علـوم محـیـطی سال هشتم، شماره چهارم، تابستان ۱۳۹۰
ENVIRONMENTAL SCIENCES Vol.8, No.4, Summer 2011

۴۳ -۵۸

مطالعه اثرات کاهش جریانات جذر و مدی بر ساختار رویشی جنگل‌های حرا

مطالعه موردی: پارک ملی- ساحلی نای‌بند

طیبه زارع‌زاده مهریزی[۱]، کورس خوشبخت[۲*]، عبدالمجید مهدوی دامغانی[۳]، جعفر کامبوزیا[۳]

۱- *دانش‌آموخته کشاورزی اکولوژیک، پژوهشکده علوم‌محیطی، دانشگاه شهیدبهشتی*

۲- *دانشیار گروه کشاورزی اکولوژیک، پژوهشکده علوم‌محیطی، دانشگاه شهیدبهشتی*

۳- *استادیار گروه کشاورزی اکولوژیک، پژوهشکده علوم‌محیطی، دانشگاه شهیدبهشتی*

تاریخ دریافت: ۸۹/۷/٤ تاریخ پذیرش: ۹۰/۲/۱۸

چکیده

بی‌توجهی به اصول توسعه پایدار طی سال‌های گذشته موجب آسیب به جنگل‌های حرا شده است که عمدتاً ناشی از پروژه‌های عمرانی در مناطق جنوبی کشور است. در مقاله حاضر، اثرات کاهش جریانات جذر و مدی بر ساختار رویشی جنگل‌های حرا در پارک ملی- ساحلی نای‌بند مورد مطالعه قرار گرفت که طی آن، با استفاده از روش ترانسکت خطی، ساختار گیاهی درختان پارک ملی- ساحلی نای‌بند با منطقه حفاظت‌شده مُند مقایسه و میزان تخریب در این ناحیه مورد بررسی قرار گرفت. در هر ترانسکت، از قطعات نمونه یک آری به عنوان واحد اندازه‌گیری به صورت تصادفی- سیستماتیک برای ثبت پارامترهای رویشی درختان و از میکروپلات‌های یک متر مربعی برای تعیین آماره‌های نهال و ریشه‌های هوایی استفاده شد. ۵ ایستگاه انتخاب شد که ۴ ایستگاه آن در مطقه نای‌بند و ایستگاه شاهد در مُند قرار داشت. نتایج نشان داد که احداث جاده در منطقه حفاظت‌شده نای‌بند موجب کاهش جریانات آبی در بعضی از نقاط شده و عامل اصلی تخریب این اکوسیستم است. تعداد درختان خشک‌شده افزایش و درصد پوشش کانوپی، تعداد ریشه هوایی و تعداد نهال در منطقه مورد مطالعه کاهش نشان داد، به طوری که تراکم درختان حرا در دو ایستگاه ۱ و ۴ به ترتیب ۶۰ و ۳۴٪ کاهش و پوشش کانوپی این دو ایستگاه به ترتیب ۴۰ و ۵۱٪ کاهش داشت که چنین روندی در هیچ نقطه از ایستگاه ۱ نهالی مشاهده نشد. نتایج این پژوهش نشان می‌دهد تقویت جریانات جذر و مدی در این منطقه، یکی از مهم‌ترین راهکارها برای بهبود پوشش گیاهی جنگل‌های حرا در منطقه نای‌بند است.

کلید واژه‌ها: حرا، پوشش کانوپی، ریشه هوایی، توسعه پایدار.

Studying Effects of Reduction in Tidal Flooding on the Structure of Mangrove Forests; A Case Study from Nayband Coastal National Park

Tayyebeh Zare-Zadeh Mehrizi[1], Korus Khoshbakht[2*], Abdolmajid Mahdavi Damghani[3], Jafar Kambouzia[3]

1- *M.Sc. on agroecology, Department of Agroecology, Environmental Sciences Research Institute, Shahid Beheshti University, G.C., Tehran*

2- *Associate Professor, Department of Agroecology, Environmental Sciences Research Institute, Shahid Beheshti University, G.C., Tehran*

3- *Assistant Professor, Department of Agroecology, Environmental Sciences Research Institute, Shahid Beheshti University, G.C., Tehran*

Abstract

Ignorance to the principals of sustainable development has affected mangrove forests due to development projects. In order to study the effects of reduction in tidal flooding on vegetative structure of mangrove forests in Nayband coastal national park, a survey was conducted using linear transect method. By comparing the structure of mangroves in the Nayband area with Mound protected area the amount of destruction in this area was studied. Linear transact was used to determine the structure of the mangrove forests in this area. 5 Stations were considered. From that four stations were located in Nayband national park and the last one was situated in Mound protected area as control. A quadrate sample plot with 100 m2 in each transect has been used as the measuring unit with random–systematic distribution. In each plot, the height and steed diameter of trees as well as the height and diameter of crowns were measured. Furthermore, 1 m2 micro plots were used to measure the quantity and height of aerial roots as well as number of seedlings. Results showed that the road construction in this protected area resulting in decrease of water streams in some parts which are the main factor for destruction of this worthy ecosystem. Increase of the number of dried trees, reduction of canopy and the number of aerial roots are main evidences to prove these claim. The green density of mangroves was reduced to 60 and 40 % in the stations 1 and 4 respectively. The canopy in these stations was 40 and 52% respectively; that makes a spare canopy of mangroves forests. There was no seedling in station 1. Therefore, more efforts are need to improve the mangrove vegetation in these stations with strengthening of tidal fluctuations.

Keywords: *Avicennia marina,* canopy structure, aerial roots, sustainable development.

* Corresponding author. *E-mail Address*: kkhoshbakht@yahoo.com

مقدمه

مانگروها گیاهان منحصربفردی هستند که قادرند در آب شور زندگی کنند. آن‌ها به صورت درخت، درختچه و بوته بوده که گاه ارتفاع آن‌ها از نیم متر هم تجاوز نکرده و در نواحی جذر و مدی سواحل دریاها یا حاشیه مصب‌ها دیده می‌شوند (Duke *et al.*, 2007). پراکنش این جنگل‌ها در نواحی گرمسیری و نیمه گرمسیری حدفاصل عرض‌های ۳۰ شمالی تا ۲۰ درجه جنوبی است (Spalding *et al.*, 1997). جنگل‌های مانگرو در نواحی مختلفی از جنوب و شرق آسیا، استرالیا، آمریکا، غرب آفریقا و خاورمیانه دیده شده (Blasco *et al.*, 2001) و در مجموع ۱۵ میلیون هکتار از سطح کرهٔ زمین را در ۱۲۱ کشور به خود اختصاص داده‌اند (FAO, 2003).

