

## شبیه‌سازی CFD یک تماس دهنده‌ی غشاء الیاف توخالی برای حذف آمونیاک از پساب‌های صنایع نفتی با استفاده از نرم افزار کامسول

احمد بهرامی عیسی آبادی، مهدی شریفی، اشکان ورمه زبیری، شرکت ملی حفاری ایران

چکیده

آمونیاک یکی از مهم‌ترین آلاینده‌های آب‌های زیرزمینی به‌شمار می‌رود و فاضلاب صنعتی نقش مهمی در وارد کردن این آلاینده به محیط زیست ایفا می‌کند. در این تحقیق، شبیه‌سازی دو بُعدی و ناپایایی حذف آمونیاک از فاضلاب‌های صنعتی با استفاده از سیستم تماس دهنده‌ی غشاء الیاف توخالی با کمک نرم‌افزار شبیه‌ساز کامسول انجام شده است. خوراک، درون لوله جریان دارد و اختلاف غلظت خوراک درون لوله و سیال جاروب‌کننده، نیرو محرکه‌ای برای انتقال آمونیاک از طریق غشاء الیاف توخالی به پوسته ایجاد می‌کند. معادلات حاکم (جرم و حرکت) بر سیستم به‌طور هم‌زمان با استفاده از روش حل عددی المان محدود حل شده است. همچنین، با موازنه جرم حول مخزن تغذیه، غلظت درون مخزن با زمان به‌طور هم‌زمان حل گردیده است. نتایج شبیه‌سازی برای حذف آمونیاک از فاضلاب نشان می‌دهد که میزان دفع آمونیاک با افزایش سرعت افزایش می‌یابد. همچنین، با گذشت زمان، غلظت مخزن کم می‌شود و شیب کاهش در غلظت‌های اولیه‌ی متفاوت، نسبتاً یکسان می‌باشد. در انتها، مقایسه نتایج شبیه‌سازی با داده‌های آزمایشگاهی تطابق خوبی نشان داد که این امر بر صحت مدل می‌افزاید.

واژگان کلیدی | آمونیاک، تماس دهنده‌ی غشایی، الیاف توخالی، تصفیه فاضلاب صنعتی، شبیه‌سازی.

### مقدمه

از جمله آلاینده‌های مهم آب‌های زیر زمینی می‌توان به آمونیاک ( $NH_3$ ) اشاره کرد که از طریق فاضلاب‌های صنعتی و شهری به منابع آب‌های زیرزمینی نفوذ می‌کند. مهم‌ترین منابع تولید آمونیاک در فاضلاب‌های صنعتی، تولید اوره، ذغال کک‌سازی، کود شیمیایی، تبدیل ذغال‌سنگ به گاز، صنایع نفتی، داروسازی و کارخانه‌های کاتالیستی می‌باشد [۱].

علاوه بر ماهیت بسیار سمی آمونیاک برای بسیاری از گونه‌های آبی، میکروارگانیسم‌های شوره‌ساز در طبیعت، آمونیاک را با اکسیدهای زیستی به نیترات و در نهایت، نیتريت تبدیل می‌کنند که برای انسان بسیار نامطلوب است. با توجه به اینکه غلظت آمونیاک در فاضلاب‌های صنعتی از ۵ تا ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر متفاوت است، از نظر زیست‌محیطی، آزادسازی این حد غلظت از آمونیاک از طریق فاضلاب‌های صنعتی به محیط، پذیرفته شده نیست. بنابراین، صنایع تولید این آلاینده باید برای حذف کامل آمونیاک از فاضلاب‌ها قبل از رها شدن به محیط، تدبیر کنند. [۲]

### ۱- شیمی محلول‌های آبی سیستم $NH_3 - NH_4^+ - H_2O$

آمونیاک، گاز بی‌رنگ و در آب، بسیار محلول است. محلول‌های آبی آن، قلیایی و اثر خوردگی در مقابل فلزات و بافت‌ها داشته [۱۸] و در آب به فرم آزاد و یونی، تحت واکنش تعادلی زیر وجود دارند:

$$H_{NH_3} = \frac{NH_{3(aq)}}{P_{NH_3}} \quad (1)$$

$$k_a = \frac{|NH_3||H^+|}{|NH_4^+|} \quad (2)$$

ثابت هنری  $H_{NH_3}$  پارامتر انحلال‌پذیری فیزیکی است که نشان‌دهنده میزان گاز آزاد حل شده در آب می‌باشد، ولی نمی‌تواند میزان انحلال آمونیم را نشان دهد.

ka ثابت تفکیک تعادلی برای آمونیاک حل شده است که نشان‌دهنده میزان یون‌های  $NH_4^+$  می‌باشد. با استخراج غلظت  $NH_4^+$  از معادلات ۲- و ۳ و برابر قرار دادن این دو معادله، معادله‌ی غلظت  $NH_4^+$  بر حسب ثابت هنری، ثابت تعادل، فشار جزئی گاز و غلظت پروتون به شکل زیر خواهد شد [۳]:



