



**הטכניון**  
מכון טכנולוגי  
לישראל



## דו"ח מחקר – תכנון כבישים ומעברים אקולוגיים

אוגוסט 2023

ד"ר דרור דנבום

פרופ' אבי בר-מסדה

פרופ' אסף שוורץ



מעבר אקולוגי בכביש 38 (קרדיט לצילום: חברת אקרשטיין בע"מ)

הדוח הוזמן על ידי חטיבת המדע ברשות הטבע והגנים

## תוכן עניינים

4	תקציר
5	1. רקע למחקר
5	1.1 קיטוע בתי גידול ותכנון מסדרונות אקולוגיים
5	1.2 השפעת תשתיות תחבורה על חיות בר
6	1.3 תכנון מעברים אקולוגיים
7	2. מטרות המחקר
8	3. שיטות מחקר
8	3.1 ניתוח השפעת מאפייני מעברים אקולוגיים על שימוש בהם על ידי חיות בר
9	3.2 ניתוח השפעת מאפייני הכביש על דריסת חיות בר
11	3.3 פיתוח מתודולוגיה לתעדוף מיקום מעברים אקולוגיים
15	4. תוצאות המחקר
15	4.1 מאפייני מעברים אקולוגיים ועלויות בנייה
17	4.2 מאפייני הכבישים והשפעתם על דריסת חיות בר
21	4.3 מסדרונות אקולוגיים ותעדוף מיקומי מעברים אקולוגיים
25	5. מסקנות המחקר
25	5.1 מאפייני המעברים האקולוגיים
26	5.2 מאפייני הכבישים ועומסי התנועה
27	5.3 מסדרונות אקולוגיים ומיקום מעברים אקולוגיים
29	5.4 מסקנות כלליות והמלצות תכנוניות
30	6. רשימת מקורות
41	7. נספחים
41	7.1 עלויות בניית מעברים אקולוגיים מסוגים שונים באלפי דולרים
42	7.2 רשימת מקורות לנתוני עלויות בניית מעברים אקולוגיים
42	7.3 מדריך למיפוי מסדרונות אקולוגיים ותעדוף מיקומי מעברים אקולוגיים

הבהרה של מזמין העבודה:

הפרק העוסק ב"מסדרונות אקולוגיים ותיעדוף מיקומי מעברים אקולוגיים" מתבסס על פרמטרים אקולוגיים ברזולוציה מרחבית של כלל ישראל. כאשר מחליטים על הקמת מעבר עילי או תחתי נכנסים שיקולים הנדסיים ושיקולים של תכנון מרחבי המתבסס על תכניות מתאר, תב"ע ותשתיות נוספות. כאשר מחליטים על נחיצותו של מעבר לבעלי חיים יש לבצע ניתוח של הגורמים האקולוגיים והתכנוניים הסמוכים למעבר הנדרש ולהבטיח כי המעבר יתפקד למשכי זמן של עשרות שנים לפחות.

## תקציר

כבישים הינם תשתית חיונית לבני האדם, אך בו זמנית מהווים איום מהותי על אוכלוסיות של מינים רבים. הכבישים גורמים לקיטוע של בתי גידול ונתיבי התנועה ביניהם (מסדרונות אקולוגיים), וכן לתמותת חיות בר הנגרמת מהתנגשויות עם כלי רכב. כדי לשמר את נתיבי התנועה של חיות הבר ולהפחית את מספר הדריסות, נהוג ברחבי העולם השימוש במעברים אקולוגיים, לצד תכנון של כבישים בעלי מאפיינים המביאים לצמצום הסכנה לדריסה. כדי ליישם פתרונות אלו, חשוב להבין כיצד מאפייני הכביש וסביבתו משפיעים על הסיכון לדריסה של מינים שונים וכיצד מאפייני המעברים האקולוגיים משפיעים על השימוש במבנים אלה על ידי חיות בר, ואיך ניתן לזהות את המיקומים הטובים ביותר לבניית המעברים האקולוגיים. במחקר זה נבחן הקשר בין מאפייני הכבישים (למשל תאורה, מחסומי הפרדה וצמחייה בצד הכביש) ועומסי התנועה בכבישי ישראל לסיכויי הדריסה. כמו כן, בוצעה סקירת ספרות שיטתית ומטה-אנליזה של פרסומים מדעיים ומקצועיים מרחבי העולם בנושא שימוש במעברים אקולוגיים על ידי חיות בר, על מנת להבין כיצד מאפייני המעברים (למשל ממדים, צורה, חומרי בנייה וגידור) משפיעים על רמת השימוש בהם על ידי מינים שונים, ופותחה שיטה לזיהוי מיקומים מועדפים לבניית מעברים אקולוגיים. מיקומי המעברים זוהו על בסיס על ניתוח קישוריות מרחבית ומיפוי מסדרונות אקולוגיים של מינים שונים. תוצאות המחקר הראו כי גם כבישים עם עומסי תנועה נמוכים מהווים סיכון משמעותי לתמותת חיות בר, וכי כבישים בהם מותרת מהירות נסיעה גבוהה מועדים יותר לדריסות. נמצא גם כי גורמים המגבילים את יכולת תנועתם של בעלי חיים בסביבת הכביש (כמו למשל מעקות, מחסומי הפרדה, קירות וגדרות) מביאים במקרים רבים להגברת הסיכון לדריסה ולהפחתת יכולת המעבר בכביש. ניתוח השימוש במעברים אקולוגיים הראה כי מעברים פתוחים מתחת גשרים הם הסוג היעיל ביותר של מעברים אקולוגיים, במיוחד עבור יונקים גדולים, וכי מעברים אקולוגיים שנבנו במיוחד לצורך שימוש על ידי חיות בר יעילים משמעותית מאלו שנבנו לשימוש משותף עם בני אדם. כמו כן, מבנים המשלבים חומרים טבעיים בעיצובם מועדפים לשימוש על ידי רוב מיני חיות הבר. ניתוח המסדרונות האקולוגיים ותעדוף המעברים האקולוגיים הראה כי קיימים שטחים חשובים לשימור הקישוריות האקולוגית בישראל אשר לא הוגדרו עד כה כמסדרונות, במיוחד באזור הצפון, שפלת יהודה והנגב, וכי ישנו צורך בבניית עשרות מעברים אקולוגיים נוספים על פני תשתית הכבישים הקיימת על מנת לשמר את הקישוריות האקולוגית בין בתי גידול איכותיים למינים החשובים לשמירת הטבע בישראל.

## 1. רקע למחקר

### 1.1 קיטוע בתי גידול ותכנון מסדרונות אקולוגיים

קיטוע של בתי גידול ונתיבי התנועה המחברים ביניהם מהווים גורמים מרכזיים לפגיעה במגוון הביולוגי ולאובדן התפקוד של המערכות האקולוגיות. הקישוריות האקולוגית פוחתת כתוצאה מתהליכי הקיטוע, ולעתים קרובות התוצאה היא ניתוק של אוכלוסיות מקומיות זו מזו. ניתוק אוכלוסיות של חיות בר כתוצאה מקיטוע שטחים פתוחים מזהה כיום כאיום מרכזי על שרידותן לטווח הארוך (Haddad et al., 2015). קיומם של נתיבי תנועה רציפים, גם כאלו שאינם מתאימים להישרדות ארוכת טווח ולרבייה אך מאפשרים תנועה בין בתי גידול, מהווה גורם חשוב ולעיתים מכריע לשימור אוכלוסיות הבר (Bennett and Mulongoy, 2006). מסדרונות אקולוגיים מוכרים בארץ ובעולם כאמצעי המרכזי לצמצום הקיטוע בין אוכלוסיות ולשיפור הקישוריות, ולכן הם מהווים נדבך חשוב בשמירה על המגוון הביולוגי, ושירותי המערכת האקולוגית. המסדרונות האקולוגיים הינם רשת של שטחים פתוחים המאפשרים תנועה של בע"ח והפצת צמחים במרחב, ובכך מקשרים בין שמורות הטבע ואזורי ליבה נוספים בהן מבוססות אוכלוסיות טבעיות. בישראל, חשיבותם של מסדרונות אקולוגיים מוכרת ומקודמת ע"י רשות הטבע והגנים כבר למעלה משני עשורים (Shkedi and Sadot 200; Rotem et al., 2015) ומשמשת כבסיס לקו מנחה תכנוני מעשי שלאחרונה אף קיבלה מעמד סטטוטורי בתמ"א 1/35 (2016).

תהליך התכנון של שטחים פתוחים המקיימים את עקרון הקישוריות מתחיל בזיהוי של מסדרונות אקולוגיים, על סמך שיטות לניתוח קישוריות. שיטות אלו מתבססות על מדדים להתנגדות תאי השטח לתנועת חיות הבר. ההתנגדות מוגדרת כעלות התנועה של מין הנע בסביבה מסוימת, המיוחסת למשתנים התנהגותיים ופיזיולוגיים כמו עלות אנרגטית או סיכון לתמותה (Zeller et al. 2012). לעיתים, ניתוח קישוריות מסוג זה אינו לוקח בחשבון העדפות מינים ספציפיים אלא מסתמך על שטחים מוגנים או על מאפייני נוף טבעיים כמו גדות נחלים, או משארי צמחיה טבעית בשטחים חקלאיים, ואלו מיועדים לשמש כמסדרונות אקולוגיים (Shkedi and Sadot, 2000). ניתן גם לייעד שטחים טבעיים לשמירה על קישוריות על בסיס הרעיון של סיכון נמוך לפיתוח. במסגרת זו מנותחות תוכניות פיתוח תשתיות מגורים, תעשייה ותחבורה, ושטחים טבעיים הנמצאים בסיכון נמוך לפיתוח בטווח הארוך נבחרים לשמירה על הקישוריות (Rotem et al., 2015). שיטות אלו אמנם בעלות יתרון מבחינת יישומיות ומהירות התכנון, אך הן עלולות להתעלם מנתיבי תנועה מרכזיים של מינים חשובים לשימור. לכן, חשוב להשתמש בנתונים בעלי משמעות אקולוגית ופיזיולוגית לצורך זיהוי מסדרונות אקולוגיים, באופן המשלים ומרחיב את השיטות המתבססות על אלמנטים נופיים ושיקולי פיתוח (Trainor et al., 2013).

### 1.2 השפעת תשתיות תחבורה על חיות בר

תשתיות תחבורה מהוות גורם מרכזי בקיטוע שטחים פתוחים וכתוצאה מכך מביאות לפגיעה באוכלוסיות של חיות בר (Jackson and Fahrig, 2011). אפקט הקיטוע נובע מהיות הכביש מחסום פיזי לתנועה, וכן מחסום התנהגותי הגורם לרתיעה מהכביש. בנוסף, כבישים גורמים לתמותת חיות הבר כתוצאה מהתנגשות עם כלי רכב (Beyer et al., 2013; Grilo et al., 2020) תהליכים אלו יחדיו גורמים לאפקט שלילי המביא לצמצום משמעותי של תנועת חיות בר בתוך בתי

גידול ובין בתי גידול ומסכן אוכלוסיות רגישות (Holderegger and Di Giulio, 2010; Rytwinski and Fahrig, 2012). תמותת חיות בר כתוצאה מהתנגשויות עם כלי רכב הינה בעיה מרכזית מבחינה אקולוגית, אך גם גורמת לנזקים לכלייים ובריאותיים משמעותיים לציבור המשתמשים בכביש (Forman et al., 2003; van der Ree et al., 2015). התנגשויות עם יונקים גדולים הן הנפוצות ביותר מבחינת מספר הדיווחים, בגלל גודל בעל החיים ופוטנציאל הנזק של מינים אלה (Gren and Jägerbrand, 2019; Grilo et al., 2009). עם זאת, ידוע כי גם מינים קטנים יותר מושפעים באופן מהותי מדריסות, כולל מכרסמים ויונקים קטנים אחרים, עופות, זוחלים, דו-חיים, וחסרי חוליות (Canal et al., 2018). שיעורי התמותה של מין מסוים בכבישים תלויים בתכונות המין עצמו, אך גם במאפייני הכבישים והתחבורה. תכונות כגון רוחב הכביש, גידור ותאורה משפיעות על הסיכוי להתנגשות של פרטים עם כלי רכב, ולכן על רמת הפגיעות של מינים שונים (Lima et al., 2014). עומסי התנועה ממלאים אף הם תפקיד חשוב בקביעת שיעורי התמותה של חיות בר בכבישים, כאשר רמת העומס התחבורתי עשויה לקבוע אם בעל חיים ינסה לחצות את הכביש, ואת הסיכוי לחצייה לעומת הסיכוי להתנגשות (Jacobson et al., 2016; Seiler, 2004). הקשרים בין מאפייני הכבישים ועומסי התחבורה לבין הסיכויים לדריסה נחקרו באופן חלקי בלבד בישראל ובעולם (Denneboom et al., 2023).

### 1.3 תכנון מעברים אקולוגיים

בעקבות הידע הקיים לגבי היקף ההשפעות השליליות של תשתיות התחבורה על אוכלוסיות חיות הבר, מפותחים ומיושמים אמצעים לצמצום השפעות אלו ברחבי העולם. אמצעים אלו הינם קריטיים לשרידות אוכלוסיות הבר ולתפקודן של המערכות האקולוגיות (Beyer et al., 2016). מבנים המיועדים לחציית בטוחה של כבישים על ידי חיות בר כמו מעברים עיליים, מעברים תחתיים, וכן ויאדוקטים (מעברים פתוחים מתחת לגשרי דרך) משמשים כיום כאחד מהאמצעים החשובים להפחתת תמותת חיות הבר בכבישים ולשמירה על קישוריות אקולוגית (Clevenger and Huijser, 2011). יחד עם זאת, מבנים מסוג זה יקרים לבנייה ולתחזוקה. עלות מעבר עילי יחיד יכולה להגיע למיליוני דולרים, ואילו בניית מעבר תחתי עשויה לעלות בין עשרות למאות אלפי דולרים (Mata et al., 2008). לכן, חשוב לתכנן מבנים אלו בצורה אופטימאלית על מנת לקבל תמורה להשקעה (De Montis et al., 2018). נכון לעכשיו, חסרים כלים לתכנון של מעברים אקולוגיים יעילים (Denneboom et al., 2021; Loraamm and Downs, 2016). מספר חוקרים בחנו את ההשפעות של מאפיינים המבנה וסביבתו על שיעורי השימוש במעברים אקולוגיים על ידי קבוצות מינים שונים, לרבות פרסתנים (Simpson et al., 2016), טורפים (Andis et al., 2017), יונקים קטנים (Ford and Clevenger, 2019), זוחלים (Delgado and Gómez, 2016) ודו-חיים (Bain et al., 2017). נבדקה השפעתם של מאפייני המבנה כמו סוג המעבר האקולוגי, אורכו, רוחבו, צורתו וחומרי הבנייה, וכן גורמים סביבתיים כמו גידור, תאורה וכיסוי צמחייה. עם זאת, היקף המחקרים בתחום זה מוגבל על ידי המעברים האקולוגיים הקיימים באזור המחקר ועל ידי הרכב המינים המקומי ואינו מייצג במלואה את השונות הקיימת בתכונותיהם של המבנים ואת ההבדלים בין המינים המשתמשים בהם (Glista et al., 2007; van der Griff et al., 2013; van der Ree et al., 2009).

מלבד מאפייני המבנה וסביבתו, גורם חשוב נוסף ליעילות המעברים האקולוגיים הוא מיקומם אשר צריך להתאים לנתיבי התנועה המרכזיים של מיני המטרה (Martinig and Bélanger-Smith, 2016). מיקומים מתאימים למעברים אקולוגיים

קשים לזיהוי בנוף הטרוגני, אך הם מהווים גורם מכריע להצלחת שימור הקישוריות האקולוגית ( Bissonette and Adair, 2008). מחקרים אמפיריים לגבי מיקומם של מעברים אקולוגיים אינם שכיחים, שכן ניסויים לחקר השפעת המיקום על שימור הקישוריות הם יקרים וקשים לתכנון (Ascensão et al., 2013; Rytwinski et al., 2015). מסיבות אלו, הוצע כי שיטות של ניתוח קישוריות מרחבית הן הגישה הטובה ביותר לתכנון פתרונות לצמצום ההשפעות השליליות של קיטוע התנועה בין בתי הגידול (Downs et al., 2014). לבניית מעברים אקולוגיים בדרך כלל נבחרים מיקומים בהם הכביש חוצה בתי גידול או מסלולים מוכרים של תנועת בעלי חיים ממין מסוים, או במקום בו מתרחשות התנגשויות רבות עם חיות בר. אסטרטגיות מיקום אלו עשויות להיות מוגבלות ביכולתן לשמר את הקישוריות האקולוגית מכיוון שמיקומים אלו אינם בהכרח חופפים לנתיבי תנועה מועדפים של מינים רבים (Cerqueira et al., 2021). תכנון של מיקומי המעברים האקולוגיים לוקה בחסר מבחינות אלו, למרות חיוניות המיקום לשימוש על ידי חיות הבר (Clevenger, 2005). מספר מחקרים יישמו שיטות ניתוח מרחבי כדי לזהות את המיקומים המתאימים למעברים אקולוגיים. במחקר בספרד, נבחנו מיקומים אפשריים למעברים אקולוגיים למינים שוכני יער באמצעות מדד שינוי בקישוריות עבור שטחים בהם הכבישים מצטלבים עם מסדרונות אקולוגיים (Gurrutxaga and Saura, 2014). במחקר אחר נבדק השינוי ברמת הקישוריות המרחבית עבור הקמת מעברים אקולוגיים בכביש בצרפת לצורך זיהוי מיקומים המגדילים את הקישוריות עבור מספר מירבי של מיני יונקים (Mimet et al., 2016). באוסטרליה, השתמשו חוקרים בגישה מרובת מינים כדי למצוא שילוב אופטימלי של מעברים אקולוגיים וגידור בסביבה הומוגנית (Polak et al., 2018). מחקרים אלו התמקדו בסקאלה המקומית או האזורית בלבד, ולא קיים בהם אלמנט של תעדוף המעברים האקולוגיים. לכן, חסרה מתודולוגיה למיקום של מעברים אקולוגיים על סמך ניתוח המשלב מיפוי קישוריות בסקאלה האזורית, עם תעדוף של מיקומים מעברים אקולוגיים בסקאלה המקומית של מקטעי הכבישים.

## 2. מטרת המחקר

מטרת העל של מחקר זה היא לשפר את ההבנה של תגובות חיות הבר לתשתיות תחבורה ומעברים אקולוגיים, המהווים את הפתרון הנפוץ המיושם כדי למתן את ההשפעות השליליות של כבישים. ידע זה יכול לסייע בתכנון כבישים בטוחים יותר לחיות בר ולשפר את התכנון והעיצוב של מעברים אקולוגיים כדי להגדיל את העלות-תועלת שלהם. במקביל המחקר יפתח סדרה של עקרונות וכלים יישומיים לאופטימיזציה של תכנון מיקום מעברים אקולוגיים במסדרונות אקולוגיים בהתאמה למיני מטרה, הנתונים המרחביים והמגבלות התקציביות. בעזרת הידע ניתן יהיה לזהות ולתעדף מקטעי כבישים ותשתיות לינאריות בהם חשוב לבנות מעברים אקולוגיים ברחבי ישראל. בהתאם למטרת העל המחקר יבצע ארבעה מהלכים מרכזיים: (1) בחינת השפעתן של תכונות מעברים אקולוגיים על רמת השימוש בהם על ידי חיות בר; (2) הערכת הקשר בין מאפייני כבישים לסיכויים לדריסה של חיות בר; (3) פיתוח מתודולוגיה לצורך תעדוף מיקום מעברים אקולוגיים; (4) הערכת עלויות של בניית מעברים אקולוגיים מסוגים שונים.

