# השפעת ממשק חורש על פריחת אדמונית החורש בשמורת הר מירון

**גידי נאמן**, החוג לביולוגיה וסביבה, אוניברסיטת חיפה-אורנים, טבעון 36006. gneeman@gmail.com

**פתיח: אדמונית החורש *Paeonia mascula*** היא מין בסכנת הכחדה בישראל (צמח "אדום") ומין דגל בשמורת הר מירון. הביולוגיה, האקולוגיה וממשק השימור של אדמונית החורש בהר מירון מוצגים בהקשר של שתי עמדות מנוגדות לגבי מדיניות שמירת טבע בשטחי חורש: הגישה הפסיבית של אי-התערבות מוחלטת, הנותנת לצומח להגיע לתצורת השיא שהיא דלה במינים ומעמידה בסכנה מינים נדירים; והגישה השנייה, התומכת בהתערבות אקטיבית להשגת מטרות שימור מוגדרות, כמו הגנה על מינים נדירים.

מאמר זה פורסם לראשונה באנגלית:
Ne'eman, G. 2003. To be or not to be – the effect of nature conservation managemen on flowering of Paeonia mascula (L.) Miller in Israel. Biological Conservation 109: 103–109.

———————

**תקציר**

שמורת הטבע הרי-מירון היא הגדולה בשמורות בצפון ישראל. עם הכרזתה ב- 1965 נאסרה בה רעיית עיזים וכריתת עצים. הצומח הטבעי התחדש במקום ובחלקים גדולים שולט חורש סבוך. ההתחדשות הטבעית של הצומח (סוקצסיה) הוא תהליך אקולוגי הכולל החלפה של מינים כלומר הוא מלווה באובדן של מיני צמחים שונים, בעיקר חובבי שמש. ***אדמונית החורש*** (***Paeonia mascula***) היא צמח נדיר ועל פי הספר האדום היא נתונה לסכנת הכחדה מקומית בישראל. *האדמונית* גדלה רק באזור הר הילל ורק כחמישה אחוזים מהצמחים פורחים. בעקבות סקרים קודמים, ובמסגרת מחקר זה, בקשנו לנסות ממשק חורש שיגדיל את שיעור הצמחים הפורחים ובכך יבטיח את עתיד האוכלוסייה. בסקר מצאנו שאדמוניות פורחות כשהן גדלות בצל חלקי המעביר 47% מקרינת השמש, אבל מרבית הצמחים גדלים בצל כבד של 27% ולכן אינם פורחים. כריתת עצי חורש ליצירה של מערי יער קטנים במקומות בהם גדלים צמחי אדמוניות שלא פרחו, העלו את הפריחה ל-15-20%. כמו כן עלתה כמות הפירות והזרעים והופעה של נבטים, בשנים שלאחר מכן. כדי להבטיח את המשך קיומה לטווח ארוך של אוכלוסיית האדמוניות בישראל, יש לכרות

עצים ליצירת מערי יער קטנים. הכריתה מומלצת במקומות מוצלים בהם יש אוכלוסיות של אדמוניות שאינן פורחות. יש לעשות פעולה זו, גם אם זה נוגד את המדיניות הכוללת של איסור הכריתה בשמורה.
==========

**מבוא**

שמורות טבע הן כלי עיקרי בידי הרשויות ליישם מדיניות כללית של שמירת טבע בהתאמה למטרות הספציפיות של כל שמורה. מבחינה היסטורית, שמירה על מינים נדירים ומינים הנתונים בסכנת הכחדה הייתה הבסיס העיקרי של שמירת טבע. היום, הדגש הוסט לשמירה על מערכות אקולוגיות והמגוון הביולוגי בהן שמשפיע על יציבותן ועל השירותים אותם הן מספקות לאדם (Christensen, 1988; Nilson and Ericson, 1992; Given, 1994; Hawksworth, 1995; Egoh et al., 2007). כמו כן נמצא ששמורות טבע שבהן מצויים עושר ומגוון גדולים של מיני צמחים ובעלי חיים, מושכות קהל מבקרים גדול יותר מאשר שמורות בעלות מגוון נמוך ונוף אחיד.

החשיבות הגדולה של שמירה על העושר והמגוון הביולוגי בכל שטח, אינה מפחיתה מחשיבות השמירה על מינים בודדים ובעיקר מינים "אדומים", שהם נדירים ונמצאים בסכנת הכחדה. למדינות השונות יש מחויבות בינלאומית לשמור עליהם (IUCN 2000 red list). הארגון העולמי לשמירת הטבע IUCN הגדיר רמות שונות של מינים בסיכון בקנה מידה עולמי: סיכון נמוך (LR), רגישים (VU), בסיכון (EN), בסיכון גבוה (CR), ומינים שנכחדו מהטבע (EW). זאת בהתייחסות לגודל אזור התפוצה, למספר האוכלוסיות ולגודלן, לשינויים שחלו בהן, ובתחזית לעתיד (IUCN 2000 red list). הגדרות אלה הותאמו לאוכלוסיות ומינים הנתונים לסכנה בישראל וסוכמו בספר האדום לצמחי ישראל (כהן ושמידע, 1992; שמידע ופולק, 2007; שמידע, פולק ופרגמן-ספיר, 2011) עדיפות במאמצי שימור ניתנת לרוב למינים המצויים בסכנת הכחדה העונים על ההגדרות והקריטריונים הללו (Nilson and Ericson, 1992). אך ישנם גם "מיני דגל" המסמלים שמורה או אזור וגורמים להזדהות הציבור עם שמירת הטבע ולעתים הללו זוכים להגנה עדיפה לעומת מינים "אדומים" פחות מוכרים (Hawksworth, 1995). ***אדמונית החורש*** שבה עוסק מאמר זה, היא גם מין אדום בדרגת סיכון גבוהה בישראל וגם מין דגל המסמל את שמורת הר-מירון.

הרי-מירון הוכרזו כשמורת טבע בשנת 1965. שטחה הכולל של השמורה הוא כ- 80 קמ"ר והיא הגדולה ביותר בצפון ישראל. יש בה מספר פסגות הנישאות לגובה של למעלה מ 900 מ' עד לשיא של- 1204 מ' (פז, 1981). עונת החורף בפסגות אלה, קרה יחסית לאקלים