اثر pH و غلظت آمونیاک را در دمای  $20^{\circ}\text{C}$  بر میزان حذف آمونیاک مطالعه کردند. نتایج نشان داد که حذف آمونیاک تابعی از pH محلول می‌باشد. با افزایش pH، میزان حذف آلاینده افزایش یافت، به طوری که در pH بالای ۱۱، حذف آمونیوم حدود ۹۸ درصد در ۴۰ دقیقه رسیده بود، در حالی که برای مقدار pH برابر با ۱۰ و ۹، میزان حذف آمونیوم به ترتیب ۶۰ و ۲۵ درصد در همان دوره‌ی زمانی محاسبه شد. اشرفی‌زاده و همکارانش [۶] در سال ۲۰۱۰ به مطالعه بر روی غشاء فیبر توخالی با الیاف پلی پروپیلن برای حذف آمونیاک از فاضلاب‌های صنعتی پرداختند. محلول رقیق اسید سولفوریک به‌عنوان یک حلال مناسب برای سرعت بخشیدن به حذف آمونیاک از محلول‌های آبی مورد استفاده قرار گرفته است. اثر عوامل مختلفی مانند غلظت اولیه‌ی آمونیاک و محلول اسید سولفوریک، pH خوراک آمونیاک، سرعت

$$|NH_4^+| = \frac{[H^+][NH_3]}{k_a} = \frac{H_{NH_3}[H^+][P_{NH_3}]}{k_a} \quad (3)$$

و غلظت آمونیاک در محلول، مجموع غلظت یون و آزاد از  $NH_3$  است:

$$|NH_3|_T = |NH_3| + |NH_4^+| = H_{NH_3}P_{NH_3} \frac{[H^+]}{k_a} \quad (4)$$

گونه‌ی غالب در حالت تعادل آمونیوم در آب در شکل ۱- نشان داده شده است. برای مقادیر  $PKa$  کمتر از ۹/۳، آمونیوم یونی بیشتر از آمونیاک است. در مقدار ۹/۳ برای pH هر دو فرم یونی به‌عنوان گونه‌های آزاد به ۵۰ درصد در محلول مشاهده می‌شود. هنگامی که مقدار pH بالاتر از  $PKa$  است، آنگاه آمونیاک به‌عنوان ترکیب غالب یافت می‌شود. همانطور که در شکل ۱- دیده می‌شود، بسیاری از خواص فیزیکی و شیمیایی آمونیاک تابعی از pH محلول است. به‌عنوان مثال، با کاهش pH، حلالیت آمونیاک در آب افزایش می‌یابد.

#### ۱-۲- استفاده از فرآیندهای غشایی برای حذف آمونیاک

در سال‌های اخیر، فرایندهای غشایی به‌عنوان سیستم جداساز قدرتمند، توجه زیادی را به خود جلب کرده است. از میان این غشاهای الیاف توخالی (HFMCs) با دارا بودن مزایای زیادی همچون سطح تماس بالا، مورد توجه قرار گرفته است. از دیگر مزایای این نوع غشای می‌توان به کنترل آسان بر روی سرعت هر دو فاز به‌طور مستقل و جلوگیری از طغیان و انسداد برای تصفیه فاضلاب و حذف آمونیاک از فاضلاب و آب آشامیدنی اشاره کرد. مکانیسم جداسازی در این نوع از تماس دهنده‌ی غشایی، بسته به نوع نیرو محرکه‌ی ایجاد شده جداسازی دو فاز است. در جداسازی آمونیاک، مکانیسم واکنش، انحلال و نفوذ است. همانطور که در بالا اشاره شد، در محلول آبی توصیف شده، آمونیاک به هر دو حالت آمونیاک پروتونه و غیرپروتونه وجود دارد. هنگامی که محلول آبی از تماس دهنده‌ی غشایی عبور می‌کند، انتقال آمونیاک سه مرحله صورت می‌گیرد [۴].

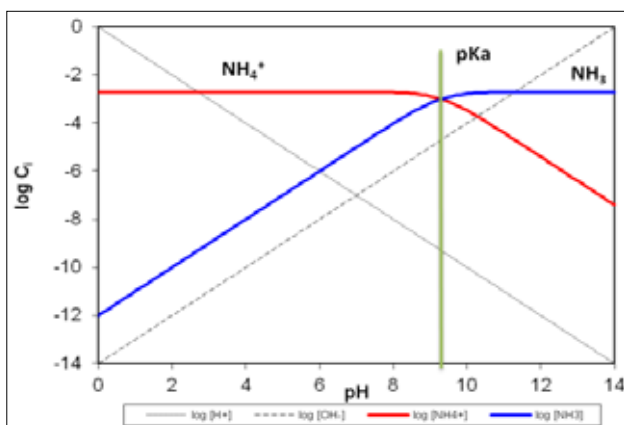
انتقال جرم در تماس دهنده‌ی غشاء و فرآیندهای غشایی:

- \* انتشار محوری
- \* انتشار شعاعی
- \* همرفت در سمت لوله

در مرحله اول جداسازی، آمونیاک در جهت شعاعی درون محلول نفوذ می‌کند و خود را به سطح تماس غشاء می‌رساند. در مرحله دوم، آمونیاک به‌صورت گاز از محلول جدا شده و به درون غشاء نفوذ می‌کند و در تماس با گاز اسید سولفوریک که به‌عنوان گاز جاروب کننده در قسمت پوسته جریان دارد، واکنش می‌دهد.

زو و همکارانش [۵] در سال ۲۰۰۵ فرایند حذف آمونیاک از فاضلاب صنعتی با استفاده از غشاء تماس دهنده الیاف توخالی را بررسی کردند و

مشخصات فیزیکی ماژول غشای الیاف توخالی پلی فلوراید	
Hollow fiber membrane	PVDF-2A
Module i.d. (m)	0.0095
Module o.d. (m)	0.0125
Module length (m)	0.36
Fiber i.d. ( $\mu\text{m}$ )	490
Fiber o.d. ( $\mu\text{m}$ )	730
Fiber wall thickness ( $\mu\text{m}$ )	120
Fiber effective Length (m)	0.3
No. of fibers	75
Packing density ( $\text{m}^2/\text{m}^3$ )	2427
Packing fraction	0.44



شکل ۱ | تعادل آمونیوم- آمونیاک و وابستگی آن به مقدار pH.

