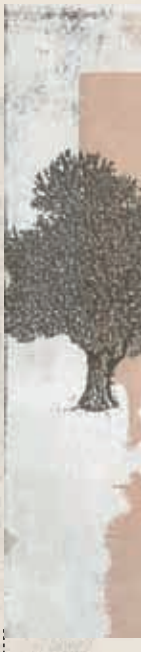
מכון ירושלים לחקר ישראל
המרכז למדיניות סביבתית
מיסודה של קרן צ'רלס ה' רבסון

יישום אפקטיבי של מדיניות סביבתית

עידוד הציות וייעול האכיפה

אור קרסין



מכון ירושלים לחקר ישראל
המרכז למדיניות סביבתית
מייסודה של קרן צ׳רלס רבסון

יישום אפקטיבי של מדיניות סביבתית

עידוד הציות וייעול האכיפה

אור קרסין

תשס״ט – 2009

פרסומי המרכז למדיניות סביבתית מס׳ 32

יישום אפקטיבי של מדיניות סביבתית
עידוד הציות וייעול האכיפה

אור קרסין

תודות לקרן הקיימת לישראל ולקרן צ׳רלס ה׳ רבסון, ניו יורק, על מימון המחקר
הדברים הנאמרים הם על דעת המחברת בלבד

עריכת לשון: שלמה ארד
עימוד: אסתי ביהם
הבאה לדפוס: גלית חזן וחמוטל אפל

© 2009, מכון ירושלים לחקר ישראל
בית חי אלישר
רח׳ רד״ק 20, ירושלים 92186

© 2009, The Jerusalem Institute for Israel Studies
The Hay Elyachar House
20 Radak St., 92186 Jerusalem

http://www.jiis.org.il
E-mail: machon@jiis.org.il

על המחברת

ד״ר אור קרסין היא חברת סגל בבית הספר למשפטים במכללה האקדמית ספיר. סיימה תואר שלישי במשפט ומדיניות-סביבה באוניברסיטת בר-אילן בשנת 2008 ומאז היא עמיתת-מחקר במרכז לשינוי אקלים ומדיניות סביבה ב-London School of Economics and Political Science. את התואר הראשון במשפטים סיימה באוניברסיטה העברית בירושלים ואת התואר השני במשפטים סיימה בהצטיינות באוניברסיטת תל-אביב. זכתה במספר פרסים, ביניהם המענק היוקרתי לחוקרי בתר-דוקטורט של קרן יד הנדיב (קרן רוטשילד) ופרס וולף לדוקטורנטים מצטיינים. היא מרצה בקורסים לתואר ראשון ושני במשפט ובמדיניות סביבה ותכנון. מאז לימודי התואר הראשון היא פעילה בהתנדבות במסגרות שונות העוסקות בסביבה. היא חברה בדירקטוריון קק״ל ומשמשת יו״ר הוועדה האקדמית מחקרית של הארגון. היתה המנכ״לית הראשונה של ארגון הגג ׳חיים וסביבה׳ וממקימי ארגון הסטודנטים ׳מגמה ירוקה׳. במסגרת פרסומי מכון ירושלים לחקר ישראל, פִּרסמה את הספר *שיקום קרקעות מזוהמות: מדיניות ומשפט*, שראה אור בשנת 2005.

תודות

מחקר זה מבוסס על עבודת דוקטורט שנכתבה באוניברסיטת בר-אילן בהנחיית ד״ר אורן פרז, מרצה בכיר בפקולטה למשפטים, אשר לו אני חבה תודה עמוקה על תמיכתו המתמשכת, הערותיו הנבונות וסבלנותו שלא ידעה גבול במשך ארבע שנות המחקר. ללא הסיוע המתמשך שהעניק לי, מחקר זה לא היה קורם עור וגידים. אני חבה תודה גם לקרן מלגות הנשיא של אוניברסיטת בר-אילן אשר העניקה לי תמיכה מתמשכת במשך ארבע שנים שבמהלכן התאפשר לי להתפנות למחקר.

גורמים רבים סייעו לי בדרך בשיחות, במידע, בראיונות, בקריאת המחקר, בהערות ובהשתתפות בשולחן עגול שערך מכון ירושלים לחקר ישראל. תודתי נתונה למעריכים הרבים שהתפנו לקרוא את המחקר, חלקם בעילום שם. תודה לפרופ׳ אלון טל על שאוזנו כרויה והערותיו מאירות תמיד את הדעת. תודות לעו״ד רותי רוטנברג, לשעבר היועמ״ש של המשרד להגנת הסביבה, לעו״ד אילן זמלר מהלשכה המשפטית של המשרד להגנת הסביבה ולעו״ד אילן בנדר, תובע חיצוני מטעם המשרד להגנת הסביבה. תודה לרפרנטים האנונימיים אשר קראו את המחקר מטעם מכון ירושלים לחקר ישראל והאוניברסיטה והעירו הערות מועילות מאוד.

רבים יעצו לי לאורך הדרך והערותיהם האירו את עיניי ומצאו ביטוי על דפי מחקר זה. עובדים רבים במשרד להגנת הסביבה סייעו לי בעצות ובמענה לבקשות-מידע. תודה מיוחדת נתונה למר אילן ניסים, ראש אגף פסולת; למר אורי טל, הממונה על פסולת מוצקה; למר יצחק בן דוד, סמנכ״ל אכיפה; למר רני אמיר, ראש אגף ים וחופים; לעו״ד זוהר שקלים ולגב׳ הילה כוכבי מאגף תיאום אכיפה ולמר אמיר לוין, מפקד המשטרה הירוקה, אשר סייע בהפצת השאלונים בקרב מפקחי הארגון. תודה גם לרכזי הפסולת במחוזות המשרד להגנת הסביבה: לשרון פלוטניצקי ממחוז דרום, לגב׳ אסנת לסק ממחוז ירושלים, למר איתן ארם ממחוז מרכז ולגב׳ עינת בורנשטיין ממחוז צפון. תודה לשרית לוי גרוסו מהמחלקה לחופש המידע, אשר טיפלה בסבלנות בעשרות בקשות-מידע שהעברתי לה במשך השנים.

מחקר מסוג זה הוא תהליך מתמשך של עיסוק בפרטים קטנים שהצטברותם עלולה לפגום ביכולת להישיר מבט אל המטרה הסופית. את יכולתי להתפנות לעיסוק בעיקר אני חבה לשתי עוזרות-מחקר חרוצות שסייעו לי בשלבים שונים: לעו״ד הדר יוהס על עזרתה הנאמנה באיסוף נתונים וליוספה כהנא על עבודת העריכה הטכנית.

עשרות אנשים רואיינו לצורכי המחקר באמצעות שאלונים שנשלחו באינטרנט או הועברו בטלפון. לא אחשוף את שמותיהם, אך אני חבה להם תודה עמוקה. בלא שיתוף הפעולה שלהם לא ניתן היה להשלים את המחקר.

מכון ירושלים הפך לי לבית שני לאחר שנים ארוכות של עבודה משותפת. במיוחד ברצוני להודות לגלית חזן מהמרכז למדיניות סביבתית על הסיוע המתמיד, על ההיענות לכל בקשה, על הסבלנות ועל ההקשבה; לד״ר עמיר אידלמן על המעקב והליווי המתמשך ועל הערותיו המועילות לתקציר. מכון ירושלים ובראשו פרופ׳ יעקב בר-סימן-טוב ואורה אחימאיר, ממשיך להיות גורם מחקרי מוביל בעיצוב ובתכנון המדיניות הסביבתית בישראל. על כך נתונה להם הערכתי והערכתם של גורמים רבים בקרב הקהילה המקצועית והמִנהל הסביבתי.

באין לחם אין תורה, ובנוסף למימון המחקר על-ידי מכון ירושלים ומלגת הקיום שניתנה לי על-ידי נשיא אוניברסיטת בר-אילן, תמכו במחקר גם האגודה הישראלית לקרימינולוגיה ועזבון סטקטי קרנדל המנוהל על-ידי קרן קיימת לישראל. תודתי נתונה להם מקרב-לב.

לבסוף אני רוצה להודות למשפחתי, ובעיקר לסבי ״מר סביבה״, יוסף תמיר (ז״ל), אשר החיים במחיצתו כיוונו את המצפן לעבר הנתיב שסללתי לעצמי לעיסוק בהגנת הסביבה. לצערי סבי לא זכה לראות את המחקר מתפרסם, אך עצותיו ומילות העידוד שלו לאורך שנות כתיבת המחקר, כמו החשיבות שייחס לאכיפת החוק וליישום המדיניות הסביבתית, יישארו חקוקים עמי תמיד.

מחקר זה מוקדש באהבה למשפחתי, לבעלי לירון ולשני ילדיי החמודים, מאי וארבל, שלושתם יחד הם אור חיי והסיבה לכול.

אור קרסין
דצמבר 2008

תוכן העניינים

תקציר למקבלי-החלטות 15

א. מבוא 15

ב. יעדים ואסטרטגיות של האכיפה הסביבתית 16

ג. כלי האכיפה: סיווג ותנאים לשימוש אפקטיבי 17

כלים בהם לא נעשה די שימוש באכיפת חוקי הסביבה בישראל 17

כלים שיש לכלול במסגרת אמצעי האכיפה של חוקי הסביבה בישראל 18

ד. השימוש באמצעי-אכיפה בישראל 18

1. קנסות 18

2. מאסרים 19

3. הפקעת רישיון העסק 19

4. צווי-שיקום 20

ה. הערכת ביצועים ובחינת אפקטיביות האכיפה 20

סיבות לבחינה אמפירית של מערכת האכיפה 20

שיטה למעקב אחר ביצועים ולהערכת אפקטיביות 21

ו. יישום האינדקס בעבירות פסולת-בניין 25

(1) ממצאים מיישום המדדים ומההתייחסות אל האינדקס כמכלול 26

(2) ניתוח הממצאים: מסקנות בדבר אפקטיביות האכיפה
והמלצות לשינוי דרכי האכיפה ומדיניות המשרד להגנת הסביבה 27

(3) ממצאים הנוגעים לאיסוף וניתוח מידע הנוגע לאכיפה 29

(4) צעדי המדיניות הנדרשים בתחום איסוף המידע 30

(5) ממצאים הנוגעים להתנהלות הארגונית של מערך האכיפה 30

(6) צעדי המדיניות הנדרשים בתחום ההתנהלות הארגונית 31

מבוא 33

1. ראשית דבר 33

2. רגולציה ושינוי חברתי 37

3. מורכבות המערכות שבהן שולטת הרגולציה הסביבתית 41

א. מורכבות המערכות הפיזיות והאנושיות 42

ב. מורכבות יעדי הרגולציה הסביבתית 45

ג. הקושי למדוד את השפעות ההתערבות הרגולטורית 46
4. הצורך בעיצוב רגולציה סביבתית לומדת ורפלקסיבית 47
א. האם הרגולציה הסביבתית היא רגולציה לומדת? 48
ב. הגברת הלימוד ברגולציה הסביבתית 54
5. מבנה המחקר 60

פרק ראשון: יעדי האכיפה בראי המדיניות הסביבתית 63
חלק 1: מבוא 63
חלק 2: הפרדיגמה הכלכלית 66
א. עיקרי הפרדיגמה הכלכלית 66
ב. יעדי האכיפה בראי הפרדיגמה הכלכלית 72
חלק 3: הפרדיגמה האקו-צנטרית 83
א. עיקרי הפרדיגמה האקו-צנטרית 83
ב. יעדי האכיפה בראי הפרדיגמה האקו-צנטרית 87
חלק 4: הפרדיגמה של צדק סביבתי 96
א. עיקרי הפרדיגמה של צדק סביבתי 96
ב. יעדי האכיפה בראי הפרדיגמה של צדק סביבתי 105
חלק 5: מודל יעדי האכיפה הסביבתית — צירוף של פרדיגמות 112

פרק שני: אסטרטגיות המשפיעות על ציות לחוק 119
חלק 1: מבוא 119
חלק 2: תיאוריות של ציות לחוק 120
חלק 3: אסטרטגיה הרתעתית 125
א. המודל ההרתעתי — כללי 125
ב. המודל ההרתעתי של Becker 126
ג. דפוסים שונים של הרתעה 127
ד. יישום הרתעה באכיפה — בחירה בין אכיפה פלילית לאזרחית 131
חלק 4: אסטרטגיה נורמטיבית 133
א. משתנים המשפיעים על יישום האסטרטגיה הנורמטיבית 133
ב. קשיים ביישום האסטרטגיה הנורמטיבית ברגולציה סביבתית 138
חלק 5: מודל התנהגותי משולב לציות 144

פרק שלישי: כלי-אכיפה, ענישה ועידוד הציות 148
חלק 1: מבוא 148
חלק 2: כלי-אכיפה מניעתיים 151
א. קנסות 151
ב. הטלת אחריות אישית על מנהלים ומאסר 179
ג. הטלת קלון 192
ד. שלילת תמיכות ממשלתיות, מניעת השתתפות במכרזים 201
ה. סיוע לעידוד הציות 203
חלק 3: כלי-אכיפה לעצירת הפרות 209
א. פיקוח וניטור 210
ב. דיווח-עצמי 226
ג. התראות ושימועים 233
ד. התערבות מערכת האכיפה בניהול התאגיד 237
ה. הפקעת רישיון העסק 245
ו. הפקעת רכוש 250
חלק 4: כלי-אכיפה לשיקום נזקי הפרות 255
א. צווי-שיקום 256
ב. פרויקט סביבתי חלופי 263
חלק 5: סיכום — שימוש אפקטיבי בכלי האכיפה 269

פרק רביעי: מדדים לבחינת אפקטיביות הציות והאכיפה של הרגולציה הסביבתית 277
חלק 1: מבוא 277
א. קבלת החלטות במדיניות סביבתית 277
ב. השימוש באינדיקטורים לקבלת החלטות במדיניות סביבתית 279
חלק 2: השימוש באינדיקטורים — רקע 283
א. הגדרות 283
ב. ההצדקה לשימוש באינדיקטורים במִנהל הציבורי 284
ג. מטרות האינדיקטורים 286
ד. מגבלות השימוש באינדיקטורים 295
חלק 3: אינדיקטורים — התפתחות ואִפיון 299
א. אינדיקטורים סביבתיים ואינדיקטורים של פיתוח בר-קיימא 299

ב. אינדיקטורים למעקב אחר הציות והאכיפה 305
ג. ההבדל בין אינדיקטורים סביבתיים לאינדיקטורים של אכיפה וציות 315
חלק 4: מודל לעיצוב ערכת-מדדים ואינדקס סביבתי של אכיפה וציות 317
א. תהליך האִפיון של ערכת האינדיקטורים והאינדקס 317
ב. חידושי המודל 321
ג. אִפיון ראשוני של אינדיקטורים באמצעות המודל הלוגי 323
ד. מתודולוגיית 'הקִרבה למטרה' המיושמת באינדקס 347
ה. עקרונות להכללת אינדיקטורים בערכה 353
ו. עקרונות להכללת אינדיקטורים באינדקס 356
ז. השימוש במתודולוגיות של MCDA לשינוי הערכה והאינדקס 358
ח. הצגת הנתונים באינדיקטורים 365
חלק 5: ערכת האינדיקטורים והאינדקס 367
א. ערכת האינדיקטורים לבחינת השגת היעד של מִקסוּם התועלת הסביבתית 368
ב. ערכת אינדיקטורים לבחינת האפקטיביות *הכלכלית* של האכיפה 374
ג. ערכת אינדיקטורים לבחינת אפקטיביות האכיפה בהשגת *צדק סביבתי* 376
ד. 'אינדקס' האפקטיביות של מערכת האכיפה והציות 378

פרק חמישי: יישום האינדקס – מדידת האפקטיביות של האכיפה בעבירות פסולת-בניין 381
חלק 1: מבוא 381
א. הבחירה בעבירות פסולת-בניין ליישום האינדקס 382
ב. משטר הרגולציה החל על הטיפול בפסולת-בניין 387
חלק 2: יישום האינדקס 393
א. שיטת המחקר 393
ב. המדדים — מתודולוגיות, תוצאות ודיון 403
ג. תוצאות האינדקס המיושם 443
ד. מסקנות מיישום האינדקס על האכיפה בעבירות פסולת-בניין 446
חלק 3: הערכה ביקורתית של האינדקס 461
נספח לפרק החמישי 466

פרק הסיכום 471

רשימת המקורות 481

נספח א': שאלון לכפופים לחוק 525

נספח ב': שאלון לגורמי אכיפה ופיקוח 531

טבלאות

טבלה 1: אינדקס האפקטיביות של האכיפה והציות 23
טבלה 2: אינדקס אפקטיביות האכיפה בעבירות פסולת-בניין בישראל 25
טבלה 1(1): הבדלים מרכזיים בין שלוש הפרדיגמות השולטות במדיניות הסביבתית ... 113
טבלה 3(1): שכיחות ברירות-משפט מתוך תיקי קנס 160
טבלה 3(2): אפקטיביות גביית קנסות מסוג ברירות-משפט בישראל 179
טבלה 3(3): פסקי-דין בהם הוטלו עונשי-מאסר 190
טבלה 3(4): שימוש בכלי-אכיפה מנהליים בין השנים 2002-2006
במשרד להגנת הסביבה 236
טבלה 3(5): צווי סגירה ומניעת המשך עיסוק שניתנו במסגרת פסקי-דין
מרשיעים בין השנים 2002-2006 247
טבלה 3(6): צווי-שיקום שניתנו במסגרת פסקי-דין שהסתיימו בהרשעה 260
טבלה 3(7): סיכום המשתנים המשפיעים על אפקטיביות האכיפה 272
טבלה 4(1): דוגמאות למדדי-תשומות (I) 325
טבלה 4(2): דוגמאות למדדי-תפוקות (OP) 329
טבלה 4(3): דוגמאות למדדי תוצאות התנהגותיות (OC) 333
טבלה 4(4): דוגמאות למדדי תוצאות סביבתיות (R) 337
טבלה 4(5): בעלי-עניין בתהליכי MCDA לגיבוש אינדיקטורים של אכיפה וציות 364
טבלה 4(6): מדדים לבחינת האפקטיביות של פעולות למניעת עבירות 368
טבלה 4(7): מדדים לבחינת האפקטיביות של פעולות לעצירת עבירות 371
טבלה 4(8): מדדים לבחינת האפקטיביות של פעולות לשיקום נזקי עבירות 373
טבלה 4(9): ערכת אינדיקטורים לבחינת האפקטיביות הכלכלית של האכיפה 374

טבלה 4(10): ערכת אינדיקטורים לבחינת אפקטיביות האכיפה בהשגת צדק סביבתי 376
טבלה 4(11): 'אינדקס' האפקטיביות של מערכת האכיפה והציות 378
טבלה 5(1): ברירות-משפט לפי התפלגות לתחומים 383
טבלה 5(2): פסקי-דין בעבירות פסולת-בניין 383
טבלה 5(3): האינדקס המקורי 401
טבלה 5(4): האינדקס המיושם 402
טבלה 5(5): מדד A2: הטמנה חוקית של פסולת-בניין בין השנים 2000-2006 407
טבלה 5(6): מדד A2: פסולת-בניין ועודפי-עפר שיוצרו בין השנים 2000-2006 408
טבלה 5(7): מדד A2: פסולת-בניין ועודפי-עפר שהושלכו ברשות הרבים 408
טבלה 5(8): מדד B2: קנס ממוצע לעומת קנס מרבי בש"ח 413
טבלה 5(9): מדד B2: ברירות-משפט בעבירות פסולת-בניין 416
טבלה 5(10): מדד B3: מרחק ממוצע בק"מ לאתר פסולת מורשה בשנת 2006 420
טבלה 5(11): מדד B3: עלות תפעול משאית פסולת בניין בשנת 2006 420
טבלה 5(12): מדד B3: סיכום החיסכון על שפיכה חד-פעמית בשנת 2006 421
טבלה 5(13): מדד B3: האם הקנס הממוצע שולל את רווחי העבירה הנפוצה 421
טבלה 5(14): מדד K1: מספר פעולות הפיקוח לשנים 2000-2006 428
טבלה 5(15): מדד K1: ודאות הפיקוח לשנים 2000-2006 428
טבלה 5(16): מדד M1: סיום העבירה עקב משלוח התראה בשנים 2000-2006 434
טבלה 5(17): מדד M1: סיום העבירה עקב קיום שימוע בשנים 2000-2006 434
טבלה 5(18): מדד M1: ביצוע צווי-ניקוי-שיקום הנזק הסביבתי בשנים 2000-2006 434
טבלה 5(19): מדד M1: אחוז הפעולות המנהליות שהביאו לסיום העבירה בשנים 2000-2006 435
טבלה 5(20): מדד P1: אחוז מפגעי פסולת הבניין בהם ניתן צו-שיקום מתוך המפגעים בהם ניתן לתת צו, לשנת 2006 439
טבלה 5(21): תוצאות האינדקס הסביבתי לבחינת אפקטיביות מערכת האכיפה ועידוד הציות בעבירות פסולת-בניין בשנת 2006 445
טבלה 5(22): העמדה לדין של רשויות מקומיות בין השנים 2000-2006 451
טבלה 5(23): תשובות מקוריות של הנשאלים מקרב גורמי האכיפה על מדדים לבחינת אפקטיביות האכיפה 464
טבלה 5(24): ניתוח תשובות שניתנו על-ידי נשאלים מקרב גורמי אכיפה בנוגע למדדים לבחינת אפקטיביות האכיפה 465

תרשימים

תרשים א׳: תהליך יישום האינדקס והמדדים 22
תרשים 1(א): מטרות האכיפה בראי הפרדיגמה של צדק 112
תרשים 1(ב): יעדי האכיפה הסביבתית 118
תרשים 3(א): שיוך כלי האכיפה לטקסונומיה המניעתית 151
תרשים 4(א): הליך יישום האינדקס והמדדים 320
תרשים 4(ב): מושאי הבדיקה ב-Logic Model 324
תרשים 4(ג): מדדים לפי התאמתם ליעדי האכיפה 346
תרשים 4(ד): מושאי הבדיקה 356
תרשים 4(ה): יישום MCDA בהתאמת מרכיבי הערכה והאינדקס 360
תרשים 5(א): חלוקת תקציב פעולות המשרד להגנת הסביבה 2006 386
תרשים 5(ב): מדד A2: הטמנה חוקית והשלכה של פסולת-בניין 409
תרשים 5(ג): מדד B2: קנס ממוצע לתאגיד מתוך קנס מרבי בעבירות
של השלכת פסולת-בניין 415
תרשים 5(ד): מדד B2: קנס ממוצע ליחיד מתוך קנס מרבי בעבירות
של השלכת פסולת-בניין 415
תרשים 5(ה): מדד I1: תפיסת חומרת העבירה על-ידי העוסקים בפינוי
פסולת-בניין 426
תרשים 5(ו): מדד K1: אחוז העבירות שהתגלו בפיקוח בשנים 2000-2006 429
תרשים 5(ז): מדד M1: אחוז הפעולות המנהליות שהביאו לסיום העבירה
בשנים 2000-2006 435

תקציר למקבלי-החלטות

א. מבוא

בישראל, בדומה למתרחש במדינות אחרות, נמתחת ביקורת מתמשכת נגד הדרך בה נאכפים דיני איכות הסביבה. על האכיפה השלטונית של דינים אלה נטען שהיא רפה, בלתי-יעילה, אינה מיושמת כהלכה ואינה מביאה לשיפור הסביבתי הנדרש. לנוכח הדאגה הציבורית הגוברת בדבר יכולתנו להבטיח סביבה בטוחה, נקייה ובריאה לדורנו ולדורות הבאים, נאבקות הרשויות להגנת הסביבה בעולם כולו על יישום מדיניות וסטנדרטים סביבתיים. במיוחד נכון הדבר במדינות שכלכלתן נתונה במעבר.

כדי לשפר את מידת הציות והיישום של רגולציה הסביבתית, על רשויות האכיפה לפעול במכוון כדי להשיג תוצאות. על הרשויות להיבחן ולמדוד עצמן ביחס למידה בה מתממשים יעדיהן. רשויות אכיפה שמדיניותן הסביבתית מתנהלת תוך לימוד לקחי העבר ויישום השינויים הדרושים באכיפה, במדיניות ובחקיקה, יגדילו את סיכוייהן להצליח במשימתן. כדי לתמוך בתהליך הלמידה המתמשך הדרוש ברגולציה מורכבת העוסקת בהגנת הסביבה, נדרשות הרשויות לפתח מערך למדידת ביצועים. ברם, מדידת ביצועים אינה עניין של מה בכך כשמדובר ברגולציה סביבתית מורכבת. בתנאים כאלה על מערך המדידה להיות מתוכנן היטב. עליו לשקף את יעדי הרשות, תוך בחינת יעילות השימוש בתשומות, היקף התפוקות וטיבן ובעיקר עליו להעריך את טיב ההשפעה של פעולות האכיפה על התנהגות הכפופים לחוק ועל מצב הסביבה.

מחקר זה מדגים כיצד ניתן לתכנן מערך למדידת ביצועי האכיפה וכיצד למדוד את האפקטיביות שלה. לשם כך הוא בוחן את יעדי האכיפה האפשריים, את אסטרטגיות האכיפה ואת התנאים לשימוש מוצלח בכלי-אכיפה מגוונים. המחקר מציע אינדקס קומפקטי וממוקד למדידת אפקטיביות האכיפה. מיישומו ומניתוחו של האינדקס המוצע, ניתן להעריך את אפקטיביות האכיפה ובנוסף לכך להפיק תובנות רבות ביחס לשינויים הרצויים ביישום כלי האכיפה וסמכויות האכיפה, במבנה הארגוני של מערך האכיפה, במערך איסוף המידע ואף במבנה הרגולציה הקיים.

יישום וניתוח האינדקס המוצע, הודגם במחקר זה בתחום עבירות פסולת הבניין בישראל. באמצעות היישום נאסף מידע רב על אופיין של העבירות, על דרכי האכיפה של המשרד להגנת הסביבה ועל מידת האפקטיביות של אמצעים אלה. ניתוח האינדקס אכן אִפשר

להגיע למסקנות מבוססות בדבר השינויים המהותיים הנדרשים במבנה הרגולציה וביישום כלי האכיפה בתחום עבירות פסולת הבניין, כדי למגר תופעה עבריינית זו בישראל.

ב. יעדים ואסטרטגיות של האכיפה הסביבתית

קביעה מפורטת ומדויקת של יעדים ומטרות היא שלב ראשון והכרחי בתכנון מערך אכיפה יעיל ובבחינת אפקטיביות האכיפה הסביבתית. האפקטיביות תיבחן ביכולתה של מערכת האכיפה להשיג את היעדים שנקבעו לה. רצוי שיעדי האכיפה ייקבעו בתהליך מובנה המשתף בעלי-עניין שונים על-מנת לחזק את הלגיטימיות הציבורית של היעדים. מטרות האכיפה הנגזרות מן היעדים יכולות להיות מגוונות, אך עליהן להיכלל במסגרת אחד היעדים הבאים:

- **תועלת סביבתית** — כדי להשיג יעד זה, נדרשת האכיפה להפנות משאבים לעבר אותם תחומים שבהם ניתן להשיג את התועלות הסביבתיות הגדולות ביותר, בלא קשר לעלויות החברתיות העלולות לנבוע מכך.

- **יעילות** — יעד זה יושג אם צעדי אכיפה יינקטו רק היכן שהתועלת הסביבתית תעלה על העלויות החברתיות הכרוכות באכיפה. לפיכך תחתור האכיפה להשגת זיהום אופטימאלי (רמת-זיהום המפיקה תועלת חברתית מרבית) ולא למזעור מקסימאלי של הזיהום.

- **צדק סביבתי** — הביטויים השונים של צדק סביבתי מכוונים את האכיפה לפעול בדרכים שונות. אכיפה הפועלת להשיג צדק סביבתי חלוקתי, תחתור לכך שמַטרדי הסביבה יחולקו באופן הוגן ושתצומצם ההשפעה השלילית על אוכלוסיות חלשות. לעומת זאת, אכיפה החותרת לצדק סביבתי הליכי תפעל לקיום פרוצדורות הוגנות בנגישות ובחלוקת משאבי האכיפה. אכיפה יכולה גם לפעול כך שיושם דגש על הבטחת תנאי-סביבה ראויים לכל אדם ואדם כזכות-יסוד.

למרות שיעדי האכיפה, כפי שתוארו, עלולים לעמוד בסתירה הדדית, יכולה הרשות לשלב בין יעדים מתנגשים לכאורה, באמצעות ייחוס משקל יחסי לכל יעד ומטרה שנגזרת ממנו.

על אסטרטגיות האכיפה להלום את יעדי האכיפה ולחולל שינויים התנהגותיים שידרבנו את הציות לחוק. בניגוד לדעה הרווחת, הרתעה אינה האסטרטגיה היחידה שעשויה להוביל לציות לחוקי הגנת הסביבה. בעוד שההרתעה פועלת להטלת פחד ולהפנמת העלויות החיצוניות של מעשה העבירה — הגישה הנורמטיבית שמה דגש על ביסוס נורמה של ציות בקרב הכפופים לחוק. גישה זו מבקשת ליצור שינוי בעמדת הציבור בזכות הלגיטימיות של

החקיקה הסביבתית וחיוניותה. כדי להשיג תוצאות נדרשת מערכת האכיפה ככלל, להפעיל במקביל את שתי הגישות — ההרתעתית והנורמטיבית — במינונים שונים. המשקל היחסי של כל גישה תלוי במידה רבה במצב ההתפתחות וההפנמה של הנורמות הסביבתיות בקרב החברה והפרט, ובחשש הקיים מפני האכיפה והענישה.

ג. כלי האכיפה: סיווג ותנאים לשימוש אפקטיבי

המִגוון הפוטנציאלי של כלי ענישה, אכיפה ועידוד הציות בעבירות סביבה, הוא רחב. הכלים ניתנים לסיווג על-פי שלוש מטרות סביבתיות: מניעה, עצירה ושיקום נזקי העבירה. במסגרת הכלים שעיקרם מניעה, ניתן לכלול קנסות, מאסרים והטלת אחריות אישית על מנהלים. השימוש בכלים אלה אינו תורם במישרין לשיפור מצב הסביבה ונועד לכל היותר למנוע נזקים בעתיד. עצירת העבירות מושגת באמצעות כלים כמו שימועים והתרעות אשר פועלים להפסקת עבירות מתמשכות ועוצרים את הנזקים הנגרמים לסביבה. צווי-שיקום פועלים לשקם נזקים שכבר נגרמו לסביבה. נמצא כי בכל קטגוריה ישנם מספר כלים בהם לא נעשה די שימוש בישראל. תוספת סמכויות בחקיקה, שתאפשר שימוש נאות בכלים אלה, תוכל לשפר את אפקטיביות האכיפה בתנאים המתאימים.

כלים בהם לא נעשה די שימוש באכיפת חוקי הסביבה בישראל

- *סיוע לעידוד הציות* — תכניות-סיוע מופנות אל המגזרים הכפופים לחוק ופועלות בחסות השלטון. כלי זה הוא בעיקרו נורמטיבי ופועל למנוע עבירות לא בהרתעה, אלא בסיוע לעסקים להיטיב להכיר את דרישות החוק, ליישם את הטכנולוגיות הדרושות למניעת זיהומים ולשפר את הניהול הסביבתי של העסק. בישראל נעשה שימוש הולך וקטן ב׳מרכז לייצור נקי׳ בהתאחדות התעשיינים, אשר בעבר פעל לסייע להטמעת טכנולוגיות סביבתיות בתעשייה.

- *דיווח עצמי* — באמצעות הטלת החובה של ניטור עצמי על עסקים שלפועלם השפעה מהותית על הסביבה, איסוף עצמי של נתוני הניטור שלהם ודיווח עצמי, ניתן לחייב גורמים כאלה לעקוב אחר פעילותם ולספק מידע על השפעתם הסביבתית לגורמי האכיפה. כלי זה יכול לסייע בפעולות הפיקוח, להקטין את נטל הניטור על הרשויות ולסייע לעסקים להפנים שינוי נורמטיבי, וזאת בתנאי שעבירות של אי-דיווח ייאכפו וייענשו בחומרה. בישראל טרם הוטמעה בחקיקה מערכת כוללת של חובות ניטור ודיווח עצמיים.

כלים שיש לכלול במסגרת אמצעי האכיפה של חוקי הסביבה בישראל

- *פרויקט סביבתי חלופי (פס"ח)* — בניגוד לצו המטיל חובה לשקם את הנזק שנגרם בפועל, מאפשר הפס"ח לבצע פרויקט סביבתי שאינו קשור בהכרח לנזק שנגרם מן העבירה. הפס"ח מאפשר שלא לוותר על התועלת הסביבתית שבשיקום, גם במקרים בהם גרמה העבירה נזק שאינו ניתן לשיקום. התנאים לאפקטיביות של כלי זה הם רבים ומחייבים בין היתר הטלת עונש בצד חיוב מפירי החוק לבצע את הפרויקט החלופי.
- *התערבות בניהול הסביבתי של התאגיד* — בתי המשפט יכולים להתערב באופן ניהול התאגיד ולכפות שינוי בדרכי התנהלותו בכל הקשור לאיכות הסביבה. זאת, בין השאר באמצעות הטלת חובה לאמץ מערך לניהול סביבתי או באמצעות הטלת תקופת תנאי.
- *הטלת קלון* — מדובר במִגוון גדול של כלים, ביניהם פרסום שלילי, ביזוי עצמי ובקשת מחילה — שמטרתם להלבין את פני העבריין ברבים, להביאו להתנצל על מעשיו וכך לחולל אצלו שינוי נורמטיבי או הרתעה. כל אלה אמורים להחזיר את העבריין אל מעגל המצייתים לחוק. הטלת קלון יכולה להתלוות לסנקציות מסורתיות או לעמוד בפני עצמה.
- *הפקעת רכוש* — גורמי האכיפה יכולים להפקיע רכוש ששימש לביצוע עבירה סביבתית, וכך למנוע התנהגות דומה בעתיד. כלי זה יכול להיות אפקטיבי בעצירת עבירות מתמשכות או במניעת עבריינות חוזרת.

ד. השימוש באמצעי-אכיפה בישראל

השימוש בכלי האכיפה צריך להיעשות בהתאם ליעדי האכיפה ועל-פי קריטריונים שהאפקטיביות שלהם הוּכְחה. הפעלת כלי האכיפה שלא בהתאם לתנאים הרצויים, מפחיתה את האפקטיביות שלהם. מן המחקר עולות מספר בעיות בולטות בשימוש שעושה המשרד להגנת הסביבה בכלי האכיפה הקיימים.

1. קנסות

בישראל עושה האכיפה הסביבתית שימוש בקנסות כעונש כמעט בלעדי.

בשנים 2000-2006 הוטלו קנסות בכ-98% מכתבי האישום שהסתיימו בהרשעה. בנוסף לכך, השימוש בברירת-משפט הוא עיקר פּוּבּדה של האכיפה הסביבתית בישראל: כמעט 100%

מכלל העבירות הסביבתיות אשר לגביהן מוצו ההליכים הפליליים, הסתיימו בהטלת ברירת-משפט.

- הקנסות השיפוטיים וברירות המשפט אינם נקבעים בדרכים הראויות לקביעת גובה הקנס (שלילת הנזק של העבירה או שלילת רווחי העבריין חלקי ההסתברות להטלת הקנס). הואיל והקנסות המוטלים רחוקים מלשקף את נזקי העבירות הסביבתיות או את רווחי העבריין, קיימת סבירות גבוהה שהם ייכשלו ביצירת הרתעה.
- יש חשש שהשימוש הנרחב בברירות-משפט בעלות מאפיינים של קנס מנהלי, מביא להפחתת הסטיגמה הפלילית של הקנס.
- גביית הקנסות על-ידי המשרד להגנת הסביבה לוקה בחסר. בשנים 2000-2006 לא שולמו מרצון 62% (בממוצע) מברירות המשפט ואף לא הועברו לגבייה (עם סטיית-תקן של 10%).

  - השימוש המרובה בקנסות עם מאפיינים מנהליים, והעובדה שהקנסות אינם מכוונים לשלילת רווחי העבריין או לשלילת נזקי העבירה, מסכנים שניהם את אפקטיביות השימוש בקנסות ובעיקר את יכולתם ליצור הרתעה.

2. מאסרים

- נמצא כי בשנים 2000-2006 בתי המשפט בישראל כמעט שלא הטילו עונשי מאסר בעבירות-סביבה. רק ב-1% מתוך פסקי הדין המרשיעים הוטל מאסר בפועל (עם סטיית-תקן של 1%) ובכ-3% מהמקרים הוטל מאסר על תנאי (עם סטיית-תקן של 2%).

  - השימוש הזָנִיח במאסרים בעבירות-סביבה, הופך סנקציה זו לחסרת-משמעות.

3. הפקעת רישיון העסק

- בשנים 2000-2006 ניתנו חמישה וחצי צווי-סגירה מִנהליים בממוצע מִדי שנה. צווים אלה הם פחות מ-0.5% מכלל פעולות האכיפה המנהליות שבוצעו באותן שנים.
- בשנים 2000-2006 ניתנו 11 צווי-סגירה משפטיים וצווים למניעת העיסוק בעסק (מושהים ומיידיים) בממוצע מדי שנה. צווים כאלה ניתנו בממוצע ב-9% מפסקי הדין שהסתיימו בהרשעה באותן שנים.

- נעשה שימוש זניח בסנקציה של הפקעת רישיון בגין עבירות סביבה, בין בדרך מנהלית ובין בדרך שיפוטית, וזאת חרף השפעותיה מרחיקות הלכת של סנקציה זו בעצירת נזקי עבירות וביצירת הרתעה. כמו כן, מרבית צווי הסגירה ניתנים כצווים מושהים ואינם נאכפים בסופו של דבר, כך שגם הצווים שניתנו התאפיינו באפקטיביות נמוכה.

4. צווי-שיקום

- השימוש שעושה המשרד להגנת הסביבה בצווי-שיקום מנהליים הוא מוגבל. בשנים 2000-2006 ניתנו בכל שנה כ-107 צווי-שיקום בממוצע, מתוקף סמכות שניתנה למשרד במגוון חוקים סביבתיים — בממוצע לא יותר מ-14% מכלל הפעולות המנהליות.
- בתי המשפט מטילים חובת שיקום רק בחלק קטן מפסקי הדין המסתיימים בהרשעה. מנתוני המחקר עולה כי בשנים 2000-2006 ניתנו בממוצע מדי שנה רק חמישה צווי-שיקום בממוצע בשנה מתוך 118 פסקי-דין שהסתיימו בהרשעה.
- שימוש בלתי-מספק בצווי-שיקום משמעו שהנזקים הסביבתיים של מרבית העבירות נותרים על כנם. הדבר גורם לפגיעה חמורה בהשגת התוצאות הסביבתיות המקוות מן האכיפה.

ה. הערכת ביצועים ובחינת אפקטיביות האכיפה

סיבות לבחינה אמפירית של מערכת האכיפה

סיבות רבות מצדיקות את השימוש במדדים לצורכי מעקב אחר ביצועי האכיפה והערכת אפקטיביות האכיפה של הרגולציה הסביבתית:

- השימוש במדדים מאפשר תיאור ומעקב אמפיריים של ביצועי האכיפה והערכה מדעית מבוססת של אפקטיביות האכיפה. זהו הבסיס הנאות היחיד לשליטה בתכנית האכיפה ולקבלת החלטות רציונאליות הנוגעות למדיניות הסביבתית ולשינויים הדרושים באכיפה. גיבוש המדדים מחייב לקבוע מראש יעדים ברורים לאכיפה על-ידי הרשות האוכפת. המדדים מסייעים לצמצם התנהלות בלתי-מכוונת אשר פועלת ללא מטרות ברורות ומוסכמות.

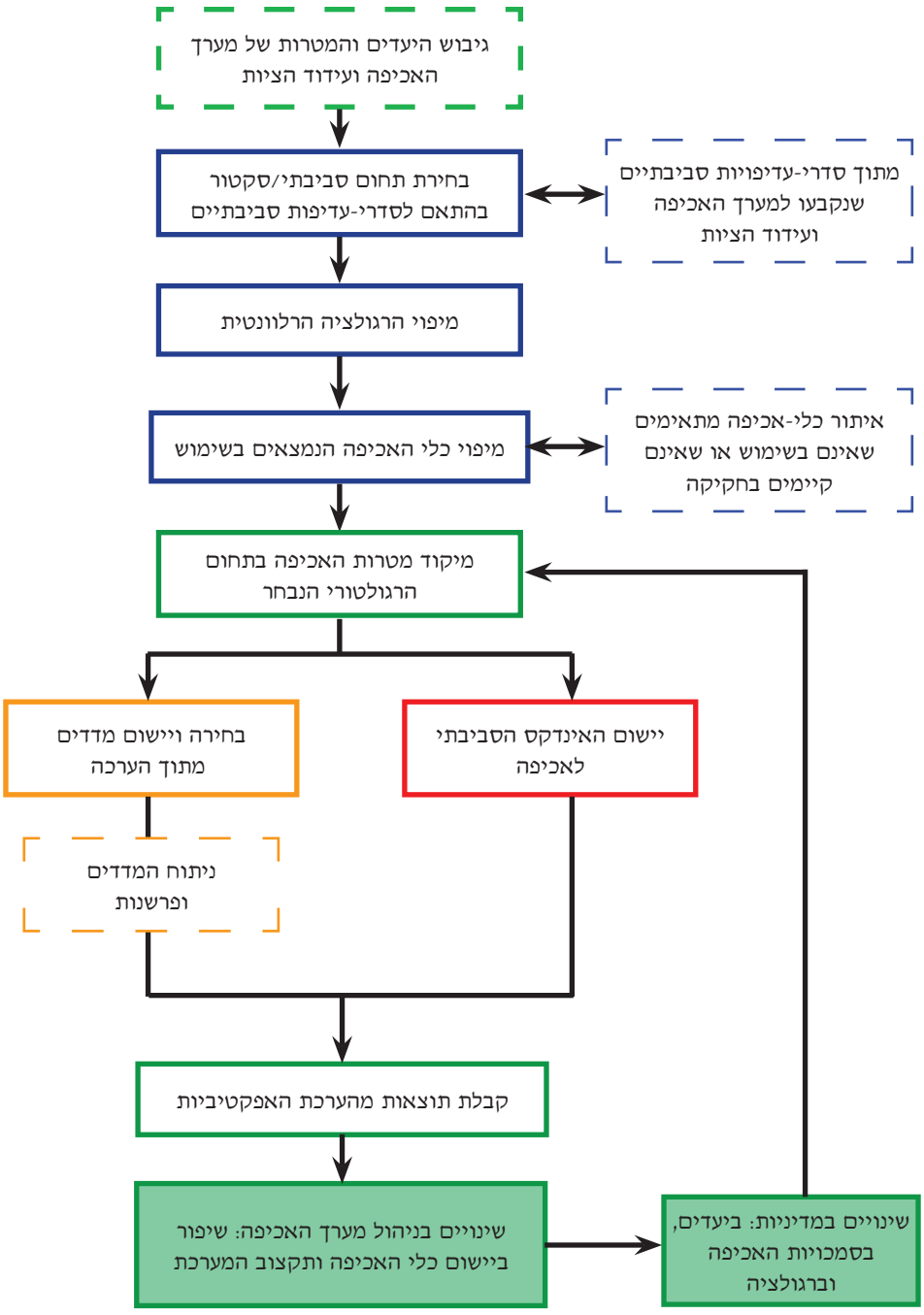
- ❖ מדדים מאפשרים ניתוח תמונת-מצב מורכבת, תוך התייחסות למִגוון היעדים של המערכת לפי משקלם היחסי.
- ❖ המידע המופק מן המדדים מועבר באופן תמציתי וברור המאפשר השוואה.
- ❖ ניתוח המדדים מאפשר לקבל החלטות מבוססות-מידע לשיפור היישום של כלי האכיפה ולתקצוב מערכת האכיפה.
- ❖ ניתוח המדדים מאפשר לתכנן באופן מבוקר שינויים במערכת הרגולציה הסביבתית, בסמכויות רשויות האכיפה והשיפוט ובכלי האכיפה העומדים לרשותם.
- ❖ ניתוח המדדים מאפשר להבין טוב יותר את ההצלחות, הכישלונות, העוצמות והחולשות של מערכת האכיפה.
- ❖ בתהליך קביעת המדדים נדרשת הרשות לקבוע סוגי מידע הדורשים איסוף ומעקב, וכן מתודולוגיות סדורות לאיסוף ולניתוח המידע. בכך תורמים המדדים לשיפור מערך המידע הקיים.

שיטה למעקב אחר ביצועים ולהערכת אפקטיביות

במחקר גובש אינדקס של מדדים מתוך ערכה נרחבת של למעלה מ-100 מדדים אפשריים. בחירת המדדים הכלולים באינדקס נעשתה על סמך יעדי אכיפה אפשריים, אולם לא כאלו שאושרו במפורש במשרד להגנת הסביבה. את האינדקס ניתן ליישם גם בהיעדר תשתית מדעית נרחבת. הפקת ממצאים ממנו אפשרית גם בלא יישום רב-שנתי (בניגוד למדדים סתם) וזאת עקב השימוש במתודולוגיה של בחינת התוצאות לפי קרבתן לערכי-ייחוס. לפיכך, האינדקס מתאים ליישום בנסיבות בהן אין לרשות מידע רב-שנתי על היבטים רבים של מערכת האכיפה. היות שהאינדקס ניתן לשינוי תקופתי, יש בכוחו לבטא שינויים שהתרחשו ביעדי הרשות וליישם תיקונים הדרושים במדדים על סמך לקחי העבר.

האינדקס המוצג להלן הוא גנרי. ניתן לעשות בו שימוש (בשינויים מסוימים) בכל תחומי האכיפה הסביבתית. לפני שלב היישום יש לבצע מספר פעולות מקדימות: א. ניפוי מדדים שאינם רלוונטיים או שלא ניתן ליישמם עקב מגבלות מידע; ב. החלפת מדדים שנופו במדדים קרובים, במידה שניתן; ג. הגדרת מקורות המידע והמתודולוגיות לכל מדד; ד. התאמת ערכי הייחוס בהתאם ליעדי האכיפה; ה. קביעת המשקל של כל מדד והשקלול בין המדדים.

תרשים א': **הליך יישום האינדקס והמדדים**



טבלה 1: **אינדקס האפקטיביות של האכיפה והציות**

קטגוריה	תיאור המדד	סוג המדד	סטנדרט הבחינה (ערך-ייחוס)	שיטת המחקר
מניעת עבירות (הרתעה ושינוי נורמטיבי)	רמת הזיהום הנמדדת בסביבה (Ambient Standard)	R	התקן הסביבתי	כמותנית
	כמות החומרים או המשאבים המטופלים בהתאם לסטנדרט הסביבתי	R	100% מכמות החומר המיוצרת או מהמשאב	כמותנית
	היקף הזיהום הכולל הנפלט מחומר מזהם בסקטור הנבחן (Emission Standard)	R	ההיקף הכולל המותר לפליטה לאותו מזהם לפי תקני הפליטה	כמותנית
	ההסתברות להיענש כפי שזו נתפסת בעיני הכפופים לחוק	OC	30% תפיסה (אמת-מידה המבוססת על מחקר)	איכותנית
	השוואת הקנס הממוצע שניתן בהליכים משפטיים לקנס המרבי הקבוע בחוק	OP	100% מהקנס המרבי (אמת-מידה של מקסום התוצאות)	איכותנית
	המידה בה שולל הקנס הממוצע את רווחי העבירה הנפוצה	OP	100% מרווחי העבירה הממוצעת	כמותנית
	אחוז פסקי הדין בהם הורשעו נושאי המשרה בתאגיד ביחד עם התאגיד	OP	100% מהתיקים (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	איכותנית
	תפיסת חומרת העבירה הסביבתית בעיני הכפופים לחוק	OC	חומרה מרבית (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	איכותנית
	אחוז הפונים שדיווחו על שינוי בשיטות הפעולה או בפליטות עקב הסיוע	OC	100% מהפונים (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	כמותנית
עצירת עבירות (עצירת הנזק)	ודאות הפיקוח: אחוז העבירות המתגלות בפעולת-פיקוח (מחושב לפי היחס בין אומדן העבירות הכולל לבין מספר פעולות הפיקוח בהן התגלו עבירות)	OP	30% ודאות-פיקוח (אמת-מידה המבוססת על מחקר)	כמותנית
	קיום אמצעים טכנולוגיים נאותים לניטור ולאיתור מפגעים	I	במידה רבה (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	איכותנית

קטגוריה	תיאור המדד	סוג המדד	סטנדרט הבחינה (ערך-ייחוס)	שיטת המחקר
עצירת עבירות (עצירת הנזק)	קיום מעקב אחר יושרת הפקחים	OP	במידה רבה (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	איכותנית
	אחוז המצייתים לחובות הניטור והדיווח העצמיים מתוך כלל החייבים בדיווח	OC	100% מהגורמים הכפופים לחוק (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	כמותנית
	אחוז פעולות האכיפה המנהליות שהביאו לעצירת העבירה (בחלוקה לסוגי הפעולות: צווים, התראות ושימועים)	OC	100% מההתראות או השימועים (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	כמותנית
שיקום נזקי עבירות	אחוז המִפגעים בהם ניתן צו-שיקום (או חלף-צו) מתוך המִפגעים בהם ניתן היה לתת צו-שיקום	OP	100% מהמקרים (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	כמותנית ואיכותנית
צדק סביבתי ויעילות	רמת הזיהום הנמדדת בסביבה (בחלוקה לאזורים לפי מאפיינים סוציו-אקונומיים)	R	התקן הסביבתי (100% או פחות)	כמותנית
	תקציב האכיפה הכולל שהוקדש לתחום הנבחן לנפש (בחלוקה לאזורים)	OC	100% או יותר מתקציב-אכיפה ממוצע לנפש באזורים חזקים מבחינה סוציו-אקונומית	כמותנית
	עלויות אכיפה (ליחידת-זיהום) בהשוואה לשווי יחידת נזק חברתי (ליחידת-זיהום)	R	שווי יחידת נזק חברתי עולה על שווי יחידת-זיהום	כמותנית

ביאור סוג המדד:

I (Input) — מדד מסוג תשומות נועד בעיקר למדוד היקפי משאבים שהושקעו בתכניות לעידוד הציות במונחים של משאבים כספיים וכוח-אדם.

OP (Output) — מדד מסוג תפוקות נועד למדוד רמות-פעילות. רמות הפעילות הן למעשה המוצרים הישירים שמפיקה הממשלה מהשקעת התשומות; למשל היקף השימועים, ברירות המשפט, תיקי החקירה, ביקורות הפתע וכיוצ״ב.

OC (Outcome) — מדד מסוג תוצאות התנהגותיות מתייחס אל התהליכים או הפעולות שיש בהם כדי להוביל להשגת התוצאה הסופית של השפעה על הסביבה. מדד OC עוקב אחר מרכיבים המשפיעים על הציות לחוק בקרב הגורמים הכפופים לרגולציה. תוצאות התנהגותיות עשויות להתרחש אצל פרט או אצל ארגון בדרכים שונות. שינויים קוגניטיביים ופנים-נורמטיביים — כגון הכרת החוק, הבנת החוק ותפיסת הלגיטימיות של החוק — מאפיינים את הפרט.

R (Results) — מדד מסוג תוצאות סביבתיות עוסק במדידת תוצאות בסביבה הפיזית.

ו .יישום האינדקס בעבירות פסולת-בניין

טבלה 2: **אינדקס אפקטיביות האכיפה בעבירות פסולת-בניין בישראל**

קטגוריה	אות	תיאור המדד	תוצאת ביניים	ערך הייחוס	ציון ייחוס	משקל לקטגוריה	משקל למדד בקטגוריה	משקל מנורמל	ציון סופי משוקלל
מניעת עבירות (הרתעה ושינוי נורמטיבי)	A_2	היקף ההטמנה ו/או המחזור החוקיים	1,132,464 טון	7,215,690 טון (כלל פסולת שיוצרה ב-2006)	0.16	0.60	0.50	0.30	0.04708
	C_1	ההסתברות להיענש כפי שזו נתפסת על-ידי הכפופים לחוק	26.4%	30% הסתברות להיענש	0.88		0.10	0.06	0.05280
	B_2	השוואת הקנס הממוצע שניתן בהליכים שיפוטיים לקנס המרבי הקבוע בחוק בעבירות פסולת-בניין	4.4%	100% מהקנס המרבי	0.04		0.15	0.09	0.00396
	B_3	באיזו מידה שולל הקנס הממוצע את רווחי העבירה הנפוצה בעבירות פסולת-בניין	0.22%	100% מרווחי העבירה הממוצעת	0.002		0.15	0.09	0.00018
	G_4	אחוז פסקי הדין בעבירות פסולת-בניין בהם נושאי המשרה בתאגיד הורשעו עם התאגיד	78%	100% מהתיקים	0.78		0.02	0.01	0.00936
	I_1	חומרת העבירה הסביבתית כפי שזו נתפסת על-ידי הכפופים לחוק	3.75	5 — חומרה מרבית	0.75		0.08	0.05	0.03600
עצירת עבירות (עצירת הנזק)	K_1	ודאות הפיקוח: אחוז העבירות המתגלות בפעולת פיקוח (מחושב לפי היחס בין אומדן העבירות הכולל לבין מספר פעולות הפיקוח בהן התגלו עבירות)	0.106%	30% ודאות פיקוח	0.004	0.20	0.65	0.130	0.00046
	K_3	האם קיימים אמצעים טכנולוגיים נאותים לניטור ולאיתור מפגעי ועבירות פסולת-בניין	2.7	5 — במידה רבה	0.54		0.075	0.015	0.00813
	K_8	האם מתקיים מעקב אחר היישרה של הפקחים	3	5 — במידה רבה	0.60		0.075	0.015	0.00900
	M_1	אחוז פעולות האכיפה המנהליות שהביאו לעצירת עבירת פסולת-בניין (בחלוקה לסוגי הפעולות: צווים, התראות ושימועים)	38%	100% מההתראות או מהשימועים	0.38		0.20	0.040	0.01538
שיקום נזקי עבירות	P_1	אחוז המפגעים בהם ניתן צו לשיקום הנזקים שנגרמו בעבירות פסולת-בניין (או חלף-צו) מתוך המפגעים בהם ניתן היה לתת צו-שיקום	0.7%	100% מהמקרים	0.01	0.15	0.15	0.150	0.00106
צדק סביבתי ויעילות	$A1_j$	פיזור אתרים פיראטיים של פסולת-בניין בקרבת רשויות מקומיות בהתאם לרמתן הסוציו-אקונומית	99.9%	100% אין הבדל בפיזור האתרים בקרבת רשויות מקומיות המשתייכות לאשכולות שונים	1.00	0.05	0.05	0.050	0.04995
סיכום						1.0		1	**23%**

(1) ממצאים מיישום המדדים ומההתייחסות אל האינדקס כמכלול

- סיכום האינדקס מצביע על כך שאפקטיביות האכיפה היא נמוכה ומגיעה ל-23%. נמצא כי יישום מבחן-רגישות, תוך שינוי משקל המדדים באופן סביר, יוכל להוביל לטווח אפקטיביות של 22% עד 36% לכל היותר.
- רק כ-16% מהפסולת שהוערך כי נוצרה בשנת 2006, הובאו להטמנה חוקית. כלומר, כ-6,000,000 טון של פסולת-בניין, שהם 84% מכלל הפסולת שנוצרה, לא טופלה כראוי והושלכה ברובה בשטחים הפתוחים.
- רק 40 עבירות מתוך אומדן של כ-405,000 עבירות פסולת-בניין שבוצעו בשנת 2006 נתפסו העבריינים ובאו על עונשם. מכאן שוודאות הפיקוח (איתור העבריין והענשתו) בעבירות פסולת-בניין עומדת על 0.1%.
- לעומת ודאות הפיקוח האובייקטיבית, גבוהה ודאות הפיקוח הסובייקטיבית (כפי שזו נתפסת בעיני הכפופים לחוק) באופן מפתיע והיא עמדה על 26.4%.
- הקנס השיפוטי הממוצע שהוטל בשנת 2006 על מי שהשליכו פסולת-בניין שלא כדין, היה 12,044 ש"ח. סכום זה הוא כ-4.4% מן הקנס המרבי הקבוע בחוק.
- הקנס הממוצע המשוקלל בעבירות של השלכת פסולת-בניין (כולל ברירות-משפט וקנסות שיפוטיים) עמד בשנת 2006 על 1,664 ש"ח.
- הרווח הממוצע מהשלכה בלתי-חוקית של תכולת משאית עמוסת פסולת-בניין הוא 820 ש"ח. בהתחשב בהסתברות לתפיסת העבריין, מבטא הקנס הממוצע המשוקלל 0.22% מן הקנס הראוי כדי לאיין את רווחי העבריין, ולפיכך הוא חסר-משמעות מבחינה הרתעתית.
- עברייני פסולת-בניין שנשפטו בבית המשפט, כמעט שאינם נדרשים לשקם את הנזק שגרמה העבירה. צווי-ניקוי הוטלו רק ב-0.7% מהמקרים.
- שיעור פסקי הדין בעבירות פסולת-בניין בהם נושאי המשרה בתאגיד הורשעו עם התאגיד, הוא גבוה ועומד על 78%.
- שיעור הפעולות המנהליות (התראות, שימועים וצווים) שהביאו לעצירת עבירות פסולת-בניין, עומד על 38%.
- פיזור פיראטי של מִפגעי פסולת-בניין בקרבת רשויות מקומיות הוא אקראי ואינו מבחין בין רשויות המשתייכות לאשכולות סוציו-אקונומיים כאלה או אחרים. כלומר, עבריינות

פסולת הבניין אינה מבחינה בין אזורים 'יוקרתיים' לאזורים אחרים ואינה יוצרת דפוס של פגיעה בצדק הסביבתי.

(2) ניתוח הממצאים: מסקנות בדבר אפקטיביות האכיפה והמלצות לשינוי דרכי האכיפה ומדיניות המשרד להגנת הסביבה

כללי

אפקטיביות האכיפה בעבירות פסולת-בניין בישראל היא נמוכה מאוד, וזאת עקב שורה של כשלים. הבולט שבהם הוא השיעור הנמוך של ודאות הפיקוח וגובה הקנס הממוצע שאינו שולל כלל את רווחי העבריין. שני מרכיבים אלה מונעים הרתעה אפקטיבית. בד בבד, השיעור הנמוך של צווי הניקוי מונע כל אפשרות שהאכיפה תביא לשינוי נורמטיבי בקרב הכפופים לחוק והוא מסכל את מִקסום התועלת הסביבתית של האכיפה.

כדי להגביר את אפקטיביות האכיפה נדרשים שלטונות החוק להגדיל באופן ניכר את מידת ההרתעה. את זאת ניתן להשיג רק באמצעות הגדלה משמעותית של הסתברות הפיקוח ותפיסת העבריינים, בצד העלאת גובה הקנס. בכך יש לשלב שימוש בסנקציות נוספות המייצרות הרתעה במחיר נמוך, כגון סנקציות של קלון. אולם גם בכך אין די. כדי לצמצם את ההזדמנויות להפרת החוק יש לבצע שינוי במבנה מערך פינוי פסולת הבניין. כמו כן, על האכיפה לעשות שימוש בצווי-ניקוי בכל המקרים בהם הדבר הוא אפשרי. היכן שהדבר אינו אפשרי, שומה על גורמי האכיפה לתבוע חלף-צו.

צעדי-מדיניות אפשריים לשיפור אפקטיביות האכיפה בעבירות פסולת-בניין

א. **חלופה ראשונה** — שינוי הרגולציה הקיימת: מספרן הגדול של העבירות הוא הבעיה העיקרית בהגברת אפקטיביות האכיפה בעבירות פסולת-בניין. כדי לצמצם את מימדי העבריינות יש מקום לשנות את הרגולציה הסביבתית כך שהאחריות על פינוי פסולת הבניין תועבר מקבלני הבנייה לידי הרשויות המקומיות — בדומה להסדרים הקיימים לפינוי פסולת ביתית. העברת האחריות לפינוי הפסולת אל כתפי הרשויות המקומיות, תשפר במידה ניכרת את השליטה בתהליך הפינוי ותצמצם את העבריינות הנרחבת הפושה כיום בישראל. את העברת האחריות יש ללוות ביצירת מקור למימון הטיפול בפסולת-בניין על-ידי הרשויות המקומיות, וזאת באמצעות חיוב האחראי לבנייה בתשלום אגרת-פינוי פסולת-בניין.

היתרון: שינוי החקיקה עלול להימשך זמן רב, וכן גם יישום השינויים. כמו כן, שינוי בהסדרי פינוי הפסולת ניתן לאכיפה אפקטיבית רק ביחס לבנייה המחייבת היתר-בנייה על-פי חוק. ההסדר אינו ישים לגבי שיפוצים פנימיים שאינם מחייבים היתר-בנייה. במקרים אלה אין הרשות המקומית יכולה לאכוף תשלום על מכל מיוחד לפינוי פסולת-בניין.

היתרון: צמצום חד בהיקף העבריינות ושיפור משמעותי בשליטה על פינוי פסולת-בניין, יאפשרו צמצום הדרגתי בהיקף האכיפה הנדרש.

ב. **חלופה שנייה** — הגברת היקף הפיקוח לצד הגדלת הקנס הממוצע המשוקלל: העלאת ההסתברות לאיתור העבירה ל-5% (מן השיעור הנוכחי של 0.1%) באמצעות הגדלת היקף הפיקוח, בצד הטלת קנס משוקלל ממוצע של 16,400 ש״ח (כמעט פי 10 מן הקנס המוטל למעשה, שהוא 1,664 ש״ח) יאפשרו, אם יבוצעו במקביל, לאיין את רווחי העבריין הנובעים מפריקה חד-פעמית של פסולת-בניין ממשאית, ולהשיג הרתעה ניכרת.

היתרון: השקעה תקציבית ניכרת בהגדלת ודאות הפיקוח תיתקל בהתנגדות פוליטית ועלולה שלא להיות ישימה מבחינה מעשית.

היתרון: הגדלת הקנס הממוצע בשיעור המוצע אינה בלתי-סבירה.

ג. **חלופה שלישית** — ייעול השימוש במשאבי האכיפה: כדי למנוע גידול מוקצן במשאבים המופנים לאכיפה לצורך הגדלת ודאות הפיקוח (כפי שמתחייב מן החלופה הראשונה), ניתן לנקוט שני צעדים שיביאו לייעול השימוש במשאבי הפיקוח. הראשון הוא תוספת אמצעים טכנולוגיים שיסייעו באיתור עבירות פסולת-בניין (למשל, שימוש באמצעי-זיהוי לכלי-רכב ובתצלומי-לוויין) והגברת השימוש באמצעים הקיימים (מצלמות ותצלומי-אוויר). צעד שני שייעל את השימוש במשאבי האכיפה הוא הפניית עיקר האכיפה כלפי נושאי-משרות ברשויות המקומיות אשר אינן אוכפות את חוקי שמירת הניקיון בתחומן. כך, בלא להגדיל משמעותית בתשומות הפיקוח, תוגבר ההרתעה באמצעות הפניית אמצעי האכיפה אל אלה הרגישים לסטיגמה פלילית. חוק הרשויות המקומיות (אכיפה סביבתית — סמכויות פקחים), התשס״ח-2008, מבסס את העילה המשפטית לתביעה מצד המשרד להגנת הסביבה נגד ראשי רשויות המועלים בחובת הפיקוח והאכיפה.

היתרון: אי-ודאות באשר למידת חיזוק ההרתעה כתוצאה מהשקעה בטכנולוגיות או באכיפה נגד נושאי-משרה ברשויות המקומיות.

היתרון: ההשקעה שתתחייב לפי גישה זו, תהא פחותה בהרבה מההשקעה המתחייבת מהעלאת רמת הפיקוח באופן המוצע בחלופה הראשונה.

(3) ממצאים הנוגעים לאיסוף וניתוח מידע הנוגע לאכיפה

מיישום האינדקס בתחום העבירות של פסולת-בניין, נלמדו מספר עובדות כלליות על טיב המידע המצוי בידי המשרד להגנת הסביבה בכל הנוגע לעבירות אלה ולאכיפה המופעלת נגדן.

- בין השנים 2000-2005 היו הנתונים על הטמנה באתרים מוסדרים, פזורים במחוזות המשרד להגנת הסביבה. נוסף לכך, נתונים אלה היו לעתים קרובות חלקיים. האחדת נתונים או השלמת נתונים חסרים לא בוצעה. בשנת 2006 חל שיפור ניכר במעקב. המידע רוכז ואוחד, אם כי גם באותה שנה לא היו הנתונים מלאים.
  - הערכת מידת הציות לרגולציה הסביבתית מחייבת איסוף רציף ומלא של נתונים על מצב הסביבה ודרכי ההתמודדות. חוסרים במידע על היקף הבעיה אינם מאפשרים ניהול רציונאלי של התופעה ומונעים הערכה מבוססת של אפקטיביות מערך הפיקוח והאכיפה.

- המשרד להגנת הסביבה מסתמך על אומדן כללי ביחס להיקף פסולת הבניין הנוצרת מדי שנה. ישנן מספר עבודות שהציעו אומדנים להיקף הבנייה החדשה, הריסות, שיפוצים ועודפי-עפר. אולם על-מנת לחשב את היקף פסולת הבניין שנוצרת בפועל מדי שנה (לא על-פי אומדנים כלליים, אלא על-פי נתוני הבנייה בפועל) יש צורך באיסוף נתונים על היקף ההריסות, בינוי התשתיות, הבינוי בצה"ל ובמערכת הביטחון ושיפוצים פנימיים. מידע זה אינו נאסף בידי הלשכה המרכזית לסטטיסטיקה או כל גורם אחר.
  - על-מנת לחשב את ייצור פסולת הבניין בהסתמך על מקדמי-פסולת שהוצעו בעבודות שבוצעו עבור המשרד להגנת הסביבה ואחרים, יש להשלים את איסוף המידע הנוגע לבינוי בפועל בתחומים שנמנו. בלי נתונים אלה לא ניתן לחשב במדויק את היקף הפסולת שהושלכה באופן פיראטי מדי שנה.

- רישום המידע על ברירות-משפט מבוצע באופן שוטף ועקבי, אולם עקב עירוב של עבירות במסגרת צו עבירות הקנס, שעליו מתבסס הרישום, אין אפשרות מספקת להבחין בין ברירות-משפט שניתנו בעבירות מסוגים שונים ונכללו באותו פרט-עבירה.

- רישום מעורב של עבירות-קנס במערכת 'מעוף'[1], מקשה על ניתוח האפקטיביות של האכיפה, המחייב התייחסות לתחומי-אכיפה שונים.

❖ מידע על היקף פעולות האכיפה המנהליות נאסף באופן סדיר והוא כולל גם מידע חלקי בדבר השפעות האכיפה על הפסקת העבירה.

- לא מתנהל מעקב מערכתי אחַר התקדמות וטיב הביצוע של צווי-ניקוי. עובדה זו מונעת ניתוח ההשפעות של צווי הניקוי מבחינה סביבתית.

❖ בתקציב המשרד להגנת הסביבה חסר הפירוט הדרוש למעקב אחר העלויות השונות הכרוכות באכיפה בתחומים סביבתיים שונים.

- היעדר פירוט תקציבי מונע יישום של מדדי-תשומות וניתוח של אפקטיביות האכיפה מהזווית של יעילות כלכלית.

(4) צעדי המדיניות הנדרשים בתחום איסוף המידע

א. נדרש שיפור ניכר באיסוף המידע הנוגע לשינויים סביבתיים בתחומים הנוגעים לעבריינות סביבתית.

ב. נדרשים שיפורים נקודתיים בהיקף, בפירוט וברציפות איסוף המידע הנוגע לפעולות (תפוקות) של מערכת האכיפה. זאת כדי שאפשר יהיה לנתח את המידע לצורך יישום מדדים לבחינת אפקטיביות האכיפה.

ג. נדרש שינוי באופן רישום תקציב המשרד להגנת הסביבה, כך שאפשר יהיה להעריך את תשומות מערכת האכיפה לפי חלוקה לתחומים סביבתיים.

(5) ממצאים הנוגעים להתנהלות הארגונית של מערך האכיפה

מיישום האינדקס נלמדו עובדות שונות על ההתנהלות הארגונית של מערך האכיפה ועל דרך קבלת ההחלטות בקרב גורמי האכיפה במשרד להגנת הסביבה. מאחר שהאינדקס אינו כולל הערכה מלאה של ההתנהלות הארגונית, אלא מוגבל לבחינת נושאים שיש להם השלכה מהותית על אפקטיביות האכיפה, אין הוא נותן תיאור עובדתי מלא של התנהלות מערך האכיפה במשרד להגנת הסביבה.

[1] מערכת ממוחשבת בה נאספים נתוני האכיפה של המשרד להגנת הסביבה.

- ❖ למשרד להגנת הסביבה אין מסמך מדיניות-אכיפה שפורסם ואין יעדים ברורים דיים להנחיית מערך האכיפה ועידוד הציות. בין היתר בא הדבר לידי ביטוי בכך שבקרב עובדי המשטרה הירוקה אין דעה אחידה ביחס ליעדי האכיפה ומטרותיה.
  - ◂◂ הואיל ואפקטיביות האכיפה היא נגזרת ישירה של יעדי האכיפה - היעדר מסגרת ברורה של יעדים מקשה לבחון את אפקטיביות האכיפה.

- ❖ במשרד להגנת הסביבה אין מערכת-בקרה מוסדרת אחר יושרתם של הפקחים.
  - ◂◂ היעדר מערכת בקרה ופיקוח אחר יושרת הפקחים, אין משמעו בהכרח כי יש ליקוי כלשהו בתחום זה, אולם היעדרה של מערכת כזו מעלה חשש שמא אי-סדרים לא יאותרו במועד.

- ❖ המידע הקיים בידי המשרד להגנת הסביבה אודות מערכות האכיפה, מאפשר רק ניתוח מוגבל של אפקטיביות מערך האכיפה.
  - ◂◂ הנתונים הקיימים מאפשרים אמנם ניתוח מוגבל של אפקטיביות האכיפה בתחומים סביבתיים אחדים. ברם, ניתוח כזה, שהיה יכול לסייע בהדרכת מערכת האכיפה, בהכוונתה ובתכנון שינויים ברגולציה אינו מבוצע ומערכת האכיפה אינה לומדת באופן רפלקסיבי.

- ❖ המידע שבידי הנהלת המשרד בדבר כשלים במערך האכיפה, אינו משמש בהכרח לביצוע שינויים במערכת בקצב הנדרש. למשל, למשרד להגנת הסביבה ידוע מאז שנת 2003 שהמערך לגביית קנסות מסוג ברירת-משפט אינו פועל. מידע זה אף פורסם בדוחות האכיפה של המשרד להגנת הסביבה מדי שנה מאז 2003. למרות זאת לא פעלה הנהלת המשרד לתיקון המצב, וכשל זה מופיע כליקוי מרכזי בדוח מבקר המדינה האחרון משנת 2008.
  - ◂◂ גם מתוך המידע הקיים (ואף ללא יישום האינדקס) ניתן להסיק מסקנות על שינויים נדרשים במערך האכיפה, אך אלה מתעכבים או שאינם מתבצעים כלל.

(6) צעדי המדיניות הנדרשים בתחום ההתנהלות הארגונית

א. ראוי לגבש מסמך מדיניות-אכיפה בו ייקבעו יעדי האכיפה בהסתמך על מדיניות המשרד להגנת הסביבה ובשיתוף בעלי העניין הרלוונטיים.

ב. ראוי להקים מערך שתפקידו לבקר את יושרת הפקחים ואת טיב פעולות הפיקוח.

ג. ראוי שהנהלת המשרד להגנת הסביבה תשתמש במידע הקיים בידיה כדי לבחון את אפקטיביות האכיפה, ובפרט את יישום וביצוע השינויים הנדרשים במערך האכיפה אשר המידע עליהם זמין להנהלת המשרד זה מכבר.

מבוא

"בתחילת חודש יולי 1973 יזם יוסף תמיר ביקור בבית הספר לשוטרים בשפרעם. המטרה היתה לעודד את המשטרה לפעול למען הסביבה ולשלב במערכותיה את הדאגה לאיכות חיי האוכלוסיה בארץ. הוא נפגש לשיחה מקדימה עם ניצב משנה עמנואל ידידיה, שכיהן כמפקד בית הספר לקצינים בכירים במשטרת ישראל וכחבר במטה הארצי של המשטרה. בין השניים סוכם, כי המשטרה תקדיש מעתה ואילך תשומת לב לבעיות הסביבתיות, למניעת מטרדי סביבה ברשות הרבים ותנסה לאכוף חוקים הנוגעים לתחום זה... לדעת תמיר למשטרה ולשאר הזרועות האמונות על חוקי מדינת ישראל, יש תפקיד כפול במסגרת השמירה על איכותה האקולוגית של הסביבה: הם צריכים לפקח באופן ישיר על מניעת זיהומה הפיזי של הסביבה וחשוב לא פחות הם חייבים לשמור על החוק והסדר, כי בגרימת עבירות סביבה נפגמת גם איכות חייו של האזרח."[1]

1. ראשית דבר

הרגולציה הסביבתית היא תופעה חברתית צעירה. אכיפה שלטונית של חקיקה סביבתית החלה בעולם בשנות ה-70 של המאה הקודמת והתרחבה באופן ניכר מאז שנות ה-80.[2] בישראל לא תפסה אכיפת חוקי הסביבה מקום חשוב לפני תחילת שנות

[1] י' גולדשטיין, הבגידה בארץ הבחירה — האיום הסביבתי חברתי 139-140 (2002).

[2] מייחסים את תחילתה של האכיפה הפלילית הפדראלית של חוקי איכות הסביבה בארה"ב, לאוקטובר 1982, אז הוקמה יחידת הפקחים הפליליים של הסוכנות האמריקנית להגנת הסביבה (Environmental Protection Agency – EPA) ומאוחר יותר הצטרפותם של תובעים סביבתיים ראשונים במשרד המשפטים האמריקני (Department of Justice – DOJ). קודם לכן היו ניסיונות בודדים לתבוע עברייני-סביבה לפלילים. עיקר מאמצי האכיפה של ה-EPA הופנו לתביעת מנהליות ואזרחיות כנגד מפעלים שלא צייתו לתקנים הסביבתיים אשר חייבו התקנת טכנולוגיות לשליטה בזיהום, בהתאם לדברי הרגולציה הפדראלית העיקריים שנחקקו החל משנות ה-70 של המאה הקודמת. לתיאור מקיף של התפתחות מערכת התביעה הפלילית האמריקנית בעבירות איכות הסביבה, ראו: H.J. Brunner, "Environmental Criminal Enforcement a Retrospective View" 22 *Envtl. L.* 1315, 1317 (1992). ראו גם J.G Block, "Environmental Criminal Enforcement In the 1990's" 3 *Vill. Envtl. L.J.* 33 (1992).

ה-90.[3] כיאה לתופעה צעירה, הרגולציה הסביבתית היא תחום תוסס המעורר עניין וביקורת. הרגולציה הסביבתית המַצָווה (command and control regulation) אשר נשענת על סטנדרטים נוקשים ועל אכיפה פלילית, עומדת בעשור האחרון תחת לחצי-ביקורת מתמשכים מכיוונים שונים, החל בכלכלנים תומכי שוק[4] וכלה במצדדי ההסדרה ההספמית.[5] ביקורת מרכזית כלפי הרגולציה הסביבתית המצווה, נעוצה בטענה שהיא מתבססת ותלויה במידה מוגזמת על אכיפה שלטונית.

---

[3] במארס 1973 הוקם בישראל השירות לשמירת איכות הסביבה במשרד ראש הממשלה, עליו הוטל לתאם בין משרדי הממשלה בנושאי הסביבה, להכין מערכת להפעלת תסקירי השפעה על הסביבה לתכניות-פיתוח, ולפרסם חומר מקצועי וחינוכי בנושא. השירות פעל תקופת-מה במשרד ראש הממשלה והועבר למשרד הפנים, שם פעל ברציפות עד להקמת המשרד לאיכות הסביבה בסוף שנת 1988 (בשנת 2006 שונה השם ל-'משרד להגנת הסביבה'). לשירות לאיכות הסביבה לא הוקנו סמכויות לאכיפת חוקים בעלי זיקה סביבתית. אותן סמכויות מצומצמות שהיו, נותרו בידי משרד הפנים ומשרד הבריאות. ראו: א' מרינוב, *איכות הסביבה בישראל* ב-http://lib.cet.ac.il/Pages/item.asp?item=3819 (נכון ל-1.1.2008).

משנת 1982 החלו פעולות-אכיפה משמעותיות יותר של החוק למניעת מפגעים התשכ"א-1961, הידוע בכינויו "חוק כנוביץ." חוק זה הסמיך את שר הבריאות ושר הפנים להנפיק צווים אישים למזהמי-אוויר, אך לא נעשה בו שימוש רב משך 20 שנה, מאחר ולשני המשרדים לא היה עניין רב באכיפתו ובמניעת זיהום האוויר. בשנת 1982 ויתר שר הבריאות על סמכותו לפי החוק וסמכות זו הועברה בלעדית למשרד הפנים. שינוי במערך הסמכויות הממשלתי סימן את תחילת הדרך לאכיפתו של החוק באמצעות כ-20 צווים שהוצאו עד תחילת שנות ה-90. אכיפת חוק כנוביץ' החלה בשנת 1984 במתן צווים אישיים למנהלי תחנת הכוח החשמלית ולבתי הזיקוק בחיפה. ראו: א' טל, *הסביבה בישראל, משאבי טבע, משברים, מאבקים ומדיניות, מראשית הציונות עד המאה ה-21*, 380-383 (2006).

ביולי 1983 הוקמה המחלקה למניעת זיהום-ים בשירות לשמירת איכות הסביבה. הקמת המחלקה נשאה עמה מנדט ברור לאכיפה וכוח-אדם לממש זאת. היחידה, שמנתה שישה פקחים, ערכה עד שנת 1987 600 ביקורות על כלי-שיט ונשכרו שירותיו של עורך-דין פרטי לייצג את הרשות נגד גורמי-זיהום ימיים. ראו: טל (2006) *שם*, 279.

עם הקמת המשרד לאיכות הסביבה, בדצמבר 1988, הופקדו בידו לשיעורין סמכויות-אכיפה של חוקים שדנו במניעת זיהום-אוויר, רעש, ריח, פסולת וחומרים מסוכנים ומניעת זיהום ים ומים. ראו: ר' לסטר, א' חשן, *סביבה ומִנהל בישראל, שורשים ובסיס*, 71 (2003). אולם, אכיפה עקבית של חוקי איכות הסביבה לא החלה לפני אמצע שנות ה-90.

[4] T. L. Anderson & D. R. Leal, "Free Market Environmentalism Symposium", 15 *Harv. J. L. & Pub. Pol'y* 297 (1992) וגם D. Helm & D. Pearce, "Economic Policy Towards the Environment: An Overview", in *Econ. Policy Toward the Envtl.* 1,15 (Dieter Helm ed., 1991) שם מציינים הכותבים ביובש: "It is currently fashionable to advocate the use of markets to solve environmental problems." ראו גם R.W. Hahn & R. N. Stavins, "Economic Incentives for Environmental Protection, Integrating Theory and Practice", 82(2) *The American Econ. Rev.* 464 (May, 1992); R. W. Hahn, "The Impact of Economics on Environmental Policy" 39(2) *J. of Envtl. Econ. & Mgmt.* 375, 376 (2000).

[5] E.W. Orts, "Reflexive Environmental Law", 98(4) *NW Uni. L. Rev.* 1227, 1339 (1994-1995) K. Harrison, "Talking With the Donkey: Cooperative Approaches to Environmental Protection", 2 J. *Indus. Ecology* 51 (1991); M. Khanna, "Non Mandatory Approaches to Environmental Protection", 15 *J. Econ. Survs.* 291 (2001); T. P. Lyon & J. W. Maxwell, "Voluntary Approaches to Environmental Regulation", in *Economic Institutions & Environmental Policy* (M. Franzini & A. Nicita eds., 2002).

נגד האכיפה השלטונית של דיני איכות הסביבה נטען שהיא אינה יעילה,[6] אינה מיושמת כהלכה[7] ואינה מביאה לשיפור הסביבתי שאליו היא חותרת.[8] בישראל נשמעת בשנים האחרונות ביקורת ציבוריות נוקבת על אופן התנהלותה של האכיפה הסביבתית, על היותה בלתי-מרתיעה[9], על שהיא חסרה את הנחישות הנדרשת[10] ועל שהיא נכשלת

---

[6] ראו למשל Ackerman B.A. & Stewart R.B., "Reforming Environmental Law", 37 *Stan. L. Rev.* 1333, 1334 (1985); T.H. Tietenberg, *Economic Instruments for Environmental Regulation in Economic Policy Towards the Environment* 86, 95-97 (D. Helm ed., 1991). המסכם מחקרים אמפיריים המראים כי לאכיפת רגולציה מצווה יש עלויות גבוהות מאלו של כלי האכיפה האלטרנטיביים להשגת אותו יעד.

[7] ראו למשל: S. Erchmann, "Enforcement of Environmental Law in United States and European Law: Realities and Expectations", 26 *Envtl. L.* 1213 (1996).

[8] ראו למשל Orts (1994-1995) *לעיל* ה"ש 5, בעמ' 1239.

[9] ביום 24.12.07 ייחדה ועדת הפנים ואיכות הסביבה של הכנסת ישיבה לאכיפת חוקי איכות הסביבה על-ידי המשטרה הירוקה. יו"ר הוועדה, ח"כ אופיר פינס, מתח ביקורת חריפה על רמת העונשים המוטלים בגין הפרת החוק. ראו ועדת הפנים והגנת הסביבה, "אכיפת חוקי איכות הסביבה על-ידי המשטרה הירוקה" פרוטוקול ישיבת הוועדה מס' 277 מיום 24.12.2007 http://www.knesset.gov.il/protocols/data/html/pnim/2007-12-24-01.html היו"ר אופיר פינס-פז: "אני הרבה זמן רוצה לטפל בנושא אכיפת חוקי הסביבה על-ידי המשטרה הירוקה. אני חושב שהוועדה צריכה לטפל בנושא זה, כי אם בסוף אנו מחוקקים חוקים והשר מתקן תקנות ובשורה התחתונה האכיפה לא קיימת או לא אפקטיבית, יצא שכרנו בהפסדנו... ויש בעיה מבנית, עושה רושם שארגז הכלים [של המשטרה הירוקה] אין בו מספיק סמכויות, גם גובה הקנסות במקרים רבים לא מתאים למציאות הקיימת... אני מתכוון, לנוכח הנתונים שקיבלתי על הענישה בבתי המשפט, לפנות לנשיאת בית המשפט העליון, השופטת ביניש ...שהתחום הסביבתי נמצא ברמת ענישה כפי שהוא נמצא כדבר שהוא כולל, אני חושב שנשיאת בית המשפט העליון צריכה להתערב, כי יש מקום להחמיר את הענישה כמדיניות." ח"כ דב חנין הוסיף וציין: " ... המצב העגום הוא שבישראל מאוד משתלם לזהם, וכל עוד המצב הזה יישאר, נישאר עם בעיות סביבתיות שרק הולכות וגוברות."
ראו גם ד' הכהן, "מדגם: 46% מהמפעלים מזהמים את האוויר מעל התקן." *ynet* מיום 25.7.07 http://www.ynet.co.il/articles/0,7340,L-3404863,00.html (נכון ל-20.2.08) המשרד להגנת הסביבה בדק בשנה החולפת 48 מפעלים. 22 מפעלים מאלה שנדגמו נמצאו חורגים ונגד מנהליהם ננקטו הליכי-אכיפה. מפלגת הירוקים הגיבה: "הנתון שמפרסם המשרד להגנת הסביבה הוא הוכחה נוספת להיעדר אכיפה מספקת של המשרד את התקנים על מפעלים מזהמים. העובדה שיש מפעלים רבים שמרשים לעצמם לצפצף על התקנים המותרים בחוק, מחייבת נקיטת יד קשה יותר הן באכיפה והן בענישה מצד בתי המשפט."

[10] ראו למשל י' עברי-דראל, "היד הקלה של גדעון עזרא: 'רותם אמפרט' כמשל." *ynet* מיום 21.11.2007 http://www.ynet.co.il/articles/0,7340,L-3473057,00.html (נכון ל-20.2.08) "מפעל הדשנים 'רותם אמפרט' חרג בעשרות אחוזים מתְקני זיהום האוויר משנת 2002. במקום להפעיל נגדו אכיפה נוקשה, קיבל השר להגנת הסביבה את התחייבות המפעל 'לשפר את דרכיו', ולהפחית את הזיהום בהדרגה עד 2008. עורכת הדין תמר גנות (מעמותת אדם טבע ודין) ציינה: '... המשרד להגנת הסביבה בוחר במדיניות אכיפה חלשה ובקושי מגיש כתבי אישום נגד מפעלים מזהמים גם כאשר ברור שיש מקום להגשה'".
ראו גם ש' הזלקורן "איכות הסביבה: הממשלה בעד, ונגד." *ynet* מיום 27.11.07 ב-www.ynet.co.il/articles/0,7340,L-3475898,00.html (נכון ל-20.2.08) "מדינת ישראל טוענת כי היא נלחמת בזיהום האוויר הנגרם ממכוניות במספר דרכים. באותה עת היא מקצצת בתקציבי הגוף האחראי על הבדיקה והאכיפה, ומותירה אותו חסר יכולת של ממש. גם הערכות אופטימיות במיוחד באשר ליכולת האכיפה, מלמדות על המצוקה: פחות מ-1% מכלי הרכב נבדקים, לעומת יעד של בין 2% ל-3%".

בהשגת יעדיה הסביבתיים.[11] במחצית שנת 2008 הוקדש פרק נרחב בדוח מבקר המדינה, לביקורת על פעולות האכיפה המבוצעות על-ידי המשרד להגנת הסביבה.[12] הדוח שלח חיצי ביקורת נוקבים על סוגיות נקודתיות כגון שיעור הקנסות שנגבים, ומצא כי "שיעור קטן של דוחות עבירה נגבה, בין היתר בשל איכותם הלקויה ואי הטיפול בהם, בשל אי-ביצוע פעולות לגביית הקנסות ובשל אי-משלוח דרישות חוזרות לתשלום הקנס, המביא להתיישנות."[13] הדוח עסק בהרחבה בכל אחד מהנושאים הללו.

למרות הביקורת וחרף הקשיים הכרוכים ביישומה, ממשיכה הרגולציה המצווה להתרחב ולצמוח בכל העולם[14] וגם בישראל.[15] הסביבה עוברת 'יוּרידיזציה' מזדחלת ומערכת היחסים בין האדם לטבע הולכת ונכלאת במהירות בסבך החקיקה.[16] היות שהרגולציה הסביבתית היא תופעה מורכבת ורב-ממדית ותפוצתה רק הולכת ומתרחבת, מחייב הדבר לפתח כלים יעילים לתמיכה בהתפתחותה ובהתאמתה לתנאים המשתנים. הרגולציה היא רב-ממדית בכך שהיא עוסקת בתחומים מגוונים: מים, אוויר, קרקע, הפקת אנרגיה ועוד. היא שואפת להסדיר את השימוש במשאבים ובחומרים, להגביל פליטות ולמנוע זיהומים. מורכבותה נובעת מכך שעל-מנת שתוכל להסדיר את בעיות הסביבה, עליה לעבור נתיבים מפותלים ולהשפיע תחילה על בני-אדם. לאור זאת מתעוררת השאלה כיצד לבחון את הצלחתה של הרגולציה הסביבתית וכיצד להתאימה כך שתוכל להמשיך להשיג את יעדיה? סוגיה זו מעסיקה חוקרים ואנשי-מקצוע כאחד.[17]

---

[11] צ' לוי, "פינס למשרד להגנת הסביבה: הפסיקו לוותר לתעשייה." *ynet* מיום 18.2.08 ב-www.ynet.co.il/articles/0,7340,L-3508178,00.html (נכון ל 20.2.08) "בדיון בכנסת על דירוג המפעלים המזהמים ביותר בישראל מתח יושב ראש ועדת הפנים והגנת הסביבה ביקורת חריפה על המשרד, שנוקט יד רכה מדי כלפי מפעלים. 'אתם לא נוקטים באמצעים שהחוק מתיר לכם', אמר פינס והוסיף: 'אין אצלכם תקיפות ונחישות, אין יד חזקה ואין סגירת מפעלים עבריינים.' לדברי עמותת אדם טבע ודין, דירוג המפעלים מציג את הכשל שבאכיפת החקיקה הסביבתית בארץ ומצביע על כך שמדיניות האכיפה של המשרד להגנת הסביבה בכלל — ובתחום זיהום האוויר בפרט — רחוקה מלתת את המענה הראוי".

[12] מבקר המדינה, *דוח מבקר המדינה* 58(ב) 628 (2008).

[13] מבקר המדינה (2008), *שם* בעמ' 635.

[14] D. O'Connor & D. Turnham "Managing the Environment In Developing Countries" *OECD Development Centre Policy Brief* no. 2, 9 (1992).

[15] בשנת 2008 לבדה התקבלו שלושה דברי-חקיקה-סביבתית מרכזיים ששניים מתוכם עוסקים באכיפה. חוק אוויר נקי לישראל התשס"ח-2008; חוק הרשויות המקומיות (אכיפה סביבתית — סמכויות פקחים), התשס"ח-2008 וחוק הגנת הסביבה (המזהם משלם) (דרכי ענישה), התשס"ז-2008.

[16] Orts (1994-1995) *לעיל* ה"ש 5, בעמ' 1239.

[17] ראו J. Mint, "Scrutinizing Environmental Enforcement: A Comment on Recent Discussion at the AALS", 17 *J. Land Use & Envtl. L.* 127, 138 (2001-2002). במאמר נסקר סמינר בנושא האכיפה הסביבתית שקיים איגוד בתי הספר למשפטים בארה"ב. בשאלה: כיצד יש למדוד את אפקטיביות האכיפה הסביבתית? נחלקו הדוברים, חלקם אקדמאים וחלקם אנשי-מקצוע, בין גישות שונות. מחד-גיסא היו כאלה שחשבו שיש למדוד את התוצאות בסביבה, אך מאידך-גיסא נמצאו כאלה שסברו שיש למדוד גם

במחקר זה ייבחנו היעדים הפיזיים וההתנהגותיים של הרגולציה הסביבתית ותיבחן השאלה כיצד מושגים יעדים אלה באמצעות אכיפה שִלטונית נגד מי שהפרו את הרגולציה. המחקר עוסק בפעולות האכיפה השִלטוניות, בניגוד לפעולות האכיפה הפרטיות, שיש בהן כדי להביא לציות וליישום הרגולציה.[18] המחקר מתייחס במתכוון לרגולציה הסביבתית ולא לחקיקה סביבתית במובנהּ המשפטי הצר. הדגש אינו מושם על אופן השיוך המשפטי של החקיקה לענפי המשפט המנהלי, האזרחי או הפלילי. כפועל יוצא, ההבחנה המשפטית בין סוגי ההפרות אינה מהווה כאן גורם חשוב או מרכזי, והמחקר נדרש לה רק היכן שמתחייבת התייחסות לשוני שבין כלי האכיפה. בדרך כלל נבחנת הרגולציה הסביבתית כמכלול שלם של כלים לעידוד הציות ואכיפה, בעוד שהעיסוק מתמקד בהבדלים האפשריים ביעדי ההסדרה הסביבתיים, הכלכליים והחברתיים.

2. רגולציה ושינוי חברתי

מחקר זה משתייך למסורת המשפטית המאמינה בכוחו של החוק לשנות את פני החברה לשיעורין, עקב בצד אגודל.[19] כזו היא הרגולציה הסביבתית, שהיא חלק מן המשפט. אין הדבר נובע מאמונה בכוחו של המשפט להוביל להנדסה חברתית אוטופית, אלא הכרה

את פעולות הרשות או את מידת המעורבות של אזרחים בתכניות הרגולציה הסביבתית. אין ספק שנושא זה אינו מיושב.

[18] אכיפה ציבורית של רגולציה סביבתית, מעמידה כלים בידי אזרחים כדי לפעול לאכיפת הרגולציה הסביבתית, ולא רק באמצעות תביעות נזיקיות או קנייניות. להרחבה ראו: G. Michael, "Private Enforcement of Environmental Law," *Tul. L. Rev.* 339 (1990-1991); E. Brunet, "Debunking Wholesale Private Enforcement of Environmental Rights," *15 Harv. J. L. & Pub. Pol'y* 311 (1992); J. M. Hecker, "Citizen's Role in Environmental Enforcement: Private Attorney General, Private Citizen, or Both," 8 *Nat. Resources & Env't.* 31 (1993-1994). בישראל עומד לרשות אזרחים ועמותות הכלי של קובלנות פליליות; ראו למשל ס' 20 כה' לחוק המים התשי"ט-1959. כמו כן החוק למניעת מפגעים סביבתיים (תביעות אזרחיות) התשנ"ב-1992 מאפשר לפרטים ולעמותות לבקש צווים 'אזרחיים' שמשמעותם אכיפת הרגולציה הסביבתית על גורמי זיהום.

[19] לצד הגישה המשפטית המאמינה בכוחו של המשפט להוביל לשינוי חברתי, ישנו זרם במחשבה המשפטית ובתיאוריה הפוליטית שאינו מתייחס באופטימיות ליכולתו של המשפט לשנות את פני החברה. M. Minow, "Law and Social Change" 62 *UMKC L. Rev.* 171 (1993-1994).
אל הזרם הספקני משתייכים גורמים שונים ומגוונים, ביניהם אלה הדוגלים בתיאוריה המרקסיסטית וכן הזרם ההיסטורי בתורת המשפט, שמייסדו הוא Savigny. התיאוריה המרקסיסטית הרואה בכלכלה ובטכנולוגיה מבני-על, מחזיקה בתפיסה שהחוק הוא לכל היותר כלי לביטוי השינויים המתרחשים במבני-על, אך בוודאי שאינו יכול לעורר שינויים בעצמו. Savigny יישם חלק מן הפילוסופיה של Hegel וראה בחוק יציר חברתי ואורגן של החברה. לפיכך הוא התנגד לחקיקה אקטיבית ובפרט לזו המאמצת נורמות זרות או מוסדות זרים. ראו: D. Yehezkel, "Law and Social Change", 33 *Tul. L. Rev.* 796 (1958-1959).

בכוחו של החוק לזהות את החלקים של החברה הטעונים תיקון, ולעשות לתיקונם.[20] כוחו של החוק הוא בשינוי פני החברה. אין משמעו שהמשפט מקדים תמיד את החברה. לעִתים המשפט צועד אכן לפני החברה, מפלס את הדרך שקברניטיו בחרו לנתב בה את החברה, ומצביע על העתידים החברתיים האפשריים.

"What law does is to allow society to choose its future. Law is made in the past, to be applied in the present, in order to make society take a particular form in the future, law carries society's idea if its own future from the past into the future".[21]

המשפט פילס את הדרך לשינוים חברתיים במאבק באפליה הגזעית, בתחום ההגנה על זכויות מיעוטים ונשים ובעיגון חופש הביטוי.[22] החוק ממלא תפקיד עקיף בעידוד שינויים חברתיים באמצעות עיצוב מוסדות חברתיים שונים (כפי שעשה למשל בקביעת המוסד של 'חינוך חובה'[23]). בד בבד יש למשפט תפקיד ישיר באינטראקציה עם מוסדות חברתיים באמצעות קביעת איסורים והשפעה על דפוסי-התנהגות חברתיים.[24] המשפט פועל באמצעות סימבוליקה ושפה אשר משפיעות על התודעה האנושית ועל השאיפות

---

[20] אבחנה זו שאובה מעבודתו של קרל פופר: Popper, K. *The Open Society and Its Enemies* (1971) אשר הבחין בין עקרונות של רקונסטרוקטיביזם חברתי דמוקראטי, הקרוי אצלו 'piecemeal social engineering', לבין 'Utopian social engineering'.

"The piecemeal engineer will adopt the method of searching for, and fighting against, the greatest and most urgent evil of society, rather than searching for, and fighting for, its greatest ultimate good."

לתפיסתו של פופר, השיטה הראשונה – הנדוס חברתי חלקי — היא הדרך ההגיונית היחידה לשינוי מצבם של בני האדם, בעוד שהשיטה השנייה – באשר נעשה ניסיון ליישמה – הובילה בסופו של דבר להגברת האלימות והסבל האנושי. בעוד שהשיטה הראשונה ניתנת ליישום בכל רגע נתון, החיפוש אחר הטוב המוחלט יכול להפוך במקרה הטוב לסיבה טובה לדחות כל שינוי, עד להִיווצרות התנאים המתאימים. במקרים אחרים מובילה שיטה זו לאבדן עצמי או לכל הפחות לנטישת התכנית החברתית שהנחתה אותה.

[21] P. Allot, "The True Function of Law in the International Community," 5 *Und*, *J*. *Global*. *Leg*. *Stud*. 391, 399 (1998).

[22] לטיעון כי ערכאות משפטיות מתאימות לעִתים יותר ולעִתים פחות לחולל שינוי חברתי, ראו: A. Beier, *Only Judgment: the Limits of Litigation in Social Change* (1982). במאמר זה בוחן הכותב שמונה תחומים שונים של מדיניות ציבורית ואת תרומת בתי המשפט לשינויים שהתחוללו בהם. בתחום המאבק באפליה הגזעית ובהפרדה במערכת החינוך שהיתה נהוגה בארה"ב, סבור הכותב כי מערכת השפיטה הביאה לשינוי בדעה החברתית הרווחת ובנוהג הקיים. השוו לביקורת על בתי המשפט ככלי לשינוי חברתי אצל: G. N Rosenberg, *The Hollow Hope: Can Courts Bring About Social Change* (1991). שם מקיים החוקר דיון אמפירי בכישלונם של בתי המשפט בהובלת שינויים חברתיים.

[23] ראו למשל: חוק לימוד חובה, התש"ט-1949 ס"ח 26.

[24] Yehezkel (1958-1959) *לעיל* ה"ש 19, 797.

האנושיות.[25] המשפט פועל גם בדרך של חינוך נורמטיבי, היכול לשנות נורמות ועמדות מוסריות ולהשפיע על התנהגות אנושית.[26] מנגד, המשפט פועל באמצעות אכיפה ומכוון את עצמו אל הרציונל האנושי באמצעות הרתעה.[27]

לטענת הריאליסטים, המציאות מוכיחה שהמשפט מילא וממלא עדיין תפקיד חשוב בהנעת הקִדמה האנושית. שאלמלא החוק, לא היתה הקִדמה מתאפשרת. בני האדם יצרו עולם חוקי רחב-ממדים אשר חולש על הפעילות האנושית וחותר לארגן אותה באמצעות החוק. עולם זה הוא בעל אפשרויות מתוחכמות ומורכבות לאין סוף.[28] אולם היחס בין המשפט לחברה אינו חד-כיווני. לעִתים המשפט מפגר אחר התפתחויות חברתיות ולעִתים הוא מקדים אותן. סביב המשפט מתחולל תהליך של זרימה דינמית עם היזון חוזר.[29] המשפט מושפע משינוי חברתי והוא מפנים נורמות וערכים חברתיים. הוא סופח אליו ערכים חברתיים בתהליך של חקיקה ופרשנות משפטית ומעבד אותם.[30] לאחר תהליך זה, שב המשפט ומחצין ערכים אלה באמצעות הוראות-חוק, פסיקה, הנחיות, פעולות אדמיניסטרטיביות ואכיפה של רשויות השלטון. כאשר הפער בין המשפט לחברה מצטמצם, משמש המשפט כלי לחיזוק שינוים חברתיים הנמצאים בעיצומם.[31]

---

[25] Minow (1993-4) *לעיל* ה"ש 19, בעמ' 172. התפיסה כי החוק הוא סימבולי ואקספרסיבי ופועל באמצעות מסרים נורמטיביים, עומדת ביסוד התיאוריה האקספרסיבית של החוק. תיאוריה זו אינה שמה דגש על התוצאות המעשיות של החוק, אלא על האופן שבו החוק שולח את מסריו. להרחבה על התיאוריה האקספרסיבית של החוק ראו: R. H. Pildes & E. Anderson, "Slinging Arrows at Democracy: Social Choice Theory, Value Pluralism and Democratic Politics" 90 *Colum. L Rev.* 2121 (1990); R. H. Pildes & C. R. Sunstien, "Reinventing the Regulatory State" 62 *U. Chi. L. Rev.* 1 (1995).

[26] J. Hampton, "The Moral Education Theory of Punishment", 13 *Philosophy & Public Affairs* 187 (1986); G. K. Dau-Scmidt, "An Economic Analysis of Criminal Law as a Preference Shaping Policy", *Duke L. J.* 26, 27 (1990).

[27] R.A Kagan & J.T Scholz, "The Criminology of Corporation and Regulatory Enforcement Strategies" *Enforcing Regulation* 69-71 (J. Hawkins & J.M Thomas Eds., 1984); G.J. Stigler, "The Optimum Enforcement of Laws", 78 *J. Pol. Econ.* 526 (1970); T.B. Tyler, *Why People Obey the Law* 21 (1990).

[28] Allot (1998) *לעיל* בה"ש 21, בעמ' 394.

[29] J. B. Ruhl, "Complexity Theory as a Paradigm for the Dynamical Law-and-Society System: A Wake-UP Call for Legal Reductionism and the Modern Administrative State", 45(5) *Duke. L. J.* 849, 851 (1996).

[30] תפיסת החוק כמערכת "לעיבוד" ערכים חברתיים תואמת את הפילוסופיה של מגוון הוגים כמו: John Locke, Jean Rousseau, Jeremy Bentham. הריאליזם המשפטי האמריקני והסקנדינבי ביטא תפיסה זו אצל הוגים כמו Oliver Holms, Felix Cohen, Karl Llewellyn. תפיסה זו מקובלת גם על הוגים כמו: Fuller, Rawls, Nozick.

[31] ראו למשל M. Berger, Equality by Statute (1952); A. M Rose, "The Use of Law to Induce Social Change" 6 *Transactions of the Third World Congress of Sociology* 52-63 (1936); A. M. Rose "Sociological Factors in the Effectiveness of Projected Legislative Remedies", 11 *J. Leg. Edu.*

רבים מן הריאליסטים – ביניהם Selznic – קראו ליצור מערכת משפט ורגולציה שאינה פורמליסטית ומקובעת. סלזניק ביקש לפתח תפיסה של משפט מגיב (responsive law) וטען כי על המשפט להיות פתוח לבחינה ולהשפעה מצד מוסדות חברתיים. לפי גישתו, היחס בין המשפט לבין המטרות החברתיות צריך להיות יחס דינאמי. כמו המטרות החברתיות, כך גם המשפט עומד לבחינה. שינויים זורמים מן החברה אל המשפט, ושומה על המשפט ללמוד ולהשתנות בהתאם.[32]

התשתית שהונחה על-ידי המשפטנים הריאליסטים, אומצה על-ידי חוקרים מאוחרים יותר כמו Farber, אשר טוען כי אם הרגולציה הסביבתית חפצה להיות אפקטיבית בשינוי פני החברה, לא זו בלבד שעליה לקדם ערכים חברתיים ולפעול לשנותם, אלא שעליה להטמיע מידע ושינויים חברתיים המתרחשים מחוצה לה.[33]

אין חולקים שברגולציה הסביבתית מתחוללים פה ושם שינויים. פה ושם נוסף חומר כזה או אחר לרשימת החומרים המסוכנים, פה ושם נוסף מין לרשימת המינים הנתונים בסכנת הכחדה. לעתים ישנה החמרה בענישת עבירות סביבה, או שינוי במאפייני הענישה. שינויים כאלה עשויים להתרחש בקלות יחסית ברגולציה הסביבתית. אבל נשאלת השאלה אם אלה הם השינויים הדרושים כדי שהרגולציה תוכל להשיג בהצלחה את יעדיה העיקריים. הוספת מין חדש לרשימת המינים שבסכנת הכחדה מלמדת על כך שהחקיקה להגנת המַגוון הביולוגי אינה מצליחה להתמודד באפקטיביות עם הגורמים לפגיעה במַגוון. הוספת חומר מסוכן לרשימת החומרים המסוכנים מצביעה על כך שהחקיקה בתחום החומרים המסוכנים כּשלה ביצירת האקלים והתנאים הנדרשים לפיתוח מערכות-ייצור נקיות יותר שיפחיתו את השימוש בחומרים מסוכנים. מעל לכול מעידה החמרת הענישה על הגידול בעבריינות, ועל חוסר יכולתה של הרשות האוכפת להתמודד בהצלחה עם התופעה. לפיכך, השינויים שהרגולציה הסביבתית צריכה לעבור הם שינויים עמוקים יותר, שיהיה בהם לפתח מנגנוני התמודדות עם המציאות המורכבת ולקרבהּ להשגת יעדיה.

אחד המודלים הבולטים שהוצעו בשנים האחרונות להתמודדות עם בעיית הסטטיות של הרגולציה הסביבתית, כך שתתאים את עצמה למורכבות של הסביבה הפיזית והאנושית שעליה היא מבקשת לשלוט, הוא מודל הרגולציה הלומדת. מודל זה מבוסס על תפיסה של לימוד תוך עשייה. ניתן לומר שישנה זיקה בין המודל של רגולציה סביבתית לתפיסה של

.470-481 (1959)

[32] P. Nonet, P. Selznic, *Law and Society in Transition*, 74 (1984, new ed. 2001).

[33] D. Farber "Environmental Protection as a Learning Experience" 27 *Loy. L. A. L. Rev.* 791 (1993-1994).

ניהול אדפטיבי של משאבי-טבע.[34] בתחום הרגולציה הסביבתית, יישום המודל משמעו החלת התפיסה של ניסוי וטעייה לעיצוב וליישום מדיניות סביבתית.[35] הטעם ברגולציה לומדת, הוא הקושי לעצב חקיקה ולאוכפה במציאות מורכבת ומִשתנה.[36]

3. מורכבות המערכות שבהן שולטת הרגולציה הסביבתית

המורכבות של המציאות בה פועלת הרגולציה הסביבתית, קשורה במספר תכונות:[37] הראשונה בהן היא מורכבות המערכות הפיזיות והאנושיות שעליהן מנסה הרגולציה לשלוט. עיצוב הרגולציה הסביבתית כרגולציה אדפטיבית מאפשר לה להתמודד עם

---

[34] "Adaptive management consists of managing according to a plan which decisions are made and modified as a function of what is known and learned about a system, including information on the effects of previous management actions".

H. Doremus, "Adaptive Management the Endangered Species Act, and the Institutional Challenges of "New Age" Environmental Protection" 41 *Washburn L.J.* 51, 52 (2001-2002).

ניהול אדפטיבי של אקו-סיסטמות הוא גישה לניהול משאבי-טבע ששמה את הדגש על לימוד מתוך ניסיון מצטבר של יישום מדיניות ואסטרטגיות-ניהול שונות. ראו: B.C. Karkkainen, "Adaptive Ecosystem Management and Regulatory Penalty Defaults: Toward A Bounded Pragmatism" 87 *Minnesota Law Review* 943 (2003). בגישה זו יש להפעיל ניטור אקולוגי משופר ולתת מענה לבעיות בניהול המשאב המתעוררות לאורך הדרך. ראו: J. Aley et al. (eds.) *Ecosystem Management: Adaptive Strategies for Natural Resources Organizations In the Twenty-First Century* (1999). אולם גישה זו היא יותר מניטור משופר. אחת ההגדרות לניהול אדפטיבי הציעה כי ניהול כזה מרכז את הניסיון הבין-תחומי הקיים ואת הידע המדעי לְכלל מודלים שיאפשרו ניתוח ההשפעות השונות של אלטרנטיבות של מדיניות. שלב זה נועד לשרת שלוש מטרות: 1. להבהיר את הבעיה האקולוגית שעמה מתמודדים ולשפר את התקשורת בין מדענים, מנהלים ובעלי-עניין. 2. בחינת אופציות המדיניות הקיימות, על-מנת לזהות אלו מהן לא ייטיבו את מצבהּ של האקו-סיסטמה, משום שאינן מתאימות מבחינת ההיקף, הסוג או ההשפעה. 3. זיהוי פערים עיקריים בידע הקיים וניסוי המדיניות בקנה-מידה גדול מספיק שיאפשר זיהוי ההשפעות של המדיניות בקנה המידה המתאים. ראו: C. J. Walters, *Adaptive Management of Renewable Resources* (1986); C.J Walters, "Challenges in Adaptive Management of Riparian and Coastal Ecosystems" 1(2) *Conservation Ecology* 1(1997). למרות היתרונות הרבים הגלומים בניהול אדפטיבי של משאבי-טבע, נמצא כי אין דוגמאות רבות ליישום הגישה של ניהול אדפטיבי בניהול משאבי-טבע. זאת עקב רגולציה המגבילה את חופש הפעולה של מנהלים והקושי להקצות משאבים לצורך הניטור האינטנסיבי הדרוש כדי ליישם שיטה זו. ראו: C. Allan & A. Curtis "Nipped in the Bud: Why Regional Scale Adaptive Management Is Not Blooming," 36(3) *Envt'l Mg't*, 414 (2005).

[35] Lee (1993), *שם*, בעמ' 53.

[36] שתי עבודות בולטות שהציעו לאמץ את הפרדיגמה של מורכבות, כבסיס להבנה ולשינוי מערכת הרגולציה הסביבתית הן: G.A. Emison, "The Potential for Unconventional Progress: Complex Adaptive Systems and Environmental Quality Policy", 7 *Duke Envt'l L. & Pol'y F.* 167 (1996). וכן Ruhl (1996), *לעיל ה"ש* 29.

[37] לתיאור ההיסטוריה של התפתחות התיאוריה של המורכבות, ראו: J. Gleick, *Chaos: Making A New Science* 3-8 (1987); R. Lewin, *Complexity Life at the Edge of Chaos* 8-22 (1992).

המורכבות של המערכות הטבעיות והאנושיות נשוא ההסדרה. מאחר שהרגולציה הסביבתית עוסקת בהסדרת הסביבה וביחסם של בני האדם כלפיה, עליה להתמודד הן עם מורכבוּת המערכות הטבעיות והן עם מורכבוּת המערכות האנושיות הנתונות לפיקוחה. על שתי המערכות מופעלים כל העת כוחות מחוללי-שינוי, שהם מורכבים ואדפטיביים.[38] הגורם השני למורכבות נעוץ במגוון יעדי החקיקה הסביבתית. חקיקה זו מונחית על-ידי מגוון יעדים, שלעִתים סותרים זה את זה. גורם המורכבוּת השלישי נעוץ בקושי למדוד את השלכות התערבות הרגולטור. מדובר בקושי לאתר את התהליכים הסיבתיים הנובעים מהתערבות החקיקה בסביבה האנושית ומאופן השפעתה על הסביבה הפיזית.

א. מורכבות המערכות הפיזיות והאנושיות

המורכבות של המערכות הפיזיות והאנושיות, מושפעת ממספר גורמים. המערכות הפיזיות הן מורכבות מטבען, עקב המִגוון המאפיין מערכות אקולוגיות. המערכות האנושיות הן מורכבות עקב ההשפעות השונות המופעלות על פרטים ועל פירמות לציית לחוק. האינטראקציה בין המערכות האנושיות לפיזיות אינה ידועה תמיד או ניתנת לצפייה. זאת ועוד: חידושים במדע מגדירים כל העת בעיות סביבתיות חדשות ומשנים את הבנת הבעיות הקיימות.

המורכבוּת של המערכות הפיזיות שעליהן שולטת הרגולציה הסביבתית, נובעת בראש וראשונה מן הגיוון הפנימי הרב המאפיין את הסביבה הפיזית. מִגוון הוא אולי המִשתנה החשוב ביותר של המערכות האקולוגיות. מִגוון מתייחס אל רמות הארגון השונות של המערכת האקולוגית, ממגוון גנטי, דרך מגוון המינים ועד המגוון במערכת אקולוגית שלמה.[39] המִגוון של המערכות האקולוגיות מִשתנה בהתאם למאפיינים של הסביבה (אקלים, טופוגרפיה ועוד), המִגוון הגנטי והטקסונומי של המינים והאינטראקציות בין המינים המאכלסים את בית הגידול.[40]

הגיוון במערכות האנושיות הנשלטות על-ידי הרגולציה הסביבתית, מושפע בעיקר מן המניעים השונים המביאים בני-אדם ותאגידים לציית לחוק. מחד-גיסא קיימות השפעות

---

[38] J. B. Ruhl, "Thinking of Environmental Law as a Complex Adaptive System: How to Clean Up the Environment by Making a Mess of Environmental Law", 34(4) *Hous. L. Rev.* 933, 942 (1997).

[39] K. V. Krishnamurthy, *Textbook of Biodiversity* 3 (2003).

[40] I. Harrison, M. Laverty & E. Sterling, "Ecosystem Diversity", *Connextions* available at http://cnx.org/content/m12156/latest (last accessed 15.2.2008).

של רציונליות כלכלית ושל הרתעה, לפיהן האכיפה נועדה להפנים עלויות חיצוניות שיצר העבריין ולעורר חשש מפני השלכות אי-הציות לחוק; מאידך-גיסא, קיימות השפעות נורמטיביות-מוסריות, לפיהן האכיפה אמורה לעורר תחושת חיוב מוסרי וחברתי לציית לחוק.[41]

מורכבות המערכות הפיזיות והאנושיות שעליהן מנסה הרגולציה לשלוט, אינה נובעת אך ורק מן המורכבות של כל מערכת לעצמה. היא מושפעת בעיקר מן ההשפעות המפותלות של המערכות זו על זו.[42] האדם משפיע על הסביבה והסביבה על האדם במערכות של היזון חוזר בדפוסים מסועפים.[43] הבעיות הסביבתיות הן מן הבעיות המורכבות ביותר שעמן צריכות ממשלות להתמודד. שינויים במקור, בחומרה או בהיקף של בעיה אחת, משפיעים על בעיות אחרות. פתרונות לבעיות מסוימות, יוצרים בעיות חדשות. בעיות ישנות נסוגות או אפילו נעלמות ומפנות את מקומן לזרם קבוע של בעיות חדשות. ישנן בעיות שלכאורה אין קשר ביניהם ואילו אחרות הן כה סבוכות ומפותלות עד שפתרון בעיה אחת ללא פתרון הבעיה האחרת, יוצר מתכון לכישלון.[44] למשל, הטכנולוגיה הנוצרת כדי לפתור בעיות סביבה (חומרי הדברה למלחמה נגד מזיקים) יוצרת לעִתים קרובות בעיות חדשות (זיהום-מים ופגיעה באיכות הקרקע), אשר דורשות שימוש בטכנולוגיה נוספת (חומר דישון) וכן הלאה.

