



יותר מינים, פחות מתמחים: השפעת יערות פארק נטועים על חברת העופות

דניאל עידן^{1,2,*} | ניב דה-מלאך¹ | הילה סגרה²

- 1 הפקולטה לחקלאות, מזון וסביבה ע"ש רוברט ה. סמית, האוניברסיטה העברית בירושלים
 - 2 המחלקה למשאבי טבע, מנהל המחקר החקלאי – מכון וולקני
- * idandaniel14@gmail.com

תקציר

נצפו בשכיחות גבוהה יותר ביער לאורך כל השנה ביחס לבתות. לעומת זאת, עופות המקננים על הקרקע ובצמחייה נמוכה ומינים המזוהים עם בתי גידול של צומח טבעי נמוך נמצאו בעיקר בבתות. המחקר מדגיש את תרומתם של יערות פארק להגברת העושר והשפע של העופות, אך גם את חשיבות שימור הבתות כבית גידול ייחודי. ממצאיו עשויים לתרום לניהול מאוזן של יערות ושטחים פתוחים, באופן שיתמוך בעופות מקומיים ונודדים, ויסייע בבלימת הירידה באוכלוסיותיהם.

אוכלוסיות העופות בישראל ובעולם נמצאות בירידה מתמשכת, בעיקר בקרב מינים התלויים בבתי גידול בעלי צומח טבעי נמוך. מגמה זו מעוררת דאגה ומחדדת את הדיון בנושא שימור בתי גידול של צמחייה נמוכה (בתות) לצד מציאה וחיזוק של בתי גידול נוספים התומכים בעושר עופות. שאלה מרכזית היא כיצד נטיעות בתחומי בתות משפיעות על העושר וההרכב של חברת העופות, והאם הן תורמות לשימור המגוון הביולוגי. בעוד שמחקרים רבים הראו כי ייעור עלול לפגוע במגוון עופות, השפעתם של יערות פארק, המתאפיינים בעצים רחבי-עלים נטועים בדלילות, לא נבדקה לעומק. במחקר זה נבחנו חברת העופות ביערות פארק ובבתות סמוכות במזרח הגליל התחתון ובצפון עמק חרוד באמצעות ספירת נקודה באביב ובסתיו, ונבדקה השפעת היער על עופות מקננים ועופות נודדים. מהממצאים עולה שבאביב עושר המינים ביערות פארק היה גבוה בכ-50% בהשוואה לבתות, וכי עופות המקננים בעצים ומינים נודדים

מילות מפתח

בתה, ייעור אקולוגי, מגוון ביולוגי, ציפורים, עושר מינים

מבוא

השנים 2014 ל-2020 חלה ירידה חריפה של 44% בשפע שלהם, לצד שינוי בהרכב החברה (גרוסברד ורנן, 2024).

לעומת בתות, שחשיבותן רבה בעיקר למינים מתמחים, יערות הם בית גידול חשוב למגוון רחב יותר של עופות (Crowe et al., 2023). השפעת הנטיעות תלויה במאפייני השטח שקדם להן, ובסוג היער החדש (Graham et al., 2017). למשל, נמצא כי יערות מחטניים פתוחים תומכים בדרך כלל בעושר עופות רב יותר מאשר יערות צפופים (Latif et al., 2020), ובמקרים מסוימים אף מאפשרים אזור מחיה למינים בעלי זיקה לשטחים פתוחים (Igl and Ballard, 1999). נוסף על כך, מיני עצים מקומיים עדיפים על מיני עצים אקזוטיים (Castaño-Villa et al., 2014), ויער שגדלים בו מגוון מיני עצים עדיף על יער אחיד (Gil-Tena et al., 2007). גם נוכחות שיחים ובני-שיח בקרקע היער מגבירה את עושר מיני העופות (Millan et al., 2015; Dagan and Izhaki, 2019). זאת ועוד, השפעת הייעור משתנה גם בין קבוצות ומינים שונים. למשל, ביערות באירופה נמצא כי עבור מיני עופות 'חובבי עצים' יער צפוף תורם להגדלת העושר, ואילו עבור מינים 'מתמחי בתה' ההשפעה הפוכה (Koivula et al., 2018).

אף על פי שמספר מחקרים בחנו את השפעתם של סוגי יערות שונים על מגוון העופות, ההשפעה של יערות פארק נטועים כמעט אינה ידועה, בייחוד באקלים הים תיכוני של ישראל. יער פארק הוא תצורת יער המאופיינת בצפיפות עצים נמוכה ובכתמים פתוחים נרחבים, המאפשרים שגשוג של צומח עשבוני או מעוצה נמוך, ויוצרים סביבה מגוונת במשאבים, בתנאי אור ובאתרי מסתור. בדרך כלל, באזורים ים תיכוניים בישראל יערות פארק נטועים במיני עצים רחבי-עלים מקומיים, כגון אלה אטלנטית (*Pistacia atlantica*), חרוב מצוי (*Ceratonia siliqua*) ושיזף מצוי (*Ziziphus spina-christi*). עצים האלה עתירי פרי, ומהווים תחנת הזנה חשובה לעופות נודדים בסתיו ובחורף (Sapir et al., 2004; Domer et al., 2019).

במחקר זה בחנו את חברת העופות ביערות פארק נטועים ובבתות סמוכות בעונת הקינון באביב ובעונת הנדידה בסתיו. השערות המחקר היו: א. ביערות הפארק יתקבל עושר מינים גבוה יותר מאשר בבתות, שכן יער פארק מקיים מגוון בתי גידול (כתמים פתוחים ועצים ממינים שונים) המציעים הטרוגניות ונישות רבות יותר למחיה ולהזנה (Tsurim et al., 2009; Vickery and Arlettaz, 2012; Farwell et al., 2020); ב. חרף נוכחות העצים, הכתמים הפתוחים שביער פארק יאפשרו את הימצאותם של מינים המקננים בצמחייה נמוכה או על הקרקע, וכן של מינים מתמחי בתה; ג. יערות הפארק ימשכו עושר גבוה יותר של מינים נודדים בהשוואה

למרות שטחה הקטן ישראל מהווה צומת חשוב במסלולי הנדידה של עופות, ומאופיינת בעושר מינים רב ובמגוון בתי גידול (Frumkin et al., 1995; Roll et al., 2009). עם זאת, שינויים נרחבים בשימושי קרקע לאורך המאה האחרונה הביאו לפגיעה באוכלוסיותיהם של כ-70% ממיני העופות בארץ (Yom-Tov et al., 2012). בעקבות זאת, נרשמה ירידה של 17% בשפע העופות בישראל תוך פחות מעשור, בפרט עבור מינים בעלי זיקה לצמחייה טבעית נמוכה (גרוסברד ורנן, 2024). השינויים האלה כוללים התמרת שטחים טבעיים לחקלאות, יישובים ותשתיות, שהיא הגורם הראשי לאובדן מינים בעולם (בן-משה ורנן, 2022). שינוי משמעותי נוסף הוא ייעור של שטחים פתוחים בעלי צמחייה טבעית נמוכה, תופעה המתרחשת בעולם ובישראל (לוי ואח', 2017; Lambin and Geist, 2008; Hansen et al., 2013). ניכר מהשטחים הפתוחים האלה הוא בתות שמורכבות מתצורות צומח נמוכות – צומח עשבוני, בני-שיח ולעיתים מעט שיחים (שמש ואח', 2021; רותם, 2024).

