



نهمین کنگره ملی مهندسی شیمی ایران

دانشگاه علم و صنعت ایران  
۳-۵ آذر ماه ۱۳۸۳

## بررسی مکانیزم انتقال به هوا در فرایند حذف بیولوژیکی اتیل بنزن در حوضچه هوادهی واحدهای تصفیه فاضلاب صنایع پتروشیمی

علی علیزاده اوصالو<sup>۱</sup>، علی برادر خوش فطرت<sup>۲</sup>

جعفر صادق سلطان محمد زاده<sup>۲\*</sup>

۱. واحد بهره برداری پتروشیمی تبریز

۲. دانشکده مهندسی شیمی، دانشگاه صنعتی سهند تبریز

### چکیده

در تحقیق حاضر اتیل بنزن به عنوان نماینده ترکیبات آلی فرار برگزیده شد و با ساخت یک نمونه آزمایشگاهی حوضچه هوادهی به روش حبابی در یک شرکت پتروشیمی، آزمایشات بررسی تاثیر غلظت اتیل بنزن بر حذف بیولوژیکی آن مورد تحقیق و بررسی قرار گرفت. نتایج مرحله انتقال به هوا حاکی از آن بود که میزان انتقال به هوا به غلظت درون حوضچه وابسته میباشد و شیب تغییرات غلظت خروجی، به دلیل تغییر مکانیزم انتقال، از انتقال به حبابها به تبخیر سطحی و انحراف از قانون هنری، افزایش می یابد و میزان انتقال به هوا حدود ۲۷-۱۱ درصد غلظت داخل حوضچه می باشد. همچنین مقایسه نتایج تئوری و عملی حاکی از آن است که فرض برابری مقاومت کلی انتقال جرم با مقاومت فاز مایع برای محلول اتیل بنزن در آب معتبر می باشد.

**کلمات کلیدی:** تصفیه بیولوژیک، ترکیبات آلی فرار، اتیل بنزن، حوضچه هوادهی، هوادهی حبابی

## مقدمه

با توجه به این نکته که فاضلاب مراکز صنعتی حاوی مقادیر زیادی ترکیبات آلی فرار می‌باشد، و این ترکیبات به عنوان یکی از آلوده کننده‌های زیست محیطی به شمار می‌آید و آژانس حفاظت از محیط زیست (EPA) ۳۱ ترکیب آلی فرار را در لیست ۱۲۹ آلوده کننده عمده محیط زیست آورده است، کنترل میزان انتشار این ترکیبات به محیط امری ضروری و اجتناب ناپذیر است [۱].

از سال ۱۹۷۸ تا ۱۹۸۱ آژانس حفاظت از محیط زیست آمریکا (USEPA) تحت قوانین آب پاک (CWA) مصوب کنگره آمریکا، به دو تحقیق بزرگ در مورد جداسازی ۱۲۹ آلوده کننده عمده فاضلاب پرداخت [۲]. اگر چه این تحقیقات تغییرات محسوسی در غلظت ورودی این ترکیبات به فاضلاب نشان می‌داد، با این وجود چهار ترکیب آلی فرار در بیش از ۵۰ درصد نمونه‌گیریها غلظتی بیش از  $1 \mu\text{g/lit}$  در خروجی داشتند. تاتا و همکاران (Tata et al., 1994) در یک تحقیق در مورد ۱۰۵ تصفیه خانه آمریکای شمالی نشان دادند، شش ترکیب آلی فرار در بیش از ۵۰ درصد نمونه‌گیریها غلظتی برابر  $20-1 \mu\text{g/lit}$  در خروجی داشتند [۳].

فرایندهای احتراقی مانند اکسیداسیون حرارتی و اکسیداسیون کاتالیستی از معمول‌ترین فرایندهای کنترل انتشار ترکیبات آلی فرار می‌باشند. علاوه بر فرایندهای احتراقی، استفاده از فرایندهای دیگری مانند چگالش، جذب سطحی و اکسیداسیون بیولوژیکی نیز متداول می‌باشد. کانالهای جمع‌آوری فاضلاب، حوضچه‌های هوادهی و تثبیت فاضلاب و نیز مخازن ذخیره روباز، از مهمترین منابع انتقال ترکیبات آلی فرار به هوا می‌باشند. طبق تئوری دوفیلمی لوئیس و ویتمن در سال ۱۹۲۴ (Lewis and Whitman, 1924) میزان انتقال جرم بین دو فاز توسط مقاومتهای فازهای گاز و مایع کنترل می‌شود [۴]. مک کی و همکاران در ۱۹۷۵ (Mackey et al., 1975) در تحقیقی نشان دادند، برای ترکیبات آلی فرار که ثابت هنری آنها بیش از  $1/6 \times 10^{-4} \text{ atm.m}^3/\text{mol}$  می‌باشد، مقاومت فاز گازی در مقایسه با فاز مایع قابل صرف‌نظر می‌باشد و ضرایب انتقال جرم بین دو فاز با ضریب انتقال جرم فاز مایع بیان خواهد شد [۴].