جنگل‌های مانگرو ایران در حدفاصل مدارهای شمالی ۲۵ درجه و ۱۹ دقیقه تا ۲۷ درجه و ۸۴ دقیقه در سواحل جنوب کشور در کناره خلیج فارس و دریای عمان از سمت جنوب‌غربی تا جنوب‌شرقی در استان‌های بوشهر، هرمزگان و سیستان و بلوچستان واقع شده‌اند (Zadeh *et al.*, 2010). مانگروها تقریبا از ۷۰ گونه انحصاری درخت و درختچه که متعلق به ۲۰ خانواده‌اند تشکیل شده (Aksomkoae *et al.*, 2004) که در ایران تنها دو گونه از آن مشاهده می‌شود. مساحت این جنگل‌ها در ایران حدود ۱۱ هزار هکتار است که در اکثر رویشگاه‌ها به‌صورت جوامع خالص درختان حرا (*Avicennia marina*) به شکل توده‌های منفصل و یک‌پارچه تنک تا انبوه با قامتی کوتاه تا میانه پراکنش دارند (Danekar, 2006). این جنگل‌ها از اهمیت بسیار زیادی برخوردارند، چرا که به عنوان فیلتری برای اشعه ماوراءبنفش عمل کرده و آسیب این اشعه را کاهش داده و علاوه بر آن موجب کاهش گازهای گلخانه‌ای، کاهش شدت طوفان‌ها، بادها، امواج و کنترل سیل و جلوگیری از فرسایش سواحل می‌شوند. این جنگل‌ها مواد معلق موجود در آب را به دام انداخته و موجب بازچرخش عناصر غذایی و جذب آنها می‌شوند (Kathiresan, 2005). اکوسیستم‌های مانگرو زیستگاه‌هایی را برای حیوانات، موجودات و ریزموجودات گوناگون فراهم کرده و بدین ترتیب تنوع‌زیستی منطقه را افزایش می‌دهند (Cannicci *et al.*, 2008)، شمن آن که از لحاظ اقتصادی نیز منافع قابل توجهی برای جوامع بومی که در اطراف آن‌ها زندگی می‌کنند، به همراه دارند (Kathiresan, 2005). اکوسیستم‌های مانگرو در ایران در ردیف یکی از مهم‌ترین مناطق حساس دریایی ایران قرار دارند که از طریق برداشت بیش‌ازحد سرشاخه‌ها، توسعه راه‌های ساحلی، استفاده نامناسب تفریحی، آلودگی نفتی ناشی از تردد نفت‌کش‌ها یا حوادث دریایی، تخلیه آب‌خن و پساب نفتی لنج‌ها، توسعه آبزی‌پروری در مجاورت آن‌ها و فعالیت‌های ناموزون گردشگری در معرض تهدید هستند (Danekar, 1998). این جنگل‌ها در برابر افزایش فشارهای بشر، توالی پس رونده را بر می‌گزینند، بنابراین حفاظت و مدیریت پایدار مانگروها در نواحی ساحلی بسیاری از کشورها از اولویت بالایی برخوردار است (Maguire et al., 2000).

یکی از جنگل‌های حرای در معرض تهدید جنگل‌های حرا واقع در پارک ملی- ساحلی نای‌بند است. از جمله عوامل موثر بر خشک شدن درختان حرا می‌توان به افزایش شوری، کاهش سطح عناصر

قابل دسترس (Kathiresan, 2002، Khouly *et al,* 2007، Lovelok *et al.,* 2007و Naidoo, 2010)، کمبود اکسیژن که موجب کاهش هوادهی رسوبات به دنبال کاهش جریانات جذر و مدی درون منطقه می‌شود (Ellison and Simmonds, 2003)، آبزی‌پروری، انواع آلودگی‌ها، تغییرات مرتبط با وضعیت آب و هوایی این اکوسیستم‌ها، تغییر کاربری زمین‌ها به زمین‌های کشاورزی و بالاخره ساخت و سازها و احداث معادن (Aksomkoae *et al.,* 2004) اشاره کرد. در منطقه نای‌بند، با توجه نتایج Rabani *et al.,* 2008، میزان نیکل، سرب و جیوه در مقایسه با غلظت این عناصر در رسوبات جهانی، بسیار کم است و در حدی نیست که باعث خشک شدن درختان حرا شود. احداث جاده مرزی جنگل حرا توسط وزارت کشور در سال‌های گذشته به همراه ساخت و سازهای اخیر منطقه پارس جنوبی موجب اختلال شدید در نظام هیدرولوژیک این رویشگاه و محدوده تالابی آن شده که نشانه بهره‌برداری غیر اصولی و فقدان بینش توسعه پایدار در پروژه‌های عمرانی این منطقه است. هدف از این مطالعه، بررسی اثرات کاهش جذر و مدی بر پوشش گیاهی جنگل‌های حرای پارک ساحلی ملی نی‌بند، با توجه به ارزش منطقه با تاکید بر جنبه‌های رویشی درختان حرا بود.

مواد و روش‌ها

محدوده مورد مطالعه

جنگل‌های مانگرو مورد مطالعه شامل جنگل‌های مانگرو پارک ملی ساحلی-دریایی نای‌بند و جنگل‌های مانگرو منطقه حفاظت‌شده مُند (به‌عنوان شاهد) بود. پارک ملی ساحلی- دریایی نای‌بند که در سال ۱۳۸۲ به عنوان اولین پارک ملی ساحلی- دریایی ایران انتخاب شد، با مساحت تقریبی ۴۹۸۱۵ هکتار در منتهی‌الیه جنوب شرقی شهرستان کنگان استان بوشهر در محدوده جغرافیایی "۲۸ '۲۷ °۵۲ تا "۲۰ '۵۲ °۵۲ طول شرقی و "۲۵ '۹ °۲۷ تا "۱۵ '۲۸ °۲۷ عرض شمالی قرار دارد. ارتفاع متوسط این منطقه از سطح دریا ۱۱۴ متر و شیب متوسط آن ۳۷/۵٪ است. میانگین بارش سالانه در قسمت‌های خشکی و آبی به ترتیب ۱۹۳ و ۱۵۵/۵ میلی‌متر، حداقل بارندگی سالانه ۳۴ میلی‌متر، حداکثر بارندگی سالانه ۴۶۲ میلی‌متر، متوسط تعداد روزهای یخبندان ۴/۴ و میانگین رطوبت سالانه ۶۴٪ است (Adviser engineers, 2005).

منطقه حفاظت‌شده مُند در ۱۸۰ کیلومتری جنوب شرقی استان بوشهر در منطقه جلگه‌ای- کویری در کنار بخش بردخون از توابع شهرستان دیر در۲۷ درجه و ۱۵ دقیقه تا ۲۸ درجه و ۴۵ دقیقه عرض شمالی و ۵۱ درجه و ۱۵ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۳۵ دقیقه طول شرقی واقع گردیده است. دامنه نوسان بارندگی، تغییراتی از ۲۲۵ تا ۲۵۷ میلی‌متر رانشان می‌دهد. دمای متوسط سالانه بین ۲۵/۵ تا ۲۷ درجه سانتی‌گراد در نوسان است و میانگین سالیانه رطوبت نسبی آن ۷۰٪ است (Mahmodi rad *et al.,* 2004). جامعه رویشی حرا، مساحت کوچکی را در جنوبی‌ترین قسمت منطقه به خود اختصاص داده است و در منتهی‌الیه جنوب غربی در نزدیکی روستای مل گنزه و به فاصله بسیار کمی از شمال ام‌الگرم قرار گرفته است (Mahmodi rad *et al.,* 2003).