شدن به  $NH_4^+$  روی انتقال جرم کلی آمونیاک مورد بررسی قرار گرفت. همچنین، برای طراحی آزمایش و تجزیه و تحلیل نتایج، از روش تاگوچی استفاده شد. نتایج نشان داد که غشاهای پلی‌پروپیلن فایبر تو خالی به منظور حذف آمونیاک از فاضلاب‌های صنعتی بسیار موثر بوده است، به طوری که در شرایط مناسب، حذف آمونیاک بیش از ۹۹ درصد به دست آمده است. علاوه بر این، نتایج نشان داد که غلظت اولیه و سرعت آمونیاک و محلول اسید سولفوریک اثر ناچیزی بر روی حذف آمونیاک در محدوده مورد مطالعه داشته است. از طرفی، افزایش مقدار pH آمونیاک محلول تا عدد ۱۰ باعث بهبود حذف آمونیاک به طور قابل توجهی شد اما افزایش pH به مقادیر بالاتر، منجر به بهبود ناچیزی گردید. با بالا بردن سرعت خوراک آمونیاک نیز، حذف آمونیاک در محدوده مورد مطالعه افزایش نشان داد. ماندوارا و همکارانش [۷] در سال ۲۰۱۱ به مطالعه بر روی شبیه‌سازی حذف آمونیاک از آب از طریق یک تماس دهنده غشاهای فرآیندهای غشایی در یک حالت ناپایدار پرداختند. در قسمت لوله تماس دهنده، یک محلول آبی از  $NH_3$  و در قسمت پوسته آن، اسید سولفوریک را جریان دادند. معادلات مدل را با توجه به نفوذ در جهت‌های شعاعی، محوری و همرفت در قسمت تیوب توسعه دادند. معادلات دیفرانسیل با مشتقات جزئی با روش تفاضل محدود را به یک سری از معادلات دیفرانسیل معمولی WRT تبدیل و با استفاده از MATLAB به صورت وابسته به زمان حل نمودند. نتایج آنها نشان می‌دهد که انطباق بسیار مناسب میان نتایج شبیه‌سازی و داده‌های تجربی ادبیات برای یک تماس دهنده با ۷۵ رشته می‌باشد، مشاهده شده است.

## ۲- مدل سازی عددی

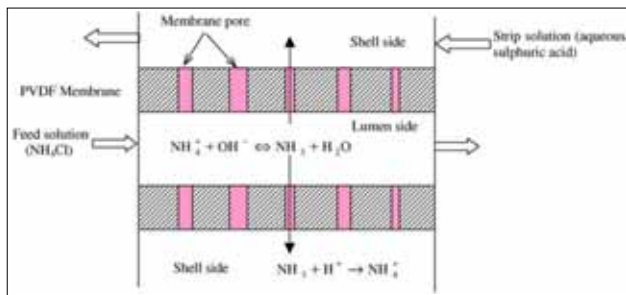
مجموعه اول از معادلات، مربوط به تماس دهنده غشاهای لیاف تو خالی است. تماس دهنده غشاهای دو بخش، یعنی تیوب و غشاهای تقسیم شده است.

### ۲-۱- معادلات حاکم در لوله

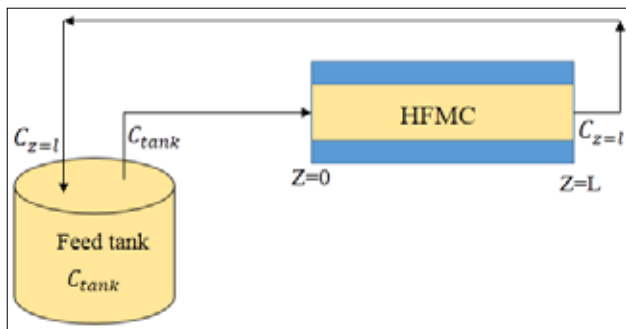
حالت ناپایدار معادله‌ی نفوذ- جابه‌جایی برای آمونیاک در سمت تیوب درون تماس دهنده غشاهای لیاف تو خالی با استفاده از قانون فیک برای نفوذ، به صورت زیر نشان داده می‌شود:

$$\frac{\partial C_{NH_3-lumen}}{\partial t} + D_{NH_3-lumen} \left[ \frac{\partial^2 C_{NH_3-lumen}}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial C_{NH_3-lumen}}{\partial r} + \frac{\partial^2 C_{NH_3-lumen}}{\partial z^2} \right] = V_{z-lumen} \frac{\partial C_{NH_3-lumen}}{\partial z} \quad (5)$$

که در اینجا  $r$  و  $z$  به ترتیب جهت‌های شعاعی و محوری را نشان



شکل ۲ | مکانیسم دفع آمونیاک در فرآیند غشاهای فایبر تو خالی



شکل ۳ | دامنه‌ی مدل در نظر گرفته شده در شبیه‌سازی عددی.

می‌کند و با محلول دفع واکنش می‌دهد. اصول حذف آمونیاک از طریق غشاهای متخلخل آب‌گریز به صورت شماتیک در شکل ۲- نشان داده است. در این مجموعه، روند حذف آمونیاک طی مراحل زیر بیان می‌شود:

۱. انتقال جرم هر دو آمونیاک غیر پروتونه و یونی از توده محلول خوراک به سطح غشاهای صورت می‌گیرد. توجه: آمونیاک موجود در محلول آبی هر دو به عنوان مولکول‌های غیر قابل حل آمونیاک (آمونیاک و غیر پروتونه) و آنیون‌های آمونیاک (آمونیم و پروتونه) در تعادل هستند.

