



## بررسی سرعت جذب آمونیوم در سری‌های مختلف خاک‌های استان گلستان

صفیه چرکزی<sup>۱</sup>، \*اسماعیل دردی‌پور<sup>۲</sup>، مجتبی بارانی‌مطلق<sup>۳</sup> و سعید نصراله‌نژاد<sup>۴</sup>

<sup>۱</sup> دانشجوی کارشناسی ارشد گروه خاکشناسی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، <sup>۲</sup> دانشیار گروه خاکشناسی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، <sup>۳</sup> استادیار گروه خاکشناسی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، <sup>۴</sup> دانشیار گروه گیاهپزشکی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان  
تاریخ دریافت: ۹۲/۱۰/۲۸؛ تاریخ پذیرش: ۹۳/۵/۲۶

### چکیده

واکنش‌های جذب سطحی در بسیاری از سیستم‌های ناهمگن مهم هستند. جذب فرآیندی وابسته به زمان است و شناخت سرعت جذب برای طراحی، ارزیابی و بازیابی جاذب ضروری و مهم می‌باشد. در این پژوهش سینتیک جذب آمونیوم در تعدادی از سری‌های خاک‌های استان گلستان، با خصوصیات کانی‌شناسی و بافتی مختلف با استفاده از محلول کلرید آمونیوم ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر در زمان‌های ۰/۲۵-۳۸۴ ساعت مورد بررسی قرار گرفت. معادله‌های سینتیکی مرتبه صفر، مرتبه اول، شبه مرتبه دوم، الویج ساده شده، دیفیوژن پارابولیکی و تابع نمایی برای برازش بر داده‌های آزمایشی مورد استفاده قرار گرفتند. نتایج نشان داد که در زمان‌های اولیه آمونیوم به سرعت جذب خاک می‌شود، ولی با گذشت زمان از سرعت جذب آن کاسته می‌شود. بیش‌ترین جذب سطحی آمونیوم در خاک سری قره‌سو و کم‌ترین آن در خاک هوتن ۲ مشاهده شد. مقایسه ضرایب تبیین ( $r^2$ ) و خطاهای معیار تخمین (SE) معادله‌ها نشان داد که به ترتیب معادله‌های شبه مرتبه دوم، تابع توانی و الویج ساده شده به خوبی سرعت جذب آمونیوم را در همه خاک‌ها توصیف می‌کند. ثابت سرعت معادله شبه مرتبه دوم از ۰/۰۰۶۳ (کردکوی ۲) تا ۰/۰۳۷۴ (هوتن ۲) با میانگین ۰/۰۱۷۹ کیلوگرم بر میلی‌گرم ساعت برای خاک‌ها متغیر بود. همچنین ترسیم داده‌های جذب آمونیوم بر پایه شکل خطی معادله دیفیوژن پارابولیکی یک شکستگی شیب را در زمان ۸ ساعت نشان داد. این امر می‌تواند نشانگر وجود دو مکانیسم متفاوت یا مکان جذب مختلف با ثابت‌های سرعت مختلف باشد که کنترل‌کننده فرایند جذب می‌باشند.

واژه‌های کلیدی: جذب سطحی، آمونیوم، معادله‌های سینتیکی

\* مسئول مکاتبه: [e.dordipour@yahoo.com](mailto:e.dordipour@yahoo.com)

## مقدمه

در کشاورزی امروزی، کمبود نیتروژن بیش تر از هر عنصر دیگر، عامل محدودکننده رشد می باشد. بنابراین تأمین نیتروژن قابل استفاده کافی در خاک برای رشد بهینه گیاه از اهمیت ویژه ای برخوردار است. شکل های نیتروژن در خاک شامل نیتروژن آلی و معدنی [محلول (به طور عمده آمونیوم و نترات)، تبادل و تثبیت شده (آمونیوم)] می باشد. مجموع این شکل ها نیتروژن کل خاک را تشکیل می دهد (یثربی و کریمیان، ۱۹۹۵). آمونیوم می تواند بین لایه های برخی از رس های ۲:۱ به ویژه ورمیکولایت و ایلایت تثبیت شود (حداس و همکاران، ۱۹۸۶). مقدار آمونیوم تثبیت شده و ظرفیت تثبیت آمونیوم همبستگی مثبتی با مقدار کانی های رسی نوع ۲:۱ دارد (ژانگ، ۲۰۰۶). فرآیندهای شیمیایی خاک از هر دو دیدگاه تعادلی و سینتیکی می توانند مورد مطالعه قرار گیرند (اسپارکس و همکاران، ۱۹۹۶). با این حال از زمان شروع در اواسط دهه ۱۸۵۰، شیمی خاک بر جنبه های ماکروسکوپی و تعادلی فرآیندها و واکنش های شیمیایی خاک متمرکز بوده است. از این مطالعات، اطلاعات بسیاری در مورد فرآیندهای شیمیایی مهم خاک مانند جذب، واجذبی، رسوب، تشکیل کمپلکس، انحلال و اکسیداسیون و کاهش به دست آمده است (اسپارکس، ۲۰۰۰). بدون شک، نتایج این مطالعات مفید و آموزنده بوده، با این وجود هیچ گونه اطلاعاتی در مورد سینتیک این واکنش ها در اختیار نمی گذارند. از این گذشته، مطالعات تعادلی به دلیل این که خاک ها و رسوبات تقریباً همیشه در حالت غیرتعادلی نسبت به تغییر شکل یون ها و برهم کنش مولکول های آلی قرار دارند، بیش تر قابل اعمال به شرایط مزرعه نمی باشند (اسپارکس، ۱۹۸۹). از این رو، برای شناخت کامل برهم کنش های دینامیکی عناصر غذایی با خاک و نیز پیش بینی سرنوشت آن ها در طول زمان، همچنین تحرک، تشکیل گونه و زیست فراهمی عناصر غذایی در خاک ها، آگاهی یافتن از سینتیک و مکانیسم واکنش های درگیر ضروری است (اسپارکس، ۱۹۸۹؛ اسپارکس، ۲۰۰۰). سینتیک با تغییرات خصوصیات شیمیایی در واحد زمان سر و کار دارد و به طور ویژه ای با سرعت تغییرات در ارتباط است (عزیزیان، ۲۰۰۶). جذب سطحی را می توان انباشتگی جسم یا ماده در فصل مشترک بین سطح جامد و محلول احاطه کننده دانست. جذب سطحی تعیین کننده مقدار عناصر غذایی مورد نیاز گیاه، فلزات، آفت کش ها و سایر ترکیبات شیمیایی آلی نگهداری شده در سطوح خاک می باشد (اوستان، ۲۰۰۴). واکنش های جذب و واجذب در بسیاری از سیستم های ناهمگن مهم شناخته شده اند. جذب و واجذب، فرآیندهای وابسته به زمان هستند و شناخت سرعت جذب و واجذب برای طراحی و ارزیابی و بازیابی جذب

