

شبیه‌سازی عددی تخلیه فاضلاب چالوس به دریای خزر با استفاده از آنفال

سینا حسینی‌فرد*^۱، ناصر حاجی‌زاده ذاکر^۲

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران

nhzaker@ut.ac.ir

۲. دانشیار گروه مهندسی محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۳/۳/۱۲

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۲/۱۰/۱۰

چکیده

شهرهای ساحلی به دلیل امکان بهره‌برداری از دریا و جذب گردشگران از موقعیت ویژه‌ای برخوردارند. یافتن روش‌های مفید دفع فاضلاب با هزینه کمتر و بازده بیشتر، همچنین قابل ارتقا از لحاظ ظرفیتی در شهرهای ساحلی اهمیت بالایی دارد. از جمله روش‌های شناخته شده برای دفع فاضلاب در شهرهای ساحلی استفاده از آنفال است. در این روش فاضلاب پس از تصفیه اولیه به وسیله لوله‌هایی در فاصله دور از ساحل در کف دریا در چند نقطه با سیستم پخش‌کننده تخلیه می‌شود. سیستم آنفال معمولاً شامل تونل یا لوله انتقال، لوله پخش‌کننده، لوله‌های خروجی عمودی، پورت‌ها و نازل‌ها یا هودام‌هاست. در این سیستم اساس و مبنای عمل، رقیق‌سازی فاضلاب است، به طوری که مشکلاتی را برای محیط‌زیست منطقه فراهم نیاورد. برای طراحی این سیستم به اطلاعاتی مانند دبی فاضلاب، جهت و مقدار جریان‌ات دریایی در زمان‌های مختلف، چگالی و لایه‌بندی درجه حرارت و شوری آب دریا در فصول مختلف سال، میزان آلودگی‌های شیمیایی، فیزیکی و میکروبی فاضلاب و میزان مجاز آن‌ها در آب دریا به خصوص در مناطق شناگری و تویوگرافی منطقه نیاز است. در این تحقیق به کارگیری آنفال به‌منزله سیستم تخلیه فاضلاب به دریا در چالوس که در مجاورت سواحل جنوبی دریای خزر قرار گرفته، از نظر زیست‌محیطی ارزیابی شده است. با استفاده از مدل کورمیکس عملکرد آنفال شبیه‌سازی شده، نحوه تریق و از بین رفتن آلودگی‌ها در منطقه تخلیه و سرنوشت فاضلاب رقیق‌شده در فواصل دور بررسی شده است. طراحی برای بحرانی‌ترین حالت از نظر لایه‌بندی چگالی و سرعت جریان‌ات دریایی صورت گرفت و برای موارد دیگر نیز کنترل شد. نتایج نشان داد که به کارگیری آنفال به‌منزله سیستم تخلیه فاضلاب به دریا در چالوس با در نظر گرفتن برخی ملاحظات مانند تصفیه‌مقدماتی پیش از تخلیه، گزینه‌ای مطلوب است. همچنین، نتایج نشان داد که استفاده از آنفال موجب رفع مشکلات زیست‌محیطی دفع فاضلاب شده است.

کلیدواژه

آنفال، چالوس، دفع فاضلاب، کورمیکس، محیط‌زیست دریایی.

۱. سرآغاز

مشترک‌بودن سیستم فاضلاب کارخانه‌ها با فاضلاب شهری) همراه عوامل بیماری‌زاست. در رودخانه ورودی به دریا نیز به جز موارد بالا، سایر محصولات ناشی از کشاورزی را داریم (Lahijani, 1997).

رهاسازی فاضلاب مناطق مسکونی به دریاها، این آب‌ها را به منبع دریافت‌کننده فاضلاب‌های خام تبدیل کرده است و آب‌های ساحلی دریا تحت تأثیر ورود این آلاینده‌ها قرار می‌گیرند. آلاینده‌های مذکور در دریا سبب

گسترش شهرنشینی و فاضلاب‌های خانگی و شهری حاصل از آن، گسترش صنایع و مواد زائد ناشی از آن، گسترش کشاورزی و بهره‌برداری از کودهای شیمیایی و سموم، سبب ورود آلاینده‌های شهری، صنعتی و کشاورزی به دریاها شده است. فاضلاب شهری عمدتاً از مواد آلی تشکیل شده و حاوی مقادیر قابل توجهی فلزات، روغن، گریس، مواد شوینده و فاضلاب صنعتی (به علت

کلی مکانیسم ترقیق در میدان نزدیک و دور به شدت با هم اختلاف دارند و به همین دلیل این دو ناحیه به طور جداگانه عمل تصفیه را انجام می‌دهند (تکدستان و همکاران، ۱۳۸۳).

سیستم آتفال معمولاً شامل تونل یا لوله انتقال، لوله پخش‌کننده^۱، لوله‌های خروجی عمودی یا پورت‌ها، نازل‌ها یا هوادم‌هاست. در این سیستم اساس و مبنای عمل، رقیق‌سازی فاضلاب است، به طوری که فاضلاب رقیق‌شده، مشکلاتی را برای محیط‌زیست منطقه فراهم نیارد (وفایی و همکاران، ۱۳۸۸).

در مدل‌سازی تخلیه فاضلاب به دریا با موضوعات زیر مواجه‌ایم: (Roberts et al., 2010)

○ انتقال: فاضلاب را به وسیله جریان به داخل محیط آب انتقال می‌دهد.

○ پخش: پراکندگی تصادفی ذرات فاضلاب از طریق امواج توربولنتی^۹ است.

○ اختلاط: اختلاط و رقیق‌شدن هر ذره از فاضلاب در داخل آب محیط را گویند.

از نظر فیزیکی دو نوع تخلیه در محیط آبی وجود دارد؛ نوع اول وقتی که سیال از خروجی یا بازشدگی به داخل محیط بزرگ از جنس همان سیال تخلیه شود که به آن جت^{۱۰} می‌گویند. در این نوع تخلیه عامل حرکت سرعت اولیه، جریان فاضلاب است و نوع دیگر پلوم^{۱۱} است که شبیه جت است، اما منبع انرژی برای حرکت آن نیروی شناوری مثبت یا منفی نسبت به محیط اطراف است. بسیاری از تخلیه‌ها در محیط‌زیست به صورت ترکیبی از جت و پلوم‌اند که بویانتجت^{۱۲} نامیده می‌شوند. در این موارد فاضلاب تخلیه‌شده ابتدا همانند جت رفتار می‌کند، اما پس از کاهش سرعت، نیروی اختلاف شناوری غالب می‌شود و شبیه به پلوم عمل می‌کند (Roberts et al., 2010).

هدف از ارائه این تحقیق معرفی سیستم آتفال به‌منزله روش دفع فاضلاب چالوس و بررسی مکانیسم پخش

آلودگی آبریان، رسوبات و آب سواحل شده‌اند و از طریق مصرف موجودات دریایی آلوده به عوامل پاتوژن و با استفاده از آب دریا و شنا به انسان منتقل می‌شوند. علاوه بر آلوده‌شدن آب‌های ساحلی به عوامل بیولوژیکی، ویروسی، قارچی و انگلی، آلاینده‌های دیگر نظیر فلزات سنگین از قبیل جیوه، سرب، کادمیوم و ... در آب‌های ساحلی سبب تمرکز این آلاینده‌ها در بدن بسیاری از موجودات آبری شده است و انسان از طریق استفاده از این موجودات، به بیماری‌های مختلف از جمله ناراحتی‌های کبدی و کلیوی مبتلا می‌شود (Raymond, 2000; Taylor and Chapman, 1999). بسیاری از محققان و صاحب‌نظران بر این باورند که تصفیه ثانویه فاضلاب، هزینه و انرژی بالایی نیاز دارد و تولید و دفع لجن باید به طور مداوم تحت کنترل باشد، اما با طراحی صحیح و مناسب سیستم تخلیه به دریا حجم زیادی از فاضلاب را می‌توان بدون نیاز به بهره‌برداری و نگهداری وارد دریا کرد. اقیانوس‌ها، دریاها و دریاچه‌های بزرگ ظرفیت جذب بالایی برای دریافت فاضلاب در شهرهای ساحلی دارند. در شهرهای ساحلی دفع فاضلاب در اقیانوس‌ها و دریاها در مقایسه با تصفیه ثانویه فاضلاب اقتصادی‌تر است (تکدستان و همکاران، ۱۳۸۳).