יחסי הגומלין בין המערכות האנושיות למערכות הפיזיות, אינם מתקיימים תמיד מתוך מודעות להשפעתם ההדדית.[45] לעִתים קרובות ההשפעות של פעילויות אנושיות הן בלתי-צפויות. קיים חוסר-ודאות באשר להשלכות של פעילויות שונות על בריאות האדם

---

[41] D. Thornton, N. A. Gunningham & R. A Kagan, "General Deterrence and Corporate Behavior", 27(2) *L. & Policy* 262, 265 (April 2005); C. Rechtschaffen, "Detererence vs. Cooperation and the Evolving Theory of Environmental Enforcement", 71 *Southern Cal. L. Rev.* 1186, 1187 (Sep., 1998).

[42] W. H. Rodgers, *Environmental Law* 24-25 (1994). שם מבטא המחבר את מורכבות היחסים ברגולציה הסביבתית באופן הבא: "The catchword for the study of environmental law is complexity: environmental law arises in a world of many parties where issues are linked together in mysterious ways, each 'definitive' resolution is but the prelude to future bargaining, compromise and defection. The field presents an ongoing kaleidoscope of tussling organizations, interests, jurisdictions and states where strategies goals and outcomes are subject to constant redefinition".

[43] ראו: L. H. Gunderson (ed.,) *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems* 1(2000). בספר זה מוצגת תזה לפיה המערכות האנושיות והאקולוגיות עוברות מעגלים של היזון חוזר, בהם ישנם מוטיבים החוזרים על עצמם: צמיחה מואצת, שימור הקיים, שחרור או הרס יצירתי וחידוש. מעגליות זו מתרחשת באופנים בלתי-צפויים ומורכבים ומאפיינת מערכות כלכליות ואקולוגיות כאחת.

[44] D. J. Fiorino, *Making Environmental Policy* 137 (1995).

[45] Ruhl (1997) *לעיל* ה"ש 38, בעמ' 946.

או על תקינותן של אקוסיסטמות.[46] לפני 20 שנה נראתה עדיין התחממות כדור הארץ בעיני רבים כבעיה רחוקה, שסיבותיה והשלכותיה מעורפלות. כיום הממצאים המדעיים על עצם ההתחממות ועל הסיבות האנתרופוצנטריות לתופעה הם חד-משמעיים דיים[47] כדי שיהיה ברור שהרגולציה הסביבתית צריכה לעבור התאמות על-מנת שתוכל להתמודד עם התופעה ועם השלכותיה.[48]

בפעולות הגומלין המתקיימות בין חלקי המערכת, משנות תוצאות האינטראקציות הקיימות את האינטראקציות העתידיות. המערכות משתנות כך שתפוקות המערכת משמשות את המערכת עצמה כתשומות בסבב נוסף של פעילות.[49] לדוגמא: מפעל הפולט מזהם מסוים לאוויר במנות קטנות; המזהם יוצר ריאקציה עם מזהמים הנפלטים מכלי-רכב. החומר החדש שנוצר משפיע על בריאות האוכלוסייה המתגוררת במרחק רב מן המפעל, עקב הסעת מזהמים. זיהום האוויר הכבד גורם למתגוררים בסביבה לסגור

---

[46] להרחבה על מאפייני האי-ודאות המדעית בתחומים שונים, ביניהם בניהול אקוסיסטמות והשפעות בריאותיות של חומרים מסוכנים על האדם, ראו: J. Lemons (eds.) *Scientific Uncertainty and Environmental Problem Solving* 1,2 (1996).

[47] IPCC, "Summary for Policymakers" in *Climate Change 2007, The Physical Science Basis*, Contribution of Working Group I (S. Solomon et al eds., 2007). "Warming of the climate is now unequivocal, as is now evident from observations of increases in global average air and ocean temperatures, widespread melting of snow and ice, and rising global sea levels". ראו שם בעמ' 5. וכן "Most of the observed increase in global average temperatures since the mid-20th century is very likely due to the observed increase in anthropogenic greenhouse gas concentrations. This is an advance since the TAR's conclusion that 'most of the observed warming over the last 50 years is likely to have been due to increase in greenhouse gas concentrations.'" ראו *שם* בעמ' 10.

[48] עושר הכתיבה בשנים האחרונות בנושא שינוי הרגולציה המקומית והתאמתה לשינויי האקלים הגלובאליים, מעיד על ההפנמה המתרחשת במשפט של המידע המדעי על תופעת ההתחממות. לדוגמאות ממקצת הכתיבה, ראו: M. Mahoney, "State and Local Governments Take the Reins in Combating Global Warming" 38 *Urb. L.* 585 (2006); D. Bryk, "States Tackle Global Warming" 7 *Sustainable Dev. L. Pol'y* 53 (2006-2007); D. R. Hodas, "State Law Responses to Global Warming: Is It Constitutional to Think Globally and Act Locally" 21 *Pace Envt'l L. Rev.* 53 (2003-2004). מאמרים אלה סוקרים את התפתחות הרגולציה במדינות שונות בארה"ב, בעיקר במדינת קליפורניה, המציבה מגבלות לפליטת גזי-חממה ומעניקה תמריצים להפחתת פליטות. חלק מן הכתיבה מתמקדת בהתאמת ענפי המשפט הקיימים, כגון המשפט הנזיקי, להתמודדות עם תופעת ההתחממות. לדיון בשימוש בעיקרון המשפטי של צדק מתקן על-מנת להטיל חובת פיצוי על פולטי גזי-חממה אשר יפצו את הניזוקים מההתחממות הגלובאלית, ראו: D. Farber, "Basic Compensation for Victims of Climate Change" 155 *U. Pa. L. Rev.* 1605 (2006-2007). השווה לביקורת של: M. D. Adler "Corrective Justice and Liability for Global Warming [comments]" 155 *U. Pa. L. Rev.* 1859 (2006-2007). על חוסר התאמת דיני הנזיקין לחייב בפיצוים את מי שפולטים גזי-חממה בגין נזקים לסביבה ולרכוש, עקב בעיות של קשר סביבתי וסבירות הפעולות, ראו גם: T. Merrill, "Global Warming as a Public Nuisance" 30 *Colum J Envt'l L.* 293 (2005).

[49] Emison (1996) *להלן* ה"ש 36, בעמ' 181.

חלונות ולהדליק מזגנים, אשר עושים שימוש באנרגיה המופקת מדלקים מזהמים. כך תורמים גם הם לזיהום האוויר. עקב מורכבות האינטראקציות וטיבן לא ניתן ליצור תמיד דפוס ברור ולהפריד בין כל הפעולות האנושיות לבין כל הפעולות הטבעיות ולבחון כל אחת לעצמה.[50]

הגדרת הבעיות המאפיינות את הרגולציה הסביבתית (כגון מהו זיהום-אוויר מסוכן לבריאות) מסתמכת על ידע מדעי המתפתח ומשתנה כל העת. בעיות שהמדע אינו מסוגל לתת להן כיום מענה או להגדירן, הופכות להיות נדושות מחר. המדע מגדיר בעיות סביבתיות חדשות, והופך בעיות ישנות לחסרות-חשיבות. הוא יוצר אמצעים טכנולוגיים חדשים להתמודדות עם תופעות סביבתיות באופן יעיל יותר, והטכנולוגיה והצריכה יוצרות בעיות סביבתיות חדשות שעמן יש להתמודד.[51]

ב. מורכבות יעדי הרגולציה הסביבתית

קשה לומר ששוררת תמימות-דעים בִּדבר יעדי הרגולציה הסביבתית. רגולציה זו מתאפיינת בפלורליזם של יעדים ובפרשנות הניתנת להם. הרעיון של פיתוח בר-קיימא נולד מתוך כוונה ליישב בין תפיסות שונות של הרגולציה הסביבתית: התפיסה האקו-צנטרית, התפיסה המדגישה יעילות כלכלית והתפיסה המדגישה צדק חלוקתי או צדק סביבתי. אולם התפיסה של פיתוח בר-קיימא לא הצליחה לגבש מסגרת קוהרנטית שתוכל ליישב בין העמדות השונות, בעיקר במצבי-קונפליקט שבהם היעילות הכלכלית סותרת למשל את האקו-צנטריות או שהצדק הסביבתי סותר את היעילות הכלכלית.[52] למעשה התפתחו עם הזמן פרשנויות רבות ושונות למושג 'פיתוח בר-קיימא', בהן האיזון בין היעדים משתנה וכך גם הפרשנות הניתנת לכל אחת מן התפיסות המרכיבות את

---

[50] ראו J. Cohen & I. Stewart, *The Collapse of Chaos* 182 (1994). שם מסבירים הכותבים מדוע בהתקיים מרכיבים רבים מאוד של מערכת מסוימת, ההשפעה המצטברת של האינטראקציות ביניהם הופכת להיות המאפיין הדומיננטי של המערכת. התוצאה היא שאם ההשפעה של אינטראקציה אחת היא מזערית, ייתכן שלא ניתן היה להבין אותה. לכן לא ניתן ללמוד אותה כשלעצמה באופן רדוקטיבי, אך גם לא ניתן ללמוד עליה כחלק מתוך המערכת, משום שלא ניתן להפרידה מתוך יתר האינטראקציות של המערכת.

[51] Emison (1996) *להלן* ה"ש 36, בעמ' 175.

[52] ראו: M. R. Redclift, *Sustainable Development-Exploring the Contradictions* 52 (1987). וכן: I. Moffat, *Sustainable Development, Principals Analysis and Policies* 25, 26 (1995). לדעת הכותב, עיקר המחלוקת שאינה ניתנת ליישוב היא בין הפרדיגמה הכלכלית לבין הפרדיגמה האקו-צנטרית. התפיסה הכלכלית הניאו-ליברלית מבקשת להבטיח זרימה קבועה של משאבים טבעיים המשמשים לצורכי ייצור. זאת בעוד שהגישה האקולוגית רואה חשיבות בהבטחת השלמות הפנימית של המערכת ומייחסת לה ערך כשלעצמה וערך עבור כלל החיים על פני האדמה, ללא תלות בערך שהיא מגשימה עבור הליכי הייצור.

המושג.[53] המסגרות הפרדיגמאטיות של יעדים משקפות עמדות אתיות שונות ולכן הבחירה בין היעדים או השילוב ביניהם אינו עניין טכני גרידא. כאמור, גם בתוך כל תפיסה ישנו מגוון רחב של פרשנויות על משמעותה הנכונה ועל הדרך שבה עליה לבוא לידי ביטוי. לדוגמא, צדק סביבתי יכול להיתפס במובן חלוקתי, במובן הליכי או בדרך של עיגון זכויות-יסוד סביבתיות, ולכל אחת מן הפרשנויות הללו תהיה משמעות שונה בבואנו לעצב את יעדי האכיפה.[54] התפיסה החלוקתית עצמה חשופה לפרשנויות שונות, ביניהן גישה חלוקתית של העדפה מתקנת או גישה של העדפה קהילתית.[55]

ג. הקושי למדוד את השפעות ההתערבות הרגולטורית

הקושי למדוד את השפעות ההתערבות הרגולטורית בתחום איכות הסביבה, קשור בשתי בעיות עיקריות: מדידת השפעות החקיקה על ההתנהגות האנושית ומדידת התוצאות הניכרות של המדיניות בסביבה עצמה. מובן מאליו שבלי מידע על הסביבה הפיזית אין לצפות שניתן יהיה לשפר את איכות הסביבה. מידע על מצב הסביבה אינו תמיד קל להשגה. הוא תלוי ביכולת טכנולוגית, בשיתוף-פעולה בין המזהמים לרשויות השלטון ובכך שיעמדו די משאבים לרשות מערכות הניטור. בישראל, למשל, יש גורמי-זיהום רבים שאינם מנוטרים כלל. חלקם אפילו בסיסיים ביותר, כגון כמות פסולת הבניין המיוצרת והמושלכת מדי שנה בשטחים הפתוחים, או כמות הפסולת האלקטרונית המועברת להטמנה. חלק מגורמי הזיהום מורכבים למדידה מבחינה טכנולוגית או לוגיסטית, כגון היקף הקרקעות המזוהמות, רמות סביבתיות של גז הרדון, רעש וקרינה רדיו-אקטיבית. גם הניטור הקיים של מזהמי האוויר או של המים הנפלטים מהתעשייה, לוקה בחסר. איכות המידע בתחומים מנוטרים רבים היא בינונית לכל היותר.[56] אך גם אילו המידע שבידינו היה הטוב ביותר שניתן להשיג באותה עת, הוא היה נתון לשינויים מתמידים עקב התמורות החלות בידע המדעי.[57]

---

[53] B. Giddings, B. Hopwood & G. O'Brien, "Environment, Economy and Society, Fitting them Together", 10 *Sustainable Development* 187-196 (2002).

[54] R. L. Turner, D.P. Wu, *Environmental Justice and Environmental Racism: An Annotated Bibliography and General Overview, Focusing on Literature, 1996-2002* 6-15 (Aug., 2002).

[55] י' רוזן-צבי, "של מי הפסולת הזו לעזאזל? - סילוק-פסולת וצדק-סביבתי בישראל" *מחקרי משפט* כג2 497 (2008).

[56] ש' סולר, "פרק 4: מצבת הנתונים הקיימים בישראל", *אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא בישראל, דוח מסכם שלב א'*, 27 (ע' פייטלסון עורך, 2004).

[57] Emison (1996) *לעיל* ה"ש 36, בעמ' 175.

בנוסף על הקשיים במדידת הסביבה, קיים קושי בהערכת השפעות המדיניות הקיימת ותוצאותיה על המערכות האנושיות. שכן במערכות האנושיות מתרחשים כל העת שינויים משמעותיים בהעדפות חברתיות ובטעמים, בדפוסי צריכה ופיתוח, ועוד. שינויים מבניים אלה מחייבים בירור וזיהוי של יחסי הסיבתיות המורכבים בין המדיניות והרגולציה הסביבתית לבין ההתנהגות האנושית ורמת הציות לחוק.

4. הצורך בעיצוב רגולציה סביבתית לומדת ורפלקסיבית

ההכרה בכך שהמערכות שאותן מנסה הרגולציה הסביבתית להסדיר הן מערכות מורכבות, הביאה חוקרים רבים למסקנה שעל-מנת שהרגולציה הסביבתית תתאים לנשואי ההסדרה, עליה להיות מעוצבת כמערכת לומדת ורפלקסיבית. במקום שתהיה אחידה, קשיחה וצפויה, עליה להיות דינמית ובעלת יכולת הסתגלות לתנאים מִשתנים.[58] על הרגולציה הסביבתית להימנע מפישוט התופעות הסביבתיות והחברתיות שהיא מבקשת להסדיר, עליה להכיר במורכבותן ולפעול מתוך הכרה במורכבות זו.[59] אחת הדרכים העיקריות להפוך את הרגולציה הסביבתית לאדפטיבית, היא להטמיע בתוכה תהליכי-למידה מתמשכים.[60] בתהליכים אלה טמון פוטנציאל לחולל שינוי אבולוציוני ברגולציה הסביבתית, ממצבהּ הקיים, המקובע והקשה לשינוי, למצב דינאמי ואדפּטיבי.

המודל של רגולציה לומדת, חוזה רגולציה שעברה אישור התחלתי על יסוד מידע ראשוני לגבי היקף הבעיה הסביבתית, מקורותיה והאמצעים האפקטיביים לטיפול בה.

---

[58] החשיבות של עיצוב רגולציה סביבתית (ולא רק סביבתית) כ׳רגולציה לומדת׳ היא מוטיב חוזר בכתיבה של השנים האחרונות. לחלק מכתיבה זו ראו: Ruhl (1996) *לעיל ה״ש 29*, Farber (1993-1994) *להלן ה״ש 33* ו-Orts (1994-1995) *לעיל ה״ש 5*.

ראו: Emison (1996) *לעיל ה״ש* בעמ׳ 175. Doremus (2001-2002) *לעיל ה״ש 34*, בעמ׳ 51, וכן A. T. Iles, "Adaptive Management: Making Environmental Law and Policy More Dynamic, Experimentalist and Learning". 13(4) *Envt'l and Planning L. J*. 288 (1996).

[59] Ruhl (1997) *לעיל ה״ש 38*, בעמ׳ 949. שם מציין הכותב כי: "We have to remember that for environmental law system to be adaptive it has to learn. The goal of which is to improve management capacity over its subject matter. Learning in a complex management context, when the subject matter is itself complex and adaptive, requires sustained creative interferences-events that tilt the apple cart – and a willingness to treat the logic of yesterday as a 'disposable expedient'".

[60] Farber (1993-1994) *להלן ה״ש 33*, בעמ׳ 791. שם בהעירו על הרגולציה האמריקנית כותב Farber כי: "In 1969 our environmental problems seemed clear, and the biggest question was whether we has the political will to adopt the obvious solutions…As it turned out, the political power of environmentalism has not been in question. In contrast, the information required for regulation has often proved unavailable…".

לאחר אישור הרגולציה מגיע שלב הניטור, הדיווח וההערכה-מחדש של המנגנונים אשר בהם עשתה הרגולציה הראשונית שימוש. בהמשך לאיסוף המידע ולניתוחו, מתקבלות החלטות על השינויים הנדרשים במערך הקיים. שינויים אלה מתבצעים לאור המידע החדש, אשר נתן מענה למחסור במידע קודם לחקיקה ופתר את האי-ודאות ששררה לגבי הבעיה הסביבתית.[61] המידע החדש, שנאסף באופן מתמשך, כולל גם טכנולוגיות חדשות לטיפול בבעיה הסביבתית, אשר פותחו מאז חקיקת הרגולציה הראשונית.[62]

א. האם הרגולציה הסביבתית היא רגולציה לומדת?

Baldwin ו-Black מזהים במאמרם ארבעה תחומים בהם רגולציה הנשענת על אכיפה שִלטונית צריכה להיות רגולציה לומדת (responsive בלשונם): 1. בכך שתתאים את עצמה להבדלים בתגובות הגורמים הכפופים לרגולציה ולמסגרת הפעולה שלהם; 2. בכך שתתחשב בסביבה המוסדית הרחבה יותר של הרגולציה; 3. בכך שתתייחס להיגיון של הכלים ולאסטרטגיות של הרגולציה; 4. בכך שביצועי המנהל הסביבתי יילקחו בחשבון בעיצוב הרגולציה.[63]

(1) התאמה לכפופים לחוק

הנושאים הנתונים לרגולציה הם מגוונים באופיָם ושונים באופן שבו הם ניתנים להשפעה וביחסם לסביבה. אין דומה מפעל תעשייתי גדול הנשען על ייצוא, למפעיל משאית לפינוי פסולת ביתית, ושני אלה אינם דומים לרשות מקומית האמונה על הסדרת אתר לסילוק פסולת-בניין. גם אין מפעל אחד דומה למשנהו במוטיבציה לציות. יש שהציות לרגולציה סביבתית מושפע מדרישות של לקוחות או ספקים או מדאגה לתדמית, ולעיתים הציות לחוק נובע מחישובי רווחיות או מנורמות פנימיות הנהוגות אצל התאגיד. יש שהיחסים עם הרגולטור הם יחסי שיתוף-פעולה הנובעים ממניעים תועלתניים או נורמטיביים, ויש שהיחסים עמו עוינים. לעִתים נעשית הפרת הרגולציה הסביבתית ביודעין ולעִתים

---

[61] ראו: J. Jones, "Regulatory Design for Scientific Uncertainty: Acknowledging The Diversity Of Approaches In Environmental Regulation and Public Administration" 19(3) *J. of Envt'l L.* 347 (2007). וראו גם: J. B. Ruhl, "Regulation by Adaptive Management-is it Possible?" 7 *Minn. J. L. Sci. and Tec*. 21, 28 (2005).

[62] ראו: R. L. Glicksman & S. A. Shapiro, "Improving Regulation Through Incremental Adjustment" 52 *Uni. Kansas L. Rev.* 1179 (2004). ביחס לשינוי הרגולציה בהתייחס לשיפורים טכנולוגיים.

[63] R. Baldwin, J. Black, "Really Responsive Regulation" 71(1) *Modern L. Rev.* 59, 69 (2008).

ברשלנות.[64] בין מפירי הרגולציה הסביבתית יש גורמים המתאפיינים באורח-חיים עברייני כללי, ויש כאלה שהם אזרחים שומרי-חוק בכל תחום אחר.[65]

נטען שהרגולציה הסביבתית אינה מצליחה להתייחס אל ההבדלים בסדרי הגודל, ובעיקר בשוני בנכונות ובמוטיבציה לציית לחוק.[66] הרגולציה המְצַווה נחשבת מקובעת בדרכי-ענישה הרתעתיות בעיקר; כזו שאינה מסוגלת להבחין בין סוגים שונים של כפופים לחוק, ובעיקר במניעיהם של גורמים אלה לציית או שלא לציית לחוק.[67] למשל, חוק שמירת הניקיון אינו מבחין בין בעל משאית לפינוי פסולת הפועל ללא רישיון ומלכלך את רשות הרבים, לבין רשות מקומית המחזיקה אתר-מעבר לפסולת בניגוד לתקנות וגורמת לכלוך ברשות הרבים. שניהם ייחשבו לעוברים על אותו איסור פלילי על השלכת פסולת לרשות הרבים, ללא קשר למניעיהם.[68] חוסר היכולת להבחין בין מניעים, טבוע גם בדברי-חקיקה אחרים המבוססים על העיקרון של אחריות-קפידה, וככאלה אינם מתייחסים אל היסוד הנפשי או אל המניע של העבריין הסביבתי.[69]

(2) התאמה לסביבה המוסדית

אשר להתאמה לסביבה המוסדית, מציעים Baldwin ו-Black שהרגולציה תכיר במגבלות ובאפשרויות הגלומות בסביבה המוסדית בה היא פועלת.[70] שניים מהגורמים שעמם צריכה הרגולציה הסביבתית להתמודד בהקשר זה, הם המדע המשתנה ופעולתם האינטנסיבית של יזמי-מדיניות. רגולציה סביבתית נסמכת באופן מובהק על ידע מדעי וטכנולוגי.

---

[64] R.A Kagan & J.T Scholz, "The Criminology of Corporation and Regulatory Enforcement Strategies" *Enforcing Regulation* 69-71 (J. Hawkins & J.M Thomas Eds., 1984); T. M. Malloy, "Regulation, Compliance and the Firm", 76 *Temple L. Rev.* 451 (2003). ראו הרחבה בפרק השני חלק 1.

[65] Y. Situ, D. Emmons, *Environmental Crime, the Criminal Justice Systems Role in Protecting the Environment* 69 (2000).

אמיר לוין, מפקד המשטרה הירוקה במשרד להגנת הסביבה, העיר כי "המשטרה הירוקה מתמודדת עם עבריינים לכל דבר ויש גם מעורבות של משפחות-פשע. מדובר באנשים שמאיימים ושולחים אל מפקחי המשטרה הירוקה כדורים במעטפות. זוהי אוכלוסייה מסוכנת שצריך להתייחס אליה ככזו." הדברים נאמרו בדיון פומבי שהתקיים במכון ירושלים לחקר ישראל, ביום 21.7.2008.

[66] Baldwin (2008) *לעיל* ה"ש 63, בעמ' 69.

[67] Baldwin (2008) *לעיל* ה"ש 63, בעמ' 69.

[68] ס' 2 וס' 13(א)(1) לחוק שמירת הניקיון התשמ"ד-1984.

[69] למשל ס' 11(ה) לחוק למניעת מפגעים התשכ"א-1961, קובע כי מדובר בחוק של אחריות-קפידה; ס' 15(ו) לחוק החומרים המסוכנים התשנ"ג-1993; ס' 16(ד) לחוק הקרינה הבלתי-מייננת התשס"ו-2006; ס' 62(ז) חוק אוויר נקי לישראל התשס"ח-2008.

[70] Baldwin (2008) *לעיל* ה"ש 63, בעמ' 70.

לפיכך היא מוגבלת מטבעה לידע הקיים בתקופה נתונה. לעִתים קרובות אין הרגולציה מסוגלת להדביק את קצב שינוי הידע. לעִתים נמשכת התאמת הרגולציה זמן כה רב עד שהיא חדלה להיות רלוונטית, ואפילו ההתאמה שבוצעה אינה נותנת כבר מענה לבעיה הסביבתית המשתנה.[71] מצב כזה התרחש בישראל בכל הנוגע לתקנות למניעת זיהום-אוויר מכלי-רכב. שינוים של אלה ארך זמן כה רב עד שהשינוי איבד משמעות נוכח התמורות שחלו באופיו של זיהום האוויר מכלי-רכב בכבישי הארץ.[72]

בזירת הפעולה של הרגולציה הסביבתית, מורגשת היטב פעולתם האינטנסיבית של יזמי-מדיניות החותרים לחולל שינויים ברגולציה.[73] מטבע הדברים, שינויים שמקדמים יזמי-מדיניות אינם מתחשבים ביעדי הרשות, במידע המצוי בידה ובמדיניות הסביבתית הכוללת. משום כך רחוק הדפוס של קידום מדיניות על-ידי יזמים, ממודל כולל ורציונאלי של קבלת החלטות, לפיו נשקלות כל החלופות ונערכת ביניהן השוואה שיטתית.[74] יזמי-מדיניות מצליחים לעִתים לחולל שינויים ברגולציה, ולעִתים אף שינויים מעמיקים, אך אלה אינם עונים בהכרח על דפוס של רגולציה לומדת שהשינויים בה מתחוללים על יסוד לימוד מידע שנאסף אודות ביצועי המערכת. מבחינה זו דומה ששינויים שאינם מתבצעים בתהליך קבלת החלטות סדור, אינם יכולים לענות על ההגדרה של רגולציה מגיבה.

---

[71] Orts (1994-1995) *לעיל* ה"ש 5, בעמ' 1238.

[72] בשנת 1963 הותקנו התקנות למניעת מפגעים (זיהום-אוויר מכלי-רכב, תשכ"ג-1963) שמטרתן היתה להביא לירידה בהיקף זיהום האוויר הנפלט מרכב. תקנות אלו, שהיו בסמכות משרד התחבורה, הנהיגו את מבחן הרטריג' לקביעת מידת השחירוּת של עשן הנפלט מרכב. המבחן בוצע באמצעות הצמדת מד-עשן מתוצרת הרטריג' לקצה צינור הפליטה של הרכב הנבחן, למדידת מידת שחירותו של העשן. בשנת 1980 התקין שר הבריאות את תקנות בריאות העם (פליטת זיהום מכלי-רכב) תש"ם-1980, אשר נטשו את מבחן הרטריג'. בתקנות אלו נקבע מבחן חדש לבחינת השחירות של העשן הנפלט מכלי הרכב: מבחן מיקרו-רינגלמן. מבחן זה עשה שימוש בלוח עם דרגות שונות של השחרה להשוואת מידת השחירות של העשן הנפלט. ראו: א' קרסין, "התקנות למניעת מפגעי תחבורה נתקעו בפקק" *ירוק כחול-לבן*, 47-46 (אוקטובר-נובמבר 1999). בעוד שמשרדי התחבורה והבריאות התווכחו ביניהם בשאלה איזה מבחן אמין יותר לבדיקת שחירות העשן הנפלט מכלי הרכב, פסחו על הבעיה הסביבתית העיקרית שנבעה מפליטות כלי הרכב. העשן שנמדד באמצעות הרגולציה הקיימת, עשן שחור הנפלט מרכבים המונעים בדיזל (10% מצי הרכב במדינה באותה התקופה) כבר לא היה במוקד הבעיה הסביבתית. הרגולציה הקיימת לא נתנה מענה לעלייה הקבועה בפליטות תחמוצות-חנקן ופחמימות מכלי-רכב המונעים בבנזין, שגרמו להרעה הולכת וגוברת באיכות האוויר. ראו: טל (2006), *לעיל* ה"ש 3, בעמ' 381.

[73] המונח "יזמי-מדיניות" מוגדר על-ידי J.W Kingdon, *Agendas, Alternatives and Public Policies* 129 (1984). יזמי-מדיניות מקדמים הצעות או אג'נדות רעיוניות. הם יכולים להשתייך למגזרים שונים בתוך קהילת המדיניות ולהגיע מתוך קבוצות-אינטרס, מוסדות-מחקר וגם מקרב בעלי-תפקידים ממונים או נבחרים. המאפיין המשותף להם הוא נכונותם להשקיע זמן ומשאבים בכוונה לקדם מדיניות.

[74] Kingdon (1984) *שם* בעמ' 82.

יש לציין כי כמעט כל השינויים המשמעותיים שנעשו ברגולציה הסביבתית בשנים האחרונות בישראל, החלו כיוזמות שמקורן ביזמי-מדיניות הפועלים מחוץ למסדרונות הממשל. בין היתר מדובר בחוק שמירת הסביבה החופית התשס"ד-2004[75]; חוק אוויר נקי לישראל התשס"ח-2008.[76] גם שני דברי החקיקה החשובים העוסקים בשינויים במערך האכיפה: חוק הרשויות המקומיות (אכיפה סביבתית — סמכויות פקחים), התשס"ח-2008[77] וחוק הגנת הסביבה (המזהם משלם) (דרכי ענישה) (תיקוני חקיקה), התשס"ז-2008[78] אינם יוזמות של המשרד להגנת הסביבה. התרחשויות אלו בזירת הרגולציה הסביבתית בישראל, מחייבות את המשרד להגנת הסביבה להעריך מחדש את תפקידו כיזם-מדיניות ולבחון אם שלל היוזמות היוצאות מתחת ידיהם של חברי הכנסת, אכן תואמות את מדיניות המשרד, משלימות אותה או משרתות אותה, ובאיזו מידה השינויים מבטאים התאמת הרגולציה למידע אודות ביצועי המערכת. ספק אם תהליכי-בדיקה בכיוונים אלה אכן מתרחשים כיום.

(3) התייחסות להיגיון של הכלים ולאסטרטגיות האכיפה

להלכה יכולה הרגולציה הסביבתית לעשות שימוש במגוון רחב של כלי-אכיפה ועידוד הציות. למעשה, מערכות האכיפה לא עושות תמיד שימוש במגוון רחב של אמצעי-אכיפה.[79] לכלי האכיפה יש רציונאלים מגוונים ופעולתם אופטימאלית בתנאים שונים.

---

[75] ס"ח 1958, בעמ' 540 (15 באוגוסט 2004). החוק החל את דרכו כהצעת-חוק פרטית ביזמת ח"כ יהודית נאות ז"ל. הטיוטה המקורית של הצעת החוק גובשה על-ידי החברה להגנת הטבע ועמותת אדם טבע ודין.

[76] לנוסח לא-רשמי של החוק, ראו: הכנסת, חקיקה, בכתובת: www.knesset.gov.il/privatelaw/plaw_zip.asp?k=17&l=111_3_4&t=3 (נכון ליום 28.7.2008). הצעת החוק נוסחה במקורה על-ידי עמותת אדם טבע ודין והוגשה כהצעת-חוק פרטית שיזם ח"כ עומרי שרון בכנסת ה-16. היא התקבלה בקריאה ראשונה והוחל עליה דין רציפות בכנסת ה-17.

[77] ס"ח 2155, בעמ' 534 (11 ביוני 2008). החוק היה יזמה פרטית של ח"כ דב חנין וקבוצה של חברי-כנסת. הצעת החוק אשר שימשה טיוטה לחוק, נוסחה על-ידי עמותת אדם טבע ודין.

[78] חוק הגנת הסביבה (המזהם משלם) (דרכי ענישה) (תיקוני חקיקה), התשס"ז-2008 התקבל בכנסת ביום 29.7.2008. לנוסח הלא-רשמי של החוק ראו: www.knesset.gov.il/privatelaw/plaw_zip.asp?k=17&l=159_3_3&t=3. החוק קודם כיזמה פרטית של ח"כ דב חנין וקבוצה של חברי-כנסת אשר אימצו טיוטה שהוצעה על-ידי עמותת אזרחים למען הסביבה בגליל.

[79] על כלי-אכיפה בישראל ובארה"ב ראו: M. Gelpe, "The Goals of Environmental Enforcement and the Range of Enforcement Methods in Israel and in the United States", 14 *Tel Aviv U. Studies in L.* 135 (1998). למחקר השוואתי על סנקציות פליליות באכיפת הרגולציה הסביבתית באירופה, ראו: M. G. Faure & G. Heine (Eds.), *Final Report Criminal Penalties in EU Member States' Environmental Law* 1 (Maastricht European Institute for Transnational Legal Research, 2002).

הם יכולים לבטא אסטרטגיות-אכיפה שונות, הרתעה או חינוך נורמטיבי.[80] ישנם הבדלים משמעותיים ביכולתם של כלי-אכיפה להשיג יעדים מגוונים כגון מניעת עבירות, עצירת עבירות ושיקום. לכן רצוי לעשות שימוש משולב באמצעי-אכיפה על-מנת להשיג תוצאות טובות יותר.[81] כמו כן ישנם הבדלים בעלויות הכרוכות ביישום כלי האכיפה. מורכבות ההבדלים בין כלי האכיפה, מחייבת את הרגולציה הלומדת לברור את כלי האכיפה ההולמים, בהתאם ליעדי האכיפה ולאסטרטגיה שבשימוש.[82]

מבחינה זו, הגמישות והגיוון בכלי האכיפה הם יתרון. תכנית-אכיפה יכולה לבחור ולהתאים את הכלים לפי יעדי האכיפה והנסיבות הקונקרטיות של הפרת הרגולציה. אולם יש להיזהר בכך, שכן המִגוון מוליד גם את הקשיים הכרוכים בבחירה. העדפת כלי זה או אחר שלא על יסוד התאמתו להשגת יעדי האכיפה, תוביל לאפקטיביות חלקית.[83] המִגוון פותח גם פתח לחוסר-שוויון באכיפה וליצירת פערים בין אזורים באותה מדינה.[84]

(4) התייחסות לביצועי מערכת האכיפה

מחקר מתמשך על ביצועי מערכת האכיפה, מאפשר להעריך את אפקטיביות האכיפה ולקבל החלטות מושכלות על אופן יישום הרגולציה והפניית המשאבים. אין היגיון בהשקעת משאבים רבים ברגולציה, אם אין יודעים ומסוגלים להעריך את תוצאותיה לאורך זמן. ייתכן ששימוש בדרכי-אכיפה אחרות יכול להגביר את האפקטיביות במחיר

---

[80] D. Thornton, N. A. Gunningham & R. A Kagan, "General Deterrence and Corporate Behavior", 27(2) *L .& Policy* 262, 263 (April 2005); C. Rechtschaffen, "Detererence vs. Cooperation and the Evolving Theory of Environmental Enforcement", 71 *Southern Cal. L. Rev.* 1186, 1187 (Sep., 1998); B. S. Frey, "Morality and Rationality in Environmental Policy" 22 *J. of Consumer Pol'y* 395, 404 (1999).

[81] U.K DEFRA, *Review of Enforcement in Environmental Regulation Report of Conclusions* 12 (Oct. 2006).

[82] Baldwin (2008) *לעיל* ה"ש 63, בעמ' 71.

[83] U.K DEFRA (2006) *לעיל* ה"ש 81, בעמ' 12.

[84] בעיה זו ניכרת במיוחד באיחוד האירופי, שם נעשה בשנים האחרונות ניסיון לאחד לא רק בין דרישות ותנאי הרגולציה הסביבתית, אלא גם בין שיטות האכיפה, ולבסס מערכת-אכיפה דומה ככל הניתן בכל מדינות האיחוד. ראו: M.G. Faure & G. Heine (Eds.), *Final Report Criminal Penalties in EU Member States' Environmental Law* 1 (Maastricht European Institute for Transnational Legal Research, 2002). ניסיון משמעותי אחד להאחדת אמצעי האכיפה נעשה על-ידי הפרלמנט האירופי בתחום הפיקוח על מתקנים תעשייתיים לאיתור עבירות כנגד איכות הסביבה. ראו: European Parliament, "Recommendation of the European Parliament and of the Council of 4 April 2001 Providing For Minimum Criteria for Environmental Inspections in the Member States", *Recommendation 2001/331/EC Official J. L.* 118 of 27.04.2001.

נמוך יותר, לגרום לחיסכון במשאבים ולהביא לשיפור התוצאות הסביבתיות. את זאת ניתן לדעת רק אם יישום הרגולציה הקיימת יימדד בקביעות.[85]

התפיסה לפיה רגולציה צריכה להיות מבוססת על למידה ותגובה לביצועי המשטר עצמו, מקובלת על דעת רבים מחוקרי הרגולציה הבולטים. הריאליסטים, היו הראשונים מקרב המשפטנים שחייבו מעקב אחר השפעות הרגולציה הקיימת באמצעות מחקר אמפירי. לתפיסתם יש להסיק את הרצוי המשפטי מן המצוי המשפטי. הריאליזם הטיף לבחינת המצוי בכלים אמפיריים, ורק אחר כך להערכת הרצוי מול ערכים חברתיים ראויים.[86] הצורך בהערכת ביצועי המערכת הוצג כאלמנט חשוב בעבודתו של Selznick על חקיקה מגיבה. לדבריו אמור החוק לשמש אמצעי לחקר היישום שלו עצמו ומְחקר זה יש לצאת לתהליך של שינוי המצב החוקי הקיים.[87] גם Sparrow מייחס חשיבות רבה לבחינת ביצועי האכיפה במערכת של רגולציה שייעודה פתרון בעיות והסְדרה של סיכונים. זאת, על אף הקשים הלא-מעטים שהוא מונה בדרך ליישום מערכת שבכוחה לעקוב אחר ביצועי הרגולציה.[88] Baldwin ו-Black סבורים כי אכיפה רגישה לביצועים, מחייבת את הרגולטור להיות בעל יכולת למדוד אם הכלים ואסטרטגיות האכיפה שבשימוש אכן משיגים את יעדיהם. זאת ועוד: הרגישות לביצועים מחייבת את הרשות לא רק להעריך את הביצועים, אלא לתקן את השימוש בכלים ובאסטרטגיות בהתאם.[89] הם מציינים גם כי פיתוח מערכת איתנה להערכת ביצועים הוא משימה מורכבת ביותר וכי הערכת-ביצועים שאינה מסתמכת רק על תשומות או תפוקות היא תופעה נדירה.[90]

באנגליה, מדידת ביצועים ובחינת תוצָאות ההתערבות הרגולטורית הפכו למרכיב מרכזי ביזמה של הממשל לשיפור הרגולציה ולהפיכתה ליותר "שקופה, אחראית, פרופורציונאלית, עקבית וממוקדת".[91] למעשה, מדידת ביצועים משמשת בידי הממשל

---

[85] Farber (1993-1994) *לעיל* ה"ש 3360, בעמ' 802.

[86] שני שלבים אלה באים לידי ביטוי בתיאוריה הריאליסטית שהציע Felix Cohen מבכירי הריאליסטים האמריקנים; ראו: F. Cohen, "Transcendental Nonsense and the Functional Approach" 35(6) *Colum. L. Rev.* 809 (1935).

[87] P. Selznick, *The Moral Commonwealth* 472 (1992).

[88] M. K. Sparrow, *The Regulatory Craft: Controlling Risks, Solving Problems and Managing Compliance*, 281, 285-289 (2000).

[89] Baldwin (2008) *לעיל* ה"ש 63, בעמ' 72.

[90] Baldwin (2008) *שם*, בעמ' 73.

[91] U.K Department for Business Enterprise and Regulatory Reform, *Reviewing Regulation*, available at: http://www.berr.gov.uk/bre/reviewing-regulation/page44085.html (27.7.2008). ראו גם J. Blackmore, R. Yearsley, *Using Science to Create A Better Place, Investigating the Effectiveness of Compliance Assessment Activities*, Science Report: SC040042/SR (U.K E.A, 2005); OECD, *Working Party on Regulatory Management and Reform, Regulatory Performance:*

האנגלי כדי לשפר את הרגולציה הסביבתית ולהפכה ליותר אדפטיבית ורפלקסיבית. אנגליה הוּכּרה כאחת המדינות המתקדמות בתחום זה.[92] אולם גם באנגליה מתחבטים עדיין בשאלה כיצד לבחון את אפקטיביות האכיפה בתחום הרגולציה הסביבית.[93] בישראל, לעומת זאת, בדומה למדינות רבות אחרות אין יזמה ממשלתית למעקב אחר השפעות הרגולציה והאכיפה הסביבתית.[94] מבחינה זו יש לומר כי הרגולציה הסביבתית בישראל אינה מצטיינת באדפטיביות.

עוד בטרם ניתן למדוד את ביצועי המערכת, יש לבסס תשתית של מידע הדרוש לקיום הערכה.[95] מטבע הדברים, כאשר הרגולטור אינו מתכנן מעקב אחר ביצועי האכיפה, הוא אינו משקיע את המשאבים הדרושים להשגת המידע הנדרש. במחקר זה תיבחן מערכת איסוף הנתונים של המשרד להגנת הסביבה לגבי פעולות האכיפה בכלל ולגבי האכיפה בעבירות פסולת-בניין בפרט. החשש הוא שבהיעדר תפיסה של מדידת ביצועים ובחינת אפקטיביות, לא הוגדרה כיאות מערכת איסוף המידע וניתוחו. כמו כן יש להניח שלא מושקעים המשאבים הנדרשים כדי להשיג שלמות ורציפות במידע, היות שממילא אין שימוש משמעותי בנתונים.

ב. הגברת הלימוד ברגולציה הסביבתית

(1) הטיעון

בסִפרות הוצגו דרכים שונות להתמודד עם הצורך לעודד 'לימוד' רגולטורי וליצור רגולציה אדפטיבית שתהא מסוגלת להתמודד עם מורכבות המציאות שאותה היא מבקשת להסדיר ולהֶשתנות בהתאם. בין השאר עלתה הטענה כי המדיניות הסביבתית צריכה להיות מכוונת כולה להשגת פיתוח בר-קיימא,[96] או כי ביצועי הרגולציה הסביבתית

Ex Post Evaluation of Regulatory Tools and Institutions GOV/PGC/REG (2006)6 (OECD, 2004).

[92] Baldwin (2008) *שם*, בעמ' 73.

[93] ראו הדיון המתודולוגי בדוח שבחן את אפקטיביות האכיפה הסביבתית לשנת 2006: U.K. DEFRA (2006) *לעיל* ה"ש 81.

[94] יצחק בן דוד, סמנכ"ל אכיפה במשרד להגנת הסביבה: "אני חייב להודות שאצלנו כמעט לא בוחנים את האפקטיביות של הרגולציה. זהו כלי שאנחנו חייבים ללמוד אותו. היום אנו לא עושים בו שימוש." דברים שנאמרו בדיון במכון ירושלים לחקר ישראל ביום 21.7.2008.

[95] Jones (2007) *לעיל* ה"ש 61, בעמ' 347.

[96] Ruhl (1997) *לעיל* ה"ש 38, בעמ' 992. הכותב מציע את הפרדיגמה של פיתוח בר-קיימא כחלופה למצב הקיים, בו לטענתו אין עיקרון מארגן אחד של המדיניות הסביבתית וזו 'נקרעת' בין תפיסה של שימור, המבקשת לנטרל את השפעותיו של האדם על הטבע, לבין גישה של משאבים (שהוא מכנה 'resourcism'), המבקשת לבטל את מגבלות הטבע על פעילות האדם. ברם, לא ברור כיצד מושג עמום כמו "פיתוח בר-קיימא" יכול לגבש מדיניות אחידה יותר מן הקיימת היום. המושג, אשר מורכב מתפיסות שונות של

צריכים להימדד מול קנה המידה של יכולת הרגולציה לשמר את מגוון המינים.[97] הצעות אחרות עסקו בשינוי המִנהל הסביבתי, כגון ביזור תהליכי קבלת ההחלטות בתחום איכות הסביבה; למשל, באמצעות העברת השליטה בקבלת ההחלטות הנוגעות לרגולציה הסביבתית מרשויות ממשלתיות פדראליות למוקדים מבוזרים יותר, כגון הממשל המדינתי, הממשל המקומי או המגזר הפרטי.[98] הצעה אחרת, אף היא מִנהלית באופייה, היא להפוך את הרשויות הממשלתיות המקבלות החלטות לדינאמיות יותר.[99] הצעות אלו אינן מפורטות או כוללניות דיין כדי להפוך את מערכת הרגולציה למערכת לומדת ובעלת כושר להתמודד עם המורכבות של נשואי ההסדרה.

במחקר זה ייטען כי שימוש במדדים (אינדיקאטורים) למדידת ביצועים ולבחינת אפקטיביות האכיפה ועידוד הציות, יוכל לסייע בביסוס מערכת רגולציה סביבתית לומדת. בחינת האכיפה והציות באמצעות מדדים, תספק מידע שיוכל לשמש בסיס איתן ללמידה רפלקסיבית. בעזרת מדדים ניתן לתת ביטוי למרכיבים הפיזיים של הסביבה, לממדים הכלכליים והחברתיים,[100] למרכיבים האנושים המבטאים את התגובות לאכיפה ולהיבטים מוסדיים כמו תשומות מערכת האכיפה ותפוקותיה.[101] מדדים מסוגלים לתאר

קיימוּת סביבתית, קיימוּת חברתית וקיימוּת כלכלית, מאפשר מרחב-פעולה גדול למחזיקים בתפיסות-עולם שונות. אם הכוונה היא ליצור עמוד-שדרה תפיסתי אחיד, הרי שהמושג "פיתוח בר-קיימא" רחוק מלספק תקווה זו. להרחבה ראו: B. Giddings, B. Hopwood & G. O'Brien, "Environment, Economy and Society, Fitting them Together", 10 *Sustainable Development* 187-196 (2002); I. Moffat, *Sustainable Development, Principals Analysis and Policies* 25, 26 (1995); M. R. Redclift, *Sustainable Development – Exploring the Contradictions* 52 (1987).

[97] Ruhl (1997) *לעיל* ה"ש 38, בעמ' 997. קיים פער משמעותי בין הצבת הפרדיגמה של פיתוח בר-קיימא כמובילה במדיניות הסביבתית, לבין בחינת התוצאות מול קריטריון של מגוון המינים. בעוד שפיתוח בר-קיימא מכיל בתוכו שיקולים כלכליים וחברתיים, קנה-מידה של מגוון מינים הוא סביבתי טהור, ולא זו בלבד שאינו משקף שיקולים כלכלים וחברתיים אחרים, הוא אינו משקף בהכרח שיקולים של בריאות האדם.

[98] Farber (1993-1994) *לעיל* ה"ש 60, בעמ' 799-798. ראו גם Huffman, "Making Environmental Regulation More Adaptive Through Decentralization: the Case For Subsidiarity", 52 *U. Kan. L. Rev.* 1377, 1378 (2003-2004). הכותב מצדד בביזור קבלת ההחלטות והאכיפה בנושאים סביבתיים. לטענתו, רגולציה מבוזרת תהיה בדרך-כלל (אם כי לא תמיד) מודעת טוב יותר לנתונים, תשקף את ההעדפות של אלה המושפעים מן הרגולציה, תהיה בעלת יכולת רבה יותר להתאים את עצמה למידע ולנסיבות המשתנות ותוביל לתוצאות טובות יותר ביצירת סביבה מקיימת.

[99] Farber (1993-1994) *לעיל* ה"ש 33, בעמ' 806-801.

[100] OECD, *Environmental Indicators — Development Measurement and Use — Reference Paper*, 5 (OECD 2003) available at www.oecd.org/dataoecd/7/47/24993546.pdf (last accessed 2.2.2008).

[101] INECE, *Expert Working Group on Environmental Compliance and Enforcement Indicators, Performance Measurement Guidance For Compliance And Enforcement Practitioners* 16 (2ed April 2008). Available at: http://www.inece.org/indicators/guidance.pdf (last accessed 31/7/2008).

תמונה מורכבת ומפורטת בבהירות ובחדות יחסית. הם מאפשרים להתייחס אל מגוון היעדים של האכיפה הסביבתית. מדדים שיעוצבו כהלכה, יהיו מסוגלים לשמר את מורכבות מערכת הרגולציה מבלי לאבד את המִגוון.

השימוש במדדים מבסס תשתית לשיפור האפקטיביות של מערכת הרגולציה הסביבתית. זאת, באמצעות הנחת מצע לאפיון יעדי האכיפה, מעקב אחר התהליכים הרבים המתרחשים במסגרתה, ניתוח הקשרים המורכבים בין גורמי ההשפעה, תכנון ביקורתי של השינויים הנדרשים במערכת והטמעתם באופן שיחזק את הרגולציה הסביבתית. מדדי ציות ואכיפה מהווים כלי תומך 'לניהול' הרגולציה הסביבתית באופן שיבטיח את יכולתה להשיג את יעדיה הסביבתיים, הכלכליים והחברתיים.[102]

מעקב מתמשך אחר מערכת האכיפה והציות באמצעות מדדים וניתוחם לצורך בחינת האפקטיביות של המערכת, מגלמים תפיסה של ביקורת עצמית מתוך לימוד רפלקסיבי. המעקב מאפשר לגורמים האמונים על הרגולציה ליצור פתרונות גמישים ולהציע שינויים בני-יישום באופן השימוש בכלי האכיפה בתוספת כלי-אכיפה או במבנה הרגולציה. בִּמקום ששינויים יבוצעו באופן אינטואיטיבי — כפי שנעשה לעִתים קרובות – עשויים המדדים לתת תשתית של מידע לצורך תכנון מדיניות וקבלת החלטות בדרך של לימוד בדיעבד.[103]

הרפלקסיביות הגלומה בשימוש במדדים, מעניקה הזדמנות לעיון-מחדש ביעדי האכיפה ולחידוש תמהיל היעדים מעת לעת. תהליך העיצוב של מערכת אינדיקטורים, מחייב את הרשויות לברר לעצמן את יעדי הרגולציה ולא לפעול בלא יעדים ברורים. בתהליך קביעת היעדים עוברת מערכת האכיפה מדפוס-פעולה מתוכנן ומתואם פחות, לדפוס שיש בו יותר אגרגציה ותיאום. ייתכן גם שתהליך אִפיון היעדים והגדרתם יחייב פיתוח תהליכים של שיתוף כדי לברר את העדפותיהם של מקבלי ההחלטות וגורמים נוספים, כגון מומחים או נציגי-ציבור, לגבי יעדי האכיפה. המדדים מאפשרים לא רק זרימה דינמית של מידע לתוך מערכת האכיפה, אלא גם זרימה של מידע החוצה. בזכות המבנה שלהם, מקלים המדדים על העברת מידע נהיר לציבור הרחב. מדדים, כחלק

---

[102] OECD (2003) *לעיל* ה"ש 100, בעמ' 5.

[103] תסקירי השפעה על הסביבה הם דוגמא לתהליך הפוך, בו הלמידה והשינויים מתבצעים מראש ולא על סמך ניסיון שנצבר בדיעבד. בעוד שתסקירי-השפעה מסתמכים בעיקרם על חיזוי ההשפעות, מחייבת רגולציה אדפטיבית ניטור בדיעבד ובחינת ההשפעות לאחר יישום הרגולציה. בעוד שהאישור הנדרש לפרויקט או לפעילות שבוצע לגביהם תסקיר הוא בדרך-כלל חד-פעמי, ולפני מתן האישור מופנמים השינויים שהוצעו בתסקיר, השינויים המתבצעים על סמך מדדים הם מותנים ונתוניספאדם לסובב בכל עת לשינוי ולהערכה-מחדש בהתאם לנסיבות המשתנות. ראו: Jones (2007), *לעיל* ה"ש 61, בעמ' 361.

ממערך שלם של מידע סביבתי, מאפשרים לספק הסברים לצד דין וחשבון שקוף ולפתח דיון ציבורי פורה ודמוקרטי.[104]

מדדי אכיפה וציות, יסייעו בזיהוי בעיות המחייבות טיפול. לעִתים קרובות מגיעות בעיות לתשומת-ליבם של מקבלי החלטות בממשלה, לא עקב לחץ פוליטי אלא משום שאינדיקטור עקבי מצביע על קיומה של בעיה. אינדיקאטורים מופיעים בתחומים שונים בהם נוהגים מקבלי החלטות לנטר ולאסוף נתונים, כגון: מספר תאונות הדרכים, שיעורי מחלות, תמותת תינוקות או מחירי דיור ושכירות. כמו בתחומים אלו, גם בתחום האכיפה הסביבתית מרכזים האינדיקטורים את תשומת הלב של מקבלי ההחלטות ושל הציבור הרחב.[105] אין זו אמנם הדרך היחידה בה מגיעות בעיות לתשומת הלב, אך זוהי דרך חשובה וראויה לחלוטין.

ניצול יתרונותיהם של מדדים, מאפשר למערכת הרגולציה להתמודד עם אתגרים מורכבים. ניתוחם מאפשר לעִתים להגביר את הבנת הקשרים השוררים בין הפעולות השונות של המערכת. הסיכוי להבין את הזיקות הקיימות בין פעילויות שונות לחיזוק הציות לחוק (למשל, הזיקה בין אכיפה מנהלית, דיווח עצמי או סיוע לכפופים לחוק, לבין מידת הציות), גדול בשימוש במערכת מדדים מאשר בשיטות מעקב אחרות. בעוד ששיטות-מעקב רבות מתבצעות באופן נקודתי, תוך בחינת מִשתנה אחד או מספר משתנים בודדים, עצם מהותם של מדדים הוא בשמירה על מעקב רציף. הרצף וניטור מִגוון רחב של מִשתנים, מגדילים את הסיכוי לאבחן את היחס בין פעולות אכיפה ועידוד הציות לבין שינויים במידת הציות או בסביבה.

היות שמדדים ניתנים למדידה רציפה, הם יכולים להביא לידי ביטוי עקבי ושוטף את המידע המִשתנה. שינוי בהגדרת המדדים או במתודולוגיה של מדידתם, יכול לבטא את השינויים בטכנולוגיות ובידע המדעי הקיים. זאת ועוד: מרכיבי המדדים ניתנים לשינוי בהתאם לשינויים המתחייבים ביעדי האכיפה. מבחינות אלו מערכת המדדים עצמה (בניגוד לתשתית שהיא מניחה עבור קבלת החלטות במערכת האכיפה) גם היא אדפטיבית, שכן המדדים יכולים לשקף את השינויים המתחוללים במערכת האכיפה.

---

[104] D.C. Esty, "Environmental Protection in the Information Age", 79 *NYU. L. Rev.* 167, 169 (2004). לטענת הכותב, הדמוקרטיזציה של המידע הסביבתי חשובה לאור מורכבות המידע ותהליכי קבלת ההחלטות בתחומי איכות הסביבה. "Democratization ...has real normative implications in the context of uncertainties and information gaps of environmental policymaking. Connecting more and more people to cutting edge thinking and engaging them in environmental debates means that a wider set of views, analysis and values, policy options are considered".

[105] Kingdon (1984) *לעיל* ה"ש 73 בעמ' 82.

השימוש במדדים מאפשר להתמודד עם חוסר הצְפיוּת הקיימת בנושאי ההסדרה של הרגולציה. השימוש במגוון רחב של מדדי סביבה ואדם, מחזק את ההתייחסות אל הרגולציה כמערכת שמְספר קטן של מְשתנים אינו יכול להסביר את דרכי-פעולתה. גם יצירת מספר מערכות שונות (ואפילו מְתחרות) של מדדים, וייחוס משקלים שונים למדדים הכלולים בכל מערכת, הם מענה למורכבות ולחוסר הצפיוּת המאפיינות את נשואי הרגולציה הסביבתית. השימוש במדדים נעשה על-מנת לגלות כיצד מתפְקדים הקשרים בין פעולות האכיפה והציות השונות בכל מערכת רגולציה העומדת בפני עצמה, מתוך הנחה כי אין דפוס שחוזר על עצמו בין המערכות או בתוך המערכת. השימוש במדדים מבטא תפיסה לפיה דפוסי ההשפעה ההדדיים של הרגולציה על נשואי ההסדרה, צריכים להילמד בכל פעם מחדש בהקשר לרגולציה הספציפית ובהתאם לנסיבות המְשתנות מעת לעת.[106]

ניתוח המדדים יכול לסייע באיתור המקרים בהם דרושה יצירת מבנה חדש להסדרת הבעיות הסביבתיות. למשל, כאשר המדדים מלמדים אותנו כי לרשות האוכפת אין את כל הסמכויות הדרושות לה כדי להתמודד עם המרחב הגיאוגרפי של הבעיה או עם גורמיה השונים או שהסמכויות הרלוונטיות מפוצלות בין רשויות שונות.[107] תופעה זו קיימת לא אחת בטיפול במערכות אקולוגיות מורכבות כמו אגני-ניקוז.[108] בד בבד יכול הצורך במבנים חדשים לטיפול בבעיות סביבתיות להעלות גם תופעות מורכבות פחות, כגון הטיפול בפסולת-בניין. זאת כאשר לרשויות המקומיות אין הסמכויות הדרושות לטיפול אפקטיבי בתופעה, למרות שהן מצויות בתחום אחריותן. השינויים הללו מאפשרים למערכת הרגולציה להתמודד עם האי-ודאות הטבועה במערכת נשוא הרגולציה, ובדרך זו אף לסייע בשימור היציבות הפנימית של הרגולציה.[109]

(2) תרומתו של המחקר הנוכחי

תרומתו של מחקר זה היא בכך שהוא מציע מערכת תומכת-שינוי המאפשרת לשפר את תהליכי הלימוד והרפְלֶקציה באכיפת הרגולציה הסביבתית ובכך לתרום לאפקטיביות האכיפה. המחקר מציג ערכת אינדיקטורים ואינדקס. ערכת האינדיקטורים היא נרחבת ומעמידה מגוון אפשרויות לבחינת אפקטיביות האכיפה והציות בהתאם ליעדי הרגולציה.

---

[106] Emission (1996) *לעיל* ה"ש 36, בעמ' 181.

[107] J. M. McElfish & L. M. Varnell, "Designing Environmental Indicator Systems for Pubic Decisions", 31 *Colum. J. Envt'l L.* 53,76 (2006).

[108] Ruhl (1997) *לעיל* ה"ש 38, בעמ' 982.

[109] Ruhl (1996) *לעיל* ה"ש 29, בעמ' 886.

האינדקס, לעומת זאת, הוא רשימה מצומצמת יותר של מדדים שנבחרו בקפידה מתוך ערכת האינדיקטורים, כך שהתמהיל ישקף את יעדי האכיפה.[110] בדומה לעבודות קודמות שעסקו במדדי אכיפה וציות,[111] ערכת האינדיקטורים והאינדקס המוצגים במחקר, מאפשרים לעקוב ברציפות אחר פעולות אכיפת הרגולציה הסביבתית ולספק תשתית של מידע אמפירי. המידע האיכותני והכמותי הנאסף באמצעות המדדים[112] וניתוחם, מניח את התשתית לבחינת ביצועי מערכת האכיפה ומשמש פלטפורמה לביצוע שינויים מושכלים ברגולציה.[113]

ואולם, בניגוד למודלים קודמים, האינדיקטורים והאינדקס המתוארים במחקר זה, מבוססים על מודל של זיהוי ועיצוב מדדים לפי זיקתם ליעדי האכיפה. במסגרת המודל מנותחים יעדי האכיפה, אסטרטגיות האכיפה והתנאים לאפקטיביות של כלי האכיפה. היות שהאפקטיביות מוגדרת כנגזרת של השגת היעדים ופתרון הבעיות שלשמן נוצרה המערכת,[114] מוצע שהמדדים יעוצבו כך שיוכלו לשקף את התנאים להפעלה אפקטיבית של אמצעי האכיפה ועידוד הציות. היות שהאכיפה ועידוד הציות מושגים באמצעות הפעלת כלים שונים, צריכים המדדים לבחון את אפקטיביות הפעלת אמצעי האכיפה ותוצאותיה.

המודל המוצג במחקר זה מציע גישה חדשה שטרם יושמה במדדי אכיפה וציות. הוא שונה באופן מהותי מהמודל הלוגי (Logic Model) בכך שהוא יוצר זיקה בין יעדי האכיפה למדדים, לאסטרטגיות ולכלי האכיפה.[115] באינדקס שהוא תוצר של המודל

---

[110] J.A Bakkes, et al. *An Overview of Environmental Indicators: State of the Art Perspectives* 5 (1994). שם מציינים הכותבים כי "An index is one means if achieving a reduction in data volume while retaining the significance for particular questions... An index is the result of combining various variables into one".

[111] עבודות אלו ייסקרו בפרק הרביעי והן כוללות את: INECE (2008) *לעיל* ה"ש 101 ואת Blackmore M. Stahl**,** *Performance Indicators for Environmental Compliance and Enforcement Programs: the U. S. EPA Experience*, 2 (2004), available at: http:// inece.org/indicators/docs/StahlPaper.pdf (last accessed 1.1.2007). ואת *לעיל* ה"ש 91 (2005)

[112] OECD (2003) *לעיל* ה"ש 100, בעמ' 5.

[113] Sparrow (2000) *לעיל* ה"ש 88, 285.

[114] A. Underdal, "One Question-Two Answers", *Environmental Regime Effectiveness- Confronting Theory with Evidence* 4 (E.L Miles & A. Underdal et al. Eds., 2002).

[115] ראו Stahl (2004) *לעיל* ה"ש 111; INECE (2008) *לעיל* ה"ש 101; וכן M. E. Di Paola, "Pilot Project On Environmental Compliance And Enforcement Indicators In Latin America The Case Of Argentina" in *Seventh International Conference on Environmental Compliance and Enforcement* 209 (2005) available at: www.inece.org/conference/7/vol1/34_Di%20Paola.pdf (last accessed 1.8.2008); O. Young et al. *Developing Environmental Compliance and Enforcement Indicator Programs – Pilot Project: Logging in Costa Rica*, (27th May, 2005).

נבחנות תוצאות המדדים מול ערכי-ייחוס. ערכים אלה מאפשרים לבחון את הקִרבה להשגת המטרות של מערכת האכיפה. גישה זו מחייבת את מערכת האכיפה לאמץ מטרות וערכי-ייחוס הניתנים לכימות, אולם יתרונה בכך שהיא אינה מחייבת (אך מאפשרת, כמובן) מעקב רציף לאורך שנים על-מנת שניתן יהיה להסיק מסקנות בדבר אפקטיביות המערכת. האינדקס יישום בתחום האכיפה נגד עבירות פסולת-בניין. יישום זה יאפשר לבחון את התועלת והקשיים שביישומו ואת מאפייניו הייחודיים של האינדקס לעומת ערכת-אינדיקטורים רחבה.

5. מבנה המחקר

השער הראשון של המחקר מוקדש להיבטים העיוניים של יישום חקיקה סביבתית באמצעות עידוד הציות והאכיפה. הפרקים הנכללים בשער זה מניחים את התשתית הנדרשת לגיבוש מדדים למעקב אחר הרגולציה והאכיפה הסביבתית בשער השני. בפרק הראשון ימצא הקורא דיון ביעדי האכיפה והציות הסביבתיים, מתוך גישה פלורליסטית החובקת מִגוון יעדים אפשריים. גישה זו מכירה בכך שרשויות-סביבה שונות עשויות לאמץ תמהיל שונה של יעדים, וכי על היעדים להכתיב את האופן בו נאכפת הרגולציה הסביבתית. יעדי הרגולציה והאכיפה מוגדרים על יסוד יעדי המדיניות הסביבתית בכללותה, והם בעיקרם: מִקסום התוצאות הסביבתיות, יעילות כלכלית והשגת צדק סביבתי. יעדים אלה, המבטאים ברובם את המרכיב הפיזי של הרגולציה, נבחנים לאורכו של הפרק ומושם דגש מיוחד על מרכיביהם הניתנים למדידה.

המרכיב האנושי-התנהגותי של הרגולציה, נידון בפרק השני. האכיפה חייבת להתמודד עם המניעים של אנשים ופירמות שלא לציית לרגולציה הסביבתית. היא צריכה לכוון את התנהגותם כך שיעדי המערכת יושגו באופן מרבי. לאור זאת יש חשיבות לגיבוש ההכרה וההבנה מדוע ובאלו תנאים יצייתו פרטים ופירמות לדרישות הסביבתיות, ובאלו תנאים לא יעשו כן. בפרק זה מוצגות שתי האסטרטגיות העיקריות המנחות את הרגולטור בניסיונו להשפיע על יחסם של בני האדם לסובב: אסטרטגיה של הרתעה ואסטרטגיה של שינוי נורמטיבי. מוצגת השפעתן האפשרית של שתי הגישות הללו על התנהגות פרטים ופירמות, ומוצגים מרכיבים שונים של שתי האסטרטגיות, אשר נהוג למדוד אותם. בסוף הפרק מובאת הצעה ליישום אסטרטגיה מאוחדת, העושה שילוב בין שתי הגישות.

בפרק השלישי ימצא הקורא תיאור של מגוון הכלים המשמשים לאכיפת חוקי הגנת הסביבה ולעידוד הציות להם. מטבע הדברים אין הפרק מתמקד בתיאור מערכת-אכיפה מסוימת, בישראל או מחוצה לה. מוצגות דוגמאות ממדינות שונות, המבטאות יישומים

שונים של אמצעים קיימים, מתוך כוונה להציג תמונה רחבה ככל שניתן. הצגת הכלים כוללת גם דיון בהתאמתם להשגת יעדי האכיפה הפיזיים וההתנהגותיים כאחד. הפרק שואף לספק לקורא מענה לשתי שאלות: הראשונה, אלו כלי-אכיפה צריכה החקיקה הסביבתית לכלול בזיקה ליעדי האכיפה? שאלה זו נוגעת לתכנון הרגולציה הסביבתית כך שתוכל להשיג את יעדי האכיפה המגוונים שנקבעו לה. השאלה השנייה נוגעת ליישום ועוסקת באופן שבו צריכה הרשות להפעיל את שלל הסמכויות שהוקנו לה בחקיקה, כך שתוכל להשיג באמצעותם את יעדי הרגולציה.

השער השני עוסק ביישום התיאוריה של האכיפה והציות בתכנון ובהדגמת היישום של מערכת אינדיקטורים למעקב אחר אפקטיביות הרגולציה בתחום איכות הסביבה. הפרק הרביעי מציע שני מִתווים לעיצוב מערכות של אינדיקטורים. האחד - ערכת מדדים נרחבת אשר מעמידה מִגוון אפשרויות לבחינת אפקטיביות האכיפה והציות בהתאם ליעדי הרגולציה. הערכה מחייבת יישום רב-שנתי. רק השוואה בין השנים מאפשרת לגבש תפיסה של אפקטיביות האכיפה והציות ולחקור את דפוסי הקשר המפותלים בין כלי האכיפה השונים לבין השגת יעדי האכיפה. המִתווה השני מציע אינדקס של מדדים נבחרים מתוך הערכה הרחבה. הביצועים במדדים הכלולים באינדקס נבחנים לפי מרחקם מן המקסימום האפשרי (קרי: עד כמה רחוקה המציאות מן האידיאל). מתודולוגיה זו מאפשרת יישום האינדקס מדי שנה וגיבוש תובנות על אפקטיביות האכיפה ללא צורך בהשוואה רב-שנתית. היתרון המשותף לערכת האינדיקטורים ולאינדקס הוא בכך שניתן לעצבם כך שישקפו את תמהיל יעדי האכיפה והרגולציה. הדבר אפשרי הן באמצעות התייחסות המדדים אל היעדים השונים, והן באמצעות מתן משקל נאות לכל יעד ומדד בהתאם לחשיבות שמייחסים לו מקבלי ההחלטות.

הפרק החמישי מיישם את האינדקס הסביבתי של האכיפה והציות בתחום העבירות של פסולת-בניין בישראל. הכוונה היא להמחיש את השימוש האפשרי באינדקס, את הדילמות והקשיים הכרוכים ביישומו ואת התועלות והתובנות שניתן להפיק ממנו. הבחירה ביישום האינדקס ולא במערכת האינדיקטורים בכללותה, נבעה מכך שבישראל אין מערכת-נתונים מורכבת בתחום סביבתי כלשהו, המאפשרת יישום רב-שנתי במגוון הרחב של הנושאים הכלולים בערכת המדדים. הפרק מסתיים במסקנות ובהמלצות ספציפיות לתחום אשר בו יושם האינדקס. מסקנות אלו מדגימות כיצד ניתוח האינדקס יכול לסייע בבחינת השיפור הנדרש ביישום אמצעי האכיפה ובתכנון השינויים המתחייבים ברגולציה, על-מנת שניתן יהיה לשפר את מידת האפקטיביות שלה.

שתי המערכות שעוצבו במחקר, מציעות למקבלי ההחלטות כלי המאפשר התייחסות אל מערכת הרגולציה הסביבתית מתוך ראיית המורכבות המאפיינת אותה. האינדיקטורים

מאפשרים לשפוט את האפקטיביות של מערכת הרגולציה באופן מתמשך, על יסוד מידע עדכני ותוך התייחסות לתמורות קטנות המתרחשות במערכת. יישום הערכה או האינדקס, יבטיח איסוף איכותי ורציף של מידע סביבתי חיוני וכן העמדת מידע על ההשפעות החברתיות של הרגולציה בידי הציבור ומקבלי ההחלטות. מן הראוי שמקבלי ההחלטות באשר הם, ימצאו לנכון לעשות שימוש בכלים המוגשים להם במחקר זה, כדי שהרגולציה הסביבתית תוכל לממש את הבטחתה להוביל את הרעיונות והתקוות להגנת הסביבה מן הכוח אל הפועל — מן העבר אל העתיד.

פרק ראשון:
יעדי האכיפה בראי המדיניות הסביבתית

חלק 1: מבוא

הבהרת יעדי האכיפה היא שלב ראשון והכרחי בבחינת האפקטיביות של האכיפה הסביבתית. זהו שלב מקדמי גם לאֶפיון אינדיקטורים שנועדו לבחון אפקטיביות זו. לא ניתן לקבוע מהי אפקטיביות בלא לקבוע יעדים, מכיוון שהאפקטיביות נמדדת על-פי המידה בה מצליחה מערכת לבצע את היעדים שנקבעו לה ולפתור את הבעיות שבעטיין היא קיימת.[116] קביעת היעדים היא אפוא שלב הכרחי ויסודי בפעילותה של כל מערכת רגולציה, ובכלל זה מערכת האוכפת את הרגולציה הסביבתית.[117]

עיון מקיף בספרות לא העלה רשימה מוסכמת של יעדים המייחדים את האכיפה הסביבתית. הואיל והאכיפה היא הזרוע המבצעת של המדיניות הציבורית והיא קשורה קשר הדוק למדיניות שהיא פועלת ליישם, עליה לשאוב את מטרותיה מתוך יעדי המדיניות.[118] מערכת האכיפה אינה עומדת לבדה ואינה פועלת לממש מטרות משלה. מכאן שגיבוש 'רשימת יעדים' לאכיפה הסביבתית דורש התחקות אחר המוטיבציות העיקריות של המדיניות הסביבתית, ברעיונות ובשיח המנחים את התפתחותה של הרגולציה הסביבתית. בישראל היו מי שהבחינו בפער בין האכיפה לבין המדיניות, ומכאן גם פירשו את נטיית גורמי האכיפה לעסוק בעניינים צדדיים או להציב לעצמם מטרות שאינן בנות-השגה.[119]

במקביל לנתיב בו צועדת האכיפה לצד המדיניות, מפלסת האכיפה באופן פוזיטיבי נתיבים נוספים למדיניות הסביבתית כשהיא מייחסת משמעות לקביעותיו הכלליות של החוק.

---

[116] A. Underdal, "One Question-Two Answers", *Environmental Regime Effectiveness – Confronting Theory With Evidence* 4 (E.L Miles & A. Underdal et al. Eds., 2002).

[117] למסקנה זו הגיע גם דוח של המשרד הבריטי להגנת הסביבה: DEFRA (U.K), *Review of Enforcement in Environmental Regulation, Report of Conclusion*, 18 (2006) available at www.defra.gov.uk/environment/enforcement/pdf/enforcereview-report.pdf (last accessed 7.8.2008). "6.1.1 There needs to be an agreed statement of the purposes of enforcement before we can consider how to make it more effective. The sufficiency of fines and other criminal penalties can only be considered by reference to the purposes of enforcement and the working of the wider regulatory system".

[118] K. Hanf, "Regulatory Structures: Enforcement as Implementation", 10(2) *European J. of Pol. Research* 159–172 (1982).

[119] S. Brenner & O. Bergerson, "Setting Environmental Goals, Standards, and Means of Enforcement: Reflections on the Israeli Experience", 14 *Tel Aviv U. Stud. L.* 107, 114 (1998).

בפעולתה ליישום החוק, מגדירה האכיפה את המקרים בהם הופרה הרגולציה הסביבתית ובכך היא יוצקת תוכן להגדרות הכלליות של החוק. קביעות גורמי האכיפה הן שמכתיבות הלכה למעשה את הנסיבות הנחשבות להפרת-חוק.[1] ברם, אין לפרש את כוחה זה של האכיפה כהיתר פתוח לקביעת יעדים במנותק מן המדיניות. שיקול הדעת של גורמי האכיפה מוגבל במסגרת הסמכות המוקנית להם בחוק.[2]

ישנן שתי דרכים לקביעת יעדי-אכיפה. הראשונה צרה והשנייה רחבה. הדרך הצרה היא פרטיקולארית — לגורמי האכיפה אין בה השפעה רבה על קביעת היעדים, שכן אלה נקבעים בכל מקרה בחקיקה. טול את הפקודה למניעת זיהום מי-ים בשמן.[3] פקודה זו נחקקה במטרה להביא לצמצום זיהום הים משמן. לשם כך היא אסרה על שפיכת או הזרמת שמן לים, במישרין או בעקיפין. הגדרת יעדי-אכיפה קונקרטיים עשויה למשל לקבוע כי היות שמדובר באיסור מוחלט, על מערכת האכיפה לפעול לאיתור ולזיהוי כל הפרה (ניטור) באמצעות מעקב אחר האניות העוגנות בחופי הארץ או העוברות במימיה הטריטוריאליים. מערכת האכיפה תיבחן לפי מידת הצלחתה למנוע שפיכות-שמן שיימדדו באופן כמותי, לפי כמות השמן שנשפכה בפועל.[4] הגדרת מטרות מתוך חקיקה זו או אחרת, אין בה כדי ללמד ולהשליך על יעדי האכיפה הנובעים מכלי-רגולציה אחרים.

---

[1] המצטט מדבריו של J. A Mintz, *Enforcement at the EPA, High Stakes and Hard Choices* 10 (1995) Landy: "Regulations only revel their true meaning through the enforcement process. The inevitably language of rules is defined only as decisions are made about what constitutes a violation ambiguous in specific cases. In that process, arcane technical specifications that spell out what pollution control devices are to be installed and how their operation is to be measured often have public policy implications."

[2] להרחבה ראו: E. Bardach & R. A. Kagan, G*oing by the Book: the Problem of Regulatory Unreasonableness* (1982); K. O Hawkins & J. M Thomas, (Eds.) *Enforcing Regulation* (1983).

[3] פקודת מניעת זיהום מי-ים בשמן [נוסח חדש], התש"ם-1980.

[4] שפיכת שמן היתה מן העבירות הראשונות שנחקרו באופן אמפירי בארה"ב ובקנדה. במחקרים האקונומטריים נבחנה האכיפה לפי היקף הניטור ותדירותו על-ידי משמר החופים. היקף שפיכת השמן הוגדר כפונקציה של פעולות הניטור. בכך הגדירו המחקרים למעשה את הניטור כמטרת האכיפה. D. Epple & M. Visscher, "Environmental Pollution: Modeling Occurrence Detection and Deterrence", *J. of L. & Econ*. 29-60 (1984); השוו ל: M.A. Cohen, "Optimal Enforcement Strategy to Prevent Oil Spills: An Application of Principal Agent Model with Moral Hazard", 30(1) *J. of L. & Econ*. 23-51 (1987); שם מציע כהן מודל רחב לקביעת יעדי האכיפה, לא רק בהתאם לאינטרס של הפירמה אלא מזווית הראייה של גורמי האכיפה הממשלתיים, תוך התחשבות בתגובות הצפויות של הכפופים לחוק. המחקר יוצא מנקודת-מבט קונקרטית ורפלקסיבית: "Once a regulatory standard has been determined the problem is to design an enforcement scheme that provides incentives for the firm to spend it's resources to prevent and control pollution." ראו *שם*, בעמ' 24. במחקר זה, בניגוד לקודמו, מוגדרת מטרת האכיפה הראשונית (first best solution) כהטלת קנס אשר תבטיח נקיטת צעדים יעילים למניעת זיהום.

הדרך הרחבה היא כללית ונקבעים בה יעדי האכיפה מראש, בלא קשר למדיניות ספציפית אלא לפי המשותף למדיניות הסביבתית כולה. ההנחה היא כי למערכת-אכיפה העוסקת בהפחתת זיהום האוויר מתעשיות — כמו למשל, מערכת האוכפת את שיפור איכות הקולחין ממפעלים — יש תכונות משותפות. זאת משום ששתיהן פועלות ביחס לסביבה מתוך מגמה משותפת להביא לשיפור איכותה ובריאותה. גזירה דומה חלה למשל גם ביחס להבחנה הנהוגה בין אכיפה פלילית לאכיפה מנהלית או אזרחית. מכיוון שדרכי האכיפה השונות משרתות את אותה מדיניות סביבתית, הבחירה בין סוגי האכיפה היא טקטיקה שאין בה כדי לשנות כהוא זה את יעדי האכיפה הסביבתית הנקבעים מראש ואינם תלויים במערכת מעשית המופעלת להשיגם.

בפרק זה מאומצת הגישה הרחבה להגדרת יעדי האכיפה. לשיטת ההגדרה הרחבה יתרונות על פני השיטה הצרה. היא מאפשרת לשפוט את פעולות האכיפה בכל תחומי הסביבה לפי אותו קנה-מידה, ובכך היא מגבירה את האפשרות להשוות בין תחומי האכיפה, בין תקופות שונות ובין אופני-אכיפה מגוונים. השימוש במודל הרחב הוא חיוני לגיבוש מערכת אינדיקטורים השוואתיים, שבאמצעותם ניתן לאבחן את אפקטיביות מערכת האכיפה כמכלול.

אין פירוש הדבר שמחקר זה דוגל בהתוויית יעדים לפי מודל אבסטרקטי שאינו בר-יישום. אדרבא, חשיבות רבה תיוחס להגדרת יעדי האכיפה הסביבתית באורח קונקרטי. הניסיון לתרגם את יעדי האכיפה למושגים מעשיים ולמטרות בנות-מדידה, ייעשה הן באמצעות הבהרת אסטרטגיות התנהגותיות של האכיפה בפרק השני והן באמצעות התחקות אחר מימוש יעדי האכיפה באופן הפעלת כלי האכיפה, בפרק השלישי.

הגדרת יעדי האכיפה הסביבתית במחקר זה, מבוססת על הפרדיגמות המנחות את המדיניות הסביבתית. בשלושת העשורים האחרונים הלכו והתגבשו שלוש פרדיגמות שכל אחת מהן מבקשת להנחות את החשיבה והמדיניות הסביבתית: הפרדיגמה הכלכלית, הפרדיגמה של צדק סביבתי והפרדיגמה האקו-צנטרית. תפיסת העולם הראשונה, שתוצג בחלק ב', היא זו של גישת הרווחה או הפרדיגמה הכלכלית. מאז שנות ה-90 הפכה התפיסה הכלכלית לתפיסה דומיננטית בתיאור מטְרות המדיניות הסביבתית. עקרון היעילות נתפס כמטרה חשובה של כלי-מדיניות סביבתיים. לעומת זאת, הפרדיגמה האקו-צנטרית היא אבן-יסוד במדיניות הקוראת לשימור הסביבה ולהגנתה. היא יוצאת מנקודת המוצא של ניתוח מדעי בכפיפה אחת עם תפיסה מוסרית של חובות האדם לסביבה. התפיסה האקו-צנטרית מבקשת ליישם על דיני הסביבה תיאוריה של מוסר אקולוגי — מוסר שבמרכזו הטבע ולא האדם לבדו. הפרדיגמה האקו-צנטרית תוצג בחלק ג'. הפרדיגמה השלישית, של צדק סביבתי, תוצג בחלק ד'. פרדיגמה זו מיישמת תפיסות של צדק והוגנות חברתיים בשאלות סביבתיות.

ביחס לכל אחת מהפרדיגמות, נסמך הניתוח על שלושה שלבים: הפן התיאורי, בו תיסקר העמדה של כל גישה ביחס להתמודדות עם בעיות הסביבה והפן הנורמטיבי, בו תיבחן מטרתם הראויה של הדינים והמדיניות בתחום איכות הסביבה לפי כל אחת מן הגישות. הרקע הניתן בשני חלקים אלה יניח את התשתית לדיון היישומי: עיצוב יעדי האכיפה הסביבתית בהתאם לתכתיבי הפרדיגמה. החלק האחרון של הפרק (חלק ה') יציע את צירופן של הפרדיגמות לכלל מודל של יעדי האכיפה הסביבתית. מודל זה מאפשר הגדרה דיפרנציאלית של יעדי האכיפה ומדידת האפקטיביות של מערכת האכיפה, אשר נעשית לאורם.

חלק 2: הפרדיגמה הכלכלית

א. עיקרי הפרדיגמה הכלכלית

הפרדיגמה הכלכלית מתארת את בעיות איכות הסביבה הנוגעות לשימוש-יתר במשאבים וליצירת זיהום, בעיקר כבעיות של כשל-שוק, בהן החלוקה של טובין ושירותים סביבתיים אינה יעילה במונחים כלכליים. כשל-שוק נוצר בעטיין של שתי בעיות שנלמדו לעומקן: הראשונה — בעיה של החצנות שליליות, והשנייה – בעיה של התנהגות קולקטיבית בטובין ציבוריים.

החצנות שליליות (הקרויות לעתים 'עלויות חיצוניות') מתרחשות כאשר השפעות צדיות לפעילות כלכלית משליכות על צדדים שלישיים, אולם השלכות אלו אינן נלקחות בחשבון במחיר הפעילות. כאשר 'מחירי' הזיהום אינם מבוטאים במחיר המוצר, יעלה היקף הזיהום על הכמות האופטימאלית מבחינה חברתית. החשיבה הכלכלית מצביעה על כך שאם מחיר הזיהום היה מוטמע במחיר הפעילות המזהמת (למשל, הנסיעה ברכב), היה היקף פעילות זו אופטימאלי. תיקונו של הכשל דורש הפנמת העלויות החיצוניות וגילומן במחיר הפעילות – פעולה שניתן לבצעה באמצעות התערבות שלטונית הולמת.

בעיית ההחצנות השליליות היא שהצמיחה את עקרון 'המזהם משלם' – עיקרון שמאפשר הפנמת העלויות החיצוניות לסביבה, בחייבו את המזהם (צרכן או תאגיד) לקחת בחשבון את הפגיעה שפעילותו גרמה לסביבה, תוך הפיכת עלויות אלו לחלק ממארג השיקולים העסקי. הבטחה שעלויות היצור ישקפו גם את מחיר הנזקים הסביבתיים מאפשרת, על-פי תפיסה זו, להגיע לחלוקה טובה יותר של משאבים, שתשקף את העלות החברתית האמיתית של היצור.[5]

[5] R.V. Percival, A. S Miller, C. H Schroeder & J. P. Leape, *Environmenta. Regulation, Law Science .and Policy* 48 (2nd ed. 1999)

הבעיה השנייה שבעטייה נוצר כשל-שוק במשאבי הסביבה, היא בעיית הטובין הציבוריים. אלה מאופיינים בשתי תכונות עיקריות: היעדר יריבות בצריכה, ונגישות. העובדה שמשאבי-סביבה נצרכים על-ידי גורם אחד, אינה מונעת מאחרים לצרוך אותם; וברגע שהם מסופקים לאדם אחד, קשה מאוד למנוע אותם מהציבור הרחב, גם אם הוא אינו משלם עבורם.[6] משאבי הסביבה מאופיינים ברובם המכריע בהיעדר יריבות ונגישות. טלו למשל אוויר נקי או משאבי-מים נקיים: בדומה לאכיפת החוק או למגדלור המכוון ספינות, אין משאבים אלה נצרכים בתחרות והם אינם ניתנים לשלילה גם ממי שלא השקיע ביצירתם.[7]

בשל הציבוריות של המשאבים הסביבתיים, אין השוק יכול להסדיר את השימוש בהם באופן אופטימאלי. אין תמריץ להתארגנות וולונטרית לשיפור הסביבה[8], בעוד שנוצר תמריץ הפוך לזיהום ולשימוש-יתר במשאבים (עד לגבול חציית כושר הנשיאה של המשאב), אשר יגרמו בסופו של דבר להידרדרות סביבתית ניכרת.[9] מסקנה אשר רבים מן הכלכלנים שותפים לה, היא כי תיקון כשלי השוק הבאים לידי ביטוי בהידרדרות הסביבה כמשאב ציבורי, מחייב הנהגת התערבות ממשלתית באמצעות הסדרים כופים.[10] הסדרים אלה יביאו להסדרת ההתנהגות הפרטית על-מנת להגיע לתוצאה הרצויה מבחינה חברתית.

לפיכך, מטרת פרויקט הרגולציה הסביבתית היא להביא לתיקון כשלי השוק הגורמים לשימוש בזבזני במשאבים ולאספקת-חסר של משאבים סביבתיים רצויים, תוך הבטחת הרווחה החברתית. תפיסת העולם הכלכלית אינה מחייבת את שימור הסביבה בכל הנסיבות.

---

[6] הראשון שפיתח את התיאוריה של טובין ציבוריים סביבתיים, היה הכלכלן Samuelson. ראו: שם P.A Samuelson, "The Pure Theory of Public Expenditure", *36 R. Eco. & Stat*. 387 (1954) הציע את ההגדרה הבאה: "...[s goods] which all enjoy in common in the sense that each individual's consumption of such a good leads to no subtractions from any other individual's consumption of that good...".

ראו גם: T. Cowen, "Public Goods and Externalities", *The Concise Encyclopedia of Econ*. (David R. Henderson ed. 2002), available at www.econlib.org/library/Enc/PublicGoodsandExternalities.html (last accessed 9.8.2007).

[7] R. Coase, "The Lighthouse in Economics", 17(2) *J. of L. & Econ*. 357-376 (1974).

[8] יש כלכלנים המבקרים את התפיסה לפיה לא ניתן להגיע לשיתוף-פעולה וולונטארי ביחס לטובין ציבוריים. יש נסיבות בהן השוק יוצר את התמריצים לשיתוף-פעולה. נסיבות אלו מתרחשות בעיקר כאשר השגת התועלת ממשאבי הסביבה אינה אפשרית ללא שיתוף-פעולה. כך למשל קורה כאשר קבוצה של ערים חייבת לעשות שימוש במקור-מים יחיד ומזוהם. במצב זה ייווצר תמריץ לשתף-פעולה על-מנת לטהר את מקור המים מזיהום. בהקשר זה ראו: M. Taylor, *The Possibility of Cooperation* 34 (1987). שם מייחס המחבר סיכויים גבוהים ליצירת שיתופי-פעולה וולונטריים לאספקת טובין ציבוריים בלא צורך בכפייה חקיקתית.

[9] מסקנה זו באה לידי ביטוי בולט באלגוריה הידועה של האקולוג הרדין על השטחים הציבוריים. ראו: G. Hardin, "The Tragedy of the Commons", 162 *Sci*. 1243 (1968).

[10] C. Pigou, *The Economics of Welfare* 185-226 (3rd ed., 1929).

שימור הסביבה מתחייב היכן שמעשה זה הוא היעיל מבחינה חברתית וגורם להשאת הרווחה החברתית המצרפית.[11] יצירתם של מטרדי הסביבה קשורה בקיומן של פעילויות שהן לעצמן מועילות מבחינה חברתית, ולא בפעילויות שניתן לייחס להן רוע חברתי מוחלט. פועל-יוצא מדברים אלה הוא שהתפיסה הכלכלית אינה רואה בזיהום הסביבה ובצריכת-יתר של המשאבים התנהגות אנטי-מוסרית, אלא התנהגות שהיא תוצר של פעילות אנושית טבעית ורציונאלית. לפיכך, מניעת-זיהום ושימור-משאבים צריכים להתקיים בכפוף לניתוח של עלות-תועלת אשר מבקש להשיא את הרווחה הקולקטיבית. היכן שהגנת הסביבה מונעת את קיומן של פעולות שתועלתן החברתית גדולה מן העלות החברתית הכרוכה בזיהום, יש לאפשר את המשך הפעילות. משמעות הדבר היא כי על-פי תפיסה זו ישנה רמה של זיהום שהיא יעילה או אופטימאלית מבחינה חברתית.[12] הגישה הכלכלית אינה שואפת לבטל כל זיהום לסביבה, או להביא בהכרח לרמה סביבתית שנקבעה א-פריורי, אלא רק לרמה סביבתית שניתן להצדיקה על בסיס הרציונאל הכלכלי שהוצג כאן.

הזרם הכלכלי מעדיף רגולציה הפועלת באמצעות מנגנוני השוק — בניהם מנגנון המחירים ומנגנונים חלוקתיים — על פני מנגנונים של רגולציה פרטנית.[13] העדפת הכלים הכלכליים מתבססת הן על התפיסה כי כלים אלה יפחיתו את העלות הכוללת של השגת יעדי הזיהום שנקבעו[14] והן על ההנחה כי יספקו תמריצים דינאמיים לאימוץ והפצה של טכנולוגיות-זיהום יעילות וזולות יותר.[15]

אותם כלים רגולטיביים כלכליים המועדפים על-ידי כלכלנים, ניתנים לסיווג לארבע קטגוריות: כלים המבוססים על מחיר; כלים מבוססי שוק-סחר בהיתרים; כלים לתיקון כשלים

---

[11] א' פרז "ההשפעה של החשיבה הכלכלית על דיני איכות הסביבה בישראל" בה"ש 6 *עיוני משפט* 2008 (טרם פורסם). הכלכלה הסביבתית שייכת לזרם של כלכלת הרווחה (welfare economics) — תפיסה כלכלית המבקשת להשיא את רווחתה של החברה כקולקטיב. ראו גם: M.D. Adler, "Beyond Efficiency and Procedure: A Welfarist Theory of Regulation", 28 *Fla. State L. Rev.* 241 (2000).

[12] W. Baxter, *People or Penguins: the Case for Optimal Pollution* 17 (1974).

[13] W. Hahn & R. N. Stavins, "Incentive Based Environmental Regulation: A New Era from an Old Idea?", 18 *Eco. L. Q.* 1 (1991).
לתיאור מקיף של כלים רגולטיביים שעשו בהם שימוש במדיניות הסביבתית, ראו: N. O. Keohane & R. N. Stavins, "The Choice of Regulatory Instruments in Environmental Policy", 22 *Harv. Env. L. R.* 313-367 (1998); D. D. Hirsch, "The National Symposium on Second Generation Environmental Policy and Law: Symposium Introduction: Second Generation Policy and the New Economy", 29 *Cap. U. L. R.* 6 (2001).

[14] W. J. Baumel & W. E. Oates, *The Theory of Environmental Policy* (2nd ed. 1988).

[15] S. R Milliman & R. Prince, "Firm Incentives to Promote Technological Change in Pollution Control", 17 *J. of Envtl. Econ.& Mgmt.* 247-65 (1989).

סביבתיים במשק; כלים הפועלים להסרת מדיניות ממשלתית לא-יעילה.[16] כלים מבוססי-מחיר, נועדו לחולל תמורות התנהגותיות שישפיעו לטובה על הסביבה באמצעות שינוי המחיר הצמוד להתנהגות מסוימת בהתאם לפרופיל הסביבתי שלה. הכלי המקובל ביותר בקטגוריה זו הוא המנגנון של מיסוי סביבתי.[17] כלים מבוססי-שוק מאפשרים לרשות לקבוע תקרת זיהום ולהקצות לפירמות היתרי פליטה. ההקצאה יוצרת תשתית להתפתחות שוק של היתרים שבמסגרתו פירמות שהעלויות השוליות של הפחתת זיהום אצלן גבוהות, ירכשו את היתרי הזיהום מפירמות שעלות הפחתת הזיהום אצלן נמוכה.[18]

כלים לתיקון כשלים סביבתיים במשק נועדו למנוע את כשל השוק של הפעולה הקולקטיבית ואת ההחצנות השליליות בטובין ציבוריים.[19] בין המכשירים הבולטים בקטגוריה זו – הקצאת זכויות-קניין במשאבים משותפים. למשל, הקצאת זכויות-קניין

---

[16] א' פרז (2007), *לעיל* ה"ש 16, בעמ' 15.

[17] כלים אלה מכונים לעתים Pigovian ע"ש הכלכלן Pigou אשר היה בין הראשונים להציע את מערכת המס כמערכת יעילה במתן מענה לכשלי השוק הגורמים לבעיות סביבתיות. ראו: Hahn (1991), *לעיל* ה"ש 18.

[18] T.D. Crocker, "The Structuring of Atmospheric Pollution Control Systems" *The Economics of Air Pollution* (Harold Wolozin Ed. 1966); וגם J. H. Dales, *Pollution, Property and Prices* (1968); אלו היו בין העבודות הראשונות שתיארו מערכות של הקצאות זכויות זיהום.
W. D. Montgomary, "Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs", 5 *J. Economy & Theory* 395 (1972). שם סיפק המחבר בסיס תיאורטי להצעה להקים שוק לסחר בהיתרי-זיהום. וגם:
T. H. Tietenberg, "Transferable Discharge Permits and the Control of Stationary Air Source Air Pollution", 56 *Land Economy* 391 (1980) שם דן המחבר ביישום של היתרי-זיהום סחירים בתחום זיהום האוויר. ראו גם: Hirsch (2001) *לעיל* ה"ש 18, בעמ' 6.

[19] R. Coase, "The Problem of Social Cost", 3 *J. L. & Econ*. 1 (1960) תיאר לראשונה את בעיות הסביבה כתחרות דו-צדדיות על השימוש במשאבים. צד העושה שימוש במשאב וגורם לזיהום, נהנה מהשימוש ומפיק ממנו תועלת, בעוד שהצד השני, הסובל מהזיהום, רוצה גם הוא לעשות שימוש באותו משאב ולהפיק ממנו תועלת, אף שהתועלת שלו שונה. משום שיש שני צדדים, ישנם תמיד שני פתרונות לכל בעיה סביבתית. מחד-גיסא, ניתן לחייב את המזהם לשלם. מאידך-גיסא, ניתן לתת למזהם זכות לזהם, ואת הזכות הזו יכולים הנפגעים מהזיהום לרכוש אם יירצו בכך, באמצעות עסקה מתקנת. בכל מקרה, הזיהום יוגבל רק אם ההגבלה היא זולה יותר מעלות הנזק הנגרם לצד הסובל. בהיעדר עלויות עסקה, השוק הוא שיקבע את ההסדר היעיל ללא קשר לאופן חלוקת הזכויות (הזכות לזהם או הזכות להיות חופשי מזיהום).
Coase עצמו הכיר במגבלות התיאוריה שהציע. הוא גרס כי היות שהעולם אינו נטול עלויות-עסקה – עסקה מתקנת לא תירקם בהכרח ולכן יש להקצאה הראשונית של הזכויות השפעה מכרעת. החלוקה ההתחלתית של הזכויות, קרי: הזכות לזהם או הזכות להיות חופשי מזיהום – יכולה להיות בעלת השפעה מהותית על חלוקת ההכנסות וכך להשפיע בסופו של דבר על הטעמים והתוצאות אליהם יגיע השוק (יותר זיהום או פחות) ולכן אין להימנע מהדיון החלוקתי בדיון על השגת יעילות כלכלית. לדברים בכיוון זה ראו למשל: G. Calabresi, "The Pointlessness of Pareto: Carrying Coase Further", 100 *Yale L. J.* 1211,1215 (1991).

במקורות-מים או בקרקע, ימנעו לפי גישה זו את מרבית בעיות הזיהום הסביבתי.[20] מכשיר אחר שיש לו תומכים רבים, הוא השימוש בכללים נזיקיים המחייבים את המזהם להפנים את העלויות החיצוניות של הזיהום.[21] גם תיקון של פערי-מידע באמצעות הפיכת מידע סביבתי לנגיש וזמין, יכול לגרום לשחקנים שונים בשוק להפנים שיקולים סביבתיים למערכת קבלת ההחלטות שלהם, ובכך להביא להסרת כִּשלי-שוק.[22] לבסוף, הסרה של מדיניות ממשלתית לא יעילה, כגון מתן סובסידיות או העדפה למוצרים מזהמים בטבעם או לפעולות והתנהגויות מזהמות — יש גם בה כדי להסיר מכשול כלכלי בדרך לשימור המשאבים המשותפים.[23]

יש לציין כי חרף הפופולאריות לה זוכים כלי-רגולציה כלכליים בקרב כלכלנים ואנשי-ממשל מסוימים, מרבית הרגולציה הסביבתית עודנה פרטנית. רגולציה סביבתית מזן זה קובעת תקרה מותרת לזיהום או לשימוש במשאבים סביבתיים. לעִתים התקרה היא אפס ולעִתים מותרת רמת זיהום כלשהי. הפרת התקרה המותרת גוררת סנקציות.[24] סוג מסוים

---

[20] ההנחה היא כי חלוקת זכויות קניניות תגרום להפנמה אוטומטית של העלויות החיצוניות ותוציא את המשאב ממעגל הטובין הציבוריים. מרגע שמשאבי הסביבה יחדלו להיות משאב משותף, השימוש בהם ייעשה על-פי תפיסה זו באופן מבוקר יותר, שכן עלויות השימוש במשאב לא יוחצנו. מאותו רגע יילקחו העלויות הסביבתיות בחשבון על-ידי המזהם כמו כל עלות אחרת של הפעלת עסקו. להרחבה ראו: D. Cole, *Pollution and Property: Comparing Ownership Institutions for Environmental Protection* (2002). שם מונה המחבר ארבעה סוגים של משטרי-קניין ומנתח את התועלת שבכל אחד מהם להגנת הסביבה: משטר-קניין ציבורי, משטר-קניין פרטי (השוק החופשי) משטר של קניין משותף ומשטר מעורב של קניין ציבורי ופרטי.

[21] הרבה נכתב בשאלה: באלו מקרים יהיה נכון יותר לאמץ כלים נזיקיים ובאלו מקרים יהיה נכון לאמץ כללים חלוקתיים-קנייניים. ראו: G. Calabresi & A D. Melamed, "Property Rules, Liability Rules and Inalienability: One View of the Cathedral", 85 *Harv. L. Rev.* 1089 (172); L. Kapelow & S. Shavell, "Property Rules vs. Liability Rules: an Economic Analysis", 109 *Harv. L. Rev.* 713 (1996); A. M. Polinsky, "Controlling Externalities and Protecting Entitlements: Property Right, Liability Rule and Tax Subsidy Approaches", 8 *J. of Legal Studies* 1 (1979); C. M. Rose, "Rethinking Environmental Controls: Management Strategies for Common Resources", *Duke L. J.* 1 (1991).

[22] פרז (2007), *לעיל* ה"ש 16, בעמ' 16.

[23] פרז (2007), *לעיל* ה"ש 16, בעמ' 17.

[24] ההליכים המתחייבים לשם מימוש הסנקציות וקיום יסוד של הרתעה נגד "עברייני סביבה", באים תחת ביקורת בהתבסס על הניתוח הכלכלי, משני כיוונים שונים: כיוון אחד נוגע לחוסר היעילות בעצם השימוש בהרתעה כאמצעי להשגת שיפור סביבתי ומבכרת מדיניות של שיתוף-פעולה למניעת זיהום סביבתי. הכיוון השני אינו מטיל ספק בעצם הצורך בהרתעה, אלא טוען לחוסר-יעילות באופן שבו היא מושגת על-ידי סנקציות (בעיקר פליליות) המתלוות לרגולציה הסביבתית. ראו: D. B. Spence, "Paradox Lost: Logic, Morality and the Foundations of Environmental Law in the 21st Century", 20 *Colum. J. of Envtl. L.* 147, 175-177 (1995); וכן C. Rechtschaffen & D. L. Markel, *Reinventing Environmental Enforcement & State/Federal Relationship* 213-314 (2003) לסקירה מקיפה של כל הטענות בדבר חוסר-יעילותה של הגישה ההרתעתית-עונשית, ראו בספר זה בפרק 5 על: Deterrence Versus Cooperation: Is Major Reform Appropriate?.

של רגולציה עשוי לחייב יישום טכנולוגיה להפחתת הזיהום. לעתים נקבעים תקנים בהתאם לטכנולוגיות בנות-ביצוע.[25] גם רגולציה פרטנית מטילה את עלויות הטיפול בזיהום על המזהם, ובכך היא גורמת להפנמת העלויות שהוחצנו ומביאה לידי מימוש את עקרון המזהם משלם בדרך עקיפה. לרגולציה הסביבתית עשויה להתלוות סנקציה פלילית או סנקציה אזרחית בצורת קנס.[26] הסנקציה האזרחית, כמו הקנס, מסייעת גם היא בהפנמת העלות שהוחצנה במידה שהיתה הפרה של הרגולציה.

המחלוקת בין המצדדים בכלים כלכליים לבין המצדדים ברגולציה, היא נרחבת ועמוקה מכדי שנוכל לפרוס אותם במחקר זה.[27] ברם, לצורכי מחקר זה יצוין כי לפי כל אחת מן

---

[25] לסקירה מקפת של הסוגים השונים של תקינה סביבתית הנקבעת ברגולציית וצווי-בקרה, ראו: מ' גלפי "מקומו של השיקול הכספי בהסדרת איכות הסביבה" *מחקרי משפט* ח 173-172 (תש"ן).

[26] יש לציין כי בישראל טרם יושמה אכיפה אזרחית של דיני איכות הסביבה כפי שקיים למשל בארה"ב, שם אכיפה אזרחית (civil enforcement) היא כלי מרכזי בידי מערכת אכיפת החוק כנגד מי שמפרים את הרגולציה הסביבתית. ראו: M. Gelpe, "The Goals of Environmental Enforcement and the Range of Enforcement Methods in Israel and in the United States", Vol. 14 *Tel Aviv U. Studies in L.* 135, 137 (1998).

[27] ישנן אסכולות שונות לגבי הבחירה בין סוגי ההתערבות הממשלתית ההולמת לתיקון כשלי השוק בסוגיות הסביבה. ראו למשל: N. Gunningham, P. N. Grabosky & D. Sinclair, *Smart Regulation: Designing Environmental Policy* (1998). הספר שואב דוגמאות מצפון-אמריקה, אירופה ואוסטרליה ובוחן כיצד כלי-מדיניות שונים, שהותאמו למטרות סביבתיות שונות, יפיקו תוצאות יעילות ואפקטיביות יותר. וראו גם: J. B. Wiener, "Global Environmental Regulation: Instrument Choice in Legal Context", 108(4) *Yale L. J.* 677(1999). לתמיכה בכלים כלכליים בהסדרת בעיות הסביבה, ראו: B. A. Ackerman & R. B. Stewart, "Reforming Environmental Law", 37 *Stan. L. Rev.* 1333, 1341-51 (1985); B. A. Ackerman & R. B. Stewart, "Reforming Environmental Law: The Democratic Case for Market Incentives", 13 *Colum. J. Envtl. L.* 171, 178-88 (1988); R. B. Stewart, "Madison's Nightmare", 57 *U. Chi. L. Rev.* 335, 353-54 (1990); R. B. Stewart, "Controlling Environmental Risks Through Economic Incentives", 13 *Colum. J. Envtl. L* . 153, 158-62 (1988); C. R. Sunstein, "Administrative Substance", 41 *Duke L. J.* 607, 634 — 40 (1991); C. R. Sunstein, "Democratizing America through Law", 25 *Suffolk U. L. Rev.* 949, 964-66 (1991). ישנן כמובן התנגדויות מהותיות לשימוש בכלים כלכליים להסדרת בעיות הזיהום הסביבתי. ההתנגדויות נשענות על ארבעה אדנים: הראשון נומרטיבי, לפיו כלים כלכליים ובמיוחד מסים והיתרי-זיהום נתפסים "כהיתר לזהם." למרות שההתנגדות האתית לכלים מבוססי-זכויות-פליטה פחתה, היא לא נעלמה לחלוטין. אדן שני נטוע בקושי לאמוד ולייחס ערך כספי להחצנות הבריאותיות והאקולוגיות של פעילות מזהמת. לכן, ההנחה היא כי לא ניתן לסכום נזקים אלה ליצירת פונקציה של נזק שולי או לתפוס נזקים אלה באמצעות מס. אדן שלישי משקף את החשש כי מרגע שייושמו היתרי-פליטה ומדרגות-מס, יהיה קשה יותר לשנותם במהלך הזמן מאשר רגולציה פרטנית. אם היתרי-פליטה יקבלו מעמד של זכויות קנייניות, אזי הקטנתם על-ידי הממשלה עלולה להיות מלווה בדרישה לפיצוי. כמו כן, הסיכוי להעלות את המיסוי הסביבתי הוא קטן, היות שכל העלאת-מס נתקלת בהתנגדות ציבורית חריפה. האדן הרביעי להתנגדות לכלי-רגולציה כלכליים קשור בתפיסה שאף אם כלים אלה מסוגלים להביא לירידה בסך הפליטות לסביבה, הם לא ייתנו מענה נאות לאזורים חלשים שיסבלו מרמות גבוהות של זיהום סביבתי. ראו: R. N. Stavins, "What Can We Learn from the Grand Policy

האסכולות אמצעי-אכיפה אינם כלי מיותר. אכיפה תידרש בין שיעשו שימוש בכלים כלכליים ובין ברגולציה פרטנית להסדרת בעיות הסביבה. למרות שנהוג אולי לחשוב אחרת, גם כלים כלכליים מסתמכים על מנגנוני-אכיפה מסורתיים הפועלים נגד מפרים. היתרי-סחר לזיהום ואפילו מיסוי סביבתי, מחייבים גיבוי של מערכת אוכפת, כל עוד יש כוונה להבטיח שתעשיות לא יפלטו למשל מעֵבר למה שהותר להן בהיתר שרכשו, או לוודא שגביית המס תהיה מלאה.

ב. יעדי האכיפה בראי הפרדיגמה הכלכלית

יעילות (efficiency) המכוּונת למִקסוּם הרווחה החברתית, היא המטרה שאליה צריכה לחתור הרגולציה והמדיניות הציבורית על-פי התפיסה הכלכלית,[28] ובכלל זה גם מדיניות-אכיפה בתחום איכות הסביבה. תיאוריה כלכלית נורמטיבית מצביעה על כך שרשות להגנת הסביבה צריכה לעשות שימוש במשאביה במטרה למקסם את הרווחה החברתית, כך שתושג יעילות מרבית.[29]

תפיסת העולם הכלכלית רואה במרבּית הפרות הרגולציה — ובכללן הפרת הרגולציה הסביבתית – עבירות כלכליות באופיין. אלו נתפסות כתוצרי-לוואי של פעילות יצרנית ולכן יש לאזן בין התועלת שבפעילות לבין הנזק שנגרם במעשה ההפרה כדי להכריע אם יש לפעול למיגורו.[30] מטרת האכיפה אינה מִקסוּם הפעולות או התוצאות, אלא אופטימיזציה שמשמעה הפעלת האכיפה רק נגד הפרות המתגלות כבלתי-מועילות מבחינה חברתית:

> "(O)ptimal enforcement requires incomplete and selective enforcement because the social harm flowing from regulatory offences may be less than the private gain. Efficient law enforcement will therefore be discretionary, designed to fine tune rules in the light of firm and offence specific cost factors."[31]

---

[28] W. Hahn & R. N. Stavins, "Economic Incentives for Environmental Protection: Integrating Experiment? Lessons from SO2 Allowance Trading", 12(3) *The J. of Econ. Perspectives* 72, 73 (Summer, 1998).

[29] J. Firestone, "Enforcement of Pollution Laws and Regulation: An Analysis of Forum Choice", 27 Theory and Practice", 82(2) *The American Econ. Rev.* 464 (May, 1992); L. Kaplow & S. Shavell, "Fairness Versus Welfare", 114 *Harv. L. Rev.* 961 (2001).

Harv. Envtl. L. Rev. 106, 123 (2003).

[30] G. Veljanovski, "The Market for Regulatory Enforcement", 93 *The Econ. J.* 124 (1983).

[31] Veljanovski (1983), *לעיל* ה"ש 35, בעמ' 124.

אופטימיזציה של האכיפה תביא גם לאופטימיזציה של הזיהום, כך שרמת הזיהום הסביבתי תשמר את הרווחה החברתית הגבוהה ביותר. זו תושג באמצעות אי-אכיפת סטנדרטים סביבתיים נגד פירמות שעלויות הציות שלהן עולות על התועלת הסביבתית המושגת מציות.

הפרדיגמה הכלכלית של האכיפה, מזהה שני מודלים של פירמה עבריינית פוטנציאלית. השוואה והבחנה בין המודלים חשובה לצורכי יישום אנליטי של מבחני היעילות. המודל הראשון הוא של פירמה כישות ממקסמת רווח. לפי מודל זה, לפירמה יש מידע מלא על הטכנולוגיות והאמצעים המשתנים למניעת הפרות ועל תוחלת הענישה. תאגיד יִטה לציית לחוק רק אם הסנקציות המשפטיות והלא-משפטיות הצפויות לו יעלו על ההוצאות של הפירמה בציות לחוק.[32] במודל זה עומדת מידת הציות לחוק ביחס ישיר לסנקציה הצפויה, וביחס הפוך לעלויות הציות. מודל שני הוא של הפירמה כארגון. לפי מודל זה הפירמה מתאפיינת בבעיות של נציג (למשל, כאשר יש הבדל בין האינטרסים של נושא-משרה ובעלי-מניות), מידע לא שלם ואי-יעילות ארגונית הנובעים מיחסים היררכיים. מאפיינים אלה עשויים להפחית את רגישותה של הפירמה לתמריצים כספיים כגון סנקציות.[33] שני המודלים הללו מיושמים במידה זו או אחרת בהערכת האכיפה בראי עקרון היעילות, אם כי המודל הראשון רווח הרבה יותר.

1. השימוש במבחני עלות-תועלת ויעילות עלויות בבחינת יעילות האכיפה

יעילות כמטרת-מדיניות המכוונת למִקסוּם התועלת החברתית נטו, ניתנת לאומדן באמצעות מבחן עלות-תועלת (cost-benefit analysis). מבחן זה נועד לבדוק אם מטרה כלשהי רצויה לאור עלויותיה.[34] הוא נשען על תובנות כלכלת הרווחה.[35] הוא מאפשר להשוות בין פרויקטים, רגולציה ואופנים אחרים של התערבות ממשלתית ולבחון את עצם הכדאיות שבביצועם. החישוב מבוסס על הערכת התועלת החברתית, תוך הפחתת העלויות החברתיות. מה

---

[32] R.A Kagan & J.T Scholz, "The Criminology of Corporation and Regulatory Enforcement Strategies" *Enforcing Regulation* 69-71 (J. Hawkins & J.M Thomas Eds., 1984). הרחבה תמצאו בפרק השני.

[33] להרחבה ראו: O. E Williamson, *Markets and Hierarchies* (1975).

[34] J. R. Des Jardins, *Environmental Ethics — An Introduction to Environmental Philosophy* 52 (2nd Ed., 1997).

[35] R. Stavins ,"Environmental Protection and Economic Well Being: How Does (and How Should) Government Balance These Two Important Values?" , *Paper Prepared for Presentation at the Aspen Institute Aspen Colorado*, January 10-12. 2004, August 26, 2003 p.4 available at .www.ksghome. harvard.edu/~rstavins/Papers/Aspen_Paper_for_Jan_2004.pdf (last accessed 4.6.2006).

שמתקבל היא התועלת החברתית נטו של השימוש בכלי הרגולציה מבחינה חברתית.[36] בתחום הרגולציה הסביבתית נעשה במבחן זה שימוש לבחינת התועלות הסביבתיות והבריאותיות של כלי-רגולציה מול עלויותיהם במונחים מוניטאריים.[37]

בחינת ההצדקה לכפייה ממשלתית שנועדה למנוע החצנות סביבתיות באמצעות מבחני עלות-תועלת, מאפשרת להשוות עלויות ותועלות של אכיפה באמצעות כלי-אכיפה שונים ואכיפת סטנדרטים סביבתיים שונים. לדוגמא, מזהם האוויר גופרית דו-חמצנית, הנפלט מתחנות-כוח, הוא אחד הגורמים המשמעותיים לגשם חומצי. נניח שניתן להפעיל אכיפה פלילית או אזרחית נגד תחנת הכוח או נגד מנהליה; גישת עלות-תועלת עשויה לבחון לא רק את התועלת נטו שבכל אמצעי-הסדרה, אלא גם את התועלת נטו בהגעה לתקנים שונים ולרמות-פליטה שונות.[38] מכאן שהשאלה העומדת בפני המבצעים מִבחני עלות-תועלת היא לא רק איזה כלי הוא היעיל ביותר להפחתת זיהום-אוויר, אלא גם אם יש לאכוף רמת תקנים מסוימת על-מנת לצמצם את רמות הזיהום לאור העלויות החברתיות הכרוכות בכך.

מבחן נוסף המשמש לבחינת יעילותן של מערכות הוא מבחן יעילות העלויות (cost-effectiveness) העוסק באנליזה של העלויות בלבד. לפי תפיסת יעילות העלויות, מדיניות ציבורית צריכה להיבחן בכך שהיא עושה שימוש באמצעים הזולים ביותר להשגת יעדיה האקסוגניים (שנקבעו חיצונית). משמעות הדבר היא שאין רותמים את הכלכלה לקביעת היעדים של הממשל.[39] יעדים אלה נקבעים בתהליך נפרד המבוסס על שיקולים מקצועיים, מנהליים או פוליטיים. אימוץ אמת-מידה של יעילות-עלויות כיעד באכיפה הסביבתית,

---

[36] A.E. Boardman, D. H Greenberg, A. R Vining & D. L Weimer, *Cost–Benefit Analysis, Concepts and Practice* 2nd ed. 1 (2001).