הים-תיכוני בישראל ושלגים יורדים בהן בחורפים רבים, אך לא בקביעות. בחורף מושלג יורד שלג ברום של 900 מ' ומעלה והוא מפשיר לאחר ימים בודדים.
הצומח האופייני הוא חורש ים-תיכוני טיפוסי של חברת אלון מצוי ואלה ארץ-ישראלית. חורש זה נשלט על-ידי עצים ירוקי עד, ומרובים בו יחסית מיני עצים נשירים המותאמים לתנאי החורף המקומי (Zohary, 1973). שמורת הרי-מירון כוללת שטחים שהוכרזו שמורת יער בתקופת המנדט הבריטי. השמורה כוללת גם שטחים חקלאיים של הכפרים הדרוזים הנמצאים בתוכה או סמוכים לגבולה. לפני הכרזת השמורה סבל האזור מכריתות עצים בלתי מבוקרות, מרעיה חזקה מאוד של עיזים, ומהכשרת שטחים לעיבוד חקלאי (פז, 1981).
בשל עוצמות ההפרעה השונות והזמן שעבר מאז ההפרעה, השמורה הייתה פסיפס של שטחים, הנמצאים בשלבים שונים של התחדשות (סוקצסיה) החורש, החל משדות נטושים וכלה בחורש סבוך ומוצל. מאז הכרזת השטח כשמורה וחקיקת "חוק העז השחורה", נאסרה כניסת עיזים לשמורה. גם שינויים סוציו-אקונומיים שעוברת החברה הדרוזית, הפחיתו מאוד את כריתת העצים. משהחלו תהליכי התחדשות טבעית של החורש, ירד אחוז השטחים הפתוחים שאינם מכוסים בעצים, ועלה אחוז הכיסוי של העצים. כתוצאה מכך חל שינוי בכמות קרינת שמש נקלטת (Carmel and Kadmon, 1999). גידול השטחים המכוסים בחורש צפוף בתהליך התחדשות טבעית, מסמן הצלחה במדיניות שמירת הטבע בשמורה. אך ההצלחה בשיקום עצי החורש גורמת לפגיעה במיני צמחים אחרים.
למרות גובהו היחסי, הר-מירון אינו מבודד מסביבתו ואין בו מינים אנדמיים, אך מצויים בו מיני צמחים רבים שאינם גדלים במקומות אחרים בישראל (Shmida, 1984). אלה הם מינים בעלי תפוצה ים-תיכונית הגדלים בתורכיה, בסוריה, ובלבנון. הר-מירון הגבול דרומי של תפוצתם העולמית. אוכלוסיות שוליים כאלה שונות לעיתים קרובות בתכונותיהן המורפולוגיות, הפנולוגיות והגנטיות מהאוכלוסיות במרכז תחום התפוצה של המין (Safriel et al., 1994; Kark et al., 1999). לכן חשוב לשמור אותן גם אם מבחינה עולמית אין המין נתון לסכנת הכחדה.
הסוג ***אדמונית Paeonia***, מכיל כ 50 מינים הגדלים באסיה באירופה ובצפון אמריקה. ***אדמונית החורש Paeonia mascula*** (L.) Mill, נפוצה בכל ארצות אגן הים-התיכון עד הר-מירון, גבול תפוצתה הדרומי (Zohary, 1962, 1966, 1973). ה***אדמונית*** פורחת באפריל בפרחים אדומים גדולים המבוקרים על ידי דבורים וחיפושיות (תמונות 1, 2). בקיץ מבשילים הפירות ונחשפים זרעים שחורים וביציות לא מופרות שצבען אדום (תמונה 3). ה***אדמונית*** מהווה אטרקציה תיירותית המושכת מטיילים רבים באביב, לצפות בפריחתה.

***אדמונית החורש*** גדלה בבתי גידול מוצלים למחצה על קרקע עשירה בחומרים אורגניים שמקורם בנשר עלי העצים (Polunin, 1969; Polunin and Huxley,1972).



**תמונה 1. פרח של *אדמונית החורש* ודבורה מאביקה, צילם עוזי פז ©.**

**תמונה 2. פרח של *אדמונית החורש* עם אבקנים צהובים, שחלות שעירות לבנות וצלקות סגולות, צילם עוזי פז ©.**



**תמונה 3. פרי של *אדמונית החורש* עם זרעים (שחורים) וביציות לא מופרות (אדום), צילם עוזי פז ©.**

למיטב ידיעתי אין פרסומים מדעיים המתארים את מחזור החיים והתכונות של ***אדמונית החורש*** בארץ. אין מידע על משך חיי הצמח, גיל תחילת הפריחה, האבקה, נביטה והתבססות. בסקרים שנעשו בישראל נמצא שה**אדמונית** גדלה רק בתחום מצומצם מאוד של 3-2 קמ"ר במדרונות הצפוניים של הר הלל. רוב צמחי האדמוניות, גדלים בצל כבד של אלונים ומיני עצים אחרים. אך רק כ- 5% מצמחים אלה פרחו (אורטל, 1975; כהן ושמידע 1992). תחום התפוצה המקומי המצומצם והאחוז הנמוך של הפרטים הפורחים, מיוחס לצמצום בית הגידול המוצל למחצה. זאת כתוצאה מאכיפת חוקי שמירת הטבע האוסרים רעיה וכריתת עצים בשמורה. לכן נכללה האדמונית בספר האדום של צמחי ישראל כמין בסכנה מקומית בישראל (שמידע ופולק, 2007).

ארגון שמירת הטבע העולמי IUCN, התייחס בפרוט לגבי פעילות האדם בהכחדת מיני צמחים (Given, 1994), כמו: הכחדה של בתי גידול, כריתה וניצול יתר, מינים פולשים, זיהום, שנוי אקלים וגידול באוכלוסייה האנושית. אבל אין אזכור להשפעה שלילית של ממשק לשמירת טבע על מערכות אקולוגיות או על מינים.
מטרת מחקר זה הייתה לחפש ממשק חורש שיגביר את פריחת האדמוניות. תוך התמקדות בשאלה, האם כריתה של עצים בקנה מידה מצומצם, תגדיל את אחוז צמחי האדמונית הפורחים.

**שיטות**

**חלקות המחקר**

באפריל 1997 סומנו 15 חלקות קטנות (5X5מ') במפנה הצפוני של הר הילל (25 º35' מזרח, 58 º32' צפון) סמוך לעין הזקן. נבחרו חמש חלקות שכללו צמחי אדמוניות שפרחו בשפע יחסי בשטחים פתוחים ולא מוצלים (להלן **פתוח**). סומנו עשר חלקות נוספות עם צמחי אדמוניות שגדלו בצל חורש סגור ולא פרחו. מתוכן חמש חלקות, שנבחרו באקראי, הושארו כחלקות ביקורת עם חורש סגור (להלן **סגור**). בנובמבר 1997 נכרתו כל העצים (להלן **כרות**) בחמש החלקות האחרות על ידי צוות של רשות הטבע והגנים. כלומר סך הכול היו 15 חלקות חמש בשטח **פתוח** יחסית שלא קבלו טיפול, חמש בשטח של חורש **סגור** שלא קבלו טיפול וחמש חלקות בחורש סגור שבהן **נכרתו** העצים. בסיום עונת הפריחה נספרו כל צמחי האדמונית שפרחו ואלה שלא פרחו, ונמדד גובהם.
באביב 1998 נערך סקר לאורך "שביל האדמוניות" שהכשירה רשות הטבע והגנים. בסקר נמדד קוטר הגבעול בבסיסו, גובה הצמח, ומספר עלעלים של צמחי אדמוניות פורחות ושל אלה שלא פרחו, ונמדדה קרינת השמש היחסית לכל צמח. בנובמבר 2001, ארבע שנים אחרי הכריתה, הוגדרו וזוהו כל מיני הצמחים שגדלו בחלקות לפי המגדיר לצמחי ארץ ישראל (פיינברון-דותן ודנין, 1991).