מכיוון ששטחים טבעיים או טבעיים למחצה בישראל הם משאב מוגבל, מתנהל דיון ציבורי ומחקרי סביב השאלה אם נטיעות בשטחי בתה עלולות לפגוע במגוון ובעושר בעלי החיים והצמחים הקיים בהן. מצד אחד, נטיעת עצים עשויה לספק שירותי מערכת רבים ואף לתרום להגדלת המגוון הביולוגי (פורת ורותם, 2019). מצד שני, שטחי הבתה, שעיקר תצורות הצומח בהם נמוכות (שיחים, בני-שיח ועשבוניים), נחשבים לרגישים במיוחד, ויש חשש שנטיעות יובילו לפגיעה במיני החי והצומח המתקיימים בהם (רוטשילד, 2019; רותם, 2025).

מתוך כלל השטחים הטבעיים בישראל שאינם מיוערים, כ-15% מנוהלים על ידי קק"ל. הם מהווים כשליש מהשטחים בניהולה, ומסווגים כתצורות צומח נמוכות (גוטליב ואוסטרובסקי, 2024). הבתות משמשות בית גידול חשוב למינים רבים של עופות, כולל מינים נדירים ומוגנים (שורק ושפירא, 2018). חלק מהמינים הללו אף זכו להגדרה 'מתמחי בתה' – מינים המתקיימים בעיקר בשטחי בתה ותלויים בהם (מירז ואח', 2017; רותם, 2025). בעוד שירידה באוכלוסיות עופות בעקבות צמצום שטחי מחיה היא תופעה גוברת בקנה מידה עולמי (Brennan et al., 2005; Fjeldsø, 2015; Inger et al., 2015), גידול פתוחים נפגעים יותר מכולם בארץ ובעולם (Yom-Tov et al., 2012; Rosenzweig et al., 2019; Pavlacky et al., 2022). למעשה, לפי הספר האדום של העופות בישראל, יותר ממחצית ממיני העופות המקננים המתמחים בבתות מצויים בסכנת הכחדה (מירז ואח', 2017). נוסף על כך, בין

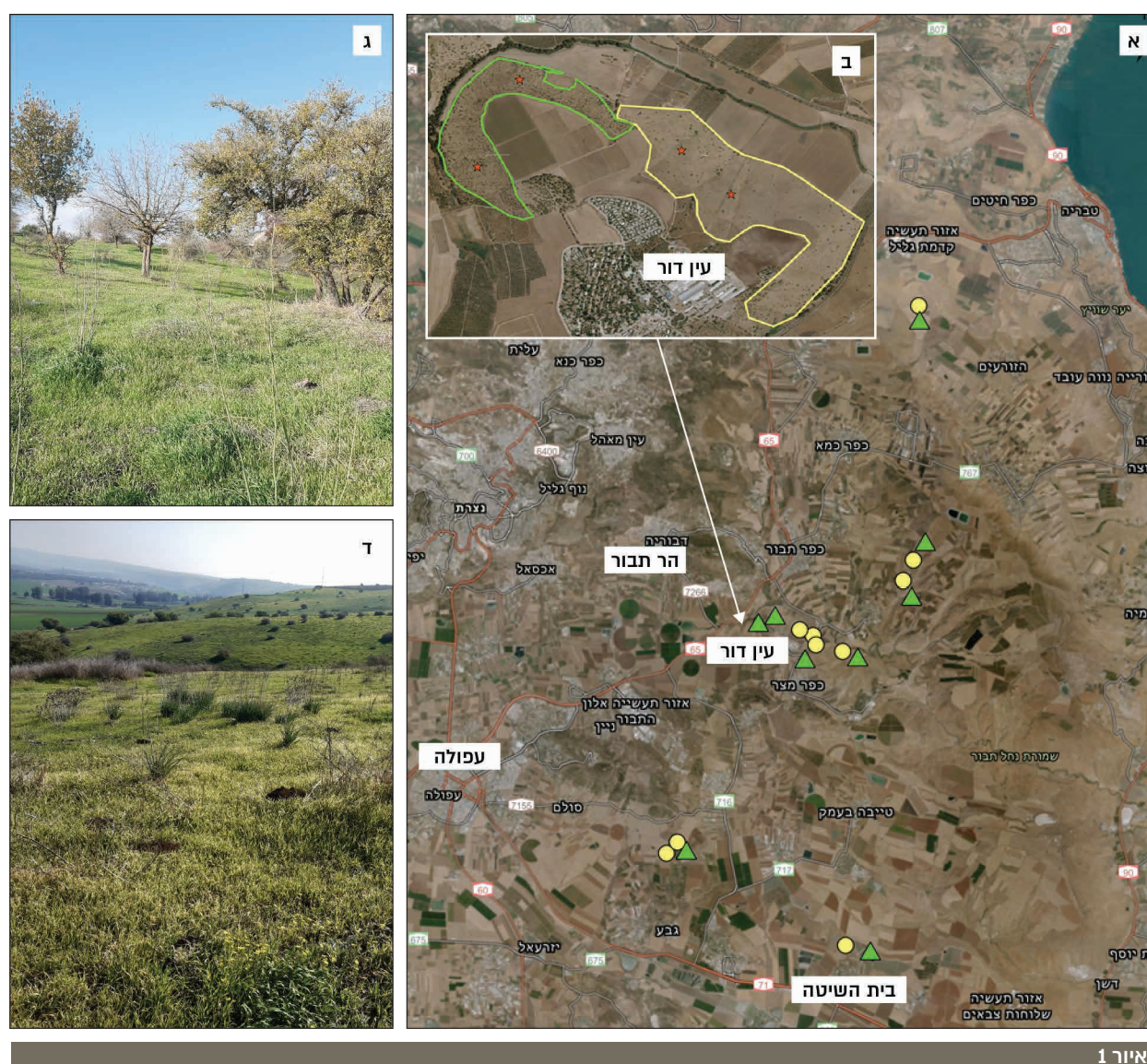
ברובם בתות. חלק ניכר משטחי היער הם יערות פארק, המאופיינים בצפיפות נמוכה של עצים רחבי-עלים. לצורך המחקר נבדקו שמונה אתרים, ובכל אתר נדגם שטח אחד של יער פארק בוגר ושטח סמוך של בתה (איור 1). האתרים נבחרו כך שהיער והבתה יהיו דומים ככל האפשר במאפיינים טופוגרפיים וסביבתיים. עקב מגבלות בזמינות השטחים עמד גודל שטחי היער על 35–400 דונם, בעוד ששטחי הבתה נעו בין 50 דונם ועד ליותר מ-500 דונם. היערות ניטעו בין השנים 1997–2010, וכללו בעיקר את המינים חרוב מצוי, אלה אטלנטית ושיזף מצוי. הבתות כללו בעיקר צומח עשבוני, וכן מעט צומח מעוצה, כגון בני-שיח, שיחים או עצים בודדים. בכל אחד מהשטחים (יער ובתה)

לבתות בשל זמינות מזון רבה יותר, בעיקר של פירות, וכן בזכות השימוש בעצים כמחסה. ממצאי מחקר זה עשויים לסייע לגורמי ניהול היער והשטחים הפתוחים ולתרום לניהול אקולוגי המקדם שימור של מגוון העופות.

