

ارزیابی کربن آبی و نقش آن در مقابله با اثرات تغییر اقلیم

مه‌دی بلوکی کورنده^{۱*}، مه‌دی قدرتی شجاعی^۲، نسرین عزیزی^۳، مه‌تاب شجاعی^۳

۱- گروه اکولوژی دریا، سازمان حفاظت محیط‌زیست، تهران، ایران

۲- گروه زیست‌شناسی دریا، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی نور، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران

۳- معاونت محیط‌زیست دریایی و تالاب‌ها، سازمان حفاظت محیط‌زیست، تهران، ایران

*نویسنده مسئول: lahijanjan@yahoo.com

تاریخ انتشار: ۱۴۰۰/۸/۱۷

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۷/۱۲

تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۶/۸

چکیده

کربن آبی اصطلاحی است که در سال ۲۰۰۹ به‌منظور شناساندن اهمیت بوم‌سازگان‌های ساحلی گیاهی (مانگرو، شوره‌زارهای ساحلی و علف‌زارهای دریایی) در مقابله با اثرات تغییر اقلیم و لزوم حفاظت و بازسازی آن‌ها شکل گرفت. کربن آبی به کربنی گفته می‌شود که توسط بوم‌سازگان‌های ساحلی گیاهی از جو گرفته می‌شود و در رسوبات ساحلی و زی‌توده گیاهان ذخیره می‌شود. بوم‌سازگان کربن آبی از آنجا بیشتر اهمیت پیدا می‌کنند که این بوم‌سازگان‌ها تا ۱۰ برابر بیشتر از بوم‌سازگان‌های خشکی، کربن ترسیب و ذخیره می‌کنند که نشان‌دهنده اهمیت بالای آن‌ها در کاهش میزان دی‌اکسید کربن ناشی از فعالیت‌های انسانی است. در این مقاله اهمیت و مکانیسم ذخیره کربن در بوم‌سازگان گیاهی ساحلی مورد بررسی قرار گرفته است. منابع کربن آبی، ویژگی‌های آن و رابطه آن با تغییرات اقلیم در کنار تهدیدات پیشروی بوم‌سازگان‌های کربن آبی نیز مورد مطالعه قرار گرفته شده است. در نهایت تفاوت بوم‌سازگان‌های کربن آبی و کربن سبز و همچنین توانایی بوم‌سازگان‌های کربن آبی در ذخیره کربن مورد بررسی قرار می‌گیرد.

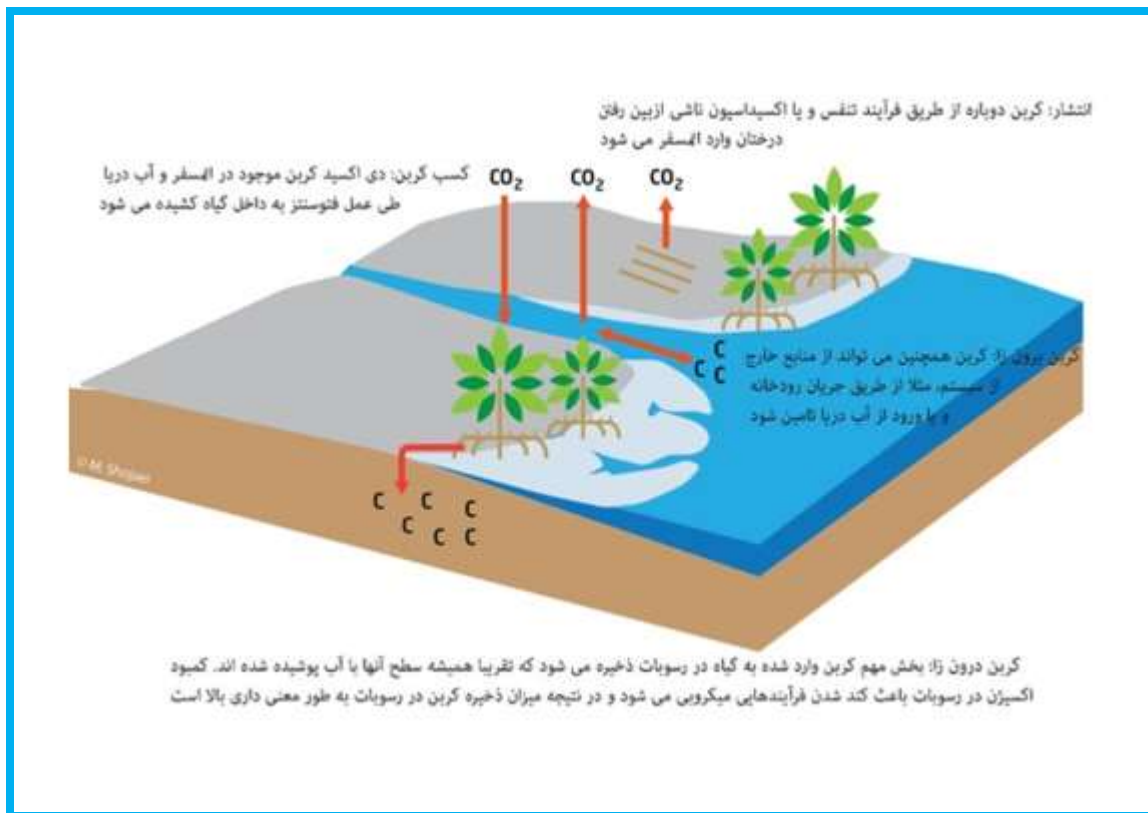
واژه‌های کلیدی: کربن آبی، تغییر اقلیم، بوم‌سازگان گیاهی ساحلی، مانگرو

