دو دهه ادامه دارد. به‌عنوان مثال، خطر بالقوه تری هالومتان‌ها برای اولین بار در سال ۱۹۷۶ مطرح شد، اما تقریباً ۱۵ سال دیگر تحلیل سیستماتیک طول کشید تا اطلاعات کافی برای افزودن تری هالومتان‌ها به فهرست پارامترهای تحت نظارت آب به دست آید. در آفریقای جنوبی، استانداردها به‌طور منظم توسط یک کمیته تخصصی به‌روزرسانی می‌شود، آخرین استاندارد در زمان نگارش این متن در سال ۲۰۱۵ منتشر شده است.

۱-۵- حدود کیفیت آب چگونه تعیین می‌شوند؟

یک مثال معمول از چگونگی توسعه استاندارد کیفیت آب، بیانیه بهداشت عمومی صادرشده در مورد کبالت در آب نوشیدنی ارائه شده است (*آژانس مواد سمی و بیماری‌های ثبت‌شده*^۱ ۲۰۰۴). تعیین کمی حدود کیفیت آب فقط زمانی ممکن است که پاسخ به سؤالات زیر را داشته باشیم:

1- Agency for Toxic Substances and Disease of Registry

- کبالت چیست؟ (درک مناسب از کبالت؛ جایی که یافت می‌شود، در چه ترکیب‌های شیمیایی و چه ظرفیت‌هایی ممکن است یافت شود، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن و غیره.
 - وقتی کبالت وارد محیط‌زیست می‌شود چه اتفاقی می‌افتد؟ (مسیرهای ورود به محیط‌زیست توسط فعالیت‌های طبیعی و انسانی، به همراه جریان و سرنوشت بعدی آن)
 - انسان‌ها چگونه ممکن است در معرض کبالت قرار گیرند؟ (تخمین غلظت کبالت در سه حالت اصلی مواجهه؛ توسط استنشاق هوا، مصرف غذا و آب، تماس با پوست).
 - کبالت چگونه به بدن انسان وارد و خارج می‌شود؟
 - (شناخت مسیرهای متابولیکی از طریق بدن - هوای ریه‌ها، جذب در خون، جایی که ممکن است تجمع پیدا کند، چگونگی استخراج آن)
 - چگونه کبالت ممکن است بر روی سلامت من تأثیر بگذارد؟ (آگاهی از اثرات احتمالی سلامتی؛ تماس حاد، تماس کوتاه‌مدت و تماس بلندمدت)
- هرچند استدلال این روش ممکن است واضح به نظر برسد، اما کمی سازی گام‌های میانی مملو از فرضیاتی است که اغلب با شواهدی گاهاً ناقص یا بی‌معنا پشتیبانی می‌شود. تخمین میزان آلاینده واردشده به محیط با دقت قابل قبولی امکان‌پذیر است، اما مسیرهای تخریب و متابولیک دشوارتر هستند. نظارت محیطی می‌تواند این تخمین‌ها را بررسی کند. کارهای سمیت شناسی حتی پیچیده‌تر هستند. موش‌ها، رت‌ها، خرگوش‌ها یا گونه‌های دیگر برای دوره‌های مختلف در معرض سطوح مختلفی از آلاینده‌ها قرار می‌گیرند تا مقیاس‌های مختلفی مانند LD50 (دوز کشنده^۱ که ۵۰ درصد را از بین می‌برد)، NOAEL (سطح بدون مشاهده اثر نامطلوب^۲) و LOAEL (پایین‌ترین سطح اثر نامطلوب مشاهده‌شده^۳) محاسبه شوند. اگر این اطلاعات بر اساس کسر یا نسب جرم آلاینده بر جرم بدن حیوان

1- Lethal Dose

2- No Observed Adverse-Effect Level

3- Lowest Observed Adverse-Effect Level

آزمایشگاهی بیان شود، به سم‌شناسان حرفه‌ای اجازه می‌دهد تا آن را به سطح انسانی مقیاس دهی کنند.

مثال ۱-۱

این مثال نشان می‌دهد که چگونه حد مجاز ۲۰ میکروگرم بر لیتر برای آنتیموان در آب آشامیدنی، بر اساس انتشاریه‌ای از سوی سازمان جهانی بهداشت (WHO) در سال ۲۰۰۳ تعیین شده است. مقایسه‌ی دقیق مطالعات تجربی بر روی حیوانات آزمایشگاهی، منجر به تعیین سطح بدون اثر نامطلوب مشاهده‌شده (NOAEL) برابر با ۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم (جرم آنتیموان به ازای هر کیلوگرم وزن بدن در روز) بر اساس مطالعه‌ای بر روی رت‌ها شد. در غلظت‌های بالاتر از این مقدار، رت‌ها دچار کاهش وزن و کاهش مصرف غذا و آب شدند.

۱۰۰۰ = ضریب ایمنی NOAEL برای تعمیم به انسان

$$(TDL) = \frac{6000}{1000} = 6 \mu g / kg \text{ کل دریافت روزانه}$$

انسان‌ها تقریباً ۱۰ درصد از TDI آنتیموان خود را از آب آشامیدنی می‌گیرند، بنابراین TDI آب:

$$6 \times 0.10 = 0.6 \mu g / kg$$

یک انسان با وزن ۶۰ کیلوگرم روزانه ۲ لیتر آب می‌نوشد، بنابراین غلظت مجاز آنتیموان:

$$0.6 \times \frac{60}{2} = 18 \cong 20 \mu g / kg$$

۱-۶- چالش آلاینده‌های نوظهور

۱-۶-۱- طبقه‌بندی ترکیبات آلی زینوبیوتیک^۱ نوظهور

ترکیبات زینوبیوتیک (ترکیباتی که برای ارگانیسم‌های زنده بیگانه هستند) در عصر صنعتی مدرن در حال گسترش هستند. تعداد ترکیبات جدید به حدی افزایش یافته است که اکنون نیاز داریم تا کلاس‌ها یا دسته‌بندی‌هایی از ترکیبات را مشخص کنیم تا بحث‌های معنادار امکان‌پذیر شوند. در حال حاضر، سرویس چکیده‌های شیمیایی^۲ (CAS) ۶۰ میلیون ماده ثبت‌شده آلی و غیر آلی (معدنی) را در جهان لیست کرده است (موجود در سایت <http://www.cas.org/>). سازمان حفاظت محیط‌زیست ایالات متحده (USEPA) ۸۴۰۰۰ مورد از این مواد شیمیایی را از نظر تجاری حائز اهمیت می‌داند. به یاد داشته باشید که استاندارد SANS ۲۴۱ شامل کمتر از ۵۰ آلاینده، با احتساب تمام پارامترها است!

ترکیبات آلی پایدار^۳ (POPs)، یک گروه کوچک از ترکیبات آلی را تشکیل می‌دهند که نسبت به تجزیه نوری، شیمیایی و بیولوژیکی مقاوم بوده و خواص سمی دارند که در طی ۲۰ سال گذشته به‌طور نسبتاً خوبی مورد مطالعه قرار گرفته‌اند. کنوانسیون استکهلم^۴ توافقنامه‌ای بین‌المللی است که با هدف نهایی ریشه‌کن کردن این ترکیبات زیان‌آور از کره زمین طراحی شده است. کنوانسیون استکهلم با شناسایی اولیه دوازده ترکیب شیمیایی (موسوم به «دوازده کثیف»^۵) آغاز به کار کرد. این فهرست در ادامه گسترش یافته و در حال حاضر شامل بیست‌وسه آلاینده آلی پایدار شناخته شده است. همچنین، شش ترکیب دیگر نیز جهت بررسی و احتمالاً الحاق به این فهرست در دستور کار قرار دارند.

1- Xenobiotic

2- Chemical Abstracts Service

3- Persistent Organic Pollutants

4- Stockholm Convention

5- Dirty dozen

ترکیبات مختل‌کننده غدد درون‌ریز^۱ (EDCs) ترکیباتی هستند که مظنون به تداخل احتمالی با عملکرد هورمون‌های طبیعی در موجودات زنده هستند. این مداخلات به شکل‌های مختلف با علائم مختلفی که در اینجا به آن‌ها اشاره نشده، ظاهر می‌شود. از دیدگاه انسانی، اختلال در سیستم غدد درون‌ریز اصلی‌ترین نگرانی در مورد ترکیبات زینوبیوتیک است.

محصولات مراقبت شخصی و دارویی^۲ (PPCPs) که ماهیت آلی دارند، از استفاده روزافزون از ترکیبات موجود در داروها، مواد شیمیایی خانگی و لوازم بهداشتی ناشی می‌شوند. شناسایی ترکیبات نگران‌کننده از میان همه ترکیبات جدیدی که به‌طور مداوم ثبت می‌شوند، دشوار است. اصل احتیاط می‌گوید که تمام ترکیبات جدید تا زمانی که شواهد علمی بهتری برای پذیرش یا رد فرضیه موجود شود، باید به‌عنوان یک ماده احتمالاً مضر تلقی شوند. تهیه و نگهداری لیست ترکیبات (CECs)^۳ و (EDCs) نقطه شروع مهمی برای ارزیابی سیستماتیک می‌باشد. بخش قابل‌توجهی از این فهرست‌ها به صورت پایگاه‌های داده در دسترس عموم قرار دارند که اطلاعات ارزشمندی درباره هر ترکیب، از جمله خواص فیزیکی، سمیت، مراجع مطالعات منتشرشده، وضعیت قانونی، شماره ثبت CAS و روش‌های مناسب آنالیز را ارائه می‌دهند. معروف‌ترین پایگاه‌های داده برای آلاینده‌های آلی که موجب نگرانی هستند به شرح زیر می‌باشند:

– پایگاه داده TEDX (تبادل اطلاعات در خصوص مختل‌کننده‌های سیستم غدد درون‌ریز^۴) با بیش از ۱۰۰۰ ترکیب که توسط TEDX نگهداری می‌شود و در آدرس زیر در دسترس است.

– <http://endocrinedisruption.org/endocrine-disruption/tedx-list-of-potential-endocrine-disruptors/overview>

-
- 1- Endocrine Disrupting Compounds
 - 2- Pharmaceuticals and Personal Care Products
 - 3- Constituents of Emerging Concern
 - 4- The Endocrine Disrupting Exchange

- پایگاه داده‌های IRIS (سیستم/اطلاعات یکپارچه خطر^۱) با بیش از ۵۵۰ ترکیب توسط USEPA نگهداری می‌شود.
 - <http://cfpub.epa.gov/ncea/iris/index.cfm?fuseaction=iris.showSubstanceList>.
 - لیست (SIN)^۲ با ۴۰۶ ترکیب که توسط شورای بین‌المللی شیمی^۳ (ChemSec) نگهداری می‌شود و در سایت زیر در دسترس است.
 - <http://www.chemsec.org/what-we-do/sin-list>.
 - HSDB (بانک داده‌های مواد شیمیایی خطرناک^۴) با اطلاعات در مورد ۵۷۵۶ ترکیب که توسط وزارت بهداشت و خدمات انسانی آمریکا نگهداری می‌شود.
 - <http://sis.nlm.nih.gov/enviro/hsdbchemicalslist.html>.
 - فهرست‌های کشوری: بسیاری از کشورها فهرست‌هایی مختص خود را از CECs تهیه کرده‌اند.
 - http://ec.europa.eu/environment/archives/docum/pdf/bkh_a_nnex_02_03.pdf
 - پایگاه داده محصولات خانگی^۵ حاوی اطلاعات و مواد تشکیل‌دهنده ۱۴۰۰۰ برند مصرفی که توسط وزارت بهداشت و خدمات انسانی/ایالات متحده^۶ نگهداری می‌شود.
 - <http://hpd.nlm.nih.gov/>.
- گروه‌های شناسایی‌شده از یکدیگر مستثنی نیستند و این امر ارزیابی سیستماتیک را پیچیده‌تر می‌کنند. نمودار ساده‌شده در شکل ۱-۱ نشان می‌دهد که یک ترکیب ممکن است به بیش از یک گروه تعلق داشته باشد و همچنین همه PPCPs جزء CECs محسوب نمی‌شوند.

1- Risk Information System

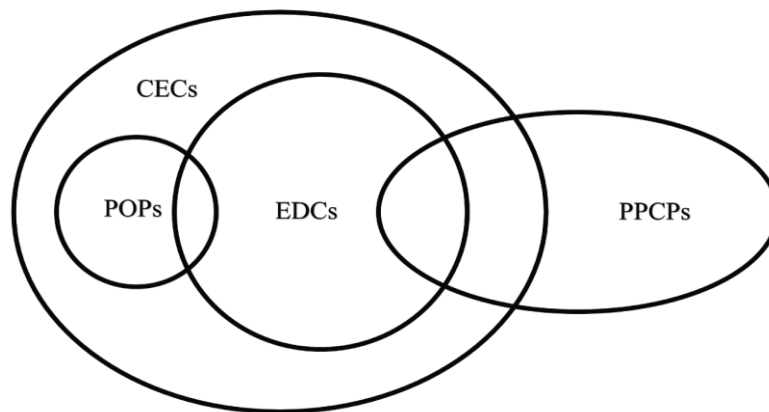
2- Substitute It Now

3- International Chemical Secretariat

4- Hazardous Substances Data Bank

5- The Household Products Database

6- The US Department of Health and Human Services



شکل ۱-۱- ارتباط بین گروه‌های مختلف آلاینده‌های نوظهور

کمیسیون تحقیقات آب آفریقای جنوبی با تشخیص ضرورت ارائه یک چشم‌انداز جامع از پژوهش‌های گذشته و جاری در حوزه آلاینده‌های POPs و CECs، اقدام به برگزاری کارگاهی ملی نمود. هدف از این کارگاه، تدوین استراتژی لازم جهت هدایت تحقیقات آتی در این زمینه‌های حیاتی بود (Coetzee و همکاران، ۲۰۱۶). برخی از یافته‌ها، به‌منظور تکمیل این فصل مورد استفاده قرار گرفته است.

۱-۶-۲- ملاحظات نمونه‌برداری

با توجه به تعداد بسیار زیاد ترکیبات و پیچیدگی فرآیندهای آنالیز آن‌ها، نیاز به اجرای مراحل غربالگری اولیه جهت کاهش تعداد ایستگاه‌های نمونه‌برداری و پارامترهای پایش مورد نیاز، به‌منظور دستیابی به پایش عملی و مقرون‌به‌صرفه را ضروری می‌سازد. مرحله نخست غربالگری باید بر روی مناطقی تمرکز یابد که احتمال حضور ترکیبات CECs در آن‌ها بیش‌تر است، مثل بنادر، رودخانه‌های آلوده، مناطقی که آفت‌کش‌ها استفاده می‌شوند، دامداری‌ها و دام‌پروری‌ها، جریان‌های پایین‌دست سکونتگاه‌های غیررسمی و حوضه‌های شهری. در مرحله دوم، از آزمون‌های زیستی بایستی برای ارزیابی وجود فعالیت EDC در نقاط نمونه‌برداری انتخاب‌شده استفاده شود. صرفاً در صورت مشاهده چنین فعالیتی، اجرای مرحله سوم شامل پایش و آنالیز دقیق‌تر، توجیه‌پذیر خواهد بود.

ترکیبات CECs در آب، رسوبات و موجودات آبی یافت می‌شوند. هرکدام از این انواع نمونه‌ها دارای نقاط قوت و ضعف خاص خود هستند. انتقال آب در رودخانه‌ها، نهرها و مخازن کوچک نسبتاً سریع صورت می‌پذیرد و ممکن است پیک‌های سریع و کوتاه‌مدت آلاینده‌ها در صورت پایین بودن تناوب پایش، از دست بروند. حلالیت پایین بسیاری از ترکیبات CECs در آب، نیازمند حد تشخیص بسیار پایین در صورت آنالیز نمونه‌های آب می‌باشد. با این حال، یک پیک کوتاه‌مدت آلاینده که به سرعت از یک مخزن عبور می‌کند، اثرات خود را برای مدت طولانی‌تری در رسوبات کف باقی می‌گذارد، جایی که بسیاری از این ترکیبات CECs تمایل به جذب دارند. برای شناسایی مکان‌هایی که در آن‌ها پیک‌های مکرر آلاینده رخ داده یا آلاینده‌ها با غلظت کم اما پایدار آزاد شده‌اند، نمونه‌برداری از رسوبات ممکن است نوع نمونه‌برداری مناسب‌تری باشد. همچنین، موجودات زنده تمایل به تجمع بسیاری از این ترکیبات CECs در بافت‌های خود دارند و ممکن است نسبت به خود آب، شاخص‌های بهتری برای مواجهه بلندمدت با آلاینده باشند.

گام نخست در اجرای یک بررسی جامع برای ترکیبات CECs در آفریقای جنوبی، اتخاذ رویکرد حوضه آبخیز محور است. تحلیل دقیق فعالیت‌های اقتصادی در هر حوضه آبخیز می‌تواند ترکیبات CECs با اولویت پایش را مشخص نماید که رویکردی مبتنی بر ورودی^۱ محسوب می‌شود. در مرحله بعد، استراتژی مبتنی بر منابع^۲ شامل نمونه‌برداری و آزمایش سلسله‌مراتبی منابع آبی پیشنهاد می‌گردد. آزمون‌های زیستی اولیه برای تشخیص فعالیت EDC، پیش‌نیاز آنالیز شیمیایی چند پارامتری است که صرفاً در مناطق مشکوک به آلودگی اجرا می‌شود.

۱-۶-۳- ملاحظات آزمایشگاهی

هزینه‌ها و مشکلات آزمون‌های آزمایشگاهی از آغاز پژوهش‌های مربوط به ترکیبات CEC همواره محققان را سرخورده ساخته است. اگرچه آفریقای جنوبی بی‌تردید از توانایی

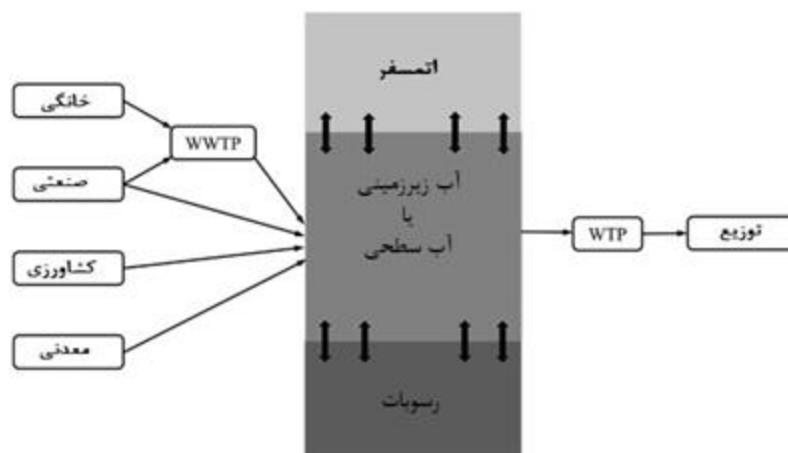
1- Input-directed

2- Resource-directed

حرفه‌ای و تجهیزات پیشرفته لازم برای انجام آنالیزهای موردنیاز برخوردار است، اما هزینه آزمایش‌های مربوط به ترکیبات EDC بسیار گزاف بوده و اغلب نهادهای تأمین آب را از انجام این آزمایش‌ها باز می‌دارد. بدتر آنکه، برخی از این خدمات ممکن است اصلاً به صورت تجاری در دسترس نباشند. تنها راه کاهش هزینه‌ها و تشویق سرمایه‌گذاری لازم برای انجام آنالیزهای تجاری به‌سادگی قابل‌دسترس و مقرون‌به‌صرفه، تضمین تأمین مداوم نمونه‌ها به مدت پنج تا ده سال است. در این شرایط، آزمایشگاه‌های خصوصی و تحقیقاتی ممکن است به سرمایه‌گذاری در تخصیص و تجهیزات لازم ترغیب شوند. به‌طور ایده آل، بار کاری آنالیز باید بین آزمایشگاه‌های دولتی، آزمایشگاه‌های تجاری محلی و ارائه‌دهندگان خدمات آزمایشگاهی بین‌المللی تقسیم شود تا کار با کمترین هزینه انجام شود.

۱-۶-۴- چرخه استفاده از آب

پیچیدگی مقابله با مسئله چندبعدی ترکیبات CECs را می‌توان به‌خوبی با یک نگاه کلی به چرخه مصرف آب که در شکل ۱-۲ نشان داده شده است، درک کرد.



شکل ۱-۲- راه‌های ورود آلاینده‌ها به چرخه مصرف آب

مسیرهای اصلی ورود POPs و CECs به منابع آبی، عمدتاً از طریق رواناب‌های سطحی به سمت رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و آبگیرها و همچنین نفوذ به آب‌های زیرزمینی صورت می‌پذیرد. این آلاینده‌ها بر اساس منشأ خود به چهار دسته خانگی، صنعتی، کشاورزی و معدنی (ناشی از معادن) تقسیم‌بندی می‌شوند. بخش قابل توجهی از آلاینده‌های ناشی از فعالیت‌های خانگی و صنعتی پیش از ورود به منابع آبی سطحی یا زیرزمینی، تحت فرآیند تصفیه فاضلاب قرار می‌گیرند. با این حال، آلاینده‌های حاصل از فعالیت‌های کشاورزی و معادن معمولاً به صورت مستقیم و بدون تصفیه وارد محیط‌های آبی می‌شوند.

پس از ورود CECs به محیط‌های آبی، فرآیند پیچیده‌ای از توزیع این آلاینده‌ها در فازهای مختلف محیطی آغاز می‌شود. این فازها شامل فاز جامد (مانند رسوبات و ساختارهای زمین‌شناسی)، فاز مایع (آب آزاد و آب بینابینی) و فاز گازی (اتمسفر برای مخازن و رودخانه‌ها و ناحیه غیر/شباع^۱ برای آب‌های زیرزمینی) می‌باشند. با توجه به اهمیت حفظ کیفیت آب آشامیدنی و نقش حیاتی فاز مایع در تأمین آب شرب، مطالعه و بررسی غلظت CECs در این فاز از اولویت‌های اصلی در تحقیقات مرتبط با آلودگی آب محسوب می‌شود. آب خامی که از منابع آبی استخراج می‌شود از تصفیه‌خانه آب عبور می‌کند، جایی

1- Vadose Zone

که برخی از آلاینده‌های آب خام ممکن است حذف شوند. با این حال، مواد شیمیایی تصفیه‌کننده نیز اضافه می‌شوند که باید برای CECها مدنظر قرار گیرند. علاوه بر این، آب تصفیه‌شده مدت‌زمانی را تا یک هفته، در سیستم توزیع صرف می‌کند که احتمال تشکیل محصولات جانبی گندزدایی، یا نشت از مواد به‌کاررفته در ساخت لوله‌ها، شیرآلات، کنتورهای آب، پمپ‌ها و مخازن ممکن است کیفیت آب را که درنهایت به شیرهای آب مصرف‌کنندگان تحویل داده می‌شود، به خطر بیندازد.

بخشی از جمعیت آفریقای جنوبی در مناطق روستایی و حاشیه شهری با چرخه‌ای از مصرف آب خانگی مواجه هستند که ناقص‌تر از مدل ارائه‌شده در شکل ۱-۲ است. در بسیاری از موارد، مردم آب آشامیدنی خود را مستقیماً از منابعی مانند رودخانه، چاه یا مخزن برداشت می‌کنند که ممکن است هیچ‌گونه فرآیند تصفیه رسمی بر روی آن صورت نپذیرد. علاوه بر این، سیستم توزیع آب در بسیاری از مناطق به‌طور کامل توسعه‌نیافته است و مردم مجبورند آب را از شیرهای آب عمومی به صورت دستی به منازل خود حمل کنند. این فرآیند حمل‌ونقل آب توسط افراد، امکان ورود آلاینده‌ها را از طریق منابع مختلفی، از جمله سطرها و ظروف پلاستیکی نامناسب، تشکیل بیوفیلم در ظروف آلوده و آلودگی مجدد آب در محیط خانگی افزایش می‌دهد.

۱-۷- منابع

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2004. *Public Health Statement on Cobalt*. <http://www.atsdr.cdc.gov/phs/phs.asp?id=371&tid=64>.
- Coetzee, L.Z., Gumbi, N., Haarhoff, J., Mamba, B.B., Msagati, T.A.M., Nkambule, T., and Wanda, E.M.M. 2015. Status Quo Report on the State of Knowledge on Persistent Organic Pollutants and Contaminants of Emerging Concern. Unpublished WRC Report 1087. Pretoria: Water Research Commission.
- Mamba, B.B., Rietveld, L.C., and Verberk, J.Q.J.C. 2008. "SA Drinking Water Standards under the Microscope." *Water Wheel*, 7(1): 24–27. Pretoria: Water Research Commission. http://www.wrc.org.za/wp-content/uploads/mdocs/WaterWheel_2008_01_WW%20Jan-Feb%2008.pdf.
- South African Bureau of Standards. 2015. South African National Standard (SANS) 241-1. *Drinking Water Part 1: Microbiological, Physical, Aesthetic and Chemical Determinands*. Pretoria: South African Bureau of Standards.
- World Health Organisation. 2003. *Antimony in drinking-water*. Report WHO/SDE/WSH/03.04/74. Geneva: World Health Organisation. http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/antimony.pdf.

فصل دوم:

مطابقت با استانداردها

فصل دوم: مطابقت با استانداردها

۲-۱- مقدمه

استاندارد آب آشامیدنی تصویب شده توسط تأمین کننده آب آشامیدنی (آخرین نسخه SANS ۲۴۱ در آفریقای جنوبی) پایه و اساس کمی برای مدیریت کیفیت آب است؛ اما داشتن استاندارد کیفیت آب، اولین قدم برای حصول اطمینان از این مسئله است که آب آشامیدنی سالم، به طور مداوم در اختیار عموم قرار می گیرد. اعمال استاندارد برای یک نمونه آب، ممکن است ساده به نظر برسد، اما چگونه می توان این استاندارد را برای یک شبکه توزیع بزرگ و پیچیده که آب هزاران مصرف کننده را تأمین می کند، اعمال کرد؟ این مسئله در اصل یک مشکل آماری است - چند وقت یکبار، کجا و چند نمونه باید گرفته و آزمایش شوند تا اطمینان حاصل شود که مردم آب آشامیدنی مطابق با استاندارد کیفیت آب را دریافت می کنند؟ بنابراین، اکنون این امر بر عهده مدیر کیفیت آب است، یعنی لزوماً کسی که دارای پیشینه علمی قوی است تا یک برنامه نظارتی برای رفع این نیاز مهم طراحی کند.

SANS ۲۴۱ صرفاً غلظت های محدود کننده پارامترهای مختلف را ارائه نمی کند بلکه به طور مفید، دستورالعمل های صریحی را برای کمک ارائه می دهد. برای افراد ناآشنا، این دستورالعمل ها ممکن است چیزی به جز انبوهی از بایدها و نبایدها به نظر نرسد، اما دستورالعمل های نمونه گیری با استدلال علمی محکم، پشتیبانی می شوند. این فصل به طور نظام مند دستورالعمل های ۲-۲۴۱ SANS را با مثال هایی برای نشان دادن کاربرد آنها مدنظر قرار می دهد.

۲-۲- رویکرد HACCP

مفهوم آنالیز خطر و نقاط کنترل بحرانی^۱ (HACCP) در ابتدا در صنعت غذا توسعه یافت و به عنوان «یک سیستم ایمنی پیشگیرانه مواد غذایی تعریف شد که در آن هر مرحله در ساخت، نگهداری و توزیع یک محصول غذایی از نظر علمی برای خطرات میکروبیولوژیکی،

1- Hazard Analysis and Critical Control Points

فیزیکی و شیمیایی، آنالیز شده است» (سازمان غذا و کشاورزی^۱ ۲۰۰۱). از آن زمان، طیف وسیع تری از مخاطبان، از جمله بخش آب آشامیدنی چارچوب قوی HACCP را برای آنالیز و کاهش ریسک پذیرفته‌اند. این چارچوب بر هفت اصل زیر متکی است که در ادامه به بررسی کاربرد آن‌ها در روش‌های تصفیه آب آشامیدنی آفریقای جنوبی پرداخته خواهد شد:

- شناسایی و آنالیز خطرات: SANS ۲۴۱-۱ بر اساس فهرستی از ۴۳ عامل تعیین‌کننده است که ممکن است خطراتی برای مصرف‌کنندگان ایجاد کند که در فصل یک مورد بحث قرار گرفته است.
- تعیین نقاط کنترل بحرانی (CCPs): SANS ۲۴۱-۲ دستورالعمل‌های روشنی را در مورد تعداد و موقعیت نقاط کنترل بحرانی (CCPs) ارائه می‌دهد که در بخش ۳-۲ مورد بحث قرار گرفته است.
- تعیین حدود بحرانی برای کیفیت در هر CCP: SANS ۲۴۱-۱ حد مجاز غلظت را برای ۴۳ شاخص تحت نظارت تعیین می‌کند که در فصل ۱ مورد بحث قرار گرفت.
- ایجاد یک روش نظارتی: SANS ۲۴۱-۲ رویه‌های نظارتی را برای انطباق با مقررات، تشخیص خطاهای عملیاتی و تأیید اقدامات اصلاحی فراهم می‌آورد که در بخش‌های ۴-۲ تا ۶-۲ مورد بحث قرار گرفته است.
- ایجاد اقدام اصلاحی: استاندارد SANS خواستار انجام اقدام اصلاحی در صورت لزوم است، بدون اینکه به صورت مشخص به آن اشاره کند.
- تأیید برنامه HACCP: به عنوان بخشی از فرآیند تأیید، استاندارد SANS ۲۴۱ تقریباً هر پنج سال یک‌بار توسط یک گروه کارشناسی مورد بازبینی قرار می‌گیرد تا اطمینان حاصل شود که بهترین شیوه‌ها رعایت می‌شوند.

– ثبت سوابق: فراتر از محدوده استاندارد SANS ۲۴۱ است و در حیطه این متن نیست.

بدیهی است که SANS ۲۴۱ اکثر مراحل HACCP موردنیاز را پوشش می‌دهد. بخش باقی‌مانده این فصل دستورالعمل‌های سال ۲۰۱۵ خود را به‌طور کلی موردبحث قرار خواهد داد. برای طراحی سیستم‌های نظارت واقعی، مراجعه به نسخه دقیق‌تر و جدیدتر استاندارد SANS ۲۴۱ ضروری است.

۲-۳- انتخاب نقاط کنترل بحرانی (CCPs)

مسئولان تأمین آب باید با سه نوع آب سروکار داشته باشند: آب خام، آب تصفیه‌شده و آب موجود در محل مصرف. CCP برای هر سه نوع موردنیاز است. برای هر منبع آب خام، باید یک CCP وجود داشته باشد. برای هر تصفیه‌خانه باید یک CCP پس از تصفیه وجود داشته باشد. برای هر منطقه توزیع، باید یک یا چند CCP وجود داشته باشد. برخی از تأمین‌کنندگان آب، آب تصفیه‌شده را به‌صورت عمده به تأمین‌کنندگان دیگر (به‌عنوان مثال شهرداری‌ها) می‌فروشند؛ بدیهی است که این تأمین‌کنندگان باید فقط انواع آبی را که با عملیات آن‌ها مربوط است در نظر بگیرند.

برای آبی که از طریق شبکه توزیع تأمین می‌شود، انتخاب CCP چندان ساده نیست. ممکن است این تصور اشتباه وجود داشته باشد که کیفیت آب پس از تصفیه بدون تغییر باقی می‌ماند. عوامل متعددی وجود دارند که باعث تغییر کیفیت آب پس از تصفیه می‌شوند:

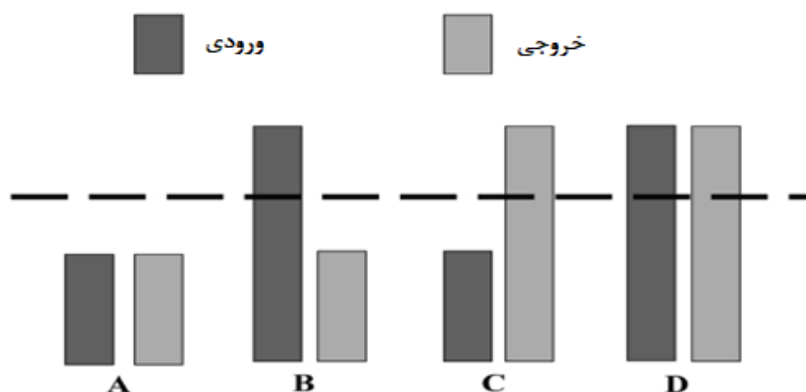
– حدود چهار تا هشت ساعت طول می‌کشد تا آب در یک تصفیه‌خانه معمولی جریان یابد؛ اما آب تصفیه‌شده روزها (حتی دو هفته در موارد شدید) در داخل سیستم شبکه توزیع، قبل از استفاده توسط مصرف‌کنندگان می‌ماند. زمان بسیار طولانی‌تر در شبکه توزیع به فرآیندهای شیمیایی و میکروبیولوژیکی کندتر اجازه می‌دهد تا تأثیر منفی بر کیفیت آب داشته باشند.

- مدت زمان ماندگاری طولانی در شبکه، گندزدایی شیمیایی را پیچیده می کند. مواد گندزدا با گذشت زمان تجزیه می شوند یا واکنش نشان می دهند. برای اطمینان از حفظ باقیمانده گندزدا تا نقطه مصرف، نظارت در داخل شبکه توزیع ضروری است.
 - سطوح آب های باز، بستری برای رشد لاروهای ناخواسته و دیگر موجودات زنده فراهم می کند. به عنوان مثال، اگر توری های تهویه سقفی روی سقف مخزن، به خوبی نگهداری نشوند، کیفیت آب مصرف کننده ممکن است به خطر بیفتد.
 - ته نشینی آرام ذرات در مخازن، اجتناب ناپذیر است. اگر لایه ضخیمی از لجن کف در سطح پایین آب از مخزن خارج شود، می تواند فاجعه بار باشد. مخازن، معمولاً هر چند سال یکبار باید در صورت لزوم بازرسی، تخلیه و تمیز شوند.
 - به طور مشابه، رسوب گذاری در لوله ها به ویژه در نقاط انتهایی شبکه توزیع که با سرعت جریان کم مواجه هستند، رخ خواهد داد. ممکن است نیاز باشد که به طور دوره ای برنامه شستشوی لوله ها از طریق شیرهای آتش نشانی اجرا شود تا از تأثیر این رسوبات بر مصرف کنندگان جلوگیری شود.
 - هرگاه که ترکیدگی لوله رخ دهد، خطر آلودگی آب یا ورود مواد خارجی وجود دارد. رویه صحیح این است که پس از انجام هرگونه تعمیرات بر روی لوله ها، شستشوی کامل و گندزدایی در محل انجام شود. عدم انجام این اقدامات پیشگیرانه، کیفیت آب را تحت تأثیر قرار می دهد.
- از این رو، حفظ کیفیت خوب آب در مناطق توزیع بزرگ که لوله ها طولانی تر و تعداد آنها بیشتر است و در نتیجه زمان ماند هیدرولیکی افزایش می یابد، دشوارتر است. انتخاب CCP ها در شبکه مستلزم بررسی دقیق است. استاندارد ۲-۲۴۱ SANS تصریح می کند که:
- هر منطقه توزیع مستقل باید CCP های خود را داشته باشد.
 - کلیه خروجی های مخازن زمینی و هوایی آب CCP محسوب می شوند.
 - دورترین نقاط همه مناطق توزیع CCP در نظر گرفته می شود.

- حداقل ۸۰ درصد از هر ناحیه توزیع باید تحت پوشش نمونه‌برداری قرار گیرد.
- مناطقی با ریسک بالا مانند بیمارستان‌ها، مدارس یا لوله‌های شبکه با انتهای بسته باید به‌عنوان CCP در نظر گرفته شوند.

۴-۲- پایش و نظارت بر خطرات کیفیت آب

اولویت نخست، شناسایی پارامترهایی است که در صورت وجود، خطرات عمده‌ای برای کیفیت آب ایجاد می‌کنند؛ بنابراین، استاندارد ۲۴۱-۲ SANS مقرر می‌دارد که سالانه یک بار و در زمانی که پیش‌بینی می‌شود کیفیت آب در بدترین حالت خود باشد، تحلیل کاملی از تمامی پارامترهای تحت کنترل در کلیه نقاط کنترل بحرانی انجام شود. نتایج مربوط به هر پارامتر می‌تواند یکی از اشکال نشان داده شده در شکل ۱-۲ را به خود بگیرد.



شکل ۱-۲- نتایج احتمالی نظارت بر خطرات کیفیت آب

- چهار نتیجه ممکن که در شکل ۱-۲ نشان داده شده است را در نظر بگیرید:
- مورد A مطلوب‌ترین حالت است که در آن نه آب خام و نه آب نهایی از حدمجاز ۲۴۱ SANS فراتر نمی‌رود. در این صورت، هیچ نظارت دیگری برای این عامل تا زمان نمونه‌گیری بعدی در سال بعد موردنیاز نیست، مگر اینکه برای نظارت عملیاتی ضروری باشد (بخش ۲-۵).

- مورد B نشان می‌دهد که آب خام فراتر از استاندارد است، اما تصفیه برای حذف آن تا زیر حد مجاز مؤثر است. با این حال، هرگونه خطای کوچک در عملیات ممکن است آن را فراتر از حد مجاز ببرد؛ بنابراین، نظارت عملیاتی باید تقویت شود (بخش ۲-۵).
- مورد C نشان می‌دهد که یک عامل در طول تصفیه افزایش یافته است که به آلودگی توسط مواد شیمیایی تصفیه‌کننده یا تشکیل محصولات جانبی گندزدایی اشاره می‌کند. آلومینیوم، آهن، باقیمانده گندزداها، آمونیاک و تری هالومتان‌ها نمونه‌های معمول مربوط به فرآیندهای عملیاتی و نوع مواد شیمیایی تصفیه‌کننده هستند. این امر مستلزم بازنگری در استراتژی تصفیه و همچنین انتخاب مواد شیمیایی تصفیه‌کننده است.
- مورد D نامطلوب‌ترین حالت است که در آن هم آب خام و هم آب تصفیه‌شده از حد مجاز فراتر می‌روند. این امر مستلزم یک مداخله مهندسی برای ارائه فرآیندهای تصفیه بهتر یا بیشتر است. نظارت باید افزایش یابد تا مشکل حل شود (بخش ۲-۵).

۲-۵- حد اقل پایش و نظارت بر خطرات عملیاتی

پس از نمونه‌برداری سالانه برای ارزیابی خطرات انطباق، گام بعدی طراحی یک برنامه نظارتی است تا از بهره‌برداری صحیح تصفیه‌خانه و شبکه توزیع اطمینان حاصل شود. حداقل مجموعه‌ای از پارامترهای اندازه‌گیری شده همان‌طور که در جدول ۱-۲ نشان داده شده است، می‌بایست وجود داشته باشد.

جدول ۱-۲- حداقل نظارت بر شاخص‌های فرآیندی^۱

توزیع ^۲	CCPs آب تصفیه‌شده	CCPs آب خام	هدایت الکتریکی یا TDS
قابل اعمال نیست	روزانه	روزانه	
دو هفته یکبار	یکبار در هر نوبت ۸ ساعته	روزانه	مقدار pH
دو هفته یکبار	یکبار در هر نوبت ۸ ساعته	روزانه	کدورت
دو هفته یکبار	یکبار در هر نوبت ۸ ساعته	قابل اعمال نیست	باقیمانده‌های گندزدایی
دو هفته یکبار	هفتگی	قابل اعمال نیست	E. coli یا کلیفرم‌های مدفوعی
دو هفته یکبار	هفتگی	قابل اعمال نیست	شمارش بشقاب‌های هتروتروف‌ها
قابل اعمال نیست	ماهانه	قابل اعمال نیست	مواد شیمیایی تصفیه‌کننده

۱) بر اساس جدول ۱ استاندارد (۲۰۱۵) ۲-۲۴۱ SANS. نمونه‌برداری ماهانه برای منابع آب زیرزمینی کافی است.

۲) در تمامی نقاط کنترل بحرانی (CCPs) باید نمونه‌برداری از E.coli و کلیفرم‌های مدفوعی در نقاط اضافی مطابق جدول ۲-۲ انجام شود.

E. coli یا کلیفرم‌های مدفوعی نشان‌دهنده خطرات بالقوه حاد سلامتی هستند و بنابراین مشمول الزامات خاص‌تری هستند. تمام CCP ها در شبکه به‌طور خودکار نقاط نمونه‌برداری برای E. coli و کلیفرم‌های مدفوعی هستند. علاوه بر این، باید حداقل تعداد نمونه‌ها بر اساس جمعیت مورد استفاده در آن منطقه توزیع خاص وجود داشته باشد که در جدول ۲-۲ نشان داده شده است. اگر این تعداد بیشتر از نقاط CCP ها باشد، نقاط نمونه‌برداری اضافی باید ایجاد شود، یا CCP ها باید به‌طور منظم‌تری نمونه‌برداری شوند تا به تعداد مورد نیاز برسند.

جدول ۲-۲- حداقل نمونه‌های لازم برای E. coli یا کلیفرم‌های مدفوعی در سیستم‌های توزیع*

حدقل تعداد نمونه در ماه	جمعیت تحت پوشش
۲	کمتر از ۵۰۰۰
۱ مورد به ازای هر ۵۰۰۰ نفر جمعیت + ۱	۵۰۰۰ تا ۱۰۰,۰۰۰
۱ مورد به ازای هر ۱۰۰۰۰ نفر جمعیت + ۱۱	۱۰۰,۰۰۰ تا ۵۰۰,۰۰۰
۱ مورد به ازای هر ۲۰۰۰۰ نفر جمعیت + ۳۶	بیش از ۵۰۰,۰۰۰

* بر اساس جدول ۲ استاندارد (۲۰۱۵) 241-2 SANS

برای آب‌های زیرزمینی که در آن‌ها تغییرات کیفیت آهسته‌تر و عموماً کم شدت‌تر است، دفعات نظارت را می‌توان به یک بار در ماه کاهش داد، مشروط بر اینکه تجاوز از حدود مجاز وجود نداشته باشد. در صورتی که تجاوز از آن‌ها وجود داشته باشد، دفعات پایش باید به میزان تعیین‌شده در جدول ۱-۲ افزایش یابد.

در جریان پایش در صورت تشخیص یک یا چند نمونه نامطابق با استاندارد حداقل بر اساس جدول ۱-۲، اقدامات اصلاحی باید انجام شود و دفعات نمونه‌برداری باید افزایش یابد و تا زمان رفع مشکل به‌طور کامل می‌بایست ادامه یابد.

مثال ۱-۲

شهری با ۳۰۰۰۰ نفر سکنه آب خام خود را از یک سد و یک چاه تأمین می‌کند. آب چاه کلرزی شده و سپس با آب تصفیه‌شده سد مخلوط می‌شود. جریان ترکیبی سپس به دو ناحیه توزیع عرضه می‌شود که هر کدام دارای مخزن اختصاصی هستند. منطقه A آب ده هزار نفر را تأمین می‌کند درحالی که منطقه B آب بیست هزار نفر را تأمین می‌کند. اگر همه‌چیز خوب پیش برود (بدون تخطی از حدود مجاز)، تعداد سالانه کدورت و تعداد نمونه‌های *E. coli* را اگر به‌طور متوسط دو نوبت در روز وجود داشته باشد، تخمین بزنید. تعداد CCP های آب خام = ۲ (یکی برای آب چاه قبل از کلرزی، یکی برای آب سد) تعداد CCP های آب تصفیه‌شده = ۲ (یکی برای چاه کلرزی شده، یکی برای آب سد تصفیه‌شده)

تعداد CCP های منطقه A = ۲ (یکی بعد از مخزن، یکی در انتهایی‌ترین نقطه پس از بررسی طرح کلی)

تعداد CCP های منطقه B = ۳ (یکی بعد از مخزن، دو تا در انتهایی‌ترین نقاط در جهت مخالف هم پس از بررسی طرح کلی)

منطقه A به $3 = (\frac{10000}{5000} + 1)$ نقطه نمونه‌برداری نیاز دارد، بنابراین ۱ نقطه نمونه‌برداری به CCP ها اضافه می‌شود. منطقه B به $5 = (\frac{20000}{5000} + 1)$ نقطه نمونه‌برداری نیاز دارد، بنابراین ۲ نقطه نمونه‌برداری به CCP ها اضافه می‌شود.

تعداد نمونه کدورت = 365 (آب خام سد) + 12 (آب خام چاه) + 2×365 (آب تصفیه شده سد) + 12 (آب چاه کلر زنی شده) + 26×5 (پنج CCPs سیستم توزیع) = 1249 نمونه در سال

$E. coli = 52$ (آب تصفیه شده سد) + 12 (آب کلر زنی شده سد) + 26×8 (پنج CCPs و ۳ نقطه اضافی) = 272 نمونه در سال

۲-۶- نظارت دقیق تر بر عوامل تعیین کننده خطر

بررسی نمونه‌گیری سالانه CCP ها آن دسته از عوامل را شناسایی می‌کند که پتانسیل بالقوه ایجاد می‌کنند- فرآیندی که در بخش ۲-۴ مورد بحث قرار گرفته است. این عوامل باید در استراتژی نظارت مستمر مطابق با جدول ۲-۳، گنجانده شوند که نشان می‌دهد دفعات نمونه‌برداری بستگی به نوع خطر دارد، موضوعی که در فصل ۱ مورد بحث قرار گرفته است. خطر سلامتی حاد، نسبت به خطر سلامتی مزمن مستلزم فوریت بیشتری است که شرح می‌دهد که چرا به نمونه‌برداری بیشتری نیاز است. انتخاب نقاط نمونه‌برداری بستگی به ماهیت عدم انطباق آن‌ها با استاندارد دارد:

- در صورتی که تنها آب خام غیرمجاز باشد: در این صورت، از نقاط CCP آب خام و آب تصفیه شده همان منبع باید نمونه‌برداری شود.
- در صورتی که آب نهایی غیرمجاز باشد: در این حالت، باید از نقاط CCP آب خام، آب نهایی و تمامی نقاط توزیع پس از آن، نمونه‌برداری به عمل آید.
- در صورتی که تنها آب توزیع شده غیرمجاز باشد: در این مورد، فقط از نقاط CCP توزیع باید نمونه‌برداری شود.

– دفعات زیاد پایش باید تا زمانی که دیگر خطر غیرقابل قبولی وجود نداشته باشد، ادامه یابد.

جدول ۳-۲- تناوب نمونه برداری برای عوامل خطر

خطر شیمیایی حاد برای سلامتی	آب خام	آب تصفیه شده (نهایی)	نقطه کنترل بحرانی
خطر مزمن برای سلامتی	هفتگی	هفتگی	ماهانه
خطر زیبایی شناسی	ماهانه	ماهانه	ماهانه
خطر عملیاتی	هفتگی	هفتگی	سه ماه یکبار
			ماهانه

* گزیده‌ای از جدول ۳ استاندارد (۲۰۱۵) 2-241 SANS

مثال ۲-۲

نمونه‌گیری سالانه شهر که در مثال ۱-۲ شرح داده شده است نشان داد که سه عامل به نام‌های آمونیاک در آب خام سد، کادمیوم در آب خام و آب نهایی چاه و رنگ در آب توزیع شده منطقه از استاندارد موجود بالاتر رفته است. اگر فرض کنیم که حل مشکلات اساسی ممکن است یک سال طول بکشد، تعداد نمونه‌ها را برای هر یک از این عوامل برای مدت یک سال تخمین بزنید.

آمونیاک یک خطر زیبایی‌شناختی محسوب می‌گردد؛ بنابراین نمونه‌برداری به‌صورت ماهانه و فقط از آب خام سد می‌بایست صورت پذیرد. تعداد نمونه‌های آمونیاک = ۱۲ (آب خام سد)

کادمیوم برای سلامتی خطر مزمن دارد؛ بنابراین، نمونه‌های ماهیانه باید از همه CCPs شود.

تعداد نمونه‌های کادمیوم = 12×2 (آب خام و کلرزی شده چاه) + 12×5 (CCPs شبکه توزیع) = ۸۴ نمونه

رنگ خطر زیبایی‌شناختی ایجاد می‌کند؛ بنابراین، باید نمونه‌ها به‌صورت ماهیانه فقط از CCPs شبکه توزیع گرفته شوند.

تعداد نمونه‌های رنگ = 12×5 (CCPs شبکه توزیع) = ۶۰ نمونه

۷-۲- شاخص‌های کیفیت آب مطابق با استاندارد ملی آفریقای جنوبی ۲۴۱-۲ SANS

حتی اگر هیچ مشکل کیفی وجود نداشته باشد نظارت توصیه‌شده هر ساله هزاران نقطه داده تولید می‌کند که به‌وضوح، تفسیرشان بسیار خسته‌کننده است و برای انتقال به عموم یا سطوح بالاتر مدیریت، نامناسب است. نوعی کاهش یا خلاصه‌سازی داده‌ها موردنیاز است. منظور جلوگیری از گزارش دهی گزینشی یا گزینش مغرضانه داده‌ها توسط افراد سودجو برای تحریف مجموعه داده‌ها به‌منظور حمایت از یک دیدگاه خاص، استاندارد ۲۴۱-۲ SANS دستورالعمل‌های بسیار خاصی را برای خلاصه‌سازی کل مجموعه داده‌ها به پنج شاخص سالانه کیفیت آب ارائه می‌دهد تا یک معیار ساده‌تر و کلی‌تر از انواع مختلف خطرات ارائه شود. این پنج شاخص عبارت‌اند از:

- انطباق میکروبیولوژیکی
 - انطباق مواد شیمیایی با اثرات بهداشتی حاد
 - انطباق مواد شیمیایی با اثرات بهداشتی حاد
 - انطباق عملیاتی
 - انطباق زیبایی‌شناختی
- هر شاخص در دو مرحله، یعنی کمی‌سازی و سپس ارزیابی به دست می‌آید. در مرحله کمی‌سازی، تمامی نمونه‌های اخذشده از تمامی نقاط نمونه‌برداری برای تمامی پارامترهای مؤثر بر یک دسته خطر مشخص، از حیث انطباق فردی با معیارهای تعیین‌شده موردبررسی قرار می‌گیرند. سپس، شاخص مربوط به آن دسته خطر با استفاده از فرمول زیر محاسبه می‌شود:

$$\text{شاخص} = \left(\frac{\text{تعداد نمونه های منطبق}}{\text{تعداد کل نمونه ها}} \right) \times 100 \quad \text{معادله ۱-۲}$$

در مرحله دوم، شاخص محاسبه شده به کمک جدول ۴-۲ طبقه بندی می شود تا یکی از سه نتیجه ممکن، یعنی عالی، خوب یا غیرقابل قبول به دست آید.

جدول ۴-۲- ارزیابی شاخص های کیفیت آب*

ارزیابی	شاخص کیفیت آب		دسته بندی ریسک
	بیشتر از ۱۰۰,۰۰۰ نفر	کمتر از ۱۰۰,۰۰۰ نفر	
عالی	≥ 99	≥ 97	میکروبیولوژیکی
خوب	≥ 97	≥ 95	
غیرقابل قبول	< 97	< 95	
عالی	≥ 97	≥ 95	خطر شیمیایی حاد برای سلامتی
خوب	≥ 97	≥ 95	
غیرقابل قبول	< 97	< 95	
عالی	≥ 97	≥ 95	خطر شیمیایی مزمن برای سلامتی
خوب	≥ 95	≥ 93	
غیرقابل قبول	< 95	< 93	
عالی	≥ 95	≥ 93	خطر عملیاتی
خوب	≥ 93	≥ 90	
غیرقابل قبول	< 93	< 90	
عالی	≥ 95	≥ 93	خطر زیبایی شناسی
خوب	≥ 93	≥ 90	
غیرقابل قبول	< 93	< 90	

* بر اساس جدول ۴ استاندارد (۲۰۱۵) SANS 241-2

مثال ۲-۳

(این مثال بخشی از یک مثال بزرگ تر و دقیق تر در پیوست B استاندارد (۲۰۱۵) ۲۴۱- SANS ۲ که محاسبات نمونه را برای همه شاخص ها نشان می دهد)
 عملکرد انطباق کیفیت آب آشامیدنی یک شهر با ۲۶۴۰۰ نفر جمعیت که از سه چاه تأمین می شود را محاسبه کنید. پارامترهای مرتبط عبارت اند از (با تعداد کل نمونه ها و تعداد نمونه های مطابق در پرانتز):

– pH (۱۱۷۹؛ ۱۱۷۹)

- کدورت (۱۱۷۹؛ ۱۰۸۵)
 - آلومینیوم (۱۶؛ ۱۶)
 - کلر آزاد باقیمانده (۱۱۷۹؛ ۱۱۴۱)
 - کل کلیفرم ها (۱۶؛ ۱۶)
 - شمارش بشقابی هتروتروف ها (۱۳۶؛ ۱۳۶)
 - کلیفاژهای سوماتیک (۱۶؛ ۱۶)
- کل موارد فوق درمجموع به ۳۷۲۱ نمونه می‌رسد که ۳۵۸۹ مورد مطابقت دارد.

$$\frac{3589}{3721} = 96/45$$

مطابقت کلی برابر است با ۹۶/۴۵

این میزان بیش از ۹۳ است (جدول ۲-۲ را برای شهرهایی با جمعیت کمتر از ۱۰۰۰۰۰ نفر ببینید) بنابراین کیفیت آب عملیاتی «عالی» اعلام شده است.

۲-۸- شاخص‌های کیفیت آب برای سایر اهداف

با توجه به تعداد زیاد عوامل تعیین‌کننده کیفیت آب، به همراه چندین نقطه نمونه‌گیری و تکرار اندازه‌گیری‌ها، حجم انبوه نقاط داده برای پروژه‌های تحقیقاتی می‌تواند طاقت‌فرسا باشد؛ مشابه آنچه در پایش موردنیاز استاندارد ۲۴۱ SANS دیده می‌شود. برخی حتی این حجم داده را «ضنی/از داده/اما فقیر/از اطلاعات»^۱ می‌نامند و ترجیح می‌دهند داده‌ها را در یک قالب قابل‌بیان و با قابلیت درک آسان ارائه دهند. محققان اغلب به نسخه‌های خود از شاخص کیفیت آب^۲ (WQI) متوسل می‌شوند تا نقاط داده را به یک عدد واحد در مقیاسی از ۰ تا ۱۰۰ کاهش دهند، به‌طوری‌که ۱۰۰ نشان‌دهنده بهترین کیفیت ممکن باشد. اگرچه این روش از دیدگاه علمی صرف قابل بحث است، اما یک مقدار واحد با مقیاس بین ۰ تا ۱۰۰ برای رتبه‌بندی و همچنین قابل‌درک و مفید برای اکثر ذینفعان غیرفنی است. کارایی یک WQI ساده در یک مطالعه موردی جدید که با نمونه‌برداری نقطه‌ای از

1- Data-Rich But Information-Poor

2- Water Quality Index

چندین مکان در استان‌های *North-West* و *Mpumalanga* انجام شد، نشان داده شده است. آن‌ها با اندازه‌گیری هفت متغیر pH، DO، BOD، دما، *E. coli*، نیتрат و فسفات (*Wanda* و همکاران، ۲۰۱۵) نشان دادند که WQI اختصاصی آن‌ها قادر به تشخیص اثرات مثبت تصفیه آب بوده و آب خام سطحی برای مصارف شرب مناسب نیست. محققان که عمدتاً به دنبال پاسخ به پرسش‌های خاص در مورد آب هستند تا ارزیابی جامع کیفیت آب با بررسی بسیاری از پارامترها، از شاخص‌های ساده‌تری برای روشن کردن مسائل خاص بهره می‌گیرند. در پژوهشی بر روی سیستم‌های آب‌رسانی ۱۵ روستای *Venda*، از چهار شاخص برای سنجش کمیت، کیفیت، پیوستگی عرضه و وضعیت فیزیکی سیستم‌ها استفاده شد (*Haarhoff* و همکاران، ۲۰۰۸). برای ارزیابی سریع کیفیت آب، تنها چهار پارامتر pH، هدایت الکتریکی، کدورت و کل کلیفرم‌ها؛ به‌عنوان معیارهایی برای خورندگی، شوری، شفافیت و آلودگی میکروبی در نظر گرفته شدند. با اختصاص وزن‌های ۰/۱، ۰/۱، ۰/۷ و ۰/۷ به ترتیب به این پارامترها، یک شاخص کیفی آب با مقدار واحد محاسبه شد. نتایج به‌وضوح نشان داد که بزرگ‌ترین مشکل سیستم‌ها، قطع و وصل‌های مکرر و طولانی‌مدت آب بوده است. همچنین، این شاخص ساده‌تر نشان داد که کیفیت کلی آب خوب بوده و مشکلات موجود عمدتاً به دلیل آلودگی میکروبی است.

۲-۹- اجرای عملی برنامه نظارت

این فصل نشان می‌دهد که طراحی یک برنامه نظارتی کیفیت آب مناسب، حتی برای یک جامعه کوچک، مستلزم برنامه‌ریزی و دانش دقیق از آخرین الزامات استاندارد ملی آفریقای جنوبی ۲۴۱ SANS است. هنگامی که نیازهای پایش از نظر تعداد و موقعیت نقاط نمونه‌برداری و همچنین تناوب نمونه‌برداری عوامل تعیین‌کننده مختلف تعریف شد، پیامدهای عملی و اقتصادی آن را می‌توان به صورت کمی موردبررسی قرار داد. برخی از سؤالاتی که باید به آن‌ها پرداخته شود عبارت‌اند از:

- آیا آنالیزها باید در داخل انجام شود یا برون‌سپاری شود؟ در حال حاضر، هزینه ایجاد امکانات داخلی برای اندازه‌گیری یک عامل تعیین‌کننده را می‌توان با هزینه برون‌سپاری آن آنالیز مقایسه کرد.
- آیا می‌توان نمونه‌برداری را ساده کرد تا امکان اندازه‌گیری عوامل تعیین‌کننده متعدد از بطری نمونه‌گیری مشابه فراهم شود؟ با در نظر گرفتن اقدامات مختلف نگهداری نمونه، تعداد، نوع و اندازه بطری‌های نمونه را می‌توان به‌طور قابل‌ملاحظه‌ای ادغام کرد.
- یک سیستم شماره‌گذاری نمونه با برچسب‌های بطری نمونه از پیش چاپ‌شده برای اجتناب از سردرگمی در آزمایشگاه در نظر بگیرید.
- همیشه چند نمونه تکراری داشته باشید تا خطاهای نمونه‌گیری و آنالیز شناسایی شوند.
- روی یک LIMS (سیستم مدیریت اطلاعات آزمایشگاهی)^۱ سرمایه‌گذاری کنید و فوراً آن را با شماره‌هایی که در دسترس قرار می‌گیرند به‌روزرسانی کنید. داده‌های تجزیه و تحلیل نه‌تنها برای ثبت تاریخچه کیفیت آب (که آن هم مهم است) کاربرد دارد، بلکه به‌عنوان یک ابزار مدیریتی «زنده» برای سازمان‌های تأمین آب در نظر گرفته می‌شود.

1- Laboratory Information Management System

۲-۱۰- منابع

- Food and Agriculture Organization. 2001. *Manual on the Application of the HACCP System in Mycotoxin Prevention and Control*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. <http://www.fao.org/docrep/005/y1390e/y1390e0a.htm>.
- Haarhoff, J., Rietveld, L.C. and Jagals, P. 2008. "Rapid Technical Assessment of Troubleshooting of Rural Water Supply Systems." Proceedings of the 10th Annual Water Distribution Systems Analysis WDSA 2008. Van Zyl, J.E., Ilmabade, A.A., and Jacobs, H.E. Kruger National Park, 17-20 August 2008.
- South African Bureau of Standards. 2015. *South African National Standard (SANS) 241-1. Drinking Water Part 1: Microbiological, Physical, Aesthetic and Chemical Determinands*. Pretoria: South African Bureau of Standards.
- South African Bureau of Standards. 2015. *South African National Standard (SANS) 241-2. Drinking Water Part 2: Application of SANS 241-1*. Pretoria: South African Bureau of Standards.
- Wanda, Elijah M.M., Mamba, Bhakie B. and Msagati, Titus A.M. 2015. "Determination of the Water Quality Index Ratings of Water in Mpumalanga and North West Provinces, South Africa." *Physics and Chemistry of the Earth* 92: 70-78. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2015.09.009>.

[illegible]

بخش دوم

تصفیه آب آشامیدنی

فصل سوم:

مواد شیمیایی

بخش دوم - تصفیه آب آشامیدنی

فصل سوم: مواد شیمیایی

۳-۱- مقدمه

تصفیه آب آشامیدنی منحصراً متکی بر فرآیندهای فیزیکی-شیمیایی است که با افزودن مواد شیمیایی تصفیه‌کننده^۱ انجام می‌شود؛ بنابراین کنترل و مدیریت صحیح مواد شیمیایی در تصفیه‌خانه یکی از پیش‌نیازهای کارکرد حرفه‌ای واحد بهره‌برداری است. به‌غیر از واکنش‌هایی که با افزودن مواد شیمیایی تصفیه‌کننده به آب صورت می‌پذیرد، ملاحظات متعدد دیگری نیز مطرح می‌شود. در این فصل اجزاء فعال در مواد شیمیایی تصفیه‌کننده، روش‌های مختلف برای بیان غلظت‌های آن‌ها، محاسبه ناخالصی‌ها، اطمینان از کیفیت و ایمنی محصولات تجاری، کنترل دوز مصرف و مدیریت موجودی برای انواع مختلف این محصولات، حمل‌ونقل ایمن و ذخیره‌سازی مناسب مورد بحث قرار می‌گیرد. در بخش پایانی این فصل، تأکید ویژه‌ای بر تعیین عملی دوز مواد شیمیایی در سطح تصفیه‌خانه می‌شود. کلید رفع مشکلات مربوط به فرآیند تصفیه، توانایی تعیین سریع، دقیق و در محل میزان دوز مواد شیمیایی مختلف است. همه تصفیه‌خانه‌ها از برخی جهات متفاوت هستند، بنابراین شیمی‌دانان و مهندسان اغلب باید از اصول اولیه کار را شروع کنند و نیاز است توانایی خود را در تعیین سریع و دقیق غلظت‌های دوز مواد شیمیایی تقویت کنند.

۳-۲- مشخصات مواد شیمیایی تصفیه‌کننده آب

۳-۲-۱- غلظت اجزاء فعال

مواد شیمیایی تصفیه‌کننده یک یا چند جزء فعال دارند - بقیه اجزاء ماده شیمیایی به‌صورت غیرفعال در پس‌زمینه باقی می‌مانند. در برخی موارد، ماده شیمیایی به‌طور کامل از جزء فعال تشکیل شده است، مانند گاز کلر که فقط از Cl_2 تشکیل شده است. با این حال، در بیشتر موارد، جزء فعال تنها بخشی از ماده شیمیایی عرضه‌شده است. برای مثال، کلر

می‌تواند در اشکال مایع یا جامد با غلظت‌های متفاوتی از Cl_2 فعال در هر فاز عرضه گردد؛ بنابراین، باید غلظت ماده مؤثره در محصول تجاری را دانست تا بتوان قیمت آن را به‌درستی قضاوت کرد یا دوز مناسب آن را تعیین کرد. مواد شیمیایی را می‌توان با در نظر گرفتن اجزاء فعال آن‌ها در چهار دسته متمایز نمود:

- ساده‌ترین حالت زمانی است که ماده شیمیایی فقط به‌صورت یک جزء فعال عرضه شود مانند گاز کلر که قبلاً ذکر شد. کربن فعال پودری نمونه دیگری از محصولی است که به شکل خالص یا تقریباً خالص عرضه می‌شود.
- در برخی موارد، جزء فعال درون یک مولکول بزرگ‌تر پیوند شیمیایی برقرار می‌کند. سولفات آلومینیوم، کلرید آهن و سولفات آهن نمونه‌هایی از منعقد کننده‌های تجاری هستند که اجزاء فعال آن‌ها Al^{3+} و Fe^{3+} هستند. یون‌های SO_4^{2-} و Cl^- در محصولات هیچ هدفی ندارند. به‌عنوان مثال، در ترکیبات آهن، جزء فعال Fe^{3+} تا ۳۴ درصد جرمی کلرید آهن خالص و ۳۲ درصد جرمی سولفات آهن خالص را تشکیل می‌دهد.
- به‌منظور پایداری یا حلالیت طولانی‌مدت، مواد شیمیایی به شکل رقیق‌شده فروخته می‌شوند. مواد جامد مانند هیپوکلریت کلسیم با مقداری ترکیبات بی‌اثر مخلوط شده‌اند، درحالی‌که مواد محلول توسط حلال رقیق می‌شوند؛ بنابراین، سطح رقت عامل دیگری است که هنگام انجام محاسبات مربوط به دوز ماده شیمیایی می‌بایست در نظر گرفته شود.
- آخرین دسته از مواد شیمیایی یک فرمول مخفی برای ترکیب شیمیایی خود دارند تا از منافع تجاری خود محافظت کنند؛ بنابراین آزمایش‌ها و محاسبات دوز با خود محصول انجام می‌شود، بدون اینکه از ترکیبات یا اجزاء فعال آن اطلاعی داشته باشیم.

توجه ویژه‌ای در مورد آهک^۱ که در بسیاری از تصفیه‌خانه‌ها برای کنترل pH استفاده می‌شود، ضروری است، زیرا اغلب برای افراد مختلف معانی متفاوتی دارد. توجه داشته باشید که سنگ‌آهک (عمدتاً کربنات کلسیم) ماده خام استخراج‌شده است که به‌منظور حذف دی‌اکسید کربن حرارت داده می‌شود تا آهک زنده^۲ یا آهک آب‌نخورده^۳ (اکسید کلسیم) باقی بماند. سپس آهک زنده با آب واکنش داده می‌شود (یک واکنش گرمازا) تا آهک هیدراته^۴ (هیدروکسید کلسیم) تشکیل شود. آهک موجود در آهک هیدراته، درصد هیدروکسید کلسیم بر اساس جرم است که به دلیل آلاینده‌های غیرفعال در سنگ‌آهک اصلی و تبدیل ناقص بعدی به اکسید کلسیم و هیدروکسید کلسیم معمولاً از ۷۵ تا ۹۵ درصد می‌باشد.