**קרינת שמש**

לקביעת עוצמת קרינה, השתמשנו במדד של קרינה יחסית (הקרינה באתר הנבדק יחסית לקרינת שמש מלאה). משום שהקרינה המלאה משתנה במהלך שעות היום, בתאריך, במיקום הגיאוגרפי ועוד. הכמות היחסית של קרינת שמש המנוצלת להטמעה ((RPAR 400-700 nm)) נמדדה בעזרת המכשיר AccuPAR, Decagon Devices, Inc., Pullman, WA, USA. המדידות בוצעו בימים ללא עננים בין השעות 10:00-14:00. לקביעת הקרינה אותה מקבל צמח בודד, בוצעו חמש מדידות ונקבע הממוצע. לקביעת

הקרינה הממוצעת בכל חלקה, נמדדה קרינה ב 16 נקודות המרוחקות כמטר זו מזו לכיוונים שונים. בכל נקודה בוצעו ארבע חזרות והממוצע של כל 16 הנקודות הוא הערך המייצג את קרינה בחלקה. לחישוב הקרינה היחסי נמדדה הקרינה בשטח חשוף לחלוטין לפני המדידה בכל חלקה ואחריה, הממוצע ייצג את קרינה המלאה עבור חישוב הקרינה היחסית בכל חלקה. הקרינה היחסית חושבה כאחוז הקרינה הממוצעת בחלקה מתוך הקרינה הממוצעת (לפני ואחרי המדידה) בשטח חשוף לקרינה מלאה.

**תוצאות**

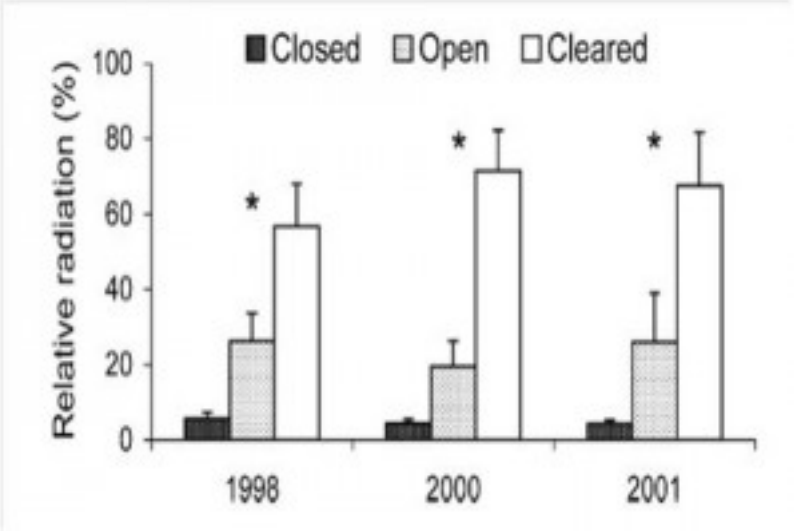
**צמחים פורחים ושאינם פורחים**

הגובה הממוצע (±שגיאת תקן) של צמחים פורחים היה 31.7±3.2 ס"מ ושל צמחים לא פורחים 20.5±2.2 ס"מ. הבדל זה היה מובהק במבחן T ($T_{71}$=9.45, P<0.001). לצמחים פורחים, הייתה נטייה לפתח גבעול עבה יותר ולשאת יותר עלעלים מאשר לצמחים שלא פורחים (הנתונים לא מוצגים כאן). הכמות היחסית הממוצעת (±שגיאת תקן) של קרינת שמש המנוצלת להטמעה (RPAR) באתרים של צמחים פורחים היה 47.4%±1.5%. באתרים של צמחים שלא פרחו התוצאה הייתה 27.3%±1.3%. הבדל זה נמצא מובהק (מבחן T על נתונים שהתפלגו נורמלית לאחר טרנספורמציה של Arcsin of square root ($T_{71}$=2.85, P=0.006)).

לבדיקת ההבדל בגובה צמחי האדמוניות הגדלים במשטרי הארה (RPAR) שונים, חולקו הצמחים לשלוש קבוצות: כאלה הגדלים בקרינה יחסית של 0-20% (n=58), 21-40% (n=12) ו 41-100% (n=3).הגבהים הממוצעים (±שגיאת תקן) של הקבוצות היו 31.4±1.7 ס"מ, 41.9±2.6 ס"מ, ו- 37.0±4.5 בהתאמה, וההבדלים במבחן שונויות חד-כיווני היו מובהקים ($F_{2,70}$=3.97, P=0.023). כלומר אדמוניות שגדלו במשטר הארה בינוני (RPAR 21-40%) היו הגבוהות ביותר. כל הצמחים הפורחים (למעט אלה שהפרחים נפגעו באופן פיזי) חנטו פירות, דבר המצביע על העדר הגבלה בהאבקה או בעיה במנגנון הזיווג.

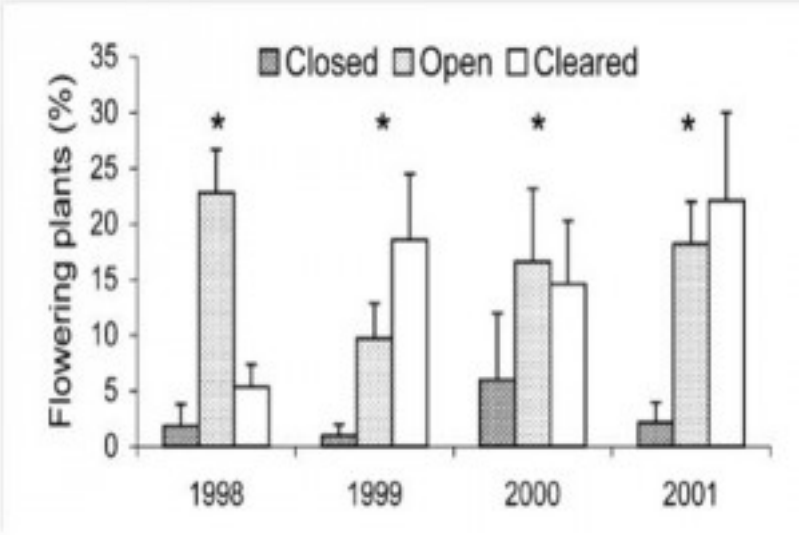
**השפעת הטיפולים**

כריתת העצים הגדילה פי עשרה את קרינת השמש היחסית (איור 1), ומבחן Kruskal-Wallis (KW) היה מובהק בכל השנים (לדוגמה, בשנת 2001: KW =9.740, P=0.008).



