



התכנית הלאומית לניטור המגוון הביולוגי בשטחים פתוחים בישראל

סקירת ספרות וגיבוש תכנית הלכה למעשה



המארג

התכנית הלאומית להערכת מצב הטבע



התכנית הלאומית לניטור המגוון הביולוגי בשטחים פתוחים בישראל

סקירת ספרות וגיבוש תכנית הלכה למעשה

המארג - האקדמיה הלאומית הישראלית למדעים

נכתב על ידי:

נעמה ברג
אורית גינזבורג
אבי פרבולוצקי

מנהלת המארג:

דויד ברנד
מנחם זלוצקי
רן לוי
יוסי לנץ
יוסי מוסל
גידי נאמן
אבי פרבולוצקי
משה שחק
יהושע שקדי

ירושלים, מאי 2012

עיצוב גרפי: Sleepwalkers

עריכת לשון: ענבר קמחי-אנגרט

צילומים: יוסי יערי, ניר בן יוסף, אהוד דינרמן



חלק א':

מאמר רקע - התכנית הלאומית לניטור מצב הטבע והמגוון הביולוגי בשטחים פתוחים בישראל. 7

חלק ב':

סקירת ספרות - ניטור ערכי טבע. 21

הקדמה. 23

פרק 1 - מהו ניטור ולשם מה צריכים אותו? 24

פרק 2 - מה מנטרים? 30

פרק 3 - איך מנטרים? 39

פרק 4 - בעיות בניטור. 50

סיכום הסקירה. 53

נספח 1. 54

נספח 2. 58

רשימת מקורות. 60

תוכן העניינים

חלק א':

מאמר דקע

מאמר רקע

תקציר

הלחץ האנושי על ערכי הטבע כבר מזמן איננו פסקה מתוך מאמר בודד שנוי במחלוקת. בעולם כולו מתועדים אירועים של הכחדת מינים כתוצאה מאבדן בתי גידול לטובת פיתוח, שינוי אקלים וגורמים נוספים. בשנים האחרונות חל שינוי בתפיסה הציבורית בעולם, והיא דורשת כיום יותר שמירה של ערכי טבע אלה, ניהול נכון שלהם וצמצום הפגיעה בהם. ניהול נכון של ערכי טבע דורש מעקב אחר מצבם ותייעוד של שינויים החלים בהם בעקבות פעילות אנושית של ממשק או פיתוח. לשם כך פותחו תכניות ניטור.

ניטור אקולוגי (ecological monitoring) מוגדר כפעולת הערכה של מצב האוכלוסיות הביולוגיות והמערכת הטבעית שהן נמצאות בה לאורך צירי זמן ומרחב, המעניקה מידע רב וחינוכי לניהול טוב ויעיל יותר של משאבי טבע. בישראל החליטה מנהלת המארג [קונסורציום של מדענים ממוסדות שונים ושל הגופים העוסקים בניהול שטחים פתוחים – רט"ג, קק"ל והמשרד להגנת הסביבה – הפועל בחסות האקדמיה הלאומית למדעים] לאחר תהליך ארוך, לפתח וליישם בראשונה בישראל, תכנית לאומית לניטור המגוון הביולוגי בשטחים הפתוחים.

מטרת התכנית לקבל הערכה כמותית ואיכותית של מערכות אקולוגיות מרכזיות בישראל על בסיס שיטתי ולאורך זמן. מתוך כך יתקבלו אומדן הערכה של מצב הטבע בישראל וזיהוי שינויים משמעותיים, בעיקר כאלה המבטאים התדרדרות ופגיעה במערכות אקולוגיות ובמגוון הביולוגי ובתפקודו. על בסיס תובנות אלה ניתן יהיה להציע דרכים לבלימתן. מאמר זה מסכם את השלב הראשון בהקמת תכנית הניטור, הכולל סקירת תכניות ניטור בעולם, סקירה של השלבים שהתכנית גובשה על פיהם, ואת תמצית תכנית הניטור היוצאת לדרך בימים אלה ממש.

מילות מפתח: אינדיקטורים, מגוון ביולוגי, מצב הטבע, ניטור

התכנית הלאומית לניטור
מצב הטבע והמגוון הביולוגי
בשטחים פתוחים בישראל

* עתיד להתפרסם בגרסה מקוצרת
בכתב העת "אקולוגיה וסביבה"

א.



צילום: אהוד דינרמן

רמות מנשה, נחל ספלול

רקע

מדינת ישראל, בייחוד חלקה המאוכלס מהמרכז צפונה, היא אחת המדינות הצפופות בעולם. כתוצאה מכך, על המערכות האקולוגיות בשטחים הפתוחים בישראל מופעלת שורה של איומים ולחצים. בשטח מצומצם זה מתקיים פסיפס מורכב של יישובים, שימושי קרקע, נופים, בעלי חיים וצומח מגוון וייחודי. בשנים האחרונות חל שינוי בתפיסה הציבורית והיא דורשת שמירה וניהול נכון של ערכי טבע וצמצום הפגיעה בהם. לשם כך נדרש מעקב אחר מצב ערכי הטבע ותיעוד של שינויים החלים בהם בעקבות השפעת גורמים אלה או אחרים. לצורך מעקב כזה נעשה שימוש בתכניות ניטור^[6,3].

המילה הלועזית למושג ניטור (monitoring) מקורה במילה היוונית monere שמשמעותה היא 'להזהיר'^[4]. המילה 'ניטור' נגזרת מהמילה 'נוטר', וגם כאן פירושה שומר ומתריע. ואכן, אחת המטרות החשובות של ניטור באקולוגיה היא היכולת לדעת באופן מְיָד ומתמשך מהו המצב של רכיב או רכיבים במערכת האקולוגית, וזאת, בין השאר, כדי להדליק נורת אזהרה במקרה שהמצב מתדרדר. אזהרה כזו אמורה להביא לנקיטת פעולות של מניעה ושיקום שיחזירו את המצב לקדמותו או לרמה רצויה. הניטור הוא כלי משמעותי שאמור לזהות בעיות בשלבים מוקדמים לפני שהן גורמות למשבר.

פעולת הניטור עצמה מוגדרת כאיסוף מידע וניתוחו לגבי מערכת מסוימת, לאורך נקודות זמן שונות, כדי להעריך את מצבה של המערכת האביוטית ו/או את מצב האוכלוסיות הביולוגיות המתקיימות בה ולהסיק מסקנות לגבי מגמת השינויים במערכת לאורך הזמן^[3,4,18].

ניטור אקולוגי מבוסס על התובנה כי הידע הנתון בידינו לגבי הטבע הוא מוגבל וחסר, וכי כל פעולת ניהול או שימור שנפעיל לגביו תהיה, במידה מסוימת, בגדר ניסוי וטעייה. הואיל ואין ביכולתנו לנטר כמות גדולה של מדדים, אנחנו מחפשים, על בסיס היכרות מוקדמת עם המערכת, את המדדים שילמדו אותנו בצורה הטובה ביותר על הרכיב או התהליך שאנו רוצים לנטר. מדדים אלה נקראים גם אינדיקטורים.

אינדיקטורים (Indicators)

השימוש באינדיקטורים לבחינת שינויים במגוון הביולוגי הוא כלי בסיסי לנקיטת פעולה מהירה כנגד אבדן מינים^[11]. יש סוגי אינדיקטורים רבים שיכולים להיות מוגדרים כמעט לכל תופעה, מרכיב או אורגניזם, שהם חלק מהמערכת המנוטרת. על האינדיקטור הנבחר להעיד על משהו שמעבר לערך הנמדד כשלעצמו, ובכך הוא תורם להשגת מטרת התכנית. חשיבות האינדיקטור היא במידע הנוסף שהוא מוסר מעבר לערכו הכמותי^[12]. כך למשל, מדידת טמפרטורת גוף האדם מספקת לנו מידע לגבי מצב בריאותו של הנבדק, מעבר לידיעה מה חום גופו ברגע נתון. הצעד הבא לאחר קביעת מטרות תכנית הניטור הוא לקבוע את קבוצת האינדיקטורים שיידגמו ושהנתונים בשטח ייאספו מהם.

הניטור, בשונה ממחקר, עוקב אחר שינויים במערכת לא כדי להגיע לתובנה מדעית חדשה, אלא כדי לדעת מה מצבה של המערכת לאורך זמן וכדי לאפשר קבלת החלטות ניהוליות באופן מושכל על בסיס מידע אמין ורציף^[16]. במובן הזה שונה הניטור באופן מובהק ממחקר שבדק השערה מסוימת ומנסה לגבש תובנות חדשות לגבי פעולת המערכת הנחקרת בדרך הדוקציה. גם הניטור יכול להביא תובנות חדשות, אך אופיו אינדוקטיבי יותר.

ניטור ערכי טבע איננו עניין חדש, אך בעשור האחרון נראית עלייה ניכרת במספר התכניות והפרסומים העוסקים בניטור של ערכי טבע ושל מגוון ביולוגי במקומות שונים בעולם^[8]. רבות מתכניות אלה פותחו עבור צרכים מְיָדיים, מבלי שעברו תכנון מוקדם מספק, ועל כן לא עונות בצורה טובה על שלוש השאלות הבסיסיות בניטור: **למה לנטר? מה מנטרים? איך מנטרים?**^[8,11,18]

כפי שניתן לראות, קיימת שונות גדולה במטרות הניטור^[18]. ניטור ערכי טבע כמו צמחים ובעלי חיים, מתעד מצב עכשווי של משתנים במערכת אקולוגית באזור נתון, ומאפשר להשתמש במצב זה כנקודת ייחוס. כלי זה מאפשר לנו לזהות מינים שנוכחותם נמצאת בירידה או שהם בסכנת הכחדה, לעקוב אחר תפוצת מינים פולשים ומזיקים, לבחון אם אסטרטגיות ניהול קיימות מצליחות להשיג את מטרותן או לקבוע אם ניצול משאב כזה או אחר נעשה באופן מאוזן ובר-קיימא (sustainable)^[15] Beaver. מציינ את המושג ניטור מסתגל (adaptive)



ליד עיר אובות, צפון הערבה

צילום: אהוד דינרמן

monitoring) כגישה המקובלת ביותר בימים אלה. מונח זה, בדומה לניהול מסתגל, מטרתו להעניק גמישות לתכנית הניטור כך שבמהלכה תהיה אפשרות לשנות מטרות ולשכלל את התכנית על פי הידע שנצבר בשלב הקודם^[3]. הבעיה בגישה כזו היא ששינויים תדירים מְיָד בפרטי הניטור לא יאפשרו מעקב רציף לאורך זמן אחר אלמנטים מסוּיָמים, ולימוד הדינמיקה ארוכת הטווח במערכת לא יהיה אפשרי.

יש דוגמאות מהעולם לניטור ארוך טווח של מערכות אקולוגיות מורכבות הפועל זה עשרות בשנים. תחנת המחקר של מדעי החקלאות והאקולוגיה ב-Rothamsted שבאנגליה פעילה יותר מ-150 שנה^[9]. הרעיון והתובנה שהיו מהפכנים מאוד בזמנו - באמצע המאה ה-19 - הניחו ששינויים באיכות הקרקע ובזמינות המים הם ברובם אֶטִיים, ורק דרך ניטור וניסויים ארוכי טווח ניתן להבחין בהם ולהבין את

משמעותם לגבי גידולים חקלאיים. תכניות ניטור לטווח ארוך, בעיקר של משתנים אביוטיים בבתי גידול מימיים, מתקיימות במדינות רבות בעולם, אם כי רק חלק מהן הוכתר בהצלחה. ניטור של מגוון ביולוגי מורכב אף יותר, הרבה בגלל מורכבות המושג והדינמיקה שלו בזמן ובמרחב, ולא פלא שעדיין אין תכניות כאלה, בקנה מידה לאומי, שפועלות זמן מספיק כדי להפיק מהן לקחים. בתכנית ניטור מוצלחת צריכים להתקיים ארבעת התנאים הבאים^[10]:

1. הגדרת שאלות מובנות וברורות שתכנית הניטור מבקשת לענות עליהן, ושנקבעות לפני תחילת התכנית ולא במהלכה או לאחריה.
2. גיבוי תכנית הניטור בתכנון סטטיסטי מתאים.
3. ביסוס התכנית על השערות מדעיות שקשורות לתפקוד המערכת המנוטרת, ושנעזרות במודל המתאר כיצד המערכת האקולוגית

הנבדקת בנויה / מתפקדת ואילו קשרים קיימים בין רכיביה. ההשערות האלה קשורות לשאלות שהוגדרו בסעיף 1.

4. התכנית היא בעלת ערך לגופים המנהלים את משאבי הטבע ולמקבלי החלטות בתחום.

מדברים אלה עולה כי כדי לבנות תכנית ניטור מוצלחת נדרש שיתוף פעולה בין מדענים, אנשי עיבוד נתונים שמגבשים תכנית בעלת חוזק סטטיסטי, מנהלי שמורות, ארגוני שמירת טבע, נציגי ממשל ומקבלי החלטות, העוזרים להגדיר את הצרכים הניהוליים שעבורם מקימים תכנית ניטור ולמקד אותם.

מה קיים בישראל?

אין בישראל תכנית ניטור לאומית כוללת של המגוון הביולוגי. אבל יש תכניות, שחלק מהן מופעל זמן רב, העוסקות במערכות או בקבוצות מוגדרות, דוגמת הניטור בכנרת, במפרץ אילת ובים התיכון. תכניות אלה מנטרות מדדים וגורמים רלוונטיים לגופי הניהול שיזמו אותן. רשות הטבע והגנים מפעילה תכניות ניטור של גודל אוכלוסיות ("ספירות") למינים המעניינים אותה (כמו צבאים, יעלים, תנים, זאבים ועוד).

סקירה של תכניות הניטור בעולם^[2] העלתה שבין כל הגורמים העוסקים בפעילות ניטור (גורמים מדעיים, ארגונים חוץ-ממשלתיים וארגונים ממשלתיים-מקצועיים) קיים קשר מועט; חלק גדול מהמידע שנצבר נמצא בארכיונים שאין אליהם גישה או - במקרה הגרוע יותר - לא תועד באופן מלא. דבר זה יוצר קושי רב באיתור הממצאים וכן ביכולת לכנס אותם לכדי תמונה שלמה. כיום הגישה היא עידוד שיתוף הפעולה בין הגורמים השונים, בהעברת מידע או במשאבים, כיוון שמטרותיהם דומות פעמים רבות. בעולם מושם דגש על מאגרי נתונים פתוחים לציבור, כולל ציבור החוקרים והסטודנטים שיכול לעשות שימוש בנתוני הניטור ובכך להגביר את התובנות העולות מהם. יוזמה כזו לא קיימת בישראל, ולכן החליט המארג לקדם תכנית ניטור משולבת בארץ, שתגדיר בצורה מדעית ככל הניתן את 'מצב הטבע' או את מצב המגוון הביולוגי.

לאחר תהליך ארוך שבמהלכו נלמד נושא הניטור על סמך הנעשה בארצות אחרות בעולם ומהספרות המדעית^[2], החליטה בספטמבר 2009 מנהלת המארג לפתח וליישם תכנית לאומית לניטור של המגוון הביולוגי ושל מצב הטבע בשטחים הפתוחים בישראל.

מהו המארג?

המארג הוא קונסורציום של מדענים ממוסדות שונים ושל הגופים העוסקים בניהול שטחים פתוחים (רט"ג, קק"ל והמשרד להגנת

הסביבה), שהוקם כדי לשפר את ניהול השטחים האלה ולבססו, ככל הניתן, על ידע מדעי מעודכן (evidence-based management). המארג פועל מתוך האקדמיה הלאומית למדעים והוא ממומן על-ידי הגופים החברים בו, תכנית המורשת והמגוון הביולוגי של משרד ראש הממשלה ומענק מקרן פרטית.

מטרת תכנית הניטור - אפיון כמותי ואיכותי של מערכות אקולוגיות מרכזיות בישראל על בסיס שיטתי ולאורך זמן. מתוך כך יתקבלו הערכה של מצב הטבע בישראל וזיהוי שינויים משמעותיים, בעיקר כאלה המבטאים התדרדרות ופגיעה במערכות אקולוגיות, במגוון הביולוגי ובתפקודו. על בסיס תובנות אלה ניתן יהיה להציע דרכים לבלימתן.

נתוני הניטור יספקו מדי זמן את הבסיס לדו"ח שעוסק בהערכת מצב הטבע בישראל - "**דו"ח מצב הטבע**". דו"ח זה, שיופץ לקהילת מקבלי ההחלטות ולמנהלי השטחים הפתוחים, יאפשר קבלת החלטות מושכלות הן ברמה הפוליטית / תכנונית הן בצד הניהול / הממשק. נוסף על כך, יש גם ערך מדעי באיסוף מידע רציף לטווח ארוך על אודות מצבן של המערכות האקולוגיות בארץ.

אחת הפעילויות הנוספות של המארג עוסקת כבר למעלה מחמש שנים בהפיכת תחנות מחקר ארוכות טווח (LTER) לרשת ארצית הפועלת תחת פרוטוקול אחיד. רשת זו תהיה חלק מרשת LTER העולמית של תחנות מחקר ארוכות טווח. במסגרת תכנית הניטור ייאספו נתונים שיעוררו צורך במחקרים חדשים, ואלה יבוצעו בעיקר ברשת תחנות המחקר. בדרך זו יוכל המארג לחבר בין שני הצירים - ניטור ארוך טווח (תכנית הניטור) ומחקר ארוך טווח (תחנות LTER).

תיאור שלבי גיבוש התכנית וחשיבותם של שלבים אלה:

אחד הדברים החשובים שאנו מבקשים להדגיש במסגרת מאמר זה היא שיטת המחקר שתכנית הניטור גובשה בעזרתה. אנו רואים בשיטת מחקר זו דוגמה לשיתופיות מקצועית וליצירת הסכמה רחבה לגבי נושאים מדעיים-מקצועיים מורכבים. החשיבות בתיאור השלבים שהתכנית גובשה במהלכם נעוצה בעיקר בעובדה כי שלבים אלה הם קריטיים ליצירת הקונצנזוס המתבקש בתכניות מעין אלה. ללא יצירת הסכמה רחבה ושיתוף פעולה רב-גורמי המורכב מתהליכים ומדינמיקה אנושית אינטנסיבית בכל שלב ושלב, לא היה המארג יכול להקים את התכנית ולהכריז עליה כעל תכנית ניטור לאומית. במהלך גיבוש



מורדות צפון רמת הגולן, מזרחית לגבעת האם

התכנית עבר המארג 10 שלבים שונים שלא ניתן היה לוותר על אף אחד מהם, ונמנה אותם כאן בקצרה:

א. קביעת יחידות הניטור ומיפוןן (הרשימה המלאה של יחידות הניטור בפריסה הארצית מופיעה באיור 1).

ב. גיבוש צוותי מומחים לכל אחת מהיחידות. בסך הכול נטלו חלק בשלב זה כ-70 מומחים, בהם מדענים, אקולוגים של רט"ג, אנשי מקצוע של קק"ל ואנשי שטח בתחומים שונים. כל חברי הצוותים עשו זאת בהתנדבות מלאה. **תקצר היריעה מלהזכיר את כל התורמים בשמם ובשיוכם המוסדי, ועל כך אנו מתנצלים.**

ג. הגדרה גאוגרפית של יחידות הניטור - עבור כל מערכת אקולוגית / אזור.

צילום: אהוד דינרמן

ד. הגדרת הגורמים / האיומים המרכזיים שמשפיעים על מצב המערכת המסוימת, על תפקודה ועל המגוון הביולוגי המתקיים בה (ודירוגם לפי סדר חשיבות). ההנחה היא שגורמים / איומים אלה הם החשובים ביותר לניטור ולמעקב ארוך טווח, ולכן הם בסיס התכנית.

ה. בחירת אינדיקטורים / מדדים שיש לנטר כדי לעקוב אחר השינוי בגורמים / באיומים שלעיל. אינדיקטורים אלה אמורים לספר לנו בצורה אמינה ומדויקת, מבלי לנטר משתנים רבים מדי, מה המגמה של תהליך מסוים, או מה מצבם של התפקוד והבריאות של המערכת האקולוגית לאור איום מסוים / תהליך מסוים הפוקד אותה.