تخلیه فاضلاب در دریا انواع گوناگونی دارد که عبارت‌اند از: تخلیه مستقیم، تخلیه با استفاده از آتفال^۱ کوتاه با احتمال آلوده‌کردن آب‌های ساحلی و تخلیه با استفاده از آتفال کارا به گونه‌ای که فاضلاب به صورت مؤثر ترقیق^۲ و پخش شود. آتفال کارا عبارت است از لوله، تونل یا ترکیبی از این دو که برای پخش فاضلاب به یک پخش‌کننده منتهی می‌شود و به طور معمول دارای طولی بین ۵۰۰ متر تا ۴ کیلومتر است و در عمق ۲۰ تا ۷۰ متر، عمل تخلیه را انجام می‌دهد (Roberts et al., 2010).

رقیق‌کردن فاضلاب تخلیه‌شده در دریا شامل سه فاز «میدان نزدیک»^۳، «میدان دور»^۴ و «دوره طولانی جریان»^۵ (مانند آپولینگ^۶، داونولینگ^۷ و رسوب‌کردن) است. به طور

پلوم با استفاده از معادلات نیمه تجربی مناسب یا با فراخوانی یک مدل مناسب انترنمنت مانند ان آر فیلد^{۱۹} یا کورمیکس محاسبه می‌شوند. مورتون و همکاران (۱۹۵۶) برای اولین بار فرضیه انترنمنت را مطرح کردند و از آن زمان به بعد در بسیاری از مهندسی‌ها و جریانات طبیعت کاربرد داشته است. این فرضیه به خصوص به منزله ابزار بزرگی برای پیش‌بینی نوع جریان جت و پلوم تخلیه اقیانوسی دارای اهمیت است. مدل‌سازی سی‌اف‌دی به طور فزاینده‌ای در طیف گسترده‌ای از جریانات آشفتگی در طبیعت و مهندسی استفاده می‌شود. چند تکنیک عمده برای سی‌اف‌دی وجود دارد؛ یکی از روش‌ها، شبیه‌سازی عددی مستقیم (دی‌ان‌اس) است. معادلات شرایط ناپایدار و سه‌بعدی ناویراستوکس، برای حل و فصل طیف کاملی از تلاطم، در مقیاس به اندازه کافی کوچک‌اند و از بزرگ‌ترین جریان را که از نظر اندازه قابل مقایسه با دامنه جریان است تا کوچک‌ترین مقیاس کولموگروف که در آن انرژی آشفتگی به صورت گرما تلف می‌شود، شامل می‌شوند. رایج‌ترین مدل‌های سی‌اف‌دی بر پایه رینولدزند. مقادیر جریان به مقادیر متوسط‌گیری زمانی و نوسانی تجزیه می‌شوند و معادلات ناویراستوکس پس از آن معادله «متوسط رینولدزی ناویراستوکس» (رنس^{۲۰}) را به وجود می‌آورند. فرضیات برای شرایط جدید که از متوسط‌گیری به وجود می‌آیند ساخته می‌شوند (Sotiropoulos, 2005; Roberts et al., 2010).

میزان اختلاط یا شاخص ترقیق با رابطه^۱ مشخص می‌شود (Roberts et al., 2010):

$$\text{Dilution} = \frac{V_t}{V_e} \quad \text{رابطه (۱)}$$

در معادله بالا:

Dilution: میزان ترقیق فاضلاب؛

V_t : حجم کل شامل حجم آب محیط و حجم فاضلاب؛

V_e : حجم نمونه فاضلاب.

در این معادله با تخلیه فاضلاب به دریا از طریق آفتال‌ها سه معادله اساسی شار جرم^{۲۱} (رابطه ۲)، شار حرکت^{۲۲}

آلودگی در دریای خزر با استفاده از نرم‌افزار کورمیکس^{۱۳} است. بدین منظور پس از شناسایی عوامل مؤثر در پخش آلودگی و استفاده از داده‌های تحقیقات قبلی، مکانیسم بالآمدن آلودگی و تشکیل حوزه آلودگی در مقطع عمودی و هم پخش آلودگی در سطح بررسی شده است و تأثیر لایه‌بندی در پخش آلودگی مطالعه می‌شود.

۲. مواد و روش بررسی

مدل‌های ریاضی در حال حاضر به طور گسترده‌ای برای پیش‌بینی سرنوشت و جابه‌جایی تخلیه در اقیانوس استفاده می‌شوند. به علت طیف بسیار گسترده‌ای از مقیاس‌های طولی و زمانی در مراحل مختلف اختلاط، شبیه‌سازی آن‌ها با یک مدل کلی ممکن نیست. به همین علت از زیرمدل‌های مرتبط با هم برای فازهای مختلف اختلاط استفاده می‌شود (Roberts et al., 2010).

به طور کلی فرضیاتی که در مدل‌سازی پخش و ترقیق فاضلاب در آب به کار می‌روند عبارت‌اند از (Roberts et al., 1979; Fischer and Webster, 2002):

۱. جریان تراکم‌ناپذیر است؛
۲. فشار کل حوزه هیدرواستاتیکی است؛
۳. انحنا مسیر جت کوچک است؛
۴. برای در نظر گرفتن سخت‌ترین شرایط طراحی و کمترین میزان ترقیق، سرعت جریانات محیطی صفر و لایه‌بندی چگالی آب دریا بیشترین مقدار در نظر گرفته شده است؛
۵. پراکندگی مولکولی نادیده گرفته می‌شود.

تئوری‌های استفاده‌شده در مدل‌های میدان نزدیک^{۱۴} و منطقه اختلاط^{۱۵} پس از تخلیه فاضلاب به دریا با مدل‌های میدان دور^{۱۶} متفاوت‌اند و انواع مدل‌ها بر اساس مقیاس طولی، مدل‌های انترنمنت^{۱۷} یا انتگرالی و مدل‌های سی‌اف‌دی^{۱۸} را در بر می‌گیرند. مقیاس‌های طولی و نسبت‌های آن‌ها برای اولین بار برای تعیین نوع تخلیه و طبقه‌بندی رژیم جریان محاسبه شدند. پس از آن خواص

عدد فرود^{۲۴} برای نازل که از رابطه ۹ به دست می‌آید، است
(Fischer et al., 1979).

$$F_j = \frac{u_j}{\sqrt{g'_0 d}} \quad \text{رابطه (۹)}$$

در رابطه بالا:

u_j : سرعت سیال خروجی؛

d : قطر نازل.

بر اساس روابط فیشر و همکاران مقیاس‌های طولی به صورت زیر تعریف می‌شوند: (Fischer et al., 1979)

$$L_Q = \frac{Q}{\sqrt{M}} = \sqrt{\frac{\pi}{4}} d \quad \text{رابطه (۱۰)}$$

$$L_M = \frac{M^{\frac{3}{4}}}{B^{\frac{1}{2}}} \quad \text{رابطه (۱۱)}$$

مشخصه دینامیکی روابط ۱۰ و ۱۱ بدین صورت است که L_Q فاصله از شار حجم مبدأ که بر ناحیه جریان تأثیر می‌گذارد را مشخص می‌کند و وابسته به قطر نازل است. پارامتر با اهمیت تر L_M فاصله از شار حرکت مبدأ است. معمولاً L_Q در اتفاله‌های دریایی مقدار کوچکی دارد و بنابراین، مقدار Q به منزله پارامتر دینامیکی نادیده گرفته می‌شود. برای فواصل کوچک تر از L_M جریان خروجی از نازل همانند یک جت رفتار می‌کند و تحت تأثیر نیروی مومنتوم است، اما در فواصل دورتر همانند یک پلوم رفتار می‌کند و تحت تأثیر نیروی شناوری است. در صورتی که نسبت عمق (z) به L_Q بسیار بیشتر از ۱ باشد ($L_Q/z \gg 1$) تأثیر Q و L_Q می‌تواند نادیده گرفته شود و با یک تحلیل ابعادی مقدار ترقیق حداقل (S_m) به صورت رابطه ۱۲ برای یک پلوم خالص محاسبه می‌شود (Fischer et al., 1979; Roberts et al., 2010; Roberts, 1989).

$$\frac{S_m}{F_j} = 0/107 \left(\frac{z}{d.F_j} \right)^{\frac{5}{3}} \quad \text{رابطه (۱۲)}$$

مدل‌های میدان دور نیز انواع مختلفی دارند، اما در چند دهه گذشته، مدل‌های هیدرودینامیک گردش جریانات دریایی کامل شده‌اند و به طور فزاینده‌ای برای پیش‌بینی سرنوشت و حمل تخلیه‌های ساحلی استفاده می‌شوند. اکثر مدل‌ها، دو بعدی‌اند (متوسط‌گیری شده در عمق) و این امر شاید برای آب‌های نسبتاً کم عمق (بدون لایه بندگی) کافی

(رابطه ۳) و شار شناوری^{۳۳} (رابطه ۴) مطرح است
(Fischer, et al., 1979).

$$\rho_M = \int_A \rho \cdot W \cdot dA \quad \text{رابطه (۲)}$$

$$\rho_m = \int_A \rho \cdot W^2 \cdot dA \quad \text{رابطه (۳)}$$

$$\rho_B = \int_A g \cdot \Delta\rho \cdot W \cdot dA \quad \text{رابطه (۴)}$$

در معادلات بالا:

ρ_M : شار جرم؛

ρ_P : شار حرکت؛

ρ_P : شار شناوری؛

ρ : چگالی سیال خروجی (kg/m^3);

g : شتاب گرانشی زمین ($9/81 \text{ m/s}^2$);

W : سرعت سیال خروجی (m/s^2).