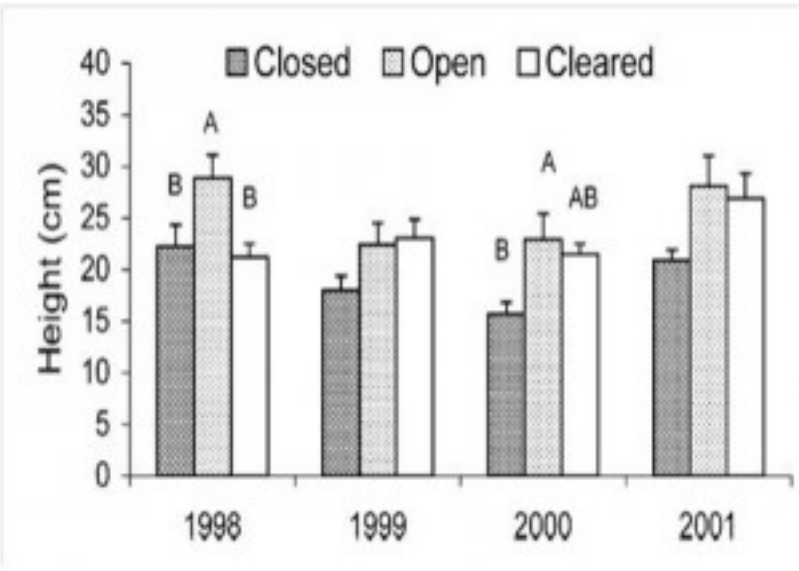

**איור 1. הקרינה היחסית (Relative radiation) הממוצעת בחלקות על פי הטיפולים (שחור=סגור Closed, מנוקד=פתוח Open, לבן=כרות Cleared). הקווים מעל לעמודות מייצגים שגיאת תקן. כוכביות מסמנות הבדל מובהק בין הטיפולים Kruskal–Wallis test (P<0.05).**

נמצאו הבדלים באחוז צמחי האדמונית הפורחים בין חלקות המחקר שקבלו טיפולים שונים (פתוח, סגור וכרות) (איור 2). הבדל זה היה מובהק (לדוגמה, בשנת 1998 ,KW=10.599 P=0.005 וב 2001 KW Statistic=7.071 ,P=0.0029). באותה שנה, אחוז הצמחים הפורחים בחלקות הכרותות היה דומה לזה שבחלקות הסגורות, אולם אחוז הפריחה עלה מאוד ב 1999, היה דומה לאחוז הפריחה בחלקות הפתוחות ונשאר כך גם ב 2000 וב 2001 (איור 2).



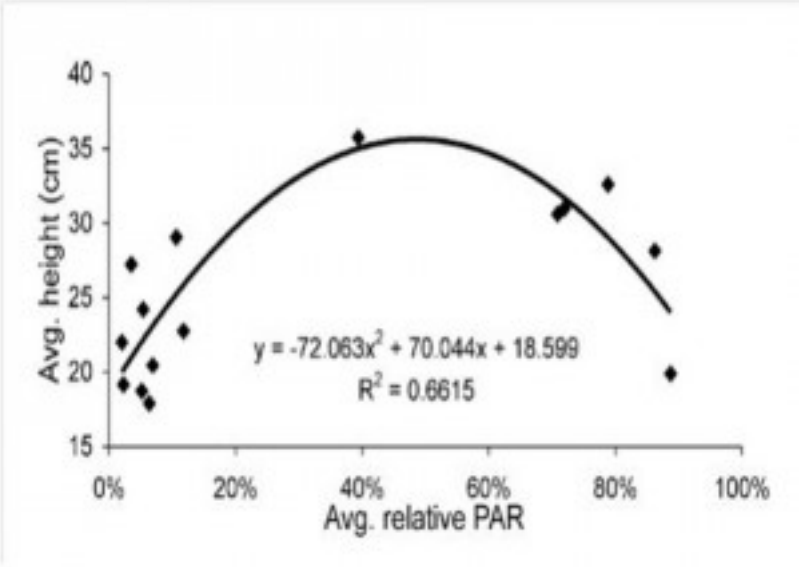

**איור 2. האחוז הממוצע של צמחי האדמוניות הפורחים (Flowering plants) בחלקות על פי הטיפולים (שחור=סגור Closed, מנוקד=פתוח Open, לבן=כרות Cleared). הקווים מעל לעמודות מייצגים שגיאת תקן. כוכביות מסמנות הבדל מובהק בין הטיפולים (P<0.05 Kruskal-Wallis test).**

ב 1998 גובה צמחי ה***אדמונית*** בחלקות הכרותות, היה דומה לזה שבחלקות הסגורות והם היו נמוכים יותר מאשר בחלקות הפתוחות (איור 3). הבדל זה היה מובהק ($F_{2,12}$=4.754, P=0.030). בשנים הבאות הצמחים בחלקות הכרותות צמחו עד שלא היו הבדלים מובהקים בינם לבין הצמחים בחלקות הפתוחות (איור 3).



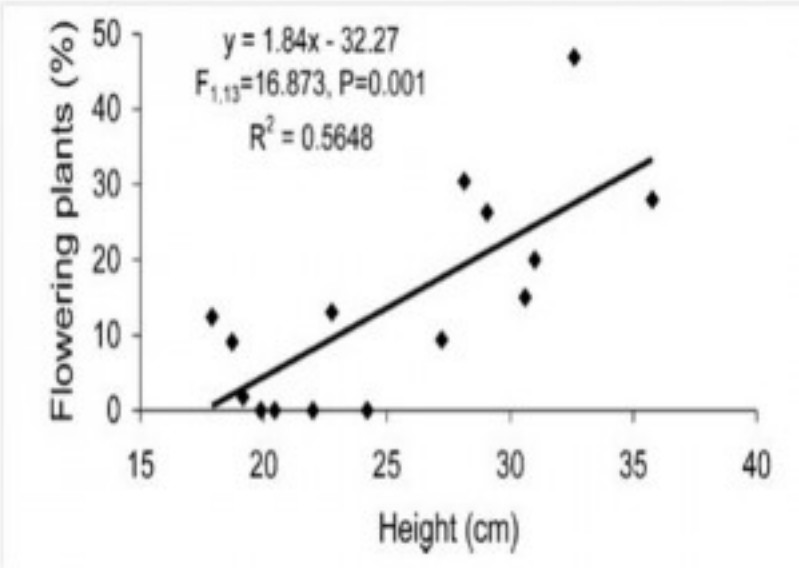

**איור 3. הגובה (Height) הממוצע של צמחי *האדמוניות* בחלקות על פי הטיפולים (שחור=סגור Closed, מנוקד=פרח פתוח Open, לבן=פרח כרות Cleared). הקווים מעל לעמודות מייצגים שגיאת תקן. עמודות בעלות אותיות שונות מעליהן נבדלות זו מזו באופן מובהק על פי מבחן שונויות (P<0.05).**

היחס בין הגובה הממוצע של צמחי האדמוניות בחלקות, לבין כמות הקרינה היחסית (RPAR) הממוצעת בהן מתואר באופן המיטבי בעקומה מסדר שני עם מכסימום בקרינה יחסית של RPAR 40% (איור 4).