1. יסוד מרכזי ברעיון של ניטור ארוך טווח הוא קיומם של פרוטוקולים מחייבים ואחידים למדידה של משתנים שונים, שיאפשרו עיבוד נכון של הנתונים והסקת מסקנות מדויקות^[13]. שיטות הניטור והפרוטוקולים גובשו על-ידי מומחים בתחומים השונים (צומח, חישה מרחוק, עופות ויונקים) במספר מפגשים ייעודיים.
2. שיפוט התכנית על-ידי "צוות שיפוט עליון". צוות זה אישר או שינה את הצעות הצוותים הפרטניים, צמצם את מספר הגורמים / האיזונים שיש לנטר מתוך חשיבה ארגונית-תקציבית, וכן הרחיב חלק מנושאי הניטור למערכות שלא הוצע לנטר אותם בהן כדי לקבל תמונה ארצית של כמה גורמים מרכזיים (למשל שינוי אקלים או השפעת יישובים).
3. המבנה הסופי של תכנית הניטור, כולל האיזונים והתהליכים שנבחרו והמדדים לניטור בשטח, מוצג בטבלה 1.
4. הקמת ועדה מדעית מלווה לתכנית. תפקידי הוועדה - ייעוץ ושיפוט של התכנית החל בצדדים הרעיוניים שלה וכלה בחלקים הביצועיים של תכנון מערך הניטור והתאמת ניתוח סטטיסטי לשיטות הניטור השונות, יצירת קשרים עם מומחים מחו"ל וסיוע בקבלת ייעוץ מהם.
5. קביעת אתרי הניטור ומיפונם. לאורך ישראל כולה ימופו ויוגדרו כ-150 אתרי ניטור קבועים שיכסו את כל המערכות והאזורים המנוטרים על משתניהם.
6. בניית מערכת מבוססת של איסוף, אגירה וניתוח מידע. מערכת כזו חשובה ביותר להצלחת כל תכנית ניטור. הידע והנתונים הם התוצרים הראשוניים של התכנית, וארגון נכון שלהם יבטיח את קיומם גם לאחר שמפעילי התכנית יסיימו את תפקידם. מקובל להשקיע במערכת כזו חלק ניכר מהמשאבים הקיימים לתכנית^[5], כך שיתאפשרו איסוף וניתוח מובנים ומתוכננים מראש. מסד הנתונים יהיה זמין לציבור בהתאם לקריטריונים מוסכמים.
7. התהליך שפורט לעיל (סעיפים א-ז) סוכם בחוברת שיצאה לאור מטעם המארג^[1]. שאר הנושאים סוכמו לאחר כתיבת החוברת. מעניין לציין שהתוצר הסופי של תכנית הניטור שהתגבשה במארג, דומה לתכנית שמפעיל שירות הפארקים בארה"ב. תכנית זו מקיפה 270 פארקים, ובכל אחד מהם מגדירים הצוות המקומי מומחים משירות הפארקים ומהאקדמיה את 'סימני החיות' (vital signs) של הפארק. אלה למעשה הגורמים שעומדים בבסיס תכנית הניטור שאמורה להראות בישראל את מצבם של הטבע או של המערכות האקולוגיות לאורך ציר הזמן^[7].

בימים אלה (אפריל 2012) יוצאת תכנית הניטור לדרך. אנו מאחלים לה הצלחה, חיים ארוכים ותרומה משמעותית לשימור השטחים הפתוחים בישראל ולניהולם.

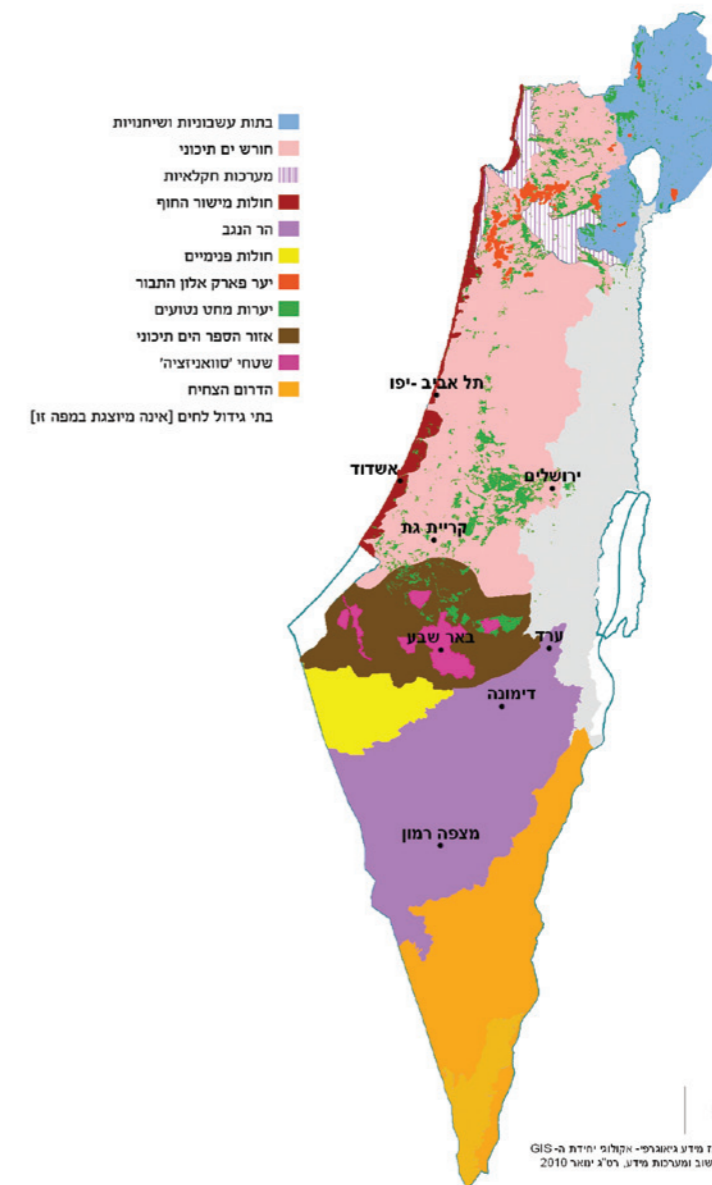
תודות לפרופ' יוחאי כרמל ולד"ר יהושע שקדי על ההערות התורמות בכתיבת המאמר

רשימת מקורות - מאמר רקע

1. ברג נ ופרבולוצקי א. 2011. תכנית לאומית לניטור המגוון הביולוגי בשטחים פתוחים בישראל. המארג Israel LTER. ירושלים: האקדמיה הלאומית למדעים.
2. ברג נ, גינבורג א ופרבולוצקי א. התכנית הלאומית לניטור המגוון הביולוגי בשטחים פתוחים בישראל - סקירת ספרות וגיבוש תכנית הלכה למעשה. ירושלים: המארג - בחסות האקדמיה הלאומית למדעים.
3. Beever EA. 2006. Monitoring biological diversity: Strategies, tools, limitations and challenges. *Northwestern Naturalist* 87: 66-79.
4. Elzinga CL, Salzer DW, Willoughby JW, and Gibbs JP. 2001. *Monitoring Plant and Animal Populations*. Oxford, UK: Blackwell.
5. Fancy SG, Gross JE, and Carter SL. 2009. Monitoring the conditions of natural resources in the US national parks. *Environmental Monitoring and Assessment* 151: 161-174.
6. Field SA, O'Connor PJ, Tyre AJ, and Possingham HP. 2007. Making monitoring meaningful. *Austral Ecology* 32: 485-491.
7. Lamb EG, Bayne E, Holloway G, Schieck J, Boutin S, Herbers J, and Haughland DL. 2009. Indices for monitoring biodiversity change: Are some more effective than others? *Ecological Indicators* 9: 432-444.
8. Legg CJ and Nagy L. 2006. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management* 78: 194-199.
9. Leigh RA and Johnston AE. 1993. *Long-term experiments in agricultural and ecological sciences*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 427pp.
10. Likens GE and Lindenmayer DB. 2011. A strategic plan for an Australian long-term environmental monitoring network. *Austral Ecology* 36: 1-8.
11. Lindenmayer DB and Likens GE. 2009. Adaptive monitoring: A new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 482-487.
12. Niemeijer N and De Groot RS. 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators* 8: 14-25.
13. Oakley K, Thomas LP, and Fancy SG. 2003. Guidelines for long-term monitoring protocols. *Wildlife Bulletin* 31: 1000-1003.
14. O'Brien TG, Baillie JEM, Krueger L, and Cuke M. 2010. The wildlife picture index: Monitoring top trophic levels. *Animal conservation* 13: 335-343.
15. Treweek J. 1999. *Ecological Impact Assessment*. Oxford, London: Blackwell Science LTD. 351pp.
16. US-EPA. 2004. *Guidance for Monitoring at Hazardous Waste Sites - Framework for Monitoring Plan Development and Implementation*. U.S. EPA Office of Solid Waste and Emergency Response. OSWER Directive No. 9355. 4-28.
17. Vital Signs Monitoring - the long term ecological monitoring of the National Park Service in the USA. <http://science.nature.nps.gov/im/monitor/SiteMap.cfm>
18. Yoccoz NG, Nichols JD, and Boulinier T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 446-453.

איור 1. חלוקת ישראל ליחידות / מערכות אקולוגיות עבור תכנית הניטור

(המפה הוכנה על-ידי יונת מגל מיחידת הממ"ג של רט"ג)



מפת מרכז מידע גיאוגרפי- אקולוגי יחידת ה-GIS
אנף תקשוב ומערכות מידע, רס"ג ינואר 2010

טבלה 1.

תמצית תכנית הניטור - יחידות הניטור מחולקות למערכות אקולוגיות או ליחידות גאוגרפיות, לאיומים ולתהליכים שנבחרו לניטור ולמדדים לניטור בשטח (כולל השיטה באופן כללי), שייתנו תשובות ויצביעו על מגמות לאיומים ולתהליכים נבחרים.

מערכת / יחידה גאוגרפית	איומים / תהליכים לניטור	המדדים לניטור	שיטות
חורש ים תיכוני	השפעת יישובים עם חקלאות	שינויים בחברת היונקים והעופות	סקר שטח
	היסגרות חורש ופלישת אורנים	שינויים בכיסוי מעוצים ובהרכבם, נוכחות אורנים, שינויים בחברת היונקים והעופות	סקר שטח וחישה מרחוק
	דמוגרפיה - גיוס זריעי אלונים	זריעי אלונים	סקר שטח
	שינוי אקלים	התייבשות מעוצים	חישה מרחוק
יער פארק אלון התבור	דינמיקה של צומח מעוצה	שינויים בחברת היונקים והעופות, שינויים באחוזי כיסוי ובהרכב של צומח מעוצה	סקר שטח וחישה מרחוק
	רעייה	שינויים בחברת היונקים, שינויים בכיסוי ובהרכב מעוצים, ניטור זריעי אלון התבור	סקר שטח וחישה מרחוק
	השפעת יישובים וחקלאות	שינויים בחברת היונקים	סקר שטח
	שינויים בגיוס ובתמותה של אלון התבור	ניטור זריעי אלון התבור ומעקב אחר תהליכי תמותה והתייבשות של המין	סקר שטח
יערות מחטניים	השפעת פעילות נופש	שינויים בחברת היונקים והעופות	סקר שטח
	הצטופפות יער	שינויים בחברת היונקים והעופות, שינויים בכיסוי ובגובה של הצמרות ובכיסוי ובגובה מעוצים בתת-היער	סקר שטח וחישה מרחוק
	שינוי אקלים	ניטור יצרנות וחיוניות של העומד, תחלואה - ניטור אצריית האורן (מצוקוקוס), ניטור זריעי אורנים מבוססים ומעקב אחר תהליכי התייבשות	סקר שטח וחישה מרחוק
	השפעת פעילות נופש	שינויים בחברת היונקים והעופות	סקר שטח
	השפעת שַׁפּוֹת	ניטור זריעי אורנים מבוססים, כיסוי העומד וגובהו	סקר שטח וחישה מרחוק

מערכת / יחידה גאוגרפית	איומים / תהליכים לניטור	המדדים לניטור	שיטות
בתות	השפעת חקלאות	שינויים בחברת היונקים	חישה מרחוק
	השפעת קיטוע	שינויים בחברת היונקים, מעקב אחר תבנית הנוף של צומח מעוצה	סקר שטח וחישה מרחוק
	רעייה	ניטור מחילות נברנים, שינויים בכיסוי מעוצים וניטור מינים עשבוניים אינדיקטוריים לרעייה	סקר שטח וחישה מרחוק
חולות מישור החוף	תהליכי סוקצסיה	שינויים בכיסוי מעוצים	חישה מרחוק
	השפעת פיתוח	הרכב מעוצים, ניטור אוכלוסיות בעלות חשיבות מיוחדת לשימור, שינויים בחברת הזוחלים	סקר שטח
אזור הספר	פלישת מינים זרים	שינויים בחברת המכרסמים, מעקב אחר גודל אוכלוסיית הצבאים, ניטור אחוזי הכיסוי של מינים פולשים, ניטור עשבוניים בעלי רגישות גבוהה לפלישת מינים זרים, שינויים בחברת הזוחלים	סקר שטח וחישה מרחוק
	תהליכי התייצבות דיונות	שינויים בחברת המכרסמים, הרכב מעוצים, ניטור היחס בין צומח עשבוני ומעוצה - בדגש על מינים פולשים, שינויים בחברת הזוחלים והחיפושיות	סקר שטח וחישה מרחוק
	השפעת פעילות נופש	הרכב מעוצים, ניטור אוכלוסיות בעלות חשיבות מיוחדת לשימור, שינויים בחברת הזוחלים	סקר שטח
סוואניציה	שינוי אקלים	שינויים בחברת העופות והזוחלים, שינויים בכיסוי מעוצים ובהרכבם, יצרנות ראשונית והרכב עשבוניים	סקר שטח וחישה מרחוק
	השפעת פיתוח	שינויים בחברת היונקים, העופות והזוחלים	סקר שטח
	רעייה	כיסוי מעוצים, הרכב מעוצים ועשבוניים	סקר שטח וחישה מרחוק
	השפעות הטיפול האגני בקצירי נגר של קק"ל	שינויים בחברת העופות והזוחלים, צפיפות קני נמלים, שינויים באחוזי כיסוי של צומח מעוצה ובאחוזי כיסוי של קרומי קרקע, ניטור נגר וסחף	סקר שטח וחישה מרחוק
פעולות שיקום של נחלים וואדיות מטעם קק"ל	שינויים בחברת העופות והזוחלים, ניטור הנגר והסחף, שינויים בהרכב מעוצים ועשבוניים בדגש על מינים פולשים מחקלאות	סקר שטח	

מערכת / יחידה גאוגרפית	איומים / תהליכים לניטור	המדדים לניטור	שיטות
הר הנגב	השפעת התיישבות סמוכה	שינויים בחברת היונקים והעופות, צפיפות מחילות איזופודים וקני נמלים, הרכב מעוצים וכיסויים	סקר שטח וחישה מרחוק
	פעילות צבאית	צפיפות מחילות איזופודים וקני נמלים, שינויים בחברת היונקים	סקר שטח וחישה מרחוק
	השפעת פעילות נופש	שינויים בחברת היונקים	סקר שטח
חולות פנימיים	שינוי אקלים	שינויים בכיסוי מעוצים ובהרכבם, מעקב אחר תמותת מעוצים	סקר שטח וחישה מרחוק
	רעייה	שינויים בכיסוי מעוצים ובהרכבם ובצפיפות קני נמלים	סקר שטח וחישה מרחוק
	השתלטות קרומי קרקע	שינויים בחברת המכרסמים, שינויים בכיסוי מעוצים ובהרכבם, שינויים בביומסת עשבוניים	סקר שטח וחישה מרחוק
הדרום הצחיח	השפעת חקלאות	שינויים בחברת העופות, הזוחלים והחיפושיות, שינויים בכיסוי מעוצים ובהרכבם, שינויים בשפע עשבוניים	סקר שטח וחישה מרחוק
	פעילות צבאית	שינויים בחברת העופות, הזוחלים והחיפושיות, שינויים בכיסוי מעוצים ובהרכבם	סקר שטח וחישה מרחוק
	השפעת יישובים ותשתיות	שינויים בחברת היונקים, העופות והזוחלים	סקר שטח
	שינוי אקלים	תמותת מעוצים, שינויים ביצרנות ראשונית	חישה מרחוק
התכנית הלאומית להערכת מצב הטבע	השפעת חקלאות	שינויים בחברת היונקים והעופות, שינויים בהרכב הצומח המעוצה. ניטור שיטפונות	סקר שטח וחישה מרחוק
	השפעת יישובים ומחנות צבא	שינויים בחברת היונקים והזוחלים	סקר שטח
	פעילות צבאית	שינויים בחברת היונקים והעופות, שינויים באחוזי הכיסוי של צומח מעוצה	סקר שטח וחישה מרחוק
	שינוי אקלים	שינויים באחוזי הכיסוי של צומח מעוצה, מעקב אחר תמותת מעוצים	חישה מרחוק

חלק ב':

סקירת ספרות



סקירת ספרות

ניטור ערכי טבע

הקדמה

הלחץ האנושי על ערכי הטבע כבר מזמן איננו פסקה מתוך מאמר בודד שנוי במחלוקת. בעולם כולו מתועדים אירועים של הכחדת מינים כתוצאה מאבדן בתי גידול לטובת פיתוח (Pereira et al., 2010) וגורמים אחרים. נוסף על כך, שינוי אקלים עולמי יצר הישנות של אסונות טבע חריפים באזורים רבים בעולם, שמשפיעים על תפוצה ועל הישרדות של מינים (Beever, 2006). דאגה הולכת וגוברת מצד אנשי טבע, חוקרים והציבור הרחב לגורל הסביבות הטבעיות ושוכניהן מחלחלת לאט אל הדרג המדיני, יחד עם ההבנה כי אלה מקיימות מארג המספק שירותי מערכת שכולנו נהנים מהם (Balmford et al., 2003; Buckland et al., 2005).

כבכל העולם, גם בישראל לחץ הפיתוח גבוה, ובשטחה המצומצם של המדינה מתקיימים יחד בפסיפס מורכב אנשים, נופים, בעלי חיים וצומח ייחודיים. בשנים האחרונות חל שינוי בתפיסה הציבורית בעולם, והיא דורשת כיום יותר שמירה של ערכי טבע אלה, ניהול נכון שלהם וצמצום הפגיעה בהם (Field et al., 2007). ניהול נכון של ערכי טבע דורש מעקב אחר מצבם ותיעוד של שינויים החלים בהם בעקבות פעילות אנושית של ממשק או פיתוח. לשם כך פותחו תכניות ניטור.

ניטור ערכי טבע איננו עניין חדש, אך העניין המחודש מצד ארגונים ומדינות רבות העלה לדיון סוגיות רבות הקשורות בו. בעשור האחרון נראתה קפיצה במספר הפרסומים העוסקים בניטור (Legg and Nagy, 2006) ומספר התכניות לניטור של משתני סביבה, ערכי טבע או מגוון ביולוגי (biodiversity) הפועלות בכל העולם - גדל. רבות מהן קמו בשל צורך מדי וולא תכנון מוקדם, ועל כן אינן עונות על שלוש שאלות בסיסיות: למה לנטר? מה מנטרים? איך לנטר בצורה נכונה (כזו שתאפשר הסקת מסקנות מדעיות)? (Yoccoz et al., 2001). מטרת סקירת הספרות הנוכחית היא לספק מענה לשלוש שאלות אלה בעזרת מידע מספרות מקצועית בתחום הניטור, מאמרים מדעיים ודוגמאות מתכניות ניטור פעילות בעולם שזכו להצלחה. ספרות רבה קיימת בנושא ניטור ערכי טבע, וההגדרות, השיטות והמטרות של תכניות הניטור רבות ומגוונות בה. בסקירה זו ייעשה ניסיון לכלול את מורכבות הנושא, להציג בעיות בניטור ופתרונות במקרים שבהם הם קיימים, יחד עם ניסיון "לעשות סדר", למקד ולתת קווים מנחים לבניית תכנית פעילה של ניטור.

ב.



צילום: ניר בן יוסף

אזור חורבות העיר הנבטית שבטה



תצפית מהר הגלבוע לכיוון הר תבור

צילום: יוסי יערי

פרק 1 - מהו ניטור ולשם מה צריכים אותו?

המילה ניטור באנגלית (monitoring) מקורה במילה היוונית monere, שמשמעותה היא 'להזהיר' (Elzinga et al., 2001). באופן דומה, התרגום שקבעה האקדמיה ללשון העברית - ניטור - מבוסס על השורש נ.ט.ר שמשמעותו - שמירה. ואכן, אחת המטרות החשובות של ניטור היא היכולת להדליק נורת אזהרה המתריעה על מצב קיים. זהו כלי משמעותי שעוזר לזהות בעיות בשלבים מוקדמים ולטפל בהן לפני שהן גורמות למשבר.

Elzinga ואחרים (2001) ו-Yoccoz ואחרים (2001) מגדירים את פעילות הניטור כאיסוף וניתוח של מידע לגבי מערכת מסוימת לאורך נקודות זמן שונות כדי להעריך את מצבה ולהסיק מסקנות לגבי השינוי בה לאורך זמן. ניהול המשלב בתוכו ניטור נחשב לניהול מסתגל (adaptive management), כלומר ניהול שמשתנה ומשתפר תוך כדי לימוד מהניסיון המצטבר. ניטור אקולוגי (ecological monitoring) מוגדר כפעולת הערכה של מצב אוכלוסיות ביולוגיות והמערכת הטבעית שהן

נמצאות בה לאורך ציר זמן ומרחב (Beever, 2006). ניטור אקולוגי מבוסס על התובנה כי הידע הנתון בידינו לגבי הטבע הוא מוגבל וחסר, וכי כל פעולת ניהול או שימור שנפעיל עליו תהיה בגדר ניסוי וטעייה. עצם הפעלת תכנית הניטור מעניקה מידע רב וחיוני לניהול טוב ויעיל יותר של משאבי טבע.