### 3. שיטות מחקר

#### 3.1 ניתוח השפעת מאפייני מעברים אקולוגיים על שימוש בהם על ידי חיות בר

על מנת לבחון את הקשר בין מאפייני המעברים האקולוגיים לרמת השימוש בהם על ידי חיות בר ממינים שונים, בוצעה סקירה שיטתית של הספרות המדעית הנוגעת לשימוש במעברים אקולוגיים ברחבי העולם, ואחריה ניתוח סטטיסטי מסוג מטה-אנליזה. כ-12 מאגרי מידע מקוונים לחיפוש מאמרים בתחום זה נבחרו על סמך הרלוונטיות של תחומי הידע הקיימים במאגרי המידע לשאלת המחקר. לצורך שלמות חיפוש המידע נבחרו מאגרים הכוללים מאמרים מדעיים, תזות אקדמיות וספרות מקצועית בתחומי התחבורה, שמירת הטבע והאקולוגיה המרחבית. החיפוש כולל את מאגרי המידע הבאים: Scopus, Web of science, Science direct, JSTOR, Greenfile, EBSCO, Proquest, Engineering village, Springer Transportation Research Information database, Medline. Link, TRID. לצורך חיפוש מאמרים רלוונטיים נבחר ביטוי המכיל מילות מפתח שזוהו על סמך סקירה מקדימה של הספרות בתחום המעברים האקולוגיים. ביטוי זה מורכב ממילים המייצגות קבוצות מינים שונות וכן מילים המייצגות תיאורים של סוגי מעברים אקולוגיים. הכובית משמשת להרחבת החיפוש לצורת הרבים.

(wildlife OR fauna OR mammal\* OR reptile\* OR amphibian\* OR ungulate\* OR \*ivore\*) AND ("crossing structure\*" OR underpass\* OR overpass\* OR culvert\*) OR "wildlife passage\*" OR "wildlife bridge\*" OR "fauna passage\*" OR ecopassage\* OR ecoduct\* OR "green bridge\*" OR "road mitigation"

כדי להבטיח את שלמותו של תהליך החיפוש, מקורות ספרותיים במאמרים ובדוחות מקצועיים נבדקו אף הם לצורך מציאת מאמרים נוספים שלא זוהו באמצעות החיפוש במאגרי המידע. לסקירה הספרותית נבחרו מאמרים העומדים בקריטריונים המפורטים להלן: אזור המחקר חייב לכלול תשתיות תחבורה ולפחות מין אחד שידוע כי בית הגידול או מסלולי הנדידה או ההגירה שלו מקוטעים על ידי תשתיות התחבורה. חייב להיות מותקן מעבר אקולוגי אחד לפחות על פני תשתית התחבורה, ואין מגבלה לסוג המעבר האקולוגי או השימוש המיועד של המבנה. מחקרים המתפרסמים כמאמר מדעי, כחלק מכנס מדעי, כתזה או כדו"ח מקצועי נכללו כולם בסקירה הספרותית. המאמר חייב להכיל נתונים לגבי רמת השימוש במעבר האקולוגי על ידי חיות בר, הנמדד באופן ישיר על ידי מצלמות מעקב, מצעים לזיהוי עקבות או תצפיות ישירות. בנוסף, חייבים להיות כלולים נתונים לגבי מאפייני המעבר האקולוגי וסביבתו, לדוגמה אורכו של המעבר או קיומה של גדר מנתבת אל המעבר. בסקירה נכללו רק מאמרים המפורסמים בשפה האנגלית.

מתוך המאמרים נאספו נתונים המתארים את מאפייני המעברים האקולוגיים (לדוגמה מימדי המעבר האקולוגי או סוג חומר הבנייה). לכל זוג מאפיינים חושבה קורלציה על ידי מתאם R של פירסון, מתאם V של קריימר או מתאם יחס הקורלציה η (על פי סוג המשתנה), והוסרו משתנים בעלי קורלציה חזקה של 0.8 ומעלה. המינים השונים המתוארים על ידי הנתונים קובצו לקבוצות פונקציונליות, בהתבסס על הקטגוריות: גודל גוף (בעלי חיים גדולים, ובעלי חיים וקטנים), תפקוד אקולוגי (צרכנים ראשוניים, וטורפים), וסדרה טקסונומית (יונקים, זוחלים או דו-חיים). סדרות הזוחלים והדו-חיים הוגדרו כקבוצה פונקציונלית יחידה על סמך היותם בעלי דם קר הנמשכים לסביבות בעלות מאפיינים דומים ( Jochimsen )



(et al., 2004). בקבוצת היונקים הגדולים, הופרדו יונקי הכיס (הקנגוראים) מקבוצת הפרסתנים. המשתנה התלוי (הנבחר כמדד ליעילות המעברים האקולוגיים) הינו היחס שבין מספר התצפיות בחיות בר אשר השתמשו במבנה בהצלחה, לבין סך כל התצפיות של חיות בר אשר התקרבו אל סביבת המבנה. מדד זה נע בין הערכים 0 ו-1, ולכן נבחר מודל לוגיסטי לניתוח הסטטיסטי. הניתוח נערך עבור כל אחת מהקבוצות הפונקציונליות ולפי סוג המעבר האקולוגי (מעבר תחתי, מעבר עילי או מעבר מסוג ויאדוקט), וזאת מכיוון שחלק מהמאפיינים המבניים ייחודיים לסוגי המעברים השונים ולכן אי אפשר לכלול אותם באותו המודל הסטטיסטי. המשתנים הבלתי תלויים כוללים את סוג המבנה, מידותיו, צורתו של המבנה, חומרי הבנייה, כיסוי צמחיה בפתח המבנה, קיומו של גידור מנתב אל המעבר, שימוש במבנה על ידי בני אדם, מיפתח בחלקו העליון של המבנה, וזרימת מים במבנה. פרטים מלאים על שיטות המחקר ניתן למצוא במאמר Denneboom et al. 2021. בנוסף לניתוח מאפייני המעברים, בוצעה במסגרת הסקירה גם הערכה של עלויות מעברים אקולוגיים מסוגים שונים על ידי חיפוש ואיסוף נתוני עלויות במאמרים הנסקרים.

### 3.2 ניתוח השפעת מאפייני הכביש על דריסת חיות בר

חלק זה של המחקר עוסק בהשפעתם של מאפייני הכבישים והתחבורה על הסתברות הדריסה עבור מינים שונים. לצורך המחקר שימש מאגר דיווחים על מיקומי דריסת חיות בר, שנאספו על ידי פקחי רשות הטבע והגנים. מאגר דיווחים זה כולל זיהוי ברמת המין של החיה הנדרסת, מיקום הדריסה, ותאריך הזיהוי על ידי הפקח. המאגר מתעדכן באופן יומי במהלך חמש עשרה השנים האחרונות, וכיום מכיל מעל 20,000 דיווחים. לצורך הניתוח נבחרו 20 מינים אשר להם מעל ל-100 דיווחי דריסות במאגר. בין המינים 16 יונקים, 2 ציפורים ו-2 נחשים (טבלה 1). מאפייני הדרך שנסקרו כוללים אלמנטים שניתן לזהות מהכביש וידועים כבעלי השפעה על דריסת חיות בר בהתבסס על מחקרים קודמים (Pagany, 2020). המאפיינים הינם: מחסומי הפרדה, מעקות בטיחות, צמחייה במרכז הכביש, רוחב שטח מפריד, גדרות, טופוגרפיה בשולי הכביש, מבנים סמוכים לכביש, צמחייה בצד הכביש, תאורת כביש, דרכי עפר, תעלות ניקוז, כבישים מקבילים, רוחב השוליים, ומספר המסלולים. סקרנו את מאפייני הכבישים בנקודות לאורך קטעי הכביש, כל 150 מ'. בסך הכל נסקרו 18,838 נקודות המייצגות סך של 2,846 ק"מ כביש. השתמשנו ב-Google Street View (GSV) לזיהוי ויזואלי של מאפייני הדרך בכל נקודה. כאשר GSV לא היה זמין, סקרנו את המאפיינים על ידי נסיעה לאורך כבישים ורישום הנתונים בכל נקודה באופן ידני. מתוך 18,838 נקודות, 11,327 נסקרו באמצעות GSV, ו-7,511 נסקרו בנהיגה.

מלבד מאפייני הכביש, הוכנסו למודל הסטטיסטי משתנים נופיים, משתנים תלויי זמן, עומסי תנועה, מהירות הנסיעה, והתאמת בית הגידול. מאפיינים נופיים כוללים את שימושי הקרקע והשיפועים הטופוגרפיים בסביבת הכביש. שכבת שימושי הקרקע נכונה לשנת 2016 והינה ברזולוציה של 30 מ' (Hamaarag, 2020). שימושי הקרקע כוללים שטחים בנויים, שטחים ללא צמחייה, שטחים עשבוניים, חורש, גידולי שדה, מטעים וגופי מים. עבור כל שימוש קרקע חושב אחוז הכיסוי מתוך השטח הכולל ברדיוס של 500 מ' סביב הנקודה (Nieszala and Klich, 2021). שיפוע טופוגרפי ממוצע ברדיוס 500 מ' חושב על סמך נתוני גובה פני הקרקע ברזולוציה של 30 מ', שמקורם בנתוני לוויין של נאס"א (Farr and Kobrick, 2000). משתנים תלויי זמן כוללים את השנה, העונה ומופע הירח. מופע הירח חושב על פי החלק המואר של הירח בתאריך הדריסה (USNO, 2020). נתונים לגבי עומסי תנועה נלקחו ממאגר נתונים פתוח לציבור המפורסם על ידי

הלשכה המרכזית לסטטיסטיקה (CBS) וערכיהם נעו בין 300 ל-148,000 רכבים ליום (CBS, 2020). מהירות הנסיעה הוערכה על סמך המהירות המותרת בכל כביש (OpenStreetMap, 2015). ערכי התאמה לבתי גידול שימשו במודלים הסטטיסטיים כערך מקורב לשפע המינים בסביבת הכביש (de la Fuente et al., 2021). התאמת בית הגידול חושבה עבור כל מין באמצעות מודל אנטרופיה מקסימלית בתוכנת מקסנט (Phillips et al., 2006). לצורך המודל שימשו תצפיות על מינים (BioGIS, 2020) ומשתנים סביבתיים הכוללים שימושי קרקע לשנת 2016, מינימום ומקסימום NDVI לשנת 2012 (Hamaarag, 2020), וכן גובה, שיפוע ומפנה פני הקרקע, כולם ברזולוציה של 30 מ' (Farr and Kobrick, 2000). בנוסף, משתני אקלים הכוללים משקעים וטמפרטורה שנתית ממוצעת לשנים 1970-2000 ברזולוציה של 1 ק"מ (Fick and Hijmans, 2017). עבור כל נקודה שנסקרה, ערך התאמת בית הגידול הממוצע לכל מין חושב בשטח ברדיוס של 500 מ'.

**טבלה 1.** רשימת המינים הנכללים בניתוח הסטטיסטי של גורמים המשפיעים על דריסת חיות בר. אחוז הדריסות הנתון בסוגריים הינו יחסי לסך כל המקרים המדווחים במאגר המידע (כ-22,155 אירועי דריסות בשנים 2008-2020).

שם המין	שם מדעי	מחלקה	סדרה	מספר דריסות
תן זהוב	<i>Canis aureus</i>	יונקים	טורפים	5022 (22.7%)
שועל מצוי	<i>Vulpes vulpes</i>	יונקים	טורפים	1954 (8.8%)
דרבן הודי	<i>Hystrix indica</i>	יונקים	מכרסמים	1401 (6.3%)
גירית מצויה	<i>Meles meles</i>	יונקים	טורפים	1250 (5.6%)
קיפוד מצוי	<i>Erinaceus concolor</i>	יונקים	אובלי חרקים	1183 (5.3%)
חזיר בר	<i>Sus scrofa</i>	יונקים	מכפילי פרסה	918 (4.1%)
ארנבת מצויה	<i>Lepus capensis</i>	יונקים	ארנבאים	886 (4%)
נמיה מצויה	<i>Herpestes ichneumon</i>	יונקים	טורפים	705 (3.2%)
צבי ארץ ישראלי	<i>Gazella gazella</i>	יונקים	מכפילי פרסה	621 (2.8%)
צבוע מפוספס	<i>Hyaena hyaena</i>	יונקים	טורפים	443 (2%)
שפן סלע	<i>Procavia capensis</i>	יונקים	שפנאים	332 (1.5%)
זעמן שחור	<i>Coluber jugularis</i>	זוחלים	קשקשאים	318 (1.4%)
דלק סלעים	<i>Martes foina</i>	יונקים	טורפים	282 (1.3%)
חוגלת סלעים	<i>Alectoris chukar</i>	עופות	תרנגולאים	260 (1.2%)
תנשמת לבנה	<i>Tyto alba</i>	עופות	זורסי לילה	260 (1.2%)
צפע מצוי	<i>Vipera palaestinae</i>	זוחלים	קשקשאים	218 (1%)
זאב אפור	<i>Canis lupus</i>	יונקים	טורפים	187 (0.8%)
צבי הנגב	<i>Gazella dorcas</i>	יונקים	מכפילי פרסה	165 (0.7%)
חתול ביצות	<i>Felis chaus</i>	יונקים	טורפים	142 (0.6%)
חתול בר	<i>Felis silvestris</i>	יונקים	טורפים	105 (0.5%)

## ניתוח סטטיסטי

ניתחנו את ההשפעה של מאפייני הכביש ומשתנים נוספים על הסיכון לדריסה עבור כל מין באמצעות מודל סטטיסטי ליניארי מעורב עם התפלגות בינומית (מודל לוגיסטי מעורב מסוג GLMM). לצורך הניתוח שימשה חבילת glmTMB בתוכנת R (Brooks et al., 2017). המשתנה התלוי הינו ההסתברות להתרחשות של דריסה בנקודת כביש שנסקרה.

נקודות בהן התרחשה דריסה הוגדרו כאלו הנמצאות במרחק של עד 150 מ' ממיקום מתועד של דריסה. מרחק זה נבחר מכיוון שהדיוק המרחבי של מיקומי הדריסות המדווחים נאמד ב-150 מ', המהווה את הסטייה המרחבית המקסימלית של דיווחי דריסות מהכבישים. בכדי למנוע שימוש בכבישים מאזורים שבהם מין המטרה של המודל אינו נמצא, השתמשנו רק בנקודות הנמצאות בתחום התפוצה הגיאוגרפי של כל מין. תחום התפוצה עבור כל מין זוהה על ידי מיפוי צפיפות התצפיות של פרטים מאותו המין (BioGIS, 2020) על סמך 90% העליונים מערכי הצפיפות המחושבת בשיטת Kernel density analysis (Chirima and Owen-Smith, 2017). משתנים להם קיימים נתונים בפחות מ-1% מהנקודות שנסקרו בתחום התפוצה של כל מין לא נכללו בניתוח הסטטיסטי. בדקנו קורלציות ליניאריות בין זוגות המשתנים ונמצא כי לכל הזוגות מתאם פירסון קטן מ-0.7, המעיד על קשר חלש עד בינוני (Schober et al., 2018). לכן לא הסרנו משתנים מסיבה זו. כמו כן, בדקנו מולטי-קולינאריות באמצעות Variance inflation factor והסרנו משתנים בעלי ערך גדול מ-5 (Thompson et al., 2017) כדי למנוע מולטי-קולינאריות. בנוסף, בדקנו האם ישנם אפקטים ריבועיים של עומסי התנועה על ההסתברות לדריסה עבור כל מין. השתמשנו במבחן ANOVA כדי לבדוק האם קיים הבדל משמעותי בין מודל עם עומסי תנועה ליניאריים בלבד לעומת אפקטים ריבועיים (Jamil and Ter-Braak, 2013). פרטים נוספים על שיטות הפרק הזה ניתן למצוא במאמר Denneboom et al. 2023.

### **3.3 פיתוח מתודולוגיה לתעדוף מיקום מעברים אקולוגיים**

במסגרת מחקר זה פיתחנו מתודולוגיה חדשה לתעדוף מיקומי מעברים אקולוגיים. הגדרנו את העקרונות המנחים הבאים למתודולוגיה: (א) הניתוח מבוסס על נתונים זמינים, כלומר, אין צורך באיסוף נתונים לטווח ארוך או בעלות גבוהה; (ב) הניתוח מבוסס על תהליך פשוט ועקבי אותו קל לבצע, תוך שימוש בכלי ניתוח מרחביים קיימים; (ג) המתודולוגיה מאפשרת ניתוח בקנה מידה ארצי, תוך שימוש בנתונים מרחביים ברזולוציה גבוהה, ללא צורך בזמני חישוב ארוכים; (ד) זיהוי מסדרונות אקולוגיים מתבסס על קישוריות בין בתי גידול הכוללים שטחים מוגנים (למשל, שמורות טבע) וגם שטחים פתוחים חשובים למינים המייצגים, שאינם מוגנים; (ה) תעדוף מסדרונות אקולוגיים מתבסס על מאפייני בתי הגידול אותם הם מקשרים זה לזה; (ו) מיקומי המעברים האקולוגיים מדורגים על סמך תעדוף מצטבר של מסדרונות אקולוגיים של מינים שונים. אזור המחקר בו יישמנו את המתודולוגיה הינו מדינת ישראל. עד כה נבנו בישראל רק מעברים אקולוגיים בודדים על פני מערכת הכבישים שהינה צפופה מאוד בעיקר במרכז ובצפון הארץ (0.48 ק"מ כביש לקמ"ר באזורים אלו), לכן ישנו צורך בתכנון מעברים אקולוגיים, ובזיהוי של המיקומים המועדפים לבנייתם.

### **בחירת מינים מייצגים**

הבחירה של מינים מייצגים לניתוח הקישוריות בוצעה על בסיס שילוב של שתי גישות משלימות. הגישה הראשונה נותנת עדיפות לבחירה של מינים רגישים כמינים מייצגים, כלומר מינים המושפעים באופן משמעותי מקיטוע בתי גידול ותמותה עודפת הנגרמים על ידי תשתיות התחבורה. מינים אלו מייצגים את הצרכים הנוכחיים לשימור קישוריות מרחבית ונכללים בקטגוריות הבאות: מינים להם נדרשים שטחים גדולים, מינים המבצעים תנועות הגירה ארוכות טווח, מיני להם נדרשים בתי גידול בעלי תנאים ייחודיים, ומינים רגישים לתמותה עודפת כתוצאה מדריסות (Meurant et al., 2018). הגישה

השנייה נותנת עדיפות למינים שכיחים לצורך ניתוח הקישוריות (Mimet et al., 2013). מינים אלו אינם נחשבים למאוימים כיום על ידי השפעת תשתיות התחבורה, אך מייצגים מגוון רחב של דרישות אקולוגיות ומרחביות, ולכן תוצאות ניתוח הקישוריות המתבסס עליהם רלוונטיות גם למינים אחרים. מינים אלו מייצגים צרכים עתידיים לשימור הקישוריות האקולוגית, בהנחה שלחצי פיתוח עתידיים יגדילו את קיטוע המסדרונות האקולוגיים ואת צמצום גודל ואיכות בתי הגידול (Adhikari and Hansen, 2018). בהתבסס על קטגוריות אלו, בחרנו 20 מינים מייצגים לניתוח, מתוכם 12 מינים רגישים להשפעות תשתיות התחבורה, ו-8 מינים שכיחים (טבלה 2). שילבנו את קבוצות המינים הללו לצורך ניתוח התעדוף, כדי לתת מענה לצרכי הקישוריות של המינים הרגישים והשכיחים כאחד. בחירת המינים נעשתה בהתייעצות עם אקולוגים מומחים לחיות בר של רשות הטבע והגנים, על מנת להבטיח שבחירת המינים המייצגים תכלול מינים בעלי חשיבות אזורית לשמירה על המגוון הביולוגי.

