Journal of Environmental Health Engineering, November 2018; Vol. 6, No. 1: 99-110

Investigation of Coagulation and Flocculation Process in Chemical Pre-Treatment of Livestock Wastewater

Elham Abdollahzadeh Sharghi[1]*, Faeze Yadegari[2], Leila Davarpanah[1]

1. Environmental Group, Energy Department, Materials and Energy Research Center, MeshkinDasht, Karaj, Iran
2. Environmental Group, Energy Department, Materials and Energy Research Center, MeshkinDasht, Karaj, Iran

**** E-mail: E.abdollahzadeh@merc.ac.ir***

Received: 15 Mar 2018 ; Accepted: 4 Sep 2018

ABSTRACT

Background: Development of communities, population growth, and enhancement of the health indicators has led to a significant increase in dairy and meat consumption, and consequential growth in the livestock industry. As the result, the environmental problems which cause by such industrial wastewater has increased. Livestock wastewater considered as a very non-biodegradable and polluted wastewater. In this study, the performance of livestock wastewater pre-treatment, by using coagulation and flocculation method, in order to reduce the pollutants concentration and improve wastewater properties were investigated.
Methods: In the experimental methods, the Jar test unit was used as a batch reactor; $FeCl_3$, PAC, and Alum as coagulants; and two polyelectrolytes: Zetafloc and Megafloc as cationic and anionic flocculants. The effects of coagulant dosage and type, flocculant type, and pH on the removal of COD and turbidity from wastewater were investigated in three stages. The wastewater with initial COD and turbidity of 12250 mg/L and 7125 NTU, respectively, was collected from a livestock unit.
Results: The optimum conditions in the coagulation and flocculation process to achieve the maximum removal efficiency for COD (29.6%) and turbidity (52.8%) were obtained in an experiment with $FeCl_3$ at a concentration of 400 mg/L, pH=8, and using an anionic flocculant.
Conclusion: The results of the present study showed that the coagulation and flocculation process can be an effective method for livestock wastewater pre-treatment.

Keywords: Livestock Wastewater, physicochemical Treatment, Coagulation and Flocculation, COD, Turbidity

مجله مهندسی بهداشت محیط، پاییز ۱۳۹۷، سال ٦، شماره ۱: ۹۹-۱۱۰

بررسی عملکرد فرایند انعقاد و لخته‌سازی در پیش تصفیه شیمیایی فاضلاب گاوداری

الهام عبداله زاده شرقی*[۱]، فایزه یادگاری[۲]، لیلا داورپناه[۱]

۱ استادیار گروه محیط زیست، پژوهشکده انرژی، پژوهشگاه مواد و انرژی، مشکین‌دشت، کرج، ایران
۲ دانش‌آموخته کارشناسی ارشد مهندسی انرژی‌های تجدیدپذیر، پژوهشکده انرژی، پژوهشگاه مواد و انرژی، مشکین‌دشت، کرج، ایران

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۶/۱۲/۲٤ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۶/۱۳

چکیده

زمینه و هدف: با پیشرفت جوامع، افزایش جمعیت و ارتقا شاخص‌های سلامت، مصرف لبنیات و گوشت افزایش چشمگیری یافت، ولیکن با رشد صنعت دامداری مشکلات ناشی از فاضلاب این صنایع هم بیشتر شده است. فاضلاب دامداری به عنوان یک فاضلاب با زیست‌تخریب‌پذیری بسیار کم و آلایندگی بسیار بالا شناخته شده است. در این مطالعه عملکرد پیش تصفیه فاضلاب دامداری با استفاده از روش انعقاد و لخته‌سازی جهت کاهش آلاینده‌ها و بهبود خواص آن بررسی شد.

مواد و روش‌ها: به این منظور از دستگاه جارتست به‌عنوان یک سیستم پایلوت منقطع، از $FeCl_3$، PAC و Alum به عنوان منعقدساز و از دو پلی‌الکترولیت Zetafloc و Megafloc به عنوان لخته‌ساز کاتیونی و آنیونی استفاده شد و تاثیر میزان و نوع منعقدساز و نوع لخته‌ساز و pH در حذف COD و کدورت در سه مرحله بررسی شد. فاضلاب مورد آزمایش از یک واحد دامداری با COD و کدورت اولیه به ترتیب برابر با ۱۲۲۵۰ mg/L و ۷۱۲۵ NTU جمع آوری گردید.

یافته‌ها: شرایط بهینه در فرایند انعقاد و لخته‌سازی جهت دستیابی به بیشترین بازده حذف COD (۲۹/٦٪) و کدورت (۵۲/۸٪) در آزمایشی با حضور $FeCl_3$ در غلظت ٤۰۰ mg/L و pH=۸ به همراه لخته‌ساز آنیونی ارزیابی گردید.

نتیجه‌گیری: نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که فرآیند انعقاد و لخته‌سازی می تواند روشی کارآمد در پیش‌تصفیه فاضلاب دامداری باشد.

کلمات کلیدی: فاضلاب دامداری، تصفیه فیزیکوشیمیایی، انعقاد و لخته‌سازی، COD، کدورت

* **نویسنده مسئول:** گروه محیط زیست، پژوهشکده انرژی، پژوهشگاه مواد و انرژی، مشکین‌دشت، کرج، ایران
ایمیل: E.abdollahzadeh@merc.ac.ir - تلفن تماس: ۰۲۶۳۶۲۸۰۰۴۱

مقدمه

با توسعه اقتصادی و بهبود استانداردهای زندگی پرورش دام و طیور به سرعت افزایش یافته است و همچنین در مقابل، فاضلاب و ضایعات این صنایع به منبع اصلی آلودگی در بسیاری از مناطق غیر شهری تبدیل شدند. در سال ۲۰۰۱ تخمین زده شد میزان اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)، اکسیژن خواهی بیولوژیکی (BOD) و نیتروژن آمونیاکی (NH_3-N) موجود در کود تولیدی این صنایع به ترتیب ۷/۲۸ میلیون تن، ٤/۹۹ میلیون تن و ۱/۳۲ میلیون تن بوده و میزان COD آن تقریبا با مجموع COD تولیدی فاضلاب صنعتی و فاضلاب شهری برابر بوده است[۱]. علیرغم وابسته بودن ترکیب درصد فضولات دامی به پارامترهای متعدد، به طور میانگین می‌توان ترکیب درصد بیان شده در جدول ۱ را برای آن در نظر گرفت[۲].