מדוע לנטר מגוון ביולוגי (biodiversity)?

Beever (2006) טען שההכרה במורכבות של בתי גידול והיחסים בין מינים חידדה את הצורך בהבנת המערכת, וכי את ההבנה ניתן לשקף רק בעזרת תכניות ניטור לטווח ארוך ובקנה מידה רחב. ניטור המגוון הביולוגי עלה גם מתוך ההבנה של אנשי סביבה ומדענים בצורך לנקוט

בגישה פרו-אקטיבית לעומת גישת התגובה לאחר מעשה, וההבנה כי גישה זו יעילה יותר לניהול נכון של המערכת הטבעית גם מן הבחינה הכלכלית. נוסף על אלה, נראה כי מדדי המגוון של אוכלוסיות או מינים קשורים באופן טוב יותר למצב בריאות המערכת האקולוגית מאשר מדדים סביבתיים אחרים, באופן שקשור גם להשפעתה על בני אדם (Beever, 2006).

ניטור אקולוגי נדרש לשם קבלת מידע חיוני שבעזרתו ניתן:

- לקבוע מהו המצב הקיים של בתי גידול, אוכלוסיות או מינים בודדים באזור נתון;
- לחדד את ההבנה שלנו לגבי השונות הטבעית הקיימת באזור נתון;
- לאתר מגמות ודפוסים של תפוצת מינים ומצב בתי הגידול;
- למדוד את השינוי ממצב רצוי לאורך זמן או לאחר הפעלת ממשק;
- להגביר את יכולת הניבוי העתידית שלנו לגבי מצב בתי הגידול והמינים הקיימים בהם. (מתוך: Treweek, 1999)

ניטור ערכי טבע כמו צמחים ובעלי חיים, נעשה לרוב כדי לזהות מינים שאוכלוסייתם נמצאת בירידה או בסכנת הכחדה, לעקוב אחר תפוצת מינים פולשים ומזיקים, לבחון אם אסטרטגיות ניהול קיימות מצליחות, ולקבוע אם ניצול משאב כזה או אחר נעשה באופן מאוזן ובר-קיימא (sustainable).

כפי שניתן לראות, קיימת שונות גדולה במטרות הניטור, והן יכולות לשאת אופי מדעי של לימוד והבנה של התנהגות המערכת או אופי ניהולי של צבירת מידע יעיל עבור תהליך קבלת החלטות מושכל (Yoccoz et al., 2001). אצל Nichols and Williams (2006) נעשתה אבחנה דומה בין 'ניטור לפיקוח' (surveillance monitoring) לצורכי לימוד ומחקר, ל'ניטור ממוקד' (targeted monitoring) לצורכי קבלת החלטות. Beever (2006) מציין את המושג 'ניטור מסתגל' (adaptive monitoring) כגישה המקובלת ביותר בימים אלה, הדומה רעיונית לניהול מסתגל, ומטרתה להעניק גמישות לתכנית הניטור כך שבמהלכה תהיה אפשרות לשנות מטרות ושיטות ולשכלל את התכנית על פי הידע שנצבר בשלבים הראשונים. כמו כן, הוא מזכיר את המושגים: 'ניטור ליישום' (implementation monitoring) - ניטור שמטרתו הערכת מצב באשר למידת העמידה בסטנדרטים קבועים; 'ניטור לתקפות' (validation monitoring) - ניטור לשם קישור בין הסטנדרט שנקבע למגמות שנצפות בשטח; 'ניטור לאפקטיביות' (effectiveness monitoring) - ניטור לצורך בחינת השינוי במצב הקיים או במגמות תחת פעולת ממשק מסוימת.

מרבית ההגדרות השונות המופיעות בספרות מקורן במטרות השונות המוצגות בכל תכנית, והן רבות ומגוונות. על אף זאת, נראה כי ניתן לחלק את תכניות הניטור לכמה סוגים עיקריים:

- **ניטור מלווה ממשק:** ניטור הבא לבחון אם פעולת התערבות מסוימת השיגה את התוצאות הרצויות, ואם לא - לחפש דרך אחרת, כפי שנעשה בניטור ממוקד. ניטור זה הוא חלק מהותי מפעולת ניהול לשימור (conservation management). התכנון והביצוע של הניטור מבוססים על השערה מוקדמת ועל בניית מודלים המנבאים את תגובת המערכת לפעולת ממשק מסוימת (Nichols and Williams, 2006). למרבה הפלא, דווקא ניטור מלווה ממשק איננו נפוץ בתחום השימור. ייתכן שהסיבה לכך היא שממשק פעיל והתערבות בטבע עדיין אינם מקובלים ככלי שימור אפקטיביים ורצויים.
- **ניטור מצאי:** ניטור שמטרתו הרחבת הידע הקיים לגבי מערכת מסוימת מבחינת ההרכב הביולוגי שלה. בספרות מתייחסים אליו גם כאל ניטור מדעי או ניטור לפיקוח (Nichols and Williams, 2006), שאינו כולל, על פי רוב, הנחה מוקדמת לגבי התנהגות המערכת. ההנחה העיקרית היא שצבירת ידע על המערכת תביא בהכרח להתייעלות בניהולה, אולם במרבית הפעמים הנחה זו אינה נבדקת.
- **ניטור מגמה:** ניטור לשם מעקב או זיהוי של שינוי מגמה במשתנה זה או אחר. ניטור כזה נפוץ לגבי משתנים אביוטיים (למשל שינוי אקלים או זיהום בים).
- **ניטור מצב:** ניטור מורכב יותר, שמטרתו לקשר בין שינוי במשתנה סביבתי או ביולוגי ובין הגורם או הגורמים לו (למשל היעלמות מינים פסמופיליים מחולות החוף כתוצאה מהתייצבות דיונות החול וכניסת צמחים ובעלי חיים ממערכות שכנות).

מי מפעיל תכניות ניטור?

תכניות ניטור מופעלות על ידי גורמים שונים, כמו חוקרים באוניברסיטאות או במכוני מחקר, ארגונים לא-ממשלתיים (NGOs) וגופים ממשלתיים. Field ואחרים (2007) סקרו את ההבדל בין תכניות המופעלות על ידי שלושת הגורמים הללו באוסטרליה ועמדו על המאפיינים השונים בהן:

- **ניטור על ידי גופים מדעיים:** טווח התכניות קצר, הניטור ממוקד באורגניזם או בתהליך אקולוגי מסוים. המידע המתקבל הוא בעל ערך סטטיסטי בינוני-גבוה, אך לא תמיד מספיק לזיהוי מגמות בגלל שונות מרחבית גדולה וזמן דגימה מוגבל.



שדות כפר עזה סמוך ליער בארי

צילום: ניר בן יוסף

- **ניטור על ידי ארגונים לא-ממשלתיים:** ניטור קצר טווח שמסתיים בדרך כלל בשל חוסר עניין או חוסר יכולת לגייס מתנדבים לעבודת הניטור. ניסיון לקבל "תמונת בזק" של אתר מסוים. כיוון שתכניות אלה חסרות תכנון סטטיסטי ומדעי, ערך המידע המתקבל הוא נמוך-בינוני.
- **ניטור ממשלתי:** ניטור שנוצר עקב לחץ פוליטי לטווח זמן קצר, ומסתיים עם קבלת מענה לשאלה מדינית או עם איבוד העניין בו. גם כאן יש ניסיון לקבל "תמונת בזק" של אתר עבור נושאים מדיניים, בדרך כלל ללא תכנון סטטיסטי ומדעי, ולכן מתקבל מידע בעל איכות נמוכה-בינונית.

בין כל הגורמים העוסקים בפעילות הניטור קיים קשר מועט; חלק ניכר מהמידע שנצבר נמצא בארכיונים שאין אליהם גישה או במקרה

הגרוע - המידע לא תועד באופן מלא. דבר זה יוצר קושי רב באיתור הממצאים וביכולת לכנס אותם לכדי תמונה שלמה. כיום הגישה היא עידוד שיתוף הפעולה בין גורמים אלה, בהעברת מידע או במשאבים, מאחר שמעיקרו של עניין פעמיים רבות מטרותיהם משותפות (Field et al., 2007). המלצות אלה נוגעות גם למצב הניטור בארץ, ונראה כי יש חשיבות רבה לקידום תכנית אינטגרטיבית. תכנית כזו תפעיל ניטור מסודר, שיביא להבנת מצב החי והצומח בארץ ישראל.

כיצד בונים תכנית ניטור טובה?

תכניות ניטור לטווח ארוך מתקיימות במדינות רבות בעולם, וחלקן אף בהצלחה יתרה. לאחר בחינת תכניות שלא הצליחו מראים Lindenmayer and Likens (2009) כי תכנון לקוי וחוסר מיקוד היו

החולשות המרכזיות שלהן. מכאן ניתן לגזור כי בתכנית ניטור מוצלחת צריכים להתקיים ארבעת התנאים הבסיסיים הבאים:

1. הגדרת שאלות מובנות וברורות שתכנית הניטור מבקשת לענות עליהן, שנקבעות לפני התחלת התכנית ולא במהלכה או לאחריה.
2. התכנית מגובה בתכנון סטטיסטי מתאים.
3. התכנית מבוססת על גבי מודל המתאר כיצד המערכת האקולוגית הנבדקת בנויה/מתפקדת, ואילו קשרים קיימים בין המרכיבים הנבדקים בניטור.
4. התכנית היא בעלת ערך עבור הגופים המנהלים את משאבי הטבע ועבור מקבלי ההחלטות.

מדברים אלה עולה כי לבנייה של תכנית ניטור מוצלחת נדרש שיתוף פעולה מצד מדענים המציגים את השאלות, אנשי סטטיסטיקה שבונים תכנית בעלת חוזק סטטיסטי, ומנהלי שמורות, ארגוני שמירת טבע, נציגי ממשל ומקבלי החלטות שעוזרים למקד את הניטור בצרכים הניהוליים שלהם.

בעולם מתקיימות כיום כמה תכניות ניטור מוצלחות:

- **Agricultural research and monitoring at Rothamsted (United Kingdom)**

מעל 100 שנים של מעקב אחר שיטות ממשק חקלאי שונות (דישון, אגרוטכניקה וכו');

- **The Hubbard Brook Experimental Forest in New Hampshire (USA)**

מעקב אחר מערכת אקולוגית יערנית וממשקה בהיבט של אגן הניקוז (כריתה, דליפת מינרלים וכו');

- **Moreton Bay Waterways and Catchment Partnership in southeast Queensland (Australia)**

תכנית ניטור כלל-אזורית שהצליחה להגדיר וליישם מספר פעולות ממשק לפתרון בעיות של מאגרי מים וחופים במפרץ מורטון;

- **"Vital Signs Monitoring", the long term ecological monitoring of the National Park Service in the USA**

תכנית שהתחילה בתחילת שנות השמונים וכוללת מעל ל-270 פארקים במטרה לעקוב אחר שינויים לאורך זמן במצב משאבי הטבע של מערכת הפארקים והשפעת הממשק בהם על רמת הקיימות שלהם.

המשותף לכולן הוא:

- הצבת מטרות בנות-השגה, ספציפיות ומדידות;
- פיתוח מתמיד של התכנית ככל שהידע מצטבר, והעמדת שאלות חדשות כפי הנדרש;
- מבנה מחקרי חזק;
- איסוף מידע וניתוחו ברמה סטטיסטית גבוהה;
- שיתוף פעולה טוב בין הגורמים השונים – מדענים, אנשי טבע ונציגי ממשל – השותפים לבניית התכנית;
- מימון לטווח ארוך;
- הנהגה חזקה וקבועה.

תיאור מקרה: תכנית ניטור אקולוגי לטווח ארוך של שירות הפארקים הלאומי בארה"ב

Fancy ואחרים (2008) מתארים את השלבים של בניית תכנית הניטור הכלל-ארצית של פארקים לאומיים בארצות הברית. התכנית שנוסדה בתחילת שנות השמונים נקראה: Vital Signs Monitoring. שם התכנית מעיד על מאפיין חשוב שלה - שימוש במספר מצומצם של מאפיינים עתירי מידע, שהמעקב הרציף נערך עליהם. תכנון התכנית ובנייתה נעשו בשיתוף של כ-100 אנשים - מנהלי שמורות, פקחים, נציגי גופים ממשלתיים ומדענים, בתהליך ממושך. הם מציגים 8 שלבים לפיתוח תכנית ניטור, שבעזרתם הצליחו לפתח בצורה יעילה תכניות ספציפיות עבור כל 32 רשתות הפארקים שלקחו חלק בתכנית:

1. הגדרה ברורה ופשוטה של מטרות הניטור

נעשית בשני שלבים. בשלב הראשון נבחרות מטרות כלליות, ובשלב השני נעשים צמצום וברירת המטרות המתאימות על פי מידת הנאליות, הספציפיות והיכולת למדוד אותן בפועל.

2. סיכום מידע קיים

איסוף מידע לגבי המערכת שרוצים לנטר בעזרת סקירת ספרות קיימת, סדנאות לסיעור מוחות, ראיונות וסקרים עם מנהלי הפארקים ועם מומחים בנושאים הנדרשים בתכנית.

3. יצירת מודל של המערכת

על בסיס הידע שנצבר בשלב הקודם נבנה מודל של המערכת שכולל את מרכיביה החשובים והקשרים ביניהם. ההתייחסות כוללת היבטים שונים של המערכת כמו גורמי בקרה (controls) וגורמי עקה (stressors).

4. קביעת סדרי עדיפויות ובחירת אינדיקטורים

בהסתמך על המודל שנבנה בשלב הקודם, מתייחסים לשלושה גורמים בבחירת האינדיקטור - המשאבים העיקריים הקיימים במערכת, גורמי עקה או הפרעה ומאפיינים של "בראות" המערכת. תיאור מורחב של דרך בחירת האינדיקטורים מפורט בפרק השני.

5. פיתוח תכנית דגימה

אופן הדגימה נקבע בעזרת עקרונות מנחים כמו שילוב של הסתברות הזיהוי (probability of detection), רנדומליות, חלקות קבועות ועוד. עקרונות אלה מפורטים בפרק השלישי.

6. פיתוח פרוטוקולים לאיסוף הנתונים

תכנון פעולת הניטור לפרטיה וקביעת האופן שאיסוף הנתונים ייערך בו. שלב זה חשוב ביותר מכיוון שביסוס פרוטוקולים קבועים

יעזור להפחית שונות שנגרמת ממקורות חיצוניים, כמו טעות סוקר, ויחזק את היכולת להבחין בשינויים הטבעיים. סקירה של שיטות דגימה עבור צמחים ובעלי חיים תיעשה בפרק השלישי.

7. קביעת אופן ניתוח הנתונים ואופן הדיווח עליהם

מערכת ניתוח מידע מבוססת חשובה להצלחת התכנית. הידע והנתונים הם התוצרים הראשוניים של התכנית, וארגון נכון שלהם יבטיח את קיומם גם לאחר שמפעילי התכנית יסיימו את תפקידם. נדרשת השקעה של כשליש מהמשאבים הקיימים לתכנית עבור שלב זה. גם היבטים אלה מפורטים בפרק השלישי.

8. שילוב תוצאות הניטור בבחירת הממשק

שימוש בתוצאות כדי לתת הנחיות לפעולה, למקד את הצרכים של המערכת ולתת הערכה לגבי הצלחה או כישלון של הפעלת ממשק במערכת.



תצפית מנצרת אל עמק יזרעאל

צילום: יוסי יערי

פרק 2 - מה מנטרים?

באופן היסטורי נקבע המענה לשאלה זו בעיקר מתוך הצרכים והמגבלות של הגופים המפעילים את תכניות הניטור. כאשר מדובר בניטור מגוון ביולוגי, הדבר תלוי ביכולת של מתכנני התכנית להשיג הגדרה פשוטה ובהירה של מגוון ביולוגי, וזו אינה משימה קלה (Beever, 2006). בתכניות רבות התמקד הניטור במינים שנחשבים "אדומים", כלומר על סף הכחדה, ובכאלה שיש בהם עניין ציבורי שעזר למימון התכנית ("מיני דגל") (Elzinga et al., 2001). דבר זה נבע מן העובדה כי תכניות הניטור הסתמכו על ידע קודם שנצבר, מבלי להידרש להצבת מטרות ברורות של הניטור. בתכניות ניטור כלל-אזוריות מתבססים

על קבוצות טקסונומיות בעלות ייצוג מינים קטן, בניסיון להקטין את השונות של הנתונים ולפשט את האיסוף שלהם (CBD, 2010). אך בחירה בקבוצות אלה לא בהכרח מאפשרת הסקת מסקנות לגבי כלל המגוון או תפקודו. עם התפתחות ההבנה כי למערכות אקולוגיות ישנה תרומה משמעותית לאדם בדמות שירותי המערכת שהוא נסמך עליהם, הפך גם ניטור המינים הנכחדים ליעיל פחות. הסיבה לכך היא שעבור מרבית שירותי המערכת, אבדן עושר מינים מקומי הוא משמעותי הרבה יותר מאשר אבדן של מין בסכנת הכחדה (Obriest and Duelli, 2010). מצד שני, אין בכך מלשלול את קיומן של תכניות ניטור

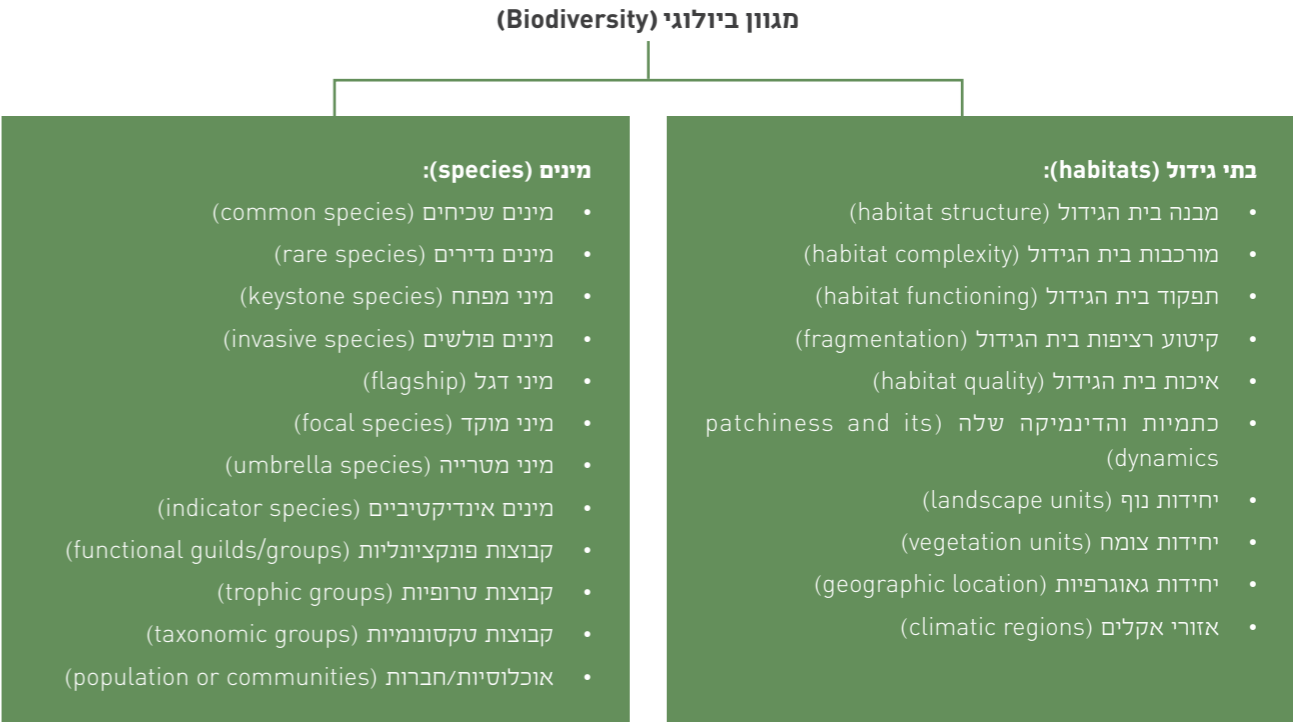
המתרכזות במינים נכחדים, ויש להן מקום נכבד בהעלאת המודעות לשימור המגוון הביולוגי בעולם. לפי Beever ואחרים (2006), שילוב של מספר גורמים בבית הגידול, המנטרים לאורך זמן, יעיל עבור זיהוי מגמות ושינויים. נוסף על כך, הלכה והתבססה הידיעה כי ההחלטה מה ינוטר ומה יהיה אופן הניטור נגזרת מהשאלה - מהי מטרת הניטור? ככל שמטרות הניטור יהיו ברורות וקוהרנטיות יותר, כך אופן הביצוע ותוצאות תכנית הניטור יהיו מוצלחים יותר.