שיטות

אזור המחקר ומערך הדגימה

המחקר התקיים בשנים 2023–2024 בצפון עמק חרוד ובמזרח הגליל התחתון. השטחים הטבעיים באזור מורכבים בעיקר מיערות נטועים ומשטחים טבעיים ללא יער,



איור 1

מפת אזורי המחקר

א. אזור המחקר: משולשים ירוקים מסמלים שטחי יער, ועיגולים צהובים שטחי בתה; ב. דוגמה למערך דגימה באתר בודד: יער (שמאל בירוק), בתה (ימין בצהוב) ומיקום הניטור שהצפר עמד בו (כוכב); ג. יער פארק; ד. בתה עשבונית.

מסביר, והאתר שימש משתנה מקרי כדי לאפשר ניתוח מזווג של שטח יער ובתה בכל אתר. את עושר המינים המצטבר של היער והבתה השוויוני על סמך רווחי סמך של 95%, שחושבו בחבילת iNEXT באמצעות bootstrap, בהתאם לשיטת ההערכה של מדד Chao. ניתוח השפעת בית הגידול על שפע העופות בכל אחת מהקבוצות בוצע באותו אופן ולכל קבוצת קינון ועונה בנפרד. לניתוח הרכב החברה השתמשנו באורדינציה מסוג NMDS המבוססת על מדד Bray-Curtis, שבודק את מידת האי-דמיון בין דגימות שונות בתוך כל אתר תוך התחשבות בשכיחות היחסית של המינים, ועל מדד Jaccard שבוחן נתוני הופעה ואי-הופעה של מינים. היות שהמדדים האלה רגישים למספרים קטנים, הניתוח לא כלל מינים שנצפו פחות משתי פעמים, וזאת כדי להימנע מהטיה אפשרית של תצפיות חריגות או שגויות. מכיוון שהדגמים היו דומים בשני המדדים, בחרנו להציג את מבחן Bray-Curtis היות שהוא נותן מדד כמותי, ולכן מייצג את החברה טוב יותר. לאחר מכן, בדקנו אם יש הבדלים בהרכב החברות ביער ובבתה בעזרת PERMANOVA עם האתר כמשתנה מקרי. לא נכללו בניתוח משתני סביבה, כגון קרבה ליישובים או לשטחים חקלאיים, אולם כל זוגות השטחים שנדגמו (יער ובתה) נבחרו כך שיהיו סמוכים ככל האפשר ובמרחק שווה ממוקדי השפעה אנושיים, במטרה למזער השפעות חיצוניות שאינן קשורות לאופי בית הגידול.

תוצאות

עושר מינים

בסך הכול נצפו במחקר כ-70 מיני עופות שונים, מתוכם 51 נצפו בשני בתי הגידול, 16 נצפו רק ביער, ושלושה רק בבתה.

עושר המינים בסקאלה קטנה (ממוצע מינים לאתר) באביב היה גבוה בכ-50% ביער פארק בהשוואה לבתה (איור 2א; $p=0.00118$), ואילו בסתיו היה דומה בשני בתי הגידול (איור 2ב; $p=0.318$). מעבר להבדלים בסקאלת האתר הבודד, ניתן לראות שהפער בין העקומות הולך וגדל, ושאין חפיפה ברווח הסמך שלהן (איור 2). דבר זה מעיד שההבדל בעושר המינים בין היער לבתה נשמר גם ברמה המרחבית.

שפע וקבוצות קינון

מבין כלל המינים שזוהו בשטחי המחקר, נרשמו 25 מינים המקננים בעצים, שלושה מינים המקננים על הקרקע, ארבעה מינים המקננים בצמחייה נמוכה, ו-29 מינים נודדים שאינם מקננים. חלוקת העופות לקבוצות קינון הצביעה על הבדלים בין הקבוצות (איור 3). באביב השפע של העופות

בוצעה ספירת עופות בשיטת ספירת נקודה (point count) בנקודה אחת או שתיים, בהתאם לגודל השטח. בשיטה זו המנטר מגיע לנקודה קבועה בשעות הבוקר המוקדמות, שווה בה חמש דקות לשם הרגלת העופות לנוכחותו, ולאחר מכן סופר ומזהה את כל העופות בטווח של 100 מטר במשך 10 דקות לפי מראה וקול. הניטורים התקיימו בעונת האביב (12 במרץ עד 20 באפריל 2024) ובעונת הסתיו (31 באוקטובר עד 29 בנובמבר 2024), המשקפים את עונת הקינון ואת עונת הנדידה המרכזית בהתאמה. בכל אתר נערכו שתי חזרות, תוך הקפדה על תזמון דגימות דומה בין היער לבתה הסמוכה לו. בכל יום נדגמו שלושה עד ארבעה אתרים, ובסך הכול בוצעו כ-80 ספירות בשתי העונות גם יחד.

סיווג חברת העופות

המינים סווגו בהתאם להעדפות הקינון שלהם בחלוקה הבאה: עופות המקננים בעצים – מינים המקננים בעצים ולעיתים בצומח מעוצה גבוה; עופות המקננים בצמחייה נמוכה – מינים המקננים בצמחייה נמוכה בלבד, כגון שיחים, בני-שיח וצמחים עשבוניים; עופות המקננים על הקרקע – מינים המקננים על הקרקע; לא מקננים – מינים שאינם מקננים בישראל או באזור המחקר. מינים מקבוצות קינון אחרות לא נבחנו בנפרד עקב מיעוט נתונים. כמו כן, בוצע סיווג עבור מינים המוגדרים מתמחי בתה – מינים שהבתה היא בית הגידול העיקרי או הבלעדי שלהם. סיווג זה מתבסס על מחקרים קודמים שהגדירו מיני עופות מסוימים כמתמחי בתה, בהתאם לתפוצתם בבתי גידול פתוחים בהשוואה לאחרים. חשוב לציין כי סיווג זה אינו חופף בהכרח לחלוקה לקבוצות קינון. מתמחי בתה הם לרוב עופות המקננים בצמחייה נמוכה או על הקרקע, אך חלק מהם עשויים לקנן גם בעצים או להוות מינים נודדים שאינם מקננים (חולפים). מינים שלא השתייכו לאף אחת מקבוצות הקינון (למשל, מינים המקננים בחורים או במחילות) לא נותחו כקבוצה נפרדת, אך נכללו בחישובי עושר המינים והרכב החברה. הסיווגים השונים התבססו על הספר האדום של העופות בישראל: "המדריך השלם לציפורי אירופה וישראל" (מירז ואח', 2017).