مثال ۱-۳

چه مقدار هیپوکلریت سدیم تجاری و هیپوکلریت کلسیم تجاری باید به آب اضافه شود تا اثری برابر با ۱ کیلوگرم گاز کلر داشته باشد؟ غلظت‌های محصولات تجاری متفاوت هستند؛ بنابراین، آن‌ها باید برای کاربردهای خاص بررسی شوند. برای این مثال، فرض کنید که هیپوکلریت سدیم تجاری حاوی ۱۵ درصد NaOCl (جرم مولکولی ۷۴ گرم بر مول) است. هیپوکلریت کلسیم تجاری حاوی ۶۵ درصد $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ (جرم مولکولی ۱۴۳ گرم بر مول) است و گاز کلر تجاری حاوی ۱۰۰٪ Cl_2 (جرم مولکولی ۷۱ گرم بر مول) است. در هر کیلوگرم (۱۰۰۰ گرم) محصول، ۱۵۰ گرم NaOCl و ۶۵۰ گرم $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ وجود دارد.

$$\text{جرم } ۱۵۰ \text{ گرم NaOCl معادل } ۷۲ \text{ گرم گاز کلر است.} \quad ۱۵۰ \times \frac{۷۱}{۷۴} = ۷۲ \text{ g}$$

-
- 1- Lime
 - 2- Quicklime
 - 3- Unslaked lime
 - 4- Slaked lime

جرم ۶۵۰ گرم $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ معادل ۳۲۳ گرم گاز کلر است. $650 \times \left(\frac{71}{143}\right) = 323 \text{ g}$

برای به دست آوردن همان اثر ۱ کیلوگرم گاز کلر، باید $13/9 = \left(\frac{1000}{72}\right)$ کیلوگرم

هیپوکلریت سدیم تجاری یا $3/1 = \left(\frac{1000}{323}\right)$ کیلوگرم هیپوکلریت کلسیم تجاری اضافه

کنیم.

برای کنترل علمی و مدیریت صحیح دوز شیمیایی، ایجاد و حفظ یک روش ثابت برای بیان غلظت دوز در سراسر سازمان ضروری است. اشتباه در برداشت، اغلب از دو دلیل ناشی می‌شود:

- شیمیدانان برای بیان غلظت به صورت جرم یا مول در لیتر آموزش دیده‌اند، درحالی‌که بهره‌برداران ترجیح می‌دهند از واحدهای مربوط به شرایط عملیاتی و کالیبراسیون ابزار در سطح میدانی مثل میلی‌لیتر در دقیقه، کیلوگرم در ساعت یا حتی کیسه در نوبت یا بشکه در روز استفاده کنند.
- واحدهای ثابت به طور کامل سردرگمی در مورد آنچه واقعاً اندازه‌گیری می‌شود را از بین نمی‌برند. از دیدگاه شیمیایی، به عنوان مثال در استفاده از سولفات آلومینیوم، ما فقط به غلظت فعال Al^{3+} اهمیت می‌دهیم؛ اما غلظت را می‌توان برحسب $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ نیز بیان کرد.

علاوه بر این، گرانول‌های سولفات آلومینیوم جامد دارای ۱۴ مولکول آب پیوندی برای هر مولکول سولفات آلومینیوم هستند. اپراتورهایی که این ماده را در محل وزن می‌کنند، بدیهی است که ترجیح می‌دهند با $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ کار کنند. اگر سولفات آلومینیوم به شکل مایع استفاده شود، اپراتورها احتمالاً ترجیح می‌دهند با جرم یا حجم محلول اضافه‌شده به آب کار کنند؛ بنابراین چهار راه برای بیان غلظت دوز سولفات آلومینیوم وجود دارد. غلظت دوز گزارش شده باید همیشه به وضوح به صورت “mg Al/L” یا “mg $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ / L” و غیره مشخص گردد.

مثال ۲-۳

معادل ۱ کیلوگرم Al (جرم مولکولی ۵۴ گرم بر مول) را برای $Al_2(SO_4)_3$ (جرم مولکولی ۳۴۲ گرم بر مول)؛ $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$ (جرم مولکولی ۵۹۴ گرم بر مول) و محلول ۵۰٪ $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$ محاسبه کنید.

$$Al_2(SO_4)_3 : \left(\frac{342}{54}\right) = 6 / 3 \text{ kg}$$

$$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O : \left(\frac{594}{54}\right) = 11 \text{ kg}$$

$$\text{مایع } Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O : \left(\frac{11}{.5}\right) = 22 \text{ kg}$$

۲-۲-۳- کنترل آلاینده‌ها

تمام مواد شیمیایی تصفیه‌کننده، به میزان کم یا زیاد، در حین استخراج، بهره‌برداری یا ساخت آلوده می‌شوند. آلاینده‌ها هیچ هدف مفیدی ندارند و مقدار کمتری از محصول را برای انجام کارهای مفید باقی می‌گذارند. به‌عنوان مثال، پودر آهک با محتوای سیلیس ۴ درصد، تنها ۹۶ درصد از محصول خریداری‌شده را به‌عنوان $Ca(OH)_2$ مفید باقی می‌گذارد.

مهم‌تر از آن، اطلاعات دقیق در مورد ناخالصی‌ها برای تعیین اینکه آیا افزودن آن‌ها به آب می‌تواند کیفیت آب تصفیه‌شده را به خطر بیندازد، موردنیاز است. یک ماده شیمیایی با غلظت بالایی از یک آلاینده خاص می‌تواند به‌طور معنی‌داری غلظت آن آلاینده را در آب تصفیه‌شده افزایش دهد. مفهوم حداکثر محتوای ناخالصی توصیه‌شده^۱ (RMIC) برای راهنمایی کمی استفاده می‌شود:

$$RMIC = \frac{NS}{MD \times SF} \times 10^6$$

معادله ۱-۳

1- Recommended Maximum Impurity Content

RMIC = حداکثر محتوای ناخالصی توصیه شده (mg/kg)

NS = استاندارد ملی کیفیت آب^۱ (mg/L)

MD = حد/کثر دوز پیش‌بینی شده^۲ (mg/L)

SF = ضریب ایمنی^۳ (-)

ضریب ایمنی ۱۰ معقول ارزیابی می‌شود، در نتیجه آلاینده را به کمتر از ۱۰ درصد استاندارد ملی قابل قبول محدود می‌کند (سازمان بهداشت جهانی ۲۰۰۱).

مثال ۳-۳

منگنز یک آلاینده معمول در آهک تجاری است که سطح آن در محصولات آفریقای جنوبی به ۶ میلی‌گرم در کیلوگرم می‌رسد (*Trollip* و همکاران، ۲۰۱۳). استاندارد ۱- SANS ۲۴۱ اجازه می‌دهد تا ۰/۰۵ میلی‌گرم در لیتر منگنز در آب آشامیدنی وجود داشته باشد. آیا آلودگی منگنز موجود در محصول یک مشکل بالقوه در کیفیت آب ایجاد می‌کند؟

اگر دوز آهک ۱۰ میلی‌گرم در لیتر باشد، در صورت استفاده از ضریب ایمنی توصیه شده ۱۰، میزان RMIC برابر با ۵۰۰ mg/kg است.

این عدد بسیار بالاتر از آن چیزی است که توسط *Trollip* و همکاران یافت شد (۲۰۱۳)؛ بنابراین به کاربران این محصولات آهکی هشدار داده می‌شود که اطمینان حاصل کنند که منگنز به‌طور مؤثر در طی فرآیندهای تصفیه بعدی حذف می‌شود.

۳-۲-۳- کنترل کیفیت مواد شیمیایی

استانداردهای فنی بین‌المللی متعددی برای تصفیه‌کننده‌های شیمیایی مختلف، برای اطمینان از کیفیت و ایمنی آن‌ها ایجاد شده است. اگرچه هیچ استاندارد محلی توسعه یافته

1- National water quality Standard

2- Maximum anticipated Dosage

3- Safety Factor

مختص آفریقای جنوبی وجود ندارد، اما یک ترتیب سازمانی وجود دارد که اجازه اجرای استانداردهای اروپایی (EN) را می‌دهد. استانداردها از طریق SABS در دسترس هستند. چه کسی باید مسئولیت اصلی اجرای استانداردها را داشته باشد؛ تولیدکنندگان یا مصرف‌کنندگان؟ این سؤال با توجه به شرایط آفریقای جنوبی مطرح شد (John and Trollip 2009). آن‌ها به این نتیجه رسیدند که بهتر است مسئولیت را به دلایل زیر به عهده تولیدکنندگان بگذارند:

- تعداد تولیدکنندگان نسبت به مصرف‌کنندگان نهایی کمتر است که این امر اجرای مقررات را ساده‌تر می‌کند.
- کاربران نهایی اغلب خودشان تخصص و ابزار لازم برای انجام آزمایش را ندارند.
- تجزیه و تحلیل برای آلاینده‌های موجود در محصول بسیار ساده‌تر از تلاش برای یافتن آن‌ها در غلظت‌های بسیار کمتر پس از رقیق شدن در آب تصفیه‌شده است.
- بنابراین تأمین‌کنندگان آب به‌شدت تشویق می‌شوند که از محصولات تأییدشده با گواهی معتبر استفاده کنند. البته کاربران نهایی می‌توانند آزمایش‌های خود را برای کنترل کیفیت مستقلاً انجام دهند. برای این منظور، کتابچه راهنمای روش‌های آزمایش برای استفاده در آفریقای جنوبی تدوین شد و در کمیسیون تحقیقات آب^۱ در دسترس است (Freeze و همکاران، ۲۰۰۴).

۳-۲-۴- مشخصات مواد شیمیایی

همان‌طور که گفته شد، بدیهی است که تهیه حرفه‌ای مواد شیمیایی برای تصفیه آب یک فرآیند فنی است که نیاز به ارزیابی علمی تخصصی دارد. کمیسیون تحقیقات آب این موضوع را با انتشار یک گزارش تحقیقاتی ارائه می‌کند که مستندات عمومی را برای تعیین مشخصات و تهیه مواد شیمیایی تصفیه‌کننده مورد استفاده قرار می‌دهد (John and Trollip 2009). این گزارش یک سند ارزشمند است که درمجموع ۴۴ صفحه به تهیه

1- Water Research Commission

اسناد مناقصه و ۱۴ صفحه دیگر به ساختار قرارداد نهایی بین مصرف‌کننده و تأمین‌کننده اختصاص داده شده است که نشان‌دهنده نیاز به کارکنان دارای مهارت فنی برای انتخاب، تعیین و تهیه مواد شیمیایی مناسب است.

۳-۳- تصفیه‌کننده‌های شیمیایی متداول

۳-۳-۱- مواد شیمیایی مورد استفاده در آفریقای جنوبی

در یک بررسی نادر در سال ۲۰۰۹، در مجموع ۴۶ ماده شیمیایی تصفیه‌کننده مختلف توسط تولیدکنندگان و مصرف‌کنندگان مورد شناسایی قرار گرفت که ممکن بود در تصفیه‌خانه‌های آب آفریقای جنوبی مورد استفاده قرار گرفته باشند (*John and Trollip* 2009). این مواد شیمیایی بر اساس دسته‌بندی‌های عملیاتی، یعنی برای تنظیم pH (جدول ۳-۱)، گندزدایی (جدول ۳-۲) و انعقاد (جدول ۳-۳) گروه‌بندی شده‌اند. دو مقوله دیگر ذکر شده است که در اینجا به آن‌ها اشاره نمی‌شود، یعنی گندزدایی اضطراری (معمولاً در خطوط لوله یا مخازن پس از تصفیه آب اعمال می‌شود) و فلوراید (که اصل آن سال‌ها پیش برای آفریقای جنوبی پذیرفته شده بود، اما هنوز هیچ نشانه‌ای از زمان اجرا شدن آن وجود ندارد).

جدول ۳-۱- مواد شیمیایی که برای تنظیم pH کاربرد دارند*

نام شیمیایی (مترادف)	فرمول (MW)	حالت (شناسه CAS)
کربنات سدیم (سودا اش)	Na_2CO_3 (۱۰۶ g / mol)	پودر (۸-۱۹-۴۹۷ CAS)
اکسید کلسیم (آهک، آهک زنده)	CaO (۵۶/۱ g / mol)	پودر (۸-۷۸-۱۳۰۵ CAS)
هیدروکسید کلسیم (آهک هیدراته)	Ca(OH)_2 (۷۴/۱ g / mol)	پودر (۰-۶۲-۱۳۰۵ CAS)
هیدروکسید سدیم (سودا سوزآور)	NaOH (۴۰ g / mol)	محلول (۲-۷۳-۱۳۱۰ CAS)
دی‌اکسید کربن	CO_2 (۴۴ g / mol)	گاز (۹-۳۸-۱۲۴ CAS)
سدیم هیدروژن کربنات (جوش شیرین)	NaHCO_3 (۸۴ g / mol)	پودر (۸-۵۵-۱۴۴ CAS)

* برگزیده از *John and Trollip* (۲۰۰۹)

جدول ۳-۲- مواد شیمیایی که برای گندزدایی کاربرد دارند*

نام شیمیایی (مترادف)	فرمول (MW)	حالت (شناسه CAS)
هیپوکلریت سدیم (مایع سفیدکننده)	NaOCl (۵۱ g / mol)	محلول (CAS ۷۶۸۱-۵۲-۹)
کلر	Cl_2 (۷۰/۹ g / mol)	گاز (CAS ۷۷۸۲-۵۰-۵)
آمونیاک بی آب (گاز آمونیاک)	NH_3 (۱۷ g / mol)	گاز (CAS ۷۶۶۴-۴۱-۷)
آب اکسیژنه	H_2O_2 (۳۴ g / mol)	محلول (CAS ۷۷۲۲-۸۴-۱)
پتاسیم پرمنگنات	KMnO_4 (۱۵۸ g / mol)	گرانول (CAS ۷۷۲۲-۶۴-۷)
دی اکسید کلر	ClO_2 (۶۷/۵ g / mol)	محلول (CAS ۱۰۰۴۹-۰۴-۴)
اوزن	O_3 (۴۸ g / mol)	گاز (CAS ۱۰۰۲۸-۱۵-۶)

* برگزیده از John and Trollip (۲۰۰۹)

جدول ۳-۳- مواد شیمیایی که برای انعقاد کاربرد دارند*

نام شیمیایی (مترادف)	فرمول (MW)	حالت (شناسه CAS)
سولفات آلومینیوم (آلوم)	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$	خردشده ^۱ (CAS ۱۰۰۴۳-۰۱-۳)
سیلیکات سدیم (سیلیس فعال)	Na_2SiO_3 (۱۲۲ g / mol)	پودر (CAS ۱۳۴۴-۰۹-۸)
آلومینات سدیم	$\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_7$ (۱۶۳/۹ g / mol)	جامد (CAS ۱۳۰۲-۴۲-۷)
سولفات آهن	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$	جامد (CAS ۱۰۰۲۸-۲۲-۵)
کلرید آهن	$\text{FeCl}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$	پودری (CAS ۷۷۰۵-۰۸-۰)
پلی آلومینیوم کلرید	$\text{Al}_x(\text{OH})_y \text{Cl}_z \cdot n\text{H}_2\text{O}$	محلول (CAS ۱۳۲۷-۴۱-۹)
دی آلیل دی متیل آمونیوم کلرید	$(\text{C}_4\text{H}_9\text{NCl})_n$ (۱۶۱/۷n g / mol)	محلول (CAS ۲۶۰۶۲-۷۹-۳)
اپی کلروهیدرین (دی متیل آمین)	$[\text{C}_5\text{H}_{11}\text{OCl}]_n$ (۱۲۳/۶n g / mol)	محلول (CAS ۲۵۹۸۸-۹۷-۰)
پلی آکریل آمیدها	$(\text{C}_3\text{H}_5\text{NO})_n$ (۷۱/۷n g / mol)	محلول (CAS ۹۰۰۳-۰۵-۸)

* برگزیده از John and Trollip (۲۰۰۹)

۳-۳-۲- شماره های ثبت (CAS)^۱

جداول ۳-۱ تا ۳-۳ شامل شماره ثبت CAS هر ترکیب به شکل خالص آن است. این ارقام به عددی اشاره دارد که توسط سرویس چکیده‌های شیمیایی^۲ (CAS)، بخشی از انجمن شیمی آمریکا، به ترکیب اختصاص داده شده است. CAS مرجع جهانی برای دسترسی جامعه علمی جهانی به جدیدترین اطلاعات شیمیایی است. مجموعه سیستماتیک اطلاعات در مورد ترکیبات شیمیایی در سال ۱۹۰۷ با مجله چکیده‌های شیمیایی^۳ آغاز شد. در سال ۱۹۶۵، با معرفی سیستم ثبت شیمیایی CAS، عصر جدیدی آغاز شد. از سال ۲۰۰۷، یک نسخه وب از پایگاه داده CAS در دسترس است. شماره ثبت منحصر به فرد CAS هر ماده شیمیایی را بدون ابهام در نام‌گذاری شیمیایی شناسایی می‌کند. تعداد مواد شیمیایی ثبت شده خیره‌کننده است. در آغاز در سال ۱۹۰۷، کمتر از ۱۲۰۰۰ ماده شیمیایی تحت پوشش قرار گرفتند. در سال ۲۰۰۹، ۵۰ میلیون ثبت نام شد و در حال حاضر موارد جدید با نرخ متوسط ۱۵۰۰۰ در روز اضافه می‌شوند. برای دریافت اطلاعات دقیق، معتبر و به‌روز، باید به www.cas.org مراجعه کنید. یک شماره ثبت CAS هیچ اهمیت شیمیایی ذاتی ندارد و به نظر می‌رسد که به ترتیب ثبت تخصیص داده می‌شود. رقم آخر یک رقم کنترلی بر اساس ارقام قبل است.

برای اعداد دوستانه:

- رقم دوم از آخر را در ۱ ضرب کنید
- رقم سوم از آخر را در ۲ ضرب کنید
- چهارمین رقم از آخر را در ۳ ضرب کنید
- ... تا زمانی که رقم شما تمام شود
- تمام نتایج را باهم جمع کنید

1- CAS registration numbers
2- Chemical Abstracts Service
3- Chemical Abstracts

– رقم کنترل، باقی مانده تقسیم حاصل جمع اعداد بالا بر ۱۰ می باشد، برای مثال باقیمانده تقسیم ۴۳ بر ۱۰ می شود ۳، باقیمانده تقسیم ۳۷۰ بر ۱۰ می شود ۰، باقیمانده تقسیم ۱۵۸ بر ۱۰ می شود ۸.

رقم کنترل برای سودا اش با شماره CAS ۴۹۷-۱۹-۸ (خط اول در جدول ۳-۱) برابر است:

$$۸۸ = ۹ \times ۱ + ۱ \times ۲ + ۷ \times ۳ + ۹ \times ۴ + ۴ \times ۵$$

می شود.

پایگاه داده CAS فقط ترکیبات شیمیایی را به شکل خالص آن ها در نظر می گیرد. مواد شیمیایی صنعتی همان طور که قبلاً ذکر شد تا حدی آلوده یا رقیق می شوند. کاربر پایگاه داده CAS باید تمام ترکیبات دیگر موجود در محصول را در جایی که ممکن است مرتبط باشد در نظر بگیرد.

۳-۳-۳- خواص شیمیایی

کدام خواص فیزیکی و شیمیایی با تصفیه عملی آب مرتبط هستند؟ از منظرهای مختلفی به این سؤال پرداخته می شود. تعیین دوز، نیاز به رابطه ای بین آنچه در آزمایشگاه اندازه گیری می شود و آنچه در تصفیه خانه به آب اضافه می شود دارد. اگر آزمایش در آزمایشگاه با همان محصولی که در تصفیه خانه اضافه می شود انجام گردد، پس این یک رابطه ساده یک به یک است. به عنوان مثال، اگر ۰/۱ میلی لیتر از یک محصول به ۱ لیتر آب اضافه شود، باید همان نسبت حجمی در محل حفظ شود. باین حال، آزمون های آزمایشگاهی اغلب با مواد شیمیایی متفاوتی نسبت به آنچه در محل استفاده می شود، انجام می گردد. به عنوان مثال:

– آزمایشات با کلر در آزمایشگاه با مایع سفیدکننده انجام می شود (تعیین دوز دقیق گاز در آزمایشگاه دشوار است)، در حالی در محل از گاز کلر استفاده می شود.

– آزمایش با آهک در آزمایشگاه معمولاً با محلول آهک مایع انجام می‌شود (افزودن پودر در مقادیر کم به شیشه‌های آزمایشگاهی مشکل است)، درحالی‌که پودر آهک در محل استفاده می‌شود.

در این موارد، یک تبدیل شیمیایی باید انجام شود که نیاز به شناسایی ماده فعال مورد آزمایش، غلظت جرمی ماده فعال در هر دو محصول و وزن مولکولی هر دو محصول برای ایجاد هم‌ارزی مولی بین آزمایشگاه و تصفیه‌خانه دارد.

مثال ۳-۴

یک دوز شوک HTH (ماده فعال Ca(OCl)_2 با جرم مولکولی ۱۴۳ گرم در مول) می‌بایست برای ضدعفونی یک مخزن کوچک ۴۰۰۰ مترمکعبی پس از تعمیر نشتی اضافه شود. آزمون‌های آزمایشگاهی با سفیدکننده مایع (محلول NaOCl ۱۲٪ با چگالی ۱۰۵۰ کیلوگرم بر مترمکعب) نشان می‌دهد که برای گندزدایی مناسب به ۵ میلی‌لیتر سفیدکننده در هر لیتر آب نیاز است.

(که حاوی $5/25 \text{ mg} = 5 \times 1/0.5 = 5$ پنج میلی‌لیتر سفیدکننده

NaOCl $5/25 \times 0/12 = 0/63 \text{ mg}$

$0/63 \text{ mg NaOCl} = 0/63 \div 51 = 0/0124 \text{ mmol}$

یک مول Ca(OCl)_2 معادل ۲ مول NaOCl است، بنابراین

$\frac{0/0124}{2} = 0/0062 \text{ mmol Ca(OCl)}_2$ در هر لیتر آب برای تصفیه مورد نیاز است.

کنترل دوز در تصفیه‌خانه اغلب نیاز به تبدیل جرم/حجم دارد. دوز تعیین شده ممکن است برحسب غلظت حجمی باشد، درحالی‌که اپراتورهای تصفیه‌خانه ممکن است به کار با غلظت جرمی عادت داشته باشند یا برعکس. تبدیل جرم/حجم نیازمند دانستن وزن مخصوص^۱ و چگالی حجمی^۲ محصول مورد استفاده می‌باشد. به خاطر داشته باشید که

1- Specific Gravity

2- Bulk Density

وزن مخصوص صرفاً به فاز جامد محصول اشاره دارد، درحالی که چگالی حجمی به کل محصول که شامل حفره‌های خالی بین ذرات نیز می‌باشد، اشاره دارد. به‌عنوان مثال، دانه‌های شن سیلیس وزن مخصوصی در حدود ۲۶۰۰ کیلوگرم بر مترمکعب دارند، اما چگالی کیسه‌شن صافی (که شامل حفره‌های بینابینی می‌شود) تقریباً ۱۶۰۰ کیلوگرم بر مترمکعب است.

مثال ۳-۵

در ادامه مثال ۳-۳، مشکل، اضافه کردن ۰/۰۰۶۲ میلی مول $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ به ازای هر لیتر آب در مخزن است. هیپوکلریت کلسیم تجاری که در این مثال فقط «محصول» نامیده می‌شود، یک محصول دانه‌ای با ۷۰ درصد $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ و چگالی حجمی ۸۰۰ کیلوگرم بر مترمکعب است.

$$\text{Ca}(\text{OCl})_2 \text{ غلظت مولی} = 0.0062 \text{ mmol/L}$$

$$\text{Ca}(\text{OCl})_2 \text{ غلظت جرمی} = 0.0062 \times 143 = 0.887 \text{ mg/L}$$

$$\text{Ca}(\text{OCl})_2 \text{ mg/L} = 0.887 \div 0.7 = 1.27 \text{ mg/L}$$

$$\text{نیاز یک مخزن با حجم ۴۰۰۰ مترمکعب} = 4000 \times 1.27 = 5066 \text{ g}$$

$$\text{میزان حجمی که ۵۰۶۶ گرم از محصول اشغال می‌کند} = 5066 \div 0.8 = 6332 \text{ mL}$$

$$\text{فنجان از محصول} = 6332 \div 250 = 25.3 \text{ فنجان} \rightarrow \text{اگر یک فنجان برابر با ۲۵۰ میلی‌لیتر باشد}$$

$$\text{نیاز داریم } 25.3$$

هنگام آماده‌سازی محلول‌ها، حاصل ضرب حلالیت ماده شیمیایی موردنیاز است تا اطمینان حاصل شود که قدرت محلول به‌گونه‌ای مشخص شده است که ماده شیمیایی به‌راحتی و به‌طور کامل حل شود. میزان و ماهیت ناخالصی‌ها در ماده شیمیایی تصفیه‌شده باید شناخته شود تا از آلودگی احتمالی آن به آب تصفیه‌شده جلوگیری شود، موضوعی که در بخش ۳-۲ موردبحث قرار گرفت. حمل و نگهداری ایمن مواد شیمیایی در بخش ۳-۵ موردبحث قرار گرفته است.

۳-۳-۴- مواد شیمیایی تصفیه‌کننده انحصاری^۱

برخی از مواد شیمیایی تصفیه‌کننده به‌عنوان محصولات تجاری خاص علامت‌گذاری می‌شوند، بدون اینکه ترکیب شیمیایی دقیق آن‌ها فاش شود. تمام آزمون‌های آزمایشگاهی و تعیین دوز در محل، فقط بر اساس محصول فروخته‌شده قابل انجام است. مصرف‌کنندگان همچنین به اطلاعات دقیقی که معمولاً از شماره ثبت CAS در دسترس است، ارجاع داده نمی‌شوند. در این موارد، مصرف‌کنندگان هیچ گزینه دیگری جز تکیه بر خواص شیمیایی ارائه‌شده توسط تأمین‌کنندگان ندارند. پیشنهاد می‌شود کلیه خواص موردنیاز از قبل شناسایی و درخواست شود.

۳-۳-۵- برگه‌های اطلاعات ایمنی مواد (MSDS)^۲

MSDS روش مهمی برای انتقال اطلاعات در مورد مواد شیمیایی در محل کار است. اگرچه در دنیایی که مواد شیمیایی به‌طور گسترده تجارت می‌شود و بیشتر توسط غیرشیمیدانان استفاده می‌شود، این موضوع یک نیاز آشکار به نظر می‌رسد، اما تنها در اواخر دهه ۱۹۶۰ بود که الزامات خاص MSDS برای اولین بار، محدود به صنعت دریایی، تنظیم شد. در سال ۱۹۸۳ الزامات گسترش یافت تا صنعت تولید را نیز در برگیرد و مجدداً در سال ۱۹۸۷ همه بخش‌های اقتصادی را در برگرفت. آژانس بین‌المللی پیشرو برای تنظیم این استانداردها، اداره ایمنی و بهداشت شغلی (OSHA)^۳، آژانسی است که به وزارت کار ایالات متحده^۴ گزارش می‌دهد. ما اکنون یک استاندارد بین‌المللی ۱۰۱۴-۱ ISO داریم که فرمت MSDS توصیه‌شده را ارائه می‌دهد. MSDS باید توسط هر تولیدکننده یا واردکننده یک ماده شیمیایی تهیه شود و به کسانی که مواد شیمیایی را خریداری می‌کنند منتقل شود؛ بنابراین نسخه‌های مختلف زیادی از MSDS برای یک ماده شیمیایی وجود دارد. اینترنت مکانی سریع و راحت برای دریافت MSDS در مورد

1- Proprietary Treatment Chemicals

2- Material Safety Data Sheets

3- Occupational Safety and Health Administration

4- United States Department of Labor

تمام مواد شیمیایی تصفیه‌کننده است. در آفریقای جنوبی، مواد شیمیایی تصفیه‌کننده تحت کنترل مقررات مواد شیمیایی خطرناک^۱ سال ۱۹۹۵ (اصلاح‌شده در سال ۲۰۰۳) قرار می‌گیرد که کارفرمایان را ملزم می‌کند که مسئولیت آموزش و اطلاع‌رسانی به کارگران را در مورد خطرات شیمیایی که در محل کار با آن مواجه هستند، بپذیرند. بر اساس این مقررات، کارگران حق دسترسی به MSDS در اختیار کارفرما را دارند. هر MSDS باید اطلاعات جدول ۳-۴ را ارائه دهد.

جدول ۳-۴- اطلاعات ضروری در برگه اطلاعات ایمنی مواد

شناسایی ماده شیمیایی و شرکت سازنده	خواص فیزیکی و شیمیایی
ترکیب و اطلاعات در مورد مواد تشکیل‌دهنده	پایداری و واکنش‌پذیری
شناسایی خطرات	اطلاعات سم‌شناسی
اقدامات کمک‌های اولیه	اطلاعات زیست‌محیطی
اقدامات آتش‌نشانی	ملاحظات دفع
اقدامات رهاسازی تصادفی	اطلاعات حمل‌ونقل
حمل و نقل و ذخیره‌سازی	اطلاعات نظارتی
کنترل مواجهه / حفاظت شخصی	سایر اطلاعات

۳-۴- فن‌آوری‌های مربوط به افزودن مواد شیمیایی به آب

۳-۴-۱- افزودن گازها به آب

تزریق مستقیم گاز به آب گزینه‌ای است که بیشتر برای افزودن هوای اتمسفری استفاده می‌شود. هوا ممکن است از طریق یک دیفیوزر^۲ در پایین یک راکتور (که به مقداری انرژی پمپاژ نیاز دارد) پمپ شود، یا آب می‌تواند با استفاده از برخی ساختارهای مهندسی‌شده برای جذب و حل کردن هوا (که مقداری فشار هیدرولیکی مصرف می‌کند) به صورت آبشاری به سمت پایین جاری شود. اگر گاز گران باشد، طبیعتاً ترجیح می‌دهیم تمام گاز را در آب حل کنیم تا حباب‌ها با شکستن زود هنگام سطح از دست نروند. این امر باید با تولید حباب‌های گازی بسیار کوچک با سطح ویژه بالا، یا با فراهم کردن راکتورهای تماس

1- Hazardous Chemical Substances Regulations

2- Diffuser

عمیق^۱ برای اجازه دادن زمان کافی برای حل شدن کامل حباب‌های در حال افزایش، محقق شود. دی‌اکسید کربن، یک گاز بسیار محلول، به سرعت حل می‌شود لذا می‌توان آن را از طریق راکتورهای نسبتاً کم عمق به آب اضافه کرد. ازن که کمتر محلول است، معمولاً به راکتورهای بسیار عمیق‌تری به اندازه ۶ متر نیاز دارد.

تزریق مستقیم هوا خطر خروج گاز حل نشده به اتمسفر را به همراه دارد. هنگامی که هوای اتمسفر اضافه می‌شود، در محل فشرده شده و مستقیماً به آب تزریق می‌شود. گازهای دیگر معمولاً به صورت مایع در سیلندرهای تحت فشار خریداری می‌شوند. در هر دو مورد، جریان گاز باید دقیقاً کنترل و اندازه‌گیری شود تا غلظت دوز مورد نیاز حفظ شود. برای گازهای سمی مانند ازن یا گازهای بالقوه انفجاری مانند دی‌اکسید کلر، راکتورها باید محصور شوند، گازهای خروجی باید نظارت، جمع‌آوری و نابود شوند.

برای گازهای بسیار سمی مانند کلر، تزریق مستقیم گاز را نمی‌توان به دلیل خطر ایمنی غیرقابل قبول بالا ناشی از خروج گاز کلر حل نشده از سطح آب استفاده کرد. روش جایگزین این است که گاز را به طور کامل در حجم کمی آب حل کنید (به عبارت دیگر، محلول قوی از گاز درست کنید) و سپس محلول را به مخزن آب تصفیه شده اضافه کنید. بهترین و رایج‌ترین مثال از این روش توسط یک سیستم کلرزنی گازی معمولی ارائه شده است. یک جریان جانبی کوچک آب از جریان اصلی گرفته شده و با سرعت بالا از طریق یک اجکتور پمپ می‌شود. اجکتور به شکل یک انسداد و نتوری شکل در یک لوله است. علاوه بر این، با استفاده از اصل برنولی، آب از طریق گلوی و نتوری شتاب می‌گیرد تا به فشاری زیر اتمسفر برسد. یک لوله دوم از سیلندر گاز به گلوی و نتوری متصل می‌شود و بنابراین گاز از سیلندر «مکیده» می‌شود تا به طور کامل در جریان جانبی بسیار متلاطم حل شود. سپس جریان جانبی محلول کلر اضافه شده و با جریان اصلی آب مخلوط می‌شود. (به دلایل ایمنی، ظروف گازهای سمی دارای سوپاپ‌های تنظیم‌کننده خروجی خود هستند که اجازه نمی‌دهد هیچ گازی حتی در صورت باز شدن به اتمسفر خارج شود - برخلاف سیلندرهای

گاز مایع (LPG) که برای پخت‌وپز استفاده می‌شود. گاز فقط در صورتی از سیلندر جریان می‌یابد که فشار بیرون از فشار اتمسفر کمتر شود.

۳-۴-۲- افزودن مایعات به آب

مواد شیمیایی مایع تجاری برای محدود کردن هزینه‌های حمل‌ونقل بسیار تغلیظ می‌شوند. تصفیه‌خانه‌ها این انتخاب را دارند که مستقیماً از این مواد شیمیایی به شکل غلیظ استفاده کنند، یا قبل از تعیین میزان دوز آن در آب، مواد شیمیایی را رقیق کنند. هر دو گزینه دارای مزایا و معایبی هستند که باید در نظر گرفته شوند:

- اگرچه حجم بسیار کمی از مایع به آب انتقال داده می‌شود، اما دستیابی به کنترل دقیق دوز دشوارتر است. در تصفیه‌خانه‌های کوچک، استفاده از مواد شیمیایی رقیق نشده به معنای واقعی کلمه در برخی موارد هرچند ثانیه یک‌بار کاهش می‌یابد که تشویق به معرفی مرحله رقیق‌سازی به‌منظور دقت بهتر است.
- رقیق‌سازی نباید بیش‌ازحد انجام شود، زیرا فعالیت برخی از مواد شیمیایی (به‌ویژه پلیمرها) در صورت رقیق شدن بیش از یک مقدار خاص، با سرعت بیشتری کاهش می‌یابد.
- رقیق کردن مواد شیمیایی ابتدا به حاشیه احتمالی خطا اضافه می‌کند، زیرا به محاسبه اضافی، اندازه‌گیری مقادیر دقیق مواد شیمیایی و آب رقیق و اختلاط کنترل‌شده برای اطمینان از پراکندگی کامل نیاز دارد.

چه مواد شیمیایی مایع رقیق‌شده باشند یا نباشند، معمولاً با پمپ‌های دوز شیمیایی مخصوص از جنس موادی که با مواد شیمیایی قوی و اغلب خورنده سازگار هستند پمپاژ می‌شوند. علاوه بر این، پمپ‌های دوز شیمیایی معمولاً از پیستون‌های رفت و برگشتی برای انتقال مواد شیمیایی به‌صورت پالس استفاده می‌کنند؛ بنابراین معمول است که همیشه از این پمپ‌ها همراه با یک دمنده ضربانی استفاده شود تا جریان مواد شیمیایی به آب را یکنواخت کند. اگر هم‌زمان با مشاهده نقطه تزریق در مقیاس میکرو، تعدیل انجام نپذیرد،

بدنه اصلی آب یا کم یا بیش از حد تحت تأثیر مواد شیمیایی قرار می‌گیرد- که منجر به انعقاد مؤثر نمی‌شود.

۳-۴-۳- افزودن مواد شیمیایی جامد به آب

مواد شیمیایی به شکل ذرات، مشکل‌ترین مواد برای افزودن به آب هستند. محصول ابتدا باید (با دست یا با تجهیزات مخصوص جابجایی) به مخزن نگه‌دارنده اضافه شود تا حل شود یا به صورت دوغاب درآید. سپس دوغاب یا محلول به میزان دلخواه اضافه شده و با جریان اصلی آب مخلوط می‌شود.

۳-۵- جابجایی و ذخیره‌سازی مواد شیمیایی

ایمنی یک نگرانی کلیدی برای جابجایی و نگهداری مواد شیمیایی در تصفیه‌خانه‌ها است. یک عملکرد خوب مدیریتی باید به نگرانی‌های زیر پاسخ دهد:

- آیا مواد تشکیل‌دهنده ظرف از نظر شیمیایی نسبت به ماده شیمیایی ذخیره‌شده بی‌اثر است؟ به عنوان مثال، کلرید آهن یک مایع بسیار خورنده با pH کمتر از ۲ است که نیاز به پوشش پلاستیکی مخزن ذخیره‌سازی با کنترل کیفیت خوب دارد. احتمالاً مواد شیمیایی تصفیه‌کننده در طول عمر یک تصفیه‌خانه تغییر می‌کنند و باعث می‌شود مواد شیمیایی جدید در مخازن قدیمی ذخیره شوند - لذا ابتدا باید سازگاری آن‌ها بررسی شود.

- آیا ظرف از نظر ساختاری برای نگهداری مواد شیمیایی مناسب است؟ تأمین‌کنندگان معمولاً مواد شیمیایی را در ظروف مناسب عرضه می‌کنند، اما زمانی که مقادیر کمتری از این مواد شیمیایی توسط اشخاص ثالث برای عرضه به تصفیه‌خانه‌های کوچک مجدداً بسته‌بندی می‌شوند، باید دقت‌های لازم صورت گیرد.

- آیا اقدامات احتیاطی در برابر نشت مواد شیمیایی انجام می‌شود؟ یک محل ذخیره‌سازی مناسب باید با دیوار/محصورکننده^۱ احاطه‌شده باشد، این دیوارها باید طوری طراحی‌شده باشند که بتوانند نشت کامل یک مخزن ذخیره را در محوطه داخلی دیوار، بدون آلوده شدن محیط اطراف یا بدنه آبی، نگهدارند.
- آیا نظارت، هشدار و تهویه مناسب تأمین‌شده است؟ دی‌اکسید کلر، بالاتر از یک غلظت بحرانی معین در هوا، می‌تواند خودبه‌خود بسوزد. محل نگهداری سیلندرهاى کلر باید همراه با یک آشکارساز صوتی به‌خوبی تهویه شود تا ایمنی اپراتورها تضمین شود.
- آیا امکانات مناسب برای از بین بردن گازهای خروجی ناخواسته فراهم‌شده است؟ به‌عنوان مثال، گاز ازن باید از راکتورهای تماسی ازن جمع‌آوری و از بین برود.
- آیا برای کارکنان لباس و تجهیزات حفاظتی مناسب فراهم‌شده است؟ علاوه بر اقلام مناسب مانند چکمه، دستکش، عینک ایمنی و یونیفرم (*PPE*-تجهیزات حفاظت فردی)^۲، دوش اضطراری و شستشوی چشم در محل نگهداری مواد شیمیایی موردنیاز است.
- آیا به کارکنان آموزش و اطلاعات کافی داده‌شده است؟ همه مواد شیمیایی دارای برگه‌های ایمنی برای تجویز اقدامات احتیاطی معقول در هنگام دست زدن یا ریختن مواد شیمیایی هستند. این برگه‌ها باید به‌صورت برجسته نمایش داده شوند.

1- Bunt Wall

2- Personal Protective Equipment

۳-۶- تعیین غلظت دوز در محل

۳-۶-۱- تعیین میزان جریان

میزان جریان در یک تصفیه‌خانه آب به‌سادگی توسط یک دبی سنج تعیین می‌شود. برخی از کنتورها دبی لحظه‌ای (معمولاً L/s) را نشان می‌دهند، اما همه آن‌ها دارای جمع‌کننده^۱ هستند که مجموع حجم آب عبوری از کنتورها را ارائه می‌دهند. ساده‌ترین کار استفاده از کروномتر برای تعیین مدت‌زمان عبور حجم ثابت آب از کنتور است. حجم را طوری انتخاب کنید که حداقل سه دقیقه طول بکشد تا حجم آب عبور کند - این موضوع خطای زمان‌بندی را به کمتر از یک درصد محدود می‌کند.

برای تعیین دوز منعقد کننده، دبی آب خام باید اندازه‌گیری شود. کلرزی نهایی در پایان تصفیه انجام می‌شود، زمانی که مقداری آب به دلیل تلفات تصفیه از بین رفته است - حدود ۸ تا ۱۰ درصد نرخ جریان آب خام. مطمئن شوید که دبی‌سنج مورد استفاده برای آنچه می‌خواهید محاسبه کنید مناسب است.

در صورت عدم وجود دبی سنج، گزینه‌های دیگری مانند اندازه‌گیری میزان افزایش در یک مخزن با سطح مشخص، یا حتی اندازه‌گیری عمق سرریز در تمام سرریزهای صافی و محاسبه دبی جریان عبوری از هر صافی و محاسبه جمع کل، وجود دارد. این تقریب‌ها نیاز به قضاوت مهندسی بیشتری دارند و در اینجا پوشش داده نمی‌شوند. در همه موارد، میزان جریان را به هر روشی که اندازه‌گیری می‌شود، برحسب m^3/h با سه رقم معنادار بیان کنید.

۳-۶-۲- تعیین میزان دوز

ساده‌ترین حالت زمانی است که یک ماده شیمیایی با خلوص ۱۰۰ درصد به آب اضافه می‌شود، برای مثال زمانی که گاز کلر با روتامتر اندازه‌گیری می‌شود و از طریق یک/جکتور^۲ به آب اضافه می‌شود. سپس میزان دوز مستقیماً از روتامتر خوانده می‌شود. این مسئله

1- Totalizer

2- Ejector

همچنین در مواردی که ترکیب ماده شیمیایی ناشناخته است، معمولاً برای پلیمرهای آلی، صدق می‌کند. میزان دوز برحسب جرم محصول خریداری شده بیان می‌شود. این پلیمرها به صورت مایع و معمولاً با چگالی نزدیک به ۱۰۰۰ کیلوگرم بر مترمکعب هستند. خلوص و غلظت محصول باید در نظر گرفته شود که نزد تأمین کننده موجود است. میزان دوز کلرید آهن مایع (معمولاً غلظت ۴۳٪) باید در ۰/۴۳ ضرب شود تا دوز FeCl_3 واقعی به دست آید. برخی از مقالات تحقیقاتی دوز کلرید آهن را برحسب میلی گرم Fe^{+3} گزارش می‌کنند درحالی که برخی دیگر فراتر رفته و آن را به صورت مول گزارش می‌کنند. دو عبارت اخیر به ندرت در تصفیه خانه‌ها استفاده می‌شود.

هنگامی که محلول‌های میانی در مخازن نگهداری ساخته می‌شوند، رقت باید در نظر گرفته شود. این موضوع هنگام حل کردن توده‌های جامد سولفات آلومینیوم یا کلرید آهن پیچیده تر می‌شود. توده‌ها، حتی زمانی که خشک هستند، به ترتیب دارای ۱۴ یا ۶ مولکول H_2O پیوندی هستند.

قبل از اینکه رقت در مخزن در نظر گرفته شود، جرم خشک توده‌ها باید از $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ به $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ یا حتی اگر لازم باشد به Al^{+3} تبدیل شود. در همه موارد، میزان دوز را، به هر روشی که اندازه گیری می‌شود، برحسب g/h با سه رقم معنادار بیان کنید.

۳-۶-۳- تعیین غلظت دوز

آخرین مرحله، محاسبه غلظت هر ماده شیمیایی، به سادگی با تقسیم میزان دوز بر دبی کابردی قابل محاسبه است. در همه موارد، غلظت را برحسب میلی گرم در لیتر با سه رقم معنادار بیان کنید.

مثال ۳-۶

در طی یک بازدید پنج ساعته از یک تصفیه خانه، سرعت جریان آب به طور منطقی ثابت بود. برای دقت بهتر، میزان جریان در هر ساعت تعیین شد. (نرخ پمپاژ، حتی زمانی که

پمپ‌های یکسان همیشه کار می‌کنند، به دلیل تغییر سطح مخزن، کمی متفاوت است). دبی آب خام با کرومومتر بررسی و ۱۴۷ مترمکعب بر ساعت محاسبه شد. دبی سنج نهایی، دبی ثابت ۱۳۷ مترمکعب بر ساعت را ثبت کرد. سه ماده شیمیایی تصفیه‌کننده در زمان بازدید اضافه شد:

– دوغاب آهک که با استفاده از یک تزریق‌کننده مارپیچی^۱ در ورودی اضافه می‌شد. فیدر از یک سیلو ذخیره‌سازی آهک فله تغذیه می‌شد. جرم سیلوی آهک را می‌توان در یک متر زیر سیلو خواند. در ابتدای بازدید ۶۱۸/۳ کیلوگرم و در پایان بازدید ۵۹۱/۹ کیلوگرم بود. خلوص آهک ۹۱ درصد است.

– سولفات آلومینیوم در یک مخزن نگه‌دارنده با افزودن ۱۰۰ لیتر محلول ۵۰ درصد به آب برای تشکیل ۱۲۰۰ لیتر محلول تهیه می‌شود. در طول مدت بازدید، سطح مخزن نگهداری ۲۶۸ میلی‌متر کاهش یافت. این مخزن ۱ متر عرض و ۱/۶ متر طول دارد. سولفات آلومینیوم در ورودی آب خام اضافه می‌شود. چگالی محلول ۵۰ درصد ممکن است ۱۶۰۰ کیلوگرم بر مترمکعب در نظر گرفته شود.

– کلر به آب نهایی اضافه می‌شود. نرخ جریان گاز کلر در طول بازدید ۰/۳۵ کیلوگرم در ساعت ثابت نگه‌داشته شد.

ابتدا غلظت دوز Ca(OH)_2 را محاسبه کنید.

جرم آهک مورد استفاده برابر است با:

$$618/3 - 591/9 = 26/4 \text{ kg} = 26400 \text{ g} / 5 \text{ h} = 5280 \text{ g} / \text{h}$$

پس از محاسبه ناخالصی‌ها، میزان دوز Ca(OH)_2 است:

$$5280 \times 0/91 = 4805 \text{ g} / \text{h}$$

بنابراین غلظت Ca(OH)_2 می‌شود:

$$4805 / 147 = 32/6$$

دوماً غلظت دوز $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ را محاسبه کنید.

جرم $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ اضافه شده به مخزن محلول برابر است با:

$$0.1 \times 1600 \times 0.5 = 80000 \text{ g}$$

غلظت در مخزن محلول برابر است با:

$$\frac{80000}{1/2} = 66667 \text{ g/m}^3$$

حجم محلول استفاده شده برابر است با:

$$1 \times 1/6 \times 0.268 = 0.429 \text{ m}^3 / \text{h} = 0.8576 \text{ m}^3 / \text{h}$$

بنابراین جرم $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ استفاده شده می شود:

$$66667 \times 0.8576 = 5717 \text{ g/h}$$

بنابراین غلظت $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ اضافه شده می شود:

$$5717 / 147 = 38.8 \text{ mg/L}$$

در نهایت غلظت دوز Cl_2 را محاسبه کنید.

میزان دوز گاز کلر برابر است با:

$$0.35 \text{ kg/h} = 350 \text{ g/h}$$

بنابراین غلظت Cl_2 اضافه شده می شود:

$$350 / 137 = 2.55 \text{ mg/L}$$

۳-۷- منابع

- Freese, S.F., Trollip, D.L., and Nozaic, D.J. 2004. *Manual for Testing of Water and Wastewater Treatment Chemicals*. Report 1184/1/04. Pretoria: Water Research Commission.
- John, W. and Trollip, D. 2009. *National Standards for Drinking Water Treatment Chemicals*. Report 1600/1/09. Pretoria: Water Research Commission.
- Leopold, P. and Freese, S.D. 2009. *A Simple Guide to the Chemistry, Selection and Use of Chemicals for Water and Wastewater Treatment*. Report TT 405/09. Pretoria: Water Research Commission. <http://wrcwebsite.azurewebsites.net/wp-content/uploads/mdocs/TT-405-09.pdf>
- Trollip, D.L., Hughes, J.C. and Titshall, L.W. 2013. "Sources of Manganese in the Residue from a Water Treatment Plant." *Water SA* 39 (2): 265269. <http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v39i2.10>
- World Health Organisation (1997) "The WHO Guidelines for Drinking-Water Quality." http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/S02.pdf

فصل چهارم:

انعقاد و لخته‌سازی

فصل چهارم: انعقاد و لخته‌سازی

۴-۱- مقدمه

دو هدف اصلی تصفیه آب، جذاب کردن آب از نظر زیبایی‌شناختی و ایمن کردن آن برای مصرف انسان است. برای دستیابی به هدف زیبایی‌شناختی آب، ذرات معلق جامد (که معمولاً به‌صورت کدورت بیان می‌شوند) باید حذف شوند. پس از رفع کدورت، ممکن است لازم باشد مراحل دیگری برای از بین بردن رنگ، بو یا مزه انجام شود، اما حذف کدورت در ابتدا انجام می‌شود. این فصل با کاوش در ماهیت و خواص ذرات معمولی موجود در آب خام شروع می‌شود تا نیاز به رشد ذرات کوچک آب خام به لخته‌های بزرگ‌تر برای حذف بهتر را نشان دهد. این مسئله منجر به بحث در مورد مکانیسم‌های اساسی می‌شود که به‌موجب آن ذرات کوچک می‌توانند به هم بچسبند و به لخته‌هایی تبدیل شوند که *انعقاد*^۱ و *لخته‌سازی*^۲ نامیده می‌شوند. استفاده مناسب از جارتست در ادامه مورد بحث قرار می‌گیرد، روشی ساده اما مؤثر که به‌طور جهانی برای انتخاب مقرون‌به‌صرفه‌ترین منعقدکننده و غلظت بهینه برای افزودن استفاده می‌شود. بخش آخر به زمان و شدت اختلاط به‌عنوان عوامل تعیین‌کننده مهم برای انعقاد و لخته‌سازی مؤثر می‌پردازد.

۴-۲- ماهیت سوسپانسیون‌ها

رفتار یک سوسپانسیون با اندازه، چگالی و بار سطحی ذرات اولیه تعیین می‌شود. هنگامی که این موارد شناخته شدند، فرآیندهای حذف مناسب را می‌توان انتخاب کرد و پس‌از آن، راکتورهای تصفیه با اندازه مناسب طراحی کرد.

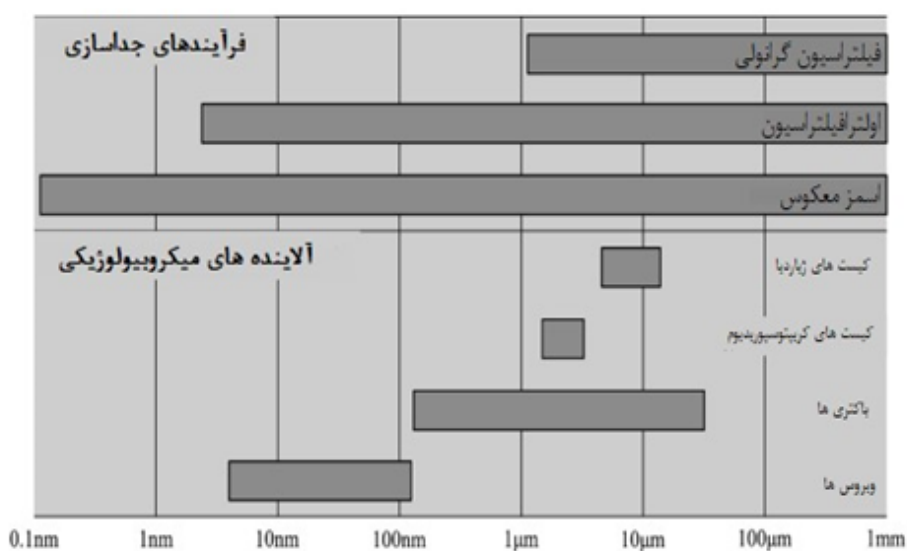
۴-۲-۱- اندازه ذرات

شکل ۴-۱ مقایسه‌ای از اندازه‌های معمول ذرات میکروبیولوژیکی که عموماً در آب یافت می‌شوند را همراه با محدوده‌های مناسب برای فناوری‌های مختلف فیلتراسیون نشان

1- Coagulation

2- Flocculation

می‌دهد. ذرات غیرآلی، عمدتاً ذرات رس که کوچک‌تر از ۲ میکرومتر هستند، در این شکل نشان داده نشده‌اند. ظرفیت حذف ذرات فیلترهای شنی تند معمولی که ستون فقرات تقریباً تمام تأسیسات تصفیه آب موجود در آفریقای جنوبی هستند، با برچسب «فیلتراسیون گرانولی» در نوار بالایی شکل ۴-۱ نشان داده شده است. فیلتراسیون شنی قادر به حذف ذرات با اندازه تقریبی یک میکرومتر و بزرگ‌تر است. با این حال، شکل ۴-۱ نشان می‌دهد که باکتری‌ها و ویروس‌ها که کوچک‌تر از یک میکرومتر هستند، با فیلتراسیون قابل حذف نیستند. لخته‌سازی و انعقاد برای جمع‌آوری این ذرات کوچک همراه با ذرات بزرگ‌تر به صورت لخته‌هایی با اندازه کافی بزرگ برای حذف توسط فیلتراسیون ضروری است.



شکل ۴-۱- محدوده حذف فرآیندهای جداسازی ذرات

بررسی بصری توسط چشم انسان برای ارزیابی درجه انعقاد و لخته‌سازی در تصفیه‌خانه‌های معمولی تأثیر بسزایی دارد. یک نمونه ۱ لیتری که پس از ۱۰ دقیقه لخته‌سازی گرفته شده و از طریق شیشه با پس‌زمینه شفاف در برابر نور مشاهده شده است، اطلاعات کیفی مفیدی را ارائه می‌دهد:

- اگر آب تا حدی کدر یا شیری باشد و ذرات منفرد آن قابل مشاهده نباشد، انعقاد و لخته سازی مؤثر نیست. چشم انسان می‌تواند ذرات را تا حدود ۲۰ میکرومتر که اغلب به‌عنوان «لخته سوزنی»^۱ شناخته می‌شود، تشخیص دهد.
- اگر لخته‌های بزرگ وجود داشته باشند (به‌آسانی دیده می‌شوند) و به‌سرعت ته‌نشین شوند و مایع رویی کاملاً شفاف باشد، به این معنی است که انعقاد و لخته سازی مؤثر است و لخته‌ها در معرض ته‌نشین شدن تحت گرانش هستند.
- اگر لخته‌های بزرگ وجود داشته باشند، اما به آرامی و به‌طور ناقص ته‌نشین شوند، به این معنی است که انعقاد و ته‌نشینی مؤثر است، اما اینکه لخته‌ها به‌راحتی ته‌نشین نمی‌شوند - وضعیتی است که تراکم ذرات باید با دقت بیشتری بررسی شود.

۴-۲-۲- غلظت ذرات

کدورت مرسوم‌ترین و رایج‌ترین روش اندازه‌گیری غلظت ذرات معلق در آب است. اندازه‌گیری کدورت یک روش اندازه‌گیری غیرمستقیم است، زیرا تنها از کاهش شدت یک پرتوی نور که از درون سوسپانسیون عبور می‌کند برای انجام اندازه‌گیری استفاده می‌کند. شدت پرتو نوری که به انتهای مقابل سوسپانسیون می‌رسد، معیاری برای روش توربیدیمتری^۲ است، درحالی‌که مقدار نوری که در جهت عمود بر پرتو نور از ذرات منعکس می‌شود، معیاری برای روش نفلومتری^۳ است. دستگاه‌های کدورت‌سنج مدرن از هر دو روش توربیدیمتری و نفلومتری برای گزارش آنچه معمولاً فقط کدورت نامیده می‌شود، با واحدهای NTU (از واحدهای کدورت سنجی نفلومتری) یا JTU (یک اصطلاح قدیمی و تقریباً منسوخ شده مشتق شده از واحدهای کدورت جکسون که در آن پرتو نور با یک «شمع جکسون»^۴ تولید می‌شد) استفاده می‌کنند.

1- Pin Flocc

2- Turbidimetry

3- Nephelometry

4- Jackson Candle

منطقی است که کدورت، درحالی که ممکن است اندازه‌گیری سریع و آسان غلظت ذرات را ارائه دهد، ابزار کافی برای تجزیه و تحلیل عمیق‌تر فراهم نمی‌کند. انواع و اندازه‌های مختلف ذرات ممکن است اشکال متفاوت و خواص بازتابی متفاوتی داشته باشند. یک معیار کمی بهتر، اندازه‌گیری جامدات معلق^۱ (SS) است، یک روش ثقیلی که تحت تأثیر بازتاب ذرات قرار نمی‌گیرد، اما همچنان اندازه یا شکل ذرات را در نظر نمی‌گیرد. بر اساس تجربه در بسیاری از تصفیه‌خانه‌های آب آفریقای جنوبی، یک همبستگی تقریبی بین $1 \text{ mg SS/L} \approx 0.5 - 2 \text{ NTU}$ مشاهده شده است.

شمارنده‌های تجاری ذرات توانایی توصیف دقیق‌تری از یک سوسپانسیون را فراهم می‌کنند این شمارشگرها ذرات منفرد را در نمونه کوچکی از آب که از حسگر آن عبور می‌کند اندازه‌گیری و شمارش می‌کنند. کاربر حداکثر ۳۲ محدوده ذرات را انتخاب می‌کند و شمارنده تعداد ذرات را در هر محدوده می‌شمارد. اگرچه حد تشخیص پایین شمارشگرهای ذرات، در حدود ۱ میکرومتر است، اما ابزار قدرتمندی برای اهداف تحقیقاتی هستند. باین حال، آن‌ها گران‌قیمت هستند و نیازمند راهبری دقیق هستند. *Ceronio* و همکاران (۲۰۰۲) راهنمای چگونگی استفاده از شمارشگر ذرات در صنعت آب را ارائه کردند. مهم‌تر از آن، جزئیات بیشتری که از شمارشگر ذرات قابل‌دستیابی است، نتایج بسیار پیچیده‌تری تولید می‌کند. یک نمونه واحد (برای یک شمارنده با ۳۲ کانال) ۳۲ عدد را ارائه می‌دهد که تفسیر آن‌ها در یک نگاه دشوار است. برای اهداف عملیاتی، برخی از تکنیک‌های ساده تجمیع داده‌ها استفاده می‌شود، به‌عنوان مثال با کاهش ۳۲ عدد به صورت «ذرات > 10 میکرومتر» و «ذرات < 10 میکرومتر» که درک و گزارش آن آسان‌تر است. از سوی دیگر، محققان که نمی‌خواهند هیچ یک از جزئیات را از دست بدهند، از مدل‌های ریاضی با دو یا سه پارامتر مدل برای توصیف تعداد ذرات در تمام مقیاس‌های اندازه‌گیری شده استفاده می‌کنند. *Haarhoff* و *Ceronio* (۲۰۰۵) مدل‌های ریاضی جایگزینی را که برای این منظور پیشنهاد شده است، مقایسه کردند.

۴-۲-۳- تراکم ذرات

فیلترهای شنی ظرفیت ذخیره‌سازی محدودی برای نگهداری لخته‌های جدا شده از آب خام دارد. هنگامی که ظرفیت ذخیره‌سازی به حداکثر می‌رسد، فیلتر باید شستشوی معکوس شود تا لخته‌ها از منافذ بین دانه‌های ماسه جدا شوند. زمانی که آب خام دارای ذرات نسبتاً کمی باشد، مانند آب شفاف از نه‌رهای کوهستانی، آب لخته شده را می‌توان مستقیماً به فیلتر شنی بدون هیچ‌گونه فرآیند میانی فرستاد-یعنی گزینه فیلتراسیون مستقیم^۱ را اعمال کرد. در آفریقای جنوبی، چنین آب شفافی به‌ندرت در مقیاس شهری در دسترس است. تقریباً تمام منابع آب خام در آفریقای جنوبی در معرض حداکثر کدورت فصلی هستند که استفاده از فیلتراسیون مستقیم را ممنوع می‌کند. اگر از فیلتراسیون مستقیم استفاده شود، فیلترها آن‌قدر سریع مسدود می‌شوند که تولید مداوم آب فیلتر شده امکان‌پذیر نخواهد بود.

در نتیجه، یک فرآیند جداسازی اضافی بین لخته سازی و فیلتراسیون مورد نیاز است. باید بین ته‌نشینی و شناورسازی با هوای محلول، یک انتخاب صورت گیرد که با در نظر گرفتن چگالی ذرات اولیه این مسئله انجام می‌شود. ذرات اولیه چگالی متفاوتی از ۱۰۰۰ کیلوگرم بر مترمکعب (جلبک سبز آبی شناور) تا حدود ۲۳۰۰ کیلوگرم بر مترمکعب (ذرات خاک رس) دارند. در حالت اول، سلول‌های جلبکی، حتی اگر به‌خوبی لخته شده باشند تا لخته‌های ۲۰ میکرومتر یا بیشتر تولید کنند، شناوری خنثی را حفظ خواهند کرد. در این حالت ته‌نشینی کارساز نخواهد بود و قبل از فیلتراسیون باید از شناورسازی هوای محلول استفاده کرد. باین‌حال، در مورد ذرات رس، لخته‌های بزرگ‌تر و سنگین‌تر به‌آسانی ته‌نشین می‌شوند و ته‌نشینی را به مؤثرترین فرآیند قبل از فیلتراسیون تبدیل می‌کنند.

در آب خام اوتروفیک، ممکن است آب خام در زمان جریان زیاد رودخانه عمدتاً حاوی ذرات رس و در دوره‌های کم‌آب عمدتاً حاوی جلبک باشد. در چنین مواقعی هم نیاز به شناورسازی با هوای محلول و هم ته‌نشینی وجود دارد. هنگامی که تصفیه‌خانه فقط دارای امکانات ته‌نشینی باشد، برخی از ذرات خاک رس در زمان رشد جلبک‌ها به آب خام اضافه

1- Direct Filtration

می‌شوند تا لخته‌ها را سنگین‌تر کنند. خاک رس اضافه‌شده، معمولاً به شکل بنتونیت ریز، با سلول‌های جلبکی در لخته‌ها ادغام می‌شود و تراکم لخته را تا جایی افزایش می‌دهد که با ته‌نشینی با موفقیت حذف شوند.

۴-۲-۴- بار ذرات

در مقیاس میکرو، انعقاد/لخته‌سازی یک فرآیند دومرحله‌ای است. گام اول نیازمند یک مکانیسم حمل‌ونقل است تا ذرات را به‌گونه‌ای حرکت دهد که مسیر حرکت آن‌ها به هم برخورد کند - به عبارت دیگر، آن‌ها را به هم نزدیک‌تر می‌کند. این یک مسئله هیدرودینامیکی است که توسط طراحی هیدرولیکی راکتور انعقاد/لخته‌سازی به آن پرداخته می‌شود. مرحله دوم نیاز به مکانیسم اتصال دارد تا ذرات را پس از تماس باهم نگه دارد. این مسئله با ایجاد شرایط شیمیایی مناسب برای ذرات اولیه برطرف می‌شود. بیشترین مانع برای اتصال مناسب توسط بار سطحی ذرات اولیه ایجاد می‌شود. اگر ذرات فاقد بار سطحی بودند، این نگرانی از بین می‌رفت. متأسفانه، تقریباً همه ذرات دارای مقداری بار سطحی هستند که عمدتاً منفی است. درجایی که چنین بار سطحی وجود داشته باشد، باید آن را خنثی کرد تا لخته‌سازی موفقیت‌آمیز اتفاق بیفتد. با اعمال میدان الکتریکی بر روی یک سوسپانسیون و مشاهده جهت حرکت ذرات با میکروسکوپ نوری، می‌توان به راحتی این که بار سطحی مثبت است یا منفی را تشخیص داد. این اصل تحرک الکتروفوریتیک^۱ مبنای روشی برای اندازه‌گیری پتانسیل زتا^۲ ذرات در حالت تعلیق است که برحسب میلی‌ولت (mV) اندازه‌گیری می‌شود. مقادیر معمول برای ذرات اولیه در آب حدود ۱۰- تا ۲۰- میلی‌ولت است. برای انعقاد موفق، پتانسیل زتا باید به ۰ میلی‌ولت نزدیک شود.

1- Electrophoretic Mobility

2- Zeta Potential

۴-۳- مکانیسم‌های انعقاد و لخته سازی

۴-۳-۱- خنثی سازی بار سطحی^۱

تقریباً تمام ذرات طبیعی در آب به دلیل ساختار مولکولی خاک رس دارای بار سطحی منفی هستند. با افزودن یک پلیمر آلی کاتیونی، پلیمر سطوح ذرات را می‌پوشاند و کاتیون‌های پلیمر بار منفی ذرات را خنثی می‌کنند. این مرحله، انعقاد می‌باشد. سپس آب به آرامی مخلوط می‌شود تا ذرات به هم برخورد کنند. اکنون، بدون دافعه الکترواستاتیک، ذرات به هم می‌چسبند تا لخته‌های پایدارتری را تشکیل دهند. این مرحله لخته سازی می‌باشد.

برای اینکه خنثی سازی بار سطحی به درستی عمل کند، چند شرط باید برآورده شود. اول، اختلاط اولیه باید کاملاً شدید باشد تا پلیمر به سرعت در تمام حجم آب پراکنده شود تا همه ذرات به صورت برابر در معرض پلیمر قرار گیرند. دوم، دوز پلیمر باید کاملاً دقیق باشد؛ مقدار بسیار کم بارها را به اندازه کافی خنثی نمی‌کند؛ مقدار زیاد باعث برگشت بار روی سطوح ذرات می‌شود و در نتیجه سوسپانسیون را مجدداً پایدار می‌کند.

خنثی سازی بار سطحی در غلظت بالای ذرات زمانی که آب کدر است بهترین عملکرد را دارد. چنین آب کثیفی دارای ذرات زیادی است و هنگام اختلاط فرصت‌های تماس زیادی وجود دارد - بنابراین لخته سازی سریع انجام می‌شود. برعکس، اگر آب بسیار شفاف باشد، تنها چند ذره با فاصله از هم وجود دارد که منجر به لخته شدن کندتر می‌شود که اغلب ناقص است.