ניטור מגוון ביולוגי (biodiversity)

המושג מגוון ביולוגי הוא מושג רחב, שנחשב לרוב כמדד כללי לשונות בטבע על כל רמות מורכבותה - שונות גנטית באוכלוסיות, עושר

טקסונומי, מגוון והטרוגניות של בתי גידול, צורות חיים, תהליכים אקולוגיים ועוד (Scholes et al., 2008). בעצם, כמעט כל תיעוד ומחקר של תופעה או מין מסוים מספקים היבטים של מגוון (Heink and Kowarik, 2010). מכאן, שכצעד ראשון במענה לשאלה מה מנטרים, יש להבהיר אילו היבטים של מגוון רוצים לבחון (ראה תרשים 1). היבטים אלה יכולים להתקיים מבחינת האוכלוסייה או המין, כמו גם מבחינת בית הגידול ומאפייניו (Teder et al., 2007). כמו כן, נקודת המבט של בחינת מגוון ביולוגי יכולה לשאת אופי כוללני-גולובלי או נקודת מבט מצומצמת לאזור ספציפי או אפילו למין ספציפי (species-specific) (Parkes et al., 2003).

תרשים ו: היבטים שונים של מגוון ביולוגי המשמשים מטרות לניטור



אסטרטגיות לניטור מגוון ביולוגי

ניטור של המין (species)

לפי אסטרטגיה זו נבחנים היבטי מגוון הקשורים למינים ספציפיים, ועל כן יש לבחור אילו מינים או קבוצות טקסונומיות ינוטרו. בתכניות רבות, שמטרתן הייתה לערוך ניטור של מגוון ביולוגי (biodiversity), שלטו שתי גישות ברורות. האחת דגלה בניטור כמה שיותר מינים במערכת, ולעומתה השנייה דגלה בניטור מיני מפתח במערכת (Lindenmayer and Likens, 2011). אולם הסתבר כי הניסיון לנטר כמה שיותר מינים בא על חשבון היבטים אחרים של התכנית, שהם חשובים לא פחות, כמו גודל הדגימה (sample size)', פשטות התכנון וסרבול של ניתוח התוצאות (Heink and Kowarik, 2010). כיום מבינים כי אין מין אחד או קבוצה טקסונומית אחת שהם מושא הניטור המושלם. הקבוצה

ומינים ברמות טרופיות גבוהות, כמו טורפי-על (כרישים למשל), שבשל רגישותם הם אינדיקטורים טובים לשינוי בסביבתם (Beever, 2006). החיסרון שקיים בניטור מינים אלה הוא בכך שהם אינם מייצגים תמיד את כלל מורכבות בית הגידול, וכן מאפשרים, בהגדרה, גודל דגימה קטן, המקטין את החוזק הסטטיסטי של התכנית.

Lindenmayer ואחרים (2002) מציינים כי בחירה במין בודד או בסוג אחד מאלה לא תעמוד במבחן של תכנית ניטור טובה, ואינה מספיקה כדי לשקף את מורכבות המערכת. לדעתם, ניטור של מספר סוגי מינים יחד יספק מידע רחב יותר. כך הפכו למשל קבוצות פונקציונליות, מיני מפתח ומינים מתמחים ליעד מרכזי לניטור בשל ידע רב המופק מהם, הקשור לתפקוד תקין של המערכת (Beever, 2006).

ניטור מבחינת בית הגידול

אסטרטגיה זו מבוססת על ההנחה כי אורגניזמים קשורים לבית הגידול שהם מאכלסים, ועל כן יגיבו לשינויים בהיקף השטח וברמת הקיטוע שלו (Beever, 2006). כאן הניטור מתמקד במאפיינים של בית הגידול ולא במינים עצמם. ניטור מסוג זה מערב פעמים רבות שיטות מיפוי מתקדמות כמו חישה מרחוק (ממ"ג - GIS) או תוכנות מחשב שמבצעות כימות של יחידות נוף באזור ויוצרות מפות על פי קטגוריות (McGarigal and Marks, 1995), כמו למשל חלוקה לנישות אקולוגיות. יש לזכור כי אסטרטגיה זו טובה עבור מינים שהם מתמחים בבית גידולם, אך יעילה פחות עבור מינים כוללניים (generalist) המתקיימים במגוון בתי גידול.

אסטרטגיית מודל מבוסס עקה (stressor based model)

בבסיס מודל זה קיימת ההנחה כי כל שינוי שנצפה באינדיקטור נבחר, מקורו בגורם עקה או במספר גורמי עקה המשולבים יחד (Beever, 2006). מוקד הניטור באסטרטגיה זו הוא גורם העקה ולא בהכרח המין המושפע ממנו, משום שבמקרים רבים גורם העקה קל יותר לניטור מאשר המינים המושפעים ממנו. גורמי העקה יכולים להיות קרבה או צפיפות של אוכלוסייה אנושית, מספר ימי ביקור בשמורה (Mckinney et al., 2001), צפיפות דרכים ונפח תחבורה, איכות מים, איכות אוויר, טמפרטורה, אור, משקעים ועוד. במערכות רבות כבר קיים בפועל ניטור מאפיינים אלה (למשל ניטור איכות המים בנחלים) וניתן להשתמש בנתונים הקיימים ובכך לחסוך בעלויות (Beever, 2006).

אינדיקטורים

הקביעה אילו היבטים של מגוון ינוטרו היא רק חלק מהפתרון לשאלה מה מנטרים, ויש להחליט אילו מינים, קבוצות טקסונומיות או מאפיינים ספציפיים של בית הגידול יִבחנו היבטים אלה. החלטה זו איננה פשוטה, הואיל ולא תמיד מה שרצוי - איסוף נתונים לגבי רוב המינים בשטח נתון - הוא מה שאפשרי בפועל (Buckland et al., 2005). צוואר הבקבוק העיקרי בנושא של ניטור מגוון ביולוגי הוא כיצד להשיג נתונים מספקים של המגוון (Jelaska et al., 2010; Trewweek, 1999), דבר שמצריך צמצום של כמות המינים או המאפיינים המנוטרים. מסיבות אלה מחפשים מינים או מאפיינים שייצגו באופן מיטבי את המגוון הכולל ואת השינויים החלים בו, ועליהם עורכים את הניטור (Heink and Kowarik, 2010). מינים אלה מתפקדים כאינדיקטורים (מחוונים[?] בעברית) למגוון הביולוגי בשטח נתון או למצב בית הגידול.

לפי Hammond ואחרים (1995), אינדיקטור הוא דבר המרמז על דבר אחר בעל חשיבות גדולה, ומעיד על מגמה או על תופעה שאינן נתפסות באופן המְיָדִי והישיר. חשיבות האינדיקטור היא במידע הנוסף שהוא מוסר מעבר למדידתו שלו (Niemeijer and De Groot, 2008). כך למשל, מדידת טמפרטורת גוף האדם מספקת לנו מידע לגבי מצב בריאותו של האדם הנבדק מעבר לידיעה מהו חום גופו ברגע נתון. הצעד הבא לאחר קביעת מטרות תכנית הניטור הוא לקבוע את סט האינדיקטורים שמבצעים עליהם בפועל את פעולת הדגימה ואיסוף הנתונים בשטח.

אינדיקטורים למגוון ביולוגי (biodiversity indicators):

השימוש באינדיקטורים לבחינת שינויים במגוון הביולוגי הוא כלי בסיסי לנקיטת פעולה מהירה כנגד אבדן מינים (Lindenmayer and Likens, 2011). סוגי האינדיקטורים הם רבים, ויכולים להיות כמעט כל תופעה, מרכיב או אורגניזם שהם חלק מהמערכת המנוטרת, ובלבד שהם מעידים על דבר שהוא מעבר למה שנמדד בפועל, ותורמים למטרת התכנית. Elzinga ואחרים (2001) מבחינים בין כמה סוגי אינדיקטורים:

- מינים אינדיקטיביים (indicator species)** - מינים שמצבם קשור ישירות לשגשוג של מין מטרה או מעידים על המגוון הביולוגי בכללותו, ושקל למדוד אותם [ראו תיבה 1].

^[1] מחוון - על פי מילון אבן שושן מוגדר כאינדיקטור, זרוע או מתקן המְרָאָה על כיוון או על מצב מסוים במכשירים שונים. המילה מחוון מופיעה גם במילוני האקדמיה ללשון העברית למונחי ביולוגיה ואיכות הסביבה כתרגום למונח indicator. כיוון שהשימוש הנפוץ יותר במילה מחוון הוא בהקשר של הערכות לימודיות, בסקירה זו נשתמש במילה אינדיקטור שהיא מקובלת יותר בספרות האקולוגיה והביולוגיה



כביש הערבה

צילום: ניר בן יוסף

הקריטריונים יוצרים רשימות המדרגות מינים (ranks) ומשמשות בסיס לבחירת מינים לניטור.

בתיבה 2 נמצאת רשימה חלקית של הקריטריונים לבחירת אינדיקטור למגוון ביולוגי. באופן מעשי לא ניתן לשלב את כל הקריטריונים הללו בבחירת האינדיקטור, וקיימת פשרה מתמדת בין המורכבות הטבעית של המגוון לבין הפשטות הנדרשת מאינדיקטור טוב (Schmeller, 2008).

כך למשל, בתכניות מכוונות ממשק יש התמקדות בקריטריונים של יעילות, עלות ומידת ההתאמה של הממשק לנושא. לעומתן, תכניות ניטור מדעיות מתמקדות בחוזק הקשר האינדיקטיבי בין האינדיקטור למיוחס (indicandum).

Belnap (1998) מחלקת את הקריטריונים לדרושים (required) – שחייבים להתקיים, ולרצויים (desirable) – שאינם הכרחיים. בין הקריטריונים הדרושים נמצאים חוזק הקשר בין האינדיקטור למיוחס (תקפות), מידת יכולת החזרה בשימוש באינדיקטור, יכולת המדידה שלו ומידת הרלוונטיות שלו למערכת האקולוגית. רק לאחר שאינדיקטור עמד בכל הקריטריונים הדרושים יש לעבור לבדוק את עמידתו בקריטריונים הרצויים, כמו מהירות התגובה שלו לשינויים, נוחות הדגימה, עלות הדגימה ושונות קטנה שלו במרחב ובזמן. לפי

תיבה 1: מינים אינדיקטיביים (indicator species)

פרפרים נחשבים רגישים לשינויים בתנאי הסביבה, קל להבחין בהם והם פעילים ביום, ולכן הם ככל הנראה החרק השכיח ביותר בתכניות ניטור לחרקים (Elzinga et al., 2001). חיפושיות גם הן קבוצה שנחשבת אטרקטיבית בתכניות ניטור, בעיקר כיוון שנוח ללכוד אותן. כיוון שכמות מיני החיפושיות היא עצומה, מתמקדים בקבוצות שמגוון המינים בהם קטן ושקל לזהות אותן, כמו חיפושיות ממשפחת הרצניתיים (Carabids) שמשמשות אינדיקטור לשינויים באוכלוסיות של חסרי חוליות יבשתיים (Rainio and Niemelä, 2003). דו-חיים נחשבים לאחת הקבוצות שצוברות עניין הולך וגובר בתכניות ניטור. קבוצה זו נחשבת רגישה ביותר לשינויים סביבתיים בשל עורה החדיר שמושפע בקלות מזיהום באוויר, במים ובקרע. זוחלים נחשבים רגישים פחות לשינויים בסביבה, אך מאחר שהם נפוצים מאוד ויכולים להיות הביומסה העיקרית של בעלי חיים, בייחוד בסביבות יובשניות, הם נבחרים לשמש מושא ניטור בתכניות רבות (Elzinga et al., 2001).

ניצד בוחרים אינדיקטורים?

בחירת האינדיקטורים לניטור צריכה להתחיל ביצירת מודל של יחסי הסיבה והמסובב במערכת המנוטרת, כדי להבין את הקשרים הפנימיים של מרכיביה (Niemeijer and De Groot, 2008). מודל זה מוכר בספרות גם בשם סכמת שרשרת גורמים (causal chain framework). בניטור מגוון ביולוגי יש להתחיל ביצירת מודל של מארג המזון ויחסי הגומלין בין המרכיבים של השטח שרוצים לנטר (O'Brien et al., 2010). נוסף על כך, אינדיקטורים למגוון ביולוגי צריכים לתת ייצוג טוב, מעל ל-70% שונות, של המגוון באזור המנוטר (Mandelik et al., 2010). Mandelik ואחרים (2010) הוסיפו שיקולי עלות-תועלת בבחירת אינדיקטורים למגוון מינים שמשפרים את יעילות הניטור.

קיימת ספרות רבה בנושא הדרישות שאינדיקטור מוצלח למגוון ביולוגי צריך לעמוד בהן (Noss, 1990; Belnap, 1998; McGeoch, 1998; Schmeller, 2008; Heink and Kowarik, 2010; Mandelik et al., 2010). McGeoch (1998) ערך רשימה של 32 קריטריונים שנמצאו בכ-10 פרסומים על אינדיקטורים למגוון ביולוגי. Heink and Kowarik (2010) מסכמים מידע לגבי תהליך בחירת אינדיקטורים למגוון מינים בשני סוגים של תכניות ניטור – מדעיות ומכוונות ממשק – ומראים כי ההתמקדות בקריטריון מסוים קשורה לאופי התכנית.

- מאפייני בית הגידול (habitat characteristics) – מאפיינים בבית הגידול שיכולים לידע לגבי נוכחות של מין מסוים או מגוון ביולוגי עשיר. למשל, נוכחות עצים גדולים (למשל השיטים בנגב) או כיסוי צומח.
- איומים (threats) – הפרעה או איום שנמדדים במקום או בו-זמנית עם מדידת המין המושפע מהם.
- אינדקסים³ של שכיחות (abundance indices) – סימנים המעידים על נוכחות מינים מסוימים, כמו למשל עקבות, גללים ועוד.

חלוקה אחרת מבחינה בין אינדיקטורים סביבתיים (environmental indicators) שהם תנאים כימיים ופיזיקליים של הסביבה המנוטרת, ואינדיקטורים ביולוגיים (biological indicators) שהם קבוצות מינים המייצגות דפוסי מגוון כלליים. אצל Mandelik ואחרים (2010) נמצא כי אינדיקטורים סביבתיים הם הזולים ביותר לניטור, אך בעלי רמת דיוק / הסבר נמוכה למגמות של מגוון ביולוגי. הם יכולים להתאים לסיווג ראשוני של בתי גידול, אך אינם יכולים להחליף מדידה מדויקת יותר של מגוון שנעשית על ידי אינדיקטורים ביולוגיים. קבוצת הצמחים היא האינדיקטור הביולוגי הזול ביותר שמקנה ייצוג טוב של מעל ל-70% שונות במגוון (Mandelik et al., 2010). ממצא דומה מצאו Kati ואחרים (2004) לגבי קבוצת צומח מעוצה.

אצל Heink and Kowarik (2010) נעשתה אבחנה על בסיס המטרה שלשמה משמש האינדיקטור. לדעתם, קיימים אינדיקטורים תיאוריים (descriptive), שמטרתם לתאר את עושר המינים באזור מסוים. לעומתם, אינדיקטורים נורמטיביים (normative) – מטרתם להביא לידיעה אם מצב המגוון באזור מסוים הוא מעל או מתחת לקו הבסיס, והם מתאימים לתכניות ניטור שמטרתן לקבוע מדיניות.

3 כאן משמעותו היא סמן.



יער בן שמן

צילום: ניר בן יוסף

תיאור מקרה: בחירת אינדיקטורים לניטור בפארק הקשתות בארה"ב: אצל Belnap (1998) מתואר תהליך של בחירת האינדיקטורים לניטור השפעת מבקרים בפארק הקשתות בארה"ב. תהליך זיהוי האינדיקטורים כלל מספר שלבים:

1. זיהוי הצמחייה באזור שהמבקרים משתמשים בו בתדירות הגבוהה ביותר. דגימה באזורים פגועים לעומת אזורים לא-פגועים של גורמי צומח וקרקע.
2. קביעת אינדיקטורים פוטנציאליים על פי המשתנים שהראו את השוני הגדול ביותר בין האזור הפגוע ללא-פגוע.
3. קביעת קריטריונים עבור האינדיקטורים ובחינה אם האינדיקטורים הפוטנציאליים עומדים בהם.

נתון מוסיף בה מינים לא-מיוחסים לסט שטחים שנבדקו. בכל פעם נבדק שטח חדש ונתוניו מתווספים לנתונים שהתקבלו מסט השטחים הקודמים שנבדקו, עד לקבלת הייצוג המרבי של מינים ביחידת שטח מזערית (Regers et al., 2000). יחידות שטח אלה מחושבות עבור כל אינדיקטור מוצע, ונערכת השוואה למידת השימור שלו לגבי האינדיקטורים האחרים. גישה זו מערכתית יותר מגישה ממלא המקום, שמתמקדת באזור מסוים.

הרלוונטיות האקולוגית של האינדיקטור גם היא היבט חשוב שיש להידרש אליו. עמידה בקריטריון זה מעלה את היעילות של תכנית הניטור. אצל Belnap (1998) למשל, נערכה בדיקה זו על ידי סקירת ספרות לכל אחד מהאינדיקטורים הנבחרים, במטרה לבחון מה ידוע על תפקידם במערכת האקולוגית ומהי תגובתם הצפויה לשינויים.

בחינת העמידה בקריטריונים

חלק חשוב בתהליך בחירת האינדיקטורים הוא הבחינה של העמידה בקריטריונים שהוצבו עבורם (Lindenmayer et al., 1999). חלק מהקריטריונים ניתן לבדוק לפני יישום התכנית, כמו קריטריונים של התאמה לנושא ויעילות כלכלית, אולם חלק מהם יש לבחון במהלכה, לאחר שנאספו נתונים ראשוניים.

ניתן לומר כי הקריטריון החשוב ביותר הוא תקפות ויעילות הקשר בין האינדיקטור למיוחס על ידיו, ולא מוגזם לומר כי על כך תיפול או תקום תכנית הניטור. באוסטרליה למשל, הרכיכה *Velesunio ambiguous* נחשבה אינדיקטור לנוכחות מתכות כבדות בנהרות (Walker, 1981). לאחר זמן חשף מידע שהתקבל מפרסומים נוספים את העובדה שהמין הזה צובר בגופו מתכות כבדות באופן שאינו תואם את רמתן בסביבה הימית, וביטל את תקפותו כאינדיקטור. תכניות רבות שמות דגש על עמידה בקריטריונים אלה בעזרת כמה גישות:

- גישה ממלא המקום (the surrogate approach) גישה זו מתמקדת במציאת תכונות קלות למדידה, הנמצאות בקשר חזק עם משתנים המעידים על המגוון הביולוגי, כמו למשל מספר המינים (Olsgard et al., 2003). לדוגמה, Jonsson and Jonsell (1999) ניתחו את הקשר בין מבנה בית הגידול לבין יכולת הניבוי שלו למשתנים כמו עושר והרכב מינים.
- בדיקת מידת החפיפה בדפוסים (congruence of species- richness patterns) באופן דומה לגישה ממלא המקום, בגישה זו נבדקת מידת החפיפה של דפוסי עושר המינים בין קבוצות טקסונומיות שנבחרו כאינדיקטורים ו/או עם המגוון הביולוגי (שהוא סך כל המינים שנמצאו בכל הקבוצות מלבד קבוצת האינדיקטור הנבדק לייעילותו). בדיקת החפיפה נעשית על ידי מתאם פירסון (Kati et al., 2004). ניתן לערוך את הבדיקה על תתי-חלקים של הנתונים, למשל אחרי חלוקתם לפי סוגים של בתי גידול, יחידות נוף או צומח. Kati ואחרים (2004) מצאו חפיפה קטנה ולא משמעותית בין קבוצות מינים שנקבעו כאינדיקטורים, ודבר זה תואם תוצאות של מחקרים קודמים שבדקו שיטה זו (Lawton et al., 1998; Ricketts et al., 1999).
- מבחן הרשתות המשלימות (complementarity networks) מבחן נפוץ המיועד לבחינת איכות האינדיקטור ובודק את יכולתו לשמר קבוצת מטרה או אינדיקטור נוספים בתוך שטח נתון (Kati et al., 2004). גישה זו מתארת באופן מתמטי את המידה ששטח

תיבה 2: קריטריונים לבחירת אינדיקטור למגוון ביולוגי

- **ידיעה:** קיים ידע טקסונומי או אקולוגי מספק לגבי המין או הקבוצה הנבחרים כאינדיקטורים, המאפשר הסקת מסקנות;
- **חזרה:** יש יכולת חזרה על השימוש באינדיקטור. יכולת זו קשורה לשימוש בשיטות דגימה מקובלות עבורו ובפרוטוקולים קבועים;
- **התאמה למבחן סטטיסטי:** ניתן לקבל ממנו דגימות רבות או מעט דגימות בשונות נמוכה;
- **ערכי בסיס:** קיימים ערכי בסיס השוואה או יכולת להניב נתונים משטח בקרה;
- **ישימות:** ניתן להשתמש באינדיקטור במסגרת התקציב הנתון;
- **אוניברסליות:** יש לו טווח גאוגרפי רחב. מתקיים במגוון בתי גידול או בטווח זמן ארוך;
- **חסכנות (parsimony):** מצליח להסביר את מרבית השונות כך שאיבוד המידע הוא מזערי;
- **תקפות (validity):** יש מידת קשר גבוהה בין האינדיקטור למיוחס (indicandum). מראה עד כמה האינדיקטור מעיד על התופעה שרוצים למדוד;
- **פשטות:** מסייע לקבץ מידע אקולוגי מסובך למדדים פשוטים יחסית;
- **שייכות לנושא:** רלוונטי לנושא המנוטר וקשור אליו;
- **רגישות לשינויים:** מראה דפוסים ברורים של עלייה או ירידה בעקבות שינוי;
- **חשיבות תפקודית:** קשור למינים אחרים מבחינת תפקודו, כמו מיני מפתח (keystone species) למשל;
- **תפיסה/קבלה:** האינדיקטור צריך להיות מקובל על כלל הגורמים בתכנית.