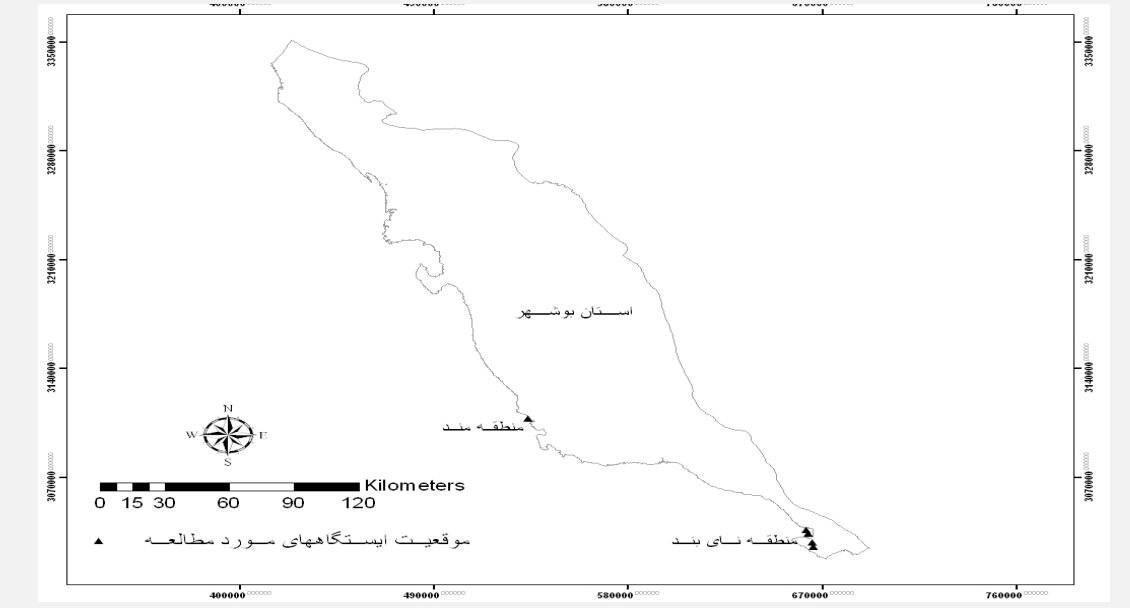
روش مطالعه

به‌منظور شناسایی و تشریح ساختار رویشی جنگل‌های مانگرو از روش ترانسکت خطی و با استفاده از واحد قطعات نمونه (کوادرات) استفاده شد. نخست بر اساس آخرین تصاویر ماهواره‌ای موجود، محدوده رویشگاه مشخص شده و سپس بوسیله تشخیص چشمی توده از حیث تراکم و شدت تخریب ۵ ایستگاه مشخص شد. جهار ایستگاه در پارک ملی نای‌بند و یک ایستگاه در منطقه حفاظت شده مند (شاهد) انتخاب شدند.

در هر ایستگاه، ۵ قطعه ۱۰۰ مترمربعی (مربعی با اضلاع ۱۰ متر) به شیوه تصادفی- سیستماتیک (قطعه اول تصادفی و سایر قطعات سیستماتیک) انتخاب شد. در هر قطعه تعداد درخت، تعداد درخت خشک‌شده، درصد پوشش کانوپی، ارتفاع درخت، بلندی تاج، قطر تاج، مساحت تاج، سطح برگ، قطر تنه در محل یقه اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری ارتفاع درختان و بلندی تاج از ژالون چوبی تاشو با دقت دسی‌متر و برای اندازه‌گیری قطر و تاج از متر نواری با دقت سانتی‌متر استفاده شد. در داخل هر قطعه نمونه یک میکرو پلات یک متر مربعی (مربعی با اضلاع یک متر) به صورت تصادفی انتخاب شد و سایر پارامترهایی مانند تعداد نهال، تعداد و ارتفاع ریشه‌های هوایی حرا اندازه‌گیری شد. در مجموع توده‌های حرا در قالب ۲۵ قطعه نمونه در طول ۵ ایستگاه آمار برداری شد، موقعیت ایستگاه‌های مورد مطالعه در دو منطقه در شکل ۱ نشان داده شده است.

نتایج

پارامترهای رویشی درختان حرا اندازه‌گیری شد که نتایج آن در جدول شماره ۱ نشان داده شده است. طبق اندازه‌گیری‌های انجام شده متوسط تراکم درختان در دو منطقه مورد مطالعه ۲۳۷۲ اصله درخت در هکتار تعیین شد که از حداکثر ۳۵۰۰ اصله در

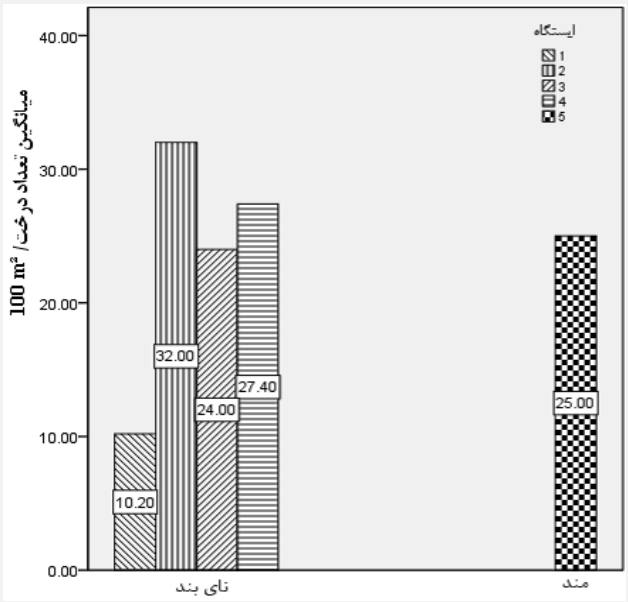


شکل ۱. موقعیت ایستگاه‌های مورد مطالعه در منطقه نای‌بند و مند.

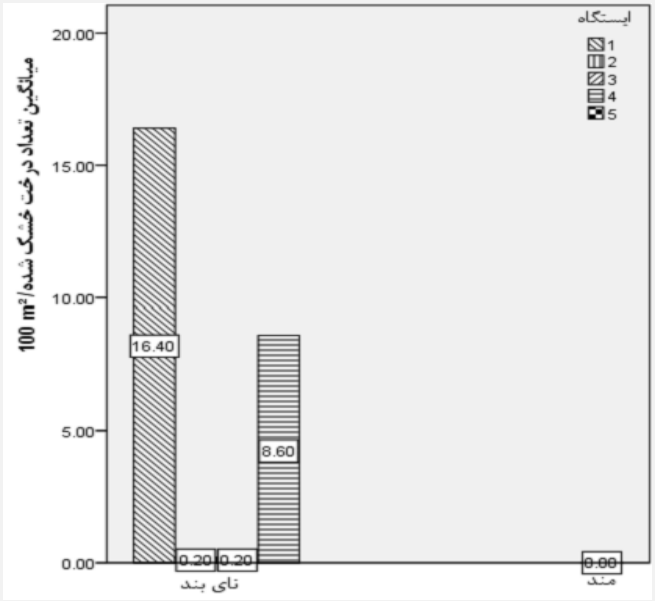
هکتار در ایستگاه ۲ تا حداقل ۶۰۰ اصله در هکتار در ایستگاه ۱ در حال نوسان است. میانگین تعداد درخت حرا در مناطق مورد مطالعه در شکل ۲ ارائه شده است. بیشترین تعداد درخت خشک شده در ایستگاه ۱ با متوسط ۱۶/۴ در ۱۰۰ متر مربع مشاهده شد. میانگین تعداد درخت خشک شده حرا در مناطق مورد مطالعه در شکل ۳ نشان داده شده است. از حاصل جمع تراکم پوشش سبز و تعداد درختان خشک شده عاملی به نام تراکم پیشین منطقه به دست می‌آید که نتایج آن در جدول۲ نشان داده شده است.