۴-۳-۲- لخته سازی جارویی^۲

لخته سازی جارویی مکانیسمی جایگزین برای خنثی سازی بار سطحی است. این فرآیند زمانی اتفاق می‌افتد که لخته‌های هیدروکسید آهن یا آلومینیوم تشکیل می‌شوند. در شرایط مساعد، این رسوبات شیمیایی لخته‌های بزرگ و کرکی^۳ را تشکیل می‌دهند.

1- Surface Charge Neutralization

2- Sweep Flocculation

3- Fluffy

همان‌طور که در آب حرکت می‌کنند، تمام ذرات کوچک طبیعی سر راه خود را جارو می‌کنند. به این ترتیب ذرات در لخته‌هایی که به راحتی حذف می‌شوند، ادغام می‌شوند. از جنبه مثبت، لخته سازی جارویی مانند خنثی سازی بار سطحی به دوز دقیق نیاز ندارد. علاوه بر این، هم برای آب‌های خام کدر و هم برای آب‌های شفاف مؤثر است زیرا لخته‌های هیدروکسید فرصت‌های تماس کافی را تضمین می‌کنند. از جنبه منفی، لخته‌سازی جارویی لجن بیشتری نسبت به خنثی سازی بار تولید می‌کند، زیرا هم ذرات اصلی و هم لخته‌های هیدروکسید باید در نهایت حذف شوند.

۴-۴- روش آزمایش جار

چگونه بهترین مواد شیمیایی و دوز مناسب آن‌ها را در یک تصفیه‌خانه انتخاب کنیم؟ نمی‌توان مستقیماً روی خود تصفیه‌خانه آزمایش کرد، زیرا تمام آبی که از تصفیه‌خانه خارج می‌شود باید با استانداردها مطابقت داشته باشد؛ زمانی که آب از تصفیه‌خانه فراتر رفت، هیچ فرصتی برای هدایت آب به جای دیگری قبل از اینکه مشتریان با آن مواجه شوند، وجود ندارد. آزمایش جار یک ابزار آزمایشگاهی ساده و درعین حال قابل توجه همه‌کاره برای انتخاب بهترین منعقد کننده یا برای انتخاب مناسب‌ترین دوز است. اگرچه مدل‌های مختلف زیادی در بازار وجود دارد، اما همه جارتست‌ها توانایی آزمایش هم‌زمان چهار تا شش ظرف را برای مقایسه مستقیم یک ماده شیمیایی مشابه در دوزهای مختلف دارند. به نوعی، می‌توان آزمایش جار را به یک تقریب خام از مراحل انعقاد، لخته سازی و ته‌نشینی در یک تصفیه‌خانه در مقیاس کامل تشبیه کرد. سرعت پره‌های مخلوط‌کن را می‌توان کنترل کرد. مدل‌های پیشرفته دارای کنترل‌گرهای دیجیتالی برای برنامه‌ریزی مدت و شدت مراحل اختلاط متوالی و همچنین پایه‌ای نورانی هستند که امکان بازرسی بصری بهتر تعلیق را پس از اختلاط فراهم می‌کند.

آزمایش جار هیچ روش استاندارد ندارد، زیرا کاربران آزادند روش استاندارد خود را برای مقایسه با آزمایش‌های انجام‌شده در زمان‌های دیگر و شبیه‌سازی شرایط اختلاط در مقیاس

- کامل در صورت امکان داشته باشند. برای انتخاب دوز بهینه، الگوی کلی همان مراحل اولیه را دنبال می‌کند (با فرض دستگاه با شش ظرف):
- بشرها را با آب مورد آزمایش پر کنید. اولین (بشر شماره ۱) را به‌عنوان کنترل بگذارید - هیچ ماده شیمیایی نباید اضافه شود.
 - هم زدن را با سرعت بالا؛ معمولاً ۱۰۰ دور در دقیقه شروع کنید.
 - در مورد محدوده دوز موردبررسی تصمیم بگیرید. کمترین دوز به بشر شماره ۲ تا بالاترین دوز در بشر شماره ۶ می‌رسد و بهترین دوز پیش‌بینی شده در بشر شماره ۴ می‌باشد.
 - ماده شیمیایی مورد آزمایش را هم‌زمان به بشرهای مختلف و با چرخش همزن‌ها اضافه کنید. یک کروномتر را روشن کنید. دستگاه در حال شبیه‌سازی مرحله انعقاد است.
 - بعد از ۱ تا ۲ دقیقه سرعت همزن‌ها را تا حدود ۲۰ دور در دقیقه کاهش دهید. دستگاه اکنون مرحله لخته سازی را شبیه‌سازی می‌کند.
 - بعد از ۵ تا ۱۵ دقیقه دیگر همزن‌ها را کاملاً متوقف کرده و آن‌ها را از بشر بیرون بیاورید. دستگاه اکنون مرحله ته‌نشینی را شبیه‌سازی می‌کند.
 - پس از ۱۵ تا ۳۰ دقیقه دیگر از زمان ته‌نشین شدن، نمونه‌ها را از حدود ۳۰ میلی‌متر زیر سطح آب با پیپت بکشید و پارامترهای پاسخ موردنظر (معمولاً کدورت و pH به‌عنوان حداقل) را اندازه‌گیری کنید.
 - بر اساس نتایج، محدوده دوزهای موردبررسی را محدود کرده و تکرار کنید.
- نمونه‌هایی از آزمایش جار در ویدیوهای کوتاه در آدرس‌های زیر نمایش داده شده است:
- <https://www.youtube.com/watch?v=OWvM33L0-j4>
- <https://www.youtube.com/watch?v=kk9yquHvzXs>

۴-۵- اهداف آزمایش جار

آزمایش جار می‌تواند برای اهداف مختلف استفاده شود:

- برای یافتن دوز بهینه مواد شیمیایی تصفیه. در برخی موارد، کیفیت آب خام برای دوره‌های نسبتاً طولانی ثابت می‌ماند و آزمایش جار در فواصل زمانی هفتگی کافی است. هنگامی که تغییر سریعی در کیفیت آب خام وجود دارد، به‌عنوان مثال پس از سیل ناگهانی، آزمایش جار باید بلافاصله انجام شود.
- برای بررسی دوره‌ای که آیا منعقد کننده‌های جایگزین بهتر می‌کنند یا خیر. اپراتورها نمی‌توانند به دلیل حجم زیاد مواد شیمیایی در انبار یا قراردادهای سالانه تأمین مواد شیمیایی، منعقدکننده‌ها را به‌سرعت تعویض کنند، اما باید به‌طور دوره‌ای بررسی کنند که آیا سایر منعقد کننده‌های موجود بهتر عمل نمی‌کنند. توصیه می‌شود قبل از انعقاد قراردادهای تأمین، مقایسه‌های جامعی از منعقد کننده‌ها انجام شود.
- طراحی فرآیند برای یک تصفیه‌خانه جدید به آزمایش‌های متعدد در یک دوره طولانی در فصول مختلف برای به دست آوردن مشخصات کیفیت آب قابل اعتماد از نظر کدورت و سایر آلاینده‌ها، پایداری، قابلیت تصفیه و بهترین مواد شیمیایی برای انعقاد، گندزدایی، کنترل طعم و بو و غیره نیاز دارد.

۴-۵-۱- انتخاب بهترین دوز

- چگونه می‌توان بهترین دوز را تعیین کرد؟ پارامترهای زیر همگی به‌طور بالقوه مهم هستند، اما هر موقعیتی معیار (های) خود را دیکته می‌کند:
- کدورت پس از ته‌نشین شدن: این معیار سنتی است و همچنان مهم است.
 - کدورت پس از فیلتراسیون: یک آزمایش ساده از طریق کاغذ صافی شماره ۱ واتمن، یک تخمین قابل قبول از کیفیت صاف‌سازی مورد انتظار پس از فیلتراسیون شنی به دست می‌دهد.

- حذف مواد آلی کل یا محلول: این موضوع از اهمیت فزاینده‌ای برخوردار است، زیرا ما متوجه می‌شویم که مواد آلی زمینه‌ساز بسیاری از مشکلات دیگر کیفیت آب است.
- پایداری آب: برای اطمینان از این است که استراتژی تزریق مواد شیمیایی که عمدتاً به استفاده از منعقد کننده‌های فلزی و آهک برای تنظیم pH مرتبط است، پس از ورود به شبکه توزیع، آب را خورنده و رسوب‌گذار نمی‌کند.
- تولید باقیمانده تصفیه: مدیریت باقیمانده در تصفیه‌خانه‌های آب به دلیل نگرانی‌های زیست‌محیطی و دشواری در اخذ مجوزهای تخلیه، به یک مشکل بزرگ تبدیل شده است. اندازه‌گیری جرم جامدات تولیدشده در طول آزمایش جار، اولین تخمین از تولید باقیمانده مورد انتظار را ارائه می‌دهد.
- هزینه: هزینه مواد شیمیایی تصفیه‌کننده بخش قابل توجهی از کل هزینه‌های تصفیه را تشکیل می‌دهد و بنابراین مورد توجه است. آزمایش جار امکان مقایسه بهترین دوز مواد شیمیایی تصفیه‌کننده مختلف را بر اساس هزینه می‌دهد.

۴-۵-۲- انتخاب بهترین منعقدکننده

هنگام مقایسه منعقدکننده‌های مختلف، ابتدا همه منعقدکننده‌های کاندید انتخاب می‌شوند. برای هر منعقدکننده، مجموعه کاملی از آزمایش‌ها انجام می‌شود تا بهترین دوز آن بر اساس یک یا چند معیار ذکرشده در بخش ۴-۵-۱ تعیین شود. پس از آن، بهترین منعقد کننده بر اساس کیفیت آب، هزینه و تولید باقی‌مانده انتخاب می‌شود. محصولی با کمترین دوز لزوماً مقرون به‌صرفه‌ترین گزینه نیست، زیرا ممکن است هزینه واحد بالایی داشته باشد. یک محصول ارزان‌تر که به دوز بالاتری نیاز دارد ممکن است مقرون به‌صرفه‌تر باشد.

در عمل، تأمین‌کنندگان مواد شیمیایی نمایندگان خود را به تصفیه‌خانه‌ها می‌فرستند تا این آزمایش‌ها را با محصولات خود انجام دهند و از این طریق برخی از آزمایش‌هایی را که

معمولاً توسط کارکنان تصفیه‌خانه انجام می‌شود، انجام می‌دهند. ضعف این روش به‌وضوح مشهود است، زیرا محصولات رقابتی به‌صورت یکپارچه و عینی مقایسه نمی‌شوند - مشتریان گزینه دیگری جز اعتماد به نتایج ارائه‌شده توسط تأمین‌کنندگان ندارند، هر کدام از روش‌های آزمایش داخلی منحصربه‌فرد خود استفاده می‌کنند.

یکی از مشکلاتی که با آن مواجه می‌شویم، نوسانات کیفیت آب خام است. برخی از منابع آب خام از نظر کیفیت کاملاً یکنواخت هستند و نمونه‌های لحظه‌ای از کیفیت آب ارائه‌شده توسط آزمایش‌های جار مبنای قابل‌اعتمادی برای طراحی و بهره‌برداری فراهم می‌کند. باین‌حال، در آفریقای جنوبی، ما بیشتر با نوسانات زیادی در کیفیت آب سروکار داریم - سدها به‌طور منظم از حالت پر به سطح پایین می‌روند، رودخانه شیب تند و جریان سریع دارند و غیره. کیفیت آب خام ممکن است به‌سرعت و به‌طور گسترده تغییر کند و هیچ تضمینی وجود ندارد که چند نمونه لحظه‌ای از آزمایش‌های جار به‌درستی تغییرپذیری آب خام را ثبت کنند.

۴-۵-۳- انعقاد پیشرفته

برای سال‌های متمادی، منعقدکننده‌ها تنها به دلیل توانایی‌شان در حذف کدورت انتخاب می‌شدند. در اواخر قرن بیستم، مشخص شد که منعقدکننده‌ها اگر بیش از مقدار موردنیاز برای حذف کدورت اضافه شوند، مقداری از کربن آلی محلول را نیز رسوب می‌دهند. این عمل به‌سرعت به یک روش عملیاتی به نام *انعقاد پیشرفته*^۱ تبدیل شد که در آن از منعقدکننده‌های فلزی در pH پایین استفاده می‌شود و دستورالعمل‌های مناسبی برای کاربرد عملی آن ارائه شد. همه آب‌های خام مناسب برای انعقاد پیشرفته نیستند. انعقاد پیشرفته در آفریقای جنوبی سابقه ضعیفی دارد که درنهایت مشخص شد این موضوع به این دلیل است که مواد آلی معمول در منابع آب خام ما ترکیباتی با وزن مولکولی کم هستند که از جریان‌های بازگشتی به رودخانه‌های ما منشأ می‌گیرند، درحالی‌که در

1- Enhanced Coagulation

مکان‌هایی که انعقاد پیشرفته مؤثر بوده، ترکیبات آلی بیشتر از نوع هیومیک با وزن مولکولی بالا هستند.

۴-۶- مدل‌سازی لخته‌سازی

۴-۶-۱- شدت اختلاط / گرادیان سرعت

شدت اختلاط یک مفهوم کلیدی برای هم زدن مایعات است. معمولاً به‌عنوان مربع گرادیان سرعت متوسط یا به‌سادگی مقدار G تعیین می‌شود که معمولاً با واحد S^{-1} نشان داده می‌شود. برخی از سیستم‌های اختلاط، انرژی اختلاط را از همزن‌های مکانیکی دریافت می‌کنند، درحالی‌که برخی دیگر آن را از گرانش به‌عنوان جریان آب از بالا به پایین دریافت می‌کنند. در هر دو مورد، مقدار G را می‌توان محاسبه و مقایسه کرد:

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu \cdot V}} \quad \text{معادله ۴-۱}$$

$G = (s^{-1})$ گرادیان سرعت^۱

$P = (kg \cdot m^2 \cdot s^{-2})$ یا وات) توان ورودی^۲

$\mu = (kg \cdot m^{-1} \cdot s^{-1})$ ویسکوزیته دینامیکی آب^۳

$V = (m^3)$ حجم اختلاط

انرژی ورودی در مورد همزن‌های مکانیکی مستقیماً به توان جذب‌شده توسط موتور الکتریکی مربوط می‌شود. اختلاط زمانی اتفاق می‌افتد که آب بر اثر گرانش به داخل محفظه اختلاط می‌ریزد، انرژی ورودی به روش زیر محاسبه می‌شود:

1- Velocity Gradient

2- Energy Input

3- Dynamic Viscosity of water

$$P = \rho \cdot g \cdot Q \cdot H$$

معادله ۲-۴

 $\rho =$ چگالی آب (kg.m^3)

 $g =$ شتاب گرانش (m.s^{-2})

 $Q =$ دبی جریان آب ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)

 $H =$ اختلاف ارتفاع سطح آب (m)

مثال ۱-۴

میانگین مقدار G را برای یک همزن با قدرت ۲/۱ کیلووات در یک حوضچه اختلاط با حجم ۳/۴ مترمکعب در دمای آب ۱۵ درجه سانتی گراد محاسبه کنید. (ویسکوزیته دینامیکی در ۱۵ درجه سانتی گراد، $0.00114 \text{ kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$ است).
وات ۲۱۰۰ = انرژی ورودی

$$G = \sqrt{\frac{2100}{0.00114 \times 3/4}} = 736 \text{ s}^{-1}$$

مثال ۲-۴

جریانی با سرعت ۴۳۰ لیتر در ثانیه از یک لخته ساز هیدرولیکی با حجم ۱۹۵ مترمکعب در دمای آب ۱۵ درجه سانتی گراد عبور می کند. سطح آب در حین عبور جریان ۰/۲۲۰ متر افت می کند.

الف) انرژی ورودی و ب) مقدار G را محاسبه کنید.

وات ۹۲۸ = $1000 \times 9/81 \times 0/430 \times 0/22 =$ انرژی ورودی (الف)

$$\text{ب) } G = \sqrt{\frac{928}{0.00114 \times 195}} = 64 \text{ s}^{-1}$$

انعقاد معمولاً به مقدار G بین ۵۰۰ تا ۱۰۰۰ s^{-1} برای مثلاً ۳۰ تا ۶۰ ثانیه برای پراکندگی سریع ماده منعقد کننده در آب خام نیاز دارد؛ لخته سازی به مقدار G بسیار کمتری از ۳۰ تا ۵۰ s^{-1} نیاز دارد و زمان معمول برای اختلاط آرام حدود ۸ تا ۱۲ دقیقه باشد.

۴-۶-۲- مدل آرگامان-کافمن^۱

طراحی یک سیستم لخته سازی به سه تصمیم اساسی توسط طراح فرآیند خلاصه می‌شود. اول، نوع سیستم (اختلاط برگشتی^۲ یا جریان قالبی^۳) باید انتخاب شود؛ دوم، زمان لخته سازی باید تعیین شود؛ و سوم، شدت لخته سازی (گرادیان سرعت) باید انتخاب شود. باوجود اهمیت حیاتی سیستم لخته سازی برای سایر مراحل تصفیه، طراح تنها به‌روش‌های آزمایش نسبتاً ساده‌ای برای رسیدن به یک سیستم لخته سازی بهینه محدود است. علاوه بر این، این روش‌های آزمایش تنها «تصاویری لحظه‌ای» از رفتار لخته سازی در یک ترکیب خاص از متغیرهای آزمایشگاهی ارائه می‌دهند - رفتار لخته سازی در سایر شرایط آزمایشگاهی (اغلب) باید به‌طور ناقص برون‌یابی یا حدس زده شود.

یک راکتور اختلاط برگشتی (اغلب راکتور CSTR یا راکتور همزن دار با اختلاط کامل^۴ نیز نامیده می‌شود) معمولاً یک مخزن همزن دار است که در آن آب از جایی وارد می‌شود و از جایی دیگر خارج می‌شود. به دلیل هندسه مخزن، ورودی و خروجی لزوماً به یکدیگر نزدیک هستند؛ بنابراین ممکن است مقداری از آب پس از ورود به راکتور خیلی زود از مخزن خارج شود؛ برخی دیگر ممکن است زمان بسیار بیشتری طول بکشد. برعکس، یک راکتور با جریان قالبی دارای ورودی و خروجی بسیار دور از یکدیگر است (مانند یک لوله طولانی کانال) به‌طوری‌که هیچ آبی نمی‌تواند ناگهان از ورودی به خروجی برسد. در

1- Argaman-Kaufman

2- Backmix

3- Plug Flow

4- Completely Mixed Stirred Reactor

راکتورهای جریان قالبی تمام جریان آب اساساً زمان ماند هیدرولیکی یکسانی را در راکتور سپری می‌کنند، درحالی‌که راکتورهای اختلاط برگشتی با توزیع گسترده زمان‌های ماند مشخص می‌شوند. برای فرآیند لخته‌سازی که در آن زمان برای اجازه دادن به انتقال و تجمع مناسب ذرات ضروری است، راکتورهای با جریان قالبی ذاتاً کارآمدتر هستند.

مدل لخته‌سازی آرگامان-کافمن به‌طور بالقوه می‌تواند به‌عنوان یک ابزار برون‌یابی برای تعمیم رفتار لخته‌سازی یک ترکیب خاص از منعقد کننده/آب خام بر اساس تعداد کمی از آزمایش‌های ناپیوسته ساده استفاده شود. به‌عبارت‌دیگر، طراح با در اختیار داشتن تنها چند نقطه داده، می‌تواند رفتار لخته‌سازی در زمان‌های لخته‌سازی دیگر، در گرادپان‌های سرعت دیگر و حتی برای انواع راکتورهای دیگر را پیش‌بینی کند.

در اصل، مدل بر پایه دو مقدار ثابت است. اولین مقدار، ثابت تجمع^۱ K_a است که سهولت برخورد و اتصال ذرات را نشان می‌دهد. دومی یک ثابت شکست^۲ K_b است که شکسته شدن لخته‌های از قبل تشکیل‌شده را نشان می‌دهد. دو نسخه از این مدل وجود دارد. اولین مورد، معادله ۳-۴ که برای راکتورهای اختلاط برگشتی قابل استفاده است:

$$\frac{n_0}{n_1} = \frac{1 + K_a \cdot G \cdot T}{1 + K_b \cdot G^2 \cdot T} \quad \text{معادله ۳-۴}$$

دومی، معادله ۴-۴، برای جریان قالبی یا راکتورهای ناپیوسته که با نمادهای مشابه معادله ۴-۴ اعمال می‌شود:

$$\frac{n_0}{n_1} = \left[\frac{K_b}{K_a} \cdot G + \left(1 - \frac{K_b}{K_a} \cdot G \right) \cdot e^{-K_a \cdot G \cdot T} \right]^{-1} \quad \text{معادله ۴-۴}$$

اگرچه تعداد ذرات را می‌توان با شمارشگر ذرات اندازه‌گیری کرد، اما مقادیر کدورت با موفقیت به‌عنوان یک پارامتر جایگزین مورد استفاده قرار گرفته است (Haarhoff ۱۹۹۶ and Joubert-).

1- Aggregation Constant

2- Breakup Constant

۴-۶-۳- تعیین ثابت‌های تجمع و شکست

آزمایش‌های گسترده نشان داده‌اند که با انجام ۹ آزمایش جار می‌توان تخمین‌های خوبی از ثابت‌ها به دست آورد. جارهای اختلاط راکتورهایی با جریان قالبی هستند که در آن تمام آب زمان ماند هیدرولیکی یکسانی دارد. آزمایش‌ها در سه گرادیان سرعت ۵۰، ۳۰ و ۱۰۰ بر ثانیه (s^{-1}) و سه زمان لخته سازی ۴، ۸ و ۱۲ دقیقه انجام می‌شود. این امر منجر به بدست آمدن هفت درجه آزادی (۹ آزمایش منهای ۲ ثابت) می‌گردد. نهایتاً برای یافتن ثابت‌ها با رگرسیون کمترین مربعات، چند اقدام احتیاطی ویژه در انجام آزمایش‌ها ضروری است.

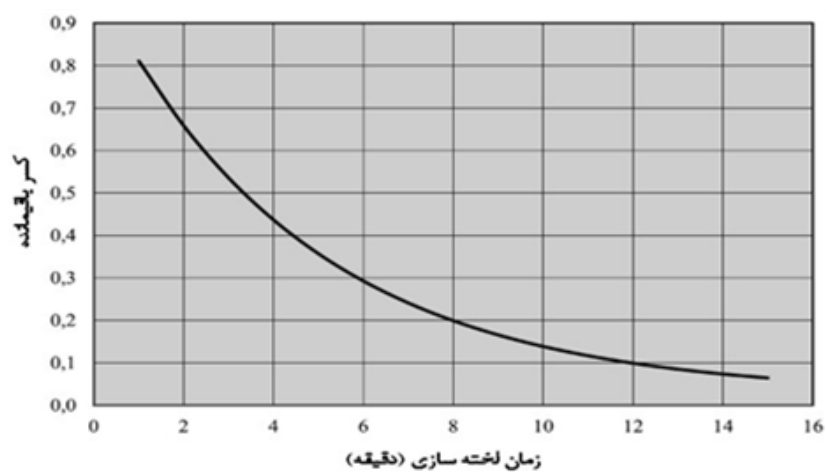
۴-۶-۴- تأثیر زمان لخته سازی و شدت اختلاط

مجموعه‌ای از پارامترهای مدل آرگامان-کافمن که بر اساس آب‌های سطحی آفریقای جنوبی به دست آمده است به شرح زیر است (Haarhoff and Joubert-۱۹۹۶):

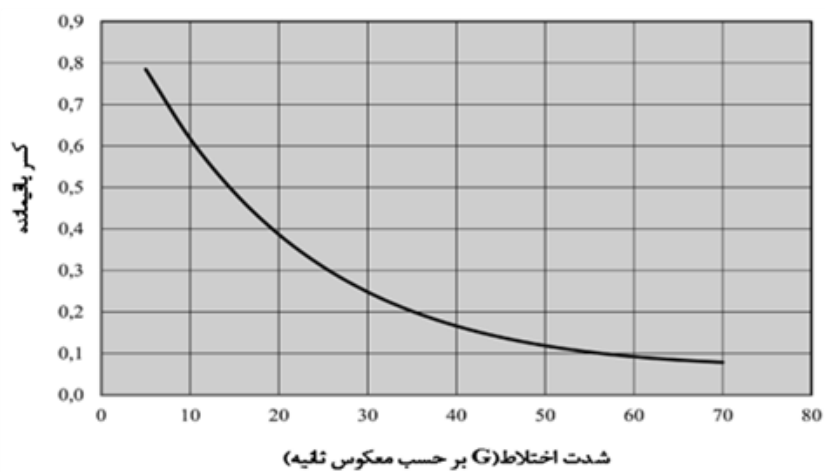
$$K_a = 9 \times 10^{-5} \quad \text{ثابت تجمع}$$

$$K_b = 6 \times 10^{-8} \quad \text{ثابت شکست}$$

هنگامی که نوع راکتور مشخص شد، دو عامل باقیمانده که برای لخته سازی کارآمد حیاتی هستند، شدت اختلاط و زمان لخته سازی هستند. اثرات آن‌ها بر بازده لخته سازی، همراه با مقادیر طراحی معمولی برای لخته سازی، در شکل‌های ۴-۴ و ۴-۵ نشان داده شده است:



شکل ۴-۲- اثر زمان لخته سازی بر بازده لخته سازی برای $G = 40 \text{ s}^{-1}$



شکل ۴-۳- اثر شدت اختلاط بر راندمان لخته‌سازی برای t برابر با ۹ دقیقه

مثال ۳-۴

اگر قرار باشد ۸۰ درصد کدورت با شدت اختلاط $G = 35 \text{ s}^{-1}$ حذف شود، از مدل آرگامان کافمن برای تعیین زمان لخته سازی استفاده کنید. یک راکتور با اختلاط کامل و ثابت‌های معمولی ارائه شده در متن را فرض کنید.

$$\frac{n_0}{n_1} = 0.2$$

$$T = 1430 \text{ s} = 23.8 \text{ min}$$

مثال ۴-۴

مسئله قبلی را تکرار کنید اما راکتور جریان قالبی را فرض نمایید.

$$\frac{n_0}{n_1} = 0.2$$

$$T = 540 \text{ s} = 9 \text{ min}$$

نتایج این مثال و مثال قبلی نشان می‌دهد که راکتورهای جریان قالبی در مقایسه با راکتورهای اختلاط کامل به چه میزان مؤثرتر هستند - زمان لخته‌سازی تقریباً سه برابر کمتر است.

۴-۷- منابع

- Ceronio, A.D., Haarhoff, J., and Pryor, M. 2002. *Standardisation of the Use of Particle Counting for Potable Water Treatment in South Africa*. Report TT 166/01. Pretoria: Water Research Commission. <http://wrcwebsite.azurewebsites.net/wp-content/uploads/mdocs/TT-166-02.pdf>
- Ceronio, A.D., and Haarhoff, J. 2005. "An Improvement on the Power Law for the Description of Particle Size Distributions in Potable Water Treatment." *Water Research* 39 (2-3): 305313. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.09.023>
- Haarhoff, J., and Joubert, J.H.B. (1996) "Determination of Aggregation and Break-up Constants during Flocculation." Presented at Fourth International Conference of the IAWQ-IWSA Specialist Group on Particle Separation, 28-30 October 1996, Jerusalem, 916.

فصل پنجم:

پایداری آب

فصل پنجم: پایداری آب

۵-۱- مقدمه

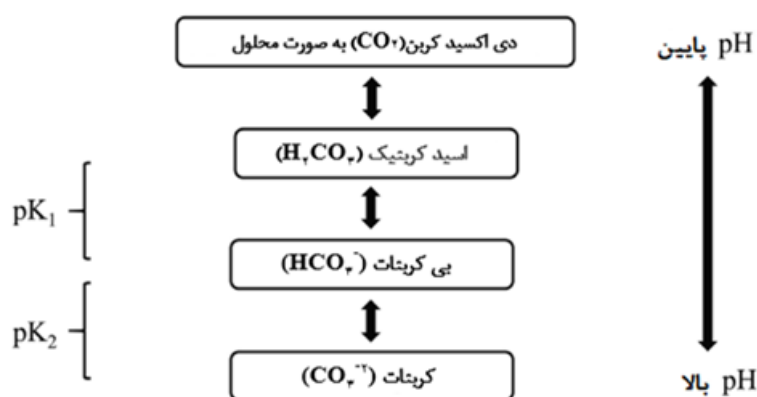
در این فصل، مفهوم پایداری آب مورد بحث قرار می‌گیرد. آب پایدار آبی است که نه از طریق رسوب‌گذاری بیش از حد مواد جامد بر روی جدار داخلی لوله‌ها و نه از طریق حمله شیمیایی و خوردگی لوله‌ها، به شبکه توزیع آسیب نرساند. پایداری و ظرفیت بافری آب‌های طبیعی عمدتاً تحت کنترل سیستم کربناته قرار دارد؛ بنابراین، مفهوم پایداری آب عمدتاً بر این اساس شکل گرفته است که باید شیمی آب به گونه‌ای تنظیم شود که یک لایه نازک از کربنات کلسیم بر روی جدار داخلی لوله‌ها حفظ شود. اعتقاد بر این است که این لایه برای محافظت از جنس لوله در برابر خوردگی ضروری است. البته، سرعت رسوب‌گذاری کربنات کلسیم نیز باید کنترل شود تا از انسداد جزئی یا کلی لوله‌ها توسط رسوبات شیمیایی جلوگیری شود.

۵-۲- انواع گونه‌های کربنیک در آب

سیستم کربنیک شامل مجموعه‌ای به هم پیوسته از گونه‌های شیمیایی است:

- دی‌اکسید کربن محلول به صورت CO_2 . دی‌اکسید کربن در سیستم‌های طبیعی از اتمسفر به آب وارد می‌شود تا مطابق قانون هنری تعادل برقرار کند. اگرچه درصد دی‌اکسید کربن موجود در اتمسفر کم است (۰/۰۳٪) درصد اما در آب بسیار محلول است.
- CO_2 محلول در آب با اسید کربنیک (H_2CO_3) به تعادل می‌رسد.
- اسید کربنیک (H_2CO_3) بسته به pH تا حدی به یون هیدروژن (H^+) و بی‌کربنات (HCO_3^-) تجزیه می‌شود.
- بی‌کربنات (HCO_3^-) بسته به pH، به نوبه خود تا حدی به یون هیدروژن (H^+) و کربنات CO_3^{2-} تجزیه می‌شود.
- همه گونه‌های ذکر شده در بالا با یون‌های H^+ و OH^- در تعادل هستند.
- غلظت نسبی یون‌های H^+ و OH^- تعیین‌کننده pH است.

شکل ۵-۱ اجزای اصلی سیستم کربناته را نشان می‌دهد. نکته مهمی که باید بدانیم این است که تمایل به رسوب CaCO_3 به‌طور مستقیم به pH بستگی دارد. با افزایش pH، تمایل به رسوب‌گذاری نیز افزایش می‌یابد. هدف اول ما تعیین pH اشباع یا پایدار (pH_s) است. pH_s مقداری است که در آن آب نه کربنات کلسیم را حل می‌کند و نه باعث رسوب آن می‌شود. همچنین می‌توان گفت این میزان، مقدار pH ای است که اگر آب به‌اندازه کافی با کربنات کلسیم در تماس باشد درنهایت به آن خواهد رسید.



شکل ۵-۱- سیستم کربنیک در آب

۵-۳- استخراج یک رابطه کاربردی برای pH_s

در حالت تعادل، زمانی که آب نه رسوب کربنات کلسیم می‌دهد و نه آن را حل می‌کند، فعالیت یون‌های کلسیم و یون‌های کربنات با حاصل ضرب حلالیت آن مطابق معادله ۵-۱ ارتباط دارد:

$$\{\text{Ca}^{2+}\} \cdot \{\text{CO}_3^{2-}\} = K_s \quad \text{معادله ۵-۱}$$

یون‌های کربنات که بخشی از سیستم ضعیف اسیدکربنیک هستند، مطابق با معادله ۵-۲ تعادل خود را با یون‌های بی‌کربنات حفظ می‌کنند:



ثابت تعادل توسط ثابت دوم کربنیک K_2 همان‌طور که در معادله ۳-۵ نشان داده‌شده است تعیین می‌شود:

$$K_r = \frac{\{\text{H}^+\} \cdot \{\text{CO}_3^{2-}\}}{\{\text{HCO}_3^-\}} \quad \text{معادله ۳-۵}$$

معادله ۳-۵ را برای بیان فعالیت یون‌های کربنات به‌صورت زیر مجدداً مرتب کنید:

$$\{\text{CO}_3^{2-}\} = \frac{K_r \cdot \{\text{HCO}_3^-\}}{\{\text{H}^+\}} \quad \text{معادله ۴-۵}$$

معادله ۴-۵ را در معادله ۱-۵ جایگزین کنید:

$$\{\text{Ca}^{2+}\} \cdot \frac{K_r \cdot \{\text{HCO}_3^-\}}{\{\text{H}^+\}} = K_s \quad \text{معادله ۵-۵}$$

معادله ۵-۵ را به‌صورت معادله ۶-۵ بازنویسی کنید:

$$\frac{1}{\{\text{H}^+\}} \cdot \frac{1}{K_s} \cdot \{\text{HCO}_3^-\} \cdot \{\text{Ca}^{2+}\} = \frac{1}{K_r} \quad \text{معادله ۶-۵}$$

در قالب لگاریتمی و با جایگذاری مجدد، معادله ۶-۵ به حالت زیر تبدیل می‌شود:

$$\log \frac{1}{\{H^+\}} = \log \frac{1}{K_r} - \log \{HCO_3^-\} - \log \{Ca^{2+}\} - \log \frac{1}{K_s} \quad \text{معادله ۷-۵}$$

معادله ۵-۷ را با نماد pK بازنویسی کنید، در اینجا pK لگاریتم منفی است:

$$pH_s = pK_r - pK_s - \log \{HCO_3^-\} - \log \{Ca^{2+}\} \quad \text{معادله ۸-۵}$$

در نهایت، ضروری است که تفاوت بین غلظت مولی و فعالیت را در نظر بگیریم. غلظت مولار به ما می‌گوید که چند یون در محلول وجود دارد، درحالی‌که فعالیت به‌طور تقریبی نشان می‌دهد که آن یون‌ها چه تأثیری دارند. زمانی که یک محلول را تیترو می‌کنیم، غلظت مولار را به‌طور مستقیم اندازه‌گیری می‌کنیم، زیرا هر یون باید برای رسیدن به نقطه پایانی خنثی‌سازی شود. به‌طور مشابه، زمانی که یک ترکیب را با کروماتوگرافی گازی اندازه‌گیری می‌کنیم، غلظت مولار را اندازه‌گیری می‌کنیم زیرا آشکارساز هر مولکول را هنگام خروج از ستون کروماتوگراف تشخیص می‌دهد.

ولی در اندازه‌گیری pH با استفاده از یک pH متر، اثر یون‌های هیدروژن بر روی غشای پروب pH اندازه‌گیری می‌شود که درواقع اندازه‌گیری مستقیمی از فعالیت است. در معادله ۵-۸، تمام غلظت‌ها به‌عنوان فعالیت بیان می‌شوند. روش‌های متداول اندازه‌گیری HCO_3^- و Ca^{2+} مقدار غلظت‌های مولی را ارائه می‌دهند که باید به فعالیت تبدیل شوند. معادله ۵-۹ غلظت مولی را با استفاده از یک ضریب فعالیت به فعالیت مرتبط می‌کند:

$$\text{غلظت مولی } [X] \times \text{ضریب فعالیت } f = \text{فعالیت } \{X\} \quad \text{معادله ۹-۵}$$

بنابراین معادله ۵-۸ به صورت معادله ۵-۱۰ ارائه می‌شود:

$$pH_s = pK_2 - pK_s - \log(f_m \cdot [HCO_3^-]) - \log(f_d \cdot [Ca^{2+}]) \quad \text{معادله ۵-۱۰}$$

f_m = (-) ضریب فعالیت تک‌ظرفیتی

f_d = (-) ضریب فعالیت دو ظرفیتی

مرتب‌سازی بیشتر، معادله ۵-۱۱ را ارائه می‌دهد که برای کاربردهای عملی مفید است:

$$pH_s = pK_p - pK_s - \log[HCO_3^-] - \log[Ca^{2+}] - \log f_m - \log f_d \quad \text{معادله ۵-۱۱}$$

pH اشباع پیش‌بینی شده توسط معادله ۵-۱۱ چیزی نیست که بتوان آن را اندازه‌گیری کرد. این عدد، یک مقدار تئوری محاسبه شده است که به سادگی pH ای را نشان می‌دهد که در آن کربنات کلسیم جامد نه حل می‌شود و نه رسوب می‌کند.

۵-۴- گردآوری ثابت‌ها

محاسبه pH_s به شش مقدار ورودی نیاز دارد. دو مورد از این مقادیر، $[Ca^{2+}]$ و $[HCO_3^-]$ ، به صورت آزمایشگاهی اندازه‌گیری می‌شوند. چهار مورد دیگر ثابت‌هایی هستند که از همبستگی‌های ارائه شده در زیر به دست می‌آیند.

۵-۴-۱- همبستگی pK_2

ثابت دوم کربنیک به صورت تجربی تعیین و با رابطه نشان داده شده در معادله ۵-۱۲ مدل می‌شود (Harned و Davis - ۱۹۴۳):

$$pK_2 = -6 / 4980 + 0 / 0.2379 \times T + \frac{2902 / 39}{T} \quad \text{معادله ۵-۱۲}$$

T = دمای آب (درجه کلون)

مثال ۵-۱

مقادیر pK_2 را برای دمای آب ۵ درجه سانتی‌گراد و ۲۰ درجه سانتی‌گراد محاسبه کنید.

$$pK_2 = -6/498 + 0/02379 \times T + \frac{2902/39}{T}$$

$$pK_2 = -6/498 + (0/02379 \times (5 + 273/15)) + \frac{2902/39}{(5 + 273/15)} = 10/553$$

$$pK_2 = -6/498 + (0/02379 \times (20 + 273/15)) + \frac{2902/39}{(20 + 273/15)} = 10/376$$

۵-۴-۲- همبستگی pK_s

کربنات کلسیم می‌تواند به سه شکل کلسیت^۱، آراگونیت^۲ و واتریت^۳ رسوب کند. برای اهداف آب آشامیدنی، فقط کلسیت مناسب است. حاصل ضرب حلالیت آن به صورت تجربی تعیین شده است و رابطه مربوطه در معادله ۵-۱۳ نشان داده شده است (پلامر و بوزنبرگ، ۱۹۸۲):

$$pK_s = 171/9065 + 0/077993 \times T - \frac{2839/319}{T} - 71/595 \times \log T \quad \text{معادله ۵-۱۳}$$

-
- 1- Calcite
 - 2- Aragonite
 - 3- Vaterite

مثال ۵-۲

مقادیر pK_s را برای دمای آب ۵ درجه سانتی‌گراد و ۲۰ درجه سانتی‌گراد محاسبه کنید.

$$pK_s(5^{\circ}\text{C}) = 171/90.65 + 0.077993 \times (278/15) - \frac{2839/319}{(278/15)} - 71/595 \times \log(278/15)$$

$$pK_s(5^{\circ}\text{C}) = 8/394$$

$$pK_s(20^{\circ}\text{C}) = 171/90.65 + 0.077993 \times (293/15) - \frac{2839/319}{(293/15)} - 71/595 \times \log(293/15)$$

$$pK_s(20^{\circ}\text{C}) = 8/454$$

۵-۴-۳- همبستگی برای ضرایب فعالیت

هم دمای آب و هم بار یون‌ها بر ضرایب فعالیت تأثیر می‌گذارند. برای آب با قدرت یونی پایین (کمتر از ۰/۵ M که برای آب آشامیدنی معمول است)، ضرایب فعالیت توسط رابطه دیویس^۱ ارائه شده در معادله ۵-۱۴ تخمین زده می‌شود:

$$\log f_i = -A \times z^2 \times \left(\frac{\sqrt{\mu}}{1 + \sqrt{\mu}} - 0.3 \times \mu \right) \quad \text{معادله ۵-۱۴}$$

μ = قدرت یونی (mol/L)

$z = 1$ برای یون‌های تک بار (تک‌ظرفیتی)

$z = 2$ برای یون‌های دو بار (دو ظرفیتی)

معادله ۵-۱۵ ثابت A را نشان می‌دهد:

1- Davies Correlation

$$A = 1/825 \times 10^6 \times (78/3 \times T)^{-1/5} \quad \text{معادله ۵-۱۵}$$

در موارد نادری که ترکیب یونی آب به طور کامل شناخته شده باشد، این مقدار می تواند با استفاده از محاسبات مبتنی بر اصول اولیه مثل مجموع تمام یون ها که در معادله ۵-۱۶ نشان داده شده است، محاسبه شود:

$$\mu = \frac{1}{2} \times \sum C_n \times z^2 \quad \text{معادله ۵-۱۶}$$

اما در عمل، با اندازه گیری کل مواد جامد محلول (TDS) می توان مقدار μ را از طریق رابطه نشان داده شده در معادله ۵-۱۷ تخمین زد:

$$\mu \cong 2/5 \times 10^{-5} \times \text{TDS} \quad \text{معادله ۵-۱۷}$$

$$\text{TDS} = \text{کل جامدات محلول (mg/L)}$$

مثال ۳-۵

ضرایب فعالیت تک‌ظرفیتی و دو ظرفیتی را در دمای 5°C و 20°C در 240 mg/L TDS محاسبه کنید.

$$\text{TDS} = 240\text{ mg/L}: \mu \cong 2/5 \times 10^{-5} \times \text{TDS} \rightarrow \mu = 2/5 \times 10^{-5} \times 240 = 0/006$$

$$5^{\circ}\text{C}: A = 1/825 \times 10^6 \times (78/3 \times (5 + 273/15))^{-1/5} \rightarrow A = 0/568$$

$$5^{\circ}\text{C}, Z=1: \log f_m = -0/568 \times 1^2 \times \left(\frac{\sqrt{0/006}}{1 + \sqrt{0/006}} - 0/3 \times 0/006 \right) \rightarrow$$

$$\log f_m = -0/04 \rightarrow f_m = 10^{-0/04} = 0/912$$

به شیوه مشابه بالا برای سایر دماها و ظرفیت، ضریب فعالیت محاسبه می‌شود:

$$5^{\circ}\text{C}, Z=2: \log f_d = -0/159 \rightarrow f_d = 0/693$$

$$20^{\circ}\text{C}: A = 0/525$$

$$20^{\circ}\text{C}, Z=1: \log f_m = -0/037 \rightarrow f_m = 0/919$$

$$20^{\circ}\text{C}, Z=2: \log f_d = -0/147 \rightarrow f_d = 0/712$$

۵-۴-۴- محاسبه لگاریتم $[\text{HCO}_3^-]$

بی‌کربنات معمولاً با تیتراسیون اسیدی تا نقطه پایانی pH برابر با $8/3$ با استفاده از فنل‌فتالئین به‌عنوان معرف اندازه‌گیری می‌شود. این فرآیند به‌عنوان قلیائیت شناخته‌شده و به‌صورت میلی‌گرم در لیتر CaCO_3 گزارش می‌شود. برای مرور بیشتر می‌توانید به آدرس زیر مراجعه کنید.

http://nitttrc.ac.in/four%20quadrant/eel/quadrant%20-%201/exp7_pdf.pdf

قلیائیت اندازه‌گیری‌شده ابتدا باید بر جرم مولی CaCO_3 (۱۰۰ گرم در مول) تقسیم شود تا به غلظت مولی تبدیل شود و سپس با تقسیم بر ۱۰۰۰ از میلی‌مول به مول تبدیل و در نهایت برای در نظر گرفتن تفاوت بار بین CO_3^{2-} و HCO_3^- ضرب در ۲ می‌شود:

$$\log[\text{HCO}_3^-] = \log\left(\frac{2 \times \text{alkalinity}}{100 \times 1000}\right) \quad \text{معادله ۵-۱۸}$$

۵-۴-۵- محاسبه لگاریتم $[\text{Ca}^{2+}]$

کلسیم در آب را می‌توان به روش‌های مختلف اندازه‌گیری کرد. این آزمایش به‌طور مکرر انجام می‌شود زیرا کلسیم بخش مهمی از سختی آب است. کیت‌های تست و نوارهای تست متعددی توسعه یافته و به راحتی در دسترس هستند. غلظت آن به‌طور معمول به صورت میلی گرم در لیتر Ca گزارش می‌شود؛ با تقسیم بر جرم مولی کلسیم (۴۰ گرم در مول) و سپس تقسیم بر ۱۰۰۰، از میلی مول به مول تبدیل می‌شود:

$$\log[\text{Ca}^{2+}] = \log\left(\frac{\text{calcium}}{40 \times 1000}\right) \quad \text{معادله ۵-۱۹}$$

مثال ۵-۴

قلیائیت به میزان ۱۱۰ میلی گرم در لیتر و کلسیم به میزان ۴۲ میلی گرم در لیتر را به صورت غلظت مولی لگاریتمی بیان کنید.

قلیائیت به میزان ۱۱۰ میلی گرم در لیتر:

$$\log[\text{HCO}_3^-] = \log\left(\frac{2 \times 110}{100 \times 1000}\right) \rightarrow \log[\text{HCO}_3^-] = -2.658$$

کلسیم به میزان ۴۲ میلی گرم در لیتر:

$$\log[\text{Ca}^{2+}] = \log\left(\frac{42}{40 \times 1000}\right) \rightarrow \log[\text{Ca}] = -2.979$$

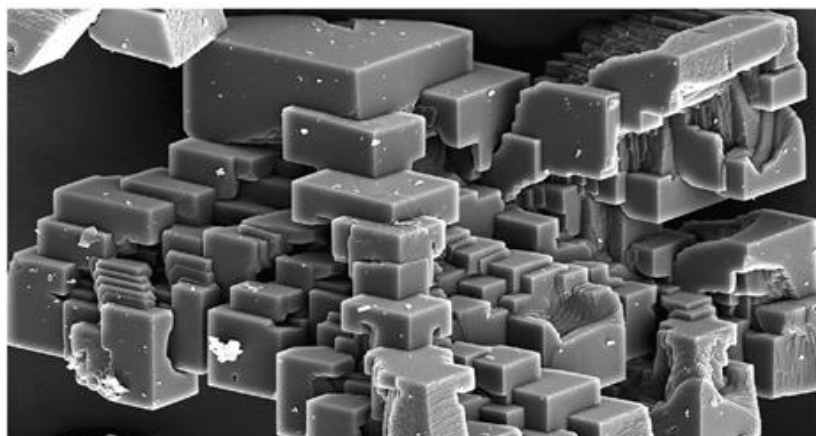
مثال ۵-۵

پاسخ مثال‌های ۱-۵ تا ۴-۵ را جمع‌آوری کرده و pH_s را در ۵ درجه سانتی‌گراد و ۲۰ درجه سانتی‌گراد محاسبه کنید.

$$\begin{aligned} 5^{\circ}C : pK_p &= 10/553 ; pK_s = 8/394 ; \log [HCO_p] = -2/658 ; \log [Ca] = -2/979 ; \\ \log f_m &= -0/040 ; \log f_d = -0/159 \rightarrow pH_s = 7/99 \\ 20^{\circ}C : pK_p &= 10/376 ; pK_s = 8/454 ; \log [HCO_p] = -2/658 ; \log [Ca] = -2/979 ; \\ \log f_m &= -0/037 ; \log f_d = -0/147 \rightarrow pH_s = 7/74 \end{aligned}$$

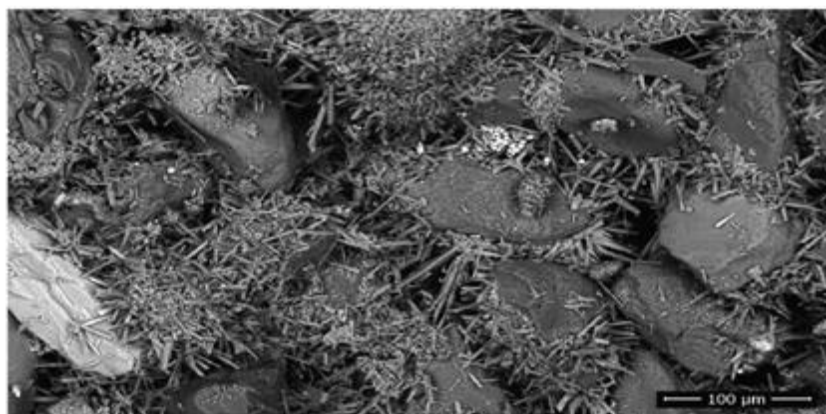
۵-۵- رسوبات کربنات کلسیم

عدد pH_s محاسبه‌شده، بر اساس حلالیت کلسیت می‌باشد که یکی از سه شکل جامد کربنات کلسیم است. در دمای معمولی آب، این شکل یا حالت غالب‌ترین است که در شکل ۲-۵ نشان داده شده است.



شکل ۲-۵- میکروگراف الکترونی بلورهای کلسیت (Kimpton, ۲۰۱۶)

شکل دوم آراگونیت است که در دماهای بالاتر تشکیل می‌شود و بیشتر در سیستم‌های آب گرم یافت می‌شود. شکل این فرم در تصویر ۳-۵ نشان داده شده است.



شکل ۵-۳- میکروگراف الکترونی بلورهای آراگونیت بر روی دانه‌های شن (Buckman, ۲۰۲۰)

فرم سوم واتریت است که دارای شکلی ناپایدار بوده و به احتمال زیاد در سیستم توزیع آب یافت نمی‌شود.

۵-۶- کنترل عملیاتی پایداری آب

اگر بتوانیم آب را دقیقاً در مقدار pH_s نگه داریم، از نظر تئوری نه به کربنات کلسیم حمله می‌کند و نه آن را رسوب می‌دهد. با این حال، ما می‌خواهیم pH را کمی بالاتر از pH_s ببریم تا یک لایه محافظ نازک از کلسیت روی سطح داخلی لوله رسوب کند. این تفکر منجر شد که پروفیسور *Wilfred Langelier*، شیمی‌دان بخش مهندسی عمران در دانشگاه برکلی کالیفرنیا، در سال ۱۹۳۶ مقاله مهمی منتشر کند که در آن پیشنهاد کرد - $(pH - pH_s)$ یا شاخص لانژلیه^۱، بین $+0.2$ تا $+0.3$ واحد نگه داشته شود. به عبارت دیگر، اگر pH_s برابر با 8.1 باشد، پس pH آب باید به حدود 8.3 تا 8.4 تنظیم شود. پس از سال‌ها استفاده در سراسر جهان، سرانجام مشخص شد که شاخص لانژلیه مقیاس خوبی برای سنجش تمایل کلسیت به رسوب است، اما لزوماً نشان‌دهنده مقدار کلسیت رسوب شده نیست. آنچه در عمل مورد نیاز است، کنترل بر میزان کلسیت رسوب یافته در لوله‌ها است. از این تفکر، پتانسیل رسوب کربنات کلسیم (CCPP)^۲ به وجود آمد که پیش‌بینی

1- Langelier Index

2- Calcium Carbonate Precipitation Potential

می‌کند چه مقدار کلسیت (برحسب میلی گرم در لیتر) رسوب خواهد کرد. یک دستورالعمل کاربردی برای کنترل عملیاتی یا بهره‌برداری پایداری آب، حفظ CCPP بین ۲ تا ۶ میلی گرم در لیتر است. برای نشان دادن این تفاوت، جدول ۵-۱ پنج منبع آب مختلف را نشان می‌دهد که همگی دارای شاخص لانژلیه یکسانی به میزان ۳/۰+ هستند، اما ظرفیت بسیار متفاوتی برای رسوب کربنات کلسیم به صورت CCPP دارند.

جدول ۵-۱- شمایی از محدودیت شاخص لانژلیه*

pH	قلیائیت (mg/L)	کلسیم (mg/L)	شاخص لانژلیه	CCPP (mg/L)
۷/۳	۳۰۰	۴۶۰	۳/۰+	۳۵
۷/۹	۱۸۸	۱۹۰	۳/۰+	۸
۸/۴	۹۵	۹۵	۳/۰+	۲
۹	۶۵	۱۹	۳/۰+	۵
۸/۴	۳۸	۴۰	۳/۰+	۲

* برگرفته از Loewenthal و همکاران. (۱۹۸۶: جدول ۴-۳)

محدودیت دیگر مفهوم pH_s نادیده گرفتن نقش بالقوه سایر یون‌ها است. نمونه بارز آن وجود سولفات‌ها است که به‌وفور در آب‌های اسیدی زهکش معادن وجود دارد. در این مورد، یون‌های کلسیم به‌عنوان یک کمیت ثابت در پس‌زمینه باقی نخواهند ماند همان‌طور که در نتیجه گیری اولیه فرض شده بود، بلکه تعادل دیگری را نیز با سولفات کلسیم ایجاد خواهند کرد. برای در نظر گرفتن حضور سولفات‌ها، محاسبات بسیار پیچیده‌تر می‌شود. با افزودن بیشتر سایر یون‌ها، محاسبات با دست غیرقابل حل می‌شوند. خوشبختانه، نرم‌افزارهای مدرن تفکیک شیمیایی می‌تواند این پیچیدگی‌ها را در نظر بگیرند. نرم‌افزار STASOFT در اواخر دهه ۱۹۸۰ توسط محققان دانشگاه Cape Town در آفریقای جنوبی، زیر نظر پروفیسور فقید RE Loewenthal، به‌طور خاص با تمرکز بر صنعت آب آشامیدنی، توسعه یافت.

این برنامه در حال حاضر به نسخه ۵ (منتشر شده در سال ۲۰۱۱) رسیده و در وب‌سایت <http://www.wrc.org.za/knowledgehub/e-tools/> قابل دسترسی است.

۵-۷- پایداری آب در تصفیه‌خانه

آب‌های سطحی حاصل از سدها و رودخانه‌ها به‌طور کلی پایدار هستند. این آب با قرار گرفتن در تماس با رسوبات، ماسه و سنگ برای مدت طولانی، فرصت کافی برای حل کردن کربنات کلسیم در صورت تهاجمی خورنده بودن یا رسوب دادن کربنات کلسیم در صورت اشباع بیش‌ازحد را دارد. باین‌حال، چرا ما در تصفیه‌خانه تا این حد نگران پایداری آب هستیم؟

۵-۷-۱- آب خام ناپایدار

آب زیرزمینی با سنگ‌های اطراف و شن‌های موجود در آبخوان، اغلب در فشارها و دماهای کاملاً متفاوت از سطح، به تعادل می‌رسد. اکسیژن ممکن است محدود یا اصلاً وجود نداشته باشد یا گازهای دیگری مانند دی‌اکسید کربن ممکن است با غلظت بالا وجود داشته باشند. هنگامی که آب زیرزمینی به سطح می‌رسد و در معرض جو قرار می‌گیرد، ممکن است ناپایدار بوده و نیاز به اصلاح pH داشته باشد.

۵-۷-۲- آب با ظرفیت بافری ناکافی

قبل از اینکه بتوان آب را با خیال راحت توزیع کرد، باید حداقل ظرفیت بافری مشخصی داشته باشد. اگر شرایط کمی متفاوت در سیستم توزیع به‌راحتی بتواند pH را افزایش یا کاهش دهد، دست‌کاری دقیق pH در طول فرآیند تصفیه فایده‌ای ندارد. حداقل قلیائیت ۳۰ تا ۳۵ میلی‌گرم در لیتر برحسب CaCO_3 اغلب به‌عنوان یک رهنمود استفاده می‌شود. این مشکلی است که در *Southern Cape* در امتداد ساحل از *Humansdorp* تا *Cape Town* شایع است.

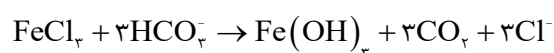
۵-۷-۳- نرم کردن آب

سختی آب ناشی از کاتیون‌های دو ظرفیتی، به‌طور عمده Ca و Mg است. سختی بیش‌ازحد باعث ایجاد مشکلات خانگی مانند کف نکردن صابون و شامپوها و تشکیل رسوب در لوازم خانگی می‌شود. از نظر صنعتی، به دلیل آسیب به تجهیزات و نیاز به تمیزکاری

مکرر، عواقب اقتصادی جدی به همراه دارد. حذف سختی به‌طور معمول با افزایش pH تا حدود ۱۱ انجام می‌شود، نقطه‌ای که CaCO_3 و Mg(OH)_2 رسوب می‌کنند و با ته‌نشینی از آب حذف می‌شوند. پس از آن، pH دوباره کاهش می‌یابد تا پایداری مورد نیاز به دست آید.

۵-۷-۴- جبران اثرات مواد شیمیایی تصفیه‌کننده اسیدی

برخی مواد شیمیایی تصفیه‌کننده با سیستم کربنیک واکنش نشان می‌دهند. به عبارت دیگر، ممکن است آب خام پایدار پس از افزودن مواد شیمیایی تصفیه‌کننده، پایدار نباشد. مهم‌ترین این مواد منعقدکننده‌های فلزی هستند که برای لخته‌سازی جاروبی استفاده می‌شوند:



واکنش‌ها نشان می‌دهد که ۱ مول FeCl_3 ، ۳ مول HCO_3^- را مصرف می‌کند، در حالی که ۱ مول از $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ، ۶ مول HCO_3^- مصرف می‌کند. جدول ۵-۲ این روابط را برحسب غلظت جرمی نشان می‌دهد.

جدول ۵-۲- تأثیر مواد شیمیایی اسیدی بر قلیائیت

ماده شیمیایی	قلیائیت مصرف شده *
کلرید آهن (فریک)	۰/۹۳
سولفات آهن (فریک)	۰/۵۳
سولفات آلومینیوم	۰/۵۱
کلر	۱/۴۱

* مقادیر برحسب میلی‌گرم در لیتر CaCO_3 به ازای هر میلی‌گرم در لیتر از ماده شیمیایی بیان شده است.

تأثیر اسیدی نمودن در اثر مواد شیمیایی باید با افزودن آهک یا سایر عوامل قلیایی که غلظت جرمی آن‌ها در جدول ۳-۵ نشان داده شده است، خنثی شود.

جدول ۵-۳- تأثیر مواد شیمیایی قلیایی بر قلیائیت

ماده شیمیایی	قلیائیت اضافه شده *
هیدروکسید سدیم	۱/۲۵
آهک	۱/۳۵
سودا اش	۰/۹۴
بیکربنات سدیم	۰/۶
هیپوکلریت سدیم	۰/۶۷

* مقادیر بر حسب میلی گرم در لیتر CaCO_3 به ازای هر میلی گرم در لیتر از ماده شیمیایی بیان شده است.

مثال ۵-۶

فرض کنید آب خام قبل از تصفیه کاملاً پایدار است. اگر ۲۲ میلی گرم در لیتر کلرید آهن اضافه کنیم، برای بازگرداندن آب به همان غلظت قلیائیت، چه مقدار آهک باید اضافه شود؟ ۲۲ میلی گرم در لیتر کلرید آهن، قلیائیت را به میزان $20/5 = 22 \times 0/93$ میلی گرم در لیتر کاهش می دهد.

برای بازگرداندن قلیائیت، باید $15/2 = \frac{20/5}{1/35}$ میلی گرم در لیتر آهک اضافه کرد.

۵-۸- تبدیل واحدها

اگرچه این بخش به طور نسبی از موضوع این فصل خارج است، اما بخش مربوط به تبدیل واحدها در پایان پنج فصل اول اضافه شده است که همگی به مواد شیمیایی و تصفیه شیمیایی مربوط می شوند. اکنون باید مشخص شده باشد که شیمییدان های فعال در یک تأسیسات تصفیه آب باید به طور مکرر محاسبات دوز را انجام دهند و این محاسبات باید به طور روان و دقیق انجام شود. تبدیل برخی واحدها به طور مستقیم آسان است. برای مثال، همه می توانند واحد اینچ را به میلی متر تبدیل کنند، به شرطی که ضریب تبدیل ۲۵ میلی متر ≈ 1 اینچ را بدانیم. با این حال، زمانی که دو مجموعه از واحدها درگیر باشند، مانند تبدیل مایل بر ساعت به متر بر ثانیه، حتی اگر ضرایب تبدیل را بدانید، کمی دشوارتر

می‌شود. با سه مجموعه واحد یا بیشتر، مشکل به سرعت غیرقابل حل می‌شود و رویکردی سیستماتیک تر مورد نیاز است. علاوه بر این، هنگام انجام این تبدیل‌ها، باید مسیری از کاری که انجام داده‌اید، باقی بگذارید. ممکن است شما یا شخص دیگری بخواهید محاسبات خود را بررسی کنید. لذا این مراحل را دنبال کنید، آن‌ها را بنویسید و یک نسخه از آن‌ها را نگه دارید.

گام ۱

واحد‌های اولیه عدد را به طور واضح، جدا از هم در بالای خط و پایین خط بنویسید.

گام ۲

واحد‌های عدد نهایی دلخواه را در کنار آن بنویسید.

گام ۳

مطابقت بین مجموعه اعداد را بررسی کنید. جایی که واحدها یکسان هستند، نیازی به تبدیل نیست. جایی که یکسان نیستند، مسیر تبدیل را یادداشت کنید. برای مثال، برای رفتن از «ماراتن» به «متر»، مسیر ماراتن ← کیلومتر ← متر را دنبال می‌کنیم. یا برای رفتن از «روز» به «ثانیه» می‌توانیم مسیر روز ← ساعت ← دقیقه ← ثانیه را دنبال می‌کنیم. یا از «حجم» به «وزن» می‌توانیم مسیر حجم (برحسب مترمکعب) ← جرم (برحسب کیلوگرم) ← وزن (برحسب نیوتن) را دنبال می‌کنیم.

گام ۴

عدد اولیه را با واحد‌های آن به طور واضح جدا از هم در بالای خط و پایین خط بنویسید. اکنون واحد‌هایی را که نیاز به تبدیل دارند، تک تک تبدیل کنید و واحد‌های ناخواسته را تا رسیدن به واحد‌های مورد نظر حذف کنید. بخش‌های عددی را به شکل اصلی خود نگه دارید.

مثال: ۳۴ کیلومتر بر روز را به میلی‌متر بر ثانیه تبدیل کنید:

$$34 \frac{\cancel{\text{km}}}{\cancel{\text{day}}} \times \frac{1000 \cancel{\text{m}}}{1 \cancel{\text{km}}} \times \frac{1000 \text{mm}}{1 \cancel{\text{m}}} \times \frac{1 \cancel{\text{day}}}{24 \cancel{\text{h}}} \times \frac{1 \cancel{\text{h}}}{3600 \text{s}} = \left(\frac{34 \times 1000 \times 1000}{24 \times 3600} \right) \frac{\text{mm}}{\text{s}}$$

گام ۵

محاسبه را در آخر کار انجام دهید. بیشتر اوقات قبل از نیاز به ماشین حساب، می‌توان به صورت دستی ساده‌سازی کرد.

$$34 \frac{\text{km}}{\text{day}} = 394 \frac{\text{mm}}{\text{s}}$$

پیشنهاد آخر اینکه به خاطر سپردن تبدیل واحدهای اصلی بسیار مفید است. توالی واحدهای ترا، گیگا، مگا، کیلو، هکتو، دکا، دسی، سانتی، میلی، میکرو، نانو را به خاطر بسپارید. دانستن اینکه ۱ مترمکعب آب ۱۰۰۰ کیلوگرم جرم دارد، ۱ لیتر آب ۱ کیلوگرم جرم دارد، ۸۶۴۰۰ ثانیه در یک روز وجود دارد و غیره، باعث صرفه‌جویی در زمان می‌شود.

۵-۹- منابع

- Buckman, J. 2020. Electron micrograph of aragonite crystals. <https://www.hw.ac.uk/schools/energy-geoscience-infrastructure-society/about/facilities/esem.htm>
- Harned, H.S., and Davis, R. 1943. "The Ionization Constant of Carbonic Acid in Water and the Solubility of Carbon Dioxide in Water and Aqueous Salt Solutions from 0 to 50°." *Journal of the American Chemical Society*, 65(10): 20302037. <https://doi.org/10.1021/ja01250a059>.
- Kimpton, C. 2016. Electron micrograph of calcite crystals, entered in the 2016 competition of the Royal Photographic Society.
- Loewenthal, R.E.; Wiechers, H.N.S. and Marais, G.v.R. 1986. *Softening and stabilisation of municipal waters*. Report TT 24/86. Pretoria: Water Research Commission.
- Plummer, L.N., and Busenberg, E. 1982. "The Solubilities of Calcite, Aragonite and Vaterite in CO₂-H₂O Solutions Between 0 and 90°C, and an Evaluation of the Aqueous Model for the System CaCO₃-CO₂-H₂O." *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 46(6):10111040. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(82\)90056-4](https://doi.org/10.1016/0016-7037(82)90056-4).
- Water Research Commission. STASOFT software for water stability calculations. <http://www.wrc.org.za/knowledge-hub/e-tools/>

فصل ششم:

گندزدایی

فصل ششم: گندزدایی

۱-۶- مقدمه

تصفیه آب آشامیدنی همواره شامل نوعی گندزدایی است. ناگزیر، برخی میکروارگانیسم‌ها به‌طور کامل توسط فرآیندهای متداول جداسازی فیزیکی و تصفیه آب گرفتار یا حذف نمی‌شوند و باید با گندزدایی غیرفعال گردند. در ابتدا، دستورالعمل‌های مربوط به گندزدایی تجربی بودند و تنها بر اساس دوز (اضافه کردن X میلی گرم بر لیتر کلر) یا کمی پیچیده‌تر، بر اساس باقیمانده کلر (اضافه کردن کلر برای حفظ باقیمانده به میزان X میلی گرم در لیتر کلر در منبع دریافت‌کننده) تعیین می‌شدند. در طول دهه ۱۹۹۰، یک چارچوب سیستماتیک برای انتخاب منطقی گندزداها و تعیین حداقل دوزهای آن‌ها برای حفظ سلامت عموم ایجاد شد. هسته اصلی این چارچوب، مفاهیم حذف لگاریتمی^۱ و CT می‌باشد. این روش‌شناسی در استانداردهای ملی اکثر کشورهای توسعه‌یافته گنجانده شده است؛ اما همه شیمیدانان و مهندسان باید به این مفاهیم توجه کنند، چه قانونی باشند و چه نباشند و آن‌ها را به نفع سلامت عمومی به کار ببرند.