[37] K. J. Arrow, et al. "Is There a Role for Benefit-Cost Analysis in Environmental, Health, and Safety Regulation?" 5259 *Sci*. 221-22 (1996). המאמר קורא לשימוש במבחני עלות-תועלת לבחינת הצורך ברגולציה ומידת הרגולציה הנדרשת בתחום הבריאות ואיכות הסביבה.

[38] Stavins (1998), *לעיל* ה"ש 32, בעמ' 77.

[39] להשוואה ראו: A. Carlin, Draft Report: Environmental Law Institute Cooperative Agreement No. CR-813617-02, *Cost-Effective Enforcement: A Framework For The Evaluation Of The Enforcement Authorities of The Environmental Protection Agency* 46 (June 12, 1989), available at http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eermfile.nsf/vwAN/EE-0032.pdf/$file/EE-0032.pdf (last accessed 1.8.2007).

שם מגדירה הכותבת את יעילות העלויות כך: "'Cost-effectiveness' is an economic criterion for evaluating the relative economic efficiencies of alternative policy strategies when either the policy objective, or the amount of resources available to maximize the policy objective, is fixed. In the enforcement context, for example, a specific rate of compliance may be the fixed variable. Then the most cost-effective enforcement strategy is the one that achieves this specific rate of compliance at the lowest possible cost to the enforcement agency." ראה הרחבה בחלק 2ב(2) להלן.

משמעותה בחינת עלויות של אמצעי-אכיפה שונים (למשל קנסות מנהליים לעומת העמדה לדין פלילי) והשוואתם. זאת ביחס ליכולתם להשיג את היעד הסביבתי המרבי הקבוע ברגולציה הסביבתית. מבחן יעילות-עלויות מניח כי רמת ההגנה על הסביבה והשיטות לצמצום הזיהום שנקבעו ברגולציה הן אופטימאליות מבחינת האכיפה, ולכן אין מבחן זה מערער אחר היעדים הסביבתיים שנקבעו ברגולציה.[40]

ראוי לעמוד על ההבחנה בין אפקטיביות ליעילות-עלויות. אפקטיביות עוסקת בעצם השגת היעד בעוד שיעילות-עלויות עוסקת בעלות השגת היעד. בעוד שיעילות-עלויות אינה עוסקת בקביעת היעד, אפקטיביות מחייבת בחינת היעדים ומאפשרת קביעת יעדים שונים שאינם קשורים רק במזעור העלויות החברתיות, אלא גם באופן חלוקת התועלות החברתיות (למשל, קביעת יעד של חלוקה צודקת של הזיהום הסביבתי). מערכת אכיפה יכולה להיות אפקטיבית אך לא יעילה כשהיא משיגה אמנם את יעדיה, אך במחיר גבוה ותוך בזבוז משאבים.[41]

להמחשת ההבדל בין המבחן של עלות-תועלת לבין המבחן של יעילות-עלויות, תוצג דוגמא שעניינה שיקום זיהומי מי-תהום בישראל. חומר הקרוי פרכלוראט (perchlorate, ClO_4) נמצא בריכוזים העולים בעשרות אלפי אחוזים על הכמות המרבית המומלצת בבארות המים של רמת השרון.[42] חומר זה היה בשימוש התעשייה הצבאית. במשך שנות פעילותה נספג החומר בקרקע וחלחל למי התהום.[43] פרכלוראט משמש ביצור דלק-טילים והוא ידוע כבעל פוטנציאל לפגיעה בבלוטת התריס. אולם בסקר שהוזמן על-ידי משרד הבריאות לא נמצאה כל השפעה על תפקוד בלוטת התריס בקרב יילודים שאימם שתתה מים עם ריכוז גבוה של פרכלוראט.[44] למרות שלא נמצאו השפעות בריאותיות מוכחות, ועוד בטרם הושלם הסקר, נסגרו כל בארות המים של רמת השרון על-ידי משרד הבריאות.[45] על-מנת לשקם את הקרקע

---

[40] ראו גם: H. Tietenberg, *Emissions Trading: An Exercise in Reforming Pollution Policy* (1985).

[41] Hahn (1992), *לעיל* ה"ש 33, בעמ' 464.

[42] פרוטוקול ישיבה מס' 100 של ועדת הפנים והגנת הסביבה של הכנסת ה-17 (22.01.07). www.knesset.gov.il/protocols/data/rtf/pnim/2007-01-22.rtf בעמ' 8 שרה אלחנני: "נמצא שם זיהום בדלק טילים... בריכוזים שהם פי 40,000 ממה שמותר לשתות היום לפי המלצות בארצות הברית."

[43] פרוטוקול ישיבה מס' 471 של ועדת הפנים ואיכות הסביבה, הכנסת ה-16 (13.07.2005).

[44] ראו הודעות דובר משרד הבריאות: 12.4.2005 "סקר משרד הבריאות — לא נמצאו כל השפעות" וגו'. www.health.gov.il/news/news.asp?ID=285 (נכון ליום 1.5.2007).

[45] הדברים נאמרו מפי שרה אלחנני, מנהלת האגף לאיכות המים של רשות המים הממשלתית, ביום-עיון שעומדים על קרקע נקייה' 21.6.07. חלק מהדברים קיבלו ביטוי בכתבתו של צ' רינת: "זיהום מי-תהום ברמה"ש מאיים על מקורות מים בתל-אביב", *הארץ*, 28.6.2007. לדברי אלחנני "מקור הזיהום ברמת השרון הוא בפעילות שהתנהלה בעבר באחד ממפעלי התעשייה הצבאית (תע"ש). במהלך פעילות המפעל נשפכו כ-260 טונות של החומר פרכלוראט המשמש ליצור דלק למטוסים. החומר זיהם את הקרקע וחלחל למי התהום. החומר אינו מופיע בתקנות משרד הבריאות הנוגעות למי התהום, אולם ידוע שהוא פוגע

תידרש השקעה של עשרות מיליוני דולרים. שיקום מי התהום שזוהמו יעלה כמה מונים על עלות שיקום הקרקע, הכול מעבר לעלויות סקר הקרקע שכבר הגיעו לכדי 17 מליון ש״ח.[46] יישום של מבחן עלות-תועלת בשאלת אכיפת טיהור מי-בארות רמת השרון מן המזהם פרכלוראט, תחייב לבחון לא רק את עלות השיקום אלא גם התועלות שבעצם השיקום, ואם השיקום מצדיק את עצמו מבחינת התועלת החברתית נטו. היות ונזקי הפרכלוראט לבריאות האדם לא אוששו במחקר הרפואי, עשויה התועלת שבשיקום להיחשב קטנה, ומסקנת המבחן עלולה להיות שאין לנקוט כל צעד לאכיפת הטיפול בבעיה וכי ניתן להותיר את המצב על כנו. לעומת זאת, מבחן יעילות-עלויות יישום לאחר שהרשויות קבעו יעד לטיהור הקרקע והמים. מבחן זה מאפשר להשוות בין פעולות שונות להבטחת היעד הסביבתי, ולבחור מביניהן את טכנולוגיית השיקום, שיטות האכיפה והטלת האחריות בעלות הנמוכה ביותר. לדוגמא, מבחן יעילות-עלויות יכול להכריע בין האלטרנטיבות הבאות: 1. הוצאת צו-שיקום לביצוע על-ידי הגורמים האחראיים; 2. מימון השיקום באמצעות תקציב המדינה והעמדה לדין של האחראים בניסיון לגבות מהם את עלויות השיקום; 3. מימון השיקום מהכנסות שיווק ופיתוח הקרקעות למגורים, והעמדה לדין פלילי של האחראים לצורכי הרתעה, בלא חיובם בשיקום. ביחס לטכנולוגיות השיקום, יכול מבחן יעילות העלויות לסייע בבחינת הכדאיות של שיקום באמצעות טכנולוגיות באתר עצמו (in-situ) או מחוץ לאתר (ex-situ).[47]

2. יישום מבחני יעילות בבחינת האכיפה

שלב ראשון בבחינה של עלות-תועלת ושל יעילות-עלויות, הוא הגדרת האלטרנטיבות העומדות לבדיקה. לפי התפיסה שאומצה במחקר זה, היעד הסביבתי שאליו חותרת מערכת אכיפה נקבע מראש בחקיקה ולכן רצִיוּתו החברתית אינה עומדת לביקורת. מבחני עלות-תועלת

בבלוטת התריס וביכולת התפקוד של ילדים״, ציינה אלחנני. לדבריה: ״זוהמו כל קידוחי המים ברמת השרון בחומר והזיהום מוסיף להתפשט. כמו כן זוהמו מקורות המים באזור בחומרים נוספים ובהם חומר המשמש גם ליצור רעל עכברים.״ כמו כן ראו: דוח נציבות המים — אגף איכות המים, *מצב איכות המים בישראל והפעולות שננקטו למניעת זיהומם*, מוגש לוועדת הכלכלה של הכנסת, אוקטובר 2006 www.water.gov.il/NR/rdonlyres/2CC2AFBA-6929-4F7C-B088-C0463A8A7E9A/0/doch_vadat_hakalkaka_2005.pdf (נכון ליום 1.7.2007).

[46] המדובר באומדנים ולא בנתונים סופיים, היות שבינתיים ישנן רק תוצאות-ביניים של הסקר. הדברים הוצגו בפי שרה אלחנני, מנהלת האגף לאיכות המים, רשות המים, ביום-עיון ׳עומדים על קרקע נקייה׳ 21.6.07 (שאורגן על-ידי עמותת אדם טבע ודין והתקיים במלון שרתון סיטי בתל-אביב).

[47] לשם הדיוק יוער כי ייתכן שבמקרה הקונקרטי של זיהומי התע״ש, אין אחראי פרטי לזיהום, והמדינה היא למעשה הגורם האחראי. זאת משום שבעת שקרקעות רמת השרון (ואחרות) זוהמו על-ידי התע״ש, היתה זו יחידת-סמך של משרד הביטחון. רק בשנת 1990 הפכה תע״ש לחברה ממשלתית. ראו: א׳ קרסין ״שיקום קרקעות מזוהמות בישראל״ *מדיניות ומשפט* 206 (2005).

המבוצעים בשלב עיצוב הרגולציה, בוחנים אמנם את רצִיוּתו של היעד הסביבתי עצמו, אך לא ראוי שיעשו זאת מרגע שיעד זה נקבע בחקיקה, בתקינה או במדיניות הרשות הסביבתית.[48] בשלב בחינת האכיפה צריכים מבחני יעילות להתמקד ברצִיוּת השימוש באמצעי האכיפה, באלטרנטיבות העונשיות, במושאי האכיפה ובסדר העדיפויות הסביבתי.

1. *אמצעים* — מבחן יעילות-עלויות עשוי לסייע לגורמי האכיפה לבחור בין מגוון אמצעי האכיפה ההרתעתיים והנורמטיביים העומדים לרשותם.[49] לפי התפיסה הכלכלית צריכים גורמי האכיפה לשאוף לכך שייעשה שימוש באמצעי האכיפה היעילים ביותר ליישום הרגולציה לאיתור ההפרות ולתיקונן. השימוש במבחני-יעילות יסייע בבחירת האמצעים וכלי האכיפה שעלותם היא הנמוכה ביותר,[50] למשל: בבחירה בין הסתמכות על דיווח עצמי לבין ניטור על-ידי פקחים. החלטה על אמצעי האכיפה הרצויים משליכה גם על נושאים כגון השקעת משאבים בהכשרת כוח-אדם לעומת השקעת משאבים בשיפור הטכנולוגיה לניטור ואיתור עבירות.

2. *סנקציות* — גם בענישה נתון בפני הרשות מִגוון של אפשרויות בחירה.[51] הרשות היא שמחליטה על אופן ההעמדה לדין (והאם בכלל להעמיד לדין) ולעִתים קרובות היא שקובעת את העונש או שלפחות יש לה השפעה רבה בקביעתו. לכאורה, היעד הסביבתי בכל הקשור להטלת הסנקציות נקבע בחקיקה, כך שגורמי האכיפה אמונים רק על התאמת הענישה על-מנת שיושגו יעדי המדיניות. בהתאם לתיאור זה, מבחני-יעילות אינם אמורים יותר מלכוון לכך שיוטלו העונשים הזולים ביותר שיש בהם כדי להשיג את היעד. מבחן של יעילות-עלויות יכול לשמש את גורמי האכיפה בבחירת סוג העונש המתאים

---

[48] הנחת-מוצא זו אינה מתעלמת מן העובדה כי במודלים כלכליים לא מעטים של האכיפה, עומד לבחינה גם הסטנדרט החקיקתי. ראו: I. Ehrlich & R.A. Posner, "An Economic Analysis of Legal Rule-Making", 3 *J. of Legal Studies* 257 (1974). זאת מתוקף התפיסה כי אופטימאליות באכיפה, משמעותה אי-יישום הסטנדרט הסביבתי (אי-אכיפה) כל אימת שיישומו פוגע ברווחה החברתית. כמו כן, לעִתים קרובות נתפסים גורמי האכיפה לא רק כמי שפועלים ליישום החוק, אלא גם כמי שיוצרים את החוק בעצם פעולת האכיפה. "(T)he enforcement official is not only enforcing the law but he is making it through his enforcement decisions. Thus not only is there not a sharp analytical division between the market and regulation, but there is not one between the law and enforcement. Both are merged and must be treated in an integrated analysis of regulation." ראו: Veljanovski (1983) *לעיל* ה"ש 35, בעמ' 128.

[49] ראו למשל המודל הכלכלי של בחירה בין אמצעים כופים הרתעתיים לבין משא ומתן רגולטורי המבוסס על עקרונות מִקסוּם הרווחה החברתית והיעילות: P. Fenn & C.G. Veljanovski, "A Positive Economic Theory of Regulatory Enforcement", *The Econ. J.* 98(393) 1055, 1068 (Dec. 1988).

[50] Veljanovski (1983) *לעיל* ה"ש 35, בעמ' 124.

[51] פרק ב' להלן יעסוק בהרחבה רבה במגוון הכלים העונשיים העומדים לבחירת הרשויות.

(למשל, הבחירה בין קנס, מאסר או פרויקט למען הקהילה), או אופן ההענשה (למשל, האם יוטל עונש מנהלי, קנס אזרחי או שתופעל אכיפה פלילית).[52]

אחד התחומים הבולטים שבהם נעשה שימוש באמת-מידה של יעילות לקביעת העונש, הוא בקביעת גובה הקנס האופטימאלי. עבודתו הדומיננטית של בקר (Gary Becker) משנת 1968, הציעה מודל לפיו ייקבע הקנס בהתאם לעלות החברתית של העבירה, המותאמת לוודאות הענישה.[53] המשתנה המרכזי לקביעת גובה הקנס הוא רמת הגילוי של העבירה והסיכוי שיוטל עונש. ההסתברות להענשה במכפלת גובה הקנס, היא שיוצרת את הקנס הצפוי המכתיב את רמת ההרתעה של האכיפה. הרתעה אופטימאלית לא תרתיע מפרי-חוק אשר יש תועלת חברתית בפעולתם. בניגוד לכלל הגורס כי הענישה אינה צריכה לקבוע את יעדי המדיניות הסביבתית אלא לשקף אותה – פוֹרַש המודל של בקר במרבית המחקרים שאימצוהו, כיישום של עקרון העלות-תועלת ולא של יעילות-עלויות.[54] למעשה, בניגוד למגמה הטבעית לעשות שימוש במבחן יעילות-עלויות כדי לבחור מבין אותם עונשים המסוגלים להשיג את היעד הסביבתי, העמיד מבחן העלות-החברתית-נטו של בקר את הענישה כאמצעי להשפעה על היעד הסביבתי עצמו.

---

[52] מרבית הכלכלנים מסכימים כי יש להתיר אכיפה פלילית רק במקרים בהם הקנס האופטימאלי גבוה מכדי שניתן יהיה לגבותו. כל עוד העבריין יכול לשלם את העלות החברתית של מעשיו, יש להעדיף אכיפה אזרחית והטלת קנסות על פני אמצעי-ענישה אחרים, וזאת משום שעלויות האדמיניסטרציה של המערכת האזרחית זולות מאלו של המערכת הפלילית. ראו: M.A Cohen, "Environmental Crime and Punishment: Legal/Economic Theory and Empirical Evidence on Enforcement of Federal Environmental Statutes", 82(4) *J. of Crim. L. & Criminology* 1061-2 (1992); וכן: R. Posner, "An Economic Theory of Criminal Law", 85 *Colum. L. Rev.* 1228-9 (1985). ברם, כאשר צפוי שהעבריין לא ישלם, התיאוריה הכלכלית של הרתעה אופטימאלית גורסת כי יש לעשות שימוש בסנקציות לא-כספיות כגון מאסר; ראו: S. Shavell, "Criminal Law and the Optimal Use of Non Monetary Sanctions as Deterrent", 85 *Colum. L. Rev.* 1232. 1236-7 (1985).
להרחבה ראו הפרק שלישי חלק 2ב(2) .

[53] G. S. Becker, "Crime and Punishment An Economic Approach", 76 *J. Pol. Econ.* 169 (1968).

[54] מאמרים מאוחרים יותר שיישמו את המודל של Becker בתחום איכות הסביבה היו: P.B. Downing & W.D. Watson, "The Economics of Enforcing Air Pollution Controls", 1 *J. of Envtl. Econ. & Mgmt.* 219-236 (1974); J. D. Harford, "Firm Behavior under Imperfectly Enforceable Pollution Standards and Taxes", 5 *J. of Envtl. Econ.& Mgmt.* 26-43 (1978); D.J. Storey & P.J. McCabe, "The Criminal Waste Discharger", 27(1) *Scottish J. of Pol. Econ.* (1980). החידוש המרכזי של המחקרים הכלכליים בתחום הקנס האופטימאלי היה בהוספת מרכיב של עלויות שיקום המשאב הסביבתי שנפגע. את החידוש הזה ניתן למצוא אצל: A. M. Polinsky & S. Shavell, "Enforcement Costs and the Optimal Magnitude and Probability of Fines", 35(1) *J. of L. & Econ.* 133-48 (1992).
לסקירה נרחבת על מאמרים בתחום קביעת קנסות אופטימאליים, ראו: A. M Polinsky & S. Shavell, "The Economic Theory of Public Enforcement of Law", *Working Paper* (May 1998).
לדיון נרחב ראו בפרק השלישי, חלק 2א(2).

3. *מושאי האכיפה* — על הרשות האוכפת לשקול נגד מי למקד את עיקר מאמצי האכיפה, כך שהתועלת החברתית שתצמח מפעולות האכיפה תהיה הגדולה ביותר. מבחני עלות-תועלת ומבחני יעילות-עלויות יכולים לשמש לחלופין בבחירת הגורמים שבהם יש למקד את מאמצי האכיפה. למשל: האם לפעול ביתר נחישות נגד גורמים פרטיים, תאגידים קטנים, תאגידים גדולים, עבריינים חוזרים, העבריינים שנזקיהם לסביבה הם הגדולים ביותר, העבריינים הקלים ביותר לתפיסה, או העבריינים שעלויות הציות שלהם נמוכות?[55] יודגש כי במקרה זה, כמו ביתר המקרים, היעד הכלכלי האולטימטיבי הוא הגדלת התועלת החברתית נטו, ולאו דווקא הקלה על גורמי האכיפה או הגברת מידת היכולת לאתר ולהרשיע מפרי-חוק.

4. *סדרי העדיפות הסביבתיים* — היות שמשאבי האכיפה מוגבלים תמיד, ייתכן שלא ניתן לקיים רמת-אכיפה אופטימאלית בכל תחום מן התחומים הסביבתיים. לפיכך יידרשו גורמי האכיפה להחליט באלו בעיות סביבתיות למקד את פעולות האכיפה, כך שתושג התועלת החברתית המרבית במשאבים הנתונים. לצורך זה יכולה הרשות לעשות שימוש במבחני עלות-תועלת. בקביעת סדר העדיפות הסביבתי של האכיפה באמצעות מבחני-יעילות, יש משום קביעת מדיניות. בעוד שקשה להצדיק התערבות של שיקולי עלות-תועלת בהחלטות שלא לאכוף סטנדרטים סביבתיים נגד מפרי-חוק מסוימים, עקב התחשבות בעלויות הציות הגבוהות שלהם, קל להצדיק שימוש במבחני-יעילות לצורך קבלת החלטות על הפניית משאבי האכיפה לתחומים סביבתיים מסוימים מלכתחילה. אמנם ייתכן כי התוצאות המעשיות של שני דפוסי ההתערבות יהיו זהות. ברם, בעוד המקרה הראשון מתפרש כהתערבות בקביעת הסטנדרטים הרגולטיביים (לאחר שנקבעו כבר על-ידי המחוקק), המקרה השני מתפרש כהחלטה לגיטימית המצויה בתחום סמכותה של הרשות המבצעת בעת יישום הרגולציה.

---

[55] אכיפה כנגד פירמות שעלות הציות שלהן גבוהה, מורידה את התועלת החברתית נטו של האכיפה, ולפיכך הפחתה של האכיפה כנגד פירמות אלו נתפסת כיעילה מבחינה כלכלית. A. Jones & S. Scotchmer, "The Social Cost of Uniform Regulatory Standards in a Hierarchical Government", 19 *J. Envtl. Econ. & Mgmt.* 61 (1990). כאשר רשות באה לאכוף דרישות רגולטיביות אחידות כנגד פירמות, יימצאו ארגונים שעלויות הציות שלהם יהיו גבוהות ואילו אצל אחרים עלויות הציות תהיינה נמוכות. למרות שרשות האכיפה אינה מונחית לפעול דווקא כנגד ארגונים שעלות הציות שלהם נמוכה, מתרחש תהליך זה באורח טבעי, היות שעלות האכיפה (במונחים של זמן ומשאבי-אכיפה) כנגד ארגון שעלויות הציות שלו גבוהות, גדולה מעלות האכיפה כנגד גורמים שעלות הציות שלהם נמוכה. לפיכך קשה יותר להשיג ציות מפירמות בעלות עלויות-ציות גבוהות. *שם*, שם.

3. הקשיים ביישום מבחן עלות-תועלת בהערכת האכיפה

הגדרת האלטרנטיבות הנבחנות כאמור לעיל, היא שלב ראשון בביצוע מבחני עלות-תועלת או יעילות-עלויות.[56] בשלב שני ייקבעו הגורמים הרלוונטיים לחישוב העלויות והתועלות. התחשבות בעלויות ובתועלות של הכפופים לחוק (בנוסף לגורמי האכיפה ולציבור הרחב), היא הגישה המתחייבת לפי מודל הרווחה החברתית.[57] ברם, שיקולים משפטיים-ענישתיים ושיקולים פוליטיים-ציבוריים מכתיבים לעִתים קרובות התעלמות מעלויות העבריינים בעת ביצוע מבחני עלות-תועלת או יעילות-עלויות.[58] בשלב שלישי, לצורך מדידת התועלות, יסווגו ההשפעות השונות של הפעלת מערכת האכיפה באופן שנבחר וייקבעו אינדיקטורים למדידת ההשפעות. בשלב רביעי תבוצע, לאורך תקופה קצובה, הערכת השפעות מערכת האכיפה. בשלב חמישי ייוחס ערך כספי לעלויות שאין להן ביטוי כספי ישיר, ולתועלות אשר לעִתים קרובות אינן בעלות ערך-שוק. זהו גם השלב הטומן בחובו את הבעיות הגדולות ביותר במבחן העלות-תועלת. לאחר מכן יש לחשב את העלות השולית של הפחתת יחידת-זיהום באמצעות חישוב העלות השולית של השימוש במנגנוני האכיפה וחישוב התועלת השולית של הפחתת יחידת-זיהום.

לשם ייחוס ערך כספי למשאבים שאין להם ערך-שוק, פיתחה הכלכלה הסביבתית מספר מבחנים. המבחן הנפוץ ביותר הוא מבחן הנכונות לשלם (Willingness to pay – WTP). במסגרת מבחן זה ומבחנים נוספים, כל העלויות והתועלות צריכות לעבור ניכוי בשיעור ההיוון (discounting) כדי להביאם לערכם הנוכחי (Present Value).[59] רק לאחר מכן ניתן לחשב את התועלת החברתית הנוכחית נטו לכל אלטרנטיבה. לסיום יש לבצע מבחן רגישות

---

[56] Boardman (2001), *לעיל ה"ש* 41, בעמ' 7.

[57] ההתחשבות בעלויות הציות והעמידה בדרישות של כלי-מדיניות שונים, מהווה שיקול בהערכת הכדאיות הכלכלית של אימוץ כלי-מדיניות שונים להסדרת בעיות סביבתיות. ראו למשל: L. H. Goulder , I. W. H. Parry, R. C. Williams III & D. Burtraw, "The Cost-Effectiveness of Alternative Instruments for Environmental Protection in a Second-Best Setting", *Discussion Paper* 98-22 (Resources for the Future, March 1998) available at www.rff.org/rff/Documents/RFF-DP-98-22.pdf (last accessed 9.10.06).

[58] M.A. Cohen, "Monitoring and Enforcement of Environmental Policy" Reprinted in vol. 3 *International Yearbook of Environmental and Resource Economics* 11 (T. Teitenberg & H, Folmer Eds., 1999). כהן מציין כי ה-EPA יימנע מהסתמכות על מודל של מִקסום חברתי, עקב התנגדות הקונגרס ובתי המשפט להתחשב בעלויות הציות שהכפופים לחוק נושאים והאיזון ביניהן לבין התועלות החברתיות.

[59] הבאת העלויות והתועלות לערכן הנוכחי אינה קשורה רק בהתאמה לאינפלציה אלא בראש וראשונה להעדפה המובנית של מרבית האנשים לקבלת תועלות היום ולא בעתיד. להרחבה על שער הניכיון החברתי ראו באופן כללי Boardman (2001), *לעיל ה"ש* 41 בעמ' 13 ובהרחבה בפרק 10.

(sensitivity analysis).[60] המשותף למבחנים המיושמים על-ידי מודלים כלכליים קלאסיים הוא חישוב שווים הכספי של משאבים ותנאים סביבתיים לפי ערכם לאדם בהווה. האדם הוא קנה המידה ליישום המבחנים למתן ערך לסביבה. למרכיבי הסביבה עצמם אין ערך אלא בראי הצר של נכונות החברה לשלם עבור השירותים הציבוריים.[61] במודלים הקלאסיים, גם לדורות הבאים אין משקל בקביעת הערך, ושוויין של התועלות הסביבתיות נמדד בראי הדור הנוכחי בלבד.[62]

מתוך הדברים עולה בבירור כי ישנם שני אדנים להתנגדות לשימוש בקנה-מידה של עלות-תועלת לקביעת מטרות האכיפה. האדן הראשון נוגע לקשיים המעשיים בהפעלת המבחן ולהתאמתו לקביעת מטרות האכיפה. האדן השני מושתת על התנגדויות ערכיות לשימוש במבחן עלות-תועלת בסוגיות סביבתיות.

מתוך הסִפרות הענפה המבקרת את השימוש במבחני עלות-תועלת, ניתן לזהות מספר ביקורות שיש בהן כדי להשליך על יישום מבחנים אלה בקביעת יעדי האכיפה. הביקורת הראשונה נעוצה בקושי לתרגם מושגים איכותניים כגון איכות-אוויר או מגוון מינים למונחים כלכליים כמותיים. גם כלכלנים אינם מסתירים את הקושי שבאומדן העלויות (הנזקים) לחברה, ובפרט בייחוס ערך כספי לשיפור באיכות החיים או באיכות המשאב הסביבתי. קושי זו נובע מהעובדה שאין שווקים ישירים לערכים כמו אוויר או מגוון. במבחן עלות-תועלת, לייחוס ערך להפחתה בזיהום האוויר יש תפקיד חיוני בקביעת רמת האכיפה האופטימאלית. השווי הכספי שניתן לערכים אלה הוא שיקבע אם האכיפה היא אופטימאלית.[63] מאחר

---

[60] Boardman (2001), *לעיל ה"ש* 41, בעמ' 16. כפי שמובהר מהצגת הדברים, יכול לשרור חוסר-ודאות רב בשלבים השונים של ביצוע הערכת עלות-תועלת. למשל: בשלב הערכת התועלות והעלויות או בשלב ייחוס ערך כספי לתועלות כגון יוקרה ומעמד פוליטי של הרשות האוכפת, או לנזקים בריאותיים והסביבתיים שנמנעו. כמו כן שוררת אי-ודאות לגבי השער החברתי הנכון. אנליזה של רגישות (Sensitivity Analysis) מבקשת להתמודד עם האי-ודאויות הללו באמצעות בחינת הנחות שונות לאלו שנקבעו בפרמטרים השונים ובחינת השפעתן על הערך הנוכחי נטו (NPV). ברם, ישנן גם מגבלות לביצוע אנליזת רגישות, שכן לפחות תיאורטית ניתן לשנות כל הנחה במסגרת מבחן עלות-תועלת ללא גבול.

[61] הכלכלה האקולוגית פיתחה תפיסה שונה לגבי קביעת ערכם של שירותים סביבתיים והישגיהם. על מבחני הענקת הערך שהציעו הכלכלנים הקלאסיים ראו: J. Salzman, "Valuing Ecosystem Services", 24 *Eco. L. Q.* 887, 893 (1997); J. Salzman, B. H. Thompson & Jr. G. C. Daily, "Protecting Ecosystem Services: Science, Economics, and Law", 20 *Stan. Envtl. L. Rev.* 309, 327 (2001); B. H. Thompson, "Markets for Nature", 25 *Wm. & Mary Envtl. L. & Pol'y Rev.* 261 (2000).

[62] הכלכלה האקולוגית סוטה גם בעניין זה מן הכלכלה הקלאסית, בכך שהיא מבקשת לתת משקל לאינטרסים של הדור הבא בקביעת ערכם של התועלות הסביבתיות; ראו: D. A. Kysar, "Law, Environment, and Vision", 97(3) *Northwestern U. L. Rev.* 688 (Winter 2003).

[63] A. G. Keeler, "Regulatory Objectives and Enforcement Behavior", *Envtl.& Resource Econ.* 6(1) (July, 1995) 73. מחקר זה מדגים כיצד כלכלנים "משחקים" עם הערכים במשוואת העלות-תועלת באופן המשנה את האופטימום החברתי של האכיפה. במחקר זה שינו החוקרים את הערך הניתן, את עלויות

וטובין ציבוריים אלה אינם נסחרים בשוק באופן ישיר ובצורתם הטבעית, צריכים כלכלנים להמציא גישות מפותלות לייחוס ערך לטובין הציבוריים, באופן המרחיק את קביעותיהם מרמת האובייקטיביות אשר לה הם טוענים.[64] חישוב הנכונות לשלם עבור טובין ציבוריים שממילא אין להם שוק ושהשוק נכשל בהערכת ערכם, היא משימה פרדוקסאלית מטבעה.

ביקורת נוספת על השימוש במבחן עלות-תועלת המצדיק את השימוש במבחן יעילות-עלויות לקביעת מטרות האכיפה, טמונה בעובדה שהמחוקק הוא שקובע את הסטנדרט הסביבתי הראוי לאכיפה ולא כלכלנים או גורמי האכיפה.[65] הטענה היא שהרשות האוכפת אינה רשאית לעשות שימוש בשיקול הדעת המוקנה לה באכיפת החוק (למשל: מתי להגיש כתב-אישום) כדי להפחית מרמת האכיפה של הסטנדרטים שנקבעו בחוק, מתוך תפיסה שאם תאכוף את החוק "תגביל את הזיהום יתר על המידה."[66] אל לו לגורם-אכיפה המונחה משיקולים כלכליים לקבוע את רמת הזיהום ורמת הציות הרצויה מבחינה חברתית, אלא עליו לפעול בהתאם לסטנדרטים שנקבעו באופן חיצוני. דרישה זו נתפסת כיסוד של שלטון החוק ומשטר של הפרדת רשויות.

ההתנגדויות הערכיות לשימוש במבחני עלות-תועלת הן רבות מכפי שניתן לסכם כאן. לפיכך תוצג בקצרה רק אחת ההתנגדויות המרכזיות על הסתעפויותיה.[67] הטענה היא כי האדם הרציונאלי אינו מונחה רק על-ידי שיקולי עלות-תועלת שאותם מיטיב לקחת בחשבון המודל הכלכלי. כאשר שיקולים מוסריים הם גורם מרכזי לציות לחוק, חישובים של עלות-תועלת הופכים להיות בעלי משקל זניח יחסית.[68] הסיבה לכך היא שמבחני עלות-תועלת מסוגלים להתייחס רק להעדפות הבאות לידי ביטוי באמצעות השוק. מאחר שהגנת הסביבה קשורה אצל רבים דווקא בהעדפות שמקורן באמונות ובערכים, ניסיון הכלכלה לעשות בהם רדוקציה לרצונות, גורם לעיוות התמונה.[69] מבחן עלות-תועלת אשר מודד רצונות, מודד רצונות סובייקטיביים אישיים. הנכונות לשלם עבור מימוש הרצון (יציאה לדיסקוטק רועש ומלא עשן)

הציות ואת הערכים שיוחסו לתועלות החברתיות במניעת הזיהום.

[64] Des Jardins (1997) *לעיל ה"ש* 39, בעמ' 53.

[65] גישה זו אומצה במחקר על יעילות השימוש באמצעי האכיפה של ה-EPA; ראו: Carlin (1989) *לעיל ה"ש* 44, בעמ' 3. "In this report, EPA's enforcement authorities are analyzed within a cost-effectiveness framework ...This approach is chosen... First, because most environmental statutes and regulations have established specific levels and methods of pollution control, these levels must be treated as optimal from an enforcement perspective."

[66] Des Jardins (1997), *לעיל ה"ש* 39, בעמ' 53.

[67] לפריסה נרחבת של הנימוקים האתיים נגד שימוש במבחני עלות-תועלת בתחום איכות הסביבה, ראו: M. Sagoff, *The Economy of the Earth* (1990).

[68] A. Etzioni, *The Moral Dimension: Towards a New Economics* 67-87 (1998).

[69] M. Sagoff, "Economic Theory and Environmental Law", 79 *Michigan L. Rev.* 1393 (1981).

אינה אומרת דבר על הלגיטימיות של הרצון. עקב הצורך להעניק משקל לרצונות פרטיים, מייחס מבחן עלות-תועלת מידת חשיבות זהה לרצונות שיש בהם הפרעה לזולת ולרצונות בלתי-מזיקים.[70] לעומת זאת, איכות הסביבה — שאינה רצון סובייקטיבי אלא אמונה הניתנת לבחינה באמצעות כלים אתיים ורציונאליים — אינה זוכה למשקל הראוי.

חלק 3: הפרדיגמה האקו-צנטרית

א. עיקרי הפרדיגמה האקו-צנטרית

לצד הפרדיגמה הכלכלית, המציבה במרכז את האדם ורווחתו, התפתחה קבוצה שלמה של אתיקות מודרניות לא אנתרופו-צנטריות, הנשענות על יסודות היסטוריים משותפים[71] אשר יכונו כאן 'הפרדיגמה האקו-צנטרית'. אתיקות אלו העלו תרומה ייחודית להתוויית יעדי האכיפה והרגולציה הסביבתית. המאפיין המשותף להן הוא דחיית התפיסה המוסרית המאפיינת את הפרדיגמה הכלכלית בדבר החשיבות הבלעדית הניתנת להבטחת הרווחה

---

[70] במאמר M. Adler, "Cost-Benefit the Goals of Environmental Law", 31 *B. C. Envtl. Aff. L. Rev.* 591, 593 (2004). תוקף המחבר את האופן בו מבחני עלות-תועלת מובנים למעשה ומציג את התזה שלו כיצד עליהם להיות מובנים להלכה. טענתו העיקרית היא שמבחני עלות-תועלת צריכים לשמש יסוד שינחה את העקרונות המוסריים המנחים את המשפט הסביבתי, משום שמבחן עלות-תועלת הוא תהליך קבלת החלטות אשר יכול לשקף כל עמדה מוסרית שתיבחר. הוא מציע לבחור welfarist efficiency ולא ב-Kaldor Hicks efficiency וכן: "...by abandoning a prefertialist view of welfare that has been standard and instead — adopting an objective view of welfare." "Objectivism says that people are better of not in virtue of satisfying their preferences but in virtue of realizing various objective goods for example: life, bodily health, interaction with other species... and control over one's environment."
כוונתו היא שהערכה המתבצעת באמצעות CBA אינה צריכה להעריך רצונות סובייקטיביים אלא לגבש תפיסה אובייקטיבית ביחס לרצונות האוכלוסייה ולהעריך באיזו מידה הסטנדרט האובייקטיבי לרווחה אכן מתקיים. מבחינה זו מתקרב Adler ל-Sagoff אשר רואה גם הוא באיכות הסביבה אמונה אובייקטיבית (כמו אמונות אחרות) ולא צורך או רצון סובייקטיבי אשר אין להם מעמד מוסרי ואינם צריכים לקבל ביטוי בהחלטות מדיניות של הממשל.

[71] את שורשיה הפילוסופיים של האתיקה האקו-צנטרית ניתן לשייך למסורת התלאולוגית של משפט הטבע, שתוארה לראשונה בכתבי אריסטו. לדעת אריסטו אין אנו מבינים נכונה דבר עד שאנו מכירים את סיבתו הסופית או את פעילותו הטבעית (telos). לכל דבר בטבע מאפיין מובהק וייחודי. לפיכך, את הטוב נשפוט על-פי מידת המימוש של הפעילות הטבעית של כל דבר ודבר. במלים אחרות: דבר ייחשב לטוב אם הוא ממלא אחר הפונקציות והפוטנציאל הטבעי שלו. במושגים כלליים ניתן לומר שלכל חי יש טוב משל עצמו. הטוב של כל חי יושג בכך שישרת ויממש את מלוא ייעודו הטבעי. למרות שהפילוסופיה האריסטו-טלית מאפשרת היררכיה מוסרית המציבה את בני האדם במקום גבוה מזה של החיות, והחיות במקום גבוה מזה של הצמחים, היא מאפשרת להכיר בכך שלכל היצורים החיים בטבע יש טוב משל עצמם. טוב זה הוא עצמאי ונפרד מהאינטרסים של בני האדם או מהשימוש שבני האדם עושים בהם. ראו: Des Jardins (1997), *לעיל ה"ש* 39, בעמ' 21-20.

האנושית, תוך הקניית מעמד וייחוס מוסרי לטבע. חרף המשותף לאתיקות האקו-צנטריות, יש ביניהן גם הבדלים בלתי-מבוטלים.

הזרם הביו-צנטרי, הנסמך על תיאורים של מדע הביולוגיה, תופס כל דבר חי כבעל ערך פנימי עצמאי. הפילוסוף התועלתן Jeremy Bentham היה מן הראשונים להטיף לזכויותיהם של בעלי-חיים, מפאת יכולתם לסבול.[72] גישה זו באה לביטוי בולט גם בכתביו של Albert Schweitzer אשר טבע את הפילוסופיה של "Reverence for Life". גישה זו ראתה בטבע טוב פנימי שיש בכוחו להתוות את יצירת האתיקה האנושית בכך שבני האדם יכירו בכך שרצונם לחיות שזור בִּרצון החַיוּת של כל היצורים החיים סביבם ויעניקו לרצונות אלה את הכבוד שהם מעניקים לרצונם הם.[73] בספרו של Paul Taylor, "Respect for Nature" משנת 1986,[74] קיבלה האתיקה הביו-צנטרית את ביטויה העדכני והמנומק. יסוד התיאוריה בטענה שלכל יצור חי ערך אינהרנטי מִשל עצמו. לכאורה לא ניתן לקבוע כי לבעלי-חיים יש רצונות, צרכים או עמדות, אלא שהביולוגיה והאקולוגיה מובילות להכרה בכך שלכל חי קיימים התנאים הטבעיים אשר להם הוא זקוק להמשך חייו. תנאים אלה הם הצורך והרצון של היצור החי. טענה זו מובילה לטענה הנורמטיבית לפיה אותם יצורים חיים, בהם טבוע ערך משל עצמם, ראויים להתייחסות מוסרית. לכן, לאלה הפועלים באופן מוסרי יש חובות מוסריות כלפיהם. תיאוריה זו מציגה את בני האדם כחלק נפרד מהטבע ודורשת מהם להימנע מהתערבות בטבע. גם הרג בלתי-מכוון של יתוש או של נמלה, עלול להיחשב כהתערבות בטבע

---

[72] Bentham טען כי היכולת לסבול — ולא היכולת לחשוב ולטעון — היא שצריכה לקבוע את יחסינו כלפי יצורים אחרים. לטענתו, אם היכולת לטעון ולחשוב היא הקריטריון, הרי שצריך היה להתייחס אל בני-אדם רבים, כולל תינוקות ואנשים מוגבלים, כאל חפצים. לפיכך טען: "What else is it that should trace the insuperable line? Is it the faculty of reason or perhaps the faculty of discourse? But a full-grown horse or dog is beyond comparison a more rational, as well as more conversable animal, than an infant of a day or a week or even a month old. But suppose they were otherwise, what would it avail? The question is not, Can they reason?, nor Can they talk? but, Can they suffer? Why should the law refuse its protection to any sensitive being? The time will come when humanity will extend its mantle over everything which breathes." (ההדגשות שלי. א'ק')

J. Bentham, *An Introduction to the Principles of Morals and Legislation* (first Ed., 1789, Latest Ed., Adamant Media Corporation, 2005).

[73] אתיקה מתחילה כאשר אנו הופכים להיות ערים ומוקירים עובדה זו: "The man who has become a thinking being feels a compulsion to give to every will-to live the same reverence for life that he gives to his own. He experiences that other life as his own. He accepts as being good to preserve life to promote life to raise to its highest value life which is capable of development and as being evil to destroy life to injure life to repress life capable of development. This is the absolute fundamental principal of the moral."

ראו: A. Schweitzer, *Out of My Life and Thought* 131 (Trans. A.B Lemke 1990).

[74] P. Taylor, *Respect for Nature* (1986).

וכפגיעה ביצור חי. מעבר לכך, ההתמקדות של תיאוריה זו בבעלי-חיים ובצמחים כפרטים, ולא באקוסיסטמות, גורמת לכך שכל מעשה אנושי שיש בו פגיעה בפרטים חיים ייתפס כמעשה בלתי-מוסרי.[75] אופייהּ הגורף של תפיסה זו מקשה באופן טבעי על אימוצה כבסיס פרגמאטי למדיניות סביבתית כלשהי. לכן לא תפסה האתיקה הביו-צנטרית מקום דומיננטי בדיון על עיצוב חקיקה ומדיניות בתחום איכות הסביבה.

לאור הקשיים העולים מן האתיקה הביו-צנטרית הצרה, צמחה אסכולה הוליסטית. אסכולה זו זוכה לתמיכה רחבה בקרב פילוסופים סביבתיים. אחד מראשוני האסכולה ההוליסטית — Aldo Leopold, פיתח תיאוריה אותה כינה 'האתיקה של האדמה.' על-פי גישה זו, ערכן של המערכות בטבע קיים כשלעצמו ולא מפאת התועלת שמפיקים מהן בני האדם.[76] ברם, הערך טמון לא בפרטים אלא במערכות הביוטיות. לפיכך אין חשש כי מעשים הפוגעים בפרט אחד בודד ייתפסו כבלתי-מוסריים באופן גורף. מכאן שמעשה הוא בלתי-מוסרי רק כאשר הוא "נוטה לקלקל את השלמות, היציבות ויופייה של המערכת הביוטית."[77] תפיסה זו משקפת למעשה את המסורת המוסרנית התלאולוגית, לפיה יש לבחון מעשים על-פי תוצאותיהם. מעשה ייחשב לטוב אם הוא שומר על האיזון האקולוגי ועל הסביבה הטבעית, וייחשב לרע אם אינו עושה כן.[78] אין משמעות הדבר כי האדם נתפס בהכרח כגורם זר. הנוף מאורגן במארג של תהליכים הקשורים זה בזה והאדם הוא מרכיב במארג. ניהול הסביבה צריך לראות במערכת ישות שלמה הראויה לשימור כשלעצמה ולא משאב לשימושם של בני האדם. עם זאת, שמירת המגוון הביולוגי חשובה גם לעתיד האנושות. האיזון הנדרש בין גישה של שימור ואיסור מוחלט של התערבות האדם במערכות אקולוגיות לבין ניצול-יתר ושליטה במשאבי-טבע, הוא זה של שימוש במשאבים בהתאמה לכושר ההתחדשות של המערכת.

---

[75] Des Jardins (1997), הערה 39, בעמ' 138-140.

[76] יש שני מובנים למושג "ערך כשלעצמו." מובן ראשון מייחס לטבע או לחלקים ממנו ערך פנימי (Intrinsic Value) — קרי: ערך עצמאי הן בתוך הדבר והן כשהדבר עומד לבדו (in and of itself). מובן שני גורס כי לטבע ערך עצמי שאינו תלוי בתועלת לבני-אדם, אך ערך זה הוא אינהרנטי (Inherent Value). ערך אינהרנטי הוא ערך שיש לדבר עצמו, ברם קיומו של הערך תלוי בנוכחות המעריך,על-מנת שזה יעניק לדבר את הערך. הגישה הראשונה, שיש לטבע ערך אנטרינזי שאינו תלוי בנוכחות בני האדם שיוכלו להעריכו, תגרוס למשל כי לטבע היה ערך עוד לפני קיומו של האדם, או שלטבע באזורים מסוימים יש ערך אף שרגל אדם מעולם לא דרכה בהם. לעומת זאת, על-פי הגישה השנייה, הגם שהטבע הוא בעל ערך כשלעצמו, הוא תלוי בכך שבני האדם יחשפו את ערכו, כך שרק מיום שבו נוצר האדם קיבל הטבע את ערכו הפנימי באמצעות פעולתם של בני האדם ביחס אליו. ראו: S. Armstrong & R. Botzler, *Environmental Ethics: Divergence and Convergence* 53 (1993).

[77] A. Leopold, "Thinking Like a Mountain" *Sand County Almanac* 138 (Reprint Ballantine, 1970).

[78] כלל זה, אשר ניסח ליאופולד, נקרא "כלל הזהב."מובן שהערכה מעשית של השפעת פעולות ומעשים על מערכות טבעיות אינה פשוטה כלל ועיקר. הן מדע האקולוגיה והן המתודולוגיות של הערכת סיכונים סביבתיים, אינם יכולים במקרים מסוימים לתת מענה מוחלט לסכנות הצפויות למערכת הביוטית.

התפיסה ההוליסטית, כמו גם התפיסה הביו-צנטרית, משמשת בסיס עיוני לתפיסה משפטית חברתית הגורסת הענקת זכויות משפטיות ישירות ליצורים טבעיים ולאקו-סיסטמות.[79] אצל אחרים תורגמו תפיסות אתיות אלו לתפיסה חברתית רחבה יותר של אקולוגיה מעמיקה (deep ecology). תפיסה זו מחייבת את בני האדם להאט באופן ניכר את קצב הצמיחה הכלכלית באמצעות צמצום הצריכה והורדת רמת החיים, הכול בכדי להקטין עד למינימום את השפעת האנושות על העולם הטבעי, ובכך להביא להכרה, הלכה למעשה, בזכויות של כל היצורים הטבעיים.[80]

זרם שלישי, המשתייך לאתיקות הלא-אנתרופו-צנטריות, מכונה אקולוגיה-פוליטית (eco-politics). זרם זה אינו רואה במשבר הסביבתי הנוכחי משבר אתי דווקא, אלא בראש ובראשונה משבר פוליטי. כישלונם של המוסדות הפוליטיים הדמוקראטיים טמון בכך שלא השכילו ליצור מנגנונים שיאפשרו לקיים דיונים הוגנים ויעניקו קול לישויות השונות השותפות למארג החברתי, ביניהם גם ליצורים לא-אנושיים. בנוסף לכך מצביע זרם זה על מגמת עלייה בלתי-נשלטת של תרבות-ניהול מקצוענית טכנוקראטית.[81] Bruno Latour, אחד הדוברים הבולטים של תפיסה זו בשיח העכשווי, ביקש להעביר את הדגש ליצירת מִתווים, בהם יתאפשר לבני האדם וליצורים ביוטיים לטפח מערכות-יחסים בהן יוכלו שני הצדדים להשתנות בלי שאחד מהם ישתמש בשני כאמצעי.[82] משמעותו המעשית של השינוי הנדרש לפי תפיסה זו, היא יצירת מנגנונים פוליטיים ומנהליים בהם ניתן ייצוג הולם לאינטרסים של הסביבה והטבע, ללא קשר לאינטרס האנושי הגלום בהם. במלים אחרות, גישה זו מציעה לפתח פרוצדורות שיתווכו בין הטבע ('הדומם') לאדם ('המדבר').[83] גישה זו שונה מהגישות ההוליסטיות או הביו-צנטרית, בכך שאינה מחייבת צמצום הזיקה והימנעות מֵרבית מהשפעות

---

[79] לדיון בהענקת זכות-תביעה וזכויות משפטיות ליצורים טבעיים ולאקוסיסטמות, ראו: C. Stone, *Should Trees Have Standing? Towards Legal Rights for Natural Objects* (1974).

[80] לאחד ההוגים המרכזיים בזרם זה, ראו: A. Naess, "The Shallow and the Deep, Long-Range Ecology Movement : A Summary", 16 *Inquiry* 95 (1983).

לקובץ מאמרים על התנועה, הסתעפויותיה והתפתחותה, ראו: A. Dregson & Y. Inoue (Eds.), *The Deep Ecology Movement: An Introductory Anthology* (1995).

[81] O. Perez, *Ecological Sensitivity and Global Legal Pluralism: Rethinking the Trade and Environment Conflict* 14, 15 (2004).

[82] "... Political Ecology Needs to be seen a s "new way to handle all the objects of human and non-human collective life"; it is "a collective experimentation on the possible associations between things and people without any of these entities being used , from now on a s a simple means by others". ראו: B. Latour, "To Modernize or to Ecologize? That is the Question", *Remarking Reality: Nature at the Millennium* 234 (1998).

[83] א' פרז "זכויות חברתיות-כלכליות ואיכות הסביבה" *בזכויות חברתיות ותרבותיות בישראל* (י' רבין וי' שני עורכים, 2004).

האדם על המערכת הביוטית. תחת זאת שמה האקולוגיה הפוליטית דגש על דפוסי ההתערבות והמנגנונים המבצעים אותה, באופן שיבטיחו ביטוי מלא לטבע ולאדם כאחד.

חרף ההבדלים בין התפיסות השונות שהוצגו כאן בתמצית, ניתן לשרטט כבר בשלב זה את קווי המתאר המשותפים לגישות האקו-צנטריות. הטענה כי רוב בני האדם מתייחסים אל הטבע באופן בלתי-ראוי, עוברת כחוט השני בכל התפיסות. בני האדם מתייחסים רובם ככולם אל הטבע כאמצעי ולא כערך הראוי לכבוד ולהתחשבות. בני האדם רואים את עצמם במנותק מהטבע ולא כחלק ממנו.[84] גישתם לטבע היא גישה מנוכרת ותועלתנית. לפיכך, פתרון המשבר הסביבתי יושג בשינוי יסודי של הנורמות והמוסר החברתי הנוהגים ביחס לטבע, שיקבלו ביטוי ביצירת מנגנונים מנהליים ופוליטיים מתאימים. על מנגנונים אלה לשקף מעֲבר מגישה תועלתנית לגישה המכבדת את שלמותו וערכו הייחודי של הטבע. גישה זו מייחסת לטבע מקום במארג החברתי, מעבר לתרומתו הישירה לאדם.[85]

ב. יעדי האכיפה בראי הפרדיגמה האקו-צנטרית

1. כללי

זרמיה השונים של הפרדיגמה האקו-צנטרית מצביעים על כך שייעוד מערכת האכיפה הוא להיטיב באופן מקסימאלי עם מצב הסביבה. מקסימיזציה של התועלות הסביבתיות כיעד המרכזי של האכיפה הסביבתית, משמעה שפעולות האכיפה ייבחנו ביחס להיקף השיפור הסביבתי שהן משיגות.[86] הגישה האקו-צנטרית מעניקה משקל לא רק לשיפור סביבתי

---

[84] א'ד' גורדון, ממבשרי הציונות, הוגה ומורה דרך לחלוצי העלייה השנייה והפועל הצעיר, הפגין גישה דומה ביחסו של האדם לטבע והטיף לקרבה ואחדות בין האדם לטבע. עמדתו גובשה מן ההכרה בתופעת ההתנתקות וההסתגרות של האדם מן הטבע בעידן המודרני. במסה "האדם והטבע" כתב גורדון את הדברים הבאים: "כל מה שהאדם מתפתח יותר, כל מה שהרגשתו והכרתו מוסיפות להתעמק ולהתרחב ואוצר ידיעותיו להתעשר, יותר הוא זקוק להתדבקות בלתי אמצעית בתוך הטבע. ליניקה בלתי אמצעית מתוך ההוויה העולמית. האדם הטבעי, הפרא, אוכל מן המוכן בין בחומר ובין ברוח. הוא אינו מוציא הרבה ואינו זקוק להכנסה מרובה. לא כן האדם בן התרבות החושב והמרגיש. הוא אינו מסתפק במה שמוכן ודורש רק לקיחה או תפישה, אלא שהוא שואף לברוא מה שאינו מוכן... ובפועל אתה רואה ממש ההפך מזה. רואה אתה, כי האדם במידה שהוא לוקח יותר מן הטבע, הוא הולך ומתרחק ומתעלם ממנו; במידה שחייו מתעשרים, מתרחבים ומתעמקים, הוא הולך ובונה לו חיץ יותר ויותר עבה בינו ובין הטבע, הולך ומצטמצם ומתכווץ בתוך חומותיו כצב בתוך שריונו עד כי כבר הורגל לחשוב למכשול ראשון, כי חיים לחוד וטבע לחוד." א' ד' גורדון, *האדם והטבע*, 45-44 (1951). וכן ראו: א' טל, *הסביבה בישראל, משאבי טבע, משברים, מאבקים ומדיניות מראשית הציונות ועד המאה ה-21* 35 (2002).

[85] K. Eder, *The Social Construction of Nature: A Sociology of Ecological Enlightenment* 207 (Trans. M Ritter 1996). מצוטט ב: Perez (2004), *לעיל* ה"ש 86, בעמ' 15.

[86] Firestone (2003), *לעיל* ה"ש 34, בעמ' 31 מתייחס ליעד כאל מינימיזציה של הנזקים לסביבה ולא כאל מקסימיזציה של התועלות. זהו מונח אחר ליעד שמכנה Cohen (1999), *לעיל* ה"ש 63, בעמ' 11

ולמניעת נזקים שיש בהם כדי להגן על אינטרסים אנושיים, אלא גם להגנת הסביבה במקום שאין ממנה תועלות מיידיות לאדם. מכאן שתוצאות סביבתיות אינן נמדדות לפי אמת-מידה אנתרופו-צנטרית, אלא לפי אמת-מידה ביו-צנטרית המעניקה משקל לייחודה ולשלמותה של המערכת האקולוגית לעצמה. על-מנת לממש יישום של ראייה אקו-צנטרית, צריכה האכיפה לפתח פרוצדורות שיחשיבו ערכים ביו-צנטריים בקבלת ההחלטות.

מקסימיזציה של התועלות הסביבתיות אינה בהכרח מקסימיזציה של הציות לחוק.[87] מקסימיזציה של הציות עשויה להוביל את גורמי האכיפה לפעולות-אכיפה שאין בהן בהכרח תועלת סביבתית רבה. אכיפה נמרצת נגד עבריינ-סביבה קטנים, עשויה להניב פעולות אכיפה רבות, אך התועלת הסביבתית שבצידן תהיה קטנה. זאת בעוד שהאכיפה נגד פירמות גדולות ומזהמות תניב מספר קטן של פעולות-אכיפה, אך תביא לשיפור סביבתי ניכר. רשויות-אכיפה הפועלות לפי תפיסה של מִקסוּם הציות, יעדיפו לפעול נגד יעדים קלים, אפילו אם התועלות הסביבתיות הצפויות נמוכות, וזאת על-מנת להשיג רמות-ציות גבוהות.[88]

פועל יוצא הוא שדפוס הפעולה של פקחי איכות הסביבה אינו צריך להיות זהה לנהוג בקרב המשטרה, הפועלת להפחית ככל הניתן את היקף העבריינות.[89] היעד של מקסום התוצאות הסביבתיות, מחייב את גורמי האכיפה העוסקים באיכות הסביבה לפעול בתיאום עם קובעי המדיניות ברשות להגנת הסביבה. כך תושג מבחינה מוסדית לכידות גבוהה בין הזרוע האוכפת לזרוע הקובעת את המדיניות. לכידות וצמידות אלו תבטחנה שגורמי האכיפה לא יפעלו באופן עצמאי ובלתי-תלוי, ולא יונעו אך ורק מכוח השאיפה למִקסוּם הציות. בדפוס הפעולה השיתופי יפעלו גורמי האכיפה בתיאום עם יתר פעולות הרשות להגנת הסביבה במטרה לשפר את איכות הסביבה.[90]

נקל להבין גם מדוע מקסימיזציה של התוצאות הסביבתיות נבדלת מאופטימיזציה סביבתית במושגים כלכליים. התפיסה הכלכלית מצדדת בחתירה לרמת-זיהום אופטימאלית מן הבחינה החברתית, ולאו דווקא לרמת-סביבה מרבית. מניעת זיהום ושמירה על משאבים, יתבצעו לפי גישה זו היכן שהדבר תואם את הרווחה החברתית המצרפית. במקום שהגנת הסביבה מונעת קיומן של פעולות שהתועלת החברתית נֶטו שלהן עולה על התועלת שבמניעת הזיהום, תתמוך הגישה הכלכלית בהימשכות הפעילות המזהמת.[91] משמעו של דבר הוא

כמקסימיזציה של התועלת הסביבתית.

[87] זוהי ההגדרה בה עושה שימוש Cohen (1999), *לעיל* ה"ש 63, בעמ' 10. Firestone (2003) לעומתו, מכנה יעד זה: "מינימיזציה של העבריינות", ראו *לעיל* ה"ש 34, בעמ' 130.

[88] Cohen (1999), *לעיל* ה"ש 63, בעמ' 11.

[89] Firestone (2003), *לעיל* ה"ש 34, בעמ' 130.

[90] Firestone (2003), *לעיל* ה"ש 34, בעמ' 131.

[91] Baxter (1974) *לעיל* ה"ש 17, בעמ' 17.

שרמת התוצאות הסביבתיות שתושג כאשר אמת המידה היא אופטימאליות כלכלית, תהא נמוכה מזו שתושג כאשר יעד האכיפה הוא מקסימיזציה של התועלות הסביבתית.

היות שלפי היעד של מִקסוּם התוצאות הסביבתיות נבחנת מערכת האכיפה לפי יכולתה להשיג את מרב התוצאות, עליה להיות מסוגלת לבחון ולהעריך את ההשפעה הסביבתית של ההפרות ושל הפעולות הננקטות לתיקונן ולמניעתן. קביעת סדרי-עדיפויות לטיפול, מחייבת את מערכת האכיפה להשוות בין השפעות סביבתיות מגוונות אשר נזקיהן שונים בתכלית. לא זו אף זו: ישנם תחומים סביבתיים שמתאימים פחות לאכיפה, ודווקא כלי-מדיניות אחרים, כגון חינוך, הסברה או ניהול סביבתי, יתאימו יותר לטיפול בהם.[92] זאת ועוד: הצבת היעד של מִקסוּם התוצאות הסביבתיות כיעד מרכזי של האכיפה, אין משמעו התעלמות מהיבטים תקציביים. בהינתן תקציב-אכיפה מוגבל, גם מערכת הפועלת בהתאם ליעד של מִקסוּם התועלות הסביבתיות חייבת לקבל החלטות על הפניית משאבי האכיפה, ולהפנותם לאותם יעדים בהם תושג התועלת הסביבתית הרבה ביותר. זאת כאשר לגורמי האכיפה יש מידה של שיקול-דעת באלו תחומים למקד את מאמצי האכיפה.

בארה"ב, למשל, ה-OECA (החטיבה לציות ואכיפה ב-EPA) מפיק מדי שלוש שנים תכנית אסטרטגית הקובעת את היעדים הסביבתיים לאכיפה בשנים הבאות. השיקול הבולט בקביעת יעדיה הסביבתיים של התכנית האסטרטגית הם: "(1) שיפור סביבתי משמעותי — האם תועלות סביבתיות משמעותיות ניתנות להשגה, או שניתן להקטין את הסיכונים לבריאות הציבור ולסביבה באמצעות ריכוז מאמץ של ה-EPA; (2) קיומם של דפוסים בולטים של אי-ציות שעמם צריכה האכיפה להתמודד."[93]

---

[92] S. J. T. Pollard et al., "Characterizing Environmental Harm: Developments in the Approach to Strategic Risk Assessment and Management", 24(6) *Risk Analysis* 1557-8 (2004). מודל ניתוח הסיכונים המתואר במאמר, מאפשר לנתח את המניע של הסיכונים הסביבתיים השונים. לדעת הכותבים, ארגון קבוצות שונות של סיכונים סביבתיים באמצעות מאפייני המניע, יכול לסייע בבחירת האסטרטגיות והכלים המתאימים ביותר לניהול הסיכון. הכותבים מציעים טיפולוגיה של ארבעה סוגים של כלי מדיניות מניעתית: אכיפה, העברת מידע וקבלת-החלטות משותפות, ניטור סביבתי וחינוך. במסגרת כל אחת מקבוצת הכלים הללו משייכים הכותבים את סוגי הסיכונים על-פי מאפייניהם. למשל, סיכונים שיש לגביהם ידע רב והם מובנים היטב, שיש להם סבירות גבוהה והשלכות חמורות וכן אלה המאופיינים ככלל ברמה גבוהה של דאגה ציבורית, מתאימים לניהול באמצעות אכיפה.

[93] U.S EPA OECA, "National Priorities for Fiscal Years 2008-2010", FY 2008 Office of Enforcement and Compliance Assurance (OECA) *National Program Manager Guidance* available at http://www.epa.gov/compliance/resources/policies/data/planning/npmguidance2008.pdf (last accessed 29/10/2007). נוסף על השיקולים שנמנו, שיקול נוסף שמנחה את OECA בקביעת מדיניות האכיפה הוא קיומה של סמכות הולמת ל-EPA — כלומר, האם הסיכונים הסביבתיים והסיכונים לבריאות האדם או דפוסי האי-ציות מספיקים בטווח ובהדרגת החומרה על-מנת שה-EPA הפדראלי יהיה הגורם המתאים ביותר לטיפול בנושא.

2. ההשפעה הסביבתית

ניתן לאפיין שתי גישות עיקריות לבחינה השוואתית של ההשפעה הסביבתית, שיש בהן כדי לסייע לגורמי האכיפה לקבוע תחומי-עדיפות ולבחון את אפקטיביות מערכת האכיפה בדיעבד, באמצעות השוואת התוצאות הסביבתיות של האכיפה. הגישה הראשונה היא בחינת ההשפעות הסביבתיות בזיקה לרגולציה, והשנייה היא בחינת ההשפעות בזיקה לסיכון הסביבתי.

(א) בחינת ההשפעה בזיקה לתקנים הקבועים ברגולציה

הדרך הנפוצה לבחינת השפעה סביבתית, נעשית בזיקה למידת החריגה מתַקני הסביבה הקבועים ברגולציה הסביבתית.[94] השימוש בתקנים לבדם אינו מתקרב להערכה ממשית של הנזק, אך מקנה לרשויות אמת-מידה ברורה ומובהקת, שלאורה ניתן לאבחן הפרות ולקבוע סדרי-עדיפויות לטיפול. לקביעת סדרי-עדיפויות לטיפול, לאור מידת החריגה מהרגולציה הסביבתית, על הרשויות לאסוף מידע הנוגע להיקף הציות לרגולציה. כמו כן יש לאפיין את החריגה לפי המדיה (אוויר, מים וכו'), סקטור תעשייתי, סוג החומר או האזור הגיאוגרפי.[95]

ההיגיון בקביעת סדרי-עדיפות לאור התקן הסביבתי החוקי, טמון בכך שתקן זה הוא היעד שאליו צריכה האכיפה לחתור, שכן האכיפה אינה יכולה לחייב את הכפופים לחוק לפעול על-פי רף העולה על מה שנקבע ברגולציה.[96] לדוגמא, אכיפה המבקשת להפחית את המזהם הרעיל ארסן, אינה חותרת לאפס מיליגרם לליטר שפכים, בעוד החקיקה מאפשרת לפלוט שפכים המכילים ארסן. זאת גם בהתחשב בעובדה שארסן ידוע כחומר רעיל ביותר גם במינונים קטנים. למשל, תקנות המים בישראל מאפשרות למפעלים להזרים שפכים שריכוז הארסן שבהם הוא עד 0.1 מיליגרם.[97] כאשר החקיקה קובעת רף של זיהום מותר (כפי שאכן קורה לרוב), גישה פרגמאטית ליעדים הסביבתיים מכוונת את גורמי האכיפה לאמץ את התקן כאמת המידה המכתיבה את הציפיות מפעולות האכיפה.

השימוש בתקנים כאמת-מידה לנזק הסביבתי רצוף בעיות. המגבלה המשמעותית בשימוש בסטנדרטים כקנה-מידה להערכת הנזק, טמונה בחוסר היכולת לקיים השוואה בין סיכונים

---

[94] A. Skinner, Managing Environmental Quality *Understanding Our Environment* 397–436 (R. M.Harrison ed., 3rd ed. 1999).

[95] U.S EPA OECA, *Guide for Addressing Environmental Problems: Using an Integrated Strategic Approach*, 1-2 (March 2007) available at www.epa.gov/compliance/resources/policies/assistance/strategicguide pdf (last accessed 29.10.2007).

[96] הסייג לכך הוא קביעת אמות-מידה מחמירות יותר במסגרת רישיון העסק או צו אישי.

[97] ס' 3(ד) וכן התוספת לתקנות המים (מניעת זיהום מים) (מתכות ומזהמים אחרים), התשס"א-2000.

סביבתיים ולדרג את חשיבות הטיפול בהם. כיצד תשווה חריגה מתקני איכות-אוויר לחריגה מתקני זיהום-מים (אפילו יהא זה אותו אחוז חריגה) או את נזקיו של חומר מסוכן לנזקי-קרינה? במקרים אלה גישה אנתרופו-צנטרית טהורה, הבוחנת את הנזקים מול קנה-מידה של תחלואה או תמותה, מתגלה במוגבלתה. היא אינה יכולה להתחשב בהיבטים האקולוגיים של הנזק. זאת ועוד: סטנדרטים עשויים שלא לקחת בחשבון תכונות חשובות של הנזק, כגון השפעה מעוכבת, אי-הפיכות, או ייחודיות המשאב הסביבתי שניזוק. כמו כן, סטנדרטים אינם מחשיבים בהכרח את הערך שמקנה החברה לחלקים השונים של הסביבה. נראה שהשימוש בסטנדרטים כחלופה לנזק הסביבתי, הביא להנחה כי כל חריגה מן הסטנדרט תגרום לנזק ולפגיעה. מצב זה שורר רק לעתים רחוקות. בגיבוש הסטנדרט נכללים לעתים קרובות שוליים של בטיחות, המביאים לידי ביטוי משתנים של חוסר-ודאות מטעמים של זהירות מונעת.[98] בד בבד יש לציין כי רוחבם של השוליים עלול להיפגע עקב לחצים פוליטיים מגזריים וכלכליים, המצמצמים את שולי האי-ודאות.

השימוש בתקן כאמת-מידה בלעדית לבחינת ההשפעה על הסביבה, עלול להגביל כאשר הרגולטור מעוניין לעודד שיפור שמעבר לעמידה בתקן גרידא. שיפור שהוא מעבר לתקן, נדרש לעתים על-מנת לעמוד ביעדים הרחבים יותר של הרשות.[99] השימוש בתקן כאמת-מידה, אינו מעודד בהכרח פעולות אכיפה המובילות להפחתת הזיהום מתחת לתקן. יכולה גם להישמע הטענה כי הגישה הנשענת על הערכת ההשפעה על הסביבה בזיקה לתקן, אינה מייחסת את המשמעות הראויה לעצמת השיפור הסביבתי, כל עוד מצב הסביבה או הפליטות עומדים בתקנים. לכן עלולה גישה זו להחטיא פוטנציאל לשיפור סביבתי משמעותי, החורג מן ההנחיות הקבועות ברגולציה, ובכך היא סותרת את המגמה להביא לשיפור סביבתי שמעבר לתקנים.[100]

(ב) בחינת השפעה בזיקה לסיכון הסביבתי

עיגון הרגולציה בכלל והרגולציה הסביבתית בפרט על הערכת סיכונים, זוכה בשנים האחרונות לפופולאריות רבה. על-פי גישה זו יש לכוון את הרגולציה והאכיפה לאותם תחומים בהם

---

[98] Royal Commission on Environmental Pollution, *Setting Environmental Standards* 21st Report (1998) London: HMSO); J.G. Irwin, R. Duarte-Davidson & S. J. T. Pollard, "Characteristics of Environmental Harm in the Context of Air Pollution", *Air Pollution X* 191–199 (C. A. Brebbia & J. F. Martin-Duque Eds., 2002).

[99] N. Gunningham,"Beyond Compliance" *Environmental Outlook: Law and Policy* (B. Boer et al eds., 1994).

[100] N. Gunningham & P. Grabosky, *Smart Regulation Designing Environmental Policy* 153 (1998).

הסיכון הוא גבוה. לשם כך יש להעריך את הסיכון לאי-ציות וכן להעריך את ההשפעות של האי-ציות עצמו.[101] בבריטניה אומצה הגישה של הערכת סיכונים כגישה מובילה באכיפת רגולציה בכלל (ולא רק הרגולציה הסביבתית).[102] זאת בין היתר בעקבות המלצות דוח Hampton שהוזמן על-ידי הממשל לייעול מערכת הרגולציה.[103] ממצאי הדוח ומסקנותיו קראו לרשויות האכיפה בכל התחומים לפתח יכולת להעריך סיכונים ולכוון את תשומות האכיפה (משאבים כספיים ומאמצי-פיקוח) לאותן הפרות בהן נמצא שהסיכון גבוה.[104] הערכת סיכונים לפי גישה זו, יכולה לסייע בקביעת סדרי-עדיפויות באכיפה (באיזה תחום כדאי לאכוף יותר וכנגד אלו מתקנים) ולקביעת שיטות האכיפה והסנקציות (למשל, על מִתקנים בסיכון נמוך לשלם היטל סביבתי נמוך יותר). כמו כן, הערכת סיכונים משמשת בסיס לבחינת אפקטיביות האכיפה בדיעבד, בעוד שמערכת האכיפה בוחנת אם אכן עלה בידה למנוע ולעצור את הסיכונים הגדולים ביותר.

רגולציה המבוססת על הערכת סיכונים, יכולה לעשות שימוש במגוון מתודולוגיות לניתוח השוואתי של השפעות ונזקים סביבתיים. הערכת סיכונים במערכת האכיפה מחייבת התייחסות לשני גורמי סיכון: הסיכון לאי-ציות לרגולציה (למשל בקרב מפעלים או עסקים מסוג כלשהו) וניתוח ההשפעות של הסיכון (ברמה של סקטור תעשייתי או מתקן בודד בכל הנוגע לסיכונים שיש סבירות גבוהה שיתממשו). במלים אחרות, הערכת הסיכון מבוססת על תיאור הסיכון כנגזרת של עצמת הסיכון במכפלת ודאות התממשותו.[105] ישנן שתי גישות דומיננטיות להערכת סיכונים סביבתיים: גישות המבוססות על מידע כמותי וגישות שיש בהן פתיחות רבה יותר למידע איכותני.

מתודולוגיות כמותיות מבוססות בעיקרן על נתונים כמותיים וניתוח טכני להערכת עצמת הסיכון. מתודולוגיות אלו דורשות איסוף מידע רב, ובהיעדר מידע מלא מתעורר קושי בהפעלתן. למשל, היעדר נתונים על יחסי מנה-תגובה של רעלנים בקולטנים מגוונים לא יאפשר ניתוח של השפעת חומר מסוכן על אורגניזמים בנחל, וכפועל יוצא לא ניתן יהיה לנתח את משמעותן של ההשפעות הסביבתיות השליליות על המערכת האקולוגית של הנחל. זאת ועוד: גישות

---

[101] R. Baldwin & J. Black, "Really Responsive Regulation" 71(1) *Modern L. Rev.* 59, 66 (2008).

[102] J. Black, *The Emergence of Risk Based Regulation and the NewPublic Risk Management in the UK* 512 (2005).

[103] P. Hampton, *Reducing Administrative Burdens: Effective Inspection and Enforcement* (2005) available at: http://www.hm-treasury.gov.uk/media/7/F/bud05hamptonv1.pdf (last accessed 7.8.2008).

[104] Hampton (2005) *שם*, בעמ' I.

[105] I. Linkov, D. S Apul & A. B Ramadan, "Comparative Risk Assessment, Past Experience, Current Trends and Future Directions" *Comparative Risk Assessment and Environmental Decision-Making* (NATO Science Series 4, I. Linkov & A.B Ramadan Eds., 2004) 38.

כמותיות נוטות שלא להתחשב בתפיסות ציבוריות ביחס לסיכון ובהעדפות שונות של הציבור לגבי הקריטריונים לקביעת עצמת הסיכון.[106] הן עלולות לקפוא עקב ההשקעה האינטנסיבית המתחייבת מן השימוש בהן.[107] לפיכך, מסיבות יישומיות בעיקרן ובראשן המחסור במידע הכמותי הנדרש להפעלתן, יִקשה על מתודולוגיות כמותיות לסייע בקביעת סדר העדיפות לפעולות האכיפה.

על-מנת לעקוף את האינטנסיביות המאפיינת גישות כמותיות להערכת סיכונים, פותחו שיטות איכותניות לדירוג סיכונים. אחד המודלים הללו הוא Strategic Risk Assessment (SRA) שאומץ ופותח על-ידי הסוכנות להגנת הסביבה בבריטניה לצורך דירוג נזקים סביבתיים וקביעת סדרי-עדיפויות לטיפול. למודל מספר שלבים: 1. הערכת הנזק — שלב בו מוגדרת השפעת הנזק הסביבתי על קבוצה מסוימת של קולטנים; 2. משמעות הסיכון — שלב בו הנזק שחושב בחלק הראשון, משוערך על רקע גיאוגרפי, אזורי, לאומי או בינלאומי ביחס לאוכלוסייה הכללית של הקולטנים ולמגוון הקולטנים האפשריים; 3. אי-ודאות הסיכון — ההיתכנות של הנזק והחשיפה לסיכון מכומתים יחדיו תוך שקלול מגוון גורמי אי-ודאות שיש בהם כדי להשפיע על הסיכון; 4. חשיבות הסיכון — בשלב זה העלויות והתועלות של פעולות שונות ביחס לסיכון, משולבות במסגרת הבחינה הכוללת, וביניהן גם תפיסת הסיכון בציבור.[108]

היישום של שיטת ה-SRA מבוצע באמצעות דירוג על-ידי מומחים. בדירוג מתייחסים המומחים לשתי קטגוריות עיקריות: האחת מאפיינת את הסיכון מבחינה פיזית, והשנייה מאפיינת את תפיסת הסיכון מבחינה חברתית.[109] באמצעות שקלול ציוני המומחים לגבי מאפייניו הפיזיים והחברתיים של הסיכון הסביבתי, ניתן להגיע לטווח הסיכון האפשרי, לממוצע הסיכון ולאחר מכן לדרג את מידת החשיבות של הסיכון.

לשיטות האיכותניות להערכת סיכונים, כגון ה-SRA, מספר תכונות המאפשרות לסייע למערכת האכיפה לקבוע סדרי-עדיפויות ולבחון את מידת השגתם. יש להן הרוחב הנדרש על-מנת לאפשר שקילה והשוואה של בעיות-סביבה שונות, שאופי נזקיהן, עצמתן וסיכויי התממשותן שונים. יש בהן איזון בין הפשטת-יתר לבין מורכבות-יתר של הניתוח, וכן הגמישות הנדרשת כדי להתמודד עם היעדר מידע כמותי לאֵפיון הבעיה. היתרון שבשימוש במתודולוגיות

---

[106] A. Klinke & O. Renn, "A New Approach to Risk Evaluation and Management: Risk-based, Precaution-Based and Discourse-Based Strategies", 22(6) *Risk Analysis* 1075 (2002).

[107] Pollard (2004), *לעיל ה"ש* 97, בעמ' 1557, 1559. עושה שימוש בביטוי Paralysis By Analysis.

[108] לתיאור כללי של המודל ביתר הרחבה ראו: G. Llewellyn , "Strategic Risk Assessment—Prioritizing Environmental Protection", 61 *J. of Hazardous Materials* 279–286 (1996).

[109] הדירוג מבוצע על סולם Likert סטנדרטי של 1 עד 5, כאשר 1 הוא העצמה הנמוכה ביותר ואילו 5 הוא העצמה הגבוה ביותר. שיקולי הדירוג של המומחים, מתועדים, על-מנת שניתן יהיה להשוות ביניהם.

אלו על פני החלטות המתקבלות באופן לא-מובנה לגבי סיכונים, הוא בכך שהן מתועדות. התיעוד מגביר את השקיפות ומאפשר לסדרי העדיפויות שנקבעו לעמוד בביקורת.[110]

דוגמא לשימוש בהערכת סיכונים להכוונת מדיניות הפיקוח, האכיפה והענישה ניתן למצוא בסוכנות לסביבה של בריטניה (U.K Environment Agency). בשנת 2003 אומצה שם מערכת המכונה OPRA (Operator & Pollution Risk Appraisal scheme). תחילה הוחלה המערכת על מתקנים גדולים כטחנות-כוח, מטמנות גדולות, מפעלי בטון, כימיה, אגרו-כימיה וייצור נייר.[111] רמות הסיכון הוערכו בהתאם לאופי הפעילות התעשייתית, מיקומה, הרמות המותרות לפליטה והאופן בו נוהל המתקן. בהדרגה בוצעה אינטגרציה של ממצאים מפעולות פיקוח והערכת-ציות שבוצעו במתקנים. זאת על-מנת שמידע על ציות קודם ייכלל בנתוני היסוד של הערכת הסיכון. בכוונת הסוכנות להרחיב את החלת המערכת על מתקנים נוספים ולכלול בה עוד פרטים על פליטות המתקן וכד׳.[112] תוספות אלו צפויות לחזק את יכולתה לשמש להערכת סיכון.

ככלל, יש מספר יתרונות לביסוס מערכת אכיפה סביבתית על הערכת סיכונים. הערכת סיכונים מספקת למקבלי ההחלטות במערך האכיפה גישה עקבית להערכת מידת האפקטיביות בהשגת היעדים. כמו כן, הערכת סיכונים מאפשרת לכוון את המשאבים (תשומות מערכת האכיפה) תוך שימת דגש על הסיכונים הגדולים ביותר. בניגוד לגישה של בחינת ההשפעה של מערכת האכיפה על יסוד התקן הסביבתי — המוגבלת לתקן הקבוע ברגולציה — מאפשר ניהול-סיכונים (ואף מחייב) להתחשב בסיכונים שטרם באו לידי ביטוי ברגולציה הקיימת.[113] המערכת מאפשרת ליצור אינדיווידואליזציה של ההיטלים המוטלים על עסקים לפי מידת הסיכון ואף לקבוע דרישות דיווח מותאמות לפי מידת הסיכון של המִתקן.

עם זאת, ישנם מספר חסרונות בביסוס האכיפה הסביבתית על הערכת הסיכונים. קושי מרכזי ביישום הוא שהערכת-סיכונים מחייבת השקעת משאבים ניכרים מצד הרגולטור על-מנת להניח תשתית להערכת הסיכון ועצמתו. גישה זו מחייבת יכולת טכנית גבוהה מעבר לנטל הכלכלי. מסיבות אלו ככל הנראה, אין עדיין מדינה המיישמת באופן מלא את הגישה של הערכת סיכונים ברגולציה הסביבתית שלה (או בכל רגולציה אחרת), אם כי מספר מדינות (בהן אנגליה וקנדה) מיישמות היבטים אחדים של הערכת סיכונים.[114] זאת ועוד: הערכת

---

[110] Pollard (2004) *לעיל* ה״ש 97, בעמ׳ 1557, 1559.

[111] Hampton (2005) *לעיל* ה״ש 108, בעמ׳ 32.

[112] Hampton (2005) *לעיל* ה״ש 108, בעמ׳ 32.

[113] Baldwin (2008) *לעיל* ה״ש 105, בעמ׳ 66.

[114] Hampton (2005) *לעיל* ה״ש 108, בעמ׳ 28. הדוח קורא לממשלת בריטניה להיות הראשונה שמאמצת גישה כוללת להערכת סיכונים, להנחיית כל מערכות האכיפה הרגולטוריות.

סיכונים מעמידה במבחן את השקיפות בקבלת ההחלטות בתחום מדיניות האכיפה.[115] הרשות עשויה להאמין שהמתודולוגיות שהיא מפעילה להערכת סיכונים הן מקובלות או שהן עניין טכני בלבד, אבל זה רחוק מן האמת. שכן, כפי שתואר קודם, שיטות רבות להערכת סיכונים מערבות הערכות ערכיות ומקצועיות שנויות במחלוקת. חיסרון נוסף של שיטה זו הוא בכך שהתמקדות מערכת האכיפה בסיכונים הגדולים, משמעה שסיכונים קטנים יותר, או נושאים שטופלו בעבר, לא יזכו עוד לעדיפות, וייתכן שלא יטופלו כלל. מעבר לקושי הפוליטי הטמון בהצהרה שנושאים מסוימים לא יזכו לטיפול, עלולה גישה זו להוביל להגברת האי-ציות באותם תחומים שהוצאו אל מחוץ לתחומי 'הרדאר' של גורמי האכיפה.[116] למעשה, סיכונים עקביים בעלי עצמה נמוכה (כמו למשל השלכה פיראטית של פסולת) עלולים שלא לזכות כלל להתייחסות במערכת-אכיפה המבוססת לחלוטין על הערכת סיכונים.[117] עניין נוסף: הגם שאכיפה המבוססת על סיכונים מאפשרת להתייחס לסיכונים חדשים, נוטות מערכות להערכת סיכונים לעסוק בסיכונים ידועים ומוכרים, שכן מסגרות אנליטיות מתבססות במידה רבה על לימוד נתוני העבר.[118] לבסוף, תהיה זו טעות לחשוב שחלוקת משאבי האכיפה על-פי הסיכון הסביבתי, חופפת בהכרח ליעד של יעילות כלכלית. אסטרטגיה של הפניית משאבי הפיקוח והאכיפה לעבר הסיכונים הסביבתיים הגדולים או החמורים ביותר, לא תעמוד ברוב המקרים במבחן עלות-תועלת, שכן היא אינה מחייבת להפנות משאבים אל אותם תחומים בהם ניתן להשיג את הפחתת הסיכון הגדולה ביותר באמצעות ההוצאה הממשלתית הקטנה ביותר.

---

[115] Baldwin (2008) *לעיל* ה"ש 105, בעמ' 67.

[116] גב' איריס האן, מתכננת החברה להגנת הטבע, ציינה בפניי ביום 21.7.2008 כי יחידת הפיקוח על הבנייה בשטחים הפתוחים של משרד הפנים, החליטה שלא לפרסם את סדרי העדיפויות לפיקוח לשנת 2008 (התמקדות בצימרים וחדרי-אירוח בלתי-חוקיים) מחשש שפרסום זה יביא להגברת חוסר הציות בתחומים שאליהם החליטה היחידה שלא להפנות משאבי-אכיפה בשנה הקרובה.

[117] Baldwin (2008) *לעיל* ה"ש 105, בעמ' 66.

[118] Baldwin (2008) *לעיל* ה"ש 105, בעמ' 66.

חלק 4: הפרדיגמה של צדק סביבתי

א. עיקרי הפרדיגמה של צדק סביבתי

'צדק סביבתי' משמעו יישום עקרונות הצדק החברתי בענייני הסביבה.[119] המושג 'צדק סביבתי' סב על שלושה צירים: צדק חלוקתי, צדק הליכי (פרוצדוראלי) וזכויות סביבתיות.[120] אין הסכמה רחבה על משמעות עקרון הצדק הסביבתי, ועל כן יוחסו לו בספרות משמעויות שונות ומגוונות אשר לעתים מתיישבות זו עם זו ולעתים עלולות לעמוד בסתירה הדדית.[121] צדק חלוקתי, צדק הליכי וזכויות סביבתיות, אינם מבטלים זה את זה. אך כפי שנראה להלן, עשוי כל אחד מהם להכתיב דגש שונה מבחינת מטרות האכיפה הסביבתית, והתוצאות תהיינה שונות באופן חלוקת המטרדים והתועלות הסביבתיות.[122]

בניגוד לפרדיגמה האקו-צנטרית, מעמיד המודל של צדק סביבתי את צרכיו של האדם כעיקר. בניגוד לפרדיגמה הכלכלית, לא עוסק מודל הצדק בדאגה לרווחה חברתית כללית,

---

[119] י' רוזן-צבי "של מי הפסולת הזו לעזעזאל? — סילוק-פסולת וצדק-סביבתי בישראל" *מחקרי משפט* כג2 497 (2008). לעומתו ראו: ד' פיש "צדק סביבתי בישראל: המפגש בין דיני זכויות האדם ודיני איכות הסביבה" *משפט וממשל* ז 911, 914 (תשס"ה). המחבר מציע הגדרה צרה יותר, לפיה צדק סביבתי הוא צדק חלוקתי בענייני סביבה. הגדרה זו צרה מן ההגדרה המובאת כאן, שכן צדק סביבתי כולל לא רק עקרונות מתחום הצדק החלוקתי, אלא גם מתחום הצדק ההליכי וזכויות מוקנות. בארצות הברית מכנים את סוגיית צדק הסביבתי: "Environmental Justice", "Environmental Equity" או "Environmental Racism", והיא מעוררת עניין רב בחשיבה המשפטית של שני העשורים האחרונים. לסקירה מקפת של הספרות האמריקנית בתחום הצדק הסביבתי, ראו: R. W. Collin, "Review of the Legal Literature on Environmental Racism, Environmental Equity and Environmental Justice", 9 *J. Envtl. L. & Litig*. 121 (1994); C. Shanklin, "Pathfinder: Environmental Justice", 24 *Ecology L. Q*. 333 (1997); L.W. Cole & S. R. Foster, *From the Ground Up: Environmental Racism and the Rise of the Environmental Justice Movement* 167-184 (Appendix 2001); ; D.E. Newton, *Environmental Justice: A Reference Handbook* (1996).

[120] S. L. Cutter, "Race, Class and Environmental Justice", 19(1) *Progress in Human Geography* 111-122 (1995). וגם M. K. Heiman, "Race, Waste, and Class: New Perspectives on Environmental Justice", 28(2) *Antipode* 111-121 (1996). מאמר זה מציג שלושה מובנים שונים למושג: צדק סביבתי (environmental justice), הוגנות סביבתית (environmental equity) וגזענות סביבתית (environmental racism). לעומת זאת אין הכותב מתייחס לצדק הליכי או לגישה של זכויות מוקנות.

[121] R. L. Turner & D.P. Wu, *Environmental Justice and Environmental Racism: An Annotated Bibliography and General Overview, Focusing on Literature, 1996-2002* 6-15 (Berkeley Workshop on Environmental Politics – Bibliographies, Aug., 2002). להגדרות שונות ממה שמוצע כאן בהמשך הדברים, ראו: M. E. Kraft & D. Scheberle, "Environmental Justice the Allocation of Risk: The Case of Lead and Public Health", 23(1) *Policy Studies J*. 116 (1995).

[122] A. Kaswan, "Environmental Justice: Bridging the Gap between Environmental Laws and 'Justice'", 47 *Am. U. L. Rev*. 222, 230 (1997).

אלא לאופן חלוקת המשאבים הסביבתיים. טיב החלוקה ודרכי החלוקה — ולא היקף עוגת המשאבים — הם שמנחים את החשיבה על צדק סביבתי. פרדיגמה זו קשורה גם בתיאוריות פוליטיות המבכרות קהילתנות על פני תחרותיות ושליטה.[123]

1. צדק סביבתי חלוקתי

מודל הצדק החלוקתי עוסק בשוויוניות החלוקה של נזקים (ותועלות) סביבתיות בקרב אוכלוסיות שונות.[124] שתי שאלות מרכזיות מעסיקות את תפיסת הצדק הסביבתי המדגישה את עקרון הצדק החלוקתי: הראשונה, מי נושא בנטל הנזקים והזיהום הסביבתי? האם יש אוכלוסיות מוחלשות או קבוצות חברתיות המופלות באופן היסטורי, אשר נושאות בנטל סביבתי כבד מזה שבו נושאות אוכלוסיות או קבוצות אחרות?[125] השאלה השנייה היא: מי נהנה מתוצרי הפעילות הגורמת נזקים לסביבה? המשותף לשאלות אלו היא העמדה כי בעיות הסביבה נוצרות בעיקר עקב חלוקה בלתי-הוגנת של התועלות והנטלים הסביבתיים.[126] על-פי

---

[123] E. Taylor, "The Rise of the Environmental Justice Paradigm: Injustice Framing and the Social Construction of Environmental Discourses", 43(4) *The American Behavioral Scientist 508* (Jan 2000).

[124] R. J. Lazarus, Pursuing "Environmental Justice": The Distributional Effects of Environmental Protection, 87 *Nw, U. L.* R. 101 (1993).
השאלה מהי "חלוקה שוויונית" אינה פשוטה כלל ועיקר. על-מנת לענות עליה יש לקבוע תחילה מהם הקריטריונים הרלוונטיים לבחינת השוויון בין אנשים. ראו: N. Rescher, *Distributive Justice* 74-75 (1966). קיימות תיאוריות שונות המתוות קריטריונים לחריגה מעיקרון אבסולוטי של שוויון, כגון (א) גמול (desert) — כל אחד צריך לקבל טובין חברתיים על-פי תרומתו; (ב) צורך (need) — הטובין החברתיים צריכים להיות מחולקים לכל אדם על-פי צרכיו; (ג) "גמול, ובלבד שמצבם של הנזקקים ביותר משתפר" — זוהי גישתו של רולס לפיה חלוקה בלתי-שוויונית של טובין חברתיים תהא מוצדקת רק אם יש בה להיטיב עם כולם, ובייחוד עם החלשים ביותר. ראו: J. Rawls, *A Theory of Justice* 75-83 (Cambridge, 1971); וראו גם: J. Arthur & W. H. Shaw, *Justice and Economic Distribution* 6-7, 135-138 (1978); P.S. Wenz, *Environmental Justice* 222-223 (1988).

[125] אחת הטענות הנפוצות בספרות האמריקנית, מבקשת להצביע על קיומה של גזענות סביבתית (environmental racism): קרי, אפליה עקבית של אוכלוסיית-מיעוטים תוך חשיפתה לסיכון-יתר מבחינה סביבתית, הנובע מסיבות גזעניות. אחד הדוברים המובהקים של עמדה זו הוא הסוציולוג Robert Bullard ראו למשל: R. D. Bullard, *Confronting Environmental Racism: Voices From the Gross Roots* (1993); R. D. Bullard, "Overcoming Racism in Environmental Decision Making", 36 *Environment* 10-20, 39-44 (May, 1994).

[126] אין מדובר בתיאוריה אחת ואחידה של צדק סביבתי. נכון יותר לומר שישנן תיאוריות שונות של צדק סביבתי והן חלוקות ביניהן בעיקר ביחס לשאלה: מיהם הגורמים בעלי הכוח ומיהם הגורמים החלשים בחברה, הנושאים בעיקר הנטל הסביבתי. זרם אחד — אשר עוסק בעיקר בהיבטים של גזע ומתייחס לפערים בחלוקת הנטלים הסביבתיים בין שחורים ללבנים או בין ילידים לקולוניאליסטים — נקרא 'גזענות סביבתית' — eco-racism. זרם אחר טרוד בפערים שבחלוקת הנטל הסביבתי בין גברים לנשים, והוא נקרא בדרך-כלל 'אקו-פמיניזם' — eco-feminism. זרם נוסף עוסק בחלוקת הנטלים הסביבתיים

התפיסה המקובלת, צדק חלוקתי עניינו אך ורק בתוצאות ולא בסיבות ובגורמים שהביאו להן.[127] זאת ועוד: התפיסה החלוקתית עוסקת בחלוקת המטרדים הקיימים (המכונים לעִתים מצב״רים: מתקנים ציבוריים בלתי-רצויים).[128] היא אינה מתמקדת בשאלה כיצד לצמצם את היקף הנזקים הכולל על-מנת שהיקף הנזקים לחלוקה יהיה קטן יותר.[129]

הבעיה ביישום עקרונות הצדק הסביבתי החלוקתי כרוכה בעמימות המושג ׳שִוויון׳, אשר זכה בספרות למספר מובנים שונים:[130] הראשון הוא מודל השוויון הפורמאלי, השני הוא מודל הגמוּל ההולם, השלישי הוא מודל ההעדפה המתקנת (הקרוי לעִתים ׳הוגנות׳) והרביעי הוא מודל ההעדפה הקהילתית.[131]

מודל החלוקה השוויונית מאמץ את האופן המקובל והבסיסי ביותר להבנת המושג ׳שוויון׳. שוויון פורמאלי מחייב פיזור שווה של הנזקים והתועלות הסביבתיות במרחב, כך שלא תהיה קבוצת אוכלוסייה אשר תישא בנטל גדול יותר של מטרדים סביבתיים. משמעות הדבר

בין מדינות הצפון העשירות לבין מדינות הדרום העניות. לתיאור כללי של הגישות השונות של צדק סביבתי, ראו: Des Jardins (1997), *לעיל* ה״ש 39, בעמ׳ 228-330. לתיאור גזענות סביבתית ראו: R.D. Bullard, *Dumping in Dixie: Race Class and Environmental Quality* (1990). לתיאור תפיסות של אי-צדק סביבתי מגדרי ראו: V. Shiva, *Staying Alive, Women Ecology and Development* (1988).

[127] ראו למשל דבריו של Michelman הטוען כי צדק חלוקתי הוא: ״An outcome-oriented appraisal of the pattern and makeup of distributive 'shares' …, as distinguished from concern for the correctness of the processes themselves or the purity of their application.״
I. Michelman, "In Pursuit of Constitutional Welfare Rights: One View of Rawls' Theory of Justice", 121 *U. Pa. L. Rev.* 962, 962-963 (1973).

[128] המונח מתקן ציבורי בלתי-רצוי (מצב״ר) הוא תרגום המונח האמריקני Locally Undesirable Land Uses (LULU). ראו: רוזן צבי (2007), *לעיל* ה״ש 124, בעמ׳ 488.

[129] ביקורת על תפיסות של צדק סביבתי נשמעת מפי המחזיקים באתיקות האקו-צנטריות. נטען כי צדק סביבתי הוא בסך הכול עוד אתיקה אנתרופו-צנטרית של פיתוח, המוטרדת יותר מחלוקת העושר בחברה מאשר מדאגה לסביבה. היא אינה משנה דבר יסודי ביחסי השליטה של האדם בטבע, אלא רק באופן חלוקת יחסים אלה בחברה. היא אינה מערערת על האתיקה האנתרופו-צנטרית, השמה את האדם במרכז ושוללת תוקף ומעמד מוסרי מן הטבע. גישה זו תגרום נזקים קשים ומתמשכים לסביבה. נזקים אלה ימנעו שימור הסביבה באופן שיאפשר את המשך הקיום האנושי. דברים ברוח זו נטענו במאמר השנוי במחלוקת של Garett Hardin על התפוצצות האוכלוסין. Hardin טען כי מדינות המערב אינן צריכות לסייע למדינות העולם השלישי בפתרון מצוקת הרעב, שכן פיצוץ האוכלוסין הוא איום קיומי על המין האנושי. הוא עתיד להוביל את כולנו לאבדון עקב הפגיעה ביכולת הייצור החקלאי של כדור הארץ. מכאן שעל-מנת לשמר את המאזן הטבעי של כדור הארץ, אין לסייע לחלשים — פעולה שתביא ממילא להגברת התפוצצות האוכלוסין בקרב אוכלוסיות אלו. ראו: G. Hardin, "Lifeboat Ethics: The Case Against Helping the Poor", 8 *Psychology Today* 38-126 (Sep., 1974).

[130] לדיון כללי על המתח בין חלוקה שוויונית לחלוקה הוגנת-מתקנת, ראו: D. Parfit, "Equality or Priority?" *The Lindley Lecture* parts I-XI+ Appendix (1995).

[131] ר׳ רוזן-צבי (2007), *לעיל* ה״ש 124, בעמ׳ 515. וכן ראו: A. Kaswan, "Distributive Justice and the Environment", 81 *N.C. L. Rev.* 1031, 1066 (2002).

היא שכל קבוצה בחברה צריכה ליהנות מאותה רמה סביבתית. לפי תפיסה זו, כל שכונה, ללא קשר לאוכלוסייה המתגוררת בה, אמורה ליהנות מאותה כמות של פארקים ולשאת באותה כמות של מפגעים סביבתיים. אוכלוסיית מרכזי הערים צריכה ליהנות מאיכות-אוויר דומה לזו של אוכלוסייה המתגוררת בכפר. ההנחה היא שנזקים ותועלות סביבתיות ניתנים למדידה אובייקטיבית וכי קהילות שונות מעריכות באופן זהה את מידת הנזק והתועלת הטמונה במטרדים.[132] תפיסה זו גורסת למשל כי קיומו של אתר להטמנת פסולת, נתפס כמטרד בעל עצמה גבוהה הן בעיני קהילה אמידה והן בעיני קהילה ענייה, אף אם זו האחרונה מפיקה הנאה מקיומו של המתקן אשר מספק לה תעסוקה והכנסה.[133] הן מודל הגמול ההולם והן מודל ההעדפה המתקנת, מקבלים את הנחת היסוד של מודל החלוקה השוויונית אשר לפיו התועלות והנזקים הסביבתיים ניתנים להערכה אובייקטיבית, אך חולקים על תפיסת השוויון (הפורמאלי) המונחת ביסוד מודל זה.

על־פי מודל הגמול ההולם, יש לחלק את הרעות הסביבתיות באופן יחסי לתרומה של כל קהילה (גיאוגרפית) ליצירתן. לכן, אם קהילה א׳ מייצרת כמות פסולת כפולה מזו שמייצרת קהילה ב׳, תחייב חלוקה הוגנת של הרעות הסביבתיות שקהילה א׳ תישא גם בנטל סביבתי כפול מקהילה ב׳.[134] גישה זו מצדיקה את מיקומם של אתרי-פסולת, אתרים לטיפול בשפכים, מחצבות וכל מצב״ר אחר, באופן שישקף את היקף התרומה של הקהילה ליצירת המטרד. גישה זו לא תצדיק למשל הקמת מִתקן-פסולת לתושבי גוש דן באזור באר-שבע (דוּדאים), או הקמת מתקן לטיפול בשפכים של עיר גדולה — במרחבים של אזור כפרי.

על־פי מודל ההעדפה המתקנת, יש לקחת בחשבון את חוסר השוויון הקיים בין קבוצות חברתיות שונות בעת חלוקת הנטל הסביבתי, ולנסות לצמצם אותו על־ידי מיקום גורמי-מטרד סביבתיים רבים יותר בשכונות חזקות מבחינה סוציו-אקונומית. ההצדקה המרכזית לכך היא ששכונות עניות סובלות ממילא מבעיות קשות, כגון רמה גבוהה של פשיעה, בריאות ירודה, מובילויות נמוכה וסביבה מזוהמת. לפיכך, שוויון מהותי — לעומת שוויון פורמאלי — מחייב שיותר גורמי-מטרד ימוקמו דווקא בשכונות עשירות, על־מנת להשיג השפעה שווה.[135]

---

[132] Kaswan (2002), *לעיל ה״ש* 136, בעמ׳ 1067.

[133] ר׳ רוזן-צבי (2007), *לעיל ה״ש* 124, בעמ׳ 515.

[134] ר׳ רוזן- צבי (2007), *לעיל ה״ש* 124, בעמ׳ 515. Kaswan (2002), *לעיל ה״ש* 136, בעמ׳ 1066.

[135] V. Been, "What's Fairness Got to Do With It? Environmental Justice and The Sitting of Locally Undesirable Land Uses", 78 *Cornell L. Rev.* 1001-1048 (1993). המחברת טוענת שמודל ההעדפה המתקנת עולה בקנה אחד עם ׳עקרון השוני׳ (difference principle) של רולס, שכן עקרון השוני מאפשר חריגה מעיקרון אבסולוטי של שוויון אם יש בכך כדי להיטיב עם החלשים ביותר. מודל ההעדפה המתקנת, המעביר נטל סביבתי כבד יותר לשכונות אמידות, אכן מיטיב עם החלשים-ביותר ולכן הוא עומד בקריטריונים של צדק כהגינות שמציב רולס. ראו: Rawls (1971) *לעיל ה״ש* 129, בעמ׳ 75. ראו: גם *שם* Been (1993) בעמ׳ 1048-1049. מודל ההעדפה המתקנת אינו דורש דווקא סעד מסוג של פיזור גיאוגרפי.

מודל ההעדפה הקהילתית חולק על ההנחה הבסיסית לפיה כולם מעריכים את הנזקים והתועלות הגלומים במטרדים הסביבתיים באופן זהה. מודל זה טוען שקהילות שונות מייחסות ערך שונה לשימושי־קרקע שונים.[136] תפיסה של העדפה קהילתית אינה מייחסת חשיבות לשאלה האם מטרדים פזורים באופן שוויוני באוכלוסייה, אלא האם קהילות שונות מרוצות במידה שווה משימושי הקרקע שבתחומן.[137] כך, למשל, עשויה קהילה מסוימת לתמוך בהקמת אתר־סילוק־פסולת ליד מקום־מגוריה, למרות המטרדים והסיכונים הסביבתיים הנלווים לו, וזאת בזכות היתרונות הכלכליים שהוא מניב — כגון תעסוקה, גידול בהכנסות ממיסוי, צמיחה של עסקים מקומיים ושינוע זול של פסולת לאתר — שיאפשרו לרשות המקומית לספק לתושביה רמה גבוהה יותר של שירותים. יתרונות אלה ואחרים עשויים לפצות על הנטל הסביבתי באופן שהתוצאה תהיה רווח נקי לקהילה, לפחות בעיני חבריה.[138] לכן טוענים תומכי מודל ההעדפה הקהילתית כי פיזור בלתי־שוויוני של מטרדים סביבתיים אינו מעיד בהכרח על אי־צדק חלוקתי.[139] לטענתם יש לבחון אם החלוקה תואמת את רצון הקהילות השונות, וזאת ניתן לעשות רק באמצעות הליך הוגן שיביא בחשבון את האינטרסים וההעדפות של כל קהילה וקהילה.[140]

הוא יכול לבוא לידי ביטוי גם בכך שתושבי שכונות אמידות ישלמו מחיר גבוה יותר מתושבי שכונות עניות עבור סילוק הפסולת לאתרים מרוחקים משכונותיהם.

[136] על תפיסה זו נמתחה הביקורת שהעדפות הן פונקציה של הקשר חברתי והן מעוצבות על־ידי גורמים כמו יכולת כלכלית ומוצא גזעי ואתני. אם ההקשר החברתי אינו צודק ושוויוני, לא תשמשנה ההעדפות הנובעות ממנו בסיס לגיטימי לקבלת החלטות חברתיות. כך, למשל, קהילה ענייה תעניק משקל פחות לגורמים כזיהום האוויר והמים, שהם בעלי השפעה לטווח רחוק, מכיוון שיהיו צרכים אחרים שייראו לה חיוניים יותר, כגון תעסוקה והכנסות ממסים, וכן עקב היעדר אינפורמציה על הנזקים האמיתיים הנובעים ממטרדי הסביבה. לפיכך, ספק רב אם יהיה זה צודק לאפשר חלוקת-מטרדים המתבססת על העדפות של הקהילות, כאשר העדפות אלו מושפעות משוני ברמות ההכנסה ומהיסטוריה ארוכת־שנים של אפליה Kaswan (2002), *לעיל* ה"ש 136, בעמ' 1086-1087.

[137] Kaswan (2002) *לעיל* ה"ש 136, בעמ' 1077-1079 וגם S.D. Jaffe, "The Market's Response to Environmental Inequity: We Have the Solution; What's the Problem?", 14 *Va. Envtl. L. J.* 655, 656 (1995).

[138] י' רוזן-צבי (2007) *לעיל* ה"ש 124, בעמ' 516.

[139] חלק מתומכי מודל ההעדפה הקהילתית האוחזים באידיאולוגיה רב־תרבותית, מותחים ביקורת על כישלונה של תנועת הצדק הסביבתי להכיר בהבדלים משמעותיים בין קהילות אתניות, גזעיות ותרבותיות שונות, ביחסו לקרקע ולשימושי-קרקע. ראו: E.K Yamamoto & J.L.W. Lyman, "Racializing Environmental Justice", 72 *U. Colo. L. Rev.* 311 (2001).

[140] S. Foster, "Justice From the Ground Up: Distributive Inequities, Grassroots Resistance, and the Transformative Politics of the Environmental Justice Movement", 86 *Cal. L. Rev.* 775, 805-807 (1998). שם טוענת פוסטר שהפרדיגמה של צדק חלוקתי אינה מספקת ויש להתמקד דווקא בצדק הליכי שיכול לקחת בחשבון את הרצונות והאינטרסים של קהילות שונות, ולכן אינו לוקה בפטרנליזם וב'אימפריאליזם תרבותי'.

העיקרון של צדק חלוקתי, על המודלים השונים שלו, יכול שיהיה מיושם בתקופה כלשהי בקרב אוכלוסיות שונות בחברה אחת, או בין חברות שונות. ניתן גם ליישמו באופן בין-דורי בין הדורות הנוכחיים לדורות הבאים וליצור מודל של צדק בין-דורי.[141]

2. צדק סביבתי הליכי

צדק הליכי או פרוצדוראלי פירושו קבלת-החלטות שוויונית והוגנת בחלוקת הטובין והרעות החברתיות, בהנחה שהליכים הוגנים יביאו לתוצאה הוגנת.[142] צדק הליכי מסיט את המבט מתוצאות ההליך לעבר מנגנוני קבלת ההחלטות. הוא שואף לכך שמקבלי ההחלטות יתייחסו לכל אזרח "במידה שווה של עניין וכבוד" (בלשונו של רונלד דוורקין) ומייחס חשיבות פחותה לתוצאות שיתקבלו מיישום הליכים צודקים.[143] לכן, אם במסגרת הליכי קבלת ההחלטות, האינטרסים של קבוצה מסוימת אינם מובאים כלל בחשבון, או שהם מקבלים משקל פחות מהאינטרסים של קבוצות אחרות, קמה לאותה קבוצה טענה של חוסר צדק הליכי.[144]

צדק הליכי מדגיש את ההליכים שבאמצעותם מתקבלות החלטות הנוגעות לסביבה. הגשמת עקרון הצדק ההליכי מסתפקת בכך שהפרוצדורה לקבלת ההחלטות הסביבתיות היא הוגנת ויש בידי קבוצות שונות באוכלוסייה יכולת אפקטיבית להשתתף בהליכים אלה.[145] אם הליך בוצע באופן שקוף והוגן — קרי: נלקחו בחשבון האינטרסים והצרכים של כל האוכלוסייה וזכו למידה שווה של תשומת-לב — הוא יחשב הוגן ללא קשר לתוצאותיו החלוקתיות. צדק הליכי אינו כולל התחייבות לכך שגם תוצאות ההליך תהיינה הוגנות.[146]

---

[141] R.N. Stavins, A.F. Wagner & G. Wagner, "Interpreting Sustainability in Economic Terms: Dynamic Efficiency Plus Intergenerational Equity",79 *Econ. Letters* 339-343 (2003).

[142] Nozick טוען כי ניסיונות להגיע לפתרון צודק על־ידי הכתבת תוצאה חלוקתית כלשהי על־ידי המדינה, הם פגיעה בחירות הפרט ולכן אינם לגיטימיים. לדעתו, השאלה אם חלוקה של טובין חברתיים היא צודקת, תלויה בהליך שבאמצעותו הגיעו לתוצאה זו: אם ההליך הוגן, תהיה התוצאה החלוקתית הנגזרת ממנו צודקת. ראו: R. Nozick, *Anarchy, State and Utopia* 153-174 (1974). המחלוקת בין רולס לנוזיק מוצגת *שם*, בעמ' 183-231. ראו גם: J. H. Ely, *Democracy and Distrust: A Theory of Judicial Review* (1980) 73-104.

[143] R. Dworkin, *Taking Rights Seriously* 273 (1977). למעשה, בתיבה "equal concern and respect" מזהה דוורקין שני סוגים של זכויות, המקבילים לשתי קטגוריות הצדק שבהן עסקינן: הזכות הראשונה, ליחס שוויוני במובן של חלוקה שווה של טובין או הזדמנויות בין כלל האזרחים, נגזרת מעקרונות הצדק החלוקתי. הזכות השנייה, ליחס שווה בהליכי קבלת ההחלטות בהן מוכרעת שאלת חלוקת הטובין והאפשרויות, נגזרת מן הצדק ההליכי. הכוונה כאן לזכות השנייה כמובן.

[144] *שם*, בעמ' 272-273. ראו גם: H.L.A. Hart, *The Concept of Law* 167 (1961).

[145] M. K. Heiman, "Race, Waste, and Class: New Perspectives on Environmental Justice", 28 (2) *Antipode* 111-121 (1996).

[146] Arthur (1978), *לעיל* ה"ש 129, בעמ' 4.

מקובל לחשוב כי מערכת התכנון היא הזירה העיקרית בה יש לממש את עקרונות הצדק הליכי, עקב מרכזיותה בקביעת ייעודי ושימושי הקרקע ובחלוקת המטרדים הסביבתיים. אולם, צדק הליכי עשוי להיות קשור בפרוצדורות ובהחלטות המתקבלות על-ידי גופים מנהליים וכן בנגישות למערכת המשפט.

יש מקרים בהם ההליך עצמו הוא הוגן, ואף על-פי כן הנטל הסביבתי המוטל על קבוצה מסוימת כתוצאה מן ההליך, יהיה כבד מזה הנופל על כתפיהן של קבוצות אחרות. סיבה אפשרית לכך היא שמיקום מטרדי הסביבה מושפע מגורמים 'אובייקטיביים' כגון עתודות הקרקע, הבעלות על הקרקע (אם ציבורית ואם לאו) וכן מאפיינים גיאולוגיים והידרולוגיים.[147] ההחלטה למקם מספר מטרדים באזור-מגוריה של קהילה כלשהי, באופן שיחשוף אותה למטרדים ולסיכונים סביבתיים רבים יותר מאלה המאיימים על כלל האוכלוסייה, עלול לנבוע מן המשקל המכריע שנותנים מקבלי ההחלטות לגורמים האובייקטיביים, ולאו דווקא מחוסר-התחשבות באינטרסים של אותה קהילה.[148]

עוד מקור אפשרי לחוסר צדק חלוקתי אף בהינתן הליך הוגן, הוא כוחות השוק. מחד-גיסא, מיקום המטרדים תלוי בערכי המקרקעין אשר יוצרים עדיפות לקליטת פסולת באזורים בהם עלויות הקרקע זולות או שמדובר בקרקע ציבורית.[149] מאידך-גיסא, קיום מטרדים סביבתיים כגון אתר-פסולת או מכון לטיהור-שפכים, מוריד את ערך המקרקעין בשכונות הסמוכות לאתר, מבריח אוכלוסיות בעלות יכולת ומושך חסרי-אמצעים.[150] כתוצאה מכך, גם

---

[147] לדוגמא, מיקומם של אתרי-פסולת, מכונים לטיהור-שפכים, אתרי-כרייה, כבישים או תחנות-אוטובוס, מושפע משיקולים נוספים החורגים משיקולים של צדק סביבתי. אתרי-פסולת או מכוני-טיהור לא ימוקמו מעל אזורים בהם יש חלחול רב למי התהום. אתר-כרייה ימוקם היכן שיש מחצבים מתאימים וכבישים ותחנות-אוטובוס ימוקמו על-פי שיקולים דמוגרפיים ותחבורתיים (כגון קישוריות).

[148] י' רוזן-צבי (2007), *לעיל* ה"ש 124, בעמ' 516.

[149] לא כולם מסכימים עם כך שקריטריונים אלה הם אכן "אובייקטיביים" וניטראליים. כך למשל נטען כי העובדה שערך המקרקעין במקומות בהם יושבים מיעוטים וחסרי-אמצעים הוא נמוך יותר, נובעת מכשלים בסיסיים של השוק, שאף הוא מנגנון חברתי, ולכן מיקום של אתר-פסולת במקום שבו ערך הנדל"ן הוא נמוך, חושף מיניה וביה קהילות מיעוטים וחסרי-אמצעים לסיכונים סביבתיים. ראו: Cole (2001), *לעיל* ה"ש 124, בעמ' 61, 63. ראו גם: Kaswan (2002), *לעיל* ה"ש 136, בעמ' 1101-1104. עם זאת, ישנם קריטריונים, כגון המאפיינים הגיאולוגיים של הקרקע, שהם אכן אובייקטיביים במובן החזק של המונח, ותהיה להם השפעה על החלטת המיקום ללא קשר לסוג האוכלוסייה המתגוררת באותו אזור. ראו: Kaswan (2002), *לעיל* ה"ש 136, בעמ' 1105-1106.