جدول۱. بررسی آماری پارامترهای رویشی درختان حرا در مناطق نای‌بند و مند.

		تعداد درخت /۱۰۰m²	تعداد درخت خشک شده /۱۰۰m²	درصد پوشش کانوپی	ارتفاع درخت (cm)	ارتفاع تاج (cm)	قطر تاج (cm)	سطح تاج (cm²)	قطر تنه (cm)	تعداد نهال /m²	تعداد ریشه هوایی /m²	طول ریشه هوایی (cm)	سطح برگ (cm²)
نای‌بند	میانگین	۲۳/۴	۶/۳۵	۶۵/۲۵	۲۲۹/۹۵	۲۱۷/۴	۲۵۷/۱۰	۵۸۸۱۷/۴۶	۱۲/۵۹	۱/۲	۸۴/۱۵	۱۴/۹۰	۳/۸۲
	حداکثر	۳۵	۱۹	۹۵	۳۲۰	۳۱۱	۴۶۵	۱۶۹۷۳۶/۶۳	۳۹/۴۴	۴	۱۶۲	۲۱/۵	۵/۷
	حداقل	۶	۰	۳۵	۱۵۶	۱۴۳	۹۰	۶۳۵۸/۵	۴/۱۴	۰	۱۶	۸	۳/۱۲
	انحراف معیار	۸/۶۹	۷/۰۴	۲۱/۳۷	۵۲/۱۸	۵۲/۱۸	۹۶/۳۹	۴۱۹۱۰/۷۵	۶/۹۴	۱/۴۴	۵۵/۵۶	۴/۰۳	۰/۵۷
مند	میانگین	۲۵	۰	۶۲	۲۴۵/۸۰	۲۳۱/۲۰	۴۱۹/۲۰	۱۷۰۶۹۹/۱۹	۲۴/۰۸	۰/۶	۱۸۳/۶	۷/۶۰	۴/۶۸
	حداکثر	۲۷	۰	۶۵	۳۶۰	۳۴۲	۸۲۰	۵۲۷۸۳۴	۳۹/۱۷	۱	۲۱۴	۹	۵/۹
	حداقل	۲۳	۰	۵۵	۱۴۹	۱۴۱	۲۴۸	۶۳۵۸/۵	۳/۵	۰	۱۲۳	۶	۳/۸۰
	انحراف معیار	۱/۵۷	۰	۴/۴۷	۸۶/۲۲	۸۴/۵۲	۲۲۸/۳۷	۲/۰۱	۱۴/۵۵	۰/۵۵	۳۵/۳۶	۱/۱۴	۰/۸۶



شکل۲. میانگین تعداد درخت حرا در مناطق نای‌بند و مند.

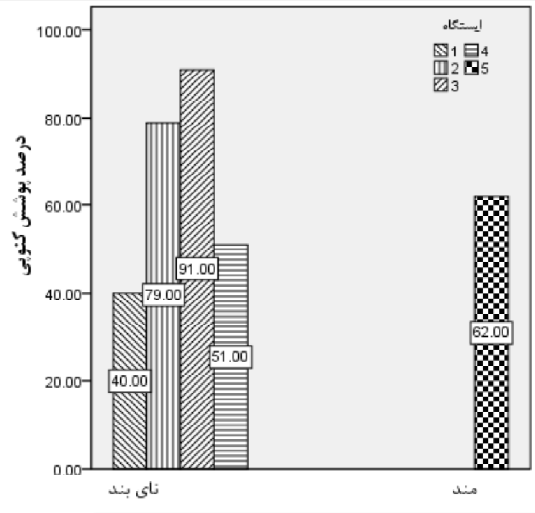


شکل۳. میانگین تعداد درختان خشک شده حرا در مناطق نای‌بند و مند.

جدول۲. مقایسه تراکم پیشین و تراکم پوشش سبز در ایستگاه‌های مورد مطالعه

		تراکم پیشین (تعداد درخت در صد متر مربع)	تراکم پوشش سبز (تعداد درخت در صد متر مربع)
نای‌بند	ایستگاه۱	۲۵/۶	۱۰/۲
	ایستگاه۲	۳۲	۳۲
	ایستگاه ۳	۲۴/۲	۲۴
	ایستگاه ۴	۳۵/۶	۲۷/۴
	کل	۲۹	۲۳/۴
مند	ایستگاه ۵	۲۵	۲۵
	کل	۳۴/۲	۲۳/۷۲

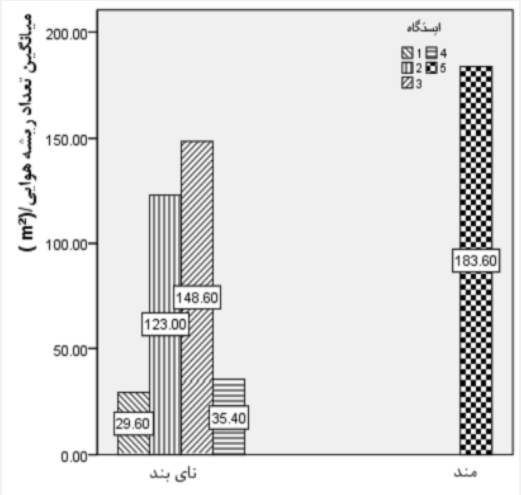
ارتفاع متوسط درختان اندازه‌گیری‌شده در منطقه یادشده ۲۳۳/۱۲ سانتی‌متر تعیین شد. بلندترین درخت اندازه‌گیری شده به ارتفاع ۳۶۰ سانتی‌متر بود که در ایستگاه ۵ ثبت شد. متوسط بلندی و قطر تاج به ترتیب ۲۲۰/۱۶ و ۲۸۹/۵۲ سانتی‌متر اندازه‌گیری شد. قطورترین و کم قطرترین تاج اندازه‌گیری به ترتیب با قطر ۸۲۰ و ۹۰ سانتی‌متر به‌ترتیب به ایستگاه‌های ۵ و ۲ تعلق داشتند. سطح متوسط تاج درخت در محدوده مورد مطالعه معادل ۸/۱۲ مترمربع محاسبه شد. حداکثر و حداقل مساحت تاج به ترتیب ۵۲/۷۸ و ۰/۶۴ مترمربع است که به‌ترتیب در ایستگاه‌های ۵ و ۲ ثبت شد. متوسط درصد پوشش کانوپی در این منطقه ۶۴/۶٪ بود. حداکثر و حداقل پوشش کانوپی ۹۵ و ۳۵٪ بود که در ایستگاه‌های ۳ و ۱ اندازه‌گیری شد. میانگین درصد پوشش کانوپی در منطقه مورد مطالعه در شکل۴ نشان داده شده است.



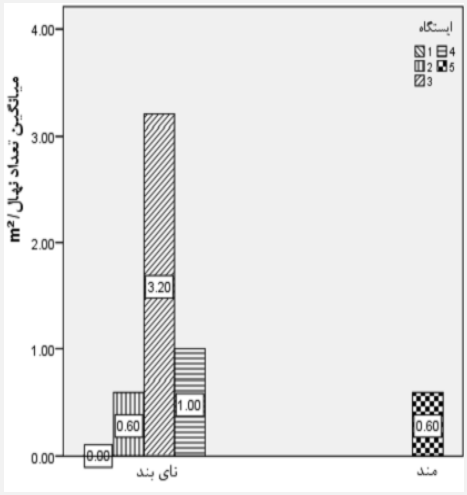
شکل۴. میانگین درصد پوشش کانوپی درختان حرا در مناطق نای‌بند و مند.