## טבלה 2. מיני המטרה לצורך מיפוי מסדרונות אקולוגיים ותעדוף של מעברים אקולוגיים.

שם המין	שם מדעי	מסת גוף (ק"ג)	קבוצה טקסונומית	מרחק הגירה אופייני (ק"מ)	סטטוס	מערכת אקולוגית
קרפדה ירוקה	<i>Bufo viridis</i>	0.05	דו-חיים	2	רגיש	ים-תיכונית
תן זהוב	<i>Canis aureus</i>	10	טורפים	21	שכיח	ים-תיכונית
זאב אפור	<i>Canis lupus</i>	25	טורפים	32	רגיש	ים-תיכונית / מדברית
יעל נובי	<i>Capra nubiana</i>	50	אובלי עשב	10	רגיש	מדברית
קרקל	<i>Caracal caracal</i>	15	טורפים	25	רגיש	ים-תיכונית / מדברית
יחמור פרסי	<i>Dama mesopotamica</i>	80	אובלי עשב	12	רגיש	ים-תיכונית
פרא	<i>Equus hemionus</i>	220	אובלי עשב	21	רגיש	מדברית
פרנקולין שחור	<i>Francolinus francolinus</i>	0.5	ציפורים	4	רגיש	ים-תיכונית
צבי הנגב	<i>Gazella dorcas</i>	15	אובלי עשב	5	רגיש	מדברית
צבי ארץ ישראלי	<i>Gazella gazella</i>	24	אובלי עשב	7	רגיש	ים-תיכונית
נמייה מצויה	<i>Herpestes ichneumon</i>	3	טורפים	12	שכיח	ים-תיכונית
צבוע מפוספס	<i>Hyaena hyaena</i>	35	טורפים	38	רגיש	ים-תיכונית / מדברית
דרבן הודי	<i>Hystrix indica</i>	15	אובלי כל	5	שכיח	ים-תיכונית
ארנבת מצויה	<i>Lepus capensis</i>	2.5	אובלי כל	2	שכיח	ים-תיכונית / מדברית
דלק סלעים	<i>Martes foina</i>	2	טורפים	10	שכיח	ים-תיכונית
גירת מצויה	<i>Meles meles</i>	12	טורפים	5	שכיח	ים-תיכונית
חזיר בר	<i>Sus scrofa</i>	100	אובלי עשב	14	שכיח	ים-תיכונית
צב יבשה מצוי	<i>Testudo graeca</i>	1.5	זוחלים	1	רגיש	ים-תיכונית
כח אפור	<i>Varanus griseus</i>	2	זוחלים	6	רגיש	מדברית
שוועל מצוי	<i>Vulpes vulpes</i>	8	טורפים	19	שכיח	ים-תיכונית / מדברית

## מיפוי אזורי ליבה של בתי הגידול

מיפוי אזורי הליבה של בתי הגידול לצורך ניתוח הקישוריות התבסס על חישוב ערכי התאמת בית הגידול עבור כל מין מטרה, בהתבסס על תצפיות ומאפייני סביבה. התאמת בית הגידול חושבה עבור כל מין באמצעות מודל אנטרופיה מקסימלית (Phillips et al., 2006). תצפיות על מינים ברחבי הארץ התקבלו מרשות הטבע והגנים. משתני הסביבה (כלומר משתנים נופיים, אקלים וטופוגרפיה) יוצגו על ידי שכבות נתונים ראסטריים בקנה מידה ארצי. משתנים נופיים לכל המינים כוללים שימושי קרקע לשנת 2016, וכן מינום ומקסימום NDVI לשנת 2012 ברזולוציה של 30 מ' (Hamaarag, )

(2020). משתני אקלים כוללים כמות גשמים שנתית וטמפרטורה שנתית ממוצעות לשנים 1970-2000 ברזולוציה של ק"מ אחד (Farr and Hijmans, 2017). משתנים טופוגרפיים כוללים גובה, שיפוע ומפנה ברזולוציה של 30 מ' (Farr and Hijmans, 2017). למיפוי שטחי הליבה של בתי הגידול פיתחנו שיטה חדשה המבוססת על שילוב של אזורים מוגנים עם שטחי בית גידול באיכות גבוהה, על סמך שימוש בערכי התאמת בתי הגידול. ביססנו את הניתוח על מרחבים מוגנים קיימים בישראל, הכוללים שמורות טבע, גנים לאומיים, שטחים מוגנים ברמה המחוזית והמקומית, ושמורות יער. עבור כל מין מיפינו בתי גידול באיכות גבוהה באמצעות הכלי (HCA) Habitat Core Area (Shirk and McRae, 2013). כלי זה ממפה בתי גידול על בסיס ערכי סף של התאמת בית גידול באמצעות חלון מיצוע נע. למיפוי בתי גידול באיכות גבוהה בחרנו ב-20% העליונים של ערכי ההתאמה עם חלון נע של 500 מ'. כדי למפות את השטחים המוגנים באופן פרטני לכל מין, חתכנו את שכבת השטחים המוגנים עם שכבת בתי גידול באיכות טובה, אותם מיפינו בעזרת הכלי HCA על פי 50% העליונים של ערכי ההתאמה בחלון נע של 2000 מ'. שכבה זו אוחדה עם בתי הגידול האיכותיים, ליצירת מפת שטחי ליבה מוגנים ואיכותיים כאחד. לא כללנו שטחי ליבה קטנים ששטחם פחות מ-1 קמ"ר, ושטחי ליבה צרים ברוחב של פחות מ-1 ק"מ.

### מיפוי התנגדות לתנועה

ערכי התנגדות לתנועה לצורך ניתוח הקישוריות חושבו על פי פונקציה הופכית לערכי התאמת בתי הגידול לכל אחד מהמינים המייצגים, בשילוב עם ערכי התנגדות גבוהים עבור שטחים בנויים, גופי מים ותשתיות תחבורה. השתמשנו בפונקציית חזקה שלילית כדי לחשב את ערכי ההתנגדות (R) על סמך ערכי התאמת בית הגידול (HS):

$$R = 100^{(1-HS^e)}$$

פונקציה זו הופכת ערכים בין 0 ל-1 (ערכי התאמת בתי הגידול) לערכים בין 100 ל-1 (ערכי התנגדות לתנועה), בצורה של עקומת סיגמואידית הפוכה. הפונקציה נותנת עדיפות גבוהה לבתי גידול איכותיים, ומגבילה תנועה בשטחים באיכות נמוכה (Churko et al., 2020). כדי להבטיח שמסדרונות אקולוגיים לא יעברו דרך מחסומים פיזיים או דרך שטחים בנויים, השתמשנו בערך התנגדות גבוה מאוד ( $10^6$ ) עבור שטחים בנויים (לא כולל כבישים) וכן עבור גופי מים. גופי מים כוללים אגמים, מאגרי מים, תעלות מים פתוחות ונחלים איתנים. התנגדות הכבישים לתנועה התבססה על היררכיה של סוגי כבישים על פי מרכזיות הכביש כעורך תחבורה (OpenStreetMap, 2015). ישנם חמישה סוגי כבישים (בסדר יורד) שהינם כביש מהיר, כביש מרכזי, כביש ראשי, כביש משני וכביש שלישוני. הכביש המהיר, שהוא סוג הכביש העמוס ביותר, קיבל ערך התנגדות מרבי של 100, ולסוגים הבאים ניתנו ערכי התנגדות של 40, 60, 80 ו-20, בהתאמה. מסילות רכבת קיבלו אף הן ערך התנגדות של 20. ערכי התנגדות הכבישים נוספו למשטח ההתנגדות הקיים.

### מיפוי ותעדוף מסדרונות אקולוגיים

מיפוי מסדרונות אקולוגיים לכל מין נעשה על ידי חישוב המרחקים המשקללים את עלות התנועה (Cost-weighted distance) מכל ליבת בית גידול ומציאת המסדרון האקולוגי בעל העלות הנמוכה ביותר לתנועה בין כל זוג ליבות.

החישובים בוצעו על ידי הכלי Linkage Pathways בארגז הכלים Linkage Mapper (McRae and Kavanagh, 2011) בתוכנת ArcGIS Pro. מרחק הגירה אופייני שימש להגבלת אורך המסדרון האקולוגי, על ידי ניתוח הקישוריות בין זוגות של בתי גידול הנמצאים במרחק קטן מהמרחק שיכול לעבור פרט באירוע הגירה (טבלה 2). עבור כל מין, מרחק הגירה אופייני נמצא מתוך הספרות המדעית לגבי המין או בהתבסס על יחסים אלומטריים של גודל הגוף למרחק ההגירה האופייני (Santini et al., 2013). בחרנו להשתמש במרחקי הגירה חציוניים לצורך הניתוח, מכיוון שאירועי הגירה למרחקים ארוכים נדירים מאוד ברוב המינים (Trakhtenbrot et al., 2005). רוחב המסדרונות נקבע על ידי ערך סף של 10,000 יחידות עלות תנועה לכל צד מנתיב התנועה המרכזי במסדרון, אשר מביא לרוחב מסדרון מינימלי של 100 מ' מכל צד של נתיב התנועה המרכזי כאשר ההתנגדות הממוצעת לתנועה במסדרון היא מקסימלית ( $R = 100$ ) ועד לרוחב מסדרון מקסימלי של 10 ק"מ לכל צד של נתיב התנועה המרכזי כאשר ההתנגדות הממוצעת לתנועה במסדרון היא מינימלית ( $R = 1$ ).

ערכי תעדוף מסדרונות אקולוגיים חושבו באמצעות הכלי Linkage Priority (Gallo and Greene, 2018) בארגז הכלים Linkage Mapper. ערכי תעדוף המסדרונות נקבעו על סמך ערכי השימור של בתי הגידול המחוברים על ידי כל מסדרון. מאפייני מסדרון כגון אורך, רוחב ועבירות לא נכללו בניתוח התעדוף מאחר שמתודולוגיה זו מכוונת לשימור יכולת ההגירה בין זוגות של בתי גידול, בהתבסס על מאפייני בית הגידול. ערך בית הגידול דורג על סמך שלושה קריטריונים: גודל השטח, התאמת בית גידול למין ומצב הגנת בית הגידול. המשקלים שניתנו לכל אחד מהקריטריונים הללו במחקר זה היו 0.5, 0.25 ו-0.25, בהתאמה. משקלים אלו נבחרו על סמך גישה המתעדפת את גודל שטח בית הגידול כמשתנה החשוב ביותר לשרידות של מינים בטווח הארוך (Nicholson et al., 2006). סטטוס ההגנה הסטטוטורית הוגדר על ידי היררכיה של אזורים מוגנים (לפי סדר יורד של רמת ההגנה): שמורות טבע לאומיות וגנים לאומיים, אזורים מוגנים ברמה מחוזית, אזורים מוגנים ברמה מקומית, שמורות יער, ושטחים לא מוגנים. תחת הנחה מפשטת לפיה ערך השימור עולה באופן ליניארי עם מצב ההגנה, ניתנו לסטטוסים אלו ערכים של 4, 3, 2, 1 ו-0, בהתאמה. עבור כל בית גידול, חושב ערך ממוצע של מצב הגנה סטטוטורי. ערך התאמת בית הגידול חושב כערך הממוצע בתוך שטח בית הגידול עבור כל מין. ערכי השימור של כל בית גידול חושבו על ידי נרמול הערכים של כל קריטריון לסולם של 0 עד 1, הכפלה במשקלים המתאימים וסיכום הערכים. ערכי תעדוף המסדרונות האקולוגיים חושבו כממוצע של ערכי השימור של שני בתי הגידול המחוברים על ידי המסדרון.

### תעדוף מיקום מעברים אקולוגיים

מיקומי המעברים האקולוגיים לאורך כבישים דורגו בהתבסס על ערכי התעדוף של המסדרונות האקולוגיים לכל מין, עלות התנועה היחסית בתוך כל מסדרון לכל מין, וכיוון הכביש ביחס לכיוון התנועה המרכזי בתוך המסדרון. הכבישים הבין-עירוניים בישראל, בהיקף של 9,164 ק"מ, חולקו למקטעים שווי אורך של 100 מ', המייצגים יחידות תכנון מינימליות עבור בניית מעברים אקולוגיים. כדי לקחת בחשבון את עלות התנועה היחסית בתוך כל מסדרון עבור כל מין, הפכנו ונרמלנו את ערכי עלות התנועה, כך שהערכים לאורך הנתיב בעל עלות התנועה הנמוכה ביותר קיבלו את הערך 1, והערכים לאורך שולי המסדרון קיבלו את הערך 0. לאחר מכן הערכים הללו הוכפלו בערכי התעדוף של כל מסדרון, כך שהתקבל מדד

המשקלל את ערך התעדוף ואת עלות התנועה היחסית בתוך המסדרון האקולוגי. לכל מקטע כביש חושב הערך הממוצע של המדד המשוקלל על פי מיקום המקטע. בנוסף לכך, הנחנו כי כיוון הכביש ביחס לכיוון תנועת חיות הבר לאורך המסדרון האקולוגי הוא חשוב לתעדוף המיקום של מעבר אקולוגי. זאת בגלל שכביש שכיוונו אנכי לכיוון התנועה במסדרון יגרום להפרעה משמעותית לתנועה לאורך המסדרון, בעוד כביש אשר כיוונו מקביל לכיוון התנועה במסדרון יגרום להפרעה קטנה יותר. כדי לקחת בחשבון את כיוון הכביש, חישבנו את הזווית המינימלית בין מקטעי הכבישים לבין הכיוון של נתיב התנועה במסדרון האקולוגי בו עובר הכביש. נרמלנו את הזווית כך שקטע דרך מאונך לכיוון המסדרון מקבל ערך של 1, וקטע דרך מקביל לכיוון המסדרון מקבל ערך של 0. ערך כיוון הכביש הוכפל בערך התעדוף המשוקלל עבור כל מין, והתוצר סוכם על פני כל המינים לכל מקטע כביש, וכך התקבל ערך תעדוף למיקומי המעברים האקולוגיים לאסופת המינים עבור כל מקטעי הכביש. ביצענו טרנספורמציה לוגריתמית של ערכי התעדוף על מנת לקבל התפלגות נורמלית של הערכים, ולהם ביצענו סטנדרטיזציה לערכים שבין 0 ל-100.

#### 4. תוצאות המחקר

##### 4.1 מאפייני מעברים אקולוגיים ועלויות בנייה

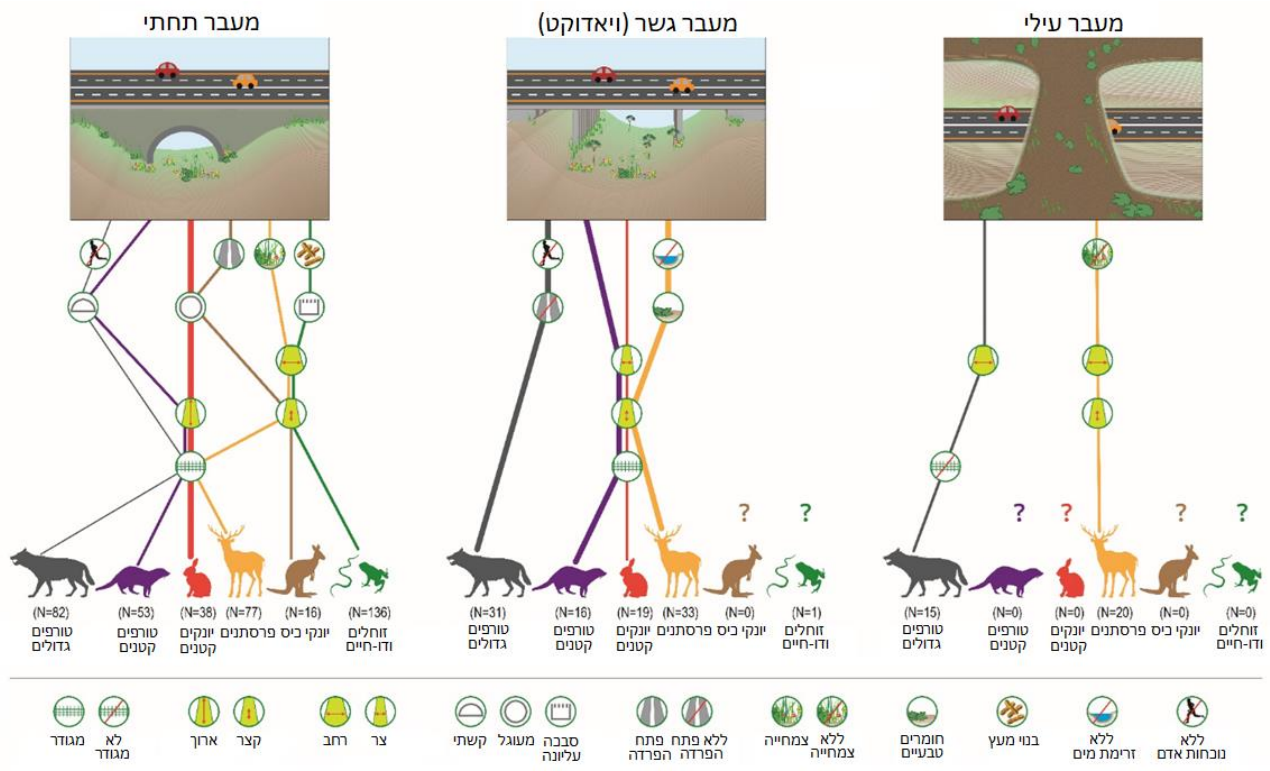
למאפייני המעברים האקולוגיים נמצאו השפעות מורכבות על השימוש בקרב קבוצות מינים פונקציונליות שונות (תרשים 1). פרסתנים, טורפים גדולים וטורפים קטנים נוטים להשתמש יותר בוויאדוקטים בהשוואה למעברים עיליים ותחתיים. מצד שני, השימוש בוויאדוקטים על ידי יונקים קטנים שאינם טורפים קטן בהשוואה לשימוש במעברים תחתיים. פרסתנים וטורפים גדולים הראו העדפה קלה למעברים עיליים על פני מעברים תחתיים. במעברים עיליים, אורך המעבר נמצא בקשר שלילי עם רמת השימוש, וכך גם רמת כיסוי הצמחייה בכניסה למעבר. רוחב המעבר נמצא בקשר חיובי עם השימוש על ידי פרסתנים וטורפים גדולים, ולגידור הייתה השפעה שלילית חזקה על טורפים גדולים אך לא הייתה השפעה על פרסתנים. בוויאדוקטים נמצא קשר שלילי חזק בין אורך המבנה לשימוש בו על ידי יונקים קטנים, וקשר שלילי חלש לרוחב הוויאדוקט. יונקים קטנים נטו להשתמש יותר בוויאדוקטים אשר גידור מוביל אליהם, וכן בכאלו שבנו במיוחד לשימוש על ידי חיות בר, בהשוואה למבנים שהותאמו לכך בדיעבד. הסיכוי לשימוש בוויאדוקט על ידי פרסתנים קטן ככל שאורך המבנה גדול יותר, וגם עם נוכחות של מים זורמים. בנייה עם חומרים טבעיים כמו קרקע חשופה וסלעים (בניגוד לבטון) הגדילה באופן משמעותי את השימוש בוויאדוקט על ידי פרסתנים.

בנוגע למעברים תחתיים, לגידור הייתה השפעה חיובית על השימוש על ידי פרסתנים וטורפים (גדולים וקטנים). נמצא באופן מפתיע כי קיים קשר חיובי בין אורך המעבר התחתני לשימוש בו על ידי יונקים קטנים. לעומת זאת, שימוש על ידי פרסתנים קטן עם הגידול באורך המעבר התחתני, אך גדל עם רוחבו של המעבר. טורפים גדולים הראו תגובה שלילית חזקה למבנים שבנו לשימוש בני אדם, והעדיפו מעברים תחתיים שבנו במיוחד לשימוש חיות בר, ללא נוכחות אדם. בניגוד להשפעה שנמצאה במעברים עיליים, פרסתנים הראו העדפה לצמחייה בכניסה למעבר תחתני. טורפים גדולים הראו העדפה חזקה לשימוש במבנים קשתיים עם רצפה שטוחה על פני מבנים אליפטיים ועגולים. לעומת זאת, יונקים קטנים שאינם טורפים העדיפו להשתמש במעברי בוקסה או מעברים עגולים דמויי צינור, ונמנעו ממעברים קשתיים.