عوامل گوناگونی مانند نوع، گونه و سن دام، ماهیت خوراک دام و نحوه خوراک دهی به آن، آب و هوا و اقلیم نگهداری در حجم، شدت و ترکیب فاضلاب ناشی از این صنعت موثر هستند[۳]. علاوه بر این کیفیت این فاضلاب نه تنها بین انواع چهارپایان متفاوت است بلکه برای یک گونه مشخص در نقاط مختلف یک کشور و در مزارع مختلف هم تفاوت وجود دارد. حتی در یک مزرعه بسته به ایام سال در مشخصه‌های فاضلاب تفاوت ایجاد می‌شود[٤]. دامداری‌های سرپوشیده در مقایسه با دامداری‌های موجود در فضای باز و با تجهیزات روباز، به دلیل امکانات سرپوشیده جمع‌آوری و نگهداری فضولات و فاضلاب‌ها دارای فاضلابی با ترکیب یکنواخت‌تر و همچنین شدت جریان قابل پیش‌بینی و پایدارتر هستند[۳].

توجه به موقعیت آب و هوایی برای مدیریت فاضلاب دامداری دارای نقش مهمی است. در مناطق خشک نسبت به مناطق پربارش، فاضلاب حجم کمتر و غلظت بیشتری دارد و این تغییرات با افزایش شدت و دفعات بارش‌ها، تغییرات دما و رطوبت شدیدتر می‌شود[۳]. فاضلاب آلی قوی تولید شده توسط صنعت دام‌پروری یکی از منابع اصلی آلودگی کشاورزی غیر نقطه‌ای است[۵]. در صورت ورود عمدی یا سهوی فاضلاب این صنایع به منابع آب سطحی و زیر زمینی، کیفیت این آب‌ها به شدت تحت تاثیر قرار خواهند گرفت[۱]. به طور سنتی فاضلاب دامداری‌ها توسط نگهداری طولانی مدت در لاگون و سپس پخش کردن آن بر روی زمین تصفیه می‌شده است که به عنوان ماده مغذی برای زمین عمل می‌کرده است. اما حجم بالای فاضلاب و مقدار متغیر تولید آن باعث ناموثر بودن این روش می‌شود[۳]. همچنین تخلیه بیش از حد این فاضلاب می‌تواند با راه‌یابی به منابع آب سطحی و زیرزمینی باعث آلودگی آنها شود. از مشخصات فاضلاب‌های دامداری می‌توان به میزان بالای جامدات معلق، میزان بالای COD، میزان بالای BOD و نیتروژن اشاره کرد[۱] و به دلیل میزان بالای مواد آلی، ترکیبات سمی و آفت‌کش‌های بازدارنده (آنتی‌بیوتیک‌ها و داروهای استفاده شده برای دام) ورود آن به محیط زیست به عنوان یک تهدید جدی تلقی می‌شود[٦]. فاضلاب‌های دامی در آب‌های سطحی باعث افزایش بیش از حد نیترات، فسفر، آمونیاک و باکتری‌های کلیفرم می‌شود که می‌تواند توسط تخلیه عمدی یا غیر عمدی این فاضلاب‌ها ایجاد شود.

جدول ۱: میانگین ترکیب درصد فضولات دامی (خشک و تر) [۲]

مواد خشک	BOD(٪)	نیتروژن (٪)	فسفر	پتاسیم (٪)

(٪)			(٪)	
۱۵	۲/۷	۰/۵۸	۰/۱۷	۰/۳٦

علاوه بر این نیترات، باکتری‌های کلیفرم و فلزات و نمک‌های موجود در کود دامداری‌ها باعث آلودگی آب‌های زیرزمینی می‌شود. میزان غلظت آمونیاک این فاضلاب بسیار بالاست که برای میکروارگانیسم‌ها سمی می‌باشد[۳]. فاضلاب دامداری می‌تواند باعث از بین رفتن ماهی‌ها (مسمومیت توسط آمونیاک بالا، مواد مغذی اضافی باعث رشد بیش از حد جلبک‌ها و کاهش اکسیژن محلول می‌شود)، ایجاد تغییر در اکوسیستم (جلبک‌های اضافی باعث کاهش نفوذ نور خورشید و رسیدن آن به گونه‌های گیاهی زیر آب می‌شود)، ناسالم سازی جمعیت حیات‌وحش (بوتولیسم پرندگان که توسط باکتری‌های کلیفرم ایجادمی‌شود) و وبا که سالیانه هزاران پرنده آبزی را می‌کشد، شود[۷].

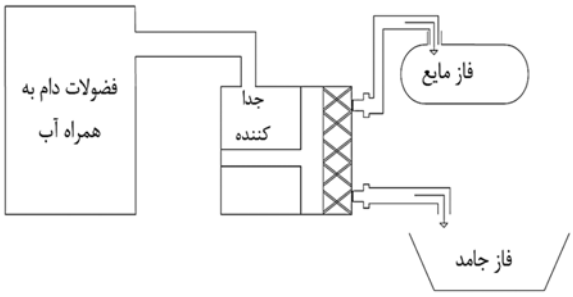
اگرچه تاکنون یک فرایند مشخص برای تصفیه فاضلاب دامداری توسعه داده نشده است[۸]، اما فرایندهایی مانند هضم بی‌هوازی، هضم هوازی (به عنوان مثال فرایند هضم هوازی ترموفیل اوتورمال (ATAD)، هضم بی هوازی- هوازی و روش هضم هوازی-تصفیه شیمیایی برای تصفیه آن استفاده می‌شود[۹]. Cho در سال ۲۰۰۱ یک فرایند تصفیه شامل روش‌های جداسازی، انعقاد و ته‌نشینی، ازن‌زنی، و تصفیه بیولوژیکی را برای فاضلاب دامداری پیشنهاد داده است[۱۰].