می‌توان چگالی سیال خروجی و محیط را در یک پارامتر به صورت رابطه ۵ خلاصه کرد (Fischer, et al., 1979).

$$g'_0 = g \frac{\rho_a - \rho_o}{\rho_a} \quad \text{رابطه (۵)}$$

در رابطه بالا:

ρ_P : چگالی سیال محیط (آب دریا);

ρ_P : چگالی سیال خروجی از نازل (فاضلاب).

رابطه ۵ به منزله فرض بوسینسک شناخته می‌شود و g'_0 را شتاب جاذبه اصلاح شده می‌نامند.

با استفاده از تحلیل ابعادی روابط شار جرم، شار حرکت و شار شناوری به شکل روابط ۶، ۷ و ۸ خلاصه می‌شوند: (Fischer et al., 1979)

$$Q = \frac{1}{4} \pi \cdot D^2 \cdot W \quad \text{رابطه (۶)}$$

$$M = \frac{1}{4} \pi \cdot D^2 \cdot W^2 \quad \text{رابطه (۷)}$$

$$B = \frac{1}{4} \pi \cdot D^2 \cdot W \cdot g'_0 \quad \text{رابطه (۸)}$$

در روابط بالا:

Q : شار جرم؛

M : شار حرکت؛

B : شار شناوری؛

D : قطر اتفال.

رابطه بدون بعدی که می‌تواند از سرعت سیال خروجی، قطر نازل و چگالی سیال خروجی به دست آید،

$$\varepsilon = \alpha L_d^{\frac{4}{3}} \quad \text{رابطه (۱۵)}$$

در معادله بالا:

α : ثابت اتلاف انرژی (۰/۰۲ تا ۰/۰۱)؛

L_d : طول پخش‌اننده.

برای این مورد بروکس رابطه ۱۴ را به صورت رابطه ۱۶ برای حداکثر غلظت در خط مرکزی پلوم ساده کرد (Brooks, 1988).

$$c_m(x) = c_0 \cdot e^{-kx/u} \cdot \operatorname{erf} \sqrt{\frac{\frac{3}{2}}{(1+\frac{2}{3}\beta\frac{x}{L})^3 - 1}} \quad \text{رابطه (۱۶)}$$

در رابطه بالا:

erf : تابع خطای استاندارد^{۲۹}؛

$$\beta = \frac{12\varepsilon_0}{uL}$$

u : سرعت جریان.

برای یک جرم متمرکز می‌توان مقدار k را برابر صفر در نظر گرفت و بدین ترتیب برای ترقیق میدان دور $(S_f = C_0/C_m)$ که تنها وابسته به زمان (t) است، به صورت رابطه ۱۷ برای هر فاصله‌ای استفاده می‌شود.

$$S_f = \frac{1}{\operatorname{erf} \sqrt{\frac{\frac{3}{2}}{(1+8\alpha L_d \frac{2}{3}t)^3 - 1}}} \quad \text{رابطه (۱۷)}$$

در معادله بالا:

S_f : ترقیق در میدان دور؛

t : زمان.

مقدار ترقیق واقعی در هر فاصله‌ای از پخش‌اننده (S)، برابر با مجموع ترقیق در میدان نزدیک و میدان دور طبق رابطه ۱۸ است (Roberts, 1989).

$$S = S_n + S_f \quad \text{رابطه (۱۸)}$$

یکی از مدل‌های پرکاربرد میدان نزدیک، کورمیکس است که برای تحلیل و بررسی تخلیه‌ی مواد سمی و فاضلاب به آب‌های ساحلی تهیه شده است. این نرم‌افزار را «دانشگاه کرنل نیویورک» و «آژانس محیط‌زیست امریکا» طراحی کرده است. تأکید اصلی تحلیل نرم‌افزار بر پایه خصوصیات محیط و نحوه ترقیق در محدوده اختلاط اولیه

باشد، اما در آب‌های عمیق‌تر، به خصوص اگر آثار برشی باده‌ها، روند باروکلینیک^{۲۵} و لایه‌بندی چگالی وجود داشته باشد، مدل‌های سه‌بعدی مورد نیاز است. بر خلاف مدل‌های میدان نزدیک، مدل‌های هیدرودینامیک میدان دور به داده‌های ورودی گسترده‌تری نیاز دارند. این داده‌ها عبارت‌اند از: جریانات، عمق‌سنجی، باده‌ها، لایه‌بندی چگالی، جزر و مد و تنوع مکانی و زمانی آن‌ها. پیچیدگی امواج دریایی، پیش‌بینی حرکت در فاز میدان دور را بسیار مشکل می‌کند. «انتشار ناشی از آشفستگی» نقش اساسی در میدان دور دارد. با توجه به لایه‌بندی چگالی که مانع اختلاط عمودی است، اختلاط فاضلاب مستغرق^{۲۶} یا سطحی ابتدا تحت تأثیر انتشار عرضی است (Roberts, 1980; Roberts, et al., 2010).

«معادله انتشار-انتقال»^{۲۷} حاکم بر این حالت به صورت رابطه ۱۳ است (Roberts and Webster, 2002).

$$u \frac{\partial c}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial y} \left(\varepsilon \frac{\partial c}{\partial y} \right) - kc \quad \text{رابطه (۱۳)}$$

در معادله بالا:

c : غلظت ماده مورد نظر؛

ε : ضریب انتشار ناشی از آشفستگی؛

k : ثابت واپاشی آلودگی.

در معادله ۱۳ شرایط پایدار فرض شده و انتشار در جهات عمودی و طولی در نظر گرفته نشده است (Roberts et al., 2010).

در خصوص واپاشی باکتریایی میزان آن بر اساس پارامتر T_{90} یعنی زمان لازم برای کاهش ۹۰ درصد میزان باکتری‌ها و مرگ آن‌ها بیان و به وسیله رابطه ۱۴ با ثابت واپاشی آلودگی (k) مرتبط می‌شود.

$$k = \frac{1}{T_{90} \log_{10} e} \quad \text{رابطه (۱۴)}$$

در معادله بالا:

e : عدد نپر (۲/۷۱).

برای حل رابطه ۱۴ فرض‌های متفاوتی صورت گرفته است؛ متداول‌ترین فرض برای آب‌های ساحلی استفاده از «قانون قدرت چهارسوم»^{۲۸} برای مقدار ε است (Fischer et al., 1979).

تخلیه فاضلاب به محیط آبی را می‌توان از دو منظر در خصوص تأثیر آن در کیفیت آب محیط در نظر گرفت؛ در مقیاس بزرگ‌تر که کل آب دیده می‌شود، باید دقت شود شرایط کیفیت آب برای استفاده مشخص و مفید حفظ شود؛ این روش کلی و پروسه حوزه تخصیص بار زباله^{۳۵} است. در مقیاس محلی یا در مجاورت تخلیه فوری، اقدامات احتیاطی اضافی باید انجام شوند تا مطمئن شویم که غلظت اولیه بالای آلاینده‌ها به حداقل رسیده است و به مناطق، محل‌ها یا حجم‌های کوچک محدود شود. در تعریف کلی از این مناطق، معمولاً به نام ناحیه اختلاط که در مقررات کیفیت آب فدرال نیز گنجانده شده است، نامیده می‌شود. سیستم کورمیکس، از روش قدرتمند و کارای کد^{۳۶} استفاده می‌کند که برای پیش‌بینی ویژگی‌های کیفی (برای مثال، طبقه بندی جریان) و جنبه‌های کمی (مانند نسبت ترقیق و مسیر پلوم) از فرایندهای اختلاط هیدرودینامیک ناشی از روش‌های مختلف تخلیه و در همه نوع محیط آبی، از جمله جریان‌های کوچک، رودخانه‌های بزرگ، دریاچه‌ها، مخازن، مصب رودخانه‌ها و آب‌های ساحلی به کار می‌رود. روش کار آن به طور گسترده از طریق مقایسه نتایج شبیه‌سازی با زمینه‌های موجود و داده‌های آزمایشگاهی در فرایندهای اختلاط از سوی توسعه‌دهندگان تأیید شده است. این روش دارای ویژگی‌های تضمین کیفیت گسترده مانند مستندات شبیه‌سازی گسترده، ابزار تعیین معیار و یک پایگاه داده اعتبارسنجی مدل است. در طیف گسترده‌ای از مسائل، یک لوله ساده تخلیه مستغرق در یک جریان کوچک با اختلاط سریع تا نصب پخشنده‌های چند پورت در آب‌های عمیق لایه‌بندی‌شده اقیانوس، به کار می‌رود (Doneker and Jirka, 2012).