[150] התיאוריה של דינאמיקת השוק (Market Dynamics Theory) הועלתה לראשונה על-ידי Vicky Been כאלטרנטיבה לטענה של תנועת הצדק הסביבתי בדבר אפליה במיקום אתרי-פסולת. תיאוריה זו העלתה השערה כי כוחות השוק, ולא הליכי המיקום של אתרי הפסולת, הם שאחראים לאי הצדק הסביבתי. בעקבות מיקום אתר-פסולת בשכונה כלשהי, נוטשים אותה הלבנים ובעלי היכולת, ואת מקומם תופסות אוכלוסיות מעוטות-יכולת (הכוללות מספר רב של אפרו-אמריקנים) שעוברות לשכונה בשל מחירי הנדל"ן הנמוכים. לתיאוריה זו, במידה שהיא נכונה, צריכה להיות השפעה משמעותית על המדיניות הציבורית,

אילו היו הליכי המיקום הוגנים ואילו הטילו את הנטל הסביבתי על כלל האוכלוסייה באופן שוויוני — היתה הדינמיקה של השוק עשויה לשנות את מערך המגורים ולגרום לכך שעם חלוף הזמן יישאו קבוצות־מיעוטים וחסרי־אמצעים בנטל סביבתי כבד יותר מכלל האוכלוסייה.[151]

כישלונה של גישת הצדק ההליכי בהבטחת תוצאות צודקות תמיד, הוא שעמד ברקע הטענה כי דבקות בהליכי-חלוקה צודקים אינה ערובה להשגת השינויים המצופים במצב הסביבה. לפיכך נטען כי עצם ההגשמה של הליך צודק, מחייבת שבהליך עצמו יינתן משקל לשיקולים של הוגנות חלוקתית.[152]

3. זכויות סביבתיות

גישת הזכויות הסביבתיות משלימה את המגבלות הטבועות בגישות הצדק החלוקתי וההליכי. הראשונה, אף אם תיצור חלוקה שוויונית של הנטלים, עלולה להותיר רמת-זיהום מסוכנת; ואילו השנייה, אף אם תבטיח הליך הוגן, אינה מובילה תמיד לתוצאה צודקת. גישת הזכויות הסביבתיות באה לידי ביטוי כאשר חרף קיומה של חלוקה הוגנת, עולים הסיכונים הסביבתיים לאוכלוסייה הנחשפת על המותר לפי קריטריונים חוקיים מינימאליים. יישומה של גישה זו מוביל לקביעת סטנדרטים שנועדו להבטיח שלפרטים ולקהילות תהיה נגישות ושליטה על טובין ושירותים סביבתיים הכרחיים לשלומם,[153] או להבטיח תנאים סביבתיים מינימאליים אשר יגנו על יתר זכויות האדם המוקנות.[154]

מכיוון שמשמעותה היא שאין צורך לשנות את הליכי מיקום האתרים, אלא לנסות ולשנות את הדינאמיקה של השוק. ראו: V. Been, "Market Dynamics and the Siting of LULUs: Questions To Raise in the Classroom About Existing Research", 96 *W. Va. L. Rev.* 1069 (1994); וגם: R. Samp, "Fairness for Sale in the Market Place", 9 *St. John's J. Legal Comment* 503, 504-505 (1994).

[151] V. Been, "Locally Undesirable Land Uses in Minority Neighborhoods: Disproportionate Siting or Market Dynamics?", 103 *Yale L. J.* 1383, 1390 (1994); Been טוענת שכל עוד השוק מאפשר לאופן חלוקת המשאבים הכלכליים בחברה להשפיע על חלוקת הטובין החברתיים, יהיה זה מפתיע אם לאורך זמן לא ייפלו המצב״רים באופן לא־פרופורציונאלי על כתפיהם של חסרי האמצעים. ראו גם: T. Lambert & C. Boerner, "Environmental Inequity: Economic Causes, Economic Solutions", 14 *Yale J. on Reg.* 195, 202 (1997).

[152] S. Foster, "Environmental Justice in an Era of Devolved Collaboration", *Justice & Natural Resources* (K. M. Mutz, G. C. Bryner & D. S. Kenney Eds., 2002).

[153] M. Leach, R. Mearns & I. Scoones, "Environmental Entitlements: Dynamics and Institutions in Community-Based Natural Resource Management", 27(2) *World Development* 225-247 (1999).

[154] לדיון נרחב יותר ביסודות התיאורטיים המצדיקים ושוללים קיומה של זכות-אדם לסביבה בריאה ונקייה, ראו: J. G. Merrills, "Environmental Protection and Human Rights: Conceptual Aspects" *Human Rights to Approaches Environmental Protection* 25 (A.E Boyle & M.R Anderson Eds., 1996).

ישנן מספר סוגיות שעליהן אין הסכמה בסִפרות שחקרה זכויות סביבתיות. אם זכויות סביבתיות מקנות זכות מהותית (ולא רק פרוצדוראלית), אזי נשאלת השאלה מהי הזכות אשר לה ניתנת הגנה. לא מדובר רק בשאלת ההגדרה של זכות סביבתית — האם זו זכות לסביבה נקייה ובריאה, סביבה חופשית מזיהום, מספקת, מאוזנת אקולוגית או בת-קיימא.[155] מדובר גם בשאלה כיצד הזכות-לסביבה משתלבת בהיררכיה של הזכויות וכיצד יש ליישבה עם זכויות ואינטרסים מתנגשים, כגון הזכות לקניין או לחופש העיסוק או פיתוח כלכלי.[156] הגדרת הזכות וקביעת מקומה והיקפה ביחס לזכויות האחרות, הן שקובעות את הרמה הסביבתית המוגנת. ברם, מעצם הגדרת הזכות לסביבה כזכות-אדם, נותרת מידה רבה של חוסר-בהירות, המתעצמת נוכח מעורבותם הרבה של בתי המשפט באכיפה ובמימוש הזכות. לעִתים מפורשת הזכות לסביבה כזכות מצומצמת, לפיה ניתנת הגנה רק לרמה סביבתית מינימאלית, כזו שבה לא תיפגענה החירויות היסודיות האחרות של האדם, כמו כבוד האדם.[157] תפיסה רחבה מפרשת את הזכות לסביבה כזכות המקנה לפרטים ולקהילות גישה אפקטיבית ושליטה על טובין ושירותים סביבתיים הכרחיים להבטחת שלומם.[158]

שאלה שנייה המתחייבת נוכח תפיסת הזכות-לסביבה כזכות-אדם היא: אלו חובות מטילה הזכות לסביבה נקייה ועל מי.[159] האם קיומה של זכות-לסביבה מחייב את הרשויות לקבוע סטנדרטים מינימאליים בתחומים סביבתיים מגוונים על-מנת להבטיח הגנה על בריאות

---

[155] M. R. Anderson, "Human Rights Approaches to Environmental Protection: an Overview" *Human Rights Approaches to Environmental Protection* 10 (A.E Boyle & M.R Anderson Eds., 1996).

[156] Anderson (1996) *לעיל* ה"ש 160, בעמ' 16. לדיון בהקשר הישראלי של איזון הזכות-לסביבה עם אינטרסים ציבוריים אחרים, ראו: בג"צ 4128/02 *אדם טבע ודין נ' ראש ממשלת ישראל ואח'*, פ"ד נח(3) 503, 513. בפסק הדין של הרוב קבע כב' הנשיא א' ברק כי: "מטבע הדברים הוא כי האינטרס של שמירה על הסביבה אינו האינטרס היחיד שיש להתחשב בו. לצידו של אינטרס זה, ולעתים קרובות בסתירה עמו, קיימים אינטרסים אחרים, שגם אותם יש להביא בחשבון. בלא קמח אין תורה. יש לסלול כבישים, לבנות ערים, לפתח תעשייה ולקיים אמצעים להגנה על שלום הציבור וביטחונו. כל אלה פוגעים לעתים באיכות הסביבה. קיימת התנגשות 'בין פיתוח תשתית ושיפור רווחת תושבי המדינה לבין שימור ערכי טבע, מרחבים פתוחים ונוף.'"

[157] תפיסה זו תואמת את פסיקת הרוב של בית המשפט העליון בנושא הזכות לסביבה; ראו: א' פרז "זכויות חברתיות-כלכליות ואיכות הסביבה" *בזכויות כלכליות, חברתיות ותרבותיות בישראל* 725-763 (תשס"ה).86. ראו גם בג"צ 4128/02 *אדם טבע ודין, שם*, בעמ' 518, מפי כב' הנשיא א' ברק: "...על-כן חוק הפוגע באיכות הסביבה באופן הגורם לפגיעה במינימום הקיום האנושי, פוגע בכבוד האדם ובחירותו... האם ניתן לגזור מהזכות לכבוד האדם וחירותו את הזכות לאיכות סביבה ראויה? לדעתי, התשובה על כך הינה בשלילה. פרשנות חוקתית של הזכות לכבוד חייבת לקבוע את מידותיה החוקתיות. אין לצמצמה אך לעיניים ולהשפלה, שכן בכך נחטיא את התכלית המונחת ביסודה; אין להרחיבה באופן שכל זכות אדם תיכלל בה, שכן בכך נייתר את כל זכויות האדם האחרות הקבועות בחוקי היסוד. פרשנותה הראויה של הזכות לכבוד צריכה לנווט עצמה בין שני הקצוות."

[158] Leach (1999) *לעיל* ה"ש 135.

[159] Merrills (1996) *לעיל* ה"ש 159, בעמ' 34.

האדם והסביבה? האם הזכות-לסביבה מחייבת התייחסות לפרוצדורות ולחלוקה של תועלות וסיכונים סביבתיים? האם מוטלת על הרשויות חובה פעילה לשקם סביבות שנפגעו מזיהום ולפעול באופן אקטיבי להפחתת הסיכונים הסביבתיים? השאלה על מי מוטלת החובה, מאפשרת לבחון אם ניתן להרחיב את החובה המוטלת ככלל על הרשויות הממשלתיות, כך שתחול על פרטים או על תאגידים שלפעולותיהם נודעת השפעה שלילית על מימוש הזכות לסביבה נקייה. שאלות אלו זכו למגוון תשובות במשפט המדיניות ובמשפט הבינלאומי.[160]

שאלה שלישית הנובעת מתפיסה זו היא: מי זכאי ליהנות מהזכות לסביבה? בהקשר זה מציבה הזכות-לסביבה אתגר מיוחד ומעוררת מספר דילמות ייחודיות. על האוריינטציה האנתרופו-צנטרית של הזכות נמתחה ביקורת, והוצע כי גם ליצורים ביולוגיים אחרים ישנו הכושר להיות נמעני הזכות לסביבה.[161] סוגיה מרכזית נוספת שהתעוררה בדיון על הזכות לסביבה היא: האם זו מוגבלת לדור הנוכחי או שהיא חלה גם על הדורות הבאים? האם זוהי זכות קבוצתית או זכות המסורה ליחידים? התשובות לשאלות סבוכות אלו משפיעות במישרין על אופן יישום הזכות לסביבה ועל מקומה והקשרה של זכות זו בתוך הפרדיגמה של צדק סביבתי, ביחס לתפיסות של צדק הליכי וצדק חלוקתי.

ב. יעדי האכיפה בראי הפרדיגמה של צדק סביבתי

בראשית הדברים יש להעיר הערה הנוגעת להגדרה ולתחולה של עקרון הצדק הסביבתי ביחס לקביעת יעדי האכיפה. מדיניות סביבתית עוסקת בחלוקה מראש של הזכויות הסביבתיות, ולפיכך היא פועלת באופן פרוספקטיבי לקביעת הנחיות למניעת חוסר צדק סביבתי, הן מבחינת הליכי החלוקה והן ביחס לאופן החלוקה. במקרה של מדיניות, תכנון ורגולציה, יש מקום ליישום מלא של מודל הצדק ולקביעת הסדרים המבטאים כל שלב משלביו. האכיפה, לעומת זאת, עוסקת בטיפול רטרוספקטיבי בצדק סביבתי. לכן, מטבע הדברים אין היא יכולה להביא לידי ביטוי מלא את ההיבטים של צדק חלוקתי שניתן לתת להם מענה רק בתכנון

---

[160] הרחבה על התייחסותן של שיטות-משפט מדינתיות שונות לזכות לסביבה נקייה כזכות-אדם ראו: Merrills (1996) *לעיל ה"ש* 159, בעמ' 31-33. להתייחסות מקורות שונים במשפט הבינלאומי לזכות לסביבה נקייה, ראו: A. Boyle, "The Role of International Human Rights Law in the Protection of the Environment" *Human Rights Approaches to Environmental Protection* 44 (A.E Boyle & M.R Anderson Eds., 1996). וגם R.R Churchill, "Environmental Rights in Existing Human Rights Treaties" *Human Rights Approaches to Environmental Protection* 90 (A.E Boyle & M.R Anderson Eds., 1996). Merrills (1996) *לעיל ה"ש* 159, בעמ' 35.

[161] ראו למשל: C. Redgewell, "Life the Universe and Everything Else — A Critique of Anthropocentric Rights" *Human Rights Approaches to Environmental Protection* 71 (A.E Boyle & M.R Anderson Eds., 1996).

מוקדם. השפעת האכיפה על מידת הצדק הסביבתי היא מוגבלת, שכן לחלוקה ההתחלתית של הטובין הסביבתיים תהא השפעה מכרעת על מידת הצדק שממנו ייהנו קהילות שונות. למרות זאת, עקרון הצדק ניתן להפנמה גם במערכת האכיפה, ובהפנמתו תונחה מערכת האכיפה לחתור לצדק הליכי, לתוצאות חלוקתיות הוגנות ולהגנה על סטנדרט סביבתי מספק. ראו תרשים 1(א) להלן.

1. צדק הליכי באכיפה

תנאי מוקדם למימוש צדק סביבתי חלוקתי הוא הבטחת הליכים הוגנים. בתחום האכיפה יש לצדק הליכי מִשנה תוקף וחשיבות. אף נטען כי בתחום האכיפה בא הצדק הסביבתי לידי ביטוי בראש וראשונה בתחום ההליכי:

> "צדק סביבתי מכוון להתייחסות הוגנת ומעורבות משמעותית של כל האנשים, ללא קשר לגזע, צבע, מוצא לאומי או הכנסה, בכל הנוגע לפיתוח, יישום ואכיפה של חוקי איכות הסביבה." [162] (ההדגשה שלי א' ק').

התפיסה, לפיה הליכים של קביעת מדיניות סביבתית צריכים לאפשר שיתוף הוגן של הציבור, הפכה כבר לעמדה מקובלת בקרב רבים מקובעי המדיניות במדינות המערב, ולעִתים אף קיבלה ביטוי מחייב.[163] ברם, הליכי-אכיפה הם כלי לביצוע מדיניות ולא לקביעת מדיניות. לכן, בכל הנוגע לניהול הליכי-אכיפה על-ידי הרשויות, אין זה בהכרח טבעי לקיים הליכים של שיתוף הציבור.[164] גם ביחס להחלטות מדיניות כלליות הבאות להנחות את דרכי האכיפה — יש

---

[162] R. Bass, "Evaluating Environmental Justice under the Nation Environmental Policy Act", 18 *Envtl. Impact Assessment Rev.* 84 (1998).

[163] ראו למשל ההוראות האקזקוטיביות שניתנו על-ידי הנשיא לשעבר ביל קלינטון: Executive Order 12898-1 "Actions to Address Environmental Justice in Minority Populations and Low Income Populations" available at www.epa.gov/compliance/resources/policies/ej/exec_order_12898.pdf (last accessed 1.10.2006).
ראו גם ההנחיות הפנימיות שהוצאו על-ידי ראש ה-EPA האמריקני שיש בהן התחייבות להטמעה וליישום עקרונות של צדק סביבתי בכל התכניות, המדיניות והפעולות של הרשות הפדראלית להגנת הסביבה. "Memorandum: Reaffirming the U.S Environmental Protection Agency's Commitment to Environmental Justice" (Nov. 4 2005) available at: www.epa.gov/compliance/resources/policies/ej/admin-ej-commit-letter-110305.pdf (last accessed 6.10.2006).

[164] למרות זאת נהוג לעִתים בארה"ב ובמקומות אחרים, לשתף אזרחים בפעולות הניטור. בארה"ב הוקמו קבוצות אזרחיות הקרויות Bucket Brigades באזורים מזוהמים ונחשלים מבחינה סביבתית וחברתית, הפועלות לניטור זיהום-אוויר באמצעים טכנולוגיים פשוטים, ובכך מסייעות למאמצי האכיפה של כוחות האכיפה המקצועיים. ראו: D. O'Rourke & G. P. Macey, "Community Environmental Policing:

להניח כי רשויות-אכיפה תסתייגנה מלאפשר מעורבות ציבורית. לא זו ואף זו: מראית-עין של שמירה על עקרון הצדק, דורשת דווקא הימנעות מהתערבות הציבור בקבלת החלטות הנוגעות לאכיפה, שכן זו עשויה להיתפס כניסיון להטות ולהפעיל לחצים פוליטיים על החלטות שיש להן נפקות משפטית.

אשר על כן, המשמעות הנכונה שיש ליחס לדרישה לצדק הליכי בכל הנוגע לאופן פעולתה של מערכת האכיפה, היא בהבטחה שהליכי האכיפה וההעמדה לדין ישקפו את עקרון הצדק הן בפרוצדורה והן במהות. עיקרון זה צריך להיות ממומש הן ביחס לגורמים שנגדם מבוצעת האכיפה והן כלפי האוכלוסיות הסובלת מהפרות החוק. למשל, תדירות הפיקוח ואיתור העבירות, היקף ההעמדה לדין והעונשים הניתנים לעבריינים הפורעים את החוק, כל אלה צריכים להיות שוויוניים והוגנים ללא קשר לזהות הגורם המבצע את העבירה או לזהות האוכלוסייה הנפגעת. שוויוניות בפעולות מחייבת חלוקה הוגנת של משאבי האכיפה.

מחקר שנערך בארה״ב הוכיח כי צדק הליכי באכיפה הסביבתית אינו מובן מאליו וכי יש חשיבות למעקב אחר התשומות והתפוקות של מערכת האכיפה לפי אמת המידה של שוויון. המחקר, שדגם 1,170 אתרים של פסולת מסוכנת, העלה מספר ממצאים: א. מיידיות האכיפה ואופן ביצוע השיקום באתרים מזוהמים ומסוכנים ששכנו בשכונות של מיעוטים, היו איטיים יותר ואיכותיים פחות מאשר באתרים שהוצבו בשכונות שתושביהן אמידים ולבנים. ב. שיעורי הקנסות שהטילו בתי-משפט על עבירות איכות הסביבה באזורים בהם מתגוררת אוכלוסייה אמידה ולבנה, גבוהים מאלה שנפסקו בגין עבירות דומות שבוצעו באזורים בהם מתגוררת אוכלוסייה דלת-אמצעים המשתייכת לקבוצות-מיעוטים.[165] ממצאים אלה, המאותתים על כך שישנה אפשרות שבתי-משפט ייחסו לגיטימיות רבה יותר לקיום זיהום באזורי-מצוקה, מעוררת את הצורך לחזק את מנגנוני הבקרה על הליכי האכיפה.[166]

Assessing New Strategies of Public Participation in Environmental Regulation", 22(3) *J. of Policy Analysis & Mgmt*. 385, 390-391, (2003).

[165] ראו למשל: M. Lavelle & M. Coyle, "Unequal Protection: the Racial Divide on Environmental Law", 21 *National L. J*. 51 (Sep. 1992). בניגוד למחקר זה, מחקר משנת 1998 שבחן 1,133 פסקי-דין בעבירות סביבה (בתחום זיהום האוויר זיהום המים וחומרים מסוכנים), מצא כי אין פערים משמעותיים בין גובה הקנסות שנפסקו בעבירות שבוצעו באזורים אמידים, לבין גובה הקנסות שניתנו ביחס לעבירות שבוצעו באזורים מעוטי-יכולת. ראו: E. J. Ringquist, "A Question of Justice: Equity in Environmental Litigation, 1974-1991", 60(4) *J. of Pol*. 1148, 1163 (Nov., 1998).

[166] יש לציין כי על מסקנות המחקר של Lavelle (1992), *לעיל* ה״ש 170, נמתחה ביקורת ב-W. M. Bowen, *Environmental Justice through Research-Based Decision-Making* 143 (2001) אשר טען בהרחבה נגד המתודולוגיות בהן נעשה שימוש במחקר ונגד מסקנות המחקר, אשר לגישתו לא אומתו בממצאי המחקר.

מסקנה מרכזית ממחקר זה היא כי יש להפעיל את הליכי האכיפה באופן צודק ושוויוני. יישום עקרון הצדק ההליכי מחייב שמערכת האכיפה תפעל כך שאזורים מעוטי-יכולת לא יסבלו מאכיפה מועטה או נמרצת-פחות מאזורים אמידים. כמו כן, העונשים המוטלים על עברייני-סביבה צריכים לשקף התייחסות שווה אל חומרת ההפרות, ללא קשר למאפיינים הסוציו-אקונומיים של הקהילות אשר בסמוך להן התרחשו ההפרות.

היבט שני של עקרון הצדק ההליכי הוא מתן גישה נאותה לערכאות על-מנת שקהילות ופרטים יוכלו לתבוע את מי שגרמו לפגיעה בסביבת-מגוריהם. נטען כי עקב המורכבות המדעית והטכנית, ועקב היקף התביעות והעלות הגבוהה של הליטיגציה המשפטית, לאוכלוסיות מעוטות-יכולת יש אפשרות מוגבלת לפעול. התפיסה כי יש להבטיח גישה שוויונית יותר לערכאות הצדק, צריכה להנחות אף היא את קובעי המדיניות בכל הקשור ליישום צדק סביבתי באכיפה.[167]

משמעות שלישית של צדק הליכי, עולה מאופן ההגשמה של מדיניות ההעמדה לדין. יש מקום לדרוש שמדיניות ההעמדה לדין תהיה גלויה וצפויה. דרך טובה לקיים שקיפות היא פרסום הנחיות הנוגעות לאכיפה ולהעמדה לדין של עברייני-סביבה והפעלת מערך האכיפה בהתאם להנחיות אלו. ההנחיות יכולות לעסוק בנושאים כגון: א. הנסיבות בהן יופעלו סוגים שונים של אכיפה (למשל, אם יש לרשות יכולת לבחור בין אכיפה פלילית לאזרחית); ב. עקרונות ההעמדה לדין; ג. עונשים מקובלים או צפויים; ד. קריטריונים לבחירת מפרי-חוק שיועמדו לדין.[168]

---

[167] ראו נייר-עמדה שנכתב עבור DEFRA (Department of Environment Food and Rural Affairs) המשרד הממשלתי האמון על איכות הסביבה בבריטניה: M. Adabowle, *Using the Law: Access to Environmental Justice: Barriers and Opportunities*, available at www.defra.gov.uk/ENVIRONMENT/enforcement/pdf/ejureport.pdf (last accessed 1.10.2006. מסמך זה סוקר את חשיבות הגישה למשפט לשם קיום צדק סביבתי ואת הקשיים העומדים בפני אוכלוסיות מעוטות-יכולות באנגליה ובוולס בפנותן לערכאות על-מנת להבטיח צדק בתחום איכות הסביבה. הנייר מביא המלצות שונות להתמודדות עם המצב, ביניהן: 1. הקמת מערך המסוגל לתת לציבור נזקק ייעוץ משפטי וייצוג חינם בתחום איכות הסביבה; 2. איתור והגדלת מקורות-מימון ציבוריים לתביעות סביבתיות בעלות עניין ציבורי רחב.

[168] ה-EPA – הסוכנות להגנת הסביבה של מדינת New South Wales באוסטרליה – מפרסמת הנחיות מפורטות להעמדה לדין של עברייני-סביבה. ראו: NSW EPA, *Prosecution Guidelines*, revised Ed. (June 2004) available at www.epa.nsw.gov.au/resources/prosguide.pdf (last accessed 24.12.2007). בהנחיות יש שמונה פרקי-תוכן. פרק ב' עוסק בעקרונות ההעמדה לדין; פרק ג' עוסק בבחירת הנתבע המתאים; פרק ד' עוסק באישום; פרק ה' בהודעות-קנס; פרק ו' באופן ניהול המשפט; פרק ז' בדיווח עצמי, שיתוף-פעולה וציות; פרק ח' במתן פיצוי לעדים; פרק ט' בהליכי הערעור. בפרק ג' (Section C), העוסק ב-Selecting the appropriate defendant מפורטים עקרונות ההעמדה לדין. עקרונות אלה הופכים את השיקולים שהרשות שוקלת בהעמדה לדין לשקופים וצפויים יותר. ראו למשל סעיף 5 העוסק בעקרונות כלליים להעמדה לדין: "5. General principles

5.1 In keeping with the aims of the environment protection legislation, liability is imposed on a

הסוגיה האחרונה מתעוררות לעִתים קרובות בעבירות של איכות הסביבה עקב מעורבותם של תאגידים ובעלי-משרה בתאגיד. מאחר שעשויות להיות גישות שונות בתפיסת מידת-אחריותם המשפטית של גורמים שונים במערכת התאגידית או הממשלתית, יש מקום לפרסם הנחיות ברורות בהקשר זה. למשל, יכולות להתעורר שאלות של סדר העמדה לדין ועדיפות ביחס לבעל המפעל המזהם או האחראי על פס הייצור שגרם לזיהום, או העמדה לדין של מנהל מתקן פסולת או ביוב עירוני, לעומת הטלת אחריות והעמדה לדין של ראש העיר.[169] פרסום הנחיות-העמדה-לדין הופך את החלטת הרשות בהקשר זה לצפויה וגלויה ותורם למימוש הצדק ההליכי באכיפה.

2. צדק חלוקתי באכיפה

יישום מודל של צדק חלוקתי פורמאלי ינחה את מערכת האכיפה לשים דגש על השוויוניות בתוצאות הסביבתיות של האכיפה. קריטריון זה מכוון לכך שהתוצאה הסופית של כל צעדי האכיפה הננקטים על-ידי הרשויות, תממש שוויון בתנאים הסביבתיים מהם נהנית האוכלוסייה כולה. גם אם הרשות פעלה במידה שווה למגר זיהום סביבתי באזורים שונים אך

---

wide range of people who may have participated in or contributed to a polluting act. This may mean that a number of people commit an offence arising out of one incident. However, it is not always appropriate to prosecute every person who may be liable for an offence.

5.2 In addition to the factors set out in 3.7 above, there are some further considerations that may be taken into account in determining the appropriate defendant/s. These are:

(a) who is primarily responsible for the alleged offence, that is, who was primarily responsible for the acts or omissions giving rise to the alleged offence or the material circumstances leading to the alleged offence or who formed any relevant intention;

(b) in relation to the matters set out in (a) above, what was the role of the proposed defendant; and

(c) the effectiveness of any Court orders that might be made against the proposed defendant."

[169] ראו למשל: NSW EPA Prosecution Guidelines, *לעיל* ה"ש 173, סעיף 6. הסעיף עוסק בהעמדה לדין של התאגיד וביחס אל נושא המשרה בתאגיד. בהנחיות ניכרת העדפה ברורה להעמדת התאגיד לדין על פני נושא המשרה.

"6. Corporate liability

6.1 The environment protection legislation imposes liability on corporations as well as individuals. Where an offence is committed by employees, agents or officers of a corporation in the course of their employment, proceedings will usually be commenced against the corporation. Where, however, the offence has occurred because the employee, agent or officer has embarked on a venture of their own making and volition, outside the scope of their employment, proceedings may be instituted against the employee, agent or officer and not against the corporation. Another factor which will be considered is the existence and effective implementation of any compliance programs of the corporation. This topic is dealt with in more detail in Section G".

נותר פער משמעותי בין אזורי-אכיפה בעלי מאפיינים סוציו-דמוגרפיים שונים, לא יחשב הדבר להשגת היעד של צדק חלוקתי פורמאלי. אמת המידה אינה המאמצים או מספר פעולות האכיפה שבוצעו בכל אזור, אלא מניעת מצב בו אזור מסוים סובל מתנאי-סביבה ירודים בשל מאפייני האוכלוסייה החיה בו. למשל, תנאי של שוויון פורמאלי יאלץ אכיפה זהה של איכות האוויר בשכונה שאוכלוסייתה משתייכת למיעוט אתני או למעמד סוציו-אקונומי נמוך לזו השוררת בשכונה שאוכלוסייתה אמידה, אף אם האחרונה אינה עומדת בתקן הסביבתי.

יישום המודל של העדפה מתקנת (הוגנות) באכיפה, מחייב לשים דגש מיוחד על כל הקשור לאכיפת הדרישות הסביבתיות בקרב קהילות מיעוטים או קהילות מעוטות-יכולת.[170] לפי קריטריון זה, על האכיפה להיות נמרצת במיוחד בלב אזורים המיושבים באוכלוסיות מוחלשות. על האכיפה לפעול להבטחת תנאים סביבתיים משופרים באזורים הסובלים ממילא מהזנחה כלכלית וחברתית, שכן אוכלוסיות אלו פגיעות יותר לסכנות הבריאותיות הנובעות ממפגעי הסביבה. לפי גישה זו סדר העדיפויות באכיפה אינו נקבע בהכרח לפי חומרת הנזק הסביבתי, אלא לפי מאפייני האוכלוסייה הנפגעת. אם האוכלוסייה הנפגעת מתנאי-סביבה ירודים היא חלשה מבחינה חברתית או כלכלית, יש להעדיף אכיפה באזור בו מתגוררת אוכלוסייה זו על פני אכיפה באזורים אחרים בהם מפגעי הסביבה (ככל שהם חמורים) פוגעים באוכלוסייה אמידה וחזקה מבחינה חברתית. מובן שיישום הדברים אינו פשוט. השפעתם של מפגעי הסביבה אינה מוגבלת מאופייה לאזור מצומצם אחד. לעִתים קרובות עלולות להיפגע אוכלוסיות חזקות וחלשות כאחת. במיוחד בישראל, הסמיכות בין יישובים או שכונות אמידות וחלשות אינה מאפשרת לקיים תמיד הבחנה בין פגיעה באוכלוסיות חלשות לחזקות. מפגעי מפרץ חיפה פוגעים הן בשכונת ואדי-ניסנס המאוכלסת בבני-מיעוטים והן בשכונות האמידות של הכרמל וטבעון. מפגעי אתר האשפה בחיריה גרמו מטרד הן לאור-יהודה החלשה והן לרמת-אפעל האמידה.[171] למרות זאת, העיקרון הנובע מגישה של העדפה מתקנת, אינו חסר חשיבות או בלתי-ישים. כך למשל, כשמשווים אכיפה נגד מפגעים-סביבתיים שיוצרים מוסכים ומסגריות בבני-ברק עם מפגעים דומים בכפר סבא, הרי שעל-פי גישת ההעדפה המתקנת יש להעדיף אכיפה נגד המפגעים בני-ברק. זאת עקב מיקומה הנמוך של בני-ברק ביחס לכפר-סבא באשכולות הסוציו-אקונומיים של יישובים בישראל.[172]

---

[170] ראו למשל: Memorandum (2005), *לעיל* ה"ש 168. שם נקבע כי את העיקרון של צדק סביבתי יש ליישם בין היתר באכיפת חוקי איכות הסביבה באופן הבא: "Ensuring fair and equitable enforcement of protective environmental laws for all people, including minority and/or low income populations."

[171] מ' רוטשטיין וע' סטרול-דעבול, *מיקום אתרי פסולת וצדק סביבתי*, 133 (2003).

[172] בני-ברק משתייכת לאשכול 2 וכפר-סבא לאשכול 8 במדרג האשכולות הסוציו-אקונומיים של הלמ"ס, לפיו אשכול מספר 1 הוא הנמוך ביותר ואשכול 10 הוא הגבוה. ראו דוח הלמ"ס: אפיון רשויות מקומיות וסיווגן לפי הרמה החברתית-כלכלית של האוכלוסייה, לוח 1. המועצות המקומיות והעיריות לפי סדר

זאת ועוד: בהקשר של העדפה מתקנת באכיפה, מתעוררת השאלה באיזו מידה יש להעניק משקל להעדפה של קהילות חלשות לקיומם של מפגעים סביבתיים בסמוך למגוריהן. היות שמדובר באכיפה של חריגה מסטנדרט חוקי ולא בקביעת הסטנדרט או בחלוקת המטרדים, נראה כי משקל ההעדפה הקהילתית צריך להיות נמוך מאוד.

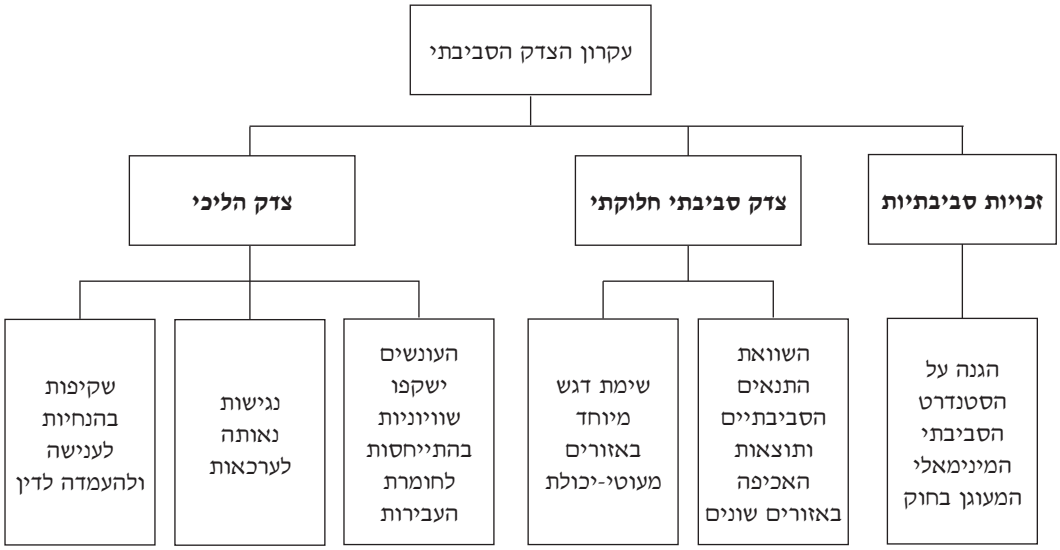
3. הגנה על זכויות סביבתיות באכיפה

יישום המודל של זכויות באכיפה, מחייב את גורמי האכיפה למקד את פעילותם באזורים בהם ישנה הפרה ברורה של הזכות-לסביבה כפי שזו הוגדרה בחקיקה ובפסיקה. המשמעות החוקתית שניתנה לזכות-לסביבה היא שתכתיב את תוצאות אימוץ הגישה כיעד לאכיפה. אם הזכות מתפרשת כאנתרופו-צנטרית ומוענקת רק לדור הנוכחי ולא לדורות הבאים, לא תהיינה תוצאות האכיפה לפי גישה זו שונות בהרבה מן התוצאות בחתירה לצדק חלוקתי פורמאלי. מנגד, אם הזכות מפורשת כזכות המוקנית גם ליצורים לא-אנושיים או לדורות הבאים, יהא יעד האכיפה קרוב יותר לזה הנובע מן הפרדיגמה האקו-צנטרית.

פעולות שמתמקדות בטיפול באזורים אשר בהם הופרו התנאים הסביבתיים הבסיסיים, עשויות לחפוף לפעולות-אכיפה הננקטות לפי היעד של העדפה חלוקתית מתקנת, אם תנאים אלה מופרים באופן עקבי באזורים מעוטי-יכולת. מאידך-גיסא, אם הגדרת הזכות לסביבה היא ביו-צנטרית, תיתכן הפרה של הסטנדרט הסביבתי באזורים בהם האוכלוסייה האנושית דלילה, או שאין בהם אוכלוסייה כלל. למשל, אזורים טבעיים נידחים בהם מתבצעת כריית מחצבים או נעשות עבודות אחרות הגורמות לפגיעה קשה בסביבה הטבעית, כגון כריתת יערות. יישום מודל של זכות סביבתית כזכות שאינה אנתרופו-צנטרית, ייתן משקל גם לאכיפה באזורים אלה, בהם הופר האיזון האקולוגי או התרחש הרס של מגוון המינים, גם אם לנזקים אלה אין זיקה ישירה לרווחת האדם.

א"ב — דירוג, שיוך לאשכול, אוכלוסייה, ערכי המשתנים, ציון התקן ודירוג לפי המשתנים המשתתפים בחישוב המדד — בכתובת http://www.cbs.gov.il/www/publications/local_authorities2003/pdf/t01.pdf (נכון ליום 17.6.2008)

תרשים 1(א): **מטרות האכיפה בראי הפרדיגמה של צדק**



חלק 5: מודל יעדי האכיפה הסביבתית – צירוף של פרדיגמות

הפרדיגמה הכלכלית, הפרדיגמה האקו-צנטרית והפרדיגמה של צדק סביבתי, מציעות תשתית שונה לקביעת יעדי האכיפה הסביבתית. ההבדלים בין הפרדיגמות הם שורשיים ונוגעים הן להבנה ולתיאור היווצרות בעיות הסביבה והן לניתוח מטְרות המדיניות הסביבתית. ההבדלים המרכזיים בין הפרדיגמות, כפי שעלו מן הניתוח בפרק זה, מסוכמים בטבלה 1(1) להלן.

טבלה 1(1): **הבדלים מרכזיים בין שלוש הפרדיגמות השולטות במדיניות הסביבתית**

	הגורמים המעורבים	**מקור הבעיה הסביבתית**	**הזיהום הרצוי**	**מטרת העל של המדיניות הסביבתית**	**התכלית של כלי המדיניות**
הרווחה החברתית (ניתוח כלכלי)	מתחרים על השימוש במשאבים	החצנות, טובין ציבוריים ופעולה קולקטיבית	זיהום אופטימאלי	השאת הרווחה המצרפית	הפנמה יעילה של העלויות שהוחצנו (למשל, באמצעות כלים כלכליים והקצאת זכויות קניין)
צדק סביבתי	בעלי כוח פוליטי והון, מול קבוצות חלשות	חלוקה לא הוגנת של נטלים סביבתיים כפונקציה של הקצאה לא שוויונית של משאבים אחרים (כוח פוליטי והון)	הפחתה, העדפה מתקנת לטובת החלשים	תיקון חוסר השוויון שנוצר בחלוקת המשאבים והסיכונים הסביבתיים	חלוקה מחדש של נטל הזיהום ושימוש במשאבים באמצעות רגולציה, הליכים הוגנים לחלוקת הזיהום ושמירה על זכויות יסודיות באמצעות הזכות לסביבה נקייה
אקו-צנטריות	האדם מול הטבע	האדם מתייחס לטבע באופן מנוכר ותועלתני	אפס זיהום או אי-פגיעה במערכת הטבעית	שינוי אתי בגישת האדם אל הטבע	רגולציה מחמירה שתשמור על שלמות המערכת האקולוגית באופן מרבי; שיתוף הטבע בקבלת ההחלטות

הגישה האקו-צנטרית מורה על תכנון האכיפה בהתאם לשני עקרונות: הראשון — מקסימיזציה של התועלות הסביבתיות, והשני — יצירת הליכים בהם יש לטבע אפשרות להיות 'שותף' בקביעת המדיניות. מקסימיזציה של התועלות הסביבתיות משמעותה הגדלה מרבית של ההגנה הניתנת לסביבה. בניגוד לגישה הכלכלית, מִקסוּם ההגנה על הסביבה משמעו הענקת

משקל לטבע, לא רק כנגזרת של התועלת הישירה לאדם, אלא כערך עצמאי הנבחן באופן אובייקטיבי ככל הניתן. הגישה האקו-צנטרית אינה דורשת ממערכת האכיפה לבחון את ההמרה הקיימת בין הגנת הסביבה לבין יעדים חברתיים אחרים. היא מחייבת הפנית משאבי-אכיפה אל אותם תחומים בהם ניתן להשיג את התועלות הסביבתיות הגדולות ביותר, בלא קשר לעלויות החברתיות העלולות להתלוות לכך. העיקרון השני הנובע מן התפיסה האקו-צנטרית הוא יצירת פרוצדורות בהן תוקנה לטבע אפשרות להיות "שותף" לתהליך קביעת יעדי האכיפה והמדיניות. עיקרון זה מביא לידי ביטוי את התפיסה לפיה יש לטבע ערך עצמאי שאינו קשור לערך שמייחס לו האדם. מובן שיישום מעשי של עיקרון זה אינו פשוט, שכן עמדת הטבע תיוצג על-ידי בני-אדם, אולם עצם הצגת הדברים באופן זה מחייבת את מערכת האכיפה לתפוס את תפקידה כמגנה לא רק על בריאות האדם ורווחתו, אלא גם על שלמותו הפנימית של הטבע.

הפרדיגמה הכלכלית מורה להקצות משאבי-אכיפה בכפוף לעקרונות של אופטימיזציה כלכלית. בהתאם לתפיסה זו, האכיפה תיבחן בכך שתופעל רק כל אימת שהישגיה הסביבתיים עולים על העלויות החברתיות הנובעות ממנה. לפי גישה זו, על האכיפה לחתור להשגת זיהום אופטימאלי ולא למזעור מקסימאלי של הזיהום. התועלת הסביבתית שתושג על-ידי האכיפה תיבחן רק לפי השפעותיה על רווחת בני האדם, ולא יוענק משקל לייחודן או לרגישותן של מערכות אקולוגיות. אכיפה על-פי הגישה הכלכלית, תתמקד בהקטנת הזיהום בקרב פירמות שעלויות הציות שלהן נמוכות, בפרט אם זיהום זה גורם לתחלואה ולתמותה, ותזנח את האכיפה באזורים בהם השפעת הנזקים הסביבתיים על האדם היא קטנה. לפי תפיסה זו, אכיפה נגד מפעל המזהם את האוויר במפרץ חיפה, תזכה לעדיפות על פני אכיפה של הפרות המתרחשות במכתש-רמון או בעין-גדי.

הפרדיגמה של צדק סביבתי, המבוססת על אתיקה אנתרופו-צנטרית, מנחה את האכיפה הסביבתית לחתור למספר יעדים: הראשון, חלוקה הוגנת של משאבי הסביבה גם במחיר של ויתור על המקסימיזציה של התועלות הסביבתיות או על אופטימיזציה כלכלית. לפי תפיסה זו תתמקד האכיפה בצמצום ההשפעות הסביבתיות השליליות על האדם ובהטבת תנאי הסביבה של אוכלוסיות שונות, כך שהתוצאה הסביבתית תהיה דומה. המוקד אינו בהשגת מרב התועלות עבור מרב בני האדם, אלא בהפחתת החשיפה למפגעים בקרב אוכלוסיות חלשות, גם במחיר הפחתת סך כל התועלות הסביבתיות שהושגו. יעד שני, על-פי תפיסת הצדק הסביבתי, הוא קיום פרוצדורות הוגנות אשר יבטיחו חלוקה הוגנת של משאבי האכיפה ושל הנגישות למערכת המשפט. יעד שלישי של הפרדיגמה מנחה את גורמי האכיפה לחתור למימוש סטנדרט סביבתי מינימאלי שזכה להגנה כזכות-אדם.

מן האמור עולה כי למרות שקיימת השקה בין היעדים, לא תמיד ניתן ליישב בין התפיסות באופן מלא.[173] הפרדיגמה של 'פיתוח בר-קיימא' ביקשה לספק מסגרת נורמטיבית ליישוב ההבדלים בין תפיסות אלו, אך לא הצליחה לגבש מסגרת קוהרנטית שתוכל ליישב ביניהם. "הישגה" הוא בכך שהיא מספקת מסגרת עמומה לקיום פרספקטיבות רבות ומגוונות לאיזון המתחייב בין שלוש הפרדיגמות: פיתוח כלכלי, אקו-צנטריות וצדק סביבתי. יתרונו של המושג 'פיתוח בר-קיימא' בכך שהוא מאפשר לקשת רחבה של דעות לחסות בצילו, והוא אכן זכה לפרשנויות רבות ומגוונות:

"What is clear from all the debates about sustainable development is that there is no common philosophy. There are so many interpretations of sustainable development that it is safe to say that there is no such thing as sustainable development-ism, in contrast to the schools of neo-liberalism, feminism, deep ecology or socialism."[174]

אין בכך לקבוע שלא נעשו מאמצים להציע מתודולוגיות ליישוב כולל של הפרספקטיבות השונות הכלולות במסגרת המושג 'פיתוח בר-קיימא'[175] אולם קשה לומר שניסיונות אלה צלחו. אכן, החתירה "לקדם את האינטגרציה של שלושת החלקים של המושג פיתוח בר-קיימא כעמודי תמך, המפעילים כוח תמיכה הדדי" נמשכת עד עצם היום הזה.[176] חרף הזיקה בין התפיסות, ממשיכה כל פרדיגמה לעמוד על רגליה שלה והמושג 'פיתוח בר-קיימא' ממשיך להישען כחצובה על שלוש רגליים: הכלכלית, הסביבתית והחברתית. המושג כולל רעיונות של

---

[173] ראו: M. R. Redclift, *Sustainable Development-Exploring the Contradictions* 52 (1987) וכן: I. Moffat, *Sustainable Development, Principals Analysis and Policies* 25, 26 (1995). לדעת הכותב, עיקר המחלוקת שאינה ניתנת ליישוב מתגלע בין הפרדיגמה הכלכלית לבין הפרדיגמה האקו-צנטרית. התפיסה הכלכלית הניאו-ליברלית, מבקשת להבטיח זרימה קבועה של משאבים טבעיים המשמשים לצורכי ייצור, בעוד שהגישה האקולוגית מייחסת חשיבות להבטחת השלמות הפנימית של המערכת ומייחסת לה ערך כשלעצמה וערך עבור כלל החיים על פני האדמה, ללא תלות בערך שהיא מגשימה עבור תהליכי הייצור.

[174] B. Giddings, B. Hopwood & G. O'Brien," Environment, Economy and Society, Fitting them Together", 10 *Sustainable Development* 187-196 (2002).

[175] ראו: B. Kasemir, M. B.A. Van Asselt, G. Durrenberger & C. C. Jaeger, "Integrated Assessment of Sustainable Development: Multiple Perspectives in Interaction", 11(4) *International J. of Environment & Pollution* 407-425 (1999). במאמר זה מציעים הכותבים שיטה מחקרית הקרויה Integrated assessment ככלי שבאמצעותו ניתן לבחון את הפרספקטיבות השונות הכלולות במסגרת המושג 'פיתוח בר-קיימא'. בין היתר הם מציעים שימוש בקבוצות-מיקוד לארטיקולציה ולהבנת האינטראקציה בין מגוון הפרספקטיבות.

[176] U.N General Assembly, *2005 World Summit Outcome Document* (15th Sep. 2005), available at www.un-ngls.org/un-summit-FINAL-DOC.pdf.

קיימות חלשה כמו גם של קיימות חזקה ואקולוגיה מעמיקה. קשת הדעות חושפת מתח בין אקו-צנטריות לאנתרופו-צנטריות.[177]

הקושי להציע מודל אינטגרטיבי ליעדי-אכיפה נובע מחד-גיסא מהיעדר האפשרות ליישב באופן מלא בין שלוש הפרדיגמות המנחות, ומאידך-גיסא מאי-רצון לבחור באחד היעדים ולזנוח את היתר. העמדה הראשונה נובעת מהיעדר השוואתיות (incommensurability) של הערכים הבאים לידי ביטוי בפרדיגמות השונות. העמדה השנייה נובעת מן התפיסה הפלורליסטית לערכים. אתחיל דווקא בפלורליזם: הגישה הפלורליסטית ליעדי האכיפה, נשענת על התפיסה של פלורליזם ערכי לפיה כל אחת מן הפרדיגמות יכולה להיות חשובה ויסודית להבנת המדיניות הסביבתית אף אם הערכים הגלומים בה עומדים בסתירה הדדית.[178] היישום של כל אחד מן היעדים השונים תלוי במידה רבה בהקשר המדיניות שבו מדובר.[179] קשה לומר שמדיניות ציבורית, באופן כללי, צריכה להיות מונחית על-ידי מוניזם (monism) — תפיסה ערכית לפיה יש רק יעד אחד לגיטימי וצודק.[180] זאת הואיל ואין נימוקים טובים באמת שיצדיקו התעלמות מוחלטת מצדק סביבתי באכיפה, או שישכנעו שיעילות כלכלית בשימוש במשאבי האכיפה הוא עיקרון מיותר.

העובדה שלא ניתן להשוות בין יעדי האכיפה הסביבתית על סולם שיש לו קנה-מידה אחיד להשוואה (incommensurability), תומכת ומחזקת את הגישה הפלורליסטית. היעדר

---

[177] להרחבה ראו: E. Neumayer, *Weak versus Strong Sustainability: Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms* (1999).

[178] ראו: R. H. Pildes & E. S. Anderson "Slinging Arrows at Democracy: Social Choice Theory, Value Plurtalism and Democratic Politics", 90 *Colum. L. Rev.* 2121, 2148 (1990). שם מצדדים הכותבים בפלורליזם ערכי במדיניות הציבורית. אשר הם מאפיינים כך: "The view that public values – those values at stake in the political choice – ought to be understood to be diverse in a particular and profound way."

[179] להשוואה ראו: ישעיהו ברלין, מגדולי הפילוסופים של המאה האחרונה, שהניח את התשתית לפילוסופיה של פלורליזם בערכים (value pluralism). להצגת הפילוסופיה של ברלין על פלורלזים ערכי, ראו: W. Galston, *Liberal Pluralism: the Implications of Value Pluralism for Political Theory and Practice* 213 (2002); J. Gray, *Two Faces of Liberalism* (2002); J. Murray, *The Crooked Timber of Humanity*, (1990).

[180] המושג מוֹניזם הוטבע על-ידי ישעיהו ברלין אשר כינה בשם זה את התפיסה הפילוסופית לפיה העולם מורכב מאלמנט אחד בודד. בפיתוח התפיסה הפלורליסטית שלו, החל ברלין מן הכיוון ההפוך, בזיהוי ושלילת העמדה הנוגדת. לפי הגדרתו ניתן לסכם את מאפייני המוניזם באופן הבא: 1. לכל השאלות העיקריות צריכה להינתן תשובה אמיתית אחת בלבד. כל התשובות האחרות הן שגיאה. 2. צריך להיות נתיב אמין לגילוי התשובות האמיתיות שניתן לגלותן באופן עקרוני, אף אם אינן ידועות היום. 3. התשובות האמיתיות, מרגע שיימצאו, יהיו תואמות זו לזו וייצרו שלם, שכן אמת אחת אינה יכולה להיות בלתי-תואמת לאחרת. ראו *שם*.

השוואתיות של ערכים, משמעה שאין פרוצדורה כללית לפתרון מחלוקות ערכיות.[181] אין מטה-עיקרון הקובע עדיפות של ערך אחד על משנהו. עמדה זו דוחה את השימוש בעיקרון התועלתני כקנה-מידה להשוואה.[182] דברים אלה משליכים במדויק על המתח האקו-צנטרי-כלכלי. התפיסה האקו-צנטרית דוחה את התפיסה הכלכלית, בין השאר עקב סירובה להימדד במשקפיים התועלתניים העיוורים לערכו התלאולוגי של הטבע שהוא בעל ערך מוסרי משל עצמו, במנותק מן התועלות שהוא מייצר לאדם.

היות שמיזוג מלא בין היעדים אינו אפשרי או סביר, צריכים מקבלי ההחלטות לבחור בין תמהיל היעדים אשר ינחו את מערכת האכיפה הסביבתית. בתהליך זה עליהם לקבוע את המשקל שיינתן לכל אחד מן היעדים כפי שעולה מתרשים 1(ב) להלן. למשל, האם על רשות האכיפה לחתור רק למַקסום התוצאות הסביבתיות? האם על הרשות להתמקד בשימוש היעיל ביותר במשאביה להשגת תוצאות-זיהום אופטימאליות, או שעליה להבטיח הוגנות וצדק סביבתי?[183] השילוב המדויק בין יעדי האכיפה, שיאומץ מתוך סל היעדים האפשריים, הוא זה שיכתיב את השימוש במדדים לבחינת אפקטיביות האכיפה. היות שאפקטיביות נמדדת לאור היעדים, הגדרה ברורה של יעדים היא תנאי-מוקדם לגיבוש המדדים הבוחנים את אפקטיביות האכיפה. קביעת היעדים ומשקלם היחסי, מונחת לפתחם של קובעי המדיניות, וניתן לבצעה בעזרת מתודולוגיות סטטיסטיות של Multiple Criteria Decision Analysis (MCDA) המאפשרות להתייחס למגוון היעדים והקריטריונים לבחירתם.[184]

---

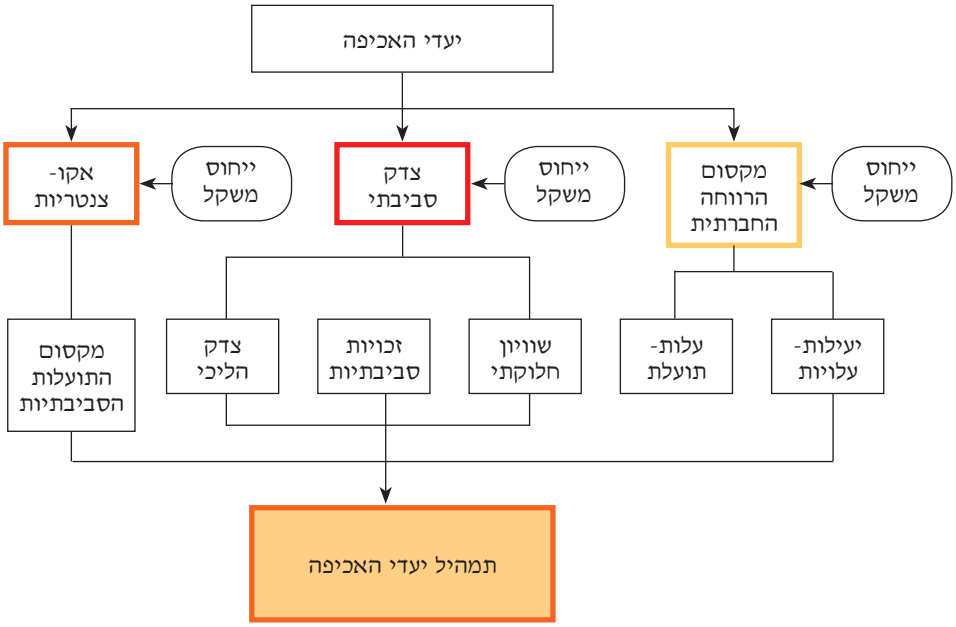
[181] C. R. Sunstien, "Incommensurability Valuation in Law", 92 *Mich. L. Rev*. 779, 796 (1994).

[182] להרחבה ראו: M. Adler, "Law and Incommensurability: Introduction" 146 *U. Pa. L. Rev.* 1169 (1998); "Symposium- Law and Incommensurability", 146 *U. Pa. L. Rev.* 1169 (1998); M. Adler, "Incommensurability and Cost-Benefit Analysis" 146 *U. Pa. L. Rev*. 1371, 1383(1998).

[183] בארה"ב אכן מקובל לקיים בחינות נפרדות של צדק והוגנות ולהשאיר את המשקל של שני השיקולים הללו למקבלי ההחלטות. ראו: *U.S. Environmental Protection Agency, Guidelines for Preparing Economic Analyses* (2000, U.S. EPA, Washington, D.C.).

[184] ראו פרק רביעי חלק 4א(3).

תרשים 1(ב): **יעדי האכיפה הסביבתית**



פרק שני:
אסטרטגיות המשפיעות על ציות לחוק

חלק 1: מבוא

אנייה אשר שטה עם מצפן אך ללא מנוע, לא תגיע ליעדה. הוא הדין כשמדובר באכיפה. על האכיפה הסביבתית להשפיע על ההתנהגות כדי שתוכל להשיג את מטרותיה בעולם הפיזי. זאת משום שמרבית פעולות האכיפה אינן יוצרות שינוי ממשי בסביבה, אלא באמצעות שינוי התנהגותם של חברות ובני-אדם שמזהמים את הסביבה. קנס שהוטל על תעשייה מזהמת, או מאסר שהושת של מנהל חברה, אינם מביאים לשיפור ישיר בסביבה ואינם יכולים להבטיח מאליהם חלוקה צודקת של המפגעים הסביבתיים או השגה של זיהום אופטימאלי. עיצוב מערכת האכיפה הסביבתית כך שתוכל להשיג את היעד (או היעדים) שנקבע לה — יהא זה מִקסום התוצאות הסביבתיות, יעילות כלכלית או צדק סביבתי — מחייב מעֲבר של מערכת האכיפה מן היעד לעבר אסטרטגיות שיש בכוחן להשפיע על התנהגות, כדי שהמערכת תכוון אל היעד הסביבתי. משמעות הדבר היא שההתנהגות האנושית — ולא רק התוצאות הסביבתיות-כלכליות — היא מושא למדידה בבואנו להעריך את אפקטיביות האכיפה. לעתים יכולים מדדי-התנהגות להוות קירוב (proxy) לתוצאות סביבתיות, כאשר אלו לא נמדדו כראוי.[1]

בחלק 2 תוצגנה שתי התיאוריות המובילות המסבירות את הסיבות לציות של בני-אדם ופירמות לחוק — הגישה התועלתנית והגישה הנורמטיבית. בהמשך, בחלק 3, תתואר האסטרטגיה ההרתעתית הנסמכת על התיאוריה התועלתנית של הציות לחוק. בחלק 4 תתואר האסטרטגיה הנורמטיבית לציות. בשני חלקים אלה יידונו תוצאות מחקרים אמפיריים בהם נבחנו מניעי הציות והאופן בו משפיעה כל אחת מן האסטרטגיות על הציות לרגולציה הסביבתית. בחלק 5 תוצע אסטרטגיה משולבת העושה שימוש במרכיבים הרתעתיים ונורמטיביים כאחד על-מנת להתמודד עם אי הציות לחוקי איכות הסביבה.

[1] לדיון ראו פרק רביעי חלק 3ב(2)(ג)

חלק 2: תיאוריות של ציות לחוק

בספרות ניתן למצוא שתי השקפות-עולם עיקריות על מוטיבציות הציות לחוק של פירמות ופרטים: הראשונה תכונה להלן תועלתנית והשנייה — נורמטיבית. ההשקפה הראשונה רואה בפירמה ממקסמת-רווח רציונאלית אשר תציית לחוק רק כאשר האינטרס הכלכלי שלה ינחה אותה לעשות כן.[2] פירמה תעמוד בהוצאות המשמעותיות הנדרשות כדי לעמוד בדרישות הרגולציה הציבורית, רק בהתקיים שני תנאים מצטברים: (1) המחויבות מעוגנת בחקיקה; (2) הידיעה כי האי-ציות יתגלה וילווה בעונש חמור בסבירות גבוהה.[3] תפיסה דומה רואה גם בפרט גורם רציונאלי שפועל על-פי שיקולים כלכליים של עלות-תועלת. לפי גישה זו הפרט יציית לחוק רק כאשר התועלות הצפויות מהפרת החוק (החיסכון בעלויות הציות) פחות העלויות הצפויות של הפרת החוק, תהיינה קטנות מהתועלת של ציות לחוק. גישה זו משותפת לחשיבה הכלכלית הניאו-קלאסית ולתיאוריה הפסיכולוגית הרואה בפרט גורם המונע מאינטרסים עצמיים בלבד.[4] תפיסה זו של הפירמה והפרטים תואמת למודל ההרתעתי שנתאר בהמשך. תפיסת הפירמה כממקסמת רציונאלית בהקשר של ציות לחוק, מובילה בדרך-כלל לשימוש באמצעים הקלאסיים של הגברת האכיפה, הגברת הניטור והטלת עונשים כבדים שימריצו ציות לחוק.[5]

השקפה שנייה רואה בפירמה ובפרטים יצורים מורכבים ורב-ממדיים. נכונותם לציית לחוק לא מושפעת רק מחשש מפני החוק ומהעונשים המתלווים לאי-ציות. ציות נובע ממְגוון מְשתנים היוצרים רצון להישמע לחוק ומהשפעות הנורמה החברתית השלטת.[6] גישה זו מכירה במגוון משתנים המשפיעים על הציות לחוק, כולל יצירת תמריצים כלכליים לציות ועניינת אי-ציות באמצעות האכיפה המסורתית, הגברת הניסיונות החינוכיים והגברת השימוש בכלים של סיוע ועידוד הציות, על-מנת לפנות אל המוטיבציות לציות של הקהילה הכפופה לרגולציה

---

[2] R.A Kagan & J.T Scholz, "The Criminology of Corporation and Regulatory Enforcement Strategies" *Enforcing Regulation* 69-71 (J. Hawkins & J.M Thomas Eds., 1984). שם מכנים הכותבים את הפירמה בתיאור הציורי: "Immoral Calculators" קרי, מכונות-חישוב לא מוסריות.

[3] למחקרים שעשו שימוש בדוקטרינה זו, ראו: G.J. Stigler, "The Optimum Enforcement of Laws", 78 *J. Pol. Econ.* 526–536 (1970). ; J Regans, B. J. Seldon & E. Elliott, "Modeling Compliance to Environmental Regulation: Evidence from Manufacturing Industries", 19(6) *J. of Policy Modeling* 683–96 (1997); J.L Miller & A. B Anderson, "Updating the Deterrence Doctrine", 77 *J. of Crim. L. & Criminology* 418-438 (1986).

[4] לניתוח כלכלי של משוואת התועלת של ציות לחוק, ראו: G. Sutinen & K. Kuperan, "Economic Theory of Regulatory Compliance", 26 *International J. of Society & Econ.* 174,176, 179 (1990).

[5] T. M. Malloy, "Regulation, Compliance and the Firm", 76 *Temple L. Rev.* 451 (2003).

[6] Malloy (2003), *לעיל* ה"ש 5, בעמ' 126.

ולחזקן.[7] תפיסה זו הולכת וקונה לה שביתה בעקבות ממצאי מחקרים שהוכיחו כי חרף הסיכויים הקטנים להיענש וקוּלת העונשים, היקף הציות גבוה מן הצפוי על-פי המודל של הפירמה כמכוֹנה תועלתנית וכְמכלכֶּלת רווח לא מוסרית.[8]

תיאוריות משפטיות שפותחו על-ידי פילוסופים כמו Nozic ו-Jean Hampton, ראו בפעולות האכיפה והענישה אמצעי לחינוך בני האדם כדי שינהגו באורח מוסרי. ענישה המתייחסת אל בני האדם כאילו היו חיות המוּתנות לבצע מעשים מסוימים באמצעות כאב, חוטאת ליעדהּ. ענישה ואכיפה משיגות יותר מכך. הן גורמות למפרי-חוק להרהר בסיבה לכך שהם נענשים — פעולה המבחינה את האדם מן החיה. בדרך זו דורשת מערכת המשפט הפלילי מבני האדם להפנים את המגבלות המוסריות המוטלות על התנהגותם. העונש הוא תהליך חינוכי-מוסרי, בו האדם לָמַד על ההתנהגות המוסרית הרצויה בחברה ומהו רע מוסרי.[9]

גישה זו לתפקיד האכיפה, מתיישבת עם תיאוריית הביטוי של החוק (The Expressive Function of Law). דוקטרינה זו רואה את תפקידו המרכזי של החוק הפלילי בהתוויה ובשינוי הנורמות המוסריות של החברה ובהבעת סלידה חברתית מן העבריין על הפרת הכללים.[10] הרגולטור צריך לפעול בראש וראשונה לשינוי הנורמות הקיימות בחברה במידה שנורמות אלו אינן תואמות למגמת החקיקה. על-פי תפיסה זו, השפעה על הנורמות החברתיות היא דרך טובה ויעילה למנוע התנהגות מסוכנת לחברה. היא אף עולה בכך על השימוש באמצעים קונבנציונאליים של הרתעה.[11]

הנכונות לציית לחוק במודל הנורמטיבי, מוסברת באמצעות חלוקה של הנורמות הרווחות לשתיים: נורמות פרטיות-אישיות ונורמות חיצוניות-חברתיות. נורמה פרטית-אישית היא נורמה הנוצרת כאשר דפוס-התנהגות או חובה מופנמים אצל הפרט (internalized norm).[12] כאשר

---

[7] D. B. Spence, "The Shadow of the Rational Polluter: Rethinking the Role of Rational Actor Models in Environmental Law", 89 *Cal. L. Rev.* 917, 985-986 (2001).

[8] M. P. Vandenbergh, "Beyond Elegance: A Testable Typology of Social Norms in Corporate Environmental Compliance", 22 *Stanford Envtl. L. J.* 55 (2003).

[9] J. Hampton, "The Moral Education Theory of Punishment", 13 *Philosophy & Public Affairs* 187 (1986); המציג את הטענה כי הענישה פועלת לשינוי ערכי החברה. השווה ל-G. K. Dau-Scmidt, "An Economic Analysis of Criminal Law as a Preference Shaping Policy", *Duke L. J.* 26, 27 (1990), המציג את הטיעון הכלכלי לפיו למשפט הפלילי יש תפקיד מעבר לפונקציה ההרתעתית. המשפט פועל לעיצוב העדפות או לחינוך הציבור לגבי המשמעויות המוסריות של מעשיו.

[10] J. Hampton, "An Expressive Theory of Punishment" *Retributivism and its Critics* (W. Cragg Ed., 1992); C. R. Sunstein, "Symposium: Law and Economics & Norms: On the Expressive Function of Law", 144 *U. Pa. L. Rev.* 2021 (May, 1996); J. Feinberg, "The Expressive Function of Punishment" (1970) *Doing and Deserving* וגם Dau-Scmidt (1990), *לעיל* ה"ש 9, בעמ' 1.

[11] C. R. Sunstein, "Social Norms and Social Roles", 96 *Columbia L. Rev.* 903, 908 (1996).

[12] ראו למשל: R. Cooter, "Do Good Laws Make Good Citizens? An Economic Analysis of

אדם הפר את הנורמה, מביא עליו הדבר תחושת אשמה, חשש, אבדן ביטחון-עצמי ותחושות נלוות אחרות.[13] למשל, אדם שהפנים את הנורמה של הפרדת פסולת והנחת בקבוקים במיכל המחזור, ייתכן שיחוש אשמה כאשר ייאלץ להשליך את בקבוקי הפלסטיק לפח משום שאין בסביבתו מיכל מחזור. הנורמה הפנימית מלווה באחד משני סוגי מוטיבציות, אף כי לעתים קשה להפריד ביניהם. כאשר המוטיבציה לנורמה היא פנימית (intrinsic motivation) אזי המוטיבציה לביצוע הפעולה היא עצם ההנאה מן הפעולה.[14] ביחס לדוגמא שהובאה לעיל, קשה להניח כי אדם מפריד בין בקבוקי הפלסטיק ליתר הפסולת בזכות ההנאה שהוא מפיק מעצם המעשה.[15] לחלופין, נורמה פנימית יכולה להיות מונעת על-ידי מוטיבציה חיצונית (extrinsic motivation) אשר מכוונת לביצוע הפעולה כדי להשיג תוצאה נפרדת מן הפעולה עצמה.[16] בקשר להפרדת בקבוקי פלסטיק — כמו גם פעולות סביבתיות רבות נוספות — יש להניח שהמוטיבציה היא בדרך-כלל חיצונית. למשל הסיפוק מהשתתפות במאמץ הקולקטיבי לשיפור איכות הסביבה. נורמות חיצוניות הקרויות לעתים 'נורמות חברתיות' (social norms) הן אֱמוּנות משותפות לחברה בדבר האופן בו יש לנהוג. ההתנהגות שאליה מכוונת נורמה חיצונית, נאכפת באמצעות סנקציות חברתיות לא פורמאליות. בעוד שהתוצר של אי-הפרת נורמה פנימית הוא תחושה חיובית, התוצר של אי-הפרת נורמה חיצונית הוא אַשרור חברתי או הימנעות מסנקציה חברתית.[17] נורמות חברתיות הנוגעות לסביבה, יכולות להיות נושאיות (למשל אי-השלכה של פסולת לרחוב) או כלליות (תרומה לטובין הציבוריים).

ישנן תיאוריות פסיכולוגיות וסוציולוגיות החולקות על ההנחה כי לאָדָם תפקיד מרכזי בפיתוח נורמות מופנמות. התיאוריה הקוגניטיבית של Kohlberg מתמקדת בתהליכי התפתחותו של היחיד. התיאוריה גורסת כי נורמה מופנמת היא פונקציה של התפתחות קוגניטיבית ושל היכולת לחשוב. לעומת זאת, התיאוריה של הסוציאליזציה של המוּסר (של Hoffman) גורסת כי תחושת האמפתיה היא הבסיס למוסר. תיאוריה זו גורסת כי הגורמים שמשפיעים באופן המשמעותי ביותר על הציות לחוק הם דעות של קבוצת השווים ומידת

.Internalized Norms", 86 *Va. L. Rev.* 1577 (2000)

[13] R. H. McAdams, "The Origin, Development and Regulation of Norms", 96 *Mich. L. Rev*. 338, 377-381 (1997); B. S. Frey & A. Stutzer, "Environmental Morale and Motivation" *Working Paper Series Working Paper No. 288* (April 2006).

[14] Frey (2006) *לעיל* ה"ש 13 בעמ' 6. להרחבה R. M Ryan & E. L. Deci "Self-Determination Theory and the Facilitation of Intrinsic Motivation, Social Development, and Well-Being" 55(1) *American Psychologist* 68 (2000).

[15] K. Nyborg, "Informational Aspect of Environmental Policy Deserves More attention: Comment on Paper by Frey" 22(4) *Journal of Consumer Policy* 419, 420 (1999).

[16] ראו Frey (2006) *לעיל* ה"ש 13 בעמ' 6.

[17] ראו Frey (2006) *לעיל* ה"ש 13 בעמ' 5.

ההשפעה שיש לחברה על התנהגות היחיד.[18] לפי הגישה הנורמטיבית, המאומצת בחלק מן המחקר הסוציולוגי, אדם אינו פועל רק בהתאם לאינטרס העצמי שלו, אלא גם בהתאם למה שהוא מחשיב בגדר מוסרי. אנשים יִטו לציית לחוק ככל שהם מייחסים לו לגיטימיות.[19] לפיכך, הגורמים המשפיעים ביותר על ציות מזווית נורמטיבית, הם התפיסה של הכפופים לחוק לגבי הוגנותו ומידת הלימותו של החוק לנורמות המופנמות שלהם.[20]

כך או כך, כאשר הפרט הַפנים נורמות הרווחות בציבור, במקרה של הפרה תפעל הנורמה הן מן ההיבט הפנימי והן מן ההיבט החיצוני. ברם, ייתכן שאדם לא יפנים נורמה מסוימת ואף יחלוק על הלגיטימיות שלה, ואף על-פי כן יפעל על-פיה מחשש לסנקציות חברתיות על הפרת הנורמה החיצונית.[21] ניתן להמחיש את הדברים באמצעות הנורמה של שמירה על ניקיון המרחב הציבורי. אם אדם הפנים נורמה זו, הרי שההפרה עלולה לגרום לו רגשי-אשם. ברם, אף אם הפרט לא הפנים את הצורך לשמור על ניקיון רשות הרבים, הוא עשוי שלא ללכלך באם הוא חושש מסנקציות מצד חבריו וקרוביו. הסיבה שאנשים נוהגים שלא ללכלך את רשות הרבים הוסברה לא אחת בקיומן של נורמות חברתיות, משום שמוטיבציה פנימית או חיצונית אינן מספקות תמיד הסבר נאות להתנהגות זו.[22]

גם בקרב פירמות ניכרת השפעת הנורמות בתרבות הניהולית.[23] המשקל היחסי ועוצמת הנורמות השונות בקרב פירמות, ישתנו ממקום למקום ולפי הנסיבות החברתיות. המשותף לנורמות התאגידיות הוא ביכולתן להשתנות לאורך זמן. החוק ואכיפת החוק יכולים ליצור שינויים בנורמות הקיימות והמופנמות הן אצל הפירמה והן בקרב ציבור הצרכנים והסביבה העסקית.[24] גם בתחום איכות הסביבה זוהו נורמות שונות המנחות ומכוונות את פעולותיהם

---

[18] J. Thøgersen, "Norms for Environmentally Responsible Behavior: An Extended Taxonomy" 26 *Envt'l J. Psychology* 247, 248 (2006). במחקר זה מציע הכותב טקסונומיה חדשה של נורמות על בסיס שתי התיאוריות הנ"ל.

[19] רעיון הלגיטימיות של הרגולציה מקבל פרשנויות שונות. לגיטימיות יכולה לנבוע מאופן ההפעלה של המנגנונים המסדירים את הרגולציה ואכיפת דרישותיה. לגיטימיות יכולה גם להיות טמונה בהיבטים המוסריים של הדרישות הרגולטיביות. Malloy (2003), *לעיל* ה"ש 5, בעמ' 454.

[20] Tyler (1990) להלן ה"ש 30, בעמ' 73. וכן T. R. Tyler & J. M. Darley, "Building a Law- Abiding Society: Taking Public View About Morality and the Legitimacy of Legal Authorities into Account When Formulating Substantive Law", 28 *Hofstra L. Rev.* 707, 714-715 (2000). כמו גם: Sutinen (1990) *לעיל* ה"ש 4, בעמ' 74, 186-187. שם טוענים הכותבים כי הכנסת פרוצדורות צודקות יותר באכיפה של רגולציה, תחזק את מידת הציות לחוק.

[21] McAdams (1997) *שם*, בעמ' 384.

[22] R. C. Ellickson, "Law and Economics Discover Social Norms", 27 *J. of Legal Studies* 538 (1998).

[23] Vandenbergh (2003) *לעיל* ה"ש 8, בעמ' 71.

[24] Vandenbergh (2003) *לעיל* ה"ש 8, בעמ' 71.

של תאגידים, ביניהן ההגנה על בריאות האדם, הגנת הסביבה, אוטונומיה, הליך הוגן, רצון טוב והדדיות, קונפורמיות ועצם הציות לחוק.[25]

לפי הגישה הנורמטיבית ישנן מטרות נוספות, מלבד הרתעה, אליהן צריכות האכיפה והענישה בתחום איכות הסביבה לחתור. ישנן ראיות אמפיריות לכך שהתנהגות סביבתית אחראית גדלה ככל שהנורמה הסביבתית מופנמת. כשקיימת מוטיבציה חיצונית חזקה לציות, אזי הסיכוי להפרת הנורמה קטן והמחויבות לציות גדלה.[26] הווה אומר שאין די במוטיבציות כלכליות תועלתניות לציות לחוק, אלא שיש צורך בשילוב בין מוטיבציות תועלתניות למוטיבציות נורמטיביות פנימיות.[27] לאור זאת צריך החוק לפעול באופן אקספרסיבי כדי לחזק את הנורמות הקיימות ולעצב ולשנות נורמות קיימות מעֵבר לתפקידו ביצירת הרתעה.[28] החוק עושה זאת באמצעות המסר שנורמות המעוגנות בו הן ההתנהגות החברתית הראויה. גם אכיפת החוק בתחום איכות הסביבה, יכולה לפעול לא רק בדרך של הרתעה. האכיפה יכולה להפעיל את הנורמות של הגנת הסביבה — היכן שאלו קיימות — או לגרום לשינוי בנורמות ובתפיסות של החברה והפרטים בתהליך של 'עיצוב נורמות'.[29] השילוב האפשרי בין יצירת הרתעה לשינוי נורמטיבי באמצעות החוק, יפורט בפרקים הבאים.

---

[25] Vandenbergh (2003) *לעיל ה"ש* 8, בעמ' 91.

[26] Thøgersen (2003) *לעיל ה"ש* 26, בעמ' 259.

[27] ראו: Frey (2006) *לעיל ה"ש* 13 בעמ' 2-3. המחבר טוען כי הגישה 'התועלתנית' זקוקה לחיזוק מצד נורמות סביבתיות, שכן היא אינה יכולה לתת מענה למספר בעיות המתעוררות ביחס לשיתוף-פעולה במשאבים משותפים: 1. יצירת תמריצים כלכליים אינה אפשרית או שהיא בלתי-יעילה כאשר מספר השחקנים בזירה הוא גדול וכאשר השחקנים פזורים מאוד (למשל, בהתמודדות עם משליכי בדלי-סיגריות אין תמריצים כלכליים יכולים לשחק תפקיד משמעותי). 2. אספקה של טובין ציבוריים קשורה לעתים קרובות ביכולת השחקנים להטיל סנקציות על מי שאינם משתפים-פעולה. העלויות של הטלת הסנקציות (הגשת תלונה, ניטור וכו') נוספות על העלויות של השתתפות השחקנים בהחזקת המשאב הציבורי. ללא מוטיבציה פנימית, אנשים לא יישאו בעלויות של הפעלת הסנקציות. 3. מחקרים אמפיריים-כלכליים אינם יכולים לספק הסבר מלא לעובדה שאנשים מציתים לחוק. הנטייה לציית לחוק מושפעת מן הנטייה המוסרית לפעול באופן חוקי, אשר מושפעת מצידה מתפיסת החוק כלגיטימי. 4. ניתן יהיה ליישם תמריצים כלכליים לציות לחוקי איכות הסביבה, רק אם תהיה לכך תמיכה פוליטית. התמיכה הפוליטית להגנת הסביבה היא נגזרת של נורמות מופנמות.

[28] C. Sunstein, "The Expressive Function of Law", 144 *U. Penn. L. R.* 2021, 2025 (1996). השווה ל: M. D. Adler, "Expressive Theories of Law: A Skeptical Overview",148 *U. Pa. L. Rev.* 1363 (1999-2000) אשר מבקר את התפיסה כאילו החוק יכול להשפיע על שינוי התנהגות באמצעות הצהרה שלו על ההתנהגות הראויה.

[29] Hampton (1986) *לעיל ה"ש* 9.

חלק 3: אסטרטגיה הרתעתית

א. המודל ההרתעתי – כללי

האסטרטגיה ההרתעתית של האכיפה נובעת מן הגישה התועלתנית כלפי הציות לחוק. הכְוונת מערכת האכיפה הסביבתית ליצירת הרתעה, מבוססת על ההנחה שהגורמים הכפופים לרגולציה הם 'פועלים רציונאליים' ו'מחשבי-רווח לא מוסריים' אשר מונעים משיקולים כלכליים השואפים למַקסום הרווח האישי.[30] אסטרטגיה זו היא אולי המוכרת והמקובלת ביותר להכוונת האכיפה והענישה בתחום איכות הסביבה.[31] היא משמשת הנחת-יסוד ומושא-מחקר במרבית המחקרים התיאורטיים והיישומיים, הן אלה הנעשים במסורת האקונומטרית-כלכלית[32] והן אלה המבוצעים במסורת הקרימינולוגית.[33]

לפי הגישה התועלתנית, פירמות שוחרות-רווח יצייתו לחוקי איכות הסביבה רק כאשר החשש הממשי מהטלת סנקציות משפטיות יעלה על עלות הציות. במושגים כלכליים: כאשר עלויות האי-ציות יהיו גבוהות מעלויות הציות. לפיכך, נכונותן של פירמות להשקיע בציות ובעמידה בדרישות הרגולציה, תלויה במידת היעילות של הטלת הסנקציות המשפטיות.[34]

התועלות שפירמות יכולות להפיק מאי-ציות, כוללות את החיסכון הכספי הנובע מהימנעות מפעולות שונות הנדרשות לעמידה בדרישות הרגולציה, כגון ההימנעות מרכישת טכנולוגיות סביבתיות יקרות למניעת זיהומים, והטמעתן.[35] תועלת נוספת היא הזכייה ביתרון מסחרי-תחרותי עקב הורדה של עלויות הייצור ביחס לפירמות העומדות בדרישות החוק. לעומת זאת, עלות הציות לחוק כוללת את עלות ההטמעה של טכנולוגיות סביבתיות או כל

---

[30] המסגרת העיונית לתפיסת הרציונאליות של העבריין, פותחה בתרומות מחקריות של Becker להלן ה"ש 37.

[31] ראו גם Stigler (1970) *לעיל* ה"ש 3. R. A. Kagan & J. T. Scholz, "The Criminology of Corporation and Regulatory Enforcement Strategies" *Enforcing Regulation* 69-71 (J. Hawkins & J.M Thomas Eds., 1984); וראו גם: T.B. Tyler, *Why People Obey the Law* 21 (1990).

[32] אסטרטגיה הרתעתית נתפסת כגורם שהֻנחה את הרשות להגנת הסביבה בארה"ב במשך שני עשורים. J. A Mintz, *Enforcement at the EPA: High Stakes and Hard Choices* 102-103 (1995).

[33] לסקירה טובה של המחקרים היישומיים על האפקטים ההרתעתיים של האכיפה, ראו: M. A. Cohen, "Empirical Research on the Deterrent Effect of Environmental Monitoring and Enforcement", 30 *ELR News & Analysis* 10245 (2000).

לסקירת מחקרים מרכזיים לפי המסורת הקרימינולוגית של עבריינות סביבתית, ראו: D. J. Rebovich, "Environmental Crime Research: Where We Have Been and Where we Should Go" *Environmental Crime Enforcement, Policy and Social Responsibility* 341, 342-349 (M. Clifford Ed., 1998).

[34] D. Thornton, N. A. Gunningham & R. A Kagan, "General Deterrence and Corporate Behavior", 27(2) *L .& Policy* 262, 263 (April 2005).

[35] C. Rechtschaffen, "Detererence vs. Cooperation and the Evolving Theory of Environmental Enforcement", 71 *Southern Cal. L. Rev.* 1186, 1187 (Sep., 1998).

פעולה אחרת הנדרשת אם התגלתה ההפרה, בתוספת הסנקציה המוטלת כתוצאה ממנה. לכך יש להוסיף עלויות אחרות (מעֵבר לעלויות הכספיות הישירות) הנלקחות בחשבון על-ידי חלק מהפירמות, כגון הפגיעה בתדמית, הפוטנציאל לשאת באחריות נזיקית, עלויות משפטיות ועלויות הכרוכות בהגברת הפיקוח מצד רשויות אכיפת החוק.[36] את הסיכום הכולל של העלויות יש להכפיל בהסתברות שהפרת החוק תאותר ותסתיים בסנקציה.

ב. המודל ההרתעתי של Becker

התובנות הבסיסיות הנוגעות לאכיפה הרתעתית מתבססות בתחום איכות הסביבה, כמו גם בתחומים אחרים, במידה רבה על מאמרו הקלאסי של בקר (Becker). לפי המודל שהציע, מגיבים מפרי-חוק פוטנציאליים הן להסתברות האיתור והענישה של העבירה (P) והן לחומרת העונש, בתנאי שהעבריין יורשע (F). לפיכך ניתן להגביר את אפקט ההרתעה באחד האמצעים החלופיים הבאים: החמרת הסנקציה, הגברת פעולות האכיפה והניטור על-מנת להגדיל את סיכוי התפיסה של העבריינים, או באמצעות שינוי הכללים המשפטיים כך שיגבירו את ודאות ההרשעה.[37]

המודל של בקר מציע להגיע לרמת-אכיפה יעילה שתמזער את העלות הכוללת של המשאבים החברתיים המושקעים באכיפה ואת העלויות החברתיות נֶטו הנובעות מן העבירות. מזעור העלויות החברתיות קובע באופן ישיר את הרמה האופטימאלית של האכיפה וקובע את הרמות הדרושות ל-P ול-F כדי להבטיח את התוצאה הרצויה.[38] לפי המודל, בקר הניח כי העלות השולית של הגברת הפיקוח (P) גבוהה בהרבה מהעלות השולית של העלאת גובה הקנס (F). זאת משום שעלות העלאת הקנס נתפסה בעיניו כבלתי-תלויה בגובה הקנס המוטל. בהסתמך על טיעון זה, ובהנחה שעבריינים אינם מעדיפים התנהגות מסוכנת ומונעים רק משיקולים כלכליים, ניתן למזער את הנזקים הכלכליים של עבריינות, אם P ייקבע קרוב לאפס ו-F יותאם כך שיאפשר רמה נסבלת של עבריינות. כלומר, קנס גבוה נתפס כפיצוי על ההסתברות הנמוכה לאכיפה. היות שעלות הגדלת הסתברות האכיפה גבוהה בהרבה מעלות הגדלת העונשים, יש להקדיש מינימום משאבים חברתיים לאכיפה ולהעלות את גובה הקנסות על-מנת להגיע לתוצאה הרצויה מן הבחינה החברית. לפי המודל של בקר, המקרה

---

[36] C. S. Diver, "A Theory of Regulatory Enforcement", 28 *Public Policy* 257, 263 (1980).

[37] G. S. Becker, "Crime and Punishment, an Economic Approach", 76(2) *The J. of Pol. Economy* 169,192 (Mar-Apr. 1968).

[38] Becker (1968), *לעיל ה"ש* 37, *בעמ'* 174.

היחיד בו לא ניתן עוד להגדיל את הסנקציה, מתקיים כאשר הסנקציה כבר אינה ניתנת לגבייה עקב גודלה.[39] מובן שעל מסקנותיו של בקר נמצאו לא מעט חולקים.[40]

המודל של בקר והיישום המשתמע של קריטריון הרווחה החברתית, משמעו שייתכן שחברה תיאלץ לסבול רמה מסוימת של עבירות, שכן העלות החברתית של מניעת העבירות עולה על הנזק החברתי שהללו גורמות. לפי האמור, הוצאות על אכיפה אמורות להניב ירידה בהיקף העבריינות בשוליים, אשר ערכה צריך להיות שווה או גבוה מן ההחזר שמשאבי-אכיפה אלה היו מייצרים בתחומים ציבוריים אחרים. [41] המודל של בקר מאפשר להסיק את התנאים העונים על הגדרת רמה אופטימאלית של אכיפה.

ג. דפוסים שונים של הרתעה

תיאור ההרתעה המונוליתי של בקר אינו מקובל על הכול. יש הרואים בהרתעה אסטרטגיה המורכבת ממספר רבדים, בהם נהוג להבחין בין הרתעה ספציפית, כללית ומשתמעת. הרתעה ספציפית מכוונת אל השפעתן של פעולות פיקוח ואכיפה על העבריין שנענש. הרתעה זו נוצרת בדיעבד, לאחר מתן העונש. מן ההיבט הסביבתי, היות שהענישה מבוצעת לעתים קרובות לאחר מעשה, היא אינה מונעת את הנזק הסביבתי, ומבחינה זו אין בה תרומה סגולית להשגת

---

[39] Becker (1968), *לעיל* ה"ש 37, בעמ' 179.

[40] זהו אחד ממרכיבי המודל של בקר אשר עוררו את המחלוקת הרבה ביותר. כלכלנים טענו כי העלאת גובה הקנס עד לרמת העושר של מרבית האנשים, תיצור תמריצים מעוותים לעבריינות. אם אדם צפוי ממילא לקבל קנס העולה על עושרו בגין גניבת ארנק או שוד בנק, הוא יעדיף לשדוד בנק, שכן הרווח הצפוי מעבירה חמורה עולה שבעתיים על הרווח הצפוי מעבירה קלה. ראו: G.J Stigler, "The Optimum Enforcement of Laws", 78 *J. Pol. Econ*. 526 (1970) אשר טען כי על גובה הקנסות להיקבע במדורג, כך שתיווצר הרתעה משמעותית יותר נגד עבירות חמורות יותר. עוד נטען כי העלאת גובה הקנס אינה נטולת עלויות וכי למעשה יש להטלת קנסות גבוהים עלות חברתית גבוהה יותר מעלות הטלת קנסות נמוכים. זאת מאחר שקנסות גבוהים מעודדים את העבריינים לנקוט שיטות מניעה והסתרה הגורמות לייקור האכיפה, שכן יקשה יותר להוכיח מבחינה משפטית את העבירה ולהטיל את הקנס. ראו: R. McKean, "Enforcement Costs in Environmental and Safety Regulation", *Pol'y Analysis* 269 (1980). נוסף על הביקורת מצד כלכלנים, נמתחה על תפיסה זו ביקורת על כך שאינה מוסרית. משמעות הטלת עונש חמור מכפי שמגיע לעבריין בגין העבירה, היא התנכלות ליחיד במטרה להפחית עבירות אצל הכלל — דפוס פסול של שימוש באדם כאמצעי להשגת תועלת חברתית רחבה. ראו: J. J. Andenaes, "The Morality of Deterrence", 37 *U. of Chi. L. Rev*. 649 (1970); Feinberg, "What if Anything Justifies Legal Punishment? The Classic Debate", *Philosophy J. of L*. 729-731 (Coleman Ed.). בנוסף להתנגדות העקרונית, הציבו מערכות-חקיקה מגבלות חוקתיות על הכבדה בלתי-מוגבלת בענישה, באמצעות עונשי-מקסימום. כך למשל, החקיקה הסביבתית בישראל (כמו גם מרבית החקיקה הפלילית) מעגנת עונשי-מקסימום אשר מהם אין בית המשפט רשאי לחרוג. זאת ועוד: חוסר תמיכה פוליטית במערכת האכיפה הסביבתית, מונע הטלת עונשים חמורים מאוד.

[41] Becker (1968), *לעיל* ה"ש 37, בעמ' 180.

היעד של שיפור סביבתי. התועלת המופקת מן ההרתעה הספציפית מוגבלת, וקיימת רק במידה שהאכיפה אכן מנעה ממפר החוק לחזור על המעשה. למשל, אם ישנו שיפור בתפקוד הסביבתי של הפירמה לאחר שזו באה על עונשה.[42]

עיקר התרומה של האסטרטגיה ההרתעתית למקסום התוצאות הסביבתיות, טמונה דווקא בהרתעה הכללית. זו מתרחשת כאשר ענישת עבריינים אחדים בגין הפרת הכללים הסביבתיים, מרתיעה אחרים מאי-ציות לאותם כללים. ההרתעה הכללית פועלת מתוך הנחה שלפירמות יש מידע מלא על הסתברות הענישה וכי הן בקיאות בחומרת העונשים שניתנו במקרים קודמים, ולכן הן יכולות לחשב את העונש הצפוי להן בגין הפרה.[43] מבחינה זו האכיפה היא צופה פני עתיד, בכך שהיא פועלת למנוע הפרות בקרב מי שכפופים לרגולציה וצריכים לבחור בין דפוס של ציות לדפוס של הפרה. חשיבות ההרתעה מבחינת עבירות איכות הסביבה, היא ביכולתה למנוע נזקים סביבתיים ולשפר את ההתנהגות הסביבתית של הכפופים לחוק.

דפוס נוסף של הרתעה — הרתעה מִשתמעת (implicit deterrence) — אינו מתרחש באמצעות החשש מעונשים שהוטלו על אחרים, אלא באמצעות מסר הכללי שמקורו בדימוי של הרגולטור כגורם אוכף ומן ההצהרתיות הגלומה בעצם הרגולציה.[44] אכיפה מבססת את דימוי הרשות האוכפת כגורם הפועל נגד מפרי-חוק, ובכך נוצרת הרתעה כלפי מי שטרם באו במגע עם גורמי האכיפה. זאת גם מבלי שיהיו בידי הכפופים לחוק מלוא הנתונים על ענישה קודמת וסיכויי הענישה.[45]

חשיבותם היחסית של סוגי ההרתעה השונים בתחום איכות הסביבה, נבחנה במספר מחקרים אמפיריים. באחד המחקרים נבדקה מידת השפעתה של הרתעה כללית הנוצרת כתוצאה מאכיפת רגולציה סביבתית על שמונה סקטורים תעשייתיים בארה"ב.[46] שאלות המחקר נגעו לשלושה תחומים: א. ידע הנוגע לפעולות-אכיפה — המידה בה חברות בסקטור תעשייתי מסוים היו ערות לכך שהוטלו קנסות על מפעלים באותו סקטור;[47] ב. תפיסת הסיכון — האם בקרב חברות המודעות לקיומם של הליכי אכיפה נגד תעשיות אחרות,

---

[42] Cohen (2000) *לעיל* ה"ש 32, בעמ' 10246.

[43] Cohen (2000) *לעיל* ה"ש 32, בעמ' 10246.

[44] J. P. Shimshack & M. B. Ward, "Regulator Reputation, Enforcement, and Environmental Compliance", 50(3) *J. Envtl. Econ .& Mgmt*. 539 (Nov., 2005).

[45] Thornton (2005) *לעיל* ה"ש 34, בעמ' 265.

[46] Thornton (2005) *לעיל* ה"ש 34, בעמ' 267.

[47] ידע על פעולות-אכיפה נמדד באמצעות מספר משתנים: 1. ידע כללי — המשיבים התבקשו לציין בכמה מקרים בשנה-שנתיים האחרונות נענשו מפרי-חוק סביבתיים; 2. ידע על מקרים ספציפיים — המשיבים התבקשו לזכור דוגמאות ספציפיות של אכיפה וענישה; 3. היכרות עם מקרה-אכיפה בולט אשר פרטיו הוצגו להם. ראו: Thornton (2005) *לעיל* ה"ש 34, בעמ' 270.

קיימת הכרה מוגברת בהסתברות להיתפס ובחומרת העונש;[48] ג. נקיטת פעולות סביבתיות במענה לאיתותים מרתיעים — האם קיימת סבירות מוגברת לכך שחברות המודעות לקיומה של אכיפה תנקוטנה פעולות להגברת הציות.[49] יש לציין את ההבדל בין הגדרת ההרתעה במחקר זה, לבין ההגדרות הכלכליות של הרתעה לפי המודל של בקר. בעוד שהגישה הכלכלית רואה בהסתברות להיענש או בחומרת העונש מִשתנים אובייקטיביים — רואה בהן מחקר זה מִשתנים סובייקטיביים המוגדרים כפי שהם נתפסים בעיני הכפופים לחוק.

ממצאי המחקר הראו כי אחוז ניכר (89%) מכלל המשיבים הכירו לפחות מקרה אחד של ענישה נגד אחת החברות המשתייכות לסקטור שלהם. רוב המשיבים (71%) ידעו לתאר מקרה ספציפי של אכיפה, אך עיקר המקרים שנחרתו בזיכרונם היו של ענישה חמורה מאוד (קנסות גבוהים במיוחד או מאסר של מנהלים). לעומת זאת, מיעוט (גדול) של משיבים (42%) זכרו את מקרה האכיפה הבולט בסקטור התעשייתי שלהם, שפרטיו הוצגו להם. מרבית הנשאלים סברו כי סיכויי האיתור והתפיסה של עבירות חמורות הוא גבוה. התוצאה החציונית של תפיסת ההסתברות להילכד עמדה על 70%.[50] אחוז גבוה יותר (92%) גרסו כי אם תאותר העבירה, העבריין ייענש. ברם, וכאן טמונה מסקנה מרכזית של המחקר, לא נמצא קשר מובהק בין רמת הידע על פעולות האכיפה לבין תפיסת הסיכון בעיני המשיבים.[51] ביחס לנקיטת פעולות סביבתיות בעקבות איתותים מרתיעים, נמצא כי מרבית החברות (65%) נקטו פעולה אחת או יותר לאחר שנודע להן על מקרה של אכיפה, אך לא נמצא קשר בין נקיטת פעולות סביבתיות לבין היקף הידע הנוגע למקרי האכיפה. לא זו אף זו: אותם משיבים שחשו כי סיכויי התפיסה וההסתברות להיענש בחומרה הם גבוהים, לא נטו במידה רבה יותר לנקוט פעולות סביבתיות מאשר גורמים שחשבו כי סיכויי התפיסה נמוכים יותר.[52] לאור האמור, מסקנתו של מחקר זה היא כי המודל ההרתעתי הכללי והפורמאלי אינו מספק הסבר נאות לאופן פעולתה של מערכת האכיפה בעבירות סביבתיות, וכי האכיפה פועלת

---

[48] תפיסת הסיכון-הסתברות להיענש וחומרת העונש, נבחנו באמצעות תפיסת הסיכוי להתקיימותם של האירועים הבאים בקרב הנשאלים: 1. סגירת המפעל; 2. גילוי של הפרות-חוק; 3. הטלת קנס על מפעל שנמצא עובר על רגולציה סביבתית; 4. מנהל במפעל שנמצא עובר על רגולציה סביבתית יידון למאסר; 5. הטלת קנס על עובד במפעל שנמצא עובר על רגולציה סביבתית. ראו: Thornton (2005), *לעיל* ה"ש 34, בעמ' 271.

[49] נקיטת פעולות סביבתיות נבחנה באמצעות השאלה אם במענה לסיגנאלים הרתעתיים נקטו המשיבים את אחת הפעולות הבאות: 1. בחינה מחדש של תכניותיהם הסביבתיות. 2. תפנית בתכניות הניהול. 3. החלפת שיטות הניטור. 4. שינוי תכניות ההכשרה למנהלים. 5. החלפת ציוד. 6. ביצוע שינויים במפעל באופן פיזי בדרך אחרת. די היה שחברה תנקוט את אחת הפעולות הללו על-מנת שתסווג כחברה שנקטה פעולות בעקבות סיגנאלים הרתעתיים. ראו: Thornton (2005), *לעיל* ה"ש 34, בעמ' 271.

[50] Thornton (2005) *לעיל* ה"ש 34, בעמ' 273.

[51] Thornton (2005) *לעיל* ה"ש 34, בעמ' 274.

[52] Thornton (2005) *לעיל* ה"ש 34, בעמ' 275.

באופן משתמע יותר וישיר פחות ממה שסברו בעבר. מסקנות אלו אוששו והורחבו במחקר אחר שייסקר להלן.

במחקר שבדק את המוטיבציות של מנהלי חברות כימיקלים וחברות לציפוי מתכות לציית לדרישות הרגולציה הסביבתית, נמצא כי להרתעה ספציפית היה תפקיד משמעותי בשיפור הביצועים הסביבתיים רק בקרב קבוצה קטנה של מפעלים אשר נענשו בעבר בגין עבירות חמורות. השפעה דומה של הרתעה ספציפית לא נמצאה בקרב חברות כימיקלים אשר ביצעו בעבר עבירות קלות בלבד, ככל הנראה עקב ענישה לא-משמעותית שהוטלה עליהם בגין אותן עבירות.[53] הרתעה כללית נבחנה באמצעות קיומו של ידע בדבר סנקציות משפטיות שהוטלו על פירמות אחרות. הרתעה כזו שיחקה תפקיד צנוע בלבד ביחס למרבית החברות לציפוי מתכות, ותפקיד מצומצם יותר ביחס לחברות כימיות גדולות. לכך שהשפעת ההרתעה הכללית היתה נמוכה, נמצאו שלוש סיבות: א. חברות הִתקשו להשוות בינן לבין מפעלים שנענשו, ולעתים קרובות סברו שאין כל דמיון במצבן; ב. מרבית המשיבים במדגם טענו כי הם מצייתים לחוק או אף מצייתים לו מעל לנדרש ועל כן העונשים שהוטלו על אחרים לא עוררו אצלם חשש ממשי; ג. סוג העונש שהוטל לא היה משמעותי. חלק מהמשיבים טענו כי רק עונשי מאסר שהוטלו על אחרים במצבם — בניגוד לעונשי קנס — היו עשויים להרתיעם.[54]

למרות שנמצא כי הפחד שאמור להיווצר באמצעות הרתעה כללית אינו מעורר מוטיבציה משמעותית לציות בקרב החברות שנבחנו, הסיקו החוקרים כי האכיפה בתחום איכות הסביבה משרתת שתי פונקציות הרתעתיות כלליות. האחת של תזכורת — המעודדת את הכפופים לחוק לבחון את נוהלי הציות שלהם; והשנייה של ביטחון — הפועלת נגד החשש שהיעדר-אכיפה יגרום לפגיעה בתחרות ההוגנת בין הפירמות.[55] שמועות על מקרים של ענישה כנגד אחרים, מיקדו אצל מרבית המפעלים את תשומת הלב לנושאים סביבתיים, הגם שזו לא לוותה בהכרח ביישום השינויים הנדרשים בהתנהלות הפירמה. בד בבד, גרסו מרבית המפעלים כי בלא הרתעה כללית הנוצרת באמצעות הטלת סנקציות, היו הביצועים הסביבתיים של התעשייה מידרדרים במשך הזמן וכי חלק מהחברות היו חדלות לציית לחוק.[56]

לאור האמור נמצא כי הרתעה משתמעת היא גורם משמעותי בהנעת התנהגותן הסביבתית של פירמות, יותר מגורמי ההרתעה האחרים. הרתעה כזו נוצרת עקב ההיסטוריה של אכיפת

---

[53] N. A Gunningham, D. Thornton & R. A Kagan, "Motivating Management: Corporate Compliance in Environmental Protection", 27(2) *L. & Policy* 308 (2005a).

[54] Gunningham (2005a) *לעיל ה"ש* 53, *בעמ'* 308.

[55] Thornton (2005) *לעיל ה"ש* 34, *בעמ'* 266.

[56] *לעניין הפונקציה של התזכורת והשבת הביטחון, ראו גם:* Gunningham (2005a) *לעיל ה"ש* 53, *בעמ'* 297-298.

הרגולציה ונסמכת על תחושה הנוצרת בקרב קהל הכפופים לחוק כי ענישת עבירות-סביבה חמורות היא בלתי-נמנעת. לאור ההיסטוריה של האכיפה, הציות לחוק נתפס כהכרח גם בלא שיוכרו מקרים ספציפיים בהם הוטל עונש, או בלא שתזוהה הסתברות הענישה (קרי, בהיעדר אפקט של הרתעה כללית).[57] המסקנה המתבקשת היא שכדי ליצור הרתעה משתמעת, יש לפעול בעקביות, בהתמדה וברציפות באכיפה נגד עבירות-סביבה. נחישות האכיפה צריכה לבוא לידי ביטוי בראש וראשונה בכך שעבירות שגרמו לנזקים גדולים לא תעבורנה בלא תגובה עונשית הולמת.

ד. יישום הרתעה באכיפה – בחירה בין אכיפה פלילית לאזרחית

מערכות-אכיפה המתבססות על הרתעה, תוארו כבעלות מספר מאפיינים משותפים: ראשית, עניין מרכזי של מערכת-אכיפה הרתעתית הוא בהטלת הסנקציה על הפרת החוק. אם נמצאה הפרה של דרישה חוקית, חייבת ההפרה לגרור עונש. הטלת עונשים נחשבת אומדן להצלחה ומשקפת מסר בדבר האופן בו יטופלו עבריינים דומים. האכיפה ברובה צופה פני עתיד, שכן למרות שהענישה ממוקדת בתגובה כלפי מי שכבר הפרו את החוק, מטרתה ליצור הרתעה לעתיד.[58] נוסף על הענישה יש לרמות הפיקוח ולוודאות ענישת העבריין השפעה מכרעת על יצירת ההרתעה. ודאות הענישה מושפעת מוודאות האיתור במכפלת הסיכוי להטלת עונש אם העבירה אותרה. ודאות האיתור תלויה בהיקף משאבי הפיקוח, במקצועיות גופי הפיקוח, בשיטות הפיקוח ובזמינותו של מידע מתאים. נמצא גם כי גודלה של הפירמה משפיע על ודאות האיתור, שכן קיים קושי לנטר פירמות קטנות ביעילות. על כן, שיעור איתורן של עבירות בקרב פירמות כאלו הוא קטן בהשוואה לפירמות גדולות.[59] הסיכוי להטלת עונש מושפע מן הכללים המשפטיים הנוהגים ומאיכות הראיות שהושגו בתהליך הפיקוח. גם מהירות הליכי האכיפה והענישה עשויה להשפיע על יצירת אפקט הרתעתי.[60]

הרתעה כנגד הפרה של רגולציה סביבתית, יכולה להיות מושגת הן באכיפה פלילית והן באכיפה אזרחית. ברם, הטענה הנפוצה היא כי סנקציה פלילית יוצרת הרתעה אפקטיבית יותר מסנקציה אזרחית. זאת משום שעונשים חמורים המושתים ברגיל באמצעות ההליך

---

[57] Gunningham (2005a) *לעיל ה"ש* 53, *בעמ'* 309.

[58] Rechtschaffen (1998) *לעיל ה"ש* 35, *בעמ'* 1188.

[59] N.A. Gunningham & D. Sinclair, *Leader and Laggards: Next Generation Environmental Policy* (2002).

[60] H. Elffers, P. van der Heijden & M. Hezemans, "Explaining Regulatory Non-Compliance: A Survey, Study of Rule Transgression for two Dutch Instrumental Laws, Applying the Randomized Response Method",19(4) *J. of Quantitative Criminology* 417 (Dec., 2003).

הפלילי — כמו מאסר או מאסר על תנאי — מוטלים ישירות על הפרטים האחראים ליצירת הסכנות הסביבתיות. כך אין מנהלי פירמות יכולים להחשיב עונש פלילי לא כספי כעלות נוספת של ניהול העסק. 'עלות' זו אינה ניתנת להעברה ללקוחות באמצעות גילום במחיר המוצר.[61] נוסף על כך, עונש מאסר יוצר הרתעה משמעותית יותר דווקא אצל מנהלי פירמות אשר משתייכים לשכבה חברתית שהיא רגישה במיוחד לשלילת החירות.[62] כל זה נכון בתנאי שאכן, באמצעות הענישה הפלילית, מוטלים עונשי מאסר או עונשים אחרים השונים באופן משמעותי מן הקנסות שניתן להטיל באכיפה אזרחית. אולם כאשר עונשי-מאסר הם אירוע נדיר והקנס הוא העונש העיקרי באכיפה הפלילית, כפי שקורה בישראל,[63] מתעמעם במאוד ההבדל המרכזי בין הענישה הפלילית לענישה האזרחית.

נטען כנגד ההליך הפלילי שהפעלתו יקרה יותר מאכיפה אזרחית. לכן טוענים מרבית הכלכלנים כי סנקציות פליליות צריכות להישמר אך ורק למצבים בהם הקנס האופטימאלי הוא גבוה מכדי שניתן יהיה לְגבותו. תנאי זה יתרחש כאשר נזקי העבירה או רווחי העבריין הם גדולים במיוחד או כאשר ההסתברות להטלת העונש היא נמוכה במיוחד.[64] במקרה כזה ההליך הפלילי הוא הכרח, בהעמידו חלופה עונשית לקנס, כגון הטלת עונש-מאסר על היחיד.[65] עמידת האכיפה לא רק ביעד של מקסום התוצאות הסביבתיות, אלא גם במבחן היעילות, מחייבת להביא את השיקול העונשי בחשבון. על פי היעד האחרון, יש לזהות את העבירות המתאימות לאכיפה אזרחית ולסנן את המקרים הדורשים טיפול פלילי. שכן, אין להפעיל אכיפה פלילית כאשר ניתן להטיל את הקנסות בהליך אזרחי. היות שהאכיפה האזרחית זולה יותר, יש להניח כי הפעלתה תאפשר להגביר את הסתברות התפיסה וההרשעה גם במחיר הפחתה בחומרת העונש.[66] מנגד, על-מנת לשמור על הרתעה יש להפעיל את האכיפה הפלילית במקום בו הזיהום והנזק גדולים מכדי שהקנס האופטימאלי יהיה ניתן לגבייה.

---

[61] S. Hedman, "Symposium Environmental Crime: Expressive Functions of Criminal Sanctions in Environmental Law", 59 *Geo. Wash. L. Rev.* 895 (1991).

[62] G. Geis, *On White-Collar Crime* ٥٣ (١٩٨٢).

[63] ראו פרק שלישי חלק 2ב(2) ופרק שלישי חלק 2א(1)(ב).

[64] הקנס האופטימאלי הוא נגזרת של גובה הנזק (או רווחי העבריין) חלקי ההסתברות להיענש. ראו פרק שלישי חלק 2א(2).

[65] Cohen (2000) לעיל ה"ש 32, בעמ' 10249.

[66] לדיון בשאלת הקנס הפלילי אל מול הקנס האזרחי, ראו פרק שלישי חלק 2א(1)(ב).

חלק 4: אסטרטגיה נורמטיבית

א. משתנים המשפיעים על יישום האסטרטגיה הנורמטיבית

בחלק 2 לעיל הוצגו עיקריה של הדוקטרינה הנורמטיבית, לפיה אנשים ופירמות אינם מושפעים רק מתמריצים כלכליים לציות, אלא גם ממוטיבציות פנימיות וחיצוניות. מוטיבציות אלו הן נגזרת של הנורמות המופנמות והנורמות החברתיות. מכאן נשאלת השאלה כיצד יכולה האכיפה הסביבתית לעשות שימוש בנורמות על-מנת להגביר את מידת הציות לרגולציה הסביבתית. לפי המודל הנורמטיבי, מערכת האכיפה והרגולציה מסייעת ביצירת המנגנונים הפנימיים והחיצוניים של הנורמות הסביבתיות.[67] מספר גורמים זוהו בסְפרוּת כמשפיעים על יצירה והפנמה של נורמות סביבתיות בקרב פרטים ותאגידים.

1. *פיקוח חברתי (גינוי חברתי)* — מידת הגינוי, הסטיגמה או חוסר הנוחות שיסבול העבריין מסביבתו הקרובה כתוצאה ממעשה העבירה, נמצאו כגורם המשפיע במידה רבה על החלטותיו של הפרט לציית לרגולציה.[68] נמצא כי בקרב פירמות מסוימות, החשש מסנקציות חברתיות משפיע על מידת הציות שלהן לדרישות הסביבתיות יותר מאשר סנקציות משפטיות פורמאליות. פרסום שלילי הפוגע בשם הטוב וגורם להפעלת לחצים מצד הקהילה הקרובה ומצד ארגונים סביבתיים, נתפס לעתים קרובות כסנקציה חברתית חריפה. במחקר איכותני שנערך בקרב התעשייה הכימית והתעשייה לציפוי מתכות בשתי מדינות בארה״ב, נמצא כי רגישות הפירמות לפגיעה בְּשֵׁמן תלויה במידה בה הפירמה היתה מוּפרת לציבור מלכתחילה. בקרב חברות כימיקלים גדולות נמצא כי הסטיגמה הכרוכה בהפרת החוק וכן הנזקים לתדמית הפירמה כתוצאה מפרסום שלילי, עולים בהרבה על החשש מסנקציות משפטיות. חברות אלו ייחסו חשיבות רבה לשמירת ״האמון הקיים בינן לבין הקהילה המקומית.״ הפרסום השלילי, הלחצים מצד הקהילה ועמותות והפגיעה בְּשמן הטוב, היו גורמים בעלי השפעה רבה על ציות הפירמות הללו לרגולציה הסביבתית.[69] לעומת זאת, היה שיקול זה כמעט חסר-משמעות בקרב מפעלים קטנים לציפוי-מתכות שהיו בלתי-מוכרים לציבור. תדמיתם הציבורית לא היתה נכס חשוב בעיניהם ותחושתם היתה כי הם מצויים ״מתחת לראדאר״ של ארגוני הסביבה.[70]

---

[67] הרחבה על האופנים בהם רגולציה ואכיפה מזרזות מנגנון של הפעלת נורמות פנימיות וחיצוניות ויוצרות נורמות פנימיות וחיצוניות חדשות, ראו: Vandenbergh (2003), *לעיל* ה״ש 8,בעמ׳ 72-76.

[68] Elffers (2003) *לעיל* ה״ש 60, בעמ׳ 417.

[69] Gunningham (2005a) *לעיל* ה״ש 53, בעמ׳ 305, 311.

[70] Gunningham (2005a) *לעיל* ה״ש 53, בעמ׳ 300 ו-310.

סנקציות כלכליות מצד לקוחות הפירמה עלולות לגרום לאבדן לקוחות, לצמצום נתח השוק ולפגיעה ברווחי החברה ובעושרה.[71] במחקר שהוזכר קודם לכן נמצא כי דווקא מפעלים קטנים ובינוניים לציפוי מתכות, היו רגישים לדרישות סביבתיות אם אלו הופנו אליהם מצד לקוחות גדולים — מה שיצר אפקט של ציות באמצעות שרשרת ההיצע והביקוש.[72] ברם, מלבד נסיבות אלו מוכרים מפעלים לציפוי מתכות את תוצרתם לפי עלות ואיכות בלבד, ולפיכך כאשר אין למפעל לקוחות גדולים המציבים דרישות סביבתיות, אין משמעות ללחצים כלכליים כאלה.[73] לעומת זאת, דרישות סביבתיות של לקוחות הורגשו היטב בקרב תעשיות כימיות קטנות ובינוניות אשר לקוחותיהן העיקריים היו מפעלים כימיים גדולים שהיו נתונים בעצמם תחת לחצים סביבתיים.[74] במחקר אחר נמצא כי פירמות המייצרות מוצרי-צריכה אישיים, רגישות מאוד לתדמיתן הציבורית. מידת החשיפה של פירמות מסוג זה לקהל הלקוחות היא גדולה, ומכאן נובעת פגיעותן הכלכלית מצד לקוחותיהן.[75] מידת הרלוונטיות של ממצאים אלה לפירמות בשוק הישראלי, טעונה כמובן בדיקה.

2. *התרבות הניהולית והתייחסות לעמידה בדרישות הרגולציה* — התייחסות העבריין הפרטי לביצוע העבירה, היא מרכיב בהבנת מידת השינוי שחוללה החקיקה בהבניית הנורמות המוסריות של הפרט.[76] בניגוד לפרטים, אצלם יש קושי לבחון פעולות המבטאות אימוץ נורמטיבי של רגולציה (מלבד עצם הציות) — אצל פירמות ניתן למדוד פעולות המשקפות התייחסות לרגולציה. לא רק עמדות מוצהרות, אלא גם פעולות הננקטות על-ידי מנהלים, כגון החלטות המתקבלות במקרים של קונפליקט סביבתי, הן אינדיקציה חשובה להפנמת נורמות סביבתיות.[77]

ביחס לפירמות, הושם במחקר דגש רב על השפעת שיטות-ניהול סביבתיות על הפנמת נורמות סביבתיות ועל הביצועים הסביבתיים. Coglianese טוען כי עמדות ופעולות ניהוליות שהוא מכנה "מחויבות", הן המשתנים העיקריים בעיצוב התוצאות הסביבתיות

---

[71] Thornton (April 2005) *לעיל* ה"ש 34, בעמ' 264.

[72] Gunningham (2005a) *לעיל* ה"ש 53, בעמ' 299.

[73] Gunningham (2005a) *לעיל* ה"ש 53, בעמ' 312.

[74] Gunningham (2005a) *לעיל* ה"ש 53, בעמ' 312.