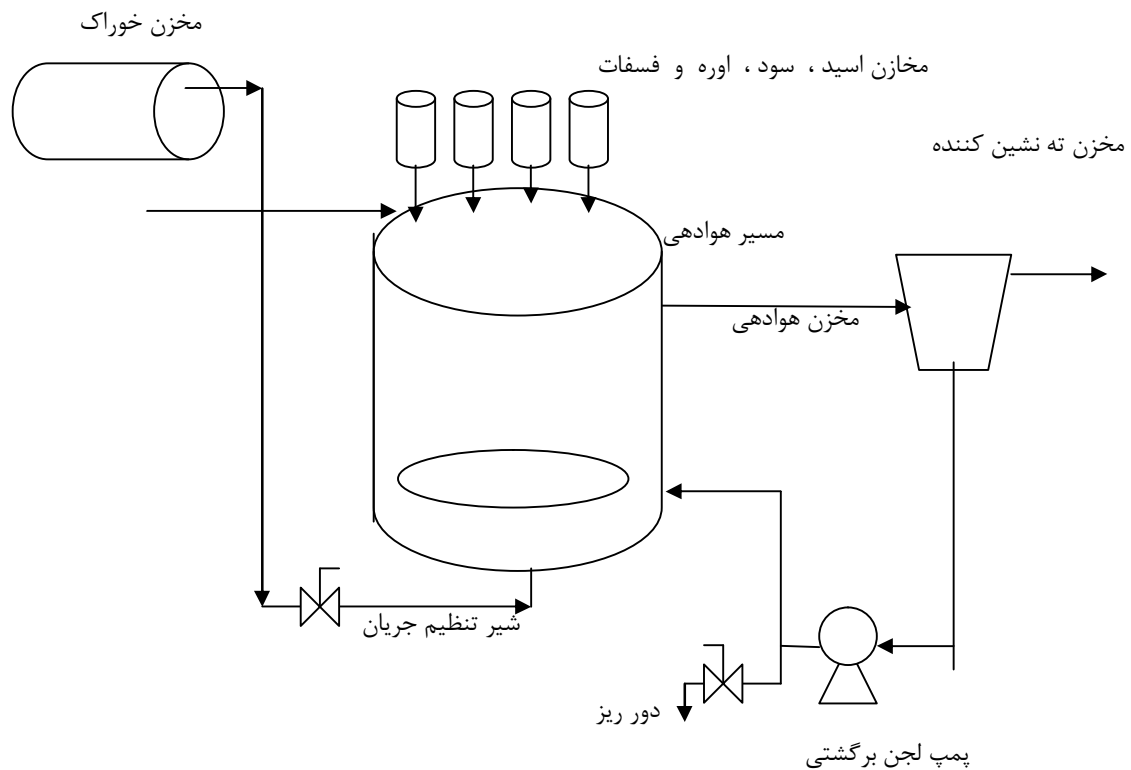
متر-مولرو همکاران در سال ۱۹۸۰ (Matter- Muller et al., 1980) نشان دادند، برای فرایندهای انتقال ترکیبات آلی به هوا در صورتیکه، فاز مایع کنترل کننده انتقال جرم باشد، ضرایب انتقال جرم این ترکیبات رابطه مستقیمی با هم دارند [۵]. کیوسای و ریتمن (Kyosai and Rittmann, 1991) در تحقیقی تاثیر ضرایب انتقال جرم و درجه اشباع شدن حبابها بر میزان انتقال ترکیبات آلی فرار به هوا در هوادهی حبابی را مورد بررسی قرار دادند. در این تحقیق روش تماس هوا با آب (هوادهی سطحی، هوادهی حبابی، برجهای دفع و...) از عوامل تاثیر گذار در انتقال ترکیبات از آب به هوا گزارش گردیده است و میزان انتقال به هوا در هوادهی سطحی بیش از هوادهی حبابی گزارش شده است. هوادهی سطحی برای ترکیبات آلی فرار نظیر اتیل بنزن حدود ۵۹ درصد کل انتقال به هوا را تشکیل می‌دهد [۶].

تا کنون نقش اساسی دفع از سطح فاضلاب به دلیل اینکه مدل‌های سینتیکی بر اساس انتقال اکسیژن در فرآیندهای هوادهی حبابی و سطحی طراحی شده اند، مشخص نیست. زیرا انتقال اکسیژن به فاز گازی از طریق دفع به حبابهای هوا صورت می‌گیرد و تنها حدود ۱۷ درصد از آن از طریق سطح دفع می‌گردد [۷]. از طرف دیگر دفع ترکیبات به حبابها نیز به پارامترهای زیادی بستگی دارد. یکی از پارامترهای موثر، اشباع سریع حبابها و به تعادل رسیدن آنها می‌باشد. در این حالت دفع به حباب هوا اهمیت خود را از دست می‌دهد و دفع از سطح فاضلاب اهمیت می‌یابد. در ترکیباتی که ثابت هنری آنها کم باشد و یا عمق حوضچه هوادهی زیاد باشد، اشباع شدن زودتر صورت گرفته و دفع ترکیبات به حبابهای هوا از اهمیت کمتری در مقایسه با دفع از سطح فاضلاب برخوردار است [۷].