مقدمه

کربن آبی (Blue carbon)، کربنی است که در بوم‌سازگان‌های مانگرو، شوره‌زارهای ساحلی (Salt tidal marshes) و علف‌زارهای دریایی (Seagrass meadows) و در رسوبات، زی‌توده زنده گیاه بالای خاک (برگ‌ها، شاخه‌ها و تنه اصلی)، زی‌توده زنده گیاه زیرخاک (ریشه‌ها) و نیز زی‌توده غیرزنده (باقی‌مانده برگ و چوب مرده) ذخیره می‌شود (McLeod *et al.*, 2011). همانند کربن ذخیره‌شده در گیاهان خشکی زی، کربن آبی نیز در فواصل زمانی کوتاه (چند سال تا چند دهه) در زی‌توده زنده گیاهان وارد می‌شود. برخلاف بوم‌سازگان خشکی، کربن گرفته‌شده توسط بوم‌سازگان‌های ساحلی می‌تواند به مدت زمان بسیار طولانی (تا چندین قرن) در رسوبات باقی‌مانده و به یک ذخیره بسیار بزرگ تبدیل شود (Duarte *et al.*, 2004). در بوم‌سازگان خشکی به علت در دسترس بودن بالای اکسیژن، فعالیت‌های اکسیداسیون میکروبی شدید است که باعث آزادسازی دوباره دی‌اکسید کربن ذخیره‌شده به جو می‌شود. این در حالی است که در بوم‌سازگان‌های کربن آبی، خاک توسط آب اشباع‌شده و میزان اکسیژن آن به شدت پایین است که باعث می‌شود کربن ذخیره‌شده مجدداً وارد اتمسفر نشده و به‌مرور زمان روی هم انباشته شود (Radabaugh *et al.*, 2018). به‌عنوان مثال، عمق و قدمت رسوبات کربن آبی ذخیره‌شده در بوم‌سازگان مانگرو بلیز (Belize)، در برزیل به ترتیب ده متر و بیش از ۶۰۰۰ سال است (McKee *et al.*, 2007). به همین ترتیب عمق رسوبات کربن شوره‌زارهای ساحلی در شمال نیوانگلند (Northern New England)، ۳ تا ۵ متر و قدمت آن ۳۰۰۰ تا ۴۰۰۰ سال بوده و تا حدود ۴۰ درصد کربن آلی در خود ذخیره کرده‌اند (Johnson *et al.*, 2007).

در سامانه‌های کربن آبی، کربن ذخیره‌شده بر مبنای منشأ آن به دو نوع تقسیم می‌شود که شامل کربن درون‌زا (با منشأ تولیدات اولیه بوم‌سازگان) (Autochthonous carbon) و کربن برون‌زا (با منشأ خارجی) (Allochthonous carbon) است (Howard *et al.*, 2014; Pendleton *et al.*, 2012). در نوع درون‌زا، کربن در داخل بوم‌سازگان تولید و انباشته می‌شود. گیاهان طی عمل فتوسنتز، دی‌اکسید کربن را از جو و یا اقیانوس می‌گیرند (تولیدکنندگان اولیه) و به‌منظور افزایش زی‌توده، آن را به بافت گیاهی (برگ، شاخه و ریشه) تبدیل می‌کنند. بخش عمده‌ای از این زی‌توده در ریشه‌ها قرار دارند که به دلیل شرایط بی‌اکسیژن، به مدت بسیار طولانی در داخل رسوبات ذخیره خواهند شد (Middelburg *et al.*, 1997). در نوع برون‌زا، کربنی که در خارج از بوم‌سازگان تولید شده است، در آن ذخیره می‌شود. بوم‌سازگان‌های ساحلی از لحاظ هیدرولوژیکی بسیار فعال هستند. آن‌ها به‌طور دائم با امواج، جریان‌های جزر و مدی و جریان‌های دریایی پوشیده می‌شوند که باعث انتقال رسوبات از مناطق اطراف (خشکی و یا داخل دریا) به این بوم‌سازگان‌ها می‌شود (Howard *et al.*, 2014). از طرفی گیاهان موجود در بوم‌سازگان‌های کربن آبی (مانند مانگروها) دارای ساختار ریشه‌ای پیچیده‌ای است که باعث به دام انداختن این رسوبات می‌شود. این گیاهان به دلیل قرار گرفتن در محیطی با شوری بالا و اکسیژن کم، مرتباً ریشه‌های (Fine roots) ریز تولید می‌کنند و ریشه‌های قدیمی‌تر را از دست می‌دهند که نتیجه آن افزایش ذخیره کربن است (شکل ۱).

نسبت بین کربن درون‌زا و برون‌زا در بوم‌سازگان‌های مختلف بسیار متفاوت است. در علف‌زارهای دریایی، حدود ۵۰ درصد از کربن ذخیره‌شده در خاک می‌تواند منشأ خارجی داشته باشد (Kennedy *et al.*, 2010). در حالی که درصد بالایی از کربن ذخیره‌شده در بوم‌سازگان‌های مانگرو و شوره‌زارهای ساحلی، درون‌زا است. با این وجود، مشارکت بالای کربن برون‌زا در ذخیره کربن آبی در برخی از بوم‌سازگان‌های مانگرو و شوره‌زارهای ساحلی هم گزارش شده است (Bouillon *et al.*, 2003; Middelburg *et al.*, 1997).



شکل ۱. سازوکارهایی که از طریق آن کربن به مناطق جزر و مدی وارد و یا از آن خارج می‌شود.

۱- اهمیت بوم‌سازگان‌های کربن آبی

بوم‌سازگان‌های مانگرو، شوره‌زارهای ساحلی و علف‌زارهای دریایی تحت تأثیر تنش‌های زیادی ناشی از فعالیت‌های انسانی مانند توسعه مناطق ساحلی و تغییرات کاربری اراضی قرار دارند (Alongi, 2002; Gedan *et al.*, 2009; Taillardat *et al.*, 2018). در خلیج فارس و دریای عمان، آلودگی‌های ساحلی (برای نمونه ناشی از صنایع نفت و گاز در خلیج ناپبند) و گسترش مزارع پرورش میگو (در بندرشناس، تیاب و کلاهی و گواتر) از جمله مهم‌ترین عوامل تنش‌زا هستند. زمانی که پوشش گیاهی از بین می‌رود و زمین خشک و یا برای استفاده‌های دیگر تغییر می‌یابد، رسوبات به‌طور مستقیم در معرض هوا قرار می‌گیرند که باعث می‌شود کربن ذخیره‌شده در رسوبات با هوا ترکیب شده و گازهای گلخانه‌ای آزاد شود. گاز دی‌اکسید کربن و یا سایر گازهای گلخانه‌ای تشکیل‌شده ناشی از این ترکیب در نهایت به جو و یا داخل اقیانوس آزاد می‌شود (Ray *et al.*, 2011). بوم‌سازگان‌های ساحلی کربن آبی در کاستن از نیروی امواج و حفاظت از سواحل نیز نقش انکارناپذیری ایفاء می‌کنند. آن‌ها کیفیت آب را با به دام انداختن ذرات رسوبات تنظیم می‌کنند و به‌عنوان فیلتر مهمی برای جذب آلاینده‌ها (مانند فلزات سنگین) می‌باشند (Srikanth *et al.*, 2016). این بوم‌سازگان‌ها زیستگاه کلیدی و پناهگاه ارزشمندی برای بسیاری از گونه‌های ماهی و بی‌مهرگان هستند (Kristensen, 2008). آن‌ها همچنین چوب، غذای دام و سایر محصولات را برای جوامع محلی فراهم می‌آورند. این بوم‌سازگان‌ها همچنین می‌توانند منبع مهم مواد آلی اولیه برای زیستگاه‌های مجاور خود باشند (Shojaei *et al.*, 2019).