۲. مولکول‌های آمونیاک از طریق منافذ سطح غشاهای نفوذ می‌کنند.

۳. انحلال مولکول‌ها در محلول جاروب‌کننده در سطح غشاهای پروتونه



$$r = 0 \rightarrow \frac{\partial C_{NH_3-lumen}}{\partial r} = 0$$

شرط مرزی تقارن

$$r = r_{in} \rightarrow C_{NH_3-lumen} = \frac{P_{NH_3-membrane}}{H}$$

شرط عدم لغزش

که در آن  $r_{in}$  و  $H$ ، شعاع داخلی فیبر توخالی و ثابت هنری بوده و  $P_{NH_3}$  فشار جزئی گاز آمونیاک در فاز گاز درون منافذ غشاء است که در تعادل با غلظت این جزء در محلول آبی است.

آمونیاک در سطح غشاء در تعادل با بخار آن است. از این رو، از قانون هنری استفاده شده و برای تخمین ثابت هنری رابطه‌ی زیر به کار رفته است [۱۰]:

$$\ln H = -\frac{4200}{T} + 3.133 \quad (8)$$

که در آن  $H$  ثابت هنری ( $\text{atm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$ ) و  $T$  دما بر حسب کلوین است.

#### ۲-۲- معادلات حاکم در غشاء

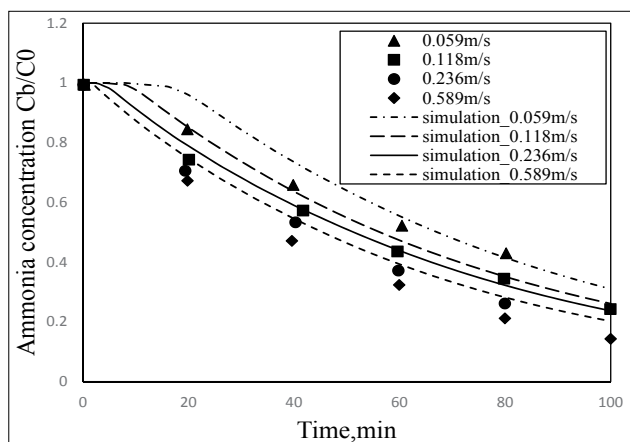
معادله نفوذ- جابه‌جایی در حالت ناپایدار برای انتقال آمونیاک در داخل غشاء و با توجه به اینکه تنها مکانیسم نفوذ، انتقال می‌باشد، به صورت زیر بازنویسی شده است:

$$\frac{\partial C_{NH_3-membrane}}{\partial t} + D_{NH_3-lumen} \times \left[ \frac{\partial^2 C_{NH_3-membrane}}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial C_{NH_3-membrane}}{\partial r} + \frac{\partial^2 C_{NH_3-membrane}}{\partial z^2} \right] = 0 \quad (9)$$

$$r = r_{in} \rightarrow P_{NH_3-membrane} = C_{NH_3-lumen} \times H \quad \text{قانون هنری}$$

$$r = r_{out} \rightarrow C_{NH_3-lumen} = 0 \quad \text{شرط خروجی}$$

که شرایط مرزی برای حل معادله به صورت زیر است: سرعت واکنش بین آمونیاک و اسیدسولفوریک خیلی سریع است.



شکل ۵ تغییرات غلظت با زمان در سرعت‌های متفاوت در سمت لوله تماس‌دهنده

می‌دهد و  $D_{NH_3-tube}$  ضریب نفوذ آمونیاک،  $D_{NH_3-lumen}$  غلظت آمونیاک در خوراک و  $U$  سرعت خوراک درون لوله است.

توزیع سرعت در سمت تیوب با حل معادله حرکت، یعنی همان معادلات ناویه-استوکس به دست می‌آید. بنابراین، معادلات حرکت و پیوستگی باید به طور هم‌زمان برای به دست آوردن توزیع غلظت آمونیاک در سمت تیوب حل شوند. معادلات ناویه استوکس از طریق موازنه حرکت برای هر یک از اجزا در مایعات ویسکوز به دست آمده و فرض می‌شود که چگالی و گرانروی مایعات ثابت باشد: [۹]

$$-\nabla \cdot \eta (\nabla V_{z-lumen} + (\nabla V_{z-lumen})^T) + \rho (\nabla V_{z-lumen} \cdot \nabla) V_{z-lumen} + \nabla p = F \nabla \cdot \nabla V_{z-lumen} = 0 \quad (6)$$

که در آن  $\eta$ ،  $\rho$  و به ترتیب نشان‌دهنده ویسکوزیته دینامیکی سیال ( $\text{kg/m} \cdot \text{s}$ )، بردار سرعت ( $\text{m/s}$ ) و چگالی ( $\text{kg/m}^3$ ) هستند. همچنین  $P$  فشار ( $\text{Pa}$ ) و  $F$  نیروی خارجی ( $N$ ) وارد بر سیستم می‌باشد.