**איור 4. הקשר בין הגובה הממוצע (Avg. height) בס"מ של צמחי האדמוניות בחלקות בשנת 2001 לבין אחוז הקרינה היחסית (Avg. relative PAR) הממוצעת בהן. המשוואה היא נוסחת הקו ו $R^2$ מבטא את הפרופורציה של השונות המוסברת.**

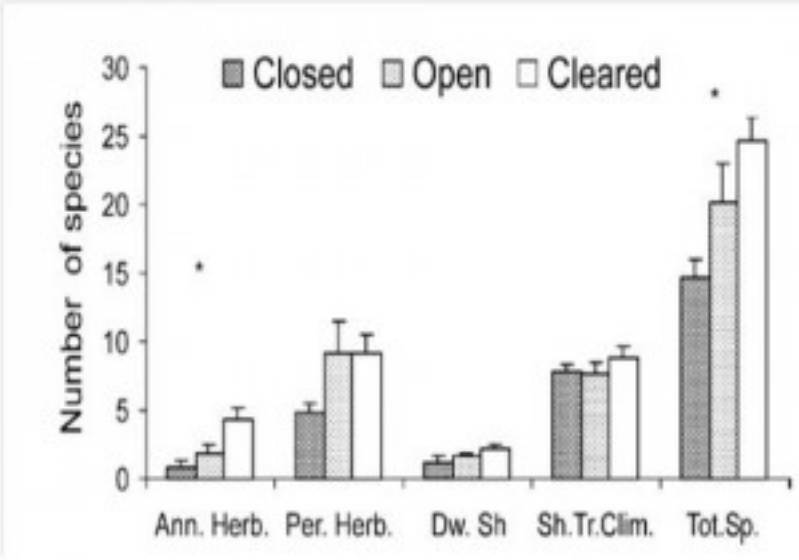
נמצא קשר לינארי מובהק באחוז צמחי האדמוניות שפרחו בחלקות בשנת 2001 לבין הגובה ממוצע של הצמחים בהן (איור 5). כלומר, ניתן לנבא את אחוז הצמחים שיפרחו על פי גובה הצמחים. זאת אומרת, שלצמחים גבוהים סיכויים טובים להגיע לפריחה.




**איור 5. התלות בין אחוז צמחי האדמוניות הפורחים (Flowering plants) בחלקות בשנת 2001, לבין הגובה (ס"מ) הממוצע (Height) של צמחי האדמוניות בהן. המשוואה היא נוסחת קו הרגרסיה הלינארי, $R^2$ מבטא את הפרופורציה של השונות המוסברת, F הוא תוצאת המבחן ו P המובהקות שלו.**

ב 2001 ארבע שנים לאחר הטיפול, עושר המינים (מספר מינים) הכולל וזה של העשבוניים החד- שנתיים, היה גדול יותר בחלקות הכרותות מאשר בחלקות הסגורות והפתוחות (איור 6) והבדל זה היה מובהק (KW=7.085, P=0.029). אולם לא היה הבדל במספר המיני

של מיני העשבוניים הרב-שנתיים, בני השיח, השיחים, ומיני העצים והמטפסים יחדיו (איור 6).




**איור 6. מספר המינים הממוצע (Number of species) בחלקות על פי צורות החיים: עשבוניים חד-שנתיים (Ann. Herb.), עשבוניים רב-שנתיים (Per. Herb), בני שיח (Dw. Sh.), שיחים עצים ומטפסים (Sh. Tr. Clim.) וסך כל המינים (Tot. Sp.), על פי הטיפולים (שחור=פרח סגור Closed, מנוקד= פרח פתוח Open, לבן=פרח כרות Cleared). הקווים מעל לעמודות מייצגים שגיאת תקן כוכביות מסמנות הבדל מובהק בין הטיפולים (Kruskal–Wallis test P<0.05).**

מספר צמחי האדמוניות הבוגרים הממוצע (±שגיאת תקן) בחלקה היה 23.3±2.4 ובתקופת המחקר לא נמצא הבדל בין חלקות הטיפול השונות (למשל עבור 2001 ($F_{2,12}$=1.019, P=0.390).

## דיון

### אדמונית החורש

בשני סקרים קודמים – של אורטל (1975) ושל כהן ושמידע (1992), נמצא שמרבית צמחי ***אדמונית החורש*** גדלו באתרים בהם היה חורש סגור עם צל כבד ורק כ 5% מהפרטים הגיעו לפריחה. מכיוון שהצמחים גדלו בתנאים אלה למעלה משני עשורים (ידע אישי), נראה שצמחי האדמוניות מסוגלים לשרוד בתנאי צל כבד זמן ממושך הצל הכבד גורם לדיכוי כבד של הצמיחה, הפריחה וייצור הזרעים. במהלך עשר השנים שעברו בין הסקר האחרון למחקר הנוכחי, לא השתנתה כמות הפריחה של הצמחים הגדלים בצל כבד. לכך יש חשיבות גדולה מכיוון שרבייה מינית סדירה היא תנאי מוקדם והכרחי לקיום ארוך טווח של אוכלוסיות צמחים נדירים (Willson, 1983) ולכן נושא זה חשוב ביותר בקביעת הממשק לשימור מינים נדירים (Given, 1994) ובכלל זה גם של ***אדמונית החורש***.

***אדמונית החורש*** היא רב-שנתית בעלת איברים אוגרי מזון, אינה גדלה במקומות החשופים

לקרינה מלאה ועמידה לצל כבד. אולם צמחים הגדלים בצל כבד הם נמוכים, בעלי גבעול דק עם מעט עלעלים. הם אינם פורחים ולא מייצרים זרעים. למעשה אלה הם צמחים מנוונים ולא צמחים צעירים. פריחה בשפע יחסי תתקיים רק בקרינה של 45%. ומסקנות סקרים קודמים (אורטל, 1975; כהן ושמידע, 1992) ותוצאות מחקר זה (Ne'eman 2003) מלמדים שאוכלוסיית ***אדמונית החורש*** בהר מירון נתונה בסכנת הכחדה, אם לא תבוצע פעולת ממשק שתגדיל את שיעור הפריחה.

לאור הסקרים הקודמים, מטרת המחקר הייתה למצוא ממשק אשר יגדיל את שיעור הפריחה של האדמוניות. התוצאות מלמדות שמטרה זו הושגה כבר בשנה השנייה, כריתה מוחלטת של עצים בחלקות קטנות מאוד העלתה את שיעור הפריחה מ 5% ל 15-20%, לרמה דומה לפריחה בחלקות הפתוחות שלא טופלו ואשר בחרו בגלל שפע הפריחה שבהן. מצב זה נשאר יציב במשך כל שנות המחקר. נמצא קשר מובהק בין הגובה הממוצע של צמחי האדמוניות, לבין שיעור הפריחה שלהן. אדמוניות גבוהות ופורחות גדלות במשטר קרינת שמש של 45% . זה היה שיעור הקרינה בחלקות פתוחות וכרותות וגם באתרים בהם נמצאו אדמונית פורחות לאורך "שביל האדמוניות". כלומר 45% קרינת שמש הוא כנראה שיעור הקרינה המיטבי לצמיחה ופריחה שופעת עבור צמחי ***אדמונית החורש***.