رابرتز و همکاران (Roberts et al., 1984) در تحقیقی، رفتار شش ترکیب آلی فرار و اکسیژن را در یک سیستم آزمایشگاهی لجن فعال با هوادهی سطحی و مکانیکی مورد بررسی قرار دادند. در این تحقیق میزان انتقال جرم ترکیبات آلی با ضریبی متناسب با انتقال جرم اکسیژن گزارش گردیده است [۸]. همچنین صرفنظر کردن از مقاومت فاز گازی موجب خطای زیادی در نتایج گردیده است و استفاده از تئوری دو مقاومتی نشان داده است که مقاومت فاز گازی بیشتر از پیش بینی‌های قبلی بوده است. تحقیق فوق خاطر نشان می‌سازد نسبت  $kg/kL=40$  مناسبی برای طرفنظر کردن از مقاومت انتقال جرم در فاز گازی می‌باشد و برای ترکیباتی با ثابت قانون هنری بالا ( $H_c \geq 0.55$ ) این فرض کاربرد دارد. همچنین در این تحقیق ضرایب انتقال جرم متناسب با ریشه ضریب نفوذ پذیری گزارش گردیده است که مطابق تئوریهای رسوخ و نوشدگی سطح می‌باشد. کاهش انتقال جرم به هوا در حضور ناخالصیهای سنگین، از موارد دیگر این تحقیق می‌باشد.

## روش تحقیق

پس از انجام مطالعات اولیه در زمینه ساخت پایلوت آزمایشگاهی، به منظور انجام آزمایشات مورد نظر، دستگاهی ساخته شده و مورد استفاده قرار گرفت (شکل ۱). به منظور جلوگیری از تاثیر کاهش سطح مخزن خوراک در میزان جریان عبوری به مخزن هوادهی و نیز به منظور ثابت ماندن فشار در داخل مخزن خوراک، یک مسیر هوای فشرده از طریق یک رگولاتور با فشار ۰/۵ بار نسبی به مخزن اعمال می‌گردد. همچنین دلیل اصلی ورود خوراک از قسمت زیرین به مخزن هوادهی، استفاده از نیروی هیدرودینامیکی جریان به عنوان عامل بهبود اختلاط می‌باشد. هوادهی مخزن از نوع حبابی (bubble aeration) می‌باشد. در این روش هوا ضمن بالا آمدن در مخزن و تامین اکسیژن مورد نیاز واکنش بیولوژیکی، عمل اختلاط را نیز انجام می‌دهد. جدول ۱ مشخصات تجهیزات پایلوت را نشان می‌دهد.



شکل ۱ - شماتیک کلی پایلوت آزمایشگاهی

خروجی مخزن هوادهی شامل مخلوط لجن و فاضلاب از طریق لوله ای به طول دو متر به مخزن ته نشین کننده (زالال ساز) میرود. در این مخزن، مخلوط فوق با استفاده از اختلاف چگالی لجن و فاضلاب از هم جدا شده و لجن از قسمت زیرین و آب تمیز از قسمت بالای آن خارج می‌شود. لجن خروجی از طریق پمپ رفت و برگشتی قابل تنظیم به مخزن هوادهی بر می‌گردد.

جدول ۱ - مشخصات تجهیزات پایلوت

مشخصات	حجم	تجهیزات
استوانه ای و از جنس پلی اتیلن می باشد	۲۰۰ لیتر	مخزن خوراک
عایقکاری دیواره جانبی دارای سیستم گرمایش الکتریکی با کنترل دمایی دارای کویل مسی با ۲۰ سوراخ برای هوادهی فاضلاب	۵۰ لیتر	حوضچه هوادهی
به شکل مخروط ناقص	۵۰ لیتر	زالال ساز
پمپ رفت و برگشتی با قابلیت تنظیم جریان	۱-۵ لیتر بر ثانیه	پمپ لجن برگشتی

برای هوادهی از یک لوله مسی با قطر ۲ سانتی متر استفاده می شود. این لوله مسی بصورت حلقوی در آمده و با تعبیه سوراخهایی با قطر ۱ میلی متر و به تعداد ۲۰ عدد و به فواصل مساوی روی آن در داخل مخزن هوادهی قرار می گیرد. از طریق یک رگولاتور فشار جریان هوایی به این لوله تنظیم می گردد.

برای تنظیم میزان هوای ورودی به مخزن هوادهی، ابتدا مخزن خوراک و مخزن هوادهی را با آب بدون املاح پر کرده و جریان ثابت مورد نظر در آزمایشات را از مخزن خوراک به مخزن هوادهی برقرار می شود. از طریق رگولاتور میزان هوای ورودی به لوله مسی را در حداقل قرار داده و پس از نیم ساعت نمونه ای از آب مخزن گرفته می شود. همزمان دمای آب نیز اندازه گیری شده و محاسبه میزان حلالیت اکسیژن در آب در دمای آزمایش انجام میشود. با مقایسه اختلاف مقادیر محاسبه شده و اندازه گیری شده، میزان هوای ورودی به لوله مسی از طریق رگولاتور تغییر می یابد. این کار تا زمان برابری مقادیر فوق ادامه می یابد. با توجه به اینکه در مکانیزم هوادهی فوق، عمل اختلاط نیز به کمک حبابهای هوا صورت می گیرد، میزان هوای ورودی به لوله مسی در حدود ۱/۲ میزان هوای اشباع تنظیم می گردد.

تنظیم pH توسط اسید کلریدریک رقیق شده و سود سوز آور رقیق شده انجام می گیرد. غذای میکروارگانیزمها نیز توسط اوره و فسفات آمونیم حل شده در آب بدون املاح انجام می گیرد. ظروف پلاستیکی محتوی اسید کلریدریک و سود و اوره و فسفات آمونیم در ارتفاع یک متری از سطح مخزن نصب گردیده و کنترل جریان مواد توسط سوندهای دارای پیچ تنظیم صورت می گیرد.