بزرگترین و کوچکترین قطر تنه در محل یقه نیز به‌ترتیب به میزان ۳۹/۱۷ و ۳/۵ سانتی‌متر که هر دو در ایستگاه ۵ اندازه‌گیری شدند. متوسط قطر تنه در محل یقه در این محدوده ۱۴/۸۸ سانتی‌متر بود. در محدوده مورد مطالعه تعداد ریشه هوایی به‌طور متوسط ۱۰۴/۰۴ در مترمربع و ارتفاع متوسط آنها ۱۳/۴۴ سانتی‌متر تعیین شد که بیشترین و کم‌ترین تراکم آن‌ها به میزان ۲۱۴ و ۱۶ عدد در متر مربع به‌ترتیب مربوط به ایستگاه‌های ۵ و ۱ بود. میانگین تعداد ریشه هوایی در هر ایستگاه در شکل۵ نشان داده شده است. بلندترین و کم ارتفاع‌ترین ریشه هوایی نیز به طول ۲۱ و ۶ سانتی‌متر به ترتیب در ایستگاه‌های ۲ و ۵ مشاهده شد. متوسط سطح برگ در این منطقه ۳/۹۹ سانتی‌مترمربع و بزرگ‌ترین و کوچک‌ترین برگ مشاهده شده با سطح ۵/۹ و ۳/۱۲ سانتی‌مترمربع به ترتیب در ایستگاه‌های ۵ و ۲ تعیین شد. متوسط تعداد نهال‌های مشاهده‌شده در محدوده مورد مطالعه ۱/۰۸ اصله در مترمربع تعیین شد که بیشترین ۴ اصله در متر مربع بود که در ایستگاه ۳ اندازه‌گیری شد. و در هیچ‌کدام از نقاط ایستگاه ۱ نهال مشاهده نشد و میانگین تعداد نهال در هر ایستگاه در شکل ۶ نشان داده شده است.

به‌منظور تعیین اختلاف میانگین پارامترهای رویشی از آزمون آنالیز LSD در سطح اطمینان ۹۵٪ انجام و نتایج آن در جدول ۳ ارائه گردید. در این بررسی بین ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳، ۴ و ۵ از نظر پارامترهای چون ارتفاع درخت، ارتفاع تاج، قطر تاج، مساحت تاج و قطر تنه هیچ اختلاف معنی‌داری در سطح ۹۵٪ مشاهده نشد. اما این منطقه از لحاظ پارامترهایی چون تعداد درخت، تعداد درخت خشک شده، درصد پوشش کانوپی، تعداد نهال، تعداد ریشه هوایی، ارتفاع ریشه هوایی و سطح برگ همگن نبود و بین کوادرات‌ها اختلاف معنی‌داری مشاهده شد. به‌منظور بررسی همبستگی بین پارامترها از ضریب همبستگی پیرسون استفاده شد که نتایج آن در جدول ۴ نشان داده شده. بین پارامترهایی همچون ارتفاع درخت با پارامترهای ارتفاع تاج، قطرتاج، سطح تاج و قطر تنه همبستگی مثبت و معنی‌داری در سطح ۰/۰۱ خطا مشاهده شد.



شکل۵. میانگین تعداد ریشه هوایی درختان حرا در مناطق نای‌بند و مند.



شکل ۶. میانگین تعداد نهال درختان حرا در مناطق مورد مطالعه.

جدول۳. آنالیز واریانس پارامترهای رویشی در محدوده مورد مطالعه

نتیجه آزمون	Sig.	F	df	متغییر
اختلاف بین ایستگاه۱با۲، ۳، ۴و۵، ۲با۳، ۴و ۵، ۳با ۴ معنی‌دار است	۰/۰۰۰	۵۴/۶۳	۴	تعداد درخت
اختلاف ایستگاه ۱با۲، ۳، ۴ و ۵، ۲با۴، ۳با۴، ۴با۵ معنی‌دار است است.	۰/۰۰۰	۱۵۷/۳۲۹	۴	تعداد درخت خشک شده
اختلاف بین تمام ایستگاها معنی‌دار است.	۰/۰۰۰	۱۴۶/۶۵۵	۴	درصد پوشش کانوپی
اختلاف ایستگاه ۳ با ۴ معنی‌دار است.	۰/۱۴۶	۱/۹۲۱	۴	ارتفاع درخت
اختلاف بین ایستگاه ۳ با ۴ معنی‌دار است.	۰/۲۰۱	۱/۶۵۲	۴	ارتفاع تاج
اختلاف بین ایستگاه ۵ با ۲ و ۴ معنی‌دار است.	۰/۱۶۰	۱/۸۴۲	۴	قطر تاج
اختلاف بین ایستگاه ۵ با ۴ معنی‌دار است.	۰/۲۳۵	۱/۵۱۷	۴	مساحت تاج
اختلاف بین ایستگاه ۵ با ۲ و ۴ معنی‌دار است.	۰/۰۵۳	۲/۸۱۶	۴	قطر تنه
اختلاف بین ایستگاه ۱با۳ و ۴، ۲با۳, ۳ با۴،۲و۵معنی‌دار است.	۰/۰۰۰	۱۳/۶۷۹	۴	تعداد نهال
اختلاف ایستگاه ۱ با ۳،۲و ۵، ۲با۴و۵، ۳با۴و ۵, ۴با۵معنی‌دار است.	۰/۰۰۰	۵۵/۱۳۲	۴	تعداد ریشه هوایی
اختلاف ایستگاه۱با۳ و ۵، ۲با۳و۵، ۳با۴، ۴با۵ معنی‌دار است.	۰/۰۰۰	۱۴/۷۹۰	۴	طول ریشه هوایی
اختلاف ایستگاه ۱ با ۴ و ۵, ۲ با ۵, معنی‌دار است.	۰/۰۱۰	۴/۴۲۵	۴	سطح برگ

هم‌چنین همبستگی معنی‌دار منفی بین ارتفاع درخت و تعداد درخت در سطح ۰/۰۵ خطا برقرار است. بین پارامتر قطر تنه با ارتفاع درخت، ارتفاع تاج، قطر تاج و سطح تاج سطح ۰/۰۱ خطا همبستگی مثبت معنی‌داری مشاهده شد. سطح تاج نیز در سطح ۰/۰۱ خطا با پارامترهای ارتفاع تاج، قطر تاج و قطر تنه همیستگی مثبت و معنی‌داری داشت. بین پارامترهای تعداد درخت و درجه حرارت در سطح ۰/۰۱ خطا همبستگی مثبت معنی‌داری مشاهده شد. بین پارامتر تعداد درخت خشک شده و درصد پوشش کانوپی، تعداد نهال و تعداد ریشه هوایی (شکل۸) همبستگی منفی معنی‌داری در سطح ۰/۰۱ خطا برقرار است.