לשימוש במעברים תחתיים על ידי זוחלים ודו-חיים היה קשר שלילי חזק עם אורך המעבר, וקשר חיובי חזק עם הרחב. מעברים עשויים עץ מועדפים על ידי זוחלים ודו-חיים על פני כאלו העשויים מ-PVC, והם נטו יותר להשתמש במעברים בעלי פתחי אוורור בחלקם העליון.

במסגרת סקירת עלויות המעברים האקולוגיים נמצאו כ-8 מאמרים עם פירוט עלויות בנייה של כ-50 מעברים אקולוגיים בארה"ב, קנדה, הולנד וברזיל. נמצא כי עלות בניית מעבר עילי נעה בין 360,000 ל-18.4 מיליון דולר, עם עלות ממוצעת של 4.5 מיליון דולר. עלות בניית מעבר תחתי מסוג בוקסה נעה בין 30,000 ל-870,000 דולר, עם עלות ממוצעת של 290,000 דולר. עלות בניית מעבר תחתי העובר מתחת לגשר כביש נעה בין 420,000 ל-2.3 מיליון דולר, עם עלות ממוצעת של 1.2 מיליון דולר. עלות מעבר תחתי מסוג צינור נעה בין 15,000 ל-210,000 דולר, עם עלות ממוצעת של 88,000 דולר, ועלות בניית מעבר תחתי מסוג קשתי נעה בין 150,000 ל-1 מיליון דולר, עם עלות ממוצעת של 513,000 דולר (נספח 1: סקירת עלויות בניית מעברים אקולוגיים). בישראל קיימים נתונים מועטים לגבי עלויות של מעברים אקולוגיים. בשיחות עם נציגי חברות הנדסה (שיכון בינוי סולל ובונה, אהוד-לוייתן הנדסה) אשר ביצעו בפועל בניית מעברים אקולוגיים, לא נתקבלו נתונים לגבי עלויות המבנים. עם זאת, נמצאו נתוני עלויות בנייה ותכנון מעברים אקולוגיים אשר פורסמו במסגרת חוק חופש המידע על ידי משרד התחבורה בשנת 2019. מתוך נתונים אלו נמצא כי עלות הבנייה של מעברים עיליים בכביש 85, כביש 1 וכביש 38 (תרשים 7b, 7e, ו-7f בהתאמה), הינה כ-15 מיליון ₪ לכל אחד מהמעברים (מתוך קובץ 'מעברים אקולוגיים' באתר [foi.gov.il](http://foi.gov.il)). בנוסף לכך, מצאנו כי ניתן להעריך בקירוב את עלות בנייתו של מעבר אקולוגי עילי בישראל על סמך עלויות בנייה אופייניות של גשר בטון, על פי כלל אצבע של כ-5,000 עד 6,000 ₪ למ"ר (נתונים משיחה עם המהנדס האזרחי קובי קרני, העובד עם חברת חוצה ישראל ונתיבי ישראל). בנוסף לנתונים אלו, נמצא כי עלות בנייתו של מעבר אקולוגי תחתי באורך 87 מ' ובקוטר של 2.6 מ', המחבר בין שמורת האירוסים לפארק שלולית החורף בנתניה, הגיעה לכדי 3.5 מיליון ₪, הכוללים גם עלויות עבודות החדרה לעומק של כ-7 מ' מתחת לגובה הכביש ובניית רצועות בטון רחבות (נתונים משיחה עם האקולוגית ד"ר אביב אבישר האחראית על תכנון והקמת המעבר האקולוגי).





**תרשים 1.** העדפות של קבוצות המינים של מעברים אקולוגיים. עובי הקו מציין העדפה יחסית של קבוצות המינים לסוגים שונים של מעברים אקולוגיים. סימני שאלה מצביעים על היעדר נתונים מספיקים לניתוח העדפות הקבוצה.

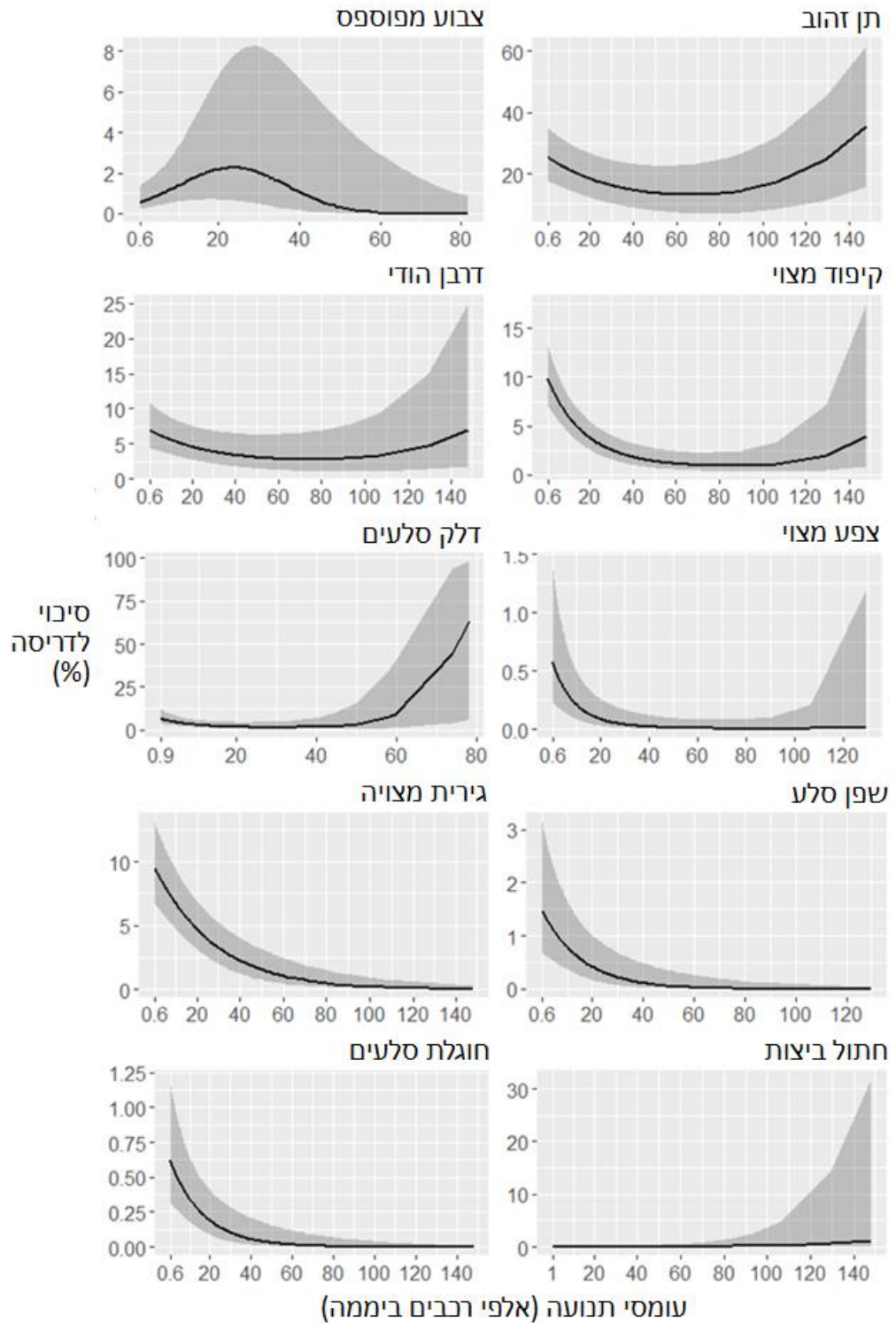
#### 4.2 מאפייני הכבישים והשפעתם על דריסת חיות בר

זוהו קשרים מרובים בין מאפייני הכביש וסביבתו להסתברות לדריסה (טבלה 3). לבניינים בצידי הכביש הייתה השפעה שלילית על ההסתברות לדריסה ברוב המקרים. עבור יונקים בגודל בינוני כגון תנים, שועלים, חזירי בר, גיריות וצבועים, מבני מגורים ומסחר הביאו לירידה בסיכויים לדריסה. לעומת זאת, נוכחותן של תחנות אוטובוס הגדילה את ההסתברות לדריסה של שלושה מינים: תנים, שועלים וחתולי בר. לגדרות בצד הדרך לא הייתה השפעה משמעותית על דריסת חיות בר עבור רוב המינים. עם זאת, עבור צבועים, גידור צפוף וקירות בצד הכביש הגבירו את כמות הדריסות. עצים בצד הכביש גרמו לירידה בדריסות של שועלים, צבועים וצבי א", וצמחים עשבוניים בצד הכביש הפחיתו דריסות של שועלים, צבועים וזאבים. לעומת זאת, שיחים גרמו לדריסה מוגברת של תנים, קיפודים וחתולי ביצות. תאורת כביש הפחיתה את הדריסה של שישה מינים: תנים, דורבנים, ארנבות, צבועים, דלקים וחוגלות. תעלות ניקוז גם כן הפחיתו את ההסתברות לדריסה של תנים, שועלים ודורבנים. נמצא גם כי מהירות הנסיעה המותרת בכביש נמצאת בקורלציה חיובית עם דריסות של ארבעה מינים: דורבנים, חזירים, חוגלות ושפני סלע.

נמצאו גם מגוון השפעות של מעקות בטיחות ומחסומי הפרדה על הסיכויים לדריסה של מינים שונים. מעקה בטיחות סטנדרטי מסוג W הביא לירידה בהסתברות לדריסה של חזירי בר וצבועים, אך לעלייה בדריסת דורבנים, גיריות ודלקים.



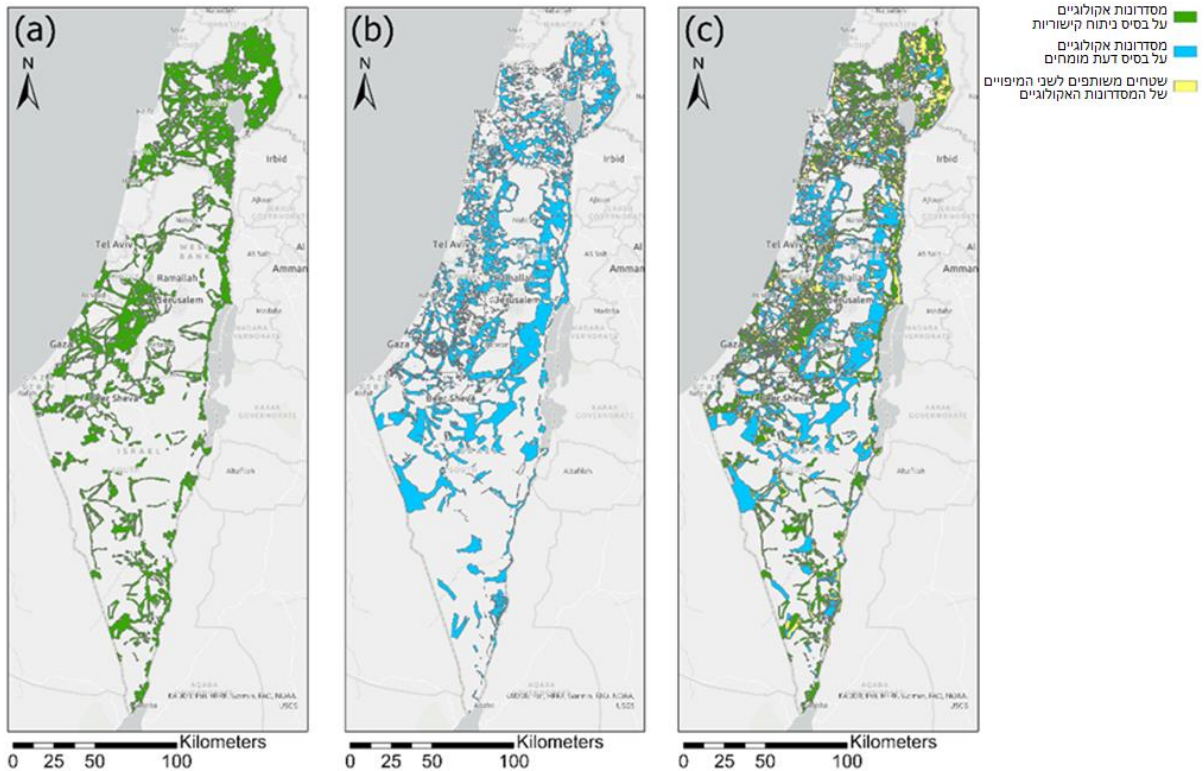
כפונקציה בצורת  $U$ , המאופיינת בהסתברות גבוהה לדריסה בערכים נמוכים וגבוהים של עומסי התנועה. מינים אלו הינם תן זהוב, דורבן הודי, קיפוד מצוי, דלק סלעים וצפע מצוי. עבור שלושה מינים נוספים, נמצא קשר ליניארי שלילי של עומסי התנועה עם ההסתברות לדריסה. מינים אלו הם הגירית האירופית, שפן סלע וחוגלת סלעים. נמצא גם קשר ליניארי חיובי חלש לחתול הביצות. עבור עשרת המינים הנותרים במחקר, לא זוהתה כל השפעה של עומסי התנועה על ההסתברות לדריסה.



**תרשים 2.** השפעת עומסי התנועה היממתיים על הסיכוי לדריסה במינים שונים. צבע אפור מסמל רווח סמך ברמת ביטחון של 95%.

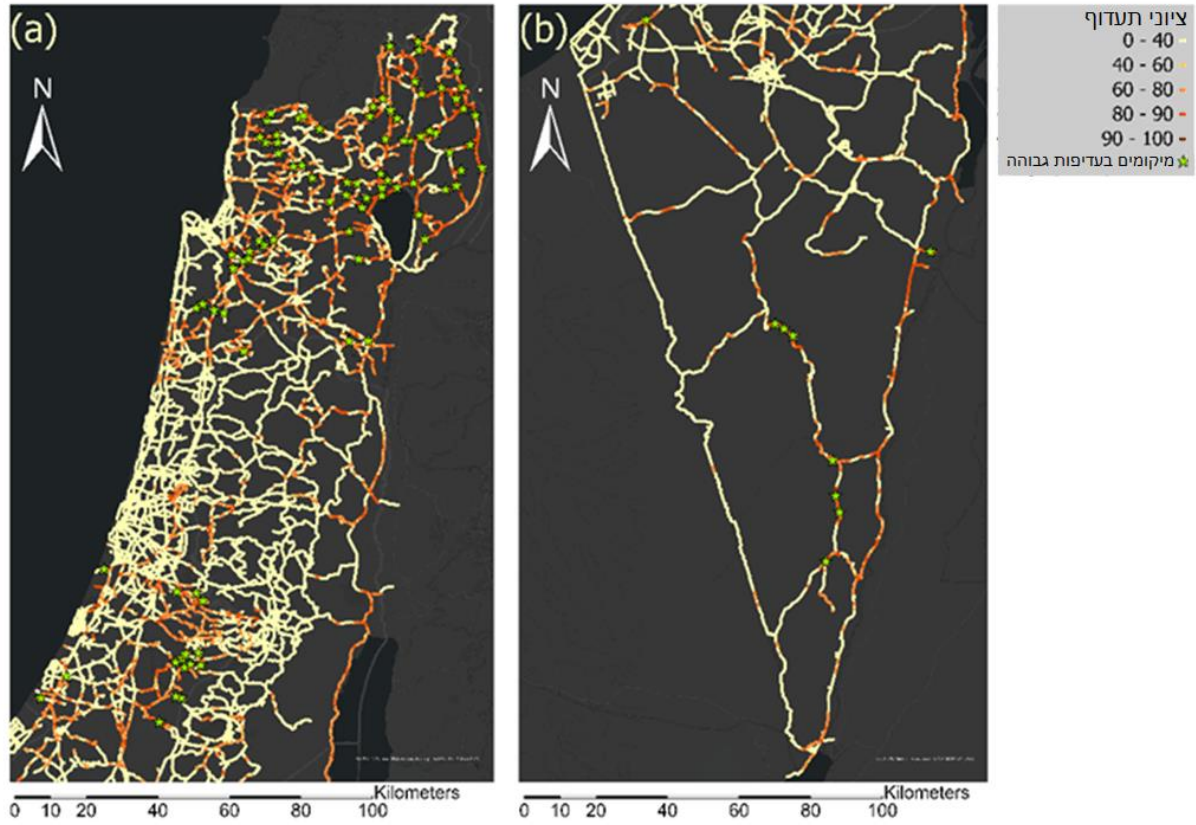
### 4.3 מסדרונות אקולוגיים ותעדוף מיקומי מעברים אקולוגיים

ניתוח הקישוריות בין בתי גידול בסקאלה כלל-ארצית הוביל למיפוי של מסדרונות אקולוגיים בהיקף 7,194 קמ"ר עבור כל המינים. מסדרונות אלו מכסים כ-25.6% מכלל שטח המדינה (תרשים 3a). 60.4% מהמסדרונות נמצאים בתוך המערכת האקולוגית הים-תיכונית, בעוד 36.4% נמצאים בתוך המערכת האקולוגית המדברית ו-3.2% בתוך המערכת האקולוגית החופית. השוואת המסדרונות האקולוגיים שהתקבלו לאלה שמופו בעבר על ידי רשות הטבע והגנים (Rotem et al., 2015), שהינם בהיקף של 7,428 קמ"ר (תרשים 3b), העלתה כי כ-2,550 קמ"ר מהווים שטחים המשותפים לשתי מפות המסדרונות (תרשים 3c). לצורך תיעודף מיקומים לבניית מעברים אקולוגיים, נבחנו כ-9,164 ק"מ של כבישים, מחלקים למקטעים של 100 מ'. נמצא כי מתוך אלו, כ-6,412 ק"מ של כבישים (70% מאורך הכבישים הכולל) לא נמצאים בתוך מסדרונות אקולוגיים. קטעי הכביש הנותרים אשר עוברים בתוך מסדרונות אקולוגיים (כ-2,734 ק"מ, 30% מאורך הכבישים הכולל) דורגו לצורך תיעודף מיקומי מעברים אקולוגיים באמצעות חישוב ציוני תיעודף בערכים הנעים מ-0 עד 100 (ראה תרשים 4 למיפוי כלל-ארצי של ציוני התעדוף, ותרשים 5 להתפלגות הציונים בקרב מקטעי הכבישים). 10% העליונים של ערכי ציוני התיעודף (כלומר, ציונים בין 90 ל-100) מהווים 2.64% מאורך הכבישים הכולל (תרשים 5), בהיקף כולל של 72.7 ק"מ, שהם כ-727 קטעי כביש באורך של 100 מ' בעדיפות גבוהה לבניית מעברים אקולוגיים.