شرایط مرزی حاکم بر قسمت تیوب به شکل زیر است:

$$Z = 0 \rightarrow C_{NH_3-lumen} = C_{tank} \cdot V_{z-lumen} = V_0 \quad \text{شرط ورودی}$$

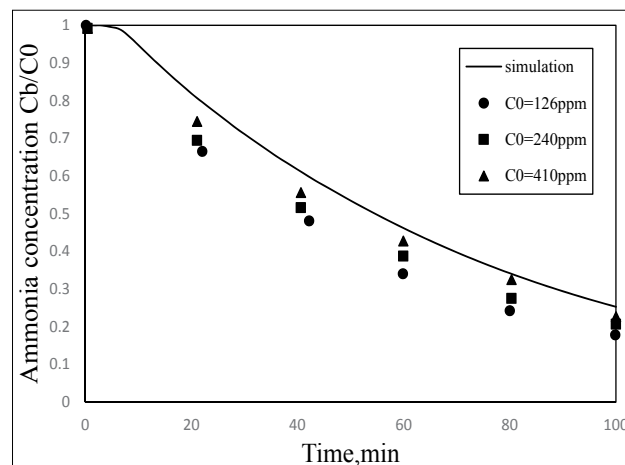
$$Z = L \rightarrow P = P_{atm} \quad \text{شرط خروجی}$$

$V_0$  سرعت متوسط است که با توجه به دبی ورودی در سیستم آزمایشگاهی با رابطه زیر به دست می‌آید:

$$V_0 = \frac{Q}{n \pi r_{in}^2} \quad (7)$$

که در آن  $r_{in}$ ،  $Q$  و  $n$  به ترتیب شعاع داخلی الیاف توخالی، دبی حجمی، و تعداد فیبرها هستند.

همچنین، از شرط مرزی تقارن در مرکز الیاف توخالی و شرط عدم لغزش بر روی دیواره داخلی غشاء استفاده شده است.



شکل ۴ تغییرات نسبت بدون بعد  $C_b/C_0$  با زمان در غلظت‌های اولیه متفاوت

۶. قانون هنری برای سطح خوراک در غشاء (تعادل ترمودینامیکی) قابل استفاده است.

۷. از انسداد منافذ غشاء طی فرآیند چشم‌پوشی شده است.

۸. حالت غیر مرطوب برای غشاء فرض شده است که در آن، محلول آبی خوراک از منافذ غشاء را پر نمی‌کند (از تماس دهنده‌ی غشاء الیاف توخالی آب‌گریز استفاده شده و همین، مانع عبور محلول آبی خوراک از طریق منافذ می‌شود).

۹. قسمت پوسته (منطقه واکنش) به دلیل اینکه واکنش آمونیاک با اسید سولفوریک، سریع (آنی) است و همیشه بیش از حد رخ می‌دهد، در نظر گرفته نشده است.

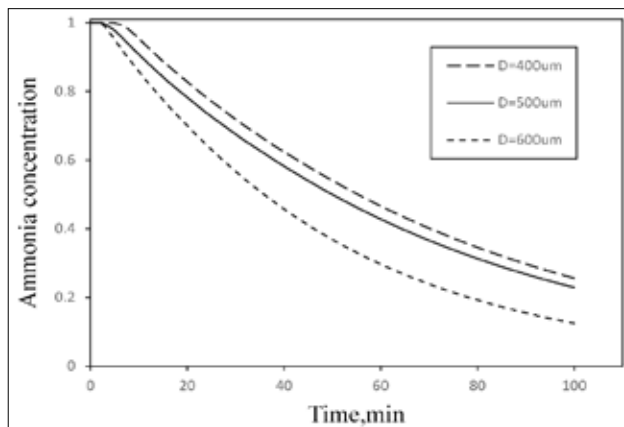
### ۳- نتایج

#### ۳-۱- تغییرات غلظت مخزن با زمان

شکل ۴- تغییر غلظت آمونیاک درون مخزن را به صورت ترم بدون بعد ( $C_p/C_0$ ) در یک بازه زمانی به دو صورت آزمایشگاهی و شبیه‌سازی نشان می‌دهد. شرایط مدل‌سازی در این مرحله به این صورت بوده که سرعت خوراک ۰/۳۵ متر بر ثانیه و pH محلول ۱۰ و دمای محلول در ۲۵ درجه سانتی‌گراد ثابت نگه داشته شده است. با توجه به شکل، با گذشت زمان، نسبت غلظت مخزن به غلظت اولیه کم می‌شود که این میزان کاهش در غلظت‌های اولیه‌ی متفاوت، نسبتاً یکسان است. دلیل اصلی این امر، ضریب کلی انتقال جرم  $K_A$  است که مستقل از غلظت آمونیاک می‌باشد. همچنین، همانطور که دیده می‌شود داده‌های تجربی با شبیه‌سازی عددی تطابق قابل‌قبولی دارد.

#### ۳-۲- اثر سرعت خوراک بر غلظت آمونیاک درون مخزن

در شکل ۵- اثر سرعت خوراک بر تغییرات غلظت درون راکتور یا غلظت ورودی به تیوب بررسی و با نتایج تجربی موجود در مقالات ارائه شده، مقایسه گردیده است. همانطور که دیده می‌شود، در بازه‌ی سرعت



شکل ۷ | تاثیر قطر لوله بر غلظت آمونیاک.

بنابراین، غلظت آمونیاک در سمت پوسته‌ی تماس دهنده‌ی غشایی صفر در نظر گرفته می‌شود. همچنین، ناحیه بالا و پایین غشاء نیز به صورت عایق در نظر گرفته شده است.