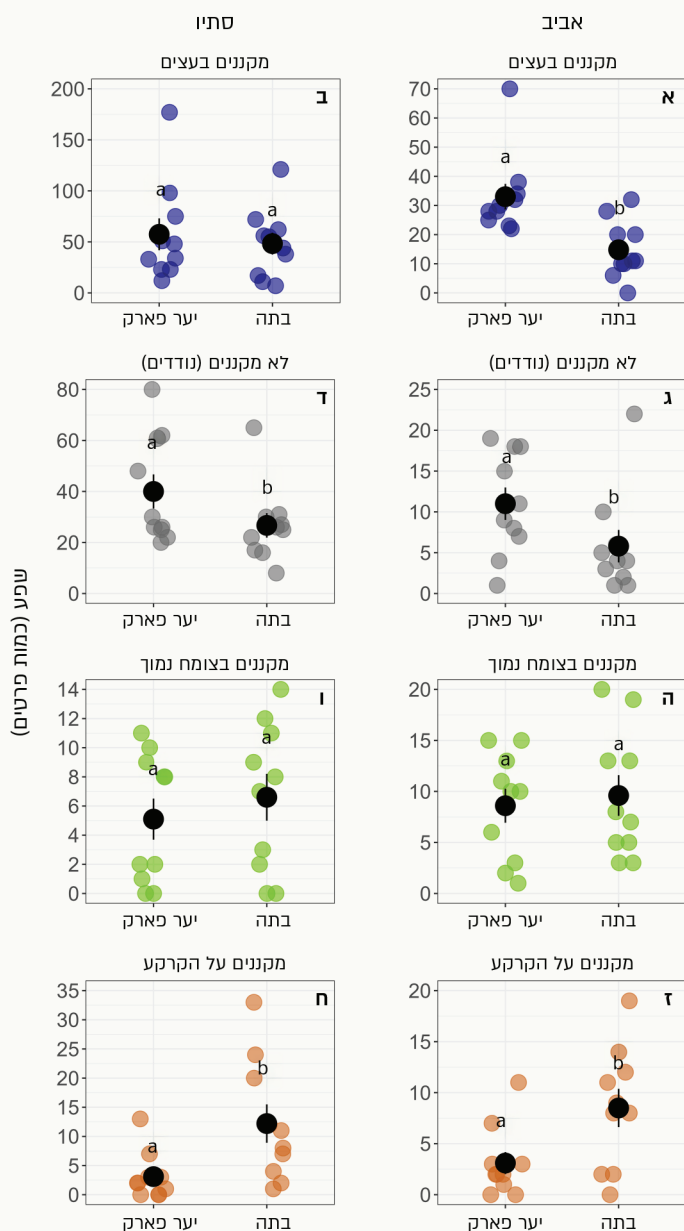
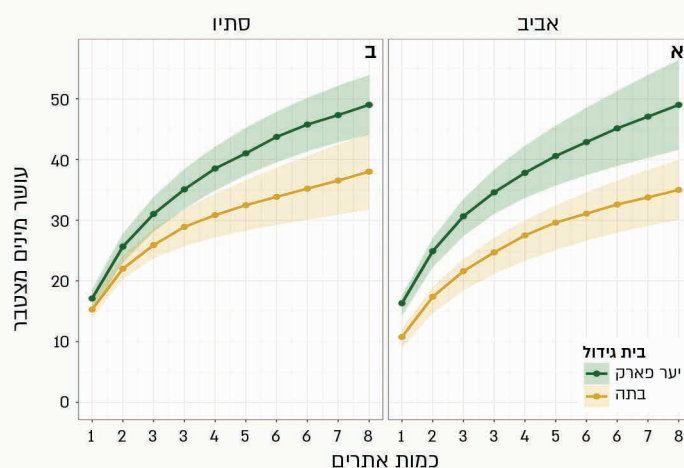
ניתוח סטטיסטי

כל הניתוחים נעשו בסביבת R (גרסה 4.2.3) בחבילה Vegan. חישוב עושר המינים הממוצע ויצירת עקומות הצטברות בוצעו באמצעות הפונקציה specaccum, המחשבת עושר מינים ממוצע כתלות במספר האתרים הנדגמים. את השפעת בית הגידול (יער או בתה) על עושר המינים בדקנו באמצעות מודל לינארי כללי מעורב (GLMM) עם התפלגות בינומית שלילית ופונקציית קישור לוגריתמית (כדי להתאים לנתוני מנייה). בית הגידול שימש משתנה

איור 2

עקומת הצטברות מינים כתלות בכמות אתרים

א. באביב; ב. בסתיו. בית הגידול מחולק ליערות פארק (ירוק) ולבתות (כתום). הענן הבהיר בכל עקומה מייצג את רווח הסמך. תחילת העקומה מייצגת את המגוון הממוצע לאתר בודד. עושר המינים המצטבר בשמונת האתרים (סוף העקומה) משקף את המגוון הכולל.



איור 3

שפע של עופות באביב לפי בית גידול ובחלוקה לקבוצות קינון

א, ב – מקננים בעצים; ג, ד – נודדים; ה, ו – מקננים בצומח נמוך; ז, ח – מקננים על הקרקע. הבדלים סטטיסטיים בין בתה ליער מוצגים באותיות לועזיות (ברמת מובהקות $P < 0.05$, מבחן: GLMM). הקווים מציגים את שגיאת התקן. הערכים המספריים בציר האנכי אינם אחידים.