۲- میانگین ذخایر کربن آبی جهان

میزان ذخیره کربن آبی معمولاً بر مبنای مگا گرم (Megagram (Mg) = 1 metric ton = 1000000 grams) و یا تن کربن به ازای هر هکتار برای یک مکان و زمان خاص بیان می‌شود. زمانی که میزان انتشار کربن نشان داده می‌شود، نتایج می‌تواند بر مبنای مگا گرم دی‌اکسید کربن یا تن دی‌اکسید کربن در هر هکتار نیز بیان شود (Howard *et al.*, 2014). برای تبدیل مگا گرم کربن در هر هکتار (Mg C ha^{-1}) به مگا گرم دی‌اکسید کربن در هر هکتار ($\text{Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1}$)، باید عدد مگا گرم کربن در هر هکتار در $3/67$ ضرب شود. میزان ذخیره کربن آبی در مکان‌های مختلف باهم متفاوت است. این میانگین در علفزارهای دریایی کمترین و در مانگروها بیشترین بوده و از ۱۰ مگا گرم کربن در هکتار (برای علفزارهای دریایی) تا ۱۳۶۷ مگا گرم کربن در هکتار (برای مانگروها) در نوسان است (جدول ۱).

جدول ۱. میانگین و محدوده تغییرات مقادیر ذخایر کربن آبی (تا عمق یک متر) برای مانگروها، شوره‌زارهای ساحلی و علفزارهای دریایی. ستون آخر میزان ذخیره‌شده را بر مبنای دی‌اکسید کربن نشان می‌دهد (IPCC, 2013).

بوم‌سازگان	ذخیره کربن	محدوده تغییرات	معادل مگا گرم دی‌اکسید کربن در هکتار
مانگروها	۳۸۶	۵۵ - ۱۳۷۶	۱۴۱۵
شوره‌زارهای ساحلی	۲۵۵	۱۵ - ۶۲۳	۹۳۵
علفزارهای دریایی	۱۰۸	۱۰ - ۸۲۹	۳۹۶

* مگا گرم در هکتار

۳- رابطه بین کربن آبی و تغییرات اقلیم

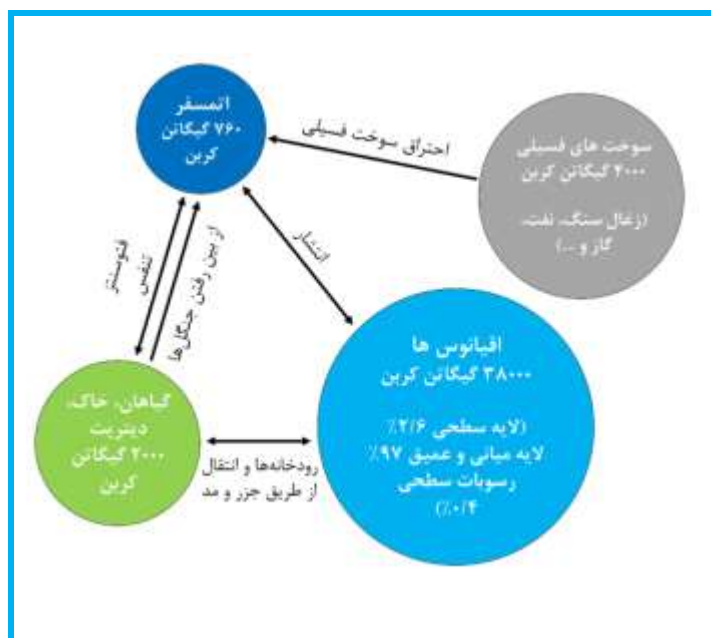
میانگین جهانی تراکم دی‌اکسید کربن جو در سال ۲۰۰۹ به ۳۸۷ قسمت در میلیون (Parts per million (ppm)) رسید (McLeod *et al.*, 2011) که بالاترین میزان آن در طول ۸۰۰۰۰۰ سال گذشته است (Lüthi *et al.*, 2008). این تراکم، بیش از ۳۸ درصد بالاتر از زمان قبل از صنعتی شدن است (Canadell and Raupach, 2008). عوامل اصلی این افزایش احتراق سوخت‌های فسیلی و تغییر کاربری زمین‌ها است (Schmidt *et al.*, 2007). از بین رفتن پوشش گیاهی، سوختن جنگل‌ها و فعالیت‌های کشاورزی همه نمونه‌هایی از تغییر کاربری زمین‌ها هستند که باعث انتشار گاز دی‌اکسید کربن در جو می‌گردند. کمیسیون بین‌المللی تغییرات اقلیم (Intergovernmental Panel on Climate Change)، تخمین زده است که به‌منظور جلوگیری از افزایش دمای ۲ درجه‌ای کره زمین تا سال ۲۰۵۰، میزان انتشار گاز دی‌اکسید کربن باید تا ۸۵ درصد غلظت آن در سال ۲۰۰۰ کاهش بیابد (IPCC, 2007). اگرچه این گزارش تأکید کرده است که کاهش انتشار دی‌اکسید کربن، تنها مکانیسم موجود برای کاهش غلظت آن در جو است، ولی اخیراً پیشنهاد شده است که مکانیسم‌های کاهش انتشار دی‌اکسید کربن باید با تلاش برای جذب و ذخیره آن از طریق حفاظت از بوم‌سازگان‌های طبیعی با توان بالای ترسیب کربن تلفیق گردد (Canadell and Raupach, 2008).