۲-۶- قانون چیک - واتسون^۲

در سال ۱۹۰۸، دو دانشمند به نام‌های هریت چیک و هربرت واتسون به‌طور مستقل مقالاتی را منتشر کردند که درنهایت به آنچه امروزه قانون چیک-واتسون نامیده می‌شود، منتج شد. این قانون، غیر فعال‌سازی میکروارگانیسم‌ها را به غلظت گندزدا و زمان تماس مرتبط می‌کند:

$$\ln \frac{N}{N_0} = K_{CW} \cdot C^n \cdot T \quad \text{معادله ۱-۶}$$

N = تعداد میکروارگانیسم‌های باقی‌مانده یا زنده (-)

1- Log Removal

2- Chick-Watson Law

N_0 = تعداد میکروارگانیسم‌های اولیه (-)

K_{cw} = ضریب چیک-واتسون برای یک کشندگی خاص $(\frac{L}{mg.min})$

C = غلظت گندزدا (mg/L)

n = ضریب رقیق‌سازی که معمولاً یک فرض می‌شود (-)

T = زمان تماس (دقیقه)

مثال ۶-۱

تعداد اولیه ۱۷۰۰۰ ارگانیسم پس از ۳ دقیقه قرارگیری در معرض ۳ میلی‌گرم در لیتر گندزدا به چهار عدد کاهش می‌یابد. با فرض استفاده از همان ارگانیسم‌ها، گندزدا و ضریب رقت یک، از قانون چیک-واتسون برای محاسبه غلظت موردنیاز برای کاهش جمعیت اولیه ۲۴۰۰۰ به ۲ پس از ۱۵ دقیقه استفاده کنید.

با توجه به عملکرد شناخته‌شده گندزدا، ضریب چیک-واتسون را به‌صورت زیر محاسبه کنید:

$$\ln\left(\frac{N}{N_0}\right) = K_{cw} \cdot C^n \cdot T \rightarrow \ln\left(\frac{4}{17000}\right) = K_{cw} \times 3^1 \times 3 \rightarrow$$

$$K_{cw} = \frac{\ln\left(\frac{4}{17000}\right)}{9} = -0.928 \frac{L}{mg.min}$$

از این ضریب برای محاسبه دوز موردنیاز به میزان استفاده کنید.

$$\ln\left(\frac{N}{N_0}\right) = K_{cw} \cdot C^n \cdot T \rightarrow \ln\left(\frac{2}{24000}\right) = -0.928 \times C^1 \times 15 \rightarrow$$

$$C^1 = \frac{\ln\left(\frac{2}{24000}\right)}{-0.928 \times 15} = 0.675 \frac{mg}{L}$$

مدل چیک-واتسون به صورت نسبت بقای میکروارگانیسم‌ها (N/N_0) بیان می‌شود؛ اما در صنعت آب، به جای تعداد میکروارگانیسم‌های زنده، از نسبت حذف ($1 - N/N_0$) استفاده می‌شود.

مثال ۲-۶

نسبت‌های حذف برای دو مورد استفاده‌شده در مثال ۱-۶ را به دست آورید؟

$N=4$ و $N_0=17000$ بنابراین نسبت حذف برابر است با $1 - \frac{4}{17000} = 0.999765$ یا ۹۹/۹۷۶۵ درصد

$N=2$ و $N_0=24000$ بنابراین نسبت حذف برابر است با $1 - \frac{2}{24000} = 0.999917$ یا ۹۹/۹۹۱۷ درصد

راه دیگر برای بیان حذف، محاسبه حذف لگاریتمی با معادله ۲-۶ است:

حذف لگاریتمی

$$= -\log_{10} \frac{N}{N_0} = \log_{10} N_0 - \log_{10} N \quad \text{معادله ۲-۶}$$

مثال ۳-۶

حذف لگاریتمی برای دو سناریو استفاده‌شده در مثال‌های ۱-۶ و ۲-۶ را محاسبه کنید؟

$$\text{Log removal} = \log 17000 - \log 4 = 3.63$$

$$\text{Log removal} = \log 24000 - \log 2 = 4.08$$

یک رابطه ساده بین حذف لگاریتمی و نسبت حذف وجود دارد:

– حذف ۹ ارگانیسم از ۱۰ ارگانیسم معادل نسبت حذف ۹۰ درصد یا حذف لگاریتمی ۱ است.

- حذف ۹۹ ارگانسیم از ۱۰۰ ارگانسیم معادل نسبت حذف ۹۹٪ یا حذف لگاریتمی ۲ است.
- حذف ۹۹۹ ارگانسیم از ۱۰۰۰ ارگانسیم معادل نسبت حذف ۹۹/۹٪ یا حذف لگاریتمی ۳ است.
- حذف ۹۹۹۹ ارگانسیم از ۱۰۰۰۰ ارگانسیم معادل نسبت حذف ۹۹/۹۹٪ یا حذف لگاریتمی ۴ است.

۳-۶- حذف لگاریتمی موردنیاز برای گندزدایی

آب آشامیدنی ممکن است میزبان گونه‌های بیماری‌زای بسیاری باشد که هر یک قدرت عفونت‌زایی، شدت بیماری و مقاومت به گندزدایی خاص خود را دارند. نظارت بر تک‌تک ارگانسیم‌های بالقوه به‌طور واضح، غیرعملی است. این مشکل با در نظر گرفتن آلودگی‌ها در کلاس‌های میکروبی‌شناسی مرسوم، یعنی ویروس‌ها، باکتری‌ها و پروتوزوآها ساده‌تر می‌شود. برای هر گروه، یک یا چند ارگانسیم مرجع یا رفرنس به‌عنوان بزرگ‌ترین تهدید انتخاب می‌شوند. ارگانسیم‌های مرجع ارگانسیم‌هایی با قدرت بیماری‌زایی بالا، حذف ضعیف در طول فرآیند تصفیه و بقای طولانی در محیط‌زیست هستند. بر اساس یافته‌ها، اگر این ارگانسیم‌های مرجع یا رفرنس غیرفعال شوند، خطری که صدها گونه دیگر در آن گروه ایجاد می‌کنند نیز باید از بین برود.

پس‌ازاینکه یک ارگانسیم مرجع شناسایی شد، این سؤال مطرح می‌شود که آیا اندازه‌گیری آن به‌سادگی امکان‌پذیر است و آیا در غلظت‌های کافی و بالا برای اینکه از لحاظ آماری معنادار باشد، وجود دارد یا خیر. اگر پاسخ منفی باشد، معمولاً یک ارگانسیم جایگزین یا شاخص به‌جای ارگانسیم مرجع اندازه‌گیری می‌شود، حتی اگر ارگانسیم جایگزین کاملاً غیر پاتوژن باشد. ارگانسیم‌های مرجع و جایگزین معمولی در جدول ۶-۱ نشان داده شده‌اند.

جدول ۶-۱: ارگانیسم‌های مرجع و شاخص برای سه دسته میکروبیولوژی*

خطر	مرجع	جایگزین / شاخص
تک‌پایخته	کریپتوسپوریدیوم پاروم	کلستریدیوم پرفرنزس
ویروس‌ها	ترکیبی از روتاویروس و آدنوویروس	کولی فاژهای سوماتیک / F-RNA
باکتری‌ها	کمپیلوباکتر	اشریشیاکلی / انتروکوک‌ها

* جدول شماره ۴ از New South Wales (۲۰۱۵)

حذف لگاریتمی موردنیاز برای ارگانیسم‌های مختلف باید چگونه باشد؟ حداقل میزان حذف لگاریتمی برای ارگانیسم‌های مختلف توسط سازمان‌های مختلف تعیین می‌شود و ممکن است متفاوت باشد. به‌عنوان مثال، مقادیر حذف لگاریتمی تعیین‌شده توسط قوانین ایالات متحده آمریکا به شرح زیر است:

– ویروس‌ها در آب سطحی: ۴ واحد حذف لگاریتمی و ژیا ردیا ۳ واحد حذف لگاریتمی

– ویروس‌ها در آب زیرزمینی: ۴ واحد حذف لگاریتمی

این مقادیر به کل فرآیند تصفیه آب مربوط می‌شود. بخش نخست فرآیند تصفیه (لخته‌سازی، ته‌نشینی یا شناورسازی با هوای محلول و فیلتراسیون) بخش قابل‌توجهی از ارگانیسم‌های موجود در آب خام را حذف می‌کند. این فرایندها در کاهش خطر بهداشتی نقش بسزایی دارند و بایستی به دلیل حذف کلی ارگانیسم‌ها، امتیازات یا مقادیری (حذف لگاریتمی) برای آن‌ها در نظر گرفته شود. مقادیر معمول تصفیه در جدول ۶-۲ ارائه شده است.

جدول ۶-۲: مقدار حذف لگاریتمی برای واحدهای تصفیه فیزیکی*

تکنولوژی	کریپتوسپوریدیوم	ژیا ردیا	ویروس‌ها
ته‌نشینی / فیلتراسیون	بیش از ۲	۲/۵	۲
صافی شنی کند	بیش از ۲	۲	۲
فیلتراسیون مستقیم	بیش از ۲	۲	۱
میکرو فیلتراسیون	بیش از ۲	بیش از ۳	۰
اولترافیلتراسیون	بیش از ۲	بیش از ۳	۰
نانو فیلتراسیون	بیش از ۲	بیش از ۳	۳
اسمز معکوس	بیش از ۲	بیش از ۳	۳

* برگرفته از جدول شماره ۱ برگه اطلاعات شماره ۴ مقررات تصفیه آب‌های سطحی USEPA

میزان حذف لگاریتمی هدف گذاری شده برای فرآیند گندزدایی، با کسر کردن مقادیر تصفیه از کل حذف لگاریتمی مورد نیاز به دست می آید.

مثال ۴-۶

حداقل حذف لگاریتمی ویروس ها توسط فرآیند گندزدایی را در موارد زیر تعیین کنید:

الف) واحد فیلتراسیون مستقیم ب) واحد فیلتراسیون متداول
مقادیر تصفیه را از جدول ۲-۶ دریافت کنید.

الف) فیلتراسیون مستقیم:

حذف لگاریتمی مورد نیاز = ۴ (کلی) - ۱ (امتیازات تصفیه) = ۳

ب) فیلتراسیون متداول:

حذف لگاریتمی مورد نیاز = ۴ (کلی) - ۲ (امتیازات تصفیه) = ۲

۴-۶- تعیین مقدار CT مورد نیاز برای گندزدایی

مفهوم اصلی CT در معادله ۳-۶ خلاصه می شود:

معادله ۳-۶ $CT \propto \text{حذف لگاریتمی}$

C = غلظت ماده گندزدای مورد استفاده (mg/L)

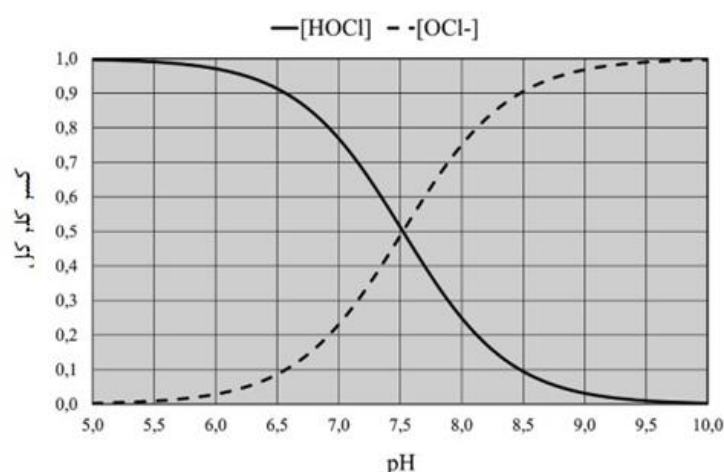
T = زمان تماس (h)

معادله ۳-۶ ساده سازی شده قانون چیک-واتسون پس از قرار دادن ضریب رقت $n = ۱$ است. سازمان های نظارتی جداول مفصل و دقیقی منتشر کرده اند که از آن ها می توان CT مورد نیاز را استخراج کرد. حاصل ضرب CT مورد نیاز برای هر گندزدا مقدار متفاوتی است که در یک بخش جداگانه مورد بحث قرار می گیرد.

۴-۶-۱- کلر آزاد

CT مورد نیاز برای کلر بستگی به میزان حذف لگاریتمی مورد نیاز، غلظت کلر، دمای آب و pH دارد. وابستگی به غلظت کلر به دلیل این است که ضریب رقیق سازی n در قانون

چیک-واتسون دقیقاً برابر با ۱ نیست، همان‌طور که اغلب این عدد فرض می‌شود. وابستگی به دمای آب و pH به دلیل شیمی پایه‌ای کلر است. اسید هیپوکلروس که پس از افزودن گاز کلر، هیپوکلریت کلسیم (HTH) یا هیپوکلریت سدیم (سفیدکننده)^۱ تولید می‌شود با یون هیپوکلریت تعادلی را برقرار می‌کند: در pH بالاتر، تعادل به سمت راست حرکت می‌کند و مقدار بیشتری از کلر به‌صورت هیپوکلریت باقی می‌ماند که به‌صورت تصویری در شکل ۶-۱ نشان داده شده است.



شکل ۶-۱- تجزیه اسید هیپوکلروس در آب

اسید هیپوکلروس در غیرفعال کردن میکروارگانیسم‌ها تقریباً ده برابر کارآمدتر از یون هیپوکلریت است که معنای آن این است که با افزایش pH، ترکیب ضعیف‌تر می‌شود. برای دستیابی به همان میزان حذف لگاریتمی، CT محصول در pH بالاتر باید بیشتر باشد. ثابت تجزیه تحت تأثیر دما نیز قرار می‌گیرد لذا دمای آب نیز در این خصوص می‌بایست در نظر گرفته شود. CT موردنیاز برای غیرفعال‌سازی ژیا ردیا توسط کلر را می‌توان با دما برحسب درجه سانتی‌گراد تخمین زد (Peter Martin-۱۹۹۳).

$$\text{معادله ۴-۶} \quad CT = 0.2828 \times \text{pH}^{2/69} \times C^{0.15} \times (\log \text{removal}) \times 0.933^{\text{Temp}-5}$$

مثال ۵-۶

از تقریب مارتین^۱ برای نشان دادن تأثیر pH بر غیر فعال سازی ژیا ردیا استفاده کنید. CT مورد نیاز برای ۱/۲ میلی گرم بر لیتر کلر آزاد را برای دستیابی به حذف لگاریتمی ۲ برای ژیا ردیا در دمای ۱۵ درجه سانتی گراد و در pH برابر با ۷؛ و حذف لگاریتمی ۳ برای ژیا ردیا در دمای ۱۵ درجه سانتی گراد و pH برابر با ۹ محاسبه کنید.

$$CT = 0.2828 \times 7^{2/69} \times 1/2^{0.15} \times (2) \times 0.933^{15-5} \rightarrow CT = 54/5$$

$$CT = 0.2828 \times 9^{2/69} \times 1/2^{0.15} \times (3) \times 0.933^{15-5} \rightarrow CT = 160/8$$

روش جایگزین برای تعیین CT مورد نیاز استفاده از جداولی مانند جدول ۳-۶ که از مجموعه جداول جامع و بزرگ تر استخراج شده است.

جدول ۳-۶: مقادیر CT مورد نیاز برای غیر فعال سازی ژیا ردیا در دمای ۱۵ درجه سانتی گراد توسط کلر آزاد*

pH = ۹			pH = ۸			pH = ۷			باقیمانده Cl_2 mg/L
Log غیر فعال سازی			Log غیر فعال سازی			Log غیر فعال سازی			
۳	۲	۱	۳	۲	۱	۳	۲	۱	
۱۴۱	۹۴	۴۷	۹۹	۶۶	۳۳	۶۹	۴۶	۲۳	۰/۴
۱۵۰	۱۰۰	۵۰	۱۰۵	۷۰	۳۵	۷۲	۴۸	۲۴	۰/۸
۱۵۹	۱۰۶	۵۳	۱۱۱	۷۴	۳۷	۷۵	۵۰	۲۵	۱/۲
۱۶۸	۱۱۲	۵۶	۱۱۷	۷۸	۳۹	۷۸	۵۲	۲۶	۱/۶
۱۷۷	۱۱۸	۵۹	۱۲۳	۸۲	۴۱	۸۴	۵۶	۲۸	۲

* خلاصه شده از جدول C-۴ از C-5: USEPA (۱۹۹۹)

استفاده از جداول برای تعیین CT مورد نیاز، روشی سریع و آسان است، به شرطی که ردیف و ستون های جدول دقیقاً با شرایط مورد نظر شما مطابقت داشته باشد. در غیر این صورت، روش تقریب خطی دقیق ترین راه حل را ارائه می دهد، اما ممکن است به هفت تقریب خطی یا بیشتر نیاز داشته باشد که می تواند فرآیندی زمان بر باشد.

مثال ۶-۶

مقدار CT موردنیاز برای ۱/۲ میلی گرم بر لیتر کلر آزاد برای دستیابی به حذف لگاریتمی ۲ در pH برابر با ۷؛ و حذف لگاریتمی ۳ در pH برابر با ۹ را از جدول ۳-۶ استخراج کنید (این دو سناریو مشابه مثال ۵-۶ هستند).

CT موردنیاز = ۵۰ (در صورتی که طبق روش تقریب مارتین در مثال ۵-۶، این عدد ۵۴/۵ است).

CT موردنیاز = ۱۵۹ (در صورتی که طبق روش تقریب مارتین در مثال ۵-۶، این عدد ۱۶۰/۸ است).

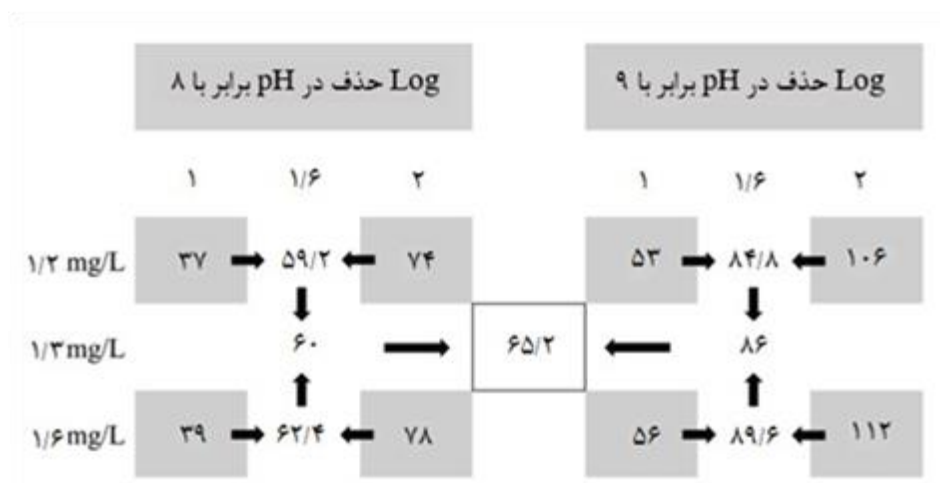
مثال ۷-۶

اعداد حاصل از تقریب مارتین را با مقادیر استخراج شده از جدول ۳-۶ برای تعیین CT موردنیاز برای غیر فعال سازی ژیا ردیا با استفاده از ۱/۳ میلی گرم در لیتر کلر آزاد برای دستیابی به ۱/۶ واحد لگاریتم حذف در دمای ۱۵ درجه سانتی گراد و pH برابر با ۸/۲ مقایسه کنید.

تقریب مارتین:

$$CT = 0.2828 \times 8/2^{2/69} \times 1/3^{0.15} \times (1/6) \times 0.933^{15-5} \rightarrow CT = 67/6$$

همان گونه که در جدول ۳-۶ مشاهده می شود، هیچ کدام از مقادیر حذف لگاریتمی، pH و کلر آزاد باقیمانده با مقادیر ارائه شده در جدول مطابقت ندارند. لذا جهت تعیین مقادیر موردنظر، توصیه می شود از نمودار همراه استفاده کرده و با انجام درون یابی لازم، به نتایج موردنظر دست یابید.



- جدول ۳-۶ را برای مقادیر pH های ۸ و ۹ بررسی کنید. چهار مقدار داخل مربع رنگی در نمودار بالا را که pH موردنظر را در بر می گیرند، استخراج کنید.
- هر جفت داده را با استفاده از روش درونیابی به لگاریتم حذف معادل ۱/۶ که با فلش های افقی کوتاه نشان داده شده است، تقریب بزنید.
- دو جفت داده باقیمانده را با استفاده از درونیابی به مقدار کلر باقیمانده آزاد معادل ۱/۳ میلی گرم بر لیتر که با فلش های عمودی مشخص شده است، تقریب بزنید.
- بین دو نقطه داده باقیمانده تقریب بزنید تا مقدار موردنظر را در pH ۸/۲ که با فلش های افقی بلند نشان داده شده است را پیدا کنید.
- مقدار نهایی یک CT برابر با ۶۵/۲ است که با تقریب مارتین ۶۷/۶ همخوانی خوبی دارد.

غیر فعال سازی ویروس‌ها توسط کلر آزاد فرآیندی نسبتاً ساده‌تر است، زیرا همان‌طور که در جدول ۴-۶ نشان داده شده است مقدار CT مورد نیاز تنها به دمای آب و pH بستگی دارد.

جدول ۴-۶- حداقل مقادیر CT لازم برای غیر فعال سازی ویروس‌ها توسط کلر آزاد در محدوده pH ۶ تا ۹*

غیر فعال سازی	T = ۵°C	T = ۱۰°C	T = ۱۵°C	T = ۲۰°C	T = ۲۵°C
غیر فعال سازی = ۲log	۴	۳	۲	۱	۱
غیر فعال سازی = ۳log	۶	۴	۳	۲	۱
غیر فعال سازی = ۴log	۸	۶	۴	۳	۲

* خلاصه شده از جدول C-۷ از C-8: USEPA (۱۹۹۹)

مثال ۶-۸

مقدار CT مورد نیاز برای لگاریتم غیر فعال سازی $2/5$ برای ویروس‌ها در دمای آب ۱۸ درجه سانتی‌گراد و $pH = 8$ را از جدول ۴-۶ به دست آورید.

مقدار CT مورد نیاز برای غیر فعال سازی ۲ واحد لگاریتمی ویروس در دمای ۱۵ درجه سانتی‌گراد = ۲ (از جدول ۴-۶)

مقدار CT مورد نیاز برای غیر فعال سازی ۳ واحد لگاریتمی ویروس در دمای ۱۵ درجه سانتی‌گراد = ۳ (از جدول ۴-۶)

مقدار CT مورد نیاز برای غیر فعال سازی $2/5$ واحد لگاریتمی ویروس در دمای ۱۵ درجه سانتی‌گراد = $2/5$ (درون‌یابی بین لگاریتم ۲ و ۳)

مقدار CT مورد نیاز برای غیر فعال سازی ۲ واحد لگاریتمی ویروس در دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد = ۱

مقدار CT مورد نیاز برای غیر فعال سازی ۳ واحد لگاریتمی ویروس در دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد = ۲

مقدار CT مورد نیاز برای غیر فعال سازی $2/5$ واحد لگاریتمی ویروس در دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد = $1/5$ (درون‌یابی بین لگاریتم ۲ و ۳)

مقدار CT موردنیاز برای غیر فعال سازی ۲/۵ واحد لگاریتمی ویروس در دمای ۱۸ درجه سانتی گراد = ۲/۱ (درون یابی بین ۱۵ و ۲۰ درجه سانتی گراد)

۶-۴-۲- کلر آمیناسیون^۱

در صورت افزودن آمونیاک به آب حاوی کلر آزاد با نسبت مناسب، مونوکلرامین تشکیل می شود که خاصیت گندزدایی نیز دارد. اگرچه به اندازه کلر آزاد مؤثر نیست، اما مزیتی که دارد این است که پایداری بیشتری دارد و می تواند باقیمانده ای را برای مدت طولانی تری در آب حفظ کند. شرکت *Rand Water*، به عنوان مثال، پس از گندزدایی اولیه، از مونوکلرامین استفاده می کند تا مقدار کافی از گندزدا را در سراسر منطقه وسیع تأمین آب خود حفظ کند، جایی که ممکن است یک هفته طول بکشد تا آب تصفیه شده به دورترین نقاط برسد. اگرچه استفاده از مونوکلرامین برای گندزدایی اولیه توصیه نمی شود، اما در اینجا برای مقایسه اثربخشی نسبی آن با سایر گندزداها آورده شده است. مقادیر CT موردنیاز برای غیر فعال سازی ژیا ردیا و ویروس ها به ترتیب در جداول ۶-۵ و ۶-۶ ارائه شده است.

جدول ۶-۵: مقادیر CT لازم برای غیر فعال سازی ژیا ردیا توسط مونوکلرامین در محدوده pH ۶ تا ۹*

غیر فعال سازی	T = ۵°C	T = ۱۰°C	T = ۱۵°C	T = ۲۰°C	T = ۲۵°C
۱log = غیر فعال سازی	۷۳۵	۶۱۵	۵۰۰	۳۷۰	۲۵۰
۲log = غیر فعال سازی	۱۴۷۰	۱۲۳۰	۱۰۰۰	۷۳۵	۵۰۰
۳log = غیر فعال سازی	۲۲۰۰	۱۸۵۰	۱۵۰۰	۱۱۰۰	۷۵۰

* خلاصه شده از جدول C-۱۰ از C-10: USEPA (۱۹۹۹)

جدول ۶-۶: مقادیر CT لازم برای غیر فعال سازی ویروس توسط مونوکلرامین*

غیر فعال سازی	T = ۵°C	T = ۱۰°C	T = ۱۵°C	T = ۲۰°C	T = ۲۵°C
۲log = غیر فعال سازی	۸۵۷	۶۴۳	۴۲۸	۳۲۱	۲۱۴
۳log = غیر فعال سازی	۱۴۲۳	۱۰۶۷	۷۱۲	۵۳۴	۳۵۶
۴log = غیر فعال سازی	۱۹۸۸	۱۴۹۱	۹۹۴	۷۴۶	۴۹۷

* خلاصه شده از جدول C-۱۱ از C-10: USEPA (۱۹۹۹)

1- Chloramination

۶-۴-۳- دی اکسید کلر

الزامات CT برای غیرفعال کردن ژیا ردیا و ویروس‌ها با دی اکسید کلر به ترتیب در جدول ۶-۷ و ۶-۸ نشان داده شده است.

جدول ۶-۷: مقادیر CT لازم برای غیر فعال سازی ژیا ردیا توسط دی اکسید کلر در محدوده pH ۶ تا ۹*

غیر فعال سازی	T = ۵°C	T = ۱۰°C	T = ۱۵°C	T = ۲۰°C	T = ۲۵°C
۲log = غیر فعال سازی	۸/۷	۷/۷	۶/۳	۵	۳/۷
۳log = غیر فعال سازی	۱۷	۱۵	۱۳	۱۰	۷/۳
۴log = غیر فعال سازی	۲۶	۲۳	۱۹	۱۵	۱۱

* خلاصه شده از جدول C-۸ از C-9: USEPA (۱۹۹۹)

جدول ۶-۸: مقادیر CT لازم برای غیر فعال سازی ویروس توسط دی اکسید کلر در محدوده pH ۶ تا ۹*

غیر فعال سازی	T = ۵°C	T = ۱۰°C	T = ۱۵°C	T = ۲۰°C	T = ۲۵°C
۲log = غیر فعال سازی	۵/۶	۴/۲	۲/۸	۲/۱	۱/۴
۳log = غیر فعال سازی	۱۷/۱	۱۲/۸	۸/۶	۶/۴	۴/۳
۴log = غیر فعال سازی	۳۳/۴	۲۵/۱	۱۶/۷	۱۲/۵	۸/۴

* خلاصه شده از جدول C-۹ از C-9: USEPA (۱۹۹۹)

۶-۴-۴- ازن

الزامات CT برای غیرفعال کردن ژیا ردیا و ویروس‌ها با ازن به ترتیب در جدول ۶-۹ و ۶-۱۰ ارائه شده است.

جدول ۶-۹: مقادیر CT لازم برای غیر فعال سازی ژیا ردیا توسط ازن*

غیر فعال سازی	T = ۵°C	T = ۱۰°C	T = ۱۵°C	T = ۲۰°C	T = ۲۵°C
۲log = غیر فعال سازی	۰/۶۳	۰/۴۸	۰/۳۲	۰/۲۴	۰/۱۶
۳log = غیر فعال سازی	۱/۳	۰/۹۵	۰/۶۳	۰/۴۸	۰/۳۲
۴log = غیر فعال سازی	۱/۹	۱/۴۳	۰/۹۵	۰/۷۲	۰/۴۸

* خلاصه شده از جدول C-۱۲ از C-11: USEPA (۱۹۹۹)

جدول ۶-۱۰: مقادیر CT لازم برای غیر فعال سازی ویروس توسط ازن*

غیر فعال سازی	T = ۵°C	T = ۱۰°C	T = ۱۵°C	T = ۲۰°C	T = ۲۵°C
۲log = غیر فعال سازی	۰/۶	۰/۵	۰/۳	۰/۲۵	۰/۱۵
۳log = غیر فعال سازی	۰/۹	۰/۸	۰/۵	۰/۴	۰/۲۵
۴log = غیر فعال سازی	۱/۲	۱	۰/۶	۰/۵	۰/۳

* خلاصه شده از جدول C-۱۳ از C-11: USEPA (۱۹۹۹)

۶-۴-۵- مقایسه مقادیر CT مورد نیاز

بر اساس الزامات CT از جدول ۳-۶ تا جدول ۱۰-۶، مقایسه‌ای از اثربخشی نسبی گندزدهای مختلف در جدول ۱۱-۶ ارائه شده است.

جدول ۱۱-۶: مقایسه مقادیر CT مورد نیاز در دمای آب ۱۵ درجه سانتی‌گراد و pH برابر با ۸

گندزدا	ژیاردیا (۳ لگاریتم کاهش)	ژیاردیا (۲ لگاریتم کاهش)	ویروس‌ها (۴ لگاریتم کاهش)
کلر آزاد در غلظت ۲ (mg/L) و pH برابر با ۸	۱۲۳	۸۱	۴
مونوکلرامین	۱۵۰۰	۱۰۰۰	۹۹۴
دی اکسید کلر	۱۳	۶/۳	۱۶/۷
ازن	۰/۶۳	۰/۳۲	۰/۶

چند نکته از جدول ۱۱-۶ قابل استخراج است:

- غیر فعال‌سازی ۳ واحد لگاریتمی ژیا ردیا و کریپتوسپوری دیوم نیازمند مقادیر CT بالاتری نسبت به حذف ۴ واحد لگاریتمی ویروس‌ها است؛ بنابراین، در آب‌های سطحی آلوده به تک‌یاخته، اگر الزامات CT برای حذف ژیا ردیا و کریپتوسپوری دیوم رعایت شود، به‌طور خودکار الزامات حذف ویروس نیز برآورده می‌شود. برای گندزدایی آب‌های زیرزمینی که تحت تأثیر آب‌های سطحی نیستند، پارامترهای گندزدایی بر اساس غیر فعال‌سازی ویروس‌ها تعیین می‌شود.
 - کلر آزاد در مقایسه با مونوکلرامین، حدود ۱۰ برابر در برابر ژیا ردیا و ۱۰۰ برابر در برابر ویروس‌ها مؤثرتر است.
 - در صورتیکه pH آب ۹ یا کمتر باشد، pH بر اثربخشی کلر آزاد تأثیر قوی دارد اما بر سایر گندزدها تأثیر ندارد.
- جداول ۳-۶ تا ۱۰-۶ نشان می‌دهند که گندزدایی در آب سرد نسبت به آب گرم کم‌اثرتر است. هنگام محاسبه CT، همیشه باید بدترین حالت را در نظر بگیریم. به عبارت دیگر، موارد زیر باید در نظر گرفته شوند:

- پایین‌ترین دمای آب
- بالاترین pH آب مورد انتظار
- کمترین باقیمانده کلر
- کوتاه‌ترین زمان تماس

برای اطلاعات بیشتر در مورد گندزدهای مورد استفاده در آفریقای جنوبی، کمیسیون تحقیقات آب یک راهنمای مفید ارائه کرده است که الزامات عملی بیشتری در مورد گندزدایی را ارائه می‌دهد (*Van der Walt* و همکاران-۲۰۰۹).

۶-۵- تعیین غلظت واقعی به‌دست‌آمده (C)

گندزدایی مؤثر باید در تمام زمان‌ها تضمین شود؛ بنابراین، غلظت مورد استفاده در محاسبات CT باید کمترین باقیمانده گندزدا باشد که در نزدیک‌ترین نقطه مصرف قابل پیش‌بینی است. به همین دلیل، عمل نمونه‌گیری لحظه‌ای یک‌بار در نوبت کاری یا یک‌بار در روز کاملاً رضایت‌بخش نیست، زیرا ممکن است زمان‌هایی از روز وجود داشته باشد که به دلیل تغییرات جریان، دوزدهی شیمیایی نادرست یا ناکافی، توقف‌های کوتاه در تصفیه اولیه (مانند دوره‌های رسوب‌گیری فیلتر) و غیره غلظت واقعی کمتر از مقداری باشد که توسط نمونه لحظه‌ای نشان داده شده است. حادثه غم‌انگیز سال ۲۰۰۰ در *Walkerton* کانادا که در آن به دلیل دوزاژ نامناسب کلر و عدم کنترل باقیمانده کلر، پنج نفر جان خود را از دست دادند و ۲۵۰۰ نفر بیمار شدند، به‌طور واضح معایب نمونه‌گیری تصادفی و بی‌توجهی اپراتورها را نشان داد (دو اپراتور به ترتیب به یک سال زندان و نه ماه حبس خانگی محکوم شدند). یکی از توصیه‌های کمیسیون تحقیق این بود:

از تمام آب باید به‌طور مداوم پایش صورت گیرد و در صورت بروز هر مشکلی، سیستم‌های هشدار و خاموش شدن خودکار تعبیه شود. همه تأمین‌کنندگان شهری باید یک برنامه نمونه‌گیری کافی داشته باشند و نمونه‌ها در زمان‌های حساس مانند بعد از سیل یا بارندگی شدید گرفته شوند. همه آزمایش‌ها باید در آزمایشگاه‌های معتبر و تأییدشده توسط وزارت

محیط زیست انجام شود. پایشگرهای مداوم باقیمانده گندزدا، کمترین غلظت را در طول دوره موردنظر نشان می‌دهند که باید برای محاسبه CT به‌دست‌آمده استفاده شود.

۶-۶- تعیین زمان تماس واقعی (T)

تصفیه‌خانه‌های آب و سیستم‌های توزیع بعد از آن‌ها از ترکیبی از لوله‌ها و مخازن تشکیل شده‌اند. در هر دو مورد، زمان ماند متوسط (T) با معادله ۵-۶ محاسبه می‌شود:

$$T = \frac{V}{Q} \quad \text{معادله ۵-۶}$$

T = متوسط زمان ماند (h)

V = حجم آب در راکتور (m^3)

Q = دبی جریان (m^3/h)

مثال ۹-۶

متوسط زمان ماند در یک لوله با قطر ۶۰۰ میلی‌متر و طول ۳۷۰۰ متر؛ و یک مخزن با ابعاد ۱۲ متر $\times$ ۳۰ متر که تا عمق ۳/۴ متر پر شده را تعیین کنید. در هر دو حالت دبی جریان برابر با ۴۲۰ مترمکعب بر ساعت یا ۷ مترمکعب بر دقیقه است.

$$\text{حجم} = \frac{\pi \times 0.6^2}{4} \times 3700 = 1046 \text{ m}^3 \rightarrow T = \frac{1046 \text{ m}^3}{7 \text{ m}^3 / \text{min}} = 149 \text{ min}$$

$$\text{حجم} = 12 \times 30 \times 3/4 = 1224 \text{ m}^3 \rightarrow T = \frac{1224 \text{ m}^3}{7 \text{ m}^3 / \text{min}} = 175 \text{ min}$$

با این حال، ما بیشتر به حداقل زمان ماند توجه داریم تا به متوسط زمان ماند، زیرا می‌خواهیم اطمینان حاصل کنیم که همه موجودات به اندازه کافی با گندزدا تماس داشته باشند. تفاوت بین متوسط و حداقل زمان ماند به دلیل جریان کوتاه است که در آن برخی از آب‌ها از میانبر به خروجی می‌رسند و بقیه آب‌ها در مناطق نیمه راکد باقی می‌مانند. اگر جریان کوتاه وجود نداشته باشد، زمان‌های ماند متوسط و حداقل یکسان خواهند بود.

۶-۶-۱- محاسبه T برای خطوط لوله

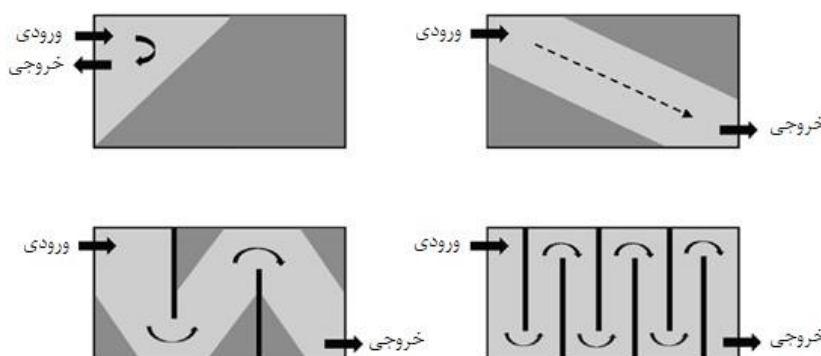
در خطوط لوله، جریان‌های میانبر (یا پخش طولی در زمانی که جریان خطی در نظر گرفته می‌شود) ناچیز است، زیرا احتمال اینکه برخی از آب در حین جریان درون لوله از بخش دیگر پیشی بگیرد بسیار کم است؛ بنابراین، معمول است که جریان پیستونی را برای لوله‌ها فرض کنیم و حداقل زمان ماند را با معادله ۶-۵ محاسبه کنیم.

۶-۶-۲- محاسبه T برای مخازن

در مخازن، جریان میانبر اجتناب‌ناپذیر است. برای محاسبه حداقل زمان ماند، معادله ۶-۵ با اضافه کردن عامل مانع^۱ یا عامل جریان کوتاه^۲ (F_{sc}) اصلاح می‌شود:

$$T = F_{sc} \times \frac{V}{Q} \quad \text{معادله ۶-۶}$$

در صورت عدم وجود جریان کوتاه (مانند لوله‌ها) $F_{sc} \approx 1$ است. در صورت وجود درجات بالاتری از جریان کوتاه، F_{sc} به صفر نزدیک می‌شود. چهار مخزن نشان داده شده در شکل ۶-۲ را در نظر بگیرید.



شکل ۶-۲: نمای شماتیکی از بالای مخازن با درجات مختلف اتصال کوتاه، مناطق راکد، تیره‌تر نشان داده شده است.

تفسیر شکل ۶-۲ در جدول ۶-۱۲ ارائه شده است.

1- Baffling Factor

2- Short-Circuiting Factor

جدول ۶-۱۲- چیدمان رایج مخازن با ضرایب مانع مناسب*

وضعیت مانع	نسبت $\frac{T_{10}}{T}$	توضیحات
بدون مانع (همرفت کامل)	۰/۱	بدون مانع، نسبت طول به عرض بسیار کم، سرعت ورودی به خروجی بالا
ضعیف	۰/۳	ورودی و خروجی بدون مانع، بدون مانع داخلی
متوسط	۰/۵	ورودی و خروجی با مانع، با تعدادی مانع داخلی
زیاد	۰/۷	مانع ورودی با روزنه، مسیر جریان مارپیچ داخلی
کامل (جریان قالبی)	۱	جریان لوله‌ای، با ورودی، خروجی و موانع داخلی با روزنه

* برگرفته از جدول ۳ از Rush (۲۰۰۲)

شکل ۶-۲ و جدول ۶-۱۲ برای آموزش مفید هستند، اما به‌طور معمول برای کاربردهای واقعی به اندازه کافی دقیق نیستند. دقیق‌ترین روش برای اندازه‌گیری حداقل زمان ماند استفاده از مطالعات ردیاب (مناسب برای مخازن موجود) یا مدل‌سازی محاسباتی دینامیک سیالات^۱ (CFD) است. اگر هر یک از این روش‌ها در دسترس باشد، حداقل زمان ماند (T_{10}) به‌عنوان زمانی تعریف می‌شود که ۱۰ درصد از ردیاب تزریق‌شده به مخزن از خروجی خارج شود. مطالعه ردیاب با تزریق یک پالس از ماده ردیاب به ورودی مخزن انجام می‌شود. سپس غلظت ردیاب در خروجی آب در طول زمان اندازه‌گیری می‌گردد. با رسم غلظت ردیاب در مقابل زمان، موارد زیر قابل مشاهده است:

- بدون جریان کوتاه، پالس ردیاب به‌صورت یک منحنی گوسی^۲ باریک ظاهر می‌شود که نشان‌دهنده جریان پیستونی است.
- هرچقدر میزان جریان کوتاه بیشتر باشد، منحنی کشیده‌تر می‌شود. این به این دلیل است که بخشی از سیال با سرعت بیشتری از مسیر اصلی منحرف‌شده و از مخزن خارج می‌شود و زمان رسیدن کل ردیاب به خروجی افزایش می‌یابد.

1- Computational Fluid Dynamic

2- Gaussian Curve

– نقاط راکد: وجود نقاط راکد در مخزن باعث ایجاد یک «دنباله» بسیار طولانی در منحنی غلظت می‌شود (نقاط راکد مناطقی از سیال درون مخزن هستند که جریان ندارند و باعث می‌شوند بخشی از ردیاب دیرتر از خروجی خارج شود).

تخمین حداقل عمق آب در مخازن با چالش‌هایی همراه است. از یک‌سو، برای دستیابی به حداکثر همواری در تغییرات جریان، در موارد اضطراری، ترجیح بر این است که سطح آب مخزن تا کمترین حد ممکن پایین آورده شود. از سوی دیگر، برای به حداکثر رساندن زمان ماند (مدت‌زمانی که سیال درون مخزن باقی می‌ماند) و بهره‌مندی کامل از ظرفیت ذخیره‌سازی، تمایل به حفظ سطح آب مخزن در بالاترین حد ممکن وجود دارد. این امر به‌منظور افزایش کارایی فرآیند و بهینه‌سازی عملکرد مخزن صورت می‌گیرد. در مخازنی که کارکردهای دوگانه بافری و تماس مستقیم را به‌طور هم‌زمان ایفا می‌کنند، یافتن راه‌حلی میانه ضروری است. این امر با تعیین حداقل سطح مجاز آب در مخزن و اطمینان از حفظ آن سطح از طریق سیستم‌های هشداردهنده یا خاموشی خودکار در زمان رسیدن به آن سطح، قابل حصول است. سپس از این حداقل سطح آب به‌عنوان مبنایی برای محاسبه حداقل حجم آب و زمان ماند در مخزن استفاده می‌شود.

مثال ۶-۱۰

در این مثال، قصد داریم حداقل زمان ماند را در یک مخزن با ابعاد ۱۲ متر در ۳۰ متر محاسبه کنیم. فرض بر این است که سطح آب در مخزن همیشه در حداقل ۶۰ درصد عمق کل (عمق کل برابر با ۳/۴ متر است) حفظ می‌شود. میزان جریان ورودی به مخزن ۴۲۰ مترمکعب در ساعت است. همچنین، بر اساس یک آزمایش ردیاب قبلی، ضریب جریان کوتاه ۰/۵۶ در نظر گرفته می‌شود.

$$V = 12 \times 30 \times 3/4 = 1224 \text{ m}^3 = \text{حجم مخزن در حالت } 100 \text{ درصد پر}$$

$$V = 0/60 \times 1224 = 734/4 \text{ m}^3 = \text{حجم مخزن در حالت } 60 \text{ درصد پر}$$

$$Q = \frac{420}{60} = 7 \text{ m}^3/\text{min} = \text{دبی جریان}$$

$$T = 0/56 \times \frac{734/4}{7} = 59 \text{ min} = \text{حداکثر زمان ماند}$$

۶-۳- ترکیب مخازن و لوله‌ها

خطوط لوله بلند می‌توانند زمان ماند بیشتری (حدود ۲۰ دقیقه برای هر ۱ کیلومتر خط لوله) را برای سیال فراهم کنند. این لوله‌ها اغلب به‌عنوان راکتورهای تماسی، همراه با مخازن ذخیره‌سازی و سایر مخازن در طول مسیر، مورد استفاده قرار می‌گیرند. رویکرد مناسب در چنین مواردی، محاسبه C و T برای هر بخش از کل سیستم و سپس جمع‌آوری حاصل ضرب‌های CT برای کل مسیر است.

مثال ۱۱-۶

مخزنی که در مثال ۱۰-۶ معرفی شد، آب خط لوله‌ای به قطر ۶۰۰ میلی‌متر را تأمین می‌کند. فاصله‌ی مخزن تا اولین مصرف‌کننده ۲۴۰۰ متر است. پایش باقی‌مانده‌ی کلر نشان می‌دهد که حداقل غلظت کلر در خروجی مخزن ۲/۴ میلی‌گرم بر لیتر و در انشعاب اولین مصرف‌کننده ۱/۳ میلی‌گرم بر لیتر است. CT را برای کل سیستم (مخزن و لوله) برآورد کنید.

$$\text{دبی جریان} = \frac{420}{60} = 7 \text{ m}^3/\text{min}$$

$$\text{حجم خط لوله} = \pi \times \frac{0.6^2}{4} \times 2400 = 679 \text{ m}^3$$

$$\text{زمان ماند در لوله} = \frac{679}{7} = 97 \text{ min}$$

$$\text{CT خط لوله} = 1/3 \times 97 = 126 \frac{\text{mg} \cdot \text{min}}{\text{L}}$$

$$\text{CT مخزن} = 2/4 \times 59 = 142 \frac{\text{mg} \cdot \text{min}}{\text{L}} \quad (\text{عدد ۵۹ از مثال ۱۰-۶})$$

$$\text{CT کل سیستم} = 126 + 142 = 268 \frac{\text{mg} \cdot \text{min}}{\text{L}}$$

۶-۷- اقدامات اصلاحی

در صورتی که مقدار واقعی حاصل ضرب CT کمتر از حد مورد نیاز باشد، چه اقداماتی باید انجام داد؟ اولین راه حل بدیهی، افزایش دوز مصرفی گندزدا است که تنها یک راه حل کوتاه مدت است. برای دستیابی به عملکرد بهینه در بلندمدت، راه کارهای کارآمدتری پیشنهاد می گردد:

- جریان آب را در طول روز به طور یکنواخت تر پخش کنید تا از پیک های ناگهانی جریان در دوره های کوتاه جلوگیری شود. جریان بالا، زمان ماند آب در تمام بخش های سیستم را کاهش می دهد.
- با اعمال تغییراتی در تصفیه فیزیکی بالادست، بار حذف لگاریتمی آلاینده ها توسط فرآیند گندزدایی را کم کنید.
- حداقل سطوح آب در مخازن بالادست را افزایش دهید تا زمان ماند آب بیشتر شود.

۶-۸- میزان تقاضای کلر (کلر مورد نیاز)

هنگامی که کلر به آب اضافه می شود، خواه به شکل کلر آزاد یا مونوکلرامین، کاهش غلظت آن با گذشت زمان اجتناب ناپذیر است:

- در مورد مونوکلرامین، از طریق واکنش با سایر ترکیبات موجود در آب، به آرامی مصرف می شود.
- در مورد کلر آزاد، ابتدا با سایر ترکیبات موجود در آب واکنش داده و مونوکلرامین تشکیل می دهد. این فرآیند تا رسیدن به نقطه شکست^۱ ادامه می یابد. نقطه شکست مفهومی کلیدی در مدیریت استخرهای شنا است که در فصل ۱۰ مورد بحث قرار خواهد گرفت. برای دستیابی به کلر آزاد باقیمانده، حتی بیش از نقطه شکست، باید کلر بیشتری اضافه شود.

1- Breakpoint

تمامی مطالب ارائه شده در این فصل تاکنون با غلظت باقیمانده کلر (C) سروکار داشته است؛ اما یک اپراتور تصفیه خانه آب برای دستیابی به غلظت باقیمانده‌ی مطلوب، چه میزان کلر باید به آب اضافه کند؟ برای ساده سازی، می توان واکنش کلر با آب را به دو مرحله‌ی متوالی تقسیم کرد: یک واکنش سریع اولیه و به دنبال آن یک واکنش آهسته. واکنش سریع در حضور آلاینده‌هایی که به سرعت با کلر واکنش می دهند (مانند آمونیاک) اهمیت دارد. این واکنش را می توان به راحتی و به سرعت، با نمونه‌ای از آب که با غلظت معینی از کلر آزاد دوزگذاری شده، اندازه گیری کرد. نمونه باید در تاریکی نگهداری شود و پس از گذشت ۲۰ تا ۳۰ دقیقه مقدار کلر باقیمانده اندازه گیری شود. واکنش آهسته باعث کاهش غلظت کلر می شود زیرا کلر توسط فتولیز تجزیه می شود یا با ترکیبات آلی یا آلاینده‌های جدیدی که ممکن است وارد سیستم توزیع شوند واکنش نشان می دهد - فرآیندهایی که تا ساعت‌ها یا روزها ادامه می یابد تا آب به مصرف کنندگان نهایی برسد. در چنین مواردی، اندازه گیری سرعت این تجزیه نیز ضروری است. یک رویکرد ساده این است که برای توصیف تجزیه کلر از سینتیک مرتبه اول^۱ استفاده شود که توسط معادله ۷-۶ ارائه شده است:

$$\frac{dc}{dt} = -k \cdot C \quad \text{معادله ۷-۶}$$

معادله ۷-۶ پس از انتگرال گیری به این شکل تبدیل می شود:

$$C = C_0 \cdot e^{-kT} \quad \text{معادله ۸-۶}$$

C غلظت باقیمانده کلر بعد از T ساعت تماس پس از آنکه مقدار اولیه‌ی C₀ تزریق شد و k ضریب کلی کاهش^۲ است. این ضریب با اندازه گیری بر روی نمونه آب حاوی کلر، اندازه گیری باقیمانده کلر پس از ۳۰ دقیقه (که نشان دهنده غلظت کلر پس از واکنش

1- First-Order Kinetics
2- Bulk Decay Coefficient

سریع اولیه است) و اندازه‌گیری مجدد پس از ۲۴ ساعت در تاریکی (کلر اضافی که توسط واکنش‌های کند از بین می‌رود) به دست می‌آید.

مثال ۶-۱۲

یک نمونه آب با دوز ۴ میلی گرم در لیتر کلر آزاد در تاریکی قرار داده می‌شود. پس از ۳۰ دقیقه، غلظت به ۲/۴ میلی گرم در لیتر و پس از ۲۴ ساعت به ۱/۵ میلی گرم در لیتر کاهش می‌یابد. افت کلر ناشی از واکنش سریع اولیه و ضریب کلی کاهش را برای کلر آزاد محاسبه کنید.

$$\text{کلر از دست رفته با واکنش سریع} = 4 - 2/4 = 1/6 \text{ mg/L}$$

غلظت کلر قبل از واکنش‌های آهسته = ۲/۴ میلی گرم در لیتر

غلظت کلر بعد از واکنش‌های آهسته = ۱/۵ میلی گرم در لیتر

$$\text{زمان واکنش آهسته} = 24 - 0/5 = 23/5 \text{ h}$$

$$\text{Bulk decay coefficient} = C = C_0 \cdot e^{-kT} \rightarrow 1/5 = 2/4 \times e^{-k \times 23/5 \text{ h}} \rightarrow \frac{1/5}{2/4} = e^{-k \times 23/5 \text{ h}} \rightarrow$$

$$\ln\left(\frac{1/5}{2/4}\right) = -k \times 23/5 \text{ h} \rightarrow k = -\frac{\ln\left(\frac{1/5}{2/4}\right)}{23/5 \text{ h}} \rightarrow k = \frac{0/02}{h}$$

مثال ۶-۱۳

آب مثال ۶-۱۲ وارد شبکه توزیعی می‌شود که شامل یک خط لوله و یک مخزن با زمان ماند ترکیبی ۲/۲ روز است. مقدار اولیه کلر آزاد مورد نیاز در تصفیه‌خانه برای اطمینان از کلر آزاد باقی مانده ۰/۸ میلی گرم در لیتر در خروجی مخزن را تخمین بزنید.

کلر مورد نیاز بعد از واکنش‌های آهسته = ۰/۸ میلی گرم بر لیتر

$$\text{زمان واکنش‌های آهسته} = 2/2 \text{ روز} \quad (2/2 \times 24 = 52/8 \text{ h})$$

کلر مورد نیاز قبل از واکنش‌های آهسته = ۲/۳ میلی گرم بر لیتر

$$C = C_0 \cdot e^{-kT} \rightarrow 0.8 = C_0 \times e^{-0.2 \times (2/2 \times 24 \text{ h/d})} \rightarrow 0.8 = C_0 \times 0.34785 \rightarrow$$

$$C_0 = \frac{0.8}{0.34785} \rightarrow C_0 = 2.3 \text{ mg/L}$$

کلر از دست رفته به وسیله واکنش‌های سریع = $1/6$ میلی گرم بر لیتر (از مثال ۶-۱۲)

دوز کلر مورد نیاز در تصفیه‌خانه = $1/6 + 2/3 = 3/9 \text{ mg/L}$ (معادله ۶-۸)

مطالعات اولیه در آفریقای جنوبی نشان داده‌اند که تجزیه کلرآمین و کلر آزاد همیشه از الگوی ساده‌ای به نام سینتیک مرتبه اول پیروی نمی‌کند. برای تجزیه و تحلیل دقیق‌تر، مدل‌سازی با استفاده از یک معادله با مرتبه n (n^{th} -order) مناسب‌تر است. همچنین بعد از گذشت چندین سال، بر روی جداره داخلی لوله‌های آب بیوفیلم‌هایی تشکیل می‌شوند که منجر به مصرف بیشتر کلر می‌شوند. برای مطالعه‌ی دقیق‌تر روش‌های اندازه‌گیری و مدل‌سازی تجزیه کلر، به مطالعه *Viljoen* و همکاران (۱۹۹۷) مراجعه کنید.

۶-۹- منابع

- Martin, P. 1993. "Calculating CT Compliance." *Journal of the American Water Works Association*, 85(12): 12.
- New South Wales. 2015. Indicators, Reference Pathogens and Log Reductions. New South Wales Recycled Water Information Sheet Number 2. https://www.industry.nsw.gov.au/_data/assets/pdf_file/0010/180568/IS2_Surrogates-Ref-Pathogens-LRVs.pdf
- Rush, Brock. 2002. CT Disinfection Made Simple. Calgary: Alberta Environment. http://www.water-research.net/Waterlibrary/CT_LookupTable/21%20CTMadeSimple.pdf
- United States Environmental Protection Agency. 1999. Disinfection Profiling and Benchmarking Guidance Manual. Report 815-R-99-013. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/20002249.PDF?Dockey=20002249.PDF>
- United States Environmental Protection Agency. N.d. Surface Water Treatment Rule Fact Sheet. https://www.epa.gov/sites/production/files/documents/SWTR_Fact_Sheet.pdf
- Van der Walt, M., Kruger, M., and Van der Walt, C. 2009. The South African Oxidation and Disinfection Manual. Report TT406/09. Pretoria: Water Research Commission. <http://www.wrc.org.za/wp-content/uploads/mdocs/TT%20406%20web%20Industrial%20Water%20Mangement.pdf>
- Viljoen, O.J., Haarhoff, J. and Joubert, J.H.B. 1997. *The Prediction for Chlorine Decay from Potable Water in Pipeline Systems*. Report 704/1/97. Pretoria: Water Research Commission.

فصل هفتم:

جذب سطحی

فصل هفتم: جذب سطحی

۷-۱- مقدمه

با کاهش کیفیت آب خام و افزایش تقاضا در آفریقای جنوبی، ناچار به روی آوردن به گزینه‌هایی مانند بازچرخش فاضلاب و متعاقباً فرایندهای تصفیه‌ی جدیدتر و پیشرفته‌تر هستیم. کاملاً واضح است که فرایندهای تصفیه در آینده به‌طور فزاینده‌ای بر فرآیند جذب تکیه خواهند کرد. اگرچه در حال حاضر در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری آفریقای جنوبی استفاده از این روش رایج نیست، اما تردیدی وجود ندارد که درک صحیح این فرآیند در آینده ضروری خواهد بود.

۷-۲- کربن فعال

کربن فعال^۱ (AC) رایج‌ترین جاذب مورد استفاده در تصفیه آب آشامیدنی است. این ماده می‌تواند از مواد اولیه آلی مختلفی ساخته شود. مواد اولیه‌ی متفاوت و همچنین فناوری‌های مختلفی که برای تولید و فعال‌سازی کربن فعال استفاده می‌شوند، منجر به تولید محصولات کربن فعال با ویژگی‌های بسیار متمایز و متفاوت نسبت به هم می‌گردد. برای اینکه قادر باشیم محصولات مختلف را به‌طور کمی مقایسه کنیم، روش‌های تجربی متعددی برای مشخصه‌یابی آن‌ها توسعه یافته است. علاوه بر پارامترهای فیزیکی مانند اندازه‌ی ذرات، شکل، تخلخل و چگالی، برخی پارامترها مانند عدد ید، متیلن آبی یا تانین برای نشان دادن ظرفیت جذب آن‌ها نیز استفاده می‌شوند. این مقادیر نشانگر نوع یا اندازه‌ی مولکول‌هایی است که می‌توانند جذب شوند و مقادیر مربوطه تقریباً مرتبط با توزیع اندازه‌ی منافذ داخلی می‌باشند. مشکلی که وجود دارد این است که ظرفیت جذب نه‌تنها به کربن فعال، بلکه به آلاینده‌ای که باید حذف شود، کیفیت کلی آب، pH و محتوای یونی و جذب رقابتی سایر ترکیبات نیز بستگی دارد. مطالعه‌ای که چند سال پیش در آفریقای جنوبی انجام شد نشان داد که این اعداد جذب رایج، توانایی کربن فعال را برای جذب ژئوسمین و MIB - ۲ که از ترکیبات ایجادکننده‌ی بو هستند، با دقت کافی در آب سد *Vaal*

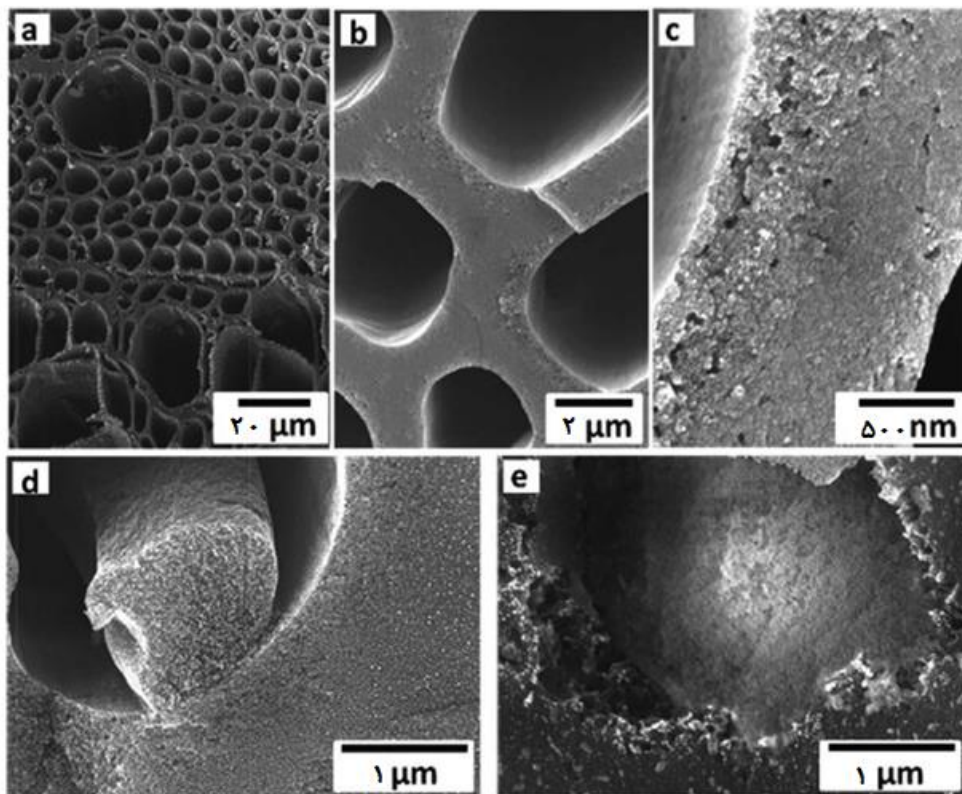
1- Activated Carbon

پیش‌بینی نمی‌کنند (*Linde* و همکاران-۲۰۰۳) در صورت استفاده از کربن فعال به صورت عملی و در مقیاس بزرگ، انجام مطالعات آزمایشگاهی بیشتر ضروری است. فرآیند تولید کربن فعال با موادی با پایه کربنی مانند بامبو، پوست نارگیل، کود گیاهی، چوب، لیگنیت^۱ یا زغال سنگ آغاز می‌شود. ماده اولیه طی دو مرحله متوالی فرآوری می‌گردد. ابتدا ماده با حرارت دادن در حدود ۸۰۰ درجه سانتی‌گراد در حضور یک گاز بی‌اثر مانند آرگون یا نیتروژن، به کربن تبدیل می‌شود. سپس با جایگزینی گاز بی‌اثر با گاز اکسیدکننده مانند بخار آب یا اکسیژن، در دمای ۱۰۰۰ درجه سانتی‌گراد فعال می‌شود. در برخی موارد، فرآیندها با افزودن مواد شیمیایی خاصی مانند اسید یا باز قوی در ابتدای کار اصلاح می‌شوند که امکان کربن شدن و فعال‌سازی بعدی را در دماهای پایین‌تر و زمان واکنش کوتاه‌تر فراهم می‌کند.

کربن فعال دارای ساختار متخلخل است، زیرا برخی از اجزای ماده اولیه در مراحل کربنی شدن و فعال‌سازی می‌سوزند. در نتیجه، چگالی کربن فعال نسبت به ماده اولیه کمتر است به‌طور معمول در محدوده ۳۰۰ تا ۶۰۰ کیلوگرم بر مترمکعب می‌باشد. منافذ داخلی موجود در کربن فعال (شکل ۷-۱ را ببینید) به میکرو (کوچک‌ترین)، مزو یا ماکرو (بزرگ‌ترین) طبقه‌بندی می‌شوند. منافذ داخلی به‌طور قابل توجهی مساحت سطح هر گرانول را افزایش می‌دهد.

سطح محصولات کربن فعال در محدوده ۱۰۰۰ تا ۳۰۰۰ مترمربع بر گرم ماده است. این اندازه را با سطح ۳۰۰ مترمربع بر گرم برای سیمان تجاری مورد استفاده در ساخت‌وساز که یک پودر بسیار ریز است مقایسه کنید.

1- Lignite



شکل ۷-۱- میکرو گراف‌های الکترونی انواع کربن فعال در مقیاس‌های مختلف (Kaskel-۲۰۲۰)

۷-۳- ظرفیت جذب در تعادل

آزمایش جذب کربن فعال با سنجش ظرفیت جذب محصول تحت شرایط تعادل آغاز می‌شود. بدین منظور، مقادیر مختلفی از AC به نمونه‌های آب حاوی آلاینده موردنظر اضافه می‌گردد. پس از گذشت زمان کافی برای برقراری تعادل، با همزدن کنترل‌شده در دمای کنترل‌شده، غلظت باقیمانده آلاینده در آب اندازه‌گیری می‌شود. این مطالعات معمولاً با آزمایش‌های مقدماتی برای تعیین شرایط آزمایشگاهی جهت اطمینان از تعادل آغاز می‌شوند؛ به‌عنوان مثال، مطالعه سیستماتیک ارزشمندی توسط *Ashgar* و همکاران (۲۰۱۵) انجام شده است.

اگرچه نتایج به دست آمده به خودی خود می‌توانند مفید باشند، اما با برازش^۱ نتایج به کمک یک مدل ریاضی، آزمایش‌ها ارزش و اعتبار بیشتری کسب می‌کنند که این امکان را فراهم می‌کند تا نتایج را به سناریوهای دیگر تعمیم دهیم. در حوزه جذب، دو مدل از رایج‌ترین این مدل‌ها که با عنوان ایزوترم شناخته می‌شوند ایزوترم‌های لانگمویر^۲ و فروندلیخ^۳ هستند. هر دوی این مدل‌ها بر پایه مفروضات منطقی استوار هستند که در اینجا به آن‌ها پرداخته نمی‌شود.

یکی از پارامترهای کلیدی در هر دو ایزوترم لانگمویر و فروندلیخ، بارگذاری آلاینده (q_e) بر روی جاذب کربن فعال در حالت تعادل است (ظرفیت جذب در حالت تعادل) که به صورت مقدار جرم آلاینده حذف شده تقسیم بر جرم جاذب کربن فعال بیان می‌شود (برحسب واحد جرم بر جرم مثل mg/g بیان می‌شود).