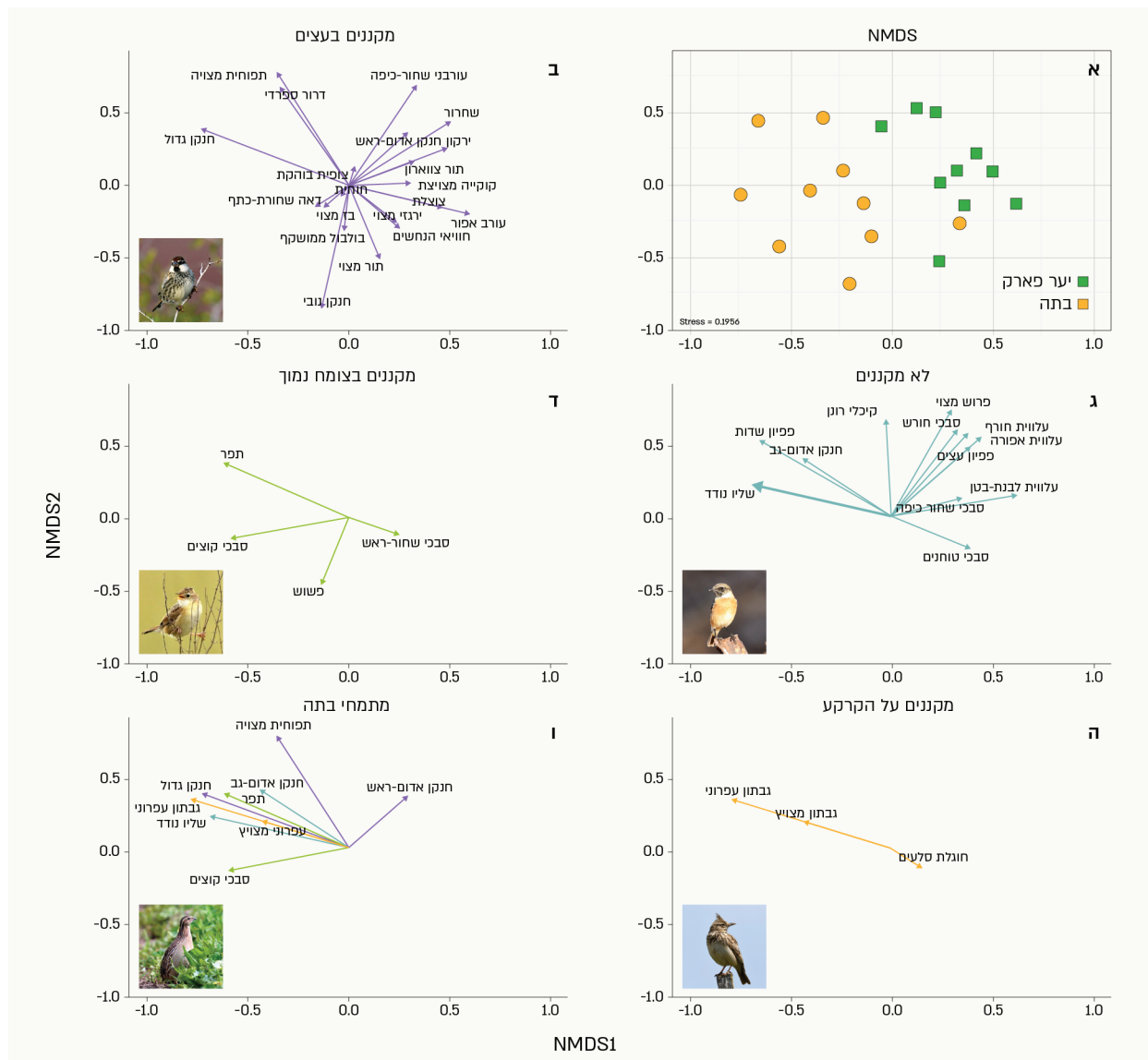
בבתי מאשר ביער באביב (איור 3; $P=0.014$), ופי ארבעה יותר בסתיו (איור 3; $P=0.00127$). עבור קבוצת המינים המקננים בצמחייה נמוכה לא נרשמו הבדלים מובהקים בין היער לבתי באף אחת מהעונות.

הרכב חברה

הרכב חברת העופות ביער נמצא שונה מזה שבבתי באביב (איור 4) ובסתיו (לא מוצג). הבדלים נמצאו גם

המקננים בעצים וכן של המינים הנודדים היה גבוה פי שניים ביער בהשוואה לבתי (איור 3; $P=0.0009$; איור 3, $P=0.4$).

בסתיו לא נצפה הבדל עבור עופות המקננים בעצים ($p=0.532$), אך כן עבור מינים נודדים, שנצפו עם מספר פרטים הגדול יותר ב-40% (איור 3; $P=0.00099$). לעומתם, העופות המקננים על הקרקע נמצאו פי שלושה יותר



איור 4

תוצאות ניתוח הרכב חברה

א. מיקום האתרים השונים במרחב ה-NMDS. בירוק מוצגים אתרי יער פארק, ובצהוב אתרי הבתות. כל נקודה מייצגת שתי חזרות של ספירת נקודה; ב, ג, ד, ה, ו: מיקום המינים במרחב ה-NMDS בחלוקה לקבוצות קינון ולמתמחי בתי (מתמחי בתי מורכבים מכמה קבוצות). צבעי החיצים בהתאם לקבוצות הקינון: סגול: עצים, אפור: לא מקננים, ירוק: צמחייה נמוכה, חום: קרקע. לערכים בצירי הגרפים אין משמעות חישובית. כיוון החץ ואורכו מייצגים את הקשר של המין עם בית הגידול. מינים שנצפו בתצפית יחידה אינם מופיעים באיור. צילומי עופות הם של מינים משטח המחקר: דרור ספרדי (ב), תפר (ג), דוחל שחור-גרון (ד), עפרוני מצויץ (ה) ושלוני נודד (ו). צילום: סטפן קסטנבוים.

עושר מינים

עושר המינים הגבוה שנמצא ביער מדגיש את חשיבותם של יערות פארק כבית גידול התומך במגוון עופות רחב, הן ברמה המקומית (ממוצע מינים לאתר) הן ברמה האזורית (סך כל המינים שנצפו בכלל היערות). הממצאים האלה מנוגדים לממצאים מיערות צפופים, מחטניים ומיערות איקליפטוס, שהראו כי היער תומך רק בקבוצה מצומצמת של עופות (Santos et al., 2006; Yom-Tov et al., 2012; Latif et al., 2020). ייתכן כי מבנה הייחודי של יער פארק – פיזור עצים דליל לצד שכבת צמחייה נמוכה – תורם אף הוא לעושר המינים (Dagan and Izhaki, 2019).

נוסף על כך, עושר העופות ביער הפארק הנתוע נמצא גבוה גם בהשוואה לשטחי הבתה הטבעיים. מדובר בממצא מפתיע יחסית, שכן הוא שונה מהשוואות שנעשו בישראל בין בתות ליערות מסוגים אחרים, כגון יערות מחטניים וחורש, שיש בהם מגוון עופות גבוה יותר בשטחי הבתה (גרסברד ורנן, 2024). אנו משערים כי הסיבות לכך הן ההטרוגניות וריבוי מקורות המזון שיש ביער הפארק ביחס ליער מחטני ולבתה, וכן המבנה הפתוח שלו.

ייתכן שגם לגודל השטחים הייתה השפעה על עושר המינים ביער ובבתה. בבתי גידול של בתה השפעת הגודל עשויה לנבוע מכך ששטחים קטנים אינם מספקים תנאים לקיומם של מינים מתמחים (Shochat, 2001; Caplat and Fonderflick, 2009). עם זאת, מרבית שטחי הבתה באזור גדולים למדי (מעל 500 דונם), ולכן, אם קיימת הערכת חסר בעושר המינים, היא נובעת כנראה מהיקף הדגימה המצומצם (רדיוס דגימה של 100 מטר שאינו מייצג את כלל השטח), וכחות מגודל השטח עצמו. ביערות, שגודלם תחום וקטן יחסית (כ-140 דונם בממוצע), החשש להערכת חסר נמוך יותר, אולם ייתכן ששטח גדול יותר היה מאפשר נוכחות של מיני בתה נוספים גם בהם.