نکته مهم آن است که در اثر عوامل تنش‌زای مختلف مانند تغییرات اقلیم (تغییر بارش و دما)، آسیب ناشی از آلودگی‌ها و تغییرات کاربری زمین‌ها (از بین بردن جنگل‌ها)، یک بوم‌سازگان ممکن است از یک منبع ذخیره کربن به منبع انتشار کربن به جو تبدیل گردد (IPCC, 2007). در بررسی اثرات تغییر اقلیم بر دریاها، آنچه اهمیت بوم‌سازگان‌های مانگرو را پررنگ‌تر می‌کند، توان آن‌ها در ذخیره‌میزان زیاد کربن در ساختار گیاه و رسوبات است (Jennerjahn and Ittekkot, 2002). هر درخت مانگرو حدود ۱۰ برابر بیشتر از یک درخت خشکی زی دی‌اکسید کربن را از محیط اطراف خود می‌گیرد و همچنین بسیار بیشتر (۳ تا

۵ برابر) از درخت خشکی زی دی اکسید کربن را در رسوبات ذخیره می کند که خود نشان دهنده اهمیت بالای بومسازگان های مانگرو در کاهش میزان دی اکسید کربن ناشی از فعالیت های انسانی و در مقابله با تغییرات آب و هوایی است (Alongi, 2012; Ellis et al., 2004). از نقطه نظر تغییرات اقلیم، از بین رفتن بومسازگان های کربن آبی باعث آزاد شدن مقدار زیادی دی اکسید کربن ذخیره شده موجود در رسوبات می شود. بدیهی است این فرآیند، هم از طریق کاهش در جذب کربن توسط گیاه و هم از طریق آزاد شدن کربن ذخیره شده در رسوبات می تواند اثرات تغییرات آب و هوایی را تشدید کند (Atwood et al., 2017).

۴- منابع مختلف کربن آلی در کره زمین

فعالیت های انسانی و برهم کنش بین منابع مختلف کربن، میزان افزایش دی اکسید کربن جو را مشخص خواهد نمود (Mcleod et al., 2011). منابع مختلف کربن شامل جو، اقیانوس ها، سوخت های فسیلی و مجموع پوشش گیاهی، رسوب و دیتریته ها هستند (IPCC, 2007; Mcleod et al., 2011). اقیانوس ها بزرگ ترین منبع کربن با حدود ۳۸۰۰۰ گیگا تن کربن هستند. سوخت های فسیلی با ۴۰۰۰ گیگا تن و مجموع پوشش گیاهی، رسوبات و دیتریته ها با ۲۰۰۰ گیگا تن کربن در رتبه بعدی قرار دارند. برخلاف تصور عمومی، جو تنها با حدود ۷۶۰ گیگا تن ذخیره کربن، در رتبه چهارم قرار دارد (IPCC, 2007) (شکل ۲). مشخص نیست که آیا کربن ترسیب شده توسط بومسازگان های کربن آبی ساحلی نیز در یکی از این زیر بخش ها قرا گرفته اند یا خیر.



شکل ۲. منابع اصلی ذخیره کربن و چرخه جهانی آن (داده ها از (IPCC, 2007)، اخذ شده است)

اقیانوس ها حدود یک سوم گاز دی اکسید کربن ناشی از فعالیت های انسانی را از طریق فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و زیستی جذب می کنند (Mcleod et al., 2011). نقش اقیانوس ها از طریق دو پمپ با نام پمپ انحلال پذیری (Solubility pump) و پمپ زیستی (Biological pump)، انجام می شود. پمپ انحلال پذیری تابعی از انحلال پذیری گاز دی اکسید کربن در آب و طبقه بندی حرارتی (Thermal stratification) آن است. از آنجایی که انحلال پذیری این گاز در آب سرد بالاست، آب های سرد

و عمیق معمولاً غنی از کربن غیر آلی محلول هستند. زمانی که آب مناطق عمیق در مناطق گرم استوایی به سطح می‌آید، حجم زیادی از دی‌اکسید کربن در اثر کاهش انحلال‌پذیری آن در آب گرم وارد جو می‌شود (Björk *et al.*, 2008; Mcleod *et al.*, 2011). پمپ زیستی مربوط به جذب دی‌اکسید کربن از لایه سطحی آب توسط پلانکتون‌ها در طی فرآیند فتوسنتز است. در اثر این فرآیند درصد کمی زی‌توده تولید می‌شود و پس از انتقال به اعماق در رسوبات دفن می‌شود. در بوم‌سازگان‌های خشکی، کربن در ساختار گیاهان و خاک ترسیب می‌شود (Houghton *et al.*, 1999). گیاهان خشکی پس از گرفتن دی‌اکسید کربن از جو، آن را طی عمل فتوسنتز در زی‌توده زنده و خاک ذخیره می‌کنند. کربن دوباره به صورت دی‌اکسید کربن و یا متان در طی فرآیند تنفس و یا تجزیه اعضای مرده گیاه وارد جو می‌شود (IPCC, 2007).

۵- تهدیدات بوم‌سازگان‌های کربن آبی جهان

در طول چند دهه گذشته حدود یک‌سوم از مانگروها، شوره‌زارهای ساحلی و علفزارهای دریایی از بین رفته‌اند (جدول ۲). در حال حاضر نیز، سالانه بین ۰/۷ تا ۷ درصد از بوم‌سازگان‌های کربن آبی جهان از بین می‌روند (Radabaugh *et al.*, 2018). از بین بردن جنگل‌ها، ساخت‌وساز، آبی‌پروری و تغییرات آب و هوایی از مهم‌ترین عوامل این تخریب هستند (Björk *et al.*, 2009; Gedan *et al.*, 2008). به‌طور کلی در سطح جهانی عوامل زیر به ترتیب به‌عنوان تهدیدهای مهم بوم‌سازگان‌های مانگرو مطرح هستند (Gilman *et al.*, 2008; Makowski and Finkl, 2018):

جدول ۲. درصد تخریب کل و نرخ سالانه تخریب بوم‌سازگان‌های کربن آبی (مانگروها، علف‌زارهای دریایی و شوره‌زارهای ساحلی) در جهان

بوم‌سازگان	درصد تخریب‌شده تاکنون	نرخ تخریب سالانه (درصد)	منابع
مانگرو	۲۰ درصد (از ۱۹۸۰) ۳۰ تا ۵۰ درصد (از ۱۹۴۰)	بین ۰/۷ تا ۳ درصد	[1], [6], [7], [8]
علفزار دریایی	۲۵ درصد (از ۱۸۰۰)	۱ تا ۲ درصد	[3], [4], [9]
مرداب نمکی	۵۰ درصد (از ۱۹۹۰)	۷ درصد	[2], [5]

[1] Alongi (2002); [2] Bridgham *et al.* (2006); [3] Costanza *et al.* (1997); [4] Duarte *et al.* (2005a); [5] Duarte *et al.* (2008); [6] FAO (2007); [7] Spalding *et al.* (2010); [8] Valiela *et al.* (2001); [9] Waycott *et al.* (2009).