ضروری و مهم است. پژوهشگران زیادی سینتیک جذب آمونیوم را بررسی و مدل‌های سینتیکی مختلفی را برای برازش آن مورد استفاده قرار داده‌اند. معادله‌های سینتیکی مختلفی از جمله مرتبه صفر، مرتبه اول، شبه مرتبه دوم، تابع توانی، الویچ و پخشیدگی پارابولیکی برای توصیف سینتیک فرایندهای شیمیایی خاک از جمله سینتیک جذب آمونیوم استفاده شده‌اند (اسپارکس، ۱۹۸۹). ژو و همکاران (۲۰۱۱)، در بررسی سینتیک جذب نیتروژن آمونیومی با مواد مختلف گزارش کردند که جذب آمونیوم با مواد مختلف در ابتدا به تندی افزایش، پس از مدتی افزایش کند و در نهایت به میزان ثابتی می‌رسد. آن‌ها بیان کردند که معادله شبه مرتبه دوم بهترین مدل توجیه‌کننده جذب آمونیوم می‌باشد. کیتھوم و همکاران (۱۹۹۸) در بررسی سینتیک جذب و آزادسازی آمونیوم با زئولیت طبیعی کلینوپتیلولایت گزارش کردند که فرایند جذب در زمان‌های ۱۲۰-۶۰ دقیقه به تعادل می‌رسد. آن‌ها معادله‌های مرتبه اول، الویچ، پارابولیک دیفیوژن و پخشیدگی همگن را به‌عنوان بهترین معادله‌های توصیف‌کننده جذب آمونیوم معرفی کردند. اوگرلو و کاروگلو (۲۰۱۱) در بررسی جذب آمونیوم از یک محلول آبی با استفاده از خاکستر و سیپولیت به این نتیجه رسیدند که زمان تعادلی جذب آمونیوم یک ساعت بوده است و پس از این زمان سرعت جذب ثابت گشته است. آن‌ها معادله شبه مرتبه دوم را به‌عنوان بهترین مدل توجیه‌کننده جذب آمونیوم معرفی کردند. لیبدیتز و همکاران (۲۰۰۴) نیز در بررسی جذب یون‌های آمونیوم بر روی زئولیت طبیعی به این نتیجه رسیدند که جذب آمونیوم در زمان ۲۴ ساعت به تعادل رسیده و ثابت می‌شود. آن‌ها معادله مرتبه اول را به‌عنوان بهترین مدل توجیه‌کننده جذب آمونیوم معرفی کرده‌اند. هدف از انجام این پژوهش، بررسی روند جذب آمونیوم در سری‌های مختلف خاک‌های استان گلستان و همچنین انتخاب بهترین معادله توصیف‌کننده سینتیک جذب آمونیوم بود.

### مواد و روش‌ها

۶ نمونه خاک از سری‌های گالیکش، هوتن ۱، هوتن ۲، قره‌سو، کردکوی ۱ و کردکوی ۲ در استان گلستان انتخاب شدند. نمونه خاک‌ها از عمق شخم جمع‌آوری و هوا خشک شده و پس از کوبیده شدن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. بافت (گی و بودر، ۱۹۸۶؛ دی، ۱۹۶۵)، کربنات کلسیم معادل (نلسون، ۱۹۸۲) و کربن آلی (نلسون و سامرز، ۱۹۸۲)، pH و قابلیت هدایت الکتریکی (راول، ۱۹۹۵) و CEC (چپمن، ۱۹۶۵) نمونه خاک‌ها تعیین شدند. آمونیوم تبادل (با  $CaCl_2$  ۰/۰۱M) خاک‌ها قبل از شروع آزمایش خارج گردید (استفن و اسپارکس، ۱۹۹۷). سپس آزمایش‌های سینتیکی

با استفاده از روش پیمانهای انجام گرفت (ژو و همکاران، ۲۰۱۱). ۲ گرم از هر خاک در ۳ تکرار توزین و در لوله‌های سانتریفیوژ ۲۵ میلی‌لیتری ریخته شد. سپس ۲۰ میلی‌لیتر از محلول کلرید آمونیوم (۱۰۰ میلی‌گرم آمونیوم در لیتر) به آن‌ها اضافه گردید (ژو و همکاران، ۲۰۱۱) و در زمان‌های ۰/۲۵، ۰/۵، ۱، ۲، ۴، ۸، ۱۶، ۲۴، ۴۸، ۹۶، ۱۹۲ و ۳۸۴ ساعت تکان داده شد (استفن و اسپارکس، ۱۹۹۷). پس از پایان شیکر، هر یک از نمونه‌ها به مدت ۵ دقیقه با دور ۳۰۰۰ سانتریفیوژ شد و سپس غلظت آمونیوم تعادلی با استفاده از دستگاه تقطیر بخار تعیین گردید (کینی و نلسون، ۱۹۸۲). میزان آمونیوم جذب شده از اختلاف غلظت اولیه و تعادلی به دست آمد. به منظور جلوگیری از رشد و فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک، دو قطره کلروفرم به تمامی نمونه‌ها در ابتدای آزمایش اضافه گردید. ۶ مدل سینتیکی مرتبه صفر، شبه مرتبه اول، شبه مرتبه دوم، الویچ ساده شده، پخشیدگی پارابولیکی و تابع نمایی برای برآزش داده‌ها مورد استفاده قرار گرفتند (جدول ۱). معادله‌هایی که سرعت جذب آمونیوم را توضیح می‌دهند بر اساس ضرایب تشخیص و اشتباه استاندارد برآورد، انتخاب شدند. اشتباه استاندارد برآورد با استفاده از رابطه زیر محاسبه شد:

$$SE = \left[ \frac{\sum (K_t - K^*)^2}{n - 2} \right]^{1/2} \quad (1)$$

که در آن،  $K_t$  و  $K^*$  به ترتیب نشان‌دهنده مقدار آمونیوم جذب شده و محاسبه شده به وسیله مدل در زمان  $t$  و  $n$ : تعداد اندازه‌گیری‌ها می‌باشد.

### بحث و نتایج

برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد بررسی در جدول ۲ آورده شده است. معیار انتخاب خاک‌ها به گونه‌ای بود که تنوعی از درصد رس و نوع کانی در آن‌ها مشاهده شود. خاک‌ها دارای سه دامنه درصد رس ۱۵-۱۰، ۳۰-۲۵ و بالای ۴۰ درصد و همچنین دو نوع کانی غالب ایلیت و اسمکتایت بودند. خاک‌های گالیکش دارای ایلیت و اسمکتایت و هوتن ۱ و هوتن ۲ دارای ایلیت غالب بودند در حالی که خاک‌های قره‌سو، کردکوی ۱ و کردکوی ۲ دارای اسمکتایت غالب بودند (فرشادی‌راد و همکاران، ۲۰۱۲؛ بحرینی و همکاران، ۲۰۱۰).

## صفیه چرکزی و همکاران

جدول ۱- مدل‌های سینتیکی مورد استفاده در این مطالعه<sup>۱</sup>.