سطح برگ در این ارزیابی با هیچ‌کدام از پارامترهای دیگر بجزء درجه حرارت همبستگی معنی‌داری نداشت، و با درجه حرارت در سطح ۰/۰۱ خطا همبستگی منفی معنی‌داری داشت. پارامتر رویشی طول ریشه هوایی و تعداد ریشه هوایی با پارامترهایی از قبیل تعداد درخت و درجه حرات همبستگی مثبت و معنی‌داری در سطح ۰/۰۱ خطا را دار می‌باشد. و این دو پارامتر با هم در همین سطح خطا همبستگی مثبت و معنی‌داری دارند. تعداد نهال فقط با درصد پوشش کانوپی همبستگی مثبت و معنی‌داری در سطح ۰/۰۱ خطا داشت و در همین سطح با درجه حرارت و تعداد درخت خشک شده همبستگی منفی و معنی‌داری مشاهده شد.

بحث

تراکم درخت

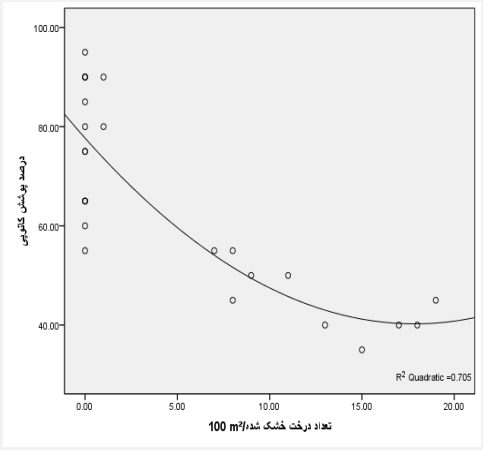
چون ایستگاه۱ جز عامل کاهش اتصالات هیدرولوژیک، از نظر تمام عوامل تاثیرگذار روی تراکم درخت حرا در وضعیتی یکسان با سایر ایستگاه‌ها به سر می‌برد، در نتیجه نرسیدن آب کافی به این ایستگاه منجر به کاهش تراکم در این ایستگاه شده است. کاهش جریانات آبی و کاهش دسترسی به آب تازه منجر به نرسیدن اکسیژن کافی به گیاه، القاء تنش شوری، کمبود مواد غذایی، و حتی تحرک مجدد فلزات سنگین را به دنبال داشته باشد (Ellison and Simmonds, 2003; Kathiresan, 2002; Khouly *et al.*, 2007; Lovelok *et al.*, 2007; Naidoo, and 2010)، در این منطقه نرسیدن آب کافی به درختان باعث کاهش تراکم درخت حرا را در ایستگاه۱ و ۴ به ترتیب به میزان ۶۰ و ۳۴٪ شده است.

پوشش کانوپی

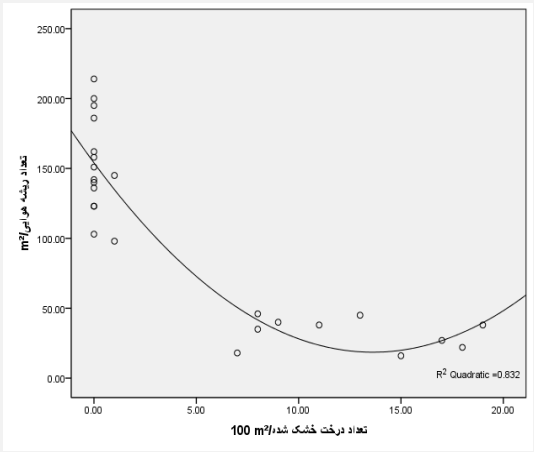
توسعه جنگل‌های مانگرو به نسبت بسیار زیادی از میزان آب در دسترس بخصوص ارتفاع آب تاثیر می‌پذیرد و پوشش کانوپی کمتر از ۵۵٪ را برای *A.marina* پوشش تنک برای گونه می‌دانند (Ellison and Simmonds, 2003). حال با توجه به نتایج حاصل از این مطالعه در منطقه نای‌بند ایستگاه ۱ و ایستگاه ۲ به ترتیب با پوشش کانوپی ۴۰٪ و ۵۱٪ دارای پوشش تنک هستند، در حالی که با توجه به تراکم پیشین منطقه عاملی منجر شده که مناطق با پوشش انبوه به مناطقی با پوشش تنک تبدیل شوند و هم‌چنین اگر این دو ایستگاه را با دو ایستگاه دیگر منطقه نای‌بند ایستگاه ۲ و ۳ بترتیب با پوشش کانوپی ۷۹٪ و ۹۱٪ که آب کافی به آن‌ها می‌رسد مورد مقایسه قرار گیرد، این نتیجه به دست می‌آید که منطقه‌ای که پوشش متراکم داشته است به دلیل عدم ملاحظات زیست‌محیطی و احداث نابجای جاده مانع از رسیدن آب کافی به آن‌ها و باعث خشک شدن درختان شده است.

ارتفاع درخت

یکی از شرایط محیطی تاثیرگذار بر رشد مانگروها کاهش اتصالات هیدرولوژیک است که یک اثر کلی بر عملکرد متابولیک گیاه و رشد آن دارد (McKee, 2002). در مناطقی که سرعت رسوب‌گذاری بیشتر بود ارتفاع درختان بیشتر بود چون در این مناطق سرعت رشد گیاه، سرعت فتوسنتز و در نتیجه دسترسی بیشتر گیاه به مواد غذایی بیشتر بود و سرعت بالای رسوب‌گذاری ناشی از جریانات مداوم جذر و مدی است (Lovelok *et al.*, 2007; Naidoo, 2010). در این مطالعه این مورد تنها در ایستگاه ۴ مشاهده شد و ارتفاع درختان ایستگاه ۱ به دلیل قدمت آن‌ها تحت تاثیر کاهش جریانات آبی قرار نگرفتند در نتیجه در این مطالعه ارتفاع درخت نمی‌تواند به عنوان شاخصی از شدت تخریب باشد.



شکل۷. همبستگی بین تعداد درخت خشک شده و درصد پوشش کانوپی در مناطق نای‌بند و مند.