با حفظ شرایط آزمایش برای دما، شدت جریان خوراک، میکروارگانیزی به سیستم اضافه نگردید و با اندازه گیری میزان اتیل بنزن در نمونه فاضلاب خروجی از مخزن زلال ساز، بازای غلظتهای مختلف ورودی نمونههایی از خروجی زلال ساز گرفته شد و مورد آنالیز قرار گرفت.

طبق برنامه ریزی و بر پایه مطالعات اولیه، آزمایشات با ثابت نگه داشتن دما در  $28^{\circ}\text{C}$ ، آزمایشات در غلظتهای مختلفی از اتیل بنزن در آب انجام گردید. در این مرحله با استفاده از مکانیزم تقسیم بندی و انتخاب تصادفی (Randomizing & Blocking) که متداولترین روش در طراحی آزمایشات می باشد، آزمایشات در ده غلظت و در دمای ثابت  $28^{\circ}\text{C}$  انجام گردید.

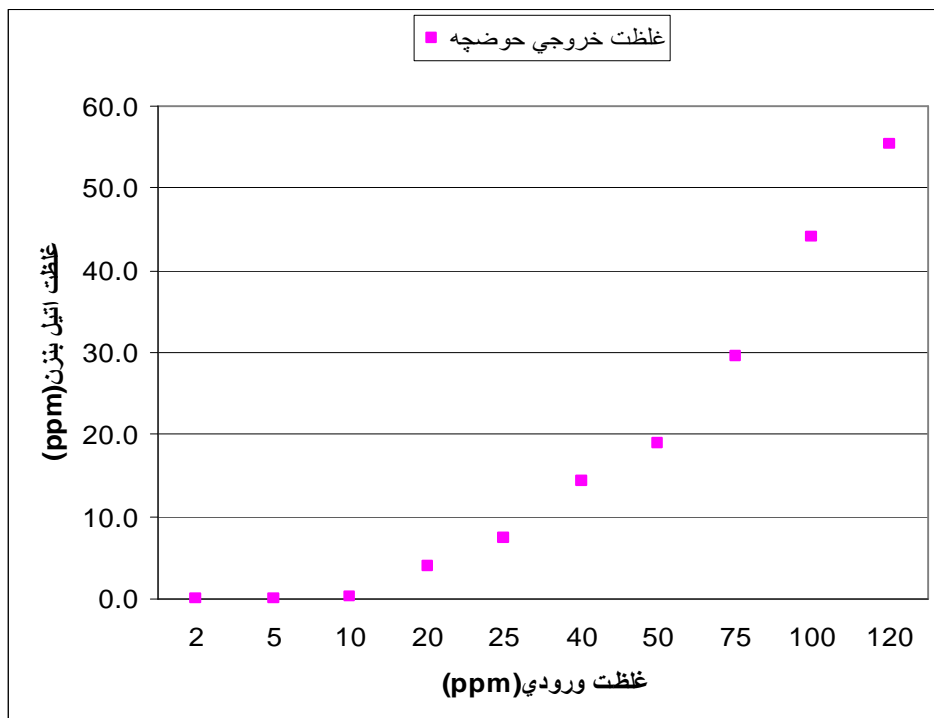
پس از راه اندازی دستگاه، فشار هوای ۰/۵ بار نسبی از طریق یک رگولاتور به مخزن خوراک اعمال میگردد. همانطوری که قبلا گفته شد، این فشار برای ثابت نگه داشتن فشار مخزن خوراک و در نتیجه ثابت نگه داشتن جریان خروجی آن به کار می رود. سپس با استفاده از شیر تویی مسیر خروجی مخزن خوراک، به طرف حوضچه هوادهی، شدت جریان خوراک معادل ۲۰ lit/hr تنظیم می گردد. همچنین به وسیله یک رگولاتور فشار هوای لوله مسی کف حوضچه هوادهی، برابر ۰/۴ barg تنظیم می شود. این رگولاتور قبلا برای تامین جریان هوادهی معادل ۱/۲ برابر جریان هوای مورد نیاز تئوری برای تامین حلالیت اشباع هوا در آب در  $28^{\circ}\text{C}$  (معادل ۵/۵ppm) کالیبره شده است.

## نتایج و بحث

برای بررسی مکانیزم انتقال به هوا با حفظ شرایط آزمایش برای دما و شدت جریان خوراک، میکروارگانیسمی به سیستم اضافه نگردید و با اندازه گیری میزان اتیل بنزن در نمونه فاضلاب خروجی از مخزن زلال ساز، بازای غلظت‌های مختلف ورودی نتایج جدول ۲ به دست آمد. شکل ۲ نیز غلظت خروجی حوضچه هوادهی به ازای غلظت‌های مختلف ورودی حوضچه را نشان می دهد.

جدول ۲- نتایج آزمایشات مرحله انتقال به هوا

غلظت ورودی C0(ppm)	غلظت خروجی C(ppm)	مقدار انتقال به هوا C0-C(ppm)
2.0	1.97	0.03
5.0	4.91	0.09
10.0	9.88	0.12
20.0	19.34	4.00
25.0	23.72	7.50
40.0	36.25	14.40
50.0	43.29	19.00
75.0	63.07	29.50
100.0	82.83	44.00
120.0	98.26	55.30



شکل ۲- نمودار غلظت خروجی حوضچه هوادهی

نتایج آزمایشات مرحله انتقال به هوا (تبخیر از سطح وانتقال به حبابهای هوا) نشان می‌دهد، میزان انتقال جرم اتیل بنزن از حوضچه هوادهی به هوای ساکن روی آن رابطه مستقیمی با غلظت داشته و با افزایش غلظت اتیل بنزن ورودی به حوضچه، میزان انتقال به هوا نیز افزایش می‌یابد (شکل ۲). شیب منحنی در غلظتهای بالای اتیل بنزن و نزدیک به غلظت اشباع اتیل بنزن در آب، افزایش می‌یابد.