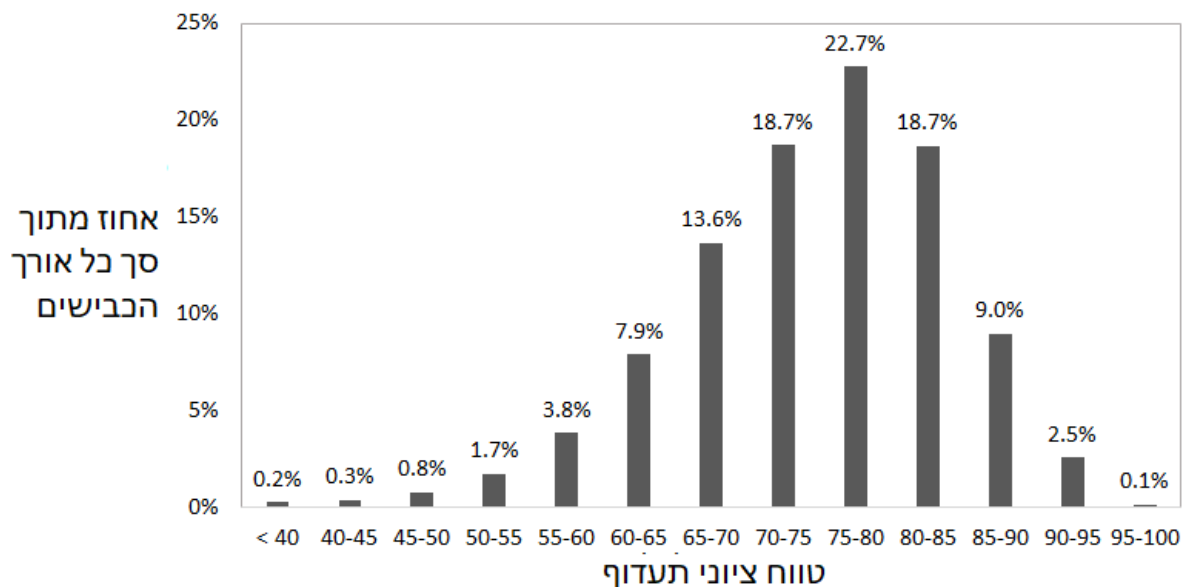
**תרשים 3.** (a) מסדרונות אקולוגיים שמופו באמצעות ניתוח קישוריות של מינים מייצגים (בצבע ירוק); (b) מסדרונות אקולוגיים שמופו על ידי אקולוגים מומחים של רשות הטבע והגנים (בצבע כחול); (c) שטחים חופפים הנמצאים בשני המיפויים של המסדרונות האקולוגיים (בצבע צהוב).

המספר הממוצע של מסדרונות אקולוגיים של מינים שונים העוברים במקטעים אלו הוא 6.7 מסדרונות למקטע כביש (תרשים 6). ברוב המקרים נמצא כי מספר מקטעי כביש בעלי עדיפות גבוהה נמצאים בסמיכות זה לזה ויוצרים רצף של מקטעים לאורך הכביש. רצפים אלו מייצגים כ-140 מיקומים מועדפים להצבת מעברים אקולוגיים לאורך הכבישים, עם ממוצע של 5.2 מקטעים (כלומר, 520 מ' אורך כולל) בכל מיקום ייחודי

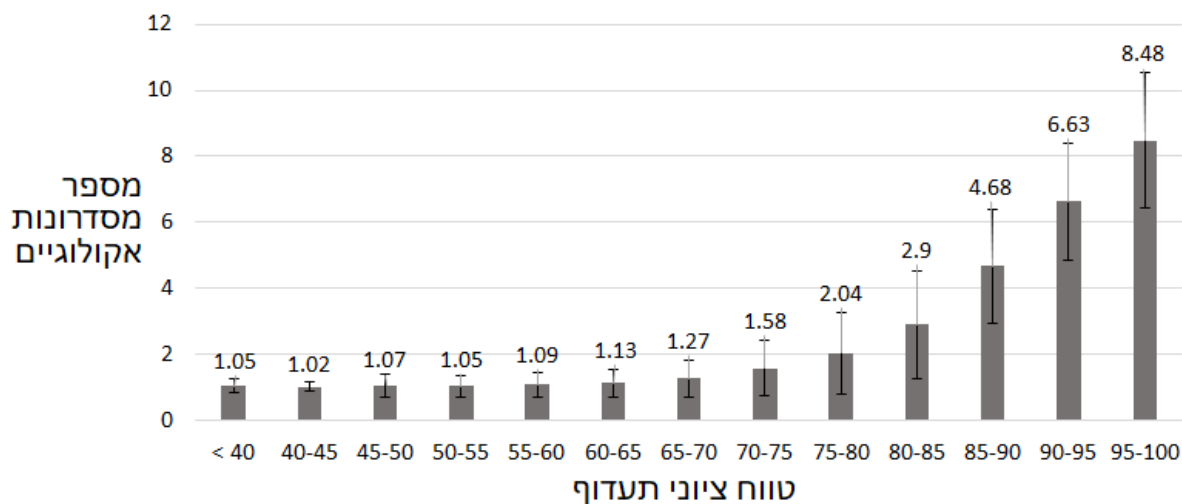


**תרשים 4.** ציוני תעדוף של מקטעי כביש לבניית מעברים אקולוגיים לאורך רשת הכבישים. (a) בחלקה הצפוני של ישראל ו-(b) בחלקה הדרומי של ישראל. מיקומים בעדיפות גבוהה (ציונים 90 - 100) מודגשים על ידי סימון של כוכב בצבע ירוק.





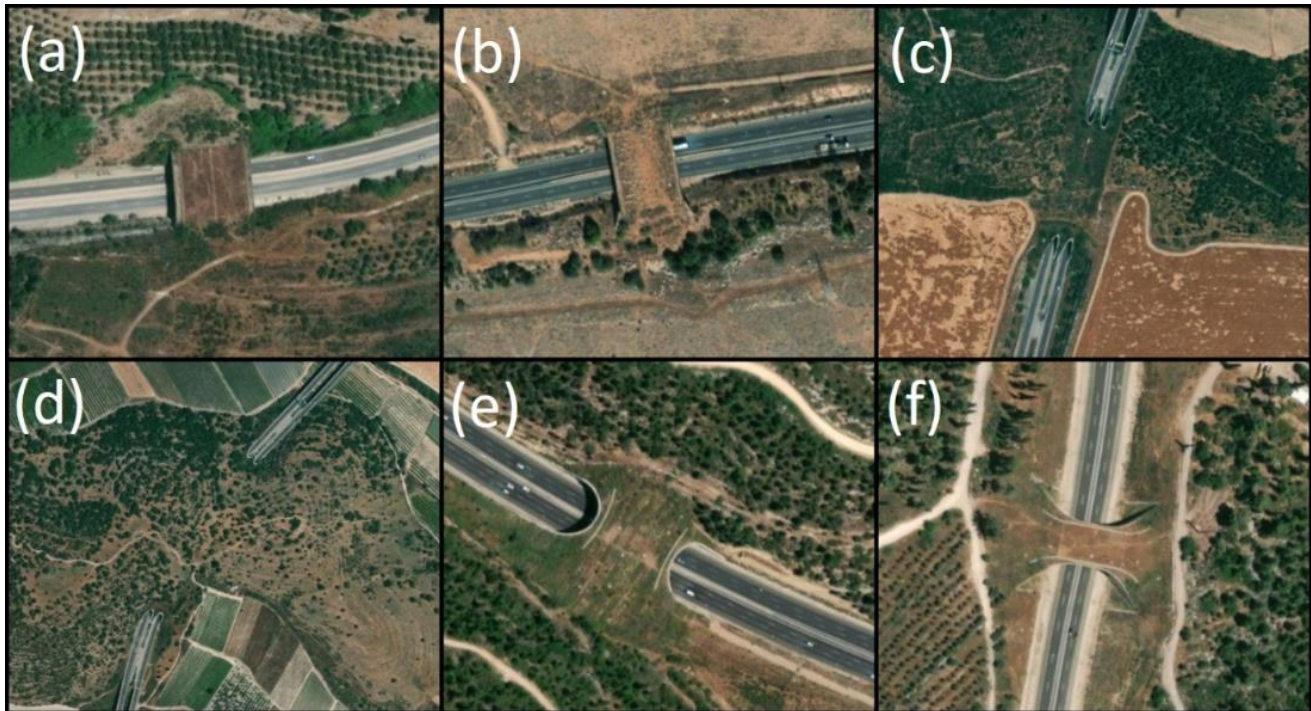
**תרשים 5.** התפלגות של ציוני התעדוף למיקום מעברים אקולוגיים, בקטעי כביש הנמצאים במסדרונות אקולוגיים. האחוזים מעל העמודות מייצגים את האחוז של סך אורך מקטעי הכביש בכל קבוצה, מתוך אורך הכבישים הכולל שהיקפו כ-2,734 ק"מ.



**תרשים 6.** סך כל המסדרונות האקולוגיים אשר נחתכים עם קטעי כביש בעלי ציוני תעדוף בטווחי ערכים שונים, כאשר כל מסדרון אקולוגי מייצג שטח מועדף לתנועה של מין יחיד. הערך המוצג מעל כל עמודה הינו הממוצע של מספר המסדרונות בתוך קבוצת ערכי התעדוף, והקווים האנכיים מייצגים סטיית תקן אחת מהממוצע.

ההתפלגות המרחבית של מיקומי מעברים אקולוגיים בעלי עדיפות גבוהה (ציונים 90 - 100) בין מערכות אקולוגיות שונות הייתה שונה משמעותית מהצפוי ביחס לאורך הכבישים בתוך כל מערכת אקולוגית, בהתבסס על מבחן התאמה חי בריבוע ( $X^2 = 19.2, p < 0.001$ ). מצאנו שבעוד ש-65.9% מאורך הכבישים הכולל היה בתוך מערכות אקולוגיות ים

תיכונות, אחוז גבוה יותר בהיקף של 90% ממקטעי הכבישים בעלי ציוני תעדוף גבוהים היו ממוקמים בתוך מערכות אקולוגיות אלו. מצד שני, בעוד ש-23.5% מהכבישים היו בתוך מערכות אקולוגיות מדבריות, אלה הכילו רק 9.1% מהכבישים עם מיקומי מעברים אקולוגיים בעלי עדיפות גבוהה. באופן דומה, 10.6% מהכבישים נמצאים בתוך מערכות אקולוגיות חופיות, אך אלה הכילו רק 0.9% מהכבישים עם מיקומי מעברים אקולוגיים בעלי עדיפות גבוהה. כבישים בעלי עדיפות גבוהה לבניית מעברים אקולוגיים היו ממוקמים בעיקר בתוך שטחים טבעיים (69.3%), בעוד ש-16.4% היו באזורים חקלאיים בעיקרם, ו-14.3% היו באזורים מפותחים או מופרעים. למרות שהמיקומים המועדפים למעברים אקולוגיים היו ממוקמים ברובם בתוך שטחים טבעיים, המרחק החציוני לאזורים עירוניים של מיקומים אלו היה רק 1 ק"מ, ורק 0.7% מהמיקומים בעלי עדיפות גבוהה היו במרחק של 5 ק"מ או יותר מאזורים עירוניים. מיקומיהם של שישה מעברים אקולוגיים קיימים בישראל הוערכו בהתבסס על ערכי תעדוף מקטעי הכביש לבניית מעברים אקולוגיים, אשר חושבו במודל. מצאנו שאף אחד מהם אינו ממוקם במיקומים בעלי עדיפות גבוהה (מעל ציון 90). המעבר העילי הממוקם בצורה הטובה ביותר נמצא בכביש 67, עם ציון תעדוף של 86.6, בעוד שהציון הממוצע הוא 77.8 (לא כולל מעבר עילי אחד בציון 0, בכביש מס' 1). לתצלומי אוויר של המעברים העיליים הקיימים, וציוני תעדוף המיקום של כל מעבר עילי, ראה תרשים 7.



**תרשים 7.** תצלומי אוויר של מעברים עיליים קיימים בישראל, וציוני תעדוף מיקום של כל מעבר. (a) מעבר עילי מעל כביש 67, ציון = 86.6; (b) מעבר עילי מעל כביש 85, ציון = 74.8; (c) מעבר רצף צפוני מעל מנהרה בכביש 6, ציון = 77.2; (d) מעבר רצף דרומי מעל מנהרה בכביש 6, ציון = 78.6; (e) מעבר עילי מעל כביש 1, ציון = 0; (f) מעבר עילי מעל כביש 38, ציון = 71.8. קנה המידה בכל הצילומים הינו 1:2,000, למעט צילום (c) בקנה מידה 1:4,000, וצילום (d) בקנה מידה 1:6,000.



## 5. מסקנות המחקר

### 5.1 מאפייני המעברים האקולוגיים

ידוע כי חיות בר ממינים שונים נוטות לנוע דרך שטחים בעלי מאפיינים המתאימים לצרכיהן ההישרדותיים, ובהתאם לכך משוער כי גם העדפות למאפיינים של מעברים אקולוגיים משתנות בין המינים (Clevenger et al. 2009). תוצאות המחקר תומכות בהשערה זו, שכן ההבדלים בהעדפות לסוגים שונים של מעברים אקולוגיים (תרשים 1) מרמזים על כך שקבוצות מינים נוטות להעדיף מעבר אקולוגי הדומה ככל היותר לבית הגידול הטבעי שלהן. למשל, יונקים גדולים מעדיפים להשתמש בוויאדוקטים ובמעברים עיליים בהשוואה למעברים תחתיים, ממצא אשר מתאים להעדפתם לתנועה בשטחים פתוחים נרחבים (Ruediger and DiGiorgio, 2007). הניתוח הסטטיסטי הראה גם כי השפעות של אותם המאפיינים שונות מהותית בסוגי מבנים שונים, אפילו עבור אותה קבוצת מינים. לדוגמה, ניתן להניח כי פרסתנים (למשל צבאים) יעדיפו מעברים אקולוגיים ללא כיסוי צמחייה צפוף, מכיוון ששטח פתוח ליד המעבר האקולוגי מקל על זיהוי של טורפים (Clevenger and Waltho, 2005). זהו אכן המצב במעברים עיליים על פי תוצאות המחקר. עם זאת, נמצא כי במעברים תחתיים יש לכיסוי צמחייה השפעה חיובית על ההסתברות לשימוש על ידי פרסתנים. ייתכן שאפקט זה נובע מכך שהצמחייה מספקת סביבה טבעית יותר ממבנה בטון חשוף, ובכך מעודדת את השימוש.

בהתחשב בצורך לשמר טורפים גדולים, שמהווים במקרים רבים את מיני המטרה בשימור תנועה בין בתי גידול, עולות מספר תובנות חשובות מהתוצאות. מקובל לחשוב כי גידור המנתב לעבר המעבר האקולוגי משפר את רמת השימוש (Huijser et al., 2009; Huijser et al., 2016). תוצאות המחקר תומכות בעיקרון זה עבור רוב המינים, אך עם זאת מראות שגידור דווקא פוגע בהסתברות שטורפים גדולים ישתמשו במעברים עיליים. נמצא גם שמבנים המיועדים לשימוש של בני אדם נמצאים פחות בשימוש על ידי מינים רבים. אפקטים אלו כנראה קשורים לחשש מסממני הנוכחות של בני האדם המהווים איום על חיות הבר (Clevenger and Waltho, 2005; Glista et al., 2009). אורכם של המעברים האקולוגיים נמצא בקשר שלילי עם השימוש עבור רוב המינים. יוצא דופן מעניין לכלל זה הינם יונקים קטנים, שמראים העדפה דווקא למעברים תחתיים ארוכים יותר. העדפה זו עשויה להיות קשורה לצורך באיתור מקומות מסתור מפני טורפים (Grilo et al., 2008), או עקב התאמות התנהגותיות של יונקים קטנים לחללים צרים (McDonald and St. Clair, 2004). לצורת המעברים התחתיים גם נמצאה השפעה על רמת השימוש, כאשר רוב הקבוצות הראו העדפה ברורה למעברים תחתיים בצורת קשת. יונקים קטנים שאינם טורפים הראו העדפה למעברים ריבועיים או עגולים, אולי בשל הימנעות משימוש משותף עם טורפים פוטנציאליים או צורת המעבר הדומה למחילות בקרקע (D'Amico et al., 2015). מינים גדולים וקטנים כאחד הפגינו העדפה לחומרי בנייה טבעיים כמו למשל סלעים וקרקע חשופה, על פני פלדה ובטון. תוצאות אלו מעידות על מגמה כללית של העדפה לצורות וחומרים הדומים לסביבה הטבעית, המביאים להפחתה בהימנעותן של חיות בר ממאפיינים אנתרופוגניים (Frid and Dill, 2002).

## 5.2 מאפייני הכבישים ועומסי התנועה

מאפייני הכבישים משפיעים על הסיכוי לדריסת חיות בר באמצעות מספר מנגנונים אפשריים, ביניהם משיכת חיות בר אל הכביש, או הרתעה של חיות בר מהכביש (Huijser et al., 2008). בנוסף, הגבלה או חסימה של התנועה לכיוון הכביש, או הגבלת היכולת להתחמק מכלי רכב מתקרבים (Clevenger and Kociolek, 2013). מנגנון נוסף שעלול להשפיע הינו חסימת קו הראייה עבור חיות הבר וכן עבור הנהגים (Canal et al., 2019). להלן נדון בכמה מהממצאים המרכזיים לאור מנגנונים אלו. תאורת כביש אשר לפי הממצאים מביאה לצמצום מספר הדריסות, פועלת כנראה כגורם מרתיע למינים פעילי-לילה ובכך מצמצמת את נוכחותם בסביבת הכביש. ייתכן גם שהתאורה מאפשרת לנהג לזהות מינים קטנים מרחוק בחושך, למשל ארנבות וחולדות, ובכך מאפשרת זמן תגובה מספיק בכדי למנוע את דריסתם (Huijser et al., 2008). מעקות בטיחות גורמים להפחתת הדריסות על ידי כך שהם פועלים כגורם מרתיע עבור מינים שמעדיפים לחצות היכן שאין גורם המפריע לתנועה או לשדה הראייה (Pagany and Dorner, 2019). עם זאת, מעקות בטיחות גם מגבירים את מספר הדריסות בכך שהם פועלים כמחסום שאינו מאפשר בריחה מרכב מתקרב כאשר בעל חיים נמצא על הכביש, במיוחד עבור מינים שאינם זריזים, כמו הגירית או הדורבן. למחסומי הפרדה נמצאו תוצאות דומות, מה שמצביע על כך שרוב המינים נמנעים מכבישים עם מחסומי הפרדה עקב ההפרעה לשדה הראייה והקושי לחצות. עם זאת, עבור אותם מינים שאינם נרתעים מהמחסום, החצייה קשה יותר, והסבירות להתנגשות עם כלי רכב גדלה מכיוון שהאפשרות להתחמק מתנועת כלי הרכב פוחתת עקב קיום המכשול (Clevenger and Kociolek, 2013).

הגידול בסיכון לדריסה הקשור לתחנות אוטובוס, שנמצא עבור מספר מינים, עשוי להיות קשור לנוכחותם של מיכלי פסולת פתוחים שהינם מקור למזון, המושכים חיות בר שיכולות להפיק תועלת ממקור מזון זה (Newsome et al., 2015). טופוגרפיה מקומית, משופעת או מוגבהת, מקשה על תנועת בעלי החיים לכיוון הכביש ולכן מפחיתה את ההסתברות לדריסה בדרכים (Clevenger et al., 2003). באופן דומה, תעלות ניקוז אף הן מקשות על התנועה לעבר הכביש, בגלל הימצאות מים בתעלות במהלך החורף, או בגלל עומק ותלילות התעלה (Seo et al., 2015). לצמחייה בצד הדרך (כלומר, עצים, שיחים וצמחים עשבוניים) השפעות משתנות על הסיכון לדריסה עבור המינים השונים. מחקרים קודמים הראו שלגובה הצמחייה בצד הדרך יש השפעה משמעותית על דריסת יונקים (Canal et al., 2019). צמחייה נמוכה (עשבוניים) עשויה לצמצם את הדריסות כתוצאה משמירה על שדה ראייה פתוח לנהגים והן לחיות הבר, בעוד שיחים בגודל בינוני עשויים למשוך בעלי חיים לשולי הדרך לצורך מחסה ומזון, וגם לפגוע בשדה הראייה ובכך להגביר את הדריסות בכבישים. לעומת זאת עצים גבוהים בצפיפות נמוכה מאפשרים גם הם שדה ראייה פתוח ובכך מפחיתים את הדריסות (Canal et al., 2019). ההשפעות של מאפייני הכביש מצביעות על כך שיש להימנע ממחסומי כביש ומעקות בטיחות במידת האפשר, כדי להפחית את הדריסה של מינים רגישים ולהפחית את אפקט קיטוע התנועה. יש לנהל את הסניטציה בתחנות אוטובוס במטרה להפחית את המשיכה של חיות בר לפסולת אורגנית. תאורת הכביש יכולה לשמש כאמצעי להפחתת הדריסות כאשר שיעורי התמותה גבוהים. עם זאת, יש להימנע מזיהום אור חזק באזורים רגישים מבחינה אקולוגית (Peña-García and Sędziwy, 2020). כדאי גם להימנע מגינון בשולי הכביש עם שיחים צפופים, כדי למנוע את

חסימת שדה הראייה של הנהג וחיות הבר. יישום תובנות אלו עשוי לצמצם את כמות הדריסות ולהפחית את ההשפעות של תשתיות תחבורה על חיות הבר.