مثال ۷-۱

غلظت یک آلاینده از ۱۲۰ میکروگرم در لیتر به ۴۴ میکروگرم در لیتر پس از افزودن ۲۴ میلی‌گرم در لیتر کربن فعال کاهش می‌یابد. بارگذاری جرمی (q_e) آلاینده بر روی کربن فعال را محاسبه کنید.

$$C = 120 - 44 = 76 \mu g/L \text{ حذف شده}$$

$$= 24 \text{ mg/L} \text{ کربن فعال اضافه شده}$$

$$q_e = \frac{76}{24} = 3.17 \mu g/mg \text{ بارگذاری جرمی}$$

1- Fitting

2- Langmuir

3- Freundlich

۷-۳-۱- ایزوترم لانگمویر

ایزوترم لانگمویر معمولاً به صورت معادله ۷-۱ بیان می‌شود:

$$q_e = \frac{q_{\max} \times b \times C_e}{1 + b \times C_e} \quad \text{معادله ۷-۱}$$

q_e = نسبت جرم آلاینده به جرم جاذب

$q_{\max}$ = ثابتی که با حداکثر مقدار q_e ارتباط دارد.

b = ثابت مربوط به قدرت جذب

C_e = غلظت محلول در حالت تعادل

برای استخراج مقادیر ثابت‌های لانگمویر $q_{\max}$ و b از داده‌های تجربی، معادله ۷-۱ به صورت خطی بیان می‌شود:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{\max}} + \left(\frac{1}{q_{\max} \times b} \right) \times \frac{1}{C_e} \quad \text{معادله ۷-۲}$$

برای تعیین ثابت‌های لانگمویر، بار جرمی (q_e) را برای هر ظرف آزمایش محاسبه کنید. سپس $\frac{1}{q_e}$ را روی محور y در مقابل $\frac{1}{C_e}$ روی محور x در مقیاس خطی رسم کرده و بهترین خط راست برازش شده عبوری از نقاط داده را پیدا کنید. به عبارت دیگر، عرض از مبدأ خط برابر با $\frac{1}{q_{\max}}$ و شیب خط برابر با $\frac{1}{q_{\max} \times b}$ است. لذا عکس عرض از مبدأ معادل $q_{\max}$ و معکوس شیب خط رگرسیون، به همراه $q_{\max}$ ، امکان محاسبه b را فراهم می‌کند.

با داشتن ثابت‌های لانگمویر، معرفی دو مفهوم کاربردی زیر به سادگی امکان پذیر است: غلظت دوز جاذب کربن فعال (m) (معادله ۷-۳) و نسبت حذف (x) از غلظت اولیه C_0 (معادله ۷-۴):

$$q_e = \frac{x \times C_0}{m} \quad \text{معادله ۳-۷}$$

$$C_e = (1 - x) \times C_0 \quad \text{معادله ۴-۷}$$

ایزوترم لانگمویر برای محاسبه غلظت دوز موردنیاز (m) جهت درصد حذف دلخواه آلاینده (X) به صورت معادله ۵-۷ بازنویسی می‌شود:

$$m = \frac{x \times [1 + b \times (1 - x) \times C_0]}{q_{\max} \times b \times (1 - x)} \quad \text{معادله ۵-۷}$$

۷-۳-۲- ایزوترم فروندلیخ

معادله ۶-۷ فرم رایج ایزوترم فروندلیخ را نشان می‌دهد:

$$q_e = K \times C_e^{\frac{1}{n}} \quad \text{معادله ۶-۷}$$

q_e = نسبت جرم آلاینده به جرم جاذب

K = ثابت فروندلیخ

n = ثابت فروندلیخ

C_e = غلظت آلاینده در حالت تعادل

برای تعیین ثابت‌های فروندلیخ (K و n) از داده‌های آزمایشگاهی، از معادله خطی زیر استفاده می‌شود:

$$\log q_e = \log K + \frac{1}{n} \times \log C_e \quad \text{معادله ۷-۷}$$

مشابه روشی که برای ایزوترم لانگمویر به کار رفته است، داده‌های آزمایشگاهی را برای تعیین ثابت‌های فروندلیخ آماده کنید. سپس بر روی یک محور خطی، لگاریتم q_e را بر روی محور x و لگاریتم C_e را بر روی محور y رسم نمایید. بهترین خط راست برازش شده را از میان نقاط داده عبور دهید. برای یافتن مقدار K از عرض از مبدأ استفاده کنید.

معکوس شیب خط، مقدار ثابت n را به شما می‌دهد (برای محاسبه این کمیت‌ها از نرم‌افزارهای صفحه گسترده مثل اکسل استفاده کنید).
 با استفاده از جایگزینی‌های مشابه ایزوترم لانگمویر، ایزوترم فروندلیخ به صورت معادله ۷-۸ برای محاسبه مقدار دوز موردنیاز (m) و درصد حذف دلخواه آلاینده (x) به صورت زیر بازنویسی می‌شود:

$$m = \frac{x \times C_0}{K \times [(1-x) \times C_0]^{\frac{1}{n}}}$$

معادله ۷-۸

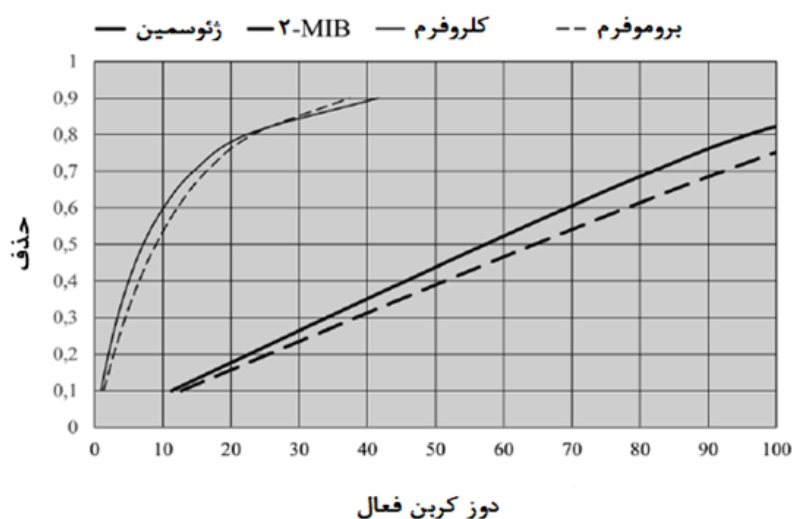
۷-۳-۳- کاربرد ایزوترم

مقایسه داده‌های ایزوترم موجود در منابع مختلف می‌تواند بسیار مفید باشد. در جدول ۷-۱ ثابت‌های ایزوترم استخراج‌شده از دو منبع به صورت تصادفی ارائه شده‌اند. همان‌طور که در شکل ۷-۲ نشان داده شده است با استفاده از این ثابت‌ها می‌توان طیف وسیعی از سناریوهای مختلف حذف آلاینده‌ها را محاسبه کرد. این شکل به وضوح، قدرت ارائه داده‌ها در قالب ایزوترم را به نمایش می‌گذارد. پس از تعیین ثابت‌های ایزوترم، امکان بررسی طیف وسیعی از مقادیر دوز و درصد حذف آلاینده‌ها فراهم می‌شود. به عنوان مثال، شکل ۷-۲ نشان می‌دهد که برای حذف ۴۰ درصدی ژئوسمین، به دوز ۴۵ میلی گرم بر لیتر کربن فعال نیاز است و برای افزایش این میزان حذف به ۸۰ درصد، باید دوز را به ۹۵ میلی گرم بر لیتر افزایش داد. علاوه بر این، برای حذف ۷۰ درصدی کلروفرم (مهم‌ترین جزء تری‌هالومتان‌ها)، حدود ۱۵ میلی گرم بر لیتر کربن فعال لازم است.

جدول ۷-۱- ثابت‌های ایزوترم از منابع مختلف*

پیشنهاد	ثابت ۲	ثابت ۱	ژئوسمین الف
برای ایزوترم لانگمویر	$B = 0/64$	$Q_{max} = 0/90$	
برای ایزوترم لانگمویر	$B = 0/62$	$Q_{max} = 0/80$	۲- متیل ایزو بورنئول الف
برای ایزوترم فروندلیخ	$B = 1/37$	$K = 2/6$	کلروفرم ^۳
برای ایزوترم فروندلیخ	$B = 1/92$	$K = 20$	بروموفرم ^۳

* Ashgar و همکاران (۲۰۱۵) و Snoeyink (۱۹۹۰) (الف) - غلظت‌ها بر اساس نانوگرم بر لیتر (ب) - غلظت‌ها بر اساس میلی‌گرم بر لیتر



شکل ۷-۲- نمونه‌های ایزوترم برای ترکیبات تولیدکننده بو ژئوسمین و ۲-MIB و تری هالومتان‌های کلروفرم و بروموفرم

با وجود برخی محدودیت‌ها، ایزوترم‌ها ابزارهای مفیدی برای پیش‌بینی حداکثر جذب نظری توسط کربن فعال (AC) تحت شرایط تعادل با استفاده از روش‌های آزمایشگاهی ساده هستند. هنگام انجام آزمایش‌های ایزوترم، زمان تماس باید در حد ساعت یا حتی روز باشد تا اطمینان حاصل شود که کل ظرفیت کربن فعال برای جذب آلاینده مورد استفاده قرار می‌گیرد.

با این حال، ایزوترم‌ها، تصویر کاملی را ارائه نمی‌دهند. فرآیند جذب، لحظه‌ای نیست زیرا رسیدن آلاینده به سطح دانه‌های کربن فعال و سپس نفوذ به درون حفره‌های بزرگ،

متوسط و ریز آن‌ها زمان‌بر است. در تصفیه‌خانه‌های آب چنین زمان تماس طولانی‌مدت قابل اجرا نیست؛ بنابراین، معمولاً ضروری است که ایزوترم‌ها را با محاسبه سینتیک‌های جذب تکمیل کرد. سینتیک‌ها به نوع راکتور مورد استفاده برای تماس آب با کربن بستگی دارد که در بخش بعدی مورد بحث قرار خواهد گرفت.

۷-۴- سیستم‌های جذب

کربن فعال به‌طور معمول به دو شکل پودری^۱ (PAC) و دانه‌ای^۲ (GAC) موجود است. تحقیقات زیادی در حال حاضر برای بسته‌بندی و بهبود کربن فعال در اشکال و فرم‌های مختلف مانند نانولوله‌های کربنی و کربن فعال دوپ شده^۳ در حال انجام است، اما این موارد هنوز گزینه‌های قابل رقابت برای تصفیه آب آشامیدنی در مقیاس بزرگ ارائه نمی‌دهند و بنابراین در اینجا مورد بحث قرار نمی‌گیرند. به‌طور خلاصه، انتخاب بین PAC و GAC به چندین ملاحظه فنی بستگی دارد:

- نوسانات کیفیت آب خام، اگر کیفیت آب خام در معرض تغییرات مکرر باشد و تنها به‌صورت دوره‌ای نیاز به جذب داشته باشد، بهترین گزینه استفاده از PAC است که می‌توان آن را در صورت نیاز به سرعت به مدار وارد کرد و در صورت عدم نیاز متوقف کرد.
- هزینه اولیه سرمایه‌گذاری. سیستم تماس برای PAC به‌طور قابل توجهی ارزان‌تر است.
- نگهداری و جابجایی. از دیدگاه بهره‌برداری، جابجایی روزانه پودرهای ریز، سیاه و غبار مانند، مثل PAC نسبت به GAC که تنها به‌صورت مرطوب و در فواصل زمانی مشخص جابجا می‌شود، مشکل‌تر است. از سوی دیگر، جابجایی PAC محدود به ورود آن به آب است و پس از آن به همراه لجن و آب شستشو بخشی از

1- Powdered Activated Carbon

2- Granular Activated Carbon

3- Doped Activated Carbon

- پسماند تصفیه می‌شود، درحالی که GAC باید به‌طور دوره‌ای با صرف تلاش و تجهیزات ویژه خارج و جایگزین می‌شود.
- کنترل دوز مصرفی. دوز مصرفی PAC را می‌توان با دقت بر اساس کیفیت آب خام کنترل کرد، درحالی که GAC امکان کنترل مستقیم دوز را ندارد.
 - احیا مجدد GAC. امکان احیا مجدد GAC برای صرفه‌جویی در هزینه وجود دارد، درحالی که PAC این قابلیت را ندارد.
- روش‌های تماس AC با آب بستگی به این دارد که کدام یک از PAC یا GAC استفاده شود که در عناوین زیر مورد بحث قرار خواهد گرفت.

۷-۴-۱- مخازن اختلاط PAC

PAC به‌صورت پودری خشک و نرم در کیسه‌های در بسته به محل تأسیسات تصفیه آب تحویل داده می‌شود. هنگامی که به تزریق دوز PAC نیاز است، آن را با استفاده از تجهیزات خاصی به مخزن اختلاط همزن دار حاوی آب اضافه می‌کنند و هم می‌زنند تا محلول PAC با غلظت مشخص تهیه شود. سپس، محلول از طریق پمپاژ یا جریان ثقلی به نقطه تزریق منتقل می‌شود تا دوز PAC مورد نظر را تأمین کند.

اثر بخشی PAC در درجه اول به زمان تماس بین نقطه تزریق و نقطه جداسازی PAC بستگی دارد. به‌طور معمول، حذف PAC یا در زمان پیش-فیلتراسیون (ته‌نشینی یا شناورسازی با هوای محلول) یا در حین فیلتراسیون اتفاق می‌افتد. حداقل زمان تماس (که باید برای هر مورد آزمایش شود) برای جذب مناسب معمولاً بین ۱۰ تا ۲۰ دقیقه است.

اثر بخشی PAC همچنین به راندمان هیدرولیکی راکتور تماس بستگی دارد. در فصل ۵ که به کارایی گندزداها پرداخته شد، تفاوت بین راکتور اختلاط برگشتی و جریان پیستونی مورد بحث قرار گرفت. به‌طور مشابه، PAC در راکتور جریان پیستونی عملکرد بهتری دارد؛ بنابراین، تأسیسات تصفیه آب از خطوط لوله یا کانال‌های زیگزاگ طولانی استفاده می‌کنند که در آن‌ها اختلاط ناشی از تغییرات جهت، انرژی اختلاط مورد نیاز برای

نگه‌داشتن PAC در حالت تعلیق را فراهم می‌کند. هم لوله‌ها و هم کانال‌های زیگزاگ شرایط نزدیک به جریان پیستونی را فراهم می‌کنند.

۷-۴-۲- فیلترها و ستون‌های و تماس GAC

استفاده از GAC به زیرساخت بسیار پیچیده‌تری نیاز دارد. بستر GAC باید در راکتور قرار گیرد و سپس آب با جریان کاملاً کنترل‌شده از بستر عبور داده شود. در فواصل زمانی مکرر (مثلاً هفتگی)، بسترهای GAC باید شستشوی معکوس شوند تا ذرات به دام افتاده بین دانه‌های GAC حذف شوند. با این حال، پس از مدت‌زمان طولانی‌تری (مثلاً شش ماه تا یک سال)، ظرفیت جذبی کربن فعال تمام می‌شود و GAC باید به‌صورت فیزیکی خارج شده و با GAC جدید جایگزین شود.

دو نوع راکتور تماس GAC رایج است. نوع اول جعبه فیلتر مستطیلی بتنی است، شبیه به فیلترهایی که برای فیلتراسیون شنی استفاده می‌شود؛ در اینجا GAC در لایه‌ای به عمق حدود ۱ متر روی مساحت نسبتاً بزرگی پخش می‌شود. نوع دوم استوانه عمودی بلند از فولاد است؛ در اینجا عمق (ارتفاع) GAC می‌تواند ۲ تا ۴ متر باشد که منجر به اشغال فضای کمتری می‌شود. این تغییرات هندسی تأثیر کمی بر عملکرد جذب دارند، زیرا دقیقاً مشابه PAC عامل تعیین‌کننده زمان تماس است. زمان تماس برای ستون‌ها و فیلترهای GAC به‌عنوان زمان تماس با بستر خالی^۱ (EBCT) بیان می‌شود:

$$EBCT = \frac{A \times d}{Q} \quad \text{معادله ۷-۹}$$

EBCT = زمان تماس بستر خالی (دقیقه)

A = مساحت سطح بستر GAC (m²)

D = عمق بستر GAC (m)

Q = دبی جریان آب (مترمکعب بر دقیقه)

1- Empty Bed Contact Time

مثال ۷-۲

EBCT را برای یک تصفیه‌خانه با دبی جریان ۵/۴ مترمکعب بر دقیقه محاسبه کنید که از دو واحد مجزا با بستر جاذب GAC به صورت فیلتری و ستونی استفاده می‌کند. واحد اول شامل سه فیلتر با ابعاد ۴ در ۶ متر و بستر GAC به عمق ۹۰۰ میلی‌متر است. واحد دوم شامل ۱۰ ستون با قطر ۱/۵ متر و عمق ۴ متر می‌باشد.

فیلترها $d=0.9\text{ m}$; $A=3 \times 4 \times 6=72\text{ m}^2$;

$$EBCT = \frac{72\text{ m}^2 \times 0.9\text{ m}}{5/4\text{ m}^3/\text{min}} = 12\text{ min}$$

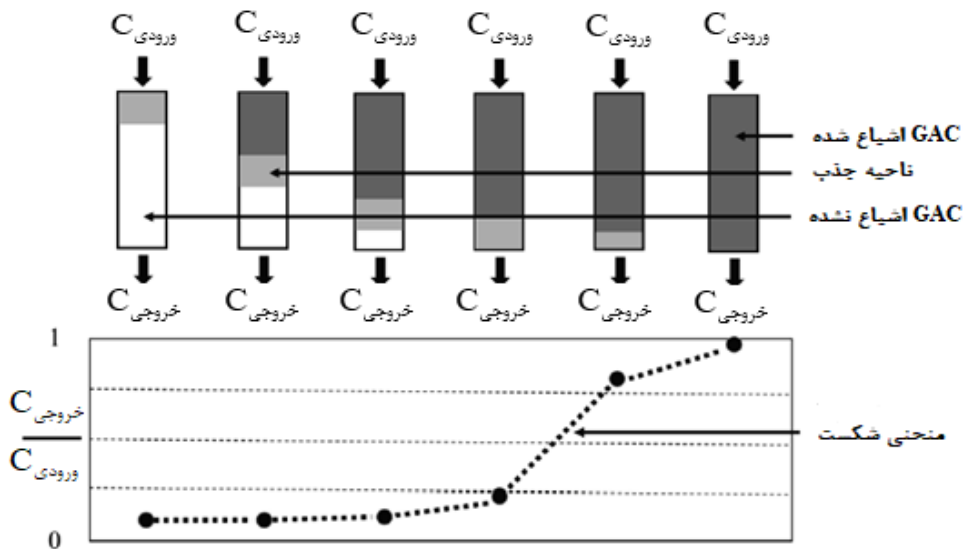
$$\text{ستون‌ها: } A = \frac{10 \times \pi \times 1/5^2}{4} = 17/7\text{ m}^2; \quad d=4\text{ m}$$

$$EBCT = \frac{17/7\text{ m}^2 \times 4\text{ m}}{5/4\text{ m}^3/\text{min}} = 13/1\text{ min}$$

چگونه زمان تعویض جاذب GAC را تشخیص دهیم؟ در حالت معمول که جریان آب به صورت پایین‌رو از بستر GAC عبور می‌کند (همچنین می‌توان جریان را به صورت بالارونده جهت نگه‌داشتن GAC در بستر سیال تنظیم کرد، که در اینجا مورد بحث قرار نمی‌گیرد)، بخش بالایی GAC آلاینده را حذف می‌کند (ناحیه جذب)، در حالی که GAC در قسمت پایین ظرفیت کامل جذب خود را حفظ می‌کند. پس از مدتی، GAC بالایی به طور کامل اشباع می‌شود و ناحیه حذف به سمت پایین حرکت می‌کند. به شکل ۷-۳ مراجعه کنید، قسمت‌های خاکستری تیره نشان‌دهنده GAC کاملاً اشباع‌شده، خاکستری روشن نشان‌دهنده ناحیه جذب که قسمتی از آن اشباع‌شده و قسمت سفید نشان‌دهنده GAC اشباع‌نشده است. ناحیه جذب با گذشت زمان به سمت پایین حرکت می‌کند تا به انتهای بستر برسد. در این مرحله، غلظت آلاینده در خروجی به شدت بالا می‌رود و نشان‌دهنده نقطه شکست^۱ می‌باشد. پس از آن، اگر بستر GAC تعویض نشود، با اشباع کامل بستر، حذف آلاینده به طور کامل متوقف خواهد شد.

1- Breakthrough

برای سیستم‌های مورد استفاده جهت حذف فقط یک آلاینده هدف، تشخیص نقطه شکست ساده است. خروجی باید به‌طور مکرر برای آلاینده هدف پایش شود و بستر GAC زمانی که غلظت آلاینده به یک حد آستانه از پیش تعیین شده رسید، تعویض گردد. برای مخلوط‌های چند جزئی (متشکل از چند آلاینده) مانند کربن آلی، باید از یک پارامتر شاخص استفاده شود که ترجیحاً سریع و آسان باشد. به‌عنوان مثال، در تصفیه‌خانه آب *Rietvlei* نزدیک شهر *Tshwane*، فرآیند جذب توسط اشعه ماوراءبنفش در طول موج ۲۵۴ نانومتر به‌عنوان یک پارامتر روتین استفاده می‌شود. آب حاوی ترکیبات متعددی است که برای مکان‌های جذب روی AC با هم رقابت می‌کنند. این امکان وجود دارد که آن‌هایی که به‌طور سست و ضعیف متصل شده‌اند، توسط ترکیباتی با خواص جذب بهتر جابجا شوند. این امر ممکن است منجر به نقطه شکست زودهنگام برخی ترکیبات غیر هدف شود.



شکل ۷-۳: شماتیک نقطه شکست در یک ستون GAC

پیش‌بینی نقطه شکست یک پارامتر کلیدی برای اقتصادی بودن و همچنین طراحی ستون‌های فیلتر GAC است. به همین دلیل، تحقیقات آزمایشگاهی تنها شامل آزمایش‌های تعادلی (که در بخش ۷-۳ مورد بحث قرار گرفته) نمی‌شود، بلکه آزمایش‌های

ستونی برای ارزیابی سرعت جذب GAC نیز انجام می‌شود. در ابتدا از ستون‌های شیشه‌ای کوچک با قطر معمولاً کمتر از ۵۰ میلی‌متر استفاده می‌شود. اگر نتایج امیدوارکننده باشد، مرحله بعدی استفاده از فیلترهای پیلوت با قطر مثلاً ۱۰۰ میلی‌متر یا بیشتر است تا عملکرد GAC در مقیاس واقعی‌تر تأیید شود. برای مقایسه مستقیم در مقیاس‌های آزمایشگاهی، پیلوت و تصفیه‌خانه، ظرفیت GAC به صورت حجم بستر بیان می‌شود:

$$\text{معادله ۷-۱۰} \quad \text{حجم تصفیه} = \frac{\text{حجم بستر}}{A \cdot d}$$

حجم تصفیه‌شده = حجم قبل از نقطه شکست

$$A = \text{مساحت بستر GAC (m}^2\text{)} \quad d = \text{عمق بستر GAC (m)}$$

مثال ۷-۳

یک فیلتر کوچک آزمایشگاهی دارای قطر ۴۰ میلی‌متر و دارای بستری از GAC به عمق ۱۸۰ میلی‌متر است. حجمی معادل ۴۷ لیتر از بستر عبور می‌کند تا زمانی که نقطه شکست تشخیص داده شود. ظرفیت جذب GAC را بر حسب حجم‌های بستر محاسبه کنید.

$$d = 0.18 \text{ m}; \quad V = 0.047 \text{ m}^3: \text{حجم تصفیه}$$

$$\text{قطر: } 0.040 \text{ m}, \rightarrow A = \pi r^2 = \frac{\pi d^2}{4} = \frac{\pi \times 0.04^2}{4} \approx 0.00126 \text{ m}^2$$

$$\text{حجم بستر: } \frac{0.047}{0.00126 \times 0.040} = 208$$

مثال ۷-۴

از نتایج مثال ۷-۳ برای تخمین حجم آب موردنیاز برای انجام یک آزمایش پایلوت GAC استفاده کنید. اگر قطر فیلتر پایلوت ۱۳۵ میلی‌متر و عمق GAC ۴۵۰ میلی‌متر باشد. ۵۰٪ حجم اضافی را برای اطمینان از اینکه آزمایش پایلوت تا نقطه شکست ادامه یابد، در نظر بگیرید.

(عدد ۲۰۸ از مثال ۷-۳ می‌باشد) $d = 0.45 \text{ m} \rightarrow 208$: حجم بستر

$$\text{قطر: } 0.135 \text{ m} \rightarrow A = \pi r^2 = \frac{\pi d^2}{4} = \frac{\pi \times 0.135^2}{4} \rightarrow A = 0.0143 \text{ m}^2$$

$$\text{حجم آب: } 208 \times 0.0143 \times 0.45 = 1.338 \text{ m}^3 + (0.5 \times 1.338) = 2.008 \text{ m}^3$$

موردنیاز

هنگامی که یک تصفیه‌خانه به‌طور کامل در حال کار است، مفهوم حجم بستر همچنان به‌عنوان یک راهنمای اولیه برای پیش‌بینی زمان وقوع پدیده نقطه شکست مفید باقی می‌ماند. اگر با گذشت زمان تغییراتی در تعداد حجم بستر قبل از نقطه شکست رخ دهد، این امر نشان‌دهنده تغییرات در کیفیت GAC یا تغییرات در کیفیت آب خام ورودی خواهد بود.

۷-۴-۳- کربن فعال بیولوژیکی^۱ (BAC)

در برخی موارد، پس از مدتی استفاده از GAC، فعالیت‌های میکروبی روی GAC به تجزیه و حذف ترکیبات جذب‌شده کمک کرده و در نتیجه عمر GAC را قبل از نیاز به احیاء افزایش می‌دهد. استفاده از ازن قبل از تصفیه با GAC باعث بهبود تجزیه ترکیبات آلی و تحریک رشد میکروبی می‌شود.

۷-۵- احیای GAC

GAC نسبتاً گران قیمت و پرهزینه است؛ بنابراین، احیای GAC پس از استفاده برای بازیابی ظرفیت جذب اولیه آن گزینه‌ای جذاب به شمار می‌رود. رایج‌ترین روش احیاء، احیای حرارتی است که به‌طور کلی شامل سه مرحله می‌باشد:

- خشک کردن جاذب در دمای تقریباً ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد
- واجذب و تجزیه در دمای بالا (۵۰۰ تا ۹۰۰ درجه سانتی‌گراد) تحت اتمسفر بی‌اثر
- گازی سازی^۱ باقی‌مانده‌های آلی با یک گاز غیر اکسیدکننده (بخار آب یا دی‌اکسید کربن) در دمای بالا (۸۰۰ درجه سانتی‌گراد).

مرحله تصفیه حرارتی منجر به واجذب، شکستن جزئی و پلیمریزاسیون ترکیبات جذب‌شده می‌شود. هدف از مرحله نهایی، حذف باقی‌مانده‌های آلی سوخته‌شده‌ای است که در مرحله قبل در ساختار متخلخل تشکیل شده و بازگشایی ساختار کربن متخلخل برای بازگرداندن ویژگی‌های سطحی اولیه آن است.

با هر بار احیای GAC، بین ۵ تا ۱۵ درصد از GAC سوزانده می‌شود که منجر به کاهش ظرفیت جذب می‌گردد. کنترل احیا برای به حداقل رساندن آسیب به ساختار و توزیع تخلخل ضروری است تا GAC ظرفیت جذبی خود را حفظ کند. احیای حرارتی نیازمند دماهای بالا است که باعث می‌شود این فرآیند هم از نظر انرژی و هم از نظر اقتصادی پرهزینه باشد. تصفیه‌خانه‌هایی که به احیای حرارتی کربن فعال متکی هستند، برای توجیه اقتصادی داشتن امکانات احیا در محل، باید از حداقل درجه بهره‌برداری خاصی برخوردار باشند. در نتیجه، معمولاً سایت‌های کوچک تصفیه پساب، GAC اشباع‌شده خود را برای احیا به تأسیسات تخصصی تجاری ارسال می‌کنند.

۷-۶- منابع

- Asghar, A., Khan, Z., Maqbool, N., Qazi, I.A., and Awan, M.A. 2015. "Comparison of Adsorption Capacity of Activated Carbon and Metal Doped TiO₂ for Geosmin and 2-MIB Removal from Water." *Journal of Nanomaterials*, 2020:11p. <http://dx.doi.org/10.1155/2015/479103>.
- Kaskel, Stefan. 2020. Electron micrographs of different activated carbons at different scales. Supplied by Prof. Kaskel at the Technical University Dresden.
- Linde, J.J., Freese, S.D. and Pieterse, S. 2003. Evaluation of Powdered Activated Carbon (PAC) for the Removal of Taste and Odour Causing Compounds from Water and the Relationship Between this Phenomenon and the Physico-Chemical Properties of the PAC and the Role of Water Quality. Report 1124/1/03, Pretoria: Water Research Commission. <http://www.wrc.org.za/Knowledge%20Hub%20Documents/Research%20Reports/1124-1-03.pdf>
- Snoeyink, V.L. 1990. Adsorption of Organic Compounds. In *Water Quality and Treatment*, 4th Edition. Denver: American Water Works Association.

فصل هشتم:

باقی مانده‌های تصفیه

فصل هشتم: باقی مانده‌های تصفیه

۸-۱- مقدمه

دغدغه اصلی مصرف‌کنندگان و تأمین‌کنندگان آب، اطمینان از آب کافی باکیفیت خوب است. یک نگرانی ثانویه، مشکل مدیریت مواد حذف‌شده از آب است؛ مشکلی که ابعاد فنی، اقتصادی و زیست‌محیطی به همراه دارد. در این برهه از زمان، اجماع روشنی در مورد چگونگی برخورد با این مشکل وجود ندارد، زیرا طی دو یا سه دهه گذشته تغییر بزرگی در سیاست‌ها، عملکردها و محدودیت‌های زیست‌محیطی صورت گرفته است. این فصل به‌جای ارائه راهنمایی‌های فنی دقیق، این مسائل را به‌صورت کلی و مقدماتی مطرح می‌کند تا متخصصان آینده را نسبت به نگرانی‌های اصلی آگاه کند. همچنین، در درجه اول بر روی *بقایای ذرات*^۱ که مشکل اصلی پیش روی تصفیه‌خانه‌های فعلی است، تمرکز می‌کند. یک مشکل نوظهور، به دلیل ورود نسبتاً جدید آن، پسماند یا لجن مایع تولیدشده توسط فیلتراسیون غشایی است. این موضوع به‌طور مختصر در انتهای فصل مورد بررسی قرار می‌گیرد. بسیاری از اصول کلی که در زمینه باقیمانده‌های ذره‌ای مورد بحث قرار گرفته‌اند، قابل تعمیم به *باقیمانده‌های مایع*^۲ نیز می‌باشند.

مفید است که این فصل را بر اساس پنج مرحله مفهومی ساختار بندی کنیم که برای همه جریان‌های پسماند قابل کاربرد باشد (Doe – ۱۹۹۰):

- جداسازی باقیمانده‌ها توسط واحدهای مختلف تصفیه؛
- جمع‌آوری باقیمانده‌ها از واحدهای مختلف تصفیه؛
- تغلیظ باقیمانده‌ها برای کاهش حجم آن و همچنین بازیابی آب؛
- تصفیه باقیمانده‌ها به‌منظور احیا نسبی یا تثبیت
- دفع باقیمانده‌های نهایی

1- Particulate Residue

2- Liquid Residue

عددی که اغلب نقل می‌شود، اگرچه مربوط به تصفیه فاضلاب خانگی است، ارزش تکرار دارد. حدود ۵۰ درصد از هزینه سرمایه‌ای و اصلی یک تصفیه‌خانه فاضلاب صرف تصفیه مواد جامد فاضلاب می‌شود، درحالی‌که میزان جامدات خشک فاضلاب خانگی کمتر از ۰/۰۳ درصد است. برای تصفیه‌خانه‌های آب شرب، هزینه سرمایه‌گذاری مدیریت باقی‌مانده هنوز به این اندازه قابل توجه نیست، اما به‌وضوح نامتناسب با غلظت باقی‌مانده است و قطعاً در آینده افزایش خواهد یافت.

۸-۲- برآورد مقادیر باقیمانده

اندازه یک سیستم مدیریت باقیمانده به دو پارامتر حیاتی بستگی دارد. اولین مورد، میانگین جرم باقیمانده تولیدشده توسط تصفیه‌خانه آب است که الزامات سایت را برای دفع نهایی باقیمانده در درازمدت تعیین می‌کند. دومی، پیک جریان تخلیه باقیمانده است که ظرفیت هیدرولیکی و هزینه سرمایه‌گذاری سیستم پردازش باقیمانده را قبل از دفع نهایی تعیین می‌کند. بهتر است در صورت وجود، میانگین و پیک مقادیر را از سوابق بلندمدت تصفیه‌خانه برآورد کنید. ^۱ بار باقیمانده^۱ از ذرات طبیعی موجود در آب خام و همچنین ذرات اضافه‌شده توسط مواد شیمیایی تصفیه‌کننده تشکیل شده است؛ بنابراین، سوابق خوبی از کیفیت آب خام و مواد شیمیایی که برای تصفیه اضافه می‌شوند، موردنیاز است. جامدات معلق (SS)^۲ آب خام، اندازه‌گیری مستقیم جرم بقایایی است که توسط آب خام حمل می‌شوند. البته SS به‌عنوان یک پارامتر به‌طور معمول و روتین اندازه‌گیری نمی‌شود. بهترین تخمین بعدی در خصوص باقیمانده‌ها از کدورت آب به دست می‌آید که به‌طور معمول اندازه‌گیری می‌شود. اندازه‌گیری‌ها در بسیاری از تصفیه‌خانه‌های آفریقای جنوبی، از جمله در آب‌های خام اوتروفیک و مملو از گل‌ولای نشان داد که یک رابطه همیشگی $2-5 \text{ mg SS/L} \approx 1 \text{ NTU}$ وجود دارد و برای آب‌های خام با کدورت بالای 100 NTU تقریباً $1 \text{ mg SS/L} \approx 1 \text{ NTU}$ می‌باشد.

1- Residue Load

2- Suspended Solids

- به راحتی می‌توان مواد شیمیایی تصفیه‌کننده غیر ترسیبی^۱ را نیز در نظر گرفت:
- ذرات شیمیایی مانند خاک رس بنتونیت که برای ته‌نشینی بهتر آب اوتروفیک اضافه می‌شود و یا کربن فعال پودری که برای کنترل بو افزوده می‌شود، همگی مستقیماً به تولید باقیمانده ختم می‌شوند.
 - پلیمرهای آلی، اگرچه به صورت مایع اضافه می‌شوند، اما به ذرات متصل می‌شوند و بنابراین با باقیمانده‌ها حذف می‌شوند. جرم خشک معادل با پلیمر مایع به نوع محصول خاص مورد استفاده بستگی دارد، اما به طور تخمینی ۱ میلی گرم محصول پلیمری معادل با ۰/۵ میلی گرم جامدات خشک است.
 - سایر مواد شیمیایی غیر رسوبی مانند کلر به جریان باقی مانده وارد نمی‌شود و معمولاً در انتهای فرآیند تصفیه، پس از اینکه بیشتر باقی مانده‌ها قبلاً حذف شده‌اند، اضافه می‌شوند.
- جرم باقیمانده اضافه شده توسط منعقد کننده‌های آلومینیومی و آهنی توسط استوکیومتری واکنش‌های ترسیب کنترل می‌شود:
- از نظر استوکیومتری ۱ گرم Fe^{+3} ، ۱/۹۳ گرم $\text{Fe}(\text{OH})_3$ تولید می‌کند و ۱ گرم Al^{+3} ، ۲/۸۹ گرم $\text{Al}(\text{OH})_3$ تولید می‌کند.

مثال ۸-۱

باقیمانده موجود در جریان ۱۵۰۰۰ مترمکعب در ساعت آب خام با کدورت ۸۰ NTU را پس از تزریق ۲۴ میلی گرم در لیتر $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$ تخمین بزنید.

جرم مولکولی $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O} = 54 + 288 + 252 = 594 \text{ g/mol}$

جرم مولکولی $\text{Al} = 27 \text{ g/mol}$

$$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O} = \frac{24 \times 2 \times 27}{594} = 2/18 \text{ mg/L Al}^{+3} \text{ میلی گرم در لیتر}$$

باقیمانده حاصل از آب خام $= 80 \times 1 = 80 \text{ mg/L}$

رسوبات ناشی از منعقد کننده $= 2/18 \times 2/89 = 6/3 \text{ mg/L}$

غلظت کل باقیمانده $= 80 + 6 = 86 \text{ mg/L} = 86 \text{ g/m}^3$

30960 یا 1290 kg/h یا $15000 \times 86 = 1290 \text{ kg/h}$ نرخ تولید باقیمانده برحسب جامدات خشک kg/day

تخمین رسوباتی که هنگام افزایش pH با افزودن Ca(OH)_2 (راهبردی که برای رسوب دادن فلزات سنگین یا نرم کردن آب استفاده می‌شود) ایجاد می‌شود، پیچیده‌تر است و نمی‌توان آن را با یک رابطه استوکیومتری ساده محاسبه کرد، زیرا نه تنها به دوز Ca(OH)_2 بلکه به pH هدف و کیفیت آب خام نیز بستگی دارد. در مواردی که Ca(OH)_2 اضافه می‌شود، بهتر است آزمایش‌های جارتست انجام شود که عملیات مورد انتظار را شبیه‌سازی می‌کند، سپس می‌توان میزان تولید لجن را مستقیماً اندازه‌گیری کرد.

۸-۳- جداسازی باقیمانده

در طی تصفیه، معمولاً باقیمانده‌ها در هر مرحله از تصفیه حذف می‌شوند و در هر مرحله باقیمانده‌هایی با مقادیر و غلظت‌های مختلف تولید می‌شوند.

۸-۳-۱- حذف باقیمانده توسط فیلتراسیون

اپراتورهای تصفیه‌خانه به‌صورت تجربی می‌دانند که اگر کدورت آبی که باید فیلتر شود بین ۲ تا ۵ NTU نگه‌داشته شود، فیلتر شنی تند دارای عملکرد بهینه خواهد بود. کدورت زیر این محدوده احتمال تزریق بیش از حد منعقد کننده را نشان می‌دهد. کدورت بالا ممکن است تناوب شستشوی معکوس موردنیاز را افزایش دهد و سبب هدر رفت آب شستشوی معکوس شود؛ بنابراین صرف‌نظر از کدورت آب خام، بقایای شسته شده از فیلترها تقریباً ثابت می‌ماند. افزایش‌های ناگهانی در کدورت آب خام توسط مراحل ته‌نشینی مقدماتی یا شناورسازی با هوای محلول خنثی می‌شوند. باقیمانده موجود در آب شستشوی فیلترها را می‌توان تقریباً بدون استفاده از اندازه‌گیری مستقیم، با استفاده از مقادیر متداول که در

تصفیه‌خانه‌های آفریقای جنوبی مشاهده می‌شود و در مثال ۸-۲ نیز نشان داده شده است، به صورت تقریبی محاسبه کرد.

مثال ۸-۲

یک واحد فیلتراسیون، دبی ۱۵۰۰۰ مترمکعب در ساعت را با سطح کل فیلتر ۳۰۰۰ مترمربع تصفیه می‌کند. شستشوی معکوس فیلترها هر ۳۶ ساعت با سرعت ۲۰ متر در ساعت به مدت ۱۰ دقیقه انجام می‌شود. جرم باقیمانده‌های حذف‌شده پس از هر چرخه فیلتراسیون، غلظت باقیمانده‌ها و میانگین نرخ تولید باقیمانده در آب شستشوی تخلیه‌شده را تخمین بزنید.

$$\text{حجم آب فیلتر شده} = 15000 \times 36 = 540000 \text{ m}^3 / 36 \text{ hours}$$

میزان	باقیمانده	حذف شده
-------	-----------	---------

$$\left(\text{f NTU} \approx \text{f g/m}^3 \right) = 5 \text{f} \dots \times \text{f} = 216 \dots \text{g} / 36 \text{ hours}$$

$$\text{حجم آب شستشوی معکوس} = 2 \times 3000 \times \frac{10}{60} = 10000 \text{ m}^3 / 36 \text{ hours}$$

$$\text{غلظت باقیمانده} = 2160000 \div 10000 = 216 \text{ g/m}^3$$

نرخ	تولید	باقیمانده
-----	-------	-----------

$$= 216 \dots \times \frac{24}{36} = 144 \dots \text{g / day} \times 365 = 526 \text{ tonne / year}$$

در برخی از تصفیه‌خانه‌ها، اپراتورها گزینه از فیلتر به پسماند^۱ را دارند. اگر کیفیت آب خروجی از صافی‌ها استاندارد موردنیاز را برآورده نکند (معمولاً در زمان تغییرات سریع کیفیت آب خام یا در زمان راه‌اندازی تصفیه‌خانه)، آب خروجی از صافی‌ها به‌جای هدایت به سمت مخزن ذخیره به سیستم مدیریت باقیمانده منحرف می‌شود. این عمل هیچ‌گونه

باقیمانده‌ای به سیستم اضافه نمی‌کند اما آب تقریباً تمیزی را اضافه می‌کند که بار هیدرولیکی روی سیستم را افزایش می‌دهد.

۸-۳-۲- باقیمانده حذف شده توسط ته‌نشینی

لخته‌های وارد شده به مخازن ته‌نشینی، لایه‌ای از لجن را در کف مخزن تشکیل می‌دهند. در مخازن با کف مسطح، لجن به نقاط جمع‌آوری جارو می‌شود و یا به کمک وسایل مکانیکی از کف مکش و خارج می‌شود. برخی از مخازن با شیب کف تند به نیروی جاذبه متکی هستند تا لجن را به سمت گلوگاه‌ها یا قیف‌های جمع‌کننده هدایت کنند که از آنجا پمپاژ یا تخلیه می‌شود. لجن با باز کردن دریچه‌های تخلیه در فواصل زمانی معین تخلیه می‌شود و هر بازه زمانی می‌بایست اجازه تخلیه کامل لجن قبل از بسته شدن دریچه‌ها را بدهد. در غیر این صورت، دریچه‌ها به‌طور خودکار پس از یک‌زمان از پیش تعیین شده بسته می‌شوند. در زمان تولید لجن زیاد، دفعات و زمان لجن زدایی باید افزایش یابد تا از تجمع بیش از حد لجن در مخزن جلوگیری شود.

اگرچه تفاوت‌های زیادی در جزئیات سامانه‌های مختلف حذف لجن وجود دارد، اما غلظت جامدات لجن باید تقریباً یکسان باشد. یک قانون کلی برای یک تصفیه‌خانه که به‌خوبی کار می‌کند این است که انتظار از دست دادن حدود ۴ درصد آب خام از طریق لجن مخازن ته‌نشینی و ۴ درصد دیگر از طریق شستشوی فیلترها را باید داشت.

میانگین جرم باقیمانده حذف شده توسط فرآیند ته‌نشینی از تفاضل باقیمانده فیلتراسیون از کل به دست می‌آید. در غیاب اطلاعات جزئی و ویژه‌تر مانند نرخ‌ها و فواصل لجن‌زدایی، غلظت باقیمانده را می‌توان با استفاده از نرخ‌های تلفات متداول ارائه شده در پاراگراف قبل، همان‌طور که در مثال زیر نشان داده شده است، تخمین زد.

مثال ۳-۸

غلظت باقیمانده لجن مخزن ته‌نشینی را برای همان سناریوی مورد استفاده در مثال‌های ۱-۸ و ۲-۸ تخمین بزنید، با علم به اینکه تلفات آب از مخازن ته‌نشینی ۴/۵ درصد جریان آب خام است.

(مثال ۱-۸) 30960 kg/day = کل باقیمانده موجود در آب

(مثال ۲-۸) 1440 kg/day = کل باقیمانده که با فیلتراسیون حذف می‌شود

$30960 - 1440 = 29520 \text{ kg/day}$ = کل باقیمانده که با ته‌نشینی حذف می‌شود

میزان هدر رفت آب از طریق ته‌نشینی

$$= (4/5\%) \times 15000 \times 24 = 16200 \text{ m}^3 / \text{day}$$

$$= 29520 \times \frac{1000}{16200} = 1822 \text{ g/m}^3$$

غلظت باقیمانده موجود در لجن

نتایج مثال‌های ۱-۸، ۲-۸ و ۳-۸ در شکل ۱-۸ خلاصه شده است. جریان مایع باقیمانده‌های حاصل از ته‌نشینی و فیلتراسیون چندان متفاوت نیست (دو تا سه برابر)، اما جریان جرمی حاصل از ته‌نشینی بسیار بیشتر از جریان فیلتراسیون است (۲۰ برابر). غلظت مواد جامد در لجن حاصل از ته‌نشینی تقریباً ده برابر بیشتر از لجن حاصل از آب شستشو است.



شکل ۱-۸- نسبت جریان‌های حجمی و جرمی لجن (پسماند) در تصفیه‌خانه‌های متداول آب

تا این قسمت از فصل، غلظت مواد جامد برحسب mg/L یا معادل آن g/m^3 بیان شد. این مسئله راحت بود زیرا ارتباط ساده‌ای با واحدهای مورد استفاده در تصفیه آب آشامیدنی داشت و اعدادی که استفاده شد مناسب بودند - نه خیلی کوچک و نه خیلی بزرگ که تفسیر آن‌ها آسان بود. باین‌حال، برای بقیه فصل، ما با باقیمانده‌های غلیظ با غلظت‌های بسیار بالاتر سروکار داریم. برای مدیریت باقیمانده، غلظت باقیمانده به‌طور سنتی به‌عنوان درصدی از جامدات خشک و بر مبنای واحد جرم/جرم بیان می‌شود. یک درصد جامدات خشک برابر با ۱۰۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر یا گرم بر مترمکعب است.

۸-۳-۳- حذف باقیمانده توسط فرآیند شناورسازی با هوای محلول^۱

پیش‌بینی غلظت باقیمانده یا لجن تولیدشده توسط فرآیند شناورسازی با هوای محلول دشوارتر است. شناورسازی با هوای محلول، باقی‌مانده‌ها را توسط حباب‌های کوچکی که به سمت سطح تانک بالا می‌روند به دام می‌اندازد و در نتیجه باقیمانده را در یک لایه شناور غلیظ در بالای راکتور جمع می‌کنند. دو روش برای حذف لایه شناور وجود دارد:

- توسط جریان شدید هیدرولیکی که با بسته بودن خروجی مخزن درحالی‌که ورودی باز است، انجام می‌شود. این کار باعث می‌شود که سطح مخزن به نقطه‌ای برسد که آب شروع به ریختن از روی سرریز کند و لایه شناور را با خود ببرد. این روش، جریان حجمی نسبتاً زیادی از لجن با غلظت کم باقیمانده‌ها تولید می‌کند، هرچند که غلظت آن هنوز بیشتر از غلظت باقیمانده تولیدشده توسط ته‌نشینی است.
- با روش حذف مکانیکی، زمانی که یک پاروی متحرک به‌طور مداوم یا متناوب بر روی سطح مخزن حرکت می‌کند و لایه شناور را به یک صفحه کناری در انتهای مخزن هدایت می‌کند و از آنجا باقیمانده وارد سیستم مدیریت لجن می‌شود. این

روش حجم بسیار کمتری از لجن تولید می‌کند که چسبنده، سنگین و مدیریت آن دشوارتر است.

خلاصه‌ای از مقادیر طراحی برای این دو گزینه در جدول ۸-۱ گزارش شده است.

جدول ۸-۱- مقادیر طراحی عملیاتی برای روش‌های مختلف حذف لایه شناور*

حذف مکانیکی	جریان شدید هیدرولیکی	گستره غلظت
۱٪ تا ۳٪	۰/۳٪ تا ۰/۵٪	
۵٪	n/a	حداکثر غلظت مجاز برای جریان ثقیلی
n/a	۲۰ mm	حداقل عمق سرریز برای تمیز نگه‌داشتن سرریز
n/a	۱۰ ساعت	حداکثر فواصل بین جریان
۶۰ m/h	n/a	سرعت پارو

* برگرفته از Edzwald و Haarhof (۲۰۱۲)

۸-۳-۴- تنوع تولید باقیمانده

تا این مرحله از فصل، تمرکز بر متوسط تولید باقیمانده یا لجن بود. بدیهی است که محرک اصلی تولید باقیمانده، کدورت آب خام است که این پارامتر برای منابع آب سطحی آفریقای جنوبی بسیار متغیر می‌باشد. متعاقباً تولید باقیمانده نیز بسیار متغیر خواهد بود. اگر سوابق تصفیه‌خانه موجود باشد، بسته به نحوه موجود بودن داده‌ها، محاسبات فوق را می‌توان برای هر روز، هفته یا ماه برای مجموعه داده‌های موجود انجام داد. با توجه به نتایج، می‌توان یک نمودار برای نمایش فراوانی/احتمال^۱ بسازیم.

هنگام برخورد با مجموعه‌های داده با تغییرپذیری بالا، نمودارهای فراوانی احتمال یک روش مفید برای تحلیل هستند. این نمودارها نه تنها برای تخمین‌های قوی تولید باقی‌مانده مفیدند، بلکه برای رسیدگی به تمام مجموعه داده‌های با تغییرپذیری بالا نیز کاربرد دارند. روش‌شناسی به شرح زیر است:

1- Probability Exceedance

– تمام نقاط داده را در یک توالی خطی از ازنظر مقداری گردآوری کنید. نقاط داده ترجیحاً باید در فواصل زمانی معین گرفته شوند، برای مثال روزانه، ماهانه یا هفتگی.

– از تابع صدک^۱ در اکسل برای یافتن صدک ۱۰، صدک ۲۰ و ... تا صدک ۹۰ استفاده کنید. حداقل مقدار صدک و حداکثر آن صدک ۱۰۰ است. برای وضوح بهتر، مقادیر صدک های بیشتری را می‌توان محاسبه کرد.

– مقادیر صدک‌ها را رسم کنید تا نمودار فراوانی احتمال به دست آید.

چنین رویکردی برای یک تصفیه‌خانه آب واقع در آفریقای جنوبی که به دلیل تغییرات زیاد کدورت شناخته شده بود، اتخاذ گردید (*Haarhof* و همکاران، ۲۰۰۲). ابتدا یک نمودار فراوانی احتمال وقوع، تنها بر اساس مقادیر دو سال قبل، برای تولید باقیمانده رسم شد؛ صدک ۹۵ برابر با ۱۳۰۰ گرم بر مترمکعب و صدک ۵۰ برابر با ۱۰۰ گرم بر مترمکعب نشان داده شد. مقادیری که به ترتیب برای حداکثر مقدار و مقدار میانگین در نظر گرفته شدند. هنگامی که همان محاسبات با داشتن اطلاعات دقیق‌تر، ۹ سال بعد تکرار شد، مشخص شد مقادیر حداکثر و میانگین می‌توانست به ترتیب با ۴۰۰ و ۵۰ گرم در مترمکعب تعدیل شوند. هر دو مجموعه داده نشان داد که مقدار حداکثر تولید باقیمانده به‌طور تقریبی ده برابر بزرگ‌تر از مقدار میانگین آن است.

۸-۴- جمع‌آوری باقیمانده

جریان‌های باقیمانده حاصل از واحدهای مختلف فرآیندی باید در حالت معلق (سوسپانسیون) نگه‌داشته شوند تا از ته‌نشین شدن جامدات در حین حرکت به مرحله بعدی جلوگیری شود. بهتر است از کانال‌های باز به‌جای لوله‌ها استفاده شود تا بتوان رسوب جامدات را بررسی کرد و در صورت لزوم آن‌ها را تمیز کرد. از گوشه‌های تیز و مخازن نگه‌دارنده باید اجتناب شود. هنگامی که غلظت‌های بالای جامدات پیش‌بینی می‌شود، به‌عنوان مثال هنگام حذف مکانیکی لایه شناور جمع‌آوری شده از مخازن شناورسازی با هوای محلول، جریان باقیمانده ممکن است به‌قدری ضخیم شود که تحت نیروی گرانش

1- Percentile

جریان نداشته باشد، به حدی که غلظت مواد جامد به حدود ۵ درصد می‌رسد. باید از چنین درصدهای بالایی از طریق اصلاحات بهره‌برداری جلوگیری کرد. در صورتی اصلاح عملیات بهره‌برداری ممکن نباشد، باید جت‌های آب برای رقیق شدن باقیمانده تا جایی که آزادانه جریان پیدا کند، فراهم گردد.

۸-۵- غلظت باقیمانده

غلظت جامدات لجن، معمولاً ۲ درصد است که هنوز بسیار رقیق است. به عنوان مثال، اگر بتوان غلظت را تا ۱۰ درصد افزایش داد، حجم آن پنج برابر کاهش می‌یابد. نه تنها حجم دفع نهایی بسیار کمتر خواهد بود، بلکه ۸۰ درصد آب نیز قابل بازیابی است. دو موضوع تحت این عنوان مطرح می‌شود - راه‌های تغلیظ باقیمانده و نگرانی‌ها در مورد بازچرخش آب بازیافتی.

۸-۵-۱- تغلیظ باقیمانده

در حال حاضر، تغلیظ ثقلی روش ارجح برای غلیظ کردن باقیمانده حاصل از تصفیه آب است. روش معمول در آفریقای جنوبی استفاده از لاگون‌های لجن است، جایی که جریان‌های باقیمانده از فیلتراسیون و ته‌نشینی باهم ترکیب می‌شوند و به تالاب‌های کم‌عمق بزرگ می‌ریزند. بخش عمده‌ای از باقیمانده در کف ته‌نشین می‌شود و مایع رویی نسبتاً تمیز یا در یک جریان آب طبیعی تخلیه می‌شود یا به ورودی آب خام بازگردانده می‌شود. پس از یک سال یا بیشتر، تالاب از خط خارج می‌شود و چند ماه در فصل خشک باقی می‌ماند تا خشک شود. هنگامی که لجن به چسبندگی مناسب برای جابجایی مکانیکی رسید، کنده می‌شود تا لاگون در سطح اولیه خود باقی بماند و برای چرخه استفاده بعدی آماده شود. مواد کنده‌شده، در فرآیند بعدی، تصفیه یا دفع می‌شوند.

پارامترهای طراحی، بر اساس سوابق یک دوره نه‌ساله، از سری لاگون‌های لجن ساخته‌شده در سال ۱۹۹۹ در تصفیه‌خانه آب *Vaalkop* در جدول ۸-۲ ارائه شده است تا یک مبنای

منطقی برای اندازه‌گیری و پیش‌بینی شرایط بهره‌برداری در آن‌ها را نشان دهد. این تالاب‌ها در شرایط بهره‌برداری متوسط، باید تقریباً ۱۸ ماه زمان برای پر شدن داشته باشند.

جدول ۸-۲- پارامترهای طراحی برای لاگون‌های لجن در تصفیه‌خانه *Vaalkop**

متوسط نرخ جریان عبوری از تصفیه‌خانه	$15000 \text{ m}^3/\text{day}$
میانگین جریان حاصل از ته‌نشینی و فیلتراسیون (٪ ۹)	$13500 \text{ m}^3/\text{day}$
جریان باقیمانده (با فرض ۰/۰۵ تن پسماند در میلیون لیتر)	7500 kg/day
غلظت باقیمانده ورودی به لاگون‌ها	$0/556 \text{ kg/m}^3$
حجم یک لاگون (یکی از سه تا)	32100 m^3
ظرفیت نگهداری لجن لاگون (پرسده تا ۶۵ درصد عمق)	20865 m^3
غلظت باقیمانده پس از ته‌نشینی در لاگون (فرض)	٪۲۰
باقیمانده در لاگون در صورت پر شدن	4173000 kg
زمانی که طول می‌کشد لاگون با لجن پر شود	۵۵۶ روز

* برگرفته از *Haarhof* و همکاران (۲۰۰۲)

لاگون‌های ذکرشده در جدول ۸-۲ بزرگ با مساحت کل ۲ هکتار هستند. اگر فضا اجازه ساخت آن‌ها را ندهد، گزینه استفاده از تغلیظ کننده لجن باقی می‌ماند - مخزن بتنی یا فولادی با فضای اشغال بسیار کوچک‌تر که برای تغلیظ سریع و مؤثر لجن طراحی شده است، مشابه آنچه برای لجن‌های معدنی و فاضلاب استفاده می‌شود. این مخازن دارای تجهیزات مکانیکی مانند پاروهای شعاعی یا پل‌های متحرک برای حذف مداوم لجن غلیظ شده هستند. در این شرایط، لازم است با افزودن یک پلیمر، به فرآیند تغلیظ کمک کرد تا ته‌نشینی لجن را بهبود بخشد.

آیا استفاده از پلیمر باعث بهبود عملکرد لاگون‌های متداول لجن می‌شود؟ چنین آزمایش‌هایی قبل از طراحی لاگون‌های جدول ۸-۲ انجام شده است. پلیمر آنیونی با لجن‌های حاصل از تانک‌های ته‌نشینی با غلظت اولیه ۳/۹ درصد آزمایش شد. بدون استفاده از پلیمر، زمان لازم برای دو برابر کردن غلظت باقی‌مانده ۲۰ ساعت بود، اما با پلیمر تنها ۸ دقیقه طول کشید. با این حال، پس از ۱۰۰ روز، غلظت هر دو لجن ته‌نشین شده، یکی با پلیمر و دیگری بدون پلیمر، حدود ۱۴ درصد بود. برای غلیظ کردن، استفاده از پلیمر

ضروری است تا غلیظ‌سازی قابل‌توجهی در یک تانک کوچک با زمان ماند کوتاه صورت گیرد اما در مورد لجن‌های لاگون، جایی که لجن‌ها به مدت چند ماه یا حتی چند سال باقی می‌مانند، به نظر نمی‌رسد که استفاده از پلیمر مزیتی داشته باشد.

۸-۵-۲- بازچرخش آب بازیافتی

بدیهی است که مدیران تصفیه‌خانه آب در تلاش برای بازیابی آب مصرفی در شستشوی فیلترها هستند. این مسئله، نه‌تنها با خرید آب خام کمتر باعث صرفه‌جویی در هزینه می‌شود، بلکه دفع جریان‌های برگشتی به نهرها و آب‌های عمومی را نیز کاهش می‌دهد. درعین‌حال، به همان اندازه بدیهی است که وقتی ناخالصی‌های غلیظ حذف‌شده از آب به ورودی آب خام بازچرخش می‌شوند، باید نگرانی‌هایی مربوط به کیفیت آب در نتیجه افزایش بار ورودی به تصفیه‌خانه وجود داشته باشد. در طول دو دهه گذشته، این نگرانی‌ها به دستورالعمل‌ها و مقررات دقیقی در برخی کشورها تبدیل شده است. به‌عنوان مثال، در ایالات متحده آمریکا، USEPA قصد خود را برای مقرراتی نمودن بازیابی بک واش فیلتر در سال ۱۹۹۷ زمانی که قانون موقت بازیافت بک واش فیلتر (FBRR)^۱ را در سال ۲۰۰۰ پیشنهاد کرد، اعلام کرد. لذا FBRR را در سال ۲۰۰۱ منتشر کرد و در نهایت آن را با راهنمای عملی (FBRR)^۲ در سال ۲۰۰۲ تکمیل کرد. اگرچه آب شستشوی معکوس فیلتر در بسیاری از تصفیه‌خانه‌های آب آفریقایی جنوبی بازیابی می‌شود، اما کمبود متون برای توضیح فرآیند یا سنجش عملکرد آن وجود دارد، به‌عنوان استثناء می‌توان به خلاصه‌ای از عملکرد واحد بازیافت آب شستشوی معکوس فیلتر اشاره کرد که توسط شرکت Rand Water در خصوص تصفیه‌خانه آب Zuikerbosch تهیه شده است (Linde, ۲۰۰۳).

1- Filter Backwash Recycling Rule

2- FBRR Guidance Manual

یک مطالعه جامع در ۲۵ تصفیه‌خانه آب در ایالات متحده نشان داد که آب حاصل از شستشوی معکوس فیلترها فراتر از تغلیظ باقی‌مانده عمل می‌کند. غلظت برخی آلاینده‌های محلول نیز افزایش می‌یابد که خلاصه‌ای از آن در جدول ۳-۸ آمده است.

جدول ۳-۸- کاهش کیفیت آب شستشوی معکوس*

پارامتر	آب خام	آب شستشوی معکوس
کربن آلی محلول (mg/L)	۲/۴	۸
تری هالومتان‌ها THMs (µg/L)	۰/۶	۵۵
هالواستیک اسیدها (HAA6) (µg/L)	۱/۹	۴۶/۱
آلومینیوم (mg/L)	۰/۷۲	۱۴/۷
آهن (mg/L)	۱/۲	۸/۷
منگنز (mg/L)	۰/۱۱	۱/۴
روی (mg/L)	۰/۰۳	۰/۱

* مقادیر میانگین از راهنمای عملی USEPA FBRR می‌باشد (۲۰۰۲).

FBRR به‌طور ویژه خواستار بازگشت آب شستشوی معکوس تصفیه نشده به ابتدای تصفیه‌خانه برای رفع نگرانی‌های زیر است:

- بازگشت جریان بازیافتی به پس از نقطه افزودن منعقد کننده، سبب ترقیق آب خام شده و شیمی جریان آب خام را تغییر می‌دهد، بنابراین بر راندمان تصفیه تأثیر می‌گذارد.
 - اگر جریان بازیافتی در معرض انعقاد و فیلتراسیون قرار نگیرد، اووسیست‌ها و سایر آلاینده‌ها می‌توانند از فیلترها عبور کنند.
- برای به حداقل رساندن اختلال در جریان آب ورودی، سرعت جریان بازچرخش باید تا حد امکان یکنواخت نگه‌داشته شود و همیشه کمتر از ۱۰ درصد جریان تصفیه‌خانه باشد. یک دیدگاه فکری دیگر، پیشنهاد می‌کند به‌جای پذیرش خطرات ناشی از مخلوط کردن آب شستشوی معکوس بازیافتی با جریان آب خام، این جریان آب باید به‌تنهایی با استانداردی مناسب تصفیه شود. *Rand Water* این رویکرد را در تصفیه‌خانه *Zuikerbosch* خود اتخاذ کرد؛ آن‌ها تصمیم گرفتند آب شستشوی معکوس را از طریق یکنواخت سازی، تزریق

مواد شیمیایی، ته‌نشینی با صفحات لاملا و فیلتراسیون شنی تند تا حدود استانداردهای آب قابل شرب تصفیه کنند (Linde, ۲۰۰۳).

۸-۶- تصفیه باقیمانده

اگرچه گزینه‌های زیادی برای استخراج برخی از مزایای اقتصادی از باقیمانده تصفیه آب موردبررسی قرار گرفته است، اما داستان‌های موفقیت واقعی هنوز گزارش نشده است. دو رویکرد اصلی دنبال شده بود - استخراج و استفاده مجدد از منعقد کننده بکار رفته؛ یا استفاده از باقیمانده به‌عنوان ورودی به فرآیند تولیدی دیگر.

هدف واضح، بازیابی منعقدکننده‌ای است که به‌صورت رسوب در داخل باقی‌مانده گرفتار شده است، خصوصاً برای منعقدکننده‌های مبتنی بر آهن و آلومینیوم. استراتژی این است که pH را تا حدی کاهش دهیم که رسوبات آهن و آلومینیوم مجدداً حل شوند و سپس از شر مواد جامد باقی‌مانده خلاص شویم. این روش در ژاپن امتحان شد. با کاهش pH به ۳ یا کمتر، بین ۶۰ تا ۸۰ درصد از سولفات آلومینیوم را می‌توان بازیابی کرد، اما هزینه و آلودگی احتمالی توسط اسیدسولفوریک مصرف‌شده درنهایت این عمل را متوقف کرد. بازیابی منعقد کننده‌های آهن حتی با موفقیت کمتری همراه بود - pH باید به کمتر از ۲ کاهش می‌یافت تا به ۶۰٪ تا ۷۰٪ بازیابی برسد (Doe, ۱۹۹۰). بازیابی آهک از رسوبات ایجادشده در اثر نرم شدن آب، به یک طرح پیچیده برای حل مجدد یون‌های Mg^{2+} ، جداسازی یون‌های Ca^{2+} از ذرات طبیعی و کلسینه شدن مجدد^۱ برای بازیابی آهک به‌عنوان CaO نیاز دارد. این فرآیند هرگز در آفریقای جنوبی امتحان نشد. یک هدف دیگر برای بازیابی استفاده از ذرات خاک رس موجود در باقیمانده است. آزمایش‌های متعددی با استفاده از لجن تصفیه‌خانه Wiggins شرکت آب Umgeni برای تولید آجر و کاشی انجام شد (Boucher and Van Eeden, ۱۹۹۴). این روش با مشکلات زیادی مواجه شد، اما درنهایت روشی برای پخت آجر با یک ترتیب پخت خاص و شستشوی گازهای

1- Recalcination

مضر تولیدشده ایجاد شد. اگرچه این مطالعه به این نتیجه رسید که این روند نویدبخش تصفیه بیشتر است، اما پیگیری نشد.

۸-۷- دفع باقیمانده

درنهایت، باقیمانده باید دفع شود. در سال‌های قبل، آن‌ها را به منابع یا جریان‌هایی که از آنجا آمده بودند بازمی‌گرداندند، اما نگرانی‌های زیست‌محیطی به تدریج این عمل را متوقف کرد. با این وجود، هنوز هیچ جایگزین روشن یا ساده‌ای وجود ندارد. سامان‌یافته‌ترین رویکرد در حل این مشکل در آفریقای جنوبی، راهنمای استفاده و دفع باقیمانده تصفیه آب^۱ است که توسط کمیسیون تحقیقات آب منتشر شده است (Herselman و همکاران ۲۰۱۳). اگرچه تأکید این سند تا حد زیادی بر روی کاربرد لجن بر روی زمین‌های کشاورزی متمرکز است اما چارچوب مفیدی برای توسعه یک استراتژی برای مقابله با باقیمانده تصفیه آب فراهم می‌کند. همچنین یک نمای کلی از چارچوب قانونی برای دفع باقیمانده در آفریقای جنوبی ارائه می‌دهد.

این دستورالعمل پنج گزینه برای دفع مشخص می‌کند:

- کاربرد در زمین، چه در زمین‌های کشاورزی، چه در جنگل‌ها یا برای احیای زمین
 - دفع در محل (دفع نهایی در حریم مرزهای تصفیه‌خانه)
 - دفع خارج از محل (دفع نهایی خارج از مرزهای تصفیه‌خانه)
 - تخلیه به سیستم‌های تصفیه فاضلاب
 - استفاده مجدد از باقیمانده (بازیابی مواد منعقد کننده، آجر، سیمان و غیره).
- تخلیه مستقیم باقیمانده به جریان مبدأ، دیگر یک گزینه مسئول در قبال زیست محیط محسوب نمی‌شود و در دستورالعمل پیش‌بینی نشده است. الزامات گزینه دوم، یعنی دفع در محل، به طور خلاصه در اینجا بیان شده است. ملزومات مربوط به دفع باقی‌مانده در محل به سه دسته تقسیم می‌شوند: آن‌هایی که به خصوصیات باقی‌مانده مربوط می‌شوند؛

آن‌هایی که به انتخاب و خصوصیات محل دفع مربوط می‌شوند؛ و آن‌هایی که به نظارت مستمر بر محل دفع مربوط می‌شوند.