از دلایل اصلی آن می‌توان به تغییر مکانیزم انتقال به هوا از حالت دفع حبابی به تبخیر از سطح حوضچه نام برد. تحقیقات گذشته حاکی از آن است که برای انتقال جرم ترکیبات آلی فرار مانند اتیل بنزن به هوا، در فرایند هوادهی حبابی لجن فعال، به دو صورت انجام می‌گیرد [۹].

مکانیزم اول تبخیر به هوا از سطح حوضچه و مکانیزم دوم انتقال به حبابهای هوای صعود کننده در حوضچه است. در غلظتهای زیاد اتیل بنزن به دلیل اشباع سریع حبابهای هوا، وابستگی مکانیزم دوم به غلظت اتیل بنزن کمتر می‌شود و در عوض به دلیل بالا رفتن غلظت در سطح حوضچه میزان انتقال اتیل بنزن به هوا از سطح بیشتر شده و باعث افزایش شیب منحنی در غلظتهای بالاتر می‌شود.

برای بررسی میزان درستی نتایج آزمایشات، در مرحله انتقال به هوا، چهار غلظت مختلف اتیل بنزن ورودی به حوضچه هوادهی، بصورت تصادفی انتخاب گردید و نمونه گیریها در غلظتهای فوق تکرار گردید که نتایج در جدول ۳ آمده است.

جدول ۳ - نتایج تکرار آزمایشات مرحله انتقال به هوا

غلظت ورودی C0(ppm)	غلظت خروجی C9(ppm)	انتقال به هوا (ppm)
2	1.97	0.027
10	9.89	0.11
50	43.22	6.78
120	98.17	21.83

مقایسه نتایج اولیه آزمایشات با نتایج تکرار آنها حاکی از آن است که آزمایشات تکرار پذیر می‌باشند و نیز مکان نمونه‌گیری از زلال ساز دارای اختلاط کامل جریان و غلظت یکنواخت می‌باشد.

## مدلهای انتقال

### مدل تبخیر از سطح حوضچه [۱۰]

انتقال اتیل بنزن از فاز آب به هوا بوسیله حبابهای هوای صعود یافته در حوضچه صورت می‌گیرد و بر اساس فرآیند شبه تعادلی (Quasi-equilibrium) در هوادهی لجن فعال، مدلسازی می‌شود. با موازنه جرم برای فاز گازی خواهیم داشت:

$$R_{vol} = - \frac{G(P_{ex} - P_{in})}{RT} MW$$

که در آن:

$$G = \text{شدت جریان هوایی به حوضچه (m}^3/\text{d)}$$

$$P_{ex} = \text{فشار جزئی اتیل بنزن در هوای خروجی (atm)}$$

$$P_{in} = \text{فشار جزئی اتیل بنزن در هوای ورودی (atm)}$$

$$R = \text{ثابت جهانی گازها (} 8.206 \times 10^{-5} \text{ m}^3\text{atm/K.mole)}$$

$$T = \text{دمای مطلق (K)}$$

$$MW = \text{وزن ملکولی اتیل بنزن (g/mole)}$$

با توجه به اینکه از هوای تمیز و عاری از اتیل بنزن برای هوادهی حوضچه استفاده می‌شود، خواهیم داشت :

$$R_{vol} = -\frac{GP_{ex}}{RT} MW$$

با فرض اینکه حبابهای هوایی خارج شده از حوضچه در حال تعادل با فاز مایع می‌باشند می‌توان نوشت :

$$P_{ex} = \frac{HS}{MW}$$

که در آن:

$$H = \text{ثابت قانون هنری (} \text{m}^3\text{.atm / mole)}$$

ثابت هنری نسبت غلظت اتیل بنزن در فاز گازی به غلظت آن در فاز مایع می‌باشد و مقادیر بالای آن، تمایل

زیاد به تبخیر را بیان می‌کند. با جاگذاری در رابطه  $R_{vol}$  خواهیم داشت :

$$R_{vol} = -\frac{GHS}{RT}$$

رابطه فوق نشان می‌دهد میزان تبخیر از حوضچه، به شدت جریان هوا، ثابت قانون هنری، غلظت اتیل بنزن در آب و دمای حوضچه بستگی دارد.

### مدل هوادهی حبابی [۱۱]

فرضیات مدل انتقال جرم در حوضچه با هوادهی حبابی عبارتند از:

۱- ضریب انتقال جرم کلی  $K_L$  در عمق حوضچه یکسان است.

۲- تعادل گاز - مایع از قانون هنری پیروی می‌کند.

۳- شدت جریان هوا و دما ثابت هستند.

۴- اختلاط فاز مایع کامل است.