تصفیه بیولوژیکی فاضلاب دامداری به دلیل اینکه حاوی مقادیر بالایی از مواد آلی غیرقابل تجزیه زیستی است، مشکل می‌باشد[۸]. علیرغم بالا بودن COD این نوع فاضلاب، میزان COD تخریب‌پذیر آن کم است. برای مثال مشخصه قابل توجه فاضلاب این صنایع در فرانسه، نسبت COD/N بالا (۱۰<) و COD تخریب‌پذیر بسیار کم این فاضلاب (COD/N برابر با ٦/٥-٤) است[۳]. به همین جهت اغلب در کنار فرایندهای بیولوژیکی از فرایندهای فیزیکی-شیمیایی به عنوان تصفیه و یا پیش تصفیه استفاده می‌شود.

برای پیش‌تصفیه فاضلاب دامداری به ندرت یک مرحله باعث حذف مقادیر قابل توجهی از جامدات میشود و بنابراین به چند مرحله برای پیش‌تصفیه موثر و حذف مناسب ذرات نیاز است[۱۱]. علاوه بر این توزیع اندازه ذرات این فاضلاب عاملی بسیار مهم در تعیین راندمان مراحل پیش‌تصفیه (ته‌نشینی، فیلتراسیون و انعقاد شیمیایی) است که به میزان زیادی به نوع دام و تغذیه آن بستگی دارد[۱۲]. با توجه به دشوار بودن تصفیه فاضلاب دامداری و بار آلایندگی بسیار زیاد آن، در این مطالعه امکان استفاده از تصفیه شیمیایی توسط منعقدسازها به عنوان یک سیستم پیش تصفیه برای تصفیه فاضلاب گاوداری، بهبود خواص ته‌نشینی و کارایی آن در کاهش بار آلاینده‌های ورودی به مرحله بیولوژیکی (هضم بی‌هوازی) بررسی شد.

مواد و روش‌ها

فاضلاب مورد مطالعه در این پژوهش، از یک واحد گاوداری در آبیک قزوین گرفته شد. کل فاضلاب این گاوداری شامل دو بخش شیردوش و بهاربند بود. پژوهش حاضر بر روی فاضلاب بخش بهاربند (فاضلاب ناشی از شستشوی محل نگهداری و فضولات دام) که دارای قدرت آلایندگی بیشتری بود انجام شد. در شکل یک مراحل تولید این فاضلاب ارایه شده است.



شکل ۱: نحوه تولید فاضلاب بخش بهاربند

راندمان واحد جداکننده فاضلاب به میزان زیادی به خواص فیزیکی و شیمیایی فاضلاب بخش بهاربند بستگی دارد و در صورت ذخیره‌سازی این فاضلاب در مکان‌های مخصوص (به دلیل ایجاد شرایط بیهوازی و هیدرولیز جامدات معلق و تبدیل آنها به مواد محلول) راندمان این مرحله تغییر کرده و جامدات معلق کاهش می‌یابد[۱۳]. پس از جدا شدن فاز مایع و جامد فاضلاب بخش بهاربند توسط واحد جداکننده، فاز جامد که به طور غالب شامل مواد فیبری خوراک دام است به عنوان کود در مزارع کشاورزی استفاده می‌شود و فاز مایع حاصل از جداسازی فضولات خام، که نمونه برداری فاضلاب مورد استفاده در این پژوهش از این بخش بوده است، تحت فرایند تصفیه شیمیایی در این پژوهش قرار گرفت. استفاده از تصفیه شیمیایی به همراه روش‌های فیزیکی-مکانیکی جهت پیش‌تصفیه فاضلاب علاوه بر کاهش رطوبت فاز جامد، باعث کاهش میزان فسفر فاز مایع میشود[۱۴]. مشخصات فاضلاب مورد استفاده در این پژوهش در جدول ۱ ارایه شده است. این داده‌ها توسط دستگاه یون کروماتوگرافی (881 Compact IC) Metrohm pro 1 ساخت سوئیس به دست آمده است.

تمامی مواد منعقدساز و کلوخه‌ساز از شرکت رسوبگیری خریداری شدند. سایر مواد شیمیایی مورد استفاده در اندازه‌گیری‌های آزمایشگاهی همگی از شرکت مرک تهیه شدند.

COD فاضلاب خام و مایع رویی در انتهای زمان ته‌نشینی آزمون جار توسط روش شماره D5220 استاندارد APHA [۱۵] با دو مرتبه تکرار اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری COD از ترموراکتور Hach و دستگاه اسپکتروفتومتر ویال‌خوان Palintest 8000 استفاده شد. کدورت فاضلاب خام و مایع رویی در انتهای زمان ته‌نشینی آزمون جار با استفاده از دستگاه کدورت سنج Aqua Lytic مدل AL450T-IR ساخت آلمان و با دو مرتبه تکرار اندازه‌گیری شد. pH، TDS، شوری و هدایت با استفاده از دستگاه مولتی‌پارامتر شرکت Hach مدل HQ ٤٠D اندازه‌گیری شد. در این پژوهش از سه منعقدساز سولفات آلومینیوم ($Al_2(SO_4)_3$) یا همان Alum، پلی آلومینیوم کلراید (PAC) و کلرید آهن ($FeCl_3$) به همراه لخته‌ساز کاتیونی (Zetafloc 7563) و آنیونی(Megafloc 3045PWG) استفاده شد. غلظت محلول‌های استوک Alum، PAC و $FeCl_3$ به ترتیب برابر با ۱۰۰۰ ppm، ۱۰۰۰ ppm و ٤٠٠٠٠ ppm و غلظت محلول استوک لخته‌ساز کاتیونی و آنیونی به ترتیب برابر با ۱۰۰۰ ppm و ۱۰۰ ppm بود.