۵-الف- جنگل تراشی (Clearing): جنگل تراشی مهم‌ترین تهدیدی است که بوم‌سازگان‌های مانگرو در سطح جهانی با آن مواجه هستند. جنگل تراشی معمولاً به منظور ایجاد مزارع کشاورزی، مناطق سکونت انسان، ایجاد فراساختارهای ساحلی مانند بندرها و نواحی صنعتی صورت می‌گیرد. با این وجود در سال‌های اخیر جنگل تراشی برای توسعه فعالیت‌های توریستی، ایجاد مزارع پرورش میگو و زمین‌های تولید نمک تشدید شده است.

۵-ب- برداشت بی‌رویه (Overharvesting): برداشت بی‌رویه از درختان دومین تهدید مهمی است که مانگروهای جهان با آن مواجه هستند. از تنه درختان مانگرو برای تهیه هیضم و زغال، تولید کاغذ و همچنین در ساخت‌وساز و بالاخره غذای دام به‌طور گسترده استفاده می‌شود. هرچند این نوع برداشت از این گیاهان قرن‌ها است که صورت می‌گیرد، ولی به دلیل رشد جمعیت در نواحی ساحلی، در برخی نقاط جهان برداشت پایدار نبوده و بقای جنگل‌ها را تهدید می‌کند.

۵-ج- تغییر مسیر رودخانه‌ها (River changes): تغییر مسیر رودخانه‌ها، ایجاد سد و همچنین استفاده گسترده از آب رودخانه‌ها برای آبیاری باعث کم شدن میزان آب شیرینی شده است که به جنگل‌های مانگرو وارد می‌شوند. در این شرایط شوری در پای درختان به شدت بالا می‌رود و در نتیجه رشد، تولیدات و بقای گیاهان تهدید می‌شود. از طرفی افزایش فرسایش ناشی از جنگل‌زدایی در خشکی، باعث ورود میزان زیادی رسوب در رودخانه‌ها شده است که آن را وارد جنگل‌های مانگرو می‌کنند. این پدیده می‌تواند باعث نشست رسوب بر روی ریشه‌های هوایی و نماتوفورها (Pneumatophore) شود و توانایی گیاهان را در کسب اکسیژن کم کند. در موارد شدیدتر این پدیده باعث خفگی گیاهان می‌شود.

۵-د- صید بی‌رویه آبزیان (Overfishing): این پدیده به‌طور مستقیم و غیرمستقیم سلامت بوم‌سازگان مانگرو را تحت تأثیر قرار می‌دهد. علاوه بر تخریب زیستگاه‌ها که در اثر استقرار یا عملکرد ابزار ادوات صیادی ایجاد می‌شود، صید بی‌رویه می‌تواند تعادل اکولوژیک زنجیره غذایی و بالطبع شبکه غذایی موجودات ساکن این بوم‌سازگان را تغییر داده و یا مختل کند.

۵-ه- آلودگی (Pollution): فاضلاب‌های انسانی، کودهای شیمیایی، حشره‌کش‌ها و سایر ترکیبات شیمیایی تولیدشده توسط انسان، گاهی از طریق رودخانه‌ها به جنگل‌های مانگرو راه پیدا می‌کنند و باعث از بین رفتن جانداران ساکن این جنگل‌ها می‌شوند. همچنین آلودگی‌های نفتی می‌توانند با نشست بر روی ریشه‌های هوایی باعث خفگی گیاهان شوند.

۵-و- بالا آمدن سطح آب دریاها (Sea level rise): از آنجایی که جزر و مد و میزان غرقاب بودن درختان مانگرو بر رشد و ماندگاری آن‌ها تأثیرگذار است، می‌توان انتظار داشت که با افزایش سطح آب دریاها که ناشی از گرمایش جهانی است، وضعیت فعلی جنگل‌ها با تغییراتی مواجه شود. در مواردی اگر امکان گسترش جنگل‌ها به سمت خشکی وجود نداشته باشد، سطح پوشش طبیعی آن‌ها با کاهش مواجه خواهد شد. در خلیج فارس و دریای عمان نیز عوامل تنش‌زای انسانی به شدت این بوم‌سازگان‌ها را تحت تأثیر قرار داده‌اند. نوع و شدت عوامل تنش‌زا در مناطق مختلف متفاوت است. آلودگی، ساخت‌وسازهای ساحلی و توسعه مزارع پرورش میگو از مهم‌ترین تهدیدات بوم‌سازگان‌های مانگروی ایران هستند.

۶- تفاوت بوم‌سازگان‌های کربن آبی و کربن سبز

نرخ طولانی‌مدت انباشتگی کربن در رسوبات بوم‌سازگان‌های آبی بین ۱۸ تا ۱۷۱۳ گرم کربن به ازای هر مترمربع در سال ($\text{g C m}^{-2}\text{yr}^{-1}$) است. میانگین نرخ انباشتگی کربن در رسوبات مانگرو بیشتر از علفزارهای دریایی و شوره‌زارهای ساحلی و حدود ۲۲۶ گرم کربن به ازای هر مترمربع در سال است. کربن سبز (Green carbon)، کربنی است که در بوم‌سازگان‌های خشکی و در رسوبات، زی‌توده زنده بالای خاک (برگ‌ها، شاخه‌ها و تنه اصلی)، زی‌توده زنده زیرخاک (ریشه‌ها) و نیز زی‌توده غیرزنده (باقی‌مانده برگ و چوب مرده) ذخیره می‌شود. نرخ انباشتگی کربن سبز در خاک‌های جنگل‌های معتدله (Temperate)، استوایی (Tropical) و تایگا (Boreal) پایین و تنها بین ۰/۷ تا ۱۳/۱ گرم کربن به ازای هر مترمربع در سال است (جدول ۳). از این رو اگرچه سطح زیرپوشش بوم‌سازگان‌های کربن آبی بسیار کمتر از جنگل‌های خشکی است، ولی مشارکت کلی آن‌ها در ذخیره کربن تقریباً برابر با کربن ذخیره‌شده در بوم‌سازگان‌های جنگلی خشکی است (Alongi, 2014) (جدول ۳).