با فرضیات فوق نسبت اشباع شدن حبابهای هوا در حوضچه از اتیل بنزن با رابطه زیر بیان می‌شود.

$$\frac{C_{go}}{C_{ge}} = (1 - e^{-j})$$

$$C_{go} = \text{غلظت اتیل بنزن در حبابهای خروجی (g/ m}^3\text{)}$$

$$C_{ge} = \text{غلظت اتیل بنزن در هوا در تعادل با آب (g/ m}^3\text{)}$$

$$j = \text{پارامتر اشباع ( بدون بعد)}$$



پارامتر اشباع که یک پارامتر بدون بعد می باشد، از رابطه زیر قابل محاسبه است.

$$j = \frac{(K_L a)V}{H_c Q_g}$$

$V$  = حجم کل حبابها (  $m^3$  )

$Q_g$  = شدت جریان گازی (  $m^3/s$  )

اینک نسبتی از اتیل بنزن که به وسیله حبابهای هوا از آب جدا می شوند، از رابطه زیر قابل محاسبه است.

$$\left(1 - \frac{C_{out}}{C_{in}}\right) = 1 - \left[1 + \left(\frac{Q_g}{Q_l}\right)(H_c)(1 - e^{-j})\right]^{-1}$$

$C_{out}$  = غلظت اتیل بنزن خروجی از حوضچه (  $g/m^3$  )

$C_{in}$  = غلظت اتیل بنزن ورودی به حوضچه (  $g/m^3$  )

$Q_g$  = شدت جریان گاز به حوضچه (  $m^3/s$  )

$Q_l$  = شدت جریان آب محتوی اتیل بنزن به حوضچه (  $m^3/s$  )

$H_c$  = ثابت قانون هنری اتیل بنزن (بدون بعد)

$j$  = پارامتر اشباع ( بدون بعد )

طبق تئوری دوفیلمی لوئیس و ویتمن در سال ۱۹۲۴ (Lewis and Whitman, 1924) میزان انتقال جرم بین دو فاز توسط مقاومت‌های فازهای گاز و مایع کنترل می شود [۴]. مک کی و همکاران در ۱۹۷۵ (Mackey et al., 1975) در تحقیقی نشان دادند، برای ترکیبات آلی فرار که ثابت هنری آنها بیش از  $atm \cdot m^3/mol$   $10^{-4}$  دارند، مقاومت فاز گازی در مقایسه با فاز مایع قابل صرف نظر می باشد و ضرایب انتقال جرم بین دو فاز با ضریب انتقال جرم فاز مایع بیان خواهد شد [۴]. با توجه به اینکه ضرایب انتقال جرم  $(K_L a)$  به سیستم بستگی زیادی دارند، تخمین مقادیر دقیق آنها بسیار مشکل می باشد. با این حال محاسبه آنها به روش غیر مستقیم متداول می باشد. زیرا ضریب انتقال جرم فاز مایع برای اتیل بنزن ( و هر ترکیب آلی دیگر) با ضریب نفوذ آن در آب رابطه دارد.

$K_L a$  = ضریب انتقال جرم فاز مایع (  $S^{-1}$  )

$D$  = ضریب نفوذ اتیل بنزن در آب (  $m^2/s$  )

$m$  = توان عددی بین ۱ ( برای جریان آرام ) و ۰/۵ ( برای جریان آشفته ) بر حسب اختلاط فاز مایع والک و چانگ در ۱۹۵۵ (Wilke and Chang, 1955) نشان دادند که ضریب نفوذ یک ماده نیز به حجم مولی آن در دمای جوش نرمال آن بستگی دارد.

$$D \propto V_b^{-0.6}$$

$V_b$  = حجم مولی در نقطه جوش نرمال (  $c \cdot m^3/mol$  )

همچنین می توان حجم مولی یک ماده را ( به جز چندین استثنا مانند هیدروژن، هلیوم، نئون، آرگونو کریپتون) به حجم بحرانی آن مربوط کرد [۱۲].

$$V_b \propto (V_c)^{1.048}$$

$V_c$  = حجم بحرانی اتیل بنزن (  $c \cdot m^3/mol$  )

$$K_L a \propto (V_c)^{0.948}$$

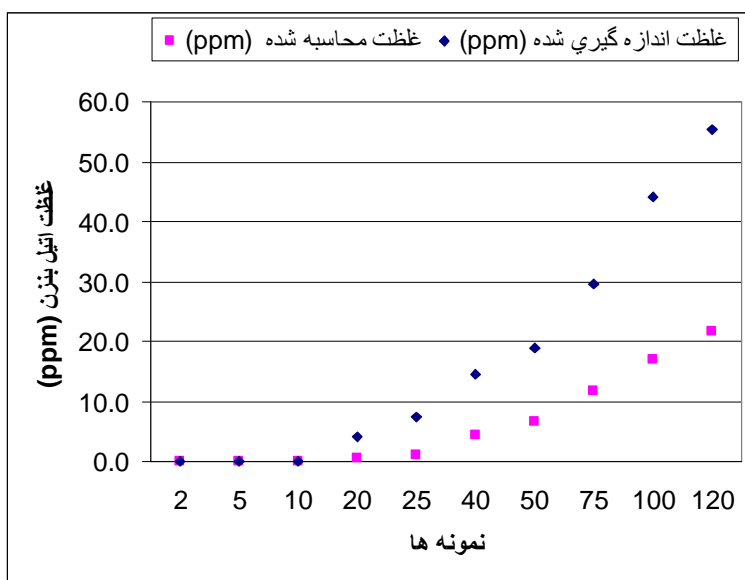
با ادغام روابط فوق می توان نوشت:

همانگونه که ملاحظه می شود، ضریب انتقال جرم فاز مایع به حجم بحرانی اتیل بنزن وابسته می باشد. از این رابطه می توان در محاسبه ضرایب انتقال جرم به روش تبخیر از سطح حوضچه به هوا استفاده نمود.