תצפית מהר מירון לכיוון צפת

צילום: יוסי יערי

פרק 3 - איך מנטרים?

גדולה, ורבים המושגים והכפילויות בספרות. מטרתו של פרק זה היא לסקור חלק מהגישות לדגימה ומהשיטות המקובלות לאיסוף נתונים בתכניות ניטור בעולם, על היתרונות והחסרונות שבכל אחת מהן.

חשוב לזכור כי כדי לאפשר הסקת מסקנות טובה מתוך נתוני הניטור, יש להפעיל טכניקות מדידה סטנדרטיות **באופן קבוע** במהלך התכנית.

בחלק זה שלושה תתי-פרקים המתייחסים לשאלה איך מנטרים:

3.1 מודל הדגימה

3.2 שיטות הניטור

3.3 עיבוד נתונים וניתוחם

כאשר עומדים לבנות תכנית ניטור למגוון מינים (biodiversity) יש לאסוף מידע לגבי מינים רבים, מקבוצות טקסונומיות שונות, הממוקמים ברמות טרופיות שונות. כמו כן, כפי שעלה בפרק הקודם, ניתן גם לנטר היבטים שאינם קשורים למינים עצמם, כמו מאפיינים בבית הגידול וגורמי עקה. כל אלה נדרשים לשיטות דגימה שונות ומגוונות (O'Brien et al., 2010). אין דומה ניטור צומח לניטור בעלי חיים, לניטור השפעות אנתרופוגניות על ערכי טבע או לניטור ניהולי, ובכל תכנית יש להתאים את שיטת הדגימה שתביא לתוצאות מדויקות ומהירות ככל שניתן. בניסיון לסווג את השיטות הקיימות יש מורכבות

- 4. בחינת הרלוונטיות האקולוגית של האינדיקטורים הפוטנציאליים.
- 5. בחירה סופית של האינדיקטורים ושל השטחים שינוטרו.

הם הבחינו בין אינדיקטורים שינוטרו באופן רציף, בכל שנה: אינדקס קרומי קרקע, הידוק קרקע, מספר השבילים בשימוש ויציבות אגרטים. לעומתם, אינדיקטורים כמו כיסוי צמחי, כיסוי קרקע, מאפיינים כימיים של קרקע והרכב כימי של רקמות צמחיות ינוטרו אחת לחמש שנים. באופן כזה הצליחו לשלב בתכנית אינדיקטורים שהרלוונטיות האקולוגית שלהם גבוהה, ושהעלות הכספית לבדיקתם סבירה. הם בעצם "מלווים" את הניטור השנתי עד שיאומת כי האינדיקטורים האחרים, המנוטרים אחת לשנה, רגישים מספיק עבור הניטור.

3.1 מודל הדגימה

עוד לפני שייקבעו שיטות הדגימה יש להידרש לשאלה תכנונית מוקדמת - מהו מודל הדגימה שעל פיו תפעל התכנית (Fancy et al., 2008). בתכנון יש להביא בחשבון מה יהיה היקף השטח המנטר, מה גודל הדגימה הנדרש לזיהוי הבדלים בדפוסים, ומה החוזק הסטטיסטי של זיהוי שינוי. כל זה צריך להיעשות תוך התחשבות במגבלות הזמן והתקציב של התכנית. המרכיב החשוב ביותר במודל הדגימה הוא משך הזמן של התכנית, ונראה כי כדי לקבל תוצאות משביעות רצון, דגימה שמתמשכת על פני 3-5 שנים היא הכרחית (Baasch et al., 2010). קיימות כמה צורות דגימה אפשריות: דגימה פשוטה (simple), דגימה משוכבת (stratified), דגימה מקובצת (clustered) ודגימה שיטתית (systematic). אין זה המקום להרחיב על כולן, אולם בתכנון המוקדם של ביצוע התכנית יש חשיבות רבה לבחירת צורת הדגימה, מכיוון שזו משפיעה בהמשך על הניתוח הסטטיסטי. נפרט אם כן רק שתיים מבין צורות הדגימה:

- **דגימה פשוטה** - כאשר יש מידע על גודל האוכלוסייה הנבדקת, בוחרים באופן אקראי פרטים לדגימה. היא מתבססת על ההנחה שלכל אחד מהפרטים יש סיכוי שווה להיבחר (Elzinga et al., 2001). לרוב, ובייחוד בנושא של דגימה במערכות טבעיות, הנחה זו אינה תופסת.
- **דגימה משוכבת** - כאשר אין מידע לגבי גודל האוכלוסייה וכאשר ההסתברות של כל פרט להיבחר היא שונה, מקבצים את הפרטים באוכלוסייה לשכבות. השונות נמוכה בתוך כל שכבה וגבוהה בין השכבות השונות. בשיטה זו משתמשים בדגימה פשוטה בכל אחת מהשכבות (Elzinga et al., 2001). שימוש בדגימה משוכבת עוזר כשבאים לדגום אוכלוסייה באזור בעל שונות סביבתית גבוהה. במקרה כזה לוקחים את האזור הנדגם ומחלקים אותו לשכבות לפי דמיון במבנה המרחבי. היתרונות שבסוג דגימה כזה הם: היכולת להסיק מסקנות על כל שכבה; המיקוד בקבוצות חשובות מהאוכלוסייה; אפשרות השימוש בשיטות דגימה שונות בין כל שכבה; דגימה מתאי שטח שאינם שווים בגודלם; שיפור איכות המידע. הקושי בשימוש בדגימה כזו הוא שאתרים בעלי מבנה מרחבי פחות נפוץ לא יניבו גודל דגימה מספק, בעוד שפעמים רבות דווקא בהם מתקיימות מרבית האוכלוסיות (Buckland et al., 2005). נוסף על כך, זיהוי מוקדם של השכבות מצריך זמן וכסף, ואם השונות גדולה מדי, לא ניתן ליישם זאת.

ניטור אתרים בודדים לעומת ניטור של יחידות נוף רחבות היקף:

מרבית תכניות הניטור מתמקדות באתרים בודדים (כמו תחנות ניטור ארוך טווח - Long Term Ecological Research) אולם נראה שיש כמה יתרונות בבחירה לנטר אזורים רחבים יותר. דבר ראשון הוא שככל שנבדקים אתרים רבים יותר, כמות הנתונים המתקבלת גדולה יותר, והשפעת טעויות קטנות בזיהוי תהיה זניחה (Lamb et al., 2009). כמו כן, גישה זו מקנה גמישות לתכנית כך שבמידת הצורך ניתן לצמצם אותה ולעבור לניטור אתרים ספציפיים. יתרון נוסף הוא ששטחים בהיקף רחב משקפים בצורה טובה יותר את המורכבות המרחבית ואת האקולוגיה של המינים והמערכות.

דגימה אינטנסיבית לעומת דגימה אקסטנסיבית:

בניטור של יונקים ודגים קיימת בעיה של ניידות גבוהה שיוצרת קושי בספירה מדויקת שלהם. במקרה של ניידות גבוהה יש עדיפות לדגימה אקסטנסיבית (extensive) - יותר מקומות דגימה ופחות חזרות כדי להקיף את טווח הניידות של המין. דבר זה נכון גם לניטור שטח בעל הטרוגניות גדולה או כשהשונות בין אתרי הניטור גדולה (Legg and Nagy, 2006). דגימה אינטנסיבית (intensive) - יותר דגימות במספר מצומצם של מקומות דגימה - נעשית במצב שבו השונות בתוך האזור גבוהה, אך השונות בין אזורי הדגימה נמוכה. למשל ניטור מין שהסתברות הזיהוי שלו קטנה ומעלה את השונות בספירה, אך התפוצה שלו בין בתי הגידול דומה (Elzinga et al., 2001).

דגימה קבועה לעומת דגימה אקראית:

מושגים אלה יכולים להתייחס לאזור שדוגמים בו או למינים הנדגמים (Shaffer et al., 1998). דגימה קבועה (fixed) היא דגימה באזורים קבועים לאורך זמן או דגימה של מספר מינים קבוע, שמאפשרת להעריך נוכחות או היעדרות של מינים וניטור מצב בית הגידול לאורך זמן. היא מתאימה יותר לאזור מצומצם או למספר מינים מצומצם, מאחר שהיא דורשת מספר רב של זמני דגימה. דגימה אקראית (random) היא דגימה במספר אזורי דגימה הדומים במאפייניהם ונבחרים אקראית, ומעקב אחר שינויים במגוון ובהרכב של כמה מינים מקובצים יחד. דגימה מסוג זה נותנת הסתכלות רחבה יותר, אזורית, על שינויים בתפוצה ובשכיחות של מינים.



אבו-גוש

צילום: ניר בן יוסף

3.2 שיטות הניטור⁴

איסוף נתוני ניטור יכול להתבצע תוך שימוש בשיטות איכותיות (qualitative) או כמותיות (quantitative) (Elzinga et al., 2001). שיטות איכותיות נותנות מידע שאיננו מידע כמותי כשלעצמו אלא הערכה. שיטות אלה צורכות בדרך כלל פחות עבודה או תקציב, אך למרות זאת יכולות להניב מידע יעיל, למשל כאמצעי אזהרה מוקדם הממקד את הניטור לבעיה ספציפית או כאשר יש צורך במענה מהיר לנושא ממוקד. שיטות כמותיות דורשות מדידה של תכונה מסוימת

באוכלוסייה, דבר המצריך זמן רב יותר, אך מנגד - מספקות שיטות אלה מידע מדויק יותר שניתן להעריכו גם על ידי מובהקות סטטיסטית (Legg and Nagy, 2006). בחירת השיטה נתונה למגבלות של מורכבות השטח המנטר ואמצעי המימון של התכנית. תיאור של כל אחת מהשיטות, יתרונותיה וחסרונותיה ניתן למצוא ב**נספח 1**.

שיטות איכותיות:

- **נוכחות-היעדרות (presence-absence)**

הכוונה להערכה של שכיחות מין באופן עקיף, לפי מספר תאי השטח שהוא נוכח בהם (Buckland et al., 2005). שיטה זו נחשבת לאחת השיטות המובילות בתכניות ניטור (Marsh and

⁴ פירוט לגבי שיטות פעילות בניטור ניתן למצוא בבסיס המידע BioMat המאחד מידע מכלל תכניות הניטור השונות הקיימות באיחוד האירופי וכולל גם הסברים לגבי כל שיטה - <http://eumon.ckff.si/biomat/2.1.php>.



נחל נקרות, ליד מכתש רמון

צילום: אהוד דינרמן

• **זיהוי מורפולוגי (morphotypes)**

זיהוי מורפולוגי הוא שימוש במגדירים פשוטים המתארים צורה במקום זיהוי טקסונומי מלא. באופן זה ניתן להפחית בדרישה לכוח אדם מקצועי שאיננו תמיד זמין בפועל. שיטה זו מתאימה לניטור חסרי חוליות שזיהוים הטקסונומי הוא מלאכה למומחים בודדים, דבר שמייקר את הטיפול בנתונים ומאריך אותו. אצל Abadie ואחרים (2008) נעשה שימוש במגדירים המבוססים על מורפולוגיה שניתנו למתנדבים שאינם מומחים, ונמצא מתאם טוב בין מספר המאפיינים שזוהו לבין מספר המינים שזוהו בשטח על ידי טקסונומים מומחים. Allaby (1999) הגדיר את המושג יחידות פְּרָה-טקסונומיות (parataxonomic units) כקבוצה של אורגניזמים השונים בהיבטים מורפולוגיים מסוימים מקבוצת אורגניזמים אחרת.

האוקלוסייה (Royle and Nichols, 2003). שיטה זו נותנת הערכה סבירה של מצב האוקלוסיות הנבדקות, ומציבה חלופה בעלת רמת דיוק טובה ועלות נמוכה לניטור מינים רבים על פני שטח גדול (Sarmiento et al., 2011). במודלים המבוססים על הערכת שטח נתפס, כאשר סבירות הזיהוי של מין יורדת מתחת ל-0.15, אין למודל יכולת לספק הערכה מהימנה, ויש קושי להבחין בין זיהוי לא-מספק של מין לבין היעדרות אמיתית שלו (Mackenzie et al., 2002). בעיה זו וכן ביסוס של מודלים על סמך מידע חלקי, הם הגורם להתנגדות לשימוש בהם בניטור אוקלוסיות בעלי חיים. אולם שימוש באיסוף מידע בעזרת צילום, לגבי מינים שרמת הנוכחות בשטח שלהם בינונית-גבוהה, יכול להביא כמות נתונים מספקת לבניית מודל (Sarmiento et al., 2011).

והשונות בהערכות יכולה להיות גדולה. לכן, בתכנון דפי הסקר יש לכלול שאלות הדורשות כימות של המאפיין הנבדק, כמו אחוז כיסוי השטח על ידי עשבים רעים או שימוש בדרגות לתיאור מצב (טוב, בינוני, גרוע, השתנה מהפעם שעברה). שיטה זו טובה בעיקר לזיהוי כללי של שינויים בבית הגידול או לזיהוי של הפרעה חדשה ופחות עבור בחינה של עוצמת ההשפעות על בית הגידול בעקבות הפרעה קיימת. גישה hectares habitat:

2. גישה זו מורכבת יותר, מתמקדת גם כן במצב בית הגידול, ונותנת הערכה של מידת ה"טבעיות" של האזור, אך כאן ההשוואה נעשית כלפי אזור ביקורת (Parkes et al., 2003). את הגישה פיתח המשרד לקיימות ולסביבה בוויקטוריה, אוסטרליה (Victoria's Department of Sustainability and Environment). בגישה זו נבחרים 10 מאפיינים של צמחייה ובית גידול עבור אזורים מופרעים, ומושוים למאפיינים זהים הנמדדים באזורים דומים לא-מופרעים, "טבעיים", המהווים נקודת מידוד (benchmark). גישה זו פותחה להערכה מהירה של צומח על אדמות בבעלות פרטית ולזיהוי אזורים לשימור. בשלב הראשון יש לזהות את הצמחייה ולחלק אותה לפי תכונות פיזיולוגיות (הופעה כללית חיצונית) וטקסונומיות כאשר התנאים אקולוגיים דומים. לאחר מכן נערכים סקרים למתן הערכה וניקוד של מאפייני הצמחייה, כמו מספר העצים הגדולים, כיסוי עלווה וחופה, נביטה ועוד, עבור השטח המופרע והשטח הטבעי. מידת ה"טבעיות" של האזור נקבעת על פי מידת הדמיון לשטח הבקרה במכלול המאפיינים. על פי McCarthy ואחרים (2004), שיטה זאת מספקת צורה טובה סובייקטיבית. אולם קיימות מספר בעיות עם שיטה זו, ובהן הקושי במציאת נקודות מידוד טובות, ההנחה המוטעית שמצב טבעי תמיד יקבל ניקוד גבוה יותר מהמצב המופרע, וכן חוסר עקביות בשימוש במאפיינים מסוימים.

• **מיופי גבולות (boundary mapping)**

כאן הכוונה להערכת השטח הנתפס (area-occupied) על ידי האוקלוסייה או המין המנוטרים בשטח הנתון, ומעקב אחר צמצום או הרחבה שלהם. בספרות מקצועית נקראת שיטה זו גם בשם הערכת שינויים בטווח (estimating range change) (Elzinga et al., 2001). שיטה זו מתבססת על ההנחה כי שינויים בגודל השטח הנתפס על ידי מין מסוים יכולים להיות קשורים לשינויים בגודל

(Trenham, 2008) משום שעלות איסוף המידע נמוכה יחסית לשיטות אחרות (Jones, 2011). נוסף על כך, היא מתמודדת היטב עם החסרונות במדדים כמו עושר המינים וצפיפות מינים (Elzinga et al., 2001). עם זאת, יש לזכור כי היחס בין שכיחות לתפוסה איננו יחס ישר (Buckland et al., 2005), וכאשר צפיפות האוקלוסייה הנבדקת גבוהה, נוצרת רוויה, ושינויים בגודל האוקלוסייה לא יובחנו (Elzinga et al., 2001). למרות החולשה במתן הערכה טובה לגודל אוקלוסייה ולשכיחותה, בדיקת נוכחות או היעדרות של מינים משטח מסוים יכולה לסייע בהכנת מודלים מרחביים לתפוצת מינים (Jones, 2011) או להעריך בצורה טובה שינויים בתפוצה ובאכלוס בתי גידול, המעידים על שינוי בתנאי הסביבה (Elzinga et al., 2001).

שימוש במודל דגימה מקננת (nested sampling) - איסוף מידע נוכח-נעדר בתוך תתי-חלקות - יכול לסייע להפחית את בעיית הרוויה (Elzinga et al., 2001). אמצעים שבעזרתם ניתן לערוך בדיקות אלה הם תצפית ישירה או עקיפה על ידי שימוש בכלים של חישה מרחוק.

• **הערכת גודל אוקלוסייה**

בשיטה זו מתבצע מתן הערכה ויזואלית של גודל אוקלוסייה על פי טווחים קבועים מראש: 0, 10-0, 11-100, 101-1000 וכן הלאה.

• **הערכת מצב**

הערכת נוכחות או היעדרות של מין לא יכולה לתת תמיד תמונה שלמה לגבי מצב האוקלוסייה, כיוון שאין התייחסות לאירועים דרסטיים המביאים להקטנה משמעותית או להכחדה של האוקלוסייה. פגיעה כרונית מתמשכת באורגניזמים לא מתבטאת תמיד במוות מְיָדִי, וניתן לזהותה בעזרת משתנים אחרים, כגון ירידה או עצירה בגידול, ירידה בכושר הרבייה, אבנורמליות מורפולוגית, פגיעות למחלות וירידה באורך החיים (Trewick, 1999). הדבר נכון גם בכיוון ההפוך - החרפה במדדים אביוטיים כמו זיהום, שנתפסת אצלנו כבעייתית, יכולה להיות לא-קריטית לקבוצות שונות של בעלי חיים (למשל לוטרות בנחלים מזהמים). קיימות מספר שיטות להערכת מצב:

1. **הערכת מצב שטח (site condition assessment):**

הערכת מצב של בית הגידול נעשית על סמך בדיקות חוזרות ונשנות בו על ידי סוקרים (Elzinga et al., 2001). ניתן למקד את מתן ההערכה בפעילות ספציפית (כדוגמת רעייה), בהפרעה פוטנציאלית או במאפיינים מוגדרים של בית הגידול. שיטה זו נתונה למגבלות, מפני שההערכה של הסוקר היא סובייקטיבית

Obrist and Duelli (2010) השתמשו ביחידות כאלה לזיהוי מהיר של ארתרופודים (פרוקי רגליים) ולמינום לקבוצות פונקציונליות.

- **שאלונים (questionnaires)**

בעשור האחרון החל השימוש בשאלונים או בסקרים חברתיים לתפוס תאוצה בתחום האקולוגיה (White et al., 2005). משתמשים בהם כאשר רוצים לבחון השערת מחקר שמצריכה מידע מאוכלוסייה אנושית מסוימת, למשל - לדעת אילו תפוסות וגישות לניהול משאב טבע מסוים קיימות אצל מקבלי ההחלטות. נוסף על כך, מחקרים בקנה מידה רחב שכוללים היבטים אקולוגיים ולא-אקולוגיים יכולים לעשות שימוש בשיטה זו. מחקרים שבוחנים את ההשפעות האנושיות על חיות בר או את התנהגות בני האדם כלפיהן יכולים לעשות זאת דרך שאלונים. באנגליה למשל, נערכה בדרך זו התייעצות עם הציבור לגבי שימוש בכלבים למטרת ציד (Burns et al., 2000). נוסף על כך, ניתן להתחקות אחר שיטות ממשק שהיו מקובלות בעבר ואחר ההשפעה שלהן על מצב המערכת האקולוגית (White et al., 2005). כמו כן, ניתן לכמת את עמדות הציבור כלפי משאב ספציפי בעזרת שאלונים לגבי המוכנות לתשלום (willingness to pay) (Carson, 2000). חולשתן של שיטות אלה היא בכך שההטיה במילוי השאלונים גדולה, והמידע איננו מדעי טהור אלא הערכה סובייקטיבית של האדם הנשאל.