۷- توانایی بوم‌سازگان‌های کربن آبی در ذخیره کربن

در بوم‌سازگان‌های کربن آبی سالم، خاک هرگز از نظر میزان کربن به حد اشباع نمی‌رسد؛ زیرا در این بوم‌سازگان‌ها، در اثر افزایش سطح آب دریا و رسوب‌گذاری، رسوبات بر روی هم انباشته می‌شوند و کربن دائماً در رسوبات دفن می‌شود (Taillardat *et al.*, 2018). این حالت باعث می‌شود که مدت‌زمان ذخیره کربن در بوم‌سازگان‌های آبی به چند هزار سال هم برسد. در مقابل، در بوم‌سازگان‌های خشکی ممکن است خاک از کربن اشباع شود (Schlesinger and Lichter, 2001). از این رو در بهترین حالت مدت‌زمان ذخیره کربن در جنگل‌های استوایی فقط چند دهه تا چند صدسال است (Chambers *et al.*, 2001).

ساختار پیچیده بوم‌سازگان‌های کربن آبی (شکل ریشه‌ها، تراکم بالای گیاهان و برگ‌ها)، باعث می‌شود که آن‌ها بتوانند در به دام انداختن رسوبات و در نتیجه کربن موجود در آن‌ها که از منابع درون‌زا و برون‌زا است، بسیار مستعد باشند (McLeod *et al.*, 2011). از سویی، چون بخشی از کربن گرفته‌شده در بوم‌سازگان‌های کربن آبی به خارج منتقل می‌شود، می‌توان نتیجه گرفت که توان ذخیره کربن این بوم‌سازگان‌ها معمولاً بیشتر از مقدار اندازه‌گیری و یا گزارش‌شده در تحقیقات است (Kennedy *et al.*, 2010). توجه به این نکته بسیار مهم است که نرخ ذخیره کربن در رسوبات توسط عوامل مختلفی مانند شوری، وضعیت مواد آلی، رژیم جزر و مدی، دما، بارش و نرخ رسوب‌گذاری کنترل می‌شود. تفاوت این ویژگی‌ها می‌تواند نسبت اختصاص کربن به ریشه‌ها و برگ‌ها، سرعت تجزیه و میزان تولیدات اولیه را تغییر داده و در نتیجه سرعت ذخیره کربن را تنظیم نماید (McLeod *et al.*, 2011).

جدول ۳. نرخ انباشتگی کربن به ازای سال، مساحت بوم‌سازگان‌های آبی و خشکی و میزان کل کربن دفن شده در این بوم‌سازگان‌ها

بوم‌سازگان	نرخ دفن کربن*	سطح پوشش جهانی**	کل کربن دفن شده در جهان (ترا گرم کربن در سال)	منابع (سطح پوشش)	منابع (کربن دفن شده)
مانگرو (۳۴ نمونه)	۲۲۶±۳۹ (۲۰ - ۹۴۸)	۱۳۷۷۶۰ - ۱۵۲۳۶۱	۳۱/۱±۵/۴ ۳۴/۴±۵/۹	[4], [6]	[4], [6]
علفزار دریایی (۱۲۳ نمونه)	۱۳۸±۳۸ (۴۵ - ۱۹۰)	۲۲۰۰۰ - ۴۰۰۰۰۰	۴۸ - ۱۱۲	[9], [13]	[2], [4], [12], [14]
مرداب نمکی (۹۸ نمونه)	۲۱۸±۲۴ (۱۸ - ۱۷۱۳)	۱۷۷۰۰۰ - ۶۰۰۰۰۰	۴/۸±۰/۵ ۸۷/۲±۹/۶	[3], [7], [10]	[5], [6], [8], [11]
جنگل‌های معتدله (۱۸ نمونه)	۵/۱±۱ (۰/۷ - ۱۳/۱)	۱۰۴۰۰۰۰۰	۵۳	[15]	[15], [16]
جنگل‌های استوایی (۱۵ نمونه)	۴±۰/۵ (۱/۴ - ۷/۶)	۱۹۶۲۲۸۴۶	۷۸/۵	[1], [15]	[15], [16]
تایگا (۵ نمونه)	۴/۶±۲/۱ (۰/۸ - ۱۱/۷)	۱۳۷۰۰۰۰۰	۴۹/۳	[15]	[15], [16]

[1] Asner *et al.* (2009); [2] Bird *et al.* (2004); [3] Charpy-Roubaud and Sournia (1990); [4] Chmura *et al.* (2003); [5] Duarte *et al.* (2010); [6] Duarte *et al.* (2005a); [7] Duarte *et al.* (2005b); [8] Duarte (unpublished data); [9] Giri *et al.* (2010); [10] Green and Short (2003); [11] Kennedy *et al.* (2010); [12] Lovelock *et al.* (2010); [13] Spalding *et al.* (2010); [14] Sanders *et al.* (2010); [15] Schlesinger (1997); [16] Zehetner (2010).

* گرم در مترمربع در سال

** کیلومترمربع

۸- اهمیت بوم‌سازگان‌های مانگرو در ذخیره کربن آبی

جنگل‌های مانگرو اگرچه درصد کوچکی از نواحی ساحلی جهان را اشغال می‌کنند، باین‌وجود، بیش از ۱۵ درصد از کل ذخیره کربن انباشته‌شده در رسوبات دریایی در همین جنگل‌ها ذخیره شده است (Jennerjahn and Ittekkot, 2002). این جنگل‌ها پر تولید بوده و نرخ تولید خالص اولیه آن‌ها بین ۹۲ تا ۲۸۰ ترا گرم کربن به ازای هر سال ($Tg C yr^{-1}$) است (Bouillon *et al.* 2002).

مقدار زیادی کربن آلی را در زی توده زنده گیاهی و رسوبات خود جذب و ذخیره می کنند (Bouillon *et al.*, 2008). یکی از دلایل این تفاوت آن است که تجمع کربن در رسوبات جنگل های مانگرو در مقایسه با جنگل های خشکی بسیار بالا است (Donato *et al.*, 2011). میزان تجمع کربن آلی در بوم سازگان های مانگرو حدود ۲۰ تا ۲۴ ترا گرم کربن در سال تخمین زده شده است (Duarte *et al.*, 2004).