جدول ۴ نتایج محاسبه شده برای انتقال اتیل بنزن به هوا را در حوضچه هوادهی نشان می دهد. شکل ۳ نیز نمودار غلظت خروجی حوضچه و غلظت محاسبه شده را نشان می دهد.

جدول ۴- نتایج تئوری مرحله انتقال به هوا

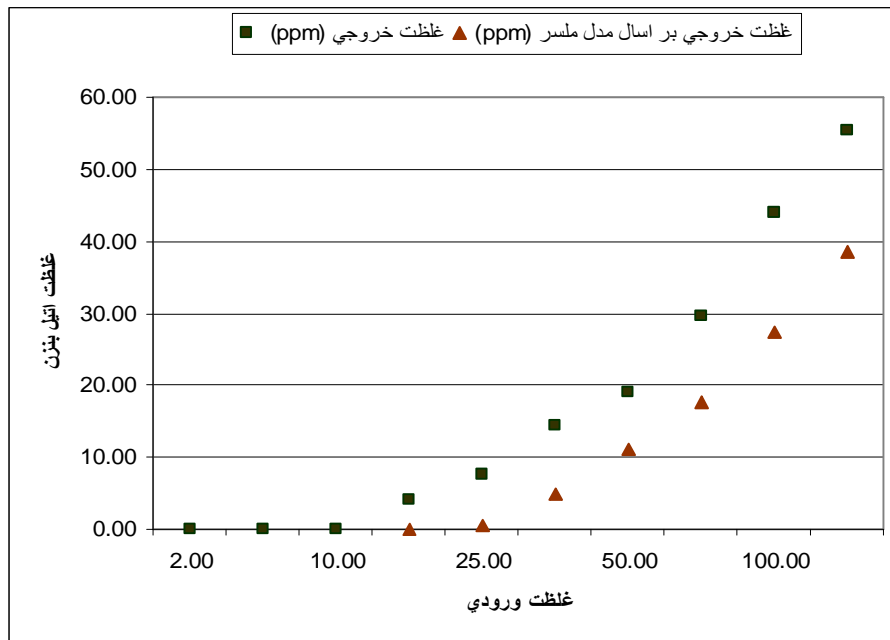
غلظت ورودی (ppm)	غلظت خروجی (ppm)	غلظت محاسبه شده (ppm)
2.0	0.05	0.017
5.0	0.12	0.041
10.0	0.20	0.069
20.0	1.37	0.474
25.0	3.41	1.179
40.0	12.32	4.259
50.0	19.10	6.603
75.0	34.25	11.840
100.0	49.35	17.060
120.0	62.85	21.727



شکل ۳- مقایسه غلظت خروجی تئوری و عملی حوضچه هوادهی

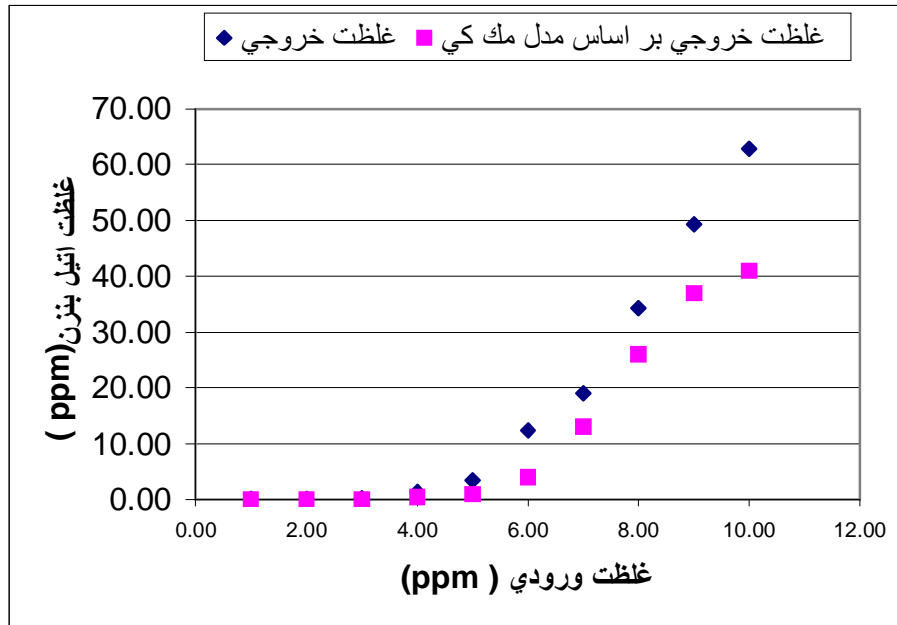
مقادیر تجربی این تحقیق در مقایسه با مدل ارائه شده در تحقیق ملسر در سال ۱۹۹۴ (Melcer, 1994) برای مکانیزم انتقال به هوا اختلاف زیادی نشان می دهد [۱۳]. دلیل اصلی این اختلاف فرضیات مدل تحقیقی ملسر می باشد. یکی از فرضیات مهمی که ملسر در نظر می گیرد، صفر بودن غلظت فاز گازی ساکن روی حوضچه می باشد. این فرض در عمل چندان صحیح نمی باشد و باعث ایجاد اختلاف مقادیر محاسبه شده و عملی

می‌گردد. شکل ۴ مقادیر محاسبه شده بر اساس مدل ملسر و مقادیر عملی و اختلاف آن دو در مکانیزم انتقال به هوا را نشان می‌دهد.