فاضلاب خام را بدون مشکل زیاد می‌توان به وسیله آتفال در دریا دفع کرد، اما بهتر است باقیمانده‌های شناور، ترکیبات روغنی، گریسی و اشیا بزرگ را قبل از دفع حذف کرد. در یک آتفال کارا، علاوه بر اینکه فاضلاب تحت شرایط ترقیق،

و طراحی بر اساس کیفیت آب و قوانین موجود در این زمینه است. علاوه بر آن، تحلیل رفتار آلاینده‌ها در فواصل دور از محل تخلیه، در نظر گرفتن آثار زبری بستر و باد از جمله مزایای برنامه کورمیکس است. در عین حال این مدل قابلیت پیش‌بینی جریان پساب در فواصل دور را نیز داراست. کورمیکس شامل چهار مدل شبیه‌سازی هیدرودینامیک اصلی و دو مدل شبیه‌سازی جانبی است. این مدل‌های شبیه‌سازی عبارت‌اند از (Doneker and Jirka, 2012):

الف) مدل‌های شبیه‌سازی برای تخلیه‌های تک‌پورته^{۳۰}؛
ب) مدل‌های شبیه‌سازی برای پخشنده چندپورته^{۳۱}؛
ج) مدل‌های شبیه‌سازی برای تخلیه‌های سطحی شناور^{۳۲}؛

د) مدل‌های شبیه‌سازی برای تخلیه رسوب از پخشنده‌ها یا تخلیه‌های سطحی در محیط‌های نامحدود موازی با ساحل^{۳۳}؛

ه) مدل‌های شبیه‌سازی جانبی برای ناحیه اختلاط نزدیک ناشی از تک‌پورت‌ها و پخشنده‌ها در محیط‌های نامحدود^{۳۴}.

در این پژوهش برای تخلیه فاضلاب شهری در دریای خزر از مدل‌های پخشنده‌های چندپورته استفاده می‌شود. در طراحی این پخشنده‌ها باید موارد زیر رعایت شوند: (Fischer et al., 1979)

۱. اندازه دریچه‌ها نه آنقدر بزرگ باشد که آب دریا وارد پخشنده شود و سیستم را دچار مشکل کند و نه آنقدر کوچک که سبب اتلاف انرژی و افزایش هزینه پمپاژ شود.
۲. زاویه نازل‌ها نسبت به بستر دریا به گونه‌ای باشد تا جریان خروجی از نازل‌ها به صورت افقی وارد آب دریا شود و میزان ترقیق بهینه باشد.
۳. شکل دهانه خروجی نازل‌ها نباید به گونه‌ای باشد که سبب ایجاد اصطکاک در مسیر خروجی فاضلاب شود و ترجیحاً مدور باشد.

جدول ۱. استاندارد کیفی آب دریا در منطقه شناگاه
(Cabelli, 1983)

DO (mg/l)	pH	TSS (mg/l)	COD (mg/l)
۱۰	۸/۳ تا ۶/۵	۵	۳۰

سازمان حفاظت محیط‌زیست امریکا استاندارد فاضلاب برای تخلیه به دریا در آب‌های ساحلی را طبق جدول پیشنهاد کرده است. همچنین، استاندارد حداکثر میزان کلیفرم خروجی از فاضلاب برابر با ۱۰۰۰ واحد در ۱۰۰ میلی‌لیتر و میزان مجاز این آلودگی ۳۵ واحد در ۱۰۰ میلی‌لیتر بیشتر از غلظت موجود در آب دریاست (Dufour and Ballentine, 1986; USEPA, 1986).

جدول ۲. استاندارد فاضلاب برای تخلیه در آب‌های ساحلی
(Cabelli, 1983)

BOD5 (mg/l)	pH	TSS (mg/l)	COD (mg/l)
۱۰۰	۹ تا ۵/۵	۱۰۰	۲۵۰

با استفاده از نرم‌افزار GIS و داده‌های سایت برنامه محیط‌زیست دریای خزر^{۳۹}، منحنی‌های هم‌تراز کل دریای خزر به صورت شکل ۱ به دست آمد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود، تقریباً تمامی مناطق مجاور ساحل چالوس دارای شیب طولی مشابه‌اند؛ بنابراین، پروفیل طولی این سواحل طبق شکل ۲ ترسیم شده است.

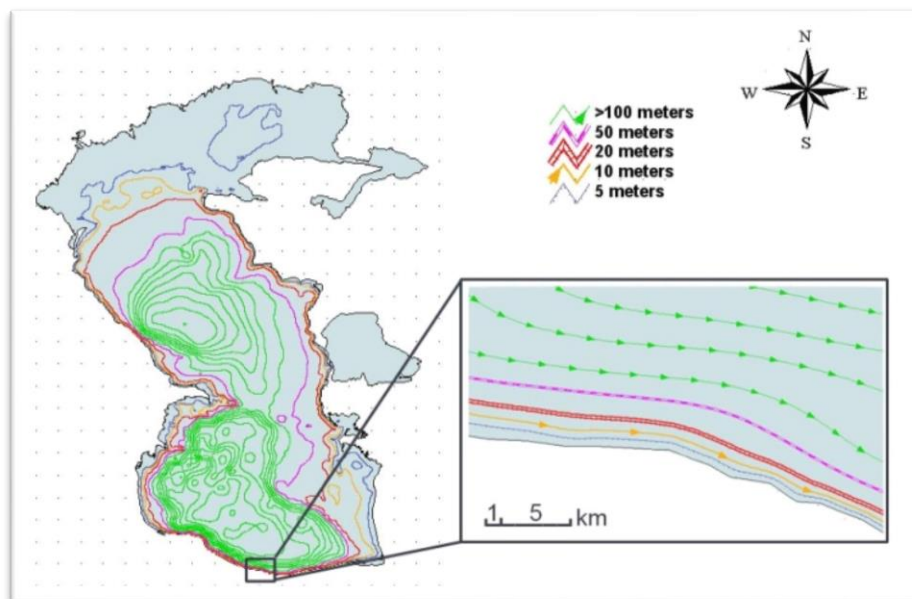
سواحل این منطقه غالباً ماسه‌ای و قلوه‌سنگی است. با توجه به اینکه نوع رسوبات غالب در عمق پنج متری ماسه‌ای است بنابراین، زبری بستر بای مدل‌سازی برخورد پساب با کف دریا را برای دانه‌های ماسه در نظر می‌گیریم؛ ضریب مانینگ برای اندازه‌های مختلف دانه‌های ماسه مطابق جدول ۳ است و با توجه به اندازه متوسط ۰/۸ میلی‌متر برای ماسه بستر دریا در سواحل چالوس ضریب مانینگ برای محاسبه زبری بستر و استفاده در مدل‌سازی را برابر با ۰/۰۲۵ در نظر می‌گیریم (Lahijani, 1997).

اختلاط و عوامل طبیعی تصفیه می‌شود، باید مسیر آلاینده‌ها به مناطق ساحلی که به‌منزله منطقه شنا و ماهیگیری مطرح است از نظر استاندارد حفظ محیط‌زیست دریایی و سلامت انسان در نظر گرفته شود (مهردادی و همکاران، ۱۳۸۸).