[75] ממצא זה הוא תוצר של מחקר שבחן את תעשיות הנייר ומצא כי תעשיות המייצרות מוצרים לשימוש אישי (כגון נייר טואלט או מוצרי היגיינה) רגישות יותר לתדמיתן הציבורית. ראו: D. Sonnenfeld, "Social Movements and Ecological Modernization: The Transformation of the Pulp and Paper Manufacturing", 33(1) *Development & Change* 17 (2002).

[76] Effers (2003) *לעיל* ה"ש 60, בעמ' 417.

[77] R. A. Kagan, N.A Gunningham & D. Thornton, "Explaining Corporate Environmental Performance: How Does Regulation Matter?", 37 *L. & Soc'y Rev.* 51, 57 (2003).

של הפירמה.[78] נמצא כי לאופי ניהול התאגיד יש חשיבות כמשתנה עצמאי המסוגל לנבא את התוצאות הסביבתיות של התאגיד, וזאת ללא קשר ללחצים החברתיים המופעלים עליו. תאגיד המאופיין ברגישות ובהכרת חשיבות הנושאים הסביבתיים מסיבות שאינן רק תועלתניות אלא עקרוניות, ערכיות ואסטרטגיות,[79] יֵטה לביצועים סביבתיים משופרים ואף יעבור את דרישות הרגולציה.[80] למרות היותם כבולים במגבלות כלכליות, יֵטו מַנהלים בתאגידים ערכיים לאתר פתרונות סביבתיים שיש בהם תועלת הדדית (לחברה ולסביבה),

---

[78] C. Coglianese, "Policies to Promote Systematic Environmental Management" *Regulating from the Inside: Can Environmental Management Systems Achieve Policy Goals?* (C. Coglianese & J. Nash Eds., 2001).

[79] Kagan (2003) *לעיל* ה"ש 77, בעמ' 87-89. במחקר זה סיווגו החוקרים את המפעלים לחמישה אבות-טיפוס המתייחסים לרמת הניהול והמודעות הסביבתית של הפירמה. נמצא מִתאם גבוהה מאוד בין סיווג החברות לדפוסים השונים שבוצע על בסיס פרמטרים איכותניים, לבין הביצועים הסביבתיים שנבדקו באופן כמותי, ללא תלות בסיווג. הקבוצות בהן עשו החוקרים שימוש, מדגימות את הסוגים השונים של ניהול סביבתי:

Environmental Laggards — הן חברות משתרכות שאינן מחויבות להשגת היעדים הסביבתיים ברגולציה ויחסן לרגולציה הוא שלילי. אלה אינן בוחנות אפשרויות ליישום חדשנות סביבתית. הן איטיות בקביעת בעל-תפקידים האחראים לתחום איכות הסביבה והן אינן מעוניינות בשיתוף-פעולה עם הרגולטור או עם הקהילה המקומית.

Reluctant Compliers — חברות המעוניינות להגיע לרמה המינימאלית הדרושה בחקיקה הסביבתית וברישיון העסק שלהן, כעניין של מדיניות-ניהול ולא יותר מכך. הן אינן מחויבות לכך באופן מלא, הן מעדיפות קיצורי-דרך והן מוכנות לסבול לעתים חריגות מתנאי הרישיון שלהן, בעיקר כאשר אינן מנוטרות. חברות אלו דומות לחברות המשתכרות מכך שאינן רואות חיוב מוסרי לציית לחוק ואינן נוטות לחפש דרכים לשיפור סביבתי, משום שאינן מייחסות יתרונות תדמיתיים או כלכליים לפעולות כאלו.

Committed Compliers — חברות המייחסות חשיבות למחויבויותיהן החוקיות. הן שואפות לציית לחוק גם כשאפשר להשתמט מכך. מנגד, האגינדה הסביבתית של חברות אלו היא בעיקרה ראקטיבית, מגיבה לדרישות הרגולציה ואינה מיישמת טכנולוגיות סביבתיות הדורשות השקעה כספית ניכרת, אלא אם כן מחזירות טכנולוגיות אלו את ההשקעה ומייצרות רווח בטווח הקצר-יחסית. הן נוטות להיענות ללחצי הקהילה או הלקוחות, אך עושות זאת בהתייחס לחובותיהן כפי שאלו באות לידי ביטוי ברגולציה, ולא מעבר לכך.

Environmental Strategists — חברות עם תפיסה מגובשת ומרחיקת-ראות של מטרותיהן הסביבתיות. חברות אלו רואות את המטרות הללו קשורות בקשר הדוק ליעדיהן העסקיים ומעוניינות לא רק לציית לרגולציה עכשווית, אלא מכינות עצמן לעמידה בדרישות שעשויות להתעורר בעתיד. לעתים קרובות הן שואפות לציות-יתר כדי לשמור על תדמית סביבתית חיובית בעיני הרגולטור, הקהילה, ארגונים סביבתיים והשוק. אולם הן חותרות לעצב מחדש את הרגולציה בשלבי היווצרותה, על-מנת לצמצם את השפעתה הכלכלית וליצור לעצמן טווח-פעולה רחב.

True Believers — חברות אלו, כמו חברות אחרות, חייבות לקבל החלטות המבטיחות רווחיות כלכלית, אך הן מחויבות לסביבה לא רק מתוך גישה פרגמאטית ועסקית, אלא מתוך מחויבות מהותית. חברות אלו מנמקות את פעילותן הסביבתית בכך שהן עושות את "הדבר הנכון." הן רואות במצוינות סביבתית מפתח לדימוי חיובי ולהצלחה עסקית. לפיכך, מרבית האסטרטגיות שהן מאמצות דומות לאלו של חברות אסטרטגיות. ברם, המטרות הסביבתיות תופסות מקום מרכזי יותר בזהותן התאגידית.

[80] Kagan (2003) *לעיל* ה"ש 77, בעמ' 81.

כגון הדרכה סביבתית משופרת לעובדים והנהגת נהלים אינטנסיביים לתחזוקה שוטפת. ברם, בסופו של דבר גם פירמות עם מודעות גבוהה לסביבה כבולות למגבלות עסקיות וכלכליות הנובעות מהתחרות הקיימת בשוק. לכן תהא יכולתן להשתפר באופן מתמיד מוגבלת בהיעדר דרישה מצד הרגולטור.[81] במחקר האמריקני שהוזכר לעיל, נמצא כי בקרב המפעלים הגדולים בתעשייה הכימית היתה לתרבות הניהול ולערכים התאגידיים השפעה ניכרת על ההתנהגות הסביבתית. לעומת זאת, השפעה דומה לא נמצאה בקרב המפעלים הכימיים הקטנים והבינוניים וגם לא בקרב מפעלים לציפוי מתכות.[82]

3. *הבנת החוק והכרה בלגיטימיות שלו* — מודעות לקיומה של הרגולציה הסביבתית והכרה בלגיטימיות שלה, הן גורמים משפיעים על מידת יכולתה של הרגולציה לקדם שינוי בנורמות ובמוסר החברתי של פרטים.[83] מעבר למודעות לקיום החוק, נדרשים הכפופים לחוק להבין את טיב המגבלות והחובות המוטלות מכוחו.[84]

אצל פירמות נמצא כי ההכרה בלגיטימיות החוק היא משתנה משמעותי המשפיע על הציות לחוק. כ-40% מהתאגידים שנשאלו בסקר איכותני על הסיבות להנהגת שינויים סביבתיים, הצביעו על הלגיטימיות של החוק ועל דרישות הרגולציה כסיבה מרכזית לשינויים כאלה.[85] האמונה בלגיטימיות החוק באה לעתים לידי ביטוי אצל תאגידים באי-כפירה בצורך לקיימו, לעתים מתוך הכרה שהחוק הכרחי להשגת שיפורים סביבתיים ולעתים על רקע הדימוי השלילי של חברות שאינן מצייתות לחוק.[86]

היבט נוסף של לגיטימיות החוק קשור באמונה שהחוק מיושם ונאכף באורח שוויוני. אין די בהוגנות החוקים — גם יישומם צריך להיות הוגן. האמונה כי החוק נאכף בשוויוניות נמצאה כגורם המשפיע על ציות, בעיקר בקרב עסקים קטנים, אצלם רווחת האמונה כי עסקים רבים יעקפו את דרישות הרגולציה ככל שיוכלו. לפיכך, אכיפה שאינה שמה דגש על שוויוניות, תקנה יתרון מסחרי בלתי-הוגן לאלה המפרים את החוק, בהשוואה למי שצייתו והשקיעו את המשאבים הנדרשים. טענה זו הנוגעת למִגרש-עסקים הוגן לא הייתה בעלת משקל אצל תעשיות כימיות גדולות. הדבר הוסבר בכך שלתעשיות גדולות יש ממילא סיבה טובה לשמור על תדמיתן הסביבתית החיובית, גם ללא קשר למתחרים ולמידת מחויבותם.[87]

---

[81] Kagan (2003) *לעיל* ה״ש 77, בעמ׳ 83.
[82] Gunningham (2005a) *לעיל* ה״ש 53, בעמ׳ 306.
[83] Elffers (2003) *לעיל* ה״ש 60, בעמ׳ 417.
[84] Elffers (2003) *לעיל* ה״ש 60, בעמ׳ 417.
[85] Gunningham (2005a) *לעיל* ה״ש 53, בעמ׳ 297.
[86] Gunningham (2005a) *לעיל* ה״ש 53, בעמ׳ 303.
[87] Gunningham (2005a) *לעיל* ה״ש 53, בעמ׳ 310.

בנוסף למִשתנים הקשורים בהפנמת נורמות וביצירת נורמות חיצוניות, ישנם מספר תנאים חברתיים שיש בהם להשפיע על האפשרות להפעיל אסטרטגיה נורמטיבית. אלה אינם קשורים במישרין באופן הפעלת כלי האכיפה השונים, ולפיכך הם לא ייכללו בהמשך במסגרת המודל המוצע לבחינת האפקטיביות של האכיפה, אך למרות זאת חשוב לציין בקצרה את קיומם.

1. *מחויבות שלטונית כלפי מערכת האכיפה הסביבתית* — תיאוריות במִנהל הציבורי מצביעות על כך שלתנאים החברתיים-פוליטיים השפעה ניכרת על היישום והאכיפה של רגולציה.[88] למחויבות השלטונית והחברתית ליישום רגולציה יש מספר היבטים. נמצא כי יש חשיבות רבה למידת התמיכה של הממשל המרכזי במאמצי האכיפה של רשויות מקומיות — אכיפה שחסרה לעתים את היכולת המקצועית והארגונית הנדרשת.[89] תמיכה זו חשובה גם ביחס לפעילות גורמי האכיפה של הממשלה עצמה, אשר מעמדם תלוי במידה רבה בגיבוי שהם מקבלים מן הדרג הפוליטי. קשר הדוק בין הדרג הפוליטי לבין קבוצות-לחץ בעלות אינטרסים הנוגדים את שיקולי הסביבה, יפריע לאכיפה הסביבתית. גם מערכת דמוקראטית רעועה והיעדר מחויבות של הנבחרים לבוחריהם בציבור הרחב, הם גורמים שיש בהם כדי לשבש את פעולתה של מערכת האכיפה.[90] נוסף לאלה, ממשל שאינו משמש דוגמא ומופת להתנהגות סביבתית ראויה, עלול לסכל את האפשרות להטמיע חינוך מוסרי באמצעות החוק.

2. *תחושה ציבורית לפיה האכיפה משיגה את מטרותיה באופן יעיל והוגן* — תחושה ציבורית כי האכיפה מתבצעת באופן בלתי-יעיל ואינה מביאה לתוצאות סביבתיות ממשיות, תגביל את האכיפה באופן משמעותי. גם כשביבור רווחת דעה שהאכיפה אינה הוגנת ושהיא נוהגת איפה ואיפה בתנאים הסביבתיים של אוכלוסיות שונות, ייווצר חוסר-אמון בקרב הציבור הנפגע.[91]

3. *אקטיביזם סביבתי מקומי* — התארגנות ציבורית במסגרות לא-ממשלתיות במטרה ליצור קבוצות-לחץ לטובת יישום האכיפה, מגבירה את מחויבות הממשל. היא גם מקדמת

---

[88] R. F. Durant, "EPA, TVA and Pollution Control: Implications for a Theory of Regulatory Policy Implementation", 44(4) Public Administration Rev. 305-315 (Jul. — Aug., 1984).

[89] להרחבה ראו: W. R. Lowry, *The Dimensions of Federalism: State Government and Pollution Control Politics* (1992); B.G Rabe, "Power to the States: The Promise and Pitfalls of Decentralization" *Environmental Policy in the 1990s* (V. Norman & M. E. Kraft eds., 1997).

[90] S.Y. Tang, V. Prakash & C.P. Tang, "Local Enforcement of Pollution Control in Developing Countries: A Comparison of Guangzhou, Delhi, and Taipei", 18(3) *J. of Public Policy* 267 (1998).

[91] S. Erchmann, "Enforcement of Environmental Law in United States and European Law: Realities and Expectations", 26 *Envtl. L.* 1213, 1216 (1996).

את המסע לחינוך ולהגברת המודעות הציבורית למצב הסביבה ולצורך באכיפה וביצירת שינוי נורמטיבי בקרב הכפופים לחוק.[92]

4. *נקיטת פעולות הסברה על-ידי מערכת אכיפת החוק* — מערך ההסברה חייב להסביר לציבור את מהות פעולות האכיפה ואת דבר קיומן. חקיקה סביבתית בלתי-מוכרת או בלתי-ברורה עקב מורכבותה, עלולה להקשות על פיתוח נורמות חברתיות של ציות לחוקי הסביבה. מודעות ציבורית לבעיות הסביבה ולדרישות החוק, עשויה לסייע בגיבוש האווירה החברתית הנדרשת להצלחת מערכת האכיפה במימוש תפקידה הנורמטיבי.[93]

5. *מערכת חינוכית* — הפועלת להקניית ערכים סביבתיים לציבור הרחב ולדור הצעיר בפרט.

היעדרם של תנאים מעודדים עלול לבלוט בעיקר במדינות מתפתחות אשר בהן יש צורך רב בחיזוק תפקידו הנורמטיבי של החוק כדי לחולל שינוי בנורמות הפנימיות והחיצוניות.[94]

ב. קשיים ביישום האסטרטגיה הנורמטיבית ברגולציה סביבתית

יישומה של האסטרטגיה הנורמטיבית באכיפה תלוי בקיומם של תנאים רבים. אלה קשורים ביכולתה של מערכת האכיפה והרגולציה לבסס נורמות סביבתיות פנימיות ולעורר הפעלת סנקציות חברתיות כלפי מפרי החוק.[95] יצירת נורמות פנימיות וחברתיות אינה תפקיד בלעדי של מערכת אכיפת החוק. נורמות נוצרות בדרכים נוספות, כגון חינוך והסברה, שעליהן לא נעמוד כאן. השאלה היא אם מערכת החוק והאכיפה יכולה לסייע ביצירת נורמות סביבתיות ובהפנמתן בהתקיים תופעות חברתיות ופסיכולוגיות המעמידות אתגר זה בניסיון רציני.

---

[92] J. Dewitt, *Civic Environmentalism: Alternative to Regulation in State and Communities* (1994).

[93] הרשויות המקומיות בעיר ניו-דלהי שבהודו החלו להעריך את חשיבות התמיכה הציבורית באכיפה הסביבתית. לשם כך השיקו מסעי פרסום להגברת מודעות הציבור לבעיות הזיהום בעיר. גורמי הסביבה העירוניים גרסו כי במידה שיעלו יפה, ייצרו מסעי הפרסום אווירה ציבורית אוהדת יותר למאמצי מיגור הזיהום בעיר בעתיד. Tang (1998) *לעיל* ה"ש 90, בעמ' 279.

[94] ראו Tang (1998) *לעיל* ה"ש 90, בעמ' 268. שם מציינים הכותבים כי: "The literature on advanced, industrialized countries focuses on the debate about the relative effectiveness of a coercive versus a cooperative form of intergovernmental policy. Such issues, however, are less relevant to China and India and many other developing countries, in which the national government has adopted neither a coercive nor a cooperative form of intergovernmental policy mandates, but rather a form of *neglect*. In these countries, no serious efforts have been undertaken by the central government to ensure that nationally mandated standards are enforced effectively by the local agencies."

[95] Kagan (1984) *לעיל* ה"ש 30, בעמ' 38-37.

הכוונה היא בראש ובראשונה להתנגשות בין התפיסה הכלכלית לבין התפיסה הסביבתית וכמו כן לתופעה הפסיכולוגית המכונה 'crowding out effect'.

התפתחות המשפט הסביבתי מעידה לא מעט על המאבק המתחולל בין הפרדיגמה הניאו-קלאסית של צמיחה כלכלית, לבין הפרדיגמה הסביבתית. ככלל, עד למאה הקודמת לא נחשבה פעילות אנטי-סביבתית לפגיעה במוסר. במשפט המקובל למשל, נעשה הטיפול בבעיות סביבתיות במסגרת דיני הנזיקין או הקניין, אשר אִפשרו לגורמים שנפגעו לתבוע את המזיק אך לא הצמידו תיוג שלילי למזהמים.[96] יישום המשפט המקובל בענייני סביבה היה לעתים קרובות רפה ובתי המשפט מיעטו לנצל את הכלים הללו לטובת הסביבה, תוך העדפת שיקולים כלכליים ומסחריים.[97] הכללת העוולות הסביבתיות במסגרת המשפט האזרחי-פרטי, ביטאה תפיסה לפיה החברה אינה צריכה להגביל כליל מטרדים סביבתיים כמעשים הנוגדים את המוסר. לפי גישה זו, בעניינים האלה חייב אדם לבוא לידי פתרון עם חברו. היות שנושאים סביבתיים נתפסו כבעלי משמעות כלכלית יותר מכל דבר אחר, הנורמה הסביבתית לא היתה מוגדרת דיה או מובחנת מנורמות אחרות.

החל מן השליש השני של המאה ה-20 הלכו ונוספו במדינות רבות במערב האיסורים בחקיקה הפלילית על התנהגויות הפוגעות בסביבה שהיו מותרות קודם לכן, כמו שימוש בחומרים מסוכנים מזיקים במיוחד, גרימת רעש מוגזם וזיהום אוויר ומים.[98] בארה"ב החלה החקיקה הסביבתית המשמעותית בנושאים כגון חוק אוויר נקי, בשנות ה-60.[99] גם בישראל,

---

[96] המדובר בעוולות הפרעה במקרקעין של הזולת, מטרד (nuisance) ואחריות מוחלטת (אשר נקבעה למקרים בודדים בהם היה האדם אחראי באופן מוחלט למעשה שבוצע על-ידו או בתחומו והגיע למקרקעי האחר אף אם לא התכוון לעשות זאת) וכן בעילה של הסגת-גבול (trespass). אלה היו הכלים המרכזיים שהעמיד המשפט המקובל לרשות הנפגע שדרש שיפוי על נזקו. ראו: M. Wilde, *Civil Liability for Environmental Damage, A Comparative Analysis of Law and Policy in Europe and the United States* 1 (Kluwer Law International, 2002).

אוסף של תביעות-נזיקין קלאסיות שהתקיימו באנגליה ראו: M. L Larsson, *The Law of Environmental Damage, Liability and Reparation* 360 (1999).

[97] ר' לסטר וא' חֹשן *סביבה מינהל ומשפט בישראל — שורשים ובסיס*, מכון ירושלים לחקר ישראל 60 (2003). לטענת הכותבים, המשפט המקובל סבל ממספר חסרונות בטיפול בנושאי סביבה: א. המשפט המקובל בא להגן על האדם ועל רכושו ולא על רכוש הציבור. ב. נכונות מערכת המשפט להתערב במעשי הפרט ובקניינו הפרטי היתה מוגבלת עקב מתן מקום של כבוד לעקרון הקניין. ג. החוק נועד להגן על אנשים סבירים ולא לקח בחשבון אנשים בעלי רגישות רבה יותר לזיהום סביבתי. ד. המשפט המקובל לא אִפשר צירוף של כמות משמעותית של תובעים בודדים אשר סבלו נזקים דומים ולכן גרם לנטישת האפשרות לפנות לקבלת סעד משפטי בגין נזקים בהם היה התובע רק אחד מניזוקים רבים שסבלו נזק קטן בגין מטרד בעל תפוצה רחבה.

[98] ד' פיש *דיני איכות הסביבה בישראל* 3-9 (הוצאת מחשבות, 2002).

[99] R. N. L. Andrews, *Managing the Environment, Managing Ourselves: A History of American Environmental Policy* 227 (1999).

החלה בשנות ה-60 חקיקה 'סביבתית' שכללה סעיפים פליליים.[100] אולם שימוש ממשי במשפט הפלילי לא החל לפני תחילת שנות ה-80 וגם היום (בארה"ב לפחות), אין שימוש זה נפוץ כמו השימוש בסנקציות אזרחיות או מנהליות.[101]

הצמדת סנקציות פליליות לאיסורים על זיהום הסביבה, גברה כתוצאה משני שינויים חברתיים שהתרחשו בתהליך הולך וגובר. השינוי הראשון היה המַפנה במידע ובמדע. כאשר הלכו והתבררו הקשרים בין איכות הסביבה לבריאות הציבור באופן מדעי והתפרסמו ברבים, קל היה יותר להמחיש את עצמתו של הנזק הסביבתי ולהצדיק את הענישה הפלילית.[102] השינוי השני היה שינוי ערכי. אידיאולוגיות המהפכה התעשייתית פינו מקום לתפיסות פוסט-תעשייתיות שבמרכזן ערכים של זכויות-אדם והגנת הסובב. מצב זה אִפשר לייחס משקל מוגבר לערכים סביבתיים כשהם עומדים מול אינטרסים כלכליים ומסחריים. המַפנים הללו במדע, במידע ובפרדיגמה השלטת, יצרו לגיטימציה ציבורית ופוליטית לענישה פלילית של עבירות נגד הסביבה.[103]

למרות השינויים הללו בחקיקה, ממשיך האתוס הכלכלי לדבר אל ליבם של חלקים נרחבים באוכלוסייה. הדבר בא לידי ביטוי בשלילת הלגיטימציה של החקיקה הסביבתית

---

[100] כך למשל חוק המים, תשי"ט-1959, ס"ח 288 ,169, תשי"ט-1959 וכן החוק למניעת מפגעים, תשכ"א-1961, ס"ח 332, 58. להרחבה ראו: לסטר (2003), *לעיל* ה"ש 97, בעמ' 69.

[101] Hedman (1991) *לעיל* ה"ש 61, בעמ' 895.

[102] קשר זה החל להתברר יותר כתוצאה משורה של אסונות סביבתיים ברחבי העולם, חלקם קרו בראשית המאה ה-20. הידועים בהם: אסון Yamamoto Bay ביפן; אסון Bhopalבהודו; אסון ה- Love Canalבארה"ב ואסון Lekkerkerk בהולנד. אחד הספרים שמיוחסת לו ההשפעה הניכרת ביותר על המודעות הציבורית בדבר הקשר בין בריאות לזיהום הסביבה בכימיקלים בארה"ב, היה ספרה של: Rachel Carson, *Silent Spring* (1962). ראו: F. R. Anderson, D. R Mandelker & A. D Tarlock *Environmental Protection-Law and Policy* 5 (1984).

[103] טענה מנוגדת היא כי דווקא העלייה המשמעותית במודעות ובחשיבות שהציבור מייחס לשמירת הסביבה, הן שמאפשרות מעבר מאכיפה פלילית נוקשה לגישה שיתופית יותר בתפיסת הרגולציה והאכיפה ולאימוץ כלים רגולטיביים שונים. "(A) Commonly offered explanation for preferring other measures in addition to traditional enforcement responses stems from a belief that societal norms and values have undergone a fundamental transformation. The public is demonstrating constant support for environmental protection, and business leaders increasingly see environmental protection as an important value… The normative rationale commonly offered for a broader compliance approach to environmental regulation is thus ultimately based on the belief that regulators and regulatees now share — perhaps for the first time — the same goals and value systems. Non-compliance today, one may argue, should more appropriately be regarded as a breakdown in communication or understanding and not an implicit challenge to the underlying regulatory philosophy." ראו: C. Demmke, "Towards Effective Environmental Regulation: Innovative Approaches in Implementing and Enforcing European Environmental Law and Policy", *Jean Monnet Working Paper 5/01*, 18 (Harvard U., 2001). available at www.jeanmonnetprogram.org/papers/01/010501.rtf (last accessed 21.8.2007).

על-ידי גורמים מהסקטור העסקי-תעשייתי. עמדה זו באה לא אחת לידי ביטוי בניסיונות חוזרים של הקהילה העסקית להתנגד לשיפורים ברגולציה הסביבתית, כל אימת שאלה עולים לדיון אצל המחוקק. היעדר לגיטימציה מתבטא גם במידת הציות של פירמות ועסקים לחוקי איכות הסביבה לעומת הציות לחוקים כלכליים (כגון חוקי המס וחוקים בדבר תחרות בלתי-הוגנת). ישנן ראיות לכך שההבדלים ברמות הציות קשורים לכך שהחקיקה הכלכלית זוכה בקרב הסקטור העסקי לרמה גבוהה יותר של לגיטימציה מאשר החקיקה הסביבתית.[104]

במדינות רבות שורר עדיין יחס דו-ערכי לפעילות הגורמת לזיהום. היות שערכי הסביבה נתפסים כמתנגשים עם ערכי הפיתוח במדינות מתפתחות, זוכה שם הרגולציה הסביבתית ליחס חשדני אפילו מצד המדינה עצמה. כך למשל, במחקר שבוצע במחוז Guangzhou שבסין, נמצא כי עובדי הסוכנות המקומית להגנת הסביבה סבורים כי כאשר יש התנגשות בין שיקולים סביבתיים לפיתוח כלכלי, על הפיתוח הכלכלי לגבור בכל מקרה.[105] זהו כמובן מקרה קיצוני שבו עובדי אכיפה בתחום איכות הסביבה אינם משוכנעים בחשיבות ובלגיטימיות של הרגולציה שאותה הם אוכפים. גם במדינות מפותחות עשויה להתגלות אמביוולנטיות המוסברת בכך שהייצור התעשייתי והמסחר הם התנהגויות רצויות ביותר בכלכלה המתבססת על אידיאולוגיה של שוק חופשי והשאת רווחים.[106] זיהום שהוא תוצר של פעילויות רצויות אלו, אינו נתפס כאנטי-נורמטיבי, שכן ההתנהגות האסורה על-פי חוקי איכות הסביבה היא לא יותר מאשר תוצר-לוואי של התנהגויות רצויות ומועילות מבחינה כלכלית.[107] בישראל ההתנגשות בין הפרדיגמה הכלכלית (והאתוס הביטחוני) לפרדיגמה הסביבתית לא נחקרה באופן אמפירי. אולם, דומה כי לפחות עד לאחרונה נדחק סדר היום הסביבתי בקביעות לשוליים תוך העדפת שיקולים כלכליים וביטחוניים.[108]

---

[104] P. Yeager, *The Limits of Law: The Public Regulation of Private Pollution* 8-10 (1991).

[105] H. S. Chan, *et al*. "The Implementation Gap in Environmental Management in China: The Case of Guangzhou, Zhengzhou, and Janjing", 55 (4) *Public Administration Rev*. 333-340 (1995).

[106] K. Hawkins, *Environment and Enforcement: Regulation and the Social Definition of Pollution* 10-13, 203 (1984).

[107] Cohen (1992) *לעיל* ה"ש 32, בעמ' 1102.

[108] בעיות איכות הסביבה נחשבות עדיין בישראל בתחילת המאה ה-21 לבעיות לא דוחקות ולעתים אף שוליות. ראו: לסטר (2003), *לעיל* ה"ש 97, בעמ' 45. הדבר נובע בין היתר מדחיקת תשומת הלב הציבורית מסוגיות איכות הסביבה לסוגיות אחרות הנתפסות כקיומיות, כמו ביטחון. ראו מ' גרסטנפלד *סביבה ובלבול, מבוא לאקולוגיה עכשווית* 232 (1998). למרות זאת, ייתכן שבשנים האחרונות חל שינוי כלשהו בהתייחסות הציבור לנושאי איכות הסביבה. שינוי זה אינו ניתן למעקב, שכן אין גוף שלקח על עצמו לבצע סקרי דעת-קהל סדורים ועקביים הבוחנים את חשיבות איכות הסביבה ביחס לנושאים אחרים העומדים על סדר היום הציבורי. אחד הסקרים הכלליים האחרונים שפורסמו, מצביע על כך שעיני 76% מהציבור, נושא איכות הסביבה חשוב מאוד (ציון 6-7 בסולם 1-7), ורק ל-2% הנושא הסביבתי אינו חשוב כלל. (ציון 1-3). ברם, שאלת הסקר לא ביקשה לבחון את חשיבות נושאי איכות הסביבה ביחס לנושאים אחרים. ראו

תופעה שנייה הפוגעת ביכולתה של האכיפה לחולל שינוי נורמטיבי בתחום איכות הסביבה היא התופעה הפסיכולוגית שפונתה בספרות crowding out effect (אשר תיקרא להלן COE). תחילה תתואר בקצרה מהות התופעה ובהמשך יוסבר כיצד תופעה זו עלולה להשליך באופן שלילי על יכולתה של האכיפה לעודד שינוי נורמטיבי בתחום איכות הסביבה.

תופעת ה-COE זוהתה לעתים במחקר הפסיכולוגי כ"עלותם הנסתרת של פרסים." היא מתבטאת בכך שהתערבות חיצונית בצורת מענק כספי, יכולה לחתור תחת המוטיבציות הפנימיות של האדם. אחת הדוגמאות הבולטות לכך היא תשלום עבור תרומת-דם. במחקרים אמפיריים נמצא כי נכונותם של אנשים לתרום דם פוחתת דווקא כאשר מוצע להם מענק כספי תמורת התרומה, משום שהמענק פוגע במוטיבציה הפנימית לתרום.[109]

התייחסות הכלכלנים ל-COE היתה כאל אחת האנומליות בהנחת היסוד הכלכלית לפיה הגדלת התמריץ הכספי מגדילה את ההיצע. משמעה של ה-COE הוא שהגדלת התמריץ הכספי דווקא מקטינה את ההיצע במקום להגדילו.[110] למרות זאת, ישנה תשתית נרחבת של מחקרים כלכליים אנליטיים ואמפיריים אשר מצאו ראיות לקיום תופעה זו.[111] התהליכים הפסיכולוגיים שמעוררים את התגובה האנומלית של COE תוארו באופן הבא:

1. *פגיעה באוטונומיה האישית* — כאשר אנשים מזהים התערבות חיצונית כפעולה המפחיתה ממידת האוטונומיה האישית (המכונה גם 'הגדרה עצמית') מוחלפת המוטיבציה הפנימית שלהם בפיקוח חיצוני. אנשים המחויבים לפעול באופן מסוים באמצעות התערבות חיצונית, חשים שאין צורך במוטיבציה פנימית לפעולה זו.[112]

2. *פגיעה בדימוי העצמי* — כאשר ההתערבות החיצונית מבטאת את העמדה שהמוטיבציה הפנימית של האדם אינה מוערכת, המוטיבציה הפנימית נפגעת. מן האדם המונע באופן פנימי נשללת במצב כזה האפשרות להציג את 'אמונתו הפנימית' כיוון שהתנהגותו הפכה להיות נשלטת על-ידי התערבות חיצונית. בגלל הפגיעה בדימוי העצמי, אנשים יֵטו להפחית ממידת המאמץ שלהם לפעול בהתאם למוטיבציה הפנימית.[113]

ד' הכהן "סקר: ל-76% מהציבור אכפת מאיכות הסביבה", *ynet* פורסם ביום 8.6.04 בשעה 10:13 ראו ב: www.ynet.co.il/articles/0,7340,L-2928757,00.html נכון ליום 21.8.2007.

[109] B. S. Frey & R. Jegen, "Motivation Crowding Theory", 15(5) *J. of Econ. Surveys* 589, (2001). להרחבה בתופעת העלויות הנסתרות של פרסים, ראו: E.L Deci & R.M Ryan, *Intrinsic Motivation and Self-Determination in Human Behavior* (1985).

[110] Frey (2001) *לעיל* ה"ש 109, בעמ' 590.

[111] Frey (2001) *לעיל* ה"ש 109, בעמ' 606. לטבלה המציגה את המחקרים האמפיריים העיקריים, ראו *שם* בעמ' 599.

[112] Frey (2001) *לעיל* ה"ש 109, בעמ' 595.

[113] Frey (2001) *לעיל* ה"ש 109, בעמ' 595.

בהקשר זה נטען כי שני תהליכים מאפשרים לזהות את התנאים בהם יתרחש ה-COE:

1. התערבויות חיצוניות דוחקות את המוטיבציה הפנימית כשאנשים רואים בהתערבות החיצונית ניסיון לשליטה או פיקוח. או אז מתרחשת פגיעה באוטונומיה האישית ובדימוי העצמי אשר גורמת לפגיעה במוטיבציה הפנימית לביצוע הפעילות המתבקשת.

2. התערבויות חיצוניות מחזקות את המוטיבציה הפנימית כשאנשים רואים בהתערבות פעולה תומכת. במקרה כזה הדימוי העצמי מתחזק ונוצרת תחושה של יותר מרחב ויכולת-פעולה.[114]

השאלה אם תופעת ה-COE מתרחשת כתוצאה מאכיפת רגולציה סביבתית כופה, היא שאלה שאין לה מענה חד-משמעי. המחקרים שבדקו את השפעות הרגולציה על יצירת COE הם ספורים. במחקר משנת 1999 ניסה Frey להעלות כמה השערות בתחום זה, אולם להשערותיו לא ניתן אישוש אמפירי. טענתו היתה כי הרגולציה הסביבתית והאכיפה המתלווה לה יכולות לדחוק את המוטיבציה הסביבתית הפנימית כאשר המוטיבציה הסביבתית אינה חזקה ממילא וכאשר הרגולציה מורכבת מאוד והענישה אינה יוצרת מוטיבציה תועלתנית. כלומר, Frey סבור כי כאשר המוטיבציות הפנימיות להגנת הסביבה אינן חזקות, עלולה הרגולציה הסביבתית ליצור תהליך הפוך ומזיק של דחיקת המוטיבציות והחלשתן. מנגד, דווקא כשהמוטיבציה הסביבתית הפנימית היא חזקה ומבוססת, תחזק רגולציה סביבתית לא-מורכבת את המוטיבציה הפנימית, שכן רגולציה כזו לא תיתפס כהתערבות בטווח הפעולה האפשרי, אלא דווקא כמעשה תומך ומאפשר טווח-פעולה סביבתי רחב יותר.[115]

המסקנה מן ההשערות הללו היא כי לרגולציה הסביבתית ולאכיפה עשויות להיות השפעות שונות על חיזוק והטמעת נורמות סביבתיות פנימיות, בהתאם לחוזקן של המוטיבציות הללו בקרב הכפופים לחוק בטרם אכיפת הרגולציה. אם Frey צודק בהשערותיו, אזי כשהמוטיבציה הפנימית להפרדת פסולת היא בינונית, עלולה האכיפה של רגולציה המחייבת הפרדה לגרום לירידה במוטיבציה הפנימית לביצוע פעולה זו. לעומת זאת, כשהמוטיבציה הפנימית היא חזקה ממילא, עשויה חקיקה המחייבת הפרדת פסולת לעודד עוד יותר פעולות מִחזור. על-פי תפיסה זו, תרומתה של הרגולציה הסביבתית ליצירתן של נורמות פנימיות אינה גדולה, שכן היא פועלת במידה רבה 'לשכנע

---

[114] Frey (2001) *לעיל* ה"ש 109, בעמ' 596.

[115] B. S. Frey, "Morality and Rationality in Environmental Policy" 22 *J. of Consumer Pol'y* 395, 404 (1999).

את המשוכנעים׳ ממילא. בד בבד היא טומנת בחובה את הסכנה שהיא תרפה את ידיהם של אלה שטרם השתכנעו. לסיכום יש לציין כי ה-COE לא נבחן כיאות על התנהגות של פירמות, כך שלא ניתן להסיק מסקנות כלשהן על השפעות אפשריות של תופעה זו על התנהגותן. לכן, גם מבחינה זו תחולתה של התופעה בקשר לרגולציה סביבתית מוטלת בספק ומחייבת מחקר נוסף.

חלק 5: מודל התנהגותי משולב לציות

שתי השקפות העולם שתוארו לעיל — התיאוריה הנורמטיבית והתיאוריה התועלתנית — התברכו בהיגיון אינטואיטיבי ושתיהן זכו לאישוש אמפירי, כל אחת לעצמה.[116] במקום להתייחס אל שתיהן כמוציאות זו את זו, מוטב להתייחס אליהן כתיאורים משלימים של ההשפעות על התנהגות פירמות ופרטים. האחת מבליטה את השפעות הרציונאליות הכלכלית ואת ההרתעה לפיה האכיפה נועדה להפנים את העלויות החיצוניות שיצר העבריין ולעורר פחד מפני השלכות אי-הציות לחוק. השנייה מבליטה את ההשפעות הנורמטיביות-מוסריות המעוררות תחושת חיוב מוסרי וחברתי לציית לחוק.[117] אסטרטגיה הרתעתית נורמטיבית משולבת, גורסת כי האכיפה צריכה לפעול תוך שילוב יסודות הפחד והחובה.[118] כיום מקובלת התפיסה כי מערכות-אכיפה מסוגלות לשלב אסטרטגיה הרתעתית עם אסטרטגיה נורמטיבית, וכי הן אכן עושות כך.[119]

הסוציולוג Wrong היה אחד הראשונים שהציעו תיאוריה המשלבת בין יסודות ההרתעה ליסודות נורמטיביים בתיאור גורמים הבולמים אי-ציות לחוק. היסוד הראשון הוא חשש מסנקציות משפטיות; השני, חשש מפני סנקציות חברתיות (בלתי-פורמאליות); השלישי, חשש מסנקציה פנימית.[120] המניע הראשון מבטא למעשה את העלות שמפרי-חוק חוששים לשאת בה

---

[116] ראו לעיל חלקים 2-4 וכן Malloy (2003), *לעיל* ה״ש 5, בעמ׳ 454-455.

[117] Thornton (April 2005) *לעיל* ה״ש 34, בעמ׳ 265. וראו גם Frey (1999) *לעיל* ה״ש 115, בעמ׳ 397. הרואה בתפיסה ״המוסרנית״ ״והרציונאלית״ כפי שהוא מכנה אותן, תפיסות משלימות אשר יש ביניהן זיקות רבות.

[118] Gunningham (2005a) *לעיל* ה״ש 53, בעמ׳ 313. שם אוששו החוקרים את הנחתם כי האכיפה הסביבתית נגד תעשיות כימיות ומפעלים לציפוי מתכות, אכן פועלת באופן המשלב לחצים שונים, הפחדה ותחושת וחובה.

[119] C. S. Russell, W. Harrington & W. J. Vaughan, *Enforcing Pollution Control Laws* 37 (1986); וכן S. Hunter & R. W. Waterman, *Enforcing the Law: The Case of the Clean Water* Acts 53-54 (Kenneth J. Meier Ed., 1996); לסקירת מחקרים אמפיריים נוספים המאוששים הנחה זו, ראו: Rechtschaffen (1998), *לעיל* ה״ש 35, בעמ׳ 1189.

[120] D. Wrong, "The Over-socialized View of Man in Sociology", 26 *American Sociology Rev.* 183, 186-88 (1961).

לפי המודל ההרתעתי, ואילו שני הגורמים האחרונים מבטאים, על פי התפיסה הנורמטיבית, נורמות חברתיות ונורמות פרטיות מופנמות. תיאוריה זו, המשלבת בין הגישה הנורמטיבית לגישה ההרתעתית במניעים לציות, מקובלת כיום כהסבר טוב לציות לחוק.[121]

ישנם גם כלכלנים שתיארו את השילוב בין מוטיבציות תועלתניות למוטיבציות נורמטיביות באופן העשוי להשליך על השילוב בין אסטרטגיה הרתעתית לאסטרטגיה נורמטיבית באכיפת החוק. ההנחה היא שכאשר פועלים רציונאליים ניגשים לחישוב התועלת שיפיקו מציות לחוק מול העלויות של הציות, המשוואה של התועלת לוקחת בחשבון לא רק את השיקול של הימנעות מקנס צפוי, אלא גם את הרצון להיות אזרחים מצייתים לחוק — רצון הנובע מהתחייבות מוסרית שהופנמה או מהשפעה חברתית חיצונית.[122] מודל זה מאפשר להתייחס אל שיקולים מוסריים בכלל ואל הרצון לציית לחוק בפרט כאל מרכיבים בפונקצית התועלת של היחיד או של הפירמה (פונקציה בה נעשה שימוש במודל ההרתעתי). מודל זה מבוסס על התפיסה שהרתעה כללית אינה נוצרת אך ורק מחשש לסנקציה, אלא כוללת בתוכה מרכיבים נוספים, ביניהם ההכרה של הפירמות בחשיבות הציות לנורמות כעיקרון נורמטיבי.[123]

אם אכן ישנן השפעות שונות על שיקולי הציות של האדם (בהיותו יצור מורכב המונחה ממגוון שיקולים), תפעל מערכת אכיפה אפקטיבית להיענות למרב כיווני ההשפעה הקשורים בנטייה האנושית לציית לחוק. הגם שההרתעה תופסת מקום מרכזי באכיפת דיני הסביבה, הביקורות על התיאוריה ועל ההצלחות ביישומה הן רבות מכדי שנתעלם מן הפונקציה הנורמטיבית. על מערכת האכיפה לשלב אסטרטגיה הרתעתית עם אסטרטגיה נורמטיבית, אם בכוונתה להגיע לתוצאות סביבתיות מרביות, צודקות והוגנות, שעלותן מינימאלית. מיזוג היעדים יבטיח שנורמות חברתיות לא יחתרו נגד ההשפעה ההרתעתית של סנקציות משפטיות פורמאליות, בדומה לתופעה שתיאר Frey.[124] כאשר הנורמות החברתיות הנהוגות נוגדות את המגמה של הרגולציה הסביבתית, הן יכולות לחתור באופן אפקטיבי תחת כל ניסיון להשיג הרתעה באמצעות ענישה משמעותית. במקרים כאלה על הרגולטור לכוון מאמצים ישירים לשינוי הנורמות הקיימות, על-מנת לסייע בהשגת התוצאות הסביבתיות הרצויות.[125]

האסטרטגיה המשולבת צריכה לבוא לידי ביטוי בשיקולים לבחירת כלי האכיפה המתאימים ובבחירת העונשים. השאלות שעליהן יש לענות במצב זה הן שתיים: הראשונה

---

[121] H.G. Grasmick & D. E Green, "Legal Punishment, Social Disapproval and Internalization of Inhibitors of Illegal Behavior", 71 *J. of Crime & Criminology* 325, 328-329 (1980).

[122] Sutinen (1990) *לעיל* ה"ש 4, בעמ' 174, 186-187.

[123] H.G. Grasmick & R. J. Bursick, "Conscience, significant Others and Rational Choice: Extending the Deterrence Model", 24 *L. & Society Rev.* 837, 839-842 (1990).

[124] Frey (1999) *לעיל* ה"ש 115, בעמ' 404.

[125] Sunstein (1996) *לעיל* ה"ש 11, בעמ' 908.

היא כיצד לשלב בין האסטרטגיות? והשנייה: איזה משקל יש לתת לשיקולים הרתעתיים ולשיקולים נורמטיביים במצב קונקרטי. לשאלות אלו לא ניתן עד היום מענה במחקר, אולם ישנם מחקרים ראשוניים כגון אלה של Frey או Sutinen, העשויים לסייע בהצבעה על כיוונים ראשוניים. להלן יוצעו קווים ראשוניים למודל שבאמצעותו ניתן להכריע בדבר האופן בו יש לשלב בין אמצעים נורמטיביים לאמצעים הרתעתיים לאכיפת החוק, באופן שיחזק את המניעים הפנימיים לציות ולא יחתור תחתם, ויעשה שימוש בהרתעה היכן שזו יכולה להיות אפקטיבית. מטבע הדברים, מודל זה דורש אישוש אמפירי ובחינה נוספת לאור המחקרים ההולכים ונאספים בדבר מוטיבציות פנימיות וחיצוניות להתנהגות פרו-סביבתית.

לפי המודל המוצע, יש להתייחס למספר מצבי-התפתחות של חברה נתונה ביחס לנורמה ולרגולציה סביבתית או חברתית אחרת:

1. היעדר נורמה חברתית והיעדר נורמה פנימית (מוטיבציה פנימית) בקרב הגורמים הנתונים לרגולציה, כך שהאכיפה אינה מצליחה ליצור חשש הרתעתי משמעותי;
2. קיים חשש הרתעתי מפני האכיפה, אך דרישות הרגולציה טרם הופנמו כנורמה חברתית או פנימית;
3. היעדר חשש מאכיפה, אך קיימת נורמה פנימית וחברתית מבוססת;
4. קיים חשש מאכיפה וישנן נורמות חברתיות חזקות.[126]

דומה כי במצב הראשון על מערכת האכיפה להתמקד בהבהרת הנורמות והכללים הקבועים ברגולציה, שכן היעדר נורמות סביבתיות עלול לחתור תחת המאמץ ההרתעתי.[127] סיוע לכפופים לחוק בהכרת הדרישות הסביבתיות על היבטיהן הטכניים המורכבים ובהכרת הטכנולוגיות העשויות לסייע במניעת זיהום, יתאים לנסיבות אלו. במציאות כזו, על מערכת האכיפה להפעיל תמריצים חיוביים ולפעול בעיקר באופן שיתופי על-מנת לסייע לפירמות ולפרטים להכיר את החוק ולהגיע לכלל ציות.

במצב השני, הפעלת אסטרטגיה הרתעתית היא חיונית על-מנת לשמר את אמינות מערכת האכיפה ואת המסר מעורר הביטחון שלה. איתור עבריינים וענישתם באופן עקבי, מסייעים גם בהפנמה נורמטיבית חברתית ואישית של הנורמות הסביבתיות.[128]

---

[126] מבוסס על המודל שהציגו החוקרים ב: Thornton (April 2005), *לעיל* ה"ש 34, בעמ' 265.

[127] לאור האמור על הקשר בין נורמות להרתעה כללית, ראו 2 לעיל.

[128] ראו למשל J. A. Lofton, "Environmental Enforcement: the Impact of Cultural Values and Attitudes on Social Regulation", 31 *Envtl. L. Reporter* 10906, 10911 (2001). המחבר עושה השוואה בין ערכים סביבתיים בארה"ב ובאנגליה ומסיק כי לאור ההבדלים, עסקים אמריקניים לא יצייתו לחוק בהיעדר אכיפה חזקה המבוססת על הרתעה.

במצב השלישי, אכיפה הרתעתית נוקשה עשויה להיות אפקטיבית, אך היא מיותרת לכאורה כאשר החברה הפנימה את הנורמות הסביבתיות וקיימת סבירות גבוהה לכך שהיא תנקוט סנקציות בלתי-פורמאליות נגד מפרי החוק. ישנו גם חשש שהרתעה חזקה באמצעות רגולציה מורכבת, תיצור אפקט של דחיקת המוטיבציה הפנימית לציות. אף על-פי כן, אכיפה נגד מפרי-חוק דרושה באופן נקודתי על-מנת לשמור על תחושת ההוגנות של 'מגרש העסקים' בין הפירמות, בעיקר היכן שפעולתן של הסנקציות החברתיות או של הסנקציות הפנימיות היא חלשה.[129]

במצב הרביעי, כאשר הן החשש מסנקציות משפטיות הוא גבוה והן הסיכוי לסנקציות בלתי-פורמאליות מצד החברה הוא גבוה, נראה שהאכיפה תמלא את תפקידה. ברם, על מערכת האכיפה הפורמאלית לשמר את רמת ההרתעה הקיימת באמצעות אכיפה עקבית. שאם לא כן תישחק תפיסת החוק כגורם המקדם הוגנות במגרש בו פועלות התעשיות וייפגע תפקידה של האכיפה כגורם המשרה ביטחון ומשמש גם תזכורת קבועה לצורך לבצע שיפורים סביבתיים.[130]

לסיכום, מחקר זה מאמץ גישה לפיה יש לתת משקל לשתי התפיסות, התועלתנית והנורמטיבית, בלא להכריע מראש על משקלה היחסי של כל אחת מהן. משקלן היחסי של האסטרטגיה ההרתעתית והאסטרטגיה הנורמטיבית באכיפה, תלוי במצב ההתפתחות וההפנמה של הנורמות הסביבתיות בחברה נתונה ובקרב הפרטים (נורמות פנימיות) וכן בחשש הקיים מפני אכיפה ועניש. יש לציין כי מגמת השילוב תואמת את המודל הפלורליסטי לקביעת יעדי האכיפה, אשר מכיר הן בחשיבות הפרדיגמה האקו-צנטרית המבטאת שיקולים מוסריים והן בתרומת הפרדיגמה הכלכלית לעיצוב המדיניות הסביבתית ויעדי האכיפה. כפי שתואר לעיל, הגישה ההרתעתית פועלת ליצירת פחד ולהפנמת העלויות החיצוניות של העבירה. הגישה הנורמטיבית, לעומתה, מובילה לעיצוב מערכת אכיפת-חוק שתגרום לשינוי מוסרי בקרב הציבור הכפוף לחוק. פרק 3 יבחן את כלי האכיפה השונים העומדים לרשות מערכת אכיפה בבואה להשיג את יעדיה אלה, ויבדוק כיצד ניתן לשלב בין כלי האכיפה והעונשים על-מנת להשיג את האיזון הנדרש בין הרתעה לשינוי נורמטיבי בכל מצב ומצב.

---

[129] Gunningham (2005a) *לעיל ה"ש* 53, *בעמ'* 310.

[130] Thornton (2005) *לעיל ה"ש* 34, *בעמ'* 266.

פרק שלישי:
כלי-אכיפה, ענישה ועידוד הציות

חלק 1: מבוא

מפקח היוצא לאכוף את החוק מטעם המשרד להגנת הסביבה, נתקל במהלך עבודתו בדילמות יומיומיות. האם להסתפק בהתראה? האם להטיל קנס מִנהלי? האם לפעול להגשת כתב-אישום? איזה אמצעי יעזור יותר למנוע את הנזק ולהרתיע את המפר ממעשים דומים בעתיד? בדומה למפקח, כך גם המחוקק היושב על מדוכת החקיקה הסביבתית. אף הוא מתלבט בשאלה אלו כלים לכלול ברגולציה הסביבתית על-מנת שניתן יהיה לאכוף אותה באפקטיביות רבה יותר. בשני המקרים ניצבת שאלת התאמתם של כלי האכיפה להשגת יעדיה כְּשאלת-מפתח בדרך להנהגת משטר-אכיפה אפקטיבי.

דרישות החוק בתחום איכות הסביבה ניתנות לאכיפה במגוון רחב של כלים.[1] גמישות וגיוון בכלי האכיפה הם יתרון. תכנית-אכיפה יכולה לבחור מתוך סל של אפשרויות את הכלים המתאימים ביותר להגשמת יעדי האכיפה ולנסיבות הקונקרטיות של הפרת הרגולציה. לרשות ניתנת גמישות רבה יותר בהתמודדות עם בעיות-סביבה חדשות הדורשות פתרונות-אכיפה יצירתיים. אולם המגוון מוליד גם קשיים בבחירה. העדפת כלי זה או אחר שלא על יסוד התאמתו להשגת יעדי האכיפה, תוביל לאפקטיביות חלקית. המִגוון פותח גם פתח לחוסר-שוויון וליצירת פערים בין אזורי אכיפה באותה מדינה ובין מדינות שונות.[2]

בפרק זה ימצא הקורא תיאור מגוון של כלי-אכיפה בעבירות-סביבה, שפותחו על-ידי מערכות-משפט שונות. הפרק אינו מתמקד בתיאור מערכת-אכיפה מסוימת בישראל או מחוצה לה. הדוגמאות מובאות ממגוון מדינות ומציגות יישומים שונים של האמצעים

---

[1] M. Gelpe, "The Goals of Environmental Enforcement and the Range of Enforcement Methods in Israel and in the United States", 14 *Tel Aviv U. Studies in L.* 135 (1998).

[2] בעיה זו ניכרת במיוחד באיחוד האירופי, שם נעשה בשנים האחרונות ניסיון לאחד לא רק בין דרישות ותנאי הרגולציה הסביבתית, אלא גם בין שיטות האכיפה, ולהנהיג מערכת-אכיפה דומה ככל שניתן בין המדינות. ראו: M. G. Faure & G. Heine (Eds.), *Final Report Criminal Penalties in EU Member States' Environmental Law* 1 (Maastricht European Institute for Transnational Legal Research, 2002). ניסיון משמעותי אחד להאחדת אמצעי האכיפה נעשה על-ידי הפרלמנט האירופי בתחום הפיקוח על מתקנים תעשייתיים לאיתור עבירות איכות הסביבה. ראו: "Recommendation of the European Parliament and of the Council of 4 April 2001 Providing For Minimum Criteria for Environmental Inspections in the Member States", Recommendation 2001/331/EC *Official J. L.* 118 of 27.04.2001.

הקיימים, במגמה להעשיר את הדיון ולהרחיב את בסיסו עד כמה שניתן. לצד הצגת הכלים יובא גם דיון בהתאמתם להשגת יעדי האכיפה השונים. במסגרת זו יוצגו מחקרים שבחנו את האפקטיביות של אמצעי האכיפה בהשגת היעדים ולעִתים תובא גם ביקורת על מחקרים אלה. עבור כל אמצעי-אכיפה מגובשת רשימה של מִשתנים העשויים להשפיע על מידת האפקטיביות של הכלים להשגת יעדי האכיפה.

הפרק מבקש לתת מענה לשתי שאלות: שאלת התכנון — אלו כלי-אכיפה צריכה החקיקה הסביבתית לכלול מתוך ראיית יעדי האכיפה? לאור העובדה שיעדי האכיפה שנקבעו לרשות יכולים להיות שונים ומגוונים (כפי שתואר בפרק הראשון והשני), על כלי האכיפה הקיימים בחוק להיות מותאמים להשגת יעדים אלה כדי להבטיח אפקטיביות באכיפה. למשל, הקביעה שמִקסום התוצאות הסביבתיות הוא יעד מרכזי תוביל לתכנון ארגז כלי-אכיפה מותאם לכך. היעדר כלי אכיפה מתאימים ליעד בארגז עלול להוביל לחוסר-אפקטיביות ביישום הרגולציה.[3] השאלה השנייה נוגעת ליישום: כיצד צריכה הרשות להפעיל את שלל הסמכויות שהוקנו לה בחקיקה באופן שיותאם ליעדי האכיפה שלה? שאלות אלו יזכו להתייחסות בהמשך פרק זה.

באופן הצגת הטיעון בפרק, אין כדי לחלוק על התפיסה לפיה ישנם תנאים נוספים, מלבד אמצעי האכיפה, שיש בהם כדי להשפיע על אפקטיביות האכיפה. היבטים מוסדיים של מערכת האכיפה שזורים לאורכו של הפרק ועולים בו מפעם לפעם. כך למשל, סוגיית קיומן של דרישות סביבתיות הניתנות ליישום, או שאלת קיומה של מערכת טכנולוגית הולמת לאיתור עבירות, יעלו בפרק זה בהקשרן המתאים.[4]

סיווג כלי האכיפה בפרק זה חורג מן הטקסונומיה המקובלת של כלי-אכיפה. נהוג לחלק את כלי האכיפה לפי השתייכותם לענפי המשפט השונים (כלי-אכיפה מנהליים, פליליים, וכו'). הטקסונומיה המוצעת בפרק זה מאמצת את העיקרון לפיו סיווג הכלים ייעשה בהתאם לייעודם הסביבתי העיקרי (ראו טבלה 3(א)). סיווג זה מתחלק לשלוש קטגוריות הנוגעות לשלבי ביצוע העבירה וההתמודדות עמה: (1) כלי-אכיפה שמטרתם העיקרית היא מניעת עבירות ונזקים לסביבה מלכתחילה (ex-ante); (ב) כלי-אכיפה שמטרתם העיקרית היא

[3] דוגמא לכך ניתן למצוא בשוודיה. שם היקף האכיפה נגד עבירות סביבתיות היה נמוך מאוד עד שהוחק הקוד הסביבתי בשנת 1999 והוקם מערך לטיפול בעבריינ-סביבה בתוך התביעה הכללית. מערך זה הוסמך להטיל קנסות מנהליים הקרויים environmental sanction charges. בשנה הראשונה להענקת סמכות זו, עלה מספר הקנסות ב-278%. ראו: L.E. Korsell, "Big Stick, Little Stick: Strategies for Controlling and Combating Environmental Crime", 2 *J. of Scandinavian Studies in Criminology & Crime Prevention* 127 (2001).

[4] S. Erchmann, "Enforcement of Environmental Law in United States and European Law: Realities and Expectations", 26 *Envtl. L.* 1213, 1216 (1996).

עצירת העבירה ונזקיה הסביבתיים בעודה מתרחשת (הפחתת הנזק); (ג) כלי-אכיפה שמטרתם העיקרית היא שיקום בדיעבד (ex-post) של הנזקים שהעבירה גרמה.

מניעת נזקים סביבתיים באמצעות אכיפה, קשורה ליצירת הרתעה כללית או שינוי נורמטיבי הפועלים מכאן ואילך. מניעה תושג באמצעות הנהגת אמצעי-אכיפה שיוכלו לא רק למנוע התנהגות אצל הפרט הנענש, אלא ייצרו גם תמריצים למניעת התנהגות עבריינית אצל מי שעלול לנהוג באופן דומה. מפעל שנקנס, או שמנהלו נאסר עקב הפרה של חוקי איכות הסביבה, גרם כבר נזק לסביבה ולבריאות הציבור. האכיפה נגדו תפיק תועלת בעיקר מן ההשפעה העתידית של הסנקציה בהרתעת הרבים — קרי, מפעלים בעלי פעילות דומה — או בהרתעה פרטנית של המפעל שסרח מהפרה חוזרת של החוק. כלים הפועלים למניעת נזקים סביבתיים ייסקרו בחלק 2.

עבירות סביבה רבות הן מתמשכות. לכן מופנים בלית ברירה, חלק ממאמצי האכיפה לעצירת זיהום ונזקים סביבתיים תוך כדי התרחשותם. כאשר מפעל מזרים לנחל את שפכיו החורגים מהתקן וגורם להידרדרות איכות הנחל, ישנה חשיבות לעצירת פעולת ההזרמה וההידרדרות הסביבתית המתלווה לה. כאשר גורמים מפעילים אתר לא-חוקי להטמנת פסולת, ואתר זה גורם לזיהום סביבתי מתמשך, יש חשיבות סביבתית מכרעת להפסקת פעולתו של האתר. כאשר צי אוטובוסים פולט מזהמי-אוויר ברמה גבוהה בהרבה מן המותר, יש חשיבות סביבתית לעצירת הפליטות. בכל הפעולות הללו, עצם עצירת הזיהום יוצרת תועלת סביבתית. עצירת הזיהום יכולה להתבצע באמצעות פעולות פיקוח, ניטור ודיווח-עצמי, פעולות-אכיפה מִנהליות כגון התראות ושימועים, הפקעת-רישיון והפקעת-רכוש, ופעולות בהן מערכת האכיפה מתערבת בניהול הסביבתי של התאגיד. כלים אלה ייסקרו בחלק 4.

שיקום משמעו תיקון הנזקים שנגרמו בעטיין של עבירות סביבתיות היכן שהדבר ניתן. כאשר מפעל זיהם את הקרקע בחומרים מסוכנים במשך שנים ומי התהום והקרקע נותרו מזוהמים, יכולה מערכת האכיפה לתרום תרומה סביבתית בכך שתאכוף את שיקום הנזקים. לעומת זאת, שיקום אינו יכול להיעשות במדיות מסוימות, כגון אוויר, קרינה או רעש, שכן לגבי מדיות אלו לא ניתן 'להוציא' את הזיהום מן הסביבה. כלי האכיפה המאפשרים שיקום הם צווי-שיקום ופרויקטים סביבתיים חלופיים. אלה ייסקרו בחלק 4.

מובן כי שלבים אלה בפעולת האכיפה אינם מובחנים תמיד לחלוטין. למשל, פעולת אכיפה המבוצעת לעצירה או לשיקום נזקים לסביבה, יכולה להתפרש גם כצעד מניעתי. פעולות שהן מניעתיות בעיקרן, עשויות להביא לעצירת העבירה. ברם, ההשלכות של אותה פעולה לגבי מניעה ולגבי עצירת הנזק צריכות להיבחן בנפרד. החלוקה המוצעת (ראו תרשים 3(א)) מועילה בזיהוי מטרתם העיקרית של צעדי האכיפה ובבחינת תוצאותיהן בראש ובראשונה לאור מטרה זו.

תרשים 3(א): **שיוך כלי האכיפה לטקסונומיה המניעתית**

מניעת עבירות	עצירת עבירות	שיקום עבירות
● קנסות	● פיקוח, וניטור	● צווי-שיקום
● מאסר ואחריות אישית	● דיווח עצמי	● פרויקט סביבתי חלופי
● הטלת קלון	● התראות ושימועים	
● שלילת תמיכות ממשלתיות	● התערבות בניהול החברה	
● סיוע לעידוד הציות	● הפקעת רישיון	
	● הפקעת רכוש	

חלק 2: כלי-אכיפה מניעתיים

נזקים לסביבה ניתנים למניעה באמצעות סנקציה שתיצור אחת משתי ההשפעות: הרתעה כללית וספציפית או שינוי נורמטיבי. הסנקציות המניעתיות העיקריות היוצרות הרתעה הן קנסות, מאסרים או הטלת אחריות אישית על מנהלים ושלילת תמיכות ממשלתיות. הטלת קלון באמצעים שונים מעודדת ציות לחוק באמצעות מנגנון מעורב של שינוי נורמטיבי והרתעה. מניעת נזקי-עבירות אפשרית גם באמצעות עידוד הציות לחוק על-ידי מנגנוני-סיוע שיידונו בסוף חלק זה.

א. קנסות

קנסות המוטלים בעבירות-סביבה לא נועדו בעיקרם לטפל בנזק הסביבתי שנגרם מהפרת הרגולציה, אלא לשמש סנקציה עונשית שמטרתה להשפיע על הכפופים לחוק שלא יעברו עבירות דומות בעתיד.[5] נהוג לחשוב שקנסות יוצרים הרתעה באמצעות תמרוץ הציות לחוק

---

[5] K. Mann, "Punitive Civil Sanctions: The Middle Ground Between Criminal and Civil Law", 101 *Yale L.J.* 1795 (1991-1992).

בדוח של DEFRA משרד איכות הסביבה, המזון ועניייני הכפר באנגליה, שערך בחינה מקפת של מערכת האכיפה בתחום איכות הסביבה, נטען כי קנסות אינם משיגים שלושה יעדים: תיקון נזקים סביבתיים, פיצוי קהילות שנפגעו ושלילת הרווח של העבריינים מביצוע העבירה. ראו: Defra, *Review of Enforcement in Environmental Regulation, Report of Conclusion*, 19 (2006) available at www.defra.gov.uk/environment/enforcement/pdf/enforcereview-report.pdf (last accessed 26.12.2007).

או ביסוס החשש מאי-ציות.[6] טיבה ועצמתה של ההרתעה הנוצרת מהטלת הקנס, תלויים בסוג הקנס ובמאפייניו.

1. כללי

(א) השימוש בקנסות בעבירות-סביבה

קנסות הם הסנקציה הנפוצה ביותר הננקטת בגין הפרה של רגולציה סביבתית. בשנים 2000-2006 הוטלו בישראל קנסות ב-98% בממוצע מכתבי האישום שהסתיימו בהרשעה. נוסף על כך, קצת למטה מ-100% מכלל העבירות הסביבתיות שלגביהן מוצו ההליכים הפליליים, הסתיימו בהטלת קנס עקב השימוש הנרחב בברירות-משפט (ראו טבלה 3(1) להלן). הדומיננטיות של הקנס כסנקציה בעבירות נגד איכות הסביבה, אינה שונה בהרבה באירופה ובארה"ב. קנסות הם ללא ספק הכלי המרכזי בו עושות רשויות האכיפה שימוש בעת אכיפת החוקים להגנת הסביבה.[7]

שלושה סוגים של קנסות משמשים לאכיפת הרגולציה הסביבתית: קנסות פליליים, קנסות מנהליים וקנסות אזרחיים שיפוטיים. בישראל, כל הקנסות המוטלים בעבירות נגד איכות הסביבה הם פליליים ושיטת הקנסות האזרחיים אינה קיימת כלל בארץ.[8] חוק עבירות מנהליות התשמ"ו-1985 מאפשר לשר המשפטים לקבוע בתקנות כי עבירה לפי אחד החוקים שנכללו בנספח לחוק תיקבע כעבירה שעליה ניתן להטיל קנס מנהלי.[9] ברם, השר לא עשה שימוש בסמכותו זו בכל הנוגע לחוקים בעלי זיקה לנושאים סביבתיים, מלבד שלושה עניינים נקודתיים.[10] כמו כן, מגמת השנים האחרונות לאפשר הטלת 'עיצום כספי', פסחה על הרגולציה

---

[6] D. Thornton, N.A. Gunningham & R.A. Kagan, "General Deterrence and Corporate Environmental Behavior," 27(2) *L. & Policy* 262 (April 2005).

[7] לסקירה מקפת של השימוש בקנסות פליליים בחקיקה סביבתית במדינות האיחוד האירופי, ראו: H. Lepage Partners Counsel, *Criminal Penalties in the EU Member States' Environmental Law* p. 11 (2003), Reference Study Contract:ENV.B.4-3040/2002/343499/MRA/A.

[8] Gelpe (1998) *לעיל* ה"ש 1, בעמ' 155.

[9] ס' 1 לחוק העבירות המנהליות, התשמ"ו-1985.

[10] תקנות העבירות המנהליות (קנס מנהלי — עבירות לפי חוק המים), התשס"ג-2002. לפי תקנות אלו נקבעו קנסות מנהליים ביחס לשתי עבירות לפי כללי המים (שימוש במים באזורי קיצוב), התשל"ו-1976 ולפי תקנות המים (כללים לרחיצת רכב ולשטיפת משטחים מרוצפים במים), התשס"א-2001. כמו כן נקבע כי נהיגה ברכב על חוף הים היא עבירה מנהלית לפי תקנות העבירות המנהליות (קנס מנהלי — עבירת נהיגה ברכב בחוף הים), התשס"א-2001. מלבד עבירות אלו לא נקבעו עבירות מנהליות בחוקים הקשורים לאיכות הסביבה.

הסביבתית.[11] מנגד, במגוון עבירות נגד איכות סביבה מוטלים קנסות בדרך של 'ברירות-משפט' ומגמה זו הולכת וגוברת בשנים האחרונות. לקנסות אלה מספר מאפיינים המשותפים גם לקנסות מנהליים (כפי שיפורט בהמשך), אף שהם מסווגים כקנסות פליליים.[12]

בדומה לישראל, גם באנגליה מסתמנת מגמה לעשות שימוש בקנסות מעין-מנהליים הקרויים Fixed Penalty Notices וזאת במיוחד בעבירות קלות כגון השלכת פסולת על-ידי הפרט.[13] בשנת 2003 פתחה סוכנות הסביבה הבריטית ביזמה לשילוב משמעותי יותר של קנסות מנהליים כסנקציה על הפרת רגולציה סביבתית.[14] זאת כחלק ממאמץ כולל להגברת אפקטיביות האכיפה תוך מגמה להקטין את מידת ההסתמכות על המערכת המשפטית ולהגדיל את ההסתברות להטלת הסנקציה.[15]

---

[11] 'עיצום כספי' הוא קנס מנהלי שהפעלתו נתונה בסמכות הרשויות הממונות על אכיפת רגולציה. החל משנת 2000 חלה מגמה לתקן חקיקה כלכלית וחקיקה העוסקת בתשתיות, על-מנת לאפשר הטלת עיצום כספי. מגמה זו הקיפה 23 דברי-חקיקה שונים. מדובר בחקיקה כלכלית כגון: חוק איסור הלבנת הון, התש"ס-2000; פקודת הבנקאות 1941; חוק הבנקאות (שירות ללקוח), התשמ"א-1981; תקנות שירות נתוני אשראי, התשס"ד-2004; חוק הפיקוח על שירותים פיננסיים, (קופות גמל), התשס"ה-2005. כמו כן נעשה שימוש בעיצום כספי גם בחקיקה העוסקת בתשתיות כגון חוק שירותי תיירות, התשל"ו-1976; חוק התקשורת (בזק ושידורים), התשמ"ב-1982; חוק משק הגז הטבעי, התשס"ב-2002; חוק רשות הספנות והנמלים, התשס"ד-2004; חוק תאגידי מים וביוב, התשס"א-2001; חוק משק הדלק (איסור מכירת דלק לתחנות תדלוק מסוימות), התשס"ה- 2005.

[12] ביחס למאפייני ברירת המשפט, ראו חלק 2א(1)(ב) לעיל. הדמיון נובע מהיעדר הצורך ככלל לפנות אל בית המשפט לצורך הטלת הקנס וכן מגובה הקנסות שהוא נמוך יותר מקנסות המוטלים באמצעות בית המשפט וכן מן ההסתברות הגבוהה יותר להטלת הקנס. ברם, ישנם מספר הבדלים בין קנסות מנהליים לבין ברירות-משפט: ברירת-משפט מאפשרת גישה אוטומטית לבית המשפט אם מקבל ההודעה אינו מעוניין לשלם את הקנס, בעוד שהקנס המנהלי מאפשר ככלל גישה לבית המשפט לצורכי דיון בערר על גובה הקנס. כמו כן, קנסות מנהליים מקלים לעומת כללי הראיות והפרוצדורה הפלילית, בעוד שברירת-משפט עשויה להפוך בכל עת לכתב-אישום אשר בו הרשות חייבת בכל כללי הפרוצדורה הפלילית. ראו: A. Ogus & C. Abbot, "Sanctions for Pollution-Do We Have the Right Regime" 14(3) *J. of Envtl. L.* 283, 296 (2002).

[13] Defra, *Review of Enforcement in Environmental Regulation, Report of Conclusion,* Annex C – Administrative Penalties, 1 (Oct. 2006) available at www.defra.gov.uk/environment/enforcement/pdf/enforcereport-annexc.pdf (last accessed 1.1.2007).

[14] M. Woods & R. Macrory, *Environmental Civil Penalties: A More Proportionate Response to Regulatory Breach*, (Center for Environmental Law, London University Collage 2003) available at www.ucl.ac.uk/laws/environment/civil-penalty/docs/ECPreport.pdf (last accessed 1.1.2007).

[15] Henely Center, *Report on Administrative Penalty Simulations* (May 2006) available at: www.defra.gov.uk/environment/enforcement/pdf/envleg-enforce-henleyreport.pdf (last accessed 1.1.2007).

בארה"ב עולה השימוש בקנסות אזרחיים ומנהליים בהרבה על השימוש בקנסות פליליים בעבירות סביבה.[16] בגרמניה נהוגה שיטה מבוססת להטלת קנסות מנהליים, אשר פותחה בחקיקה החל משנות ה-50, ומאז הפכה לכלי האכיפה העיקרי ברגולציה הסביבתית.[17] באופן כללי, במדינות האיחוד האירופי, מלבד דנמרק והולנד, השימוש בקנסות מנהליים נפוץ, אם כי שמות הקנסות משתנים.[18] גם באוסטרליה נעשה שימוש משמעותי בקנסות אזרחיים.[19]

(ב) מאפייני הקנסות

כאמור, יש שלושה סוגים שונים של קנסות: קנס פלילי, קנס אזרחי וקנס מִנהלי (השניים האחרונים מכונים לעִתים גם 'עיצום כספי').[20] כפי שצוין, במדינות שונות אכן נעשה שימוש במגוון קנסות אלה בעבירות-סביבה. הגם שההגדרות במדינות השונות הן מעורפלות לעִתים וישנה חפיפה עניינית וטרמינולוגית בין הקנסות, ניתן להבחין ביניהם באמצעותם מספר מאפיינים: א. הגורם המטיל את הקנס ושיקול הדעת בקביעת גובה הקנס; ב. רמת ההוכחה הנדרשת לצורך הטלת הקנס; ג. היסוד הנפשי המתקיים בהפרת הרגולציה; ד. המטרה העונשית של הקנס והסטיגמה המתלווה אליו. ההבחנה בין הקנסות היא חשובה, שכן למאפייניהם יש השפעה על מטרתם ועל מידת אפקטיביות השימוש בהם.

---

[16] W. Wilson, *Making Environmental Laws Work — an Anglo-American Comparison* (1999). שם מציין המחבר כי: "In 1997, only 3% of cases handled by the Department of Justice's Environmental Natural Resources Division were by criminal enforcement, whereas 97% were by administrative and civil enforcement." גם J. C. Cruden & B. S. Gelber, "Federal Civil Environmental Enforcement: Process, Actors, and Trends", 18 *Nat. Resources & Envtl.* 10 (2003-2004) לרשימות החקיקה ולסעיפי החקיקה האמריקנית, הכוללים קנסות פליליים, ולאלה הכוללים קנסות אזרחיים.

[17] בגרמניה נהוגה הבחנה בין המשפט הפלילי העונשי לבין המשפט המנהלי העונשי. עבירות מנהליות עונשיות קרויות 'Ordnungswidrigkeiten', ונקבעו לראשונה בשנת 1952 במסגרת חקיקה מקפת. הסנקציה העיקרית בעבירות אלו היא קנסות מנהליים הקרויים 'Geldbusse'. אלה דומים במספר מאפיינים לקנסות הפליליים ונבדלים מהם בכך שהם מאפשרים לגבות מן העבריין רווחים בלתי-חוקיים שעשה מן העבירה. חומרת המעשה, ולא אשמת העבריין, היא קריטריון מרכזי בקביעת גובה הקנס. ראו: Woods (2002) *לעיל* ה"ש 14, בעמ' 20.

[18] M. Faure & G. Heine, *Criminal Enforcement of Environmental Law in the European Union* 21 (2005).

[19] Australian Law Reform Commission, *Principled Regulation: Federal Civil and Administrative Penalties in Australia*, (2002). available atwww.austlii.edu.au/au/other/alrc/publications/reports/95/ (last accessed 1.2.2007).

[20] והשוו ל-I. Ayres & J. Braithwaite, *Responsive Regulation: Transcending the Deregulation Debate* (1992) 35. הכותבים מתארים מודל פירמידאלי של סנקציות לפי חומרה הולכת וגדלה. הם כוללים בה את הקנס הפלילי ואת הקנס האזרחי ואינם מתייחסים לקנס המנהלי.

1. *הגורם המטיל את הקנס ושיקול הדעת בקביעת גובהו* — הקנס הפלילי מוטל על-ידי בית המשפט בסיום הליכי האישום הפלילי שאותם מנהלת המדינה נגד המזהם. הקנס האזרחי מוטל אף הוא על-ידי בית המשפט, אך בהליכים אזרחיים שמנהלת הרשות נגד המזהם.[21] בשני המקרים יש לבית המשפט מרחב גדול של שיקול-דעת בהטלת הקנס ובקביעת גובהו.[22]

לעומת אלה, מוטל הקנס המנהלי על-ידי הרשות האוכפת, בדרך-כלל בלא התערבות בית המשפט.[23] את הקנס ניתן להטיל במישרין באמצעות מתן הודעה[24] או לאחר קיום הליך מעין-שיפוטי על-ידי הרשות.[25] לעִתים לא נתונה גביית הקנס בידי הרשות האוכפת ובמקרה שנדרשת גבייה, יש לקבל סעד מבית המשפט.[26] ערר על קנס מנהלי מוגש לערכאה מנהלית ובדרך-כלל לא לבית-משפט.[27]

---

[21] Woods (2002) *לעיל* ה"ש 14, בעמ' 11. סוקר את ההגדרות האפשריות לקנס האזרחי ומציע את ההגדרה הבאה: "A civil penalty can perhaps therefore be defined as a discretionary monetary sum which is imposed flexibly under the civil law rather than the criminal law, in order to achieve deterrence and reparation."

[22] בארה"ב מוגבל למדי שיקול הדעת של בתי המשפט בהטלת הקנסות האזרחיים לפי חלק מן הרגולציה הסביבתית. ישנם כללים הקובעים כי על בית המשפט להעדיף את אומדני הקנס שנקבעו על-ידי הרשות, כשזו פועלת לקביעת גובה הקנס בהליך מעין-שיפוטי. ראו: Gelpe (1998) *לעיל* ה"ש 1, בעמ' 165.

[23] בגרמניה מתנהל ההליך להטלת קנס מנהלי בשני שלבים החורגים מן הכלל שתואר. בשלב ראשון נקבעת אחריות על-ידי פאנל מנהלי בהליך שימוע המתבצע במסגרת הרשות. בשלב שני יכול הנאשם להגיש ערר המתנהל בהליך דומה למשפט פלילי. בהליך זה בית המשפט אינו כבול להחלטות הפאנל המנהלי. הוא רשאי לבטל את האשמה או לאשרר אותה ולקבוע את גובה הקנס. ראו: Woods (2002) *לעיל* ה"ש 14, בעמ' 20.

[24] למשל ס' 8(ב) לחוק העבירות המנהליות קובע כי הודעת-תשלום הנשלחת אל מי שנמצא מפר את החוק, תכלול פירוט העובדות הקשורות לעבירה כגון שם הנקנס ומענו; תיאור תמציתי של העובדות המהוות את העבירה; ציון המקום והזמן שבהם נעברה העבירה או ציון הוראות החיקוק שבהן נקבעה העבירה.

[25] בארה"ב, מרבית דברי החקיקה הסביבתית שמאפשרים הטלת קנסות אזרחיים מנהליים ולא שיפוטיים, מחייבים את הרשות לקיים הליך מעין-שיפוטי לקביעת גובה הקנס. חלק מדברי החקיקה קובעים גם את מגוון השיקולים שעל הרשות לשקול בעת קביעת גובה הקנס, כגון הרווח הכלכלי, היסטוריית הציות לחוק של הנאשם ויכולתו לשלם את הקנס. Gelpe (1998) *לעיל* ה"ש 1, בעמ' 166.

[26] בארה"ב, גביית קנסות מנהליים אינה בסמכות הרשות האוכפת. בית המשפט לבדו מוסמך לחייב את תשלום הקנס. במסגרת זו הוא עשוי לשוב ולבחון את ההחלטה להטיל את הקנס וכן את גובה הקנס שהטילה הרשות, אם כי ככלל מוגבל דיון זה בהיקפו. Gelpe (1998) *לעיל* ה"ש 1, בעמ' 165.

[27] בישראל, הערר על הקנס המנהלי מתקיים בפני בית-משפט — ראו ס' 11 לחוק העבירות המנהליות. לעומת זאת, בארצות המשפט הקונטיננטאלי, שם נפוץ השימוש בקנסות מנהליים, מתקיים הערר בדרך-כלל בפני פאנל מנהלי ולא שיפוטי. להרחבה ראו: Woods (2002) *לעיל* ה"ש 14, בעמ' 22. בארה"ב, הערר על קנס מנהלי מתקיים בפני בית המשפט, אולם שיקול-דעתו של בית המשפט בשינוי הקנס שנקבע על-ידי הרשות המנהלית מסויג מאוד ומשך הזמן הניתן לביקורת השיפוטית הוא מוגבל. ראו: Gelpe (1998), *לעיל* ה"ש 1, בעמ' 165.

בקנסות מנהליים, שיקול-דעתה של הרשות האוכפת הוא בדרך-כלל מצומצם ביחס לשיקול-דעתה של הרשות השופטת והקנסות הם בסכומים קבועים מראש. לכן הקנס המנהלי לא נועד לשקף במדויק את רווחי העבריין או את נזקי העבירה הקונקרטית. הוא אף אינו מתיימר לעשות זאת, מפאת הגבלת שיקול-דעתה של הרשות והרצון להקל בהליכים הקשורים להטלת הקנס ולהפכם לסטנדרטיים ככל האפשר.[28] הגבלת שיקול הדעת נועדה לתת מענה לחשש מפני אי-שוויון באכיפה. אולם אין להתעלם מכך שקנסות קבועים מגבירים את חוסר השקיפות ואת הנוקשות שבאכיפה, ובכך הם עלולים להוביל לחוסר-הוגנות.[29] הפתרון הוא ביישום שיטה המאפשרת שיקול-דעת כלשהו לרשות המנהלית בהטלת טווח קנסות שנקבעו לפי מקרים שונים, בדומה לנהוג בשיטת המשפט האמריקנית. בארה"ב יש דברי-חקיקה סביבתיים המאפשרים לרשות להטיל קנסות מנהליים, אך הם מחייבים לרוב את הרשות להטיל את הקנס לאחר קיום הליך מעין-שיפוטי, בו נאמד הקנס בהתאם לשורה של שיקולים כגון התועלת שהפיק המפר מאי-הציות לחוק והיקף הנזקים הסביבתיים שגרם במעשהו.[30] במבחן היעילות, תינתן עדיפות לקנסות מנהליים על פני קנסות פליליים או אזרחיים, שכן אלה האחרונים מחייבים פנייה לבית המשפט — עובדה שיש בה כדי לייקר את עלויות האכיפה.

2. *רמת ההוכחה הנדרשת לצורך הטלת הקנס* — רמת ההוכחה הנדרשת בהטלת הקנס הפלילי היא זו המקובלת במשפט הפלילי — קרי, הוכחה מעל לכל ספק סביר. לעומת זאת, להטלת קנסות אזרחיים ומנהליים מסתפקים בדרך-כלל בסטנדרט ההוכחה האזרחי — קרי, מאזן ההסתברויות.[31] לאור אופיים העונשי של הקנסות המנהליים והאזרחיים, היו מלומדים שקראו להעלות את רמת ההוכחה הנדרשת להטלת קנסות אלה.[32] בארה"ב התפתח דיון סביב דרישות ההוכחה בהטלת קנסות אזרחיים שיפוטיים. נטען כי משום שמדובר בסנקציה (penalty) ולא בפיצוי, יש להפעיל בהם רמת הוכחה קרובה לרמת ההוכחה הפלילית.[33] קביעת הקנסות המנהליים בארה"ב מתבצעת בהליך מעין-שיפוטי

---

[28] Woods (2002) *לעיל* ה"ש 14, בעמ' 9.

[29] Henely Report (2006) *לעיל* ה"ש 15, בעמ' 19.

[30] להרחבה: Gelpe (1998) *לעיל* ה"ש 1, בעמ' 166.

[31] J. Kerrigan et al, "Project: The Decriminalization of Administrative Law Penalties", 45 *Administrative L. Rev.* 367 (1993); M Gillooly & N.L. Wallace-Bruce, "Civil Penalties in Australian Legislation", 13 *U. of Tasmania L. Rev.* 269 (1994).

[32] ק' מן "סנקציות אזרחיות-עונשיות" *עיוני משפט* טז(2) 243, 255-254 (תשנ"ב).

[33] להרחבה על ההבדלים והדמיון בין קנסות אזרחיים לפליליים, ראו: Mann (1991-1992) *לעיל* ה"ש 5, בעמ' 1855.

מורכב, על-פי מספר דברי-חקיקה סביבתיים, אולם רמת ההוכחה הנדרשת פחותה מזו הנדרשת בהליך הפלילי.[34]

המְעטה בדרישות ההוכחה בהטלת קנסות מנהליים ואזרחיים, מקלה על מלאכתם של גורמי האכיפה ויש בה כדי לתרום ליעילות אכיפת הקנסות.[35] הדרישות לעמידה בנטל ראייתי-פלילי בסנקציות מנהליות ואזרחיות, והשימוש בפרוצדורות מעין-שיפוטיות לצורך הפעלת הסנקציות המנהליות, עלולים לפגוע ביעילות השימוש בסנקציות אלו ובסיבה העיקרית לקיומן.[36] מנגד נטען כי הקנסות המנהליים פוגעים בצדק ההליכי בכך שאינם מקנים לנתבעים הגנות פרוצדוראליות נאותות או זכות-עמידה בפני בית המשפט.[37]

3. *היסוד הנפשי המתקיים בהפרת הרגולציה* — בארה״ב ההבחנה בין השימוש בקנסות פליליים לקנסות אזרחיים מסתמכת בעיקר על היסוד הנפשי. בהפעלת מנגנון הענישה הפלילית והטלת קנס פלילי דורשת החקיקה הסביבתית ידיעה וכוונה פלילית (או פזיזות) ולעִתים רחוקות יותר רשלנות.[38] או אז תכוון מערכת האכיפה להטיל סנקציה פלילית ולא אזרחית. בד בבד הסתמנה בפסיקה האמריקנית נטייה להקל על דרישת היסוד הנפשי בעבירות סביבתיות שהוגדרו פליליות, וזאת תוך מתן אפשרות לחבר המושבעים להניח חזקת-ידיעה של מנהלים בפירמות לגבי עובדות ההפרה. הדבר נובע מהכרה בחשיבות הערכים המוגנים ברגולציה הסביבתית ומתוך מגמה להקל על הרשעת נושאי-משרה בתאגיד באחריות לעבירות הסביבתיות שביצע התאגיד.[39] בישראל, בדומה לאנגליה, היסוד הנפשי המאפיין את החקיקה הסביבתית אשר באמצעותה מוטל הקנס הפלילי, הוא אחריות-קפידה.[40] באנגליה נטען כי חרף היעדר דרישה להוכחת מחשבה פלילית או

---

[34] Gelpe (1998) *לעיל* ה״ש 1, בעמ׳ 166-165 ובה״ש 104 במאמר הנ״ל, שם מוזכר חוק האוויר הנקי בארה״ב כדוגמא לחוק הכולל פרוצדורה להטלת קנס מנהלי: § Clean Air Act § 113(d)(2) 42 U.S.C.A 7413(d)(r) (West 1995) וכן בה״ש מוזכר חוק חומרים מסוכנים: Toxic Substances Control Act, 15 U. S.C. A § 2615(a)(2)(A) ראו ה״ש 109 במאמר הנ״ל.

[35] Ogus (2002) *לעיל* ה״ש 12 , בעמ׳ 296.

[36] Henely Report (2006) *לעיל* ה״ש 15, בעמ׳ 21-20.

[37] Gelpe (١٩٩٨) *לעיל* ה״ש 1, בעמ׳ 168.

[38] R. I. McMurry & S. D. Ramsey, "Environmental Crime the Use of Criminal Sanctions in Enforcing Environmental Laws", 19 *Loy. L. A. L. Rev.* 1133, 1551 (1986).

[39] R. J. Marzulla & B. G. Kappel, "Nowhere to Run, Nowhere to Hide: Criminal Liability For Violations of Environmental Statues in the 1990's", *Columbia J. of Envl. L*, 201, 212 (1991).

[40] בישראל, ס׳ 22 לחוק העונשין מסייג הטלת אחריות-קפידה אם האדם פעל ללא מחשבה פלילית וללא רשלנות ועשה כל שניתן כדי למנוע את העבירה. נטל הראיה הוא על הטוען לפטור מאחריות. באנגליה כמו בישראל, מסתמכת החקיקה הסביבתית על ״Strict Liability״, וקנסות פליליים מוטלים בלא דרישה לקיום יסוד נפשי.

רשלנות, נדרש למעשה היסוד הנפשי לאור נטיית הרשויות להעמיד לדין פלילי רק את מי שמעשיו התאפיינו בחומרה מיוחדת לאחר שקיבל התראות חוזרות על המפגע.[41]

4. *המטרה העונשית והסטיגמה המתלוות לקנס* — דומה שאיש לא יחלוק על כך שקנס אזרחי ומנהלי אינו יוצר את אותה הסטיגמה המתלווה לקנס פלילי. אבל אותה תמימות-דעים אינה שוררת באשר למטרות העונשיות של הקנסות האזרחיים והמנהליים. אף שניתן לראות בקנסות האזרחיים והמנהליים סנקציה — שכן מטרתם ליצור ציות לחוקי איכות הסביבה באמצעות הרתעה — לא נועדו קנסות אלה להעניש את העבריין במובן הגמולי.[42] מנגד נטען כי למרות המטרה ההרתעתית בעיקרה של הקנסות האזרחיים, עושים בתי המשפט לא אחת שימוש בסנקציה גם מתוך מגמה גמולית.[43] דומה כי יש צדק בעמדתו של פרופ' קנת מַן הטוען לטשטוש בין מטרותיו העונשיות של הקנס הפלילי לאלו של הקנס האזרחי והשולל את הדעה כאילו אין בכלל מטרה עונשית לקנס אזרחי או מנהלי הניתן למשל בעבירות-סביבה.[44]

ההבדלים בין סוגי הקנסות — פלילי, אזרחי ומנהלי — מיטשטשים במידה ניכרת בדוגמא הישראלית של 'ברירות-משפט'.[45] מדובר בקנסות פליליים קטנים יחסית, המוטלים ללא מעורבות בית המשפט. קנס מסוג ברירת-משפט יכול שיהיה מוטל בעבירות שסווגו כברירת-משפט על-פי צווים שהוצאו מתוקף חוק סדר הדין הפלילי ביחס לשבע קטגוריות של מפגעים

---

[41] P. de Prez, "Excuses Excuses. The Ritual Trivialization of Environmental Prosecutions", 12(1) *J. of Envtl. L.* 67 (2000). מתקבל על הדעת שגם בישראל מתקיימת אכיפה להטלת קנסות באמצעות בית המשפט רק בנסיבות חמורות במיוחד, כאשר אמצעים אחרים לא הועילו בתיקון המפגעים. ראו חלק 4 להלן על השימוש באמצעי-אכיפה מנהליים.

[42] D. W. Marshall, "Environmental Protection and the Role of the Civil Money Penalty: Some Practical and Legal Considerations", 4 *Envtl. Aff.* 323,331 (1975). ובאופן כללי ראו גם: L. G. Mazerrolle & J. Roehl(Eds.), *Civil Remedies and Crime Prevention, Crime Prevention Studies, Volume 9* (1998).

[43] M. Cheh, "Constitutional Limits on Using Civil Law Remedies to Achieve Criminal Law Objectives: Understanding and Transcending the Criminal Law Distinction", 42 *Hastings L. J.* 1347-1348 (1991). וראו גם Gelpe *לעיל ה"ש* 1, בעמ' 155 המביאה ראיות מתוך החקיקה האמריקנית, לפיה בחלק מן המקרים יש לקנסות אזרחיים מטרה גמולית-עונשית.

[44] Mann (1991-2) *לעיל ה"ש* 5, בעמ' 1861. פרופ' מן מוכיח כי הקנס האזרחי העונשי הוא מעין "אמצע דרך" בין הקנס הפלילי לפיצוי העונשי, הנובע מטשטוש ההבחנות בין מטרות הענישה הפלילית לפיצוי האזרחי. טשטוש זה נובע מכך שהקנס האזרחי קיבל עם הזמן משמעות ענישתית והרתעתית, בדומה לקנס הפלילי.

[45] Gelpe *לעיל ה"ש* 1, בעמ' 148.

סביבתיים, ביניהם מפגעי ניקיון, ריח וזיהום-אוויר מכלי-רכב בדרכים.[46] הליך הטיפול בדוחות ותשלום הקנסות הוא מנהלי בעיקרו. הודעות לתשלום קנס יוצאות ממערכת ממוחשבת המפיקה את הדוחות בדיעבד, בַּחלוף זמן מביצוע העבירה. זאת למעט מקרים בהן ניתנו הודעות-קנס ידניות על-ידי מפקחים המורשים לכך בעת ביצוע העבירה. חלק מהדוחות אינו מוקלד למאגר, או שאין מוציאים בגינם הודעות-קנס, הן משיקולים מנהליים ואדמיניסטרטיביים (כאשר חסרים למשל פרטים) והן על-פי שיקול-דעת משפטי (כאשר מִפְּרטי הדוח לא עולים יסודות העבירה).[47] בשיטה של ברירות-משפט, תשלום הקנס כמוהו כהודאה באשמה פלילית מצד הנאשם והוא מייתר הליך משפטי בפני ערכאה שיפוטית. הנאשם יכול שלא לשלם את הקנס ולבקש ביטול הודעת התשלום, או לכפור באשמה ולהישפט בגין העבירה.[48] על הקנס להיות משולם תוך 90 יום ממתן ההודעה.[49] אי-תשלום הקנס במועד גורר תוספת לקנס המקורי וכן העברת הקנס לגבייה על-פי פקודת המסים-גבייה.[50]

ברירות-משפט הן כלי כמעט בלעדי בהטלת קנסות בעבירות סביבה בישראל. מטבלה 3(1) אנו למדים כי בין השנים 2000-2006 הוטלו למעלה מ-99% מן הקנסות באמצעות ברירות-משפט. קנסות המוטלים בעקבות תביעה משפטית הם מיעוט מוחלט ואין בהם יותר ממחווה למערכת השפיטה. בשנים 2000-2006 היו למעשה 103 תיקים משפטיים בממוצע אשר הסתיימו בהטלת קנסות, בעוד שבאותן שנים הוטלו בממוצע 13,223 ברירות-משפט מדי שנה.

---

[46] עבירות ברירת-משפט הוגדרו בצווים ביחס לנושאים הבאים:
צו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — שמירת ניקיון), התש"ס-2000.
צו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — מניעת רעש), התש"ס-2000.
צו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — מניעת מפגעי יתושים), התשס"א-2001.
צו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — תנאים תברואיים בתחנות דלק), התשס"א-2001.
צו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — זיהום אוויר מכלי-רכב בדרך), התשס"א-2001.
צו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — פיקדון על מכלי משקה), התשס"ב-2002.
צו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — פינוי יריעות פלסטיק), התשס"ד-2003.

[47] אתר המשרד לאיכות הסביבה www.sviva.gov.il לפי הנתיב הבא: דף הבית › נושאים סביבתיים › פיקוח ואכיפה › מנגנוני אכיפה › מערך ברירות-משפט.

[48] ס' 229(א)(1) ו-(2) לחוק סדר הדין הפלילי [נוסח משולב], התשמ"ב-1982.

[49] ס' 229(א) לחוק סדר הדין הפלילי [נוסח משולב].

[50] ס' 229(ב) לחוק סדר הדין הפלילי [נוסח משולב].

טבלה 3(1): **שכיחות ברירות-משפט מתוך תיקי קנס**[51]

שנה	מס׳ ברירות משפט (א׳)	מס׳ תיקי תביעה שהסתיימו בהרשעה (ב׳)	מס׳ תיקי תביעה שהסתיימו בקנס (ג׳)	אחוז תיקי התביעה בהם הוטל קנס (ד׳)	אחוז ברירות משפט מתוך סך הקנסות (ה׳)
2000	6,433	68	66	99.00%	99.00%
2001	12,131	78	78	99.30%	99.30%
2002	17,725	100	98	99.40%	99.40%
2003	16,454	126	122	99.20%	99.20%
2004	17,354	135	132	99.20%	99.20%
2005	11,326	120	114	99.00%	99.00%
2006	11,137	109	108	99.00%	99.00%
ממוצע	**13,233**	**105**	**103**	**99%**	**99%**

ביאור לטבלה 3(1)

עמודה א׳ — מספר ברירות המשפט שהופקו לאחר הקלדה של דוחות הקנס.

בעמודות א׳-ג׳ — המספרים מופיעים בערכים מוחלטים.

עמודה ג׳ — סך כל התיקים המשפטיים שהסתיימו בהרשעה והוטל בהם קנס בלבד, או בנוסף על עונש אחר.

עמודה ה׳ — אחוז עמודה א׳ מתוך הסכום של עמודה א׳ ו-ג׳.

נתונים אלה חושפים את מרכזיותן וחשיבותן של "ברירות המשפט" במסגרת מערך האכיפה של המשרד לאיכות הסביבה. אך מאידך-גיסא, חשוב לציין שגובה הקנס המרבי המוטל בעבירות ברירת-משפט נמוך באופן משמעותי מגובה הקנס שניתן להטיל בהליך שיפוטי. כך למשל, בברירות-משפט לפי חוק שמירת הניקיון, הקנס המרבי שניתן להטיל על עבירה של שפיכת פסולת על-ידי תאגיד במקום רגיש (כגון שפיכת פסולת בחוף הים או ביער) או על שפיכת חומרים מסוכנים — עומד על 8,000 ש"ח (כ-1,450€). הקנס המקובל במרבית העבירות של השלכת פסולת על-ידי תאגיד עומד על 1,000-1,500 ש"ח (כ-180€-270€), ואילו

[51] מקורות המידע:

עמודות א׳ ו- ב׳ — הנתונים לקוחים מתוך דוחות סיכום פעילות לשנים 2001-2006, אגף תיאום אכיפה במשרד להגנת הסביבה בכתובת: www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view &enDispWhat=Zone&enDispWho=achifa_dochot&enZone=achifa_dochot (נכון ליום 1.1.2007).

עמודות ב׳ ו- ג׳ — הנתונים לקוחים מתוך שאילתות שהופקו ממאגר פסקי הדין של המשרד לאיכות הסביבה בכתובת www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat =Zone&enDispWho=law&enZone=law (נכון ליום 1.1.2007)

על אדם פרטי ששפך פסולת יוטל בדרך-כלל קנס של 250-500 ש״ח (כ-45€-90€).[52] בישראל, העונש המרבי הקבוע בחוק, שערכאה שיפוטית רשאית להשית על עבירות שמירת הניקיון אשר בוצעו על-ידי תאגיד, נע בין 404,000 ש״ח ל-808,000 ש״ח, תלוי במשך ביצוע העבירה.[53] נתונים אלה מדגימים את הפערים הרווחים בין קנסות מנהליים לבין קנסות פליליים. גם באירופה קרובים שיעורי הקנסות המנהליים לאלה הנהוגים בישראל. באוסטריה יכולות רשויות אדמיניסטרטיביות להטיל קנס של עד 218€. בפינלנד עומד הקנס המנהלי המרבי על 1,618€. רק בגרמניה חורג גובה הקנסות המנהליים מגבולות אלה, שם יכולות רשויות-אכיפה מנהליות להטיל קנסות מנהליים גבוהים בשיעור של עד 51,129€ על אדם פרטי ו-511,292€ על תאגיד.[54]

2. קביעת גובה הקנס הראוי בעבירות נגד הסביבה

בין כלכלנים וקרימינולוגים מתנהל זה שנים דיון מתמשך בשאלה: כיצד יש לחשב את בסיס הקנס על-מנת שייצור את רמת ההרתעה הרצויה? בפני מערכת המשפט ומערכת אכיפת החוק עומדות שתי אלטרנטיביות עיקריות: קביעת הקנס על בסיס הנזק של העבירה הסביבתית, או קביעת הקנס בהסתמך על רווחיו של העבריין.[55] בחלק זה תיבחן המשמעות של קביעת הקנס בכל אחת משתי הדרכים הללו. יש לציין כי הדיון אינו מייחס רצינות לשיטה הנהוגה כאן בדרך-כלל, בה נקבע גובה הקנס באופן אינטואיטיבי או כוללני, או כנגזרת סתמית של קנסות מקסימום או מינימום שנקבעו באופן שרירותי בחקיקה. קביעת קנסות באופן זה, כפי שמתרחש בישראל, כמוה כפגיעה ביכולת ליצור הרתעה, עקב היעדר ודאות בדבר האפקט המושג באמצעות הקנס.

(א) קנס המבוסס על נזקי העבירה

על-פי משוואת ההרתעה היעילה של Becker, גובה הקנס (F) צריך להיקבע כנגזרת של הנזק החברתי (H) חלקי ההסתברות לתפיסת העבריין (P). צורתה המתמטית של משוואת הקנס האופטימאלי היא אפוא: $F=H/P$. קביעת הקנס על בסיס זה תאפשר, לטענת התיאוריה להשיג הרתעה אופטימאלית אשר משמעה הרתעת אותן עבירות שאין בצידן תועלת חברתית נטו, ואי-הרתעה של עבירות שיש בצידן תועלת חברתית.[56] בספרות הכלכלית נטען כי מודל

---

[52] דברי-הסבר לצו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — שמירת ניקיון), התש״ס-2000.

[53] ס׳ 13(ב) ו- 13(ג)(2) בהתאמה לחוק שמירת הניקיון, התשמ״ד-1984.

[54] כל הנתונים על גובה הקנסות נלקחו מ-Faure (2005) *לעיל* ה״ש 18, בעמ׳ 22.

[55] M. A. Cohen, *Monitoring and Enforcement of Environmental Policy* 23 (Aug. 1998).

[56] G. S. Becker, "Crime and Punishment, an Economic Approach", 76(2) *The J. of Pol. Econ.* 169,192 (Mar-Apr., 1968). וגם Cohen (1998) *לעיל* ה״ש 55, בעמ׳ 16.

זה של קביעת הקנס על בסיס הנזק באופן שיבטיח רק הרתעה אופטימאלית (ולא הרתעה מקסימאלית), מתאים במיוחד לעבירות איכות הסביבה, שכן זיהום הוא תוצאה של פעולות שמכל בחינה אחרת הן מועילות מבחינה חברתית.[57]

Polinsky ו-Shavell טענו כי יש להעדיף קביעת קנסות על בסיס הנזק, ולא על בסיס הרווח. קנס המבוסס על הנזק, שומר על מידה של הרתעה יעילה גם במצבים בהם הקנס המבוסס על רווח אינו מרתיע.[58] במקרה שהקנס יבוסס על הרווח, ובהינתן סיכוי להערכת-חסר של רווחי העבריין (אפילו קטנה ביותר), ייעלם יסוד ההרתעה. כדאי יהיה לעבריין לבצע את העבירה, משום שהקנס לא ישלול את מלוא רווחיו. הסיכוי להערכת-חסר אינו מבוטל. כפי שנראה בהמשך, קשה להעריך את מלוא רווחיו של מפעל המזהם את הסביבה עקב אי-השקעת המשאבים הנדרשים בטכנולוגיה סביבתית. מאחר והנזק גדול בדרך-כלל מהרווח, טעות והערכת-חסר של הנזק אינם מתבטאים בשלילה מוחלטת של יסוד ההרתעה. קנסות המבוססים על היקף הנזק נמצאו משמרים הרתעה אופטימאלית גם תחת כלל משפטי של רשלנות[59] וגם תחת כלל משפטי של אחריות מוחלטת.[60]

חרף הקונסנסוס המתגבש בקרב כלכלנים כי יש לחתור לכך שהקנס בעבירות סביבתיות יוטל כך שישקף באופן מובהק מכפלה של הנזק,[61] אין גישה זו חפה מבעיות מתודולוגיות ועקרוניות וראוי להקדיש מחשבה ליכולת המעשית ליישמה. יישום המודל של בֶּקר לקביעת הקנס, מחייב לאמוד את נזקי העבירה ולעמוד את ההסתברות לגילויה ולענישתה.

קושי אחד באומדן נזקי העבירה קשור בגיבוש הסכמה בשאלה אלו נזקים ראוי שימצאו ביטוי בחישוב הנזק. האם מדובר רק בנזקים שיש להם קשר ישיר או עקיף לבריאות האדם, או שמא יש לכלול גם נזקים אקולוגיים שקשה ליחס להם השפעה על בריאות האדם (כמו

---

[57] Cohen M.A, "Environmental Crime and Punishment: Legal/Economic Theory and Empirical Evidence on Enforcement of Federal Environmental Statutes", 82(4) *J. of Crim. L. & Criminology* 1061 (1992).

[58] A. M. Polinsky & S. Shavell, "Should Liability Be based on Harm to the Victim or Gain to the Injurer", 10(2) *J .of L. Econ. & Organization* 427 (1994).

[59] *שם*, בעמ' 430, 433.

[60] *שם*, בעמ' 433, 434.

[61] *An Advisory of the Illegal Competitive Advantage (ICA) Economic Benefit (EB) Advisory Panel of the EPA Science Advisory Board* 36-33 *(Sep. 7th 2005)*, available at http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/05C624772F33C2B08525708100727D55/$File/ica_eb_sab-adv-05-003.pdf. מסמך זה הוא תוצר של ועדה מייעצת שהוקמה על-ידי ה-EPA האמריקני במטרה להמליץ על שינויים באופן חישוב הקנסות בעבירות נגד איכות הסביבה. הוועדה הציגה תמיכה תיאורטית גורפת בעיקרון של חישוב קנסות על בסיס הנזק, ולא על בסיס הרווח, כפי שה-EPA נוהג לעשות.

מצטט בין היתר מעבודתם של Cohen (1998) *לעיל* ה"ש 55. ושל Polinsky (1994) *לעיל* ה"ש 58.

נזק אסתטי למכתש רמון או ליחמורים המאכלסים אותו, לדוגמא). דילמה זו אינה נוגעת דווקא לקשיים המתודולוגיים של אומדן הנזקים האקולוגיים, אלא לבחירה המהותית של הנזקים שיש להכליל באומדן מלכתחילה.

בין כלכלנים אין הסכמה על שיטות החישוב העדיפות לאומדן הנזק. עד היום פותח מגוון של שיטות להערכת שוויים של משאבי-טבע או לבחינת העדפות סביבתיות, אולם קשה לומר ששיטות אלו אכן מסוגלת לבטא במדויק נזקים המתרחשים במערכת אקולוגית. שיטות ישירות מסיקות את העדפותיהם של הפרטים לאיכות הסביבה על-ידי בחינה ישירה באמצעות משוב (Stated Preference Approach). שיטות אלו אינן נחשבות שוקיות, שכן אין בודקים בהן את הנכונות לשלם ממש, אלא רק נכונות מוצהרת לשלם כפי שבוטאה בסקרים. סקרים כאלה מבוססים על שיטת ההערכה המותנית (Contingent Valuation). הם יכולים לבחון כמה מוכנים אנשים לשלם (WTP – willingness to pay) על-מנת להיטיב את איכות האוויר באזורם, או מהו גובה הפיצוי שהם מוכנים לקבל (WTAC – willingness to accept compensation) על-מנת לוותר על איכות האוויר שממנה הם נהנים. בקביעות, מתגלה פער ניכר בין הנכונות של אנשים לשלם עבור טוב סביבתי, לבין נכונותם לוותר על עליו. ההוצאה שאנשים נכונים להוציא עבור שירותים סביבתיים, פחותה מן התשלום שהם דורשים על-מנת לוותר על שירותים אלה.[62]

שיטות-הערכה עקיפות עושות שימוש בשווקים הקשורים למשאב הסביבתי על-מנת להעריך את נכונותם של הפרטים לשלם (WTP) עבור איכות הסביבה. לדוגמא, בשיטת התמחור ההדונית (Hedonic Pricing Model), השוק הרלוונטי לאיכות האוויר בעיר הוא שוק הדירות, והכלכלנים בודקים כיצד משפיע שינוי באיכות האוויר על התנהגותם של השחקנים בשוק זה. בשיטת עלויות ההגעה (Travel Cost Method), מנסים להסיק את הערך שאנשים מעניקים לפעילות-פנאי באתרים שונים, מהוצאותיהם עבור הגעה לאתרים אלה.[63]

בקרב מומחים קיימת אי-הסכמה ביחס לשימוש במתודולוגיות השונות שנמנו, היות ויישום כל אחת מן השיטות מוביל לתוצאות שונות בתכלית ביחס לאותו נזק.[64] יש לציין כי העלויות של ביצוע בדיקות על-מנת לקבוע את גובה הקנס בכל מקרה של עבירה סביבתית,

---

[62] A. Freeman, *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods* (2nd Ed.,Washington D.C Resources for the Future, 2003); N. Hanely, J.F. Shogren & B. White, *Environmental Economics in Theory and Practice* 384, 404 (1997).

[63] Hanely (1997) *לעיל ה"ש* 62, *בעמ'* 418.

[64] דוח ועדת ICA *לעיל ה"ש* 61, בעמ' 34.

הן גבוהות ועלולות בחלק מן המקרים לעלות על גובה הנזק המוערך.[65] מעבר למשאבי הזמן והכסף הנדרשים לביצוע בחינה בהיקף ראוי, הכרח כי לכל תביעה משפטית בתחום איכות הסביבה יתלווה כלכלן בעל הידע והמומחיות הדרושים ליישום מתודולוגיות אלו. מובן כי משאבים כאלה אינם זמינים למרבית רשויות האכיפה הסביבתיות בעולם. הנה כי כן, דווקא בהתחשב בשיקול יעילות-עלויות, מתעוררים ספקות ביחס לשימוש בשיטות-הערכה עקיפות או ישירות לאומדן הנזקים הסביבתיים על-מנת לקבוע את גובה הקנס הראוי.

לאור הקשיים התיאורטיים והמתודולוגיים שנמנו, לא ייפלא כי אין מדינות שאימצו את שעור הנזק כבסיס בלעדי לקביעת הקנס. זאת גם לנוכח העובדה שחומרת הנזק הנגרם לסביבה נחשב לשיקול מרכזי בקביעת גובה הקנס במדינות רבות, בין היתר בקנדה[66], באוסטרליה[67] ובאנגליה[68].

---

[65] דוח ועדת ICA *לעיל* ה"ש 61, בעמ' 37. כותבי הדוח, אשר צידדו בחום בעיקרון התיאורטי של ביסוס קנסות סביבתיים על הנזק ולא על רווחי העבריין, נמנעו מלהמליץ באופן גורף על שימוש בשיטה זו עקב עלויותיה הגבוהות. המלצתם היתה כי ניתן ורצוי לעשות שימוש בשיטות לחישוב הנזק, רק כאשר הנזקים המוערכים הם גבוהים ביותר (מאות אלפים ומיליוני דולרים). או אז יהיה זה מוצדק לעמוד בהוצאות הדרושות לחישוב הקנס על בסיס נזקי העבריין.

[66] הנחיות לשיקול הדעת של מערכת המשפט בגזירת העונש בעבירות איכות הסביבה כלולות ב-*Article 287 Canadian Environmental Protection Act, 1999* (1999, c. 33). שם השיקול הראשון הנמנה הוא: "(a) the harm or risk of harm caused by the commission of the offence".

[67] באוסטרליה, בה האכיפה מתבצעת על-ידי המדינות, תחימת שיקול הדעת של רשויות האכיפה בתחום איכות הסביבה מעוגנת בהנחיות-אכיפה מדינתיות. מדינת ויקטוריה אימצה מדיניות-אכיפה בעבירות איכות הסביבה. במסגרת ההנחיות נקבע כי השימוש באמצעי-אכיפה בעבירות של איכות הסביבה, יתייחס לנזק או לנזק הפוטנציאלי של העבירה.

EPA Victoria, *Enforcement Policy, July 2006 (Publication No. 384.3)*, available at epanote2.epa.vic.gov.au/EPA/publications.nsf/2f1c2625731746aa4a256ce90001cbb5/39a0493666adf794ca2571a2002cdb9e/$FILE/384.3.pdf (last accessed 1.1.2007). "Appendix 1 – Enforcement Measures Facts to Consider: The Seriousness of the offence due to the harm or potential harm to the environment".

[68] להנחיות אכיפה והעמדה לדין בעבירות איכות הסביבה באנגליה, ראו: Environment Agency, *Enforcement and Prosecution Policy*, available at www.environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/enfpolicy.pdf (last accessed 1.1.2007). ההנחיות מונות מגוון שיקולים של "Public Interest" שיש לקחת בחשבון בהחלטה אם לתבוע בגין עבירה סביבתית. סעיף 22 להנחיות מונה את ה-"environmental effect of the offence" כשיקול ראשון מבין שישה שיקולים.

מסמך ההנחיות המפרט את מדיניות האכיפה וההעמדה לדין של סוכנות הסביבה הבריטית: Environment Agency, *Guidance for Enforcement and Prosecution Policy* (Doc. No. 354-03 version 13 dated 4.12.2006), available at www.environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/version16_1803748.pdf (last accessed 1.1.2007). בס' 5.1 נקבע כי בהינתן נזק משמעותי או בינוני לסביבה, המהלך הרגיל יהיה העמדה לדין. מתוך ההנחיות עולה כי הנזק שנגרם לסביבה הוא השיקול העיקרי בשימוש בכלי האכיפתי של העמדה לדין.

(ב) קנס המבוסס על רווחי העבריין

מרבית השיטות המשפטיות מעניקות משקל לעיקור רווחי העבריין באמצעות הקנס הסביבתי. הכלל הראשון בענישה, שמנה הפילוסוף התועלתן Bentham היה כי: "The evil of the punishment must be made to exceed the advantage of the offense."[69]

ההיגיון התועלתני הוא בעל השפעה כה ניכרת, עד שמרבית הקנסות בעבירות של איכות הסביבה אכן נקבעים כנגזרת של רווחי העבריין, או לכל היותר על בסיס שילוב בין הרווח לבין הערכת הנזק במונחים כלליים ובלתי-מדויקים.[70]

בישראל, ציינה הפסיקה לעִתים כי עבירות של איכות הסביבה הן עבירות שהמניע להן הוא כלכלי ועל כן יש לעקור את רווחיות ביצוע העבירות באמצעות קנס. בע"פ (מחוזי ת"א) 72076/05 מרדכי ספוז'ניקוב בע"מ ואח' נ' מדינת-ישראל [71]נקבע:

"...בעבירות המבוצעות על-מנת להפיק רווחים כלכליים יש להחמיר בקנסות כדי לשרש את העבירות וכדי להשיג הרתעה, הן של הנאשם העומד לדין והן של עבריינים פוטנציאליים."

בת"פ (שלום ת"א) 5487/04 מדינת-ישראל נ' ראובן איתן ציינה השופטת ד' רייך-שפירא[72]:

"בטיעוניו לעונש נדרש בצדק התובע לחומרתה היתרה של העבירה אשר מתבצעת לרוב על-מנת להשיג רווח כלכלי ופגיעתה באיכות הסביבה רעה וקשה ואת תוצאותיה משלם הציבור כולו הן בעלויות הכספיות החייבות להיות מושקעות בגילוי העבירה ואכיפת החוק והן בכל הנוגע מבחינת איכות הסביבה..." (הדגשה שלי, א'ק')

בת"פ (שלום ת"א) 6793/02 מדינת-ישראל נ' ונונו דני בע"מ ואח', הוסיפה וקבעה השופטת ד' רייך-שפירא[73]:

"עבירות המתבצעות על-מנת להשיג רווח מחייבות תגובה שיפוטית שתעקר את הרווחיות הכלכלית."

---

[69] J. Bentham, *Theory of Legislation* (1931).

[70] Cohen (1998) *לעיל* ה"ש 55, בעמ' 23.