تغییرات اقلیم در کنار عوامل تنش زای انسانی می توانند به شدت به توان ترسیب و ذخیره سازی کربن در یک بوم سازگان آسیب برسانند (Grellier *et al.*, 2017; Jennerjahn *et al.*, 2017; Jennerjahn and Ittekkot, 2002). بنابراین، برای جلوگیری از نابودی بوم سازگان های مانگرو، باید یک راهبرد مؤثر برای مقابله با تغییرات اقلیمی در نظر گرفته شود (Pendleton *et al.*, 2012). در حالی که ارزش بوم سازگان های مانگرو در ذخیره کربن به خوبی شناخته شده است، عدم قطعیت زیادی در میزان ذخیره کربن توسط این بوم سازگان ها وجود دارد. به طوری که محدوده ذخیره کربن از ۴ تا ۲۰ پتا گرم (Petagram)، در نوسان است (Donato *et al.*, 2011). تفاوت در میزان ذخیره کربن در بوم سازگان های مانگرو مختلف، عمدتاً ناشی از تفاوت در ویژگی های زیستی و غیرزیستی زیستگاه آنها است (Twilley *et al.*, 1992). پنج زیستگاه عمده برای گیاهان مانگرو وجود دارد که عبارتند از الف) زیستگاه مصبی؛ ب) زیستگاه متأثر از جزر و مد؛ ج) زیستگاه متأثر از امواج؛ د) ترکیبی از موارد الف و ج؛ ه) زیستگاه هایی با بستر سنگی و در نهایت و) زیستگاه هایی با ساختار کربناتی (مانند صدف های شکسته). هر کدام از این زیستگاه ها دارای ساختارهای فیزیکی منحصربه فردی هستند که توزیع گونه های مانگرو، انتقال و تجمع رسوبات و شرایط بیوژئوشیمیایی را کنترل می کنند (Taillardat *et al.*, 2018). بدیهی است که این فرآیندها در نهایت میزان انباشته شدن، ذخیره سازی و ترکیب مواد آلی رسوبات را تحت تأثیر قرار خواهند داد (Rovai *et al.*, 2018; Thom, 1982).

توصیه ترویجی

شناسایی منابع کربن آلی (Organic matter) موجود در بوم سازگان های مانگرو نیز در بررسی کارایی ذخیره کربن آنها دارای اهمیت است. مواد آلی با منشأ مختلف (درونزا و برونزا)، به طور متفاوتی در ترسیب کربن نقش ایفا می کنند و توزیع و ذخیره آنها به لحاظ جغرافیایی می تواند بسیار متفاوت باشد (Saintilan *et al.*, 2013). مانگروهای ایران عمدتاً در طبقه بندی دو زیستگاه متأثر از جزر و مد و زیستگاه متأثر از امواج قرار می گیرند؛ هر چند زیستگاه هایی با ساختار عمدتاً کربناتی در برخی مناطق (مانند قسمت مرکزی جنگل های قشم) قابل مشاهده است. با توجه به تفاوت های زیاد بین زیستگاه های مانگرو و نیز تغییرات داخل زیستگاه ها در شرایط محیطی مختلف، می توان نتیجه گرفت که عدم قطعیت در میزان کربن ذخیره شده در بوم سازگان های مانگرو ناشی از کمبود داده های مرتبط و یا عدم آگاهی کافی از مکانیسم های مختلف ذخیره کربن است.

منابع

- 1- Alongi, D.M., 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual review of marine science*, 6, pp.195-219.
- 2- Alongi, D.M., 2012. Carbon sequestration in mangrove forests. *Carbon management*, 3(3), pp.313-322.
- 3- Alongi, D.M., 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental conservation*, 29(3), pp.331-349.
- 4- Atwood, T.B., Connolly, R.M., Almahsheer, H., Carnell, P.E., Duarte, C.M., Lewis, C.J.E., Irigoien, X., Kelleway, J.J., Lavery, P.S., Macreadie, P.I. and Serrano, O., 2017. Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. *Nature Climate*

- Change*, 7(7), pp.523-528.
- 5- Björk, M., Short, F., Mcleod, E. and Beer, S., 2008. Managing Seagrasses for Resilience to Climate Change. IUCN.
 - 6- Bouillon, S., Borges, A.V., Castañeda-Moya, E., Diele, K., Dittmar, T., Duke, N.C., Kristensen, E., Lee, S.Y., Marchand, C., Middelburg, J.J. and Rivera-Monroy, V.H., 2008. Mangrove production and carbon sinks: a revision of global budget estimates. *Global biogeochemical cycles*, 22(2).
 - 7- Bouillon, S., Dahdouh-Guebas, F., Rao, A.V.V.S., Koedam, N. and Dehairs, F., 2003. Sources of organic carbon in mangrove sediments: variability and possible ecological implications. *Hydrobiologia*, 495(1), pp.33-39.
 - 8- Canadell, J.G. and Raupach, M.R., 2008. Managing forests for climate change mitigation. *science*, 320(5882), pp.1456-1457.
 - 9- Chambers, J.Q., Higuchi, N., Tribuzy, E.S. and Trumbore, S.E., 2001. Carbon sink for a century. *Nature*, 410(6827), pp.429-429.
 - 10- Donato, D.C., Kauffman, J.B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M. and Kanninen, M., 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature geoscience*, 4(5), pp.293-297.
 - 11- Duarte, C.M., Middelburg, J.J. and Caraco, N., 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences*, 2(1), pp.1-8.
 - 12- Ellis, J., Nicholls, P., Craggs, R., Hofstra, D. and Hewitt, J., 2004. Effects of terrigenous sedimentation on mangrove physiology and associated macrobenthic communities. *Marine Ecology Progress Series*, 270, pp.71-82.
 - 13- Gedan, K.B., Silliman, B.R. and Bertness, M.D., 2009. Centuries of human-driven change in salt marsh ecosystems. *Annual review of marine science*, 1, pp.117-141.
 - 14- Gilman, E.L., Ellison, J., Duke, N.C. and Field, C., 2008. Threats to mangroves from climate change and adaptation options: a review. *Aquatic botany*, 89(2), pp.237-250.
 - 15- Grellier, S., Janeau, J.L., Hoai, N.D., Kim, C.N.T., Phuong, Q.L.T., Thu, T.P.T., Tran-Thi, N.T. and Marchand, C., 2017. Changes in soil characteristics and C dynamics after mangrove clearing (Vietnam). *Science of the Total Environment*, 593, pp.654-663.
 - 16- Houghton, R.A., Hackler, J.L. and Lawrence, K.T., 1999. The US carbon budget: contributions from land-use change. *Science*, 285(5427), pp.574-578.
 - 17- Howard, J., Hoyt, S., Isensee, K., Telszewski, M. and Pidgeon, E., 2014. Coastal blue carbon: methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and seagrasses.
 - 18- IPCC, 2013. Coastal Wetlands. In: 2013 Supplement to the 2006 IPCC guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (eds. Alongi, D, Karim, A, Kennedy, H, Chen, G, Chmura, G, Crooks, S et al.), IPCC. Switzerland.
 - 19- IPCC, 2007. Contribution of Working Group II. In: Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (eds. M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, Linden, PJvd & Hanson, CE). Cambridge university press, United Kingdom and New York, NY, USA.
 - 20- Jennerjahn, T.C., Gilman, E., Krauss, K.W., Lacerda, L.D., Nordhaus, I. and Wolanski, E., 2017. Mangrove ecosystems under climate change. In *Mangrove ecosystems: a global biogeographic perspective* (pp. 211-244). Springer, Cham.
 - 21- Johnson, B.J., Moore, K.A., Lehmann, C., Bohlen, C. and Brown, T.A., 2007. Middle to Late Holocene fluctuations of C3 and C4 vegetation in a northern New England salt