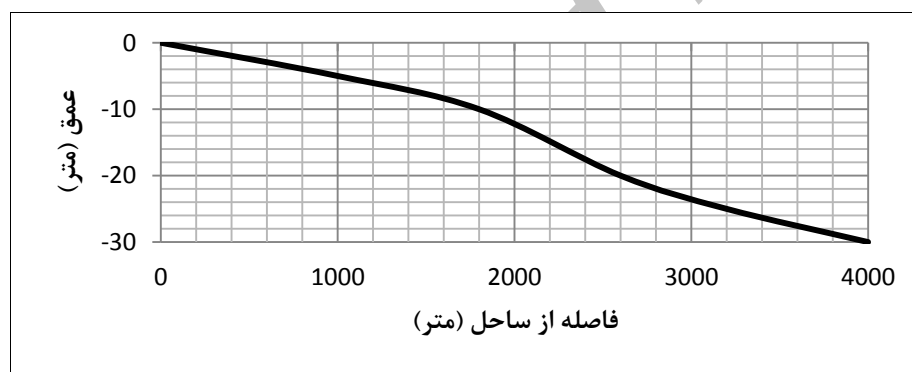
عوامل آلوده‌کننده آب عبارت‌اند از: مواد مغذی و بیماری‌زا، مواد شیمیایی، سمی، ارگانیک و فلزات کمیاب و مواد معلق جامد. مواد بیماری‌زا برای طراحی آفتال از همه مهم‌ترند و می‌توانند از طریق رقیق‌شدن اولیه، پنخش اقیانوسی و کشتار باکتریایی کنترل شوند. با استفاده از برنامه اقیانوسی کالیفرنیا که در حقیقت دستورالعملی برای آفتال است تا بتواند به صورت موفقیت‌آمیز و بدون ایجاد مشکل فاضلاب را در محیط دریایی تخلیه کند، عوامل آلوده‌کننده آب را کنترل می‌کنیم. این برنامه سطح خصوصیات کیفی آب مانند خصوصیات باکتریایی، شیمیایی و فیزیکی را محدود می‌کند و محدودیت‌هایی برای فاضلاب در نظر می‌گیرد (Doduc et al., 2005; Roberts et al., 2010).

از مهم‌ترین باکتری‌های شاخص در آب شناگاه‌ها و دریاها می‌توان به کلیفرم کل و عوامل مرتبط با آن (اشرشیا، سیتروباکتر، انتروباکتر)، فیکال کلیفرم، اشرشیاکلی، سالمونلا و انتروکوکوس^{۳۷} اشاره کرد. بر اساس مطالعات سازمان حفاظت محیط‌زیست امریکا در سال ۱۹۸۵ باکتری انتروکوکوس یک ارگانسیم شاخصی است که محققان به نام کابلی (۱۹۸۳) به ارتباط همبستگی خطی بین میزان آن در ۱۰۰ میلی‌لیتر آب و میزان بیماری‌گاستروانتریت ناشی از آلودگی شناگاه‌ها پی برد. بنابراین، طبق برنامه اقیانوسی کالیفرنیا، سازمان حفاظت محیط‌زیست امریکا میزان باکتری کلیفرم انتروکوکوس در محیط دریا برای متوسط هندسی ۳۰ روزه به ۳۵ واحد در ۱۰۰ میلی‌لیتر^{۳۸} و حداکثر نمونه‌تکی را ۱۰۴ واحد در ۱۰۰ میلی‌لیتر محدود کرده است (Doduc et al., 2005; مهردادی و همکاران، ۱۳۸۸).

سایر استانداردهای کیفی آب در منطقه شناگاه طبق جدول ۱ پیشنهاد می‌شود.



شکل ۱. نقشه عمق سنجی سواحل چالوس



شکل ۲. پروفیل طولی بستر دریای خزر در مجاورت سواحل چالوس

جدول ۳. ضریب مایننگ برای اندازه‌های مختلف دانه‌های ماسه (Arcement et al., 2000)

جنس ماده	اندازه متوسط (میلی متر)	ضریب مایننگ
ماسه	۰/۴	۰/۰۲۰
	۰/۶	۰/۰۲۳
	۰/۸	۰/۰۲۵
	۱/۰	۰/۰۲۶

چالوس (شکل ۳)، به احداث تصفیه‌خانه فاضلاب با حداکثر ظرفیت ۴۰ هزار متر مکعب در روز معادل ۰/۴۶۳ متر مکعب در ثانیه به طور مشترک برای شهرستان چالوس و نوشهر اقدام کرد. روش تصفیه، به صورت لیجن فعال با هوادهی ممتد است که شامل ۴ مجموعه ۱۰ هزار متر

با توجه به اینکه شهرستان چالوس، ساحلی و رودخانه‌های عبوری از آن محل دفع فاضلاب شهری و کشاورزی شده است، لزوم اجرای طرح جمع‌آوری و دفع بهداشتی فاضلاب کاملاً احساس می‌شود. به همین علت شرکت آب و فاضلات استان مازندران در شرق رودخانه

بسیار بالاست. دفن لجن خشک‌شده نیز با توجه به بالابودن تراز آب زیرزمینی و نیاز به حمل آن به مناطق دوردست جنگلی، دارای هزینه‌های اقتصادی زیادی است (جامعه مهندسين مستقل آمل، ۱۳۹۱).

پارامترهای کیفی فاضلاب ورودی و تصفیه‌شده خروجی از این تصفیه‌خانه مطابق جدول ۴ است.

مکعبی است. بنابراین، خروجی این تصفیه‌خانه به دو صورت آب تصفیه‌شده و لجن است که آب تصفیه‌شده به طور مستقیم در رودخانه چالوس تخلیه و لجن خشک‌شده نیز در خاک دفن می‌شود. آب تصفیه‌شده به این روش که با عبور از بین لامپ‌های اشعه ماورای بنفش گندزدایی می‌شود، مشکلی از نظر دفع آب کلرزی شده ندارد، اما دارای هزینه‌های بسیار زیاد نگهداری و مصرف انرژی



شکل ۳. محل تصفیه‌خانه شهرستان چالوس

جدول ۴. شاخص‌های کیفی فاضلاب شهرستان چالوس (میلی‌گرم در لیتر) (شرکت مهندسی آب و فاضلاب کشور، ۱۳۹۲)

TSS ⁴²		COD ⁴¹		BOD ₅ ⁴⁰	
خروجی	ورودی	خروجی	ورودی	خروجی	ورودی
تعداد	تعداد	تعداد	تعداد	تعداد	تعداد
میانگین	میانگین	میانگین	میانگین	میانگین	میانگین
۲۰	۲۵	۳۲	۸۵	۲۸	۶۵
نمونه‌برداری	نمونه‌برداری	نمونه‌برداری	نمونه‌برداری	نمونه‌برداری	نمونه‌برداری

• کیفیت آب دریا؛

• محل تمرکز جمعیت؛

• رودخانه‌های ورودی به دریا.

بنابراین، با توجه به پارامترهای بالا، سه مکان در امتداد سواحل چالوس پیشنهاد و بررسی می‌شود. این سه مکان در شکل ۴ نشان داده شده‌اند. با توجه به موارد بالا از بین سه مسیر پیشنهادی برای نصب آنفال مسیر شماره سه مطابق شکل ۵ در ساحل شرقی چالوس انتخاب می‌شود. با توجه به پروفیل طولی کف دریا در مجاورت سواحل

آلودگی باکتریایی این فاضلاب نیز با توجه به درصد زیاد فاضلاب انسانی و نبود اطلاعات آزمایشگاهی مناسب، بیشینه مقدار آن یعنی در حدود ۱۰۰۰ واحد در ۱۰۰ میلی‌لیتر در نظر گرفته می‌شود (Metcalf and Eddy, 2001).

در مکان‌یابی آنفال پارامترهای مختلفی مؤثرند؛ مانند:

• عمق آب و شیب بستر دریا؛

• نوع و جهت جریان‌ات دریایی؛

• مناطق شناگری؛

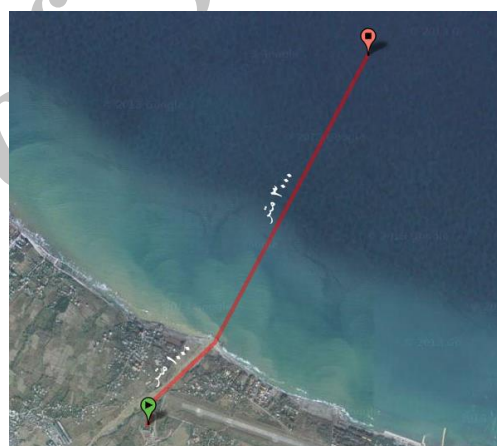
دریایی وجود دارد؛ بنابراین انتشار و پخش فاضلاب را با بدترین شرایط ترقیق در سرعت‌های مختلف مدل می‌کنیم تا سرنوشت فاضلاب در شرایط مختلف را بسنجیم و از خطاهای احتمالی در طراحی آفتال پرهیز شود. طبق اندازه‌گیری‌های میدانی حاجی زاده و همکاران (۲۰۱۱) حداکثر سرعت جریان‌ات دریایی از سمت غرب به شرق برابر $0/53$ متر بر ثانیه است؛ از این رو مدل را با سرعت‌های جریان‌ات دریایی $0/1$ ، $0/2$ ، $0/3$ ، $0/4$ و $0/53$ متر بر ثانیه در جهت غرب به شرق می‌آزماییم. همچنین، طی جریان‌ات روزانه گاهی اوقات جهت جریان‌ات موازی ساحل کاملاً تغییر و از شرق به سمت غرب حرکت می‌کند؛ حال با توجه به اینکه بدترین حالت ترقیق در تابستان روی می‌دهد و حداکثر سرعت جریان‌ات معکوس نیز $0/3$ متر بر ثانیه است، مدل‌سازی خود را با شرایط چگالی تابستان و برای سرعت‌های $0/1$ ، $0/2$ و $0/3$ متر بر ثانیه در جهت معکوس (ساحل در سمت چپ فاضلاب تخلیه‌شده) نیز انجام می‌دهیم (Zaker et al., 2011; Doneker and Jirka, 2012).