تعیین مشخصات اولیه باقیمانده نیاز به اندازه‌گیری هشت فلز (آرسنیک، کادمیوم، کروم، مس، سرب، جیوه، نیکل، روی) دارد تا بررسی شود که پسماند با طبقه‌بندی «کلاس آلاینده A» برای لجن فاضلاب مطابقت دارد یا خیر. علاوه بر این، اگر آب خام دارای غلظت اورانیوم بالا باشد، غلظت اورانیوم در لجن نیز باید آزمایش شود. اگر همه فلزات زیر حد مجاز ثبت شوند، آنگاه دفع باقی‌مانده در محل مجاز است، مشروط به تجزیه و تحلیل‌های بیشتری که در پاراگراف بعدی مورد بحث قرار می‌گیرند. اگر یک یا چند فلز بالاتر از حد مجاز ثبت شود، دفع در محل همچنان مجاز است، اما مشروط به محدودیت‌های مربوط به حداکثر بار.

هنگامی که باقیمانده آزمایش‌های اولیه فلزات ذکر شده در بالا را گذرانند، آزمایش‌های دقیق‌تری آزمایش‌های دقیق‌تری برای تعیین بخش قابل حل (قابل شستشو) فلزات و عناصر جزئی^۱ در باقیمانده مورد نیاز است. آزمون اصلی آزمایش روش شستشوی مشخصه سمیت (TCLP)^۲ است که برای محاسبه غلظت تخمینی محیطی (EEC)^۳ استفاده می‌شود. اگر EEC کمتر از سطح ریسک قابل قبول (ARL)^۴ باشد، باقیمانده را می‌توان از فهرست حذف کرد (یک رویه اداری) و دفع آن مجاز است. TCLP، EEC و ARL برای هر یک از فلزات جزئی اعمال می‌شود. اگر هر یک از این فلزات با آزمون $EEC < ARL$ مطابقت نداشته باشد، باقیمانده باید با آهک تصفیه شود و آزمایش تکرار گردد. مشکل مواجهه با غلظت منگنز بالا که بر طبقه‌بندی باقی‌مانده تأثیر می‌گذارد، قبلاً در آفریقای جنوبی گزارش شده است.

رهنمودهای فنی که برای سایت دفع وجود دارد:

– توپوگرافی باید مناسب باشد (برای جلوگیری از فرسایش، ماندابی شدن و رواناب).

1- Leachable Fraction of Metals and Trace Elements

2- Toxicity Characteristic Leaching Procedure

3- Estimated Environmental Concentration

4- Acceptable Risk Level

- خواص خاک باید مناسب باشد (کمتر از ۲۰ درصد خاک رس برای پوشش محل موردنیاز است، pH باید بالاتر از ۶/۵ باشد تا از حرکت فلزات جلوگیری شود).
 - از مناطق حساس باید اجتناب شود (فروچاله‌ها، مناطق گسلی، مناطق لرزه‌خیز).
 - عمق آبخوان ترجیحاً باید بیش از ۵ متر باشد.
 - فاصله محل دفع به نزدیک‌ترین آب سطحی یا چاه گمانه باید بیش از ۲۰۰ متر باشد.
- هنگامی که یک سایت دفع در حال بهره‌برداری است، برنامه نظارتی زیر پیشنهاد می‌شود:
- آزمایش‌های فصلی TCLP بر روی باقیمانده تا زمانی که ثابت شود کیفیت آن ثابت است انجام شود. پس‌از آن، دوره یا فرکانس آزمایش را می‌توان کاهش داد.
 - انجام آزمایش‌های فصلی بر روی آب‌های زیرزمینی بالادست و پایین‌دست سایت. تناوب را می‌توان زمانی که سطح ایستابی عمیق‌تر از ۵ متر و میزان رس خاک ۳۵ درصد باشد کاهش داد.
 - نظارت بر آب‌های سطحی در فاصله ۲۰۵۰ متر در بالادست و پایین‌دست سایت در طول دوره‌های بارانی انجام شود مگر اینکه رواناب توسط زهکش‌های راه‌بند، قطع یا منحرف شود.
 - هر دو سال یک‌بار، نمونه‌هایی از خاک زیرین باید برای فلزات آزمایش شوند.
- این راهنما از این جهت مفید است که یک چک‌لیست نظام‌مند برای دفع باقی‌مانده به‌صورت ایمن و مسئولانه ارائه می‌دهد. به مسائل مهم پرداخته‌شده است. با این حال، این دستورالعمل بسیار سخت‌گیرانه است و تعداد بسیار کمی از تصفیه‌خانه‌های آب در آفریقای جنوبی با الزامات آن مطابقت دارند. الزامات نظارتی، سخت‌گیرانه و پرهزینه هستند و با اطمینان و تقریباً تمام تصفیه‌خانه‌های آب آفریقای جنوبی با آن‌ها تطابق ندارند.

۸-۸- چالش‌های پیش رو

۸-۸-۱- نظارت دقیق‌تر

مدیریت باقیمانده یک جنبه نادیده گرفته‌شده در عملیات تصفیه آب است. سیستم‌های عملی، عمدتاً از قواعد تجربی و سودجویانه نشئت گرفته‌اند. بررسی‌های کمی و مقایسه تصفیه‌خانه‌ها از نظر سیستم‌های مدیریت باقیمانده به‌ندرت انجام‌شده و تقریباً هرگز گزارش نشده است. از آنجایی که کنترل‌ها و قوانین زیست‌محیطی به‌طور پیوسته سخت‌گیرانه‌تر می‌شوند، دیگر اجازه داده نمی‌شود که این موضوع موردبررسی قرار نگیرد. تحلیل منطقی و شاید تفکر سختگیرانه‌تر، اکنون به‌صورت فوری موردنیاز است. طرحی جامع که هم دربرگیرنده کارایی تصفیه و هم مدیریت باقیمانده باشد موردنیاز است.

۸-۸-۲- باقیمانده مایع حاصل از فیلتراسیون غشایی

تصفیه غشایی از دهه ۱۹۸۰ به‌صورت نمایی رشد کرده است. تعداد تصفیه‌خانه‌های غشایی در سال ۱۹۸۰ حدود ۱۰۰، در سال ۱۹۹۰، ۱۰۰۰ و در سال ۲۰۰۰، ۱۰۰۰۰ عدد بود (اداره حفاظت از محیط‌زیست *Pennsylvania*). غشاها در اندازه‌های مختلف منافذ، از میکروفیلتراسیون (*MF*)^۱ به‌عنوان درشت‌ترین، اولترافیلتراسیون (*UF*)^۲، نانوفیلتراسیون (*NF*)^۳ تا اسمز معکوس (*RO*)^۴ هستند که ریزترین آن‌هاست. با کاهش اندازه منافذ، انرژی بیشتری برای عبور آب از غشا لازم است. بازیابی آب^۵ (حجم آب عبوری از غشا نسبت به کل حجم آب واردشده به غشا) همچنین به اندازه منافذ بستگی دارد. میزان بازیابی ۹۵ تا ۹۸ درصد برای *MF*، ۹۰ تا ۹۵ برای *UF* و ۷۵ تا ۹۰ برای *NF* می‌باشد. برای *RO*، بازیابی آب به شوری آب نیز بستگی دارد. برای آب شیرین، بازیابی آب در محدوده ۵۰ تا ۷۰ درصد و برای آب دریا حتی کمتر نیز می‌باشد. فشار عبور از غشا^۶ و

1- Microfiltration

2- Ultrafiltration

3- Nanofiltration

4- Reverse Osmosis

5- Water Recovery

6- Transmembrane Pressure

بازیابی آب دو محدودیت اصلی برای استفاده گسترده‌تر از RO و انجام تحقیقات و توسعه بیشتر هستند، بنابراین مقادیر ارائه‌شده در بالا فقط برای توضیحات بیشتر استفاده می‌شوند.

گرفتگی غشاء اجتناب‌ناپذیر است. در فواصل زمانی مکرر (بسته به نوع غشاء، کیفیت آب خام و پیش‌تصفیه)، غشاها باید در محل تمیز شوند (CIP)^۱. بسته به نوع گرفتگی، CIP با محلول‌های شیمیایی قوی انجام می‌شود. برای رسوب‌گیری مواد معدنی، معمولاً از اسیدسیتریک، برای گرفتگی ناشی از مواد آلی از هیدروکسید سدیم و برای گرفتگی با ماهیت میکروبیولوژیکی از یک زنده‌کش استفاده می‌شود.

از دیدگاه باقیمانده تصفیه آب، مشهود است که تصفیه‌خانه‌های غشایی دو نوع باقیمانده مایع تولید می‌کنند. اولین مورد، آبی است که در طول عملیات عادی دفع می‌شود. اگر آبی که کمی شور است (مثلاً با ۵۰۰ TDS میلی‌گرم در لیتر) توسط RO فیلتر شود و ۷۰ درصد بازیابی شود، جریان زائد به میزان ۳۰ درصد از جریان آب خام تولید می‌شود که TDS آن برابر با $1667 \text{ mg/L} = 500 \times 100 / 30$ می‌باشد. نوع دوم باقی‌مانده، در طول CIP تولید می‌شود. در اینجا یک جریان زائد بسیار کوچک‌تر از مواد شیمیایی صنعتی غلیظ آلوده تولید می‌شود. در هر دو مورد، پیش‌بینی حجم و ترکیب جریان زائد با همان رویکردی که در انتهای این فصل استفاده شد، نسبتاً آسان است.

با این حال، هیچ گزینه آسانی برای مدیریت این جریان‌های زائد وجود ندارد. در حال حاضر هیچ گزینه تأییدشده‌ای برای شهرهای داخلی آفریقای جنوبی وجود ندارد. اگر مثلاً *Rand Water* به‌طور کامل به فیلتراسیون غشایی روی آورد، جریان‌های زائد آلوده به کجا می‌روند؟ شهرهای ساحلی گزینه تخلیه به اقیانوس را دارند، اما در خلیج فارس که RO به‌طور گسترده‌ای در مقیاس بزرگ مورد استفاده قرار می‌گیرد، اعتراضات علیه این تخلیه‌ها به اقیانوس به دلیل اثرات زیست‌محیطی آن‌ها در حال افزایش می‌باشد (*Gies*, ۲۰۱۹).

1- Cleaned In Place

۸-۹- منابع

- Boucher, P.S., and Van Eeden, J.J. 1994. *Investigation of Inorganic Materials Derived from Water Purification Processes for Ceramic Applications*. Report 538-1-95. Pretoria: Water Research Commission. <http://wrcwebsite.azurewebsites.net/wp-content/uploads/mdocs/538-1-95.pdf>
- Doe, P.W. 1990. "Water Treatment Plant Waste Management". In *Water Quality and Treatment*, 4th Edition. Denver: American Water Works Association.
- Gies, E. 2019. "Slaking the World's thirst with Seawater Dumps Toxic Brine in Oceans." *Scientific American* 7 February. <https://www.scientificamerican.com/article/slaking-the-worlds-thirst-with-seawater-dumps-toxic-brine-in-oceans/>
- Haarhoff, J., Van Heerden, P., and Van der Walt, J.J. 2001 "Sludge and Washwater Management Strategies for the Vaalkop Water Treatment Plant." *Water Science and Technology*, 44(6): 73–80.
- Herselman, J.E. 2013. *Guidelines for the Utilisation and Disposal of Water Treatment Residues*. Report TT559/13. Pretoria: Water Research Commission. <http://www.wrc.org.za/wp-content/uploads/mdocs/TT%20559-13.pdf>
- Linde, J.J. 2003. *Evaluation of a Filter Backwash Recovery Plant to Establish Guidelines for Design and Future Operation*, WRC Report 920/1/03. Pretoria: Water Research Commission. <http://www.wrc.org.za/wp-content/uploads/mdocs/920-1-03.pdf>
- Pennsylvania Department of Environmental Protection. N.d. "Drinking Water Operator Certification Training Module 19: Membrane Filtration". http://files.dep.state.pa.us/Water/BSBW/OperatorCertification/TrainingModules/dw-19_membrane_wb_10_07.pdf.
- United States Environmental Protection Agency. 2002. Filter Backwash Recycling Rule Technical Guidance Manual. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockkey=200025V5.txt>.

بخش سوم

آب‌های تفریحی

فصل نهم:

کیفیت

بخش سوم - آب‌های تفریحی

فصل نهم: کیفیت

۹-۱- مقدمه

شهرداری‌ها در سرتاسر جهان مکان‌هایی عمومی را فراهم می‌کنند که در آن ساکنان به شیوه‌های مختلف بازی و استراحت کنند. از آنجایی که آب یک جاذبه طبیعی محسوب می‌شود، برنامه ریزان شهری تلاش می‌کنند تا جایی که ممکن است، این مناطق عمومی را داخل یا نزدیک آب‌های آزاد قرار دهند. سواحل، پارک‌ها، مناطق ورزشی، مکان‌های پیک‌نیک، جاده‌ها و مسیرهای پیاده‌روی، میدان‌های شهر و مناطق ماهیگیری همگی با اقیانوس‌ها، دریاچه‌ها، سواحل رودخانه‌ها و فواره‌ها مرتبط هستند. شهرداری‌ها موظف به ساخت، نگهداری و مدیریت این عرصه‌های عمومی از جمله بدنه‌های آبی هستند. این فصل نشان می‌دهد که برای تفسیر و اعمال مقررات حاکم بر ایمنی عمومی و به‌ویژه مسائل بالقوه کیفیت آب که ممکن است پدیدار شوند، یک رویکرد علمی و درک فنی خوب لازم است (به *آژانس حفاظت از محیط‌زیست ایالات متحده*^۱ ۲۰۱۲ به‌عنوان نمونه‌ای از چارچوب جامعی که با این موضوع سروکار دارد مراجعه کنید). همچنین این موضوع زمینه را برای فصل ۱۰ در مورد مدیریت استخرهای شنا برای جلوگیری از خطرات مرتبط با سلامتی که در اینجا برجسته شده است، فراهم می‌کند.

۹-۲- نگرانی‌های عمومی مرتبط با ایمنی

قرار گرفتن در معرض آب خطرات به‌مراتب بیشتری نسبت به خطرات مرتبط با کیفیت پایین آب به همراه دارد. شدیدترین خطری که شنا کنندگان با آن مواجه هستند غرق شدن است که یکی از دلایل اصلی مرگ‌ومیر در سراسر جهان به‌ویژه برای کودکان پسر است.

غرق شدن ممکن است با شنا و همچنین با سایر فعالیت‌های مرتبط با آب، مانند استفاده تفریحی از کشتی‌های آبی (قایق‌های بادبانی، قایق‌ها، کانوها) و ماهیگیری همراه باشد.

1- United States Environmental Protection Agency

مصرف الکلی یکی از شایع‌ترین عواملی است که در غرق شدن بزرگسالان سهم دارد، درحالی‌که نظارت ناکافی والدین بیشتر برای کودکان ذکر شده است. بیشتر آسیب‌های نخاعی مرتبط با ورزش با شیرجه زدن همراه است. صدمات ناشی از شیرجه زدن تقریباً به‌طور انحصاری در مهره‌های گردنی است که منجر به فلج دست‌ها و پاها^۱ و یا فلج پاها^۲ می‌شود. مصرف الکلی به میزان قابل‌توجهی در فراوانی آسیب کمک می‌کند. سایر آسیب‌های بدنی مرتبط با فعالیت‌های تفریحی آبی شامل آسیب‌های مغزی و سر، شکستگی‌ها، دررفتگی‌ها، بریدگی‌ها و جراحات است. مناطق عمومی با فضای باز بازدیدکنندگان را در معرض تشعشعات خورشیدی قرار می‌دهند. قرار گرفتن بیش‌ازحد در معرض نور خورشید ممکن است منجر به آسیب حاد و مزمن به پوست، چشم و سیستم ایمنی شود. قابل‌توجه‌ترین و آشناترین اثر قرار گرفتن بیش‌ازحد در معرض نور خورشید، التهاب پوست است که معمولاً آفتاب‌سوختگی نامیده می‌شود. اثرات مزمن شامل دو مشکل عمده بهداشت عمومی است، یعنی سرطان‌های پوست و آب‌مروارید. مواجهه مزمن بیشتر منجر به تغییرات پیش‌رونده در پوست می‌شود (مثلاً کک‌ومک) و پیری پوست را تسریع می‌کند. غوطه‌ور شدن ناگهانی در آب سرد، به‌غیراز شوک فوری که برای همه آشناست، می‌تواند منجر به مرگ فرد غوطه‌ور در آب سرد شود. افراد بسیار جوان، افراد مسن، بیمارانی که از داروهای استفاده می‌کنند که با تنظیم دما تداخل دارند، افرادی که از بیماری‌های مزمن رنج می‌برند و مصرف‌کنندگان مکرر الکلی از آسیب‌پذیرترین بخش‌های جمعیت در این خصوص هستند.

۹-۳- مواجهه با آب و خطرات مرتبط با آن

۹-۳-۱- درجه مواجهه

استفاده‌کنندگان از فضاهای عمومی در درجات مختلفی از مواجهه قرار می‌گیرند. سه دسته عمده مواجهه شناسایی شده است (وزارت/مور/آب و جنگلداری^۳ ۱۹۹۶):

- 1- Quadriplegia
- 2- Paraplegia
- 3- Department of Water Affairs and Forestry

- تفریح تماسی کامل^۱ (شنا) شامل تماس آب با تمام بدن ناشی از شنا و شیرجه زدن است که احتمال زیاد خوردن مستقیم آب وجود دارد. کودکان آسیب‌پذیرترین افراد در برابر بیماری‌های عفونی هستند. کودکان، حتی اگر کاملاً سالم هم نباشند، بازهم تمایل به شنا دارند و در نتیجه دیگران را آلوده می‌کنند.
- تفریح تماسی متوسط^۲ شامل تمام اشکال تفریحات تماسی به‌استثنای فعالیت‌هایی است که برای تفریحات تماس کامل توضیح داده شده است. این گروه شامل یک کلاس گسترده است و شامل فعالیت‌هایی است که سطح بالایی از تماس با آب را هستند، مانند اسکی روی آب، قایق‌رانی و ماهیگیری و فعالیت‌هایی که شامل تماس نسبتاً کمی با آب است، مانند پارو زدن و قایق‌سواری. ماهیگیری یک استفاده تفریحی رایج و محبوب از آب‌های داخلی است که اغلب شامل قرار گرفتن در معرض مستقیم آب و همچنین قرار گرفتن در معرض غیرمستقیم آب از طریق جابجایی وسایل ماهیگیری و ماهی است. گستره فعالیت‌ها مستلزم آن است که در به‌کارگیری دستورالعمل می‌بایست تا حدودی از آزادی عمل استفاده شود. درجایی که تماس آب مکرر و نسبتاً گسترده است، یک رویکرد سخت‌گیرانه‌تر ضروری است، درحالی‌که اگر تماس آب به‌ندرت و حداقل باشد، می‌توان رویکرد کمتر سخت‌گیرانه‌تری را اتخاذ کرد. دسته تماس متوسط، آسیب‌پذیری کمتری نسبت به‌مواجهه باکیفیت پایین آب دارند زیرا غوطه‌وری کامل کمتر اتفاق می‌افتد. از سوی دیگر، ورزش‌های آبی سنگین با تماس کامل معمولاً توسط کسانی انجام می‌شود که از شرایط سلامتی خوب برخوردار هستند.
- تفریح غیر تماسی^۳ شامل تمام اشکال تفریحی است که مستلزم تماس مستقیم با آب نیست. این گروه شامل فعالیت‌هایی مانند پیک‌نیک و پیاده‌روی در سواحل یک

1- Full Contact Recreation

2- Intermediate-Contact Recreation

3- Non-Contact Recreation

پهنه آبی است. این فعالیت‌ها عمدتاً به درک منظره و زیبایی‌شناختی آب مربوط می‌شوند. ارزش اقتصادی پهنه‌های آبی تفریحی اغلب با جذابیت‌های بصری آن‌ها ارتباط نزدیک دارد، زیرا این جذابیت‌ها عامل مهمی در تعیین ارزش املاک ساحلی به شمار می‌رود. از آنجایی که در این فعالیت‌ها هیچ تماسی با آب رخ نمی‌دهد، اثرات بهداشت عمومی مرتبط با تماس با آب کمتر است.

۹-۳-۲- کدورت

کدورت ناشی از مواد جامد معلق حاصل از گل‌ولای یا ضایعات آلی هستند که می‌تواند دید در داخل بدنه آبی را به حدی کاهش دهد که خطرات زیرآب قابل‌مشاهده نباشد و موقعیت‌های خطرناکی را برای شناگران و غواصان ایجاد کند و همچنین به تجهیزاتی مانند قایق و اسکی آسیب برساند. برخی از رودخانه‌ها و آبگیرها به دلیل ماهیت حوضه‌های آبریزشان و یا به دلیل منبع تغذیه و آشفتگی در آبگیر، دید دائمی کمی دارند. در برخی موارد، کاهش دید موقتی است که می‌تواند ناشی از سیل ناگهانی که بارهای بالایی از گل‌ولای را حمل می‌کند، باشد. به‌جز نصب علائم هشداردهنده برای هشدار در برابر حوادث، کار کمی برای کاهش دید ضعیف در آب‌های کدر طبیعی می‌توان انجام داد. برای آب‌هایی با دید معمولاً خوب، اما در معرض پیک‌های گاه‌به‌گاه کدورت ناشی از سیلاب‌های ناگهانی یا تخلیه‌های بالادست، می‌توان از سرریزهای انحرافی برای دور زدن آب کدر از محل‌های تفریحی خاص استفاده کرد تا زمانی که توده کدر آب از بین برود.

۹-۳-۳- جلبک

در مورد رشد جلبک‌های کفزی^۱ (به معنی جلبک‌هایی که روی سطوح رشد می‌کنند)، به‌ویژه آن‌هایی که مواد ژلاتینی ترشح می‌کنند، سطوح غوطه‌ور مانند سنگ، بتن یا چوب ممکن است بسیار لغزنده شوند که خطری برای ایمنی انسان به شمار می‌روند. شرکت‌کنندگان در فعالیت‌های تفریحی با تماس کامل که دچار مشکلات جزئی شده‌اند،

1- Benthic Algal

معمولاً به‌طور کامل بهبود می‌یابند. توده‌های جلبک‌های پلانکتونی (به معنی جلبک‌هایی که معلق هستند و به سطوح متصل نیستند) ممکن است دید را تا حدی کاهش دهند که خطراتی مشابه آنچه برای کدورت ذکر شده است را ایجاد کنند. اثرات هر دو جلبک کفزی و پلانکتون ممکن است تا حد معینی با برنامه‌های مکانیکی (برای جلبک‌های کفزی) و یا استفاده از زنده‌کش‌ها (هم برای جلبک‌های پلانکتونی و هم برای جلبک‌های کفزی) کاهش یابد. اقدامات تصفیه‌ای با زنده‌کش‌ها ممکن است در آب‌های جاری مؤثر نباشد. باین‌حال، هنگام استفاده از زنده‌کش‌ها باید احتیاط کرد زیرا ممکن است باعث تحریک پوست یا آزاد شدن سموم از موجودات در حال مرگ شود.

۹-۳-۴- گیاهان مزاحم

رشد فراوان ماکروفیت‌ها در آبگیرها یا در امتداد سواحل رودخانه‌ها، درحالی‌که احتمالاً از نظر زیبایی‌شناختی خوشایند است، ممکن است موقعیت‌های خطرناکی را برای شرکت‌کنندگان در فعالیت‌های تفریحی تماس کامل به دلیل گرفتگی و درهم تنیدگی فراهم کند؛ بنابراین، استفاده از علف‌کش‌ها برای ریشه‌کن کردن رشد گیاهان ماکروفیت در آبگیرها یا حاشیه رودخانه‌ها، موقعیت‌های خطرناک را برای استفاده‌کنندگان آب تفریحی با تماس کامل حذف یا بهبود می‌بخشد. باین‌حال، همان‌طور که قبلاً ذکر شد، استفاده از علف‌کش‌ها ممکن است باعث تحریک پوست یا آزاد شدن سموم از گیاهان در حال پوسیدگی شود. علاوه بر خطر درهم‌تنیدگی، نگرانی جدی‌تر گیاهان مزاحم هستند که بدنه‌های آبی را از نظر زیبایی‌شناختی ناخوشایند می‌کنند یا باعث ناراحتی برای استفاده‌کنندگان آب تفریحی با تماس کامل می‌شوند. چنین گیاهانی ممکن است باعث ایجاد منظره زشت یا بدبو شوند و اگر به تعداد زیاد وجود داشته باشند، ممکن است برای سلامت و ایمنی انسان خطرساز باشند. توده‌های سنگین میکروسیستیس *آئروژینوزا*^۱ (یک گونه از سیانوباکتری‌ها یا جلبک‌های سبز آبی رایج در آفریقای جنوبی) هنگامی‌که می‌میرند، فیتوتوکسین‌ها را آزاد می‌کنند که برای سلامتی خطرناک هستند. جلبک‌های

1- Microcystis Aeruginosa

در حال پوسیدگی زمانی که به صورت پوسته‌ای ضخیم روی سطح آب را می‌پوشانند، بوی بد و توده‌های نامناسبی از پوشش گیاهی در حال پوسیدگی ایجاد می‌کنند. اثرات گیاهان مزاحم معمولاً فصلی است و اغلب برای مدت طولانی پس از دوره رشد آن‌ها باقی می‌ماند. اثرات گیاهان مزاحم ممکن است با استفاده از عوامل محیطی برای مهار رشد کاهش یابد و یا برنامه‌های کنترل مکانیکی، شیمیایی یا بیولوژیکی حضور این گیاهان را کاهش داده یا از بین ببرند.

۹-۳-۵- مواد شناور

وجود پسماندهای ساحلی و مواد شناور با منشأ انسانی و طبیعی، لذت زیبایی‌شناختی بدنه‌های آبی را کاهش می‌دهد. زباله‌های غوطه‌ور نیز خطری برای استفاده‌کنندگان آب تفریحی با تماس کامل است. مواد شناور شامل روغن و چربی دفع شده، ظروف و کیسه‌های پلاستیکی، بطری‌ها، قوطی‌ها، ظروف فلزی و زباله‌های خانگی است. برخی از مواد شناور ناخوشایند نیز ممکن است به طور طبیعی از طریق پوشش گیاهی در حال پوسیدگی تولید شوند. اگرچه دستیابی به آن در برخی موارد دشوار است، اما آموزش در زمینه آگاهی زیست‌محیطی ممکن است باعث کاهش ریختن زباله در داخل یا نزدیک بدنه‌های آبی شود. کمپین‌های سازمان‌دهی شده برای پاک‌سازی محیط، اعم از زمینی و آبی، اغلب برای کاهش میزان مواد شناور ناخوشایند استفاده می‌شود.

۹-۴- نگرانی‌های مربوط به سلامت انسان

۹-۴-۱- تحریک پوست، گوش و چشم

اگرچه ممکن است یک نگرانی جدی یا تهدیدکننده زندگی نباشد، اما مناسب است که تأثیر pH بر چشم انسان برجسته شود. ما نمی‌توانیم در مورد pH آب‌های طبیعی بزرگ کاری انجام دهیم، اما pH یکی از پارامترهای کلیدی برای مدیریت صحیح استخر است که در فصل بعدی به آن پرداخته می‌شود. جدول ۹-۱ خلاصه‌ای مناسب را ارائه می‌دهد:

جدول ۹-۱- دستورالعمل pH برای آب‌های تفریحی با تماس کامل*

اثرات	بازه pH
سوزش شدید چشم. احتمال تحریک پوست، گوش و غشای مخاطی وجود دارد. اگر آب به‌طور تصادفی بلعیده شود، اثرات نامطلوب طعمی از نظر زیبایی‌شناختی انتظار می‌رود.	کمتر از ۵
شنا به‌طور کلی قابل قبول است. مقداری سوزش چشم. تحریک پوست، گوش و غشای مخاطی بعید است.	۵-۶/۵
حداقل سوزش چشم. در محدوده ظرفیت بافری مایع اشکی چشم انسان. تحریک پوست، گوش و غشای مخاطی وجود ندارد.	۵/۵-۸/۶
شنا قابل قبول است. مقداری سوزش چشم. تحریک پوست، گوش و غشای مخاطی ممکن است. اگر آب به‌طور تصادفی بلعیده شود، طعم نامطلوب از نظر زیبایی‌شناختی دارد.	۵-۹/۵
تحریک چشم به‌طور فزاینده شدید، پوست، گوش و غشای مخاطی تحریک می‌شود. اگر آب به‌طور تصادفی بلعیده شود، طعم نامطلوب زیبایی‌شناختی انتظار می‌رود.	بیشتر از ۹

* اداره امور آب و جنگلداری ۱۹۹۶

از طریق تماس با پوست یا نفوذ به گوش، آب آلوده میکروبی یا شیمیایی ممکن است باعث تحریک، عفونت پوست و عفونت گوش شود. چنین عفونت‌هایی بسته به ماهیت و منبع آلودگی یا وضعیت سیستم ایمنی فرد ممکن است مزمن یا حاد باشند. استفاده از گوش‌گیر توسط شرکت‌کنندگان در فعالیت‌های تفریحی با تماس کامل ممکن است از عفونت گوش خارجی و میانی جلوگیری کند یا آن را کاهش دهد.

۹-۴-۲- بیماری‌های منتقله از طریق آب^۱

پهنه آبی مورد استفاده برای فعالیت‌های تفریحی با تماس کامل، در صورت آلودگی میکروبی، منبع بالقوه بیماری‌های عفونی است. این‌گونه بیماری‌ها یا از طریق بلع یا از طریق تماس با پوست، به‌ویژه غشاهای مخاطی ایجاد می‌شوند. بسته به نوع بیماری منتقله از آب که از طریق فعالیت‌های تفریحی با تماس کامل منتقل می‌یابد و همچنین سلامت جسمانی شناگر، فرد ممکن است به‌طور کامل از بیماری بهبود یابد یا آسیب دائمی ببیند و یا صدمات ناشی از بیماری را متحمل شود، یا اگر بیماری به‌اندازه کافی شدید باشد، فرد ممکن است بمیرد. بیماری‌های گوارشی با منشأ آبی از طریق بلعیدن آب آلوده به

ارگانوسم‌های مدفوعی بیماری‌زا، سموم جلبکی یا سایر آلاینده‌های شیمیایی، ایجاد می‌شوند. استفاده‌کنندگان با تماس کامل که از اختلالات گوارشی رنج می‌برند معمولاً پس از درمان به‌طور کامل از اثرات آن بهبود می‌یابند. اقدامات اصلاحی، مانند حذف یا کنترل منبع آلودگی، باید اثرات بیماری‌های عفونی را از بین ببرد یا کاهش دهد. ممنوعیت هر نوع تفریح با تماس کامل در یک پهنه آبی آلوده بهترین راه برای از بین بردن خطر ابتلا به بیماری‌های منتقله از آب از طریق پهنه آبی تحت تأثیر آلودگی است.

۹-۴-۳- استفاده از رویکرد HACCP

مفهوم تجزیه و تحلیل خطر و نقاط کنترل بحرانی^۱ (HACCP) در صنایع غذایی توسعه یافت و متعاقباً در تصفیه و توزیع آب آشامیدنی به کار رفت. این رویکرد با جزئیات در فصل ۲ توضیح داده شد، همچنین بیان شد که هر برنامه HACCP باید به هفت مرحله بپردازد. سازمان بهداشت جهانی (WHO) تفسیری از هفت مرحله در رابطه با آب‌های تفریحی ارائه کرده است که در جدول ۹-۲ نشان داده شده است.

جدول ۹-۲- HACCP اعمال شده در خصوص آب‌های تفریحی*

اصول اصلی	تفسیر برای آب تفریحی
تجزیه و تحلیل خطر	شناسایی انواع آلودگی‌های مدفوعی و نقاط بالقوه ورود، خطرات مواجهه با آن‌ها و اقدامات پیشگیرانه
نقاط کنترل بحرانی	شناسایی نقاطی که اقدامات مدیریتی می‌تواند در آن‌ها اعمال شود، مانند نقاط تخلیه فاضلاب، تصفیه‌خانه‌ها و اتصالات غیرقانونی
حدود بحرانی	پارامترهای کنترلی قابل اندازه‌گیری و حدود بحرانی آن‌ها را تعیین کنید
نظارت	یک برنامه نظارتی برای تشخیص تخطی از حدود مجاز ایجاد کنید
اقدامات مدیریتی	اقداماتی را به‌منظور کاهش یا جلوگیری از تخطی از حدود مجاز ایجاد کنید.
اعتبار سنجی/ تأیید	شواهدی مبنی بر اینکه اقدامات مدیریتی کیفیت آب و حدود مواجهه را بهبود می‌بخشد، از متون و داده‌های بازرسی خود به دست آورید.
نگهداری سوابق	سوابق نظارتی را در قالبی نگهداری کنید که امکان ممیزی خارجی و جمع‌آوری آمار سالانه را فراهم کند

* خلاصه شده از سازمان بهداشت جهانی ۲۰۰۳

1- Hazard Analysis and Critical Control Points

۹-۵- ارزیابی میکروبیولوژیکی

۹-۵-۱- آلودگی فاضلاب

از دیدگاه میکروبیولوژیکی، مهم‌ترین نگرانی در مورد آب‌های تفریحی، آلودگی بالقوه توسط فاضلاب خام یا بد تصفیه‌شده است. سه راه ممکن برای ترکیب فاضلاب با آب تفریحی وجود دارد:

- تخلیه مستقیم فاضلاب خام یا تصفیه‌شده به بدنه آبی.
 - فاضلاب خام یا تصفیه‌شده به رودخانه فرعی که پهنه آبی را تغذیه می‌کند، تخلیه می‌شود. شناسایی این جریان‌ها مستلزم شناخت و پایش کامل حوضه است.
 - شناگران، به‌ویژه کودکان کوچک‌تر، ممکن است مواد مدفوعی را مستقیماً وارد بدن آب کنند.
- فاضلاب خام میزبان پاتوژن‌های متعددی است. جدول ۹-۳ فهرستی از مهم‌ترین پاتوژن‌ها را ارائه می‌دهد که غلظت معمول آن‌ها را در فاضلاب خام نشان می‌دهد.

جدول ۹-۳- عوامل بیماری‌زا در فاضلاب خام*

پاتوژن یا ارگانیسم شاخص	بیماری/نقش	تعداد در ۱۰۰ میلی لیتر
باکتری‌ها		
گونه‌های کامپیلوباکتر	گاستروانتریت‌ها	$10^4 - 10^5$
اسپوره‌های کلسترییدیوم پرفرنزیس	ارگانیسم شاخص	$6 \times 10^4 - 8 \times 10^4$
E.coil	ارگانیسم شاخص	$10^6 - 10^7$
استرپتوکوک‌های مدفوعی	ارگانیسم شاخص	$4/7 \times 10^2 - 4 \times 10^5$
گونه‌های سالمونلا	گاستروانتریت‌ها	$0/2 - 8000$
گونه‌های شیگلا	اسهال خونی باسیلی	$0/2 - 1000$
ویروس‌ها		
پولیوویروس‌ها	فلج اطفال/ارگانیسم شاخص	$180 - 500000$
روتاویروس‌ها	اسهال، استفراغ	$400 - 85000$
تک یاخته‌های انگلی		
اوسیت‌های کریپتوسپوریدیوم پارروم	اسهال	$0/1 - 39$
انتاموبا هیستولیتیکا	اسهال خونی آمیبی	$0/4$
کیست‌های ژیا ردیا لامبلیا	اسهال	$12/5 - 20000$
کرم‌های انگلی (تخم)		
گونه‌های آسکاریس	آسکاریازیس	$0/5 - 11$
گونه‌های آنکیلوستوما و گونه نکاتور	کم خونی	$0/6 - 19$
گونه‌های تریکیوریس	اسهال	$1 - 4$

* برگرفته از سازمان بهداشت جهانی ۲۰۰۳

۹-۵-۲- ارگانسیم‌های شاخص^۱

نظارت بر همه پاتوزن‌های ممکن، چه از نظر فنی و چه از نظر اقتصادی، غیرعملی خواهد بود. در عوض، ارگانسیم‌های شاخص برای نظارت معمول استفاده می‌شود. ارگانسیم شاخص ایده آل باید (رهنمود آفریقای جنوبی ۱۹۹۶):

- برای همه انواع آب‌ها مناسب باشد.
 - هر زمان که عوامل بیماری‌زا وجود داشته باشند در فاضلاب و آب‌های آلوده حضور داشته باشند.
 - در مقادیری وجود داشته باشند که با میزان آلودگی مرتبط باشد.
 - در تعدادی بیشتر از پاتوزن‌ها وجود داشته باشند.
 - در محیط آبی تکثیر نشوند.
 - در محیط‌زیست بیشتر از پاتوزن‌ها زنده بمانند.
 - در آب غیر آلوده وجود نداشته باشند.
 - با روش‌های عملی و قابل اعتماد قابل تشخیص باشند. و
 - بیماری‌زا نباشند و کار با آن‌ها در آزمایشگاه ایمن باشد.
- هیچ ارگانسیم شاخص واحدی وجود ندارد که بتواند طیف گسترده‌ای از عوامل بیماری‌زا را در فاضلاب خام تقلید کند. بنابراین از ارگانسیم‌های شاخص متعددی استفاده می‌شود که هر کدام مزایا و معایب خاص خود را دارند. یک برنامه پایش خوب شامل مجموعه‌ای از ارگانسیم‌های شاخص برای به دست آوردن توصیف بهتری از کیفیت آب است. رهنمودهای آفریقای جنوبی نشان می‌دهد که باید از ارگانسیم‌های شاخص زیر انتخاب شود:
- باکتری کلی فرم کل: نشانگر کیفیت بهداشتی عمومی آب است زیرا این گروه شامل باکتری‌هایی با منشأ مدفوعی است. با این حال، بسیاری از باکتری‌های این گروه ممکن است از رشد در محیط‌های آبی منشأ بگیرند. برای ارزیابی کیفیت بهداشتی

عمومی آب آشامیدنی و آب‌های مربوطه، به‌عنوان مثال آب استخر مورد استفاده قرار می‌گیرند. همچنین به‌طور معمول برای نظارت بر منابع آب آشامیدنی نیز استفاده می‌شوند.

— باکتری کلی فرم مدفوعی: نشانگر آلودگی مدفوعی احتمالی آب است زیرا این گروه بیشتر از گروه کلی فرم کل با آلودگی مدفوعی مرتبط است. برخی از کلی فرم‌های مدفوعی ممکن است منشأ مدفوعی نداشته باشند. برای ارزیابی کیفیت پساب‌های فاضلاب، آب رودخانه‌ها، آب دریا در شناگاه‌ها، آب خام برای تأمین آب آشامیدنی، آب‌های تفریحی و همچنین آب مورد استفاده برای آبیاری، آبیاری دام و آبی‌پروری استفاده می‌شود.

— E.coli: شاخص بسیار اختصاصی آلودگی مدفوعی که منشأ آن از انسان و حیوانات خونگرم است.

— انتروکوک‌ها (استرپتوکوک‌های مدفوعی): این باکتری‌ها همیشه در مدفوع انسان و حیوان ظاهر می‌شوند، اما تعداد آن‌ها کمتر از کلی فرم‌های کل یا مدفوعی است و نسبت به باکتری‌های کلی فرم مقاومت بیشتری دارند. همه استرپتوکوک‌های مدفوعی منشأ مدفوعی ندارند، و در نتیجه در سال‌های اخیر گروه‌بندی مجدد این گروه انجام شده است. انتروکوک‌ها زیر گروهی از استرپتوکوک‌های مدفوعی را تشکیل می‌دهند و عمدتاً استرپتوکوک‌های مدفوعی با منشأ مدفوعی اثبات شده را شامل می‌شوند. این گروه در ارزیابی فرآیندهای تصفیه و آب‌های تفریحی استفاده می‌شوند.

— باکتریوفاژها: این فاژها به تعداد زیاد در فاضلاب وجود دارند و با تکنیک‌های نسبتاً ساده، اقتصادی و سریع قابل تشخیص هستند. تعداد آن‌ها ممکن است در محیط‌های آبی خاص و مناسب برای رشد باکتری‌های میزبان افزایش یابد. کلیفاژهای سوماتیک نشان‌دهنده آلودگی مدفوعی هستند و به نظر می‌رسد بروز و بقای آن‌ها در محیط‌های آبی بیشتر شبیه ویروس‌های انسانی باشد تا باکتری‌های مدفوعی.

شباهت بقا و بروز ویروس‌های باکتریایی (فاژها) به ویروس‌های انسانی در محیط‌های آبی بسیار بیشتر از سایر شاخص‌های رایج است.

۹-۵-۳- حدود پیشنهادی شاخص‌ها

رهنمود آفریقای جنوبی راهنمایی‌هایی را در مورد تمام پارامترهایی که در کیفیت آب تفریحی دخیل هستند ارائه می‌دهد. بسیاری از دستورالعمل‌ها درجایی که اندازه‌گیری تحلیلی دشوار یا غیرممکن است، مانند بو، اشیاء شناور و گیاهان مزاحم، کیفی هستند. برای پارامترهای میکروبیولوژیکی، تعدادی راهنمای کمی برای تفریحات با تماس کامل (جدول ۹-۴) و تفریحات با تماس متوسط (جدول ۹-۵) ارائه شده است. برای تفریحات غیر تماسی، پارامترهای میکروبیولوژیکی اعمال نمی‌شود و نگرانی اصلی در مورد پارامترهای زیبایی‌شناختی است که ارزیابی کیفی، کافی است.

جدول ۹-۴- شاخص‌های خطر برای تفریحات تماس کامل *

خطر	مقداری خطر ^۲	خطر جزئی ^۲	خطر کم ^۱	ویروس‌های روده‌ای (TCID ₅₀ /mL)
۱۰<	۱-۱۰		۰	
۱۰۰<	۲۰-۱۰۰		۰-۲۰	کلی فاژها (#/۱۰۰mL)
۱۰۰<	۶۰-۱۰۰	۳۰-۶۰	۰-۳۰	استرپتوکوک‌های مدفوعی (#/۱۰۰mL)
۴۰۰<	۲۰۰-۴۰۰	۱۳۰-۲۰۰	۰-۱۳۰	E.Coli (#/۱۰۰mL)
۲۰۰۰<	۶۰۰-۲۰۰۰	۱۳۰-۶۰۰	۰-۱۳۰	کلیفرم‌های مدفوعی (#/۱۰۰mL)

* برگرفته از اداره امور آب و جنگلداری ۱۹۹۶

جدول ۹-۵- شاخص‌های خطر برای تفریحات تماس متوسط *

خطر	مقداری خطر	خطر کم	استرپتوکوک‌های مدفوعی (#/۱۰۰mL)
۷۰۰<	۲۳۰-۷۰۰	۰-۲۳۰	
۴۰۰۰<	۱۰۰۰-۴۰۰۰	۰-۱۰۰۰	کلیفرم‌های مدفوعی (#/۱۰۰mL)

* برگرفته از اداره امور آب و جنگلداری ۱۹۹۶

-
- 1- Little Risk
 - 2- Slight Risk
 - 3- Some Risk

۹-۶- سواحل با پرچم آبی^۱

۹-۶-۱- برنامه پرچم آبی

برنامه بین‌المللی پرچم آبی یکی از داستان‌های موفقیت بین‌المللی مدیریت یکپارچه محیط‌زیست است. این برنامه در سال ۱۹۸۵ در فرانسه آغاز شد، به‌زودی در اتحادیه اروپا پذیرفته شد و در سال ۲۰۰۱ آفریقای جنوبی اولین کشور خارج از اروپا بود که به برنامه پرچم آبی پیوست. سه دسته اصلی پرچم آبی وجود دارد که به ترتیب برای سواحل، بندرگاه‌های تفریحی و قایق‌های گردشگری اعمال می‌شود. در فوریه ۲۰۱۸، ۴۴۲۳ سایت پرچم آبی در ۴۵ کشور ثبت شد (پرچم آبی-۲۰۲۰). آفریقای جنوبی در حال حاضر ۴۴ ساحل با پرچم آبی دارد. سال پرچم آبی در نیمکره جنوبی از ۱ نوامبر تا ۳۱ اکتبر اجرا می‌شود. علاوه بر این، هر سایت فقط برای فصل پرچم آبی خود ثبت‌شده است، که می‌تواند از یک یا دو ماه (مثلاً دسامبر و ژانویه) تا کل سال ادامه داشته باشد. سایت‌ها ملزم به ارائه درخواست مجدد برای هر سال برای در نظر گرفتن برای جایزه پرچم آبی هستند و درخواست‌ها توسط هیئت داوران ملی و بین‌المللی بررسی می‌شود. برنامه پرچم آبی مزایای زیادی از جمله تسهیلات گردشگری بهبودیافته، مدیریت پیشرفته اکوسیستم‌های ساحلی، افزایش آگاهی از سواحل و ظرفیت‌سازی برای شهرداری‌های ساحلی را ارائه می‌دهند. برچسب زیست‌محیطی مورد اعتماد به ساحل‌نشینان محلی، مسافران داخلی و بین‌المللی این اطمینان را می‌دهد که سواحل کلاس جهانی با امکانات ایمن، تمیز و با مدیریت خوب ارائه می‌شوند.

۹-۶-۲- معیارهای پرچم آبی

اعطای وضعیت پرچم آبی از یک فرآیند سختگیرانه پیروی می‌کند که نشان می‌دهد هر یک از ۳۳ معیار مختلف مطابقت دارند. اکثر این معیارها اجباری هستند، اگر هر یک از این معیارها نقض شود، وضعیت پرچم آبی بلافاصله و به‌طور خودکار برای بقیه سال پس

1- Blue Flag Beaches

گرفته می‌شود. تعدادی معیار به‌عنوان راهنما مطرح‌شده است و هرگونه تخلفی در نظر گرفته می‌شود و در صورت نقض بیش از یکی از این راهنماها، لغو وضعیت پرچم آبی می‌تواند دنبال شود. ۳۳ دستورالعمل در چهار دسته اصلی گروه‌بندی می‌شوند:

– اطلاعات و آموزش محیط‌زیست (۶ معیار)

– کیفیت آب (۵ معیار)

– مدیریت محیط‌زیست (۱۵ معیار)

– ایمنی و خدمات (۷ معیار)

پنج راهنما از ۳۳ مورد به‌طور خاص به کیفیت آب مربوط می‌شود و با جزئیات بیشتری مورد بحث قرار می‌گیرد.

معیار ۷

ساحل باید به‌طور کامل با الزامات نمونه‌برداری کیفیت آب و تناوب آن مطابقت داشته باشد:

حداقل باید یک نقطه نمونه‌برداری برای ساحل وجود داشته باشد، جایی که پیش‌بینی می‌شود تراکم شناگران در آن نقطه بالاترین باشد. برای هر نقطه نمونه‌برداری، نباید بیش از ۳۱ روز بین هر دو نمونه آب در طول فصل پرچم آبی فاصله باشد. حداقل پنج نمونه باید گرفته شود که به‌طور مساوی در طول فصل توزیع شود. اولین نمونه باید ظرف ۳۱ روز قبل از تاریخ شروع رسمی فصل پرچم آبی گرفته شود. در صورت آلودگی کوتاه‌مدت، یک نمونه اضافی برای تأیید پایان حادثه باید گرفته شود.

معیار ۸

ساحل باید به‌طور کامل با استانداردها و الزامات آنالیز کیفیت آب مطابقت داشته باشد:

یک شخص مستقل که به‌طور رسمی مجاز و برای این کار آموزش‌دیده باشد، باید نمونه‌ها را جمع‌آوری کند. یک آزمایشگاه مستقل باید آنالیز نمونه‌های آب شنا را انجام دهد. این آزمایشگاه باید دارای اعتبار ملی یا بین‌المللی باشد تا مطابق با استانداردهای اروپایی (FEN) یا بین‌المللی (ISO) کار کند. نتایج کیفیت آب باید به‌محض در دسترس قرار گرفتن و حداکثر یک ماه پس از نمونه‌برداری به اپراتور ملی (برای آفریقای جنوبی، WESSA - *انجمن حیات وحش و محیط‌زیست آفریقای جنوبی*)^۱ ارائه شود. نتایج کیفیت آب برای چهارفصل قبل باید با همه کاربردها مطابقت داشته باشد. برای واجد شرایط بودن برای پرچم آبی، ساحل باید نشان دهد که استانداردهای کیفیت آب شنا در فصول گذشته رعایت شده است.

معیار ۹

فاضلاب‌های صنعتی، شهری یا دفعی انسانی نباید بر منطقه ساحل تأثیر بگذارد:
برای هر ساحل آبی باید مشخصات آب شنا تهیه شود. مشخصات آب شنا شامل شناسایی منابع بالقوه آلودگی، توصیف خصوصیات فیزیکی، جغرافیایی و هیدرولوژیکی آب شنا، و ارزیابی پتانسیل تشکیل سیانوباکتری‌ها و جلبک‌ها است. توصیه می‌شود که هیچ‌گونه تخلیه فاضلاب صنعتی، شهری یا دفعی انسانی به منطقه پرچم آبی یا اطراف آن وجود نداشته باشد. اگر نقاط تخلیه در منطقه ساحلی تعیین شده وجود داشته باشد، این موارد باید در زمان درخواست مستند شوند. جمع‌آوری، تصفیه و تخلیه فاضلاب شهری در اجتماع باید مطابق با استانداردهای ملی/بین‌المللی و مطابق با قوانین ملی/بین‌المللی باشد.

معیار ۱۰

ساحل باید با الزامات پرچم آبی برای پارامترهای میکروبیولوژیکی E.coli و استرپتوکوک مطابقت داشته باشد:

1- Wildlife and Environment Society of South Africa

برای ارزیابی درخواست یک ساحل متقاضی، برنامه پرچم آبی به انطباق صدک ۹۵ با مقادیر حدی ارائه شده در جدول ۹.۶ نیاز دارد. این مطابق با دستورالعمل آب شنا/تحدیه اروپا^۱ (۲۰۰۶) و همچنین توصیه WHO است. صدک باید برای هر پارامتر محاسبه و برای هر پارامتر برآورده شود. به عنوان مثال، اگر صدک ۹۵ کمتر از مقادیر ارائه شده برای E.coli باشد اما برای استرپتوکوک مدفوعی بالاتر باشد، آنگاه نمی توان به ساحل پرچم آبی اعطا کرد.

جدول ۹-۶- محدودیت های میکروبیولوژیکی پرچم آبی *

آب های داخلی	آب های ساحلی	استرپتوکوک های مدفوعی (#/۱۰۰mL)
<۲۰۰	<۱۰۰	
<۵۰۰	<۲۵۰	E.Coli (#/۱۰۰mL)

* انجمن حیات وحش و محیط زیست آفریقای جنوبی ۲۰۱۹

معیار ۱۱

ساحل باید با الزامات پرچم آبی برای پارامترهای فیزیکی مطابقت داشته باشد:

نباید هیچ لایه روغنی روی سطح آب قابل مشاهده باشد و هیچ بویی تشخیص داده نشود. در خط ساحلی و در خشکی، ساحل باید از نظر مواد روغنی نظارت شود و برنامه های اضطراری باید اقدامات لازم را در صورت بروز چنین آلودگی هایی پوشش دهند. هیچ گونه ماده شناور مانند بقایای قیری، چوب، اشیاء پلاستیکی، بطری، ظروف، شیشه یا هر ماده دیگری نباید وجود داشته باشد. در صورت مشاهده تغییرات غیرعادی باید اقدام فوری انجام شود. اگر آلودگی فیزیکی و شیمیایی مکرر تشخیص داده شود، پرچم آبی باید تا پایان فصل حذف شود و ساحل در سال بعد واجد شرایط پرچم آبی نخواهد بود.

۹-۶-۳- توسعه آتی برنامه پرچم آبی

یکی از موانع برنامه پرچم آبی در آفریقای جنوبی تفاوت قابل توجه بین سواحل شرقی و غربی این کشور است. کمتر کشوری در دنیا دارای آب‌های نیمه گرمسیری از یک طرف و آب‌های قطبی از طرف دیگر هستند، موضوعی که WESSA آن را آشکار کرده است. در آفریقای جنوبی، در حال حاضر ۹ ساحل در *KwaZulu-Nata* (KZN) در مقایسه با ۲۸ ساحل در *Western Cape*، دارای پرچم آبی هستند. رعایت استانداردهای کیفیت آب در سواحل با آب گرم‌تر از آب سردتر دشوارتر است. مفهوم آب گرمسیری در مقابل آب سرد با پیوستن کشورهای بیشتری از نیمکره جنوبی به برنامه پرچم آبی، موضوعیت بیشتری خواهد یافت. چالش دیگر ناشی از مدت زمان فصل پرچم آبی است. *KwaZulu-Nata* با آب‌وهوای گرم‌تر، فصل گردشگری ۱۲ ماهه در طول سال دارد، در حالی که *Western Cape* با دوره کوتاه گردشگری خود تنها چهار ماه فصل گردشگری دارد. بنابراین حفظ استانداردهای بالای پرچم آبی در *KwaZulu-Nata* دشوارتر از *Western Cape* است. برخی از شهرداری‌ها برنامه ساحل با پرچم آبی را یک شمشیر دو لبه می‌دانند. برای مثال، سواحل *Durban* و *Margate* پس از ازدست دادن وضعیت ساحلی خود در پرچم آبی، تبلیغات بدی را دریافت کردند. با این حال، سخنگوی WESSA متولیان سواحل را به شرکت در برنامه پرچم آبی تشویق کرد:

شرکت در برنامه شجاعت می‌خواهد، اگر اتفاقی بیفتد و سواحل شما وضعیت پرچم آبی را از دست بدهد، همه از آن مطلع خواهند شد، حتی اگر عوامل زیادی خارج از کنترل شما وجود داشته باشد.

٩-٧- منابع

- Blue Flag. 2020. *Blue Flag Beach Criteria and Explanatory Notes 2020*. www.blueflag.global.
- World Health Organisation. 2003. *Guidelines for Safe Recreational Water Environments Volume 1: Coastal and Fresh Waters*. Geneva: World Health Organisation. http://www.who.int/water_sanitation_health/bathing/srwg1.pdf
- United States Environmental Protection Agency. 2012. *Recreational Water Quality Criteria*. Report 820-F-12-05. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-10/documents/rwqc2012.pdf>
- Department of Water Affairs and Forestry. 1996. *South African Water Quality Guidelines: Volume 2 – Recreational Water Use*. Pretoria: Department of Water Affairs and Forestry. http://www.dwa.gov.za/Documents/Other/RMP/RWUM/RWU_GP6.pdf

فصل دهم:

مدیریت استخرهای شنا

فصل دهم: مدیریت استخرهای شنا

۱۰-۱- مقدمه

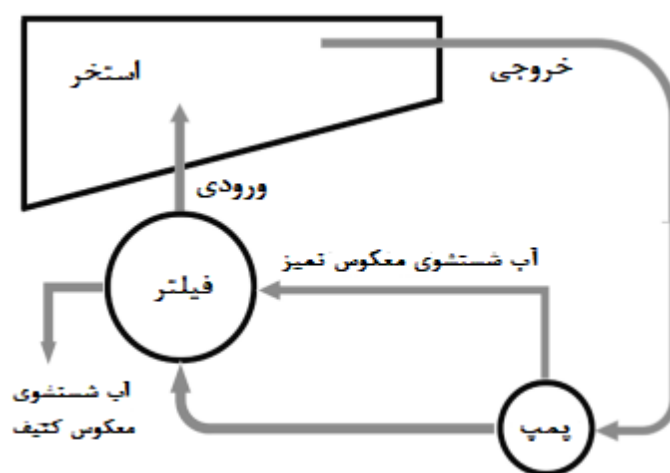
اکثر شهرها و شهرک‌ها در آفریقای جنوبی دارای استخرهای شنای شهری هستند که عمدتاً با کارکنان اختصاصی برای مراقبت از عملکرد روزانه آن‌ها فعالیت می‌کنند. با این حال، هر از گاهی این استخرها در معرض انواعی از مشکلات قرار می‌گیرند. در موارد خرابی مکانیکی یا برق، اقدام اصلاحی روشن است؛ فقط کافی است جزء معیوب را پیدا کرده، تعمیر یا جایگزین کرد؛ اما اغلب، استخرها با مشکلاتی در کیفیت آب مواجه می‌شوند که ناشی از خرابی مکانیکی نیست، بلکه به دلایل دیگر است. عیب‌یابی مشکلات استخر نیاز به درک پایه‌ای از هیدرولیک استخر و شیمی آب دارد. این فصل ابتدا یک نمای کلی از اجزای اصلی استخر و پارامترهای هیدرولیکی آن‌ها ارائه می‌دهد. ثانیاً، توجه ویژه‌ای به مشکلات کیفیت آب و طیف گسترده‌ای از مواد شیمیایی در دسترس که برای تصفیه یا کاهش مشکلات استخرها به کار می‌رود، شده است؛ اینکه چه هستند، چگونه کار می‌کنند و چه زمانی می‌توانند به عنوان راه‌حلی برای حل مشکل بکار روند.

۱۰-۲- طراحی استخرهای شنا

۱۰-۲-۱- طرح‌بندی شماتیک

شکل ۱۰-۱ طرح شماتیک یک استخر معمولی خانگی را نشان می‌دهد. به جز خود استخر، یک فیلتر شنی و یک پمپ بازچرخش وجود دارد. پمپ بازچرخش آب را از محفظه خروجی استخر می‌کشد و آن را به بالای صافی پمپاژ می‌کند. آب از درون یک لایه شنی پایین می‌آید و از طریق یک یا چند ورودی جانبی به استخر بازمی‌گردد. این حالت چرخش عادی است. هنگامی که فیلتر کثیف می‌شود، مسیر خروجی پمپ بازچرخش به پایین فیلتر تغییر می‌کند و جریان را از بستر شن معکوس می‌کند تا ناخالصی‌های به دام افتاده در طول حالت چرخش عادی را خارج کند. این حالت شستشوی معکوس است. حالت چرخش به‌طور معمول برای یک تا هفت روز (بسته به آب‌وهوا و استفاده از استخر) ادامه می‌یابد درحالی‌که دوره شستشوی معکوس بین ۵ تا ۱۵ دقیقه است. برای استخرهای خانگی،

معیارهای طراحی دقیقی وجود ندارد. این امر به پیمانکار استخر بستگی دارد که اندازه فیلتر و ظرفیت پمپ بازچرخش را با اندازه استخر مطابقت دهد. استخر، فیلتر و پمپ به صورت یک بسته تجاری به مشتری ارائه می‌شود. اگرچه بقیه فصل بر استخرهای بزرگ‌تر و شهری متمرکز است که باید مشمول مشخصات دقیق‌تر و مقررات سخت گیرانه‌تر باشند، اما همه اصول و راه‌حل‌های ممکن، برای استخرهای خانگی نیز به همان شکل اعمال می‌شود - شیمی مربوطه یکسان است.



شکل ۱۰-۱- طرح شماتیک یک استخر شنای خانگی

استخرهای شهری کمی پیچیده‌تر از استخرهای خانگی هستند، اگرچه عملکرد آن‌ها یکسان است:

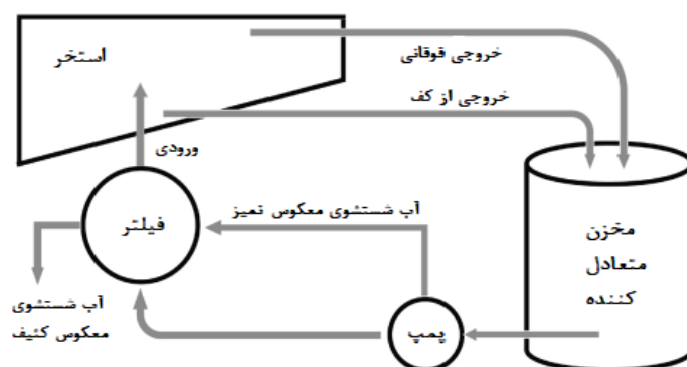
- این سازه‌ها بسیار بزرگ‌تر هستند، در نتیجه باید دقت بیشتری برای جلوگیری از جریان انحرافی به عمل آید. این پدیده زمانی رخ می‌دهد که آب ورودی تصفیه‌شده، مستقیماً به سمت خروجی جریان یابد و بخش‌های عظیمی از استخر را به عنوان مناطق ساکن و راکد رها کند. علاوه بر این، دبی جریان بسیار بالاتر است؛ بنابراین،

باید توجه بیشتری به عمل آید تا از بروز سرعت‌های بالای آب در نقاط ورودی و خروجی جلوگیری شود.

– تعداد بسیار بیشتری از شناگران به‌طور مستمر و برای ساعات متمادی در آب حضور دارند. در اصطلاح فنی، بار شناگری به مراتب بالاتر است و در نتیجه، آلودگی آب نیز بسیار بیشتر خواهد بود.

– از آنجا که این قبیل سازه‌ها یک تأسیسات عمومی محسوب می‌شوند، تحت مقررات و استانداردهای سخت‌گیرانه‌تری قرار دارند تا در موارد بروز حوادث، مسئولیت قانونی از مالک سلب گردد.

طرح شماتیک یک استخر شهری در شکل ۱۰-۲ نشان داده شده است. تنها تفاوت آن با شکل ۱۰-۱ در این است که دو خروجی از استخر وجود دارد و یک تانک متعادل‌ساز^۱ بین استخر و پمپ پیش‌بینی شده است. بخش عمده آلودگی ناشی از شناگران و جو، در لایه ۷۵ میلی‌متری سطحی آب استخر حمل می‌شود. بنابراین، خارج کردن سریع لایه سطحی از استخر (دفع سطحی) توجیه فنی دارد. آب باقیمانده از طریق یک یا چند خروجی مستقر در کف استخر جمع‌آوری می‌شود. هر دو خروجی سطحی و کفی به سمت یک تانک متعادل‌ساز مشترک تخلیه می‌شوند و از آنجا آب توسط پمپ به داخل فیلترها منتقل می‌گردد.



شکل ۱۰-۲- طرح شماتیک یک استخر شنای شهری

۱۰-۲-۲- حجم استخر

حجم استخر متغیر اصلی در طراحی استخر محسوب می‌شود؛ کلیه عناصر دیگر بر اساس آن اندازه‌گذاری می‌شوند. حجم استخر از طریق محاسبه یا اندازه‌گیری مستقیم تعیین می‌گردد:

– اگر استخر از هندسه مشخصی برخوردار باشد (به این معنی که بتوان یک ترسیم ساده با ابعاد از شکل استخر تهیه کرد)، حجم آن با تقسیم‌بندی استخر به منشورهای مستطیلی و مثلثی، محاسبه حجم هر یک و جمع‌زدن آن‌ها محاسبه می‌شود.

– استخرهای خانگی اغلب دارای اشکال هنری‌تری هستند؛ برای مثال، استخرهای کلیوی‌شکل با لبه‌های منحنی. برای اینکه پاک‌کننده‌های خودکار استخر بتوانند به دیوارها و کف دسترسی پیدا کنند، استخرهای خانگی دارای یک انتقال نرم و تدریجی بین دیوارها و کف هستند. در این موارد، اندازه‌گیری حضوری و مستقیم ممکن است آسان‌تر باشد. یک شبکه مستطیلی از خطوط بر روی استخر قرار دهید (حتی می‌توان از یک شلنگ استفاده کرد) به طوری که فاصله خطوط مجاور حدود ۵۰۰ میلی‌متر باشد. سپس عمق آب را در هر گره از شبکه اندازه‌گیری کرده و میانگین تمام عمق‌های اندازه‌گیری‌شده را به دست آورید تا عمق متوسط تعیین شود. در مرحله بعد، با شمارش تعداد مربع‌های شبکه، مساحت محاسبه می‌شود. حجم استخر با ضرب کردن عمق متوسط در مساحت به دست می‌آید.

بزرگ‌ترین استخرها (مانند استخرهای المپیک با ابعاد ۵۵ متر طول و ۲۵ متر عرض) حدود ۲۵۰۰ متر مکعب گنجایش دارند، در حالی که حجم آب استخرهای خانگی در محدوده تقریبی ۳۰ تا ۷۰ متر مکعب قرار دارد.

مثال ۱۰-۱

شبکه‌ای به ابعاد ۶۰۰ میلی‌متر در ۶۰۰ میلی‌متر روی یک استخر کوچک پوشانده شده است. محدوده آب شامل ۱۳ مربع کامل، ۱۸ مربع جزئی و ۱۹ گره شبکه است. میانگین عمق اندازه‌گیری ۱/۳۹ متر است. حجم استخر را محاسبه کنید.

$$0.6 \times 0.6 = 0.36 \text{ m}^2$$

$$0.36 \times (13 + 18/4) = 7.92 \text{ m}^2$$

$$1.39 \text{ m} = \text{عمق متوسط}$$

$$7.92 \times 1.39 = 11 \text{ m}^3 \text{ (11000 L)} = \text{حجم استخر}$$

۱۰-۲-۳- میزان چرخش

آب استخر با گردش مداوم از طریق فیلتر، در وضعیت تمیز نگه داشته می‌شود. هر چه دفعات عبور آب از فیلتر بیشتر باشد، ناخالصی‌ها با سرعت بیشتری از استخر حذف می‌شوند. این امر با تعیین یک حداکثر زمان تعویض^۱ تضمین می‌شود. حداکثر زمان تعویض آب به نرخ گردش بستگی دارد. این رابطه به شکل زیر بیان می‌شود:

$$Q = \frac{V}{T} \quad \text{معادله ۱۰-۱}$$

Q = میزان چرخش، برحسب m^3/h بیان می‌شود.

V = حجم استخر، برحسب m^3 بیان می‌شود.

T = زمان تعویض، برحسب ساعت بیان می‌شود.