جدول ۲: مشخصات فاضلاب مورد استفاده در این پژوهش

پارامتر	غلظت	پارامتر	غلظت
pH	۸/۵	فلوئور(mg/L)	۱۱۲/۵
کدورت (NTU)	۷۱۲۵	فسفات (mg/L)	٤۷/٤
هدایت ($mS\ cm^{-1}$)	۷/۲	سولفات (mg/L)	۲۵۷/۳
شوری (٪)	٤/۱	پتاسیم (mg/L)	۹۱۰/۹

۹۹/۰	کلسیم(mg/L)	۳۷۰۰	کل جامدات معلق (TSS) (mg/L)
۱۱۰/۵	منیزیم(mg/L)	۳۹۷۰	کل جامدات محلول (TDS) (mg/L)
۵۸۱/۰	سدیم (mg/L)	۱۲۲۵۰	COD (mg/L)
۸۳۹/۹	کلر (mg/L)	۱۹/۵	نیتریت (mg/L)
–	برم (mg/L)	۶۳۵/۹	آمونیوم (mg/L)

برای انجام آزمون جار ابتدا cc ۵۰۰ فاضلاب (با pH =۷) درون هر بشر ریخته و آزمایش به صورت زیر انجام شد:

مرحله ۱: افزودن منعقدساز و شروع اختلاط با سرعت rpm ۱۵۰ و به مدت زمان ۳ دقیقه

مرحله ۲: افزودن لخته‌ساز و اختلاط با سرعت rpm ۱۵۰ و به مدت زمان ۲ دقیقه

مرحله ۳: اختلاط آهسته با سرعت rpm ٤۰ و به مدت زمان ۲۰ دقیقه

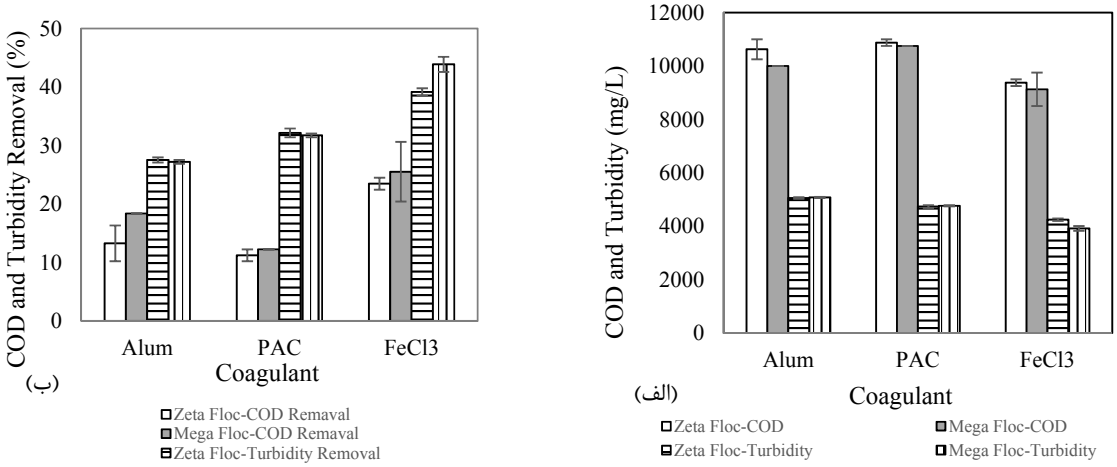
مرحله ٤: ته‌نشینی به مدت ۳۰ دقیقه و بدون اختلاط

در مرحله اول آزمایش، برای دست‌یابی به منعقدساز بهینه با بیشترین درصد حذف COD و کدورت از سه منعقدساز Alum، PAC و $FeCl_3$ با غلظت ppm ۲۰۰ و دو لخته‌ساز آنیونی و کاتیونی با غلظت ppm ۱ استفاده شد. در مرحله دوم آزمایش با توجه به نتایج مرحله اول، منعقدساز بهینه انتخاب شده و اثر غلظت ppm ۲۰۰ و ppm ٤۰۰ این منعقد ساز بر روی درصد حذف COD و کدورت فاضلاب مقایسه شد. در مرحله سوم آزمایش اثر pH منعقدساز بهینه بر روی راندمان حذف COD و کدورت مطالعه شد.

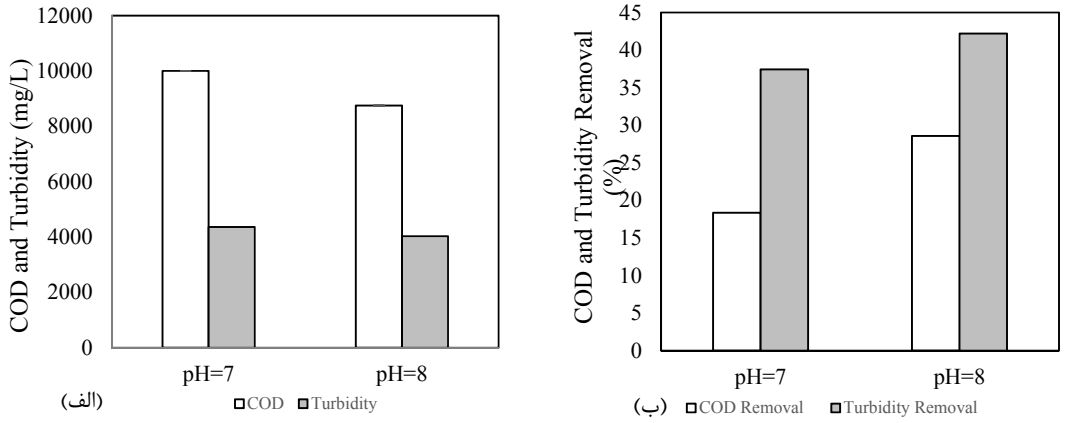
یافته‌ها

بررسی اثر نوع منعقدساز و لخته‌ساز

به‌منظور بررسی اثر نوع منعقدساز و لخته‌ساز، سه منعقدساز Alum، PAC و $FeCl_3$ با غلظت ppm ۲۰۰ و دو لخته‌ساز لخته‌ساز کاتیونی (Zetafloc 7563) و آنیونی (Megafloc 3045PWG) با غلظت ppm ۱ در pH =۷ مورد بررسی قرار گرفت. با توجه به شکل ۲، بیشترین درصد حذف CODو کدورت متعلق به $FeCl_3$ به همراه لخته‌ساز آنیونی و به ترتیب برابر با ۲۵/۵٪ و ٤۳/۹٪ بود که معادل با COD و کدورت خروجی mg/L ۹۱۲۵ و NTU ۳۹۱۵ بود. پس از آن به ترتیب PAC و Alum بیشترین درصد حذف COD و کدورت را داشتند. همانطور که از نتایج مشخص است تقریبا در تمام موارد درصد حذف COD با استفاده از لخته‌ساز آنیونی بیشتر است.