[71] ע"פ (מחוזי ת"א) 72076/05 *ספוז'ניקוב בע"מ נ' מדינת-ישראל* (2006) מפי כבוד ההרכב — סג"נ השופט ז' המר (אב"ד) סג"נ השופטת ב' אופיר-תום וכב' השופטת י' שיצר.

[72] ת"פ (שלום ת"א) 5487/04 *מדינת-ישראל נ' איתן* (לא פורסם 3.11.04 (מפי כבוד השופטת ד' רייך-שפירא.

[73] ת"פ (שלום ת"א) 6793/02 *מדינת-ישראל נ' ונונו דני בע"מ* (2005) מפי כב' השופטת ד' רייך-שפירא.

קביעת גובה הקנס (F) כנגזרת של רווחי העבריין, מחייבת חישוב רווחי העבריין (S) חלקי ההסתברות לתפיסת העבריין (P). צורתה המתמטית של משוואת הקנס האופטימאלי היא אפוא: F=S/P. ביסוס הקנס המקסימאלי על רווחי העבריין (שנאמדו במדויק) יגרמו להרתעה מקסימאלית, שכן לא יהיה לעבריין כדאי לבצע את העבירה בכל מצב שהוא.[74]

בארה"ב פיתח ה-EPA מודל כלכלי ממוחשב הידוע בכינוי BEN (Benefits of Economic Non Compliance), להערכת גובה הקנס שיש להטיל בגין עבירות סביבתיות באמצעות חישוב רווחי העבריין.[75] BEN עוצב כך שהקנס יאפשר לגבות בחזרה את התועלת שהפיק העבריין מאי-ציות לחוקי הסביבה. המודל הפך למקובל ולדומיננטי בקביעת גובה הקנסות המוטלים על עבריינים סביבתיים בארה"ב.[76] BEN, מתייחס רק להוצאות הישירות שחסך המפר עקב אי-עמידה בדרישות סביבתיות לאורך התקופה בה לא ביצע את המוטל עליו על-פי חוק, ואינו מתייחס לרווחים נוספים שהמפר הפיק כתוצאה מאי-עמידה בדרישות החוק.[77] המודל מבוסס על גילום היתרון הכלכלי של ההפרה באמצעות חישוב ההפרש בין העלות לביצוע הדרישות הסביבתיות במועד לבין עלות הציות לדרישות באיחור (שכן ההנחה היא שכאשר הקנס מוטל, יידרש הנתבע גם לציית לחוק). בחישוב זה מיושם עקרון ערך הזמן של הכסף. ככל שהמפר דוחה את ההשקעה בציוד ובטכנולוגיות הנדרשות מבחינת איכות הסביבה, כך הוא יכול לעשות שימוש בכסף זה באופן שיביא לו הכנסה (ההנחה היא כי השקעה סביבתית אינה גורמת להכנסה אלא להוצאה בלבד).[78] זאת ועוד, יש להדגיש כי מודל BEN אינו מביא בחשבון את ההסתברות לתפיסת המפר. אין הוא מחלק את הרווח שחושב

---

[74] Polinsky (1994) *לעיל* ה"ש 58, בעמ' 430.

[75] J.D. Libber, "Penalty Assessment in the Environmental Protection Agency: A View from the Inside", Vol. 35 *South Dakota L. Rev.* 189 (1990). התוכנה BEN מיושם משנת 1985 על-ידי ה-EPA. התוכנה הממוחשבת מאפשרת לגורמי האכיפה והתביעה להציג שאילתות ולחשב את גובה הקנס האזרחי שיש לתבוע ממפר-חוק. הערכה זו משמשת בסיס להתדיינות בבתי המשפט או בהסדרים עם מפרי-חוק

[76] א' טל "התועלת מאי-ציות לחוקים הסביבתיים – המקום של ניתוח כלכלי בקביעת הקנסות למזהמים" 13, 17 *סביבה ומדיניות- קובץ מחקרים* (בעריכת ע' אידלמן , א' טל וני בן-אהרון, 2002).

[77] כאן נלקחת בחשבון עלות הציוד או הטיפול הסביבתי הנדרש, עלויות חד-פעמיות שאינן קשורות לכך והוצאות תחזוקה שנחסכו אם מדובר בהטמעת טכנולוגיה סביבתית. כן מחושבים רווחי ריבית על הכסף שלא הושקע בהימנעות מהעבירה, באמצעות חישוב הפער בין מועד תחילת העבירה לבין המועד בו יחל המפר לציית לחוק.

[78] המודל מחשב שני מצבים: הראשון, עלויות הציות של המפר אילו ציית לחוק בזמן — קרי: העלויות שהיה צריך לשאת בהן לטובת הסביבה. המצב השני — עלויות הציות המאוחרות. כל העלויות מוסבות לערך הנומינאלי של היום בו החל האי-ציות לחוק. אזי מחסירים את עלויות הציות הדחוי מעלויות הציות בזמן, וההפרש המתקבל הוא היתרון הכלכלי הראשוני. סכום זה מוסב לערכים ריאליים — קרי: היתרון הכלכלי כפי שהוא בא לידי ביטוי במועד תשלום הקנס באמצעות הכפלת הסכום הנומינאלי בעלות-החזר פנימית של המפר. זהו הרווח שעושה המפר מהשקעת כסף באפיקים מניבים. לתיאור הנ"ל ולדוגמא מוחשית של החישוב, ראו הרחבה ב: Libber (1990) *לעיל* ה"ש 75 , בעמ' 195.

בהסתברות לתפיסת העבריין, כפי שנדרש על-פי המודל הכלכלי. הנימוק שניתן לכך הוא "שהסתברות התפיסה היא קשה ביותר או כמעט בלתי-אפשרית לחישוב."[79]

ביקורת נוספת על חישוב הרווח על-פי מודל BEN היא כי התייחסותו למושג 'רווח' היא צרה מדי. שכן הוא אינו משקלל כדבר שבשגרה את התועלת שהפיק העבריין בהשגת יתרון תחרותי בלתי-הוגן.[80] על כך נטען, כי ישנה סכנה ליצירת אפקט של הרתעת-חסר אם יוטלו קנסות המבוססים רק על דחיית ההשקעה הנדרשת לצורך עמידה בדרישות החוק.[81] אכן, גם ב-EPA נלקח עניין זה בחשבון ומונתה ועדה מייעצת לבחינת האפשרות להרחיב את המודל של BEN כך שיכלול חישוב של היתרון הכלכלי שהושג.[82] הוועדה הציעה להגדיר את היתרון התחרותי שנוצר עקב אי-קיום הדרישות הסביבתיות על-פי אחד משני מצבים:

"(1) When firms that experienced no revenue increase so that profits were increased only by the amount of the delayed or avoided compliance costs;

(2) When firms gained profits from increased sales."

הצעה זו דוחה את ההבחנה בין הנסיבות השונות של יצירת יתרון מסחרי בלתי-הוגן.[83] במצב הראשון אין גידול ברווחי החברה מלבד הרווח שהתקבל מדחיית הוצאות הדרושות להשגת

---

[79] ראיון עם: Jonathan Libber — Senior Staff Attorney Ben/Abel Coordinator Office of Enforcement and Compliance and Assurance מיום 28.11.2007.

[80] J. C. Coffee, "Environmental Crime and Punishment", 211(23) *N.Y L J*. 5 (Feb 3 1994); M. Rosemary, "Alternative Sentencing in Environmental Protection- Making the Punishment Fit the Crime", 77 *L. Institute J*. 32 (July, 2003); L. M. Dodge, "Economic Benefit In Environmental Civil Penalties: Is BEN Too Gentle", 77 *U. Det. Mercy L. Rev*. 543,549 (1999-2000).

[81] C. Garlow & J. Ryan, "A Brief Argument For the Inclusion of an Assessment of Increased Market Share in the Determination of Civil Penalty Liability for Environmental Violations: Letting Corporations Share the Regulatory Burden of Policing Their Markets", 22 *B. C. Envtl. Aff. L. Rev*. 27, 30 (1994-1995).

[82] דוח ועדת ICA, *לעיל* ה"ש 61.

[83] הקטגוריות שה-EPA עשה בהן שימוש עד אז להגדרת Illegal competitive advantage (יתרון מסחרי בלתי-חוקי) היו: א. זכיית העבריין בנתח-שוק נוסף עקב הקטנת עלויות אל מול המתחרים שומרי החוק; ב. מכירת מוצרים או שירותים אסורים על-פי חוק; ג. בניית מִתקן או הפעלתו בטרם התקבל אישור הרשויות; ד. המִתקן פעל בנפח פעילות גדול מהמותר. ראו דוח ועדת ICA, *לעיל* ה"ש 61, בעמ' 2. יש לציין כי ה-EPA קיבל הגדרה חדשה זו. ראו:

G. Nakayama — EPA Assistant Administrator, "Subject: An Advisory of the Illegal Competitive Advantage Economic Benefit Advisory Panel of the EPA Science Advisory Board" (EPA-SAB-ADV-05-003) dated 1 July, 2006 available at http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/05C6247 72F33C2B08525708100727D55/$File/ica_eb_sab-adv-05-003.pdf (last accessed 22.01.2008).

ציות לחוק וממילא מכוסה מקרה זה על-ידי המודל הקיים של BEN. בנסיבות המקרה השני, ישנו גידול ברווחים עקב גידול במכירות. כדי לחשב את הגידול במכירות של פירמה עקב אי-ציות, יש לעשות שימוש במודל כלכלי אשר מחייב איסוף נתונים רבים, בין היתר גיבוש השערה בנוגע לגובה מחזור המכירות של החברה אילו צייתה לחוק.[84] הפראקטיקה של חישוב זה היא מורכבת ומסיבה זו הוצע להסתפק בחישוב עלויות הציות הנדחות כתחליף לרווח, אלא אם יש סיבה טובה לחשוב שהרווח גדול או קטן בהרבה ממה שבא לידי ביטוי בעלויות הנדחות.[85]

גם בחקיקה הישראלית נמצא בסיס לגישה הגורסת כי על הקנס לשקף את הרווח שהפיק העבריין מן העבירה. סעיף 63(א) לחוק העונשין הישראלי מאפשר להשית על עבריין שביקש לקבל טובת-הנאה כספית ממעשה העבירה, קנס בגובה של עד פי ארבע מגובה טובת ההנאה שהושגה מביצוע העבירה.[86] המושג 'טובת הנאה' הוא ללא ספק רחב דיו כדי להכניס תחת כנפיו לא רק את רווחיו המיידיים של העבריין, אלא גם את חישוב הרווחים שהופקו בעקיפין מיצירת יתרון תחרותי בלתי-הוגן. ברם, לא החוק ולא הפסיקה התמודדו עם האופן בו יש לחשב באופן ממשי את רווחי העבריין כתוצאה מביצוע העבירה, כך שניתן יהיה להשתית את הקנס על רווחים אלה.[87] היות ורווח העבריין בעבירות סביבתיות הוא מורכב לחישוב, נדרשת התייחסות של הרשות האוכפת למתודולוגיה הכלכלית לשם חישוב הרווחים. זאת ועוד, הקביעה כי גובה הרווח ניתן להכפלה פי ארבע, מונעת את קביעת הקנס באופן שישקף את ההסתברות האמיתית להענשת העבריין. בעבירות איכות הסביבה בהן יש להניח כי ברוב המכריע של המקרים הסתברות התפיסה היא נמוכה בהרבה, קביעה זו משמעה קנס הגורם להרתעת-חסר קבועה. יש לציין כי בתי המשפט בישראל טרם יישמו הלכה למעשה

---

[84] סעיף 4.2 Economic Benefit When Revenues Change Due to Non Compliance דוח ועדת ICA, *לעיל* ה"ש 61, בעמ' 13-16.

[85] דוח ועדת ICA, *לעיל* ה"ש 61, בעמ' 20. שם נכתב: "Every effort should be made to calculate economic advantage as avoided/delayed costs (and therefore not to decompose the gain into separate components), One should only resort to a full-blown change-in-profit analysis when using avoided/delayed costs leads to a clearly substantial overestimate or underestimate of the economic benefit".

[86] נוסחו של ס' 63 בחוק העונשין הוא כדלקמן "(א) בשל עבירה שנתכוון בה הנאשם לגרום נזק ממון לאחר או להשיג טובת הנאה לעצמו או לאחר, רשאי בית המשפט להטיל על הנאשם קנס פי ארבעה משוויים של הנזק שנגרם או של טובת ההנאה שהושגה על-ידי העבירה, או את הקנס שנקבע בחיקוק, הכול לפי הגדול שבהם."

[87] יש לציין כי גם הצעת חוק איכות הסביבה (דרכי ענישה) (המזהם משלם) (תיקוני חקיקה), התשס"ו-2006 לא הוסיפה דבר מבחינה זו, ואין בה כל התמודדות עם הדרך הראויה לחישוב רווחי העבריין. הצעת החוק חוזרת על הכלל הקיים בחוק העונשין כי בנוסף על עונש אחר רשאי בית המשפט להטיל על העבריין "קנס בגבוה של פי ארבע משוויו של הרווח שהשיג."

את הצהרותיהם בדבר הצורך לעקר את רווחי העבריין באמצעות הקנס, וזאת דרך חישוב ממשי ומדויק של רווחי העבריין או של ההסתברות לתפיסתו.

3. פרמטרים המשפיעים על אפקטיביות הקנסות

מרכזיותם המכרעת של הקנסות באכיפת דיני הסביבה, מחייבת בחינה מעמיקה של התוצאות האכיפתיות המתקבלות משימוש זה ואפקטיביות השימוש בהם. סוג הקנס משפיע על יעד היעילות, שכן ישנו הבדל ניכר בין עלויות הטלת קנס מנהלי לבין קנס אזרחי או פלילי. הראשונים זולים יותר להפעלה, שכן אינם דורשים התערבות המערכת השיפוטית ורמת ההוכחה הנדרשת בהם היא נמוכה.[88] הטמעת קנסות מנהליים מאפשרת לפיכך להגביר את תדירות הפעלת הסנקציה ביחס לקנסות פליליים בלא להגדיל את העלויות עבור מערכת אכיפת החוק.[89]

לקנסות אין תרומה ישירה להשגת היעד של מִקסוּם התוצאות הסביבתיות של האכיפה והבטחת צדק סביבתי חלוקתי. הואיל ורוב כספי הקנס משולמים לאוצר המדינה[90], אין בעצם הטלת הקנס כדי להביא לשיפור ממשי באיכות הסביבה. הפוטנציאל להשגת יעדי האכיפה האחרונים טמון בהשפעתם ההתנהגותית המונעת של הקנסות באמצעות מנגנון הרתעה. לאור זאת, המבחן להערכת מידת האפקטיביות של הקנס — הן בראי מִקסוּם התועלת הסביבתית והן בראי הצדק החלוקתי — הוא ביכולתו ליצור הרתעה ממשית.[91] כמו כן יכול הקנס לתרום לצדק הסביבתי אם יינתן קנס מוגבר למי שפגע בסביבה של אוכלוסייה חלשה.

---

[88] Mann (1991-1992) *לעיל* ה"ש 5, בעמ' 1789.

[89] בשוודיה, רמת האכיפה נגד עבירות סביבתיות היתה נמוכה מאוד עד לחקיקת הקוד הסביבתי ב-1999 והוקם מערך לטיפול בעברייני-סביבה, שהעניק סמכויות להטלת קנסות מנהליים (הקרויים environmental sanction charges). בשנה הראשונה להענקת סמכות זו, עלה מספר הקנסות שהוטלו ב-278%. ראו: L. E. Korsell, "Big Stick, Little Stick: Strategies for Controlling and Combating Environmental Crime", 2 *J. of Scandinavian Studies in Criminology & Crime Prevention* 127 (2001).

[90] אלא במקרים חריגים של תשלום הקנס לקרנות המנוהלות על-ידי רשויות הגנת הסביבה, כפי שקורה בישראל.

[91] ישנם מחקרים בתחום איכות הסביבה החולקים על חשיבות הקנס ביצירת הרתעה ממשית בקרב פירמות ומייחסים חשיבות רבה יותר לאכיפה כאיתות עקיף, המשפיע באופן חיובי על פירמות שנטייתן היא לציית לחוק ממילא. במחקרים נמצאו עדויות קלושות לאפקט ההרתעתי הכללי הישיר של תפיסת הסיכון שבגילוי העבירה ובענישה, אך הסיקו כי האכיפה פועלת לחיזוק הכוונה לציית לחוק בקרב מי שכבר מצייתים (good apples), בכך שהיא מראה להם כי לא לשווא צייתו לחוק וכי מפרי החוק (bad apples) אכן משלמים על מעשיהם. ממצאיהם מחזקים לדעתם את התפיסה שהפירמה אינה רק גוף ממקסם-רווח, אלא גם גוף המונחה משיקולים אתיים וחברתיים. D. Thornton, N.A. Gunningham & R.A. Kagan, "General Deterrence and Corporate Environmental Behavior," 27(2) *L. & Policy* 262 (April 2005).

בספרות זוהו מספר פרמטרים המשפיעים על היכולת ליצור הרתעה באמצעות קנסות. חומרת (או גובה) הקנס המוטל; מידת הסבירות שהקנס אכן יוטל, והמהירות בה הוא מוטל.[92] לפרמטרים אלה אפשר להוסיף את מידת האפקטיביות בגביית הקנסות ומידת הסטיגמה שהקנס גורם.

(א) חומרת הקנס וההסתברות להטלתו

התובנה היסודית המגולמת במאמרו הידוע של Becker היא שעבריינים פוטנציאליים מגיבים הן להסתברות ההרשעה והן לחומרת העונש, אם יורשעו. מכאן שניתן להגביר את מידת ההרתעה בין בהגדלת הקנס, בין בהגברת הפיקוח והאיתור של עבריינים ובין באמצעות שינוי הכללים המשפטיים אשר ישפיעו על ודאות ההרשעה.[93] מאחר שעלות הגברת הפיקוח ואיתור העבריינים היא גבוהה, מציע בֶּקר להשקיע משאבים מעטים במאמצי הפיקוח, וכפועל יוצא להקטין את ההסתברות להטלת הקנס ותחת זאת להעלות באופן מרבי את גובה הקנס.[94]

הצעתו זו של בקר שנויה במחלוקת בין אלה הגורסים כי יש להחמיר במידה ניכרת בקנסות, לבין אלה הגורסים כי יש להתמיד ברמות-פיקוח גבוהות ולשמור על הסתברות גבוהה לענישה. מבקרים מן הזרם הכלכלי מצביעים על כך שמגבלות של עושר והרצון להימנע מסיכון, הן שתי סיבות שלא להעלות את הקנס לרמה גבוהה, בלתי-מוגבלת, כפי שמציע בֶּקר. הבעיה הראשונה נוצרת כאשר גובה הקנס עולה במידה כזו שהטלתו תביא ללא ספק לפשיטת-רגל של מפרי החוק. בהנחה שעושרם של פרטים שונים הוא שונה, טוענים Pollinsky ו-Shavell כי גובה הקנס צריך להיקבע כנמוך מעושרם של מרבית האנשים.[95] הבעיה השנייה עולה מכך שמרבית האנשים אינם אדישים לסיכון כפי שבֶּקר הניח במאמרו, אלא הם מעוניינים דווקא להימנע מסיכונים. מפרי-חוק פוטנציאליים בעלי נטייה להימנע מסיכון, יהיו במצב טוב יותר אם ינוטרו בדחיפות רבה יותר ויקבלו קנסות נמוכים יותר

---

[92] את החלוקה הנ"ל לשלושה גורמי-הרתעה אלה, ניתן לייחס ל-Bentham אשר פירק את מושג ההרתעה וטען כי שלושת גורמי ההרתעה הם חומרת העונש, ודאותו ומהירותו. התפיסה לפיה פירוק מושג ההרתעה לשלושה גורמים אלה היא השיטה היעילה ביותר לחקירתו וכי אין טעם לדון ולחקור את ההרתעה כמושג כולל, מקובלת על חוקרים עד ימינו אלה. ראו: E.S How & C.J Brandau, "Additive Effects of Certainty, Severity and Celerity of Punishment on Judgments of Crime Deterrence Scale Value", 18(9) *J.of Applied Social Psychology* 769-812 (1998). וכן: R. Akers, *Criminological Theories: Introduction Evaluation and Application* (2002). וכן: F. Cullen & R. Agnew, *Criminological Theory, Past to Present* (2003). יש לציין כי Becker, בדומה לחוקרים אחרים, לא ייחס במחקריו משקל לגורם של מהירות הענישה.

[93] Cohen (1998) *לעיל* ה"ש 55, בעמ' 13.

[94] Cohen (1998) *לעיל* ה"ש 55, בעמ' 16.

[95] A.M Pollinsky & S. Shavell, "A Note on Optimal Penalty Fines When Wealth Varies Among Individuals", 81 *American Econ. Rev.* 618-621 (1991).

במצב של אי-ציות, מאשר אם הפיקוח עליהם יהיה נדיר וילווה בקנס גבוה לכשיתגלה כי הפרו את החוק. זאת, אף אם לפיקוח ישנן עלויות חברתיות לא מבוטלות.[96]

נוסף על ההתנגדויות הכלכליות לייקור ניכר של הקנס, קיים גוף של מחקר קרימינולוגי שבוצע בעיקר בעבירות תנועה, המעיד כי להחמרה ניכרת בעונש אין השפעה מרתעת דיה כשזו מתרחשת לבדה, ולכן יש לשמור על רמת-ודאות גבוהה לענישה.[97] בנוסף לכך, יש גם התנגדויות אתיות להחמרה בגובה הקנס, שמקורן בתפיסת הענישה הגמולית. לפי תפיסה זו, על הענישה להלום את חומרת העבירה, ואין זה ראוי להטיל סנקציה חמורה בהרבה מן הגמול הראוי על העבירה.[98] ביטוי לתפיסה לפיה יש להעלות את ודאות הענישה תוך הגבלת גובה הקנס, הוא השימוש בקנסות מנהליים. גובהם מוגבל אמנם משיקולים של הוגנות פרוצדוראלית, אך ניתן להגדיל באופן ניכר את ההסתברות להטלתם לעומת קנסות פליליים, וזאת משום שההליך אינו דורש מעורבות של בתי המשפט.[99]

לסיכום, קשה לומר כי גוף המחקר הקיים מצביע על אחידות מסקנות בשאלה מה עדיף — ודאות על פני חומרה, או חומרה על פני ודאות. לאור הממצאים המעורבים ניתן לומר בביטחון יחסי כי ניתן להבטיח את אפקטיביות ההרתעה רק תוך שמירה על מדיניות מעורבת, בה הקנסות הם חמורים דיים וודאות הענישה היא גבוהה. מחקרים שבחנו את ההשפעה ההרתעתית של האכיפה נגד עבירות-מס, הגיעו למסקנה שהבנת הסיכון להיתפס ממלאת תפקיד חשוב בהרתעה, בד בבד עם הפחד מענישה מחמירה המושתת בעקבות הגילוי. שני תנאים אלה קשורים ביצירת הרתעה אפקטיבית, ואין לנתק ביניהם.[100]

---

[96] Cohen (1998) *לעיל* ה"ש 55, בעמ' 16. ולהרחבה S. Shavell, "Risk Sharing and Incentives in the Principle Agent Relationship", 10 *Bell J. of Econ*. 55-73 (1979).

[97] לריכוז מחקרים אלה ראו ג' שביט "תרומת המחקר הקרימינולוגי לשיקולי שפיטת עברייני תנועה" *עיונים קרימינולוגיים* 2, 8 (1986). ממצאים דומים, לפיהם אין להחמרת הענישה לבדה השפעה מרתיעה, עלו ממחקרים שבדקו עבירות פליליות קלאסיות. ראו: D. Nagin & R. Paternoster, "Enduring Individual Differences and Rational", 27 *L. & Society Rev*. 467-746 (1993); וכן (23) D. Nagin "Criminal Deterrence Research at the Outset of Twenty-first Century" *Crime & Justice: A Review of Research* (M. Torny Ed., 1998).

[98] את יסודות התפיסה הגמולית המודרנית ראו בכתביו של: E. Kant, *Philsophy of Law* (1887). פיתוח של תפיסות אלו ראו בכתביו של: A. Von Hirsch, *Doing Justice: The Choice of Punishments* (New York. Hill and Wang, 1976); E. Van Den Haag *Punishing Criminals* (1975); M.S Moore, "Justifying Retribution", 27 *Isr. L. Rev.* 18-21 (1993).

[99] Ogus (2002) *לעיל* ה"ש 12, בעמ' 296.

[100] F. E. Zimring & G. J Hawkins, *Deterrence: The Legal Threat in Crime Control* 168 (1973). וגם S. Kelpper & D. Nagin, "The Deterrence Effect of Perceived Certainty and Severity of Punishment Revisited", 27 *Criminology* 721-746 (1989). מחקר זה גילה כי תפיסת הסיכון להיתפס ממלאת תפקיד חשוב בהרתעה מפני ביצוע עבירות-מס. ברם, לגבי רוב הנחקרים התגלה כי הפחד מפני ענישה שתבוא בעקבות הגילוי, הוא גורם מרתיע ביותר מפני ביצוע עבירות-מס. מכאן החוקרים מסיקים שחומרת העונש

(ב) מהירות ההרשעה והטלת הקנס

מקובל לחשוב שעל-מנת ליצור הרתעה יש להטיל קנס בסמוך למועד ביצוע העבירה. לפי תפיסה זו, יש לחייב את המזהם לשלם את עלויות הנזק שגרם, לאלצו לוותר על הרווחים שצבר סמוך ככל הניתן למועד צבירתם, ולא לאפשר לו לדחות את התשלום. דחיית התשלום היא תמריץ נוסף להפרת החוק.[101] בעבירות-סביבה מהירות, הטלת הקנס מסייעת במניעת התמשכות הנזקים הסביבתיים באמצעות ההשפעה המרתיעה של הקנס על התאגיד הנענש.

חרף הדעה הרווחת בעניין זה, נראה שהשפעת מהירות הענישה על ההרתעה אינה חד-משמעית. מעט המחקרים האמפיריים שבחנו את השפעת גורם המהירות על יעילות ההרתעה, לא הגיעו לממצאים ברורים.[102] יש שלא מצאו כל קשר בין מהירות התגובה העונשית לבין שיעור הפשיעה.[103] לעומת זאת, יסוד המהירות חוזר ועולה כיסוד חשוב כשמדובר בהטלת קנסות מנהליים לעומת קנסות פליליים (משום שהראשונים אינם נזקקים להתערבות שיפוטית המאטה את הטלתם).[104] מהירות הטלת הקנס הוזכרה כסיבה לאפקטיביות הקנסות המנהליים בקרב רוב מדינות אירופה שנשאלו על כך בסקר. מסקנת הסקר היתה כי עצם האפשרות להטיל את הקנס במהירות יוצרת הרתעה אפקטיבית, ועל כן אין הבדל משמעותי בין האפקטיביות של קנסות פליליים למנהליים מבחינת יכולת ההרתעה.[105]

מחקר שבחן את אפקטיביות השימוש בהודעות-קנס בתחום עבירות הבטיחות והגהות התעסוקתית בארה"ב, הצביע על השפעה חיובית של הודעות-קנס על רמת הבטיחות והבריאות התעסוקתית בפירמות, שאינה קשורה לגובה הקנס. השפעה זו יוחסה לתופעת ה"הלם" (shock value) הנובע דווקא ממיידיות הטלת העונש לאחר ביצוע העבירה. יש לציין שהמחקר מצא כי השפעת "ההלם" יורדת בשימוש חוזר או צפוי על-ידי הרשויות.[106]

ממלאת תפקיד חשוב בהרתעה מפני ביצוע עבירות-מס.

[101] Marshall (1975) *לעיל* ה"ש 42 , בעמ' 330-329.

[102] שביט (1986), *לעיל* ה"ש 96, בעמ' 2, 4, 8. וגם W.L Selke, "Celerity: the Ignored Variable in Deterrence Research", 11 J. *Pol. Sci. & Admin*. 31-37 (1983).

[103] W. W. Minor, "A Deterrence-Control Theory of Crime" *Theory in Criminology: Contemporary Views* 117-137 (R.F. Meirer Ed., 1997).

[104] U.S EPA, *Principles of Environmental Enforcement*, 7-5 (1992). כלי-אכיפה מנהליים זולים ומהירים יותר מאכיפה משפטית, בתנאי שהם מפחיתים את מידת ההתערבות של המערכות המשפטיות. אולם מידת ההתערבות של המערכת המשפטית אינה נמוכה תמיד כפי שניתן היה לצפות. מן הנתונים של טבלה 3(1) לעיל עולה כי בישראל נדרשות רשויות האכיפה (בממוצע בין 2002-2004) לערב את המערך הפלילי (המשטרה הירוקה או מערך התביעה של המשרד לאיכות הסביבה) ב-23% מן המקרים לאחר שהבעיה הסביבתית לא הוסדרה בעקבות הטיפול המנהלי.

[105] Faure (2005) *לעיל* ה"ש 18, בעמ' 77.

[106] M. Wright, A. Antonelli, J.N.Doyle, M. Bendig, &R. Genna, "An Evidence Based Evaluation of How Best to Secure Compliance With Health and Safety Law" *HSE Research Report* 334 (2005).

מעבר לתוצאות המחקרים האמפיריים, ישנן סיבות טובות לשער כי למהירות התגובה העונשית ישנה השפעה על מידת ההרתעה. ראשית, שוויו המהוון של עונש המוטל כיום, גדול בהרבה משוויו המהוון של עונש דומה שיוטל בעוד שנים מספר. שנית, חלוף הזמן עשוי לחלץ את הנאשם מעונש מסיבות שונות, ולפיכך עונש מיידי יתממש בסיכוי גדול יותר מעונש עתידי. למשל, התמשכות הדיונים עלולה להקשות על איתור עדים וזימונם וליצור חוסר-נכונות של מתלוננים להעיד נגד נאשמים עקב הזמן שחלף. שלישית, החשש מעונש עתידי עמום יותר ומוחשי פחות מן החשש מעונש מיידי.[107] סיבה זו היא אחד מהיבטיה של תופעת "העדפת ההווה", המתבטאת בכך שאנשים מנכים ממשקל אירועים עתידיים לעומת משקל אירועים עכשוויים. שיעור העדפת ההווה בקרב עבריינים — הנחשבים לאנשים אימפולסיביים מהממוצע — הוא גבוה מן המקובל, ולכן המשקל שהם מייחסים לענישה עתידית קטן בהרבה מן המשקל שהם מייחסים לענישה מיידית.[108] רביעית, הפסיקה מראה שהשיהוי בטיפול בתיקיהם של עבריינים בשלבי החקירה, האישום ושמיעת המשפט, גורם להקלה בדינו של הנאשם, אף כשהיה ראוי לעונש חמור.[109] זאת מאחר שהקשר הסיבתי בין העבירה לעונש נראה קלוש יותר ככל שהשיהוי גדל, ונוצרת תחושה כי המטרה העונשית התרוקנה מתוכן.[110]

יצוין כי בדוח מבקר המדינה לשנת 2008 שבחן את פעולות האכיפה המבוצעות על-ידי המשרד להגנת הסביבה, נמתחה ביקורת על משך זמן הטיפול בתיקי חקירה עד להעברתם ללשכה המשפטית במשרד ועד להגשת כתבי-אישום. בדוח נכתב:

> "הטיפול הממושך בתיקי החקירה עלול לפגוע בהרתעה ובאפקטיביות של האכיפה. מעבר לכך, השיהוי הרב בטיפול עלול לפגוע בזכויות הנאשמים. לדעת משרד מבקר המדינה על המשרד (להגנת הסביבה) לפעול לקיצור פרק הזמן של הטיפול בכל שלב ושלב..."[111]

---

[107] א' גזל *ענישה בהסכמה, חלופות להליכי משפט בפלילים* (חיבור לשם קבלת דוקטור לפילוסופיה, אוניברסיטת חיפה, 47 (ספטמבר 2002).

[108] C. Jolls, C. Sustain & R. Thaler, "A Behavioral Approach to Law and Economics", 50 *Stanford L. Rev.* 1471, 1487 (1998).

[109] על המתקת העונש כתוצאה משיהוי בהליכים, ראו: ע"פ 124/74 *מירום חברה למסחר בינלאומי בע"מ נ' מדינת-ישראל*, פ"ד ל(1) 57. וכן ע"פ 568/72 *עזרא נ' מדינת-ישראל*, פ"ד כז(1) 806, 810 (1973).

[110] ע"פ 94/6129 *בן יחזקאל שמבי נ' מדינת-ישראל* (לא פורסם 15.1.1995). וכן ע"פ 784/84 *לוי נ' מדינת-ישראל*, פ"ד לט(2) 714.

[111] ממצאי דוח המבקר על השיהוי בטיפול בתיקי החקירה, מסתמכים על בדיקה מדגמית של 34 תיקי-חקירה מתוך 48 שהתקבלו בלשכה המשפטית בשנת 2006. נמצא כי 184 יום בממוצע עברו ממועד ביצוע העבירה ועד לפתיחת תיק חקירה. 271 יום חלפו בממוצע ממועד פתיחת תיק במשטרה הירוקה ועד להעברתו ללשכה המשפטית. 273 יום בממוצע עברו ממועד העברת התיק לטיפול הלשכה המשפטית ועד להגשת כתב-אישום. דוח המבקר לא בחן ולא התייחס לחלוף הזמן בין הגשת כתב האישום וקבלת הכרעת הדין וגזר הדין. מבקר המדינה, *דוח שנתי 58ב לשנת 2008*, 633,634 (2008).

(ג) הסטיגמה הפלילית

כלכלנים שבחנו את ההרתעה המושגת בהטלת קנסות, לא התייחסו לעתים קרובות אל יסוד חשוב של הסנקציה — הסטיגמה והקלון.[112] הסטיגמה היא תו חברתי או אשמה מוסרית המוטלת באופן ציבורי על עבריין באמצעות העונש. מבחינה כלכלית — הסטיגמה מתורגמת להפחתה ביכולת ההשתכרות של בעל עבר פלילי. מבחינה משפטית — הסטיגמה נתפסת כאי-נכונות להיות בקשר עם מי שהורשע, על כל המשתמע מכך מבחינת קשריו החברתיים ומעמדו.[113]

הסטיגמה והקלון נחשבים מרכיב משמעותי ביצירת הרתעה אפקטיבית. בהסתכלות כלכלית, הקלון מעלה את מחיר העבירה ובכך הוא נוסף על הסנקציה עצמה ומהווה שיקול אצל העבריין בחישוב התועלות שיפיק מן העבירה אל מול העלות.[114] תוצאות הסטיגמה והקלון אינן נעימות, בפרט למי שמחשיב את דעתה של קבוצת השווים, כמו עובדים בתאגידים.[115] הקלון ממיט גם פגיעה קשה בדימוי העצמי של הפרט.[116] ההתרחקות של גורמי השוק (צרכנים, ספקים וקניינים) מתאגיד שהורשע בפלילים עקב הסטיגמה שדבקה בו, דומה להתרחקות מעבריין מורשע בכיכר העיר. קלון וסטיגמה יגרמו לכך שפרטים ותאגידים כאחד יהיו צפויים לקשיים כלכליים, המיתוספים להרשעה. אכן, ישנם מחקרים המצביעים על כך שהסיכוי להשפלה חברתית מפעיל לחץ גדול יותר לציית לחוק מאשר האיום במאסר או סנקציות פורמאליות אחרות.[117]

קנס פלילי הוא, על פניו, היחיד מבין הקנסות שיש בכוחו להטיל קלון וסטיגמה, עקב היותו פועל יוצא של הליך פלילי.[118] נטען כי הסטיגמה הקשורה בהטלתו של קנס פלילי

---

[112] לכן למשל, משוואת ההרתעה של בקר אינה כוללת מרכיב של סטיגמה.

[113] E. Rasmusen, "Stigma and Self-Fulfilling Expectations of Criminality", 39 *J. L.& Econ*. 519, 540 (1996).

[114] D. Kahan, "What Do Alternative Sanctions Mean?", 63 *U. Chi. L. Rev*. 591, 638 (1996).

[115] נטען כי השפעת הסטיגמה על המעמד והדימוי החברתי, יכולה לשמש גורם מרתיע רק נגד אלה המייחסים מלכתחילה משקל לדימוי העצמי שלהם. עבריינים אינם משתייכים בדרך-כלל לקבוצה המייחסת משקל למקובלות חברתית. ראו: "Note: Shame Stigma, and Crime: Evaluating the Efficacy of Shaming Criminal Law", 116 *Harv. L. Rev*. 2186, 2190 (2002-2003).

לפי קו זה נטען על-ידי Posner כי הסנקציה הפלילית המלווה בסטיגמה אינה אפקטיבית נגד פירמות, שכן אלו פועלות רק באמצעות נציגים שהתחלופה ביניהם תדירה ולכן אין הם מייחסים משמעות רבה לסטיגמה לכאורה. R. Posner, "An Economic Theory of the Criminal Law", 85 *Colum. L.Rev*. 1193, 1228 (1985).

[116] P. Hultberg," Shame- A Hidden Emotion", 33 *J. Analytical Psychology* 109, 116-17 (1988) המצייין כי בושה מולידה תחושות של השפלה ופגיעה קשה בדימוי העצמי.

[117] C. R. Tittle, *Sanctions and Social Deviance: the Question of Deterrence* 196-99 320-321 (Praeger, 1980); J. Braithwaite, *Crime Shame and Reintegration*, 69-70 (1989).

[118] Mann (1991-1992) *לעיל* ה"ש 5, בעמ' 1795.

פועלת כגורם מחנך ומעצבת את התפיסה החברתית בדבר אי-מוסריות העבירה.[119] לעומת זאת נטען שקנסות אזרחיים ומנהליים אינם נושאים עמם סטיגמה. הם מחזקים את המסר כי המעשה הבלתי-חוקי שנעשה אינו אסור מתוקף איסור מוסרי (mala in se) אלא רק מתוקף איסור חוקי (mala prohibita).[120] לכן, הטלת קנסות אזרחיים ומנהליים בעבירות-סביבה מחזקת את התפיסה כי עבירות אלו אינן חמורות באמת ואינן פוגעות בסדר הציבורי וברווחה החברתית.

נגד עמדה זו קם Dan Kahan וטען כי כוחם של קנסות פליליים מוגבל מאוד ביצירת סטיגמה וקלון. קאהן, שהוא אחד המלומדים הבולטים שתמכו בהטלת סנקציות מביישות (shaming penalties), טען כי הקנס הפלילי, בדומה לקנסות האזרחיים והמנהליים, אינו יכול להטיל סטיגמה וקלון. זאת משום שאין ביכולתו להעביר מסר של גינוי מוסרי.[121] קנסות פליליים סובלים מתפיסה ציבורית לפיה קנס אינו מבטא גינוי ממשי[122] ואינו סנקציה, אלא "מחיר" המעשה שנעשה. לפי קאהן, המסר המועבר על-ידי הקנס הוא שאדם נושא במחיר לביצוע פעולה שהיא ביסודה מותרת, בעוד שמאסר השולל את חירותו של האדם, משדר מסר חד-משמעי של פעילות אסורה.[123] הוא טוען עוד כי בכל הקשור לענישת תאגידים, אין הבדל ניכר בין הפגיעה התדמיתית של סנקציה אזרחית לבין הפגיעה התדמיתית של סנקציה פלילית. בין כה וכה, הפגיעה בתדמית היא פועל יוצא של מעמדו המוסרי של הכלל המשפטי שהופר ומידת הקלון המיוחסת למעשה על-ידי הציבור.[124] לפיכך, על אף חשיבותה הרבה של הסטיגמה ביצירת הרתעה ובחיזוקה, אין לקנס הפלילי (ובוודאי שלא לקנסות אחרים) תרומה משמעותית לכך.

על-פי גישה זו, קשה להוסיף את מידת הסטיגמה שיוצר הקנס כמדד נוסף לאפקטיביות. הדבר עלול להתקיים ביתר-שאת ביחס לקנסות פליליים בתחום איכות הסביבה, שעשויים ללקות בקושי נוסף ביצירת סטיגמה, מעבר לאופי הקנס, שכן לעִתים קרובות אופיים של המעשים בעבירות אלו אינו נחשב להפרת איסור מוסרי.[125]

---

[119] ראו תגובתו של Coffee למאמרו של Mann: J. C. Coffee, "Paradigms Lost: The Blurring of Criminal and Civil Law Models-And What Can Be Done About It", 101 *Yale L.J*. 1875, 1876 (1991-1992). וכן J. C Coffee, Does "Unlawful Means Criminal? Reflections on the Disappearing tort/Crime Distinction in American Law", 71 *B. U. L. Rev*. 193 (1991).

[120] Woods (2002) *לעיל* ה"ש 14, בעמ' 8.

[121] Kahan (1996) *לעיל* ה"ש 114, בעמ' 597.

[122] *שם*, שם.

[123] ראו הניתוח של R. Cooter, "Prices and Sanctions", 84 *Colum L. Rev*. 1523,1524-5 (1984).

[124] D. A. Skeel, "Shaming in Corporate Law",149 *U. Pa. L. Rev*. 1831-2 (2000-2001).

[125] להרחבה ראו פרק שני חלק 4ב.

(ד) גביית הקנס

שימוש אפקטיבי בקנס ליצירת הרתעה, מתבסס גם על גביית הקנס למעשה ולא רק על הטלתו. המודלים הכלכליים של הענישה, שהחלו בתיאוריה של בֶּקר, התעלמו ממרכיב זה בהנחה שהקנסות המוטלים נִגבים בהכרח וכי אין לייחס עלות להליכי הגבייה. במציאות עלולה הנחה זו להיות רחוקה מן האמת. קנסות אינם נגבים בהכרח בשיטות משפטיות מסוימות והם עלולים שלא להיגבות לעִתים מזומנות. דוח מבקר המדינה לשנת 2008 מיקד חלק נכבד מן הביקורת על האכיפה של המשרד להגנת הסביבה בליקויים שנתגלעו בגביית קנסות.[126]

כאשר תשלום הקנס אינו נאכף, יכול העבריין להאמין כי גבר על המערכת. הוא לא נשא במחיר עבריינותו מבחינה כלכלית, ולכן נפגעת ההרתעה הספציפית. בנסיבות של היעדר אכיפה מספקת, תעשה מערכת המשפט אף היא שימוש הולך ופוחת בקנסות, שכן יימנעו מנקיטת סנקציה שההנחה היא שאינה נאכפת. הציבור רואה באי-אכיפת תשלום הקנס אינדיקציה לחוסר-יעילותה של מערכת המשפט — דבר הגורם לפגיעה בתדמיתה ובאמינותה, וכפועל יוצא גם לשחיקה בהרתעה הכללית.[127]

אכיפת תשלום הקנס — שהיא תהליך מִנהלי בעיקרו — מתקיימת לאחר מתן גזר הדין, כאשר הנאשם כבר אינו בפיקוח בית המשפט, ומכאן נובעות בעיות רבות.[128] מהירות גביית הקנס תלויה במשאבים העומדים לרשות גורמי האכיפה ובאופי ההליכים המשפטיים הנהוגים בכל מדינה. בישראל, נמצא במחקרו של עינת, כי שופטים תופסים את מידת היעילות של גביית הקנס כנמוכה. למעלה מ-70% מהשופטים שהשתתפו בסקר סברו כי קיימת בעיה חמורה בתחום גביית קנסות פליליים בישראל וכי רוב הקנסות המוטלים במשפט אינם נגבים.[129] למרות זאת התגלה במחקר כי יש מִתאם נמוך בין יכולת האכיפה של הקנס, כפי שזו נתפסת בעיני השופטים, לבין שכיחות השימוש בו, וכי כ-56% מהתיקים הפליליים הנידונים בבתי-משפט השלום מסתיימים בגזר-דין שבו הקנס הוא עונש בלעדי או עונש נוסף.

הנתונים המוצגים בטבלה 3(2) להלן, מציגים את יעילות גביית הקנסות שהוטלו בדרך של ברירת-משפט על-ידי המשרד להגנת הסביבה בין השנים 2000-2006. הנתונים מצביעים

---

[126] "מן הבדיקה עולה כי שיעור קטן בלבד של דוחות עבירה נגבה, בין היתר הן בשל איכותם הלקויה ואי הטיפול בהם, הן בשל אי ביצוע של פעולות לגביית הקנסות והן בשל אי משלוח דרישה חוזרת לתשלום הקנס המביא להתיישנות העונש." מבקר המדינה (2008), *לעיל* ה"ש 111, בעמ' 635.

[127] ת' עינת, "אכיפה של קנסות פליליים בישראל: מדיניות, בעיתיות והצעות לשיפור" *מחקרי משפט* יט 167, 169 (2002).

[128] Hillsman & B. Mahoney, "Collecting and Enforcing Criminal Fines: A Review of Court Processes, Practices and Problems", 13 *Justice System J*. 17, 37 (1988).

[129] עינת (2002) *לעיל* ה"ש 127, בעמ' 186.

על רמת גבייה נמוכה ביותה: 62% בממוצע מכלל ברירות המשפט אינם משולמים ואינם מועברים לגבייה. בממוצע, רק 5% מברירות המשפט שלא שולמו הועברו לגבייה, ורק 35% משולמים מרצון. כלומר, בשני שליש מן המקרים, גם לאחר שהעבריין קיבל הודעה כי עליו לשלם קנס, אין תשלום ואין גבייה. מסקנות המחקר שהוצג לעיל לגבי הפגיעה הקיימת באמינות מערך האכיפה ובנכונות לתשלום הקנס באופן עצמאי, נתמכות במידה רבה על-ידי נתוני המשרד להגנת הסביבה. הדוח לשנת 2006 מציין:

"בשנת 2006 חלה ירידה באחוז המשלמים מרצון. כפי הנראה ניתן לייחס זאת להקפאת הליכי הגבייה... מהלך שפגע ביכולת ההרתעה של המשרד."[130]

התמונה המתקבלת מעלה סימני-שאלה לגבי האפקטיביות של הטלת קנסות בדרך של ברירות-משפט. יש לציין כי נתונים על שיעור הגבייה של קנסות שנפסקו בהליך שיפוטי (ולא בברירת-משפט) אינם בנמצא. ברם, אם היקף הגבייה בפסקי-דין שניתנו בתיקי סביבה משקף את המתרחש ביחס לכלל תיקי הקנסות בישראל, אזי המצב אינו מעודד כלל.

אי-תשלום קנסות והיעדר גבייה, מונעים מקור-הכנסה פוטנציאלי למימון פעילות האכיפה. ההכנסות שמקורן בקנסות, יכולות לממן פעולות-אכיפה. זאת בעיקר כשההכנסות מועברות לקרן ייעודית, אם כי תרומתן יכולה גם לבוא לידי ביטוי עקיף כשהן מועברות לקופת המדינה. התפיסה כי האכיפה הציבורית צריכה להיות ממומנת מכספים הנגבים מפעילות האכיפה, היא תפיסה מקובלת.[131] בישראל לא זו בלבד שהקנסות אינם נגבים די הצורך, אלא שכספים שאכן מועברים לקרנות ייעודיות, אינם משמשים להגברת מאמצי האכיפה. קנסות שנגבים לפי דברי חקיקה סביבתית שונים[132] מועברים אל קרנות המנוהלות על-ידי המשרד להגנת הסביבה (הקרן לשמירת הניקיון, קרן למניעת זיהום-ים והקרן למען בעלי-חיים). סמכויות הקרנות, ביניהן הקרן לשמירת הניקיון, נקבעו בחוק. סמכות הקרן לשמירת הניקיון כוללת פעילות למניעת השלכת פסולת ולמניעת עבירות לפי חוק החומרים המסוכנים, וכן שמירה על איכות נאותה של הסביבה ובתוך כך השמירה על הסביבה החופית.[133] אלא שהמשרד להגנת

---

[130] המשרד להגנת הסביבה, אגף תיאום אכיפה, *דוח סיכום פעילות, ינואר-דצמבר 2006*, 5 (2007) http://www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/ModulKvatzim/p0425_1.pdf (נכון ליום 12.11.2007).

[131] A. M Polinsky, "Private Versus Public Enforcement of Fines", 9 *J. Legal Stud*. 105, 107 (1980).

[132] ביניהם: חוק שמירת הניקיון, חוק מניעת זיהום הים (הטלת פסולת), התשמ"ג-1983, פקודת מניעת זיהום מי-ים בשמן [נוסח חדש], חוק צער בעלי-חיים (הגנה על בעלי-חיים), התשנ"ד-1994, חוק הפיקדון על מיכלי משקה).

[133] ס' 10(ב) לחוק שמירת הניקיון קובע כי הקרן לשמירת הניקיון תפעל "לרכז אמצעים כספיים לשמירה על איכות נאותה של הסביבה ובכלל זה לשמירת הניקיון, למניעת השלכת פסולת וטיפול בפסולת, למִחזור, למניעת מפגעים, למניעת שילוט בלתי-חוקי ולמניעת עבירות לפי חוק החומרים המסוכנים וכן להגנה על הסביבה החופית." כמו כן נקבע כי כספי הקרן ייועדו למטרותיה בלבד. (ס' 10(ד) לחוק הנ"ל).

הסביבה אינו עושה שימוש בכספי הקרנות כדי לממן את פעילויות האכיפה. בדיקה מדגמית של הדוח הכספי (החשבונאי) לשנת 2006 של קרן שמירת הניקיון, מלמדת כי כספי הקרן (שהצטברו בה כבר סכומים גדולים למדי) אינם משמשים כלל למימון פעילות-אכיפה, למרות שלמעלה משליש מהכנסותיה מקורן מקנסות.[134]

האמור לעיל צריך להדליק נורת-אזהרה ביחס לשימוש בקנסות כסנקציה כמעט בלעדית, כפי שנעשה בישראל. זאת כאשר מערכת המשפט והמערכת המנהלית לוקות הן ביכולתן לִגבות קנסות והן ביכולתן להבטיח את הטלתם המהירה. שיפור אפקטיביות הגבייה וכן מהירות הטלת הקנס, חיוניים להבטחת אפקטיביות הקנסות. אולם במציאות הקיימת, פוגם חוסר גביית הקנס בעצם הטלתו. על פגיעה זו באפקטיביות הקנסות נוספת שאלת גובה הקנס וסיכויי ענישת העבריין, וכן העובדה כי קנסות פליליים אינם, ככל הנראה, מנגנון אפקטיבי ליצירת סטיגמה וקלון. מכאן שחולשותיו הרבות של הקנס ביצירת הרתעה, מקנות חשיבות רבה לשימוש בסנקציות נוספות למניעת עבירות סביבתיות.

---

[134] הכנסות הקרן לשמירת הניקיון לשנת 2006 היו כדלקמן: 9,917 אלש"ח מכספי קנסות, 14,390 אלש"ח מחוק הפיקדון, 635 אלש"ח מהיטלי ניקיון ו-4,818 אלש"ח הכנסות ממימון. סה"כ הכנסות לשנת 2006 היו 29,760 אלש"ח. בשנת 2006 לא זו בלבד שכספי הקרן לא יועדו לפעילויות אכיפה — חלק קטן מאוד מכספי הקרן הוקדשו למטרות סביבתיות. למעשה, רק קצת יותר מארבעה מיליון הוקדשו למטרות שיש בהן תועלת סביבתית, מתוכם 3,883 אלש"ח תמיכות לפרויקטים סביבתיים ברשויות מקומיות, ו-113 אלש"ח למימון מחקרים. יתרת הוצאות הקרן הוקדשה לפעילויות כלליות, ביניהן: 3,115 אלש"ח הוצאו על שיווק ויחסי-ציבור, 2,253 לתפעול ותחזוקה, 1,283 לייעוץ וכ-426 אלש"ח למִנהלה ולהוצאות כלליות. ראו: הקרן לשמירת ניקיון, *דוחות כספיים ליום 31 בדצמבר 2006*, ב: www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/ModulKvatzim/keren_06_1.pdf (נכון ליום 26.6.2008)

טבלה 3(2): **אפקטיביות גביית קנסות מסוג ברירות-משפט בישראל**[135]

שנה (א׳)	ברירות-משפט שניתנו (ב׳)	ברירות-משפט שהועברו לגבייה (ג׳)	אחוז ברירות-משפט שהועברו לגבייה (ד׳)	ברירות-משפט ששולמו מרצון (ה׳)	ברירות-משפט שלא שולמו מרצון ולא הועברו לגבייה (ו׳)	אחוז ברירות-משפט ששולמו מרצון (ז׳)	אחוז ברירות-משפט שלא שולמו ולא הועברו לגביה (ח׳)
2000	6,433	0	0%	3,281	3,152	51%	49%
2001	12,131	2,144	22%	2,167	7,820	18%	64%
2002	17,725	309	2%	3,334	14,082	19%	79%
2003	16,454	82	1%	6,739	9,633	41%	59%
2004	17,354	0	0%	6,160	11,194	35%	65%
2005	11,326	595	10%	5159	5,572	46%	49%
2006	11,137	0	0%	3752	7,385	34%	66%
ממוצע	**13,223**	**447**	**5%**	**4,370**	**8,405**	**35%**	**62%**

ביאור לטבלה 3(2)

עמודה ב׳ — מספר הדוחות-קנס מסוג ברירות המשפט שהופקו (להלן דוחות).

עמודות ג׳ — מספר הדוחות שהועברו לגבייה.

עמודה ד׳ — אחוז הדוחות שהועברו לגבייה מתוך דוחות שלא שולמו מרצון.

עמודה ה׳ — מספר הדוחות ששולמו מרצון.

עמודה ו׳ — אחוז הדוחות ששולמו מרצון מתוך כלל הדוחות.

עמודה ז׳ — אחוז הדוחות שלגביהם לא התבצעה כל פעולה — קרי, שלא שולמו ולא הועברו לגבייה.

ב. הטלת אחריות אישית על מנהלים ומאסר

1. הטלת אחריות אישית על נושאי-מִשרה בתאגיד

(א) תורת האורגנים — אחריות אישית בצד אחריות תאגידית

הדוקטרינה המשפטית בדבר האישיות המשפטית הנפרדת של התאגיד,[136] והתפיסה השאובה מן המשפט הקונטיננטאלי, לפיה אין להטיל אחריות פלילית על תאגידים הואיל והם חסרי

[135] מקורות המידע: עמודות א׳ ו-ד׳ — הנתונים לקוחים מתוך דוחות סיכום פעילות אגף תיאום אכיפה לכל אחת מן השנים 2001-2006. הדוחות נגישים באמצעות האינטרנט בכתובת (נכון ל-7.11.2007) http://www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=achifa_dochot&enZone=achifa_dochot

[136] קצרה היריעה מלתאר את מלוא הנפקויות של תפיסה זו. יצוין כי אסכולת שיקגו, הנודעת באדיקותה לניתוח הכלכלי של המשפט, הביעה התנגדות להטלת אחריות אישית על נושאי-מִשרה בגין פעולות

יכולת לגבש את הכוונה הנדרשת, הם מחסום בפני הטלת אחריות פלילית על נושאי המשרה ועל התאגיד.[137] מנגד, במשפט המקובל התבססה "תורת האורגנים", אשר נועדה להתגבר על היעדרו של ממד אנושי, ולאפשר בכך להטיל אחריות על התאגיד.

על-פי תורת האורגנים אשר חלה בתחום הפלילי כמו גם בתחומים אחרים, היסוד הנפשי שמתקיים אצל האורגן נתפס כיסוד הנפשי של התאגיד.[138] תורת האורגנים אומצה בישראל כהלכה מחייבת.[139] ההלכה מאפשרת הטלת אחריות על התאגיד וכן על בני-אדם הפועלים בחסותו. התאגיד נושא באחריות למעשיהם ולמחדליהם של נושאי המשרה שבו. בד בבד, בעלי-תפקיד בתאגיד נושאים באחריות אישית לכל פעולות התאגיד. התאגיד אינו יכול לשמש 'מסך' החוצץ בין הפרטים כמבצעים לבין תוצאות מעשיהם, ואינו מאפשר להם להשתחרר מאחריותם האישית גם אם התאגיד נושא באחריות.[140]

"בצד האחריות האישית של התאגיד בפלילים, קיימת האחריות של בני-אדם, הפועלים בתאגיד. אחריות אישית זו של בני-אדם, הפועלים בתאגיד — בין שהם אורגנים ובין שאינם אורגנים — עומדת על רגליה שלה. האחריות של התאגיד לחוד, ואחריות הפועלים בשמו לחוד. הפועלים בשם התאגיד עלולים להיות אחראיים אישית בפלילים. עצם העובדה, שפלוני פועל כאורגן של תאגיד, אינה משחררת אותו מאחריות פלילית לה היה נתון, לולא פעל כאורגן."[141]

[ה]"מייחד אחריות זאת של נושאי המשרה הוא, שתנאי לקיומה הוא שהתאגיד עצמו יהא אחראי. לשם גיבוש אחריותו הפלילית של נושא המשרה אין צורך להרשיע את התאגיד בהליך פלילי וממילא אין צורך להעמידו לדין. התנאי הנדרש הוא, כי במישור הנורמטיבי מוטלת אחריות פלילית על התאגיד."[142]

התאגיד. תמיכתה בהטלת אחריות על התאגיד נובעת מהטעם העיקרי לפיו אם הקנס יהיה גדול דיו על-מנת להרתיע את התאגיד, תפעל ההרתעה באופן אפקטיבי יותר מהאכיפה הפלילית, אשר יכולה לגרום לכך שנושאי המשרה בתאגיד יפעלו בהתאם לחוק. לביטוי תפיסה זו ראו: R. Posner, *Economic Analysis of Law* 236 (2nd Ed., 1977).

[137] G. Muller, "Mens Rea and the Corporation", 19 *U. Pitt L. Rev*. 21 (1957) הסוקר את המשפט הצרפתי, הגרמני, היפני, הפיליפיני, היוגוסלבי והצ'כוסלובקי. ממצאיו מראים שמחוץ למסורת המשפט האנגלו-סקסית יש תקדימים מעטים להטלת אחריות פלילית על תאגידים.

[138] דברי כב' הנשיא א' ברק בע"פ 3027/90 *חברת מודיעים בינוי ופיתוח נ' מדינת-ישראל*, פ"ד מה(4) 364, 379 (1991).

[139] ע"א 8133/03 *יצחק נ' לוטם שיווק בע"מ*, פד נט(3), 66 תק-על 2004(4).

[140] דברי השופטת ד' ריך-שפירא בהכרעת הדין בת"פ (שלום ת"א) 5305/02 *מ"י נ' תשתיות נפט ואנרגיה בע"מ*, מיום 15/5/2005 בעמ' 7 לפסק הדין.

[141] השופט ברק בפרשת מודיעים, לעיל ה"ש 138, בעמ' 384.

[142] השופט ברק בפרשת מודיעים, לעיל ה"ש 138 , בעמ' 367.

בתחום העבריינות הסביבתית, בדומה לעבריינות אחרת המאפיינת תאגידים, התגבשה הסכמה תיאורטית ומעשית בדבר הצורך להטיל אחריות אישית על בעלי תפקידים בכירים בתאגידים, נוסף על הטלת אחריות על התאגיד עצמו. להטלת אחריות אישית נודעת חשיבות מיוחדת כאשר המנהל נפרד מבעלי המניות בתאגיד, ואין זהות בין הבעלות בתאגיד לבין ניהולו. חשיבותה של האחריות האישית פוחתת מן הסתם כאשר המנהל הוא גם הבעלים של העסק כפי שקורה לעִתים קרובות בעסקים קטנים כגון מוסכים, מסגריות, משאיות לפינוי פסולת, ועוד.

ישנן סיבות רבות להטלת אחריות אישית על נושאי-משרה בנוסף על התאגיד.[143] להלן יימנו העיקריות שבהן:

1. מידת ההרתעה המושגת באמצעות אכיפה נגד נושא-מִשרה, היא רבה יותר מן האכיפה נגד התאגיד לבדו. שכן הראשון אינו יכול להתייחס אל קנס פלילי כחלק מן העלות השגרתית של ביצוע עסקיו.[144] קנס המוטל על נושא-מִשרה, משולם על-ידו באופן אישי.[145] מנגד, הקנס המוטל על תאגיד, מגולגל על צדדים שלישיים[146] כגון על בעלי המניות (עקב ירידה בשווי מניות הפירמה), על הלקוחות (באמצעות שינוי מחירי המוצרים) או על העובדים (בפיטורין או בהרעת תנאים). זאת ועוד: מאחר שהתגמול של נושאי-מִשרה מהפרת החוק הוא קטן מהרווח של התאגיד מן ההפרה, קל יותר לשמור על הרתעה נגד נושאי-מִשרה מאשר נגד התאגיד.[147]

2. כאשר הקנס הפלילי המתחייב על-מנת ליצור הרתעה עולה על משאבי התאגיד והטלתו תיצור סיכון לפשיטת-רגל, עולה הצורך לשמר את עונש המאסר שיכול להיות מוטל רק על נושאי-מִשרה.[148]

---

[143] למאמר הסוקר בהרחבה טענות רבות בזכות משטר של אחריות משותפת של התאגיד ובעלי המשרה שבו, ראו: J. Coffee, "'No Soul to Damn; No Body to Kick': An Unscandalised Inquiry into the Problem of Corporate Punishment", 79 *Mich. L. Rev.* 386 (1981).

[144] S. Blabolil et al, "Environmental Crime", 34 *American Crim. L. Rev.* (1997).

[145] הסיבה לכך היא שביטוחי נושאי-מִשרה אינם מכסים מקרים בהם המנהל הורשע בעבירה פלילית. נוסף על כך, ביטוחים רבים מסייגים כיום אחריות ביטוחית במקרה של הפרות של רגולציה סביבתית. גם חוק החברות עלול למנוע שיפוי של נושא-מִשרה על-ידי החברה עבור קנס שהוטל עליו במסגרת הליך פלילי. ראו למשל ס' 260 לחוק החברות, התשנ"ט-1999.

[146] להרחבה על בעיית ההחצנות במקרה שמוטל קנס על הפירמה, ראו: Coffee (1981) *לעיל* ה"ש 143, בעמ' 400-405. לתיאור התופעה משתמש Coffee באלגוריה משעשעת: "Axiomatically, corporations do not bear the ultimate cost of the fine; put simply, when the corporation catches a cold, someone else sneezes". ראו שם בעמ' 401.

[147] Coffee (1981) *לעיל* ה"ש 143, בעמ' 409.

[148] Coffee (1981) *לעיל* ה"ש 143, *שם*.

3. עקב בעיית הנציג, בגינה האינטרסים של נושאי-מִשרה אינם תואמים תמיד את האינטרסים של התאגיד, ומאחר שבעלי המניות אינם יכולים או מעוניינים תמיד לפקח באופן יעיל על נושאי המשרה, יש צורך לאפשר אכיפה ציבורית נגד נושאי המשרה עצמם.[149] במה דברים אמורים? עבירות סביבתיות מבוצעות לעִתים קרובות במגמה להגדיל את רווחי החברה תוך הימנעות מן ההשקעה הדרושה במניעת מטרדים. נושאי המשרה הבכירים של תאגידים, המתוגמלים בהתאם לגובה הכנסות הפירמה, יכול שיהיו בעלי נטייה לקחת סיכונים מבחינה זו ולא לעמוד בכל דרישות הרגולציה המחייבות השקעה כספית ניכרת.[150] נטרול נטייה זו יכול להיעשות באמצעות הטלת אחריות אישית.[151]

4. עמדה המנוגדת לאמור בסעיף 3 גורסת כי פעולותיו של מנהל בכיר בפירמה מושפעות באופן ניכר מרצון בעלי המניות להגדיל את ערך מניותיהם בטווח הקצר, תוך התעלמות מהשפעות ארוכות-טווח על ערך המניות. מנקודת-מבט זו, מנהל הנמנע מפעולה לפי דרישות הרגולציה הסביבתית שעלויותיה בצידה, לא זו בלבד שאינו פועל בניגוד למוטיבציות של בעלי המניות, אלא להפך: למעשה, השוק מחייב פעולות בניגוד לחוק, ומנהל שאינו פועל בהתאם לציפייה זו מסתכן בירידת ערך מניות הפירמה. לפיכך אין לצפות לבקרה עצמית או למעורבות בעלי המניות. על רשויות האכיפה מוטלת החובה לפעול נגד מנהלים על-מנת לנטרל מוטיבציות של אי-ציות לרגולציה הסביבתית המחייבת הוצאות כספיות ניכרות ופוגעת ברווחיות הפירמה לטווח הקצר.[152]

5. מעבר להגברת ההרתעה, מאפשרת ענישת נושאי-מִשרה לממש את פוטנציאל הענישה גם ליצירת השפעות נורמטיביות חיוביות. בפרק השני, בחלק 4א, נסקרו ההשפעות

---

[149] בעיית הנציג נובעת מההפרדה בין הבעלות לבין הניהול בחברה המודרנית. לכתיבה שפיתחה את התזה הזו ראו: A. A. Berle & G. C. Means, *the Modern Corporation and Private Property* (1967). וכן M. Eisenberg, *the Structure of the Corporation* (1976).

[150] ראו דברי השופט י' שדמי בגזר הדין בת"פ (שלום טבריה) 2968/97 *מ"י נ' פרי גליל* (2002): "בגזירת דינו של הנאשם, יש להביא בחשבון כי מדובר במנכ"ל חברה גדולה, כאשר על פי ניסיון החיים, התגמול הניתן לו ע"י החברה נגזר גם מרווחיה, ומכאן התמריץ הקיים לו לחסוך במשאבים להגנת הסביבה." שם הורשע מנכ"ל חברת "פרי הגליל" על הזרמת שפכים באיכות ירודה לנחל ראש-פינה, ממנו זרמו השפכים לירדן ומשם לכינרת במשך חמש שנים.

[151] דברים ברוח זו באו לידי הביטוי בפסיקה בישראל. ראו פרשת מודיעים, לעיל ה"ש 138, בעמ' 387: "בהטלת אחריות פלילית כעין שילוחית בגין עבירת נושא מִשרה, קודמו המטרות החברתיות שהחוק בו מצויה עבירת נושא המשרה בא להגשים. הטלת אחריות פלילית כעין שילוחית על נושאי המשרה נועדה להמריץ אותם לנקוט אמצעים נאותים ולהבטיח כי יקוימו אמצעי זהירות על-מנת למנוע ביצוע עבירות במסגרת התאגיד. היא גם באה להטיל אחריות על נושאי מִשרה בכירים, אשר קיימת הסתברות גבוהה כי היו מעורבים בביצוע העבירות של התאגיד, אך לא ניתן להוכיח זאת."

[152] W. Wener, "Management, Stock Market and Corporate Reform: Berle and Means Reconsidered", 77 *Colum L. Rev*. 388 (1977).

הבלתי-פורמאליות של האכיפה על מנהלים. נמצא כי עקב מעמדם החברתי, מושפעים מנהלים בעצמה גדולה מאחרים, מאשמה חברתית כתוצאה מסטיגמה ומפגיעה במוניטין הנובעות מהעמדה לדין ומענישה.[153] כתוצאה מהשפעות אלו ומהשפעות חינוכיות של סנקציות, כגון חיוב באימוץ תכנית-ניהול סביבתית (ראה להלן חלק 3), מיתוסף לענישה ממד נורמטיבי החורג ממה שניתן להשיג בענישת התאגיד לבדו.

(ב) השימוש באחריות אישית בענישה על עבירות-סביבה

זוהר חדיד, מנהל ובעלים של בית-בד בדלית-אל-כרמל, הזרים שפכי בית-בד אל בור חִלחול שעלה על גדותיו וגלש לתוך שטחו של הגן הלאומי המוכרז בהר הכרמל. הזרמת השפכים גרמה חשש לזיהום קידוחי המים ומי התהום במורדות הכרמל. נגד חדיד הוגש כתב-אישום והוא נידון לשלושה חודשי מאסר בפועל.[154] מאסרו של חדיד לא תרם באופן ישיר לשיקום הנזק שנגרם לגן הלאומי ואף לא מנע את סכנת הזיהום לבארות המים. הטלת אחריות אישית על נושאי-מִשרה ומאסרם, אינם תורמים ישירות לשיקום נזקים סביבתיים ואף לא לעצירת נזק סביבתי, שכן לרוב יכולה הפירמה להמשיך לפעול גם ללא מנהליה שהורשעו. לעומת זאת, לאחריות אישית נודע תפקיד חשוב ביצירת ההרתעה היכולה לתרום למניעת עבירות.

בתחום איכות הסביבה, מבוצע חלק ניכר מהעבירות על-ידי תאגידים וקשור בפעילותם.[155] מכאן שאחריותם של נושאי-מִשרה בתאגיד הופכת לשאלה מרכזית וחשובה. בארה״ב, הרחבת האחריות הפלילית על נושאי-מִשרה בתאגיד בעבירות-סביבה, נעשתה במקביל לעלייה הניכרת בדאגה הציבורית להגנת הסביבה ובמודעות לעבירות אלו. דוקטרינת ה-'responsible corporate officer' אשר יושמה בחקיקת הרווחה משנות ה-40, הורחבה לחקיקה הסביבתית רק בתחילת שנות ה-90.[156]

דוקטרינה זו מטילה רף-אחריות גבוה על נושאי המשרה בכך שהיא מקלה בדרישות הוכחת היסוד הנפשי. חלק מן הפסיקה האמריקנית אף הצביע על כך שהדוקטרינה מאפשרת להטיל אחריות-קפידה (ללא הוכחת יסוד נפשי) על נושאי-מִשרה בגין עבירות שביצוען על-ידי התאגיד דורש הוכחת כוונה פלילית. כלומר, כל שנדרש על-מנת להטיל אחריות על נושא-

---

[153] Hultberg (1988) *לעיל* ה״ש 116, בעמ׳ 116; וגם Note (2002-2003) *לעיל* ה״ש 115, בעמ׳ 2191.

[154] ת״פ (שלום חיפה) 1009/05 *מדינת-ישראל נ׳ חדיד* (2005) מפי כב׳ השופט כ׳ חיר. יצוין כי את המאסר בפועל שהוטל עליו, נשא הנאשם בעבודות-שירות.

[155] מלבד עבירות איכות הסביבה, עבירות על חוקי המס, על חוקי ההגבלים העסקיים ועל חקיקת הגנת הצרכן — העבירות הן עבירות קלאסיות המבוצעות על-ידי תאגידים.

[156] T. Hare, "Reluctant Soldiers: The Criminal Liability of Corporate Officers for Negligent Violations of Clean Water Act", 138 *U. Pa. L. Rev.* 935 (1990).

מִשרה, הוא להוכיח כי נושא המשרה היה בעמדה שאפשרה לו למנוע או לתקן את ההפרה, וכי הוא נמנע מכך.[157]

בישראל תוקן חוק סביבתי לראשונה בשנת 1991 על-מנת לכלול סעיף שיאפשר תביעה של נושאי-מִשרה בתאגיד.[158] בשנת 1997 הביא מהלך נרחב לתיקון חקיקה, לכך שלמרבית חוקי איכות הסביבה נוספו סעיפים המאפשרים הטלת אחריות אישית על נושאי-משרה.[159] רוֹוח גם שימוש בסעיפים המאפשרים העמדה לדין של נושאי-מִשרה בעבירות-סביבה של התאגיד. ככל שמדובר בהעמדה לדין של תאגידים, המשרד להגנת הסביבה נוטה להגיש כתבי-אישום תוך הוספת נושא המשרה כנאשם.[160] ברם, הובע חשש שהאפקטיביות של השימוש באמצעי זה נשחקה עקב הנוהג למחוק את נושאי המשרה בהסדרי-טיעון שנחתמים בין התביעה לנאשמים.[161] היות וברוב המקרים מתקבלים הסדרי-טיעון על-ידי בתי המשפט,[162] ייתכן שהפגיעה באפקטיביות היא רבה.

---

[157] להרחבה על שימוש בדוקטרינת ה-responsible corporate officer בארה"ב ראו: L. A. Harig, "Ignorance is Not Bliss: Responsible Corporate Officers Convicted of Environmental Crimes and the Federal Sentencing Guidelines", 42 *Duke L. J.* 145 (1992).

[158] מדובר היה בס' 20כב לחוק המים, התשי"ט-1959.

[159] סעיפי אחריות על נושאי-מִשרה הוכנסו במסגרת התיקון לדברי החקיקה הבאים:
ס' 15 לחוק שמירת הניקיון
ס' 11ג לחוק למניעת מפגעים, התשכ"א-1961
ס' 9ג לחוק הדרכים (שילוט), התשכ"ו-1966
ס' 16ב לחוק החומרים המסוכנים, התשנ"ג-1993
ס' 71ד לפקודת בריאות העם, 1940.
סעיפי אחריות של נושא-מִשרה כלולים גם בדברי החקיקה הבאים:
ס' 11 לחוק איסוף ופינוי פסולת למיחזור, התשנ"ג-1993
חוק המים, שם
ס' 19 לחוק הפיקדון על מכלי משקה, התשנ"ט-1999
ס' 125 לחוק תאגידי מים וביוב
ס' 6א לחוק מניעת זיהום הים ממקורות יבשתיים, התשמ"ח-1998
ס' 20 לפקודת מניעת זיהום הים בשמן [נוסח חדש], התש"ם-1980.

[160] מידע זה התקבל בראיון טלפוני עם עו"ד רחל אדם, סגנית ליועמ"ש במשרד לאיכות-הסביבה, ביום 5.2.2007: "כאשר הגעתי למשרד זו לא עמדה כשאלה, תמיד הגשנו את האישום גם נגד נושאי המשרה בתאגיד, כי אין שום משמעות להגשת כתב-אישום נגד התאגיד בלבד."

[161] עו"ד ר' אדם ציינה: "הסיבה היחידה שתאגידים מוכנים להגיע להסדרי-טיעון הוא מחיקת נושאי המשרה. לכן, במרבית הסדרי הטיעון אכן נמחקים נושאי המשרה. אבל אין המדובר במחיקה גורפת. השאלה מתי למחוק, תלויה בנסיבות. כאשר המנהלים עשו הכול כדי לא לטפל או לקדם את הטיפול הדרוש במפגע, הנטייה תהיה לא למחוק אותם. ככל שהתאגיד יותר בעל השפעה ובעל אמצעים, אזי הכוונה והנטייה היא להימנע ממחיקת נושאי המשרה."

[162] א' קרסין "הענישה בעבירות איכות הסביבה: בין רטוריקה למעשה" *מחקרי משפט* כג(2) 47 (2007). שם נמצא כי 22% מכלל התיקים בעבירות פסולת-בניין, מסתיימים בהסדר-טיעון.

ההגדרה לנושאי-מַשרה והתוויית גבול האחריות של נושאי המשרה, דומות במרבית החוקים הסביבתיים בישראל. נושא-מַשרה מוגדר בחקיקה "מנַהל פעיל בתאגיד, שותף, למעט שותף מוגבל, או פקיד האחראי מטעם התאגיד על התחום שבו בוצעה העבירה." הגדרה זו היא ארגונית ונוגעת לשכבה העליונה של נושאי-מַשרה בתאגיד.[163] ההגדרה מאפשרת להעמיד לדין גם ראשי רשויות מקומיות כנושאי-מַשרה בתאגיד, בגין עבירות שעברה הרשות המקומית על חוקי הסביבה.[164]

אחריות נושא המשרה, לפי החוק, היא: "לפקח ולעשות כל שניתן למניעת עבירות על-ידי התאגיד או על-ידי עובד מעובדיו. נעברה עבירה על-ידי תאגיד או על-ידי עובד מעובדיו, חזקה היא כי נושא מַשרה בתאגיד הפר חובתו הנ"ל אלא אם כן הוכיח כי עשה כל שניתן כדי למלא את חובתו." חובה זו מטילה אחריות כבדה ביותר על נושאי-מַשרה. שכן, היא מטילה נטל הוכחתי כבד על כל בעלי התפקידים הבכירים בתאגיד כדי להתנער מאחריות פלילית בגין עבירה שעבר התאגיד. החזקה לפיה אם נעברה עבירה על-ידי תאגיד או על-ידי עובד מעובדיו, הפר נושא המשרה את חובתו אלא אם יוכח שעשה כל שניתן כדי למלא את חובתו — הופכת את חזקת החפות. משמעות הדבר היא העברת הנטל אל כתפי הנאשם בבואו להוכיח כי לא הוא אחראי לעבירה.[165] כדי להשתחרר מן האחריות שומה על נושא המשרה להוכיח כי העבירה נעברה שלא בידיעתו ושנקט את כל האמצעים הסבירים כדי למנעה או להפסיקה.

---

[163] השופט ברק בפרשת מודיעים, לעיל ה"ש 138, בעמ' 386. בת"פ (שלום ירושלים) 3876/00 *מ"י נ' חברת א' קסיר בע"מ* פ"מ תשס"ב (3) 406, 409 (2003) שם ציינה השופטת מ' אגמון-גונן: "מצווה עלינו ליתן פרשנות מרחיבה לסעיף זה, ככל שזו עולה בקנה אחד עם לשון החוק. היינו, לכלול במנהלים האחראים את *כלל נושאי* המשרה בתאגיד, אלא אם הוכיח מי מהם בצורה ברורה כי תפקידו בתאגיד מוגדר, ואינו נוגע כלל ועיקר לתחום במסגרתו התבצעה העבירה." גישתה שונה מגישתו המובאת לעיל של השופט ברק, לפיה יש לכלול בהגדרה רק את בעלי התפקידים הבכירים בתאגיד. בארה"ב מאפשרת החקיקה הסביבתית להטיל אחריות על מנהלים בדרגות-ביניים ובדרגות זוטרות, ולא רק על נושאי-מַשרה בכירים.

[164] אילן זמלה, עו"ד בלשכה המשפטית של המשרד להגנת הסביבה, העיר בראיון מיום 21.7.2008 כי במסגרת התביעה של המשרד להגנת הסביבה, קיים קושי בהעמדה לדין של ראשי רשויות. זאת משום שרשות מקומית אינה גוף כלכלי ולאישום עלולות להיות השלכות שליליות על תפקודה ועל מתן השירות לתושב. כמו כן, הנטייה שלא להעמיד לדין ראשי רשויות מושפעת מן הרצון שלא לפגוע בכבודו של ראש הרשות.

[165] שם, "אשר לנטל הראייה, אמנם על התביעה להוכיח את כל יסודות העבירה, אולם נטלי המשנה עוברים מצד לצד במהלך ההליך. נראה כי בשלב הראשוני תצא התביעה ידי חובת הרמת נטל הראייה אם תוכיח שמדובר בנושאי מַשרה בתאגיד. בשלב זה יוכלו נושאי המשרה לטעון, שאינם אחראים לעניין (ויתכנו מקרים בתאגיד גדול שבו מוגדרים תחומי אחריות מפורשים כי נושא מַשרה מסוים כלל אינו מעורב בתחום מסוים, אלא שאז, בדרך כלל יענה נושא מַשרה כזה גם על התנאי השני של אי ידיעה), וכן שלא ידעו על העבירה או שעשו הכל כדי למנוע את ביצוע העבירה או להפסיקה." ראו גם הכרעת הדין בת"פ (שלום ב"ש) 2054/92 *מ"י נ' חיפה כימיקלים (דרום)* מיום 03.09.2006 מפי השופט י' שפסר. שם הואשמו מנכ"ל החברה ונושא-מַשרה נוסף בהזרמת שפכים מסוכנים לשטח ציבורי. מתוך העובדה שהנאשמים בחרו שלא להעיד, מצא השופט די ראיות על-מנת להרשיעם, שכן לא הרימו את הנטל של הפרכת החזקה שהונחה על כתפם.

בפרשת מודיעים פסק בית המשפט כי:

"נושא המשרה אינו נושא באחריות פלילית, אם מוכח כי הוא לא ידע על דבר ביצוע העבירה ...נמצא, כי אחריות נושא-מִשרה אינה מוחלטת. זו אחריות המבוססת על יסוד נפשי. עם זאת, היסוד הנפשי הנדרש אצל נושא המשרה והיסוד הנפשי הנדרש — במקום שהוא נדרש — לעניין אחריות התאגיד עצמו, אינם בהכרח זהים. היסוד הנפשי הנדרש אצל התאגיד מוגדר בעבירות השונות, ואילו היסוד הנפשי הנדרש אצל נושא המשרה מוגדר בהוראת הדין הקובעת את העבירה של נושא המשרה." [166]

בעבירות איכות הסביבה, אחריות התאגיד היא בחלק ניכר מהמקרים אחריות-קפידה אשר מיתרת את הדרישה להוכחת יסוד נפשי מצד התביעה. לכן יש בדרישת 'הידיעה' שיפור מה במצבו של נושא המשרה, אם כי יש לזכור כי עליו להרים את נטל ההוכחה שלא ידע על דבר ביצוע העבירות. בארה"ב, שם הטלת סנקציה פלילית בחקיקה הסביבתית מחייבת הוכחת יסוד נפשי על-ידי התביעה (אין חזקה ההופכת את הנטל), צומצמה דרישת הידיעה. מנושא המשרה נדרשת ידיעת העובדות בלבד, ללא צורך בידיעת הרגולציה או בהכרת העובדה כי מעשי התאגיד היו עבירה על החוק. ברוב פסקי הדין מניח בית המשפט כי העיסוק בחומרים מסוכנים כשלעצמו הוא ראיה לכך שהעוסקים בהם יודעים במה מדובר ומודעים לסכנות הכרוכות בהם, ועל כן אין התביעה נדרשת להוכיח ידיעה סובייקטיבית.[167]

בפסיקה בישראל לא ניתנה הגדרה ממצה לאותם אמצעים סבירים שצריך נושא-מִשרה לנקוט כדי שימלא את חובתו ויוכל להיפטר מאחריות לעבירה שעבר התאגיד. היעדר הנכונות

---

[166] פרשת מודיעים, לעיל ה"ש 138, עמ' 386.

ע"פ (מחוזי נצרת) 228/02 *פרי הגליל נ' מדינת-ישראל* (2003). בפסק-דין זה הורשעו החברה ומנכ"ל החברה בעבירות לפי חוק המים וחוק רישוי עסקים התשכ"ח-1968. בפסק הדין נקבע כי מנכ"ל החברה לא נקט את כל האמצעים הסבירים על-מנת למנוע או להפסיק את העבירה. נקבע כי היה עליו לדאוג ולהזרים שפכים ברמה כזו שבהתחשב בנתונים חיצוניים לא יזהמו מקורות-מים. לגבי ממד הידיעה נאמר כי מאחר שמדובר במנכ"ל חברה גדולה, ניתן לשער כי התגמול הניתן לו על-ידי החברה נגזר מרווחיה, ולכן יש להניח שקיים אצלו התמריץ לחסוך במשאבים להגנת הסביבה.

[167] ראו למשל: United states v. International Chemical Corp, 402 U.S. 558, 91 S.Ct. 1967, 29 L. Ed.2d, 178 (1971) שם בית המשפט העליון מצא כי: "The word "knowingly" in the statue at issue pertained to knowledge of the facts not to the knowledge of the regulation". *United States v. Hayes International Corp*., 786 F2d., 1499 (11th Cir. 1986). "…the Defendant cannot claim defense that he did not know that such waste was hazardous within the meaning of the regulations, or that he did not know a permit was required".

וגם: *United States v. Hofin* 880, F2d. (9th cir 1989) *cer. denied*, 493 U.S, 1083 (1990) שם הניח בית המשפט את ההנחה הבאה: "anyone dealing with hazardous material has knowledge of the reputations governing them".

לקבוע הגדרה כוללנית, נובעת כנראה מן העובדה שעבירות הסביבה הן רבות ומגוונות ומן התחושה שלא ניתן להגדיר מראש את האמצעים הסבירים שנושא המשרה חייב לנקוט.[168] תפיסה זו נראית שגויה מעיקרה בכך שהיא פותחת פתח למקח וממכר ללא גבול על האמצעים שהיו צריכים להיחשב סבירים בנסיבות המקרה הספציפי. מכאן, ראוי להצביע על מספר תבחינים שיכולים לסייע בקביעת 'סבירות' האמצעים אותם נקט נושא המשרה כדי למנוע את העבירה הסביבתית.

במקרה שהחוק או רישיון העסק של התאגיד קובעים תקן-פליטה ברור או נוהל-תפעול מוגדר, אזי האמצעים שנקט נושא המשרה ייחשבו סבירים רק אם היה בהם כדי להביא את התאגיד לעמידה בדרישות הרגולציה באופן עקבי ומתמשך. אמצעים שהתאגיד נקט ושהביאו אותו לחריגה קבועה מן התקן או הנוהל המחייב, לא יוכלו להיחשב סבירים מֵניה וביה. במקרה שמדובר בפליטה אקראית שהתרחשה כתוצאה מתקלה בתפעול הטכנולוגיה או הנוהל, יש לבחון אם נוהלי התפעול והבקרה של הציוד הטכנולוגי עמדו באמת המידה המומלצת על-ידי היצרן או בהנחיות הרשות.

במקרה שאין בחוק, ברישיון או בהנחיות, תקנים ברורים אלא חובה כללית בלבד, לא ניתן ליטול 'השראה' מגורמים אלה לבחירת הטכנולוגיה המתאימה.[169] סבירות האמצעים צריכה להיקבע בהתאם לעמידתם בהגדרות המקובלות באותן נסיבות לטכנולוגיות הטובות ביותר שישימותן הוכחה.[170] לפיכך, כאשר חלה התפתחות טכנולוגית שיש בה כדי להביא

---

[168] פרשת תשתיות נפט ואנרגיה, לעיל ה"ש 140, נסבה סביב אחריותה של חברת תשתיות נפט בע"מ ונושאי המשרה בה, לזיהום קרקע ומים שהתרחש עקב דליפת דלק 96 אוקטן מצינור שהיה בבעלות החברה. שאלה מרכזית שהתעוררה בנסיבות המקרה, היתה: האם החברה יישמה את האמצעים שהיתה צריכה ליישם על-מנת למנוע את העבירה לפי חוק המים? בהקשר זה קבעה השופטת כי "סעיף 20ב(א) קובע חובת הימנעות מזיהום, מבלי לפרט באיזה אופן ובאילו אמצעים תושג ותוגשם התכלית החקיקתית, ולא בכדי. *האמצעים חייבים להיות מותאמים ספציפית לנסיבותיו של כל מקרה ומקרה. אין למחוקק לא האפשרות ולא הרצון לקבוע רשימות של אמצעים, שיכול שלא יימצאו מתאימים במגוון האינסופי של האירועים הקורים בחיים, כשהמציאות כידוע עולה על כל אפשרות חיזוי מראש.*" (ההדגשה שלי א.ק.)

[169] זה מה שהתרחש למשל בנסיבות פרשת תשתיות נפט ואנרגיה, לעיל ה"ש 140, בעמ' 10. שם, בתגובה לטענת התביעה כי האמצעי הסביר שהנאשמים היו צריכים לנקוט היה הגנה קטודית לצנרת הדלק, טענה השופטת ד' רייך שפירא כי לא הופנתה למקור חקיקתי, ואף לא נטען לפניה שקיים מקור חקיקתי המחייב את הנאשמים במפורש למגן את הצנרת במעטפות אוטמות, או לדאוג לשלמות הקו באמצעות צוותים ומדידות. את סבירות האמצעי הטכנולוגי הנ"ל הסיקה השופטת "מידיעתם של נושאי המשרה כי הטכנולוגיה היתה מתחייבת."

[170] יש מגוון רמות של טכנולוגיה ראויה. סטנדרט של BAT (Best available technology) מחייב יישום של הטכנולוגיה הטובה ביותר, ללא קשר לעלותה הכלכלית. סטנדרט של BATEA (Best Available Technology Economically Achievable) משמעו דרישה מקלה יותר ליישום הטכנולוגיות הטובות ביותר שהן בעלות ישימות כלכלית. הסטנדרט של BDAT (Best Demonstrated Available Technology) אינו מדגיש את ההיתכנות הכלכלית אלא את הישימות המוכחת של הטכנולוגיה. סטנדרט זה מקל ביחס

להפחתה משמעותית בפליטות התאגיד, ובהיעדר קביעה חוקית אחרת יש מקום לדרוש מן התאגיד ומנושאי המשרה בו ליישם טכנולוגיות שיישומן ויעילותן הכלכלית הוכחה, אף אם הדבר דורש שינוי במערך הייצור.[171]

כאשר המדובר בפליטה אקראית הנובעת מתקלה, יש מקום לעשות שימוש בדרישת הסבירות, כך שהטכנולוגיה והאמצעים שיושמו יהיו סבירים ביחס "לסיכון הצפוי מן הפליטה" בהתאם להערכת סיכונים. לא יהא זה נכון לדרוש את יישומם של אמצעים הנותנים מענה הרבה מעבר "לסיכון הצפוי מן הפליטה האקראית", שכן אז תהא עלות האמצעים בלתי-סבירה ביחס לסכנה. על דרישה זו יש להוסיף כי הפליטה או הסיכון הצפוי צריכים להיקבע לפי סקר סיכונים מקצועי ועדכני שבוצע על-ידי התאגיד. נוסף על כך יש לדרוש קיומם של נהלים, הנחיות ואמצעי-בקרה במקרה של תקלות הגורמות לפליטה. מטרת ההנחיות היא למנוע מראש מקרים של פליטות אקראיות ותקלות. אמצעי הבקרה נועדו לנטר התרחשות של מקרים מסוג זה, והנהלים נועדו להסדיר את הטיפול בעת האירוע. גם במקרה זה יש לדרוש שאמצעי הבקרה יעמדו בדרישות הטכנולוגיה הישימה, המוכחת כטובה ביותר. למשל, כשמתרחשת דליפה או בעת פיצוץ בצנרת, אמצעי הבקרה צריך להיות טכנולוגיה מוכחת שתגלה את הדליפה בדיוק המרבי ובסמוך ככל הניתן למועד בו היא מתרחשת.[172]

יש להדגיש כי הן במקרה של זיהום ידוע מראש, הן במקרה של זיהום אקראי שנבע מתקלה, תאגיד שפעל בדיעבד לסילוק המפגע לאחר שקיבל התראות מהמשרד לאיכות הסביבה, לא יוכל לטעון כי מילא את חובתו לנקיטת האמצעים הסבירים. פעולה הננקטת בדיעבד, לאחר קרות העבירה וקבלת ההתראה, אינה יכולה להיחשב אמצעי סביר למניעת העבירה, אלא גורם המקטין את עצמת הנזק לכל היותר.[173] ככזה ניתן להתחשב בו בעת קביעת העונש, אך לא לעצם קביעת האחריות לביצוע העבירה.

ל-BAT משום שהוא אינו מחייב אימוץ טכנולוגיות חדשניות מאוד, אלא רק טכנולוגיות שעברו תקופת-הרצה ושיעילותן הוכחה.

[171] בפרשת תשתיות נפט ואנרגיה, לעיל ה"ש 140, בעמ' 11, באה עמדה זו לידי ביטוי בדברי השופטת ד' רייך-שפירא: "יוהיה ויימצא אמצעי חדיש (והתקנת עזרים ומתקנים בכלל זה) לגביו יוכח שיש בו להבטיח הגנה יעילה עוד יותר, תהיה זו חובתם של הנאשמים להשתמש גם בו על מנת למנוע זיהום."

[172] בהכרעת דין בת"פ (שלום חיפה) 012368/97 *מ"י נ' פז שמנים וכימיקלים בע"מ* מפי כב' השופט כ' חיר מיום 17/06/2004, הורשעה הנאשמת ומנהליה הבכירים בגין זרימת שמן לנמל הקישון ממתקן שהיה באחריותם. בהכרעת הדין בחן השופט את קיומם של נהלים לתפעול המיכל בשגרה בכדי למנוע תקריות של שפיכת שמן, וכן קיומן של הנחיות לפעולה במקרה שאותרה דליפה. מהעדויות שניתנו בתיק לא מצא השופט כי הנחיות כאלו אכן היו קיימות, ועובדה זו שימשה חיזוק לכך שהנאשמים לא נקטו את כל האמצעים הסבירים שהיו מתחייבים מהם למנוע את הזיהום.

[173] בפרשת קסיר, לעיל ה"ש 163, בעמ' 11.

2. מאסר

למרות שעונשי-מאסר קיימים בדברי-חקיקה סביבתיים במרבית המדינות המפותחות, השימוש בהם הלכה למעשה מועט ביותר.[174] במדינות האיחוד האירופי, השימוש במאסרים הוא קטן, ולעִתים אינו קיים כלל.[175] בישראל קיימים עונשי-מאסר במרבית דברי החקיקה הסביבתיים,[176] אולם דרישה של התביעה להטיל עונש-מאסר היא אירוע חריג וכך גם הטלתם למעשה בגזרי-דין. בישראל, מאז שנת 2000 ועד שנת 2006, רק כ-1.5 גזרי-דין בממוצע בשנה הסתיימו בהטלת עונש-מאסר לריצוי בפועל (טבלה 3(3) להלן). בד בבד מסתמנת מגמה כלשהי של עלייה בשימוש בעונשי-מאסר על תנאי ובעונשי-מאסר בפועל.

בנסיבות אלו, בהן השימוש במאסר כסנקציה בעבירות-סביבה הוא כה דל, מתעוררות שתי שאלות: א. האם (ואם בכלל) יש להטיל עונשי-מאסר בעבירות סביבתיות? ב. אם כן, באלו מקרים ולאיזה צורך יש להותיר את עונשי המאסר על כנם? שאלות אלו זכו להתייחסות מכיוונים שונים במחקר התיאורטי והאמפירי כאחד.

הסִפרות הכלכלית רואה בעונש המאסר אמצעי-ענישה שיוּרי — מעין 'מוצא אחרון' כאשר הקנס הכספי האופטימאלי הוא כה גבוה עד שלא ניתן לגבותו.[177] הקנס נתפס כסנקציה עדיפה, שגלומים בה יתרונות כלכליים. עלות הטלתה נמוכה ביחס לתועלת המתקבלת ממנה, בעוד שמאסר הוא סנקציה שהפעלתה כרוכה בעלות חברתית גבוהה, ומבחינה זו היא חלופה נחותה.[178]

---

[174] נתוני מחקר שבוצע בשוודיה ועקב אחר הסנקציות שניתנו בתיקים פליליים בנושאי איכות הסביבה בין השנים 1982-1998 מעיד כי עונשי-מאסר ניתנו רק בשני מקרים בין השנים 1992-1998. ראו: H. Du Reaes, "Can Criminal Law Protect the Environment?", 2 *J. of Scandinavian Studies in Criminology & Crime Preventio*, 109, 115 (2001); וכן R. B. Taylor & R. J Mason, "Responses To Prison For Environmental Criminals, Impacts of Incident, Perpetrator, and Respondent Characteristics", 34(2) *Envvtl & Behaviour* 194, 198 (March, 2002).

[175] Faure (2005) לעיל ה"ש 18, בעמ' 13.

[176] בישראל המאסר הוא אופציה ענישתית בדברי החקיקה הסביבתית הבאים:
ס' 13(ב), 13(ג) ו-13(ה) לחוק שמירת הניקיון; ס' 11(א), 11(ב) ו-11 (ד) לחוק למניעת מפגעים; ס' 15(א), 15(ב),15 (ג) ו-15 (ה) לחוק החומרים המסוכנים; ס' 20כא לחוק המים; ס' 57 לחוק גנים לאומיים, שמורות טבע, אתרים לאומיים ואתרי הנצחה, תשנ"ח-1998; ס' 14(א) ו-14(ב) לחוק להגנת חיית הבר, תשט"ו-1955; ס' 17 לפקודת היערות. במדינות האיחוד האירופי קיימת סנקציה של מאסר בדברי-חקיקה סביבתיים רבים. ראו Faure (2005) לעיל ה"ש 18.

[177] M.A Cohen, "Environmental Crime and Punishment: Legal/Economic Theory and Empirical Evidence on Enforcement of Federal Environmental Statutes", 82(4) *J. of Crim. L. & Criminology* 1061-2 (1992).

[178] למשל A.M Polinsky & S. Shavell, "The Economic Theory of Public Enforcement of Law", 38(1) *J. of Econ. Literature* 45, 48 (March, 2000) שם מציינים הכותבים כי "shaming directly destroys an asset that the fine cannot destroy—the offender's reputation".

טבלה 3(3): **פסקי-דין בהם הוטלו עונשי-מאסר** [179]

שנה	מספר פסקי-דין	מאסר על תנאי	אחוז מאסר על תנאי	מאסר לריצוי בפועל	אחוז
2000	68	0	0%	0	0%
2001	78	2	3%	0	0%
2002	100	0	0%	0	0%
2003	126	3	2%	2	2%
2004	135	3	2%	*2	1%
2005	120	5	4%	2	2%
2006	109	*8	7%	4	4%
ממוצע	**105**	**3**	**3%**	**1**	**1%**

חרף האמור ישנן נסיבות שונות בהן המאסר יהיה דרוש ככלי ענישתי. Shavell מונה חמישה מצבים המשפיעים על השאלה אם מאסר עשוי להיות הכרחי: א. גודל נכסיו של המפר; ב. הסתברות התפיסה וההרשעה של העבריין; ג. גודל הרווחים שהמפר הפיק מהפעילות הבלתי-חוקית; ד. הסבירות שמעשים יגרמו לנזק למרות קיומם של תמריצים כספיים שליליים; ה. גודל הנזק (אם התרחש). ככל שנכסיו של המפר קטנים וההסתברות להתקיימות התנאים ב' עד ה' לעיל גדולה, כך גדל הצורך בשימוש בסנקציית המאסר.[180] העדפה להטלת מאסר על נאשם שנכסיו מוגבלים, נובעת מן ההנחה כי קנס אופטימאלי שיושת עליו עלול להביאו לפשיטת-רגל, שהיא תרחיש בלתי-יעיל מבחינה כלכלית. היגיון זה סותר את התפיסה כי דווקא מי שאינו בעל נכסים יורתע מקנס קטן (משום שעלותו היחסית גבוהה), בעוד שנאשם עתיר נכסים לא יורתע מקנס גדול ככל שיהיה, אותו יוכל לשלם ולהמשיך בעסקיו כרגיל. דווקא במקרה של בעל נכסים המשתייך למעמד הגבוה, עונש-מאסר, הנושא בחובו קלון ושלילת חירות, יהא יעיל מאוד כגורם מרתיע.[181] הוסף לכך את העובדה שעונש המאסר הוא

---

[179] מקור הנתונים: שאילתות שהופקו ממאגר פסקי הדין של המשרד לאיכות הסביבה: www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=law&enZone=law (נכון ליום 1.1.2007).

ביאור לטבלה 3(3): במקרה שהוטל הן עונש-מאסר ע"ת והן עונש לריצוי בפועל, פסק הדין לא נספר פעמיים ומופיע בעמודת המאסר לריצוי בפועל.

[180] S. Shavell, "Criminal Law and the Optimal Use of Non-Monetary Sanctions as a Deterrent", 85 *Columbia L. Rev.* 1236-7.

[181] על יעילות השימוש בסנקציות מביישות בקרב עבריינים צווארון לבן, ראו: D. M. Kahan & E. A. Posner, "Shaming White-Collar Criminals: A Proposal For Reform of the Federal Sentencing Guidelines", 42 *J. of L. & Econ.* 365, 371 (1999). ומנגד ראו J. B. Owens, "Have We No Shame?: Thoughts On Shaming, "White Collar" Criminals, And The Federal Sentencing Guidelines", *49 American U. L.*

שוויוני יותר, שכן הקנס מייצג העדפה של בעלי אמצעים שאינם נפגעים מאוד מהטלתו, והרי לך סיבה טובה להטלת עונש מאסר במקרים כאלה.

מלוא הדיון בדבר התאמתם של עונשי-מאסר לעבירות צווארון לבן — בו עסקה ספרות ענפה בתחום הקרימינולוגי — חורג מגבולות דיונו כאן. אולם נציין את הוויכוח הער המתנהל בין המצדדים בכך, לבין אלה הדוחים את התועלת שבהטלת עונשי-מאסר על עברייני צווארון לבן, שכן לוויכוח זה יש נגיעה לענייננו.[182] שאלת מידת התאמתם של עונשי מאסר לעברייני סביבה נבחנה במחקר אמפירי שסקר את עמדות הציבור בארה״ב. המחקר העלה כי חומרת העבירה, כפי שזו מתבטאת בנראוּת (קרי, זיהום בהיקף גדול, מתמשך או במקום בעייתי מבחינה ציבורית) ובחומרת התוצאות הצפויות מבחינה סביבתית — חומרה זו היא משתנה עיקרי המשפיע על תפיסת הלימות המאסר לעבירות-סביבה. נוסף על כך, מאפייניו של העבריין, כגון מידת נכונותו לשתף-פעולה עם רשויות האכיפה, משפיעים על תפיסת אשמתו המוסרית. נמצא כי נכונות העבריין הסביבתי לשתף-פעולה עם הרגולטור, הפחיתה ממידת החומרה שיוחסה לעבירה בעיני הציבור.[183] תוצאות אלו תואמות במידה רבה את הדפוס שעלה ממחקרים קרימינולוגיים בתחומים אחרים, לפיהם יש לחומרת העבירה ולמאפייני

(2000) *Rev*. 1049, 1058 אשר מסתייג מעמדתו של Kahan הטוען בלהט לשימוש בעניינה מביישת נגד עברייניים בכלל ועברייני צווארון לבן בפרט.

[182] הדיון מתנהל בשני מישורים עיקריים: במישור העובדתי עסקו מחקרים קרימינולוגיים בשאלה באיזו מידה נוטים בתי המשפט להטיל עונשי-מאסר על עברייני צווארון לבן המשתייכים לסטאטוס חברתי גבוה. דיון זה נשען על תיאוריה שהצביעה על כך שמשתנים סוציו-אקונומיים משפיעים על עונשים המוטלים על-ידי בתי המשפט. ראו: S. Wheeler, D. Weisburd & N. Bode, "Sentencing the White-Collar Offender: Rhetoric and Reality", 47(5) *American Sociological Rev*. 641 (Oct., 1982). מחקר אמפירי זה, אשר בחן את הענישה של עברייני צווארון לבן בשני מחוזות בארה״ב, הצביע לראשונה על כך שהענישה נגד עברייני צווארון לבן מחמירה יותר מן הענישה נגד עברייני צווארון שחור וכי אחוז המאסרים בקרב הראשונים גבוה מאחוז המאסרים בקרב האחרונים. התיאוריה והממצאים מעוררי המחלוקת של המחקר, נסתרו במחקרים אמפיריים מאוחרים יותר. ראו למשל: M. L. Benson & E. Walker, "Sentencing the White-Collar Offender", 53(2) *American Sociological Rev*. 294, 299 (Apr., 1988). שם לא מצאו המחברים עדות לתנועה חברתית ושיפוטית נגד עברייניות צווארון לבן, ואחוז עברייני הצווארון הלבן שנשלחו לכלא לא עלה על אחוז עברייני הצווארון השחור.

במישור השני בוצעו מחקרים לבחון את השפעות המאסר על הרתעת עברייני צווארון לבן. ראו למשל: D. Weisburd, E. Waring & E. Chayet, "Specific Deterrence In a Sample Of Offenders Convicted of White Collar Crimes", 33(4) *Criminology*, 587 (1995). ממצאי המחקר העלו כי אין למאסרים אפקט הרתעתי ספציפי מיוחד כלפי עברייני צווארון לבן, שהוא חזק מהאפקט ההרתעתי של אמצעי-ענישה אחרים. רצידיביזם בקרב מי שנענשו במאסר לא היה נמוך מאצל אלה שנענשו באופן אחר. מסקנותיו של מחקר זה מוגבלות כמובן להרתעה הספציפית של הענישה ולא לאפקטים של ההרתעה הכללית, שהם בעלי חשיבות רבה יותר לענייננו. ממצאים דומים עלו ב: M. Benson & F. Cullen, "The Special Sensitivity of White Collar Offenders to Prison: A Critique and Research Agenda", *J. of Crim. Justice* 207 (1988).

[183] Taylor (2002), לעיל ה״ש 174, בעמ׳ 195, 211.

העבריין השפעה על תפיסת המאסר כסנקציה הולמת.[184] במחקר הנידון גרס חלק ניכר מהנשאלים (כשלושה רבעים) כי עונשי-מאסר תואמים את העבירות הסביבתיות החמורות שתוארו בפניהם. כמו כן, חלק ניכר (60%) חשבו כי משך העונש שהוגדר לעבירה החמורה ביותר (20 שנות מאסר) היה מתאים או קצר מדי.[185]

ממצאי המחקר מצביעים על כך שבארה״ב לפחות, עונשי-מאסר אינם נתפסים כבלתי-מתאימים לענישת עברייני-סביבה. אולם, היות שהטלת עונשי-מאסר על עברייני-סביבה בחלקים אחרים של העולם — ביניהם ישראל ואירופה — היא תופעה כה נדירה — ובהיעדר מחקר — קשה להצביע במובהק על המרכיבים המצדיקים נקיטת אמצעי זה, או על התועלת שניתן להפיק ממנו ביחס לאמצעי-ענישה אחרים. מגוף המחקר האמריקני עולים ספקות באשר לשימוש בעונשי-מאסר כגורם מרתיע בעבירות צווארון לבן. מחקרים הראו כי מידת ההרתעה הנובעת מכך — הן הספציפית והן הכללית — אינה גבוהה כפי שצפו. תוצאות חלק מן המחקרים שעסקו בצווארון לבן אף העידו כי עונשי-מאסר לא גרמו לירידה באחוזי הרצידיביזם (קרי, לא נצפה אפקט הרתעתי ספציפי) בהשוואה לסנקציות אחרות. לעִתים גרמה הטלת עונשי המאסר להשלכות שליליות בכך שהחזרה לדפוס העברייני היתה גבוהה יותר בקרב עברייני צווארון לבן שנאסרו בעבר.[186]

ג. הטלת קלון

1. מטרות הקלון

הרעיון שהלבנת פני העבריין בחברה (shaming) והבאתו לכך שיתנצל, יחוללו בו שינוי נורמטיבי ויחזירוהו למעגל המצייתים לחוק, אינו רעיון חדש. גוף מחקרי הולך וגדל מתמקד בהטלת קלון בעבריינים באמצעות המעשה השיפוטי כאמצעי ליצירת הרתעה ושינוי נורמטיבי. המחקר רואה בקלון איתות של החברה על נִפשעוּת המעשה ותוספת למחיר הישיר של הסנקציה, או אמצעי עצמאי ליצירת הרתעה.[187]

---

[184] P. H. Rossi & R. A. Berk, *Just Punishments: Federal Guidelines and Public Views Compared*, 12 (1997); K. Schlegel, *Just Desserts for Corporate Criminals* (1990); M. E Wolfgang, R. M Figlio, P.E. Tracy & S. I. Singer, *The National Survey of Crime Severity* (1985).
בהפרת רגולציה סביבתית נמצא גם כי חומרת העבירה (מבחינה סובייקטיבית), ההיסטוריה של העבריין והיקף הנזק הסביבתי שגרמה ההפרה, גורמים למפקחי-מים לעבור מהפעלת אמצעי-אכיפה בלתי-פורמאליים להפעלת סנקציות (מנהליות). ראו: K. Hawkins, *Environment and enforcement: Regulation and the Social Definition of Pollution* (1984).

[185] Taylor (2002) לעיל ה״ש 174 , בעמ׳ 211.

[186] Weisburd (1995) לעיל ה״ש 182; וכן Benson (1988), לעיל ה״ש 182.

[187] למשל: Kahan (1996), לעיל ה״ש 114. לסקירה של המחקרים העיקריים על סנקציות שמטילות קלון, ראו: Law note (2002-2003), לעיל ה״ש 115.

נמצא כי לבושה נודעת ההשפעה הרבה ביותר על שינוי התנהגות כאשר מדובר בעבריינים שהם תאגידים[188] ועובדי צווארון לבן.[189] מרבית עברייני הסביבה אכן עונים על מאפיינים אלה. הסיבות שנמצאו לכך הן מגוונות. עובדי צווארון לבן ובפרט מנהלים בכירים (שהם הקבוצה המועדת לגינוי על ביצוע עבירות סביבתיות), מייחסים לתדמיתם חשיבות רבה. קשריהם הקהילתיים חשובים להם ופגיעה בשמם הטוב נתפסת כפגיעה בנכס יקר. במיוחד קיים בקרב קבוצה זו החשש מהכלמתם בפני משפחתם וחבריהם.[190] בקרב הרגילים להצליח, עשויה הבושה לעורר גם תחושות קשות של פגיעה בדימוי העצמי.[191] בושה יכולה להתלוות הן לסנקציות בלתי-פורמאליות והן לסנקציות משפטיות פורמאליות. במחקר שבוצע ביחס לקלון המוטל על עברייני סביבה, נמצא כי מנקודת-מבטם של גורמי האכיפה, סברו 49% כי קלון ובושה נתפסים כהישג המשמעותי יותר של התביעות המשפטיות נגד עברייני סביבה, בעוד שרק 20% סברו כי הקנס המושת על המורשעים הוא החשוב ביותר. פער זה היה אף גדול יותר בקרב מפקחי הסוכנות שפועלים בתוך מפעלים גדולים בתעשייה הכימית.[192]

לגבי תאגידים — עבור חלקם הגדול שווה המוניטין כסף.[193] פעולות שונות של הטלת קלון עשויות להשפיע לרעה על התדמית והמוניטין של התאגיד. נטען כי התוצאות האפשריות של הפגיעה בשמו הטוב של תאגיד, עלולות אף לעלות על ערכו ההרתעתי של קנס מרבי.[194] עוד נטען במחקר כי חברה המאבדת את המוניטין שלה, אפילו לזמן קצר, עשויה לסבול נזקים משמעותיים מבחינת אמון הצרכנים ומבחינת חלקה בשוק וערך מניותיה.[195] הפגיעה באמון שנוצרת כתוצאה מפרסום שלילי עשויה לעורר עניין מוגבר בקרב רשויות רגולציה אחרות ולהגביר אכיפה ופיקוח מצידן.[196]

---

[188] G. Geis & J. Demento, "Should We Prosecute Corporations and/or Individuals?" *Corporate Crime: Contemporary Debates* 79 (F. Pearce & L. Snider Eds., 1995). שם מצטטים הכותבים מחקרים שלפיהם: "[S]hame [also] works wonders in leading a corporation to shape up after its wrongdoing has been exposed to public condemnation."

[189] Barand (1999), להלן ה"ש 201, בעמ' 966.

[190] Barand (1999), להלן ה"ש 201, בעמ' 967-968.

[191] Kahan (1996), לעיל ה"ש 114, בעמ' 643.

[192] המחקר נערך בקרב 100 מפקחים שעבדו בשירות ה-EA הבריטי. P. de Prez, "Beyond Judicial Sanctions, the Negative Impact of Conviction for Environmental Offences", 2 *Environmental L. Rev.* 11,13 (2000).

[193] C. J. Fombrum, *Reputation- Realizing Value From Corporate Image* 7 (1996). הספר מוקדש לחקר המשמעויות הכלכליות, העסקיות והניהוליות של המוניטין של התאגיד ומציג תזה לפיה המוניטין הוא אחד הנכסים החשובים ביותר של תאגידים בעידן המודרני.

[194] A. Cowen, "Scarlet Letters for Corporations? Punishment by Publicity Under the New Sentencing Guidelines" 65 *Southern Cal. Law Rev.* 2387 (1992).

[195] Fombrum (1996) לעיל ה"ש 193 בעמ' 387.

[196] C. Abbot, "The Regulatory Enforcement of Pollution Control Laws: the Australian Experience",

מחקרים כלכליים בחנו את האפקטיביות של הבושה ושל סנקציות חברתיות בלתי-פורמאליות, באמצעות בחינת ההשפעה שיש לפרסום שלילי על תאגידים בתקשורת. חלק מהמחקרים התמקדו בבחינת ההשפעות של פרסום סביבתי שלילי על ערך המניות של חברות הנסחרות בבורסה. בארה"ב נחקרה השפעת פרסומים שליליים על ערך המניות וכיצד הם משפיעים בהתאמה על שיפור הביצועים הסביבתיים של הפירמה. נמצא כי במקרים של דיווחים סביבתיים חריפים ביותר, קיימת השפעה חיובית על ביצועי הפירמה.[197] ממצא הסותר במידת-מה את ממצאי המחקר האמריקני, התקבל במחקר שנעשה בקרב תעשיית הנייר ועיסת הנייר בקנדה. שם נמצא כי מנהלים אינם רואים בשוק ההון מקור-לחץ המעורר ומעודד שיפור סביבתי.[198] השלכותיו של מחקר זה מוגבלות, כי הוא ביקש לבחון את גישת המנהלים ולא את ההשפעה הממשית של הפגיעה בערך המניות כתוצאה מדיווחים סביבתיים שליליים על פעילות החברה. לעומת זאת, במחקר שנעשה במדינות מתפתחות, מצאו כי פרסום שלילי בענייני סביבה משפיע לטובה על הביצוע הסביבתי של פירמה ומביא לשיפור באופן פעולתה. ממצאי המחקר אף הראו כי תגובת הציבור ושוק ההון על פרסומים שליליים בנושאים סביבתיים לגבי תאגידים בארגנטינה, צילה, מקסיקו הפיליפינים וקוריאה, היתה משמעותית יותר מתוצאות הפרסום במדינות כארה"ב וקנדה.[199] מחקר אחר, שבוצע בקוריאה ובדק תעשיות שנסחרו בבורסה, הצביע על כך שקיים יחס חיובי בין פרסומים שליליים במדיה (בתנאי שישנה מודעות של החברה לפרסום) לבין שיפור בביצועים הסביבתיים של חברות. זאת אף בלא קשר לתגובת שוק ההון ובלא שהתרחשה בהכרח פגיעה במניות החברה.[200] ממצאים אלה, שהתקבלו במדינות לא-מערביות, מעוררים מספר סימני-שאלה. נראה כי הם מערערים במידת-מה את ההנחה לפיה נדרשת מידה גבוהה של הטמעת הנורמות הסביבתיות בקרב הציבור כולו על-מנת שהבושה תהפוך לכלי-אכיפה חברתי אפקטיבי. לתופעה מעניינת זו ניתן להציע הסבר אפשרי הדורש בחינה. ההסבר הוא כי הציבור הרלוונטי להטלת קלון שנבחן במחקר — קרי, המשקיעים בשוק ההון — מורכב מאליטות חברתיות ומחברות ומשקיעים זרים. ייתכן כי לאלה היכרות טובה עם מגמות גלובאליות, הבנה סביבתית והכרת

.17(2) *J. of Envtl. L.* 161 (2005)

[197] למחקר על השפעות של דיווחים סביבתיים שליליים על ביצועים סביבתיים של פירמות בארה"ב, ראו: J.T Hamilton, "Pollution as news: Media and Stock Market Reaction to the Toxics Release Inventory data," 28 *J. of Envtl. Econ. & Mgmt.* 98–113 (1995). שם נמצא כי הפירמות שסבלו מהדיווחים השליליים ביותר (באמצעות מנגנונים של שוק ההון) שיפרו את ביצועיהם הסביבתיים בעקבות הפרסום.