- **אוספי טבע במוזאונים (natural history collections)**

בניסיון לתעד שינויים היסטוריים במגוון בעלי חיים וצמחים אין אפשרות להפעיל תכנית ניטור רטרואקטיבית, ולכן מסתמכים על מידע שקיים על תקופות עבר. מקורות מידע טובים הם אוספים של דגימות טבעיות (פוחלצים למשל) ונתוני סקרים היסטוריים הנשמרים במוזאונים טבע ובאוספי אוניברסיטאות (Shaffer et al., 1998). ניתן ללמוד בעזרתם על נוכחות או על היעדרות של מינים בזמן מסוים, וכן לקבוע נקודת התחלה להשוואה אם מין מסוים נמצא בירידה או בעלייה (Drost and Fellers, 1996). החיסרון הוא בכך שהמידע שמתקבל איננו שלם כפי שניתן היה להשיג בניטור מתמשך בשטח. בכל זאת, לדעת Shaffer ואחרים (1998) מספקים אוספים אלה מידע חיוני וצריכים להיות חלק ממסד הנתונים הרשמי של מדיניות שימור.

- **שיטות כמותיות:**

- **ספירה (census)**

הכוונה לספירה של פרטים או למדידה של תכונות או משתנים של אוכלוסיות (Elzinga et al., 2001). כדי לבצע ספירה יש

להגדיר את היחידה הנספרת (פרטים ממין, אוכלוסייה, יחידת נוף). היתרון של שיטה זו הוא בקבלת מידע כמותי מדויק שאינו מצריך בחינה סטטיסטית להערכת שינויים לאורך זמן. החיסרון בשיטה זו הוא שכמעט בלתי אפשרי למצוא יחידה נספרת שהיא עקבית וקלה לזיהוי, ולכן הדיוק של השיטה מוטל בספק. השיטה מתאימה יותר לניטור של אוכלוסיות קטנות ועקביות במופען, המרוכזות בשטח מצומצם. יש לבחון את מידת דיוק הספירה על ידי שימוש במספר סופרים והשוואה ביניהם (Nichols et al., 2000). כמו כן, ניתן לקבוע זמן מינימום לספירה באזור כדי לעכב סופרים "מהירים" שעלולים לדלג על מינים קטני ממדים. השיטה ישימה יותר כשמדובר באוכלוסיות צמחים. באשר לבעלי חיים - הספירה אפשרית כאשר ניתן להבחין בין הפרטים בצורה טובה, כמו למשל סקירה של צבאים ממטוס (Elzinga et al., 2001). בניטור ציפורים יש יתרון לנקודות ספירה (point count), להישארות בנקודה קבועה לאורך זמן קבוע ולספירת ציפורים על פי ראייה או שמיעה.

- **דגימה (sampling)**

הדגימה מביאה בחשבון רק חלק מסוים מהאוכלוסייה או מהמין, ומטרתה להביא לייצוג מדויק שלהם (Elzinga et al., 2001). בדרך זו יש צורך בניתוח סטטיסטי של התוצאות המתקבלות כדי לדעת עד כמה הייצוג (הממוצע) סוטה מהערך האמיתי שמיוצג על ידי הבקורת. גם כאן יש להגדיר את יחידת הדגימה - צמחים בודדים, ריבוע שטח, חתכי אורך או רוחב, נקודות דגימה וכדומה. בדגימת צמחייה משתמשים בדרך כלל בתאי שטח בעלי גבולות קבועים שבהם מתבצע מעקב אחר מדדים שונים כמו צפיפות, אחוז כיסוי, ביומסה ועוד. בדגימת בעלי חיים יש לקחת בחשבון את גודל השטח יחסית לבעל החיים וכן את הניידות שלהם בין השטחים (Elzinga et al., 2001).

- **מעקב אחר פרטים (individual follow up)**

הכוונה לסימון ולניטור של פרטים בודדים ולמעקב אחר מצבם לאורך זמן (Elzinga et al., 2001). שיטה זו מצריכה כוח עבודה רב וזמן, אבל יכולה לספק מידע חיוני על מגמות ועל שינוי דפוסיים בזמן ובמרחב.

- **סקרי מגוון מינים (biodiversity surveys)**

הסקר הוא אחד הכלים החשובים בתכנון ובשימור (Mandelik et al., 2010). הסקרים בנויים מארבעה שלבים עיקריים - תצפיות ואיסוף בשטח; עבודת זיהוי במעבדה (בעיקר עבור חסרי חוליות); תיוג ושימור באוספים; ניתוח המידע המתקבל (Mandelik et al., 2001).



רמות מנשה ליד נחל דליה

צילום: אהוד דינרמן

של שטח, המצלמה ממוקמת בגובה וקנה המידה גדול יותר (50x30 ס"מ ועד 1x1 מטר), אך לעתים הרזולוציה טובה פחות. 2. מלכודות מצלמה (camera trapping):

מלכודות אלה השתכללו בשנים האחרונות ומאפשרות איסוף נתונים פסיבי ומענה מהיר לשאלות - מי הם המינים, מה כמותם ומה זמני פעילותם בשטח מסוים, ללא צורך בהפעלת סוקרים בשטח (Mendoza et al., 2011). שיטה זו מקנה יתרון בגודל השטח הנדגם ובאחידות הדגימה, וכמו כן תפעולה זול יותר מסקרי שטח. O'Brien ואחרים (2010) מציגים אינדיקטור חדש למגוון מינים - The Wildlife Picture Index (WPI) - זיהוי מיני ציפורים ויונקים בגודל בינוני-גדול ביערות ובסוואנות, המבוסס על נתונים המתקבלים מדגימה במלכודת מצלמה,

(al., 2010). בסקרים אלה נבחרים סוגים טקסונומיים (taxa) כאינדיקטורים למגוון, שעורכים עליהם תצפיות, ומבצעים איסוף שלהם בשטח בזמנים קבועים. את הסקרים ניתן לערוך על פי חתכי אורך (transects) או בתאי שטח (quadrates) קבועים (Elzinga et al., 2001).

- **ניטור-מרחוק (remote sensing monitoring or telemetry)**

בשנים האחרונות נכנסו שיטות לא פולשניות (חישה או ניטור מרחוק) לקביעה של נוכחות-היעדרות מינים באופן איכותי וגם לספירה שלהם בפועל (Stein et al., 2008).

1. נקודות צילום (photopoints) או שטח צילום (photoplots): הכוונה לצילום שטח קבוע ממיקום קבוע לאורך זמן (Elzinga et al., 2001). גודל השטח תלוי במיקום המצלמה - בצילום



צילום: אהוד דינרמן

רמות מנשה, נחל תנינים

שלהם בנקודת זמן אחרת (Elzinga et al., 2001). בשיטות אלה נעשה ניסיון לתקן את בעיית הזיהוי הלקוי של מינים מסוימים ולהביא להערכות מדויקות יותר של גודל האוכלוסייה הנבדקת. הערכת גודל האוכלוסייה נעשית על בסיס ההנחה כי בלכידה חוזרת, יחס הפרטים המסומנים מכלל הפרטים הנתפסים שווה ליחס הפרטים המסומנים מכלל האוכלוסייה. שיטות אלה בדרך כלל יקרות וצורכות זמן (Marescot et al., 2011). נוסף על כך, נדרשת לכידה של מספר פרטים רב כדי להגיע להערכה מדויקת של גודל האוכלוסייה, וללכידה כזאת עלולה להיות השפעה שלילית על האוכלוסייה. עם זאת, ניתן לקבל מידע חשוב מעבר לגודל האוכלוסייה, כמו דפוסי תנועה ונתיבי תנועה של פרטים מהאוכלוסייה וכן סיכויי הישרדות (Elzinga et al., 2001).

קרקעי וגדילה חדשה לאחר קציר. חסרונותיו של מדד היצרנות הם העובדה שהיצרנות משתנה במהלך העונה ומשנה לשנה, וכי השיטה דורשת הרס של המדגם הנמדד (קציר, ייבוש ושקילה) ולכן אינה מתאימה למינים נדירים למשל. מדדים אחרים שאינם הרסניים לצמח (כמו גובה הצמח) מתאימים יותר לצמחים נדירים, ורובם קלים למדידה ומדויקים.

ניטור בעלי חיים

בניטור בעלי חיים ניתן להשתמש במספר מדדים:

- **לכידה-סימון-לכידה חוזרת (capture-mark-recapture)** שם כולל למגוון שיטות קיימות, שכוללות לכידה וסימון פרטים מאוכלוסייה, שחרור של הפרטים המסומנים ולכידה חוזרת

תדירות (frequency)

תדירות נמדדת בחלקות (plots) ומוגדרת כאחוז החלקות בתוך אזור הדגימה שמין ספציפי מופיע בהן (Elzinga et al., 2001). אין במדד זה התייחסות לשכיחות, אלא רק לשאלה אם המין נמצא או לא נמצא. מדד זה מושפע מגודל החלקות הנבדקות, ולכן יש לשים לב שגודל החלקות הוא קבוע. רגישות המדד היא לשינויים בהתארגנות המרחבית, והוא מתאים לניטור של אוכלוסיות מינים פולשים. היתרון על פני מדד הכיסוי הוא בכך שהתדירות אינה משתנה כתוצאה מגדילת הצמח, והחל בשלב הנביטה ניתן למדוד אותה. מידת החזרה גבוהה משום שכל מה שהסוקר נדרש לו הוא להבחין אם המין נמצא. חסרונו של מדד זה הוא בכך שלא ניתן לקבוע אם שינוי בו חל כתוצאה משינוי בצפיפות, בתפוצה או בגלל שניהם.

כיסוי (cover)

הכוונה לכמות השטח באחוזים המכוסה על ידי מין מסוים, במבט מלמעלה (Elzinga et al., 2001). מדד זה מתאים כמעט לכל סוג צומח, אולם נראה שהוא מתאים פחות לצמחים שאחוז הכיסוי שלהם נמוך (פחות מ-5%). מדד זה הוא אחד המדדים המקובלים ביותר של הרכב אוכלוסיות, מפני שהוא נותן משקל שווה הן לצמחים קטנים אך נפוצים הן לצמחים גדולים אך נדירים. הוא קשור ביותר למדדים של ביומסה וייצור שנתי. אין צורך בזיהוי מדויק של פרטים כמו בצפיפות. החיסרון במשתנה זה הוא השינוי שחל בו בעונת הגדילה, ולכן הדגימה חייבת להיערך בשלב גדילה ספציפי באופן קבוע. קשה להבחין מדוע אחוז כיסוי של צמח משתנה, אם בעקבות תמותה וירידה בצפיפות או בשל ליקויים בצמיחה ובחיוניות הצמח. גם במדד זה ניתן להשתמש ביחידת דגימה של תא שטח רבוע או בחתך קווי. השיטה של חתך נקודות (point intercepts) היא אולי המדויקת ביותר עבור אחוז הכיסוי, כיוון שהסוקר צריך לראות אם כל נקודה בחתך הקווי "מיירטת" את המין הנבדק (Cagney et al., 2011).

מדדי חיוניות (vigor)

מדדים המספקים מידע לגבי חיוניות הצמח, כמו למשל יצרנות (production), גובה הצמח, ביומסה ומספר הפרחים או הפרות הנמדדים על פרטים בודדים (Elzinga et al., 2001). המדד הנפוץ ביותר הוא היצרנות, שהיא בעצם כמות החומר החי (ביומסה) מבוטאת במשקל יבש (ללא מים) המיוצרת בשנה. הבעיה במדד היצרנות היא בהערכת חסר, והאיל ולא נכללים בו הביומסה הנאכלת על ידי אוכלי עשב (herbivores), ייצור ביומסה תת-

ומחושב על פי ממוצע גאומטרי של הערכת זמן תפוסה עבור כל מין. חישוב המבוסס על המרחק שבין עמדות הצילום והזמן בין שתי תמונות מונע ספירה כפולה של פרטים. החסרונות בשימוש במצלמות הם שלא ניתן לדגום את כל המינים, וכן – אם ישנם מינים שאינם יבשתיים או שהם חצי-יבשתיים (כדוגמת ציפורים), יכולת התנועה שלהם כלפי מעלה מוציאה אותם מטווח ה"לכידה" של המצלמה. נוסף על כך, קיימות עלויות תחזוקה והחלפה של ציוד. על אף זאת, ביותר מ-60% מהארצות הטרופיות קיימות או התקיימו תכניות ניטור המשתמשות במלכודות מצלמה (O'Brien et al., 2010).

3. ניתוח תמונות מלוויינים:

שימוש נוסף בלוויינים נעשה למיפוי צמחייה בשטחים נרחבים על בסיס הפרדה של גובה הצמח, צפיפות הצומח, וקבוצות עצים - מחטניים, נשירים וירוקי-עד רחבי עלים (Levin et al., 2009). כאן יש לבחור בחיישן שיספק הפרדה יעילה של קבוצות הצומח (למשל, לפי גובה), ושעלותו ועלות תפעולו אינן גבוהות. מאחר שבישראל, בדומה לאזורים ים תיכוניים אחרים, השונות המרחבית גבוהה, יש צורך להפעיל חיישן בעל רגישות גבוהה (~2 מ'). באזור המדברי, שצפיפות הצומח בו נמוכה, ניתן להשתמש בחיישן בעל רגישות נמוכה (~50-250 מ'). רגישות החיישן תלויה גם בגודל האובייקט המנוטר.

ניטור צומח

בניטור צומח ניתן להשתמש בכמה מדדים:

• צפיפות (density)

הכוונה בעצם למספר יחידות ספירה (למשל - פרטים ממין) ליחידת שטח (Elzinga et al., 2001). יחידה זו מתאימה לצמחים שניתן לזהות בהם פרטים בודדים, אך אינה מתאימה להערכה של צמחים כמו צמחי מצע (טחבים למשל). הואיל והערך מבוטא עבור יחידת שטח, אין בעיה להשוות בין אזורי דגימה השונים בשטחם. מדד זה רגיש ביותר לשינויים בעקבות תמותה או גיוס, אך לא לשינויים שחלים בחיוניות הצמח, ביכולת הריבוי או בכיסוי. נוסף על כך, לספירה ניתן להשתמש במדד המרחק בין פרט אחד לשני או לנקודה מסוימת (distance measure). בשיטה זו משתמשים למדידת צפיפות של צמחים גדולים המפוזרים אקראית. לאחר שנקבע האזור הממוצע של צמח, ניתן להשתמש בנתון זה לחישוב הצפיפות לשטח.



צילום: אהוד דינרמן

יער ברעם ליד נחל דישון

המוכרים שבהם הם ניתוח האורדינציה (ordination) ומבחני מנטל (Mantel tests). Lamb ואחרים (2009) בחנו מספר קריטריונים לבחינת היעילות של האינדקס:

- **חוזק סטטיסטי** - רגישות האינדקס לשינויים ולטעויות בדגימה.
- **רלוונטיות אקולוגית** - כיצד מתנהג האינדקס במגוון תרחישים אקולוגיים, כמו פלישת מינים, הכחדה או מעבר מינים (אינדקס שלא יושפע מתרחישים אלה אינו רלוונטי אקולוגית).
- **נחוח הדיווח** - נקבעת לפי מידת המורכבות המתמטית של האינדקס ולפי פשטות הדיווח על הנתונים המתקבלים ממנו למדענים, לאנשי ממשל ולציבור הרחב.

בנספח 2 קיימת רשימה של אינדקסים הנמצאים בשימוש בתכניות ניטור, הכוללת את היתרונות והחסרונות בשימוש בכל אחד מהם.

3.3 עיבוד נתונים וניתוחם

התוצר הגולמי הראשוני של עבודת הניטור הוא מסד נתונים רחב ומורכב, שמפעילים עליו שיטות שונות של ניתוח סטטיסטי או מחשבים אינדקסים כדי להביא להפשטת המידע, לזיהוי מגמות ולהסקת מסקנות ברורות. המסקנות עוברות לאחר מכן עיבוד נוסף ליצירת מסר פשוט וברור שיועבר הלאה למקבלי החלטות, לאנשי ממשל, לתעשיינים, לשוחרי שמירת טבע, למנהלים ולציבור הרחב (Fancy et al., 2008; Lamb et al., 2009). כשליש ממשאבי המימון של תכניות ניטור מושקעים בשלב הזה (Fancy et al., 2008).

שימוש באינדקסים לריכוז פשוט של הנתונים:

אינדקסים הם פעולת חישוב העוזרת לכמת את השינויים שנמדדו בערכי האינדקס. שימוש באינדקסים עוזר לצמצם את כמות הנתונים הקיימת ולכנסם לתוך משתנה בודד המעיד על מגמה או על שינוי. יש אינדקסים המבוססים על מדדי מגוון שונים כמו עושר המינים (species richness), אחידות המינים (species evenness) ושכיחות כללית (overall abundance). האינדקסים המוכרים הם האינדקסים המסורתיים (traditional diversity indices) כמו אינדקס שאנון ויבר (Shannon Weaver) או סימפסון (Simpson), המתבססים על נתונים של ספירת מינים ו/או על שילוב של מדדי עושר ואחידות מינים. היתרונות בשימוש בהם הם בפשטות החישוב ובשימוש הרחב שלהם בספרות, שעוזר להבין את משמעות הערך שהתקבל (Lamb et al., 2009). מצד שני, מכיוון שהם משלבים מספר קטן של מדדים, עולה הטענה כי הם אינם מטפלים כראוי במורכבות המושג 'מגוון ביולוגי'. כמו כן, הם אינם נותנים מידע לגבי מצב המגוון בשטח המנוטר (Heink and Kowarik, 2010) ואין אפשרות להפעיל אותם על מידע איכותי שנאסף, כמו נוכחות או היעדרות של מין. נוסף על כך, הם אינם טובים לניטור מגוון על פני שטח נרחב או לניטור שינויים באוכלוסיות. לשם כך פותחו בשנים האחרונות אינדקסים המכמתים את שלמות המגוון (diversity intactness indices), המבוססים גם על נתוני הופעה (occurrence) (Buckland et al., 2005; Schole&Biggs, 2007; Nilsen et al., 2007). בתכניות ניטור רבות מושא הניטור הוא החברה האקולוגית (community) ולא מינים בודדים. מסיבה זאת, פותחו גם אינדקסים לבחינת שלמות החברה (community intactness indices), אולם הם מושפעים מאוד מנוכחות קבוצות טקסונומיות עשירות-מינים שמטות את האינדקס וממסכות השפעה של קבוצות מעוטות-מינים. כיום קיימים אינדקסים רבי-משתנים הכוללים שלמות מגוון של חברות (multivariate community intactness indices) באזור פגוע לעומת אזור ביקורת (Lamb et al., 2009).

מספר שיטות הנבדלות זו מזו בהנחות השונות - מספר הלכידות החוזרות שנדרשות, אם האוכלוסייה פתוחה או סגורה ואם קיים סיכוי לכידה שווה בין כל הפרטים. שימוש במצלמות ותיעוד מינים מסומנים או כאלה שהם בעלי סימנים טבעיים יכול לענות על רוב הבעיות הללו.

• הסרה (removal)

תפיסה חוזרת ונשנית של פרטים והסרתם מהאוכלוסייה מביאה לצמצום בתפיסות חדשות עם העלייה ב"שלל" הנתפס (Pollock et al., 2002). חישוב של ה"שלל" כפונקציה של המאמץ הנדרש עבור כל מחזור לכידה וביחס ל"שלל" המצטבר, נותן דפוס ירידה שניתן לנתח ברגרסיה ולחשב ממנו את הנקודה שבה מאמץ התפיסה מניב 0 שלל, ומכאן שכל הפרטים באוכלוסייה נתפסו. בנקודה זו ערך ה"שלל" המצטבר יהיה שווה לגודל האוכלוסייה. שיטה זו אינה מקובלת, אולם יכולה להיות שימושית כאשר מנסים להתמודד עם אוכלוסיית מזיקים ולשלב את פעולת המניעה יחד עם מאמץ לניטור האוכלוסייה (Elzinga et al., 2001).

• אינדקסים של שכיחות (abundance indices)

מאחר ששיטות לכידה וסימון הן יקרות וצורכות זמן, פעמים רבות פונים חוקרי בעלי חיים לאינדקסים שבעזרתם ניתן להעריך שכיחות יחסית של מין או אוכלוסייה (Elzinga et al., 2001). בדרך זו נספרים סימנים המעידים על נוכחות בעל החיים או על פעילותו בשטח ללא צורך לזהות את הפרטים עצמם. ניטור עופות דורסים למשל, שחלק מהם פעילי לילה ויש קושי רב בזיהוי מדויק שלהם, ניתן לבצע לפי סימני לשלשת או צנפות. סימנים אחרים יכולים להיות עקבות, גללים, השמעת קולות, סימני חפירה, מאורות, שבילים ועוד רבים אחרים (Long et al., 2006). שימוש בסימנים אלה מניח כי בין הסמן ובין השכיחות האמיתית של בעל החיים קיים יחס ישר לאורך זמני הדגימה ולאורך יחידות נוף שונות, אולם במציאות קשר כזה לא קיים בדרך כלל. דבר זה יוצר תופעות כמו רוויה של האינדקס - למשל בניטור אוכלוסיית צפרדעים לפי אינדקס של עוצמת קרקור, ישנה רוויה כאשר צפיפות האוכלוסייה גבוהה והסוקר לא מצליח להבחין בקריאות של פרטים בודדים.