شکل۸. همبستگی بین تعداد درخت خشک شده و تعداد ریشه هوایی در مناطق نای‌بند و مند

جدول۴. همبستگی بین پارامترهای رویش در منطقه مورد مطالعه

	درجه حرارت	تعداد درخت	تعداد درخت خشکک شده	درصد پوشش کانوپی	ارتفاع درخت	ارتفاع تاج	قطر تاج	سطح تاج	قطر تنه	تعداد نهال	تعداد ریشه هوایی	طول ریشه هوایی	سطح برگ
درجه حرارت	–												
تعداد درخت	-۰/۳۸۵												
تعداد درخت خشک شده	۰۰۰/۵۸۳	۰۰-۰/۷۷۷											
درصد پوشش کانوپی	۰-۰/۴۰۲	۰۰۰/۵۶۰	۰۰-۰/۸۱۸										
ارتفاع درخت	-۰/۰۵۸	-۰/۱۸۳	-۰/۱۱۲	۰/۲۵۱									
ارتفاع تاج	-۰/۰۷۰	-۰/۱۶۹	-۰/۱۰۹	۰/۲۴۵	۰۰۰/۹۹۵								
قطر تاج	-۰/۰۹۳	-۰/۱۵۸	-۰/۰۱۲	-۰/۱۹۵	۰۰۰/۵۳۲	۰۰۰/۵۱۶							
سطح تاج	-۰/۱۰۰	-۰/۰۹۹	-۰/۰۶۴	-۰/۱۷۹	۰۰۰/۵۱۶	۰۰۰/۴۹۸	۰۰۰/۹۵۳						
قطر تنه	-۰/۱۳۵	-۰/۲۴۹	۰/۰۴۳	-۰/۱۳۶	۰۰۰/۶۰۷	۰۰۰/۵۸۲	۰۰۰/۵۷۸	۰۰۰/۵۲۷					
تعداد نهال	-۰/۵۴۵ **	۰/۲۱۳	۰۰-۰/۴۲۹	۰۰۰/۶۷۷	۰/۲۱۶	۰/۲۲۱	-۰/۲۵۷	-۰/۲۵۸	-۰/۱۴۶				
تعداد ریشه هوایی	۰-۰/۵۴۲	۰/۴۲۴	۰۰-۰/۸۴۵	۰۰۰/۶۶۱	۰/۳۲۰	۰/۳۰۹	۰/۲۲۹	۰/۲۵۸	۰/۲۷۷	۰/۲۳۹			
طول ریشه هوایی	۰۰۰/۵۵۲	۰/۱۵۱	۰/۳۵۶	-۰/۲۰۲	-۰/۲۶۲	-۰/۲۴۳	-۰/۲۵۸	-۰/۳۰۳	-۰/۳۶۳	-۰/۲۹۷	۰۰-۰/۵۷۲		
سطح برگ	۰-۰/۶۲۱	۰/۲۳۱	-۰/۳۲۰	-۰/۰۸۷	-۰/۱۹۸	-۰/۱۶۹	۰/۱۰۴	۰/۰۴۴	-۰/۰۷۱	۰/۱۳۶	۰/۳۰۶	-۰/۳۳۱	

*: همبستگی با اطمینان ۹۵٪ معنی‌دار است **: همبستگی با اطمینان ۹۹٪ معنی‌دار است

تعداد و اندازه نهال

تعداد و اندازه نهال‌ها تحت تاثیر شرایط خاکی مختلف از جمله شوری، میزان عناصر غذایی در دسترس، ساختار بستر و حرکت آب به درون زیستگاه، قرار می‌گیرند (Khouly *et al.*, 2007). در زیستگاه‌هایی که میزان جریانات جذر و مدی بطور متناوب منظم است نهال‌های موجود هم از نظر تعدا و هم از لحاظ رویشی در وضعیت مناسبی بسر می‌برند. چون آب تازه یک نیاز بسیار بحرانی برای جنگل‌های مانگرو است هم نیاز غذایی گیاهچه حرا را تامین می‌کند و هم اکسیژن مورد نیاز آنرا در اختیارش قرار می‌دهد. در نتیجه با کاهش این جریانات درون منطقه افزایش شوری، کاهش دسترسی به عناصر غذایی را منجر شده که در نتیجه این عوامل کاهش تعداد نهال را به دنبال دارد (Smith, 2003). شوری عملکرد برگ گیاهچه‌های مانگرو را دچار اختلال می‌کند و درنتیجه میزان زنده ماندن گیاهچه‌ها در این شرایط کاهش می‌یابد (Yousse and Ghanem, 2002). به نظر می‌رسد تنش کم‌آبی منجر به عدم وجود نهال در ایستگاه ۱ شده است ولی با اینکه ایستگاه ۴ هم با تنش کم‌آبی مواجه بود تعداد نهال در آن از شاهد بیشتر بود در

نتیجه بهتر بود علاوه بر تعداد نهال ارتفاع نهال‌ها هم مورد بررسی قرار می‌گرفت تا بتوان روی این شاخص بطور دقیق‌تر بحث کرد.

ریشه هوایی

سیستم ریشه‌های هوایی در *A.marina* فقط برای حمایت از ساختار درخت، اهمیت ندارد بلکه از نظر فراهمی عناصر غذایی و تبادل گاز از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است (McKee, 2002). نایجل کرکن و همکاران (۲۰۰۰) چنین بیان می‌کنند که سیستم ریشه‌ای در اکوسیستم‌های مانگرو بوسیله ایجاد زیستگاه‌هایی برای فون و فلور، نقش مهمی را ایفا می‌کند، بنابراین هر تغییری در سیستم ریشه‌ای منجر به تغییر در عملکرد زیستگاه می‌شود. در نتیجه برای بررسی وضعیت رویشی یک زیستگاه مانگرو فقط بررسی بخش هوایی آن مهم نیست بلکه باید ریشه‌های نگهدارنده گیاه را هم در مد نظر قرار داد (Brooks *et al,* 2005). تنش کم آبی موجب افزایش طول ریشه هوایی می‌شود و کاهش تعداد ریشه‌های هوایی را به دنبال دارد (Ukpong, 1995). در اینجا ارتفاع ریشه هوایی در نقاطی که جریانات جذر و مدی به دلیل احداث جاده‌هایی، کاهش یافته بودند بیشتر از نقاطی بود که جریانات جذر و مدی در وضعیت عادی بود. بنظر می‌رسد تنش کم‌آبی منجر به افزایش طول ریشه هوایی و کاهش تعداد ریشه هوایی شده است.

اندازه برگ

یکی از عوامل مورد بررسی جهت سنجش میزان تنش وارده به گیاه بررسی اندازه برگ است. عوامل مرتبط با خاک بستر و میزان آلودگی رسوبات روی خصوصیات مورفولوژیک برگ گیاه *A.marina* تاثیرات زیادی دارد (Royo *et al.,* 1997; Koch *et al.,* 1998). بین شرایط محیطی و شکل و اندازه برگ این گیاه وابستگی زیادی وجود دارد و انواع تنش‌ها موجب کوچک شدن برگ این گیاه می‌شود (Duke, 1998; Melyill and Burchett, 2002). عواملی از قبیل شوری، نامنظمی جریانات جذر و مدی، نرسیدن آب کافی به منطقه، آب گرفتی مداوم خاک، پتانسیل اکسایش و کاهش خاک و کمبود مواد غذایی باعث کاهش سطح برگ در این گیاه می‌شود. تحت شرایط تنش کم آبی در گیاه *A. germinans* و *A. marina* (Gordon, 1993) اندازه برگ کاهش می‌یابد (Araujo *et al.,* 1997; و بر ضخامت برگ افزوده می‌شود. و در واقع این تغییر در ساختار برگ نوعی مکانیسم برای کاهش از دست دادن آب و افزایش کارایی مصرف آب تحت شرایط تنش است (Naidoo, 2010; ellis *et al.,* 2004). در این مطالعه مشاهده شد در نقاطی که ارتباطات جذر و مدی کاهش یافته و میزان آب در دسترس گیاه نیز کاسته شده بود اندازه برگ درخت حرا نیز کاهش یافته بود.

به طور کلی نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که احداث جاده در منطقه حفاظت شده نای‌بند موجب کاهش جریانات آبی در بعضی از نقاط منطقه نای‌بند شده، در نتیجه کاهش رسوبات جذر و مدی و کاهش رشد را بدنبال داشته است. افزایش تعداد درخت خشک شده، کاهش درصد پوشش کانوپی و کاهش تعداد ریشه‌هوایی شاهدی برای این ادعاها هستند. به منظور بهبود وضعیت جنگل‌های مانگرو در منطقه نای‌بند لازم است تا در اسرع وقت موانع ایجاد شده برای جریانات جذر و مدی حذف کردند تا با ورود آب به رویشگاه جنگلی حرا مقدمات احیای آن‌ها مهیا گردد.