شکل ۲: تاثیر نوع منعقدساز و لخته‌ساز بر روی: الف) COD و کدورت خروجی و ب) بازده حذف COD و کدورت



شکل ۳: تاثیر pH بر روی: الف) غلظت COD و کدورت خروجی و ب) بازده حذف COD و کدورت

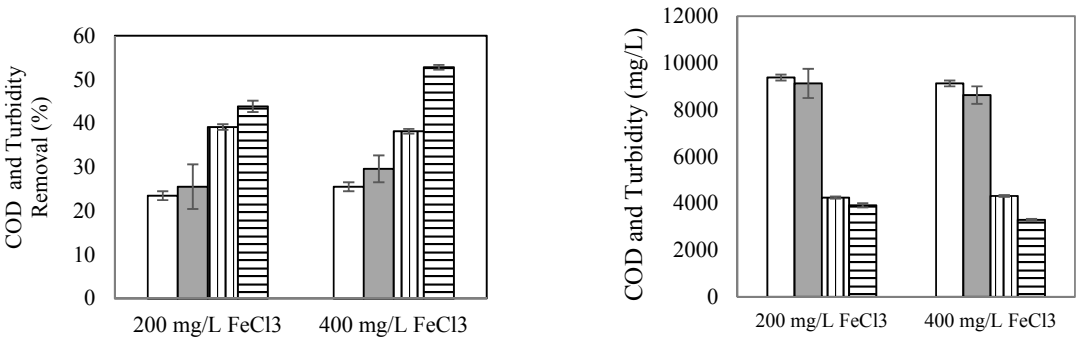
بررسی اثر pH

با توجه به تاثیر بیشتر $FeCl_3$ در حذف COD و کدورت از فاضلاب مورد آزمایش، این ماده به عنوان منعقدساز موثر در شرایط آزمایش انتخاب شد. در این مرحله pH نمونه‌ها از ۷ به ۸ افزایش داده شد و با استفاده از منعقدساز $FeCl_3$ و در غلظت ۲۰۰ mg/L آزمایش انجام شد (در این مرحله از هیچ لخته‌سازی استفاده نشد). با توجه به شکل ۳، افزایش pH باعث افزایش میزان حذف شد و حذف COD و کدورت به ترتیب از ۱۸/٤٪ به ۲۸/٦٪ و از ۳۷/۵٪ به ٤۲/۲٪ افزایش یافت.

بررسی اثر غلظت منعقدساز

در مرحله سوم اثر غلظت ppm ۲۰۰ و ppm ٤۰۰ از $FeCl_3$ به همراه لخته‌ساز کاتیونی و آنیونی با غلظت ppm ۱ (در pH=۸) بر روی حذف COD و کدورت بررسی شد. همانگونه که در شکل ٤ مشخص است با افزایش میزان $FeCl_3$ از ppm ۲۰۰ به ppm ٤۰۰ و به همراه لخته‌ساز آنیونی درصد

حذف COD و کدورت به ترتیب به ۲۹/٦٪ و ۵۲/۸٪ که معادل ۸٦۲۵ mg/L COD و کدورت ۳۲۹۲/۵ NTU در پایان فرآیند انعقاد و لخته سازی است، رسید.



ب الف

شکل ٤: بررسی تاثیر غلظت منعقدساز و نوع لخته‌ساز بر روی: الف) غلظت COD و کدورت خروجی و ب) بازده حذف COD و کدورت

بحث

در فرایند انعقاد و لخته سازی، نوع منعقد کننده و لخته ساز به عنوان یکی از مهمترین پارامترها در حذف آلاینده‌ها و ذرات کلوییدی می‌باشد. به دلیل کوچک بودن کلوییدها، سطح ویژه آنها بسیار بزرگ است. بنابراین نیروهای سطحی در مورد آنها بسیار مهم هستند. کلوییدها به واسطه داشتن بار سطحی و نیروهای دافعه الکترواستاتیک ناشی از بارهای همنام یکدیگر را دفع کرده و به حالت معلق و پایدار در فاضلاب باقی می‌مانند. هدف از انعقاد بر هم زدن این پایداری و ته‌نشین کردن ذرات کلوییدی است. بار سطحی در کلوییدها دارای چند منشا است[۱٦]:

- واکنش‌های شیمیایی واقع در سطح کلوییدها: بسیاری از سطوح جامدات دارای گروه‌های عاملی مانند OH–، -COOH و $-PO_3H_2$ هستند که به آسانی یونیده می‌شوند. بار چنین ذراتی وابسته به میزان یونیده شدن (انتقال پروتون) در نتیجه بسته به pH محیط اطراف است. در pH اسیدی سطح بار مثبت دارد و در pH بازی سطح بار منفی دارد. در pH میانی (نقطه ایزوالکتریک، نقطه با بار صفر) سطح بدون بار است.
- بار سطحی می‌تواند ناشی از نقص در شبکه بلور باشد (در این مورد بار سطحی مستقل از pH است).
- بار سطحی می‌تواند ناشی از جذب یک یون بر روی سطح توسط نیروهای واندروالس و پیوند هیدروژنی باشد.