معادله	پارامترها	مدل سینتیکی
$(C_0 - C_t) = a - bt$	$b(\text{mgNH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ h}^{-1})$ و $a=C_0(\text{mgNH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ at } t=t_{eq})$	(۱) مرتبه صفر
$\ln(C_0 - C_t) = a - bt$	$b(\text{h}^{-1})$ و $a=\ln C_0(\text{mgNH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ at } t=t_{eq})$	(۲) شبه مرتبه اول
$\frac{t}{C_t} = a + bt$	$a=1/kC_0$ که در آن $k(\text{kg mg}^{-1} \text{ h}^{-1})$ ثابت سرعت شبه مرتبه دوم است و $b=1/C_0(\text{mgNH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ at } t=t_{eq})$ می‌باشد.	(۳) شبه مرتبه دوم
$C_t = a + b \ln t$	$a=1/\beta \ln(a\beta)$ که در آن $\alpha(\text{mgNH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ s}^{-1})$ سرعت جذب اولیه و $b=1/\beta$ که در آن $\beta[(\text{mgNH}_4 \text{ kg}^{-1})^{-1}]$ ثابت جذب است.	(۴) الویج ساده شده
$C_t = a + bt^{1/5}$	$a=C_0(\text{mgNH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ at } t=t_{eq})$ و $b[(\text{mgNH}_4 \text{ kg}^{-1})^{1/5}]$ ثابت سرعت پخشیدگی پارابولیکی است.	(۵) پخشیدگی پارابولیکی
$\ln C_t = \ln a + b \ln t$	$a=(\text{mgNH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ h}^{-1})^b$ ثابت سرعت جذب اولیه و $b(\text{mgNH}_4 \text{ kg}^{-1})^{-1}$ ضریب سرعت جذب است.	(۶) تابع توانی

<sup>۱</sup>  $C_0$  و  $C_t$  آمونیوم جذب شده در زمان  $t$  و در حال تعادل در زمان انتهایی ( $t=t_{eq}$ ) آزمایش هستند.

جدول ۲- برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها.

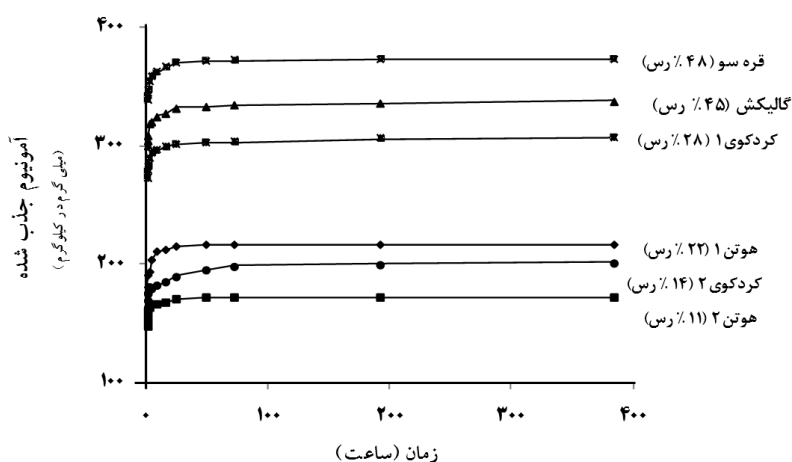
ظرفیت تبادل کاتیونی $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$	هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر)	pH	ماده آلی		کربنات کلسیم معادل	شن	سیلت	رس	بافت خاک	نام سری
			درصد	درصد						
۲۳	۱/۲۲	۷/۳	۲/۳	۵	۱۶/۵	۳۸/۵	۴۵	رسی	گالیکش	
۱۷/۲	۲/۱۶	۷/۸	۰/۸	۱۷	۲۶	۵۲	۲۲	رسی سیلتی	هوتن ۱	
۱۳/۵	۱/۹۹	۷/۲	۰/۵	۱۳	۶۳	۲۶	۱۱	لوم سیلتی	هوتن ۲	
۲۳/۷	۳/۴۸	۷/۳	۲/۸	۲۶	۱۰	۴۱/۵	۴۸/۵	رسی	قره سو	
۲۶/۷	۱/۱۹	۷/۵	۲/۷	۲	۱۱/۹	۵۹/۷	۲۸/۴	رسی سیلتی	کردکوی ۱	
۲۱/۵	۱/۰۲	۷/۴	۱/۴	۱/۵	۵۶	۲۹/۸	۱۴/۲	لوم سیلتی	کردکوی ۲	

**الگوی جذب آمونیوم در خاک‌ها:** روند جذب آمونیوم در خاک‌ها به صورت تابعی از زمان در شکل ۱ نشان داده شده است. در زمان‌های اولیه آمونیوم به سرعت جذب خاک می‌شود. ولی با گذشت زمان شیب نمودار و جذب آمونیوم کند می‌شود. ظرفیت جذب در تمامی خاک‌ها از ۸-۰ ساعت به تندی افزایش پیدا می‌کند، از ۲۴-۸ ساعت این افزایش به کندی صورت می‌گیرد و پس از ۲۴ ساعت به تعادل رسیده و ثابت می‌شود.

این امر با توجه به در دسترس بودن نقاط جذب در مراحل اولیه جذب و اشباع شدن آن به وسیله آمونیوم پس از گذشت زمان قابل توجه می‌باشد. ژو و همکاران (۲۰۱۱) نیز به نتایج مشابهی دست یافتند. آن‌ها گزارش کردند که همه مکان‌های جذب‌کننده برای جذب سطحی آمونیوم در مراحل اولیه در دسترس می‌باشد و با طولانی شدن زمان تماس، جذب سطحی آمونیوم ثابت می‌شود. چنین رفتاری بیانگر وجود هم‌زمان جذب سطحی و رهاسازی در فرایند واکنشی است و هر دوی آن‌ها با طولانی شدن زمان به تدریج به تعادل می‌رسند. به عبارت دیگر وقتی مکان‌های جذب سطحی اشباع می‌شوند سرعت جذب سطحی کاهش و در نهایت با سرعت رهاسازی متعادل می‌شوند. این جذب یا آزادسازی دو فازی (فاز سریع اولیه و فاز کند بعدی) از خصوصیت یک فرآیند کنترل شده توسط پخشیدگی است که قبلاً برای آمونیوم (استفن و اسپارکس، ۱۹۹۷؛ کیتھوم و همکاران، ۱۹۹۸) و سایر یون‌های مشابه مثل پتاسیم (فیجن‌بوم و همکاران، ۱۹۸۱؛ مارتین و اسپارکس، ۱۹۸۳) مشاهده شده است.