טיפול הכריתה בחלקות הקטנות העלה את מידת הקרינה היחסית ב -70% ומצב זה נשאר כך במשך ארבע שנים. לכן, ניתן להניח שיעילות הטיפול בהגברת שיעור הפריחה תמשך עוד מספר שנים, זאת למרות ההתחדשות הטבעית של עצי החורש לאחר כריתה. העלייה בקרינה היחסית, העלתה כנראה את שיעור ההטמעה, ואפשרה את צמיחתם הטובה יותר של צמחי האדמוניות בהשוואה לחלקות המוצלות. למרות ההשפעה החיובית של הכריתה על צמחי האדמוניות, לא היה גידול במספר הפרטים בחלקות, זאת כנראה בשל משך הזמן הקצר יחסית של המחקר הנוכחי שלא הספיק לנבטית הזרעים ולהתבססות הצמחים.

צל גורם לירידה בעוצמה של קרינת השמש ובהרכבה. העצים המצלים מנצלים יותר את אורכי הגל של האור הנקלט על ידי הכלורופיל (400 ו 650 ננומטר) המשמש כמקור אנרגיה להטמעה. במהלך האבולוציה, התפתחו בצמחי צל תכונות מורפולוגיות ופיסיולוגיות שונות כהתאמה לחיים בצל (Packham et al., 1992). עוצמת הקרינה וההרכב הספקטרלי שלו משמשים כסמנים לתהליכים שונים במחזור חיי הצמח ובעיקר לתזמון של נביטה ופריחה (Vine-Prue, 1981). נוכחות של כתמי שמש ביער מוצל משפיעה על העוצמה וההרכב הספקטרלי של האור המגיע לצמחים ומכך מושפעים קצב ההטמעה והצמיחה, הפריחה ועשיית זרעים, הנביטה וההתבססות של נבטים (Chazdon, 1988). העובדה שצמחי האדמוניות הפורחים היו גדולים יותר מצמחים שאינם פורחים, ושטיפול

הכריתה העלה את אחוז הפריחה רק כעבור שנה, מעידים שהאור היה חסר לצמחים גם לצורכי הטמעה ולא רק כסמן סביבתי המכוון את מועד הפריחה. זאת בניגוד למה שנמצא לגבי **שושן צחור** בכרמל. פריחת השושן בכרמל הייתה נמוכה באתרים מוצלים, אך כבר באביב הראשון לאחר דילול ניסיוני של החורש ניכרה עליה גבוה במספר הצמחים הפורחים, כלמר לצמחים היו מספיק חמרי תשמורת לפריחה אבל היה חסר אור כסמן (עוז ודפני, 1991).

א***דמונית החורש*** היא מין "דגל" ומין אדום ייחודי לשמורת הרי מירון. יחד עם זאת היא אינה אנדמית לישראל וגם אינה מין מפתח במערכת האקולוגית. אוכלוסיות הר מירון הן אוכלוסיות קיצון בגבול הדרומי של תפוצת המין בעולם. לכן סביר שיש לצמחי ה***אדמונית*** שונות גנטית והתנהגות עונתית השונה מזו של אוכלוסיות הגלעין במרכז תחום התפוצה של המין, בדומה למה שנמצא לגבי מיני צמחים ובעלי חיים אחרים (Safriel et al., 1994; Kark et al., 1999). אוכלוסיות שוליים כאלה אמורות להיות עמידות יותר ליובש ואולי גם לשינויי אקלים גלובליים (Safriel et al., 1994).. ייתכן אפוא שמדובר באוכלוסיה מקומית בעלת תכונות ייחודיות שיש חשיבות בשימורה בישראל על אף שלא נשקפת סכנה למין זה בעולם.

פרחי ה***אדמונית*** מרשימים ביופיים ובגודלם והם מושכים מידי אביב קהל רב של מבקרים חובבי טבע. ה***אדמונית*** מזוהה כמעין דגל של השמורה בהרי-מירון, כמו אירוס הגלבוע בגלבוע. מיני דגל כאלה עוזרים לגייס את הציבור במאבקים שונים למען שמירת הטבע באותו אזור. לכן, למרות ש**אדמונית החורש** אינה נתונה בסכנת הכחדה עולמית, היא צמח חשוב ביותר בישראל ויש לעשות כל מאמץ אפשרי כדי לשמור על קיומה לטווח אורך של אוכלוסיית האדמוניות בהר מירון.

**מינים אחרים**

בדומה ל**אדמונית החורש**, מצויים עוד מיני צמחים המותאמים לצמוח בבית גידול מוצל למחצה. המגבלה שלהם שגם הם אינם יכולים לגדול לפרוח ולהתרבות במקומות מוצלים מאד. (Packham et al., 1992, פרגמן-ספיר ושות' 1999). אפשר למיין מינים אלה לשתי קבוצות: האחת – כל אותם מינים המאכלסים בתי גידול מוצלים למחצה שאינם פורחים בתנאים של צל כבד (נספח 1), מינים אלה לא נמצאים בסכנת הכחדה מידית. השנייה כוללת מינים, כמו **אדמונית החורש**, הגדלים רק בבתי גידול מוצלים, אך אינם מסוגלים לפרוח בתנאים של צל כבד (נספח 2). מינים אלה מצויים בסכנת הכחדה מקומית. שתי הקבוצות גם יחד, סובלות ממחסור בבתי גידול מוצלים למחצה.

מצב של צל כבד נוצר במהלך ההתחדשות הטבעית (סוקצסיה) (Bazzaz, 1979) של החורש לאחר פגיעה (פרבולוצקי, 1994; פרבולוצקי ופולק, 2001). כריתה ורעיה גורמות לפתיחה של החורש (Perevolotski and Haimov, 1992.) ומניעת כריתה ואיסור רעייה הן פעולות שננקטו על מנת לשמור על הצומח בשמורה ולעודד את התחדשותו. אולם תהליך הגדילה וההתחדשות הטבעית של העצים, גורם להגדלת השטחים המוצלים על חשבון השטחים המוצלים למחצה. לכן כריתה של מערי יער קטנים, כגודל חלקות המחקר, צפויים לשפר את מצבם של המינים בשתי הקבוצות הנ"ל.

עושר המינים, המבטא את מספר מיני צמחים, היה גבוה ביותר בחלקות שעברו טיפול כריתה. בחלקות אלה נמצא מספר גדול יחסית של מיני צמחים עשבוניים חד-שנתיים. הם התבססו שם מיד לאחר הכריתה. מרביתם היו מינים אופורטוניסטים הנפוצים בבתי גידול מופרים ובשולי שדות חקלאיים בשמורה. בשל גודלן הקטן של החלקות והעובדה שהן היו מוקפות בחורש גבוה וצפוף, יש להניח שמרבית הצמחים נבטו מבנק זרעים שהיה בקרקע. הם כנראה, לא הגיעו כתוצאה מהפצת זרעים ארוכת טווח ממקומות אחרים. בתהליך התחדשות העצים והגברת הצל, עלולים מינים אלה לשוב ולהעלם. לכן לכריתה אין כנראה השפעה ארוכות טווח על הרכב המינים המקומי בחלקות.