منعقدسازها با از بین بردن بار سطحی در کلوییدها و کاهش نیروهای دافعه الکترواستاتیک و افزایش جاذبه واندروالس، باعث نزدیک شدن کلوییدها به یکدیگر و تشکیل خوشه‌های بزرگ و قابل ته‌نشینی می‌شوند. منعقدسازها با مکانیسم‌های اصلی زیر بارهای کلویید را از بین می‌برند[۱٦]:

- فشردگی لایه دوگانه
- جذب و خنثی سازی بار (توسط کمپلکس‌های تک هسته‌ای و چندهسته‌ای)
- جذب و پل زدن بین ذرات (توسط کمپلکس‌های چند هسته‌ای)
- گیر افتادن در رسوب (در غلظت کم کلویید و مقادیر بالای منعقدساز)

با حل شدن منعقدساز در فاضلاب یون‌های فلزی به

سرعت آبپوشیده می‌شوند($Al(H_2O)_6^{3+}$, $Fe(H_2O)_6^{3+}$)، در ادامه با تفکیک مولکول‌های آب اطراف یون فلزی محصولات هیدروکسید فلزی تشکیل می‌شود که به این ترتیب یون‌های محلول فلزی تبدیل به رسوبات نامحلول می‌شوند و نسبت به یون‌های منفرد فلزی به مراتب بهتر جذب کلوییدها شده و باعث خنثی‌سازی بار سطحی می‌شوند. این واکنش باعث مصرفی آلکالینیتی و افت pH فاضلاب می‌شود. ممکن است لیگاندهای دیگری به جز مولکول‌های آب هم در فاضلاب وجود داشته باشند که بسته به فراوانی می‌توانند جایگزین مولکول‌های آب شوند[17].

اثر افزایش یا کاهش غلظت منعقدساز بر روی حذف مواد کلوییدی به میزان بسیار زیادی به مکانیسم غالب حذف وابسته است. در تحقیق حاضر، افزایش میزان منعقدساز باعث افزایش بازده حذف آلاینده‌ها شد که مشخص می‌کند مکانیسم غالب انعقاد، جذب و خنثی‌سازی بار بوده است با توجه به غلظت بالای کلوییدها در فاضلاب، افزایش منعقدساز باعث معکوس شدن بار آنها و افت راندمان نشد. در مواردی که مکانیسم غالب انعقاد، جذب و خنثی‌سازی بار است، با بیشتر شدن منعقدساز از مقداری که با نام غلظت بحرانی منعقدساز (CCC) شناخته می‌شود، درصد حذف به شدت افت می‌کند و دلیل آن معکوس شدن بار سطحی کلوییدها به دلیل جذب بیش از حد محصولات هیدرولیز است. در فاضلاب‌های غلیظ مانند فاضلاب گاوداری، افزایش میزان منعقدساز باعث درشت‌تر شدن یا افزایش میزان لخته‌ها نمی‌شود، در این گونه موارد با افزایش میزان منعقدساز تنها بخش ته‌نشین شده غلیظ‌تر می‌شود[17] و عملا لخته‌ای قابل تشخیص نیست. در صورتی که مکانیسم غالب انعقاد، فشردگی لایه دوگانه باشد، افزایش بیشتر میزان منعقدساز از مقدار بهینه آن، باعث افزایش بسیار کم در راندمان حذف مواد آلاینده می‌شود.

Hanna و همکاران (۱۹۸۵) تاثیر ۹ ماده شیمیایی کلرید منیزیم، سولفات آلومینیوم (۱۰۰۰ ppm)، سولفات آهن (۱۰۰۰ ppm)، لیگنوسولفونات، هیدروکسید کلسیم (۱۰۰۰ ppm)، کلرید آهن (۱۵۰ ppm)، کیتوزان (۱۵۰ ppm) و یک پلیمر ارگانیک (۱ ppm) را روی حذف مواد جامد فرار (VS) بخش مایع کود خوک شامل ۱٪ جامدات بررسی کردند. نتایج آنها نشان داد که حذف VS با استفاده از مواد شیمیایی مختلف حدود ۸ تا ۱۳٪ افزایش یافت[18]. Powers و همکاران تاثیر چهار ماده شیمیایی، سولفات آهن (۳۲۰ ppm)، کربنات کلسیم (۷۵۰ ppm)، اکسید کلسیم (۷۵۰ ppm) و یک پلیمر را روی تصفیه شیمیایی فاضلاب مایع مخلوط کود گاوی بررسی کردند. نتایج آزمایش روی فاضلاب مایع با غلظت ۱/۵٪ جامدات کل (TS)، افزایش ۱۸ تا ۳۰ درصدی حذف TS را نشان داد[19].

لخته‌سازها پلیمرهای طبیعی یا مصنوعی دارای گروه عاملی هستند که می‌توانند بار داشته باشند. در صورت باردار بودن پلیمر، این گروه‌های عاملی می‌توانند خاصیت آنیونی، کاتیونی یا آمفولیتیک (دارای هر دو سایت آنیونی و کاتیونی) به پلیمر دهند. میزان بار پلیمر به مقدار یونیده شدن گروه‌های عاملی یا میزان جایگزینی آن بستگی دارد که هر دو این موارد با مقدار هیدرولیز شدن پلیمر مشخص می‌شوند. وزن این پلیمرها در خواص آنها بسیار تاثیرگذار است، پلیمرهای با وزن مولکولی بالا دارای زنجیره‌های بلند و پلیمرهای با وزن مولکولی پایین دارای زنجیره‌های کوتاه هستند. گروه‌های عاملی موجود در زنجیره پلیمری علاوه بر اینکه دارای امکان حمل بار هستند، دارای خواصی هستند که می‌توانند جذب شوند. بنابراین ناپایداری سازی توسط پلیمرها توسط دو مکانیسم خنثی سازی توسط بار و جذب صورت می‌گیرد. در صورت افزودن این پلیمرها به سیستم‌هایی که از قبل ناپایدار شده‌اند (با افزودن منعقدساز)، می‌توانند با افزایش سرعت لخته‌سازی اورتوکینتیک و درشت کردن لخته‌ها، باعث تولید لخته‌هایی با مقاومت بالا، متراکم‌تر، بزرگ‌تر و با قابلیت ته‌نشینی خوب شوند[17].

در این مطالعه استفاده از لخته‌ساز آنیونی نسبت به لخته‌ساز کاتیونی نتایج بهتری را به همراه داشت که ممکن است به دلیل فراوانی بیشتر ذرات با بار مثبت در فاضلاب و یا به دلیل تشکیل بیشتر فلاک‌های هیدروکسید فلزی با بار مثبت باشد. استفاده از پلیمرها به عنوان لخته‌ساز لزوما باعث کاهش میزان بهینه منعقدساز نمی‌شود به دلیل اینکه کارکرد آنها ناپایدارسازی کلوییدها نیست بلکه اتصال کلوییدهای ناپایدار شده و تشکیل لخته‌های درشت است[۲۰].