اوگرلو و کاروگلو (۲۰۱۱) در بررسی جذب آمونیوم از یک محلول کلرید آمونیوم با استفاده از خاکستر و سیپولیت به این نتیجه رسیدند که زمان تعادلی جذب آمونیوم یک ساعت بوده است و پس از این زمان سرعت جذب ثابت گشته است. کیتھوم و همکاران (۱۹۹۸) در بررسی سینتیک جذب و آزادسازی آمونیوم با زئولیت طبیعی کلینوپتیلولایت گزارش کردند که فرایند جذب در زمان‌های ۱۲۰-۶۰ دقیقه به تعادل می‌رسد. لیبیتنز و همکاران (۲۰۰۴) نیز در بررسی جذب یون‌های آمونیوم بر روی زئولیت طبیعی به این نتیجه رسیدند که جذب آمونیوم در زمان ۲۴ ساعت به تعادل رسیده و ثابت می‌شود. آن‌ها گزارش کردند که ۵۰ درصد جذب در طول ۷ ساعت اولیه بوده و ادامه آن در ۱۷ ساعت بعدی صورت می‌گیرد. آن‌ها اختلاف بین مقادیر جذب در طول ۷ ساعت اول و ۱۷ ساعت بعدی را یا به مکانیسم متفاوت موجود در این فرآیند (تبادل کاتیونی و جذب) و یا به موقعیت‌های مختلف مراکز جذب (به ترتیب در سطح یا ساختار متخلخل داخلی) نسبت دادند. لیو و همکاران (۲۰۱۰) در بررسی جذب آمونیوم از محلول کلرید آمونیوم با استفاده از پودر برگ توت‌فرنگی به این نتیجه رسیدند که فرایند جذب آمونیوم در سه مرحله اتفاق می‌افتد. در مرحله ابتدایی، فرایند جذب به کندی اتفاق می‌افتد. سپس جذب آمونیوم در مرحله میانی به تندی افزایش یافته و در نهایت در زمان ۱۴ ساعت به تعادل می‌رسد. تعادل حاصل احتمالاً به دلیل اشباع شدن نقاط فعال جذب با آمونیوم می‌باشد. وهاب و همکاران (۲۰۱۰) در بررسی جذب زیستی آمونیوم بر روی خاک اره به این نتیجه

رسیدند که جذب آمونیوم در ۲۰ دقیقه اول به تعادل می‌رسد. آن‌ها بیان کردند که جذب آمونیوم در خاک اره سریع‌تر از زئولیت صورت می‌گیرد. زیرا در فرایند جذب آمونیوم بر روی زئولیت، زمان رسیدن به تعادل معمولاً ۱۲۰-۴۰ دقیقه می‌باشد. در بین خاک‌ها، قره‌سو بیش‌ترین و هوتن ۲ کم‌ترین جذب را داشت. بیش‌تر بودن جذب در خاک قره‌سو را می‌توان به بالا بودن درصد و نوع رس آن نسبت داد. با افزایش میزان رس جذب آمونیوم نیز افزایش یافته است. همچنین جذب آمونیوم در خاک‌های با رس اسمکتایت غالب بیش‌تر از خاک‌های با ایلیت غالب می‌باشد.



شکل ۱- منحنی جذب آمونیوم با محلول کلرید آمونیوم در خاک‌های مورد مطالعه.

مقایسه معادله‌های سینتیکی: خطای معیار تخمین و ضرایب تبیین مربوط به معادله‌های برتر برآزش شده در خاک‌های مختلف در جدول ۳ ارائه شده است. براساس نتایج برآزش، معادله شبه مرتبه دوم، تابع توانی و ایلویچ به ترتیب بهترین مدل توجیه‌کننده جذب آمونیوم بودند و معادله‌های مرتبه صفر، اول و پخشیدگی به دلیل ضریب تبیین پایین و خطای معیار بالا بر داده‌ها به خوبی برآزش نیافتند. برآزش معادله شبه مرتبه دوم و تابع توانی بر آمونیوم جذب شده در شکل‌های ۲ و ۳ نشان داده شده است. مدل شبه مرتبه دوم به طور گسترده‌ای در برآورد سینتیک جذب سطحی آمونیوم مورد استفاده قرار گرفته است (هو و مکی، ۱۹۹۴). پژوهشگران دریافته‌اند که اگر یک واکنش به وسیله "تبادل یونی"

کنترل شود، مدل شبه مرتبه دوم بهترین برازش را با داده‌های آزمایشی دارد (لی و همکاران، ۲۰۰۸؛ ژنگ و همکاران، ۲۰۰۸). مدل شبه مرتبه دوم به صورت ذیل ارایه می‌شود (هو و مک‌کی، ۱۹۹۴):

$$\frac{t}{C_t} = \frac{1}{kC_s} + \frac{t}{C_s} \quad (2)$$

که در آن،  $C_t$  (mg kg<sup>-1</sup>) مقدار آمونیوم جذب سطحی شده در زمان  $t$ ،  $k$ : ثابت شدت سرعت مدل شبه مرتبه دوم (h<sup>-1</sup> kg mg<sup>-1</sup>),  $C_s$  (mg kg<sup>-1</sup>) مقدار آمونیوم جذب سطحی شده در حالت تعادل و  $t$  زمان تماس است.

ضرایب همبستگی مدل شبه مرتبه دوم برای جذب سطحی آمونیوم توسط خاک‌ها برابر یک می‌باشد. مقادیر آمونیوم جذب سطحی محاسبه شده از مدل شبه مرتبه دوم توسط خاک‌ها کاملاً شبیه مقادیر اندازه‌گیری شده آن‌ها در آزمایش است (جدول ۴). این امر نشان می‌دهد که جذب سطحی آمونیوم توسط خاک‌های سری‌های مختلف به مدل سینتیک شبه مرتبه دوم به خوبی برازش یافته است. گو و همکاران (۲۰۰۸) اشاره داشته‌اند که مدل شبه مرتبه دوم مدل مناسبی برای سنتیک جذب سطحی آمونیوم بر روی زئولیت طبیعی است. ون و همکاران (۲۰۰۶) نیز گزارش کردند که فرآیند جذب سطحی از مدل شبه مرتبه دوم پیروی می‌کند.