برای مثال حداکثر زمان تعویض در برخی دستورالعمل‌ها شش ساعت (*Great Lakes*-1996:22) و یا چهار تا هشت ساعت (*اتحادیه اروپایی استخرهای شنا و انجمن‌های آب‌های معدنی*^۲، ۲۰۱۰) عنوان شده است.

1- Maximum Turnover Time

2- European Union of Swimming Pool and Spa Associations

۱۰-۲-۴- آب‌روها، اسکیمرها و خروجی‌های کفی

دو روش برای خارج کردن آب سطحی از استخر وجود دارد:

- وجود یک کانال پیوسته در محیط استخر در بالای دیواره، هم‌سطح با آب استخر و محوطه اطراف شناگران؛ به این نوع، «استخر سرریز^۱» گفته می‌شود.
- وجود چندین خروجی که در بالای دیواره استخر تعبیه شده‌اند. سطح آب در این استخرها حدوداً ۱۵۰ تا ۲۰۰ میلی‌متر از لبه بالایی دیواره فاصله داشته و در میانه‌ی ارتفاع این خروجی‌ها قرار می‌گیرد. این خروجی‌ها به عنوان «خروجی‌های اسکیمرها» نامیده می‌شوند و استخرهای مذکور، «استخرهای اسکیمرها^۲» نامیده می‌شوند.

چه مقدار از جریان بازگشتی باید به ترتیب از سرریزهای سطحی و خروجی‌های کف استخر باشد؟ دستورالعمل‌های زیر در این خصوص ارائه شده است (EUSA-۲۰۱۰):

- برای استخرهای اسکیمرها، آب خارج شده از استخر از طریق اسکیمرها باید ۷۰ درصد میزان چرخش باشد و مابقی از خروجی‌های کف استخر خارج شود.
- برای استخرهای سرریز، آب خارج شده از طریق ناودان‌های سرریز باید ۷۵ درصد کل آب در حال چرخش باشد.

مثال ۱۰-۲

میزان جریان خروجی از سطح و کف را برای یک استخر اسکیمرها با حجم ۲۳۰ مترمکعب و زمان تعویض ۴/۵ ساعت محاسبه کنید.

$$\text{میزان کل بازچرخش} = \frac{۲۳۰}{۴/۵} = ۵۱/۱ \text{ m}^3 / \text{h}$$

$$\text{درصد جریان خروجی از کف} = ۳۰\%$$

$$\text{میزان جریان خروجی از کف} = ۵۱/۱ \times ۳۰/۱۰۰ = ۱۵/۳ \text{ m}^3 / \text{h}$$

$$\text{میزان جریان خروجی از سطح} = ۵۱/۱ - ۱۵/۳ = ۳۵/۸ \text{ m}^3 / \text{h}$$

1- Overflow Pool

2- Surface Water Skimmer Outlets

3- Skimmer Pools

۱۰-۲-۵- میزان بار شناگران

چگونه می‌توان تعداد شناگرانی را که می‌توان به طور ایمن در یک استخر جا داد، تعیین نمود؟ جدول ۱۰-۱ مقایسه‌ای بین دو مرجع مختلف ارائه می‌دهد.

جدول ۱۰-۱- دستورالعمل مساحت مورد نیاز استخر به ازای هر شناگر*

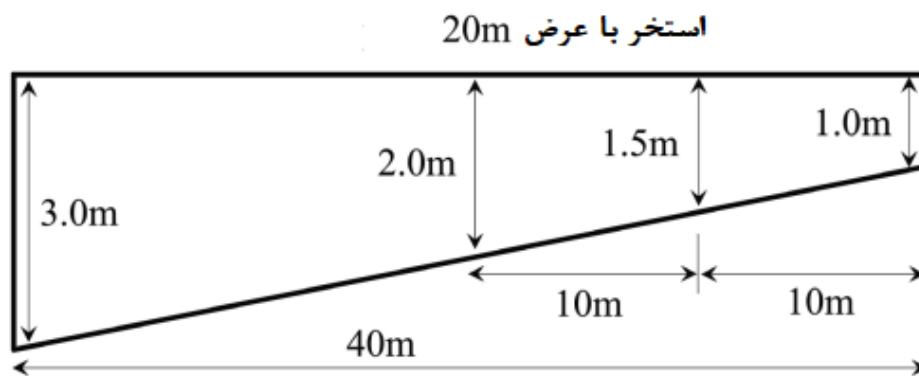
ایالات متحده آمریکا ^۲	کانادا ^۱	
۱/۳۹ m ²	۰/۹۳ m ²	عمق کمتر از ۱/۵ متر
۲/۳۲ m ²	۲/۵ m ²	عمق بیشتر از ۱/۵ متر

* (۱۹۹۶) Great Lakes^۲; (۲۰۰۳) British Columbia^۱

تعیین سطوح متفاوت برای اعماق مختلف در جدول ۱۰-۱ ضروری است، زیرا در آب‌های کم عمق، شناگران می‌توانند بدون نیاز به جابجایی به صورت ایستاده قرار گیرند. در حالی که در آب‌های عمیق‌تر، هر شناگر به سطح بیشتری برای شنا یا شناور ماندن نیاز دارد.

مثال ۱۰-۳

با استفاده از مقادیر توصیه‌شده در دستورالعمل‌های جدول ۱۰-۱ و ابعاد استخر در شکل زیر، حداکثر بار توصیه‌شده شناگران را محاسبه کنید.



$$۲۰۰ \text{ m}^2 = ۱۰ \times ۲۰ = \text{مساحت استخر با عمق بین ۱ تا ۱/۵ متر}$$

$$۶۰۰ \text{ m}^2 = ۳۰ \times ۲۰ = \text{مساحت استخر با عمق بیش از } ۱/۵ \text{ متر}$$

$$\text{شناگر } ۴۵۵ = ۲۴۰ + ۲۱۵ = \frac{۶۰۰}{۲/۵} + \frac{۲۰۰}{۰/۹۳} = \text{بار شناگر (کانادا)}$$

$$\text{شناگر } ۴۰۳ = ۲۵۹ + ۱۴۴ = \frac{۶۰۰}{۲/۳۲} + \frac{۲۰۰}{۱/۳۹} = \text{بار شناگر (آمریکا)}$$

همه استخرها باید دارای عرشه یا نوار سنگفرش شده با حداقل عرض ۱/۵ متر در اطراف استخر باشند. باین حال، زمانی که منطقه تفریحی بیشتری فراهم شود، برخی از شناگران ممکن است به ورزش یا تفریح مشغول شوند. استخری که توسط فضای تفریحی بزرگ احاطه شده است، می‌تواند بازدیدکنندگان بیشتری را در خود جای دهد. در این گونه موارد، بار شناگران را می‌توان به صورت زیر افزایش داد (*Great Lakes-۱۹۹۶*):

– به ازای هر ۴/۶ مترمربع عرشه استخر که مازاد بر ۱/۵ مترمربع باشد، حضور یک شناگر اضافی مجاز است.

– به ازای هر ۹/۳ مترمربع از فضای تفریح و بازی در محوطه استخر، حضور یک شناگر اضافی مجاز است.

مثال ۱۰-۴

استخری به طول ۱۳ متر و عرض ۶ متر توسط عرشه‌ای به عرض ۳ متر احاطه شده است. با توجه به استاندارد ایالات متحده، چه تعداد شناگر اضافی ممکن است مجاز باشد؟ (حداقل عرض عرشه ۱/۵ متر است).

$$۶۶ \text{ m}^2 = ۱۴۴ - ۷۸ = (۱۳ + ۳) \times (۶ + ۳) - (۱۳ \times ۶) = \text{حداقل مساحت عرشه}$$

$$۱۵۰ \text{ m}^2 = ۲۲۸ - ۷۸ = (۱۳ + ۶) \times (۶ + ۶) - (۱۳ \times ۶) = \text{مساحت واقعی عرشه}$$

$$۸۴ \text{ m}^2 = ۱۵۰ - ۶۶ = \text{مساحت عرشه بیش از حداقل مورد نیاز}$$

$$\text{شناگر } ۱۸ = \frac{۸۴}{۴/۶} = \text{تعداد شناگران اضافی مجاز}$$

مثال ۱۰-۵

اگر یک محوطه تفریح به مساحت ۱۲۰۰ مترمربع و یک زمین والیبال در داخل محوطه استخر طراحی شده باشد، طبق استاندارد ایالات متحده آمریکا حضور چند شناگر دیگر مجاز است؟ (ابعاد استاندارد زمین والیبال $18m \times 9m$)

$$18 \times 9 = 169 m^2 = \text{مساحت زمین والیبال}$$

$$1200 m^2 = \text{مساحت محوطه تفریح}$$

$$1200 + 169 = 1369 m^2 = \text{کل مساحت منطقه تفریح و بازی}$$

$$\text{شناگر } 147 = \frac{1369}{9/3} = \text{تعداد شناگران اضافی مجاز}$$

۱۰-۲-۶- مخزن متعادل کننده

صرف نظر از اینکه از اسکیمرها یا سرریزها استفاده شود، آب به طور یکنواخت از سطح استخر خارج نمی شود. شناگرانی که در استخر موج ایجاد می کنند، تعداد زیاد شناگران که به طور ناگهانی وارد استخر می شوند، یا شناگرانی که به طور بازیگوشانه برای مدت کوتاهی خروجی ها را مسدود می کنند، باعث خروج غیریکنواخت آب از طریق اسکیمرها یا سرریزها می شوند. برای اینکه آب با جریان یکنواخت از فیلتر پمپ شود، نیاز است قبل از آن یک مخزن متعادل کننده اختلالات جریان را یکنواخت کند (برای استخرهای خانگی، پمپ مستقیماً به خروجی زیر آب متصل می شود و بنابراین آب را با جریان ثابتی می گیرد و در نتیجه نیازی به مخزن متعادل کننده ندارد). آب باید در هنگام استفاده از استخر از لبه آن به داخل کانالی که در کل محیط قرار دارد سرریز شود و زمانی که از استخر استفاده نمی شود از حداقل ۹۰ درصد محیط استخر سرریز صورت گیرد. برای اطمینان از سرریز یکنواخت، لبه بالایی دیوار استخر نباید در طول ۲۵ متر بیش از $\pm 2 mm$ انحراف داشته باشد. ضروری است که آب جاری به مخزن متعادل کننده بتواند بدون محدودیت تحت نیروی جاذبه جریان یابد. حجم مخزن متعادل کننده باید به اندازه کافی بزرگ باشد تا بتواند حداکثر افزایش جریان مورد انتظار به اضافه یک حاشیه ایمن را بپذیرد. حداکثر افزایش

جریان به سطح استخر مرتبط است و پیشنهاد می‌شود حداقل حجم مخزن ۴۰ لیتر به ازای هر مترمربع از مساحت استخر در نظر گرفته شود (1996-Great Lake).

مثال ۱۰-۶

حجم موردنیاز مخزن متعادل‌کننده استخر شهری با حجم ۱۰۵۰ مترمکعب و عمق متوسط ۱/۸ متر را محاسبه کنید.

$$\text{مساحت استخر} = \frac{1050 \text{ m}^3}{1/8 \text{ m}} = 583 \text{ m}^2$$

$$\text{میزان افزایش جریان} = 40 \times 583 = 23320 \text{ L}$$

فرض می‌شود که مخزن متعادل‌کننده تمام میزان افزایش جریان را جذب می‌کند، بنابراین حجم مخزن ≈ 24 مترمکعب می‌باشد.

یک رویکرد دیگر برای تعیین اندازه مخزن متعادل‌کننده، در نظر گرفتن حداکثر تعداد پیش‌بینی‌شده شناگران است. بر اساس دستورالعمل طراحی، حجم مخزن باید برای هر شناگر ۵۷ لیتر در نظر گرفته شود (British Columbia - ۲۰۰۳).

مثال ۱۰-۷

از استاندارد کانادایی برای تخمین حجم مخزن متعادل‌کننده استخر در مثال ۱۰-۶ استفاده کنید. فرض کنید ۴۰ درصد از مساحت استخر دارای عمق بیش از ۱/۵ متر است.

$$233 \text{ m}^2 = 583 \times 0.4 = \text{منطقه عمیق‌تر از } 1/5 \text{ متر}$$

$$350 \text{ m}^2 = 583 - 233 = \text{مساحت منطقه با عمق کمتر از } 1/5 \text{ متر}$$

$$\text{شناگر} = \frac{233}{2/5} + \frac{350}{0.93} = 469$$

$$57 \text{ L} = \text{ظرفیت (میزان افزایش جریان) موردنیاز به ازای هر شناگر}$$

$$27 \text{ m}^3 = 27000 \text{ L} \approx 57 \times 469 = \text{حجم مخزن متعادل‌کننده}$$

۱۰-۲-۷- سیستم فیلتراسیون

ابعاد فیلتر باید متناسب با حجم استخر باشد. این تناسب با تعیین اندازه فیلتر بر اساس بار هیدرولیکی آن در حین گردش عادی آب تضمین می‌شود. بار هیدرولیکی وارده بر بستر فیلتر، از تقسیم دبی جریان بر مساحت سطح بستر فیلتر محاسبه می‌شود. (می‌توان این مفهوم را به عنوان سرعت عبور آب به سمت پایین و عبور از بستر شنی در حین فرآیند فیلتراسیون نیز در نظر گرفت). اگر فیلتر کوچک‌تر از اندازه مناسب باشد و بستر فیلتر کوچک باشد، بار هیدرولیکی برای انجام فیلتراسیون کارآمد، بسیار بالا خواهد رفت. این وضعیت زمانی مشاهده می‌شود که ذرات ریز زیادی در آب فیلترشده ظاهر می‌شوند یا زمانی که فیلتر به سرعت دچار کندی شده و نیاز به شستشوی معکوس در بازه‌های زمانی کوتاه با اتلاف زیاد آب پیدا می‌کند. حداکثر بار هیدرولیکی مجاز، $10/2$ لیتر بر ثانیه بر متر مربع از سطح فیلتر پیشنهاد شده است، مشروط بر اینکه فیلتر مورد تأیید قرار گرفته باشد که در این نرخ به‌طور مؤثر عمل می‌کند (*Great Lakes*-۱۹۹۶).

در مرحله شستشوی معکوس، پارامتر کلیدی، سرعت شستشوی معکوس است که مفهومی مشابه با بار هیدرولیکی دارد، با این تمایز که جریان آب در این حالت به‌صورت صعودی از بستر فیلتر عبور می‌کند. سرعت شستشوی معکوس باید به‌گونه‌ای تعیین گردد که ضمن دارا بودن کفایت جهت سیال‌سازی بستر فیلتر و جداسازی ذرات فیلتر شده، به‌اندازه کافی کم باشد تا از خروج شن از محفظه فیلتر جلوگیری کند. حداکثر سرعت شستشوی معکوس پیشنهادی برابر با $10/2$ لیتر بر ثانیه بر مترمربع از سطح فیلتر می‌باشد (*Great Lakes*-۱۹۹۶).

تطابق حداکثر بار هیدرولیکی و حداکثر سرعت شستشوی معکوس اتفاقی نیست. طراحان فیلتر در طی سالیان متمادی، تلاش قابل‌توجهی برای یکسان‌سازی این مقادیر انجام داده‌اند. در صورت برابری این دو مقدار، امکان استفاده از تنها یک پمپ برای فرآیند هم‌زدن و شستشوی معکوس فراهم‌شده و بدین ترتیب، نیاز به پمپ اضافی به همراه لوله‌کشی و شیرآلات جانبی آن مرتفع می‌گردد.

مثال ۱۰-۸

حداقل مساحت بستر شنی موردنیاز برای فیلتر کردن جریان بازچرخش استخری با حجم ۵۲۰ مترمکعب و حداکثر زمان تعویض ۴ ساعت را بر اساس حداکثر بار هیدرولیکی ذکرشده در متن محاسبه کنید.

$$\text{میزان جریان بازچرخش} = \frac{۵۲۰}{۴} = ۱۳۰ \text{ m}^3 / \text{h} = ۳۶ / ۱ \text{ L} / \text{s}$$

$$\text{بار هیدرولیکی} = ۱۰ / ۲ \text{ L/s/m}^2$$

$$\text{حداقل مساحت فیلتر} = \frac{۳۶ / ۱}{۱۰ / ۲} = ۳ / ۵۴ \text{ m}^2$$

$$\text{حداقل قطر فیلتر (در صورت استفاده از فیلتر دایره‌ای معمولی)} = ۲ / ۱۳ \text{ m}$$

قطعه اصلی تأمین‌کننده جریان در سیستم تصفیه استخرها، پمپ‌های سانتریفیوژ (گریز از مرکز) می‌باشند. ماهیت عملکرد این پمپ‌ها به‌گونه‌ای است که دبی خروجی آن‌ها وابستگی مستقیم به افت فشار ایجادشده توسط فیلتر دارد. فیلتر تمیزی که به‌تازگی شستشو شده، افت فشار کمتری نسبت به یک فیلتر کاملاً کثیف ایجاد می‌کند. در نتیجه، سرعت جریان آب در حال چرخش مجدد، از فیلتر تمیز بیشتر از فیلتر کثیف خواهد بود. به‌منظور محدود کردن تغییرات ناگهانی بین حداکثر و حداقل سرعت جریان گردش مجدد، می‌توان از چندین فیلتر به‌صورت موازی استفاده نمود. با این حال، این راه‌حل تنها برای استخرهای بزرگ با تأسیسات پمپاژ قوی‌تر کاربردی می‌باشد. شایان ذکر است که تحلیل هیدرولیکی و طراحی دقیق پمپ‌ها، لوله‌ها، شیرآلات، مخازن، فیلترها و ناودان‌ها در حیطه مباحث مهندسی طراحی قرار می‌گیرد و شرح جزئیات آن‌ها خارج از محدوده این متن است.

۱۰-۲-۸- نرخ و فرکانس شستشوی معکوس

تناوب شستشوی معکوس متغیر است، زیرا به عواملی همچون تعداد شناگران، ورود گرد و غبار و برگ در اثر وزش باد، دمای آب و سایر موارد بستگی دارد. ضرورت آغاز عملیات شستشوی معکوس توسط هر یک از شرایط زیر که زودتر رخ دهد، مشخص می‌شود:

– اگر نرخ گردش مجدد آب از حد آستانه‌ای مشخص پایین‌تر برود، به طوری که زمان تبادل آب از حداقل مجاز فراتر رود.

– اگر مدت زمان سپری شده از آخرین شستشوی معکوس فیلتر، از حداکثر زمان تعیین‌شده بیشتر شود. اگر فیلترها برای مدت طولانی‌تری بین دو شستشو به کار خود ادامه دهند، ارگانیس‌های بیولوژیکی می‌توانند در درون فیلتر تکثیر یابند؛ بنابراین، مرسوم است که مدت زمان کارکرد فیلتر را به عنوان مثال به چهار روز یا یک هفته محدود کنند.

پس از آغاز شستشوی معکوس، این عملیات باید چه مدت ادامه یابد؟ زمان‌بندی طولانی شستشو به معنی اتلاف حجم بالایی از آب است. شستشوی معکوس باید تا زمانی ادامه یابد که آب خروجی شستشو کاملاً شفاف شود. در صورت امکان مشاهده جریان پساب خروجی، می‌توان پایان شستشو را به صورت چشمی تعیین کرد، اما معمول‌تر این است که پایان عملیات با استفاده از یک تایمر الکترونیکی که بر اساس تجربیات محلی تنظیم شده است، انجام شود.

۱۰-۳- شیمی آب استخر

۱۰-۳-۱- چرا شیمی آب استخر مهم است؟

مالکان و بهره‌برداران استخرها عمدتاً نگرانی بیشتری نسبت به گندزدایی استخر (موضوع بخش ۴-۱۰) دارند، اما لازم است ابتدا مسئله گسترده‌تر شیمی عمومی استخر مورد توجه قرار گیرد. نگرانی درباره شیمی استخر به سه دلیل حائز اهمیت است:

– آب استخر نباید خوردنده باشد و نیز نباید تشکیل رسوب^۱ دهد؛ به عبارت دیگر، باید پایدار باشد. این موضوع پیش‌تر در فصل ۵ مورد بررسی قرار گرفته است. به طور خلاصه، pH آب نباید بیش از حد بالا (رسوب‌گذار) و نه بیش از حد پایین (خوردنده) باشد، بلکه باید در محدوده خنثی حفظ شود.

- پارامترهای شیمیایی باید در محدوده‌های مشخصی حفظ شوند تا از ایجاد تحریک یا آسیب به شناگران جلوگیری گردد.
- پارامترهای شیمیایی باید به گونه‌ای تنظیم شوند که حداکثر اثر مواد گندزدا که برای ایمنی میکروبیولوژیکی به آب اضافه می‌شوند را امکان‌پذیر سازند. در این فصل، بحث صرفاً به استفاده از کلر به عنوان گندزدا محدود می‌شود. شیمی کلر نیز پیش‌تر در فصل ۶ مورد بحث قرار گرفت. به طور خلاصه، pH باید به اندازه کافی پایین باشد تا از تفکیک اسید هیپوکلرو به یون هیپوکلریت که اثر گندزدایی کمتری دارد، جلوگیری شود.

۱۰-۳-۲- پارامترهای شیمیایی مجزا

دستیابی به پایداری کامل آب در رابطه با کربنات کلسیم، مستلزم تعادل پارامترهای شیمیایی زیر است:

- pH آب: مقدار بهینه حدود ۷/۲ است و محدوده مجاز آن بین ۶/۸ تا ۸ است. خارج از این محدوده، آب احتمالاً یا کدر (تشکیل‌دهنده رسوب) یا برای سطوح سیمانی بدون محافظ و فلزی خورنده خواهد بود. علاوه بر این، pH اشک انسان (به طور فنی، مایع چشمی) در همین محدوده است، بنابراین مقادیر خارج از این محدوده باعث تحریک چشم و پوست می‌شوند.

- قلیائیت آب: مقدار ایده‌آل آن باید بین ۷۰ تا ۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر (بر حسب CaCO_3) باشد. اگر pH در محدوده ذکر شده در بند قبل حفظ شود، عملاً تمام قلیائیت به شکل بی‌کربنات خواهد بود. اگر قلیائیت بسیار بالا باشد، انحراف pH به سمت بالا مشاهده می‌شود. اگر بسیار پایین باشد، ظرفیت بافری آب بسیار کم شده و پدیده «پرش pH»^۱ مشاهده خواهد شد؛ یعنی نوسانات شدید pH در اثر تأثیرات کوچک ناشی از شناگران یا مواد شیمیایی. بسیار مهم است که از یک روش آنالیز

1- pH Bounce

مناسب برای اندازه‌گیری قلیائیت استفاده شود، به‌ویژه در صورت حضور اسید سیانوریک که در بخش ۱۰-۴-۴ مورد بحث قرار خواهد گرفت.

- سختی کلسیم: مقدار ایده‌آل آن بین ۱۲۵ تا ۲۷۵ میلی گرم بر لیتر (برحسب کربنات کلسیم) است. توجه داشته باشید که سختی منیزیم بر پایداری آب تأثیری ندارد؛ بنابراین، تنها اندازه‌گیری سختی کلسیم حائز اهمیت است نه سختی کل.
- کل جامدات محلول (TDS)^۱: مقدار TDS باید زیر ۱۵۰۰ میلی گرم در لیتر نگه داشته شود تا از تحریک چشم جلوگیری گردد. این محدودیت برای استخرهای آب شور اعمال نمی‌شود. TDS همواره به دلیل افزودن مواد شیمیایی، ناخالصی‌های ناشی از شناگران، گرد و خاک و سایر آلاینده‌های وارد شونده به استخر، تمایل به افزایش تدریجی دارد.

به دلایل زیبایی‌شناختی و ایمنی، آب استخر باید شفاف باشد. یک آزمایش ساده این است که آیا یک دیسک ۷۵ تا ۱۵۰ میلی‌متری که نیمی سفید و نیمی سیاه است و در عمیق‌ترین نقطه کف استخر قرار دارد، از کنارترین نقطه قابل مشاهده است یا خیر.

۱۰-۳-۳- تنظیم پارامترهای شیمیایی و فیزیکی

در صورت خارج بودن یک یا چند پارامتر شیمیایی از محدوده‌های توصیه‌شده، چه اقداماتی باید انجام داد؟ یکی از ساده‌ترین راه‌حل‌ها - و در عین حال پرهزینه و اتلاف‌کننده منابع - تخلیه کامل یا بخشی از آب استخر و پرکردن مجدد آن با آب لوله‌کشی با کیفیت بهتر است. متأسفانه برای کاهش غلظت کل مواد جامد محلول (TDS) یا اسید سیانوریک، این راه‌حل تنها گزینه موجود محسوب می‌شود.

1- Total Dissolved Solids

مثال ۹-۱۰

میزان TDS استخر به سطح غیرمجاز ۱۸۵۰ میلی گرم بر لیتر رسیده است. برای رسیدن به TDS هدف ۷۵۰ میلی گرم بر لیتر، چه درصدی از آب استخر باید با آب لوله‌کشی با TDS ۲۳۰ میلی گرم بر لیتر جایگزین شود؟

کسری از حجم استخر که باید جایگزین شود $P =$

$$TDS \text{ موازنه } 750 = 230 \times P + 1850 \times (1 - P) \longrightarrow P = 0.68$$

۰/۶۸ یا ۶۸٪ = حجمی از استخر که باید تعویض شود

در صورت پایین بودن مقدار سختی کلسیم، می‌توان غلظت کلسیم را با افزودن کلسیم کلرید دی‌هیدرات افزایش داد. اگر سختی کلسیم بیش از حد بالا باشد، دو گزینه وجود دارد:

- می‌توان آن را با رقیق‌سازی یا جایگزینی با آب لوله‌کشی کاهش داد که محاسبه آن مشابه مثال ارائه‌شده برای TDS خواهد بود.
- راه‌حل جایگزین، استفاده از یک عامل کمپلکس کننده مانند سدیم متاهگزا فسفات است که با تشکیل یک کمپلکس پایدار، یون‌های کلسیم را پوشانده و از مشارکت آن‌ها در واکنش‌های شیمیایی جلوگیری می‌کند.

برای کاهش pH آب، از اسید مخصوص استخر (که معمولاً اسید هیدروکلریک رقیق شده است) استفاده می‌شود. برای افزایش pH آب نیز می‌توان از سدیم کربنات (سودا اش) یا سدیم هیدروکسید (کاستیک سودا) بهره برد. محاسبه دقیق مقدار مورد نیاز این مواد شیمیایی، به سادگی محاسبه مورد TDS نیست. بهترین و ساده‌ترین روش، افزودن مقادیر کم و سپس انتظار کشیدن تا صبح روز بعد است. پس از اندازه‌گیری pH در صبح روز بعد، در صورت لزوم این فرآیند باید تکرار شود تا به pH هدف دست یابیم. برای پراکندگی یکنواخت اسید در سرتاسر استخر، بهترین روش، افزودن آن در محفظه خروجی استخر می‌باشد.

برای افزایش قلیائیت، سدیم بی کربنات به آب اضافه می شود. پس از هر بار افزودن، لازم است حداقل دو روز فرصت داده شود و سپس اندازه گیری انجام گردد تا از حلالیت کامل و اختلاط یکنواخت آن در آب اطمینان حاصل شود.

در صورت رعایت رژیم های مناسب گردش آب و شستشوی معکوس، شفافیت آب باید بهبود یابد. اگر آب استخر کدر شود، از منعقدکننده ها (فلوکولانت ها) برای تسریع فرآیند استفاده می گردد. این مواد با آلاینده ها پیوند تشکیل داده و فلوک ها (ذرات لخته شده) بزرگتری را به وجود می آورند که در فیلتر به دام می افتند.

۱۰-۴- گندزدایی استخر

گزینه های متعددی برای گندزدایی وجود دارد که در میان آن ها، روش کلرزنی تاکنون متداول ترین روش مورد استفاده در آفریقای جنوبی بوده و تنها روشی است که در این بخش به آن پرداخته می شود. برای آگاهی از نحوه استفاده از محصولات مبتنی بر لیتیوم یا برم، ازن، دی اکسید کلر یا پرتودهی فرابنفش، می بایست به منابع معتبر فراوانی که در اینترنت موجود است، مراجعه نمود.

۱۰-۴-۱- مبانی شیمی کلر

برای درک بهتر مباحث آتی این فصل، نکات کلیدی زیر مورد تأکید قرار می گیرد:

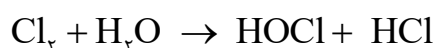
- کلر زمانی که به صورت اسید هیپوکلرو (HOCl) باشد، کارآمدترین اثر گندزدایی را دارد.

- در pH بالاتر، اسید هیپوکلرو به کاتیون های هیدروژن و آنیون های هیپوکلریت تفکیک می شود (که پیش تر در شکل ۶-۱ نشان داده شد). قدرت گندزدایی آنیون های هیپوکلریت تنها حدود یک صدم اسید هیپوکلرو است. برای استفاده مؤثر از کلر، pH باید در محدوده پیشنهادی حفظ شود، چرا که این امر تضمین می کند که تقریباً تمام کلر موجود به شکل اسید هیپوکلرو باقی بماند.

- در صورت وجود آمونیاک (NH_3) در آب، کلر بلافاصله با آن واکنش داده و مونوکلرآمین را تشکیل می‌دهد که تنها یک دهم قدرت گندزدایی اسید هیپوکلرو را داراست.
- اگر کلر بیشتری افزوده شود، با مونوکلرآمین از طریق یک سری مراحل میانی واکنش داده تا در نهایت به نقطه‌ای برسد که تمام کلر باقی‌مانده به صورت اسید هیپوکلرو و یا هیپوکلریت وجود داشته باشد.
- مونوکلرآمین و محصولات میانی به عنوان «کلر ترکیبی» اندازه‌گیری می‌شوند، در حالی که اسید هیپوکلرو و هیپوکلریت به عنوان «کلر آزاد» سنجیده می‌شوند.
- اسید هیپوکلرو در حضور اشعه فرابنفش به تدریج تجزیه می‌شود. در استخرهای روباز که در معرض نور خورشید قرار دارند، برای جبران این اتلاف، باید به طور مکرر کلر افزوده شود. نرخ اتلاف کلر را می‌توان با افزودن اسید سیانوریک کاهش داد. این موضوع منجر به تمایز بین «کلر تثبیت‌نشده» و «کلر تثبیت‌شده» می‌گردد. مورد دوم نشان‌دهنده آن است که اسید سیانوریک در کنار کلر عمل می‌کند. اگرچه کلر ترکیبی اثر کمتری نسبت به کلر آزاد دارد، اما پایدارتر بوده و عملاً تحت تأثیر نور خورشید قرار نمی‌گیرد.

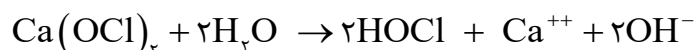
۱۰-۴-۲- اشکال مختلف کلر

گاز کلر شکلی خالص با ۱۰۰ درصد Cl_2 است که در مخازن تحت فشار به محل موردنظر تحویل داده می‌شود. افزودن گاز کلر باعث کاهش pH آب می‌گردد.



این گاز، ماده‌ای بسیار قوی و خطرناک است و نشت آن می‌تواند منجر به صدمات جدی یا مرگ شود؛ از این رو، بهره‌برداری از آن مستلزم حضور اپراتورهای تمام‌وقت و گواهی‌شده استخر می‌باشد.

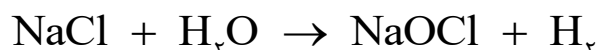
هیپوکلریت کلسیم یک محصول گرانبوی شده است که در آفریقای جنوبی با نام تجاری HTH شهرت دارد. واکنش آن که منجر به افزایش pH آب می‌شود، به شرح زیر است:



هیپوکلریت سدیم (ماده مؤثر در وایتکس (سفید کننده) مایع خانگی) به صورت زیر تفکیک شده و موجب افزایش همزمان pH آب می‌شود:



همچنین می‌توان هیپوکلریت سدیم را از طریق الکترولیز یک محلول کلرید سدیم (نمک) و آب تولید نمود. هنگامی که آب نمک از درون یک سلول الکترولیتی در سیستم گردش عبور می‌کند، نمک به هیپوکلریت سدیم تبدیل می‌شود.



پس از این، واکنش ادامه یافته و در نهایت منجر به تشکیل اسید هیپوکلرو می‌گردد. این فرآیند کلی، یک باز (سدیم هیدروکسید) به سیستم اضافه می‌کند و در نتیجه pH را افزایش می‌دهد.

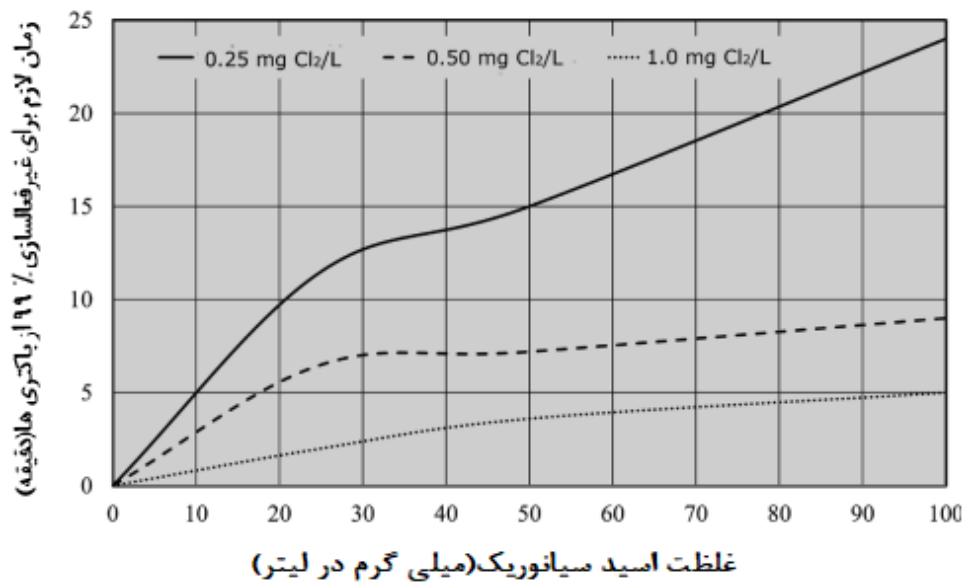
دو روش برای دستیابی به الکترولیز وجود دارد:

– می‌توان غلظت نمک در کل حجم استخر را به حداقل ۳۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر رساند. سلول الکترولیتی در داخل سیستم چرخش نصب می‌شود.

– کلر می‌تواند به صورت الکترولیتی در خارج از استخر، در یک محلول نمک غلیظ (آب نمک) با خلوص بالا و آب نرم شده، تولید گردد. محلول رقیق هیپوکلریت تولید شده در یک مخزن ذخیره در محل نگهداری شده و از آنجا، با دوز مورد نیاز به داخل سیستم چرخش تزریق می‌شود.

اسید سیانوریک، اگرچه یک محصول کلر نیست، اما به دلیل استفاده توأم با کلر برای تثبیت اسید هیپوکلرو، در اینجا مرتبط می‌باشد. نکات برجسته زیر قابل ذکر است:

- اشعه فرابنفش در نور مستقیم خورشید، کلر آزاد تثبیت نشده را از بین می‌برد حدود نیمی از کلر آزاد می‌تواند در عرض چهار ساعت تابش آفتاب شدید ناپدید شود. با این حال، اسید سیانوریک این تجزیه را به میزان قابل توجهی کند می‌کند.
- برای ترکیب اسید سیانوریک و کلر، باید نسبت ثابتی بین غلظت‌های کلر آزاد و اسید سیانوریک حفظ شود که حداقل آن $7/5$ درصد تعیین شده است. بنابراین، غلظت‌های بالاتر اسید سیانوریک مستلزم دوزهای بالاتر کلر است.
- با این حال، همچنین ثابت شده است که بازده گندزدایی کلر آزاد در حضور اسید سیانوریک کاهش می‌یابد که در شکل ۱۰-۳ نمایش داده شده است. اگر غلظت اسید سیانوریک به ۱۰۰ میلی گرم در لیتر برسد، قدرت گندزدایی کلر بیش از یک مرتبه بزرگی (ده برابر) کاهش می‌یابد.
- هیچ راه شیمیایی برای خروج اسید سیانوریک از استخر وجود ندارد. در نتیجه، این ماده به طور اجتناب‌ناپذیری و به تدریج با هر بار افزودن، در استخر انباشته می‌شود. هنگامی که به سطح غیرقابل قبولی می‌رسد، تنها راه حل، تخلیه جزئی یا کامل استخر و پرکردن مجدد آن با آب لوله‌کشی است.
- می‌توان اسید سیانوریک و کلر را به عنوان دو محصول جداگانه خریداری نمود، یا کلر تثبیت شده را به عنوان یک محصول ترکیبی حاوی هر دو جزء خرید. در حالت اول، کنترل مستقل غلظت‌ها و نسبت‌ها امکان‌پذیر است و برای کسانی که درک مناسبی از شیمی پایه دارند توصیه می‌شود. اکثر مصرف‌کنندگان حتی آگاه نیستند که محصول کلر خریداری شده‌ی آنها تثبیت شده است یا خیر.



شکل ۱۰-۳- مهار کارایی کلر توسط اسید سیانوریک

۱۰-۴-۳- دستورالعمل‌های مربوط به کلر آزاد ناپایدار

غلظت کلر آزاد در آب با دمای پایین‌تر از ۳۰ درجه سانتی‌گراد باید بین ۰/۵ تا ۱ میلی‌گرم بر لیتر باشد. برای جبران تفکیک اسید هیپوکلرو در سطوح pH بالاتر، پیشنهاد می‌شود که دوز مصرفی معادل ۰/۵ میلی‌گرم بر لیتر به همراه ۰/۲ میلی‌گرم بر لیتر کلر آزاد برای هر ۰/۲ واحد افزایش pH بالاتر از ۷/۲ در نظر گرفته شود (Great Lakes-۱۹۹۶).

مثال ۱۰-۱۰

در صورت رعایت استانداردهای ده ایالتی^۱، حداقل غلظت کلر آزاد ناپایدار در $\text{pH} = 7/8$ و $\text{pH} = 8/5$ چقدر باید باشد؟

$\text{pH} = 7/8$ ، به اندازه $0/6$ واحد بالاتر از $\text{pH} = 7/2$ می‌باشد.

میزان کلر آزاد هدف در $\text{pH} = 7/2$ برابر با $0/5$ میلی گرم بر لیتر می‌باشد.

$$\text{میزان افزایش در نتیجه } \text{pH} \text{ بالاتر} = \left(\frac{0/6}{0/2}\right) \times 0/2 = 0/6 \text{ mg/L}$$

میزان کلر آزاد هدف در pH برابر با $7/8$ می‌شود:

$$0/5 + 0/6 = 1/1 \text{ mg/L}$$

به همین ترتیب میزان کلر آزاد هدف در pH برابر با $8/5$ مساوی است با:

$$0/5 + 1/3 = 1/8 \text{ mg/L}$$

۱۰-۴-۴- راهنماهای مربوط به کلر آزاد تثبیت شده

در حضور اسید سیانوریک، بر اساس پیشنهادهای (۱۹۹۶) Great Lakes، میزان کلر آزاد باقیمانده در $\text{pH} = 7/2$ باید ۱ میلی گرم بر لیتر باشد. این مقدار برای هر $0/2$ واحد افزایش pH بالاتر از $7/2$ ، $0/4$ میلی گرم بر لیتر افزایش می‌یابد. رویکرد دوم، حفظ نسبت $7/5$ درصدی کلر آزاد به اسید سیانوریک است. از هر دو رویکرد مذکور در مثال‌های ۱۱-۱۰ و ۱۲-۱۰ استفاده شده است.

مثال ۱۰-۱۱

حداقل غلظت کلر آزاد تثبیت شده در pH برابر با ۸/۲ چقدر باید باشد؟

۱ واحد = میزان pH بالاتر از ۷/۲

$$\text{کلر آزاد اضافی} = \left(\frac{1}{0.4}\right) \times 0.4 = 2 \text{ mg/L}$$

$$\text{کلر آزاد هدف} = 1 + 2 = 3 \text{ mg/L}$$

مثال ۱۰-۱۲

اگر غلظت اسید سیانوریک ۲۰ میلی گرم در لیتر باشد، حداقل غلظت کلر آزاد تثبیت شده چقدر باید باشد؟

$$\text{کلر آزاد هدف} = 0.075 \times 20 = 1.5 \text{ mg/L}$$

غلظت اسید سیانوریک باید محدود نگه داشته شود تا به کلر آزاد اجازه دهد بخشی از قدرت گندزدایی خود را حفظ کند (شکل ۱۰-۳ را ببینید). اکثر دستورالعمل‌ها حداکثر مجاز مطلق را ۵۰ میلی گرم بر لیتر تعیین می‌کنند، اما حد عملیاتی می‌بایست پایین‌تر از این مقدار در نظر گرفته شود. محدوده عملیاتی ۱۵ تا ۳۰ میلی گرم بر لیتر پیشنهاد شده است.

۱۰-۴-۵- دستورالعمل‌های سوپر کلریناسیون

پیش‌تر اشاره شد که کلر آزاد ابتدا با هرگونه ترکیب نیتروژن دار واکنش می‌دهد. پس از برآورده شدن این تقاضا، کلر آزاد برای گندزدایی در آب باقی می‌ماند. بنابراین، کلر ترکیبی مانعی پرهزینه در راه گندزدایی محسوب می‌شود. آلوده شدن استخرها به مواد آلی مانند ادرار و عرق شناگران و سایر آلاینده‌های آلی محیطی اجتناب‌ناپذیر است. افزون بر این، وجود مقادیر بیش از حد کلر ترکیبی با ایجاد بوی تند کلر قابل تشخیص بوده و موجب سوزش چشم و قرمزی آن در شناگران می‌گردد. به این دلایل، کلر آمین‌ها (ترکیبات کلر

ترکیبی) به عنوان یک عامل مزاحم در نظر گرفته می‌شوند. حداکثر مجاز غلظت کلر ترکیبی ۰/۲ میلی گرم بر لیتر پیشنهاد شده است.

چگونه می‌توان غلظت کلر ترکیبی را کاهش داد؟ پاسخ، استفاده از فرآیند «سوپرکلرزی» است که طی آن، غلظت کلر آزاد موجود تا ده برابر غلظت کلر ترکیبی افزایش می‌یابد. این دوز بالا از کلر، استخر را «شوک» داده و ترکیبات مبتنی بر آمونیاک را می‌سوزاند. پس از سوپرکلرزی، باید اجازه داد غلظت کلر آزاد به زیر ۵ میلی گرم بر لیتر کاهش یابد و سپس به شناگران اجازه ورود داده شود.

سوپرکلرزی علاوه بر کاهش کلر ترکیبی، اهداف دیگری نیز دارد:

– حذف ارگانسیم‌های مقاوم به کلر

– تخریب بیوفیلیم‌ها

– گندزدایی پس از وقوع آلودگی مدفوعی یا آلودگی با خون یا مایعات بدن

– حذف جلبک‌ها

– گندزدایی پس از یک دوره تراکم بالای شناگران

سوپرکلرزی با افزایش غلظت کلر آزاد موجود در استخر به میزانی بسیار بالاتر از حد عادی محقق می‌شود. بسته به دلیل سوپرکلرزی، این غلظت می‌تواند در محدوده ۸ تا ۵۰ میلی گرم بر لیتر افزایش یابد. باید از کلر تثبیت نشده استفاده شود، زیرا غلظت اسید سیانوریک را نمی‌توان به طور شیمیایی کاهش داد. هنگامی که پس از یک حادثه مدفوعی، استخر سوپرکلرینه می‌شود، غلظت بالای کلر باید برای مدت زمان معینی در آب باقی بماند تا گندزدایی کامل حاصل گردد. ترکیب زمان و غلظت کلر، به عنوان «مقدار CT» شناخته می‌شود که در فصل ۷ به آن پرداخته شده است. (به عنوان یادآوری، C غلظت کلر آزاد بر حسب میلی گرم بر لیتر و T زمان بر حسب ساعت است). حداقل مقدار CT معمولاً برای سوپرکلرزی ۲۵۰ پیشنهاد می‌شود.

۱۰-۴-۶- جلبک‌کش‌ها^۱ و مهارکننده‌های جلبکی^۲

جلبک‌هایی که از طریق گردوغبار یا آب جبران به استخر وارد می‌شوند، در صورت وجود نور خورشید به سرعت در آب استخر تکثیر می‌یابند. در صورت عدم کنترل، آن‌ها به سرعت گسترش یافته و به‌طور بالقوه کل استخر را تنها در عرض یک یا دو روز کاملاً سبز می‌نمایند. کلریناسیون مناسب و گردش آب در مخزن استخر تا حد زیادی از رشد بیش‌ازحد جلبک جلوگیری می‌کند.

با این حال، در صورت عدم رسیدگی سریع و مکرر، برخی گونه‌های جلبکی روی دیوارها و کف استخر رشد کرده و در موارد شدید، یک بیوفیلم ضخیم و چسبنده بر جای می‌گذارند. در چنین مواقعی، حذف مکانیکی با برس‌زدن و برداشتن توده جلبکی از کف استخر ضروری است - استفاده تنها از مواد شیمیایی کافی نیست. در موارد اضطراری، ممکن است نیاز به تخلیه استخر و شستشوی دیوارها و کف با محلول رقیق اسید یا هیپوکلریت باشد. در صورتی که جلبک به یک مشکل مداوم تبدیل شود، می‌توان استفاده از مواد شیمیایی تخصصی را در نظر گرفت:

- جلبک‌کش‌ها زمانی که جلبک‌ها به یک مشکل تبدیل شده‌اند، آن‌ها را از بین می‌برند.

- مهارکننده‌های جلبکی پیشگیرانه عمل کرده و به جلوگیری از رشد جلبک‌ها قبل از اینکه به مشکل تبدیل شوند، کمک می‌کنند.

۱۰-۵- چگونه آلودگی یک استخر کثیف را برطرف کنیم؟

این راهنمای جامع به‌منظور عیب‌یابی مشکلات ناشناخته استخر و یا استخرهایی که پس از دوره‌ای بدون رسیدگی دچار آلودگی شده‌اند، به‌عنوان خلاصه‌ای از این فصل ارائه می‌شود:

- سیستم چرخش آب استخر را بررسی کنید. اطمینان حاصل کنید که تمیزکننده‌های استخر به‌درستی کار می‌کنند، لوله‌های استخر نشتی نداشته و

1- Algaecides

2- Algaestats

- اتصالات آن‌ها محکم باشند. حصول اطمینان از عملکرد پمپ در حالت چرخش و بررسی جریان آب در ورودی و خروجی هنگام کارکرد پمپ، الزامی است.
- سیستم شستشوی معکوس استخر را بررسی کنید. از عملکرد صحیح شیرهای چندحالتی و جریان آب اطمینان حاصل نمایید. آب خروجی شستشوی معکوس را مورد ارزیابی قرار دهید تا از کثیفی اولیه آن و زلال شدن تدریجی در حین شستشوی معکوس مطمئن شوید.
 - فیلتر را باز کرده و از پر شدن مناسب آن با شن استخری با دانه‌بندی صحیح، اطمینان حاصل کنید.
 - حجم استخر، نرخ شستشوی معکوس و نرخ چرخش را اندازه‌گیری کنید. محاسبات اولیه ارائه‌شده در این فصل را انجام دهید تا زمان گردش آب، بار هیدرولیکی بر فیلتر و نرخ شستشوی معکوس را با محدوده‌های توصیه‌شده مقایسه نمایید.
 - در صورت بالا بودن غلظت اسید سیانوریک یا کل مواد جامد محلول، بخشی از آب استخر را تعویض نمایید.
 - با افزودن مواد شیمیایی مناسب، سطح pH را به محدوده صحیح برسانید.
 - در صورتی که کلر ترکیبی خیلی بالا باشد، استخر را سوپرکلریناسیون کنید.
 - غلظت کلر را روی ۲ میلی‌گرم بر لیتر نگه دارید.
 - کف و دیواره‌های استخر را با برس ساینده تمیز کنید تا لایه‌های بیوفیلیم و رسوبات انباشته شده در کف حذف شوند. در طول این مرحله اولیه پاکسازی، عمل شستشوی معکوس را به طور مکرر انجام دهید. پس از آن، هر روز دیواره‌ها را برس بکشید تا استخر به استاندارد مورد نظر بازگردد.
 - pH و کلر آزاد را به مقادیر راهنما تنظیم کنید. انتظار می‌رود استخر ظرف دو تا سه روز به حالت عادی بازگردد.

۱۰-۶- منابع

- British Columbia Health Protection Branch. 2014. *Guidelines for Pool Design Version 2*. Vancouver: Ministry of Health. https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/pool_design_guidelines_jan_2014_final.pdf
- European Union of Swimming Pool and Spa Associations. 2010. *Circulation Systems for Domestic Swimming Pools*. Brussels: European Union of Swimming Pool and Spa Associations. <https://www.eusaswim.eu/wp-content/uploads/2016/02/Paper-on-circulation-systems.pdf>
- Great Lakes – Upper Mississippi River Board of Public Health and Environmental Managers. 1996. *Recommended Standards for Swimming Pool Design and Operation Policies for the Review and Approval of Plans and Specifications for Public Pools*. <https://docplayer.net/350594-Recommended-standards-for-swimming-pool-design-and-operation-policies-for-the-review-and-approval-of-plans-and-specifications-for-public-pools.html>
- Rancis, Nick. 2016 “Cyanuric Acid – Friend or Foe?” *Pool + Spa*, 5(1): 42-43.
- World Health Organisation. 2006. *Guidelines for Safe Recreational Water Environments Volume 2: Swimming Pools and Similar Environments*. Geneva: World Health Organisation. http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/43336/1/9241546808_eng.pdf

بخش چهارم

منابع عمده آب

فصل یازدهم:

هیدرولوژی

بخش چهارم - منابع عمده آب

فصل یازدهم: هیدرولوژی

۱۱-۱- مقدمه

دو فصل پایانی به موضوع گسترده‌تری درباره در دسترس بودن آب مربوط می‌شود که امنیت آب شهرها و شهرستان‌ها را تعیین می‌کند. تأمین عمده آب آشامیدنی ممکن است به وظایف شیمی‌دان‌ها ارتباطی نداشته باشد اما همان‌طور که بحران «روز صفر»^۱ *Cape Town* در سال ۲۰۱۸ نشان داد، اهمیت فوق‌العاده‌ای دارد. شیمی‌دانان بخشی از اعضای ارشد مدیران آب در شهرها و شهرستان‌های آفریقای جنوبی هستند که دیر یا زود باید با این مسائل مقابله کنند. مطالب این بخش در دو فصل ارائه شده است. فصل ۱۱ به منابع آب در طبیعت می‌پردازد در حالی که فصل ۱۲ پیامدهای تمرکز آب شیرین در سدهای بزرگ ذخیره‌سازی را بررسی خواهد کرد.

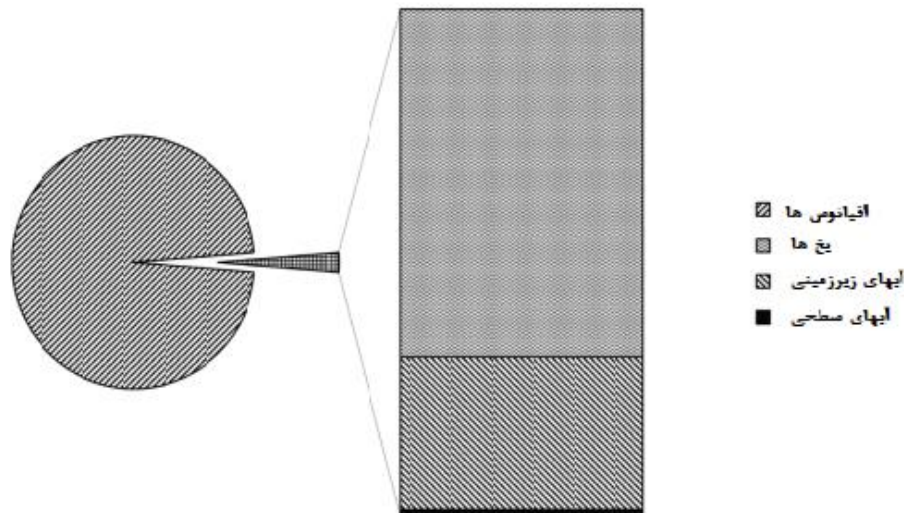
علم هیدرولوژی دامنه‌ای وسیع و پیچیده‌ای را در برمی‌گیرد. هدف این فصل ارائه روش‌ها یا رویه‌هایی برای انجام محاسبات هیدرولوژیکی نیست، بلکه آگاه کردن خواننده نسبت به جنبه‌ها و کاربردهای مختلف این رشته مهم است.

هیدرولوژی، حرکت طبیعی آب را در چرخه هیدرولوژیکی؛ از تبخیر، تشکیل ابر، بارندگی، رواناب سطحی تا بازگشت به اقیانوس، نفوذ به خاک، حرکت آب زیرزمینی و استخراج و غیره؛ مطالعه می‌کند. اولین نقش هیدرولوژی، برآورد کمیت آب در اشکال مختلف آن است که محوریت این خلاصه است. مدل‌سازی کیفیت آب در چرخه هیدرولوژیکی هم به داده‌های هیدرولوژیکی و هم به دانش قوی از شیمی محیط که یک رشته تخصصی است و در اینجا مورد بحث قرار نمی‌گیرد، بستگی دارد.

۱۱-۲- چرخه جهانی آب

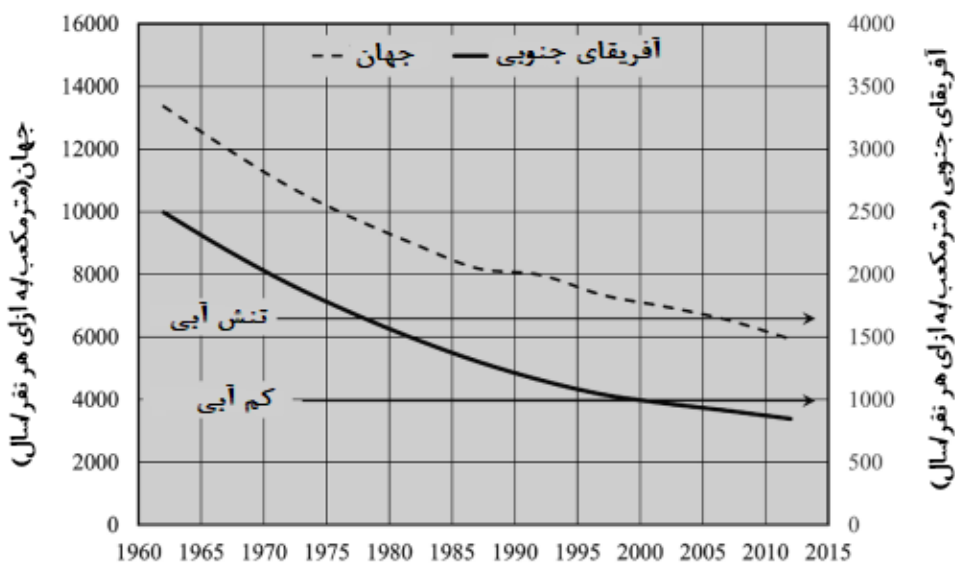
توزیع طبیعی آب در سیاره زمین، همان‌طور که در شکل ۱۱-۱ نشان داده شده است، بیانگر آن است که تنها ۰/۵ درصد از کل ذخایر آب ما به‌صورت آب شیرین غیر منجمد

در دسترس است. از این مقدار ناچیز، بخش اعظم آن به‌طورقطع در زیرزمین قرار دارد. آب شیرین موجود در مخازن که منبع اصلی تأمین آب شیرین برای آفریقای جنوبی است، تنها بخش بسیار اندکی از کل حجم آب روی کره زمین را تشکیل می‌دهد.



شکل ۱۱-۱- توزیع آب روی زمین

برای هر انسان روی زمین چه مقدار آب شیرین وجود دارد؟ این مقدار در حال حاضر بین ۵۰۰۰ تا ۶۰۰۰ مترمکعب در سال به ازای هر نفر است. این رقم در چند دهه اخیر به دلیل افزایش جمعیت و تقسیم منابع آبی ثابت میان افراد بیشتر، به‌طور قابل توجهی کاهش یافته است. شکل ۱۱-۲ روند تغییرات این حجم از سال ۱۹۶۲ را نشان می‌دهد. با تداوم رشد بی‌رویه جمعیت، آب شیرین به‌طورقطع به یک محدودیت جدی برای سکونت انسان تبدیل خواهد شد.



شکل ۱۱-۲: میانگین جهانی آب قابل دسترس برای هر نفر در سال از سال ۱۹۶۲ (بانک جهانی)

توزیع آب شیرین و تراکم جمعیت در سراسر جهان از لحاظ مکانی بسیار ناهمگن است. محاسبه مجدد در دسترس بودن آب به صورت سرانه برای کشورهای مختلف، تصویری به مراتب نگران کننده تر را ترسیم می کند. هنگامی که میزان آب در دسترس به ۱۷۰۰ مترمکعب در سال کاهش می یابد، آن کشور با تنش آبی مواجه است. در صورتی که این میزان زیر ۱۰۰۰ مترمکعب در سال باشد، آن کشور دچار کمبود آب شناخته می شود. جنوب صحرای آفریقا پراسترس ترین منطقه از نظر منابع آب در جهان است. وضعیت وخیم آفریقای جنوبی در شکل ۱۱-۲ نشان داده شده است.

۱۱-۳- احتمال و آمار

در ابتدای کار باید درک کرد که حرکت آب در چرخه هیدرولوژی یک فرآیند به شدت تصادفی است. در حالی که حرکت سیارات و تغییر فصل ها قابل پیش بینی و تکراری هستند، وقوع و شدت سیلاب ها و خشک سالی ها، به عنوان مثال، قابل پیش بینی نیستند. عوامل بسیار زیادی در این زمینه دخیل هستند؛ به همین دلیل، هیدرولوژی عمدتاً یک حوزه

مطالعه تجربی است، جایی که ابتدا مشاهدات انجام می‌شود و سپس توضیحات و مدل‌های ریاضی ارائه می‌شوند.

تمام پدیده‌های تصادفی از یک توزیع آماری پیروی می‌کنند. توزیع‌های آماری به گونه‌ای هستند که نقاط داده بیشتر در اطراف میانگین تجمع می‌یابند و با فاصله گرفتن از میانگین، نقاط داده کمتر و کمتر می‌شوند. با این حال، کاربرد اصلی هیدرولوژی برآوردهایی است که در لبه‌های توزیع انجام می‌شود، جایی که ما در حال تجربه دوره‌های خشک‌سالی شدید یا سیلاب‌های ویرانگر هستیم - دقیقاً در جایی که نقاط داده کم و غالباً کمتر قابل اعتماد هستند؛ بنابراین، داشتن داده‌های بیشتر با کیفیت قابل قبول برای هیدرولوژیست‌ها ضروری است.

از این رو، دو شاخه اصلی هیدرولوژی وجود دارد: هیدرولوژی سیلاب که به ما کمک می‌کند سطح آب را در زمان سیل‌های شدید پیش‌بینی کنیم و تجزیه و تحلیل منابع آب که به ما کمک می‌کند تا منابع آب کافی را برای زمان کم‌آبی توسعه دهیم. به طور کلی، هیدرولوژی سیلاب به دوره‌های زمانی نسبتاً کوتاه از چند ساعت تا چند هفته می‌پردازد، در حالی که تجزیه و تحلیل منابع آب به مقیاس‌های زمانی طولانی‌تری که به سال‌ها تا دهه‌ها اندازه‌گیری می‌شود، توجه دارد.

سازه‌های مهندسی برای یک احتمال مشخص از شکست طراحی می‌شوند؛ دانشمندان درک می‌کنند که هیچ چیزی به عنوان ایمنی مطلق وجود ندارد. تحمل ما برای شکست به پیامدهای پیش‌بینی شده آن بستگی دارد. به عنوان مثال، سازه‌های زهکشی جاده‌های فرعی ممکن است به گونه‌ای طراحی شوند که به طور میانگین هر دو سال یکبار سرریز شوند، اما در جاده‌های ملی، این زمان ممکن است به ۵۰ سال افزایش یابد. در مورد اول، ممکن است فقط یک مزاحمت کوتاه برای ساکنان محلی باشد، اما در مورد دوم، اقتصاد ملی، ارائه خدمات اضطراری یا دفاع ملی ممکن است تحت تأثیر قرار گیرند.

مهم است که اصطلاحاتی مانند «سیلاب ۱ در ۵۰ سال (سیل با دوره بازگشت ۵۰ سال)» به درستی تفسیر شود. این به این معنا نیست که سیلاب یا خشک‌سالی فقط یکبار در ۵۰ سال آینده اتفاق می‌افتد، بلکه به این معنی است که به طور میانگین در یک بازه زمانی

طولانی، این سیلاب هر ۵۰ سال یکبار رخ می‌دهد یا از آن فراتر می‌رود. به‌عنوان مثال، ممکن است انتظار داشته باشیم که در ۱۰۰۰ سال آینده ۲۰ بار چنین سیلابی رخ دهد، اما ممکن است که دو بار چنین سیلابی در یک فاصله کوتاه اتفاق بیفتند، مشابه به اینکه در دو بار پرتاب طاس دو شش بیاوریم. این یک مفهوم دشوار اما مهم است که به عموم مردم که زمینه علمی کافی برای درک این نکته اساسی را ندارند منتقل شود. بدون ورود به جزئیات، باید توجه داشت که توزیع‌های آماری متنوعی برای توصیف داده‌های هیدرولوژیکی استفاده می‌شود. دو مشکل کلی در یافتن توزیعی که بهترین انطباق را با داده‌ها داشته باشد وجود دارد. اولین مشکل این است که باید به این نکته توجه کرد که بسیاری از مقادیر هیدرولوژیکی مانند جریان رودخانه نمی‌توانند کمتر از صفر باشند. این مسئله نیازمند یک توزیعی است که هیچ مقداری کمتر از صفر نداشته باشد و ساده‌ترین روش برای رسیدن به این هدف، استفاده از لگاریتم‌های داده‌ها برای برازش یک توزیع نرمال لگاریتمی^۱ است. دومین مشکل این است که باید احتمال‌هایی به مقادیر اندازه‌گیری شده اختصاص داد. اگر داده‌هایی برای ۱۰۰ سال داشته باشیم، چگونه می‌توانیم به بالاترین مقدار، دومین بالاترین مقدار و غیره احتمال اختصاص دهیم؟ مدل‌های ریاضی مختلفی پیشنهاد و استفاده شده‌اند.

۱۱-۴- بارندگی

بارش یک اصطلاح کلی است که شامل باران، برف و تگرگ می‌شود. با توجه به آب‌وهوای گرم آفریقای جنوبی، برف عامل بسیار کم‌اهمیتی است و در اینجا نادیده گرفته می‌شود. به خاطر داشته باشید که برف یکی از عوامل اصلی سیل در آب‌وهوای سردتر است. انباشته شدن حجم زیادی از برف در ماه‌های زمستان و به دنبال آن گرمای ناگهانی در اوایل بهار، منجر به ذوب سریع و ناگهانی برف و وقوع سیل می‌شود.

اندازه‌گیری‌های هم‌زمان بارش در مکان‌های متعددی در سراسر آفریقای جنوبی انجام می‌شود. اکثر این اندازه‌گیری‌ها در مزارع صورت می‌گیرد و با تعداد زیادی ایستگاه

1- Log-Normal Distribution

هواشناسی پیشرفته در مکان‌هایی چون فرودگاه‌ها، سدها و پارک‌های ملی که شدت بارش را به‌طور خودکار و مداوم ثبت می‌کنند، تکمیل می‌شود. تمام داده‌ها جمع‌آوری، تأیید و توسط اداره هواشناسی آفریقای جنوبی منتشر می‌شود که این داده‌ها را بنا به درخواست محققین در دسترس قرار می‌دهد.

یکی از ویژگی‌های اساسی و بدیهی بارندگی این است که شدت بارش به مدت‌زمان رویداد بارندگی بستگی دارد. همه ما می‌دانیم که یک بارش بسیار شدید در حین طوفان‌های رعدوبرق معمولاً محدود به چند دقیقه است. از سوی دیگر، بارانی که به مدت دو یا سه روز ادامه دارد، معمولاً ضعیف و با شدت بسیار کمتر است. در ساده‌ترین شکل، معادله ۱-۱۱ این مفهوم را به تصویر می‌کشد:

$$D = A \times T^b \quad \text{معادله ۱-۱۱}$$

D = ارتفاع کل بارندگی برحسب میلی‌متر

T = مدت بارندگی برحسب ساعت

A = ثابت

b = ثابت

حداکثر ارتفاع بارش برای کل جهان با رابطه‌ای تقریبی از $A = 300$ و $b = 0.5$ توصیف می‌شود. با این حال، مقادیر برآورد شده برای حداکثر بارش در نقاط مختلف جهان نظیر آفریقای جنوبی $A = 200$ و $b = 0.35$ و بریتانیا $A = 100$ و $b = 0.43$ اختلاف قابل‌توجهی را نشان می‌دهد. این تفاوت فاحش ناشی از مکانیسم‌های متنوع بارش حاکم بر مناطق مختلف است. بارش می‌تواند ناشی از فرآیندهای مختلفی همچون بالا رفتن هوای مرطوب ناشی از توپوگرافی (بارش کوهستانی)، گرم شدن هوای نزدیک سطح زمین توسط تابش خورشیدی (بارش همرفتی یا رگباری)، حرکت جبهه‌های گرم و سرد (بارش جبهه‌ای) و فعالیت‌های سیکلونی و یا ترکیبی از این موارد باشد.

مثال ۱۱-۱

حداکثر بارش نقطه‌ای پیش‌بینی شده برای طوفان با مدت زمان ۱ ساعت و ۱ روز را به ترتیب در آفریقای جنوبی و جهان با استفاده از رابطه ۱۱-۱ محاسبه کنید. (توجه داشته باشید که روش‌های دقیق‌تری برای انجام این محاسبه وجود دارد. این مثال تنها تفاوت‌های بزرگ ناشی از مکان و مدت زمان را نشان می‌دهد).

$$D = 200 \times 1^{0.35} = 200 \text{ mm} \quad \text{آفریقای جنوبی یک ساعت}$$

$$D = 300 \times 1^{0.5} = 300 \text{ mm} \quad \text{جهان یک ساعت}$$

$$D = 200 \times 24^{0.35} = 608 \text{ mm} \quad \text{آفریقای جنوبی یک روز}$$

$$D = 300 \times 24^{0.5} = 1470 \text{ mm} \quad \text{جهان یک روز}$$

برای طراحی مهندسی، همان‌طور که قبلاً اشاره شد، مقداری احتمال شکست قابل تحمل است؛ بنابراین، مقادیر حداکثر پیش‌بینی شده ممکن است به تناسب با احتمال شکست قابل تحمل کاهش یابد. جدول ۱۱-۱ یک ضریب کاهش را ارائه می‌دهد، با این فرض که حداکثر مشاهده شده به‌طور تقریبی با احتمال ۱:۱۰۰ سال مطابقت دارد.