[198] J. Doonan, P. Lanoie & B. Laplante, "Determinants of Environmental Performance: Views from the Industry", *Ecological Economics* 73-84 (2006).

[199] S. Dasgupta, B. Laplante & N. Mamingi, "Pollution and Capital Markets in Developing Countries," 42(3) *J. of Envtl Econ.& Mgmt.* 310–335. (2001).

[200] N. Mamingi, S. Dasgupta, B. Laplante & J. Ho Hong, "Firms' Environmental Performance: Does News Matter?", *World Bank Policy Research Working Paper* 3888, p. 15 (April 2006).

הסיכונים הפיננסיים בהשקעות הפוגעות בסביבה. כלומר, ייתכן שבמדינות אלו קיימת תשתית חברתית נאותה להטלת קלון באמצעות שוק ההון.

לטענת הסוציולוג Braithwaite, שינוי אצל העבריין עשוי להתחולל כאשר הקלון מוטל בכפוף לתפיסה של שילוב בחברה (reintegrative shaming).[201] זו מאפשרת שיקום העבריין במובן התנהגותי, בניגוד לקלון המכוון לסטיגמטיזציה של העבריין בלבד (stigmatized shaming). בעוד שלפי התפיסה הראשונה משויך הקלון למעשה העברייני, לפי התפיסה השנייה הקלון מוטל על העבריין עצמו.[202] לפי הדוקטרינה של שילוב בחברה, התגובה הטובה ביותר לפשיעה היא לעשות שימוש במנגנונים הקהילתיים הקיימים כדי להתמודד עם תופעות של סטייה חברתית.[203] תפיסה זו אינה שוללת את העובדה שאמצעים שיפוטיים ועונשיים עשויים להמיט קלון, אולם היא חולקת על האפקטיביות של סוג זה של קלון על יצירת שינוי התנהגותי אצל העבריין.[204]

הטענה היא כי 'קלון משַלֵב' אפקטיבי יותר בשינוי התנהגות. כשהקהילה היא זו שמטילה את סנקציית הקלון המלווה באפשרות שהעבריין יתקבל שוב לזרועותיה, יֵטה העבריין להיות מחויב באופן ממשי ואיתן לעמידה בסטנדרטים המצופים ממנו. בניגוד לזאת, קלון שיש עמו סטיגמטיזציה, נתפס כמגביר את הפשיעה כי הוא הופך אותה ל"תכונת סטאטוס מכוננת".[205]

למספר מחקרים סוציולוגיים השלכות על הבנת תופעה זו של הגברת הפשיעה עקב הטלת קלון בקרב עברייני צווארון לבן. מעצר, העמדה לדין, הרשעה ומאסר, עשויים ליצור

---

[201] W. Barand, "Reintegrative Shaming in Corporate Sentencing", 72 Southern Cal. L. Rev. 965 (1999). שם מציע המחבר הגדרה ממצה לקלון: "Reintegrative" shaming, is a process by which a wrongdoer admits his misconduct, recognizes its social significance, pledges corrective action, and is welcomed back ("reintegrated") into the community of law-abiding citizens."

[202] T. Makkai & J. Braithwaite, "Reintegrative Shaming and Compliance with Regulatory Standards" *Criminology* 361,362 (1994) 32(3).

[203] J. Braithwaite, *Crime Shame and Reintegration* (1989).

[204] H. G. Grasmick & R. Bursik Jr.,"Conscience, Significant Others, and Rational Choice: Extending the Deterrence Model", 24 *L. & Society Rev*. 837 (1990). שם טוענים הכותבים כי כמו סנקציות המוטלות על-ידי מדינה, גם בושה עצמית או בושה המוטלת על-ידי החברה יכולות להיות גורם הרתעתי רב-עצמה. גם R. Paternoster & S. Simpson, "Sanction Threats and Appeals to Morality Testing a Rational Choice Model of Corporate Crime", 30 *L. & Society Rev*. 549, 572 (1996). שם טוענים המחברים כי תחושות הבושה של פרטים והאיום בסנקציות בלתי-פורמאליות, הם גורמי-הרתעה משמעותיים ביחס לעבריינות תאגידית. S. S. Simpson, "Corporate-Crime Deterrence and Corporate Control-Policies: Views from the Inside" *White-Collar Crime Reconsidered* 298 (K. Schlegel & D. Weisburd Eds., 1992).

[205] Makki (1994), לעיל ה"ש 202, בעמ' 362.

שינויים באפשרויות הלגיטימיות או העברייניות העתידיות של העבריין, ובכך לשנות ולעִתים אף להגדיל את סיכוייו לשוב ולהפר את החוק.[206] הסטיגמה המתלווה לתיוג הפלילי מפחיתה את ההשפעה ההרתעתית של העונש, שכן מרגע שהסטאטוס החברתי והיוקרה אבדו, קשה מאוד לזכות בהם מחדש. כאשר 'העלויות' של הפרת החוק כבר 'שולמו', עולים הסיכויים לרצידיביזם. תופעת הספיראלה העבריינית שזוהתה על-ידי Wilkins, אשר מתרחשת בעקבות תהליך של הטלת קלון וסטיגמטיזציה, היא בעלת השלכות גם בעבירות של צווארון לבן. [207]

2. דרכים להטלת קלון

פרופ' Kahan מסווג את הסנקציות הכרוכות בהטלת קלון לארבע קטגוריות עיקריות: פרסום שלילי, קלון פיזי, ביזוי עצמי ובקשת מחילה.[208]

פרסום שלילי (stigmatizing publicity) הוא סנקציה נפוצה וקלה ליישום. מדובר בהעברת מידע על מעשי העבריין ועל הסטאטוס שלו לציבור הרחב. למשל באמצעות פרסום שמו בעיתון או באמצעי-תקשורת אחרים.[209] אם מדובר בעבריינ-סביבה, ניתן לפרסם את שמות המנהלים האחראים וכן את שם התאגיד באמצעי התקשורת ולפרסם את פרטי העבירה. בארה"ב מאפשר החוק לחייב פרסום של הפרות סביבתיות שבוצעו על-ידי תאגידים. הפרסום יכול לכלול פרטים מלאים על מעשה העבירה, העונש והצעדים הננקטים על-ידי התאגיד כדי למנוע את הישנות העבירה.[210] במסגרת פשרות והליכי-גישור שמקיים ה-EPA, נפוץ השימוש בפרסום שלילי. מי שהפרו דרישות סביבתיות מתחייבים לפרסם מידע אודות ההפרה או התנצלות פומבית בעיתונות הארצית או המקומית.[211] הנחיות ה-EPA מונעות גם פרסום חיובי ממי שמבצעים פרויקט סביבתי חלופי כחלק מהסדר-טיעון סביבתי שהתקבל עקב הפרה, שכן הן מחייבות שלכל פרסום של הפרויקט יתלווה גילוי נאות כי הפעילות מבוצעת כחלק מהסדר שהתקבל בהליכי-אכיפה.[212]

---

[206] E. Waring, D. Weisburd & E. Chayet, "White Collar Crime and Anomie", 6 *Advances in Criminological Theory,* 207 (1994).

[207] L. Wilkins, *Social Deviance: Social Policy, Action and Research* (1965).

[208] Kahan (1996) לעיל ה"ש 114, בעמ' 631. שם מביא המחבר שורה של דוגמאות לכל סוג של סנקציה מתוך סנקציות שהוטלו בפועל על-ידי בתי-משפט בארה"ב בעבירות פליליות "קלאסיות".

[209] Kahan (1996) לעיל ה"ש 114, בעמ' 632.

[210] דיון בחוק ב-A. Cowan, "Note, Scarlet Letters for Corporations? Punishment Publicity Under the New Sentencing Guidelines", 65 *S. Cal. L. Rev.* 2387 (1992).

[211] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 7-21.

[212] S. Bonnoris, "Environmental Enforcement in the Fifty States, The Promises and Pitfalls of Supplemental Environmental Projects", 11 *Hastings W.-Nw. J. Envtl. L. & Pol'y* 185, 205 (2004-2005).

דוגמא לפעולה הנושאת אופי של פרסום שלילי יש בדוח המוגש מדי שנה באנגליה על-ידי ה-EA (Environment Agency), ובו פירוט של "Good and Bad Performers". הדוח מתייחס אל העסקים לפי סקטורים ומונה בכל סקטור את המפעלים בעלי הביצועים הסביבתיים הטובים והגרועים לאותה שנה.[213] המטרה היא כי ייעשה שימוש בדוח על-ידי משקיעים שיסתייעו בו כדי להעריך את השקעותיהם ולכוונן. התפיסה העומדת בבסיס הכנת הדוח ופרסומו היא כי שוק ההון ישמש זרז להתנהגות סביבתית נבונה בקרב פירמות. פירמות אשר מתנהגות בחוסר-אחריות כלפי הסביבה תיפגענה, הן באמצעות סנקציות חברתיות עקיפות של בושה והן באמצעות תגובה של רוכשי מניות בשוק ההון.[214]

קלון פיזי (literal stigmatizing) כרוך בהטבעת חותם של ממש על העבריין, כגון חיובו ללבוש בגד ועליו כתובת המודיעה כי ביצע עבירה.[215] כאשר המדובר בתאגידים המייצרים מוצר כלשהו, הטלת קלון פיזי ניתנת לביצוע באמצעות הטבעת סימן או הערה על מוצר, כגון על היותו מוצר מסוכן, או כי התאגיד הורשע בקשר לייצורו. למשל, אם התאגיד שהורשע בעבירה סביבתית מייצר קופסאות פלסטיק, צמיגים או מזון, ניתן לחייבו להטביע על המוצר הערה המודיעה לציבור כי התאגיד הורשע בעבירה סביבתית. מעבר ליצירת בושה, נועדה ההטבעה לעורר את שוק הצרכנים לפעול נגד העסק שזיהם, באמצעות פגיעה כלכלית.[216]

ביזוי עצמי (self debasement) מדובר בטקסים שונים בהם העבריין נדרש לבזות עצמו. שימוש מודרני בכלי עתיק-יומין זה, יכול להיעשות בחיוב הנאשם לעמוד במקום פומבי תוך שהוא עוטה שלט המתאר את המעשה שבגינו הורשע. יש להניח כי סנקציה כזו, שמטרתה להשפיל ולבזות, לא ניתן יהיה להטיל על תאגיד. ברם, ניתן יהיה להטילה על נושאי-מִשרה

---

[213] הבעיה הניצבת בפני ה-EA היא שהמידע הנאסף להכנת הדוח ממחלקות שונות ורבות בארגון, מאורגן על-פי מתקנים פעילים (שכן זהו האופן בו מבצעת הרשות את הביקורות הסביבתיות שלה). המידע אינו מסווג לפי חברות ואין אינדיקציה ברורה לשרשרת החברות המעורבות במתקן מסוים. לפיכך הוחלט ב-EA לטפל בהיבט זה ולשנות את האגרגציה של הנתונים, על-מנת שיהיו לעזר רב יותר לצורך קבלת החלטות על-ידי משקיעים. ראו אתר ה-EA בכתובת http://www.environment-agency.gov.uk/business/444255/887223/1252033/ > Our data Business > How green are businesses? > לפי הנתיב: Environmental Finance (נכון ליום 28.12.2006).

[214] בעבר פרסם ה-EA רשימה של ה-"Hall of Shame" באתר האינטרנט של הסוכנות. הרשימה נועדה להרתיע אי-ציות לחוקי הסביבה. הוועדה הפרלמנטארית לאיכות הסביבה, תחבורה ומחוזות, ביקרה את אופן הצגת הדברים ברשימה זו, בטענה כי בנוסף על פרסום התאגיד יש לפרסם נתונים סביבתיים על הפרימות. ראו: Ogus (2002) לעיל ה"ש 12, בעמ' 286.

[215] Kahan (1996) לעיל ה"ש 121, בעמ' 632.

[216] הדוגמא המובאת ב-R. Wong, "Stigma: A More Efficient Alternative To Fines In Deterring Corporate Misconduct", 3 *Cal. Crim. L. Rev.* 637-8 (Oct. 2000). היא הדרישה הקיימת בארה"ב להטביע אזהרה על קופסאות הסיגריות. נטען שם כי הטבעת התווית גרמה להורדת שיעור המעשנים ויצרה מודעות רבה יותר בקרב אלה שאינם מעשנים.

בתאגיד.[217] ברם, לא נמצאה עדות למקרים שבהם הוטלה סנקציה כזו נגד מי שעברו עבירות-סביבה.

בקשת מחילה (contrition) מדובר בבקשת סליחה מצד העבריין כלפי מי שנפגעו ממעשיו.[218] בקשת סליחה יכולה להופיע באחד משני דפוסים: הראשון מחייב את העבריין לפרסם את מעשיו ולהביע את התנצלותו. סנקציה כזו מכילה מרכיבים של ביזוי עצמי וגם של פרסום שלילי. כנות בקשת הסליחה היא בדרך-כלל חסרת-חשיבות. בגישה השנייה נודעת לכנות בקשת הסליחה משמעות רבה יותר. העבריין נדרש לבקש את מחילתם של נפגעי העבירה והקהילה במישרין, ורק אם הם מִתרצים הוא יכול למלט עצמו מאכיפה משפטית מלאה. יש מקומות בהם מחייבים את העבריין לכרוע על ברכיו, פשוטו כמשמעו. לעִתים נלווה לבקשת הסליחה גם תשלום פיצוי לנפגעים.[219] במסגרת פשרות והליכי-גישור, עושה ה-EPA שימוש בבקשת מחילה. נושאי-מִשרה בתאגידים שהפרו את החוק, עשויים להידרש לשאת דברים, להופיע בציבור ולהתנצל על מעשי ההפרה. [220]

בישראל טרם אומצה שיטה ממוסדת לעשיית שימוש בבושה ככלי-אכיפה. סנקציות מביישות אינן מצויות בחקיקה הפלילית או בחקיקה הסביבתית ואין להן ביטוי פורמאלי בהנחיות פנימית של גורמי האכיפה. פרסום הפרות על-ידי המשרד להגנת הסביבה, מבוצע בדרך-כלל בדיעבד, לאחר מתן פסקי-דין. מבדיקה אקראית של ההודעות לעיתונות שהוציא המשרד להגנת הסביבה בשנת 2007 על הרשעת תאגידים בעבירות-סביבה, עולה כי ככלל אין המשרד מפרסם את שמותיהם של מנהלים בכירים ובעלי מניות בחברות שהורשעו.[221]

---

[217] Wong (2000) לעיל ה"ש 216, בעמ' 636.

[218] אחד המקרים הידועים של בקשת סליחה בהקשר הסביבתי התחולל סביב משפטם של תובעי מפרץ מינימטה (Minimata Bay) בגין מחלות גנטיות שנגרמו להם על-ידי מפעל צ'יסו (Chisso). מפעל צ'יסו היה מפעל ותיק לייצור דשנים ופטרו-כימיקלים בעיר מינימטה שבאי היפני הדרומי קיושו. במשך שנים שפך המפעל את שפכיו המורעלים בכספית אורגנית ובמתכות כבודות אחרות למפרץ מינימטה. מי המפרץ שימשו לפרנסת תושבי המקום אשר עסקו בדיג, ודגו את הדגים המורעלים. בשנת 1953 החלו להתגלות הסימנים הראשונים למחלה שכונתה ברבות הימים על שם המקום. במשך שנים הביעו תושבי המפרץ הזועמים את דרישתם לפיצוי. רק בשנת 1973 — 20 שנה לאחר שהחלו להופיע לראשונה הסימפטומים של מחלתם — הרשיע בית המשפט הפדראלי את המפעל בעוון רשלנות פושעת וחייבו לשלם פיצויים לנפגעי הזיהום. כחלק מהסדר-פיצויים שגובש בין התובעים למפעל, ביקש יו"ר המפעל את סליחתם של נפגעי מינימטה על-פי כללי הטקס היפניים של בקשת מחילה, כשהוא כורע על ברכיו. D. E. Kaplan, A. Dubro *Yakuza, Japan's Criminal Underworld* 168 (2003).

[219] Kahan (1996) לעיל ה"ש 121, בעמ' 634.

[220] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 21-7.

[221] נבדקו ההודעות לעיתונות על פסקי-דין שניתנו בעבירות-סביבה, בהם תבע המשרד להגנת הסביבה. ההודעות מתפרסמות באתר המשרד בכתובת: www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=Spokesman&enZone=Spokesman. נכון ליום 6.11.2007. באתר ארכיון הודעות משנת 1999.

ביטוי כלשהו לשימוש בפרסום שלילי ובהכלמה ככלי-אכיפה על-ידי המשרד להגנת הסביבה, ניתן בהודעות המשרד הנוגעות לבדיקות-פתע בארובות של מפעלים. בדיקות-פתע מבוצעות על-ידי האגף לאיכות האוויר במשרד לאיכות הסביבה מאז שנת 2000, לניטור זיהום-אוויר הנפלט ממפעלים. בשנים האחרונות מוצא המשרד לנכון לפרסם מידע על תוצאות הבדיקות בטרם ביצע הליכי-אכיפה נוספים. אולם יש לציין כי מטרות בדיקות הפתע הוגדרו וניתן להן ביטוי פומבי, והן אינן כוללות גרימת בושה למפעלים המזהמים.[222] בדוח בו פורסמו תוצאות בדיקות הפתע לשנת 2005, נמנו שמות המפעלים שחרגו מהתקנים וכן היקפי החריגה (כמו כן נמנו שמות המפעלים שנמצא שאינם חורגים).[223] ברם, למרות האחוז והיקפי החריגות מהתקנים המותרים (בחלק מהמקרים מדובר בחריגות של אלפי אחוזים מהתקן המותר), לא מצא המשרד לנכון לספק פרטים נרחבים יותר על המפעלים, על המחזיקים במניותיהם ועל המנַהלים. חשיפת נתונים אלה, סמוך ככל האפשר למועד הבדיקה, עשויה לשפר באופן ניכר את ההשפעה שיש לפרסום על יצירת בושה ושינוי נורמטיבי בקרב המפעלים ולהגביר את ההשפעה המרתיעה של הפרסום.

3. מדדים לאפקטיביות של קלון

בהסתמך על האמור לעיל, ניתן להציע תבחינים אחדים שיסייעו לבחון אם הטלת בושה תורמת להשגת יעדי האכיפה.

1. *יעילות כלכלית בשימוש בסנקציה של הטלת קלון* — השימוש בהטלת קלון ככלי-אכיפה ליצירת הרתעה או שינוי נורמטיבי, כרוך בעלות נמוכה בין אם מדובר בהטלת קלון שאינו מלווה באמצעים משפטיים ובין אם מדובר בהטלת קלון כתוספת לאמצעי-ענישה

---

[222] באתר המשרד להגנת הסביבה, לפי הנתיב: דף הבית › בסביבה שלך › בדיקות פתע במפעלים, בכתובת: www.sviva.gov.il/Enviroment/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Object&enDispWho=arowndYou^l126&enZone=arowndYou (נכון ליום 31.12.2006), מפרסם המשרד כי מטרות בדיקות הפתע בארובות הן:

"1. פיתוח יכולת פיקוח עצמאית של המשרד לאיכות הסביבה.

2. קבלת תוצאות אמינות שאינן תלויות במפעל.

3. הגברת מודעות המפעלים.

4. קבלת נתונים על מפעלים בעייתיים."

[223] המשרד להגנת הסביבה (אגף איכות אוויר), "דוח בדיקות פתע בארובות מפעלים לשנת 2005." בכתובת: www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/ModulKvatzim/arubot_2005_1.pdf (נכון ליום 6.11.2007) שם מפורסמים שמות המפעלים. נותני הבדיקות העלו כי מתוך 29 מפעלים שנבדקו, נמצאו 16 (55%) חורגים במתקן אחד לפחות מרמות הפליטה המותרות. בסה"כ נערכו 155 בדיקות (כולל בדיקות חוזרות) באותם 29 מפעלים. 39% מן הבדיקות נמצאו חריגות.

אחרים.[224] מובן כי הטלת קלון באמצעות הקהילה בלבד, היא סנקציה שאין בצידה עלות לרשויות האכיפה. אולם לא תמיד ניתן להסתמך על הטלת קלון ללא סיוע בית המשפט. בהשתת סנקציה מביישת באמצעות מערכת המשפט, ישנה עלות לקיום ההליך השיפוטי, אולם עלות נמוכה בלבד הקשורה בסנקציה עצמה, בהשוואה לסנקציה כמו מאסר. הטלת סנקציה מביישת בתוספת לאמצעי-ענישה אחר כגון קנס, נושאת עלות שולית קטנה, שכן ממילא עיקר העלות נופלת על הסנקציה המשפטית.[225] לפיכך, השיטה האחרונה עדיפה מבחינת שיקולי יעילות-עלויות, שכן במחיר ההליך המשפטי ניתן להגביר את ההרתעה והשינוי הנורמטיבי באמצעות צירוף קלון לסנקציה עונשית אחרת.

יכולתם של עונשים מעוררי-קלון להביא לשינוי נורמטיבי או ליצירת הרתעה שיתרמו למניעת נזקים לסביבה, תלויה במספר תנאים:

2. *קיום תשתית חברתית להטלת קלון* — לרמת ההטמעה החברתית של הנורמות הסביבתיות נודעת השפעה על התועלת שניתן להפיק מן השימוש בסנקציות מלבינות-פנים. כאשר נורמות סביבתיות לא הופנמו כדבעי, התגובה החברתית לא תעורר בושה, שכן החברה לא תִראה במעשה ההפרה והפגיעה בסביבה מעשה מביש. לכן, תנאי-יסודי לעשיית שימוש בבושה ובפרסום שלילי ככלי אכיפתי, הוא תשתית חברתית מתאימה, שבכוחה לייחס בושה למעשים שיש בהם הפרה של הנורמות להגנת הסביבה.

3. *קיום זיקה בין המביש למבויש* — יכולתה של הסנקציה המביישת לעורר בושה, תלויה במידה מסוימת בקיום זיקה בין המבייש למבויש.[226] בתחום איכות הסביבה ניתן למצוא זיקה כזו לרוב. מפעלים ועסקים קשורים בקשר הדוק לגורמי הפיקוח ויש להם תלות ברגולטור הסביבתי ובגורמי האכיפה. כאשר ישנם יחסי פיקוח מתמשכים בין המפעלים למפקחים, וכשאלה מעורבים במתרחש במפעל, מתעצמים יחסי הזיקה והתלות. כאשר המפעל חש כי המשך פעילותו תלוי במפקחים וכי יש בידי המפקחים סמכות שהם עשויים לממש כדי למנוע את המשך פעולת המפעל — מתעצמים יחסי הזיקה.

4. *הפעלת סנקציות של קלון משלב* — סנקציות מלבינות-פנים המבטאות לא רק סטיגמה אלא גם נכונות לשלב מחדש את העבריין בחברה, עשויות לנחול הצלחה רבה יותר מסנקציות שכל מטרתן ליצור סטיגמה. למשל, בפעולות הפיקוח המבוצעות על-ידי

---

[224] Wong (2000) לעיל ה"ש 216, בעמ' 633.

[225] מסיבה זו המליץ Kahan (1996) לעיל ה"ש 121, בעמ' 651 על הנהגת שיטת קנסות המלווים בסנקציה מביישת.

[226] "Shaming according to the theory, is more likely to be reintegrative and more likely to be effective in conditions of high interdependency between the disapprover and disapproved" ראו Makki (1994) לעיל ה"ש 202, בעמ' 362.

מפקחים מטעם הרשות האוכפת, יש חשיבות לכך שבצד הביקורת המתפרסמת, יצוינו גם הישגים או השקעות של המפעל כדי לשפר את ביצועיו הסביבתיים ויינתן להם ביטוי הולם במסגרת דוח הביקורת.[227]

ד. שלילת תמיכות ממשלתיות, מניעת השתתפות במכרזים

בארה״ב ישנו עוד משנת 1972 בסיס חוקי לאפשרות למנוע תמיכה ממשלתית ונגישות למכרזים ממי שהפרו את החקיקה הסביבתית.[228] בישראל, לאחר ששנים רבות לא היו הנחיות בעניין זה,[229] אומץ בשנת 2006 חוק התניית מענקים ממשלתיים למפעלי-תעשייה (תיקוני חקיקה).[230] חוק זה תיקן לראשונה את החוק לעידוד השקעות-הון וכן את החוק לעידוד מחקר ופיתוח בתעשייה. הראשון עוסק במתן הטבות ותנאים מעודדים להשקעות-הון זרות והשני עוסק בתמיכה בהוצאות מחקר ופיתוח בתעשייה הישראלית. במסגרת שני החוקים הללו נוסף סעיף המחייב קביעת תנאים שעניינם איכות הסביבה למתן האישורים לפי החוק, לרבות תנאים מוקדמים לכניסת האישור לתוקפו.[231] נקבע כי תנאים אלה ייקבעו בתקנות ויוגשו לאישור ועדת הכלכלה של הכנסת עד תשעה חודשים מיום כניסתו של החוק לתוקף, בהתייעצות עם השר לאיכות הסביבה.[232]

יש לציין כי חוק התניית מענקים ממשלתיים למפעלי-תעשייה לא תיקן את חוק חובת מכרזים ולא קבע חובה כלשהי לעמידה בדרישות איכות הסביבה, בין בדרך של קביעת תנאי-סף במכרזים ממשלתיים ובין באמצעות התניות המאפשרות העדפה של תוצרת מסוימת.[233]

---

[227] Makki (1994) לעיל ה״ש 202, בעמ׳ 369.

[228] למשל: 333 U.S.C Sec 1368 (Supp. II 1972).

[229] ראו למשל הוראות החוק לעידוד מחקר ופיתוח בתעשייה, התשמ״ד-1984 בנוסחו הקודם. בפרט ראו ס׳ 26 הקובע את תנאי הזכאות למתן הטבות. לפי החוק נקבע כי: ״מי שניתן לו אישור על פי חוק יהא זכאי לקבל הטבה, בתנאי שיקיים את כל תנאי האישור לתכנית וימלא הוראות חוק זה והוראות הכללים שהתקינה ועדת המחקר לפי חוק זה.״ למעשה לא נזכרת שם כל דרישה לכך שהפירמה המקבלת את המענק תצייית לחוקי המדינה בכלל ובוודאי שלא לחוקי איכות הסביבה. ראו גם הוראות החוק לעידוד השקעות-הון בחקלאות, תשמ״א-1980 אשר אין בו כל דרישה ממקבלי המענקים והפטורים, לעמידה בחקיקה סביבתית הנוגעת לסקטור החקלאי.

[230] חוק התניית מענקים ממשלתיים למפעלי-תעשייה (תיקוני חקיקה), התשס״ו-2006, ס״ח 2050.

[231] ס׳ 19 ב(1) לחוק לעידוד השקעות-הון, התשי״ט-1959 וכן ס׳ 19(א1)(1) לחוק לעידוד מחקר ופיתוח בתעשייה.

[232] ס׳ 3 לחוק התניית מענקים ממשלתיים למפעלי תעשייה (תיקוני חקיקה).

[233] ראו גם חוק חובת המכרזים, התשנ״ב-1992, שאינו מכיל כל הוראה הנוגעת לכך שהמציע חייב לעמוד בתנאי החקיקה הסביבתית או כי על הממשלה להעדיף מציעים המוכיחים עמידה בדרישות הרגולציה. זאת על אף שהחוק קובע הוראות בדבר העדפות מסוימות (כגון העדפת תוצרת מקומית, תוצרת מאזורי עדיפות לאומית או רכש גומלין בינלאומי) וכן הוראות המסייגות התקשרות מטעמים של מדיניות-חוץ.

בעניין חוק חובת מכרזים, טוענת פרופ׳ גלפי כי במסגרת פרשנות תכליתית של חקיקה יש לצפות שיינתן משקל לשיקולים חברתיים כלליים, ביניהם שיקולים של איכות הסביבה[234] וכי על בסיס זה ניתן להניח כי עסקים העומדים ליהנות מחוזים ציבוריים, יהיו חייבים בעמידה בהוראות החוק בכלל ובחוקי איכות הסביבה בפרט. ברם, נתיב זה של פרשנות יוצר חוסר-ודאות ואף אינו מיושם הלכה למעשה. לפיכך רצוי היה לתקן גם את חוק חובת מכרזים, כך שיאמץ גם הוא מגבלות על הענקת מכרזים ועל מינוי מי שהורשעו בעבירה סביבתית לתפקידים שונים.[235] באופן זה ניתן יהיה להרחיב את תחולת הסנקציה של שלילת-תמיכות כנגד גופים נוספים רבים — ולא רק נגד אלה הזוכים לתמיכות ממשלתיות ישירות, אלא נגד כל הגופים הניגשים למכרזים ציבוריים.

הסנקציה של מניעת מענקים, תמיכות והשתתפות במכרזים ממשלתיים ממי שזיהמו את הסביבה, ניתנת להטלה ללא הזדקקות למערכת המשפט. עובדה זו מקטינה את עלויות הטלת הסנקציה ומגבירה את התאמתה ליעד יעילות העלויות. אפקטיביות הסנקציה ביצירת הרתעה תלויה בשלושה תנאים: הראשון הוא שתמיכות או מכרזים ממשלתיים יהיו חלק משמעותי מתקציבו של המפר. התנאי השני הוא שהשלילה גורמת פגיעה משמעותית ומורגשת בתקציבו של המפר. התנאי השלישי הוא שהשלילה תלווה בדרישה ובפיקוח על עמידת המפר בדרישות חוקי איכות הסביבה, ותוגבל בזמן עד לתיקון ההפרות. בהתקיים התנאים הללו, דומה כי סנקציה של שלילת התמיכה תוכל להידמות לסנקציה של צו סגירה מנהלי או של קנס גבוה. מנגד, נראה כי השפעתה של הסנקציה מוגבלת מאוד ביחס לעסקים שאינם מסתמכים על מכרזים או על תמיכה ממשלתית.[236] לדוגמא, שלילת תמיכה מרשויות מקומיות עשויה להיות אפקטיבית ביצירת הרתעה ושינוי נורמטיבי, אם הענקת התמיכות מותנית בדרישה לעמידה בהוראות החוק בנושאי איכות הסביבה. הסנקציה עשויה להיות בעלת השפעה גם כלפי עסקים שעיקר פעילותם מול הממשלה. אולם עסקים שמאגר הלקוחות שלהם הוא פרטי, לא יושפעו מהסנקציות האמורות. יש לציין כי שיקולי-יעילות רחבים עלולים לשלול את השימוש בסנקציה של מניעת השתתפות במכרזים, אם יעילות המכרז תיפגם עקב מניעת השתתפותה של החברה שנענשה.

---

[234] מ׳ גלפי ״שיפור ההגנה על איכות הסביבה: פרק ביישום עקרונות המשפט המנהלי״ *מאזני משפט* ג 23, 24 (2003-2004).

[235] ״יתכן כי תיקון כזה עשוי היה למנוע מינוי של מי שהורשעו בעבירות-סביבה לכהן בתפקידים ממשלתיים שיש בהם ייעוד של הגנת הסביבה. הכוונה למשל למינויו של צבי צילקר, ראש עירית אשדוד, שהורשע כראש העיר בהזרמת שפכים ובזיהום נחל לכיש אך מונה לאחר מכן לתפקיד ראש מנהלת נחל לכיש. ראו א׳ בוקר ״הורשע בהזרמת שפכים לנחל — ומונה לנהל אותו״ *מעריב* 8.3.2007 21.

[236] Marshall (1975) לעיל ה״ש 42, בעמ׳ 323, 329.

ה. סיוע לעידוד הציות

1. תפקידם של מרכזי-סיוע

תכניות-סיוע לעידוד הציות (compliance assistance) נחשבות אמצעי חשוב שבאמצעותו יכולה הרשות לבטא את נכונותה שלא לפעול רק במסגרת הרתעתית לאכיפה, אלא לאמץ גם ממד שיתופי ונורמטיבי יותר לעידוד הציות. בד בבד, תכניות אלו הן גם נדבך אפשרי לתכנית אכיפה שהאסטרטגיה שלה היא בעיקרה הרתעתית.[237] בבסיס התכניות לעידוד הציות עומדת התפיסה שהסיבות המרכזיות לאי-עמידה בדרישות הרגולציה הסביבתית (לכל הפחות בקרב עסקים קטנים ובינוניים) הן הבּוּרוּת והיעדר יכולת מתאימה.[238] לפיכך, ההנחה היא כי הכרת דרישות החוק תעודד רבים יותר לחתור לציות ולפתח את היכולות הנדרשות, תרחיב את היקף הציות ובכך תתרום תרומה משמעותית למניעת נזקים לסביבה. כפועל יוצא יופחת הצורך להגביר את התערבות מערכת האכיפה המכוונות לשנות התנהגות דרך הרתעה.[239] מסקנה זו מבטאת דווקא תפיסה לפיה התועלת המרכזית באמצעים של עידוד הציות היא מניעתית, חלופה לשיטות המסורתיות של אכיפה הפועלות להגיב להפרות לאחר שבוצעו.[240]

---

[237] C. Rechtschaffen & D. Markell, *Reinventing Environmental Enforcement & the State Federal Relationship*160 (2003).

[238] N. Gunningham & D. Sinclair, "Leaders & Laggards: Next–Generation Environmental 2 Regulation Chapter 2" excerpt in *Making Law Work Environmental Compliance and Sustainable Development*, 169 (D. Zaelke, S. Kaniaru & E. Kruzikova Eds., 2005).
הטענה המוצגת בטקסט מבוססת על התפיסה שלפירמות יש נטייה בסיסית לגלות אזרחות טובה ולציית לחוק. לפיכך, אם חברות נמצאו מפרות את החוק, יש להתייחס אליהן כאל שותפות, ואז הן תגבנה באופן חיובי לעצות כיצד יש להגיע לציות. תפיסה זו רואה במרבית ההפרות הללו חוסר מודעות או יכולת או הפרות אקראיות (stochastic) שלא מתוך כוונת זדון של הפירמה. ראו: D. S. Sommer, "Cooperative Approaches: Public Pollution/Public Resolution", *Nat'l Envtl. Enforcement J.* 3, 8 (Aug. 1995).
מחקר המאמץ תפיסה זו ביחס להפרות חוקי הדיווח של שחרור חומרים מסוכנים לסביבה, ראו: J. Brehm & J. Hamilton, "Non Compliance in Environmental Reporting: Are Violators Ignorant or Evasive of the Law", 40 *Am. J. Pol. Sci.* 444, 473 (1996). הרחבה נוספת בהקשר זה, ראו פרק שני חלק 2.

[239] M. K. Sparrow, *The Regulatory Craft: Controlling Risks, Solving Problems and Managing Compliance* 183 (2000). בהקשר זה מעלה Sparrow טענה הראויה לאזכור למרות שאינו מביא עדויות אמפיריות לאמיתותה. הוא מציין: "Even if prevention is cheaper by case, preventive methods may involve a thousand times as many cases as those that would otherwise end up in enforcement." אמירה זו, שיש לה בסיס אינטואיטיבי, מעלה שאלה כבדה ביחס לצידוק הכלכלי לגישה המניעתית באמצעות סיוע. אם אחד הפרמטרים של מדידת האפקטיביות הוא מִקסוּם התועלת הסביבתית באמצעים, ייתכן שגישה של סיוע לא תביא למִקסוּם התועלת הסביבתית בהשוואה לשימוש באותם משאבים בכלי-אכיפה הרתעתיים. אכן, מעט מדי מחקרים עשו השוואה בין אפקטיביות של אסטרטגיות נורמטיביות לבין אסטרטגיות הרתעתיות לאכיפה. המחקר הקיים הוא מעורב, ואינו מאפשר להסיק מסקנות חד-משמעיות בשאלה איזו מן האסטרטגיות עדיפה. להרחבה ראו פרק שני חלק 5.

[240] הרחבה על חשיבות האסטרטגיה המניעתית לרגולציה (Preventive Strategy) וקריאה לאימוץ גישה

בתכניות סיוע לעידוד הציות, מעמידה הרשות אמצעים וסיוע לכפופים לחוק, במטרה להגביר את הבנת דרישות החוק והכרת הטכנולוגיות והאמצעים הסביבתיים הנדרשים על-מנת להגיע לציות.[241] לתכניות לעידוד הציות שלוש מטרות הקשורות זו בזו: הראשונה — לספק מידע על הרגולציה המחייבת עסקים וארגונים ולהבהיר את הסטנדרטים הרגולטוריים לכפופים לחוק. השנייה — לספק מידע על הטכנולוגיות המתאימות ביותר ליישום ועל שינויים אפשריים לביצוע בהליכי-ייצור שיבטיחו עמידה בדרישות החוק ואף מעבר לכך. השלישית — מתן הדרכה וליווי מעשי לעסקים במגמה ללמדם לשפר את ביצועיהם הסביבתיים. למעשה, כוונתן של תכניות הסיוע היא להתמודד עם הבעיה הרווחת בקרב עסקים בינוניים וקטנים שאין להם הידע, ההכשרה והכישורים הניהוליים על-מנת להטמיע את נושא הסביבה בשיקולים העסקיים ולעמוד בדרישות החוק.[242]

התפקיד הראשון — העברת אינפורמציה נגישה על דרישות החקיקה המחייבות — הוא טכני בעיקרו. הרשות יכולה למלא תפקיד זה באמצעות הפצה ופרסום של עלונים ודפי-מידע המסבירים את דרישות החוק החלות על מגוון מגזרים עסקיים. הפצת הפרסומים מתבצעת על-ידי רשויות סביבה באמצעות האינטרנט או באמצעים אחרים, כגון דיוור ישיר. בארה״ב הוקמו שני מרכזים עיקריים להפצת מידע על דרישות החקיקה הסביבתית: הראשון הוא מרכז מידע כללי National Environmental Compliance Clearinghouse, שהוא מוקד אינטרנטי למידע על ציות לחוק, רגולציה, אמצעים והכְשרות.[243] כמו כן הקים ה-EPA בשיתוף תעשיות, האקדמיה וארגוני סביבה, 14 מרכזי-מידע המכוונים לסקטורים תעשייתיים הקרויים: Compliance Assistance Centers. גם מרכזים אלה מכוונים להעביר את המידע הנדרש לעסקים לצורך הבנת דרישות החוק החלות עליהם והאמצעים הנדרשים כדי להגיע

זו כבסיס לרגולציה במקום האסטרטגיה המגיבה (Reactive Strategy) בכלל, ראו: Sparrow (2000) לעיל ה״ש 239, פרק 13, מעמ׳ 181.

[241] הגדרת ה-EPA ל-Compliance Assistance: ״Compliance assistance consists of providing information and technical assistance to the regulated community to help it meet the requirements of environmental law. First and foremost, compliance assistance attempts to ensure that the regulated community understands its obligations by providing clear and consistent descriptions of regulatory requirements. Compliance assistance also can help the regulated community find cost-effective ways to comply and to go "beyond compliance" in improving their environmental performance through the use of pollution prevention and other innovative technologies.״ להלן ה״ש 252, בעמ׳ 4.

[242] Gunningham (2002), לעיל ה״ש 238, בעמ׳ 169.

[243] U.S EPA, Nation Environmental Complaince Clearinghouse Assisstance, *Your Online Guide to Environmental Compliance Resources*, available at http://cfpub.epa.gov/clearinghouse/index.cfm (last accessed 2.2.2008). באתר פונה הרגולטור אל הציבור באופן הבא: "Need help understanding environmental regulations? This innovative web site provides quick access to compliance assistance tools, contacts, and planned activities from US EPA, its partners, and other compliance assistance providers."

לכלל ציות.[244] באנגליה מפעיל ה-EA יזמה דומה באמצעות אתר אינטרנט אשר מרכז מידע על הרגולציה, דרישות החוק, התנאים ברישיון העסק, דוגמאות להתנהגות ראויה ושימושים טכנולוגיים נפוצים ומקובלים. המרכז מאפשר גישה נושאית לפי חלוקה ל-15 מגזרים עסקיים שונים המחולקים לעשרות קטגוריות-משנה.[245]

בישראל קשה להצביע על יזמה מתמשכת לסיוע מן הסוג הקיים בארה"ב או באנגליה. הוראות חקיקה ופסיקה בתחום איכות הסביבה מועלות מאז שנת 2002 בתדירות לאתר המשרד להגנת הסביבה,[246] אך עדיין קשה למצוא בו מסמכי מדיניות המסבירים את החקיקה ואת ההנחיות שלפיהן פועל המשרד ליישום החקיקה. לעתים קרובות פזורים מסמכים אלה בין אנשי המקצוע במשרד להגנת הסביבה, או במשרדים אחרים שאליהם יש לפנות לפי הצורך לקבלת מידע על הנחיות ודרישות טכנולוגיות.

מעבר לסיבות ארגוניות ותקציביות, ייתכן שהבדלים בין השיטות לסיוע ולעידוד הציות מוצדקים לאור ההבדלים בין המדינות במידת המורכבות של הרגולציה. מרכזי-מידע לעידוד הציות חיוניים כאשר הרגולציה הסביבתית סבוכה ומורכבת להבנה, כפי שקורה בארה"ב. חשיבותם פוחתת במציאות בה הרגולציה היא פחות סבוכה, ומרבית העסקים יכולים לדעת בקלות יחסית את החובות הסביבתיות החלות עליהם. בכל זאת, בישראל אין הרשות פטורה מלחתור לחשיפת המידע שבידיה ולהפוך את דרישות החוק, ובעיקר את התנאים הקבועים ברישיון העסק, לידועים לכול, נהירים ומובנים למגוון המגזרים העסקיים שעליהם חלות הדרישות.

---

[244] Compliance Assistance Centers, available at www.assistancecenters.net (last accessed 2.2.2008) שם כתוב כך: "Environmental regulations can be confusing. It's often hard to find out exactly what you need to do, in language that relates directly to the operations of your business or government agency. The Compliance Assistance Centers offer you Access to the information you need in a way that helps you make sense of Environmental Regulation Each Center address real world issues faced by a specific industry or government sector. The Centers deliver information in many forms: Internet Web sites, telephone assistance lines, fax-back systems, and e-mail discussion groups. Let the Centers help you understand your environmental requirements -- and show you how to save money by preventing pollution in the first place."

[245] U.K E.A., Business and Industry, www.environment-agency.gov.uk/business/444304/?vers ion=1&lang=_e (last accessed 2.2.2008) שם כתוב: "These pages tell you how to comply with environmental regulations and improve your environmental performance. Visit your sector for guidance, information, best practice guides, links to licenses and permits and cross sector guidance — all to help improve your environmental performance."

[246] המשרד לאיכות הסביבה, *חקיקה ופסיקה בכתובת*: www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPag e&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=law&enZone=law (נכון ליום 18.12.2006).

תפקיד שני של מערכת-סיוע הוא לארגן ולהפיץ מידע על הטכנולוגיות המתאימות ביותר ליישום ועל שינויים אפשריים-לביצוע בהליכי הייצור. תפקיד זה יכול להתבצע באמצעות הפצת מידע על טכנולוגיות ושיטות קיימות למניעת זיהום ולהפחתתו באמצעות יצירת שותפויות של הממשלה והתעשייה. שותפויות כאלו יכולות לסייע לתעשייה בדרכים מגוונות לפתח אמצעים לייצור נקי.[247] בתקופת כהונתו של השר יוסי שריד כשר לאיכות הסביבה, הוקמה קרן שנתית בסך 400 מיליון ש"ח לסיוע לתעשייה ברכישת ציוד למניעת זיהום. קרן זו פורקה במהרה לאחר כניסתו של רפאל איתן לתפקיד השר לאיכות הסביבה בשנת 1996.[248] בשנת 2001 הקים המשרד לאיכות הסביבה, בשיתוף התאחדות התעשיינים, מרכז לייצור נקי במטרה: "לאסוף, להפיץ ולהטמיע ידע בתחום הייצור הנקי ובמקביל ליזום ולבצע פרויקטים בנושא זה בתעשייה." המרכז מפרסם כי הוא עוסק באיסוף, הפצה והטמעה של ידע ומידע בתחום הייצור הנקי, מבצע סדנאות וימי-עיון ומעניק סיוע למפעלים בודדים.[249] שני אופני הפעילות האחרונים — קרי: ימי-עיון וסיוע למפעלים בודדים, הם האמצעים המשתייכים לתפקידו השלישי של מערך הסיוע — הווה אומר: הדרכה וליווי מעשיים.

התפקיד השלישי של מרכזי הסיוע בהענקת הדרכה וליווי מעשיים, נחשב נדבך מרכזי של תכניות הסיוע. הליווי דרוש במיוחד בקרב עסקים בינוניים וקטנים אשר צריכים לבנות את היכולת והמסוגלות שלהם להתמודד עם בעיות סביבתיות.[250] הקושי ביישום תפקיד זה נובע מן העלויות הכבדות של כוח-אדם הכרוכות בכך ומאי-רצון ליצור יחסי-תלות קרובים בין הרגולטור לגורמים שבפיקוח.

2. האפקטיביות של מרכזי-סיוע

ה-EPA האמריקני הגדיר באופן ברור למדי את אבני הבוחן שבהן הוא עושה שימוש לבחינת האפקטיביות של מרכזי הסיוע. מטרות מרכזי הסיוע שעל-פיהן נבחנת האפקטיביות של המרכזים הן: "הגברת ההבנה לדרישות הסביבתיות; שיפור הניהול הסביבתי; הפחתה בזיהום כתוצאה מהסיוע הישיר שמעניק ה-EPA לגופים הכפופים לחוק."[251] כמו כן, בשנת 2002

---

[247] Gunningham (2002), לעיל ה"ש 238, בעמ' 170.

[248] א' טל, *הסביבה בישראל* (2006) 421.

[249] המרכז לייצור נקי בכתובת: www.cpc.org.il/scripts/comm.asp?commid=14&sct=467 (נכון ליום 22.5.07)

[250] Gunningham (2002), לעיל ה"ש 238, בעמ' 171.

[251] U.S EPA, *Compliance Assistance Measurement*, available at: http://www.epa.gov/compliance/assistance/measures/index.html (last accesssed 2.2.2008).

אומץ מסמך מנחה: "Guide for Measuring Compliance Assistance Outcomes" אשר מציע מתודולוגיה למדידת תוצאות פעולות ה-Compliance Assistance המבוצעות על-ידי ה-EPA.[252] ברם, מתוך אתר ה-EPA עולה כי עד היום לא בוצעו סקרים מקיפים שעשו שימוש במתודולוגיה המוצעת במסמך לבחינת האפקטיביות של מרכזי הסיוע.

הכיוון המוצע במסמך הוא נכון בחלקו, מכיוון שייעודם העיקרי של מרכזי הסיוע אינו לספק שירות או מוצר ציבורי סתם, אלא לשרת את התכליות של מערכת האכיפה והציות — הווה אומר: מִקסוּם התועלת הסביבתית, הבטחת צדק סביבתי ויעילות. אספקה וריכוז מידע על טכנולוגיות ושיטות-עבודה מקובלות, אינם מטרה לעצמה כל עוד המידע אינו מביא להשגת אחד מיעדי האכיפה.

אין עדיין די הוכחות אמפיריות לכך שתכניות לסיוע ולעידוד הציות אכן משיגות עלייה ברמת הציות ומביאות לשיפור ממשי במצב הסביבה או ברמת הצדק הסביבתי בעלות סבירה ביחס לחלופות. עד היום נעשו (בעיקר בארה"ב) רק קומץ מחקרים שיש בהם לא יותר מרמז ראשוני לגבי האפקטיביות של מרכזי הסיוע.[253] לפחות חלק מהם (אם לא כולם) לוקים מבחינה

הקטליזאטור לאימוץ אמות-מידה לבחינת האפקטיביות של מרכזי הסיוע של ה-EPA היה דבר-חקיקה הקרוי: The Government Performance and Results Act (GPRA) of 1993. דבר-חקיקה זה מחייב את כל הרשויות הפדראליות לתת דין וחשבון על השימוש שהן עושות במשאבים הציבוריים על-מנת להשיג את התוצאות המיוחלות של הפרויקטים שלהם. כמו כן הוא מחייב את הרשויות לפתח לתכנית יעדים ולמדוד באיזו מידה ביצועי התכנית עומדים ביעדיה ובמטרותיה. המידע הנאסף חייב להיות מדווח לקונגרס ולציבור.

[252] EPA, *Guide for Measuring Compliance Assistance Outcomes* (Doc. Num. EPA300-B-02-01, June 2002 available at www.epa.gov/compliance/assistance/measures/index.html (last accessed 18.12.2006). חלקים של מסמך זה, הכולל הצעות למתודולוגיה להבניית אינדיקטורים לבחינת האפקטיביות של האכיפה, ייסקרו בהרחבה רבה יותר בפרק ג', חלק 3 שלהלן.

[253] את המחקרים שבוצעו עד שנת 1998 סוקר Rechtschaffen (2003), לעיל ה"ש 237, בעמ' 241-240. שם הוא מונה מספר סקרים או "סיפורי הצלחה" שהוצגו על-ידי מרכזי-סיוע העוסקים בהכוונה להגברת הציות באזורים שונים של ארה"ב. בחלק מהמקרים דווח על שיפור ברמות הציות של חברות ועסקים שהשתתפו בפרויקטים ובמקרים בודדים דווח שלא היה שיפור ברמת הציות. עיקר "סיפורי ההצלחה" נגעו לפרויקטים של סיוע שבוצעו עם מכבסות לניקוי יבש. במקרה של אזור הבירה וושינגטון דווח כי אחוז הציות בקרב מכבסות שהשתתפו בפרויקט הסיוע היה גבוה ב-20% מאשר ביתר המכבסות. בפלורידה עלה אחוז הציות מ-30% ל-74% בעקבות פרויקט סיוע שבוצע עם מכבסות. ברם, אחוז זה לא נגע לשיפור בעמידת המכבסות בדרישות הסביבתיות אלא לשיפור בעמידה בדרישות דיווח ואיסוף נתונים. במשאל שבוצע בקרב גורמים המפקחים על אתרי-פסולת מסוכנת בקרב המדינות, דיווחו מרביתם על עלייה במידת הציות לחוק. ברם, היתה גם מדינה (מיין) שלא דיווחה על שיפורים כתוצאה מפעולות אלו. יש לציין כי דובר במשאל כללי שהסתמך על מידע שהיה בידי המפקחים מהשטח ללא שהיה קנה-מידה אחיד לבחינת נתוני הציות שנמסרו על-ידי המדינות, וכל מדינה דיווחה על פעולות אחרות שביצעה (לא רק באמצעות מרכזים למתן סיוע).

מתודולוגית, כך שקשה להסיק מהם מסקנות מחייבות.[254] תוצאות כלליות של סקרים שבוצעו בקרב 16 מרכזי-סיוע סקטוריאליים (שהוקמו על-ידי ה-EPA בשיתוף התעשייה),[255] מצביעים על השלכות חיוביות שונות שיש לפעילות המרכזים. יש אינדיקציה חיובית לאימוץ טכנולוגיות למניעה ולצמצום זיהום כתוצאה מפעולת סיוע וכן לאימוץ מערכות-ניהול סביבתיות שיש בהן כדי להביא לשיפור כלשהו במצב הסביבה.[256] יתר האינדיקציות, כגון מידת שביעות הרצון מפעולת הסיוע, אינן נראות רלוונטיות למידת השגת המטרה של מִקסוּם התועלת הסביבתית, או לכל תכלית אחרת של האכיפה. בישראל, המרכז לייצור נקי אינו משתמש כלל בפרמטרים כדי לבחון את אפקטיביות פעולותיו.[257] פעולה המתנהלת באופן שכזה אינה יכולה ללמד דבר על מידת האפקטיביות של המאמצים הננקטים להפצת מידע, סיוע, חינוך וליווי שהמרכז מקיים.

יש מקום לערוך מחקרים שיאירו את ההיבטים הלא-ידועים בפעולתם של מרכזי הסיוע, ויבהירו עד כמה שיטה זו אכן מממשת את ההבטחות שנתלו בה לשינוי נורמטיבי ולשיפור הסביבה. לאור האמור, יש להתייחס לפרמטרים אחדים לבחינת אפקטיביות פעולתם של מרכזי הסיוע:

1. *התוצאות הסביבתיות שהושגו על-ידי מתן הסיוע* — אלו יכולות להימדד בשני מישורים: הראשון — באיזו מידה הופחתו פליטות או התייעל השימוש במשאבים במפעלים

---

[254] למשל, השפעתם של משתנים שאינם קשורים בקבלת סיוע מהמרכז, כגון משתני-שוק שהשפיעו על השינוי ביחסן של פירמות לשמירת הסביבה, לא נלקחו בחשבון ולא נוטרלו. כמו כן, לא כללו הסקרים קבוצות-מבחן, כך שהשפעת הסיוע נבחנה רק על הפירמות שהגיעו לקבלו. לכן לא ברור עד כמה היתה השפעה לעובדה שדובר בפירמות שהיו מודעות מראש לצורך לקבל סיוע ולפיכך, באיזו מידה ניתן ליחס את התוצאות הסביבתיות של פירמות אלו לסיוע שניתן להן Rechtschaffen (2003) לעיל ה"ש 237, בעמ' 242.

[255] Compliance Assistance Centers, available at www.assistancecenters.net/results (last accessed 2.2.2008).

[256] תוצאות הסקרים מצביעות על עלייה מתמדת ברמת השימוש במרכזים (עלייה של 24% משנת 2004-2005), על שביעות-רצון של המשתמשים (81% ענו במשאל כי הסיוע שניתן עזר להם להבין את הרגולציה החלה עליהם) ועל שינוי התנהגות ונקיטת פעולות בעקבות הסיוע שניתן (77% ממקבלי הסיוע דיווחו בסקר שנערך בשנת 2005 כי נקטו פעולות בעקבות הסיוע אך הפעולות היו מגוונות, ביניהן פנייה נוספת אל הרגולטור, ביצוע ביקורת עצמית וביצוע שינויים בהליכי ייצור או ניהול). ראו שם, שם.

[257] מידע שהתקבל בראיון עם דב באסל, מהנדס איכות הסביבה בהתאחדות התעשיינים, ביום 21.12.2006. היה מספר בודד של מקרי-מבחן בהם ביצע המרכז הערכה של התועלת הכלכלית שהיתה טמונה בביצוע פרויקטים להטמעת טכנולוגיות ושיטות-ייצור להפחתת פסולת במקור. מקרי המבחן שקיימים לגביהם דיווחים הם שניים: מפעל דשנים וכימיקלים בע"מ ומפעל של חברת פאמול, חברה לייצור מוצרים כימיים (שני המסמכים נמצאים בידי הכותבת).

ובמתקנים אחרים שקיבלו את הסיוע. השני — אלו השקעות כספיות בוצעו בטכנולוגיות למניעה ולהפחתה של פליטות כתוצאה מקבלת הסיוע.[258]

2. *יעילות* — יעד זה מחייב בחינת התועלות הסביבתיות המושגות באמצעות הפניית משאבים למרכזי הסיוע, ביחס לתועלות המושגות באמצעות הפניית משאבים זהים לאכיפה הרתעתית. יש להניח כי כל עוד נבחנת היעילות של מרכזי הסיוע לעצמה, תימצא תמיד מידה כלשהי של אפקטיביות. בהקשר זה יש לבחון גם את השאלה: האם יש להפנות משאבים למרכזי הסיוע רק לצורכי אספקת מידע או שיש להוסיף משאבים לצורכי ייעוץ ומתן סיוע בהטמעת טכנולוגיות סביבתיות, כדי שתהיה אפקטיביות לפעולתם.

3. *צדק סביבתי* — הייעוץ הניתן במסגרת המרכזים יכול לסייע בהקטנת פערים של ידע ויכולת בין עסקים גדולים לעסקים קטנים, בתחומי האחריות החברתית והביצועים הסביבתיים.[259] ניתוב והפניית משאבי הסיוע לעסקים קטנים ומתקנים תעשייתיים הממוקמים בסמיכות לקהילות מוחלשות, יכול לסייע לאכיפה במימוש תוצאות סביבתיות המשקפות את עקרונות הצדק החלוקתי.

חלק 3: כלי-אכיפה לעצירת הפרות

חלק ניכר ממאמצי האכיפה מופנים לעצירת זיהום ונזקים סביבתיים תוך כדי התרחשותם. כאשר מפעל מזרים את שפכיו החורגים מהתקן לנחל, ניתן לעצור את פעולת ההזרמה וההידרדרות הסביבתית במגוון כלים. פיקוח, ניטור ודיווח-עצמי הם אמצעים הכרחיים אם הרשות רוצה שיהיה בידיה מידע על כך שמתרחשת עבירה סביבתית. פיקוח וניטור יכולים לעודד את הגורם המזהם להפסיק את הזיהום, הן באמצעות הרתעה והן באמצעות השפעה נורמטיבית. התראות ושימועים המתלווים לפעולת הפיקוח, נועדו להביא לעצירת

---

[258] לפירוט מתודולוגיות לבחינת השאלות האמורות, ראו: EPA (2006) לעיל ה"ש 252.

[259] מחקרים אמפיריים שבחנו את הקשר בין חוסן כלכלי לגודל הפירמה ולביצועים החברתיים והסביבתיים, מצאו קשר חיובי בין המשתנים. P. A. Stanwick & S. D. Stanwick, "The Relationship Between Corporate Social Performance, and Organizational Size, Financial Performance, and Environmental Performance: An Empirical Examination", 17(2) *J. of Business Ethics* 195-204 (Jan., 1998); M. V. Russo & P. A. Fouts, "A Resource-Based Perspective on Corporate Environmental Performance and Profitability",40(3) *The Academy of Mgmt. J.* 534-559 (Jun., 1997); לעומת זאת השוו ל: M. Orlitzky, "Does Firm Size Comfound the Relationship Between Corporate Social Performance and Firm Financial Performance?", 33(2) *J. of Business Ethics* 167-180 (Sep., 2001). במחקר זה לא נמצא כי גודל הפירמה הוא משתנה המסביר או משפיע על הזיקה בין ביצועים חברתיים של הפירמה לבין ביצועים פיננסיים.

הזיהום לאחר שרשויות הפיקוח גילו את דבר העבירה. פעולתם מתרחשת בעיקר באמצעות הרתעה. התערבות בניהול החברה וקביעת תנאים לניהול סביבתי, מכוונים להביא לשיפור ישיר בתפקוד הסביבתי ולעצירת הנזקים הנגרמים לסביבה. הפקעת רישיון היא אמצעי תקיף לעצירת נזקים מתמשכים לסביבה. להפקעה יש היבט הרתעתי כללי הפועל מבחינה זו גם למניעת הפרות מלכתחילה. אולם, על פני הרצף הטקסונומי, מטרתו של כלי זה קרובה יותר לעצירת הנזק ולכן הוא שויך לקטגוריה זו.

א. פיקוח וניטור

ניטור ופיקוח המופעלים כלפי הכפופים לחוק, הם עמוד השדרה של כל מערכת אכיפה, ושלב ראשון חיוני ביכולת לזהות ולעצור עבירות-סביבה מתמשכות. בתחום הרגולציה הסביבתית ישנם ארבעה מקורות מרכזיים למידע אודות מידת הציות לחוק של גורמים הכפופים לחוק. פעולות-פיקוח המבוצעות על-ידי מפקחים הקשורים לרשות האוכפת, ניטור המבוצע על-ידי הרשות בסביבת המתקן המזהם, תלונות של תושבים ודיווח וניטור עצמי של מתקנים.[260] פעולות פיקוח וניטור הסביבה מתבצעות על-פי סמכות שניתנה בחקיקה. ניטור עצמי עשוי להתבצע באופן וולונטרי, כחלק מתכנית לניהול סביבתי, אך בדרך-כלל יתבצע כפועל יוצא של חובה שהוטלה על-ידי הרשות, בין באמצעות רישיון העסק ובין כדרישה חוקית ישירה.

ניטור וניתוח פעילותם של הכפופים לרגולציה הסביבתית הוא הכרחי לעצירת הפרות, עקב היותן של מרבית העבירות הסביבתיות קשות לזיהוי. ללא פיקוח, ניטור וניתוח נתוני-פליטה באופן סדור ושגרתי, לא ניתן יהיה בדרך-כלל לאתר עבירות שאינן גלויות לעיני הציבור ולהביא להפסקתן. הניטור עשוי לשרת אסטרטגיה הרתעתית בכך שהוא מכוון לאיתור העבירות ולאיסוף ראיות הדרושות בהליכי-אכיפה. בד בבד הוא עשוי לשקף אסטרטגיה נורמטיבית, כאשר המפקח מסייע למי שגרמו למפגע הסביבתי להעריך את מידת הציות שלהם לחוק, לעודד ולכוון אותם לתיקון ההפרות.

1. מטרות פעולות הפיקוח

על-מנת לעמוד ביעדי האכיפה הסביבתית כפי שהוגדרו בפרק הקודם, יש לפעולות הפיקוח שלוש מטרות אפשריות התואמות את היעדים של האכיפה הסביבתית: הראשונה: השגת מרב התועלות הסביבתיות במטרה לצמצם ככל הניתן את היקף הנזקים לסביבה; השנייה: הוגנות בהפעלת הליכי הפיקוח ובתוצאות המושגות באמצעות הפיקוח. השלישית: שהליכי הפיקוח יבוצעו באופן יעיל ככל הניתן.

[260] U.S EPA, *Principles of Environmental Enforcement*, 6-1 (July 15th 1992).

1. *מַקסוּם התוצאות הסביבתיות* — הפיקוח יכול להביא לעצירת עבירות ולצמצום הנזקים לסביבה באמצעות האפקט הנורמטיבי שיש לפעולת-פיקוח או באמצעות הרתעה, אשר לגביה פעולת הפיקוח היא חלק ממהלך אכיפתי נרחב יותר המסתיים בענישה.[261]

מן ההיבט הנורמטיבי, הניטור והפיקוח פועלים ככלי המסייע לרשות האוכפת לאתר ולזהות מפגעים ולפעול לתיקונם בעצה אחת עם המזהם. יצוין כי ה-EPA האמריקני הגדיר את ההיבטים הנורמטיביים של הפיקוח באופן הבא: "איסוף המידע הדרוש על-מנת להעריך את מצב הציות של המפעל הנמצא בבדיקה; גרימה לכך שהמפעל יהיה מודע לבעיות הציות ויביא לתיקון ההפרות."[262]

לפעולות הפיקוח תפקיד מרכזי בקביעת הסתברות ההרשעה שהיא משתנה עיקרי ביכולת להרתיע באופן אפקטיבי.[263] ה-EPA הגדיר את ההיבטים ההרתעתיים של הפיקוח באופן הבא: "זיהוי בעיה סביבתית ספציפית, איסוף מידע הדרוש להמשך פעולות אכיפה, נוכחות במפעל תוך מתן ביטוי למחויבות הרשות להשגת ציות לחוקי איכות הסביבה, ובחינה אם המתקנים אשר קיבלו הוראה מנהלית או משפטית לציית לחוק, אכן מבצעים את הנדרש מהם."[264] עשויים להיות הבדלים בין אפקטיביות דרכי הפיקוח השונות ביחס ליכולתן לעורר שינוי נורמטיבי או הרתעה בקרב הכפופים לפיקוח. הבדלים אלו יוצגו בהמשך.

2. *צדק הליכי וחלוקתי* — היעד של צדק סביבתי הליכי וחלוקתי בא לידי ביטוי באופן תכנון וביצוע פעולות הפיקוח. בהתאם ליעדים אלה, על אופן הנהגת פעולות הפיקוח לשקף צדק הליכי — קרי: הוגנות באופן הכְוונת מַבצעי הפיקוח והפיקוח השגרתי וכן צדק חלוקתי אשר משמעו שהתוצאות הסביבתיות של הפיקוח ישפיעו באופן צודק על קהילות שונות ושתינתן יותר הגנה לאזורים מוחלשים.

---

[261] מחקרים אמפיריים שנערכו בארה"ב ובקנדה מאשרים כי שיקול של מידת הנזק הסביבתי הנגרם מהתעשייה הוא גורם משמעותי המשפיע על מידת הביקורת והפיקוח המוטלים על תעשיות אלו. ראו מחקרם של: W.B Gray & M.E. Deily, "Compliance and Enforcement: Air Pollution Regulation in the U.S. Steel Industry", 31(1)*J. of Envtl. Econ. & Mgmt*. 96-111 (1996). וגם M.E. Deily & W.B. Gray, "Enforcement of Pollution Regulation in a Declining Industry", 21(2) *J. of Envtl. Econ. & Mgmt*. 260-274 (1991) שבחן את אכיפת הרגולציה נגד זיהום-אוויר בתעשיית הפלדה בארה"ב. כן ראו את מחקרם של: C. Dion, P. Lanoie & B. Laplante, "Monitoring of Pollution Regulation: Do Local Conditions Matter?" 13(1) *J. of Regulatory Econ*. 5, 15 (1998) שבחן את הפיקוח על פליטות בתעשיית הנייר בקנדה.

[262] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 3-6.

[263] הרחבה בפרק שני חלק 3ב.

[264] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 5-6.

ממצאים שהתקבלו ממחקרים אמפיריים שבחנו את היקף הפיקוח על מפעלים בצפון-אמריקה, מעלים מספר תמרורי-אזהרה, בעיקר ביחס להגשמת עקרון הצדק ההליכי בפעולות הפיקוח של רשויות הסביבה. מחקרים שבחנו את הפיקוח בתעשיית הפלדה בארה״ב, גילו כי בנוסף לשקילת מידת הנזק, ישנם משתנים המשפיעים על אופיו של הפיקוח וחותרים תחת עקרון הצדק ההליכי. למשל, אותם מפעלים שיש סיכוי שפעולות הפיקוח יביאו לסגירתם, נהנים משיעור בקרה ופיקוח נמוכים מאחרים. מידה נמוכה של פיקוח נפוצה גם כשהמפעל הוא גורם מעסיק בעל משקל — קרי, כאשר עובדיו תופסים חלק נכבד משוק העבודה המקומי.[265] במחקר על תעשיית הנייר בקנדה, נמצא כי היקף הפיקוח על מפעלים באזורים מוכי-אבטלה, צפוי להיות רופף מזה הנעשה באזורים בהם רמת התעסוקה גבוהה יותר. בד בבד גוברת מידת הפיקוח ביחס למפעלים שנמצאים במוקד העניין הציבורי ומפעלים גדולים שיש להם חשיפה נרחבת לציבור, וזאת אף אם למפעלים אלה יש היסטוריה של ציות לחוק.[266] ממצאים אלה משקפים מציאות בה העיקרון של צדק הליכי באכיפה אינו מיושם בקפדנות על-ידי רשויות אכיפת החוק. הבטחת צדק הליכי מחייבת תשומת-לב רבה של גורמי האכיפה, וקיום הפיקוח על-פי דפוס שהוגדר בנהלים שניתן להם פרסום. זאת על-מנת להבטיח שקיפות של הפיקוח, ובקרה נאותה מצד הציבור ומערכות המשפט.

3. *יעילות* — בחינת יעילות הפיקוח יכולה להתקיים בשני מישורים שונים: הראשון הוא היקף הפיקוח והשני הוא אופן ביצוע הפיקוח. האפקטיביות של רמות ודפוסים שונים של פיקוח, מכתיבה את ההסתברות לתפיסת העבריין ולענישתו. אלה יידונו בחלק 3א(3) להלן. הדיון בחלק 3א(2) להלן יתמקד בשאלה: כיצד ניתן להשיג יעילות עלויות באמצעות הפעלת דפוסי-פיקוח ספציפיים.

2. דרכי הפיקוח

על-מנת לעצב מערכת-פיקוח התואמת ליעדים שנמנו, יש לקחת בחשבון מספר פרמטרים: 1. דפוס הפיקוח, תדירותו ונסיבותיו; 2. נהלי הביקורת המתקיימת בפיקוח; 3. יכולת הניטור; 4. איכות המפקחים.

---

[265] Gray (1996) וגם Deily (1991) לעיל ה״ש 261.

[266] Dion (1998) לעיל ה״ש 261, בעמ׳ 15.

1. *פיקוח מדורג* הוא שיטה בה תדירות הפיקוח נקבעת בהסתמך על מועדות העסק, בהתאם לחלוקה מוקדמת של מתקנים לפי רמת הציות שלהם לחוק.[267] העיקרון בשיטה זו הוא דירוג הכפופים-לחוק לקבוצות, כגון קבוצה שיש לה היסטוריה שלילית מבחינת הציות לדרישות הרגולציה (קבוצה בסיכון גבוה) וקבוצה שאין לגביה מידע על הפרות-חוק קודמות (קבוצה בסיכון נמוך).[268] יכולה למשל להתבצע חלוקה של מפעלים יצרניים לשתי קבוצות: קבוצה של מפעלים שהשפכים שלהם אינם עומדים בתקן ונמצאו בהפרה בעבר, וקבוצה של מפעלים שאין לגביהם מידע על הפרות קודמות של התקינה המסדירה את שפכי המפעל. כך תקיים הרשות רמת-פיקוח גבוהה ביחס למפעלים המשתייכים לקבוצה הראשונה ורמת-פיקוח נמוכה יותר ביחס למפעלים מן הקבוצה השנייה, תוך שמירה על עקרון ההוגנות בהתאם לסיכון הסביבתי הצפוי מהמפעל.

באנגליה נהוגה שיטת-פיקוח המתבססת על הערכת סיכונים אשר לפיה נקבעים סדרי עדיפויות לפיקוח על יסוד ניתוח מתודולוגי של הסיכונים הסביבתיים הטמונים בפעילותם של הגורמים הכפופים לחקיקה הסביבתית. הערכת הסיכונים מבוצעת באופן סקטוריאלי, לפי חתך של תעשיות ועסקים, במתודולוגיה הקרויה Operator and Pollution Risk Appraisal (OPRA). מתודולוגיה זו מעריכה את הסיכונים הסביבתיים המאפיינים את אותו סקטור תעשייתי-עסקי ואת יכולת המפעלים לנהל את הסיכונים הסביבתיים שלהם. שני המדדים הללו זוכים לציון כחלק מהמדד הכללי של OPRA על-פי דירוג החל מ-1 (סכנה נמוכה) ועד 5 (סכנה גבוהה). על בסיס זה ניתן לסווג את הסקטורים העסקיים במטריצה של סיכונים ולקבוע סדרי-עדיפויות לביקורת בהתאם.[269]

---

[267] שיטת הפיקוח המדורג מקובלת באכיפה המבוצעת על-ידי ה-EPA הפדראלי של ארה"ב, ראו למשל: S. L. Silverman, "Federal Enforcement of Environmental Laws", 75 *Massachusetts L. Rev.* 95 (1990). פיקוח המתבסס על ההיסטוריה של ציות בקרב הגורם הנבדק, מקובלת גם נגד עברייני-סביבה בקנדה. הדבר קבוע בהנחיות של מדיניות האכיפה הפדראלית הקנדית. ראו: Environment Canada, *Compliance and Enforcement Policy for the Canadian Environmental Protection Act*, 1999 (CEPA, 1999) p. 19 (March 2001).

[268] שיטה זו של פיקוח מדורג, תוארה בשני מחקרים כלכליים תיאורטיים שביקשו להציג מודלים של פיקוח יעיל: J. D. Harford & W. Harrington, "A Reconsideration of Enforcement Leverage when Penalties are Restricted", 45(3) *J. of Public Econ*. 391-95 (1991); W. Harrington, "Enforcement Leverage When Penalties Are Restricted", 37 *J. of Public Econ*. 29-53 (1988).

[269] OECD, Global Forum on Sustainable Development, *Background Paper for the Conference on Economic Aspects of Environmental Compliance Assurance*,18(Dec 2004), available at: www.oecd.org/document/20/0,2340,en_2649_34339_33645652_1_1_1_1,00.html (last accessed 24.12.2006)

בהולנד, סדרי העדיפויות לפיקוח נקבעים לפי סיווג של החקיקה הסביבתית והערכה באמצעות מומחים של מידת הסיכון והציות של מתקנים.[270] החקיקה הסביבתית מסווגת תחילה לפי ההערכה בדבר מידת הציות הכללית הרווחת בקרב הגורמים הכפופים לקטגוריות של דברי רגולציה. סיווג זה מותאם מחדש לאחר עיון תקופתי. הסיווג מתבצע לפי אחד מארבעה דירוגים (טוב, מספק, בינוני וגרוע). בשלב שני נבחנות פירמות הכפופות לחקיקה, שקיבלו ציונים נמוכים בדירוג. הבחינה מתבצעת לפי פרמטרים שונים של סיכון, המתייחסים לתחומים הבאים: בריאות הציבור, ביטחון, קיימות ושיקולים חברתיים. הציון ביחס לכל אחד מהאינדיקטורים הללו מתייחס להנחה של היעדר אכיפה. התוצאות מועברות למטריצה המאפשרת לזהות את הפירמות הנמצאות בסדר-עדיפות של פיקוח (וכן את הפירמות שאינן בסדר-עדיפות). השיטה ההולנדית לוקחת בחשבון גם מקרים בהם האכיפה תהיה בלתי-אפקטיבית מסיבות שונות. או אז, במקום לאכוף את דרישות החוק, החוק מופנה אל המחוקק לתיקון.[271]

אפשר לטעון נגד שיטת הפיקוח המדורג, שהיא מפרה את שוויוניות האכיפה כלפי כל הכפופים לחוק. טענה זו דינה להידחות כי אכיפה אינטנסיבית נגד מפרי-חוק סדרתיים מגשימה את עקרון ההוגנות. לפי עיקרון זה אין הרשות מחויבת באכיפה שוויונית כלפי כולם.[272] יצוין כי במחקר אקונומטרי נמצא שקיום פעולות-פיקוח על-פי מודל זה, חוסך בהיקף המשאבים שהרשות צריכה להשקיע בביקורת, מבלי לפגוע בתוצאות הסביבתיות.[273]

2. *פיקוח שבשגרה* — מתבצע כשאין מידע מיוחד המצביע על כך שמתקן חרג מהוראות החוק. במקרים כאלה ייתכן שהמפקחים יודיעו לגורם העומד לפיקוח כי בכוונתם להגיע לפיקוח או שיערכוהו בהפתעה. אכיפה שגרתית היא אינטנסיבית מבחינת השקעת משאבים, ועלותה גבוהה ביחס לדפוסי-פיקוח אחרים. ייתכן שרשויות רבות לא יצליחו לקיים רמת אכיפה שגרתית מספקת על-מנת ליצור הרתעה. ואכן, במחקרים שבוצעו

---

[270] OECD (2004) לעיל ה"ש 269, בעמ' 17.

[271] להרחבה: A. A. Van der Schraaf & J.Van der Plas, "Environmental Compliance and Enforcement Indicators in The Netherlands" *Paper for the Expert Workshop on Environmental Compliance and Enforcement Indicators, Paris, 3-4 November 2003* (2003).

[272] Cohen (1998) לעיל ה"ש 55, בעמ' 24.

[273] M. Viladrich-Grau & T. Groves, "The Oil Spill Process: The Effect of Coast Guard Monitoring on Oil Spills", 10 *Envtl. & Resource Econ*. 315-339 (1997). במחקר זה נבחנה שיטת הפיקוח המדורג שאומצה על-ידי משמר החופים האמריקני בפיקוח אחר שפיכות שמן מאניות. משמר החופים סיווג את האניות לשתי קבוצות: קבוצה בסיכון גבוה המבוקרת לעתים קרובות, וקבוצות בסיכון נמוך המבוקרות לעתים רחוקות.

בהזמנת הבנק העולמי כדי לבחון את האכיפה של חוקי איכות הסביבה במדינות העולם השלישי, נמצא כי היקף הפיקוח השגרתי הוא בלתי-מספק ליצירת הרתעה.[274]

3. *פיקוח על רקע מידע מקדמי בדבר הפרה לכאורה* — פיקוח כזה יכול להיערך בנסיבות שונות כאשר קיים קצה חוט ומתעורר חשד ספציפי לביצוע עבירה. ביקור במתקן של מפעל מזהם לשם פיקוח, יכול להתבצע במענה לפניות תושבים, בתגובה למידע שהגיע בדיווח-עצמי מהמתקן, כתוצאה מדיווחים שהתקבלו מרשויות אחרות או ממידע שהתקבל מניטור סביבתי. היתרון של גישה זו הוא חיסכון במשאבים הודות למיקוד מאמצעי הפיקוח בגופים שיש לגביהם חשד כלשהו. ברם, ישנה סכנה בהפעלת שיטה זו באופן גורף. אם משאבי-אכיפה יוקדשו אך ורק למקרים בהם קיים מידע מוקדם, משמעו של דבר שהרשות אינה משקיעה משאבים בגילוי מפרים חדשים. שיטה זו עשויה גם להוביל לאכיפה שתמוקד דווקא נגד מקרים קלים, שבהם האיתור הוא פשוט, תוך זניחת ההפרות הגורמות נזק סביבתי משמעותי, שחשיפתן לציבור אינה גדולה (כגון זיהום-אוויר מסוגים שונים). מחקרים אמפיריים איששו את ההשערה כי פעולות-פיקוח רבות מתקיימות בעקבות תלונות של תושבים ולא עקב פעולות מודיעין וניטור שהרשות יזמה. לתלונות של תושבים ולמעורבות ציבורית יש השפעה ניכרת על החלטת הרשויות באלו מפעלים לבצע פעולות פיקוח וניטור.[275]

4. *מִבצעי פיקוח* — אלה נהוגים במצבים שונים בהם ישנן הפרות רבות באזור גיאוגרפי או בסקטור תעשייתי כלשהו. או אז מושם דגש מיוחד על מאמצי האכיפה בתחומים אלה, בלא מידע ספציפי על עבירות המתרחשות או עומדות להתרחש בהם. בישראל מושקעים מאמצי-פיקוח רבים במסגרת "מִבצעי אכיפה" שעושה המשטרה הירוקה של המשרד להגנת הסביבה מפעם לפעם בנושאים שונים, או בהתמקדות באזור גיאוגרפי או סקטור

---

[274] S. Pargal, M. Mani & M. Huq, "Inspections and Emission in India: Puzzling Survey Evidence on Industrial Water Pollution" *World Bank Policy Research Working Paper* #1810 (August 1997). במחקר זה נמצא כי עלייה בהיקפי הפליטות לסביבה, מגבירה את רמת הפיקוח מצד הרשויות. ברם, מאידך-גיסא אין לגידול באינטנסיביות של הפיקוח השפעה מטיבה על רמת הפליטות. מעבר לעובדה שהיקף הפיקוח נותר נמוך ולכן ודאות האיתור נמוכה, מונים החוקרים סיבות נוספות לחוסר האפקטיביות של פעולות הפיקוח, ביניהן קנסות נמוכים על אי-ציות ושכר נמוך המשולם למפקחים, דבר שמעודד שחיתות ושוחד.

[275] Dion, Lanoie, Laplante (1998) לעיל ה"ש 261, 15. וכן S. Dasgupta, B. Laplante, N. Mamingi & H. Wang, "Industrial environmental performance in China: The Impact of Inspections" *World Bank – Policy, Research Working Paper* no. WPS 2285, p. 3 (Feb. 2002).

תעשייתי.[276] גם בארה״ב נמצא כי לעִתים עורכות הרשויות מבצעי-אכיפה במוקד גיאוגרפי אחד, כגון מבצע-אכיפה המתמקד באגן ניקוז מסוים.[277]

החשש המתלווה לשיטת-פיקוח זו הוא שהאכיפה תתמקד דווקא בהפרות שבהן האיתור פשוט-יחסית, תוך זניחת ההפרות הגורמות לנזק הסביבתי המשמעותי ביותר. כמו כן קיים חשש שמדיניות-פיקוח המסתמכת על מבצעים, תַשחק את אפקטיביות ההרתעה כתוצאה מאי-קיום פיקוח שגרתי. במחקר האמפירי שבוצע בארה״ב אין למצוא אישוש לחשש זה. מחקר שהשווה בין אפקטיביות דפוסי-פיקוח שונים בהקטנת היקף שפיכת השמן מאניות, העלה כי אכיפה אקראית נמצאה יעילה בהורדת היקפי שפיכות השמן, בעוד שפיקוח שגרתי אינו יעיל, וזאת ככל הנראה כתוצאה מירידה באפקט ההרתעתי.[278] יש לסייג את ממצאי המחקר, אשר התייחס לאכיפה אקראית המתבצעת ברציפות, בעוד שמבצעי-פיקוח אינם מתקיימים מטבעם ברציפות.

5. *פיקוח במקרים מיוחדים* — נועד לתת מענה לנסיבות ייחודיות היוצרות דחיפות לקיום פיקוח אינטנסיבי. למשל, הסוכנות הפדראלית הקנדית להגנת הסביבה שמה דגש על מאמצי הפיקוח כל אימת שמפעל שינה את תהליכי-ייצור או התרחב והטמיע תהליכי-ייצור חדשים. מאמצי-פיקוח מיוחדים מופנים גם אל פירמות שהפרו תנאי צווים מנהליים או שיפוטיים שהוטלו עליהן. נוסף על כך, כאשר ישנה רגולציה חדשה, רשויות האכיפה מגבירות את מאמצי הפיקוח על מתקנים שחלים עליהם הסטנדרטים החדשים.[279]

יש לציין כי בעניין האחרון נוגדות הנחיות ה-OECD, העוסקות באכיפה במדינות בעלות כלכלות מתפתחות וכלכלות-מעבר, את הגישה הקנדית. הן ממליצות על הכנסה מבוקרת של דרישות חדשות ברגולציה ואכיפה של הוראות אלו לאחר תקופה של סיוע ופעולות אחרות לעידוד הציות. רק לאחר שלב מקדמי של יישום וולונטרי והערכת האמצעים האכיפתיים הנדרשים להמשך יישום הרגולציה, מציע ה-OECD להתחיל בפיקוח

---

[276] בישראל, ״המשטרה הירוקה עורכת מבצעים נושאיים, אוספת ראיות בדרכי חקירה שונות (תיעוד, צילום, איסוף מידע מהשטח ועוד) ומלווה את הטיפול בעברייני הסביבה עד להעמדתם לדין.״ מבצעי-אכיפה הם דרך מקובלת בה פועלת המשטרה הירוקה; ראו: www.sviva.gov.il/Enviroment/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=green_police&enZone=green_police (נכון ליום 30.12.2007).

[277] D. Rasmussen, "Enforcement in the U.S Environmental Protection Agency: Balancing the Carrots and the Sticks", 22 *Envtl. L.* 333, 339 (1992).

[278] M.A Cohen, "The Costs and Benefits of Oil Spill Prevention and Enforcement", 13 *J. of Envtl. Econ. & Mgmt. 167-1868* (1986).

[279] Environment Canada (2001) לעיל ה״ש 267, בעמ׳ 19. Guiding Principles for Reform of

שיתמקד במתקנים נבחרים. המדובר בעיקר במפעלים שנמצאו פועלים בלא רישיון או תוך הפרה של תנאי רישיון העסק.[280]

נראה שההבדל בין הגישות טמון בשאלה היכן מתבצעת האכיפה. בקנדה, מדינה מתקדמת מבחינת יישום מדיניות סביבתית, טבעי לאכוף דרישות של רגולציה חדשה. זאת בעוד שבמדינות מתפתחות, היכולת לאכוף רגולציה סביבתית ישנה אינה מובנת מאליה. דומה כי במדינות מתפתחות יש נטייה מוגברת להתחשב ביכולתם הכלכלית והטכנולוגית של הגופים הכפופים לציות, תוך הפגנת סלחנות רבה יותר כלפי גופים הנדרשים לציית לדרישות חדשות.

מתוך דפוסי הפיקוח שהוצגו, דפוס הפיקוח המדורג, העושה שימוש בהערכת סיכונים, תואם במידה הרבה ביותר ליעדים שהוצבו לאכיפה: מַקסוּם התועלת הסביבתית, צדק סביבתי ויעילות עלויות. מהמחקר הקיים עולה כי שיטה זו מאפשרת שימוש יעיל יותר במשאבי האכיפה, תוך השגת התוצאות הסביבתיות המשמעותיות ביותר. זאת, הואיל ומשאבי הפיקוח יופנו לטפל במקרים הקשים, בהם הסיכון הסביבתי הוא גבוה. על-פי השיטה ההולנדית, שיקולים חברתיים ושיקולים של בריאות הציבור נלקחים בחשבון גם הם במטריצה לקביעת סדרי-עדיפויות בפיקוח.[281] אלה מבטאים שיקולים של צדק סביבתי. הקושי בשיטה זו לקביעת סדרי-עדיפויות לפיקוח, הוא בכמות המידע הנדרש ליישומה. היקף המידע הנדרש ורמת המומחיות אינם מבוטלים, אך יש להניח כי השקעה ראשונית בהקמת מאגר מידע, לא רק שתוכל לשרת נושאים רבים אחרים, אלא תאפשר ליעל את השימוש במשאבי הפיקוח באופן מרבי.

(ב) נוהלי הביקורת בפיקוח

כמות המידע שיכולה הרשות להפיק מפעולות הפיקוח, משתנה בהתאם לאופן ניהול הביקורת. ישנם שלושה מודלים אפשריים לניהול הביקורת מהיבטים של העמקה ואיסוף מידע. על השימוש במודל המתאים להיקבע מראש בתכנית הפיקוח ובהתאם לתדירות ולנסיבות בהן מבוצע הפיקוח.

---

[280] עיקרון 16 לעקרונות המנויים ב-OECD, *Environmental Enforcement Authorities in Transition-Economies of Eastern Europe Caucasus and Central Asia*, 20 (2003) available at www.oecd.org/document/18/0,2340,en_2649_34339_26408530_1_1_1_1,00.html (last accessed 30.12.2007). אשר תמציתו מתוארת כך: "New Regulatory Requirements should be phased in over an appropriate transition period and take account of actions to be undertaken by the ENFA's (Environmental Enforcement Agency) and the regulated community and their associated costs."

[281] OECD (2004) לעיל ה"ש 269, בעמ' 17.

1. *ביקורת-הליכה* — ביקורת זו מוגבלת לסקר קצר יחסית של המתקן ולבדיקת אופן פעולתו על פני השטח. בביקורת כזו ניתן לְצפות באופן שטחי בניהול המתקן ובקיומו של ציוד לניטור או להפחתת זיהום, ולוודא את תוקפם של הרישיונות הדרושים לפעולת המתקן לפי החוק (כגון רישיון לעיסוק בחומרים מסוכנים). כמו כן ניתן לוודא קיומו של מרשם-מידע המנטר את פליטות המפעל. ביקורת מסוג זה יכולה לספק מידע על הצורך בקיום ביקורת מעמיקה יותר על המתקן.[282]

כשביקורות-הליכה מתמקדות במרשם הדיווח העצמי ובניטור המפעל, הן עלולות להצטייר ככושלות בהפחתת הפליטות לסביבה משום שהן מסייעת בחשיפת רמה גבוהה יותר של פליטות ממה שהיה ידוע קודם לכן. שיקול זה צריך להילקח בחשבון בעת בחינת הביקורות. ברם, אין בכך כדי להצביע שאין לביקורות-הליכה אפקטיביות ביצירת הרתעה כללית והפחתת העבירות לטווח הארוך.[283]

2. *ביקורת להערכת* מידת הציות לרגולציה — ביקורת זו דומה באופייה לביקורת-הליכה, אך היא יורדת לעומק רב יותר בתצפית על פעולת המפעל.[284] למשל, בהתייחס לשאלה אם ציוד הניטור המותקן במפעל תקין ומתופעל כנדרש, ייבדקו לעומק דרכי הדיווח והניטור העצמי. הרישומים והדיווחים של המפעל ייבדקו, ותיבחן השאלה באיזו מידה הם מוכנים ומנוהלים כנדרש. כמו כן יבדקו המפקחים אם המפעל מבצע דגימות ואנליזה של הפליטות. המידע הנאסף יאומת אל מול גרסאות או מידע המתקבל מעובדים, ותיבחן השאלה אם יש מקום לחשוד שבמפעל מתקיימת הפרת-חוק מודעת. לבסוף יבחנו המפקחים אם דרכי הניהול של המתקן תומכות בפעולות הנדרשות לציות לחוקי הסביבה.[285] ביקורת מסוג זה מתאימה לנסיבות בהן קיים מידע מקדמי על הפרה לכאורה. עלותן של ביקורות להערכת מידת הציות לרגולציה, גבוהה מעלותן של ביקורות-הליכה, בעיקר עקב היקף הזמן שביקורת זו דורשת מן המפקחים.

3. *ביקורת עם דגימות* — בנוסף לבחינת הציות, בביקורת זו נלקחות דגימות מן המפעל או מבוצע ניטור של הפליטות באמצעות ציוד של הרשות האוכפת. ההליך של לקיחת דגימות צריך להיות מתוכנן היטב, כך שהדגימות לא תיפגענה ושתוכלנה לשמש ראיה

---

[282] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 4-6.

[283] P. C. Liu, *Regulator Inspection and Violation Deterrence Under Clean Water Act Regulation of Pulp and Paper Mill Water Pollution*. Ph.D. Dissertation, Stanford University (1995 Aug.). המאוזכר ב: Cohen (1998) לעיל ה"ש 55, בעמ' 36.

[284] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 4-6.

[285] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 5-6.

משפטית לכל דבר במקרה של הפרה.[286] מֻטבע הדברים, ביקורת עם דגימות יקרה יותר לביצוע מאשר ביקורות אחרות שבהן המפקחים אינם מנטרים או נוטלים דגימות מן המפעל.

כדי להגיע למרב התוצאות הסביבתית, אין תמיד צורך בהפעלת הביקורות היקרות ביותר (אלו הכרוכות לעִתים באיסוף דגימות ומידע רב). לעִתים, על-מנת להשיג את אפקט ההרתעה או אפקט של שינוי נורמטיבי, די בקיום ביקורות-הליכה או ביקורות להערכת הציות לרגולציה, אשר מצביעות על נוכחות רשויות האכיפה ונחישותן.[287]

(ג) יכולת הניטור

בניגוד לעבירות הקלאסיות, אשר עצם ביצוען חושף אותן לעין-כול, עבירות סביבתיות רבות אינן מתגלות אלא באמצעות ניטור העושה שימוש בטכנולוגיות מתקדמות. שיפור היכולת הטכנולוגית של הניטור היא מטרה חשובה, שכן ניטור משופר מבטיח איתור יעיל יותר של הפרות הרגולציה.[288] פיקוח העושה שימוש בכלי-ניטור לא-אמינים ולא מדויקים, לא ישיג את מטרתו המרכזית: קבלת תמונה ברורה על מצב הציות לחוק.

הן בביקורת עם דגימות והן בביקורת להערכת מידת הציות לרגולציה, חשוב לבחור את המדיום הסביבתי הנבדק. מאחר שייתכן מעֲבר של זיהום ממדיום אחד למשנהו, מאמצי האכיפה נגד זיהום במדיום אחד עלולים — במתכוון או שלא במתכוון — לגרום לכך שהמפעל יעביר את הזיהום למדיום סביבתי אחר. כך למשל, מפעל הפולט לאוויר גזים מסוכנים, עלול להעביר את החומרים הללו למצב מוצק או נוזל, ולנסות להיפטר מהם דרך השפכים. שינוי זה יגרום להפחתה בזיהום האוויר, אך ייצור פגיעה בסטנדרטים הקשורים בניהול שפכים. היכולת להעביר זיהום בין מדיה שונים, מחייב גישה רב-תחומית לחקיקה בתחומי איכות הסביבה ויישומה. נטען כי מאמצי הפיקוח של ה-EPA בארה״ב, אשר התמקדו בעבר במדיה מסוימים, תרמו למעבר הזיהום בין המדיה ולהיעדר תוצאות סביבתיות משמעותיות ביחס לסביבה בכללותה.[289] דוגמא נוספת לחשיבות יכולת הניטור היא שינוי צורת העבירה באמצעות מיהול החומר האסור, כדי שיענה לתקן הריכוז. מפעלים עשויים להוריד את ריכוז

---

[286] U.S EPA (1992) לעיל ה״ש 104, בעמ׳ 4-6.

[287] U.S EPA (1992) לעיל ה״ש 104, בעמ׳ 6-7.

[288] C. S. Russell 'Monitoring and Enforcement', in *Public Policies for Environmental Protection*, 220 (P. Portney ed., 1990).

[289] P.J. Fontaine "EPA's Multimedia Enforcement Strategy: The Struggle to Close the Environmental Compliance Circle", 19 *Colum. J. Envtl. L.* 31, 35 (1993).

החומר לרמה הנדרשת ללא שינוי הכמות הנפלטת, וזאת למשל באמצעות הגברת המיהול של החומר בכמות גדולה יותר של שפכים.

המידע שנאסף בדגימות ובניטור דורש לרוב ניתוח על-מנת שניתן יהיה לקבוע אם המפעל עבר על חוקי איכות הסביבה. מעבר לעיבוד מקצועי של המידע, עשויה להידרש גם חוות-דעת של משפטנים על-מנת לקבוע אם היתה הפרה. עקב מורכבותה של הרגולציה הסביבתית מן הבחינה המדעית, הליך תרגום המידע שנאסף לכדי דוח-ביקורת, עשוי לדרוש מעורבות גורמים מקצועיים נוספים על אלה המצויים בגוף האוכף. כל המידע שנאסף אמור לקבל ביטוי בדוח כתוב.[290]

על איסוף המידע והדגימות להתנהל באופן שיטתי ובהתאם לכללי הראיות המשפטיים, על-מנת לוודא שהראיות שנאספו בביקורת יהיו קבילות בבית המשפט. יש לוודא שכניסה למתקנים על-מנת לאסוף מידע, נעשית בהתאם לחוקי הכניסה והחיפוש, וכי אלה מאפשרים למפקחים להתמודד גם עם מצבים דחופים שאינם מאפשרים הוצאת צו חיפוש משפטי.[291]

ישנם מספר אמצעי חישה מרחוק הנלווים לניטור המפעל וללקיחת דגימות. אמצעים אלה כוללים ניטור סביבתי, תמונות-לוויין וצילומי-אוויר.[292] ניטור זיהומים בקרקע, במים ובאוויר בקרבת מתקן תעשייתי, עשוי לתת תמונה כללית על מצב הציות של אותו מתקן. במקרה כזה צריכה הרשות להיות מצוידת בטכנולוגיה זמינה המודדת ערכים

---

[290] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 6.

[291] בישראל, פעולות החקירה והפיקוח של המשטרה הירוקה מתבצעות מכוח החוקים והתקנות העוסקים בשמירה על הסביבה. החשובים שבהם: חוק שמירת הניקיון, חוק למניעת מפגעים, חוק חומרים מסוכנים, חוק המים, חוק רישוי עסקים, חוק הדרכים (שילוט), פקודת בריאות העם וחוק הפיקדון על מכלי-משקה. חוקים אלה מעניקים למפקחי המשטרה הירוקה סמכויות כניסה וחיפוש כפי שמוקנות לשוטרים כחולים לפי פקודת סדר הדין הפלילי (מעצר וחיפוש) [נוסח חדש], התשכ"ט-1969. ראו למשל חוק למניעת מפגעים. ס' 9 לחוק קובע את סמכויות המפקחים כדלקמן:

"9ב. סמכויות מפקחים

(א) לשם פיקוח על ביצוע הוראות לפי חוק זה, רשאי מפקח להיכנס לכל מקום, בכל עת סבירה, ובלבד שלא ייכנס

(1) למקום המשמש למגורים, אלא על פי צו של בית משפט;

(2) למקום המוחזק על ידי מערכת הבטחון, אלא ברשות שר הבטחון או מי שהוא הסמיך לעניין זה.

(ב) לשם גילוי עבירה לפי חוק זה יהיו למפקח סמכויות חקירה המסורות לקצין משטרה לפי סעיפים 2 ו-3 לפקודת הפרוצדורה הפלילית (עדות), וכן סמכותו של שוטר לבקש מבית משפט צו חיפוש ולבצעו לפי סעיפים 23 ו-24(א)(1) לפקודת סדר הדין הפלילי (מעצר וחיפוש) (נוסח חדש), התשכ"ט-1969; הוראות החיקוקים האמורים יחולו על חקירה, חיפוש ותפיסת חפצים, הנעשים בידי מפקח כאילו נעשו בידי קצין משטרה או שוטר, לפי העניין, בשינויים המחויבים."

[292] לפירוט הטכניקות ותוצאות מעשיות של השימוש בשיטות שונות של חישה מרחוק, ראו: R. S. Lunetta & C. D. Elvidge, *Remote Sensing Change Detection Environmental Monitoring Methods and Applications* (1999).

שונים של מזהמים במדיה שהוזכרו. ניטור סביבתי עשוי להיות מועיל כאשר המפעל הוא מקור-זיהום יחיד מסוגו באזור, כאשר ניתן לשלול מקורות-זיהום אחרים בזמן נתון לגבי הזיהום הנבדק, או כאשר הפליטות מהמפעל הן בעלות מאפיינים ייחודיים וידועים.[293] במקרים אלה יכולה המדידה להצביע על הפרות לכאורה של המתקן. או אז, על-מנת להבהיר את הקשר הסיבתי — בפרט בתביעות פליליות בהן נדרשת רמת הוכחה גבוהה — יש לקיים ביקורת ממוקדת לאיסוף דגימות וראיות אחרות במפעל.[294] באזור שיש בו גורמי-זיהום פוטנציאליים רבים שיש ביניהם דמיון רב מבחינת הפליטות, יש להניח שניטור התנאים הסביבתיים לא יוכל להועיל הרבה למאמצי האכיפה. במקרים כאלה — וגם במקרים קלים יותר — עלול להיווצר קושי להוכיח ברמת ההוכחה הנדרשת כי הפליטות שנמדדו בסביבה, מקורן במפעל החשוד.[295] לכן, באותם המקרים ישמשו תוצאות הניטור הסביבתי ככל הנראה לא יותר מאינדיקציה לצורך בקיום אכיפה ממוקדת יותר.[296]

צילומי-אוויר וצילומי-לוויינים יכולים לסייע באיתור עבירות-סביבה שיש בהן שינוי של תכסית הקרקע, כגון אתרי-פסולת פיראטיים מסוגים שונים. אתרים אלה (בתלות בגודלם) ניתנים בדרך-כלל לצפייה מהאוויר — אם לא בצילומי-לווין אזי בצילומים שצולמו ממטוסים. גם דפוסי הטְענה של פסולת מסוכנת ניתנים לתיעוד מהאוויר.[297] לעִתים ניתן להתחקות גם אחר הזרמת שפכים למקורות-מים, ואפקטים ביולוגיים וכימיים על מקורות-מים יכולים להיות מתועדים בצילומי-אוויר.[298] ראיות המושגות באמצעים אלה, מרחוק, יכולות לשמש ראיות בהליך האכיפה. ביפן, למשל, נעשה שימוש מוצלח בתצלומי אוויר ולוויין בשילוב עם ניתוח נתונים שהתקבלו מהצילומים באמצעות תוכנת GIS על-מנת לתעד מיקום ולעקוב אחר הגידול באתרי-פסולת פיראטיים.[299]

---

[293] ביחס לניטור פליטות חלקיקים לאוויר, ראו למשל: J.C. Chow, "Measurement Methods to Determine Compliance with Ambient Air Quality Standards for Suspended Particles", 45(5) *J. of Air Waste Mgmt Associatio*. 320-82 (May 1995).

[294] U.S EPA (١٩٩٢) לעיל ה"ש 104, בעמ' 6-17.

[295] ייחוס הזיהום למקור מזהם, הוא בעיה שונה מבעיית הקשר הסיבתי בין נזקי גוף למקור זיהום סביבתי. במקרה השני קיומו של קשר סיבתי דורש הוכחה בשני שלבים: בשלב ראשון יש לקבוע שסוג הזיהום שנידון יכול לגרום למחלה מן הסוג בה חלה התובע, ובשלב השני יש לקבוע כי יש קשר סיבתי בין מחלת התובע העומד בפני בית המשפט לבין מקור הזיהום שעליו מדובר. להרחבה ראו: ב' שנור "הקשר הסיבתי העובדתי בתביעות בגין נזקי גוף שנגרמו מזיהומים סביבתיים" *מחקרי משפט* כד 570-571 (2007).

[296] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 6-17.

[297] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 6-18.

[298] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 6-17.

[299] A. Morita & S. Takagishi, *GIS-Based Support System for the Reduction of Illegal Dumping* available at: gis.esri.com/library/userconf/proc02/pap1172/p1172.htm (last accessed 30.12.2007).

(ד) איכות המפקחים

לאיכותם ולהכשרתם של גורמי הפיקוח והאכיפה יש חשיבות בהצלחת מערך הפיקוח. בנושא זה יש שתי אסכולות. הראשונה גורסת כי גורמי-פיקוח צריכים להיות בקיאים לא רק בהיבטים המדעיים של הסוגיות הסביבתיות, אלא עליהם להיות בעיקר בעלי כישורי-חקירה, כמקובל בכל גוף אכיפה. גישה זו הובילה לשינוי במערך המפקחים של ה-EPA האמריקני בתחילת דרכו, משום שבראשיתו היו מפקחי הרשות ברובם מדענים או עורכי-דין שלא הוכשרו בדרכי-חקירה.[300] אסכולה שנייה גורסת כי מפקחים של המשרד להגנת הסביבה צריכים להיות בראש וראשונה בעלי רקע סביבתי-מדעי ואז יוכלו לקבל בקלות יחסית את ההכשרה הנדרשת לביצוע חקירות. בישראל, דוח פנימי שהוגש למנכ"ל המשרד להגנת הסביבה, המליץ על שינוי הדגש בהכשרת המפקחים, על-מנת שקודם לכול יאותרו אנשים בעלי כישורים סביבתיים. המלצה זו לא התקבלה על-דעת הנהלת המשרד.[301] מאז אמצע שנות ה-90 אימץ ה-EPA בארה"ב תכנית מובנית להכשרת גורמי-פיקוח בתחום איכות הסביבה, המסתמכת על הכשרתם המוקדמת של המפקחים בתחומי איכות הסביבה. לכן שמה התכנית דגש על דרכי הפיקוח והחקירה ועל היבטים משפטיים של איכות הסביבה.[302]

היבט נוסף הנוגע לאיכות הפקחים, הוא יושרם המקצועי. הכוונה היא למניעת פיקוח הנגוע בשוחד וכזה ההופך לבלתי-אפקטיבי לחלוטין.[303] על-מנת למנוע תופעת 'שבי' או יצירת

---

[300] בתחילת דרכו של ה-EPA האמריקני לא היו לסוכנות אנשי-פיקוח שהוכשרו כנדרש לבצע אכיפה ופעולות-פיקוח פליליות. את האכיפה ביצעו בתחילה עורכי הדין של המחלקה המשפטית, דבר שגרם לבעיות רבות בקידום מאמצי האכיפה של הרשות. עוד על ההיסטוריה של הקמת תכנית האכיפה הפלילית של ה-EPA האמריקני, ראו ב: H. J. Brunner, "Environmental Criminal Enforcement: A Retrospective View", 22 *Envtl. L.* 1315, 1318 (1992).

[301] מידע זה נתקבל בכתב מפרופ' אלון טל. הדוח עצמו לא פורסם על-ידי המשרד להגנת הסביבה (נכון ליום 10.6.2008).

[302] מרכיבים אפשריים להכשרתם של גורמי-אכיפה של רשות להגנת הסביבה, מופיעים בהרחבה ב: U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 6-12. ברשימה נמנים מספר מרכיבים חיוניים בהכשרה הניתנת למפקחי-סביבה: א. יסודות הציות והאכיפה, כולל הדרישות הסביבתיות בחקיקה; ב. היבטים חוקיים של פיקוח ואכיפה, כולל ליטיגציה, כללי כניסה וחיפוש, כללי איסוף ראיות; ג. פעילויות הקודמות לפיקוח, כולל הכנת תכנית-פיקוח והשיקולים המנחים הכנת תכנית כזו; ד. פעילויות באתר, וביניהן כניסה, עריכת ראיונות וחקירה; ה. פעילויות אחרי הפיקוח, וביניהן הכנת דוח-פיקוח והכנת חומרים לאנליזה; ו. כישורים בתחום התקשורת: הכנה לשמש עד בהליכים משפטיים, התמודדות עם אמצעי התקשורת ויחסי-ציבור.

[303] במחקר שנערך בהודו, יוחס היעדר האפקטיביות של הליכי הפיקוח והניטור בעיקר לשחיתות שממנה סובלת מערכת הפיקוח. S. Pargal, M. Mani & M. Huq, *Inspections and Emissions In India: Puzzling Survey Evidence on Industrial Water Pollution*, the World Bank Policy Research Department (August 20, 1997); שם מציינים הכותבים כי: "However, there appears to be no impact of inspections on emissions… On a more pessimistic note, inspections in an environment of poorly paid inspectors with poor morale may be opportunities for rent seeking more than anything else".

קשרים קרובים מדי בין מפקחים לבין גורמים הנתונים תחת פיקוחם, נהוג לעתים לבצע סבב בין המפקחים.

3. אפקטיביות פעולות הפיקוח

מרבית המחקרים האמפיריים, הן אלה שהסתמכו על נתונים מצרפיים והן אלה שהסתמכו על קבוצות-מדגם מצומצמות, הגיעו למסקנה המאששת כי ככל שהסיכוי להיתפס ולהיענש גבוה יותר, כן קטנה רמת הפשיעה. מסקנות המחקרים חשובות לענייננו, שכן הן מצביעות על כך שלהגברת הפיקוח בעבירות איכות הסביבה יש השפעה ממשית וחיובית על מידת ההרתעה. חיזוק ההרתעה מביא לירידה בהיקף העבריינות ולשיפור במצב הסביבה. להלן ייסקרו מחקרים שבחנו את השפעת ודאות האיתור והענישה על תופעות עבריינות כלליות. בהמשך ייסקרו מחקרים שבחנו את השפעת תדירות הפיקוח בהקשר הספציפי של עבריינות סביבתית.

חוקרים שבדקו את השפעתה המרתיעה של הוודאות, מצאו באופן עקבי כי הוודאות אכן מרתיעה.[304] מחקרים אחדים בחנו את סף הוודאות שמתחתיו אין השפעה מרתיעה לאיום בעונש (גדול ככל שיהיה). מחקרם של Tittle & Rowe (1974), הצביע על כך שההרתעה נוצרת רק כאשר הוודאות מגיעה לדרגה קריטית העומדת על שיעור גילוי של 30% לפחות.[305] Brown (1978) סבור כי נקודת המפנה אינה בהכרח 30% וכי היא נעה בין 25-35%.[306] Chamlin (1991) סבור, לעומת זאת כי סף הוודאות המינימאלי הוא איתור 40% מהעבירות.[307] המשותף למחקרים אלה הוא מסקנתם שיש להגיע לרמת ודאות גבוהה על-מנת להפחית את הפשיעה במידה משמעותית. רמה זו כונתה נקודת המפנה (tipping point) שמעליה נמצאו יחסים שליליים מובהקים, אך מתחתיה לא נמצא יחס מובהק בין האכיפה לרמת הפשיעה.[308]

---

[304] H. G. Grasmick, C. R :וכן ;M.R Gottferson & T. Hirschi, *A General Theory of Crime* (1990) Tittle, R. J Bursik & B. J Arneklev, "Testing the Core Applications of Gottfredson and Hirschi's General Theory of Crime", 30 *J. of Crime & Delinquency* 5-29 (1993); וכן: E.S Howe & T.C Loftus, "Integration of Certainty, Severity and Celerity Information if Judged Deterrence Value: Further Evidence and Methodological Equivalence", 26 *J. of applied Social Psychology* 224-226 (1996).

[305] C. Tittle & A.R Rowe, "Certainty of Arrest and Crime Rates: A Further Test of the Deterrence Hypothesis", 52 *Social Forces* 455-469 (1974).

[306] D. W. Brown, "Arrest Rates and Crime Rates: When Does a Tipping Effect Occur", 57 *Social Forces* 671-682 (1978).

[307] M. B. Chamlin, "A Longitudinal Analysis of Arrest Crime Relationship: A Further Examination of the Tipping Effect", 8 *Justice Q*. 187-199 (1991).

[308] יש חוקרים הסבורים שאם קיימת נקודת-מפנה (tipping point) – חייבת להיות גם נקודת-שיא

הן כלכלנים והן גורמי מדיניות, מסכימים שהיקף הפיקוח בעבירות נגד איכות הסביבה אינו מגיע לעִתים קרובות לרמה הנדרשת כדי ליצור הרתעה.[309] ההנחה המשותפת לרבים היא שעקב מגבלות תקציב והיקף העבריינות לא תגיע הרשות האוכפת לרמות הפיקוח הנדרשות, וכי שיעור גבוה של עבירות-סביבה (הקלות בעיקר) ייוותר ללא גילוי.

מספר מצומצם של מחקרים בחנו את ההשפעות הישירות של הפיקוח בעבירות-סביבה על רמת הפליטה של מפעלים. מחקרים אלה עסקו בעיקר בעבירות של שפיכת שמן מאניות וזיהומי-מים מתעשיית הנייר. החוקרים תמימי-דעים ברובם ביחס לתועלת הסביבתית המושגת כתוצאה מעלייה ברמות הפיקוח. אחד המחקרים הראשונים, משנת 1984, חקר את הפיקוח של משמר החופים האמריקני נגד שפיכת שמן מאניות ומצא כי עלייה ברמות הפיקוח הביאה לצמצום נפח השמן שנשפך לים.[310] מחקר שנערך בארה"ב ב-1990, מצא כי פעולות-פיקוח מקטינות באופן קבוע את היקף הפליטות של מפעלים בכ-20%.[311] מחקר מאוחר יותר, משנת 1996, בדק את תעשיית הנייר בקנדה, ומצא כי לא רק פיקוח של ממש אלא גם איומים לקיום פעולות בקרה ופיקוח, מקטינים את הפליטות של מפעלים בכ-28%.[312]

שמעליה הגבֶרת הוודאות כבר אינה מפחיתה את שיעורי הפשיעה. החוקרים מציינים כי נושא זה טרם נחקר, שכן ודאות האכיפה אינה מגיעה לנקודת המפנה, ולא כל שכן לנקודת השיא. J. Yu & A. Liska, "The Certainty of Punishment: Reference Group Effect and It's Functional Form", *Criminology* (1993) 447-464.

בתחום העבריינות הסביבתית נראה כי לעניין זה חשיבות פחותה עוד יותר עקב שיעורי-ודאות נמוכים.

[309] הנחה זו מובילה לשני סוגים של מסקנות סותרות: הראשונה קרויה: "Harrington Paradox" והיא מניחה כי למרות שרמות הפיקוח נמוכות ורמת הקנס הצפוי נמוכה בהרבה מהאופטימאלי, רמת הציות גבוהה בהרבה ממה שניתן היה לצפות. W. Harrington, "Enforcement Leverage When Penalties are Restricted", 37(1) *J. of Public Econ*. (1988) 29–53.

ההנחה השנייה היא שאי-הציות לחוק ממשיך להיות נרחב עקב שיעורי הגילוי הנמוכים. למשל בארה"ב מעריך משרד החשב הלאומי כי 65% מכלל הכפופים לחוק מפֶרים ככל הנראה את חוקי איכות האוויר. נתון זה מופיע ב-Russel (1990) לעיל ה"ש 288, בעמ' 225. באנגליה, לעומת זאת, ה-EA מעריך כי הציות לתנאי רישיון העסק הקובעים סף מספרי לפליטה, נעים בממוצע בין 48%-83%, בעוד שממוצע הציות המשוער הוא של 74% וממוצע אי הציות המשוער הוא 26%. נתון זה מופיע ב: A.G. Heyes, "Making Things Stick: 14(4) Enforcement and Compliance", *Oxford Rev. of Econ. Policy* 50, 51 (1998).

בשני המקרים מסתמכות ההנחות הללו על נתונים קלושים.

[310] D. Epple & M. Visscher, "Environmental Pollution: Modeling Occurrence, Detection and Deterrence", 27 *J. of L. & Econ*. 29-60 (1984).

[311] W. Magat & W.K. Viscusi, "Effectiveness of the EPA's Regulatory Enforcement: The Case of Industrial Effluent Standards", 33 *J. of L. & Econ*. 331-360 (1990).

[312] B. Laplante & P. Rilstone, "Environmental Inspections and Emissions of the Pulp and Paper Industry in Quebec", 31(1) *J. of Envtl. Econ. & Mgmt*. 19-36 (1996).

מחקר על תעשיית העיסה והנייר בארה״ב, מצביע על כך שהפיקוח משפיע לטובה לא רק על היקף הפליטות לאוויר, אלא אף על מִשכן.[313]

המחקרים משנת 1984 ומשנת 1990 הצביעו על כך שהגברת פעילות הפיקוח מובילה לשיפור בנוהגי הדיווח העצמי של התעשיות הכפופות לרגולציה. מכאן שלא זו בלבד שלפעולות הפיקוח יש השפעה ממשית על היקף הפליטות של מפעלים, הן גם מאפשרות לרגולטור לקבל מידע טוב יותר על פרופיל הציות של המפעל כאשר ישנה ברגולציה חובה לקיים דיווח עצמי.[314] משמעות הדבר היא שהתועלת הסביבתית של הפיקוח אינה מתמצה בהשפעה הרתעתית ספציפית. לפיקוח יש השפעה הרתעתית כללית הנוגעת לא רק להיקפי הפליטות, אלא גם לנכונות הציות לכללי הדיווח העצמי. תופעה זו מביאה לחיסכון בעלויות האכיפה לטווח הארוך עקב הפחתה בכמות המידע שעל הרשות האוכפת לחשוף בכוחות עצמה.