התגובה הליניארית השלילית לעומסי התנועה זוהתה עבור הגירית האירופאית, שפן הסלע וחוגלת הסלעים. תגובה מסוג זה מעידה על הימנעות חזקה מבבישים עמוסים (Grilo et al., 2015). לדוגמה, גריות אירופאיות נוטות להימנע מבבישים ראשיים עם עומסי תנועה גבוהים, אך חוצות כבישים כפריים עם עומסי תנועה נמוכים לעיתים קרובות (O'Hagan et al., 2021). מינים המשתמשים בעיקר בנתיבי תנועה שחוצים כבישים עם עומסי תנועה נמוכים, תוך הימנעות מוחלטת מבבישים עמוסים, עשויים שלא להיות ערניים לתנועת הרכבים ולא להגיב במהירות כשרכב מתקרב (Brieger et al., 2022), או להגיב בדרכים בלתי צפויות כמו קפיאה במקום או ריצה לאורך הכביש (Jacobson et al., 2016). עבור מינים אלה, כבישים עם עומסי תנועה נמוכים שאינם מהווים מחסום פיזי או התנהגותי לתנועה, מהווים סיכון גבוה לתמותה, למרות שצפיפות הרכבים נמוכה. מסיבה זו, כבישים עם תנועה דלילה שחוצים בתי גידול באיכות גבוהה או מסדרונות אקולוגיים חשובים עלולים להוות מוקדים לדריסות מרובות. המינים שזוהו כבעלי אפקט מסוג U חשובים אף הם לסכנת דריסה משמעותית בכבישים בהם עומסי התנועה נמוכים, במיוחד באזורים של שטחים פתוחים הרחוקים ממרכזים עירוניים. בנוסף, הסיכון לדריסה של מינים אלו גבוה גם בכבישים בעלי עומסי תנועה גבוהים, אשר עוברים במקרים רבים באזורים בהם השטחים הפתוחים נמצאים בקרבה לשטחים בנויים עם נוכחות אדם משמעותית.

אנו משערים שהאפקט בצורת U נגרם על ידי שונות תוך מינית באופן ההימנעות מבבישים, הגורמת לחלק מהאוכלוסייה להפחתה בהתנהגות ההימנעות מחציית כבישים בעלי עומסי תנועה גבוהים. שונות זו נובעת כפי הנראה מהסתגלות התנהגותית של תתי-אוכלוסיות לסביבת האדם. ידוע כי פרטים בתתי-אוכלוסיות של חיות בר הנמצאים בשטחים עם צפיפות עירונית גבוהה מפגינים התנהגויות שונות מפרטים מאותו המין החיים בשטחים הפתוחים (Ritzel and Gallo, 2020). בעלי חיים אלו מפתחים רמה גבוהה של הסתגלות להפרעות אנתרופוגניות ולכן נוטים יותר לנוע בסביבות מופרעות על ידי האדם (Lowry et al., 2013). לכן, חיות בר המותאמות לשטחים הנשלטים על ידי האדם עשויות להימנע פחות מבבישים עם עומסי תנועה גבוהים (Duffett et al., 2020). ואכן, המינים עבורם זוהה האפקט בצורת U במחקר זה כולם מינים שהסתגלו בהצלחה לסביבת האדם (Amr and Disi, 2011; Duduś et al., 2014; Gupta et al., 2016; Lovari et al., 2017; Taucher et al., 2020). תוצאות המחקר בנושא עומסי התנועה מראות כי באופן כללי עבור מינים רבים ההסתברות לדריסה הינה גבוהה בכבישים עם עומסי תנועה נמוכים, ולכן יש ליישם פתרונות גם בכבישים אלו בכדי להפחית את התמותה של חיות בר. פתרונות אפשריים הם שימוש במערכות זיהוי של חיות בר בשילוב עם טכנולוגיית לאזהרת הנהגים (Druta and Alden, 2020), מערכות הרתעה אודיו-ויזואלית של חיות בר מסביבת הכביש בעת מעבר כלי רכב (Laguna et al., 2022), או מעברים אקולוגיים מתאימים (Edwards et al., 2022).

### 5.3 מסדרונות אקולוגיים ומיקום מעברים אקולוגיים

זיהוי מיקומים מתאימים למעברים אקולוגיים חיוני כדי להקטין את ההשפעות השליליות של תשתיות תחבורה על תנועת חיות הבר (Tarabon et al., 2022), במיוחד כשמדובר בתנועה בין בתי גידול מוגנים (van der Ree et al., 2011) ותנועה

של פרטים מהגרים בין בתי הגידול (Elliot et al., 2014). לכן הוצגה במחקר זה מתודולוגיה לזיהוי מסדרונות אקולוגיים לאסופת מיני מטרה, ותעדוף של מקטעי כביש חשובים להצבת מעברים אקולוגיים. מתודולוגיה זו מקדמת שיקום של מסדרונות אקולוגיים בעלי חשיבות אזורית המחברים בתי גידול בעלי ערך רב לשימור המינים (Liu et al., 2018), תוך זיהוי המיקומים המועדפים לבניית מעברים אקולוגיים בקטעי כביש ספציפיים. השילוב של שטחים מוגנים עם כתימת בית גידול איכותיים כאזורי ליבה בנייתוח הקישוריות לכל מין מבטיחים שהמסדרונות האקולוגיים יחברו בין שטחים המקדמים את שרידות המינים בטווח הארוך, תוך ניצול הזדמנויות חשובות לשמירת טבע אפקטיבית. יתר על כן, גישת התעדוף המתבססת על שילוב של מיני מטרה בעלי דרישות אקולוגיות שונות מאפשרת שיקום קישוריות אקולוגית ברמת חברת המינים בישראל. המתודולוגיה המוצעת, על אף שהיא בנויה על שימוש בכלים ושיטות מבוססות לניתוח קישוריות אקולוגית (Zeller et al., 2018), תפיק תועלת ממחקרי אימות כדי להבטיח שמיקומי המעברים האקולוגיים אכן מתאימים לנתיבים חשובים לתנועת חיות בר (Laliberté and St-Laurent, 2020). ניתן לעשות זאת על ידי מעקב אחר תנועתם של פרטים, רצוי במהלך אירועי הגירה בין בתי הגידול (McClure et al., 2016) והשוואה של מיקומי חציית הכבישים של הפרטים המהגרים עם תחזיות המודל. שיטת אימות נוספת אפשרית כאשר קיימים מעברים אקולוגיים שנבנו בקטעי כביש להם רמת תעדוף גבוהה על פי המודל. במקרה זה, ניטור בעזרת מצלמות או זיהוי עקבות של פעילות בעלי חיים במעברים האקולוגיים יכול לשמש לולידציה של נוכחות המינים הצפויה על פי תוצאות ניתוחי הקישוריות האקולוגית (Ford et al., 2009).

באמצעות חקר המקרה של תעדוף מעברים אקולוגיים ברמה הכלל ארצית, במדינה עם מגוון מערכות אקולוגיות ורשת כבישים צפופה, זיהינו מספר מגבלות למתודולוגיה המוצעת. ראשית, המתודולוגיה אינה מתייחסת למקרה שבו מספר תשתיות תחבורה גורמות למחסום תנועה בתוך אותו מסדרון אקולוגי. במקרה כזה, לא בהכרח יעיל להתקין מעבר אקולוגי על פני כביש אחד בלבד, בגלל שהתנועה במסדרון האקולוגי יכולה להיחסם בהמשך על ידי כבישים אחרים. בעיה זו נכונה באופן מיוחד עבור מינים בעלי נתיבי תנועה ארוכים בסדרי גודל של עשרות עד מאות קילומטרים (למשל, טורפים גדולים) או באזורים שבהם רשת הדרכים צפופה מאוד (Ceia-Hasse et al., 2017). ניתן להתייחס לבעיה זו על ידי פיתוח שיטה המאפשרת זיהוי של אסופת מיקומים משלימים באותו המסדרון האקולוגי. מגבלה נוספת של המתודולוגיה נובעת מכך שהשימוש במינים מרובים באזור נרחב בו קיימים סוגים שונים של מערכות אקולוגיות עלול לגרום להטיה בדירוג המעברים, המעניק עדיפות לאזורים בעלי עושר מינים גבוה יותר. מכיוון שתעדוף של מיקום המעברים האקולוגיים מבוסס במודל על סכימת ערכי המסדרונות האקולוגיים של כל מין, אזורים שבהם קיימים מיני מטרה רבים יותר יקבלו עדיפות באופן טבעי. מצד אחד, זוהי תכונה חיובית של המודל כאשר בוחנים אזורים בעלי מערכות אקולוגיות דומות ועושר מינים דומה. עם זאת, כאשר קיימות מערכות אקולוגיות שונות מטבען באותו אזור (למשל, מערכות אקולוגיות ים תיכוניות ומדבריות בישראל), עשוי המודל להמעיט בחשיבותם של מעברים אקולוגיים במערכות אקולוגיות עם עושר מינים נמוך. כדי לתקן בעיה זו, מומלץ לבחור במספר דומה של מינים המייצגים כל סוג של מערכת אקולוגית, או לבצע ניתוח נפרד עבור אזורים עם מערכות אקולוגיות שונות.

מתודולוגיית התעדוף המוצעת לזיהוי מיקומי מעברים אקולוגיים על פני הכבישים בקנה מידה אזורי, שימושית כשלב ראשון בתהליך של תכנון מעברים אקולוגיים, שהינו תהליך תכנוני היררכי מסקאלה אזורית למקומית (Beier et al., 2011; Clevenger, 2012). השימוש במסגרת התכנונית המשלבת מינים מרובים, זיהוי בתי גידול חשובים ושיטות ניתוח קישוריות בסקאלה רחבה, מאפשר קבלת החלטות מבוססת נתונים בנוגע לבניית מעברים אקולוגיים. התקציבים הנתונים לצרכי שמירת טבע הינם מוגבלים בדרך כלל, בעוד שעלויות בניית מעברים אקולוגיים הן משמעותיות (van der Grift et al., 2013). לכן, חיוני לאמץ גישה תכנונית המתבססת בראשונה על זיהוי של מסדרונות אקולוגיים חשובים למינים רגישים, ברמה האזורית והארצית (Cushman et al., 2013), ובעקבות זאת זיהוי של מקטעי הכבישים המתאימים ביותר בכדי לשמר ביעילות את התנועה לאורך מסדרונות אלה. גישה זו מאפשרת למתכנני מעברים אקולוגיים למקד את מאמצי התכנון בקטעי כביש חשובים בקנה מידה אזורי ובכך להבטיח החזר על ההשקעה בבניית המעברים האקולוגיים, במונחים של שמירה על אוכלוסיות חיות הבר. לאחר זיהוי סדרי העדיפויות ברמה הארצית או האזורית, ניתן לבצע ניתוחים נוספים שמטרתם מיפוי ההזדמנויות והאילוצים הספציפיים שיכולים להשפיע על היתכנות של בניית מעברים אקולוגיים בקטעי הכביש המועדפים. ניתוחים אלו כוללים את המאפיינים הטופוגרפיים, שימושי הקרקע בסביבת הכביש, מאפייני הכביש, תוכניות עתידיות להרחבת כבישים, בעלות זכויות בנייה על הקרקע, ועלויות בנייה משוערות של מעברים אקולוגיים (Tarabon et al., 2022).

#### 5.4 מסקנות כלליות והמלצות תכנוניות

תוצאות המחקר מאפשרות שילוב אמצעים שונים לתכנון כבישים הלוקח בחשבון מגוון של שיקולים אקולוגיים על פני סקאלות מרחביות שונות. ניתן ליישם את התוצאות ברמת התכנון הארצית לצורך שימור תנועה במסדרונות אקולוגיים המחברים בין בתי גידול חשובים, ועד לרמה המקומית של בניית מעברים אקולוגיים מותאמים למיני המטרה ויישום של אמצעים נוספים להפחתת הדריסות של מינים רגישים מבחינה אקולוגית, על ידי תכנון מאפייני כביש מתאימים. תכנון כבישים הלוקח בחשבון בתחילה את הצרכים האקולוגיים המרכזיים לשימור מינים ברמה הארצית ועל פיהם מתעדף וגוזר פתרונות מקומיים, יוביל להשקעת משאבים המנצלת בצורה הטובה ביותר את ההזדמנויות לשימור מינים. ברמת התכנון הארצית, מיפוי המסדרונות האקולוגיים על סמך ניתוח קישוריות בהתבסס על העדפות המינים הביא לזיהוי של שטחים נרחבים אשר לא הוגדרו בניתוחים קודמים כבעלי חשיבות מרכזית לתנועת חיות בר. במיוחד בשטחים בגולן, בגליל העליון והתחתון, בעמק יזרעאל, בשפלת יהודה, בנגב המערבי ובמרכז הנגב. לכן, בשיקולים תכנוניים בעת בחינת השפעתן של תוכניות פיתוח (במיוחד של תשתיות תחבורה) רצוי לקחת בחשבון את השטחים הללו כמסדרונות אקולוגיים בנוסף למיפוי הקיים כיום. בנוסף לכך, זיהוי המעברים האקולוגיים על סמך ניתוח זה הראה כי קיים צורך ניכר להוספה של עשרות מעברים אקולוגיים בעדיפות גבוהה על מנת לשמר תנועה בין בתי גידול איכותיים של מינים חשובים לשמירת הטבע בישראל, במיוחד במחוז צפון ובאזור ירושלים והשפלה, אך גם לאורך כבישי הדרום. מומלץ לבצע סקירה פרטנית של מקטעי כבישים אלו, על מנת לזהות היכן קיים פוטנציאל לקידום בניית מעברים אקולוגיים מבחינת תנאי הכביש וסביבתו והן מבחינת קיומן של תוכניות עתידיות להרחבת או שיפוץ הכבישים הללו.

ניתוח הקשרים בין מאפייני המעברים לשימוש בהם אמנם נעשה בקנה מידה עולמי ולא באופן פרטני לישראל, אך ניתן להסיק מתוצאותיו לגבי המינים המקומיים. עדיף ככל הניתן לבנות מעברים עיליים או מעברים פתוחים מתחת גשרי כביש (ויאדוקטים), שהינם אפקטיביים יותר ממעברים תחתיים (צינור או בוקסה), אלא אם מדובר במעברים שמיועדים בעיקר ליונקים קטנים או לדו-חיים זוחלים. ישנה חשיבות גדולה למניעת שימוש במעברים על ידי בני אדם, ואף יש להימנע מאלמנטים בסביבת המעבר אשר עלולים לרמוז על נוכחות אדם, שכן זו תגרום להרתעת חיות הבר. בנוסף, חשוב לעצב את המעברים האקולוגיים באופן המדמה ככל הניתן את בית הגידול הטבעי של המינים המקומיים, מבחינת סוג הצמחייה, כיסוי בשכבת קרקע, שימוש בחומרים טבעיים כמו גזעי עצים וסלעים במעבר וסביבתו, ומניעת רעש ואור מלאכותי. כמו כן מומלץ לבנות מעבר רחב ככל האפשר, ולבחור מיקום המאפשר בניית מעבר שאורכו קצר ככל הניתן, שכן רוב המינים יחסו להשתמש במעבר אקולוגי ככל שאורכו גדול יותר, חוץ מאשר יונקים קטנים. על מנת לשמור על קישוריות תוך כדי הפחתה של כמות הדריסות, מלבד השימוש במעברים אקולוגיים, ניתן לתכנן את הכביש תוך שימוש במאפיינים אשר מעודדים מצבים שבהם הסיכוי להתנגשות בבעל החיים המגיע לסביבת הכביש הוא מינימלי. המחקר הראה כי לצורך כך עדיף להימנע ככל הניתן מאלמנטים המהווים מחסום לתנועה לחיות הבר או מחסום לשדה הראייה לבעלי חיים ולנהגים, כמו למשל מחסומי הפרדה ומעקות, גדרות וקירות, ואף צמחייה צפופה בצידי הכביש. כל אלו מהווים הפרעה משמעותית ליכולתם של בעלי חיים להתקרב בזהירות אל סביבת הכביש ולהתחמק מכלי רכב מתקרבים בעת הצורך. כמו כן, חשוב להימנע מאלמנטים העלולים למשוך בעלי חיים אל סביבת הכביש או לגרום לבעל החיים לשהות זמן ארוך על פני הכביש, למשל קיומן של תחנות אוטובוס עם מיכלי אשפה פתוחים העלולים למשוך בעלי חיים אל המזון הזמין. יישומן של מסקנות אלו בתכנון הכבישים והמעברים האקולוגיים יאפשר לשמר את נתיבי התנועה המרכזיים שבין בתי הגידול תוך הפחתה הסיכון לתמותה עודפת כתוצאה מדריסות, ובכך לשפר את שרידותן ארוכת הטווח של אוכלוסיות חיות הבר בישראל.

## 6. רשימת מקורות

Adhikari, A., Hansen, A.J. (2018). Land use change and habitat fragmentation of wildland ecosystems of the North Central United States. *Landscape and Urban Planning*, 177, 196-216.

Amr, Z.S., Disi, A.M. (2011). Systematics, distribution and ecology of the snakes of Jordan. *Vertebrate Zoology*, 61(2), 179-266.

Andis, A.Z., Huijser, M.P., Broberg, L. (2017). Performance of arch-style road crossing structures from relative movement rates of large mammals. *Frontiers in Ecology and Evolution* 5, 122.

Ascensão, F., Clevenger, A., Santos-Reis, M., Urbano, P., Jackson, N. (2013). Wildlife-vehicle collision mitigation: Is partial fencing the answer? An agent-based model approach. *Ecol. Model.* 257, 36-43.

- Bain, T.K., Cook, D.G., Girman, D.J. (2017). Evaluating the effects of abiotic and biotic factors on movement through wildlife crossing tunnels during migration of the California tiger salamander, *Ambystoma californiense*. *Herp. Conserv. Biol.* 12, 192–201.
- Beier, P., Spencer, W., Baldwin, R.F., McRae, B.H. (2011). Toward best practices for developing regional connectivity maps. *Conservation Biology*, 25(5), 879-892.
- Bennett, G., F Mulongoy, K. J. (2006). Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. In Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Technical Series (Vol. 23, p. 100).
- Beyer, H.L., Gurarie, E., Börger, L., Panzacchi, M., Basille, M., Herfindal, I., Matthiopoulos, J. (2016). “You shall not pass!”: Quantifying barrier permeability and proximity avoidance by animals. *Journal of Animal Ecology*, 85, 43–53.
- Beyer, H.L., Ung, R., Murray, D.L., Fortin, M. J. (2013). Functional responses, seasonal variation and thresholds in behavioural responses of moose to road density. *Journal of Applied Ecology*, 50, 286–294.
- BioGIS (2020). Israel Biodiversity Information System. Available at: [<http://www.biogis.huji.ac.il>]. Last accessed: 1 August 2020.
- Bissonette, J.A., Adair, W. (2008). Restoring habitat permeability to roaded landscapes with isometrically-scaled wildlife crossings. *Biological Conservation* 141, 482–488.
- Brieger, F., Kämmerle, J.L., Hagen, R., Suchant, R. (2022). Behavioural reactions to oncoming vehicles as a crucial aspect of wildlife-vehicle collision risk in three common wildlife species. *Accident Analysis & Prevention*, 168, 106564.
- Brooks, M.E., Kristensen, K., van Benthem, K.J., Magnusson, A., Berg, C.W., Nielsen, A., ... & Bolker, B.M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R journal*, 9(2), 378-400.
- Canal, D., Camacho, C., Martín, B., de Lucas, M., Ferrer, M. (2018). Magnitude, composition and spatiotemporal patterns of vertebrate roadkill at regional scales: a study in southern Spain. *Animal Biodiversity and Conservation*, 41.2: 281–300.