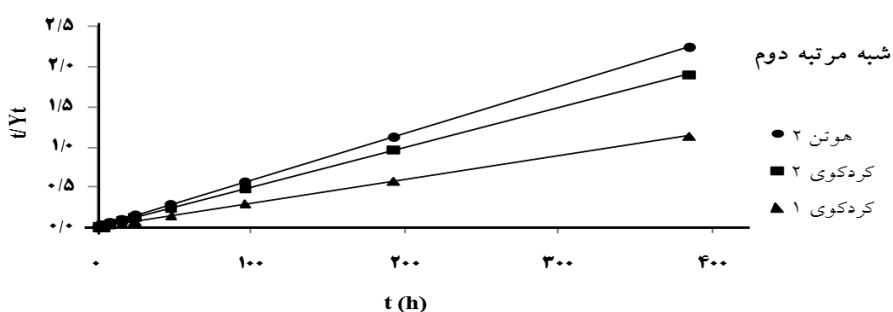
اوگرلو و کاروگلو (۲۰۱۱) در بررسی جذب آمونیوم از یک محلول کلرید آمونیوم با استفاده از خاکستر و سپولیت و موسوی و همکاران (۲۰۱۱) در بررسی مکانیسم، سینتیک و هم‌دمای جذب آمونیوم و هومیک اسید بر روی زئولیت طبیعی، معادله شبه مرتبه دوم را به‌عنوان بهترین مدل توجیه‌کننده جذب آمونیوم معرفی کردند. ژو و همکاران (۲۰۱۱)، هوانگ و همکاران (۲۰۱۰)، وهاب و همکاران (۲۰۱۰)، لیو و همکاران (۲۰۱۰)، گو و همکاران (۲۰۰۸) و ون و همکاران (۲۰۰۶) نیز گزارش کردند که معادله شبه مرتبه دوم بهترین مدل توجیه‌کننده جذب آمونیوم می‌باشد. همچنین برازش خوب مدل‌های تابع توانی و الویچ به داده‌های جذب آمونیوم بیانگر پخشیدگی آهسته آمونیوم به داخل موقعیت‌های بین‌لایه‌ای کانی‌های خاک‌های مورد مطالعه می‌باشد و فرآیند کنترل‌کننده سرعت می‌باشد. مطالعات سینتیکی انجام شده بر روی پتاسیم که بسیار شبیه به آمونیوم رفتار می‌کند (اسپارکس و هوانگ، ۱۹۸۵) نشان می‌دهد که تشابه پارامترهای سه مدل به خوبی برازش یافته الویچ، تابع توانی و پخشیدگی پارابولیکی بیانگر پخشیدگی آهسته پتاسیم از یا به موقعیت‌های بین‌لایه‌ای میکا و فرآیند کنترل‌کننده سرعت است (هاولین و همکاران، ۱۹۸۵).



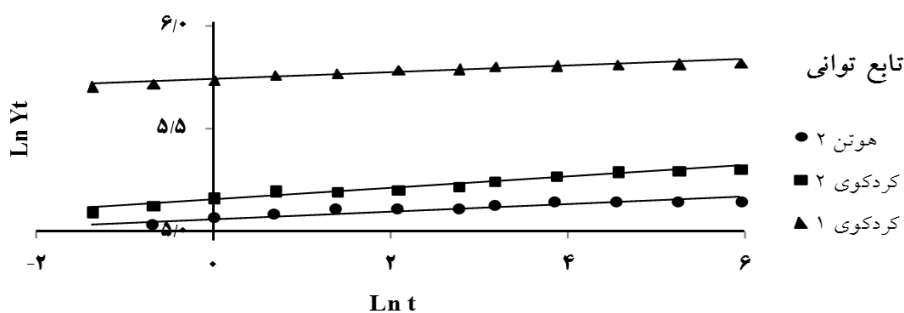
فرآیند جذب سطحی آمونیوم، به وسیله مدل تابع توانی به خوبی توصیف شده است (شکل ۳). بچ و ویلیامز (۱۹۷۱) نشان دادند که انرژی سطحی با افزایش اشباع سطح به طور نمایی افزایش می یابد زمانی که داده های جذب سطحی به مدل فروندلیخ اصلاح شده یا همان تابع توانی (کوئو و لوتز، ۱۹۷۴) برازش می یابد. برهم کنش بین مولکولها ممکن است کاهش انرژی جذب سطحی با افزایش اشباع سطح را توضیح دهد. اورت (۱۹۶۵) پیشنهاد کرد که در جذب سطحی مولکولهای گاز، کاهش در فاصله بین مولکول جذب سطحی شده، پتانسیل آشفستگی را افزایش می دهد. این برهم کنش برای مولکولهای جذب سطحی شده آمونیوم نیز محتمل است. در وضعیت اشباع سطحی کم، مولکولهای جذب سطحی شده آمونیوم تمایل به قرار گرفتن به نحوی در کنار یکدیگر دارند که حداقل انرژی پتانسیل را داشته باشند. با افزایش جذب سطحی آمونیوم، فاصله بین مولکولهای جذب سطحی شده آمونیوم، کاهش می یابد و انرژی آشفستگی، همچنین انرژی پتانسیل کل مولکولهای جذب سطحی شده آمونیوم، افزایش می یابد. بنابراین سطوح جاذب ممکن است در صورت لزوم دارای مکانهای با سطوح مختلف انرژی نباشند، همان طور که توسط ملجدی و همکاران (۱۹۶۶a) و ملجدی و همکاران (۱۹۶۶b) نشان داده شده است. ولی ممکن است مولکولهای جذب سطحی شده در سطوح مختلف انرژی، به دلیل برهم کنش بین مولکولهای جذب سطحی شده نگه داری شوند. البته، یک تمایز آشکار بین مولکولهای جذب سطحی شده با توجه به انرژی پتانسیل شان، امکان پذیر نخواهد بود. برازش خوب داده های جذب سطحی آمونیوم بر مدل ایلوویچ، توانایی این مدل را در پیش بینی تجربی به اثبات می رساند. همان طور که پراوانو و بودانت (۱۹۵۵) ذکر می کند، مدل ایلوویچ ممکن است تعدادی فرآیندهای مختلف را از جمله پخشیدگی توده ای و سطحی، همچنین فعال سازی و غیرفعال سازی سطوح کاتالیستی را توصیف نماید. با این حال، پیش بینی در پوشش های سطحی خیلی کم یا خیلی زیاد هنوز در محدوده مرزی قرار می گیرد (اونگاریش و آهارونی، ۱۹۸۱).

نتایج آزمون همبستگی بین پارامترهای مدل های سینتیکی جذب آمونیوم با برخی خصوصیات خاک به ویژه میزان رس خاکها معنی دار شده است (جدول ۵). برای مثال در مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم بین ثابت شدت سرعت جذب ( $k$ ) با میزان ماده آلی و CEC همبستگی منفی و معنی دار و بین میزان آمونیوم جذب سطحی شده در زمان تعادل (C.) با مقادیر رس، ماده آلی و CEC همبستگی مثبت و معنی داری مشاهده گردید ( $P.value \leq 0.01$ ). هاولین و همکاران (۱۹۸۵) بیان نمودند که بهترین شاهد حمایت کننده برای هر معادله مورد استفاده برای توصیف یک فرآیند سینتیکی، مقایسه ثابت سرعت یا شیب معادله ها با پاسخ های گیاهی و خصوصیات خاک مانند میزان رس می باشد. آنها

نشان دادند که مقادیر میکای شش خاک مورد مطالعه آن‌ها (هاولین و همکاران، ۱۹۸۵)، عملکرد نسبی و جذب پتاسیم (هاولین و وستفال، ۱۹۸۵) با ثابت‌های شیب و عرض از مبدأ معادله‌های الیوچ، پخشیدگی و تابع توانی همبستگی بالا و معنی‌داری دارد. بنابراین نتایج جدول ۵ نشان می‌دهد که مدل‌های سینتیکی شبه مرتبه دوم، تابع توانی و ایلویچ توانستند به خوبی فرآیند جذب سطحی آمونیوم توسط خاک‌های مورد مطالعه ما را توصیف نمایند. همچنین، برخی پژوهشگران پارامترهای معادله ایلویچ را برای برآورد سرعت‌های واکنشی به کار برده‌اند. چین و کلیتون (۱۹۸۰) اشاره کرده‌اند که یک کاهش در  $\beta$  یا یک افزایش در  $\alpha$  باید سرعت واکنش را افزایش دهد. این ممکن است سوال‌برانگیز باشد، زیرا شیب پلات‌ها با مقدار یون افزوده شده و یا نسبت جاذب به محلول، تغییر نماید (شارپلی، ۱۹۸۳). در نتیجه، این شیب‌ها همیشه ویژگی جاذب را نشان نمی‌دهند ولی به شرایط آزمایش مختلف بستگی دارد (اسپارکس، ۱۹۸۶).