Vanotti و Hunt با بررسی منعقد ساز سولفات آلومینیوم (۱٤۳۰ ppm) و سه پلیمر آلی از نوع کاتیونی، غیر یونی و آنیونی (هر کدام در غلظت ۱۰ ppm) روی فاضلاب مایع کود گاوی با محتوای TS ۰/۱۸ ٪دریافتند که از بین سه پلیمر مورد آزمایش، پلیمر کاتیونی دارای تأثیر قابل توجهی در جداسازی جامدات و مواد مغذی داشت و باعث کاهش ۳۳٪ مواد جامد معلق (SS)، ۳۸٪ COD و ۸۳٪ نیتروژن آلی شد[۲۱]. تفاوت نتایج تحقیق آنها با تحقیق حاضر در نوع پلیمر مورد استفاده، می تواند به تفاوت در خصوصیات فاضلاب استفاده شده نظیر خواص ذرات موجود در فاضلاب و مقدار جامدات کل مربوط شود. Piccinni و Cortellini تاثیر افزودن یک پلیمر کاتیونی را قبل از فرآیند جداسازی روی نمونه های فاضلاب مایع کود خوک با TS اولیه ۳/۷-۱٪ و فاضلاب مایع کود گاوی با TS اولیه ٥/٦٪ بررسی کردند. نتایج آنها نشان داد که استفاده از پلیمر، حذف TS را برای مایع با سطح TS کم (<٥/۱٪)، ۱۰ تا ۲۳ درصد افزایش می دهد در حالیکه برای مایع با محتوای جامدات بالا این تاثیر زیاد نبود[۲۲].

pH یک عامل مؤثر در واکنش‌های شیمیایی و بیوشیمیایی است. تأثیر pH اولیه محیط بسته به نوع فرآیند مورد استفاده جهت تصفیه و همچنین نوع آلاینده بسیار متفاوت است. در واقع pH یک فاکتور اصلی در تشکیل ترکیبات فلزی محلول است[۲۳]. نتایج این تحقیق نشان داد که افزایش pH محیط از ۷ به ۸ باعث افزایش راندمان حذف شد. به دلیل اینکه در pHهای بالا، حلالیت هیدروکسیدهای آهن کاهش می‌یابد این ترکیبات با رسوب کردن باعث حذف کلوییدهایی که جذب آنها شده‌اند، می‌شوند. با کمتر شدن pH هیدروکسیدهای آهن حل شده و باعث ورود مجدد کلوییدهایی که جذب آنها شده بودند به آب می‌شوند و به این صورت راندمان تصفیه کاهش می‌یابد. لازم به ذکر است که pH بهینه استفاده از این منعقدساز بین ۸-۱۰ است. با وجود اینکه pH یک فاکتور بسیار مهم در عملکرد منعقدسازها است اما pH بالا لزوما به معنای راندمان بالاتر نیست و راندمان این فرایند به عوامل زیادی مانند غلظت کلویید، دمای واکنش، شدت اختلاط و میزان منعقدساز بستگی دارد[۱۷]. Henriksen و همکاران با مقایسه لخته‌سازهای معدنی (بنتونیت، کاولین، مارل و کلینوپتیولیت) و انواع سنتزی و آلی آن برای استفاده در پیش‌تصفیه فاضلاب مزرعه پرورش خوک به این نتیجه رسیدند که بنتونیت (در مقدار ۰/۲٪ وزنی) موثرترین و در عین حال ارزان‌ترین آنها است. همچنین ظرفیت لخته‌سازی در pH پایین‌تر افزایش می‌یابد که ممکن است به دلیل مکانیسم متفاوت عملکرد لخته‌سازهای معدنی نسبت به انواع آلی و سنتزی باشد[۲٤].

در عمل هدف از بکارگیری فرایند انعقاد و لخته سازی قبل از مراحل تصفیه بیولوژیکی فاضلاب دامداری، بهبود خواص ته‌نشینی و ارتقا راندمان سیستم پیش‌تصفیه فاضلاب است.

Ming و همکاران از یک سیستم تصفیه ترکیبی شامل مراحل جداسازی، تصفیه شیمیایی با استفاده از پلیمرها، هضم بی‌هوازی، نیتریفیکاسیون، دنیتریفیکاسیون، تصفیه شیمیایی با استفاده از منعقدسازها، استفاده از فنتون و ازن جهت تصفیه فاضلاب دامداری استفاده کردند. نتایج مطالعات آن گروه نشان داد که بازده حذف COD و جامدات معلق (SS) توسط تصفیه شیمیایی با استفاده از پلیمرها حدود ۳٦٪ و ۷٥٪، به ترتیب شد، که با نتایج تحقیق حاضر همخوانی داشت. با این

وجود، نوع و غلظت پلیمر و منعقدساز استفاده شده در آن پژوهش ذکر نگردیده است. بکارگیری سیستم تصفیه شیمیایی توسط منعقدساز بعد از راکتور بیولوژیکی منجر به حذف COD بیش از ۹۰٪ شد، که این درصد حذف بالا ناشی از تغییر ماهیت آلاینده‌ها بعد از قرار گرفتن در معرض شرایط هوازی و بیهوازی می‌باشد. باید توجه داشت استفاده از پلیمرها در مراحل اولیه برای بهبود خواص ته‌نشینی فاضلاب و استفاده از منعقدسازهای شیمیایی بعد از فرآیند بیولوژیکی جهت کاهش آلاینده‌های معلق و کلوییدی بود[۲۰].

Zhang و Lei پیش‌تصفیه شیمیایی فاضلاب مزرعه پرورش خوک را به عنوان روشی مناسب جهت افزایش راندمان حوضچه‌های ته‌نشینی و فرایندهای جداسازی مکانیکی در نظر گرفتند. $FeCl_3$ و آلوم، بعنوان موثرترین منعقد ساز، و پلی‌آکریلامید کاتیونی با بار زیاد، بعنوان موثرترین لخته‌ساز برای افزایش ته‌نشینی جامدات به دست آمد. طبق این بررسی میزان بهینه لخته‌ساز پلیمری نسبت خطی با جامدات موجود در فضولات داشته و برابر با ۱/۲٪ آن بود و این مقدار وابسته به خواص ذرات موجود در فاضلاب و مقدار جامدات کل آن بود. همچنین مشخص شد استفاده همزمان از منعقدساز و لخته‌ساز نتایج بهتری داشته و باعث صرفه‌جویی در میزان مصرف لخته‌ساز شده است[۲۵].