تشکر و قدردانی

از مساعدت و همکاری اداره کل محیط‌زیست استان بوشهر در اجرای این پژوهش، به ویژه همکاری بی‌دریغ آقای مهندس حسین معین، کارشناس محترم اداره کل محیط‌زیست استان بوشهر، در انجام مطالعات میدانی این پژوهش سپاس گزاری می‌شود.

منابع

Aksornkoae, S., J. Aronson, S. Baba, N. Duke, C. Gordon, S. Johnson, M. Kainuma, N. Oshiro, P. Saenger, H. Sanchez, M. Spalding, M. Steyaert and M. Vannucci (2004). ISMW mangrove action plan for sustainable management of mangroves 2004-2009. Okinawa, Japan. Published by international society for mangrove ecosystems.

Araujo, R.J., J.C. Jaramillo and C. Snedaker (1997). LAI and leaf size differences in two red mangrove forest types in South Florida. Bull Marine Sci, 60: 643-647.

Blasco, F., M. Aizpuru and C. Gers (2001). Depletion of continental Asia.wetland Ecol. Manag, 9: 245-246.

Cannicci, S., D. Burrows, S. Fratini, S.Y. Lee, T.J. Smith III, J. Offenberg and F. Dahdouh-Guebas (2008). Faunistic impact on vegetation structure and ecosystem function in mangrove forests: a review. Aquatic botany, 89(2): 186-200.

Danekar, A. (1998). Iran's sensitive marine areas. Environmental, 25: 49-57.

Danekar, A. (2006). Project management and development of mangrove forests in Hormozgan. Hormozgan department of natural resources. Natural and natural resources adviser engineers, 1.

Duke, N., J.A.H. Benzie, J.A. Goodall and E.R. Ballment (1998). Genetic structure and evolution of species in the mangrove genus *Avicennia* (Avicenniaceae) in the Indo-West Pacific. Evolution, 52 (6): 1612–1626.

Duke, N.C., J.O. Meynecke, S. Dittmann, A.M. Ellison, K. Anger, U. Berger, S. Cannicci, K. Diele, K.C. Ewel, C.D. Field, N. Koedam, S.Y. Lee, C. Marchand, I. Nordhaus and F. Dahdouh-Guebas (2007). A world without mangroves? Science, 317: 41-42.

Ellis, J., P. Nicholls, R. Craggs, D. Hofstra, and J. Hewitt (2004). Effects of terrigenous sedimentation on mangrove physiology and associated macrobenthic communities. Mar ecol prog ser, 270:71–82.

Ellison, J.C. and S. Simmonds (2003). Structure and Productivity of inland mangrove stands at Lake MacLeod, Western Australia. Journal of the Royal Society of Western Australia, 86: 25-30.

Lare adviser engineers (2005). The report of geology Nayband national park.

Lare adviser engineers (2005). The report of vegetation Nayband national park.

Lare adviser engineers (2005). The report of weather and climate Nayband national park.

Lovelock. C.E., I.C. Feller, J. Ellis, A.M. Schwarz, N. Hancock, P. Nichols and B. Sorrell (2007). Mangrove growth in New Zealand estuaries: the role of nutrient enrichment at sites with contrasting rates of sedimentation. Ecosystem Ecology, 153: 633-641.

Maguire, T.L., P. Saenger, P. Baverstocks and R. Henry (2000). Microsatellite analysis of genetic structure in the mangrove species *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh. (Avicenniaceae). Molecular ecology, 9:1853-1862.

Mahmoudirad, H., H. Delshab and M. Mahmodi (2004). Mound protected area. Agency of environmental protection of Boshehre. Boshehre.

McKee K.L., I.C. Feller, M. Popp and W. Wanek (2002). Mangrove isotopic fractionation (δ15N and δ13C) across nitrogen versus phosphorus limitation gradient. Ecology, 83: 1065–1075.

FAO (2003). Status and trends in mangrove area extent worldwide, forest resources assessment working paper no. 63. Forest resource division, FAO, Rome.

Gordon, D.M. (1993). Diurnal water relations and salt content of two contrasting mangroves growing in hypersaline soils in tropical-arid Australia. In: Lieth, H. & Al Masoom, A.(Eds), Towards the Rational Use of High Salinity Tolerant Plants, 1:193]216. Netherlands: Kluwer Academic Publishers.

Kathiresan, K. (2002). Greening the blue mud. Rev. Biol.Trop, 50: 869-874.

Kathiresan, K. (2005). Importance of mangrove ecosystem. Kathiresan, K. and S.Z. Qasim, Biodiversity of mangrove ecosystems (134-168). India; Hindustan Publishing Corporation.

Khouly, A.A. and A. Khedr (2007). Zonation pattern of *Avicennia marina* and Rhizophora mucronata along the Red Sea Coast, Egypt. World applied sciences journal, 2(4): 283-288.

Koch, M., K. Mummenhoff, H. Hurka (1998). Systematics and evolutionary history of heavy metal tolerant Thlaspi caerulescens in Western Europe: evidence from genetic studies based on isozyme analysis. Biochemical systematics and ecology, 26: 823–838.

and growth in tropical tidal forests. Australian Institute of Marine Science,110: 133-146.

Spalding, M.D., F. Blasco and C. Field (1997). World Mangrove Atlas. Okinava, Theinternational Society for Mangrove ecosystem.

Thrush, S. (2004). Muddy waters: elevating sediment input to coastal and estuarine habitats. Front ecol evol, 2: 299–306.

Ukpong, I. (1995). An ordination study of mangrove swamp communities in West Africa. Vegetatio, 116: 147-159.

Youssef, T. and A. Ghanem (2002). Salt secretion and stomatal behaviour in *Avicennia marina* seedlings fumigated with the volatile fraction of light Arabian crude oil. Environmental pollution, 116(2): 215-223.

Zadeh, M.A., F. Rouhani, S. Mohajeri, F. Bateni, and L. Mohajeri (2010). An overview of Iranian mangrove ecosystems, northern part of the Persian Gulf and Oman Sea. Acta ecologica sinica, 30: 240-244.

Melville, F. and M. Burchett (2002) Genetic variation in *Avicennia marina* in three estuaries of Sydney (Australia) and implications for rehabilitation and management. Marine Pollution Bulletin 44: 469-479.

Genetic variation in *Avicennia marina* in three estuaries of Sydney (Australia) and implications for rehabilitation and management. Marine pollution bulletin, 44: 469-479.

Naidoo, G. (2010). Ecophysiological differences between fringe and dwarf *Avicennia marina* mangroves. Trees, 24: 667-673.

Rabbani, M., A. Jafarabadiashtiani and A.A. MehrdadSharif (2008). Measuring the amount of heavy metals pollution nickel, lead and mercury in sediments of Persian gulf / Assaluyeh. Special technical publication of the national Iranian oil company, 51: 53-57.

Royo, J.B., F. Cabello, S. Miranda, Y. Gogorcena, J. Gonzalez, S. Moreno, R. Itoiz and J.M. Ortiz (1997). The use of isoenzymes in characterisation of grapevines (Vitis vinifera, L.) Influence of the environment and time of sampling. Scientia horticulturae, 69: 145–155.

Smith, T.J. (2003). Effects of light and intertidal position on seedling survival