אזור ערד

צילום: יוסי יערי

פרק 4 - בעיות בניטור

"אין מחסור בכמות המידע הנאסף על מגוון ביולוגי, אך קיימים שונות רבה בין משתני הזמן והמרחב, ושימוש לא עקבי בשיטות ובארגון הידע" (Scholes et al., 2008)

- שונות מרחבית ושונות בזיהוי

לפי Buckland ואחרים (2005), כל תכנית ניטור שמשמשת למדידת שינוי במגוון הביולוגי באופן רציני, צריכה להתמודד עם הסוגיה של השונות המרחבית והתמורות שחלות במגוון בין בתי גידול טבעיים, אזורים בעלי שימושי קרקע שונים, אזורי אקלים שונים ואפילו בין תאי שטח הנבדקים באזור ספציפי. השונות

המרחבית הגדולה הזו משפיעה על הנתונים ויש לקחתה בחשבון בתכנון של תכניות ניטור. פעמים רבות תכניות ניטור פועלות באתרים שאינם מייצגים את השונות המרחבית הזו, ועל כן יש קושי בהסקת מסקנות ליחידת הנוף בכללותה (Buckland et al., 2005). למשל, בתכנית לניטור פרפרים באנגליה (British Butterfly Monitoring Scheme - BMS) נערכו סקרים באתרים המתאימים לקיום פרפרים. אתרים אלה הם בדרך כלל שמורות טבע או אזורים ששונים מהשטחים הפתוחים הסמוכים במאפיין כזה או אחר, ואינם מייצגים את המרחב הכללי. דוגמה נוספת לכך מוצאים בתכנית האמריקאית לניטור עופות מקננים (North

American Breeding Bird Survey - NA BBS) המתמקדת בצדי דרכים בלבד (Olsen et al., 1999).

- נוסף על בעיית השונות המרחבית, גם בדגימה הנערכת באתר ספציפי יכולים שינויים במגוון הביולוגי לנבוע משינוי אמת או מהעובדה שישנם מינים שקל יותר לזהות מאחרים, ולכן יש להתחשב בהסתברות לזיהוי (detection probability) של המין (Sarmiento et al., 2011). שונות בזיהוי יכולה לנבוע ממספר גורמים כמו מידת המאמץ של הסוקר, עיתוי הדגימה (לאורך השנה ולאורך היום), מורכבות בית הגידול ועוד (Buckland et al., 2005). ניתן לא להתחשב בשונות הזיהוי רק כאשר יש ודאות לגבי הזיהוי בשטח נתון (Buckland et al., 2005).

דוגמה להתמודדות טובה של תכנית ניטור עם שתי בעיות אלה נמצאת בתיבה 3.

שונות בזמן (temporal variability)

כל דגימה שנעשית לאורך זמן, נתונה להשפעות חיצוניות כמו תנאי מזג האוויר ועונתיות, ויש לנסות ולהעריך במידת האפשר כיצד אלה ישפיעו על הנתונים שנאספו. דבר זה כמעט שאינו מיושם בתכניות ניטור אזוריות המנטרות בתי גידול שונים ומינים רבים. נראה כי אם נאספים נתונים רבים, השפעות אלה יהיו רעש רקע והשפעתן תוכל להיקבע כזניחה (Elzinga et al., 2001). Bas ואחרים (2008) גילו שחרף השינוי במזג האוויר ובשעת

היום בין הדגימות, לא הושפע החוזק הסטטיסטי של הנתונים, וכל עוד שונות הנתונים לא תלויה במאפיין מסוים, ניתן להשתמש בנתונים כמות שהם.

מודל ה-GAM (Generalized Additive Model) משלב בתוכו את היכולת ליצור קשר לינארי אם הדגימה היא קצרת טווח או ליצור עקומות "חלקות" המתארות שינויים עונתיים. המודל מומלץ לשימוש בסקרים ארוכי טווח ולניתוח נתונים המתקבלים מניטור לאורך זמן (O'Brien et al., 2010). לפי Buckland ואחרים (2005), מודל זה גם עוזר להימנע מהטיית תוצאות שנוצרת מנתונים חסרים, בעיה נפוצה במרבית תכניות הניטור (Lamb et al., 2009).

חיבה 3: התמודדות עם שונות במרחב ובהסתברות לזיהוי

בתכנית May Aerial Survey for North American Ducks ניתן למצוא התמודדות יפה עם בעיית השונות במרחב ובזיהוי. בתכנית זו נעשה שימוש בסקרים כפולים - מהאוויר ומהיבשה. הסקרים האוויריים נערכו בחתכים של קו (line transects) ושכבה (stratified), וצפיפות החתכים הותאמה לצפיפות הברווזים. בעזרת סקרי היבשה חישוב את ההסתברות לזיהוי כיחס בין הזיהוי מהאוויר לזיהוי מהקרקע (Yoccoz et al., 2001). תכנית נוספת שמתמודדת היטב עם נושא השונות המרחבית והסתברות הזיהוי היא תכנית הניטור של עופות מקננים ברחבי אנגליה (United Kingdom breeding bird monitoring programme - UK BBS), שהיא אחת התכניות המוצלחות המתקיימות כיום על פני שטח בקנה מידה רחב. בתכנית זו נעשה שימוש במתנדבים ברחבי אנגליה שביצעו סקרים בחתכי אורך שכבתיים (stratified sampling scheme) באתרים שנבחרו אקראית. השימוש בסכמת שיכוב הוא פתרון טוב לבעיית השונות המרחבית. בסכמה כזו לוקחים אזור ומחלקים אותו לשכבות שתואמות במבנה המרחבי שלהן, כך שניתן להניח כי הדפוסים שיימדדו בכל שכבה יהיו דומים זה לזה. באופן כזה אפשר להקטין את מספר הדגימות מבלי לפגוע בחוזק הסטטיסטי של הממצאים. הקושי בסכמה זו הוא הבעיה שבאתרים נדירים לא תמיד יש גודל דגימה מספק, ולעיתים דווקא אלה האתרים ששכיחות המינים בהם היא הגבוהה ביותר (Buckland et al., 2005).

עקביות לעומת גמישות

קיימת דואליות בתוך תכניות הניטור בין שני מאפיינים אלה. מצד אחד הסקת מסקנות טובה דורשת עקביות בבחירת שיטות הדגימה והתאמתן למטרות התכנית. מצד שני, היכולת לשנות את מטרות התכנית לפי הממצאים המתקבלים גם היא חשובה, מאחר שכאשר עולים שאלה או צורך חדש שנדרשים לבחינה, יש חשיבות למידת הגמישות של מתכנני התכנית. כך למשל, תכנית ניטור העופות של אנגליה - Common Bird Census (CBC) הייתה מבוססת על סקרים באתרים לא-ספציפיים שלא נבחרו באופן אקראי. אולם לאחר שהבינו שדבר זה גורם להטיית התוצאות וכי לא ניתן להסיק מסקנות משמעותיות לגבי הממצאים, הוחלפה התכנית ל-UK BBS שבה הופעלו סקרים באתרים שנבחרו באקראי (Buckland et al., 2005). שתי התכניות פעלו בו-זמנית כדי שאפשר יהיה להעריך את מידת השוני שקיים ביניהן וכדי שהחפיפה תהיה מוצלחת.

חיזוק הכוח הסטטיסטי של תכנית הניטור

המבחן האמיתי של תכניות ניטור הוא ביכולתן לדחות את השערת האפס (null hypothesis) כאשר היא איננה נכונה (Legg and Nagy, 2006). השערת האפס של ניטור אקולוגי טוענת כי השינויים הנצפים יהיו בתחום השונות הטבעית האופיינית לסביבה הנבחנת, וינבעו אך ורק מאירועים טבעיים. מכאן נובע הכוח הסטטיסטי של הניטור - שהוא היכולת להפריד באופן פשוט בין השינויים הטבעיים (השערת אפס) לשינויים החיצוניים. ההסתברות של דחיית השערת אפס נכונה, שהיא בעצם ההסתברות לטעות, נקבעת באופן שרירותי ל-0.05 (α). טעות כזו, לטענת אקולוגים, היא בעלת סיכון קטן, ולכן יש להעלות את הערך שלה ובכך להגדיל את הכוח הסטטיסטי של מחקרים אקולוגיים (Legg and Nagy, 2006). נוסף על כך, ישנם מספר גורמים אחרים להעלאת הכוח הסטטיסטי, והם בשליטת מבצע הניטור:

1. גודל האפקט:

ככל שהשינוי החיצוני יהיה גדול יותר, כך יהיה קל יותר לזהות אותו. בניטור אקולוגי אין יכולת לשנות היבט זה ולרוב אין שליטה עליו, מלבד בניטור ניהולי, שבו מופעל טיפול ספציפי. במקום זאת ניתן לשפר את ה"קולטנים" ולהשתמש באינדיקטורים בעלי רגישות גבוהה לשינוי (Legg and Nagy, 2006).

2. טעות בשל שונות (error variance):

שונות גבוהה בנתונים מחלישה את הכוח הסטטיסטי שלהם, ולכן כל תכנון מוקדם המצמצם את השונות בדגימה יעזור לפתור זאת. כך, למשל, ניתן להגדיל את שטח היחידה הנדגמת, לדגום בחלקות קבועות, לבצע דגימה משוכבת ולאמן את הסוקרים כדי להעלות את מיומנות הזיהוי שלהם. ניתן לנסות ולהעריך את מרווח הטעות בין הסוקרים; אצל Nagy ואחרים (2002) נמצא מרווח טעות משמעותי של 10-20%. הערכה של השונות הבין-שנתית ניתן גם כן לבצע בשלב התכנון, על ידי שימוש בנתונים ממחקרים או מתכניות ניטור הפעילות באזור המנטר (Legg and Nagy, 2006).

3. גודל דגימה:

הדרך הטובה ביותר להעלאת הכוח הסטטיסטי של הניטור הוא העלאת גודל הדגימה. הבעיה היא שלרוב אין לתכניות הניטור מספיק זמן וכסף לבצע זאת. על כן, חשוב לשקלל את התמורה מהעלאת גודל הדגימה אל מול איכות המידע שהיא תספק (Legg and Nagy, 2006). למשל, בשטח הטרורגני עדיף יהיה להקטין את גודל הדגימה, אבל להגדיל את כמות השטחים הנדגמים (Baasch et al., 2010). ניתן לבצע חישוב של גודל הדגימה הרצוי עבור תכנית הניטור לאחר הבאה בחשבון של האמצעים הכספיים העומדים לרשותה. לפי Eddon (1985), גודל דגימה הקטן מ-20 אינו יכול לכלול את השונות הטבעית באוכלוסיות.

4. המבחן הסטטיסטי:

את תכנית הניטור יש לתכנן סביב למודל סטטיסטי פשוט ובעל כוח לזיהוי של השינויים האמיתיים (Baasch et al., 2010). מודל כזה ישתמש בכל הנתונים הקיימים כדי להקטין את ההסתברות לטעות. למבחנים סטטיסטיים שונים יש כוח סטטיסטי שונה, ובשל כך יש חשיבות רבה להערכת החוזק הסטטיסטי של המודל על ידי ביצוע מבחני כוח סטטיסטי (power analysis). במרבית הפעמים מבחן זה איננו מיושם, ואף אינו נכנס למערכת השיקולים בשלב התכנון (Nagy et al., 2002).

סיכום הסקירה:

בסקירה זו נעשה ניסיון להקנות ידע לגבי מורכבותו של נושא ניטור ערכי הטבע ומטרותיו, כפי שעולה מהתבוננות בתכניות ניטור בעולם ומהספרות המקצועית. נראה כי בראש ובראשונה ישנה חשיבות להגדרה ברורה ומדויקת של מטרות תכנית הניטור, אשר לה נגזרות רבות להמשך תכנון העבודה. כמו כן, בספרות כיום ניתן דגש רב לנושא התכנון הסטטיסטי של תכנית הניטור - מודל דגימה, גודל דגימה ומשך הדגימה, שמקנה תוקף להסקת מסקנות מהנתונים הנאספים. משקל רב ניתן גם לבניית תכנית שבה שותפים ופועלים יחד אנשי מקצוע מתחומים שונים: מדענים, סטטיסטיקאים, אנשי שמירת טבע ומקבלי החלטות בתחומי המדיניות הציבורית.

השאלה "מה מנטרים" תיקבע על פי מטרות התכנית. הניטור יכול להתרכז במינים (species), בבית הגידול או בשני ההיבטים גם יחד. כדי לפשט את עבודת הניטור ולייעל אותה יש לבחור אינדיקטורים הנקבעים על סמך עמידה בקריטריונים, כמו למשל תוקף הקשר בין האינדיקטור למיוחס על ידיו. אינדיקטורים אלה ינטרו באופן קבוע והם יכולים להיות כל גורם במערכת האקולוגית החל בתנאים סביבתיים (טמפרטורה, משקעים), דרך אוכלוסיות וכלה בניטור מין בודד.

עבודת הניטור (השאלה "איך מנטרים") כוללת מספר מרכיבים - מודל הדגימה, שיטות ניטור וניתוח הנתונים. במודל הדגימה יש דגש רב על משך תכנית הניטור, הקשור ליכולתה לספק תוצאות בעלות ערך ניהולי או מדעי. שיטות הניטור הכמותיות נחשבות בעלות ערך סטטיסטי רב, אולם הן צורכות זמן, כוח אדם וכסף. מנגד, שיטות ניטור איכותיות נתפסות כמדויקות פחות, אך הן חסכוניות בכל הגורמים שהוזכרו לעיל, ונראה כי הן הולכות ותופסות מקום בתכניות ניטור רבות בעולם. פתרון שהופך מרכזי בתכניות רבות הוא שימוש במצלמות או באמצעי חישה מרחוק, הנותנים מידע איכותי וכמותי גם יחד.

נספח 1:

שיטת הדגימה	תיאור	שימוש	יתרונות	חסרונות	אמצעים
הערכת נוכח-נעדר	יחס תאי השטח בהם מין x נוכח	הערכת שינויים בתפוצה	עלות איסוף הנתונים נמוכה, מתמודדת היטב עם החסרונות של מדדי עושר המינים	היחס בין שכיחות לתפוסה איננו ישר	סקרי שטח ואמצעי חישה מרחוק
הערכת מצב	הערכת שינוי על ידי ביקורים חוזרים באתר ספיציפי	זיהוי כללי של שינויים בבית הגידול	מדידה איכותית-כמותית	שונות גדולה בהערכת הסוקר יכולה להצטמצם בשימוש בשאלות הדורשות כימות ולא תיאור	סקרי שטח באזור קבוע לאורך זמן, שימוש בשאלונים בסקירה, צילום השטח
	הערכת שינוי בין אזור מופרע לאזור ביקורת (כדוגמת habitat hecters)	הערכת מידת הסטייה מהמצב הטבעי, זיהוי של הפרעות במערכת	מדידה איכותית-כמותית	שונות גדולה בהערכת הסוקר, קושי במציאת אזורי בקרה מתאימים, הנחת מוצא שגויה שהשטח המופרע יהיה תמיד בעל ערך נמוך יותר מהבקרה	סקרי שטח באזורים קבועים - שטח ביקורת ושטח מופרע, לאורך זמן, שימוש בשאלונים בסקירה, תיאור דרגות מצב (טוב, בינוני, גרוע), צילום השטח
הערכת שטח מאוכלס (area-occupied)	גודל השטח הנתפס על ידי מין x	גישה מערכתית טובה לתכניות ניטור אזוריות בהיקף רחב	קבלת הערכה סבירה בעלת רמת דיוק טובה, עלות נמוכה	בעיית הסתברות לזיהוי. ניתנת לפתרון בעזרת שימוש במצלמות.	סקרי שטח ואמצעי חישה מרחוק
זיהוי צורני (morphotype)	שימוש במגדירים פשוטים במקום זיהוי טקסונומי מלא	אפיון ראשוני של בית גידול	ניתן להשתמש בכוח אדם שאינו מומחה, לניטור הדורש מומחיות טקסונומית - למשל ניטור חסרי חוליות	סבירות לטעויות בזיהוי. אין זיהוי של המין. שימוש בצילום והשוואת הערכות סוקרים יכולים להקטין את השונות	סקרי שטח ואמצעי חישה מרחוק
סקרים ושאלונים	הפניית שאלונים בנושא x לקבוצת אנשים מוגדרת	השגת מידע לגבי עמדות הציבור, גישות ניהול ומידע על המצב בעבר	דרך מהירה להשגת מידע מן העבר, עלות נמוכה	הערכה סובייקטיבית של ממלא השאלון. ניתן לשפר על ידי בניית שאלון ברור ובדיקתו לפני השימוש בו	משלוח דואר, באינטרנט, ראיון טלפוני
אוספים	שימוש בנתוני עבר הקיימים במוזאונים ובאוניברסיטאות	מספקת נקודה להשוואה של המצב בעבר	מהירה, זולה	המידע שמתקבל איננו שלם. ניתן לאמת על ידי סקרי שטח, אם הדבר אפשרי	ברגל, באוטובוס, ברכב
ספירה (count)	ספירה של פרטים או מדידה של תכונות או משתנים של אוכלוסיות	ניטור אוכלוסיות קטנות, עקביות בשטח מצומצם, בעיקר לצמחים	מידע כמותי מדויק, ללא צורך בניתוח סטטיסטי	צורך זמן ועלות. קושי באיתור יחידת ספירה עקבית וקלה לזיהוי, בעיות בדיוק בספירה בין סוקרים. ניתן לצמצם את הקושי בקביעת זמן מינימום לספירה ובהשוואה בין סוקרים מומחים ולא-מומחים	סקרי שטח, צילום, חישה מרחוק

שיטת הדגימה	תיאור	שימוש	יתרונות	חסרונות	אמצעים
דגימה	ספירה של חלק מסוים באוכלוסייה שמייצג את השונות הכללית בה	השיטה המקובלת ביותר לניטור אוכלוסיות או מרחבים בעלי שונות סבירה	חוסך זמן ועלויות	מצריך ניתוח סטטיסטי ותכנון מוקדם של צורת הדגימה	סקרי שטח, צילום, חישה מרחוק
אינדקסים לשכיחות	ספירת אינדיקטורים לנוכחות מושא הניטור, כמו עקבות או גללים	ניטור בעלי חיים ניידים שקשה לאתרם או לזהותם, כמו בעלי חיים פעילי לילה	חוסך זמן, עלויות ואת הצורך לזיהוי טקסונומי של המין	לא תמיד הקשר בין האינדיקטור לשכיחות הוא ישר, והאינדקס מאבד את הרגישות בערכים גבוהים/נמוכים מדי, אינדיקטורים מסוימים מצריכים סוקרים מיומנים	סקרי שטח לאורך זמן
מעקב אחר פרטים	סימון וניטור של פרטים בודדים ומעקב אחר מצבם לאורך זמן	בעיקר עבור ניטור בעלי חיים ניידים שקשה לאתרם, מינים נכחדים או מינים בסיכון	קבלת ידע נרחב לגבי המין המנוטר וידיעה ברורה על מצבו כך ששינוי בו נתפס בזמן	צורך זמן ועלויות, דורש צוות מיומן	סקרי שטח לאורך זמן, לכידה וסימון של בעלי חיים, אמצעי מעקב של חישה מרחוק
לכידה-סימון-לכידה חוזרת (capture-mark-recapture)	הערכת גודל אוכלוסייה על ידי לכידת פרטים, סימוןם ושחרורם בכמה נקודות זמן	שיטות מקובלות לניטור בעלי חיים המקנות מידע על גודל האוכלוסייה, על דפוסי התנועה ועל יכולת ההישרדות של הפרטים המסומנים	קבלת מידע חשוב, אין בעיות בזיהוי כי הפרטים נתפסים ומסומנים	צורך זמן ועלויות - יש צורך בלכידה של מספר פרטים רב, דורש צוות מיומן, השפעות שליליות על האוכלוסייה הנבדקת	מלכודות שטח ואמצעי מעקב של חישה מרחוק כמו משדרים
	תפיסה חוזרת ונשנית של פרטים והסרתם מהאוכלוסייה (removal)	שיטה מקובלת פחות אך יעילה בניטור אוכלוסיות מזיקים	קבלת הערכת גודל אוכלוסייה מדויקת	צורך זמן ועלויות, דורש צוות מיומן, השפעות שליליות על האוכלוסייה הנבדקת	מלכודות שטח
סקרי שדה של מגוון ביולוגי	תצפיות שטח לקבוצות טקסונומיות, איסוף דגימות, תיוג ושמירה באוספים	אמצעי ניטור מקובל	קבלת ידע רחב המתועד ונשמר	צורך זמן, שימוש בחוקרים מומחים לזיהוי טקסונומי והכשרת סוקרים	*****
מצלמות לכידה (camera trap)	הצבת מצלמות וצילום תאי שטח לאורך זמן	אמצעי שנעשה מקובל בתכניות רבות, בעיקר עבור מינים יבשתיים בעלי תנועה אופקית	איסוף נתונים מהיר ללא צורך בסוקרים, נוח חזל, ניתן להמיר מידע איכותי לנתונים כמותיים	עלויות תחזוקה ובלאי של ציוד	*****
חישה מרחוק	שימוש בלוויינים למיפוי ולמעקב	אמצעי שנעשה מקובל בתכניות רבות, בעיקר למיפוי שטחים	איסוף נתונים מהיר לשטחים נרחבים	עלויות גבוהות, דרישה לכוח אדם מיומן להפעלה ולניתוח של הנתונים	*****

נספח 2: אינדקסים

עושר המינים (species richness)

האינדקס הפשוט ביותר והמוכר ביותר. מדד זה מוגדר כמספר המינים ביחידת שטח (Lamb et al., 2009). המדד נפוץ מאוד, אך נראה כי השימוש בו בעייתי כיוון שהתערבות אנושית יכולה לעתים להעלותו באופן מלאכותי (Angermeier and Karr, 1994), וכן בשל העובדה כי הסתברות הזיהוי משתנה בין מינים ובתוכם (Buckland et al., 2005). מדד זה תלוי בגודל השטח הנבדק, ומספר המינים אמור לעלות באופן ישר עם ההגדלה של השטח הנבדק (Buckland et al., 2005). מצד שני, הוא בעל חוזק סטטיסטי ורגיש לשינויים, אולם רק על פני טווח זמן ארוך.