نتیجه‌گیری

لزوم توجه به حفظ آب و منابع محیطی از آلودگی، بررسی و مطالعه روش‌های مختلف حذف آلاینده‌ها و یا کاهش آنها در فاضلاب خروجی از صنایع را اجتناب‌ناپذیر می‌کند. در این تحقیق استفاده از انعقاد شیمیایی به عنوان یکی از روش‌های پیش‌تصفیه (و نه لزوما بهترین آن) بررسی شد. نتایج حاکی از حذف ۳۰٪ COD و حذف ۵۳٪ کدورت فاضلاب با استفاده از این روش بود که راندمان قابل قبولی محسوب می‌شود. اما ممکن است استفاده از این روش در سایر مراحل تصفیه نتایج به مراتب بهتری داشته باشد. در عمل هدف از بکارگیری فرایند انعقاد و لخته سازی قبل از مراحل تصفیه بیولوژیکی فاضلاب دامداری، بهبود خواص ته‌نشینی حوضچه های بیولوژیکی و ارتقا راندمان سیستم پیش‌تصفیه جداسازی فاضلاب است.

تشکر و قدردانی

نویسندگان مقاله حاضر از پژوهشگاه مواد و انرژی بابت حمایت مالی انجام شده تشکر و قدردانی می‌نمایند.

References

1. Xiaoyan W. Diffuse pollution from livestock production in China. Chin. J. eochem. 2005; 24(2):189-93.

2. LIVE.221 Characteristics and Volume of Effluent Produced by Livestock Vessels. Final Report prepared for MLA and LiveCorp by: Landline Consulting. Meat & Livestock Australia Ltd. 2003.

3. Harrington R, McInnes R. Integrated Constructed Wetlands (ICW) for livestock wastewater management. Bioresour. Technol. 2009; 100(22):5498-505.

4. Bernet N, Béline F. Challenges and innovations on biological treatment of livestock effluents Bioresour. Technol. 2009; 100(22):5431-6.

5. Chen X, Fukushi K. Development of a natural treatment system consisting of red ball earth and alfalfa for the post-treatment of anaerobically digested livestock wastewater. Water Sci. Technol. 2014; 70(5):795-802.

6. Pinedo-Hernandez J, Paternina-Uribe R, Marrugo-Negrete J. Alternative Electrocoagulation for Livestock Wastewater Treatment. Portugaliae Electrochim. Acta. 2016; 34(4):277-85.

7. Cressie N, Majure JJ. Spatio-temporal statistical modeling of livestock waste in streams. J. Agric. Biol. Environ. Sat.

8. Lee BH, Song WC. High concentration of ozone application by the DAF (Dissolved Air Flotation) system to treat livestock wastewater. WIT Trans. Eng. Sci. 2006; 95.

9. Lee H, Shoda M. Removal of COD and color from

livestock wastewater by the Fenton method. J. Hazard. Mater. 2008; 153(3):1314-9.

10. Cho W. A study on the livestock wastewater treatment by the microscreening, chemical coagulation, and ozonation. J. Environ. Res, Korea, 2001; 1(1):137-43.

11. Burton CH. The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure. Livest. Sci. 2007; 112(3):208-16.

12. Zhang RH, Westerman PW. Solid-liquid separation of annual manure for odor control and nutrient management. Appl. Eng. Agric. 1997; 13(3):385-93.

13. Moller HB, Sommer SG, Ahring BK. Separation efficiency and particle size distribution in relation to manure type and storage conditions. Bioresour. Technol. 2002; 85(2):189-96.

14. Cocolo SG. Assessment of different solid-liquid separation techniques for livestock slurry. PhD Thesis, 2013.

15. APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st ed., American Public Health Association, Washington, DC, 2005.

16. Metcalf & Eddy. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. McGraw – Hill Book Co, 2003

17. Bratby J. Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment. IWA publishing; 2006 Oct 15.

18. Hanna M, Sievers DM, Fischer JR. Chemical coagulation of methane producing solids from flushing waste waters. In Proc. 5th Int'l. Symp. Agric. Wastes, 1985; 632-637. St. Joseph, Mich.: ASAE.

19. Powers WJ, Montoya RE, Van Horn HH, Nordstedt RA, Bucklin RA. Separation of manure solids from simulated flushed manures by screening or sedimentation. Appl. Eng. Agric. 1995; 11(3): 431-6.

20. Ming TT, Hyun KT, Myun JL. Characterization of livestock wastewater at various stages of wastewater treatment plant. Malays. J. Anal. Sci. 2007; 11:23-8.

21. Vanotti MB, Hunt PG. The use of polymers for nitrogen removal in swine wastewater: PAM and encapsulated nitrifier technologies. In Proc. Technical Conf. on Water Quality, 1996; 19-21 March, North Carolina State University, Raleigh, N.C., 116-120. Raleigh, N.C.: NCSU.

22. Piccinini S, Cortellini L. Solid-liquid separation of animal slurries. In Proc. 4th Int'l. CIEC Symp., Agricultural Waste Management and Environmental Protection, Braunschweig, Germany, 1987; 219-229. Braunschweig-Voelkenvode, Germany: International Scientific Center of Fertilizers (CEIC) and Federal Agric. Research Center (FAL).

23. Akbal F, Camcı S. Comparison of electrocoagulation and chemical coagulation for heavy metal removal. Chem. Eng. Technol. 2010; 33(10):1655–64.

24. Henriksen K, Berthelsen L, Matzen R. Separation of liquid pig manure by flocculation and ion exchange part 1: laboratory experiments. J. Agr. Eng. Res. 1998; 69(2):115-25.

25. Zhang RH, Lei F. Chemical treatment of animal manure for solid-liquid separation. Transactions of the ASAE. American Society of Agricultural Engineers. 1998; 41(4):1103-8.