**סוקצסיה וממשק**

קיימות שתי גישות עקרוניות באשר למדיניות ממשק בשמורות טבע, אחת פסיבית והשנייה אקטיבית (Wildes, 1995). הגישה הפסיבית מייצגת את הגישה הישנה המסורתית שהאמינה שעל מנת לשמור על הטבע יש למנוע פגיעה והתהליכים הטבעיים הם הפעולה הטובה ביותר לשמירת הטבע. לעומת זאת הגישה האקטיבית גורסת שהעדר פעולה גם היא פעולה המכוונת את הטבע לדרך מסוימת. גישה זו אומרת שלכל שמורה יש להציב מטרות עיקריות לשמירת הטבע כמו למשל שמירה על יצרנות גבוהה, מגוון ביולוגי גבוה, שמירה על מינים בסכנת הכחדה כולל השבה של מינים נכחדים. בישראל, כמו במקומות נוספים בעולם, מרבית אנשי המדע ושומרי הטבע מצדדים בגישה האקטיבית (פרבולוצקי, 1994, פרבולוצקי ופולק, 2001).

בשל המעורבות ארוכת השנים של האדם לא נותרו במזרח התיכון שטחי בראשית. כולם הם תוצאה של שיווי משקל מתמשך בין פגיעה בטבע, בעיקר על-ידי האדם, לבין תהליכי שיקום טבעיים (Naveh and Dan, 1973). במשך ההיסטוריה האנושית, תקופות של שגשוג אנושי היו מלוות בגידול בשטחי החקלאות והמרעה ובצמצום של השטחים הטבעיים שגרמו לשנויים בהרכב המינים השולטים. כך למשל, אנליזות של גרגירי אבקה באתרים

ארכיאולוגיים ובכנרת הראו כי בתקופות שגשוג אנושית ה***זית*** היה העץ הנפוץ. לאחר תקופות משבר, השתלט ***אורן ירושלים*** על השטחים החקלאים שהוזנחו. עם הזמן חדר פנימה ***אלון מצוי*** שהוא מייצג שלב של חורש מפותח ומצב יציב יחסית (Weinstein-Evron and Lev-Yadun, 2000).

ההצלחה של שמירת הטבע בכלל והחורש בפרט בגישת הממשק הפסיבי שאומצה ע"י הרשויות, אפשרה את ההתחדשות של עצי החורש שהצפיפות ואחוז הכיסוי שלהם עלו במשך השנים (Carmel and Kadmon, 1999). הצטברות זו של ביומסה צמחית היא אחד הגורמים העיקריים להתגברות התדירות העוצמה והשטח של שריפות יער בישראל ובכל ארצות אגן הים התיכון (קליאוט וקידר, 2002; לוי, 2012). סכנת השריפות והנזקים הגדולים שהם מסבים לאדם ולסביבה היו הגורם העיקרי לשינוי במדיניות שמירת הטבע בישראל. היום הרשויות מאשרות ומעודדות רעיית עיזים ובקר גם בשמורות טבע כאמצעי להקטנת עומס הביומסה הצמחית המשמשת דלק לשריפות יער (Perevolotski and Haimov, 1992).

מדיניות שמירת טבע פסיבית של 'שב ואל תעשה' אינה משמרת מצב קיים אלא מעודדת את תהליכי ההתחדשות הטבעיים של החורש המשנים את תצורת הצומח והרכב המינים. עידוד התחדשות טבעית של החורש חשובה במקום שמרבית השטח פגוע, אבל שמירה מחלטת והתחדשות מסיבית של החורש עלולים לגבות מחיר במטבע אחר של שמירת טבע. סגירת החורש חושפת מינים הרגישים לצל כבד לסכנת הכחדה, כמו במקרה של ***אדמונית החורש*** בשמורת הרי מירון.

**סיכום ומסקנות**

הביולוגיה, האקולוגיה וממשק השימור של ***אדמונית החורש*** בהר מירון הוצגו בהקשר של שתי עמדות מנוגדות לגבי מדיניות שמירת טבע בשטחי חורש. הגישה הפסיבית של אי-התערבות מוחלטת, הנותנת לצומח להגיע לתצורת השיא שהיא דלה במינים ומעמידה בסכנה מינים נדירים. הגישה השנייה תומכת בהתערבות אקטיבית להשגת מטרות שימור מוגדרות, כמו הגנה על מינים נדירים. ברור שלא ניתן בו זמנית להגן באופן טוטאלי על החורש המתחדש וגם לשמור על המינים שהצל מעמיד אותם בסכנה קיומית. לכן, על מנת לפתור ניגוד זה, ניתן לחלק שמורות גדולות לשטחים בעלי דרגות שימור שונות, כפי שמקובל בשמורות ביוספריות (Di Castri and Loope, 1997). חלוקה דומה קיימת למעשה בשמורת הרי מירון. יש בשמורה חלקים הסגורים בפני מבקרים ואסורה בהם כל פעילות אדם. בחלקים אחרים, כולל הר הילל שם גדלות האדמוניות מותרת חקלאות מסורתית בצד

פעילות טיול ונופש בחיק הטבע. לכן אין מניעה עקרונית או מעשית לכריתה מצומצמת של עצים הדרושה לעידוד אוכלוסיית האדמוניות ושמירתה לטווח ארוך. לסיכום, יצירת מערי יער (קרחות) קטנים, על-ידי כריתת עצים מצומצמת, היא אפשרית וחיונית להבטחת העתיד ארוך הטווח של אוכלוסיית ***אדמונית החורש*** שהיא מין הדגל של שמורת הרי מירון.

**תודות**

לתלמידים שאולי רוזן ואסף נאמן על עזרתם באיסוף הנתונים בשדה, לרשות הטבע והגנים על התמיכה הכספית, מתן האישורים הדרושים וביצוע כריתת העצים בחלקות המחקר. לחברי אבי שמידע על העזרה ברשימת המינים בנספחים.

**ספרות**

אורטל ר. 1975 אדמונית החורש. סקרים ומחקרים, רשות שמורות הטבע.

כהן ע ושמידע א. 1992 ספר המידע האדום – צמחים נדירים בישראל, כרך א' – הצמחים הנדירים של הגליל העליון. רשות שמורות הטבע, החברה להגנת הטבע.

עוז א ודפני א. 1991 השפעת פתיחת החורש על הפריחה של שושן *צחור* בכרמל. כנסי מחקרי כרמל II. המכון לחקר חיפה והגליל 6: 29-34.

פיינברון-דותן נ ודנין א. 1991 המגדיר לצמחי בר בארץ ישראל. כנא, ירושלים.

פז ע. 1981 ארץ הצבי והיעל: שמורות טבע בישראל. מסדה ורשות שמורות הטבע, ירושלים.

פרבולוצקי א. 1994 שמירת טבע או שמירת נוף. אקולוגיה וסביבה 1: 161-169.

פרבולוצקי א ופולק ג. 2001 אקולוגיה תיאוריה והמציאות הישראלית. כרטא, ירושלים.