با توجه به نوع جریان‌ات دریایی در سواحل مجاور چالوس که غالب جریان‌ات به صورت موازی با ساحل و از غرب به شرق اند و اینکه حداکثر میزان ترقیق هنگامی اتفاق می‌افتد که جهت پخش‌اننده عمود بر جریان باشد، بنابراین، جهت پخش‌اننده به صورت عمود بر جریان و در راستای شمال انتخاب می‌شود. همچنین، برای بررسی کیفیت فاضلاب پس از اختلاط و ترقیق به بررسی غلظت پارامتر آلودگی باکتریایی می‌پردازیم. میزان آلودگی باکتریایی فاضلاب را با شاخص میکروبی اتروکوکوس برابر با 1000 واحد در 100 میلی لیتر و میزان مجاز این آلودگی را 35 واحد در 100 میلی لیتر بیشتر از غلظت موجود در آب دریا در نظر می‌گیریم. در تابستان چگالی آب در سطح برابر با $1006/2$ و در عمق 20 متری برابر با $1006/8$ و در زمستان چگالی آب در سطح برابر با $1009/2$ و در عمق 20 متری برابر با $1009/4$ تعیین می‌شود (Zaker et al., 2007; مهرداد و همکاران، ۱۳۸۸).

این قسمت، عمق تخلیه برابر 20 متر به فاصله $2/5$ کیلومتر از ساحل انتخاب می‌شود؛ البته این عمق طی روند سعی و خطا با استفاده از مدل کورمیکس به دست آمده است.



شکل ۴. مسیرهای پیشنهادی برای نصب آفتال (متر)



شکل ۵. پلان قرارگیری آفتال شهرستان چالوس (متر)

برای اینکه بدترین شرایط اختلاط و ترقیق برای طراحی آفتال فراهم شود، علاوه بر جریان‌ات محیطی که باید صفر در نظر گرفته شوند، باید لایه بندی چگالی نیز بدترین حالت باشد. بنابراین، مدل را برای فصل‌های مختلف آزمایش می‌کنیم تا بدترین حالت ترقیق به دست آید. بدین ترتیب طراحی بر اساس مشخصات تابستان که سرعت جریان‌ات دریایی حداقل و میزان اختلاف چگالی بدترین مقدار است، صورت می‌گیرد.

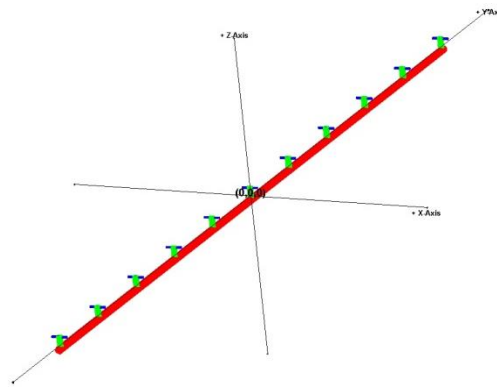
با توجه به اینکه مدل کورمیکس در فواصل مختلف از محل تخلیه نحوه انتشار آلاینده‌ها را با زیرمدل‌های مختلف مدل می‌کند، بنابراین، امکان ایجاد خطا به خصوص در محل به هم پیوستگی این زیرمدل‌ها در برخی جریان‌ات

بنابراین به کنترل میزان تریقیق ۱۰۰ هنگام رسیدن پلوم به سطح آب نیازی نیست. فاصله رسیدن پلوم از محل تخلیه به ساحل با استفاده از شکل ۸ برابر با ۶۵۰۰ متر به دست می‌آید و با توجه به متوسط سرعت جریانات در این فصل که $۰/۰۵۸$ متر بر ثانیه است، زمان آن حدوداً مساوی با ۳۱ ساعت محاسبه می‌شود که بیش از ۲۴ ساعت مورد نظر است و فرصت کافی برای کشتار باکتری‌ها وجود دارد.

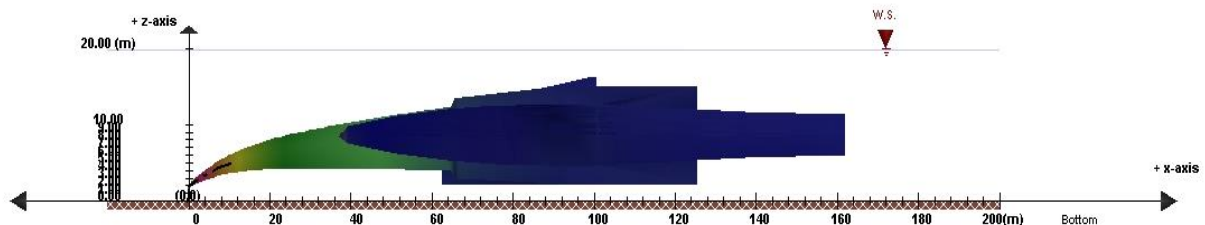
۳. نتایج

طرح هندسی پخش‌اننده مطابق شکل ۶ با استفاده از ابزار کوراسپای^{۳۳} که از ابزارهای جانبی کورمیکس است، ترسیم شده است. این پخش‌اننده دارای طولی برابر ۵۰ متر است که ۱۱ پورت به فاصله پنج متر از همدیگر با نازل‌های به قطر ۱۰ سانتی‌متر دارد.

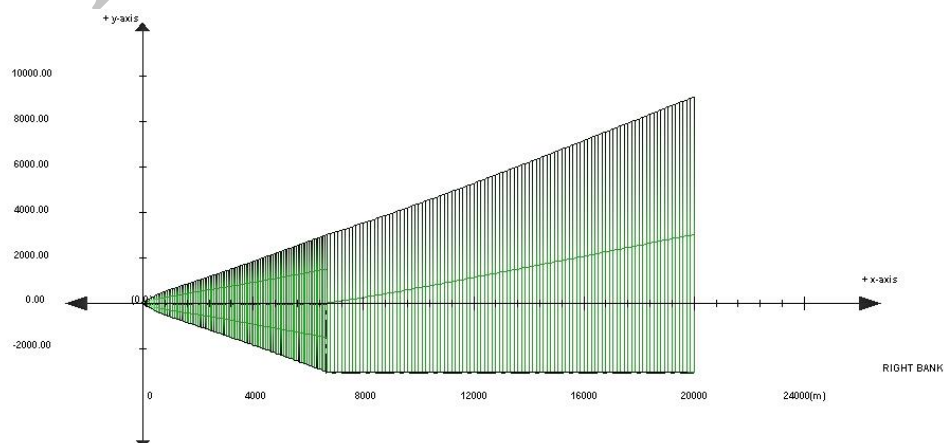
با توجه به لایه‌بندی چگالی شدید در تابستان مطابق شکل ۷ فاضلاب تخلیه‌شده به سطح آب نمی‌رسند و



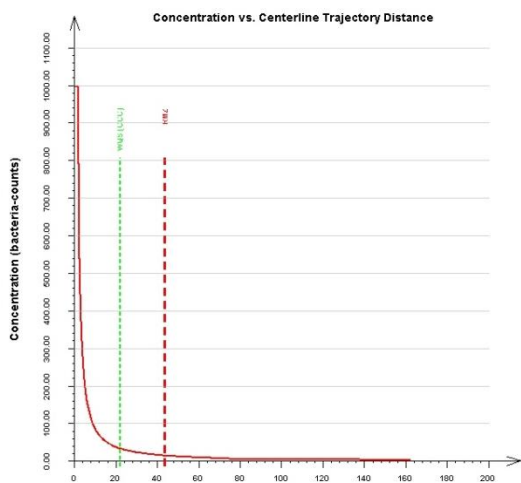
شکل ۶. نمای سه‌بعدی پخش‌اننده



شکل ۷. نمای کناری موقعیت فاضلاب تخلیه‌شده در دریا نسبت به سطح و کف آب در تابستان



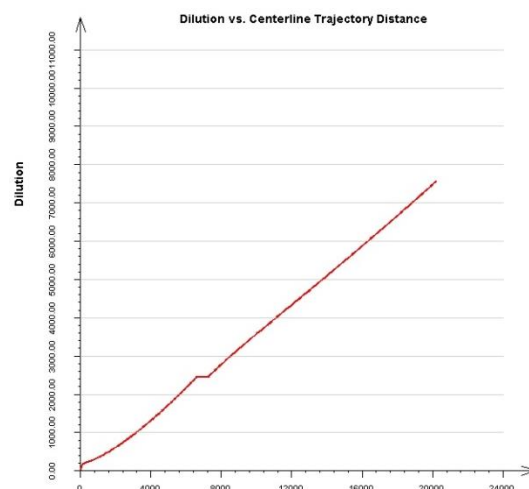
شکل ۸. پلان تخلیه فاضلاب در میدان دور در تابستان