Canal, D., Camacho, C., Martín, B., de Lucas, M., Ferrer, M. (2019). Fine-scale determinants of vertebrate roadkills across a biodiversity hotspot in Southern Spain. *Biodiversity and Conservation*, 28(12), 3239-3256.

CBS (2020). Traffic volume generator. Available at: [<https://www.cbs.gov.il/>]. Last accessed: 12 May 2020.

Ceia-Hasse, A., Borda-de-Água, L., Grilo, C., Pereira, H.M. (2017). Global exposure of carnivores to roads. *Global Ecology and Biogeography*, 26, 592-600.

Cerqueira, R.C., Leonard, P.B., da Silva, L.G., Bager, A., Clevenger, A.P., Jaeger, J.A., Grilo, C. (2021). Potential movement corridors and high road-kill likelihood do not spatially coincide for felids in Brazil: Implications for road mitigation. *Environmental Management*, 67(2), 412-423.

Chirima, G.J., Owen-Smith, N. (2017). Comparison of kernel density and local convex hull methods for assessing distribution ranges of large mammalian herbivores. *Transactions in GIS*, 21, 359-375.

Churko, G., Kienast, F., Bolliger, J. (2020). A multispecies assessment to identify the functional connectivity of amphibians in a human-dominated landscape. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 9(5), 287.

Clements, G.R., Rayan, D.M., Aziz, S.A., Kawanishi, K., Traeholt, C., Magintan, D., ... & Tingley, R. (2012). Predicting the distribution of the Asian Tapir (*Tapirus indicus*) in Peninsular Malaysia using maximum entropy modelling. *Integrative Zoology*, 7, 400-406.

Clevenger, A.P. (2005). Conservation value of wildlife crossings: Measures of performance and research directions. *Gaia-Ecological Perspectives for Science and Society* 14, 124–9

Clevenger, A.P. (2012). Mitigating continental-scale bottlenecks: How small-scale highway mitigation has large-scale impacts. *Ecological Restoration*, 30(4), 300-307.

Clevenger, A.P., Chruszcz, B., Gunson, K.E. (2003). Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. *Biological Conservation*, 109, 15–26.

Clevenger, A.P., Ford, A.T., Sawaya, M.A. (2009). Banff wildlife crossings project: Integrating science and education in restoring population connectivity across transportation corridors. Final report to Parks Canada Agency, Radium Hot Springs, British Columbia, Canada. 165.



Clevenger, A.P., Huijser, M.P. (2011). *Wildlife crossing structure handbook: design and evaluation in North America* (No. FHWA-CFL-TD-11-003). United States. Federal Highway Administration. Central Federal Lands Highway Division.

Clevenger, A.P., Kociolek, A.V. (2013). Potential impacts of highway median barriers on wildlife: State of the practice and gap analysis. *Environmental management*, 52(5), 1299-1312.

Clevenger, A.P., Waltho, N. (2005). Performance indices to identify attributes of highway crossing structures facilitating movement of large mammals. *Biological Conservation*, 121, 453–64.

Cushman, S.A., Lewis, J.S., Landguth, E.L. (2013). Evaluating the intersection of a regional wildlife connectivity network with highways. *Movement Ecology*, 1(1), 1-11.

D’Amico, M., Clevenger, A.P., Roman, J., Revilla, E. (2015). General versus specific surveys: estimating the suitability of different road-crossing structures for small mammals. *The Journal of Wildlife Management*, 79, 854-860.

Delgado, J.D., Gómez, M.A. (2016). Evidence of use of road drainage culverts by *Timon Lepidus* (Daudin, 1802) in Western Andalusia. *An. Biol.* 38, 63–67.

De Montis, A., Ledda, A., Ortega, E., Martín, B., Serra, V. (2018). Landscape planning and defragmentation measures: An assessment of costs and critical issues. *Land Use Policy*, 72, 313–324.

Denneboom, D., Bar-Massada, A., & Shwartz, A. (2021). Factors affecting usage of crossing structures by wildlife—A systematic review and meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 777, 146061.

Denneboom, D., Bar-Massada, A., & Shwartz, A. (2023). Wildlife mortality risk posed by high and low traffic roads. *Conservation Biology*. <https://doi.org/10.1111/cobi.14159>

Downs, J., Horner, M., Loraamm, R., Anderson, J., Kim, H., Onorato, D. (2014). Strategically locating wildlife crossing structures for Florida panthers using maximal covering approaches. *Transactions in GIS*, 18, 46–65.

Druta, C., Alden, A.S. (2020). Preventing animal-vehicle crashes using a smart detection technology and warning system. *Transportation research record*, 2674(10), 680-689.

Duduś, L., Zalewski, A., Koziół, O., Jakubiec, Z., Król, N. (2014). Habitat selection by two predators in an urban area: The stone marten and red fox in Wrocław (SW Poland). *Mammalian Biology*, 79(1), 71-76.

Duffett, D., D'Amico, M., Mulero-Pázmány, M., González-Suárez, M. (2020). Species' traits as predictors of avoidance towards roads and traffic. *Ecological Indicators*, 115, 106402.

Edwards, H.A., Lebeuf-Taylor, E., Busana, M., Paczkowski, J. (2022). Road mitigation structures reduce the number of reported wildlife-vehicle collisions in the Bow Valley, Alberta, Canada. *Conservation Science and Practice*, 4(9), e12778.

Elliot, N.B., Cushman, S.A., Macdonald, D.W., Loveridge, A.J. (2014). The devil is in the dispersers: predictions of landscape connectivity change with demography. *J Appl Ecol* 51, 1169–1178.

Farr, T.G., Kobrick, M. (2000). Shuttle Radar Topography Mission produces a wealth of data. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 81, 583-583.

Fick, S.E., Hijmans, R.J. (2017). WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 37 (12), 4302-4315.

Ford, A.T., Clevenger, A.P. (2019). Factors affecting the permeability of road mitigation measures to the movement of small mammals. *Can. J. Zool.*, 97 (999), 1-6.

Ford, A.T., Clevenger, A.P., Bennett, A. (2009). Comparison of methods of monitoring wildlife crossing-structures on highways. *The Journal of Wildlife Management*, 73(7), 1213-1222.

Forman, R.T., Sperling, D., Bissonette, J.A., Clevenger, A.P., Cutshall, C.D., Dale, V.H., Fahrig, L., France, R., Goldman, C.R., Heanue, K., Jones, J.A., Swanson, F.J., Turrentine, T., Winter, T.C., (2003). *Road Ecology: Science and Solutions*. Island Press, Washington DC.

Frid, A., Dill, L.M. (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology*, 6, 11.

de la Fuente, A., Hirsch, B.T., Cernusak, L.A., Williams, S.E. (2021). Predicting species abundance by implementing the ecological niche theory. *Ecography*, 44, 1-8.

Gallo, J.A., Greene, R. (2018). *Connectivity analysis software for estimating linkage priority*. Conservation Biology Institute: Corvallis, OR, USA.

Glista, D.J., DeVault, T.L., DeWoody, J.A. (2009). A review of mitigation measures for reducing wildlife mortality on roadways. *Landsc. Urban Plan.* 91, 1–7.

Gren, I.M., Jägerbrand, A. (2019). Calculating the costs of animal-vehicle accidents involving ungulate in Sweden. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 70, 112-122.

van der Grift, E.A., van der Ree, R., Fahrig, L., Findlay, S., Houlahan, J., Jaeger, J.A.G., Klar, N., Madriñan, L.F., Olson, L. (2013). Evaluating the effectiveness of road mitigation measures. *Biodivers. Conserv.* 22, 425–448.

Grilo, C., Bissonette, J.A., Santos-Reis, M. (2008). Response of carnivores to existing highway culverts and underpasses: implications for road planning and mitigation. *Biological Conservation*, 17, 1685–1699.

Grilo, C., Bissonette, J.A., Santos-Reis, M. (2009). Spatial-temporal patterns in Mediterranean carnivore road casualties: Consequences for mitigation. *Biological Conservation*, 142, 301–313.

Grilo, C., Koroleva, E., Andrasik, R., Bil, M., González-Suárez, M. (2020). Roadkill risk and population vulnerability in European birds and mammals. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18 (6), 323-328.

Grilo, C., Zanchetta Ferreira, F., Revilla, E. (2015). No evidence of a threshold in traffic volume affecting road-kill mortality at a large spatio-temporal scale. *Environmental Impact Assessment Review*, 55, 54-58.

Gupta, S., Sanyal, A., Saha, G.K., Ghosh, A.K. (2016). Diurnal activity pattern of Golden Jackal (*Canis aureus* Linn.) in an urban landscape of Kolkata, India. *Proceedings of the Zoological Society*, 69, 75-80.

Gurrutxaga, M., Saura, S. (2014). Prioritizing highway defragmentation locations for restoring landscape connectivity. *Environ. Conserv.* 41, 157–164.

Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... & Townshend, J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052.

Hamaarag (2020). Open database. Natural History Museum / National Center for Biodiversity Research at Tel Aviv University. Available at: [<http://www.hamaarag.org.il/>]. Last accessed: 1 August 2020.

Holderegger, R., Di Giulio, M. (2010). The genetic effects of roads: a review of empirical evidence. *Basic Appl. Ecol.* 11, 522–531.

Huijser, M.P., Duffield, J.W., Clevenger, A.P., Ament, R.J., McGowen, P.T. (2009). Cost-benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with large ungulates in the United States and Canada: a decision support tool. *Ecology and Society*, 14, 1-26.

Huijser M.P., Fairbank E.R., Camel-Means W., Graham J., Watson V., Basting P, Becker, D. (2016). Effectiveness of short sections of wildlife fencing and crossing structures along highways in reducing wildlife—vehicle collisions and providing safe crossing opportunities for large mammals. *Biological Conservation*, 197, 61–68.

Huijser, M. P., Paul, K. J., Oechsli, L., Ament, R., Clevenger, A. P., & Ford, A. (2008). Wildlife-vehicle collision and crossing mitigation plan for Hwy 93S in Kootenay and Banff National Park and the roads in and around Radium Hot Springs (No. 4W1929 B).

Jackson, N. D., Fahrig, L. (2011). Relative effects of road mortality and decreased connectivity on population genetic diversity. *Biological Conservation*, 144, 3143–3148.

Jacobson, S.L., Bliss-ketchum, L.L., Rivera, C.E. De, Smith, W.P. (2016). A behavior-based framework for assessing barrier effects to wildlife from vehicle traffic volume. *Ecosphere* 7, 1–15.

Jamil, T., Ter-Braak, C.J.F. (2013). Generalized linear mixed models can detect unimodal species-environment relationships. *PeerJ* 1, e95.

Kramer-Schadt, S., Niedballa, J., Pilgrim, J.D., Schröder, B., Lindenborn, J., Reinfelder, V., ... & Wilting, A. (2013). The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions*, 19, 1366-1379.

Jochimsen, D.M., Peterson, C.R., Andrews, K.M., Whitfield, Gibbons, J. (2004). A literature review of the effects of roads on amphibians and reptiles and the measures used to minimize those effects. Idaho Fish and Game Department and USDA Forest Service report.

Laguna, E., Palencia, P., Carpio, A.J., Mateos-Aparicio, J., Herraiz, C., Notario, C., ... & Acevedo, P. (2022). Evaluation of a combined and portable light-ultrasound device with which to deter red deer. *European Journal of Wildlife Research*, 68(4), 1-9.

Laliberté, J., St-Laurent, M.H. (2020). Validation of functional connectivity modeling: The Achilles' heel of landscape connectivity mapping. *Landscape and Urban Planning*, 202, 103878.

Lima, S.L., Blackwell, B.F., Devault, T.L., Fernández-Juricic, E. (2014). Animal reactions to oncoming vehicles: a conceptual review. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.* 90, 60–76.

Liu, C., Newell, G., White, M., Bennett, A.F., (2018). Identifying wildlife corridors for the restoration of regional habitat connectivity: A multispecies approach and comparison of resistance surfaces. *PLoS ONE* 13(11): e0206071.

Loraamm, R.W., Downs, J. A. (2016). A wildlife movement approach to optimally locate wildlife crossing structures. *International Journal of Geographical Information Science*, 30, 74–88.

Lovari, S., Corsini, M.T., Guazzini, B., Romeo, G., Mori, E. (2017). Suburban ecology of the crested porcupine in a heavily poached area: a global approach. *European Journal of Wildlife Research*, 63(1), 1-10.

Lowry, H., Lill, A., Wong, B.B. (2013). Behavioural responses of wildlife to urban environments. *Biological Reviews*, 88(3), 537-49.

Martinig, A.R., Bélanger-Smith, K. (2016). Factors influencing the discovery and use of wildlife passages for small fauna. *J. Appl. Ecol.* 53, 825–836.

Mata, C., Hervás, I., Herranz, J., Suárez, F., Malo, J.E. (2008). Are motorway wildlife passages worth building? Vertebrate use of road-crossing structures on a Spanish motorway. *J. Environ. Manage.* 88, 407–415.

McClure, M.L., Hansen, A.J., Inman, R.M. (2016). Connecting models to movements: testing connectivity model predictions against empirical migration and dispersal data. *Landsc. Ecol.* 31, 1419–1432.

McDonald W., St. Clair, C.C. (2004). Elements that promote highway crossing structure use by small mammals in Banff National Park. *Journal of Applied Ecology*, 41, 82–93.

McRae, B.H., & Kavanagh, D.M. (2011). *Linkage Mapper Connectivity Analysis Software*. The Nature Conservancy, Seattle, WA. Available from <http://www.circuitscape.org/linkagemapper>.

Meurant, M., Gonzalez, A., Doxa, A., & Albert, C. H. (2018). Selecting surrogate species for connectivity conservation. *Biological Conservation*, 227, 326-334.

Mimet, A., Clauzel, C., and Foltête, J.C. (2016). Locating wildlife crossings for multispecies connectivity across linear infrastructures. *Landsc. Ecol.* 31, 1955–1973.

Mimet, A., Houet, T., Julliard, R., Simon, L. (2013). Assessing functional connectivity: a landscape approach for handling multiple ecological requirements. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(5), 453-463.

Newsome, T.M., Dellinger, J.A., Pavey, C.R., Ripple, W.J., Shores, C.R., Wirsing, A.J., Dickman, C.R. (2015). The ecological effects of providing resource subsidies to predators. *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 1-11.

Nicholson, E., Westphal, M.I., Frank, K., Rochester, W.A., Pressey, R.L., Lindenmayer, D.B., Possingham, H.P. (2006). A new method for conservation planning for the persistence of multiple species. *Ecology letters*, 9(9), 1049-1060.

Nieszala, A., Klich, D. (2021). How far from the road should land cover be assessed? A case study on mesopredator mortality on roads. *European Journal of Wildlife Research*, 67, 23.

O'Hagan, M.J.H., McCormick, C.M., Collins, S.F., McBride, K.R., Menzies, F.D. (2021). Are major roads effective barriers for badger (*Meles meles*) movements?. *Research in Veterinary Science*, 138, 49-52.

OpenStreetMap contributors. (2015). Planet dump [Data file from \$date of database dump\$]. Retrieved from <https://planet.openstreetmap.org>.

Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231-259.

Polak, T., Nicholson, E., Grilo, C., Bennett, J. R., and Possingham, H. P. (2018). Optimal planning to mitigate the impacts of roads on multiple species. *Journal of Applied Ecology*, 56, 201-213.

Pogany, R. (2020). Wildlife-vehicle collisions - Influencing factors, data collection and research methods. *Biological Conservation*, 251, 108758.

Pogany, R., Dorner, W. (2019). Do Crash Barriers and Fences Have an Impact on Wildlife-Vehicle Collisions? - An Artificial Intelligence and GIS-Based Analysis. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 8(2), 66.

Peña-García, A., Sędziwy, A. (2020). Optimizing lighting of rural roads and protected areas with white light: A compromise among light pollution, energy savings, and visibility. *Leukos*, 16(2), 147-15.

van der Ree, R., Gulle, N., Holland, K., van der Grift, E., Mata, C., Suarez, F. (2007). Overcoming the Barrier Effect of Roads-How Effective Are Mitigation Strategies? An international review of the effectiveness of underpasses and overpasses designed to increase the permeability of roads for wildlife. In 'International Conference on Ecology and Transportation, Little Rock, Arkansas, USA'. pp. 423-431.

van der Ree, R., Jaeger, J.A., van der Grift, E.A., Clevenger, A.P. (2011). Effects of roads and traffic on wildlife populations and landscape function: road ecology is moving toward larger scales. *Ecology and society*, 16(1), 48.

van der Ree, R., Tonjes, S. (2015). How to maintain safe and effective mitigation measures. In: van der Ree, R., Smith, D.J., Grilo, C. (Eds.), *Handbook of Road Ecology*. Wiley- Blackwell, pp. 138–142.

Ritzel, K., Gallo, T. (2020). Behavior Change in Urban Mammals: A Systematic Review. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 393.

Rotem, D., Angert, N., Alon, A., Goldstein, H., Ben-nun, G. (2015). Ecological corridors from theory to practice - principles and guidelines for the planning and management of ecological corridors in Israel. Publications of the Science and Management Division and the Heritage and Landscape Division, Nature and Parks Authority. [In Hebrew].

Ruediger, W., DiGiorgio, M. (2007). *Safe Passage: A User's Guide to Developing Effective Highway Crossings for Carnivores and Other Wildlife*. Southern Rockies Ecosystem Project.

Rytwinski, T., & Fahrig, L. (2012). Do species life history traits explain population responses to roads? A meta-analysis. *Biological Conservation*, 147, 87–98.

Rytwinski, T., van der Ree, R., Cunnington, G.M., Fahrig, L., Findlay, C.S., Houlihan, J., Jaeger, J.A.G., Soanes, K., van der Grift, E.A. (2015). Experimental study designs to improve the evaluation of road mitigation measures for wildlife. *J. Environ. Manage.* 154, 48–64.

Santini, L., Di Marco, M., Visconti, P., Baisero, D., Boitani, L., Rondinini, C. (2013). Ecological correlates of dispersal distance in terrestrial mammals. *Hystrix*, 24(2), 181 – 186.

Schober, P., Boer, C., Schwarte, L.A. (2018). Correlation coefficients: appropriate use and interpretation. *Anesthesia & Analgesia*, 126(5), 1763-1768.

Seiler, A. (2004). Trends and spatial patterns in ungulate-vehicle collisions in Sweden. *Wildlife Biology*, 10, 301–313.

Seo, C., Thorne, J.H., Choi, T., Kwon, H., Park, C.H. (2015). Disentangling roadkill: the influence of landscape and season on cumulative vertebrate mortality in South Korea. *Landscape and Ecological Engineering*, 11(1), 87-99.