- marsh, Sprague Marsh, Phippsburg Maine. *Organic Geochemistry*, 38(3), pp.394-403.
- 22- Kennedy, H., Beggins, J., Duarte, C.M., Fourqurean, J.W., Holmer, M., Marbà, N. and Middelburg, J.J., 2010. Seagrass sediments as a global carbon sink: Isotopic constraints. *Global biogeochemical cycles*, 24(4).
- 23- Kristensen, E., 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. *Journal of sea Research*, 59(1-2), pp.30-43.
- 24- Lüthi, D., Le Floch, M., Bereiter, B., Blunier, T., Barnola, J.M., Siegenthaler, U., Raynaud, D., Jouzel, J., Fischer, H., Kawamura, K. and Stocker, T.F., 2008. High-resolution carbon dioxide concentration record 650,000–800,000 years before present. *nature*, 453(7193), pp.379-382.
- 25- Makowski, C. and Finkl, C.W. eds., 2018. *Threats to mangrove forests: hazards, vulnerability, and management* (Vol. 25). Springer.
- 26- McKee, K.L., Cahoon, D.R. and Feller, I.C., 2007. Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecology and Biogeography*, 16(5), pp.545-556.
- 27- Mcleod, E., Chmura, G.L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C.M., Lovelock, C.E., Schlesinger, W.H. and Silliman, B.R., 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10), pp.552-560.
- 28- Middelburg, J.J., Nieuwenhuize, J., Lubberts, R.K. and Van de Plassche, O., 1997. Organic carbon isotope systematics of coastal marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45(5), pp.681-687.
- 29- Pendleton, L., Donato, D.C., Murray, B.C., Crooks, S., Jenkins, W.A., Sifleet, S., Craft, C., Fourqurean, J.W., Kauffman, J.B., Marbà, N. and Megonigal, P., 2012. Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems.
- 30- Radabaugh, K.R., Moyer, R.P., Chappel, A.R., Powell, C.E., Bociu, I., Clark, B.C. and Smoak, J.M., 2018. Coastal blue carbon assessment of mangroves, salt marshes, and salt barrens in Tampa Bay, Florida, USA. *Estuaries and Coasts*, 41(5), pp.1496-1510.
- 31- Ray, R., Ganguly, D., Chowdhury, C., Dey, M., Das, S., Dutta, M.K., Mandal, S.K., Majumder, N., De, T.K., Mukhopadhyay, S.K. and Jana, T.K., 2011. Carbon sequestration and annual increase of carbon stock in a mangrove forest. *Atmospheric Environment*, 45(28), pp.5016-5024.
- 32- Rovai, A.S., Twilley, R.R., Castañeda-Moya, E., Riul, P., Cifuentes-Jara, M., Manrow-Villalobos, M., Horta, P.A., Simonassi, J.C., Fonseca, A.L. and Pagliosa, P.R., 2018. Global controls on carbon storage in mangrove soils. *Nature Climate Change*, 8(6), pp.534-538.
- 33- Saintilan, N., Rogers, K., Mazumder, D. and Woodroffe, C., 2013. Allochthonous and autochthonous contributions to carbon accumulation and carbon store in southeastern Australian coastal wetlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 128, pp.84-92.
- 34- Schlesinger, W.H. and Lichten, J., 2001. Limited carbon storage in soil and litter of experimental forest plots under increased atmospheric CO₂. *Nature*, 411(6836), pp.466-469.
- 35- Schmidt, S.N., Olden, J.D., Solomon, C.T. and Zanden, M.J.V., 2007. Quantitative approaches to the analysis of stable isotope food web data. *Ecology*, 88(11), pp.2793-2802.

-
- 36- Shojaei, M.G., Taheri Mirghaed, A., Mashhadi Farahani, M., Delfan, N. and Weigt, M., 2019. The role of mangrove primary production in the diet of *Thryssa setirostris* in Hara Biosphere Reserve using carbon and nitrogen isotopes. *Fisheries Science and Technology*, 8(3), pp.175-181.
 - 37- Srikanth, S., Lum, S.K.Y. and Chen, Z., 2016. Mangrove root: adaptations and ecological importance. *Trees*, 30(2), pp.451-465.
 - 38- Taillardat, P., Friess, D.A. and Lupascu, M., 2018. Mangrove blue carbon strategies for climate change mitigation are most effective at the national scale. *Biology Letters*, 14(10), p.20180251.
 - 39- Thom, B.G., 1982. Mangrove ecology: a geomorphological perspective. *Mangrove ecosystems in Australia, structure, function and management*, pp.3-17.
 - 40- Twilley, R.R., Chen, R.H. and Hargis, T., 1992. Carbon sinks in mangroves and their implications to carbon budget of tropical coastal ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 64(1), pp.265-288.
 - 41- Twilley, R.R. y J.W. Day. 2013. Mangrove wetlands. *In: J.W. Day, B.C. Crump, W.M. Kemp y A. Yáñez-Arancibia, eds. Estuarine ecology. 2a ed. Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons, Inc.Publications. Hoboken, Nueva Jersey. p:165-202.*