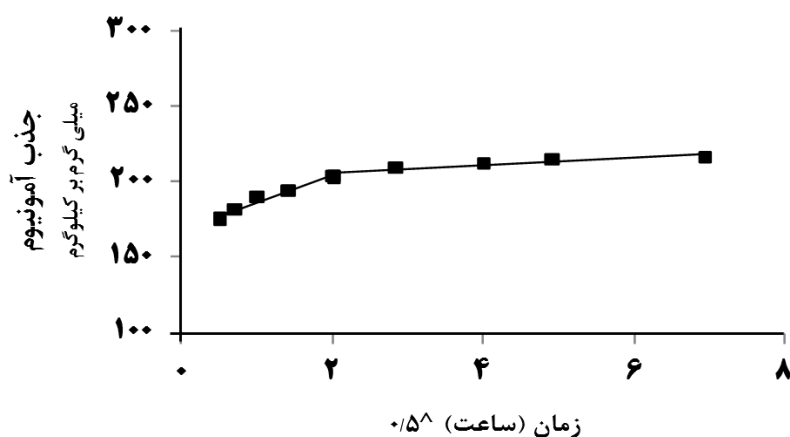


شکل ۲- برازش معادله شبه مرتبه دوم بر آمونیوم جذب شده در خاک‌ها.



شکل ۳- برازش معادله تابع توانی بر آمونیوم جذب شده در خاک‌ها.

ترسیم داده‌های جذب آمونیوم بر پایه شکل خطی معادله دیفیوژن پارابولیکی در شکل ۴، یک شکستگی شیب را در زمان ۸ ساعت نشان می‌دهد. بین زمان ۸-۰/۲۵ ساعت، جذب آمونیوم از خاک‌ها سریع بوده و سپس به وسیله یک واکنش کندتر ادامه می‌یابد. منحنی به دست آمده از این معادله می‌تواند به دو قسمت خطی تفکیک گردد (شکل ۴). شکستگی حاصل می‌تواند نشانگر وجود دو مکانیسم متفاوت یا دو مکان جذب مختلف با ثابت‌های سرعت مختلف باشد که کنترل‌کننده فرایند جذب می‌باشند. برای تمامی خاک‌های مورد مطالعه تفاوت معنی‌داری بین دو شیب خط حاصل وجود دارد به گونه‌ای که شیب قسمت اول (کم‌تر از ۸ ساعت) به مقدار قابل توجهی بیش‌تر از خط دوم می‌باشد. اوگرلو و کاروگلو (۲۰۱۱)، در بررسی جذب آمونیوم از یک محلول کلرید آمونیوم با استفاده از خاکستر و سپیولیت به این نتیجه رسیدند که جذب آمونیوم در دو مرحله صورت می‌گیرد: مرحله اول جذب سطحی و مرحله دوم جذب بین‌ذره‌ای. به این ترتیب ترسیم داده‌های جذب آمونیوم یک شکستگی را در حد واسط این دو مرحله نشان می‌دهد.



شکل ۴- ترسیم داده‌های جذب آمونیوم براساس معادله دیفیوژن پارابولیکی (هوتن ۱).

### نتیجه گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که در تمامی خاک‌های مورد مطالعه الگوی جذب آمونیوم به شکل یک واکنش سریع که تا حدود ۸ ساعت به طول انجامید، بود که به وسیله یک واکنش کندتر ادامه یافت و در نهایت در ۲۴ ساعت به تعادل رسید. در بین خاک‌ها، گالیکش بیش‌ترین و هوتن ۲ کم‌ترین جذب را داشت. مقایسه ضرایب تبیین و خطای معیار تخمین (SE) معادله‌های مختلف نشان داد که جذب آمونیوم می‌تواند به‌طور قابل‌قبولی به‌وسیله معادله‌های شبه مرتبه دوم، تابع توانی و الویچ توصیف شود.

جدول ۳- ثابت‌های معادله‌های سینتیک جذب آمونیوم.

شماره خاک	الویچ				تابع توانی				شبه مرتبه دوم			
	a	b	SE	r <sup>2</sup>	a	b	SE	r <sup>2</sup>	a	b	SE	r <sup>2</sup>
گالیکش	۳۴۸/۸	۵/۰۷	۳/۴۷	۰/۹۳	۵/۸۶	۰/۱۴۲	۰/۰۱	۰/۹۳	۰/۰۰۰۷	۰/۰۰۳۰	۰/۰۰۰۲	۰/۰۰۰۷
هوتن ۱	۱۹۰/۳	۵/۹۷	۵/۶۹	۰/۸۷	۵/۲۵	۰/۰۳۰۰	۰/۰۳	۰/۸۵	۰/۰۰۰۸	۰/۰۰۴۶	۰/۰۰۰۹	۰/۰۰۰۹
هوتن ۲	۱۵۸/۴	۳/۰۴	۳/۲۸	۰/۸۴	۵/۰۶	۰/۰۱۸۷	۰/۰۲	۰/۸۴	۰/۰۰۰۹	۰/۰۰۵۸	۰/۰۰۱۸	۰/۰۰۰۹
قره‌سو	۲۸۳/۷	۴/۵۵	۲/۹۷	۰/۹۴	۵/۶۵	۰/۰۱۵۶	۰/۰۱	۰/۹۳	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۲۷	۰/۰۰۰۶	۰/۰۰۰۵
کردکوی ۱	۳۱۱/۰	۵/۲۳	۳/۰۹	۰/۹۵	۵/۷۴	۰/۰۱۶۳	۰/۰۱	۰/۹۴	۰/۰۰۱۱	۰/۰۰۳۳	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۱۱
کردکوی ۲	۱۷۳/۳	۵/۱۳	۲/۱۹	۰/۹۷	۵/۱۶	۰/۰۲۷۹	۰/۰۱	۰/۹۷	۰/۰۰۴۱	۰/۰۰۵۰	۰/۰۰۰۷	۰/۰۰۴۱
میانگین	۲۴۴/۳	۴/۸۳	۳/۴۵	۰/۹۲	۵/۴۵	۰/۰۲۰۵	۰/۰۲	۰/۹۱	۰/۰۰۱۴	۰/۰۰۴۱	۰/۰۰۳۵	۰/۰۰۱۴

جدول ۴- مقادیر جذب سطحی به‌دست آمده از آزمایش و برآورد مقادیر پارامترهای مدل شبه مرتبه دوم.