شکل ۴- مقایسه غلظت خروجی واقعی و محاسبه شده بر اساس مدل ملسر

با مقایسه نتایج مرحله انتقال به هوا با مقادیر محاسبه شده بر اساس مدلی ارایه شده توسط مک کی و یون در سال ۱۹۸۳ (Mackay and Yeun , 1983) می‌توان دریافت، اتیل بنزن رفتار عمومی مشابهی در انتقال از آب به هوا در سیستم‌های مختلف دارد (شکل ۵). در این مدل تئوری دو فیلمی برای استفاده در مدل‌های انتقال ترکیبات آلی فرار از فاز مایع به گاز مورد ارزیابی قرار گرفته و برای ترکیباتی مانند اتیل بنزن که ثابت هنری بالایی دارند ( $H_c > 0/1$ )، مورد تایید قرار گرفته است [۴].



شکل ۵ - مقایسه نتایج غلظت خروجی حوضچه و غلظت محاسبه شده بر اساس مدل مک کی

### نتیجه گیری

میزان انتقال جرم اتیل بنزن از حوضچه هوادهی به هوای ساکن روی آن رابطه مستقیمی با غلظت داشته و با افزایش غلظت اتیل بنزن ورودی به حوضچه، میزان انتقال به هوا نیز افزایش می یابد. در غلظتهای زیاد اتیل بنزن به دلیل اشباع سریع حبابهای هوا، وابستگی مکانیزم انتقال به حبابهای هوا، به غلظت اتیل بنزن کمتر می شود و در عوض به دلیل بالا رفتن غلظت در سطح حوضچه میزان انتقال اتیل بنزن به هوا از سطح بیشتر شده و باعث افزایش شیب منحنی در غلظتهای بالاتر می شود و میزان انتقال به هوا حدود ۲۷-۱۱ درصد غلظت اتیل بنزن داخل حوضچه می باشد. همچنین مقایسه نتایج تئوری و عملی حاکی از آن است که فرض برابری مقاومت کلی انتقال جرم با مقاومت فاز مایع برای محلول اتیل بنزن در آب معتبر می باشد.

همچنین با مقایسه نتایج تحقیق با مدل‌های مختلفی که ارائه گردید می توان گفت، فرضیه صفر بودن غلظت فاز گازی ساکن روی حوضچه هوادهی در عمل چندان صحیح نمی باشد و باعث ایجاد اختلاف مقادیر محاسبه شده و عملی می گردد. با این حال استفاده از قانون هنری برای محلول اتیل بنزن در آب به دلیل فراریت زیاد آن، مورد تایید قرار می گیرد.

## منابع و مراجع

1. United States Environmental Protection Agency (1994), Air Emission Models for Waste and Wastewater, EPA-453/R-94-080A
2. US Environmental Protection Agency. "Compilation of Air Pollutant Emissions Factors V1 : Stationary and Point Sources", 5<sup>th</sup> edition, Jan 1995, Doc. No. AP-42
3. Tata, P., S. Soszynski, D. T. Lordi, D. R. Zenz, and C. Lue – Hing (1994) "Volatile Organic Compound Emission From The Water Reclamation District Of Greater Chicago". Water Environment Federation's Specialty Conference Series Proceedings on Odor and Volatile Organic Compound Emission Control for Municipal and Industrial Wastewater Treatment Facilities, Jacksonville, Florida, p. 1-13 to 1-25.
4. Mackay, D. and Yeun T.K. (1983) "Mass Transfer Coefficient Correlations for Volatilization of Organic Solutes from Water" Environ. Sci. Technol., Vol 17, No 4, p 211-217.
5. Matter-Muller, C. et al. (1981) "Transfer of Volatile Substances from Water to the Atmosphere" Water Res., Vol. 15, pp. 1271.
6. Kyosai, S. and Rittmann B. E. (1991) "Effect of Water Surface Deposition on Volatile Compound Removal under Bubble aeration" Research J. WPCF, Vol 63, No. 6, Sep/Oct, pp. 887-894.
7. Matsuo, T.; Hanaki, K.; Takizawa, S. and Satoh H. (2001) Advances in Water and Wastewater Treatment Technology 1<sup>st</sup> ed., Elsevier, London.
8. Roberts, P. V. et al. (1984) "Modeling Volatile Organic Solute Removal by Surface and Bubble Aeration" Journal WPCF, Vol. 56, No. 2, Feb., pp. 157-163.
9. Berglund, R. L. and Whipple, G. M. (1987) "predictive Modeling of Organic Emissions" Chem. Eng. Prog., Nov., pp. 46-54.
10. Eckenfelder, W. and Grau, P. (1998) Activated Sludge Process Design and Control, 2<sup>nd</sup> ed., Volume 1, Technomic Pub. Com. Inc., New Dehli.
11. Irwin, R. J. et al. (1997) Environmental Contaminants Encyclopedia, National Park Service, Water Resource Division, Colorado.
12. Rafson H. J., (1998) Odor and VOC Control Handbook McGraw – Hill Handbook Series.
13. [Melcer H., (1994), "Monitoring and Modeling VOCs in Wastewater Facilities", Environ. Sci. Technol. V28, No 7, PP 328 – 335.