شکل ۱۰. نمودار پخش غلظت باکتریایی در راستای خط مرکزی پلوم در تابستان

قانونی پایان می‌یابد که زمان لازم برای رسیدن پساب به این نقطه ۲۲۵ ثانیه است. به فاصله ۶۵ متر از محل تخلیه پلوم‌های تخلیه‌شده که به صورت منفرد عمل می‌کردند با هم مخلوط می‌شوند و پلوم خطی تشکیل می‌دهند؛ زمان لازم برای رسیدن به این حالت ۴۲۰ ثانیه (هفت دقیقه) است. در فاصله حدود ۹۴ متری از محل تخلیه، بالاروی پلوم آغاز می‌شود و به لایه چگالی ترمینال انتقال می‌یابد؛ زمان لازم برای رسیدن به این نقطه برابر ۷۳۰ ثانیه (۱۲ دقیقه و ۱۰ ثانیه) است. پس از رسیدن پلوم به لایه ترمینال دیگر ابزار کورجت^{۴۴} امکان پیش‌بینی جریان پساب را ندارد و پس از این مرحله کورمیکس با استفاده از مدل هیدرو دو^{۴۵} به پیش‌بینی در لایه ترمینال می‌پردازد. پس از این مرحله ناحیه میدان نزدیک به اتمام می‌رسد و پلوم تحت شناوری محیط انتشار می‌یابد.

با توجه به لایه‌بندی چگالی ضعیف‌تر در زمستان، فاضلاب تخلیه‌شده به سطح آب می‌رسد، بنابراین باید میزان ترقیق ۱۰۰ هنگام رسیدن پلوم به سطح آب کنترل شود. با استفاده از مدل‌سازی فاصله بین نقطه رسیدن پلوم به سطح آب از محل تخلیه تقریباً برابر با ۱۲۰ متر به دست می‌آید؛ در این فاصله میزان ترقیق با استفاده از مدل‌سازی برابر با ۲۵۰ به دست آمد که بسیار مطلوب است.



شکل ۹. نمودار میزان ترقیق در راستای خط مرکزی پلوم در تابستان

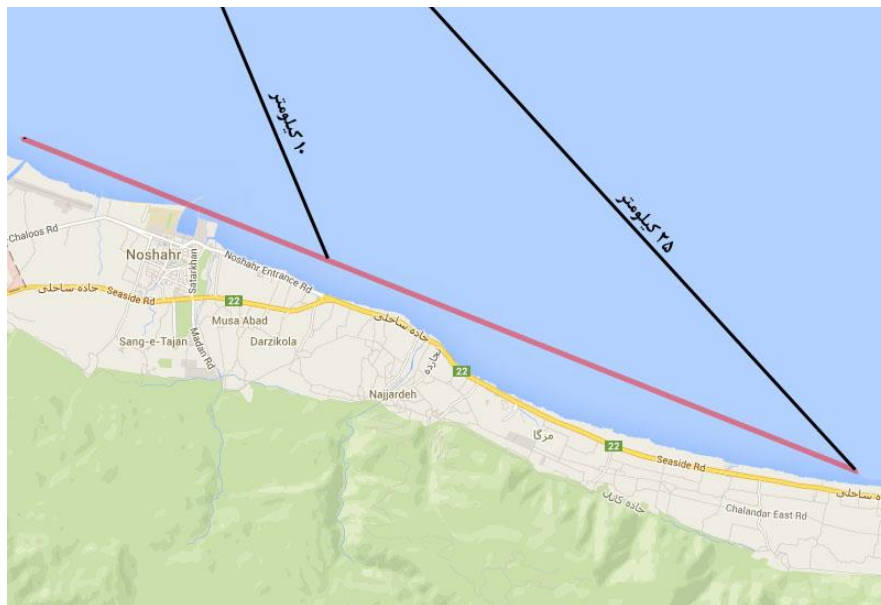
نمودار میزان ترقیق بر مبنای فاصله از محل تخلیه در راستای خط مرکزی پلوم در شکل ۹ مشاهده می‌شود. هنگام رسیدن پلوم به ساحل مطابق نمودار یک وقفه در افزایش میزان ترقیق به وجود می‌آید. همان‌طور که مشاهده می‌شود تا فاصله ۷۰ متری از محل تخلیه شیب نمودار زیاد و پس از آن کاهش یافته است؛ این فاصله بیانگر میدان نزدیک است که ترقیق فاضلاب تابع نیروی شناوری و ممتوم است و پس از این فاصله تابع جریان‌ات محیطی می‌شود.

در شکل ۱۰ نمودار پخش غلظت باکتریایی در تابستان در راستای خط مرکزی پلوم نشان داده شده است. میزان باکتری انتروکوکوس در پساب تخلیه‌شده در دریا برابر با ۱۰۰۰ واحد و میزان مجاز آن در محل شناگاه ۳۵ واحد بیش از غلظت موجود در آب دریاست. با توجه به این نمودار و خط سبز رنگ که نشانگر حصول استاندارد مربوط است، این کاهش در داخل منطقه اختلاط قانونی انجام شده و نگرانی از بابت منطقه شناگاه که هزاران متر دورتر است، نیست.

طبق پیش‌بینی مدل کورمیکس به فاصله ۲۰/۲ متر از محل تخلیه، استاندارد باکتریایی کیفیت آب حاصل می‌شود که زمان لازم برای این منظور برابر با ۸۲ ثانیه به دست آمده است. به فاصله ۴۲ متر از محل تخلیه منطقه اختلاط

محیطی و زمان رسیدن فاضلاب از محل تخلیه به این مناطق که بیش از ۲۴ است، تنها در فاصله ۲۵ کیلومتری از محل تخلیه زمان مورد نظر برای از بین رفتن باکتری‌ها تأمین نشده است و به دلیل میزان ترقیق بسیار بالا در این فاصله، مشکلی از بابت آلودگی مناطق شناگری وجود ندارد.

مطابق نتایج مدل‌سازی، فاضلاب تخلیه‌شده با سرعت‌های مختلف در فاصله بین حدوداً ۱۰ تا ۲۵ کیلومتر از محل تخلیه به ساحل می‌رسد؛ همان‌طور که در شکل ۱۱ مشاهده می‌شود، فاصله مذکور در کنار جاده واقع شده و دارای سواحل مجاور مناطق مسکونی و مناطق شناگری است، اما با توجه به سرعت‌های مختلف جریانات



شکل ۱۱. پلان محل برخورد فاضلاب تخلیه‌شده به ساحل در صورت وجود جریانات از غرب به سمت شرق



شکل ۱۲. پلان محل برخورد فاضلاب تخلیه‌شده به ساحل در صورت جریانات از شرق به سمت غرب

طول آتفال، جهت جریانات و سرنوشت فاضلاب در میدان دور به نحوی که به مناطق شناگری و توریستی نرسد، بار آلودگی ناشی از رودخانه‌ها و تأسیسات موجود انتقال فاضلاب انتخاب شده است. در نتایج مدل مشاهده می‌شود که در اولین حرکت فاضلاب تخلیه‌شده در دریا طی چند دقیقه بیش از ۱۰۰ برابر رقیق می‌شود و در فاصله چند ۱۰ متری از محل تخلیه، همه آلاینده‌ها با شرایط محیطی مطابقت می‌یابند و از شدیدترین استانداردها تبعیت می‌کنند. این میزان رقیق‌شدگی از توانایی تصفیه بیشتر تصفیه‌های ثانویه بیشتر است. در ضمن با توجه به توریست‌پذیری شهرستان چالوس و انعطاف‌ناپذیری تصفیه ثانویه هنگام افزایش میزان فاضلاب، راه‌حل جایگزین آن یعنی آتفال پیشنهاد می‌شود.