سری خاک‌ها	جذب سطحی		اندازه‌گیری شده
	C.	K	
	mg kg <sup>-1</sup>	kg mg <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>
گالیکش	۳۳۳/۳	۰/۰۱۲۹	۳۳۶/۶
هوتن ۱	۲۱۷/۴	۰/۰۲۶۵	۲۱۷/۹
هوتن ۲	۱۷۲/۴	۰/۰۳۷۴	۱۷۲/۷
قره‌سو	۳۷۰/۴	۰/۰۱۴۶	۳۷۴/۳
کردکوی ۱	۳۰۳/۰	۰/۰۰۹۹	۳۰۷/۱
کردکوی ۲	۲۰۰/۰	۰/۰۰۶۳	۲۰۲/۰

جدول ۵- ضرایب همبستگی پارامترهای مدل‌های سینتیکی جذب آمونوم با برخی خصوصیات مختلف خاک‌های مورد مطالعه.

مدل سینتیکی						تابع توانی	خصوصیت خاک
الویج ساده شده		شبه مرتبه دوم		تابع توانی			
$\beta$	$\alpha$	C.	k	b	a		
$(\text{mg kg}^{-1})^{-1}$	$\text{mg kg}^{-1} \text{s}^{-1}$	$\text{mg kg}^{-1}$	$\text{kg mg}^{-1} \text{h}^{-1}$	$(\text{mg kg}^{-1})^{-1}$	$(\text{mg kg}^{-1} \text{h}^{-1})^b$		
$-0/45^{NS}$	$0/48^*$	$0/97^{**}$	$-0/38^{NS}$	$-0/66^{**}$	$0/96^{**}$	رس (درصد)	
$0/40^{NS}$	$0/34^{NS}$	$0/89^{**}$	$-0/71^{**}$	$-0/68^{**}$	$0/89^{**}$	ماده آلی (درصد)	
$0/52^*$	$0/21^{NS}$	$0/78^{**}$	$-0/84^{**}$	$-0/49^*$	$0/76^{**}$	ظرفیت تبادل کاتیونی †	

NS معنی دار در سطح احتمال ۵ درصد، \*\* معنی دار در سطح احتمال ۱ درصد و † غیرمعنی دار.  
\* بر حسب سانتی مول (+) بر کیلوگرم.

منابع

1. Azizian, A. 2004. Kinetic models of sorption: a theoretical analysis. *J. Colloid Interface Sci.* 276: 1. 47-52.
2. Bache, B.W., and Williams, E.G. 1971. A phosphate sorption index for soils. *J. Soil Sci.* 22: 289-301.
3. Bahreini Touhan, M., Dordipour, E., and Movahedi Naeini, S.A. 2010. Kinetic of non-exchangeable potassium release using citric acid and  $\text{CaCl}_2$  in dominant farmlands soil series in Golestan province. *J. Sci. Technol. Agric. Nat. Resour. Water Soil Sci.* 14: 53. 113-127.
4. Bower, C.A., and Hatcher, J.T. 1966. Simultaneous determination of surface area and cation exchange capacity. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 30: 525-527.
5. Chapman, H.D. 1965. Cation exchange capacity, P 891-901. In: Black, C.A., D.D. Evans, L.J. White, L.E. Ensminger and F.E. Clark (Eds.), *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy, Madison, WI.
6. Chien, S.H., and Clayton, W.R. 1980. Application of Elovich equation to the kinetics of phosphate release and sorption in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44: 265-268.
7. Day, P.R. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis, P 545-567. In: Black, C.A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part I. Agronomy 9*, ASA, Madison, WI. USA.
8. Everett, D.H. 1965. Interactions between adsorbed molecules. *Discuss. Faraday Soc.* 40: 177-187.
9. Farshadirad, A., Dordipour, E., and Khormali, F. 2012. Kinetics of Non-Exchangeable Potassium Release from Soil and its Components in Some Soils of Golestan Province. *J. Sci. Technol. Agric. Nat. Resour. Water Soil Sci.* 16: 59. 273-285.
10. Feigenbaum, S., Edelstein, R., and Shainberg, I. 1981. Release rate of potassium and structural cations from micas to ion exchangers in dilute solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 501-506.
11. Gee, G.W., and Bauder, J.W. 1986. Particle-size analysis, P 383-411. In: Klute, A. (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and Mineralogical Methods*. 2nd ed. ASA, SSSA, Madison, WI. USA.
12. Guo, X.J., Zeng, L., Li, X.M., and Park, H.S. 2008. Ammonium and potassium removal for anaerobically digested wastewater using natural clinoptilolite followed by membrane pretreatment. *J. Hazard. Mater.* 151: 125-133.
13. Hadas, A., Feigenbaum, S., Feigin, A., and Portnoy, R. 1986. Distribution of nitrogen forms and availability indices in profiles of differently managed soil types. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 308-313.
14. Havlin, J.L., and Westfall, D.G. 1985. Potassium release kinetics and plant response in calcareous soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 366-370.

15. Havlin, J.L., Westfall, D.G., and Olsen, R.S. 1985. Mathematical models potassium release kinetics in calcareous soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 371-376.
16. Ho, Y.S., and McKay, G. 1994. Pseudo-second order model for sorption processes. *Process Biochem.* 34: 451-465.
17. Huang, H., Xiao, X., Yan, B., and Yang, L. 2010. Ammonium removal from aqueous solutions by using natural Chinese (Chende) zeolite as adsorbent. *J. Haz. Mat.* 175: 247-252.
18. Keeney, D.R., and Nelson, D.W. 1982. Nitrogen- Inorganic forms, P 649-693. In: Page, A.L., et al. (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 2.* 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI., USA.
19. Kithome, M., Paul, J.W., Lavkulich, L.M., and Bomke, A.A. 1998. Kinetics of ammonium adsorption and desorption by the natural zeolite clinoptilolite. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 622-629.
20. Kuo, S., and Lotse, G. 1974. Kinetics of phosphate adsorption and desorption by hematite and gibbsite. *Soil Sci.* 116: 400-406.
21. Lebedynets, M., Sprynskyy, M., Sakhnyuk, I., Zbytniewski, R., Golembiewski, R., and Buszewski, B. 2004. Adsorption of ammonium ions onto a natural zeolite: Transcarpathian Clinoptilolite. *Adsorpt. Sci. Technol.* 22: 9. 731-741.
22. Lei, L.C., Li, X.J., and Zhang, X.W. 2008. Ammonium removal from aqueous solutions using microwave-treated natural Chinese zeolite. *Sep. Purif. Technol.* 58: 359-366.
23. Liu, H., Dong, Y., Wang, H., and Liu, Y. 2010. Ammonium adsorption from aqueous solutions by strawberry leaf powder: Equilibrium, kinetic and effects of coexisting. *Desalination.* 263: 70-75.
24. Martin, H.W., and Sparks, D.L. 1983. Kinetics of nonexchangeable potassium release from two coastal plain soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 883-887.
25. Moussvi, Gh., Talebi, S., Farrokhi, M., and Sabouti, R.M. 2011. The investigation of mechanism, kinetic and isotherm of ammonia and humic acid co-adsorption onto natural zeolite. *Chem. Eng. J.* 171: 1159-1169.
26. Muljadi, D., Posner, A.M., and Quirk, J.P. 1966a. The mechanism of phosphate adsorption by kaolinite, gibbsite and pseudoboehmite. Part I. The isotherms and the effect of pH on adsorption. *J. Soil Sci.* 17: 212-229.
27. Muljadi, D., Posner, A.M., and Quirk, J.P. 1966b. The mechanism of phosphate adsorption by kaolinite, gibbsite and pseudoboehmite. Part II. The location of the adsorption sites. *J. Soil Sci.* 17: 230-237.
28. Nelson, R.E. 1982. Carbonate and gypsum, P 181-197. In: Page, A.L. (Eds.), *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties.* American Society of Agronomy/Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.