- Shirk, A.J., McRae, B.H. (2013). *Gnarly Landscape Utilities: Core Mapper User Guide*. The Nature Conservancy, Fort Collins, CO. <https://www.circuitscape.org/gnarly-landscape-utilities>.
- Shkedi, Y., & Sadot, E. (2000). Ecological corridors in open spaces as a tool for nature conservation. Israel Nature and Parks Authority. [in Hebrew].
- Simpson, N.O., Stewart, K.M., Schroeder, C., Cox, M., Huebner, K., Wasley, T. (2016). Overpasses and underpasses: effectiveness of crossing structures for migratory ungulates. *J. Wildl. Manag.* 80, 1370–1378.
- Tarabon, S., Godet, C., Coskun, T., Clauzel, C. (2022). Coupling spatial modeling with expert opinion approaches to restore multispecies connectivity of major transportation infrastructure. *Landscape and Urban Planning*, 221, 104371.
- Taucher, A.L., Gloor, S., Dietrich, A., Geiger, M., Hegglin, D., Bontadina, F. (2020). Decline in Distribution and Abundance: Urban Hedgehogs under Pressure. *Animals*, 10(9), 1606.
- Thompson, C.G., Kim, R.S., Aloe, A.M., Becker, B.J. (2017). Extracting the Variance Inflation Factor and Other Multicollinearity Diagnostics from Typical Regression Results. *Basic and Applied Social Psychology*, 39 (2), 81–90.
- Trakhtenbrot, A., Nathan, R., Perry, G., Richardson, D.M. (2005). The importance of long-distance dispersal in biodiversity conservation. *Diversity and Distributions*, 11(2), 173–181.
- Trainor, A.M., Walters, J.R., Morris, W.F., Sexton, J., Moody, A. (2013). Empirical estimation of dispersal resistance surfaces: a case study with red-cockaded woodpeckers. *Landsc. Ecol.* 28, 755–767.
- USNO (2020). Fraction of the Moon Illuminated. Astronomical Applications Department, United States Naval Observatory. Available at: [<https://aa.usno.navy.mil/data/MoonFraction>]. Last accessed: 1 August 2020.
- Zeller, K.A., Jennings, M.K., Vickers, T.W., Ernest, H.B., Cushman, S.A., Boyce, W.M. (2018). Are all data types and connectivity models created equal? Validating common connectivity approaches with dispersal data. *Diversity and distributions*, 24(7), 868-879.
- Zeller, K.A., McGarigal, K., Whiteley, A.R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecol.* 27, 777–797.



## 7. נספחים

### 7.1 עלויות בניית מעברים אקולוגיים מסוגים שונים באלפי דולרים

מקור הנתונים	שנת בנייה	עלות (אלפי \$)	גובה (מ')	אורך (מ')	רוחב (מ')	מדינה	סוג מעבר
Huijser et al., 2008	2005	362		42	3	הולנד	מעבר עילי (גשר)
Donaldson, 2005	2003	1150			52	קנדה	מעבר עילי (גשר)
Bertwistle, 2002	2002	1250		70	52	קנדה	מעבר עילי (גשר)
Huijser et al., 2008	1992	1750		80	15	הולנד	מעבר עילי (גשר)
Donaldson, 2005	2005	2140			50	קנדה	מעבר עילי (גשר)
Clevenger et al., 2014	2010	2500			50	ארה"ב	מעבר עילי (גשר)
Clevenger et al., 2014	2012	2500		65	65	ארה"ב	מעבר עילי (גשר)
Gibby & Clewell, 2006	2006	2800		14.6	50.3	ארה"ב	מעבר עילי (גשר)
Huijser et al., 2008	2007	3000		100	40	הולנד	מעבר עילי (גשר)
Donaldson, 2005	2000	3200		61	16	ארה"ב	מעבר עילי (גשר)
Huijser et al., 2008	2005	4375		46	48	הולנד	מעבר עילי (גשר)
Huijser et al., 2008	1988	4500		95	50	הולנד	מעבר עילי (גשר)
Huijser et al., 2008	1988	4500		140	45	הולנד	מעבר עילי (גשר)
Huijser et al., 2008	1998	4500			80	הולנד	מעבר עילי (גשר)
Huijser et al., 2008	2003	4750		51.6	30	הולנד	מעבר עילי (גשר)
Clevenger et al., 2014	2013	4850		12	60	קנדה	מעבר עילי (גשר)
Huijser et al., 2008	2003	7000		95	15	הולנד	מעבר עילי (גשר)
Huijser et al., 2008	2005	11375			52	הולנד	מעבר עילי (גשר)
Huijser et al., 2008	2006	18437		800	50	הולנד	מעבר עילי (גשר)
Bertwistle, 2002	2002	16480			200	קנדה	מעבר עילי (רצף)
Huijser et al., 2013	2012	30	3	35	3	ברזיל	מעבר תחתי (בוקסה)
Huijser et al., 2008	2005	50	1.3	20	0.75	ארה"ב	מעבר תחתי (בוקסה)
Huijser et al., 2008	2006	69	1.8	27.5	1.8	ארה"ב	מעבר תחתי (בוקסה)
Huijser et al., 2008	1997	135	2.5	24	3	קנדה	מעבר תחתי (בוקסה)
van der Ree et al., 2008	2003	225	3		3	ארה"ב	מעבר תחתי (בוקסה)
Donaldson, 2006	2005	260	4.6	58.5	6.1	ארה"ב	מעבר תחתי (בוקסה)
Donaldson, 2006	2005	690	3.7	57.6	3	ארה"ב	מעבר תחתי (בוקסה)
Donaldson, 2005	1996	870	2.4	14.3	7.6	ארה"ב	מעבר תחתי (בוקסה)
Huijser et al., 2008	2006	420		30	12	ארה"ב	מעבר תחתי (מתחת גשר)
Bertwistle, 2002	2002	640		70	14	קנדה	מעבר תחתי (מתחת גשר)
Huijser et al., 2008	1997	750	5	12	12	קנדה	מעבר תחתי (מתחת גשר)
Clevenger et al., 2014	2013	920		12	12	קנדה	מעבר תחתי (מתחת גשר)
Huijser et al., 2008	2005	1000	4	20	10	הולנד	מעבר תחתי (מתחת גשר)
Donaldson, 2005	2001	1500	4.1	26.2	9.1	ארה"ב	מעבר תחתי (מתחת גשר)
Clevenger et al., 2014	2013	1940		12	22	קנדה	מעבר תחתי (מתחת גשר)
Huijser et al., 2008	2007	2325		24	25	קנדה	מעבר תחתי (מתחת גשר)
Bertwistle, 2002	2002	8930			200	קנדה	מעבר תחתי (ויאדוקט)
Huijser et al., 2013	2012	15	1.7	35	1.7	ברזיל	מעבר תחתי (צינור)
Huijser et al., 2013	2012	21	2	35	2	ברזיל	מעבר תחתי (צינור)
Huijser et al., 2008	1995	30	0.6	20	0.6	הולנד	מעבר תחתי (צינור)
van der Ree et al., 2008	2003	50	1.8		1.8	ארה"ב	מעבר תחתי (צינור)
Huijser et al., 2008	2006	69	1.5	27.5	2	ארה"ב	מעבר תחתי (צינור)
Bertwistle, 2002	2002	140	2.4	70	3	קנדה	מעבר תחתי (צינור)
Donaldson, 2005	2003	170	4		7	קנדה	מעבר תחתי (צינור)
Bertwistle, 2002	2002	210	4	70	7	קנדה	מעבר תחתי (צינור)
Donaldson, 2005	2001	150	3.7	54.4	7.3	ארה"ב	מעבר תחתי (קשתי)
Huijser et al., 2008	2006	217	5	22	8	ארה"ב	מעבר תחתי (קשתי)
van der Ree et al., 2008	2003	300	4.5		12	ארה"ב	מעבר תחתי (קשתי)
van der Ree et al., 2008	2003	900	8		21	ארה"ב	מעבר תחתי (קשתי)
van der Ree et al., 2008	2003	1000	8.5		15	ארה"ב	מעבר תחתי (קשתי)

## 7.2 רשימת מקורות לנתוני עלויות בניית מעברים אקולוגיים

Bertwistle, J. (2002). A description and analysis of wildlife mortality on transportation corridors in Jasper National Park, Canada.

Clevenger, A.P., Sawaya, M.A., Landguth, E.L. , and Dorsey, B.P. (2014). Mitigating multi-species mortality and fragmentation on the Trans-Canada Highway through Mount Revelstoke and Glacier National Parks, British Columbia. Final report to Parks Canada Agency, Revelstoke, British Columbia

Donaldson, B. M. (2005). The use of highway underpasses by large mammals in Virginia and factors influencing their effectiveness (No. VTRC 06-R2). Virginia Transportation Research Council.

Donaldson, B. M. (2006). A toolkit of measures for reducing animal-vehicle collisions (No. FHWA/VTRC 07-R13). Virginia Transportation Research Council.

Gibby, A. R., & Clewell, R. (2006). Evaluation of wildlife warning systems and other countermeasures (No. NV-RDT-06-010).

Huijser, M. P., Abra, F. D., & Duffield, J. W. (2013). Mammal road mortality and cost--benefit analyses of mitigation measures aimed at reducing collisions with capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) in São Paulo state, Brazil. *Oecologia Australis*, 17(1), 129-146

Huijser, M. P., Paul, K. J., Oechsli, L., Ament, R., Clevenger, A. P., & Ford, A. (2008). Wildlife-vehicle collision and crossing mitigation plan for Hwy 93S in Kootenay and Banff National Park and the roads in and around Radium Hot Springs (No. 4W1929 B).

van der Ree, R., Clarkson, D., Holland, K., Gulle, N., & Budden, M. (2008). Review of mitigation measures used to deal with the issues of habitat fragmentation. Department of Environment, Water, Heritage and Arts (DEWHA).

## 7.3 מדריך למיפוי מסדרונות אקולוגיים ותעדוף מיקומי מעברים אקולוגיים

מדריך זה מפרט כיצד להוציא לפועל את המתודולוגיה למיפוי מסדרונות אקולוגיים, ולתעדוף מיקומי מעברים אקולוגיים. בסוף המדריך נמצאת רשימת קישורים להורדת הכלים, התוכנות והנתונים הנדרשים לביצוע הניתוח.

סדר שלבי הניתוח

1. זיהוי מיני מטרה לניתוח הקישוריות

2. חישוב ערכי התאמת בתי הגידול

3. מיפוי אזורי ליבה של בתי הגידול
4. חישוב ערכי התנגדות לתנועה
5. מיפוי מסדרונות אקולוגיים
6. תעדוף מסדרונות אקולוגיים
7. תעדוף מיקום מעברים אקולוגיים

#### נתונים נדרשים להרצת הניתוח

- נתוני תצפיות על מיני המטרה (למשל נתונים מאתר BioGIS או GBIF)
- משתני סביבה (למשל טמפרטורה, משקעים, טופוגרפיה, שימושי קרקע)
- שכבת כבישים קווית (למשל מתוך Open street map)

#### פירוט ביצוע השלבים הנדרשים להרצת הניתוח

1. זיהוי מיני מטרה לניתוח הקישוריות
 

בשלב זה יש להגדיר את המין או את אסופת המינים שישמשו לניתוח הקישוריות המרחבית וזיהוי המסדרונות האקולוגיים. מומלץ לבחור אסופת מינים המייצגת מגוון העדפות מרחביות וקבוצות טקסונומיות, ולהתמקד במינים הרגישים לקיטוע של נתיבי התנועה בין בתי הגידול. למשל מינים בסכנת הכחדה, מינים עם תתי-אוכלוסיות קטנות ומבודדות, מינים בעלי צרכי שטח נרחבים, או מינים הנעים למרחקים גדולים. בשלב זה מומלץ למצוא מידע על מרחק התנועה האופייני של המין במעבר בין בתי גידול, אם מתוך הספרות על המין או בהסתמכות על חישוב בעזרת יחסים אלומטריים.
2. חישוב ערכי התאמת בתי הגידול
 

לכל אחד ממיני המטרה, יש ליצור מיפוי של ערכי התאמת בית הגידול להעדפות המין בשטח המחקר. מומלץ להשתמש בשיטת האנטרופיה המקסימלית בתוכנת MaxEnt (אך ניתן גם להשתמש בשיטות סטטיסטיות אחרות או בידע מומחים). לתוכנה יש להזין את נקודות התצפית של מין המטרה, ומשתני סביבה רלוונטיים לכל מין כגון תכסית, שימושי קרקע, טופוגרפיה, משתנים אקלימיים, מרחק מגופי מים, וכל משתנה סביבה משפיע אחר על פי הידוע על מין המטרה. התוצר של ניתוח זה הינו שכבה ראסטרי של ערכי התאמת בית גידול, בערכים שבין 0 ו-1.
3. מיפוי אזורי ליבה של בתי הגידול
 

ניתן להשתמש לצורך הניתוח במיפוי קיים של שטחים המהווים בתי גידול ידועים של מיני המטרה, או להשתמש בשטחים מוגנים (למשל שמורות טבע) בתור אזורי הליבה. למיפוי אזורי הליבה על סמך ערכי התאמת בתי הגידול מומלץ להשתמש בכלי Habitat Core Area, הנמצא בתוך ספריית Gnarly Landscape Utilities הפועלת בתוכנת ArcMap של חברת ESRI. יש להגדיר בקובץ אקסל ייעודי את ערך הסף להתאמת בית הגידול

על פיו יקבעו אזורי הליבה ואת גודל החלון הנע למיצוע ערכי התאמת בית הגידול (מוסבר בפירוט במדריך למשתמש של הכלי). בכל שיטה, התוצר של שלב זה צריך להיות שכבה פוליגונית של אזורי הליבה של המין.

4. חישוב ערכי התנגדות לתנועה

לחישוב ההתנגדות לתנועה ניתן להשתמש בפונקציה הופכית לערכי התאמת בתי הגידול בשילוב עם ערכי התנגדות גבוהים עבור שטחים בלתי עבירים (שטחים בנויים, גופי מים). דוגמה לפונקציה הופכית מומלצת לשימוש:  $R = 100^{(1-HS^e)}$ . פונקציה זו הופכת ערכים בין 0 ל-1 (ערכי התאמת בתי הגידול, HS) לערכים בין 100 ל-1 (ערכי התנגדות לתנועה, R). לשטחים בלתי עבירים מומלץ לתת ערך התנגדות גבוה (למשל  $10^6$ ) כדי למנוע לחלוטין מעבר בהם.

5. מיפוי מסדרונות אקולוגיים

למיפוי מסדרונות אקולוגיים יש להשתמש בכלי Build Network and Map Linkages בתוך ספריית Linkage Pathways בארגז הכלים Linkage Mapper בתוכנת ArcGIS Pro. יש להכניס כקלט לניתוח את שכבת ליבות בתי הגידול ואת שכבת ההתנגדות לתנועה. בנוסף יש להזין מרחק מקסימלי לתנועה בין בתי הגידול, על סמך הידוע על המין או על סמך יחסים אלומטריים. מהניתוח מתקבלת שכבה ראסטרי של המסדרונות האקולוגיים, אשר ערכיה שווים לעלות התנועה המצטברת בכל מסדרון.

6. תעדוף מסדרונות אקולוגיים

לחישוב ערכי תעדוף המסדרונות האקולוגיים יש להשתמש בכלי Linkage Priority בתוך ספריית Additional tools שבארגז הכלים Linkage Mapper בתוכנת ArcGIS Pro. יש להכניס כקלט לניתוח את שכבת ליבות בתי הגידול ואת שכבת ההתנגדות לתנועה. יש לתת ערכי חשיבות יחסית (משקולות) בתעדוף למדדים שונים הנוגעים לבתי הגידול, כמו למשל איכות בית הגידול, גודל השטח, יחס שטח/היקף, ומרכזיות השטח במערך בתי הגידול. כמו כן ניתן להוסיף שכבה נוספת לתעדוף על פי ערכים שיחושבו בכל בית גידול (למשל שכבה של דירוג ערכי הגנה סטטוטורית). ניתן להכניס גם ערכי תיעודף על פי תכונות המסדרונות האקולוגיים עצמם, למשל עבירות המסדרון ואורכו. במקרה זה יש לתת ערכי משקולות לשקלול מאפייני המסדרון ולשקלול מאפייני בתי הגידול. מהניתוח מתקבלת שכבה ראסטרי של המסדרונות האקולוגיים שערכיה שווים לערכי התעדוף המתאימים לכל מסדרון.

7. תעדוף מיקום מעברים אקולוגיים

לחישוב תעדוף המיקומים של מעברים אקולוגיים, בשלב ראשון יש לבחור את אורך מקטעי הכבישים הרצויים לבחינת מיקום המעברים. מומלץ לבחור אורך מקטע בערכים שנעים בין 100 מ' ל-1 ק"מ. יש לפצל את שכבת הכבישים למקטעים שווים באורך זה. ניתן להשתמש לצורך כך בתוכנת ArcGIS PRO בכלי Generate Points Along Lines ליצירת נקודות במרחקים שווים לאורך הכבישים, ולאחר מכן בכלי Split Line At Point לפיצול הכבישים למקטעים. יש לחשב את ערכי העבירות בכל מסדרון (הערך ההופכי לעלות התנועה בכל מסדרון), לשם כך יש לנרמל את ערכי ראסטר עלות התנועה (שהתקבל ממיפוי המסדרונות) לערכים שבין 0 ל-1 וזאת על ידי חלוקה ב-10,000, ולאחר מכן להפוך את הערכים כך שבנתיב עלות התנועה המינימלית הערך יהיה

- 1, ובשולי המסדרון הערך יהיה 0. לאחר מכן יש להכפיל ערכים אלו בערכי התעדוף של המסדרונות (על ידי הכפלת הראסטרים) לקבלת ערך התעדוף המשוקלל. בשלב הבא יש לחשב את הערך הממוצע של תעדוף המסדרונות המשוקלל לכל מין על פני כל מקטע כביש. את החישוב ניתן לעשות בעזרת הכלי Zonal Statistics As Table, ולאחר מכן לחבר את הנתונים לשכבת מקטעי הכבישים עם Join Field. ניתן גם לחשב את הזווית בין מקטע הכביש לבין כיוון התנועה המרכזי במסדרון האקולוגי הקרוב, לנרמל את הערך כך שזווית אנכית שווה ל-1 וזווית מקבילה שווה ל-0, ולהכפיל את התוצאה בערך התעדוף המשוקלל. לאחר מכן, יש לנרמל את ערכי התעדוף המשוקלל כך שטווח הערכים יהיה בין 0 ו-1. לסיום החישוב יש לסכום את ערכי התעדוף של כלל המינים בכל מקטע כביש, לבצע טרנספורמציה לוגריתמית (לצורך קבלת התפלגות נורמלית של ערכי התעדוף), ולבסוף לבצע סטנדרטיזציה של הנתונים לטווח הערכים 0 עד 100.
8. רשימת קישורים להורדת כלים, תוכנות ונתונים
- אתר עם הסברים מפורטים על עקרונות חשובים בתהליך ניתוח של מסדרונות אקולוגיים:  
[http://corridordesign.org/designing\\_corridors](http://corridordesign.org/designing_corridors)
  - להורדת תוכנת MaxEnt יש להיכנס לאתר:  
[https://biodiversityinformatics.amnh.org/open\\_source/maxent](https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent)
  - להורדת ארגז הכלים Linkage mapper (מכיל את הכלים Linkage pathways ו-Linkage Priority) יש להיכנס לאתר:  
<https://linkagemapper.org/Downloads>
  - להורדת הכלי CoreMapperDemo יש להיכנס לאתר:  
<https://circuitscape.org/downloads>  
ולהוריד את Gnarly Landscape Utilities.
  - נתוני תצפיות על מינים שונים בישראל ניתן להוריד מהאתר <https://biogis.huji.ac.il> של האוניברסיטה העברית.
  - שכבות שימושי קרקע, כיסוי צומח, תצורות צומח, ושטחים מוגנים בישראל ניתן להוריד מהאתר:  
<https://hamaarag.org.il/map> של ארגון המארג.
  - נתונים טופוגרפיים ניתן להוריד מהאתר: <https://earthexplorer.usgs.gov> של NASA.
  - נתונים אקלימיים ניתן להוריד מהאתר: <http://www.worldclim.com/version2>
  - שכבת כבישים עדכנית של OpenStreetMap ניתן להוריד מהאתר:  
<https://download.geofabrik.de/asia/israel-and-palestine.html>