جدول ۱۱-۱- ضریب کاهش برای تبدیل بارندگی ۱:۱۰۰ سال به سایر دوره‌های بازگشت*

دوره بازگشت	ضریب کاهش
۲ سال	۰/۲۹
۵ سال	۰/۴
۱۰ سال	۰/۵۱
۲۰ سال	۰/۶۳
۵۰ سال	۰/۸۱
۱۰۰ سال	۱

* برگرفته از *Haarhoff and Cassa* (۲۰۰۹:۱۶)

داده‌های ارائه شده مربوط به بارش نقطه‌ای است که تنها ارتباط مستقیم با حوضه‌های بسیار کوچک، مانند سقف یک ساختمان دارد. برای حوضه‌های بزرگ‌تر، ما به بارش سطحی علاقه‌مند هستیم که کمتر از حداکثر بارش نقطه‌ای در آن منطقه است. به عبارت دیگر، بعید است که یک طوفان رعدوبرق تمام ژوهانسبورگ را به‌طور هم‌زمان

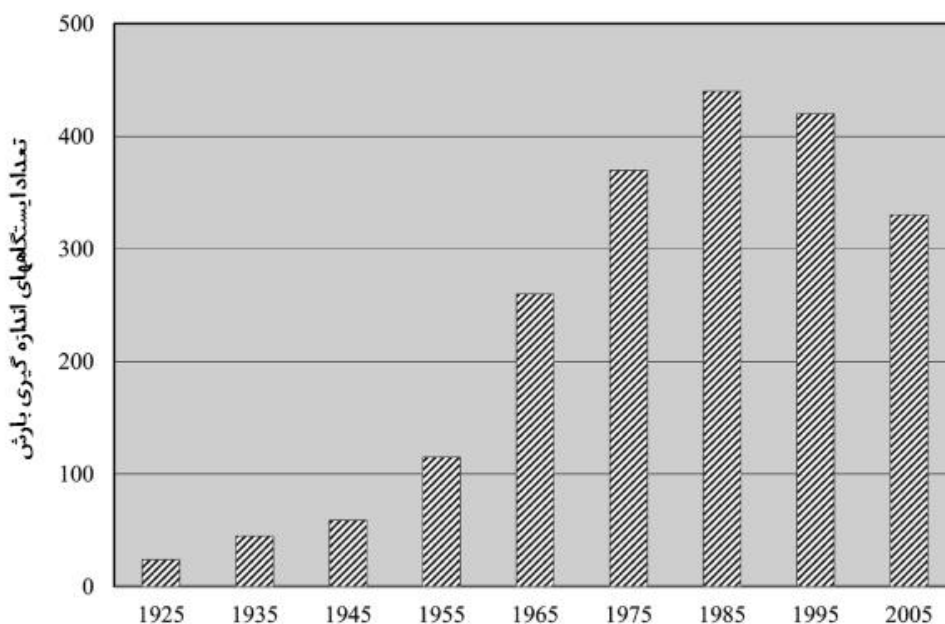
پوشش دهد؛ تنها برخی مناطق بارش شدیدتری را دریافت خواهند کرد. برای به دست آوردن میانگین بارش در تمام ژوهانسبورگ، باید یک ضریب تعدیل سطحی^۱ را اعمال کنیم؛ هرچه مساحت حوضه بزرگتر باشد، ضریب کاهش سطحی کمتر خواهد بود. این ضریب سطحی از تحلیل توپوگرافی و مساحت حوضه به دست می‌آید که در اینجا پوشش داده نشده است.

مثال ۱۱-۲

اگر به بارش ۱:۲۰ سال در منطقه‌ای نیاز داشته باشیم که ضریب کاهش سطح آن ۰/۷۲ است، میزان بارندگی نقطه‌ای ۱:۱۰۰ سال در آفریقای جنوبی چقدر می‌تواند کاهش یابد؟
ضریب کاهش برای احتمال ۱:۲۰ سال = ۰/۶۳
ضریب کاهش سطحی = ۰/۷۲

$$\text{ضریب کاهش کلی} = ۰/۶۳ \times ۰/۷۲ = ۰/۴۵$$

در حال حاضر، حدود ۱۰۰۰ ایستگاه اندازه‌گیری بارش در شبکه ملی آفریقای جنوبی وجود دارد. همان‌طور که در شکل ۱۱-۳ نشان داده شده است، کاهش سریع تعداد این ایستگاه‌ها به دلیل مدیریت نامناسب شبکه، نگران‌کننده است.



شکل ۱۱-۳- تعداد ایستگاه‌های اندازه‌گیری بارش ثبت‌شده آفریقای جنوبی از سال ۱۹۲۵ (Pitman-۲۰۱۱)

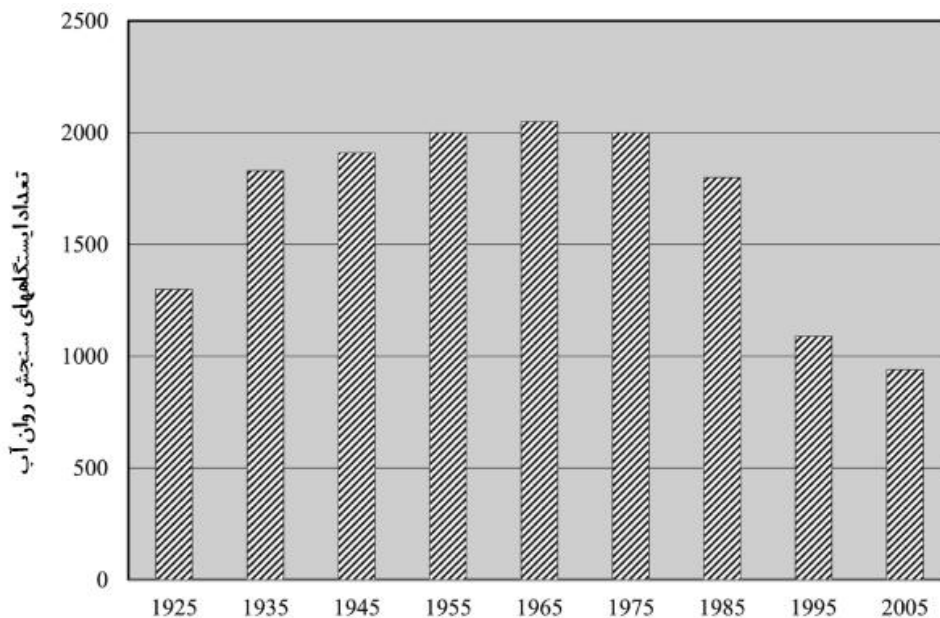
۱۱-۵- رواناب

۱۱-۵-۱- اندازه‌گیری مستقیم

هیدرولوژیست‌ها از روش‌های مختلفی برای اندازه‌گیری رواناب طبیعی در رودخانه‌ها و نهرها استفاده می‌کنند. روش معمول، ساختن یک آب‌بند (سد کوچک) عرضی بر روی رودخانه با یک سازه سرریزی است که با ابعاد دقیق ساخته می‌شود و رابطه‌ای ثابت بین عمق جریان و میزان جریان آب برقرار می‌کند. با ثبت پیوسته‌ی عمق آب، میزان جریان با دقت بالایی محاسبه می‌شود. از همین اصل برای اندازه‌گیری جریان در تمام سدها نیز در زمان سرریز شدن استفاده می‌گردد.

ایستگاه‌های اندازه‌گیری جریان هزینه‌بر هستند و نگهداری از آن‌ها دشوار است. این ایستگاه‌ها در معرض خرابکاری قرار دارند و ممکن است در طول سیلاب‌ها شسته شوند یا آسیب ببینند، دقیقاً همان زمان‌هایی که مهم‌ترین اندازه‌گیری‌ها باید انجام شوند. متأسفانه، شبکه وسیع قبلی ایستگاه‌های اندازه‌گیری جریان رودخانه در آفریقای جنوبی اکنون مورد

بی‌توجهی قرار گرفته و تعداد ایستگاه‌های فعال به‌طور چشمگیری کاهش یافته است که در شکل ۱۱-۴ نشان داده شده است.



شکل ۱۱-۴- تعداد ایستگاه‌های سنجش رواناب ثبت‌شده آفریقای جنوبی از سال ۱۹۲۵ (Pitman-۲۰۱۱)

۱۱-۵-۲- تبدیل بارش به رواناب

یک همبستگی واضح بین بارش و رواناب وجود دارد. اگر ما یک رابطه دقیق و منطقی داشته باشیم، داده‌های بارش که به‌مراتب آسان‌تر به دست می‌آیند، می‌توانند برای مدل‌سازی رواناب به‌منظور تکمیل اندازه‌گیری‌های کمیاب و پرهزینه رواناب استفاده شوند. به‌طور قابل‌درکی، هیدرولوژیست‌ها در تلاش بوده‌اند تا روابط بهتری بین بارش و رواناب پیدا کنند که این تلاش‌ها به حداقل ۱۵۰ سال پیش بازمی‌گردد.

مقدار آبی که بر روی یک حوضه بارش می‌کند به‌راحتی با ضرب متوسط بارش سطحی در مساحت حوضه به دست می‌آید؛ اما کدام بخش از آبی که بر روی سطح می‌بارد به‌عنوان رواناب سطحی به انتهای پایین حوضه می‌رسد؟ این بستگی به ویژگی‌های خود حوضه دارد:

- شیب، سطح و پوشش گیاهی حوضه تأثیر زیادی بر رواناب دارند. یک حوضه شنی و نسبتاً مسطح اجازه می‌دهد بخش قابل توجهی از آب به خاک نفوذ کند، درحالی‌که آبی که بر روی یک پارکینگ آسفالت شده می‌بارد، عمدتاً قبل از نفوذ به سطح، رواناب خواهد شد.
 - حوضه یکسان ممکن است در زمان‌های مختلف رفتارهای متفاوتی از خود نشان دهد. پس از یک دوره خشک‌سالی، آب کمتری به دلیل اشباع شدن خاک‌های خشک، پر شدن گودال‌ها و دیگر عوامل به رواناب تبدیل خواهد شد؛ اما طوفانی که بلافاصله پس از بارش قبلی رخ دهد، موجب رواناب بسیار بیشتری خواهد شد.
- مشکلات دیگری نیز وجود دارد:
- چه مدت بارش باید برای برآورد رواناب استفاده شود؟ این مدت باید برابر با زمان تمرکز باشد که به‌عنوان زمانی تعریف می‌شود که طول می‌کشد تا یک قطره آب که در دورترین نقطه حوضه می‌افتد، به نقطه اندازه‌گیری برسد. این زمان از ویژگی‌ها و توپوگرافی حوضه تخمین زده می‌شود.
 - دوره بازگشت رواناب چیست؟ باید در نظر داشته باشید که یک طوفان مشابه در یک حوضه «خشک» باعث ایجاد سیلاب با دوره بازگشت کمتری نسبت به یک حوضه «مرطوب» خواهد شد.
 - ظهور ابزارهای محاسباتی تقریباً نامحدود، امکان مدل‌سازی هیدرولوژیکی پیچیده‌تری را نسبت به قبل فراهم کرده است. اکنون می‌توان حوضه‌ها را به زیر حوضه‌های کوچک‌تر تقسیم کرد و رفتار هیدرولیکی جریان آب را در مدل‌ها گنجانند. به‌عنوان مثال، حوضه‌های شهری اکنون می‌توانند به بخش‌های مختلفی مانند سقف‌ها، مناطق چمنی، پیاده‌روها، لوله‌ها یا کانال‌های آب باران و غیره تقسیم شوند، با مدل‌های دقیق‌تری که به اجزای مختلف تمرکز دارند.

۱۱-۶- تبخیر

تبخیر برای هیدرولوژی سیلاب اهمیت چندانی ندارد، زیرا مقدار کمی از آب که طی چند ساعت یا چند روز سیلاب تبخیر می‌شود، تأثیر قابل توجهی ندارد. با این حال، برای تحلیل منابع آب، تبخیر بسیار مهم است، زیرا درصد قابل توجهی از آب ذخیره‌شده به دلیل تبخیر در اقلیم‌های گرم و خشک ما از دست می‌رود.

تبخیر به طور مستقیم در یک تشت کم‌عمق با مساحت ۱ مترمربع (مربعی یا دایره‌ای شکل) که در کنار باران‌سنگ قرار داده شده است، اندازه‌گیری می‌شود. سطح آب هر روز اندازه‌گیری می‌شود و در صورت نیاز مخزن پر می‌شود. اگر در روز قبل باران آمده باشد، میزان تبخیر اندازه‌گیری شده با اندازه‌گیری باران‌سنگ اصلاح می‌شود. تبخیرسنگ‌ها از جمله ابزارهای ایستگاه‌های هواشناسی پیشرفته‌تر هستند.

آیا می‌توان فرض کرد که میزان آب ازدست‌رفته از یک تشت کم‌عمق با یک پهنه آبی بزرگ یکسان است؟ در اینجا دو عامل در حال کار هستند. یک تشت کم‌عمق جریان آزاد باد را بر روی سطح آب خود ندارد که منجر به برآورد تبخیر کمتر از مقدار واقعی می‌شود. از طرف دیگر، آب موجود در تشت کم‌عمق، سریع‌تر گرم شده و تبخیر می‌شود که باعث می‌شود تبخیر برآورده شده بیشتر از میزان تبخیر واقعی باشد. به نظر می‌رسد که تبخیر تشت برای استفاده عملی به اندازه کافی به تبخیر واقعی نزدیک باشد.

۱۱-۷- منطقه بندی هیدرولوژیکی

آفریقای جنوبی کشوری پهناور با تنوع توپوگرافی، زمین‌شناسی و اقلیمی قابل توجهی است؛ بنابراین الگوهای بارندگی، رواناب و تبخیر نیز در نقاط مختلف این کشور بسیار متفاوت است. برای مطالعه سیستماتیک، این کشور به چهار سطح منطقه‌ای هیدرولوژیکی تقسیم شده است. مناطق اصلی زهکشی در بالاترین سطح قرار دارند که با حوضه‌های اصلی رودخانه مطابقت دارند. ۲۲ منطقه اصلی زهکشی وجود دارد که با حروف A تا X علامت‌گذاری شده‌اند (برای جلوگیری از سردرگمی، هیچ کدام از مناطق با حروف I یا O علامت‌گذاری نشدند). مناطق اصلی زهکشی سپس به مناطق ثانویه تقسیم می‌شوند که با

شماره‌ای پس از حرف اصلی علامت‌گذاری شده‌اند، به‌عنوان مثال A1، A2 و غیره. سپس، منطقه ثانویه A1 به حوضه‌های سوم تقسیم می‌شود که با شماره‌ای دیگر مشخص شده‌اند؛ به‌عنوان مثال، A11، A12 و غیره. مرحله نهایی، تقسیم حوضه‌های سوم به حوضه‌های چهارم است که با یک حرف نهایی مانند A11A، A11B و غیره مشخص شده‌اند. حوضه‌های چهارم که تعداد آن‌ها تقریباً ۲۰۰۰ است، واحدهای اصلی هیدرولوژی آفریقای جنوبی هستند. هر مشکلی که وجود داشته باشد یا هر جایی که باشد، آن‌ها این امکان را فراهم می‌کنند که منطقه زهکشی بالادست را به راحتی مشخص کرده و حوضه‌های چهارم شامل آن را شناسایی کنیم. برای هر حوضه چهارم، حجم زیادی از اطلاعات هیدرولوژیکی ارزشمند به‌طور سیستماتیک جمع‌آوری و جدول‌بندی شده است. بدون ترک میز کار، می‌توان اطلاعات زیادی درباره حوضه از انتشارات در دسترس به دست آورد. به‌عنوان یک نمونه عملی، فردی که در پارک اوکلند ژوهانسبورگ نشسته است، می‌تواند به راحتی و به سرعت اطلاعات زیر را برای درک سریع وضعیت هیدرولوژیکی منطقه جستجو کند:

- پارک اوکلند در آبخیز کواترنری C22 B واقع شده است.
- بنابراین بخشی از منطقه زهکشی اولیه C است که به ۹ زیرمجموعه زهکشی ثانویه تقسیم می‌شود. منطقه C دارای ۴۰۵ ایستگاه باران‌سنجی، ۶۵ ایستگاه تبخیر، ۵۴ ایستگاه اندازه‌گیری رواناب و ۳۱۲ سد ثبت شده است. مساحت آن ۱۹۶۲۹۳ کیلومترمربع با میانگین بارندگی سالانه ۵۷۱ میلی‌متر است.
- زیرمجموعه زهکشی ثانویه C2 مساحتی معادل ۳۵۸۰۸ کیلومترمربع با میانگین بارندگی سالانه ۵۹۰ میلی‌متر دارد. ۹ ایستگاه اندازه‌گیری رواناب و ۶۱ سد ثبت شده وجود دارد.
- زیرمجموعه زهکشی مرتبه سوم C22 دارای مساحت ۵۱۱۰ کیلومترمربع با میانگین بارندگی سالانه ۶۵۷ میلی‌متر است. ۱۲ سد ثبت شده وجود دارد.
- زیرمجموعه زهکشی کواترنری C22B مساحتی معادل ۳۹۲ کیلومترمربع با میانگین بارندگی سالانه ۶۹۱ میلی‌متر دارد.

۱۱-۸- منابع

- Haarhoff, J., and Cassa, A. 2009 *Introduction to Flood Hydrology*. Cape Town: Juta and Company.
- Pitman, WV (2011) Overview of Water Resource Assessment in South Africa: Current State and Future Challenges. *Water SA* 37 5, January 2011.
- World Bank. N.d. Renewable internal freshwater resources per capita (cubic metres). World Bank / CC BY 4.0 / data.worldbank.org) <https://data.worldbank.org/indicator/ER.H2O.INTR.PC>

فصل دوازدهم:

سدهای ذخیره آب

فصل دوازدهم: سدهای ذخیره آب

۱۲-۱- مقدمه

در آفریقای جنوبی، سدها اساس تأمین آب شهری هستند. در یک دنیای ایده‌آل، اگر جریان رودخانه می‌توانست به‌طور کامل ثابت باشد و تقاضای آب به‌صورت کاملاً یکنواخت باقی بماند، نیازی به ذخیره‌سازی نبود؛ اما آفریقای جنوبی به خاطر بارندگی فصلی شدید، خشکسالی‌های شدید و تقاضای آب که عمدتاً توسط کشاورزی (بیش از ۶۰ درصد تحت تأثیر قرار می‌گیرد، شناخته شده است و این تقاضای آب ناپایدار است. برای برقراری تعادل بین ناهماهنگی ناشی از آب در دسترس و تقاضای آب، ذخیره‌سازی بیشتری موردنیاز است.

با این حال، سدها هزینه‌ها و معایب جدی را نیز به همراه دارند. سال‌ها، سدها به‌عنوان ابزار اصلی توسعه اقتصادی با اشتیاق فراوان موردپذیرش بی‌چون‌وچرا قرار می‌گرفتند ولی امروزه در زمان بررسی پروژه‌های جدید سدسازی، رویکردی محتاطانه‌تر اتخاذ می‌گردد. این فصل برخی از مسائل مهمی را که هنگام در نظر گرفتن ذخیره‌سازی بیشتر، باید با دقت موردتوجه قرار گیرند را خلاصه می‌کند.

۱۲-۲- طبقه‌بندی سدها

۱۲-۲-۱- ابعاد

سدها به‌طور بالقوه خطرناک‌ترین سازه‌هایی هستند که توسط بشر ساخته شده‌اند. انرژی پتانسیل که توسط میلیون‌ها تن آب در پشت دیواره سد به ارتفاع زیاد محصور شده است، بسیار زیاد است. در صورت بروز شکست، آزادسازی سریع این انرژی در مدت زمان کوتاه، عموماً پیامدهای فاجعه‌آمیزی به دنبال خواهد داشت. با افزایش ارتفاع دیوارهای سد و نگه‌داشتن حجم‌های بیشتری از آب محصورشده با انرژی پتانسیل بیشتر، پیامدها شدیدتر می‌شود؛ بنابراین، مهندسان برای سدهایی که خطرات بسیار زیادی را به همراه دارند، طبقه‌بندی تحت عنوان «سد بزرگ»^۱ را معرفی کرده‌اند. بر اساس توافق بین‌المللی، هر

1- Large Dam

سدی که ارتفاع دیوار آن بیشتر از ۱۵ متر باشد، به عنوان سد بزرگ محسوب می‌شود. برای سدهایی با ارتفاع دیوار بین ۵ تا ۱۵ متر، در صورتی که طول تاج آن بیش از ۵۰۰ متر باشد؛ یا ظرفیت ذخیره‌سازی آن بیش از یک میلیون مترمکعب باشد؛ یا ظرفیت سرریز آن بیش از ۲۰۰۰ مترمکعب در ثانیه باشد، همچنان می‌توان آن را در طبقه سدهای بزرگ قرار داد.

بر اساس آمار کمیسیون بین‌المللی سدهای بزرگ (ICOLD)^۱ در سال ۲۰۲۰، در سراسر جهان در مجموع حدود ۵۸۰۰۰ سد بزرگ به ثبت رسیده است؛ به عبارتی تقریباً به ازای هر ۱۲۰ هزار نفر روی کره زمین یک سد بزرگ وجود دارد. در آفریقای جنوبی، در سال ۲۰۱۸، ۱۱۱۲ سد بزرگ وجود داشت؛ تقریباً به ازای هر ۵۰ هزار نفر سکنه یک سد بزرگ. برخی از بزرگ‌ترین سدها در جنوب آفریقا از نظر ظرفیت ذخیره‌سازی در جدول ۱-۱۲ نشان داده شده است.

جدول ۱-۱۲- هفت سد بزرگ در جنوب آفریقا

نام	تاریخ تکمیل	ارتفاع دیوار (m)	مساحت سطح (km ²)	ظرفیت (میلیون مترمکعب)
Gariep	۱۹۷۱	۸۸	۳۷۰	۵۳۴۰
Vanderkloof	۱۹۷۷	۱۰۸	۱۳۳	۳۱۸۸
Sterkfontein	۱۹۷۷	۹۳	۷۰	۲۶۵۶
Vaal	۱۹۸۵	۶۳	۳۲۰	۲۶۱۰
Pongolapoort	۱۹۷۳	۸۹	۱۳۳	۲۴۴۶
Katse (Lesotho)	۱۹۹۶	۱۸۵	۳۶	۱۹۵۰
Mohale (Lesotho)	۲۰۰۴	۱۴۵	۲۲	۹۳۸

۱۲-۲-۲- ریسک

اداره منابع آب آفریقای جنوبی^۱ دارای یک دفتر اختصاصی ایمنی سد^۲ (DSO) است که مأموریت آن «ارتقای ایمنی سدهای جدید و موجود با ریسک ایمنی به منظور کاهش آسیب‌های احتمالی به مردم» (مقررات/ایمنی سد^۳-۲۰۱۵) است. در سال ۲۰۱۵، این دفتر تعداد ۵۱۰۲ سد را در فهرست خود ثبت کرده بود. DSO بر اساس بازرسی‌های ادواری، خطر مرتبط با هر سد را از رده I (کمترین خطر) تا رده III (بالاترین خطر)، با در نظر گرفتن ارتفاع دیوار و خسارات احتمالی (جانی و اقتصادی) در صورت وقوع حادثه، طبقه‌بندی می‌کند. توزیع این ۵۱۰۲ سد ثبت‌شده در دسته‌های مختلف در جدول ۱۲-۲ نشان داده شده است.

جدول ۱۲-۲- سیستم طبقه‌بندی خطر که توسط اداره ایمنی سدها استفاده می‌شود (تعداد سدها)*

ارتفاع (H)	خسارت کم	خسارت قابل ملاحظه	خسارت بالا
$H < 12\text{ m}$	طبقه I (۲۸۲۰)	طبقه II (۹۷۲)	طبقه III (۴۴)
$12\text{ m} < H < 30\text{ m}$	طبقه II (۲۹۸)	طبقه II (۵۹۹)	طبقه III (۱۲۸)
$H > 30\text{ m}$	طبقه III (۰)	طبقه III (۲۱)	طبقه III (۱۴۷)

* مقررات ایمنی سد ۲۰۱۵

طبق ضوابط، سدهای رده‌های II و III بایستی هر پنج تا ده سال مورد ارزیابی جامع و اجباری ایمنی سد قرار گیرند. در حال حاضر، محدودیت ظرفیت اداری در انجام این ارزیابی‌های دقیق، موجب عقب‌افتادگی در برنامه زمان‌بندی آن‌ها شده است. کمبود نیروی انسانی در دفتر ایمنی سد و همچنین تعداد کم، مسن و رو به کاهش مهندسين واجد شرایط، از عوامل اصلی این چالش به شمار می‌روند. آمار سال ۲۰۱۵ نشان می‌دهد تنها ۹۲ نفر از افراد حرفه‌ای تأییدشده^۴ (APPs) فعال بوده‌اند که از این تعداد، ۳۱ نفر زیر ۶۰ سال، ۳۳ نفر بین ۶۰ تا ۷۰ سال و ۲۸ نفر بالای ۷۰ سال سن داشته‌اند.

1- South Africa's Department of Water Affairs

2- Dam Safety Office

3- Dam Safety Regulation

4- Approved Professional Persons

۱۲-۲-۳- سازه سد

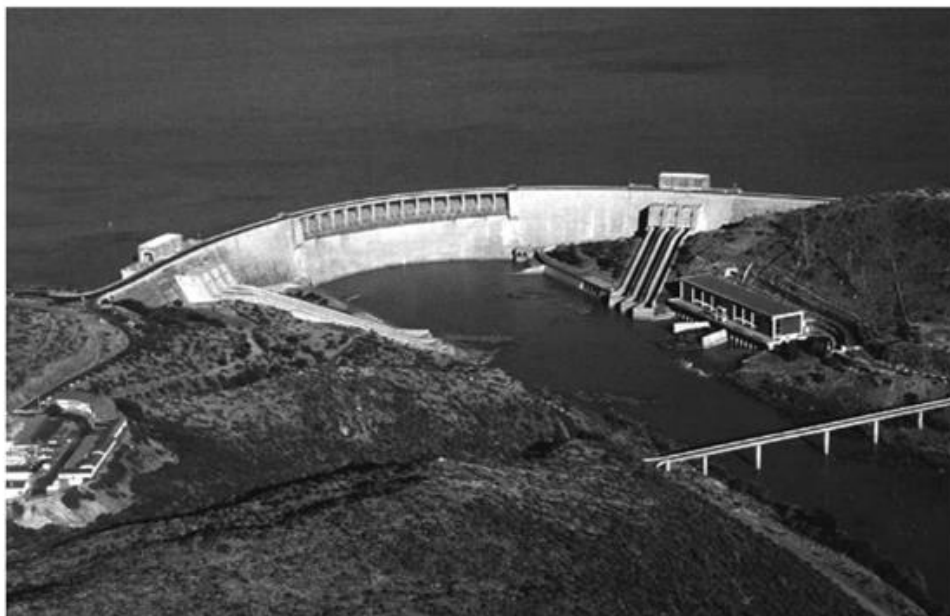
از لحاظ سازه‌ای، سدها به سه نوع اصلی تقسیم‌بندی می‌شوند:

- **سدهای وزنی^۱:** سدهای وزنی دارای مقطع عرضی مثلثی شکل هستند که با داشتن قاعده پهن در پایین و باریک شدن به سمت بالا، پایداری خود را در برابر واژگونی از طریق وزن زیاد تأمین می‌کنند.
 - **سدهای پایه‌دار^۲:** در سدهای پایه‌دار، از طریق یک سری دیوارهای عمودی که نیروی وارده را خنثی می‌کنند، از واژگونی سد جلوگیری به عمل می‌آید.
 - **سدهای قوسی^۳:** سدهای قوسی نیروی فشار آب را به نقاط خاصی که از پی‌های مستحکم برخوردارند، منتقل می‌کنند. این نوع سدها برای دره‌های باریک که نیروهای وارده بر روی فونداسیون‌های متصل به طرفین (شیب‌های جانبی) متمرکز می‌شوند، بسیار مناسب هستند.
- لازم به ذکر است که شکل‌های ۱-۱۲ تا ۴-۱۲ نمونه‌هایی از انواع مختلف سدها را نشان می‌دهند.

1- Gravity Dams

2- Buttress Dams

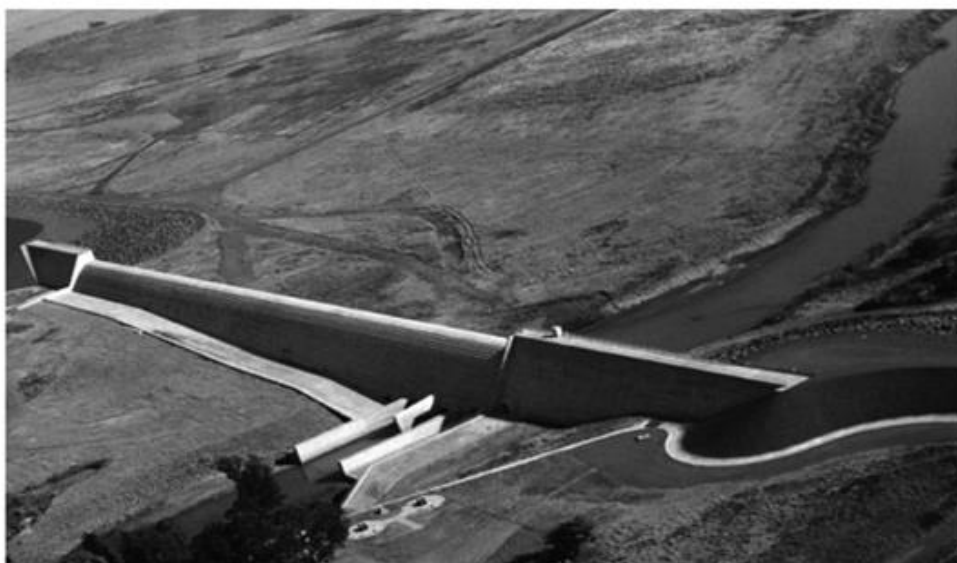
3- Arch Dams



شکل ۱۲-۱ دیوار قوسی سد *Gariep* که ایستگاه برق آبی را نشان می دهد (©Ronnie McKenzie, با مجوز)



شکل ۱۲-۲ دیوار خاکی سد *Mohale*, بخش مهمی از ارتفاعات لسوتو — *Water Scheme* (©David Love / CC
0)



شکل ۱۲-۳- دیوار بتنی سد *Quedusizi* در *Ladysmith*، یک سازه وزنی که برای کنترل سیل ساخته شده است.



شکل ۱۲-۴: سد *Roselend* در فرانسه با ویژگی‌های قوسی و پایه‌دار که برای نیروگاه آبی ساخته شده است.

(Barrage de Roselend by versgui / CC BY-SA ۳.۰/

https://en.wikipedia.org/wiki/Roselend_Dam#/media/File:Barrage_de_Roselend_2.jpg)

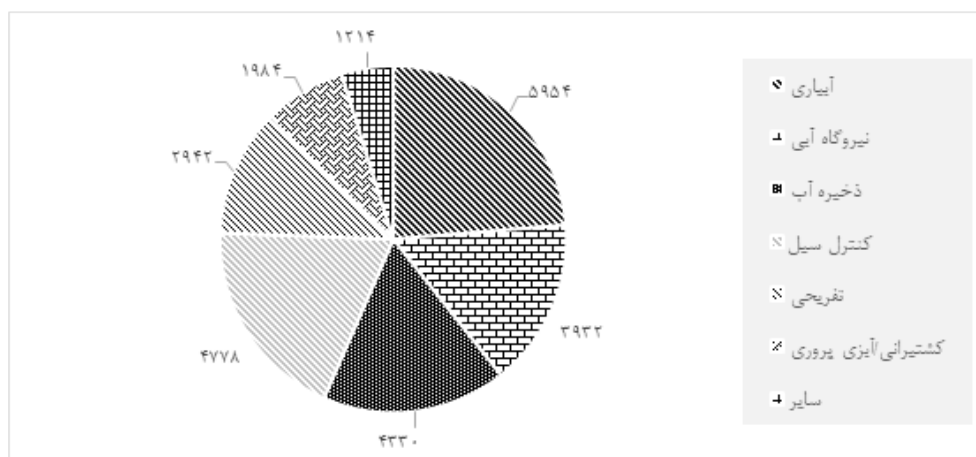
۱۲-۲-۴- مصالح

- دیواره سدها بر اساس مواد به کار رفته در ساخت آن‌ها طبقه‌بندی می‌گردند:
- بتن: این ماده به صورت سنتی قالب‌گیری شده و به بخش‌ها یا بلوک‌هایی تقسیم می‌شود (سدهای بتنی)^۱ و یا به صورت لایه‌هایی از بتن که با غلتک متراکم می‌گردند (سدهای غلتکی)^۲ اجرا می‌شود.
 - خاک: برای ایجاد دیواره‌ای باثبات، خاک با دقت انتخاب و متراکم می‌گردد (سدهای خاکی)^۳.
 - سنگ شکسته: سنگ شکسته، درجه‌بندی و سپس به صورت انبوهی ریخته می‌شود (سدهای پاره‌سنگی)^۴.
- خاک و سنگ شکسته آب‌بندی نبوده و نیازمند تمهیدات ویژه‌ای برای غیرقابل نفوذ کردن آن‌ها می‌باشند. این کار با قرار دادن یک هسته رسی در مرکز دیواره و یا با استفاده از یک غشاء یا پوشش در جایی از سازه سد به منظور ایجاد یک مانع نفوذناپذیر صورت می‌پذیرد.

۱۲-۲-۵- هدف اصلی

سدها همچنین بر اساس هدف اصلی خود مانند تأمین آب، نیروگاه برق‌آبی و غیره طبقه‌بندی می‌شوند. شکل ۱۲-۵ توزیع سدهای بزرگ در سراسر جهان را از نظر هدف اصلی آن‌ها نشان می‌دهد.

1- Concrete Dams
2- Rollcrete Dams
3- Earth Dams
4- Rock Fill Dams



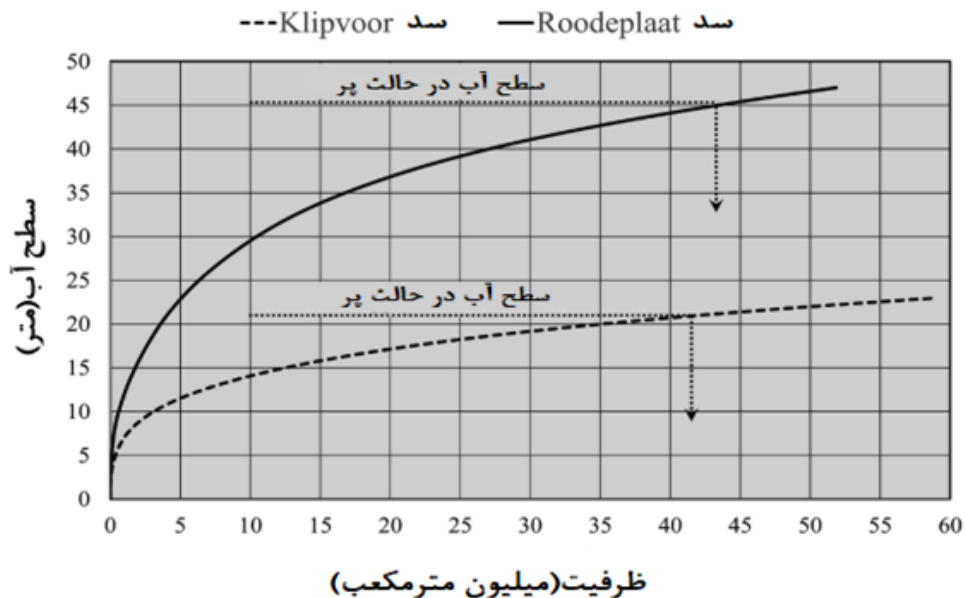
شکل ۵-۱۲- اهداف اولیه سدهای بزرگ ثبت شده در سال ۲۰۱۸ (ICOLD 2018)

۱۲-۳- ژرفا سنجی'

ژرفاسنجی یا عمق سنجی علمی است که به مطالعه شکل بستر زیر آب دریاچه‌ها و اقیانوس‌ها می‌پردازد. در حوزه آب‌شناسی، عمق سنجی به‌طور ویژه به بررسی شکل مخازن آب شیرین پشت سدها می‌پردازد. بدیهی است که یک مخزن آب کم‌عمق با سطح وسیع، در مقایسه با همان حجم آب ذخیره‌شده در یک حوضچه عمیق و با سطح محدود، تبخیر بیشتری را تجربه خواهد کرد؛ بنابراین، عمق سنجی عامل مهمی در فرآیند شناسایی و مقایسه محل‌های احداث سدهای جدید توسط مهندسان به شمار می‌رود.

حجم ذخیره آب در سدها معمولاً به‌صورت درصدی از حداکثر حجم مخزن، برای نمونه «۶۵ درصد پر»، گزارش می‌شود. این مقدار با اندازه‌گیری تراز سطح آب در مخزن سد به دست می‌آید. برای تبدیل تراز سطح آب به حجم آب ذخیره‌شده، نیازمند شناخت دقیق عمق سنجی سد هستیم. نمودار ۱۲-۶ نمونه‌ای از رابطه عمق سنجی بین تراز سطح آب و حجم آب را برای سدهای *Klipvoor* و *Roodeplaat* در شمال و شمال غرب پرتوریا نشان می‌دهد. این دو سد درحالی که ظرفیت ذخیره‌سازی تقریباً برابری دارند، از نظر عمق

سنجی کاملاً متفاوت هستند. سد *Klipvoor* سدی کم عمق با سطح وسیع است، در حالی که سد *Roodeplaat* ویژگی عکس آن را داراست.



شکل ۱۲-۶- منحنی‌های عمق سنجی برای سدهای *Klipvoor* و *Roodeplaat*

۱۲-۴- مزایای سدهای بزرگ

۱۲-۴-۱- تداوم تأمین

رواناب طبیعی رودخانه‌ها دارای نوسانات زیادی است و بین سال‌های خشک و تر به شدت تغییر می‌کند. از سوی دیگر، تقاضا برای آب نیز همواره ثابت نیست. سدهای بزرگ با ایجاد مخازن عظیم، نقش یک ذخیره‌ساز حیاتی را ایفا می‌کنند. این سدها قادرند مازاد آب در زمان فراوانی را ذخیره کرده و در زمان‌هایی که تقاضا از میزان رواناب طبیعی تجاوز کند، آن را رهاسازی نمایند. تجربه استان *Western Cape* در آفریقای جنوبی در سال ۲۰۱۸، نمونه‌ای بارز از این مزیت به شمار می‌رود. بارش‌ها در این منطقه به‌طور معمول در فصل زمستان رخ می‌دهد، در حالی که تاکستان‌ها برای رشد به آب تابستانه نیاز دارند. با کاهش رواناب طبیعی برای دو سال متوالی، شهر *Cape Town* با بحران «روز صفر» مواجه شد

که توجهات جهانی را به خود جلب کرد. اگر سد بزرگ *Theewaterskloof* که پیش از شروع بارندگی‌ها تا تنها ۱۰ درصد از ظرفیت خود آب داشت، وجود نداشت، *Cape Town* شاهد یک فاجعه بی‌سابقه می‌شد.

۱۲-۴-۲- کنترل سیل

با توجه به توانایی سدها در ذخیره‌سازی آب، از آن‌ها برای تثبیت جریان رودخانه در زمان وقوع طوفان و سیلاب‌های ناگهانی استفاده می‌شود. هنگامی که سیلی به سمت سدی که تا حدی پر است سرازیر می‌شود، قسمت اولیه جریان پیک سیلاب در فضای خالی ذخیره‌سازی مهارشده و در نتیجه منجر به کاهش محسوس سیلاب در پایین‌دست سد می‌گردد. به‌عنوان مثال، سطح آب سد *Vaal* برای حفاظت از مناطق کم ارتفاع پایین‌دست *Vereeniging* در حدود ۴ متر پایین‌تر از تراز سرریز نگه‌داشته می‌شود. سد *Quedusizi* در رودخانه *Klip* که در بالادست *Ladysmith* در استان *Natal* قرار دارد (به شکل ۱۲-۳ مراجعه کنید) نیز همین کارکرد را بر عهده دارد. از سدهای کنترل سیل همچنین برای حفاظت از اراضی کشاورزی استفاده می‌شود. برای نمونه، سد *Beervlei* که بین *Aberdeen* و *Willowmore* واقع شده است، به‌منظور جلوگیری از وقوع سیل در باغات مرکبات حاصلخیز پایین‌دست دره رودخانه *Gamtoos*، خالی نگه داشته می‌شود.

۱۲-۴-۳- نیروی برق آبی

بهره‌مندی از منابع آبی فراوان و توپوگرافی مناسب، شرایط ایده آلی را برای تولید برق آبی فراهم می‌سازد. کشور نروژ نمونه‌ای از این امر است که ۹۸ درصد از کل برق مصرفی خود را از طریق نیروگاه‌های برق آبی تأمین می‌کند. در آفریقای جنوبی، امکانات زیادی برای توسعه نیروگاه‌های برق آبی در ابعاد وسیع وجود ندارد. با این حال، شاهد بهره‌برداری از تأسیسات کوچک متعددی در مزارع کشاورزی و همچنین سدهای بزرگ نظیر سد *Gariep* روی رودخانه *Orange River* هستیم که در حداکثر ظرفیت خود قادر به

تولید ۳۶۰ مگاوات برق می‌باشد (به شکل ۱۲-۲ مراجعه شود). در حال حاضر، سهم انرژی برق‌آبی از کل ظرفیت تولید برق در آفریقای جنوبی تنها ۲/۳ درصد بوده و برآوردها حاکی از آن است که حدود یک‌چهارم از پتانسیل موجود در این بخش مورد بهره‌برداری قرار گرفته است (برق‌آبی در آفریقای جنوبی، ۲۰۱۸).

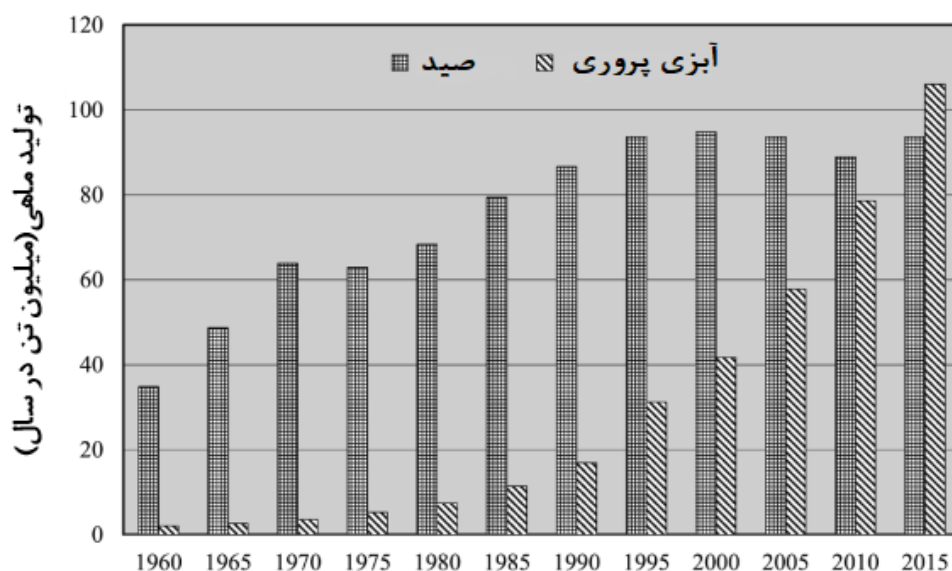
۱۲-۴-۴- سیستم ذخیره‌سازی با پمپاژ

معرفی اخیر مزارع بادی و نیروگاه‌های خورشیدی، چالش همخوانی عرضه و تقاضای برق را بیش‌ازپیش نمایان ساخته است. آنچه ما به آن نیاز داریم، ظرفیت برای ذخیره و آزادسازی بیشتر انرژی الکتریکی است، مشابه داشتن یک باتری الکتریکی بسیار بزرگ. ذخیره آب می‌تواند این نیاز را به‌خوبی برآورده کند که در مکان‌های مختلف به اثبات رسیده است. سیستم ذخیره‌سازی آب می‌تواند این مهم را به نحو موفقی برآورده سازد. در زمان‌هایی که باد می‌وزد و تابش خورشید در دسترس است، امکان تولید مازاد برق وجود دارد. در چنین شرایطی، از انرژی اضافی برای پمپاژ آب به مخزنی در ارتفاع بالاتر استفاده می‌شود. سپس، در شب‌های زمستان که میزان مصرف برق از مقدار تولید آن پیشی می‌گیرد، آب ذخیره‌شده از طریق توربین‌ها به مخزن پایین‌تر هدایت‌شده و با استفاده از فناوری مرسوم برق‌آبی، مجدداً انرژی الکتریکی تولید می‌گردد. این فرآیند، اساس عملکرد سیستم ذخیره‌سازی پمپاژ را تشکیل می‌دهد.

از لحاظ عملی، سیستم ذخیره‌سازی پمپاژ به دو سد در ارتفاعات مختلف نیاز دارد که توسط لوله‌ها یا تونل‌های بزرگ به یکدیگر متصل می‌شوند. این مجموعه همچنین به تجهیزات الکترومکانیکی مجهز می‌باشد که قابلیت ایفای نقش به‌عنوان پمپ و توربین را دارا هستند. در آفریقای جنوبی، نیروگاه‌های *Tugela-Vaal* در مرز استان‌های *KwaZulu-Natal* و *Free State* (با ظرفیت ۱۰۰۰ مگاوات)، نیروگاه *Palmiet* نزدیک *Cape Town* (با ظرفیت ۴۰۰ مگاوات) و نیروگاه جدید *Ingula* در نزدیکی *Ladysmith* واقع در استان *KwaZulu-Natal* (با ظرفیت ۱۳۳۳ مگاوات) نمونه‌هایی از این سیستم‌ها به شمار می‌روند.

۱۲-۴-۵- آبی‌پروری^۱

آبی‌پروری راهی امیدوارکننده برای تغذیه جمعیت رو به رشد جهان ارائه می‌دهد. شکل ۱۲-۷ نشان می‌دهد که صید ماهی آزاد حدود ۲۰ سال پیش به سطحی ثابت رسیده است. افزایش تولید ماهی از آن زمان به بعد منحصراً نتیجه رشد تصاعدی در آبی‌پروری است.



شکل ۱۲-۷- صید جهانی ماهی و تولید آبی‌پروری از سال ۱۹۶۰

<https://ourworldindata.org/grapher/capture-fisheries-vs-aquaculture-farmed-fish-production>

تولید جهانی آبی‌پروری سالانه حدود ۲۵ کیلوگرم به ازای هر نفر است که ۱۷ کیلوگرم آن توسط انسان مصرف می‌شود. مردم آفریقای جنوبی در مقایسه با هم‌تایان خود در سایر نقاط جهان ماهی کمتری مصرف می‌کنند، ما سالانه تنها ۷/۵ کیلوگرم به ازای هر نفر مصرف می‌کنیم. با این حال، حتی با در نظر گرفتن این موضوع، تولید آبی‌پروری ما همچنان بسیار عقب است - کمتر از ۰/۱ کیلوگرم به ازای هر نفر در سال. آبی‌پروری دریایی (عمدتاً آبالون، صدف خوراکی، صدف دو کپه‌ای و میگو) حدود ۴۰ درصد از کل

1- Aquaculture

آفریقای جنوبی را تشکیل می‌دهد و آبی‌پروری آب شیرین (قزل‌آلا، تیلایا، گربه‌ماهی و کپور) مابقی را تشکیل می‌دهد. ۹۵ درصد از تولید آبی‌پروری کشور بر عهده استان‌های کیپ غربی و شرقی است. علاوه بر این، سدهای بزرگ فرصتی را برای افزایش قابل توجه آبی‌پروری فراهم می‌کنند، فرصتی که هنوز در آفریقای جنوبی به کار گرفته نشده است (سازمان خواربار و کشاورزی، ۲۰۱۸) که عمدتاً به دلیل کنترل‌های بوروکراتیک بیش‌ازحد سخت‌گیرانه است.

۱۲-۴-۶- تفریحی

وجود پهنه‌های آبی بزرگ به‌طور طبیعی علاقه‌مندان زیادی را به خود جلب می‌کند تا به شنا، ماهیگیری، قایق‌رانی، اسکی روی آب با قایق‌های موتوری یا مسابقه با آن‌ها و همچنین قایق‌رانی با کشتی‌های بادبانی خود بپردازند. در اکثر موارد، این پهنه‌های آبی همچنین سرمایه‌گذاری در املاک و مستغلات را به‌صورت اقامتگاه‌ها، هتل‌ها و تفرجگاه‌ها به خود جلب می‌کنند. همه این فعالیت‌ها باعث جذب سرمایه‌گذاری و فرصت‌های شغلی می‌شوند و بنابراین از ارزش راهبردی ملی برخوردار هستند.

۱۲-۵- معایب سدهای بزرگ

۱۲-۵-۱- اثرات جابجایی

سدها، سازه‌های بزرگی هستند و به همراه پهنه‌های آبی مرتبط، مناطق وسیعی را اشغال می‌کنند. تأثیر مستقیم آن‌ها جابجایی مردم و زیر آب رفتن زمین‌های کشاورزی حاصلخیز است. مطالعات موردی متعددی برای نشان دادن بزرگی مشکل و چگونگی دست‌کم گرفتن آن وجود دارد (Sims, ۲۰۰۱; Bosshard, ۲۰۱۵):

– Ruzizi II (رواندا) - ۱۵۰۰۰ نفر جابجا شده در مقابل ۲۰۰ نفر که در ابتدا

پیش‌بینی شده بود.

– Sardar Sarovar (هند) - ۳۵۰۰۰۰ نفر جابجا شده در مقابل ۳۳۰۰۰ نفر که

در ابتدا پیش‌بینی شده بود.

- Kariba (زیمبابوه) - ۵۷۰۰۰ نفر جابجا شدند.
 - Three Gorges (چین) - ۱,۲۰۰,۰۰۰ نفر جابجا شدند.
 - Merowe (سودان) - ۵۰۰۰۰ نفر جابجا شدند.
- برآورد تعداد کل افرادی که به دلیل احداث سد ها آواره شده‌اند دشوار است، اما تخمین زده می‌شود بین ۴۰ تا ۸۰ میلیون نفر باشد. تنها در هند و چین، کل تعداد آوارگان ناشی از سد سازی بین سال‌های ۱۹۵۰ تا ۱۹۹۰، حدود ۲۶ تا ۵۶ میلیون نفر برآورد شده است. ساخت سد *Katse* در لسوتو منجر به جابجایی اجباری ۲۰۰۰ نفر شد و زندگی ۲۷۰۰۰ نفر دیگر ساکن در ساحل آن نیز به گونه‌ای تحت تأثیر قرار گرفت. علاوه بر آوارگی مردم، سدهای بزرگ بر فعالیت‌های کشاورزی نیز تأثیر منفی می‌گذارند. پنج سد بزرگ‌تر آفریقای جنوبی که در جدول ۱۲-۱ فهرست شده‌اند، بیش از ۸۰۰ کیلومترمربع از اراضی حاصلخیز حاشیه رودخانه‌ها را از چرخه تولیدات کشاورزی خارج کرده‌اند.

۱۲-۵-۲- تأثیرات اکولوژیکی سدهای بزرگ

سدهای بزرگ با برهم زدن تعادل طبیعی میان رودخانه و اکوسیستم حاشیه‌ای آن، موجب اختلالات گسترده در پدیده‌های طبیعی می‌شوند. رودخانه‌ها پیش از احداث سد، دارای پویایی و تعادلی پایدار با پوشش گیاهی و جانوری کناره‌های خود بودند. دوره‌های کم‌آبی با رویش بیش‌ازحد گیاهان در کنار رودخانه همراه بود که با دوره‌های سیلابی شستشو دهنده کف و ساحل رودخانه تناوب داشت. بقای ماهیان و سایر موجودات زنده وابسته به مهاجرت در طول رودخانه برای دستیابی به زیستگاه‌های بهینه اکولوژیکی بود. احداث سدهای بزرگ منجر به تکه‌تکه شدن زیستگاه با جریان بسیار یکنواخت‌تر، کاهش تنوع زیستی و پیامدهای ناخواسته دیگر شده است. برآورد ارزش اقتصادی این اثرات با دشواری روبرو است. چالش‌های حقوقی عمدتاً بر انقراض بالقوه گونه‌های منفرد تمرکز دارند، درحالی‌که اثرات گسترده‌تر و کلی‌تر به دلیل ماهیت دشوار کمی‌سازی آن‌ها، کمتر موردتوجه قرار می‌گیرند. باوجود امکان اجرای برخی اقدامات اصلاحی مانند نردبان ماهی

بر روی دیواره سدها و رهاسازی‌های دوره‌ای برای شبیه‌سازی سیلاب، بدیهی است که این اقدامات توانایی بازتولید کامل فرآیندهای طبیعی را ندارند. در آفریقای جنوبی، نگرانی‌های زیست‌محیطی با پذیرش قانونی محیط‌زیست به‌عنوان یک مصرف‌کننده مشروع آب آشکار می‌شود. بخشی از جریان طبیعی رودخانه برای حفظ جریان به نفع محیط‌زیست اختصاص داده شده است (راهبرد ملی منابع آب ۲۰۰۴^۱). ارزیابی‌های اولیه حاکی از آن است که به‌طور میانگین کشوری، حدود ۲۰ درصد از کل جریان رودخانه به‌عنوان ذخیره اکولوژیکی موردنیاز است که باید در رودخانه‌ها باقی بماند تا محیط‌زیست فیزیکی و بیولوژیکی سالم را حفظ کند. باین‌حال، این نسبت در سراسر کشور متفاوت است، از حدود ۱۲ درصد در مناطق خشک‌تر تا حدود ۳۰ درصد در مناطق مرطوب‌تر.

۱۲-۶- مشکلات اجرایی

سدهای بزرگ، پروژه‌هایی در مقیاس بسیار بزرگ هستند که برای ساخت آن‌ها به سرمایه‌های هنگفتی نیاز است. جای تعجب ندارد که طرفداران این پروژه‌ها و کسانی که به‌احتمال زیاد از آن‌ها سود می‌برند، مشتاقانه خواستار اجرایی شدن این پروژه‌ها هستند. تجزیه و تحلیل پروژه‌های تکمیل‌شده، برخی از نواقص عنوان‌شده در مطالعات اولیه امکان‌سنجی آن‌ها را نشان داد:

— مزایای پروژه‌های برنامه‌ریزی‌شده عمدتاً اغراق‌آمیز بوده‌اند. بررسی انجام‌شده نشان داد که برق‌آبی واقعی تولیدشده تنها ۳۶ درصد از میزان وعده داده‌شده بوده است، درحالی‌که منافع مالی ناشی از آبیاری تنها ۶۰ تا ۸۵ درصد از پیش‌بینی‌ها بوده است.

— معایب پیش‌بینی‌شده دست‌کم گرفته شده‌اند. ساخت سدها ۱۴ تا ۲۸۰ درصد بیشتر از زمان برنامه‌ریزی‌شده به طول انجامید و هزینه‌های اضافی برای میانگین

۳۰ سد، ۳۴۲ درصد بود. رسوب پشت سدها بیش از حد پیش‌بینی شده بود و افراد بسیار بیشتری نسبت به وعده اولیه آواره شدند.

– هزینه برخی موارد مهم نادیده گرفته شده بود. پیش‌تر، هیچ‌گونه ملاحظه‌ای برای خروج از بهره‌برداری و حذف نهایی سدها در نظر گرفته نمی‌شد. تنها در ایالات متحده آمریکا، بیش از ۵۰۰ سد تاکنون برچیده شده‌اند و حذف تعداد بیشتری از آن‌ها در دستور کار قرار دارد. هزینه‌های این عملیات، بسیار بالاتر از برآوردهای اولیه به اثبات رسیده‌اند.

– برخی از پیامدهای احداث سدها، مانند زیر آب رفتن اماکن تاریخی یا گورستان‌ها و تکه‌تکه شدن اکوسیستم‌ها، به‌سادگی قابل اندازه‌گیری و کمی‌سازی نیستند.

در طول دهه‌های ۱۹۷۰ و ۱۹۸۰، شاهد رونق احداث سدهای بزرگ با بانک جهانی به‌عنوان اصلی‌ترین تأمین‌کننده مالی بودیم. بااین‌حال، در دهه ۱۹۹۰ به دلایل مختلف، نگرانی و بحث‌های گسترده‌ای در مورد نقش سدهای بزرگ ایجاد شد. به‌عنوان مثال، بانک جهانی در طول دوره ۱۹۷۰ تا ۱۹۸۵ سالانه تأمین مالی ۲۶ سد را بر عهده داشت، اما این رقم در دهه ۱۹۹۰ به تنها چهار سد در سال کاهش یافت. تا سال ۲۰۱۰، سرمایه‌گذاری بین‌المللی در سدهای بزرگ همچنان از سطح دهه ۱۹۸۰ پایین‌تر باقی ماند.

این نگرانی‌ها، بانک جهانی و اتحادیه جهانی حفاظت از طبیعت^۱ را بر آن داشت تا در سال ۱۹۹۸ به‌طور مشترک کمیسیون جهانی سدها را با ۱۲ کمیسر تشکیل دهند. هدف از این اقدام، بررسی چالش‌های مرتبط با سدهای بزرگ و ارائه راهنمایی به برنامه ریزان و تأمین‌کنندگان مالی برای تصمیم‌گیری‌های آتی بود. ریاست اولیه این کمیسیون بر عهده Kader Asmal، وزیر آب آفریقای جنوبی، قرار گرفت. لازم به ذکر است دست‌کم ۶۸ نهاد ذینفع از ۳۶ کشور با کمیسیون جهانی سدها همکاری داشته و این کمیسیون در نهایت گزارشی حاوی رهنمودهای مفید را در نوامبر سال ۲۰۰۰ منتشر کرد. اگرچه یک دهه بعد، آگاهی بیشتری نسبت به پیامدهای اجتماعی و زیست‌محیطی سدها وجود داشت،

1- World Bank and the World Conservation Union

لیکن پایبندی به این رهنمودها تنها به صورت نسبی صورت می‌گرفت. در این میان، کشورهای در حال توسعه بدترین عملکرد را در زمینه رعایت این رهنمودها داشتند. آفریقای جنوبی، بر اساس ارزیابی صندوق جهانی حیات وحش^۱، کشوری در نظر گرفته شد که بیشترین تلاش را برای رعایت این رهنمودها به کار بسته است.

۱۲-۷- چشم‌انداز پیش‌رو

تردید وجود ندارد که سدهای بزرگ، سازه‌هایی ضروری و اجتناب‌ناپذیر هستند. با این وجود، اکنون کاملاً آشکار است که آن‌ها خطرات قابل توجهی را در زمینه‌های مهندسی، مالی و اجتماعی به همراه دارند. در صورت اجتناب‌ناپذیر بودن چنین پروژه‌هایی، ضروری است که آن‌ها با بالاترین استانداردهای اخلاقی و حرفه‌ای مطابقت داشته باشند. تأمین مالی پروژه‌های سدهای بزرگ در حال حاضر از بخش دولتی به بخش خصوصی در حال انتقال است. این تغییر رویکرد، امکان انجام تحلیل‌های اقتصادی دقیق‌تر را فراهم آورده و مانع از اتخاذ تصمیمات صرفاً بر اساس منافع سیاسی می‌شود. پیش از حمایت از پروژه‌های احداث سدهای بزرگ، توصیه می‌گردد سرمایه‌گذاران ابتدا گزینه‌های جایگزین زیر را مورد بررسی قرار دهند:

- بهره‌گیری از شیوه‌های برتر برای کاهش مصرف آب و برق در بخش‌های خانگی، صنعتی و کشاورزی
 - کاهش تلفات ناشی از توزیع آب
 - بررسی امکان ذخیره‌سازی آب در آبخوان‌ها، مشروط به شرایط مناسب زمین‌شناسی
 - تدوین برنامه‌هایی برای استفاده مجدد مستقیم و غیرمستقیم از آب
 - بازسازی و نوسازی سدهای موجود پیش از اقدام به ساخت سدهای جدید
- به عنوان مثال، کشور نروژ در حال ارتقاء صدها سد برق‌آبی خود، در ابعاد مختلف،

می‌باشد. این امر از طریق نوسازی سدهای قدیمی با توربین‌های مدرن و کارآمدتر به منظور دستیابی به ظرفیت قابل توجه تولید انرژی برق در حال انجام است. در راستای این رویکرد، تنها پس از انجام ارزیابی زیست‌محیطی راهبردی برای اطمینان از مدیریت پایدار کل حوضه‌های آبریز، باید پیشنهادهای ساخت سدهای جدید مورد بررسی قرار گیرند. با عبور از این مرحله، نقاط کنترلی حیاتی عبارت‌اند از (فدراسیون جهانی حیات وحش، ۲۰۰۳):

- ارزیابی منافع: آیا برآوردهای طول عمر، ظرفیت تولید برق آبی، پتانسیل توسعه آبیاری، تأثیرگذاری بر صنعت گردشگری و تفریح، وضعیت صنعت ماهیگیری و غیره واقع‌بینانه و بر اساس مطالعات جامع صورت گرفته است؟
- بازافت هزینه و ذی‌نفعان سد: آیا تعرفه‌های بهره‌مندی از تأسیسات سد به طور کامل بازتاب‌دهنده‌ی هزینه‌های واقعی ساخت، بهره‌برداری و نگهداری، هزینه‌های پنهان زیست‌محیطی و اجتماعی و میزان حمایت‌های دولتی است؟
- مدیریت ریسک زمان و هزینه: آیا در مطالعات امکان‌سنجی، پیش‌بینی واقع‌بینانه‌ای برای مواجهه با مشکلات فنی، چالش‌های حقوقی احتمالی و دخالت‌های سیاسی در نظر گرفته شده است؟
- اسکان مجدد: آیا برآوردهای دقیق و واقع‌بینانه‌ای از هزینه‌های اسکان مجدد جوامع محلی وجود دارد؟ همچنین، آیا توافق‌نامه‌های جامع و عادلانه‌ای با مشارکت کامل ذی‌نفعان در خصوص مکان‌های اسکان جدید و جبران خسارات منعقد شده است؟
- مطالعات ارزیابی اثرات زیست‌محیطی، ژئوتکنیکی و اجتماعی: آیا این مطالعات توسط نهادهای مستقل و مجرب و به دور از منافع ذی‌نفعان خاص انجام شده و نتایج آن به طور کامل لحاظ گردیده است؟
- نگهداری و خروج از بهره‌برداری: آیا برنامه‌ی جامع و شفاف‌ی برای تأمین مالی، مسئولیت‌ها و الزامات فنی مربوط به نگهداری و نهایتاً خروج ایمن و با کمترین آسیب به محیط‌زیست، از سد در نظر گرفته شده است؟

- ملاحظات ضد فساد: آیا فرآیند مناقصه برای انتخاب پیمانکار ساخت سد، به صورت کاملاً رقابتی، عاری از هرگونه زد و بند و بر اساس بالاترین استانداردهای شفافیت بین‌المللی برگزار خواهد شد؟ همچنین، آیا تدابیر پیشگیرانه‌ی مؤثری برای مقابله با فساد مالی و اداری با در نظر گرفتن رتبه‌ی کشور در شاخص ادراک فساد سازمان شفافیت بین‌المللی، اندیشیده شده است؟

۱۲-۸- منابع

- Bosshard, Peter (2015) Dammed, Displaced and Forgotten. <https://www.internationalrivers.org/blogs/227/dammed-displaced-and-forgotten>
- Dam Safety Regulation. 2015 *Annual Report 2014/2015*. Pretoria: Department of Water and Sanitation. <http://www.dwa.gov.za/DSO/Documents/Dam%20Safety%20Regulation%20Annual%20Report%202014-15.pdf>
- Food and Agricultural Organisation. 2017. *World Aquaculture 2015: A Brief Overview*. Rome: Food and Agricultural Organisation. <http://www.fao.org/3/a-i7546e.pdf>
- Food and Agricultural Organisation. 2018. *National Aquaculture Sector Overview: South Africa*. Rome: Food and Agricultural Organisation. http://www.fao.org/fishery/countrysector/naso_southafrica/en
- Global Freshwater Programme. 2005. *To dam or not to dam? – Five Years on from the World Commission on Dams*. Zeist, Netherlands: World Wildlife Fund. <https://d2ouvy59p0dg6k.cloudfront.net/downloads/2045.pdf>
- Hydropower in South Africa. At <http://www.microhydropower.net/rsa/>, visited July 2018.
- International Commission on Large Dams (ICOLD). 2020. www.icold-cigb.net
- National Water Resource Strategy. 2004. Chapter 2 – South Africa's Water Situation and Strategies to Balance Supply and Demand. Pretoria: Department of Water Affairs. <http://www.dwa.gov.za/Documents/Policies/NWRS/Sep2004/pdf/Chapter2.pdf>
- Sims, Holly (2001) Moved, Left No Address: Dam Construction, Displacement and Issue Salience. *Public Administration and Development*. At <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1002/pad.165>, visited July 2018.
- Subasinghe, Rohana. 2017. *World Aquaculture 2015: A Brief Overview*. Rome: Food and Agriculture Organisation. <http://www.fao.org/3/a-i7546e.pdf>
- World Wildlife Fund. 2003. *An Investor's Guide to Dams*. Surrey: World Wildlife Fund. <https://d2ouvy59p0dg6k.cloudfront.net/downloads/investorsguidedams.pdf>