שפע וקבוצות קינון

הבדלים בשפע של העופות המקננים בעצים ביער (עד כפול מאשר בשטחי הבתה) עולים בקנה אחד עם הידוע ועם הציפייה שיערות ייטיבו עם מינים בעלי זיקה לעצים (Koivula et al., 2018). ההבדל בולט בעיקר באביב, אז נצפה מספר כפול של מינים ביער, ממצא שעשוי לחזק את ההנחה בדבר חשיבות היער כמקום מחיה וקינון התומך במיני עופות יציבים או מקייצים (מינים נודדים השוהים בישראל בקיץ).

בקבוצת המינים שאינם מקננים נצפה שפע גבוה יותר ביער בהשוואה לבתה, והפער בלט גם באביב (80%) וגם בסתיו (40%). הנוכחות הגבוהה בסתיו מחזקת את ההשערה

לפי Bray-Curtis (איור 4; $p=0.002$) וגם לפי Jaccard (לא מוצג, $p=0.002$). הציר NMDS1 באיור 4 מייצג את ההפרדה בין שני בתי הגידול. אתרי היער נמצאים בצידו החיובי, ואתרי הבתות בצידו השלילי.

בקבוצת העופות המקננים בעצים, חלק מהמינים נצפו יותר ביער, חלק בבתות, וחלק לא הראו העדפה ברורה לבית גידול כלשהו (איור 4). לעומת זאת, בקבוצת העופות המקננים בצמחייה הנמוכה ועל הקרקע, מרבית המינים נצפו בבתה (איורים 4, 4ה).

מתוך 21 המינים המוגדרים מתמחי בתה, תשעה נצפו בשטחי המחקר. הפיזור היחסי של המינים האלה בין קבוצות הקינון הוא כדלקמן: שניים מקננים על הקרקע – גבתון עפרוני (*Emberiza calandra*) ועפרוני מצויץ (*Galerida cristata*); שניים מקננים בצמחייה נמוכה – סבכי קוצים (*Sylvia communis*) ותפר (*Cisticola juncidis*); שלושה מקננים בעצים – תפוחית מצויה (*Carduelis cannabina*), חנקן גדול (*Lanius excubitor*) וחנקן אדום-ראש (*Lanius senator*); שני מינים שאינם מקננים בארץ – שליו נודד (*Coturnix coturnix*) וחנקן אדום-גב (*Lanius collurio*). רובם המוחלט של המינים הראו העדפה לבתות, למעט תפוחית מצויה וחנקן אדום-ראש, שהם גם היחידים מקבוצה זו שמקננים בעצים (איור 4). מבין המינים שהראו העדפה לבתות, אחד שייך לעופות המקננים בעצים (חנקן גדול), שניים למקננים על הקרקע (גבתון עפרוני ועפרוני מצויץ), שניים למקננים בצמחייה נמוכה (סבכי קוצים ותפר), ושניים הם מינים נודדים שאינם מקננים (חנקן אדום-גב ושליו נודד).

דיון וסיכום

מתוצאות המחקר עולה שיערות פארק תומכים במגוון עופות רחב, הגבוה בכ-50% מזה שבבתה. כמו כן, נרשמו הבדלים משמעותיים בין קבוצות הקינון: העופות המקננים בעצים ומינים נודדים היו נפוצים בעיקר ביער, בשכיחות כפולה בהשוואה לבתה, ואילו מקנני הקרקע העדיפו את הבתות (פי 3–4 יותר מהיער). גם מינים המוגדרים כמתמחי בתה נמצאו בעיקר בבתות (שבעה מתוך תשעה מינים). ממצאים אלה מדגישים כי יערות פארק תומכים בעושר עופות גבוה, ובייחוד של מינים המקננים בעצים ומינים נודדים. עם זאת, על אף צפיפותם הנמוכה של העצים והכתמים הפתוחים שביניהם, יערות הפארק לא סיפקו תנאים מתאימים למקננים על הקרקע ולמיני בתה מתמחים.

שיערות הם מוקד משיכה לצורכי הזנה עבור מינים נודדים חולפים (Shochat and Tsurim, 2004) (איור 5). לכן, לצד התרומה למיני עופות יציבים, הממצאים מחזקים את חשיבותם של יערות הפארק לתפקוד ציר הנדידה בישראל. עופות נודדים מקייצים משתמשים ביער לקינון, ועופות חולפים מסתמכים על העצים כמקור הזנה והצטיידות.

השפע של העופות המקננים על הקרקע היה גבוה משמעותית בבתות לאורך כל השנה. לכן, אנו משערים כי עבור המינים האלה, ההעדפה לשטחים פתוחים אינה נובעת רק מהצורך באתר קינון, אלא גם מצרכים נוספים, כגון מחסה מטורפים והגנה מפגעי מזג האוויר (Johnson et al., 2019). הממצאים האלה נתמכים במחקרים המראים כי מינים המתמחים בבתי גידול פתוחים נוטים לשמר את בחירתם בבית הגידול גם מחוץ לעונת הקינון, תוך הימנעות מאזורים שכיסוי הצומח המעוצה בהם צפוף (Igl and Ballard, 1999). הדבר גם עשוי להסביר מדוע יערות הפארק שנבדקו לא שימשו מקלט למיני קרקע, על אף הימצאות כתמים פתוחים בתוכם.

הימצאותם המועטה של מתמחי הבתה ביערות המחקר מנוגדת להשערותנו כי יערות פארק, הודות למבנה הפתוח שלהם, יוכלו לשמש בית גידול תומך עבורם. הממצאים האלה מחזקים את ההבחנה שמתמחי בתה בישראל תלויים בבתי גידול טבעיים בעלי צומח נמוך, וכי יערות פארק, על הימצאותם בהם.