צפיפות כללית (overall density)

זהו אינדקס של סכום הצפיפויות של כל מין בשטח נתון. אינדקס זה נחשב מדד מדויק למדי אבל בוחן רק היבט מסוים של מגוון ביולוגי ללא התייחסות לזהות המינים. אם קיים שינוי במספר המינים (עושר המינים) או באחידות המינים, מדד זה לא ישתנה (Buckland et al., 2005).

האינדקס של סימפסון (Simpson's index)

מדד הפוך למדד המגוון, והוא משקלל את מידת הדומיננטיות של מינים באוכלוסייה (Lamb et al., 2009). החישוב עצמו נותן את היחס של פרטים ממין כלשהו הנוכחים בשנה מסוימת. כאשר האינדקס נמוך - המגוון גבוה. כאשר השכיחות של כל המינים בקבוצה יורדת בקצב קבוע, האינדקס לא ישתנה (Buckland et al., 2005). מתאים יותר כאשר בודקים שינוי במגוון ביולוגי בעקבות הפרעה (Buckland et al., 2005).

אינדקס המגוון של שאנון ויבר (Shanon Weaver index)

האינדקס מחשב את סכום השכיחויות היחסיות של המינים בקבוצה (Lamb et al., 2009). הוא בעל רגישות נמוכה לשינויים בהתפלגות של שכיחות מינים ובעל הטיה כאשר נבדקת כמות קטנה של מינים. אם הניטור מבוסס על מינים קבועים מראש וכל אחד מהם נבדק בכל נקודת זמן, ניתן להשתמש באינדקס זה (Pla, 2004).

שני האינדקסים הללו אינם משתנים כאשר השכיחות הכללית משתנה, כלומר כאשר כל המינים בקבוצה יורדים או עולים בשכיחותם בקצב דומה.

ממוצע אריתמטי של שכיחות יחסית (arithmetic mean of relative abundance indices)

חישוב ממוצע של צפיפות ממוצעת בכל נקודת זמן ביחס לצפיפות ההתחלתית עבור כל מין. לפי Buckland (2005), למדד זה חיסרון גדול אם קיימים מינים ששכיחותם עולה ביחס קבוע, והם מקבלים משקל גדול יותר באינדקס זה לעומת מינים ששכיחותם יורדת ביחס דומה. לכן הם ממליצים להשתמש בממוצע גאומטרי של השכיחות היחסית (geometric mean of relative abundance indices), שהוא חישוב בעזרת פונקציה אקספוננציאלית (log), המבטל השפעה זו.

אינדקסים לבחינת שלמות מגוון (diversity intactness indices)

האינדקסים מחשבים את מידת השלמות של מגוון על ידי השוואת המגוון באזור המטרה (למשל אזור פגוע/מופרע) למגוון באזור ביקורת (Lamb et al., 2009). יתרונו בכך שניתן להשתמש בהם על נתוני איכות כמו נוכחות-היעדרות. באינדקסים המתבססים על נתוני הופעה (occurrence) משווים את יחס השטחים המאוכלסים באזור המטרה לאזור הביקורת. אינדקסים אלה מתאימים לתכניות אזוריות בקנה מידה רחב.

אינדקס ההופעה של נילסן (Nielsen occurrence index) למשל, מתמודד עם זיהוי של שינוי בעקבות הוספת מינים או החסרה של מינים על ידי שימוש בשתי משוואות (Nielsen et al., 2007), בעיה שלאינדקסים הפשוטים אין יכולת להתמודד איתה.

אינדקסים לבחינת שלמות האוכלוסייה (community intactness indices)

האינדקסים מבוססים על נתוני שכיחות או על גודל אוכלוסייה, ומשווים את גודל האוכלוסייה הממוצע באתרים המאוכלסים על ידיה בין אתר המטרה לאתר הביקורת (Buckland et al., 2005). היכולת להתמקד רק באתרים המאוכלסים היא חשובה, מאחר שברוב תכניות הניטור יש כמות רבה של תצפיות אפסיות (האובייקט המנוטר לא נצפה/נמדד) בתוך מסד הנתונים, שמפריעה לניתוח הסטטיסטי. שימוש בנתונים של אתרים מאוכלסים בלבד עוזר להבחין בין גורמים המשפיעים על השכיחות לבין גורמים המשפיעים על התפוצה (Nielsen et al., 2007). אינדקסים רבי-משתנים לבחינת שלמות אוכלוסיות (multivariate community intactness indices) מתמודדים עם בעיות חפיפה של מינים בין אוכלוסיות. מבחני מנטל (Mantel Sorenson index; Mantel) אינדקס בריי-קורטיס (Bray-Curtis index) מבוססים על השוואת מידת הדמיון והשוני בין



הרי אילת

צילום: ניר בן יוסף

אזור המטרה לאזור הביקורת (Lamb et al., 2009). אינדקס זה מתמקד בשינויים באוכלוסייה באתר הבודד ולא לאורך אזור. ניתוח אורדינציה (ordination), כמו PCA (Principal Components Analysis), מעריך את מידת השוני בין דפוסי האוכלוסייה של שני האזורים, אזור מטרה ואזור הביקורת, על ידי השוואת הקרבה בין נקודת המרכז של כל אחד מהם על מערכת צירים. לעומת מבחן מנטל, מבחן האורדינציה מושפע משונות בזיהוי וניתן ליישמו רק כאשר הסתברות הזיהוי קרובה ל-1. התיאור המתמטי של אינדקסים אלה מסובך, ויש לחשב אותם עבור כל רמה מרחבית או טקסונומית בנפרד (Lamb et al., 2009).

רשימת מקורות - סקירת ספרות

- Lindenmayer DB, Manning AD, Smith PL, Possingham HP, Fischer JI, Oliver I, and McCarthy MA. 2002. The focal-species approach and landscape restoration: A critique. *Conservation Biology* 16: 338-345.
- Lindenmayer DB, and Likens GE. 2009. Adaptive monitoring: A new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 482-486.
- Lindenmayer DB and Likens GE. 2011. Direct measurements versus surrogate indicator species for evaluating environmental change and biodiversity. *Ecosystems* 14: 49-59.
- Long R. 2006. Developing predictive occurrence models for carnivores in Vermont using data collected with multiple noninvasive methods (PhD Dissertation). Burlington: University of Vermont.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Royle JA, and Langtimm CA. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83: 2248-2255.
- Mandelik Y, Roll U, and Fleischer A. 2010. Cost-efficiency of biodiversity indicators for Mediterranean ecosystems and the effects of socio-economic factors. *Journal of Applied Ecology* 47: 1179-1188.
- Marescot L, Pradel R, Duchamp C, Cubaynes S, Marboutin E, Choquet R, Miquel C, and Gimenez O. 2011. Capture-recapture population growth rate as a robust tool against detection heterogeneity for population management. *Ecological Applications* 21: 2898-2907.
- Marsh D and Trenham PC. 2008. Current trends in plant and animal population monitoring. *Conservation Biology* 22: 647-655.
- Jelaska SD, Nikolić T, Jelaska LŠ, Kušan V, Peternel H, Gužvica G, and Major Z. 2011. Terrestrial biodiversity analyses in Dalmatia (Croatia): A complementary approach using diversity and rarity. *Environmental Management* 45: 616-625.
- Jonsson BG and Jonsell M. 1999. Exploring potential biodiversity indicators in boreal forests. *Biodiversity Conservation* 8: 1417-1433.
- Jones PGJ. 2011. Monitoring species and abundance and distribution at the landscape scale. *Journal of Applied Ecology* 48: 9-13.
- Kati V, Devillers P, Dufrêne M, Legakis A, Vokou D, and Lebrun P. 2004. Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale. *Conservation Biology* 18: 667-675.
- Lamb EG, Bayne E, Holloway G, Schieck J, Boutin S, Herbers J, and Haughland DL. 2009. Indices for monitoring biodiversity change: Are some more effective than others? *Ecological Indicators* 9: 432-444.
- Lawton JH, Bignell DE, Bolton B, Bloemers GF, Eggleston P, Hammond PM, Hodda M, Holt RD, and Laresen TB. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification on tropical forest. *Nature* 391: 72-76.
- Legg CJ and Nagy L. 2006. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management* 78: 194-199.
- Levin N, McAlpine C, Phinn S, Price B, Pullar D, Kavanagh RP, and Law BS. 2009. Mapping forest patches and scattered trees from SPOT images and testing their ecological importance for woodland birds in a fragmented agricultural landscape. *International Journal of Remote Sensing* 12: 3147-3169.
- Lindenmayer DB. 1999. Future directions for biodiversity conservation in managed forests: Indicator species, impact studies and monitoring programs. *Forest Ecology and Management* 115: 227-287.
- Buckland ST, Magurran AE, Green RE, and Fewster RM. 2005. Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 243-254.
- Burns L, Edwards V, Marsh J, Soulsby L, and Winter M. 2000. Report of committee of inquiry into hunting with dogs in England & Wales. London: Stationery Office.
- Cagney J, Cox SE, and Booth DT. 2011. Comparison of point intercept and image analysis for monitoring rangeland transects. *Rangeland Ecology & Management* 64: 309-315.
- Carson RT. 2000. *Contingent Valuation: A user's guide*. Environmental Science and Technology 34: 1413-1418.
- Drost CA and Fellers GM. 1996. Collapse of a regional frog fauna in the Yosemite area of the California Sierra Nevada, USA. *Conservation Biology* 10: 414-425.
- Ebdon D. 1985. *Statistics in Geography*. Oxford: Blackwell.
- Elzinga CL, Salzer DW, Willoughby JW, and Gibbs JP. 2001. *Monitoring Plant and Animal Populations*. Oxford: Blackwell.
- Fancy SG, Gross JE, and Carter SL. 2009. Monitoring the conditions of natural resources in the US national parks. *Environmental Monitoring and Assessment* 151: 161-174.
- Field SA, O'Connor PJ, Tyre AJ, and Possingham HP. 2007. Making monitoring meaningful. *Austral Ecology* 32: 485-491.
- Hammond DM. 1995. Practical approaches to the estimation of the extent of biodiversity in speciose groups. In: Hawksworth DL (Ed). *Biodiversity Measurement and Estimation*. London: Chapman and Hall. pp. 119-136.
- Heink U and Kowarik I. 2010. What criteria should be used to select biodiversity indicators? *Biodiversity Conservation* 19: 3769-3797.
- Abadie JC, Andrade C, Machon N, and Porcher E. 2008. On the use of parataxonomy in biodiversity monitoring: A case study on wild flora. *Biodiversity Conservation* 17: 3485-3500.
- Allaby M. 1999. *A dictionary of zoology*. New York: Oxford University Press.
- Balmford A, Green RE, and Jenkins M. 2003. Measuring the changing state of nature. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 326-330.
- Barlow J, Gardner TA, Araujo IS, Avila-Pires TC, Costa JE, Esposito MC, Ferreira LV, Hawes J, Hernandez MIM, Hoogmoed MS, Leite RN, Lo-Man-Hung NF, Malcolm JR, Martins MB, Mestre LAM, Miranda-Santos R, Nunes-Gutjahr AL, Overal WL, Parry L, Peters SL, Ribeiro-Junior MA, DA Silva MNF, da Silva Motta C, and Peres CA. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA* 104: 18555-18560.
- Bas Y, Devictor V, Moussus J-P, and Jiguet F. 2008. Accounting for weather and time-of-day parameters when analyzing count data from monitoring programs. *Biodiversity Conservation* 17: 3403-3416.
- Baasch A, Tischew S, and Bruelheide H. 2010. How much effort is required for proper monitoring? Assessing the effects of different survey scenarios in a dry acidic grassland. *Journal of Vegetation Science* 21: 876-887.
- Beever EA. 2006. Monitoring biological diversity: Strategies, tools, limitations and challenges. *Northwestern Naturalist* 87: 66-79.
- Belnap J. 1998. Choosing indicators of natural resource condition: A case study in Arches national park, Utah, USA. *Environmental Management* 22(4): 635-642.

Stein AB, Fuller TK, and Marker LL. 2008. Opportunistic use of camera traps to assess habitat-specific mammal and bird diversity in northcentral Namibia. *Biodiversity Conservation* 17: 3579-3587.

Teder T, Moora M, Roosaluuste E, Zobel K, Pärtel M, Kõljalg U, and Zobel M. 2007. Monitoring of biological diversity: A common-ground approach. *Conservation Biology* 21: 313-317.

Treweek J. 1999. *Ecological Impact Assessment*. Oxford, London: Blackwell Science LTD. 351 pp.

Walker KF. 1981. *Ecology of freshwater mussels in the River Murray*. Australian Water Resources Council Technical Paper No. 63. Canberra: Australian Government Publishing Service.

White PCL, Vaughan Jennings N, Renwick AR, and Barker NHL. 2005. Questionnaires in ecology: A review of past use and recommendations for best practice. *Journal of Applied Ecology* 42: 421-430.

Yoccoz NG, Nichols JD, and Boulinier T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 446-453.

אתרי אינטרנט:

CBD: Countdown 2010 at the Convention on Biological Diversity

<http://www.countdown2010.net>

Agricultural research and monitoring at Rothamsted (United Kingdom)

<http://www.rothamsted.ac.uk/index.php>

The Hubbard Brook Experimental Forest in New Hampshire (USA)

http://www.hubbardbrook.org/overview/historical_perspective.htm

Pollock KH, Nichols JD, Simons TR, Farnsworth GL, Bailey LL, and Sauer JR. 2002. Large scale wildlife monitoring studies: Statistical methods for design and analysis. *Environmetrics* 13: 105-119.

Rainio J and Niemelä J. 2003. Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 12: 487-506.

Regers B, van Jaarsveld AS, and Krüger M. 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 267: 505-513.

Ricketts TH, Dinerstein E, Olson DM, and Loucks C. 1999. Who's where in North America. *BioScience* 49: 369-381.

Rodda GH. 1993. How to lie with biodiversity. *Conservation Biology* 7: 959-960.

Royle JA and Nichols JD. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84: 777-790.

Sarmiento PB, Cruz J, Eira C, and Fonseca C. 2011. Modeling the occupancy of sympatric carnivorans in a Mediterranean ecosystem. *European Journal of Wildlife Research* 57: 119-131.

Scholes RJ, Mace GM, Turner W, Geller GN, Jürgens N, Larigauderie A, Muchoney D, Walther BA, and Mooney H A. 2008. Toward a global biodiversity observing system. *Science* 321: 1044-1045.

Scholes RJ and Biggs R. 2005. A biodiversity intactness index. *Nature* 434: 45-49.

Schmeller DS. 2008. European species and habitat monitoring: Where are we now? *Biodiversity and Conservation* 17: 3321-3326.

Shaffer HB, Fisher RN, and Davidson C. 1998. The role of natural history collections in documenting species declines. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 27-30.

Niemeijer N, De Groot RS. 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators* 8: 14-25.

Noss RF. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355-364.

O'Brien T G, Baillie JEM, Krueger L, and Cuke M. 2010. The wildlife picture index: Monitoring top trophic levels. *Animal Conservation* 13: 335-343.

Obrist MK and Duelli P. 2010. Rapid biodiversity assessment of arthropods for monitoring average local species richness and related ecosystem services. *Biodiversity and Conservation* 19: 2201-2220.

Olsen AR, Sedransk J, Edwards D, Gotway CA, Liggett W, Rathbun S, Reckhow K, and Young L. 1999. Statistical issues for monitoring ecological and natural resources in the United State. *Environmental Monitoring and Assessment* 54: 1-45.

Olsgard F, Brattegard T, and Holthe T. 2003. Polychaetes as surrogates for marine biodiversity: Lower taxonomic resolution and indicator groups. *Biodiversity Conservation* 12: 1033-1049.

Parkes D, Newell G, and Cheal D. 2003. Assessing the quality of native vegetation: The 'habitat hectares' approach. *Ecological Management and Restoration* 4: 29-38.

Pereira HM, Leadley PW, Proença V, Alkemade R, Scharlemann JPW, Fernandez-Manjarrés JF, Araújo MB, Balvanera P, Biggs R, Cheung WWL, Chini L, Cooper HD, Gilman EL, Guénette S, Hurtt GC, Huntington HP, Mace GM, Oberdorff T, Revenga C, Rodrigues P, Scholes RJ, Sumaila UR, and Walpole, M. 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science* 330: 1496-1501.

Pla L. 2004. Bootstrap confidence intervals for the Shannon biodiversity index: A simulation study. *Journal of Agricultural Biology and Environmental State* 9: 42-56.

McCarthy MA, Parris KM, van der Ree R, McDonnell MJ, Burgman MA, Williams NSG, McLean N, Harper M, Meyer R, Hahs A, and Coates T. 2004. The habitat hectares approach to vegetation assessment: An evaluation and suggestions for improvement. *Ecological Management and Restoration* 5: 24-27.

McGarigal K and Marks B. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-351, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. 122 pp.

McGeoch MA. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews* 73: 181-202.

McKinney ML. 2001. Role of human population size in raising bird and mammal threat among nations. *Animal Conservation* 4: 45-57.

Mendoza E, Martineau PR, Brenner E, and Dirzo R. 2011. A novel method to improve individual animal identification based on camera-trapping data. *The Journal of Wildlife Management* 75: 973-979.

Nagy L, Nagy J, Legg CJ, Sales DI, and Horsfield D. 2002. Monitoring vegetation change caused by trampling: A study from the Cairngorms, Scotland. *Botanical Journal of Scotland* 54: 191-207.

Nichols JD and Williams BK. 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 668-673.

Nichols JD, Hines JE, Sauer JR, Fallon FW, Fallon JE, Patricia J, and Heglund PJ. 2000. A double observer approach for estimating detection probability and abundance from point counts. *The Auk* 117: 393-408.

Nielsen SE, Bayne EM, Schieck J, Herbers J, and Boutin S. 2007. A new method to estimate species and biodiversity intactness using empirically derived reference conditions. *Biological Conservation* 137: 403-414.

Moreton Bay Waterways and Catchment Partnership in southeast Queensland (Australia)

http://www.gwptoolbox.org/index.php?option=com_case&id=222

May Aerial Survey for North American Ducks

<http://central.flyways.us/surveys/large-national-scale-surveys/may-survey>

"Vital Signs Monitoring", the long term ecological monitoring of the National Park Service in the USA

<http://science.nature.nps.gov/im/monitor/SiteMap.cfm>

British Butterfly Monitoring Scheme - BMS

<http://www.ukbms.org>

North American Breeding Bird Survey - NA BBS

<http://www.pwrc.usgs.gov/BBS>

האקדמיה ללשון העברית - רשימת מונחי איכות הסביבה

http://www.sviva.gov.il/Environment/Static/Binaries/ModulKvatzim/munachim_env_academy0309_1.pdf




המשרד להגנת הסביבה


רשות הטבע והגנים


רשות המסים לישראל
KKL - JNF
119
פיקוד מס הכנסה


האקדמיה הלאומית הישראלית למדעים
ACADEMIA SCIENTIARUM ISRAELITICA


המארג
ההגנה הלאומית להגנת מצב הטבע