عایق  $Z = 0$  and  $L$

#### ۳-۲- معادلات حاکم بر مخزن

غلظت ورودی به تیوب یا غلظت خروجی از مخزن تابعی از زمان است که از موازنه‌ی جرم حول مخزن به دست می‌آید.

$$V \frac{dC_{\text{tank}}}{dt} = QC_{Z=L} - QC_{\text{tank}} \quad (10)$$

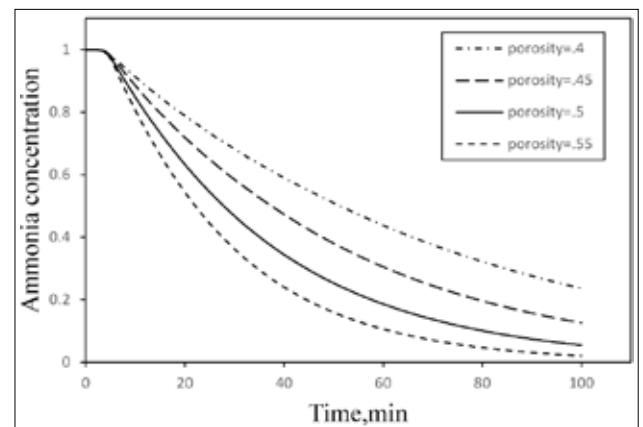
$$t = 0 \rightarrow C_{\text{tank}} = C_0$$

که در آن  $Q$  دبی حجمی ( $m^3/s$ )،  $V$  حجم مخزن خوراک ( $m^3$ )، زمان ( $s$ ) و  $C_{\text{tank}}$  غلظت آمونیاک درون مخزن ( $mol.m^{-3}$ ) و  $C_{Z=L}$  غلظت آمونیاک خروجی از تیوب بوده که ورودی به مخزن را تغذیه می‌کند.

بنابراین، به دلیل تغییر جریان ورودی با زمان، تمام معادلات نفوذ-جابجایی به صورت ناپایدار در نظر گرفته شده است. پارامترهای مهم و دامنه‌ی مدل در شکل ۳- نشان داده شده است.

#### ۳-۲-۴- فرضیات لازم برای فرمولاسیون فرآیند دفع آمونیاک

- جریان پلاگ برای جریان فاضلاب در داخل تیوب به دلیل پراکندگی محوری، ناچیز در نظر گرفته شده است.
- شدت جریان خوراک برای فاضلاب و سیال جاروب کننده ثابت است.
- حجم خوراک ماژول غشاء در مقایسه با حجم کلی چرخه فاضلاب ناچیز است.
- محلول در مخزن کاملاً مخلوط شده است.
- شرایط، ناپایدار و ایزوترمال در نظر گرفته شده است.



شکل ۶ | تاثیر تخلخل بر غلظت آمونیاک.



تخلخل ۰/۵۵ بیشترین کاهش مشاهده می‌شود.

### ۳-۴- بررسی قطر غشاء بر روی میزان کاهش غلظت آمونیاک

قطر فیبرهای توخالی استفاده شده در تماس دهنده‌های غشایی یکی دیگر از پارامترهای طراحی است. در شکل ۷- تأثیر قطر لوله با ثابت بودن ضخامت فیبر بر میزان غلظت آمونیاک مشاهده می‌شود که هرچه قطر لوله زیادتر شود، سطح تماس فیبر با مایع داخل لوله افزایش می‌یابد. این پدیده سبب می‌شود در طول زمان، غلظت آمونیاک با شدت بیشتر کاهش پیدا کند به طوری که در لوله با قطر ۶۰۰ میکرومتر، بیشترین میزان کاهش غلظت مشاهده می‌شود.

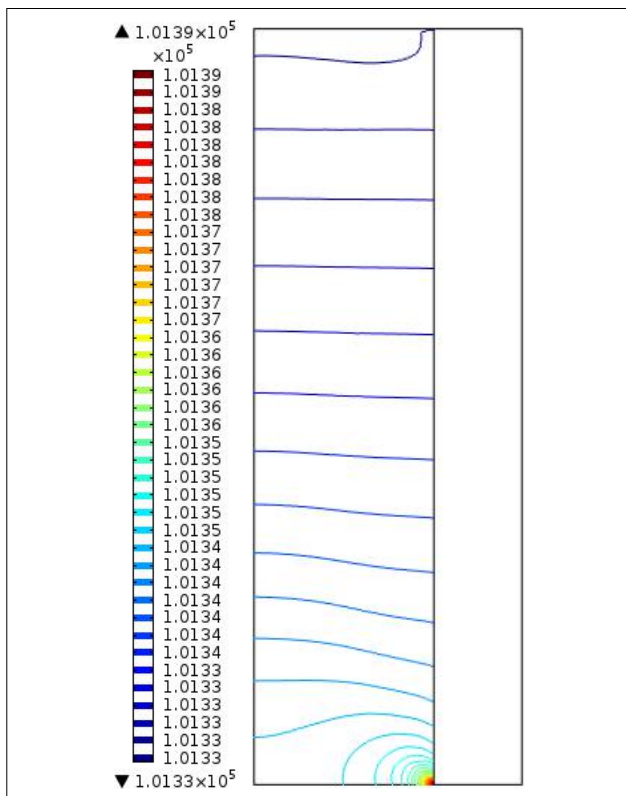
### ۳-۵- میدان سرعت در تماس دهنده‌ی غشاء فیبر تو خالی