مزیت عمده پروژه از نظر زیست‌محیطی شامل حفاظت از منابع آب‌های زیرزمینی از آلودگی از طریق فاضلاب، حذف تخلیه مستقیم فاضلاب به دریای خزر و در نتیجه بهبود کیفیت آب دریا، حذف آثار مضر ناشی از دفن لجن فاضلاب تصفیه‌شده و کاهش مصرف انرژی و در نتیجه تولید گرما و آلودگی کمتر است. منافع اقتصادی این پروژه شامل افزایش فعالیت‌های گردشگری و کاهش هزینه‌های پزشکی در خصوص بیماری‌های قابل انتقال از آب است که بدون احتساب هزینه‌های مربوط به ساخت و نگهداری از تأسیسات تصفیه پیشرفته و پیچیدگی‌های فنی آن است.

یادداشت‌ها

1. Outfall
2. Dilution
3. Near field
4. Far field
5. Long term flushing
6. Up-welling
7. Down-welling
8. Diffuser
9. Turbulent motion
10. Jet
11. Plume
12. Buoyant jet
13. CORMIX
14. Near Field
15. Mixing zone

طبق مدل‌سازی‌های انجام‌شده برای جریانات از سمت شرق به غرب فاضلاب تخلیه‌شده مطابق شکل ۱۲ حدوداً بین ۱۰ تا ۲۰ کیلومتر از محل تخلیه به ساحل برخورد می‌کند. در فواصل ۱۰ تا ۱۲ و ۱۵ تا ۲۰ کیلومتری از محل تخلیه، مناطق شناگری وجود ندارد و در کنار جاده واقع شده است. همچنین، مشکلی از بابت تماس مستقیم با شناگران وجود ندارد، اما در فاصله ۱۲ تا ۱۵ کیلومتری از محل تخلیه، مجتمع تفریحی و پارک وجود دارد که در صورت حرکت فاضلاب به این سمت با مشکل مواجه می‌شویم. به دلیل وقوع این شرایط در فصول سرد و دائمی نبودن این شرایط و زمان رسیدن فاضلاب به این منطقه که بیش از ۲۴ است و فرصت کافی برای کشتار باکتری‌ها وجود دارد، می‌توان از این مورد چشم‌پوشی کرد. نتایج مدل‌سازی در شرایط جریانات متوسط ماهانه تابستان و زمستان نشان می‌دهد که میزان ترقیق فاضلاب هنگام رسیدن به سطح آب دریا در زمستان و مدت زمان رسیدن فاضلاب به ساحل از محل تخلیه در تابستان دو پارامتر اصلی در طراحی آتفال چالوس‌اند.

۴. بحث و نتیجه‌گیری

در این پروژه هدف، طراحی یک آتفال کارا بود که دارای ویژگی‌هایی چون مکان تخلیه مناسب، طول پخش‌شده کافی و عمق تخلیه مناسب و اهداف ایمنی، اقتصادی، قابل اعتماد بودن و آثار معقول میکروبی، شیمیایی، بیولوژیکی و فیزیکی باشد. آتفال مورد نظر در بدترین شرایط مدل‌سازی یعنی تقریباً بدون جریانات محیطی و حداکثر لایه بندی چگالی که در تابستان اتفاق می‌افتد، طراحی شد و برای اطمینان از عملکرد صحیح آن در دیگر شرایط که شامل زمستان (لایه‌بندی ضعیف)، سرعت جریانات دریایی حداکثر و تغییر جهت چرخش آب به صورت ساعتگرد نیز مدل‌سازی صورت گرفت.

مکان مورد نظر برای نصب آتفال با توجه به پارامترهای شیب ساحل و در نتیجه کوتاه و اقتصادی بودن

- | | |
|--|--|
| 33. DHYDRO | 16. Far Field |
| 34. CorJet | 17. Entrainment models |
| 35. Waste Load Allocation (WLA) | 18. Computational fluid dynamics (CFD) |
| 36. Computer Aided Design (CAD) | 19. NRFIELD |
| 37. Enterococcus | 20. Reynolds-averaged Navier-Stokes (RANS) |
| 38. CFU/100ml (colony forming units per 100 milliliters) | 21. Mass flux |
| 39. Caspian Environment Programme (www.caspianenvironment.org) | 22. Momentum flux |
| 40. Biological Oxygen Demand | 23. Buoyancy flux |
| 41. Chemical Oxygen Demand | 24. Froude number |
| 42. Total Suspended Solids | 25. Baroclinic |
| 43. CorSpy | 26. Submerged |
| 44. CorJet | 27. Advection-diffusion equation |
| 45. Hydro27. Ecological lands | 28. 4/3 power law |
| | 29. Standard error function |
| | 30. CORMIX1 |
| | 31. CORMIX2 |
| | 32. CORMIX3 |

منابع

تکدستان، ا. حاجی‌زاده ذاکر، ن. جعفرزاده، ن. ۱۳۸۳. تخلیه فاضلاب به دریا گزینه مطلوب برای دفع فاضلاب شهری در مناطق ساحلی، آب و فاضلاب، شماره ۵۱.

جامعه مهندسين مستقل آمل. ۱۳۹۱. گزارش بازدید از تصفیه‌خانه فاضلاب شهری نوشهر و چالوس، وبسایت jmma.ir

شرکت مهندسی آب و فاضلاب کشور. ۱۳۹۲. اطلاعات تصفیه‌خانه‌های فاضلاب کشور در شرکت‌های آب و فاضلاب شهری تا پایان سال ۹۰، تهران، ایران.

مهردادی، ن. تکدستان، ا. جعفرزاده، ن. ۱۳۸۸. مقررات رهنمودها و استانداردهای زیست‌محیطی در رابطه با دفع فاضلاب به داخل آب‌های ساحلی و دریاها، همایش کشوری بهداشت محیط، ص ۳۲۳-۳۳۳.

وفایی، ف. هراتی، ا. هادی‌پور، ا. ۱۳۸۸. بررسی عوامل فیزیکی مؤثر در پخش و رقیق‌شدگی فاضلاب تخلیه‌شده در دریا، هشتمین کنگره بین‌المللی مهندسی عمران. شیراز، دانشگاه شیراز.

Arcement, G.J., Schneider, J.R., Schneider, V.R. 2000. Guide for Selecting Manning's Roughness Coefficients, United States Geological Survey Water-supply Paper.

Brooks, N.H. 1988. Seawater intrusion and purging in tunneled outfall, Schweizer ingenious and architect, vol.106.

Cabelli, V.J. 1983. Health effects criteria for marine recreational waters, Research Triangle Park, USEPA, EPA-600/1-80-03.

Doduc, T., Secundy, G., Katz, R., Baggett, A. 2005. California ocean plan, California environmental protection agency.

Doneker, R.L., Jirka, G.H. 2012. CORMIX user manual, Washington D.C, MixZon Inc.

Dufour, A.P., Ballentine, P. 1986. Ambient water quality criteria for bacteria, USEPA.

Fischer, H.B., List, E.J., Koh, R.C.Y., Imberger, J., Brooks, N.H. 1979. Mixing in Inland and Coastal Waters, New York Academic Press.

Lahijani, H. 1997. Riverine sediments and stability of Iranian coast of the Caspian sea, Russian academy of sciences, Ph.D. thesis.

Metcalf and Eddy. 2001. Wastewater Engineering Treatment and Reuse, McGraw-Hill Inc.

Raymond, F.C. 2000. Sea outfalls for the disposal and treatment of wastewater effluents, Water science and technology, no.32(7), p79-86.

- Roberts, P.J.W. 1989. Dilution and transport predictions for ocean outfall, Water science Tech.
- Roberts, P.J.W. 1980. Ocean outfall dilution effect of currents, J.Hydrolics.
- Roberts, P.J.W., Salas, H.J., Fred, M.R., Libhaber, M., Labbe, A., Thomson, J.C. 2010. Marine Wastewater outfalls and Treatment System, IWA Publishing, London, England.
- Roberts, P.J.W., Webster, D. 2002. Turbulent diffusion Environmental fluid mechanics theories and application, ASCE Press, Reston.
- Sotiropoulos, F. 2005. Turbulence Modeling for Environmental Flows, John Willey.
- Taylor, L.A., Chapman, P.M. 1999. The effects of untreated municipal sewage discharge to themarine environment, Water science and technology, No.38(10), p285-292.
- USEPA. 1986. Bacteriological ambient water quality criteria availability. Federal Register.
- Zaker, N.H., Ghaffari, P., Jamshidi, S. 2007. Physical Study of the Southern Coastal Waters of the Caspian Sea, Journal of Coastal Research, Issue50.
- Zaker, N.H., Ghaffari, P., Jamshidi, S., Nouranian, M. 2011. Currents on the Southern Continental Shelf of the Caspian Sea off Babolsar, Mazandaran, Iran, Journal of Coastal Research, no. 07490208.

Archive of SID