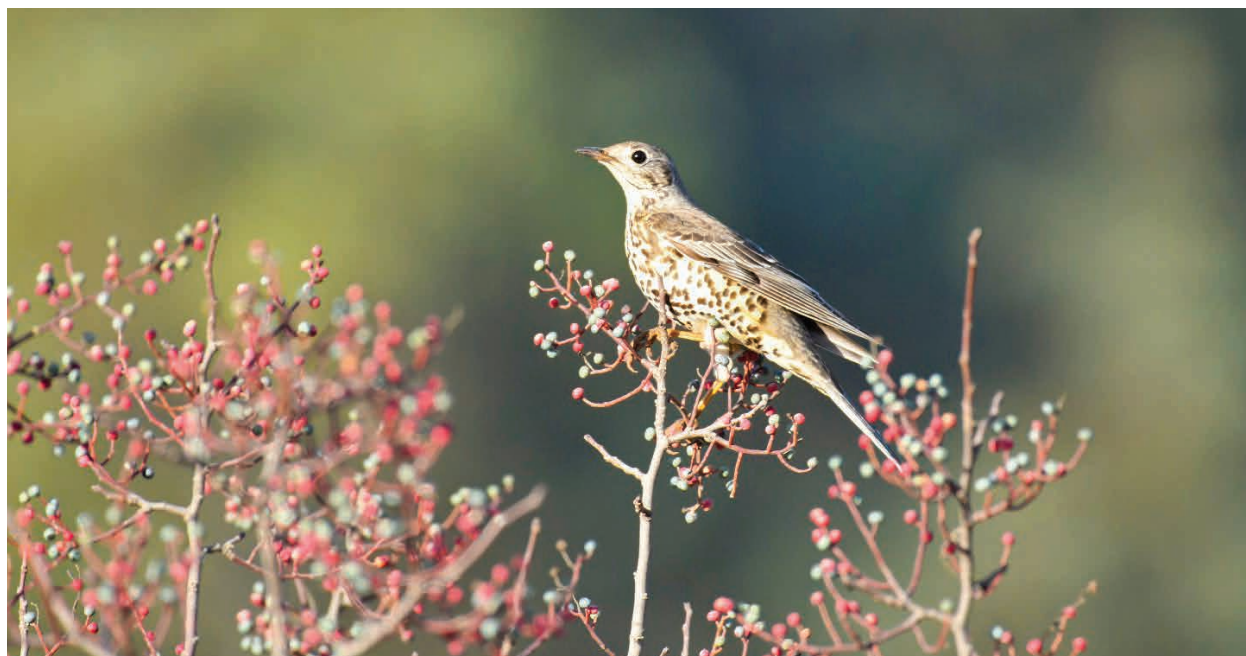
הרכב חברה ומתמחי בתה

כצפוי, עופות המקננים בעצים העדיפו את היער. עם זאת, נמצאו גם יוצאי דופן, בהם עופות דורסים, כגון בז מצוי (*Falco tinnunculus*) ודאה שחורת-כתף

הימצאותם המועטה של מתמחי הבתה ביערות המחקר מנוגדת להשערותנו כי יערות פארק, הודות למבנה הפתוח שלהם, יוכלו לשמש בית גידול תומך עבורם. הממצאים האלה מחזקים את ההבחנה שמתמחי בתה בישראל תלויים בבתי גידול טבעיים בעלי צומח נמוך, וכי יערות פארק, על הימצאותם בהם.

הרכב חברה ומתמחי בתה

כצפוי, עופות המקננים בעצים העדיפו את היער. עם זאת, נמצאו גם יוצאי דופן, בהם עופות דורסים, כגון בז מצוי (*Falco tinnunculus*) ודאה שחורת-כתף



איור 5

אלה אטלנטית עתירת פרי

בתקופת הסתיו וראשית החורף האלה משמשת עץ חשוב בהזנה של עופות נודדים. בתמונה קיכלי גדול. צילום: סטפן קסטנבוים.

סיכום והמלצות ממשק

תוצאות המחקר מצביעות על כך שיערות הפארק מהווים בית גידול חשוב שתורם להגדלת העושר והשפע של העופות בעונת הקינון באביב ובעונת הנדידה בסתיו – בניגוד ליערות מחטניים, שהמגוון בהם בדרך כלל נמוך מזה שבבתות. יערות הפארק אפשרו גם את קיומם של חלק מהמינים המזוהים עם שטחים פתוחים. עם זאת, עבור רוב המינים המקננים על הקרקע או בצמחייה הנמוכה, ומינים מתמחי בתה, הממצאים מראים שיער פארק אינו תחליף לבתות טבעיות, המהוות את בית הגידול המרכזי שלהם.

כדי לתמוך במגוון רחב של מיני עופות בעלי העדפות אקולוגיות שונות מומלץ לאפשר פסיפס נופי מגוון, הכולל גם יערות פארק וגם בתות טבעיות, תוך שמירה על רציפות וגודל של השטחים. נוסף על כך, כדי להפיק את מרב התרומה מיערות הפארק לעושר המינים, יש לתת עדיפות לנטיעת עצים רחבי-עלים מקומיים ולשמר שכבת צמחייה נמוכה בקרקע היער. ניהול מושכל ומאוזן של יערות ושטחים פתוחים עשוי לתרום לשימור מגוון העופות ואף לסייע בהאטת מגמת הירידה באוכלוסיותיהם בישראל ובעולם.

אף מאפייניהם הפתוחים, אינם מהווים עבורם בית גידול מלא. מאחר שמתמחי הבתה הם קבוצה בסיכון גבוה בארץ ובעולם (מירוז ואח', 2017; גרוסברד ורנן, 2024; Dokter et al., 2022; al., 2019; Pavlacky et al., 2022), קיימת חשיבות לשמירה על בתי הגידול המשמשים אותם.

הבדלים עונתיים

להבדיל ממחקרים קודמים שנערכו בישראל, שהראו שביערות עושר מינים גבוה יותר בסתיו לעומת האביב, במחקר זה לא נצפו הבדלים עונתיים משמעותיים, ובפרט בשטחי היער. הדבר מפתיע לנוכח העובדה שתקופת הסתיו בישראל מאופיינת בשפע עופות גדול יותר מאשר באביב, עקב הבדלים במסלול הנדידה ובשיעור השרידות של העופות (Frumkin et al., 1995). ייתכן שההבדל נעוץ בתפקוד היער בכל אחת מהעונות. בסתיו הצומח משמש בעיקר מקור להצטיידות במאגרי שומן (Domer et al., 2019), ואילו באביב הוא משמש גם מקום קינון (McGarigal, 2019; and McComb, 1995; Fletcher and Koford, 2002). לכן, היעדר הבדל בעושר המינים ביער בין העונות עשוי להעיד על אחת משתי אפשרויות: בסתיו היערות אינם מוקד משיכה חזק דיו, או לחלופין, היעדר ההבדל נובע ממשיכה עודפת ליער באביב.