29. Nelson, D.W., and Sommers. L.E. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter, P 539-579. In: Page, A.L. et al. (Eds.), Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. ASA. SSSA. Madison, WI. USA.
30. Oustan, Sh. 2004. Environmental Soil chemistry. Tabriz University Press, 454p. (In Persian)
31. Parravano, G., and Boudant, M. 1955. Chemisorption and catalysis on oxide semiconductors, P 47. In: Frankenburg, W.G., et al. (Eds.), Advances in catalysis. Academic Press, New York.
32. Rowell, D.L. 1995. Soil Science: Methods and Applications. Longman Scientific and Technical, Harlow, UK, 350p.
33. Sharpley, A.N. 1983. Effect of soil properties on the kinetics of phosphorus desorption. Soil Sci. Soc. Am. J. 47: 462-467.
34. Sparks, D.L. 1986. Kinetics of reactions in pure and mixed systems, P 83-145. In: Sparks, D.L. (Ed.), Soil physical chemistry. CRC Press, Boca Raton, FL.
35. Sparks, D.L. 1989. Kinetics of soil chemical process. Academic Press. San Diego. California. USA, 210p.
36. Sparks, D.L. 2000. Kinetics and mechanisms of soil chemical reactions, P 123-168. In: Summer, M.E. (Ed.), Handbook of soil science. CRC Press Inc. Boca Raton Florida. USA.
37. Sparks, D.L., Fendorf, S.E., Toner, Ch.V., and Carski, T.H. 1996. Kinetic method and measurements. In: Sparks, D.L. et al. (Eds.), Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. SSSA. ASA. Madison, Wis., USA.
38. Sparks, D.L., and Huang, P.M. 1985. The physical chemistry of soil potassium, P 202-276. In: Munson, R. (Ed.), Potassium in Agriculture. ASA, CSSA, SSSA and Madison, WI.
39. Steffens, D., and Sparks, D.L. 1997. Kinetics of nonexchangeable ammonium release from soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 61: 455-462.
40. Ugurlu, M., and Karaoglu, M.H. 2011. Adsorption of ammonium from an aqueous solution by fly ash and sepiolite: Isotherm, kinetic and thermodynamic analysis. Microporous and Mesoporous Mater. 139: 173-178.
41. Ungarish, M., and Aharoni, C. 1981. Kinetics of chemisorption: Deducing kinetic laws from experimental data. J. Chem. Soc. Faraday Trans. 77: 975-979.
42. Wahab, M.A., Jellali, S., and Jedidi, N. 2010. Ammonium biosorption onto sawdust: FTIR analysis, kinetics and adsorption isotherms modeling. Bioresour. Technol. 101: 5070-5075.
43. Wen, D.H., Ho, Y.S., and Tang, X.Y. 2006. Comparative sorption kinetic studies of ammonium onto zeolite. J. Hazard. Mater. 133: 252-256.
44. Yasrebi, J., and Karimian, N. 1995. Distribution of nitrogen different forms in soils beneath the Doroudzan dam of Fars province, P 108-117. In: SSSI (Ed.), Proceedings of the 3<sup>rd</sup> Congress of Soil Science, Karaj, Iran.



45. Zhang, Y.Z. 2006. Fixed ammonium content and maximum capacity of ammonium fixation in major types of tillage soils in Hunan province, China. *Agricultural Sciences in China*. 6: 4. 466-474.
46. Zheng, H., Han, L.J., Ma, H.W., Zheng, Y., Zhang, H.M., Liu, D.H., and Liang, S.P. 2008. Adsorption characteristics of ammonium ion by zeolite 13X. *J. Hazard. Mater.* 158: 577-584.
47. hu, W.L., Cui, L.H., Ouyang, Y., Long, C.F., and Tang, X.D. 2011. Kinetic adsorption of ammonium nitrogen by substrate materials for constructed wetlands. *Pedosphere*. 21: 4. 454-463.



## **Ammonium sorption rate in some soils series of Golestan province**

**S. Charkazi<sup>1</sup>, \*E. Dordipour<sup>2</sup>, M. Barani Motlagh<sup>3</sup> and S. Nasrolanezhad<sup>4</sup>**

<sup>1</sup>M.Sc. Student, Dept. of Soil Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, <sup>2</sup>Associate Prof., Dept. of Soil Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, <sup>3</sup>Assistant Prof., Dept. of Soil Science, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, <sup>4</sup>Associate Prof., Dept. of Plant Protection, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources

Received: 01/18/2014; Accepted: 08/17/2014

### **Abstract**

Sorption reactions in many heterogeneous systems are important. Adsorption is a time dependent process and knowing the adsorption rate is essential for designing, evaluating and recovering the adsorbents. At the present study, an ammonium adsorption kinetic experiment on some soils series of Golestan province, which are different in mineralogical and textural properties was conducted using solution containing 100 mg l<sup>-1</sup> of ammonium chloride at the time period of 0.25 to 384 h. Kinetic models were used to fit the experimental data, namely, zero-order, first-order, pseudo-second-order, simplified Elovich, parabolic diffusion and power function models. The results of adsorption kinetic study showed that ammonium is adsorbed fast within the first hours, but with elapsing the time, it will be slow. The highest ammonium adsorption was in Gharehsoo soil and the lowest one was observed in the Houttan soil 2. According to coefficients of determination (r<sup>2</sup>) and standard errors of estimate (SE) for equations, the rates of ammonium adsorption in all soils were described well by the pseudo second order, power function and simplified Elovich equations. The constant of speed rate of second-order equation (kg mg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) for soils varied from 0.0063 (Kordkoy 2) to 0.0374 (Houttan 2) with an avg. of 0.0179. Ammonium uptake data plotted on a linear parabolic diffusion equation showed a discontinuity in slope at 8 h. This could indicate the presence of two different mechanisms or different adsorption sites with different rate constants which control the adsorption process.

**Keywords:** Adsorption, Ammonium, Kinetic equations

---

\* Corresponding Authors; Email: [e.dordipour@yahoo.com](mailto:e.dordipour@yahoo.com)