میدان سرعت در لوله تماس دهنده‌ی غشاء الیاف تو خالی با حل معادلات ناویه استوکس شبیه‌سازی شده است. شکل ۸- میدان سرعت در لوله که در آن، محلول خوراک آبی جریان دارد را نشان می‌دهد. در مناطق نزدیک به سطح غشاء، سرعت به دلیل شرط عدم لغزش در دیواره‌های غشاء کاهش یافته و به حدود صفر بر روی دیواره غشاء رسیده است. همچنین، اثر نیروهای ویسکوز را به وضوح می‌توان در این منطقه مشاهده کرد که باعث شکل‌گیری لایه‌ی مرزی غلظت و سرعت در نزدیکی سطح غشاء شده است. علاوه بر این،

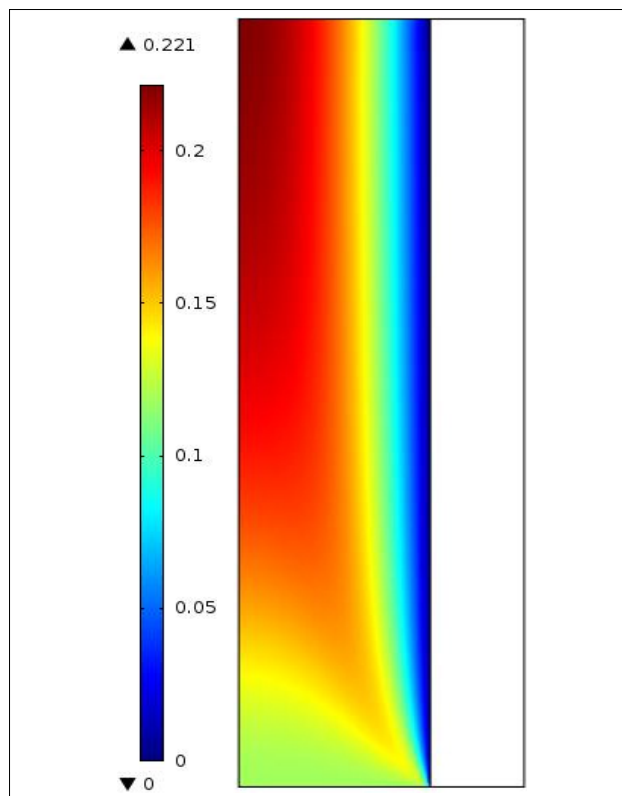
۰/۵۹ تا ۰/۵۸۹ و با گذشت زمان ۱۰۰ دقیقه همانطور که انتظار می‌رفت غلظت آمونیاک درون مخزن به علت افزایش نفوذ آمونیاک به پوسته با گذشت زمان، کاهش می‌یابد. همچنین، با افزایش سرعت خوراک به علت کاهش مقاومت انتقال جرم در بازه‌ی زمانی یکسان با سرعت‌های کمتر، میزان دفع آمونیاک افزایش می‌یابد و در نتیجه‌ی آن، غلظت ورودی به تیوب کاهش می‌یابد. همانطور که در شکل دیده می‌شود، نتایج مدل‌سازی با نتایج تجربی تطابق خوبی دارد.

### ۳-۳- بررسی میزان تخلخل غشاء بر روی میزان کاهش غلظت آمونیاک

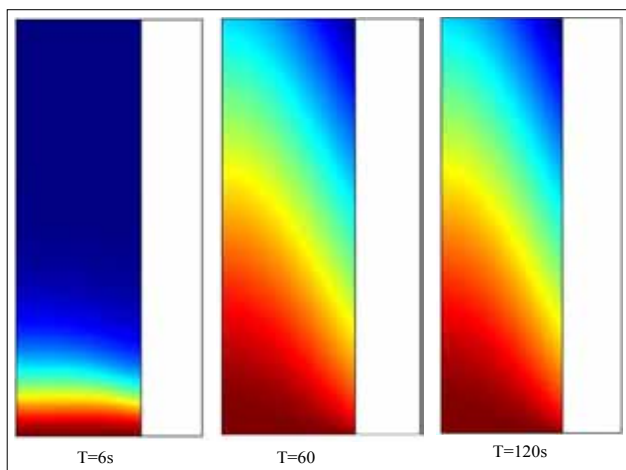
ساختار و نوع غشاهای استفاده شده در حذف آلاینده‌ها از پساب به‌طور قابل توجهی بر روی میزان و موثر بودن فرآیند تأثیر گذار است. از سوی دیگر، به دلیل هزینه‌های زیاد غشاها، بررسی ویژگی‌های غشاء به صورت تجربی و آزمایشگاهی هزینه‌های زیادی در بر دارد. از این رو، شبیه‌سازی می‌تواند در چنین مواردی بسیار سودمند باشد. تخلخل به عنوان یکی از مهم‌ترین ویژگی‌های غشاها نقش مهمی در جداسازی ایفا می‌کند. همان‌طور که در شکل ۶- مشاهده می‌شود، با افزایش ضریب تخلخل در سرعت ۰/۲۳۶ متر بر ثانیه، میزان غلظت آمونیاک کاهش می‌یابد. زیرا تخلخل غشاء سبب جذب بیشتر آمونیاک شده و به دنبال آن، میزان غلظت آمونیاک در طول زمان کاهش می‌یابد به طوری که در



شکل ۸ | کانتور فشار محلول درون ناحیه لوله از تماس دهنده‌ی غشایی.



شکل ۹ | پروفایل سرعت محلول در ناحیه لوله از تماس دهنده‌ی غشایی.