פרגמן-ספיר א פליטמן ע הלר ד ושמידע א. 1999 רשימת צמחי הבר של ארץ-ישראל וסביבותיה. הוצאת רשות שמורת הטבע, ירושלים.

שמידע א ופולק ג. 2007 הספר האדום, צמחים בסכנת הכחדה בישראל כרך א'. רשות הטבע והגנים, ירושלים.

שמידע א פולק ג ופרגמן-ספיר א. 2011 הספר האדום, צמחים בסכנת הכחדה בישראל כרך ב'. רשות הטבע והגנים, ירושלים.

———————————–

Bazzaz F A 1979 Physiological ecology of plant succession. Annual Review of Ecology and Systematics 10: 351–371.

Carmel Y Kadmon R 1999 Effects of grazing and topography on long-term vegetation changes in a Mediterranean ecosystem in Israel. Plant Ecology 145: 243–254.
Chazdon R L 1988 Sunflecks and their importance to forest understorey plants. Advances in Ecological Research 18: 1–63.
Christensen N L 1988 Succession and natural disturbance: paradigm problems and preservation of natural ecosystems. In: Agee, Y K Johnson D R (Eds.), Ecosystem Management for Parks and wilderness. University of Washington Press, Seattle, pp. 62–86.
Di Castri F Loope L 1997 Biosphere reserves: theory and practice. Nature and Resources 14: 2–27.
Egoh B Rouget M Reyers B Knight A T Cowling R M van Jaarsveld A S and Welz A 2007 Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. Ecological Economics 63: 714–721.
Given D R 1994 Principles and Practice of Plant Conservation. Chapman and Hall, London.
Hawksworth D L 1995 Biodiversity, Measurement and Estimation. Chapman and Hall, London.
IUCN 2000 The 2000 IUCN red list of threatened species, 1994 Categories and criteria.http://www.redlist.org/info/categories_criteria.html#categories (accessed September 9 2001).
Kark S Alkon P U Safriel U N Randi E 1999 Conservation priorities for chukar partridge in Israel based on genetic diversity across an ecological gradient. Conservation Biology 13: 542–552.
Naveh Z Dan Y 1973 Man's impact on the several regions ofMediterranean climates. In: Di Castri F Mooney H A (Eds.), Mediterranean Type Ecosystems—Origin and Structure. Springer Verlag, Berlin, pp. 370–390.
Ne'eman G 2003 To be or not to be – the effect of nature conservation management on lowering of Paeonia mascula (L.) Miller in Israel. Biological Conservation 109: 103–109.
Nilson S G Ericson L 1992 Conservation of plant and animal populations in

theory and practice. In: Hanson L. (Ed.) Ecological Principles of Nature Conservation. Elsevier Science Publications, London, pp. 71–112.
Packham J R Harding D J L Hilton G M Stuttart R A 1992 Functional Ecology of Woodlands and Forests. Chapman and Hall, London.
Perevolotski A Haimov Y 1992 The effect of thinning and goat browsing on the structure and development on Mediterranean woodland in Israel. Forest Ecology and Management 49: 61–74.
Polunin O 1969 Flowers of Europe a Field Guide. Oxford University Press, London.
Polunin O Huxley A 1972 Flowers of the Mediterranean. Chatto and Windus, London.
Safriel U L Volis S Kark S 1994 Core and Peripheral populations and global climate change. Israel Journal of Plant Sciences 42: 331–345.
Shmida A 1984 Endemism in the flora of Israel. Botanische Jahrbucher fur Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie104: 537–567.
Vine-Prue D 1981 Photomorphogenesis and flowering. In: Pirson A Zimmermann M H (Eds.), Encyclopedia of Plant Physiology Vol 16b. Springer Verlag, New York, pp. 457–490.
Weinstein-Evron M Lev-Yadun S 2000 Paleoecology of Pinus halepensis in Israel in the light of palynological and archaeobotanical data. In: Ne’eman G Trabaud L (Eds.), Ecology Biogeography and Management of Pinus halepensis and P. brutia forest ecosystems in the Mediterranean Basin. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 119–130.
Wildes F T 1995 Recent themes in conservation philosophy and policy in the United States. Environmental Conservation 22: 143–150.
Willson M F 1983 Plant Reproductive Ecology. John Wiley and Sons, New York.
Zohary M 1962 Plant Life of Palestine. Ronald Press, New York.
Zohary M 1966 Flora Plaestina, Vol. 1. The Israel Academy of Sciences and Humanities, Jerusalem.
Zohary M 1973 Geobotanical Foundations of the Middle East. Gustav

Fischer Verlag, Stuttgart.

## נספח 1. מיני צמחים הגדלים בעיקר במעונות מוצלים למחצה ושאינם פורחים בתנאים של צל כבד.

| שם עברי | שם מדעי |
|---|---|
| *דורבנית התבור* | *Delphinium ithaburense* Boiss. |
| *וורוניקה קרחת* | *Veronica leiocarpa* Boiss. |
| *חספסנית הלבנון* | *Asperula libanotica* Boiss. |
| יקינטון מזרחי | *Hyacinthus orientalis* L. |
| *לוטוס יהודה* | *Lotus collinus* (boiss.) Heldr. |
| *מצילות מצויצות* | *Leopoldia comosa* (L.) Parl. |
| *מרוות ירושלים* | *Salvia hierosolymitana* Boiss. |
| *ניזמית מקוות* | *Lamium garancium* L. subsp. striatum (Sm.) Hayek |
| *ניסנית כנורית* | *Crepisreuteriana* Boiss. |
| *סחלבן החורש* | *Cephalanthera longifolia* (L.) Fritsch |
| *סינפיטון מזרחי* | *Symphytum brachycalyx* Boiss. |
| *סתוונית בכירה* | *Colchicum troodi* Kotschy |
| *פטל לביד* | *Rubus canescens* DC. |
| *פעמונית קיפחת* | *Campanula rapunculus* L. |
| *צפורנית איטלקית* | *Silene italica* (L.) Pers. |

## נספח 2. מינים המאכלסים מעונות מוצלים אך אינם פורחים בתנאים של צל כבד.

| שם עברי | שם מדעי |
|---|---|
| *אדמונית החורש* | *Paeonia mascula* (L.) Miller |
| בוצין הבשן | *Verbascum qulebicum* Post. |
| בן חורש גדול | *Epipactis veratrifolia* Boiss. et Hohen. |
| *געדת החורש* | *Teucrium stachiphyllum* P.H. Davis |
| *גרניון הלבנון* | *Geranium libani* P.H. Davis |
| *כלך מרוני* | *Ferula meronensis* |
| *לפסנה ענפה* | *Lapsana pisidica* Boiss. et Heldr. |
| *סיסון קיפח* | *Sison exaltatum* Boiss. |

שושן צחור *Lilium candidum* L.

*מין חדש שטרם תואר.

==========

כל הזכויות שמורות ל"כלנית" ©

**ציטוט:** נאמן, ג. 2014. השפעת ממשק חורש על פריחת אדמונית החורש (*Paeonia mascula*) בשמורת הר מירון, כתב-עת "כלנית" מספר 1.
https://www.kalanit.org.il/?p=519

==========