מקורות

- Brennan LA and Kuvlesky Jr WP. 2005. North American grassland birds: An unfolding conservation crisis? *The Journal of Wildlife Management*, 69(1), 1–13.
- Caplat P and Fonderflick J. 2009. Area mediated shifts in bird community composition: A study on a fragmented Mediterranean grassland. *Biodiversity and Conservation*, 18(11), 2979–2995.
- Castaño-Villa GJ, Estevez JV, and Fontúrbel FE. 2014. The role of native forest plantations in the conservation of Neotropical birds: The case of the Andean alder. *Journal for Nature Conservation*, 22(6), 547–551.
- Crowe O, Beresford AE, Buchanan GM, Grantham HS, Simkins AT, Watson JE, et al. 2023. A global assessment of forest integrity within key biodiversity areas. *Biological Conservation*, 286, 110293.
- Dagan U and Izhaki I. 2019. Understory vegetation in planted pine forests governs bird community composition and diversity in the eastern Mediterranean region. *Forest Ecosystems*, 6, 1–16.
- Domer A, Shochat E, Ovadia O, and Sapir N. 2019. Fruit consumption in migratory passerines is limited by water ingestion rather than by body water balance. *Journal of Avian Biology*, 50(5), jav.02021.
- Farwell LS, Elsen PR, Razenkova E, Pidgeon AM, and Radeloff VC. 2020. Habitat heterogeneity captured by 30-m resolution satellite image texture predicts bird richness across the United States. *Ecological Applications*, 30(8), e02157.
- בן-משה נ ורנן א (עורכים). 2022. **דו"ח מצב הטבע 2022**. המארג – התכנית הלאומית להערכת מצב הטבע, מוזיאון הטבע ע"ש שטיינהרדט, אוניברסיטת תל אביב.
- גרוסברד ש ורנן א (עורכים). 2024. **דו"ח מצב הטבע 2023 – כרך המגוון הביולוגי**. המארג – התכנית הלאומית להערכת מצב הטבע, מוזיאון הטבע ע"ש שטיינהרדט, אוניברסיטת תל אביב.
- גוטליב ש ואוסטרובסקי ג. 2024. לא רק עצים – קק"ל מפרסמת את מדיניות הניהול שלה לשטחי תצורות צומח נמוכות. **אקולוגיה וסביבה**, 2(15).
- לוי ד, לוין נ ואיוואמורה ט. 2017. כרוניקה של בתי גידול: מי הרוויח ומי הפסיד? מבט ממעוף הציפור. **אקולוגיה וסביבה**, 8(3), 10–12.
- סוונון ל, אלון ד, ארבל א ולשם י (עורכים). 2020. **הציפורים: המדריך השלם לציפורי אירופה וישראל**. הוצאת הקיבוץ המאוחד.
- מירוז א, וין ג, לבינגר ז, שטייניץ ע, הצופה א, חביב א ואח'. 2017. **הספר האדום של העופות בישראל**. החברה להגנת הטבע ורשות הטבע והגנים.
- פורת י ורותם ד. 2019. ניהול יערות קק"ל ותפקודם כעוגנים טבעיים ברצף השטחים הפתוחים והמסדרונות האקולוגיים. **אקולוגיה וסביבה**, 10(1), 10–8.
- רוטשילד א. 2019. מ"שיפור הנוף" לשמירת המערכות האקולוגיות הטבעיות – הצורך בהפקת פעולות ייעור בשטחים טבעיים בישראל. **אקולוגיה וסביבה**, 10(2), 44–46.
- שורק מ ושפירא ע (עורכים). 2018. **דו"ח מצב הטבע 2018**. המארג – התכנית הלאומית להערכת מצב הטבע, מוזיאון הטבע ע"ש שטיינהרדט, אוניברסיטת תל אביב.
- שמשי ב, רון מ, בן נתן ד ופירלברג א. 2021. **מדריך למיפוי הצומח בישראל, מהדורה מעודכנת ומאוחדת לצומח הים תיכוני ולצומח המדברי**. מכון דש"א.

- Millan CH, Devey PF, and Verdade LM. 2015. Stand-level management practices increase occupancy by birds in exotic Eucalyptus plantations. *Forest Ecology and Management*, 336, 174–182.
- Pavlacky Jr DC, Green AW, George TL, Iovanna R, Bartuszevige AM, Correll MD, et al. 2022. Landscape-scale conservation mitigates the biodiversity loss of grassland birds. *Ecological Applications*, 32(3), e2548.
- Roll U, Stone L, and Meiri S. 2009. Hot-spot facts and artifacts-questioning Israel's great biodiversity. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 55(3), 263–279.
- Rosenzweigberg KV, Dokter AM, Blancher PJ, Sauer JR, Smith AC, Smith PA, et al. 2019. Decline of the North American avifauna. *Science*, 366(6461), 120–124.
- Santos T, Telleria JL, Diaz M, and Carbonell R. 2006. Evaluating the benefits of CAP reforms: Can afforestations restore bird diversity in Mediterranean Spain? *Basic and Applied Ecology*, 7(6), 483–495.
- Shochat E, Abramsky Z, and Pinshow B. 2001. Breeding bird species diversity in the Negev: Effects of scrub fragmentation by planted forests. *Journal of Applied Ecology*, 38(5), 1135–1147.
- Shochat E and Tsurim I. 2004. Winter bird communities in the northern Negev: Species dispersal patterns, habitat use and implications for habitat conservation. *Biodiversity and Conservation*, 13, 1571–1590.
- Tsurim I, Abramsky Z, and Kotler BP. 2009. The structure of winter bird communities in the northern Negev shrub-steppes: Relating species composition to habitat structure. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 55(1), 41–61.
- Vickery J and Arlettaz R. 2012. The importance of habitat heterogeneity at multiple scales for birds in European agricultural landscapes. In: Fuller RJ (Ed). *Birds and Habitat*. Cambridge: Cambridge University Press. pp. 177–204.
- Yom-Tov Y, Hatzofe O, and Geffen E. 2012. Israel's breeding avifauna: A century of dramatic change. *Biological Conservation*, 147(1), 13–21.
- Fjeldsà J. 2005. State of the world's birds 2004: Indicators for our changing world. *Oryx*, 39(1), 101–102.
- Fletcher Jr RJ and Koford RR. 2002. Habitat and landscape associations of breeding birds in native and restored grasslands. *The Journal of Wildlife Management*, 1011–1022.
- Frumkin R, Pinshow B, and Kleinhaus S. 1995. A review of bird migration over Israel. *Journal für Ornithologie*, 136(2), 127–147.
- Gil-Tena A, Saura S, and Brotons L. 2007. Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: Implications for forest ecosystem management. *Forest Ecology and Management*, 242(2–3), 470–476.
- Graham CT, Wilson MW, Gittings T, Kelly TC, Irwin S, Quinn JL, et al. 2017. Implications of afforestation for bird communities: The importance of preceding land-use type. *Biodiversity and Conservation*, 26(13), 3051–3071.
- Hansen MC, Potapov PV, Moore R, Hancher M, Turubanova SA, Tyukavina A, et al. 2013. High-resolution global map of 21st-century forest cover change. *Science*, 342, 850–853.
- Igl LD and Ballard BM. 1999. Habitat associations of migrating and overwintering grassland birds in southern Texas. *The Condor*, 101(4), 771–782.
- Inger R, Gregory R, Duffy JP, Stott I, Voříšek P, and Gaston KJ. 2015. Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters*, 18(1), 28–36.
- Johnson AE, Sillett TS, Luther D, Herrmann V, Akre TA, and McShea WJ. 2019. Effects of grassland management on overwintering bird communities. *The Journal of Wildlife Management*, 83(7), 1515–1526.
- Koivula MJ, Chamberlain DE, Fuller RJ, Palmer SC, Bankovics A, Bracken F, et al. 2018. Breeding bird species diversity across gradients of land use from forest to agriculture in Europe. *Ecography*, 41(8), 1331–1344.
- Latif QS, Truex RL, Sparks RA, and Pavlacky Jr DC. 2020. Dry conifer forest restoration benefits Colorado Front Range avian communities. *Ecological Applications*, 30(6), e02142.
- McGarigal K and McComb WC. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs*, 65(3), 235–260.



תפוחית מצויה
צילום: סטפן קסטנבוים