توزیع غلظت آمونیاک در محلول در زمان‌های مختلف

گردید. همچنین، با موازنه جرم حول مخزن تغذیه، غلظت درون مخزن با زمان به‌طور هم‌زمان حل گردید. در این مطالعه، از یک غشاء آب‌گریز که توسط خوراک آبی مرطوب نمی‌شود و انسداد نمی‌یابد، استفاده گردید. نتایج شبیه‌سازی نشان می‌دهد که میزان دفع آمونیاک با افزایش سرعت، کاهش می‌یابد که دلیل اصلی آن، کاهش مدت زمان نفوذ آمونیاک از مخلوط مایع به درون غشاء است. همچنین، با گذشت زمان، غلظت مخزن کم می‌شود. این میزان کاهش، در غلظت‌های اولیه متفاوت، نسبتاً یکسان است که دلیل اصلی آن، ضریب کلی انتقال جرم بوده که مستقل از غلظت آمونیاک می‌باشد. از طرفی، به دلیل پایین بودن میزان افت فشار درون تماس دهنده‌ی غشایی، گرادیان غلظتی درون تماس دهنده، نیروی محرکه انتقال جرم بوده و در نتیجه، باعث انتقال جرم آمونیاک به سمت پوسته می‌شود که این نیرو محرکه با گذشت زمان به دلیل بسته بودن سیکل، کاهش پیدا کرده و بعد از مدتی، ادامه‌ی فرآیند دیگر صرفه اقتصادی ندارد. همچنین، نتایج شبیه‌سازی هماهنگی خوبی با داده‌های تجربی داشته که نشان دهنده‌ی صحت و درستی نتایج گزارش شده است. ■

سرعت در جهت محوری متفاوت بوده که این نشان می‌دهد در مناطق نزدیک به ورودی لوله، سرعت به‌طور کامل توسعه یافته نیست.

### ۳-۶- افت فشار درون تماس دهنده‌ی غشاء فیبر توخالی

شکل ۹- کانطور فشار محلول آبی را در طول تیوب نشان می‌دهد. همانطور که در شکل دیده می‌شود، افت فشار در طول تیوب ناچیز است که این، می‌تواند یکی از مزایای استفاده از چنین سیستم‌هایی در مقابل سیستم‌های سنتی تصفیه فاضلاب‌های صنعتی باشد.

### ۳-۷- توزیع غلظت آمونیاک در تیوب با زمان

در این تحقیق، شبیه‌سازی دو بعدی و ناپایای آمونیاک در بازه‌ی زمانی ۱۰۰ دقیقه انجام شده است. شکل ۱۰- توزیع غلظت آمونیاک در سمت لوله در زمان‌های مختلف را نشان می‌دهد. محلول آبی خوراک از قسمت پایین لوله ( $z=0$ ) وارد می‌شود و با توجه به گرادیان غلظت، آمونیاک از درون توده خوراک به سطح غشاء نفوذ می‌کند. در آغاز این فرآیند، نیروی محرکه انتقال جرم و گرادیان غلظت بالاتر بوده و در نتیجه، بیشترین انتقال جرم آمونیاک به سمت پوسته را خواهد داشت (شکل ۱۰- در زمان ۶۰ ثانیه را ببینید). با گذشت زمان، شیب غلظت کم کم از بین می‌رود که به نوبه خود، باعث کاهش انتقال جرم آمونیاک می‌شود و با کاهش نیروی محرکه به دلیل نداشتن توجیه اقتصادی، متوقف می‌شود.

### نتیجه‌گیری

در این مطالعه، به شبیه‌سازی دو بعدی و حالت ناپایای تماس دهنده‌ی غشاء فیبر توخالی (HFMC) در زمینه تصفیه پساب‌های صنعتی، پرداخته شد. شبیه‌سازی تماس دهنده‌ی غشایی به‌صورت تابعی از زمان برای حذف آمونیاک از پساب صورت گرفت و با حل هم‌زمان معادلات بقای جرم و ممتوم با روش عددی المان محدود، پدیده‌های حاکم در این سیستم توصیف

### منابع

- [1] Hammer Jr M.J, 2001, Water and Wastewater Technology, Prentice-Hall, Inc., New Jersey.
- [2] Metcalf & Eddy, 1991, Wastewater Engineering—Treatment, Disposal and Reuse, McGraw-Hill Inc., Singapore.
- [3] Beychok, Milton R. 1971, Wastewater treatment, Hydrocarbon Processing: 109–112.
- [4] Segura A.A, 2012, Ammonium removal from wastewater by liquid-liquid membrane contactors, Universidad Politécnic de Catalunya.
- [5] Zhu Z, Hao Z, Shen Z, Chen J, 2005, Modified modeling of the effect of pH and viscosity on the mass transfer in hydrophobic hollow fiber membrane contactors, J. Membr. Sci. 250, 269–276.
- [6] Ashrafizadeh S.N, Khorasani Z, 2010, Ammonia removal from aqueous solutions using hollow-fiber membrane contactors, Chemical Engineering Journal, Volume 162, 242–249.
- [7] Mandowara A, Bhattacharya P.K, 2011, Simulation studies of ammonia removal from water in a membrane contactor under liquid-liquid extraction mode, J. Environ. Manage. 92, 121–130.
- [8] Tan X, Tan S.P, Teo W.K, Li K, 2006, Polyvinylidene fluoride (PVDF) hollow fibre membranes for ammonia removal from water, J. Membr. Sci. 271, 59–68.
- [9] R.B. Bird, W.E. Stewart, E.N. Lightfoot, Transport Phenomena, 2nd ed. John Wiley & Sons, New York, 1960.
- [10] Koponen A, Kataja M, Timonen J, 1998, Simulations of single-fluid flow in porous medium”, Int. J. Mod. Phys. 9, 1505–1521.