במחקר שבוצע בשנת 2005 בקרב תעשיית הנייר ועיסת הנייר בארה״ב, הראו החוקרים כי הטלת קנסות על פירמות ספציפיות, גורמת ל״חיזוק המוניטין של הרגולטור״, המשפיע מצידו באופן חיובי על הציות בקרב יתר הפירמות בענף. החוקרים איששו למעשה את האפקט ההרתעתי הכללי שיש לפיקוח המלווה בקנס. מסקנתם היא כי לא גובה הקנס, אלא ודאות הטלתו היא שמשפיעה יותר על ההרתעה.[315]

מחקרים אלה מובילים למסקנה כי לתדירות ולוודאות הביצוע של פעולות הפיקוח ולחשש מפני ביקורת יש תפקיד חשוב בעצירת נזקים סביבתיים. גם לאופן ביצוע הפיקוח נודעת השפעה חשובה. פיקוח המבוצע באופן בלתי-צפוי ולא-שגרתי מעורר מידה רבה יותר של הרתעה ולכן גם משיג תוצאות סביבתיות משמעותיות יותר מפיקוח שגרתי וצפוי. זאת גם אם היקף הפיקוח הראשוני אינו מעמיק. מטעמים אלה חשוב שמערכת האכיפה תפעל על-פי תכנית-פיקוח שהוגדרה מראש בהתאם לקווים המנחים שהצגנו. מדינות האיחוד האירופי נדרשות לחשוף את תכניות הפיקוח שלהן בפני הציבור, במגמה להגביר את השקיפות והבקרה הציבורית.[316]

---

[313] L.W.Nadeau, "EPA Effectiveness at Reducing the Duration of Plant-Level Noncompliance", 34(1) *J. of Envtl. Econ. & Mgmt*. 54-78 (1997).

[314] Dasgupta (2002) לעיל ה״ש 275, בעמ׳ 5.

[315] J. P. Shimshack & M.B. Ward, "Regulator Reputation Enforcement, and Environmental Compliance", 50(3) *J. of Envtl. Econ. & Mgmt*.519, 538 (November, 2005). במסקנות המחקר הם מציינים שניכר כי: ״On the margin a fine produces a large decrease in violation rates, on the order of about two-thirds reduction.״

[316] הנחיות האיחוד האירופי לעניין ביצוע פעולות פיקוח בתחום איכות הסביבה, European Parliament (2001) לעיל ה״ש 2.

ב. דיווח-עצמי

1. דיווח-עצמי מהו?

ניטור עצמי, שמירה עצמית של נתוני הניטור ודיווח עצמי (self-reporting) הם דרכים לחייב מזהמים לעקוב אחר פעילותם שלהם ולספק מידע על השפעתם הסביבתית לרשות האוכפת. ההכרה בחשיבות אמצעים אלה להשלמת המידע הקיים בידי גורמי האכיפה, הולכת וגוברת, וכלים אלה זוכים לפופולריות גדלה.[317] בארה"ב אומצה השיטה של דיווח וניטור עצמי כאמצעי מרכזי לאיסוף ולחשיפת מידע על זיהומים.[318] עקב המחסור המתמיד בכוח-אדם ובמשאבים, מאפשרת מערכת הדיווח העצמי למערך הפיקוח לעקוף את הצורך בביקורות שגרתיות רבות בלא מידע מוקדם, או לכל הפחות לצמצם את היקף הביקורות הללו.[319]

להלן הרחבה והדגמה של השימוש בניטור עצמי, שמירת נתונים ודיווח עצמי.

ניטור עצמי — משמעו שהמזהם מודד בעצמו את רמת הפליטות, את סילוק החומרים לסביבה או את אופן פעולתן של טכנולוגיות למניעת זיהום.[320] למשל, מפעל יכול לדגום ולנתח שפכים באופן תקופתי לבחינת ההימצאות והריכוז של מזהמים מסוימים. מפעל יכול לעקוב אחר פעולתם ותקינותם של מכשירים וטכנולוגיות למניעת זיהום, באמצעות מעקב אחר המתח החשמלי בציוד.

בישראל טרם הוטמעה מערכת כוללת של חובות ניטור ודיווח עצמי בחקיקה ראשית או משנית.[321] ישנם דברי-חקיקה בודדים המחייבים במפורש ניטור עצמי. ביניהם תקנות המים (מניעת זיהום מים) (תחנות-דלק) תשנ"ז-1997, המטילות חובה על מפעילי תחנות-דלק לערוך בדיקות חודשיות של אמצעי הניטור למניעת דליפות של מכלי-דלק.[322] במקרים

---

[317] בהנחיות לשיפור מערכות אכיפה סביבתיות במדינות מעבר שהוציא ה-OECD, ניטור, איסוף נתונים ודיווח עצמי אומצו ככלים מרכזיים. OECD (2003) לעיל ה"ש 280, בעמ' 17. ראו גם J. Livernois & C.J. McKenna, "Truth or Consequences: Enforcing Pollution Standards", 71(3) *J. of Public Econ.* 415-440 (March 1999).

[318] A. W. Reitze & S. D. Schell, "Self- Monitoring and Self-Reporting of Routine Air Pollution Releases", 24 *Colum. J. Envtl. L.* 61, 135 (1999).

[319] Cohen (1998) לעיל ה"ש 55, בעמ' 19.

[320] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 6-13.

[321] ד' טליתמן וא' טל "דיווח עצמי — המפתח לשיפור באכיפה הסביבתית בישראל" *סביבה ומדיניות — קובץ מחקרים* 87 (ע' אידלמן, א' טל וני בן-אהרון עורכים, 2002).

[322] תקנות המים (מניעת זיהום מים) (תחנות דלק),התשנ"ז-1997.
"סעיף 9. בדיקות אטימות...
(ב) מפעיל יערוך בדיקות אטימות תקופתיות כמפורט להלן:
(1) למכל ולצנרת — אחת לחמש שנים לפחות; ....

אחרים נהוג לעגן חובות של ניטור עצמי באמצעות מערך רישוי עסקים, המאפשר לרשות לקבוע חובת-ניטור שונה לכל עסק.[323]

שמירה עצמית של נתונים — משמעה שגורמים הכפופים לרגולציה אחראים על שמירת נתונים ופנקסים הנוגעים לפעילותם.[324] בישראל, מעטים דברי החקיקה הקובעים במפורש חובת רישום ושמירת נתונים. אחד החוקים הללו הוא חוק החומרים המסוכנים תשנ"ג-1993, המחייב בעל היתר-רעלים לערוך רישום מסודר של עסקאות המכירה והרכישה של רעלים ולשמור רישומים של אלה למשך שלוש שנים מיום הרישום האחרון.[325] הנוהג הוא לעגן את חובת הרישום ושמירת הנתונים בתנאי רישיון העסק.

דיווח עצמי — משמעו שגורמים הכפופים לרגולציה יספקו לרשויות את המידע שהתקבל מניטור עצמי ונאסף בשמירה עצמית של נתונים. החובה עשויה לחול באופן תקופתי על-פי דרישה או בנסיבות מסוימות, כגון התרחשות של תקרית זיהום.[326] בישראל קבועה חובת-דיווח במספר בודד של דברי-חקיקה סביבתיים. למשל, תקנות המים (מניעת זיהום מים)

---

(2) למתקן — מדי חודש, לגילוי דליפות באמצעי ניטור, לרבות פאזומטרים;
(3) לאמצעי הניטור למכל — מדי חודש, לבדיקת תקינותם.
(ג) מפעיל ישמור את תוצאות הבדיקות כאמור בתקנות משנה (א) ו-(ב) לתקופה שלא תפחת מחמש שנים, וימסרם לממונה לפי דרישתו."

[323] טליתמן (2002), לעיל ה"ש 321, בעמ' 87.

[324] U.S EPA (1992), לעיל ה"ש 104, בעמ' 6-13.

[325] ס' 5 לחוק החומרים המסוכנים.

"5. פנקסי רעלים
(א) בעל היתר רעלים ינהל פנקסי רעלים לפי הטופס שבתוספת השלישית ובהם יירשמו כל קניה ומכירה של רעלים.
(ב) בפנקס הקניות יפורטו תאריכה של כל קניה, החמרים שנקנו, כמותם וכן שמו של האדם שממנו נתקבלו.
(ג) בפנקס המכירות יפורטו תאריכה של כל מכירה, תיאורו של הרעל שנמסר וכמותו, השימוש לו הוא מיועד ושמו ומענו של הקונה.
(ד) כל רישום בפנקס המכירות ייעשה בזמן מסירת הרעל והקונה יחתום בצדו של הרישום; היתה המכירה לפי הזמנה בכתב תישמר ההזמנה במקום החתימה.
(ה) אין למחוק או לשנות ברישום בפנקס ואין להוסיף עליו; העסקאות יירשמו בזו אחר זו ויצוינו במספרים סידוריים.
(ו) נפלה טעות סופר, אפשר להביא תיקון בשולי הפנקס אך אין לתקן את הרישום המקורי.
(ז) העברת רעלים מבית עסקו הסיטוני של בעלם אל בית עסקו הקמעוני, תירשם בפנקסים של שני בתי העסק כאילו נעשה מכר.
(ח) הפנקסים יישמרו ויהיו פתוחים לביקורתו של הממונה או של עובד ציבור שהוא הרשה לכך בכתב, שלוש שנים מיום הרישום האחרון בהם."

[326] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 6-13.

(תחנות דלק) קובעות חובה מפורטת לדווח במקרים של דליפת דלק ממכלים של תחנות-תדלוק.[327] חוק מניעת זיהום ים ממקורות יבשתיים קובע כי מי שקיבל היתר לזיהום הים ידווח על הטלת הפסולת או על הזרמת השפכים לים.[328] תקנות מניעת זיהום מי הים בשמן (ביצוע האמנה), תשמ"ז-1987, מטילות חובה על האחראי על כל כלי-שיט לדווח על כל מקרה של שפיכה או חשש לשפיכה של שמן לים.[329]

כפי שצוין, שמירה עצמית של נתונים, כמו גם חובת הדיווח, מעוגנות ככלל בישראל באמצעות קביעת תנאים ברישיון העסק. כיום מוסיף המשרד להגנת הסביבה, כדבר שבשגרה, לרישיון העסק סעיף המחייב מפעלים לדווח על 'אירוע חומ"ס' — בו מעורבים חומרים מסוכנים העלולים לגרום סיכון לאדם או לסביבה. בחלק ממחוזות המשרד להגנת הסביבה

---

[327] ס' 12 לתקנות המים (מניעת זיהום מים) (תחנות דלק).

"12. דיווח על דליפת דלק

(א) מפעיל ידווח לממונה מיד על כל דליפה שכמות הדלק שדלף בה עולה על מטר מעוקב אחד, או על כל מקרה של דליפה המתמשכת במהלך יממה ויותר, ועל כל מקרה שמכל נמצא לא אטום כאמור בתקנה 10.

(ב) תוך 48 שעות מגילוי דליפה כאמור בתקנת משנה (א), ימסור המפעיל לממונה דוח בכתב על פרטיה; הדוח יכלול את הפרטים האלה:

(1) שם המפעיל;

(2) שם תחנת הדלק שבה אירעה הדליפה, מיקומה, ונקודת ציונה במפה;

(3) התאריך והשעה שבהם אירעה או התגלתה הדליפה;

(4) סיבת הדליפה, תיאורה, ואופן גילויה;

(5) סוג הדלק שדלף וכמותו;

(6) שטח קרקע שזוהם;

(7) כמות דלק שנאספה ושיטת האיסוף;

(8) פעולות שננקטו להפסקת הדליפה."

[328] ס' 4 לחוק מניעת זיהום הים ממקורות יבשתיים.

[329] ס' 46א לתקנות מניעת זיהום מי הים בשמן (ביצוע האמנה), התשמ"ז-1987.

"46א. חובת דיווח

קברניט כלי שיט, בעלו, סוכנו או אדם אחר האחראי לכלי שיט אשר ממנו נשפך או עלול להישפך שמן לים, או המבחין בשמן שנשפך או עלול להישפך לים בסביבת כלי שיט, ידווח מיד בליווי פרטים רבים ככל האפשר בהתאם להוראות המפורטות להלן; דיווח כאמור ייעשה גם בכל עת שבו ניזוק או התקלקל כלי שיט שאורכו 15 מטרים ומעלה, אם בנזק יש כדי להשפיע על בטיחות כלי השיט:

(1) דיווח ייעשה אם נשפך שמן לים מכל סיבה שהיא או עלול להישפך שמן לים, וכן בעת שמתבצעת הזרמת שמן בזמן תפעול כלי השיט, בכמות העולה על המותר או במהירות הגבוהה מן המותר בתקנות אלו;

(2) דיווח על שפיכה של שמן לים ייעשה בהתאם לנוסח שיורה עליו המינהל והוא יכלול את הפרטים שלהלן לפחות:

(א) זהותם של כלי השיט המעורבים;

(ב) שעת התקרית, הסוג והאתר שבו אירע;

(ג) כמות השמן וסוגו;

(ד) אמצעי סיוע והצלה שננקטו."

הונהגה גם שיטה לפיה נדרשים מפעלים בעלי רישיון עסק, להגיש מדי שנה בשנה דין וחשבון על עמידתם בתנאי רישיון העסק. במסגרת זו עליהם להגיש את המידע המצוי ביומן האירועים, בו מצוינות בין היתר פליטות לאוויר, כולל פליטות אקראיות, מטרדי ריח ואירועי חומ"ס.[330] שיטת הדיווח הנדרשת אינה מיידית ברוב המקרים. דיווחים תקופתיים עשויים להינתן על פליטות שהתרחשו לפני זמן, בנסיבות אשר בהן הנזק הסביבתי כבר נגרם ונשללה כבר מן הרשויות היכולת הממשית לדרוש את תיקונו.

2. מגבלות השימוש במידע המתקבל מדיווח עצמי

השימוש במידע המתקבל מדיווח וניטור עצמי, בדרכים שונות, אינו חף מבעיות. בארה"ב למשל, נעשה שימוש בדיווחים המתקבלים מדיווח עצמי בעיקר על-מנת לכוון את הפיקוח למתקנים הדורשים בקרה מוגברת. לעומת זאת, לעִתים רחוקות עושות הרשויות שימוש במידע המתקבל מדיווח עצמי כבסיס להטלת סנקציות עונשיות או מִנהליות נגד הגורם המדווח.[331]

בארה"ב עלתה במלוא חומרתה השאלה אם ראוי לעשות שימוש במידע המתקבל מדיווחים, לצורך הטלת סנקציות, במיוחד בהקשר של ביקורות עצמיות (self-auditing). ביקורת עצמית שונה מדיווח וניטור עצמיים בכך שהיא אינה מחויבת בחקיקה ומתבצעת באופן וולונטרי על-מנת שהפירמה תקבל תמונת-מצב מלאה על ביצועיה הסביבתיים ותוכל להתמודד מראש עם כל בעיה שעלולה להתעורר. המשותף לשני סוגי המידע (הן זה המתקבל עקב חיוב חוקי והן זה הניתן באופן וולונטרי) הוא ששניהם התקבלו כתוצאה ממאמצי הפירמה לנטר ולחשוף ליקויים. הטענה שהִשמיעה התעשייה בארה"ב וזכתה לתמיכה מצד האקדמיה, היתה כי שימוש שיעשו רשויות האכיפה במידע המועבר אליהן ממתקנים ייצור תמריץ שלילי ויגרום לתעשייה שלא לבצע ביקורות עצמיות או חלקיות מחשש לסנקציות.[332] אחד הפתרונות שהוצעו בהקשר זה (המיושם גם על השימוש בדיווחים המתקבלים מניטור עצמי המבוצע לפי חוק) הוא ששיקול הדעת המופעל בהענשת פירמות אלו יביא בחשבון דיווח שבוצע כהלכה וכי הענישה של מי שהפרו את הרגולציה הסביבתית במקרים אלה תהיה קלה או תיוּתר.[333]

---

[330] טליתמן (2002), לעיל ה"ש 321, בעמ' 89, 97.

[331] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 6-13.

[332] לפירוט מלא של הטענות בהקשר זה ראו: R.W Darnell, "Environmental Criminal Enforcement and Corporate Auditing: Time For A Compromise?", 31 *Am. Crim. L. Rev.* 124, 132 (1993-1994).

[333] להרחבה A. W. Reitze & L. D. Hoffman, "Self-Reporting and Self Monitoring Requirements Under Environmental Laws", 1 *Envtl. L.* 691, 716 (1994-1995). שם מפרטים הכותבים את המדיניות של ה-EPA לענישה בעקבות שימוש בדיווחים עצמיים. הם מציינים כי ה-EPA לא ידרוש השתת קנס

3. יישום אפקטיבי של חובת הדיווח העצמי

המחשבה הרווחת היא כי השימוש בכלים של דיווח, שמירת נתונים וניטור עצמי, עשוי ברוב המקרים לסייע בהשגת יעדי האכיפה הסביבתית. ברם, מחקרים כלכליים העלו ספקות ביחס לשאלה אם דיווח וניטור עצמיים אכן משיגים שיפור בתוצאות הסביבתיות של פירמות, ואם הם מקטינים את עלויות הפיקוח המונחות על כתפי הרשות האוכפת.

(א) דיווח עצמי ויעילות

הנטייה היא לחשוב שדיווח וניטור עצמיים הם יעילים מבחינה כלכלית יותר מהפעלת מלוא הניטור והפיקוח על-ידי הרשויות, שכן הם מעבירים את עלות הניטור ואיסוף המידע אל גורמי הזיהום עצמם. עלויות הניטור וגילוי ההפרות עבור מפעלים מזהמים, נמוכות מאלו של הרשויות. דיווח וניטור עצמיים מאפשרים תוספת מידע לגורמי האכיפה בלא שביצעו פעולות פיקוח וניטור בעצמם. הם שומרים על רמת ההרתעה הקיימת תוך צמצום עלויות האכיפה.[334] אך השְׁערות אופטימיות אלו לא אומתו במלואן. אחד המחקרים הראשונים שבחנו נוהגי דיווח עצמי בתחום הרגולציה הסביבתית, הגיע למסקנות סותרות. מחד-גיסא נמצא כי דיווח עצמי המלווה באכיפה נוקשה של התנאים לביצועו, יגרום ככלל לירידה בזיהום של פירמות. מאידך-גיסא, גידול בסנקציה על אי-דיווח, עשוי להיות דווקא בעל השפעה הפוכה וליצור גידול מעשי בהיקף הפליטות וזאת בְּתלות בתדירות הטלת הסנקציה ובגודלה.[335]

אי-בהירות קיימת גם בשאלה אם דיווח עצמי מצמצם באופן משמעותי את עלויות הפיקוח והאכיפה של הרשויות. מחד-גיסא, אם ההנחה היא שאין עלויות לאכיפת החובה של דיווח עצמי כשלעצמו, אזי ברור שהעברת עיקר נטל הניטור והדיווח אל המזהמים מקטינה את עלויות הפיקוח ואיסוף המידע מצד הרשות.[336] מאידך-גיסא, על-מנת לוודא דיווח עצמי והעברת דיווחים אמינים, נדרשת הרשות לממן את בחינת הציות לחובת הדיווח והניטור על-ידי פירמות. למעשה מדובר בהמרה של עלויות ניטור ופיקוח על פליטות, בעלויות של פיקוח

אזרחי או פלילי וכן לא יפתח ככלל בהליכים פליליים נגד פירמה שזיהתה את ההפרה, דיווחה עליה מרצונה ופעלה לתקנה בהתאם לכל הנחיות ה-EPA. פירמות שעמדו במרבית ההנחיות של ה-EPA בנוגע לדיווח עצמי ולתיקון ההפרות, יקבלו "הנחה" של עד 75% בגובה הקנס.

[334] U.S EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 13-6.

[335] J. D. Harford, "Self-Reporting of Pollution and the Firm's Behavior Under Imperfectly Enforceable Regulations", 14(3) *J. of Envtl. Econ. & Mgmt*. 293-303 (Sept., 1987).

[336] מודל של היעדר עלויות אכיפה של דרישת הניטור והדיווח העצמי מאומץ במחקרם של: L. Kaplow & S. Shavell, "Optimal Law Enforcement with Self Reporting Behavior", 102(3) *J. of Pol. Economy* 583-606 (1994). לכן לא ייפלא כי קביעת חובה זו נמצאת תמיד יעילה מבחינת הקטנת הוצאות הפיקוח של הרשויות.

ובקרה אקראיים על דיווחים עצמיים, הטלת סנקציות על מי שהדיווחים שלו נמצאו שקריים, והטלת סנקציות על עצם הזיהום. במחקר שבחן את השפעות הדיווח העצמי על מערכת העלויות במקרים של זיהום אקראי או בלתי-מכוון, נמצא כי תכנית המחייבת דיווח עצמי אכן מפחיתה במקרים רבים את עלויות הניטור מצד הרשות. אך בד בבד היא מחייבת את הרשות להטיל סנקציות לעתים דחופות יותר.[337] במודל הכלכלי המוצג במחקר, נמצא כי דיווח עצמי יוזיל את עלויות האכיפה הכלליות המוטלות על הרשות, רק כאשר: 1) עלויות הניטור והפיקוח על הפליטות הן גבוהות; 2) רמת הדיוק של הניטור המבוצע על-ידי הרגולטור היא נמוכה (ההנחה עליה מתבסס המודל הכלכלי של המחקר היא שציוד הניטור של הרשות הוא מיושן ונוטה לאי-דיוקים); 3) הסנקציה המקסימאלית שניתן להטיל בגין הפרת הרגולציה הסביבתית היא נמוכה.[338]

לאור ממצאי המחקרים נראה שדיווח עצמי לא יוריד בהכרח את עלויות האכיפה. כאשר עלות הטלת הקנסות וגבייתם היא גבוהה (שכן בתכנית המתבססת על דיווח עצמי עוסק הרגולטור יותר בהטלת קנסות מאשר בפיקוח) וכאשר רמת הדיוק של ציוד הניטור של הרגולטור היא טובה במיוחד, עלול הדיווח העצמי להיות בלתי-יעיל בהפחתת עלות הניטור של הרשות.[339] יוער כי לתוצאות המחקר שהסיק מסקנה זו יש השלכות מוגבלות, שכן הוא עסק בזיהום אקראי בלבד — הנגרם שלא במתכוון (למשל כתוצאה מליקויים בפעולה של טכנולוגיות להפחתת הזיהום במפעל). בנסיבות אלו ייתכן דווקא שדיווח עצמי המביא לגילוי ההפרה ולתיקונה מבעוד מועד, ימנע את העלויות המשפטיות הכרוכות בהתגוננות כנגד תביעה מצד הרשויות. מאידך-גיסא, המחקר לא עסק במקרה הנפוץ של זיהום מכוון אשר נגרם כתוצאה מהיעדר טכנולוגיות מתאימות למניעת הזיהום או להפחתתו. במקרה זה עשויות ההשפעות החיוביות של דיווח עצמי להיות קטנות ממה שנמצא במחקר, כי התעשייה מעוניינת בהסתרת זיהום הנגרם על-ידה ואינה מעוניינת לפעול לתיקון ההפרות שהתגלו.

(ב) דיווח עצמי ומַקסוּם התוצאות הסביבתיות

כדי להבטיח את מימוש היעד של מַקסוּם התוצאות הסביבתיות של מנגנון הדיווח העצמי, צריכים להתקיים מספר תנאים. בלא קיומם של תנאים אלה קשה לשער כיצד תושג תועלת מהוספת דרישה לדיווח עצמי בשיטת-אכיפה כלשהי.

---

[337] A.S Malik, "Self Reporting and Design of Policies for Regulation of Stochastic Pollution", 24(3) *J. of Envtl. Econ. & Mgm.t* 241, 251 (1993).

[338] שם, בעמ' 242-243.

[339] Malik (1993) לעיל ה"ש 337, בעמ' 254.

1. הגדרה מפורטת ומדוקדקת של דרישות הניטור, אופן שמירת הנתונים והדיווח — יש להגדיר מהם החומרים המחייבים ניטור, כיצד יש לשמור את הנתונים ולנתחם (הגדרת שיטות אחידות של דיגום שמירה, ניתוח נתונים והצבת סטנדרטים אחידים של מעבדות),[340] הגדרת החומרים ותדירות הדיווח. יש היגיון רב ביצירת מערכת-דיווח מדורגת הקובעת את תדירות הדיווח בהתאם לחומרת הנזק הסביבתי והסיכון לבריאות הציבור. למשל, חובת דיווח מיידית עשויה לחול כאשר יש חשש לפגיעה בבריאות הציבור או לסכנה לציבור (כגון אירועי חומ״ס) או כאשר הנזק הסביבתי שנוצר מחייב שיקום (כגון זיהום קרקע ומים). דיווחים תקופתיים ימסרו על זיהום המתרחש במדיה שאינם ניתנים לשיקום (אוויר) וכאשר חומרת האירוע אינה גורמת סכנה לבריאות הציבור. שיטת-דיווח מדורגת, תואמת את יעד האכיפה של מְקסוּם התוצאות הסביבתיות ותואמת גם את היעד של יעילות, בכך שהיא מטילה חובת-דיווח מיידית (ויקרה יותר) רק בנסיבות בהן מתעורר חשש לנזקים חמורים.

2. לצד מערכת לדיווח עצמי צריך שתהיה אכיפה שתיצור הרתעה מפני אי-דיווח — מערך פיקוח המתבסס על דיווחים עצמיים אינו יכול להחליף מערך יזום המתבסס על הערכת סיכונים או על השיטות האחרות שנִמנו לעיל. בד בבד יש להנהיג הקלות בענישת מפעלים שדיווחו כנדרש ותיקנו את הליקויים שהתגלו בדיווחיהם, וזאת כתמריץ חיובי ליושר ולאמינות בדיווח.[341]

3. סיוע לעסקים בהפרה ובהטמעה של דרישות הדיווח העצמי החלות עליהם בצד מערכת תמריצים הרתעתיים. בחלק מן המקרים עשויות דרישות אלו להיות מורכבות ביותר ונדרשת רמה גבוהה של מומחיות לעמידה בתנאי הדיווח. קיומה של מערכת התומכת בדיווח, תואמת את היעד הנורמטיבי של האכיפה.

לבסוף יש לציין כי דיווח עצמי עשוי לסייע במימוש יעדים של צדק סביבתי, אם המפעל מחויב לדווח גם על היבטים של צדק סביבתי בפעילותו, ובעיקר על השפעות הזיהום שלו על אוכלוסיות חלשות.

---

[340] OECD (2003) לעיל ה״ש 280, בעמ׳ 17. ס׳ 12 לכללים אלה, ממליץ על סטנדרטיזציה של מעבדות התומכות בדיווח וניתוח של נתוני ניטור.

[341] טליתמן (2002) לעיל ה״ש 321, בעמ׳ 91-90. ראו גם ס׳ 12 של עקרונות ה-OECD (2003), לעיל ה״ש 280, בעמ׳ 17. הקובע כי: ״The legal framework for self-monitoring should stipulate that tampering with control or monitoring equipment to give false results, false reporting and intentional failure to report are serious offenses. *Willingness to self-monitor can be raised if sanctions are suspended when regulates report non compliance immediately and correct both violation and damage.*״ (ההדגשה שלי. א׳ ק׳)

ג. התראות ושימועים

התראות ושימועים (להלן גם 'אכיפה מִנהלית') משרתים את רשויות האכיפה. הם אינם יכולים להיחשב סנקציות, אלא הליכי-ביניים בדרך להפעלת סנקציה פלילית או מנהלית. הם נועדו להביא לעצירת העבירה הסביבתית ולקטיעת רצף הנזקים. התראה עשויה להינתן מתוקף חוק או מתוקף סמכות מנהלית כללית של הרשות האוכפת. מכתבי-התראה מביאים לידיעת מפרי-חוק את העובדה שגורמי האכיפה מודעים לביצוע העבירות. מכתב-התראה יכלול את פרטי העבירה המיוחסים לחשוד, את החקיקה המופרת ואת המועד המחייב ציות. המכתב עשוי גם להציע פגישה עם מפקחי האכיפה להנחיה בדבר הדרכים והאמצעים הנדרשים להבטחת הציות. כמו כן כוללת ההתראה איום בהפעלת סנקציות מנהליות או פליליות.[342]

שימועים נערכים על-ידי גורמי האכיפה וגורמים מקצועיים במשרד להגנת הסביבה, על-מנת לבחון את עובדות ההפרה לעומקן ולשמוע את גרסתו של החשוד בביצוע עבירה סביבתית. מבחינת יעדי האכיפה, השימועים עשויים אף הם לפעול כהתראה. הזמנת חשוד לשימוע, היא אינדיקציה לכך שהרשות מודעת לעבירותיו. בעת השימוע מציבה הרשות תנאים לסילוק המפגע.[343] השימוע אמור להתקיים ללא עורך-דין, על מנת ליצור אווירה של ישיבת-עבודה ולא של התנצחות משפטית. אולם השימוע תורם גם לייעול הליכי החקירה וההעמדה לדין. כדי להימנע מכך שהשימוע ישמש מעין התראה שתאפשר לחשוד לשבש ראיות, חשוב שבעת השימוע יהיו בידי רשויות האכיפה די ראיות כדי להעמידו לדין.

מטרתם העיקרית של מכתבי ההתראה ושל השימוע היא לסיים את האי-ציות המתמשך ולהסדיר את המִפגע הסביבתי שנוצר ממנו. תפקיד זה מושג בהליך שהאסטרטגיה המופעלת בו היא בעיקרה נורמטיבית, שכן בשלב זה טרם ננקטה כל סנקציה שיש בה כדי להרתיע. אולם, התראות ושימועים עשויים ליצור גם הרתעה שבכוחה למנוע עבירות ולא רק להפסיקן. הרתעה נוצרת כאשר צעדי האכיפה יוצרים אצל המפר חשש ממשי שאם ימשיך בהתנהלותו הוא צפוי לעונש.[344] בהקשר זה יש להזכיר מחקר אקונומטרי שבוצע בארה"ב ומצא כי לפעולות-אכיפה מנהליות (כגון מכתבי-אזהרה) אין אפקט מרתיע של ממש — כללי או ספציפי — גם כאשר ההסתברות להטלת העונש בעקבות ההתראה היא גבוהה.[345] ברם, זהו מחקר בודד

---

[342] EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 6-7.

[343] עו"ד זוהר שקלים, ראש אגף אכיפה במשרד להגנת הסביבה, ציינה בראיון טלפוני (מיום 11.2.2007) כי בשימוע מעביר המשרד למי שהוזמן לשימוע, רשימה של תנאים לתיקון או לסילוק המפגע — רשימה דומה לזו הניתנת בהתראה, אך יכולה גם להוסיף על התנאים שנקבעו בהתראה.

[344] Ogus (2002) לעיל ה"ש 12, בעמ' 296.

[345] Shimshack (2005) לעיל ה"ש 315.

ונדרשים מחקרים נוספים כדי לאמת או לשלול את ההנחה כי בכוחם של שימועים והתראות ליצור הרתעה אם האיום הנלווה אליהם הוא ממשי ואמין.

השימוש בהתראה ושימוע מתאים יותר לעבירות מתמשכות שיש לעצור את הזיהום הנובע מהן ולא למקרים של זיהום חד-פעמי שנִשלם. דוגמא לכך יש בעבירות על חוקי זיהום-אוויר, פליטות מתמשכות לאוויר, הפרת חוקי המים בהזרמת שפכים לסביבה בניגוד לתקן או הפרת רישָיון העסק בתחומים שונים. לעומת זאת, בנסיבות בהן אי-הציות הוא חד-פעמי — למשל, בשחרור חד-פעמי של חומרים מסוכנים עקב דליפה או הטלת פסולת — מכתב-התראה אינו אפקטיבי. הוצאתו תגרום לעיכוב הליכי האכיפה והענישה ולכן יכולה להיות לו הצדקה רק אם גורמי האכיפה מעדיפים שלא לנקוט אמצעים, בתקווה שההתראה תרתיע את המפר מביצוע עבירות בעתיד.

בישראל עושים רכזי האכיפה של המשרד להגנת הסביבה שימוש לא מבוטל בהתראות ובשימועים כאמצעי-אכיפה מנהלי. מנתוני טבלה 3(4) להלן, עולה כי בין השנים 2002-2006 הוגשו מדי שנה בממוצע כ-769 התראות ובוצעו בממוצע כ-205 שימועים על-ידי רכזי המשרד בכל מחוזותיו. ברם, השוואת נתונים אלה לנתוני ברירות-משפט (ממוצע של 13,223 לשנה בין השנים 2000-2006) מראה כי השימוש בהתראות ושימועים נופל בהרבה מהשימוש בברירות-משפט.

כמו כן, קיימים נתונים ביחס להסדרת מפגעים כתוצאה משימוש באכיפה מנהלית. מתוך נתוני טבלה 3(4) עולה כי בין השנים 2003-2006 52% בממוצע ממקרי ההפרה שטופלו באמצעות התראה הוסדרו לאחר שזו ניתנה, ו-45% מהמקרים שהובאו לשימוע הוסדרו בעקבות השימוע. מאחר שבשלב ההתראה או השימוע טרם נקט המשרד להגנת הסביבה סנקציה כלשהי נגד העבריין, הדבר מעיד על פניו על הצלחה בלתי-מבוטלת של התראות ושימועים בהסדרת בעיות סביבה.[346]

לאור האמור, האפקטיביות של שימועים והתראות ביחס להשגת יעדי האכיפה צריכה להימדד לפי מספר פרמטרים:

1. *מִקסוּם התוצאות הסביבתיות* — בהיבט של עצירת עבירות הרי שאחוז המַפגעים שהוסדרו והיקף הפליטות שהופחתו כתוצאה משימוש באכיפה המנהלית, הם שיעידו על

[346] לטענת עו"ד זוהר שקלים, ראש אגף תיאום אכיפה במשרד להגנת הסביבה, כ-75% מאירועי ההפרה מוסדרים בעקבות השימוש בכלים מנהליים (השיחה עמה התקיימה ביום 12.12.2006). אולם נתון זה לא ניתן לאימות, שכן חסרים נתונים על המספר הכולל של המפגעים בהם טיפלו רכזי האכיפה של המשרד להגנת הסביבה, וכן מספר המפגעים שטופלו ביותר מכלי מנהלי אחד.

השגת היעד של מִקסוּם תוצאות סביבתיות.[347] בנוסף לכך יש מקום לבחון אם פעולות-אכיפה מנהליות יוצרות הרתעה שיש בה כדי להביא למניעת עבירות. נטען כי אפשר ליצור באמצעותן מידה כלשהי של הרתעה אם האיום בהטלת עונש בעקבות השימוש בכלים אלה נתפס כממשי ורמת הוודאות וההסתברות להטלת הסנקציה היא גבוהה.[348]

2. *יעילות* — מושגת באם השימוע או ההתראה הביאו לתיקון ההפרה ולעצירת הנזק. בכך מוֹנעת הפעולה המנהלית את המשך ההפרה ואת הפעלת אכיפה אמצעי האכיפה העונשיים שיש בהם כדי לפגוע בפעילותה של הפירמה ולהגדיל את הוצאות האכיפה.

3. *צדק סביבתי* — השימוש בהתראות ובשימועים מגביר את הצדק ההליכי שממנו נהנים מי שנמצאו אשמים בהפרת הרגולציה. ביחס לתוצאות הסביבתיות, צריך השימוש בהם להיעשות בדרך המגשימה חלוקה הוגנת של התועלות הסביבתיות.

[347] ה-EPA בארה״ב פיתוח שיטות לחישוב היקף הפחתת פליטות כתוצאה ממאמצי-אכיפה. ראו: U.S EPA-OECA, *Case Conclusion Data Sheet Training Booklet* (Aug., 2004), available at www.epa.gov/compliance/resources/publications/data/tools/ccds.pdf (last accessed 1.10.2007). פירוט על שיטה זו יובא בפרק הרביעי, בו ייסקרו שיטות מתודולוגיות ליישום מדדי האפקטיביות של האכיפה.

[348] Ogus (2002) לעיל ה״ש 12, בעמ׳ 296.

טבלה 3(4): **שימוש בכלי-אכיפה מנהליים בין השנים 2002-2006 במשרד להגנת הסביבה**[349]

	התראות			שימועים			צווים להסרת מפגע			צווי סגירה מנהליים		
שנה	מספר	מפגע שהוסדר בהתראה	אחוז	מספר	מפגע שהוסדר בשימוע	אחוז	מספר	מפגע שהוסדר בצו	אחוז	מספר	מפגע שהוסדר בצו סגירה	אחוז
2002	843	**305		225	**49		***85	**25		6	4	67%
2003	669	329	49%	174	79	45%	115	58	50%	5	1	20%
2004	809	411	51%	197	91	46%	107	59	55%	7	6	86%
2005	698	355	51%	185	92	50%	119	69	58%	4	4	100%
2006	825	462	56%	246	98	40%	76	31	41%	4	2	50%
ממוצע	**769**	**372**	**52%**	**205**	**82**	**45%**	**107**	**48**	**51%**	**6**	**4**	**64%**

[349] *מקורות הנתונים לטבלה 3(4):*

נתונים גולמיים אשר שימשו לעיבוד המידע בטבלה 3(4) התקבלו מדוחות האכיפה של המשרד להגנת הסביבה לשנים 2002-2006. בדוחות המשרד מחולקים הנתונים לפי מחוזות (צפון, חיפה, תל-אביב, מרכז, ירושלים ודרום). בתוך כל מחוז ישנה התייחסות להליכים מנהליים לפי דברי-חקיקה סביבתיים שונים. בכל שנה מהשנים שנבדקו נמצאו וריאציות בשיטת הדיווח של כל מחוז. בשנת 2002 היתה השונות בין שיטות הדיווח שלפיהן נהג כל מחוז, הגדולה ביותר.

סה"כ הפעולות המנהליות אינו מקביל למספר המפגעים שטופלו. מספר המפגעים קטן יותר באופן טבעי, שכן ישנם מפגעים שלגביהם מבוצעת יותר מפעולה מנהלית אחת (למשל, ניתנת התראה ומתקיים גם שימוע). נתוני ההסדרה משקפים את הצלחתה בעקבות הפעולה האחרונה שבוצעה. עו"ד זוהר שקלים, ראש אגף אכיפה במשרד לאיכות הסביבה, ציינה בראיון טלפוני (ביום 11.2.2007) כי במשרד להגנת הסביבה סבורים שאחוז ההסדרה בעקבות נקיטת פעולות מנהליות מגיע אפילו כדי 70%. ההסבר לכך שערך זה אינו משתקף בנתוני האכיפה, נעוץ לדעתה בכך שלא ניתן לבצע חתך של מפגעים שהוסדרו וננקטו כלפיהם פעולות-אכיפה אחדות, ולא רק פעולה אחת.

**בשנת 2002 לא דיווחו מחוזות ת"א והדרום על אחוזי הסְדרה כתוצאה מנקיטת הליכים ספציפיים, אלא רק על מספר כולל של מפגעים שהוסדרו על-ידי המחוז. לכן, נתון הסדרה המופיע בטבלה לשנה זו ביחס לכל כלי-אכיפה מנהלי הוא חלקי בלבד ומסיבה זו לא הוצג נתון בעמודות האחוזים. לשם קבלת תמונה על אחוז ההסדרה לשנה זו, ניתן להתייחס לנתון הכולל בלבד.

***בשנת 2002 מחוז המרכז לא דיווח על צווי-ניקוי.

****מחוזות המרכז והדרום לא הבחינו בדיווח בין תיקים שהועברו לחקירה לבין תיקים שהועברו לתביעה, והדיווח שלהם היה כולל ביחס להעברת הפרות להליכי-אכיפה פליליים. הנתונים הוספו לעמודת החקירה.

*****נתונים אלה לא נכללו בדוח המשרד לשנת 2005 ונתקבלו בעקבות בקשת-מידע. מתוך תשובה לבקשת העברת מידע שהתקבלה בדוא"ל משרית לוי גרוסו, מרכזת חוק חופש המידע במשרד להגנת הסביבה, ביום 12.4.2007.

טבלה 3(4): **המשך**

שנה	סה"כ פעולות אכיפה מנהליות	סה"כ הוסדרו	אחוז	סה"כ תיקים שהועברו לאכיפה פלילית	אחוז
2002	1159	**477	41%	272	23%
2003	963	467	48%	229	24%
2004	1120	567	51%	241	22%
2005	1006	520	52%	*****181	22%
2006	1151	593	52%	63	5%
ממוצע	**1080**	**525**	**49%**	**204**	**19%**

ד. התערבות מערכת האכיפה בניהול התאגיד

מערכת האכיפה עשויה להתערב באופן ישיר בניהול תאגיד שנמצא חורג מהוראות הרגולציה הסביבתית, במטרה לכפות עליו שינוי בדרכי התנהלותו ולמנוע את המשך היווצרותם של נזקים סביבתיים כתוצאה מפעילותו.[350] קיימים שלושה אמצעים עקרוניים להתערבות, שניתן להבחין ביניהם לפי דרגת ההתערבות ומידת הכפייה המתלווה לכל אמצעי. אמצעי ראשון — דרישה ליישום מערכת לניהול סביבתי (להלן: "מנ"ס"). אמצעי שני — תקופת מבחן תאגידית. אמצעי שלישי — דרישה למנות אחראי על תחום איכות הסביבה.

1. דרישה ליישום מערכת לניהול סביבתי

כדי להביא לשינוי בנוהגי התאגיד ובאופן התנהלותו, עשוי החוק להעמיד לרשות מערכת האכיפה את האפשרות לחייב את התאגיד להטמיע מערכת לניהול סביבתי (מנ"ס). החיוב להטמיע מנ"ס יכול להיפלל בהחלטה שיפוטית או בהסדר-פשרה בין הרשות למפר. משמעות הדבר אינה החלפת מערכת אכיפה הרתעתית בשיטת-הסדרה רצונית[351] אלא מדובר בכפייה של יישום מנ"ס היכן שהתאגיד נמצא מפר את החוק.

---

[350] באמצעים אלה נעשה שימוש הן על-מנת לעודד את הציות ללא קשר לאיתור עבירה סביבתית והן על-מנת להשיג ציות ולעצור נזקים סביבתיים. כך למשל נקבעה בחוק המים הגרמני החובה למנות קצין סביבתי בתאגידים שניתן להם היתר לפלוט לסביבה יותר מ-750 מ"ק של מי-קולחין. ראו: Article 21a, The German Water Resources Management Act v. 26.8.1992 (BGBI. I S 1564). לתרגום אנגלי ראו: *German Environmental Law: Basic Texts and Introduction* 251-89 (G. Winter Ed., 1994).

[351] החלפת מערכת-אכיפה הרתעתית שאינה אפקטיבית דיה, במערכת הסדרה רצונית — כאשר זו אינה פועלת תחת חרב האכיפה — עלולה לגרום להידרדרות נוספת במצב הסביבה. N. Roth Arriaza,

ישנם סוגים שונים של מנ"ס. הידוע שבהם הוא תקן ISO 14001 של ארגון הסטנדרטים העולמי.[352] מערכת לניהול סביבתי מורכבת ממערכת הנחיות לניהול סביבתי בארגון. העיקרון המארגן של הנחיות אלו הוא 'שיפור מתמיד' בניהול הסביבתי של הפירמה. עם זאת, אין אחדות-דעים תיאורטית באשר לאפקטיביות של מנ"ס ביצירת שיפור סביבתי ממשי בפעילותם של עסקים, ובפרט ביכולתה של מנ"ס להביא לכך שהעסק יעמוד בדרישות הרגולציה לאחר שהפר אותן. גם ממצאים אמפיריים יוצרים חוסר-ודאות באשר ליכולתן של מערכות לניהול סביבתי להביא לשינוי ממשי בהתנהלות הסביבתית של התאגיד.[353]

הסיבה לחוסר האמון ביכולתה של המנ"ס להביא לציות לרגולציה הסביבתית, טמונה בחלקה בדרישות הגלומות במערכות הנפוצות. לדוגמא, מפעלים מוסמכי ISO 14001 נדרשים אך ורק 'להתחייב' לציות לחוק. הם אינם נדרשים לציית להוראותיו בפועל. מחד-גיסא נדרש המפעל להפעיל מנגנונים לאיתור סטיות מדרישות החוק, האמורים להובילו לציות לאורך זמן.[354] מאידך-גיסא, הדרישה 'לשיפור מתמיד' יכולה להתבטא בשיפור עד לציות לחוק או בשיפור בהיבטים שוליים בלבד. מוקד המנ"ס הוא בבחינה רציפה של תהליכי ניהול וייצור על-מנת להפחית פסולת וזיהום ולהגביר את יעילות הייצור, במגמה להביא לשיפור מתמיד.[355] יתר על כן, התֶקֶן אינו מחייב דיווח סביבתי באופן המאפשר לבחון את המצוינות הסביבתית של המפעל.[356] אי לכך, הטענה היא כי עצם אימוץ מנ"ס אינן ערובה לכך שמי שמקיימן הוא בהכרח מפעל סביבתי לדוגמא, או אפילו כזה העומד בסטנדרטים שנקבעו בחקיקה.[357]

"Developing countries, Regional Organizations and ISO 14001 Environmental Management Standard". נמצא כי גישות וולונטריות מתפקדות באופן 9 *Geo. Int'l Envtl. L. Rev.* 583, 608 (1997) הטוב ביותר תחת צילה של מערכת הרתעתית יעילה ומפותחת. לכן נטען כי אין להשקיע משאבים ממשלתיים בתמיכה במנ"ס על חשבון משאבים המוקדשים לבניית היכולת וליישום שיטות רגולטוריות חזקות. R. Kurt, H. Gleckman, *ISO 14001: A Missed Oppurtunity for Sustainble Global Industrial Development* (1998).

[352] F. Bellesi, D. Lehrer, A. Tal, "A Comparative Advantage: The Impact Of ISO 14001 Environmental Certification on Exports 39 *Envtl Sci. & Tec.* 1943 (2003).

[353] ד' קרת, *שיטות משלימות לאכיפה סביבתית — היבט ישראלי: ISO 14001 והאמנה בנושא פליטות לאוויר*, חיבור לשם קבלת תואר דוקטור לפילוסופיה באוניברסיטת תל-אביב, 84 (אפריל 2004).

[354] J. Speir, "EMSs and Tiered Regulation: Getting the Deal Right" in *Regulating from the Inside – Can Environmental Management Systems Achieve Policy Goals?* 211 (C. Cogliansese & J. Nash eds., 2001).

[355] A. F. Gardner, "Beyond Compliance: Regulatory Incentives to Implement Environmental Management Systems", 11 *N.Y.U. Envtl. L. J.* 662, 665 (2002-2003); K. Pezzoli, "Environmental Management Systems (EMSs) and Regulatory Innovation", 36 *Cal. W. L. Rev.* 335, 337 (2000).

[356] קרת 2004 לעיל ה"ש 353, בעמ' 84.

[357] C. Coglianese & J. Nash, "Towards a Management –Based Environmental Policy" in *Regulating from the Inside- Can Environmental Management Systems Achieve Policy Goals?* 222, 227 (C. Coglianese & J. Nash eds., 2001).

היתרון בחיוב להנהיג מנ"ס כחלק מהסדר-אכיפה, טמון בהסבת הפירמה מהתנגדות לצעדים המשפטיים המוטלים עליה (כגון ניסיונות לערער על הסנקציה המשפטית) למציאת פתרונות ניהוליים לבעיות שהביאו אותה להפרה. הטענה היא כי שיפור באיכות הניהול הסביבתי יביא לזיהוי ולתיקון הכשלים והליקויים שהביאו להפרת הרגולציה הסביבתית מלכתחילה.[358] טיעון נוסף בהקשר זה הוא כי למנ"ס תפקיד חשוב לא רק בהבאת פירמות לכלל ציות, אלא בהבאתן לפעולה שהיא מעבר לציות, באופן שמייצר תועלת סביבתית בנוסף על התועלת המושגת מציות לחוק גרידא.[359] טיעונים אלה נשמעים הגם שקיימות ראיות אמפיריות לכאן ולכאן לגבי יעילות האימוץ של מערכות לניהול סביבתי בהבטחת שיפורים סביבתיים ממשיים.[360]

השימוש במנ"ס ככלי בו נעזרים גורמי האכיפה, אינו נפוץ עדיין. ניסיון לשנות זאת נעשה בארה"ב החל משנת 1998.[361] ה-EPA האמריקני הוציא הנחיות למערכת ניהול סביבתי שתשים דגש על ציות (Compliance Focused EMS – CFEMS). הרשות מעודדת אימוץ מערכת ייחודית זו על-ידי מפרי-חוק, כתוספת (ולא כתחליף) למערכת כוללת לניהול סביבתי שהותקנה על-ידי אחד הארגונים הבינלאומיים.[362] ההנחיות-לדוגמא של ה-EPA ל-CFEMS עוסקות בהבטחת הציות לחוק, בין היתר באמצעות: 1) יצירת נהלים לשמירה על קשר רציף בין העסק לבין גורמי האכיפה לגבי דרישות החוק ומידת הציות של העסק;[363] 2) יצירת נהלים להערכת התפעול ולמניעת פליטות כפי שמתחייב מדרישות הרגולציה להבטחת עמידה בתקנים ובדרישות החוק;[364] 3) קביעת נהלים לחקירה ולעצירת הפרות הרגולציה הסביבתית.[365]

בישראל קיימת ככל הנראה התשתית החוקית הנדרשת כדי לאפשר לבתי המשפט לחייב אימוץ של מנ"ס על-ידי תאגידים שהפרו את חוקי הסביבה. חוק שמירת הניקיון קובע כי

---

[358] Grosskopf (2002) לעיל ה"ש 361, בעמ' 176.

[359] Grosskopf (2002) לעיל ה"ש 361, בעמ' 176.

[360] D. Press, Industry, "Environmental Policy and Environmental Outcomes" 32 *Ann. Rev. Environ. Res.* 317–344 (2007).

[361] W. Grosskopf & M. Mutnan, "Use of Environmental Management Systems in Settlement of Enforcement Actions", 21(3) *Envtl. Prg.* 175 (Oct., 2002).

[362] US EPA-Office of Criminal Enforcement Forensics and Training, *Compliance-Focused Environmental Guidance Management System Enforcement Agreement* , (August 1997, Revised December 2001) Doc n. EPA-330/9-97-002R available at: www.epa.gov/compliance/resources/publications/incentives/ems/ems12elemr.pdf (dated 2.7.2008).

[363] ס' 4(b) שם.

[364] ס' 5(a) שם.

[365] ס' 6 שם.

משהוגשו כתב-אישום או קובלנה על עבירה, רשאי בית המשפט ליתן צו עשה וכל סעד אחר שייראה לו בנסיבות העניין כדי למנוע, להפסיק ולצמצם את הלכלוך ברשות הרבים.[366] הוראה זו כפופה לתנאים למתן צו הקבועים בהוראות סעיף 20כג(ב)20-כג(ח) לחוק המים.[367] גם חוק המים מאפשר לבית המשפט להוציא צו שמטרתו למנוע, להפסיק או לצמצם את זיהום המים, אולם צו כזה מוגבל בזמן על-פי הסעיפים האמורים עד לתום ההליכים המשפטיים.[368] נראה שקיצוב-זמנו של הצו על-פי הוראות חוק המים, חל אפוא גם על צווים לפי חוק שמירת הניקיון. עם זאת נראה כי קיצוב זה אינו תואם את תכלית החקיקה שמטרתה לאפשר לבית המשפט לתת הוראות שימנעו המשך הזיהום, הן לפני מתן פסק הדין והן לאחריו. אכן, סעיף 20כד לחוק המים מאפשר מתן הוראות בנוסף על כל עונש שנגזר נגד מי שהורשע על-ידי בית המשפט. במסגרת זו רשאי בית המשפט "לנקוט את האמצעים הדרושים כדי להפסיק, לצמצם או למנוע את המשך זיהום המים."[369] ברם, הוראה זו אינה קיימת בחוק שמירת הניקיון ובדברי חקיקה סביבתיים פליליים אחרים, בהם ההוראות הנוגעות לצווים דומות לאלו של חוק שמירת הניקיון.[370] למרות האמור, פרשנות תכליתית של סעיפים אלה תאפשר לבית המשפט להטיל צווים שאינם מוגבלים עד לתום ההליכים המשפטיים. אם כך נפתח הפתח החוקי להורות למי שהורשע בעבירה סביבתית שיאמץ מערכת לניהול סביבתי כחלק מן המאמצים למנוע או לצמצם זיהומים עתידיים.

קשה לומר שמערכת האכיפה בישראל עושה שימוש באפשרות להורות על אימוץ מערכת לניהול סביבתי כצעד לעצירה ומניעה של נזקים סביבתיים. ניצנים ראשונים לנכונות מערכת השפיטה להתערב בניהול הסביבתי של תאגידים, באה לידי ביטוי בפסיקה שניתנה זה מקרוב. בת"פ (שלום אשקלון) 1491/05 מדינת-ישראל נגד חברת קו צינור אילת אשקלון בע"מ ואח',[371] אימץ בית המשפט הסדר טיעון שהרשיע את הנאשמים בהזרמת שמן לים. בפסק הדין הִנחה בית המשפט את הנאשמים להגיש למשרד לאיכות הסביבה נוהל כתוב שעניינו שמירה, אחזקה, החלפת אטמים ואבטחת צינורות גמישים בעת חיבור לסעפת האנייה. מטרת הנוהל היתה למנוע הישנות מקרים של הזרמת שמן לים בעת החיבור לצינור קצא"א במטרה

---

[366] ס' 14א(א) לחוק שמירת הניקיון.

[367] ס' 14א(ב) לחוק שמירת הניקיון.

[368] ס' 20כג(א) לחוק המים קובע כדלקמן: "(א) קיים חשד שנעברה עבירה לפי סעיף 20כא, רשאי בית-משפט, לבקשת תובע, *ליתן צו זמני*, אף לפני שהוגש כתב-אישום, נגד מי שחשוד או שנאשם בגרימת זיהום מים, ככל שיראה לנכון בנסיבות העניין כדי למנוע, להפסיק או לצמצם את זיהום המים." (הדגשה שלי א' ק')

[369] ס' 20כד(2)(א), שם.

[370] למשל ס' 10א חוק למניעת מפגעים. ס' 15א' לחוק החומרים המסוכנים.

[371] ת"פ (שלום אשקלון) 1491/05 (ת.ח 630 ות.ח 642) *מדינת-ישראל נ' חברת קו צינור אילת אשקלון בע"מ ומרדכי שלו ודדור מאור*, מיום 20.12.06 מפי כב' השופט ח' נחמיאס.

להעביר שמן בין כלי-שיט. פס"ד זה הוא דוגמא (אף כי לא מושלמת) לשימוש שיכולה לעשות מערכת האכיפה בכלים המסורים בידה כדי לאכוף נוהלי-עבודה סביבתיים על מזהמים.

2. תקופת-מבחן תאגידית וצווים לשיקום התאגיד

לתקופת-מבחן תאגידית (corporate probation) ולצווים לשיקום התאגיד (corporate rehabilitation orders) יש מספר מאפיינים הדומים לכפיית אימוץ מנ"ס. בדומה לתקופת-מבחן ליחידים, תקופת-מבחן תאגידית מכוונת בראש וראשונה לשקם את התאגיד ולמנוע עבריינות עתידית. תקופת המבחן מַשְׁעה עונש חמור יותר, בתנאי שהתאגיד יציית לדרישות שהוטלו עליו.[372] למשל, בית המשפט יכול למנות קציני-מבחן שינטרו את הציות של הארגון לרגולציה הסביבתית למשך זמן קבוע מראש. נטען כי תקופת-מבחן היא סנקציה מתאימה במיוחד לענישת תאגידים קטנים יותר, אשר בהם נבעו העבירות על הרגולציה מחוסר הכרת דרישות החוק או מניהול כושל.[373]

אחת התצורות של תקופות-מבחן שהוצעה בספרות היא "צו למִשמעת פנימית". על-פי צו כזה יחויב התאגיד לחקור את הפרת הרגולציה שביצע ולנקוט צעדים מִשמעתיים כלפי יחידים שמוטלת עליהם אחריות ישירה לביצוע ההפרות. לאחר קיום הבירור, על התאגיד להעביר דין וחשבון מפורט לבית המשפט על הצעדים שנקט כדי למנוע הפרות עתידיות.[374] היתרון המרכזי של גישה זו הוא בכך שהיא מטילה את הנטל העיקרי של החקירה (ובמידה מסוימת גם של הענישה) על התאגיד עצמו, ומסירה נטל זה מן הרשויות. ברם, ישנה סכנה כי בהליכים משמעתיים פנימיים ייעשה אי-צדק עם יחידים אשר ישמשו שעירים לעזאזל, הגם שהסטיגמה המוטלת על האדם בהליך משמעתי פנימי פחותה מזו שהיתה מוטלת עליו בהליך פלילי.[375]

תצורה שנייה של תקופת-מבחן היא צווים שיפוטיים המחייבים את החברה לנקוט פעולות מסויימות תחת פיקוח בית המשפט ובתוך זמן מוגדר, במטרה 'לשקם' את החברה מהתנהגותה העבריינית. מטרת הצעדיים המעשיים היא לתת מענה לדרכי הפעולה של התאגיד באופן שימנע חוסר ציות בעתיד. צווים יכולים לחייב תקופה של ניטור הביצועים עם הנחיות

---

[372] Law Reform Commission, NSW Australia, *Issues Paper 20 (2001) Sentencing: Corporate Offenders*, Sec. 3.22 (2001) available at: http://www.lawlink.nsw.gov.au/lrc.nsf/pages/ip20chp03#H4 (last accessed 5.8.2008).

[373] H. Croall, *White Collar Crime: Criminal Justice and Criminology* 159 (1992).

[374] Law Reform Comission (2001) לעיל ה"ש 372, סעיף 3.2.3.

[375] B. Fisse, "Sentencing Options Against Corporations" 1 *Criminal Law Forum* 211 at 234-235 (1990).

לגבי שינויים במדיניות ובנוהלי העבודה, מתוך שאיפה ליצור רפורמה ארגונית.[376] בצווים ניתן למשל לכלול הנחיות המחייבות הכשרת עובדים ביחס לדרישות הרגולציה הסביבתית, הוראה לאימוץ תכניות-עבודה הנותנת מענה לאי-ציות, או צעדים מעשיים אחרים שמטרתם לשקם את הנזקים שההפרות גרמו.

3. מינוי ממונים על איכות הסביבה

חיוב חוקי למנות ממונים סביבתיים בארגונים, הוא אמצעי נוסף בו יכולה הרשות להשתמש כדי לעורר שינוי ברמת הציות של הארגון לדרישות הסביבתיות. לדוגמא, בגרמניה נקבע החיוב למנות מנהלים סביבתיים בחוק.[377] על-מנת שלמינוי ממונה סביבתי תהיה השפעה משמעותית על תפקוד החברה, הוצע כי החקיקה תכלול הנחיות לגבי הסמכה רלוונטית הנדרשת לְמנהלים וכן פירוט סמכויותיהם, כגון: א. להציע, לפתח וליישם טכנולוגיות סביבתיות שיביאו לצמצום או למניעת זיהום על-ידי הפירמה ולניהולה הנכון מבחינה סביבתית; ב. לקיים ביקורות ולאסוף נתונים הנוגעים לביצועים הסביבתיים של הפירמה; ג. לקיים פעילויות לחינוך ולהכשרת סגל המנהלים והעובדים בתאגיד בנושאים הסביבתיים.[378]

הקושי שבאכיפת דרישה למנות ממונה על איכות הסביבה בתאגיד, נובע מן ההתערבות העמוקה בנעשה בתאגיד — אף יותר מאשר בחיוב לאמץ מנ"ס, המאפשר גמישות ניהולית בהחלטות כיצד לטפל בנושאים סביבתיים. בשיטות-משפט מסוימות עלולה לעלות הטענה כי הדרישה פוגעת בחופש ההתאגדות או בחופש העיסוק. כמו כן טמונה בחיוב כזה סכנה לחוסר אפקטיביות, שכן ייתכן שהשינוי הנדרש אינו במינוי ממונה על איכות הסביבה, אלא יש צורך בשינוי מעמיק של דפוסי הניהול בכללותם. לפיכך נראה כי הנחיה ליישם מנ"ס עדיפה על דרישה למינוי ממונה על איכות הסביבה.

---

[376] Law Reform Comission (2001) לעיל ה"ש 372, סעיף 3.2.4. ראו גם R. B Macrory, *Regulatory Justice: Making Sanctions More Effective*, 78 (Nov. 2006) available at: http://www.berr.gov.uk/files/file44593.pdf (last accessed 3.8.3008). דוח זה, שהוזמן על-ידי הממשל הבריטי, הניח את היסודות לרפורמה במערכת הענישה של הרגולציה הכלכלית באנגליה והמליץ על הוספת מגוון סמכויות וסנקציות לא-פליליות למערך הענישה הרגולטורי, ביניהן צווים לשיקום התאגיד.

[377] Article 21a The German Water Resources Management Act 26.8.1992 (BGBI. IS. 1564) *German Environmental Law: Basic Texts and Introduction* 251-89 (G. Winter Ed., 1994). סעיף זה מחייב כל מי שמחזיק בהיתר לפלוט למעלה מ-750 מ"ק שפכים ביום, למנות Water pollution control officer. גישה זו אומצה גם בחוק המים הסלובני. מצוטט מ-Erchmann (1996) להלן ה"ש 512, בעמ' 1226.

[378] להצעות ברוח זו ולהצעות נוספות, ראו: Erchmann (1996) לעיל ה"ש 512,בעמ' 1226.

4. אפקטיביות השימוש במערכת לניהול סביבתי או בתקופת-מבחן

אפקטיביות השימוש במנ״ס או בתקופת-מבחן לתאגיד, ככלי בידי מערכת המשפט לעצירת עבירות סביבתיות ולהשגת יעדי האכיפה, צריכה להימדד לפי מספר פרמטרים:

1. מִקסום התוצאות הסביבתיות — שיעור המַפגעים (או היקף הפליטות) שנמנעו או שנעצרו כתוצאה משימוש במנ״ס, הם המדדים העיקריים שצריכים להעיד על השגת היעד של מִקסום תוצאות סביבתיות הן לגבי מנ״ס והן לגבי תקופת-מבחן תאגידית. לגבי תקופת-מבחן תאגידית מן הסוג של צו למשמעת פנימית, יש חשש כי לא יושם בה דגש על שיפור התוצאות הסביבתיות אלא דווקא על הדוגמא שתיווצר מכך שמי שהתרשל בתפקידו וגרם להפרת הרגולציה הסביבתית, בא על עונשו. [379]

מבחינת היעד של תוצאות סביבתיות קשה להצדיק חיוב במנ״ס או תקופת-מבחן רק עבור השפעות של גידול במודעות הסביבתית של העסק,[380] או אפילו בשיפור היכולת לאתר בעיות סביבתיות ולהציע דרכים להתמודד עמן.[381] מחקרים אמפיריים שניסו לבחון את ההשפעות של מנ״ס על הביצועיים הסביבתיים של הפירמה, מעידים על תוצאות מעורבות. מחקר שבוצע בארה״ב בדק 583 מפעלים בפנסילבניה והשווה בין מפעלים בעלי מנ״ס לבין מפעלים חסרי מנ״ס. המחקר הבחין בין השפעות סביבתיות ישירות, כגון הפחתת פסולת ופליטות לסביבה, לבין שיפור עקיף, כגון הפחתת אבק, ריחות ואסטטיקה של המפעל. בכל התחומים ניכרו תוצאות מובהקות מבחינה סטטיסטית שייחסו ביצועים טובים יותר למפעלים בעלי מנ״ס בהשוואה למפעלים חסרי מנ״ס.[382] מחקר אחר, משנת 2003, הראה באופן מובהק כי פירמות שיש אצלן מנ״ס פורמאלי, זוכות לתוצאות במניעת זיהום כמו גם בהיבטים רבים של הביצוע התפעולי. כמו כן הוכח כי בפירמות שעברו הליך של אישור פורמלי של מנ״ס, יש השפעות משמעותיות יותר על

---

[379] Fisse (1990) לעיל ה״ש 375, בעמ׳ 235.

[380] R.N L. Andrews et al., Environmental Manageemnt systems, Do They Improve Performance?. Project Final Report, The University of North Carolina at Chapel Hill 94 (2003). Available at http://ndems.cas.unc.edu/.

[381] נטען כי אחת התרומות המשמעותיות של המנ״ס טמונה דווקא בכוחו לפתח את היכולת הסביבתית של חברות בזיהוי ובטיפול בבעיות סביבתיות, ולאו דווקא בתרומה ישירה להפחתת פליטות. בניית היכולת הסביבתית מתחשבת גם בגורמים כגון נכונותם של תאגידים לפרסם מידע וליצור יחסי-זיקה לקהילה. D. Kerret, "ISO 14001 as an Environmental Capacity Building Tool — Variations Among Nations", 42 *Environ. Sci. Technol.*, 2773, 2774 (2008).

[382] R. Florida, D. Davison, "Why Do Firms Adopt Advanced Environmental Practices (and Do They Make a Difference)?" in *Regulating from the Inside- Can Environmental Management Systems Achieve Policy Goals?* 222, 227 (C. Coglianese & J. Nash eds., 2001).

ביצועי הפירמה מאשר באלו שיישמו מנ"ס ללא הסמכה מתאימה.[383] במחקר אמפירי שבחן את הפליטות של פירמות, נמצא כי ככל שהמנ"ס מקיף יותר, הוא מוביל לפחות פליטות רעילות ליחידת תפוקה, בפרט כשמדובר בפירמות שאינטנסיביות הזיהום שלהן היתה גבוהה בעבר. נמצא שהמנ"ס הוא גורם משמעותי הן בהפחתת פליטות באתר עצמו והן בהפחתת העבירות של זיהום ופסולת מחוץ למתקן.[384] במחקר אחר נבחן הקשר בין אימוץ מנ"ס לבין הביצועים הסביבתיים בהסתמך על קבוצת-מבחן של עסקים קטנים ובינוניים, תוך השוואת הביצועים הסביבתיים שנה לפני אימוץ המנ"ס ושנתיים לאחריו. המחקר אינו מסיק מסקנות חד-משמעיות לגבי השפעת המנ"ס על הביצועים הסביבתיים, אך מוצא כי לבחירת האינדיקטורים לביצועים, יש השפעה מכרעת על התמונה המתקבלת מאימוץ המנ"ס.[385] ככלל, הביקורת על מחקרים אלה היא שהם אינם מצביעים על זיקה ברורה בין אימוץ המנ"ס לבין השיפורים הסביבתיים. קרי, טרם ניתן מענה מספק לשאלה אם ההישגים הסביבתיים של החברות הנבדקות קשורים לאימוץ המנ"ס או למאפיינים מיוחדים של המפעלים (כגון גודל החברה או היותה מודעת מראש לנושאי הסביבה).[386]

במחקר שבוצע בישראל על-ידי דורית קרת, נבחנו 36 מפעלים יצרניים בעלי תקן ISO 14001 לעומת 31 מפעלים חסרי תקן בקבוצת הביקורת. המחקר הסתמך על תשובות שנתנו המפעלים לשאלונים (ולא על נתוני פליטות) כדי להעריך את השיפור בביצועים הסביבתיים שהושגו מאימוץ התקן. נמצא כי: "במפעלי ISO 14001 היחס בין הפליטות לבין דרישות החוק אינו שונה מאשר במפעלים אחרים. הדרישה לשיפור מתמיד משפיעה על אחוז קטן מן המפעלים לשפר את פליטותיהם מעבר לתקן."[387] כמו כן נמצא כי: "ISO 14001 משפיע על מפעלים שונים כתלות באופן יישום התקן על-ידי החברה. חברות בעלות היבטים סביבתיים מינוריים קיבלו מודעות בעקבות ההצטרפות

---

[383] S. A. Melnyk, R P. Sroufe & R. Calantone, "Assessing the Impact of Environmental Management Systems on Corporate and Environmental Performance" 21(3) *J. of Operations Mgmt*. 329-351 (May, 2003).

[384] W. Rose, Q. Anton, G. Deltas & M. Khanna, "Incentives for Environmental Self-Regulation and Implications for Environmental Performance", 48(1) *J. of Envtl. Econ. & Mmt*. 632-654 (July, 2004).

[385] J. Ammenberg, O. Hjelm & P. Quotes, "The Connection Between Environmental Management Systems and Continual Environmental Performance Improvements", 9(2) *Corporate Envtl. Strategy* 183-192 (May, 2002).

[386] Coglianse (2001) לעיל ה"ש 357, 227.

[387] קרת (2004), לעיל ה"ש 356 בעמ' 156.

לתקן והחלו לפעול בנושאים סביבתיים. בחברות שבהן הטיפול באיכות הסביבה היה קיים עוד לפי התקן, השיפור והשינוי תלויים ביישום בכל חברה."[388]

לסיכום, בישראל כמו בעולם, טרם נאמרה המִלה האחרונה על האפקטיביות של מערכות לניהול סביבתי בתרומה לשיפור הביצועים הסביבתיים של הפירמה, ודרוש מחקר נוסף בתחום זה על-מנת שניתן יהיה להגיע למסקנות חד-משמעויות.[389]

2. היעילות שבחיוב לאימוץ מנ"ס תלויה בשני גורמים עיקריים: א. התועלת הסביבתית של הטמעת מערכת לניהול סביבתי היא גבוהה מן התועלת הסביבתית המושגת באכיפת הרגולציה. ב. העלות נטו לפירמה להטמעת מערכת לניהול סביבתי, קטנה מהעלות החברתית של אי-ציות. עלות היישום של מנ"ס מונחת לפתחו של הארגון, כולל בקרה ואימות. יישום התכנית עשוי להפחית את עלויות האכיפה של הרשות בהקטנת היקף הפיקוח והבקרה על התאגיד.[390] יעילות המנ"ס תתקיים היות שברוב המקרים אימוץ תכנית לניהול סביבתי נדרש מחברות גדולות ובינוניות אשר גורמות נזקים סביבתיים משמעותיים. מובן שהיעילות תלויה בכך שתכנית הניהול תקטין את הנזקים הללו.

יש חשש שתקופת המבחן תעמיד את התאגיד בפני מידה מוגזמת של התערבות ממשלתית, וכי דבר זה יגרום לחוסר-יעילות בפעילותו הכלכלית. מנגד אפשר לטעון כי ניתן לצמצם את מידת ההתערבות כדי שלא תיעשה בלתי-יעילה, באמצעות התחייבויות מפורטות של התאגיד והצגת תכנית-פעולה בדבר התחומים שאותם הוא מתכוון לתקן.[391]

3. צדק סביבתי – אם המנ"ס או תקופת המבחן מתייחסים לשיקולים של צדק סביבתי, עשויה להיות לו השפעה חיובית על השגת יעד זה.

ה. הפקעת רישיון העסק

1. השימוש בהפקעת רישיון

רשויות אכיפה יכולות לעצור את הנזק הסביבתי הנגרם מעסק פעיל, על-ידי מניעת המשך פעילותו. כאשר הסמכות היא מנהלית, יישלל הרישיון לזמן מוגבל, בעוד שסמכות שיפוטית

---

[388] קרת (2004), לעיל ה"ש 356 בעמ' 182.

[389] ראו Press (2007) לעיל ה"ש 360 בעמ' 317, סוקר את מחקרים הרבים שבחנו השפעה של המנ"ס על צמצום פליטות. מסקנת המחקר היא כי לא בכל המקרים נמצאה מגמה ברורה של שיפור.

[390] M. E. Levin, "Environmental Law Enforcement and Deregulation", 33 *New Eng. L. Rev.* 633 (1998-1999).

[391] B. Fisse & J. Braithwaite, *Corporations, Crime and Accountability* 43-44 (1993).

תוכל לשלול אותו גם לצמיתות. לשלילת רישיון הגורמת לסגירה קבועה או זמנית של מפעל או להשבתת פעילותו, יש השפעה מכרעת.

צו המפקיע את הרישיון יכול להביא לעצירת ייצור רווחי, לשלילת הכנסות ולפגיעה בפרנסת התלויים במפעל. לכן, הפגיעה בפירמה באמצעות צו-סגירה היא סנקציה קשה ביותר, ופגיעתה עולה על פגיעתו של קנס. נאמר כי סנקציה זו שוללת יכולת מתאגיד כפי שמאסר שולל את יכולתו של הפרט להמשיך ולבצע עבירות.[392] עקב כך נודע לסנקציה זו כוח מרתיע ניכר.[393] כוחה המרתיע בעבירות-סביבה בא לידי ביטוי בפסיקה הישראלית. ראו דבריו של כב' השופט מוחמד מסארווה:

"בשתי דרכים עיקריות ניתן להשיג את המטרה המיוחלת, כך שחשיבות השמירה על הסביבה תעלה במדרגה... לסגור לאלתר עסקים ומפעלים ששמירת איכות הסביבה היא מהם והלאה. וככל שהפגיעה הסביבתית קשה יותר כך מתעורר הצורך לנקוט בדרך זו באופן תקיף יותר."[394]

למרות השפעותיה מרחיקות הלכת, הסנקציה של הפקעת רישיון בגין עבירות-סביבה, בין בדרך מנהלית ובין בדרך שיפוטית, ננקטת באופן זהיר ומדוד. בישראל מוסמך המשרד להגנת הסביבה להורות על הפסקה זמנית של פעילותו של עסק מתוקף חוק רישוי עסקים — התשכ"ח-1968.[395] 5.5 צווי-סגירה מנהליים הוצאו בממוצע כל שנה בשנים 2002-2006, ואלה מהווים פחות מ-0.5% מכלל פעולות האכיפה המנהליות שבוצעו באותן שנים.

צווי-סגירה שיפוטיים (מיידיים ומושהים) ניתנו בתדירות גבוהה יותר על-ידי בתי המשפט. מטבלה 3(5) להלן, ניתן ללמוד כי בין השנים 2002-2006 ניתנו בממוצע 11 צווי סגירה וצווים למניעת העיסוק בעסק (מושהים ומיידיים), המהווים בממוצע 9% אחוזים מכלל פסקי הדין שניתנו במהלך שנים אלו.

נראה כי הנתונים אינם שונים בהרבה במדינות אחרות. באנגליה למשל — שם סמכויות סוכנות הסביבה להפקיע או להשעות רישיון שניתן על-ידה הן סמכויות נרחבות — הפעלת

---

[392] S. Shavell, "A Model of Optimal Incapacitation", 77 *American Econ. Rev.* 107 (1987).

[393] Ogus (2002) לעיל ה"ש 12, בעמ' 294.

[394] ת"פ (שלום חדרה) 1339/05 *מדינת-ישראל נ' ציוני דרך סלילה בחדרה בעמ' ואריה גבריאל* מיום 6.7.06 מפי כב' השופט מ' מסארווה.

[395] הסמכות מעוגנת בס' 20 לחוק וקובעת כדלקמן: "היה לממונה על המחוז, לממונה על איכות הסביבה, לרופא מחוזי או לראש הרשות המקומית יסוד סביר להניח שנעברה בעסק או לגביו עבירה לפי סעיף 14, רשאי הוא לצוות בכתב על הפסקה ארעית של העיסוק בעסק, אם בסגירת החצרים ואם בכל דרך אחרת הנראית לו מתאימה בנסיבות העניין כדי להביא לידי הפסקה של ממש בעיסוק (להלן — צו הפסקה מינהלי)".

הסמכות היתה מזערית, ורק מקרים בודדים מדי שנה הסתיימו בהפקעת הרישיון או בהשעייתו.[396]

טבלה 3(5): **צווי סגירה ומניעת המשך עיסוק שניתנו במסגרת פסקי-דין מרשיעים בין השנים 2002-2006**[397]

שנה	מספר פסקי הדין שהסתיימו בהרשעה	מספר צווי הסגירה	אחוז מתוך פסקי הדין
2002	100	11	11%
2003	126	12	10%
2004	135	12	9%
2005	120	7	6%
2006	109	12	11%
ממוצע	**118**	**11**	**9%**

באלו מקרים אכן נעשה שימוש בהפקעת רישיון? באנגליה, גם כאשר המפגע הוא מתמשך, כל עוד אינו מהווה סכנה מיידית לבריאות הציבור או לסביבה, נעשה שימוש בהפקעת רישיון רק לאחר שהרשות מיצתה את כל הסנקציות האחרות העומדות לרשותה, אך ללא הועיל.[398] מדובר במצב בו תאגיד אינו מסוגל לפעול בהתאם לתנאי רישיון העסק, ואף אינו מביע נכונות לעמוד בתנאיו.[399] תפיסה דומה בוטאה גם בפסק-דין שניתן בישראל, שם קבע כב' השופט שדמי כדלקמן:

---

[396] לסקירת השימוש בסמכויות המנהליות של ה-revocation וה-suspension של רישיונות, ראו: Ogus (2002) לעיל ה"ש 12, בעמ' 288.

[397] הנתונים נאספו מתוך מאגר פסקי הדין של המשרד להגנת הסביבה ב: www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=law&enZone=law (נכון ליום 13.11.2007). בוצעה סריקה של פסקי הדין שהסתיימו בהרשעה בין השנים 2002-2006.

[398] Ogus (2002) לעיל ה"ש 12, בעמ' 288. "...Recourse to the administrative action of revocation and suspension, should, in most instances, be a last resort. Revocation of an IPC authorization will normally be considered only in cases where other enforcement measures have been used exhaustively to the point where the Agency is satisfied that the operator is unable to carry on the process in accordance with the conditions of the authorization"

[399] Ogus (2001) לעיל ה"ש 12, בעמ' 11.

"יש למצות את הסנקציות האחרות המצויות בידי הרשות על-מנת למנוע עד כמה שניתן השבתת פעילות הנאשמת, במידה ופעילות זו אפשרית תוך עמידה בדרישות החוק מכאן ולהבא, וכאשר פעילות זו תורמת תרומה ממשית לרווחת הקהילה."[400]

מדברי השופט עולה כי בשקילת הסנקציה של שלילת רישיון, ניתן משקל לתועלת החברתית של המפעל בצד סיכויי המפעל לעמוד בעתיד בתנאי הרישיון. מכאן קטן המרחק לאימוץ אמת-מידה של תועלת חברתית נטו (התועלת החברתית פחות העלויות החברתיות) לקביעת התאמת הסנקציה לעבירה.

2. אפקטיביות השימוש בהפקעת רישיון

שיקולי-יעילות מורים על כך שהשימוש בהפקעת רישיון ייעשה כאשר התועלת החברתית של סגירת העסק עולה על התועלת החברתית שבהמשך פעולתו. היות שהתועלת החברתית היא כאמור בעיקרה סביבתית, ואילו העלויות החברתיות של סגירת העסק הן רבות וכוללות את הירידה בתל"ג, פיטורי-עובדים ופגיעה כלכלית בבעל העסק — תיטה הגישה הכלכלית לשלול את השימוש בצווים להפקעת רישיון.[401] לעומת זאת, מנקודת-מבטה של הרשות האוכפת, עלויות הפקעת הרישיון קטנות ביחס להטלת סנקציות אחרות, שכן די בהוכחת הפרת תנאי הרישיון על-מנת שניתן יהיה לדרוש את הפקעתו.[402] הסוציולוג Braitwaite הציע להפעיל סנקציה זו במסורה, רק כאשר הפירמה היא בלתי-רציונאלית, בלתי-כשירה ואינה מגיבה לסנקציות אחרות שניסו להביאה לציות.[403]

עקב חומרתה המיוחדת של הסנקציה ופגיעתה הפוטנציאלית, יש מקום לתת משקל מוגבר ליעדים של צדק הליכי וחלוקתי בעת הטלתה. מחד-גיסא, שוויון חלוקתי פורמאלי עשוי לחייב נקיטה באמצעי הדרסטי של שלילת-רישיון מתוך כוונה למגר את התנאים הסביבתיים

---

[400] השופט י' שדמי בגזר הדין בפרשת פרי גליל, לעיל ה"ש 150.

[401] Ogus (2002) לעיל ה"ש 12, בעמ' 288.

[402] A. Carlin, Draft Report: Environmental Law Institute Cooperative Agreement No. CR-813617-02- *Cost-Effective Enforcement: A Framework For The Evaluation Of The Enforcement Authorities of The Environmental Protection Agency* 58-59 (June 12, 1989) available at yosemite.epa.gov/ee/epa/eermfile.nsf/vwAN/EE-0032.pdf/$file/EE-0032.pdf (last accessed 1.8.2007). הכותבת מרחיקה וטוענת כי במבחן של יעילות עלויות, הפעלת סנקציה של הפקעת רישיון היא היעילה מבין הסנקציות העומדות לרשות הסוכנויות להגנת הסביבה.

[403] Braithwaite (1992) לעיל ה"ש 20, בעמ' 35. הנאמר שם פותח בכתיבה מאוחרת יותר; ראו: J. Braithwaite, *Responsive Regulation and Restorative Justice* 36-40 (2002). על דברים על חזר ב-J. Braithwaite, "Rewards and Regulation" 21 J. L & Soc. 21-22 (2002).

הרעועים מהן סובלות אוכלוסיות מעוטות-יכולת המתגוררות בסמיכות לתעשייה מזהמת.[404] מאידך-גיסא, הפעלה נוקשה של עקרון השוויון החלוקתי וסגירת מפעל מזהם שסיפק תעסוקה לקהילה המקומית, עלולות להביא לפגיעה קשה ברווחה הכלכלית ובפרנסת הקהילה. לפיכך, במקרה זה יש מקום לתת משקל מיוחד לעקרון ההעדפה הקהילתית. משמעות הדבר היא כי יש להימנע משלילת רישיון המפעל המתחייבת לכאורה מהפעלת הקריטריון של שוויון פורמאלי, תוך התאמת המצב הסביבתי לרצון הקהילה ולצרכיה.[405] מצב אחר שעלול להשפיע על הצדק החלוקתי ייווצר אם העסק נמצא דווקא בבעלות אדם ממעמד נמוך (כפי שקורה לא אחת בעסקים כמסגריות, מפעלים לציפוי מתכות ומוסכים). במקרים כאלה עלולה הפקעת הרישיון לפגוע דווקא בבעל-עסק מוחלש, דבר שיעצים את הפגיעה החלוקתית. במקרה כזה ההתחשבות בצדק החלוקתי עשויה לחייב הימנעות מהפקעת הרישיון (אם כי אז עלולה להיווצר בעיה של צדק הליכי, כפי שיפורט בהמשך).

באופן כללי, עקרון הצדק ההליכי מורה בה בעת על שני כוונים מנוגדים בהטלת הסנקציה של שלילת רישיון. מחד-גיסא, הפעלה פורמליסטית של עקרון הצדק ההליכי, מחייבת הטלת הסנקציה באופן אחיד וידוע מראש. כלומר, מתן הקלה לעסק מסוים עלולה לשקף אי-שוויון בתפיסת חומרת הסיכון הסביבתי בעיני קהילות שונות או בין בעלי עסקים ממעמדות שונים.[406] לפי גישה זו, עקרון הצדק ההליכי עלול לעמוד בסתירה לעקרון הצדק החלוקתי, כאשר ההימנעות משלילת רישיון נובעת ממצבו הסוציו-אקונומי הקשה של הבעלים. זאת מאחר שתפיסה של צדק הליכי פורמאלי מחייבת התייחסות שוויונית לבעלי-עסקים באשר הם והשיקול היחיד לשלילת הרישיון הוא מידת הסיכון הסביבתי שהעסק גורם. מאידך-גיסא אפשר לומר כי תפיסה של צדק סביבתי הליכי מחייבת להעניק משקל לרצונות ולשאיפות של הקהילות הסמוכות לעסק מסוכן. לפיכך, צדקת מתן הצו עשויה להתחשב גם ברצון הקהילה ובעמדתה.[407]

---

[404] A. Kaswan, "Distributive Justice and the Environment", 81 *N.C. L. Rev.* 1031, 1066 (2002). וכן י' רוזן-צבי "של מי הפסולת הזו לעזאזל? — סילוק-פסולת וצדק-סביבתי בישראל" *מחקרי משפט* כג2 515 (2008) . להרחבה ראו הפרק הראשון חלק 4א(1).

[405] S. D. Jaffe, "The Market's Response to Environmental Inequity: We Have the Solution; What's the Problem?", 14 *Va. Envtl. L. J.* 655, 656 (1995).; E. Yamamoto & J. L. W. Lyman, "Racializing Environmental Justice", 72 *U. Colo. L. Rev.* 311 (2001). וכן ראו רוזן צבי (2007), לעיל ה"ש 404, בעמ' 516.

[406] M. Lavelle & M. Coyle, "Unequal Protection: the Racial Divide on Environmental Law", 21 *National L. J.* 51 (Sep., 1992).

[407] S. Foster, "Justice From the Ground Up: Distributive Inequities, Grassroots Resistance, and the Transformative Politics of the Environmental Justice Movement", 86 *Cal. L. Rev.* 775, 805-807 (1998).; M. K. Heiman, "Race, Waste, and Class: New Perspectives on Environmental Justice", 28(2) *Antipode* 111-121 (1996).; R. Bass, "Evaluating Environmental Justice under the Nation

האפקטיביות הסביבתית של שלילת רישיון היא גבוהה, בהביאה לעצירה מיידית של הפעילות המזהמת ובחייבה הוכחת עמידה בתנאי הרישיון, אם המפר מעוניין לנסות ולהשיב לעצמו את הזכות לפעול במסגרת הרישיון.[408] ברם, על שלילת הרישיון להיאכף בהקפדה על-מנת שתשיג מַקסוּם התועלות הסביבתיות ועצירת העבירות.[409] אולם הכלי של הפקעת רישיון אינו יכול להיות אפקטיבי בהסדרת בעיות הסביבה (או להרתיע מכל בחינה אחרת) כאשר שלילת הרישיון אינה נאכפת או כשהעסק פעל ממילא בלא רישיון. בישראל, בה עסקים רבים החייבים ברישיון אינם פועלים ברישיון, נראה כי אופציה זו אינה ערובה טבעית להפסקת פעילותו המזהמת של העסק. נוסף לכך יש חשיבות לאכיפת צו-סגירה או צו המפסיק פעילות עסקית כלשהי, שאם לא כן יבחרו עסקים להתעלם מן הצו. חשש זה מְתאמת בנתוני טבלה 3(4) לעיל. אלה מעידים שבממוצע רק 3.8 מתוך 5.5 צווי הפסקה מנהליים שניתנו בין השנים 2002-2006 אכן מומשו. כלומר, ב-1.7 מהמקרים לשנה בממוצע (כ-36% מן הצווים) לא קוים צו הסגירה והמפגע לא הוסדר.

נוסף על כוחה של הסנקציה לעצור נזקים, עשויה שלילת הרישיון למנוע נזקים לסביבה מכוחה ההרתעתי. שלילת-רישיון יוצרת הרתעה ניכרת עקב חומרתה הרבה ובכך יש בכוחה להביא למַקסוּם התוצאות הסביבתיות של האכיפה. כוחו ההרתעתי של צו-סגירה רב אף משל קנס גבוה במיוחד, עקב עקיפת הסכנה לחדלות הפירעון. תאגיד יכול שלא להירתע מקנס גבוה, משום שגובה הקנס עולה ממילא על עושרו ולפיכך לא ניתן יהא לְגבותו. אולם אותו תאגיד לא יוכל להימלט מנשיאה במלוא חומרת הסנקציה במקרה של הפקעת רישיון.[410] מובן כי נגד חומרת הסנקציה עומדת ההסתברות הנמוכה להפעלתה הפוגעת באמינות הרשויות, ובכוחה המרתיע של האכיפה.[411]

ו. הפקעת רכוש

1. השימוש בהפקעת רכוש

הפקעת רכוש ששימש בביצוע עבירה או שהושג באמצעות עבירה, או רווחים שהתקבלו מביצוע עבירה (forfeiture) עשויה ליצור הרתעה או להביא למניעת המשך ביצוע העבירה שבגינה הופקע הרכוש או הרווח. הפקעת רכוש היא כלי משפטי עתיק-יומין שיש לו יסודות

.Environmental Policy Act", 18 *Envtl. Impact Assessment Rev.* 84 (1998)

[408] Carlin (1989) לעיל ה"ש 402, בעמ' 64.

[409] Shavell (1987) לעיל ה"ש 392, בעמ' 106.

[410] Ayers (1992) לעיל ה"ש 398, בעמ' 35.

[411] Ogus (2002) לעיל ה"ש 12, בעמ' 296.

במשפט העברי, היווני והרומי, והיא שימשה אחת הסנקציות הכלכליות הראשונות שהופעלו במשפט האנגלו-סקסי.[412] שלילת רכוש יכולה להתבצע בהליך אזרחי הנספח להליך פלילי, כפי שמתרחש בארה״ב,[413] או כסנקציה המוטלת בתום הליך פלילי, כפי שנעשה בישראל.[414]

בישראל, הסמכות להפקיע רכוש בחקיקה סביבתית היא נדירה וקיימת באופן חלקי רק בחוק שמירת הניקיון. החוק מאפשר לשלול את רישיון הרכב שממנו הושלכה פסולת, לתקופה של עד שישה חודשים ולהורות על החזקת הרכב שלא אצל הבעלים בתקופת השלילה.[415] למעשה מדובר יותר בהחרמה מאשר בהפקעה, משום שהרכב חוזר כעבור שישה חודשים לבעליו. בדרך-כלל מדובר בהחרמת משאית ששימשה לביצוע עבירה של השלכת פסולת-בניין או גרוטאות שלא על-פי חוק.

בארה״ב רווחת יותר הסנקציה של הפקעת-רכוש בחקיקה הסביבתית.[416] כך למשל, חוק האיסור על הטלת פסולת לים, מקנה לרשויות האכיפה סמכות להחרים רכוש שנעשה בו שימוש בהפרת החוק, או להחרים רווחים שנבעו מהפרת החוק.[417] גם החקיקה למניעת סחר במינים הנתונים לסכנת הכחדה, מאפשרת להפקיע את המינים שבוצע בהם סחר.[418] חוק הגנת הסביבה הקנדי מקנה לרשויות זכות רחבה להפקיע כל אנייה, מטוס, מבנה או חפץ אשר נתפס במהלך חקירה על הפרת החוק, ואשר לגביו מורשע בעל הרכוש מאוחר יותר.[419] הגם שבארה״ב מְגוון דברי הרגולציה המאפשרים שימוש בְּכְלֵי ההפקעה רחב יותר מבישראל, הפעלת כלי זה באכיפת הרגולציה הסביבתית אינה נפוצה גם שם. לאחרונה הושמעה בארה״ב קריאה להגביר את השימוש בכלי זה באכיפת הרגולציה הסביבתית.[420]

---

[412] C. Holmes, "Forfeiture Achieves Proper Purposes by Appropriate Means" 39 *N. Y. L. Sch. L. Rev.* 335 (1994).

[413] D. Tauble, "Civil Forfeiture" 30 *Am. Crim. L. Rev.* 1025, 1026 (1992-1993).

[414] ראו למשל ס׳ 13(ב)(ב)(2) לחוק שמירת הניקיון התשנ״ג-1983.

[415] ס׳ 13(ב)(ב) לחוק שמירת הניקיון קובע: "השליך אדם פסולת ... מרכב, רשאי בית המשפט בנוסף לכל עונש אחר ועל אף האמור בכל דין —

(2) לפסול אדם, מהחזיק ברשיון הרכב שממנו הושלכה הפסולת, וזאת בין אם אותו אדם הוא המורשע ובין אם לאו, לתקופה שלא תעלה על ששה חודשים; ואולם, לא יחליט בית המשפט על פסילת אדם שאינו המורשע, מהחזיק ברשיון הרכב, אלא לאחר שנתן לו הזדמנות להשמיע טענותיו;

(3) הורה בית המשפט על פסילת אדם מהחזיק ברשיון הרכב, יורה על מקום הימצא הרכב במהלך תקופת הפסילה."

[416] A. Doty, "Reshaping Environmental Criminal Law: How Forfeiture Statues Can Deter Crime" 18 *Geo. Int'l Envtl. L. Rev.* 521, 523 (2005-2006).

[417] Ocean Dumping Ban Act (1998) 33 U.S.C § 1415(b)(2) (2005).

[418] Endangered Species Act 16 U.S.C § 3374 (2005); Migratory Bird Treaty Act 16 U.S.C § 707 (2005).

[419] Canadian Environmental Protection Act (1999) S.C., ch 33, § 231.

[420] Doty (2005-2006) לעיל ה״ש 412, בעמ׳ 524.

השימוש בכלי ההפקעה יכול לאפשר לרשויות למנוע המשך פעילות מזהמת באמצעות נטרול הגורם לזיהום בסוגי עבירות שונים. לדוגמא, הפקעת קרקע, עם או בלי הנכסים הבנויים[421], אשר זוהמה על-ידי בעליה והוא ממשיך לזהמה (ההפקעה יכולה לאפשר שיקום על-ידי הרשות ומניעת המשך הזיהום); הפקעת כלי-תעבורה שממנו התבצעה עבירה סביבתית — לדוגמא, משאית שהושלכו ממנה פסולת או חומרים מסוכנים שלא כדין; הפקעת אנייה שממנה נשפך שמן או הוטלה פסולת שלא כדין או מטוס שביצע ריסוס בחומרי-הדברה בניגוד לתקנות.

2. אפקטיביות השימוש בהפקעת רכוש

מן הסְפרות עולה הדעה כי הפקעת-רכוש עשויה לשמש כלי אפקטיבי למִקסוּם התוצאות הסביבתיות של האכיפה הסביבתית. אפקטיביות ההפקעה עשויה להתבטא במספר גורמים: מניעת המשך ביצועה של העבירה, נטרול הגורם העברייני, הרתעה ספציפית והרתעה כללית.[422] מבחינת נטרול גורם העבירה, עשויה הפקעת הרכוש שבאמצעותו בוצעה העבירה, להביא לשלילת היכולת העבריינית בדומה לאפקט של מאסר.[423] כמו כן, נטילת רכוש שהיה מעורב בפשע קוטעת את שרשרת העבריינות ובכך היא מסייעת לשלוט במערכת.[424] למשל, הפקעת חביות של חומרים מסוכנים, המוחזקות בניגוד לתקנות או דולפות, יכולה למנוע עבירות בהמשך שרשרת הייצור ולגרום לחוסר יכולת מעשית של המפעל להמשיך ולזהם.

גם אם ההפקעה לא תמנע לחלוטין את המשך ביצוע העבירה, ייתכן שתיווצר הרתעה ספציפית אם הנענש יבין כי אין טעם להמשיך בהפרת החוק, משום שההפרה אינה משתלמת שכן מחיר ההפרה יקר מדי. הדבר תלוי כמובן בכך שלחפץ שהופקע יש ערך בעיני הנאשם. הסיכוי לכך גבוה אם החפץ חיוני לפרנסתו הלגיטימית של הנאשם.[425] לדוגמא, הפקעת

---

[421] לעומת זאת, בארה"ב רווח השימוש בהפקעת בתים במסגרת האמצעים להיאבק בסחר בסמים. ראו: S. Guerra, "Between a Rock and A Hard Place: Accommodating the Fifth Amendment Privilege in Civil Forfeiture Cases", 15 *Ga. St. U. L. Rev.* 582 (1998-1999).

[422] Doty (2005-2006) לעיל ה"ש 412, בעמ' 542.

[423] Wilson, James Q, *Thinking About Crime*, (New York, Basic Books, 1975). עיקרה של תפיסה שהוצגה בספר יסודי זה, היא כי בידוד העבריין וכליאתו הם אמצעי מרכזי למאבק בפשע, שכן בדרך זו לא יוכל העבריין לשוב ולפשוע. הרחקתו מהחברה נוטלת ממנו את המרחב שבו הוא מבצע את פשעיו, ומרחיקה אותו מהחברה אותה הוא מסכן.

[424] Holmes (1994) לעיל ה"ש 412, בעמ' 340.

[425] טענה זו הושמעה בפני בית המשפט העליון האמריקני בעתירה שדנה בדיני הפקעת הרכוש. במקרה זה הופקעו בית ועסק של אדם שהודה בהחזקת סם מסוכן. הטענה כי ההפקעה אינה יכולה לחרוג מגובה הקנס המקסימאלי הקבוע בחוק על העבירה, התקבלה על דעתו של בית המשפט העליון האמריקני. Austin v. United States, 509 U.S 602,604 (1993).

משאית לפינוי פסולת בגין השלכה בלתי-חוקית של פסולת, כשהמשאית משמשת בדרך-כלל לפינוי פסולת כדין. שווי ההפסד בהפקעה אינו מתבטא רק בשווי המשאית עצמה, אלא בשווי אבדן הפרנסה עקב הפקעת המשאית והוצאתה מכלל שימוש.[426] מבחינת ההרתעה הכללית עשויה אכיפת ההפקעה לשלוח מסר ברור ומיידי של איתנות אכיפת החוק, בפרט אם הפעולה נתפסת כשוללת את יכולתו של העבריין להמשיך במעשיו.[427] חומרת הסנקציה יכולה להוסיף לאפקט ההרתעה מבחינת חישובי הכדאיות של הכפופים לחוק.

נוסף על כך נטען כי הפקעת רכוש יכולה גם להטיל קלון על מי שננקטה כלפיו הסנקציה. לכן היא דומה לסנקציות אחרות שיש עמן קלון ויש לה פוטנציאל-הרתעה ספציפי וכללי.[428] הפקעה היא עונש מוחצן שמגיע לידיעת הסביבה הקרובה בקלות יחסית. היא יכולה לגרור תגובות שליליות מצד הקהילה ולבייש את העבריין. אפקט הקלון יגבר בעיקר כשההפקעה גרמה לפגיעה בסגנון החיים או במעמד החברתי של המפר.[429] בעבירות-סביבה יכול הדבר להתרחש כאשר הרכוש המופקע גרם לפגיעה בפרנסת העבריין — למשל, אם הופקע כלי-רכב ששימש ליצירת הכנסה או אם הופקע מפעל שבבעלות העבריין. ההפקעה יכולה ליצור סטיגמה שתביא הן להרתעה כללית והן להרתעה ספיציפית, בעיקר בקרב מי שרגישים לסטיגמה חברתית, כגון עברייני הצווארון הלבן – האוכלוסייה האופיינית לעבירות-סביבה.[430]

עד היום בחנו מחקרים אמפיריים ספורים את אפקטיביות השימוש בהפקעה כסנקציה עונשית ומניעתית, ואף לא אחד מהם עסק בעבירות-סביבה. עם זאת, ייתכן שניתן ללמוד מהם משהו בדבר השפעת ההפקעה על "שלילת היכולת" ואפקט ההרתעה הספציפי והכללי של פעולת ההחרמה.

ממחקר שסקר מדגם גדול מאוד של נהגים שנהגו בפסילת רישיון, נמצא כי להפקעת הרכב היתה השפעה חיובית על הימנעות מעבריינות חוזרת.[431] המחקר בוצע על-ידי מחלקת התעבורה של מדינת קליפורניה ודגם למעלה מ-12 אלף נהגים אשר נעצרו לאחר שנהגו ללא

---

[426] בראיונות שבוצעו עם הכפופים לחוק העוסקים בתחום הפינוי של פסולת-בניין (ראו פרק חמישי בחלק 2(א)(3)), נטען בפי חלק מן העוסקים כי השימוש בשלילת-רישיון כעונש הוא צעד מרתיע יותר מקנס, משום שהוא גורם לאבדן הפרנסה ממי שעוסק בפינוי פסולת.

[427] Doty (2005-2006) לעיל ה"ש 412, בעמ' 530.

[428] להרחבה ראו הדיון בכלים של קלון בפרק שלישי חלק 2(ג).

[429] Doty (2005-2006) לעיל ה"ש 412, בעמ' 527.

[430] D. M. Kahan, "Social Influence, social Meaning and Deterrence" 83 *Va. L. Rev*. 349, 357 (1997).

[431] D. J. De Young, *Vehicle Impoundment Law Found Effective*, *Research notes* (Dep't of Motor Vehicles, CA) (spring 1998) available at: www.dmv.ca.gov/about/profile/rd/resnotes/veh_imp_law_fe.html (last accessed 7.8.2008).

רישיון תקף. המחקר הִשווה בין נהגים שעונשם כלל החרמת רכב, לבין נהגים מורשעים שרכבם לא הוחרם.[432] נמצא כי הסיכוי להרשעה חוזרת של עברייני פעם ראשונה שרכבם הוחרם, הוא קטן ב-24% מעברייני פעם ראשונה שרכבם לא הוחרם.[433] הסיכוי להרשעה חוזרת של עבריינים חוזרים שרכבם נשלל, נמצא נמוך ב-33% מעבריינים חוזרים שרכבם לא נשלל. המחקר הסיק כי להחרמת רכב יש אפקט הרתעתי ספציפי. כמו כן היו אלה שרכבם הוחרם בעלי סיכוי נמוך יותר להרשעה בעבירות אחרות הקשורות בנהיגה, והיו מעורבים בפחות תאונות-דרכים.[434] מחקר דומה שבוצע במדינת אורגון בארה״ב, מצא כי משך הזמן הצפוי עד למעצר מחודש היה כפול בקרב מי שרכבם הוחרם, לעומת אלה שרכבם לא הוחרם.[435] בצד מחקרים אלה (שעסקו כולם בעבירות קלות-יחסית מצד מי שאינם בעלי קריירה עבריינית) נעשו מחקרים אחרים שבחנו את אפקטיביות הפקעת רכוש בעבירות סמים. מחקרים אלה העלו ברובם תוצאות בלתי-מחמיאות בדבר אפקטיביות השימוש בהפקעת רכוש. נתוני מאסר-מחדש מרמזים על כך שלהפקעה אין אפקט של הרתעה ספציפית בעבירות סמים. הנתונים מעידים כי עברייני-סמים הם לעתים קרובות עברייניים רצסיביים ולכן אינם נרתעים מן העונשים המוטלים עליהם.[436] ההפקעה אינה די מרתיעה משום שעבריינים רבים מצליחים להסתיר נכסים או שההפקעה נתפסת בעיניהם כעלות נלווית לעיסוק בעבירות סמים.[437] הגם שמסקנות אלו מאירות-עיניים, ספק אם ניתן להשליך מהן על אפקטיביות השימוש בהפקעת רכוש בעבירות-סביבה, מפאת אופיין השונה מאוד של העבירות.

מבחינת היעילות הכלכלית, עולה הטענה הנפוצה שהפקעת רכוש פוגעת בצורה בלתי-מידתית בזכות היסוד לקניין. היו שהרחיקו-לכת וקבעו שזוהי למעשה ״גניבה ברישיון״.[438] מובן כי הפקעת-רכוש אכן פוגעת קשה בזכות לקניין. פגיעה זו מתעצמת אם הרכוש הופקע ממי שלא הורשע בפלילים, או שהרכוש נמצא בבעלות מספר גורמים, ביניהם גם מי שלא היו קשורים כלל לביצוע העבירה.[439] אולם המצדדים בסנקציה טוענים כי זכות הקניין נגמרת במקום בו מתחילה הפגיעה בזולת או בחברה. למשל, זכותו של אדם לשלוט בחלקה

---

[432] De Young (1998), שם.

[433] שם, שם.

[434] שם, שם.

[435] I. B. Crosby, "Portlands Asset Forfeiture Program: The Effectiveness of Vehicle Seizure in Reducing Re-arrest Among "Problem" Drunk Drivers, *Policing in Central and Eastern Europe: Comparing Firsthand Knowledge with Experience for the West* (1996) available at: www.ncjrs.org/policing/por673.htm (lasr accessed 7.8.2008).

[436] G. M. Vecchi & R.T Sigler, *Assets Forfeiture: A Study of Policy and Its Practice* 73-74 (2001).

[437] Vecchi (2001) שם בעמ׳ 72.

[438] L.W Levy, *A License to Steal: The Forfeiture of Property*, page x (1995).

[439] Levy (1995) שם, בעמ׳ 177.

החקלאית שלו, מוגבלת כאשר הוא מאפשר הטמנה בלתי-חוקית של פסולת באותה חלקה, תוך פגיעה בבריאות הציבור, בביטחונו או באיכות-חייו.[440]

הצדקה כלכלית לשימוש בהפקעת-רכוש בעבירות-סביבה עולה מכך שההפקעה עשויה למנוע פגיעה בשוק התחרותי.[441] לדוגמא: משאית שהופקעה לאחר ששימשה לסילוק בלתי-נאות של פסולת תוך התחמקות מתשלום ההיטל הנגבה באתרי-הטמנה מורשים. הפעילות העסקית של השלכת-פסולת פיראטית שביצעו בעלי המשאית, גרמה לפגיעה בתחרות, שכן בעל המשאית היה יכול לִגבות סכומים נמוכים בעד פינוי הפסולת, משום שחסך את עלות ההיטל. הפקעת המשאית היא אפוא תיקון לתנאי השוק וביסוס-מחדש של התחרות ההוגנת.

מבחינת השגת היעד של צדק סביבתי, פועלת הפקעת הרכוש בדומה מאוד לשלילת הרישיון.[442] להפקעה עשויות להיות השלכות חלוקתיות שליליות אם נעשה בה שימוש בעיקר נגד עבריינים ממעמד נמוך, כמו בעלי עסקים לפינוי פסולת. כאשר הפקעת הרכוש פוגעת דווקא בשכבות החלשות (שכן אין נטייה להפקיע מפעל שלם) מועצם חוסר הצדק החלוקתי. כמו כן נטענה הטענה כי מן ההיבט של צדק הליכי, נטילת הרכוש היא לעִתים אמצעי בלתי-פרופורציונאלי לחומרת העבירה (למשל, אם מופקע מבנה ששוויו גבוה מן הקנס המקסימאלי הקבוע בחוק).[443] לכן חשוב שההפקעה תתבצע באופן פרופורציונאלי ושתעמוד למי שרכושו הופקע, הזכות לערער על תוקף ההחלטה.

חלק 4: כלי-אכיפה לשיקום נזקי הפרות

כלי-אכיפה לשיקום הנזק פועלים ישירות להשגת תוצאה סביבתית באמצעות שיקום הסביבה. כלים אלה יוחסו לעתים לעקרון היסוד הנזיקי לפיו: "על אדם לתקן את הנזק שנגרם על-ידו."[444] ברם, 'שיקום' משמעו תיקון פיזי של תוצאות הנזקים שגרמה העבירה הסביבתית (היכן שהדבר ניתן) ולא רק תשלום מפצה על הנזק שנגרם, כפי שמקובל לרוב בדיני הנזיקין. זאת ועוד: כלי-אכיפה לשיקום הנזק עשויים לתרום למניעת נזקים לסביבה באמצעות יצירת שינוי נורמטיבי או הרתעה. הכלים הפועלים לשיקום מִפגעים סביבתיים יידונו להלן.

---

[440] Holmes (1994) לעיל ה"ש 412, בעמ' 365.

[441] Holmes (1994) לעיל ה"ש 412, בעמ' 365.

[442] ראו דיון בסעיף ה(2) לעיל.

[443] Levy (1995) לעיל ה"ש 390, בעמ' 177.

[444] EC, *Green Paper on Remedying Environmental Damage* COM(93) 47, para. 1 (1993).

א. צווי-שיקום

1. צווי-שיקום מנהליים

צווים מנהליים לשיקום המפגע מוטלים מכוח הסמכות שהוקנתה בחקיקה הסביבתית לרשות האוכפת. לעִתים צווים אלה מעורבים, בכך שהם מורים תחילה על עצירת המְפגע ורק אחר-כך על שיקומו. צווים אלה ניתנים על-ידי גורמי האכיפה בטרם הוגש כתב האישום. בשונה מְצווים שיפוטיים, הצווים המנהליים אינם ניתנים לאכיפה עצמאית. המצווה נדרש לנקוט צעדים לתיקון ההפרה תוך פרק זמן שנקבע בצו, שאם לא כן תידרש הרשות להמשיך בהליכי האכיפה השיפוטיים.[445]

בישראל ניתנים צווים מנהליים להסרת המפגע ושיקומו מכוח מספר דברי-חקיקה. חוק שמירת הניקיון מאפשר הוצאת צו-ניקוי על-ידי מפקחי המשרד לאיכות הסביבה עוד לפני שהוגש כתב-אישום. במסגרת צו הניקוי יכולה הרשות לדרוש שהפסולת תסולק למקום ובמועד שייקבעו, שמה שלוכלך ינוקה ושהמצב יוחזר גם לקדמותו במידת האפשר.[446] סמכות דומה קיימת בחוק למניעת מפגעים,[447] בחוק חומרים מסוכנים[448] בחוק שמירת הסביבה החופית[449] ובדברי-חקיקה נוספים.[450] יש לציין כי בחקיקה שורר חוסר-אחידות בהתייחסות להפרה של 'צווי-שיקום'. בעוד שלפי חוק שמירת הניקיון, לדוגמא, אי-ביצוע צו-ניקוי הוא עבירה[451] — אי-ביצוע צו להסרת מפגע לפי חוק מניעת מפגעים, אינו גורר אחריו סנקציה כלשהי.[452] מצב זה מחייב תיקון תוך האחדת החקיקה כך שאי-ביצוע 'צו-שיקום' מכל סוג שהוא, יהווה הפרת-חוק הניתנת לענישה (גם אם הדבר יחשב הפרה אזרחית או מנהלית).

---

[445] EPA (1992) לעיל ה"ש 104, בעמ' 5-7.

[446] ס' 13ב(א) לחוק שמירת הנקיון.

[447] ס' 11ב צו לסילוק מפגע בחוק למניעת מְפגעים.

[448] שם קיימת סמכות דומה, המכונה צו לפינוי רעלים; ראו ס' 16א לחוק החומרים המסוכנים הנותן בידי הממונה את הסמכויות הבאות:

"... (1) לצוות על בעל הרעלים, על בעל הנכס, או על מי שהשליך את הרעלים להוציא את הרעלים מחזקתו או *לסלקם למקום, באופן ותוך תקופת הזמן* שתיקבע בצו ושתחילתה במועד מסירתו, הכל כפי שיורה בצו;

(2) לצוות על בעל הרעלים, על בעל הנכס או על מי שהשליך את הרעלים, בצו כאמור בפסקה (1), *להחזיר, במידת האפשר ובהתאם לנסיבות, את המצב לקדמותו.*" (ההדגשות שלי א' ק')

[449] צו למניעה או להסרתה של הפגיעה בסביבה, ס' 9(א) חוק שמירת הסביבה החופית התשס"ד-2004.

[450] ס' 55 צו לסילוק מפגע מתוקף פקודת בריאות העם 1940 וכן ראו ס' 8א. צו להפסקה, למניעה או לצמצום זיהום הים בחוק מניעת זיהום הים ממקורות יבשתיים התש"ן-1990.

[451] ראו ס' 13(ב)(5) לחוק שמירת הניקיון; ס' 7(ב) לחוק שמירת הסביבה החופית וס' 15(ב)(5) לחוק החומרים המסוכנים.

[452] ראו ס' 11 לחוק למניעת מפגעים המונה את העבירות לפי החוק ואינו כולל עבירה של אי-ביצוע צו לסילוק מפגע. אילן זמלר, עו"ד בלשכה המשפטית של המשרד להגנת הסביבה, ציין בראיון ביום

מהנתונים שבטבלה 3(4) אנו למדים כי רכזי האכיפה של המשרד להגנת הסביבה עושים שימוש מוגבל בצווים (מַנהליים) להסרת מפגעים. בין השנים 2002-2006 ניתנו בכל שנה בממוצע כ-107 צווים מתוקף הסמכות שניתנה למשרד במגוון חוקים סביבתיים, בממוצע לא יותר מ-14% מכלל הפעולות המִנהליות.

2. צווי-שיקום שיפוטיים

נוסף על צווים מִנהליים היוצאים מתחת ידי גורמי הפיקוח והאכיפה, מוציאים גם בתי המשפט צווים בשלבים שונים של ההליך השיפוטי. יש שהדרישה לשיקום יוצאת כהוראה של בית המשפט לאחר הגשת כתב האישום ולפני מתן פסק הדין, ויש ושצו השיקום מוטל על מי שנמצא אשם בדין. הנחייה לשיקום המשאב יכולה להינתן במסגרת פס"ד פלילי או במסגרת פס"ד אזרחי שניתן על-ידי בית המשפט. בארה"ב יש לבתי המשפט סמכות להוציא צווים מתוקף הליך משפטי פלילי או אזרחי (civil compliance orders), ומרבית הצווים אכן יוצאים מתוקף הליך אזרחי.[453] בישראל קיימת בחקיקה הסביבתית הפלילית הסמכות למתן צווי-שיקום שיפוטיים במסגרת חוק המים,[454] חוק שמירת הניקיון,[455] החוק למניעת מפגעים[456] וחוק החומרים המסוכנים.[457] במסגרת חוקים אלה נתונה הסמכות להוצאת צו-שיקום בידי בית המשפט, לא רק לאחר ההרשעה אלא אף בטרם נמצא הנאשם אשם בדין.

למרות חיוניותו הסביבתית של צו-שיקום שיפוטי לשיקום הנזק הסביבתי בגינו הורשע העבריין — וחרף העובדה שלרוב ניתן לחַיֵב שיקום מבחינה מעשית (למשל, במרבית עבירות השלכת פסולת וחומרים מסוכנים, זיהום מקורות מים וזיהום קרקע) — רק חלק קטן מפסקי הדין המסתיימים בישראל בהרשעה מטילים על העבריין חובת שיקום. מנתוני טבלה 3(6)

21.7.2008 כי העובדה שאי-ביצוע צווים לסילוק מֻפגע אינו נחשב הפרה של הרגולציה, מהווה תמריץ שלילי לשימוש בצווים אלה על-ידי המשרד להגנת הסביבה.

[453] M Gelpe (1998) לעיל ה"ש 1, בעמ' 159.

[454] ס' 20כד לחוק המים קובע: "בית המשפט שהרשיע אדם בעבירה על פי סעיף 20כא רשאי בגזר הדין, בנוסף לכל עונש שיטיל, לחייבו: ....

(2) לנקוט את האמצעים הדרושים כדי -

(א) להפסיק, לצמצם או למנוע את המשך זיהום המים;

(ב) לנקות את המים וכל אשר זוהם עקב ביצוע העבירה;

(ג) להחזיר את המצב לקדמותו." (ההדגשה שלי. א' ק')

וכן ס' 20כג(א) לחוק המים.

[455] ס' 14א(א) לחוק שמירת הניקיון לפיו צו-שיקום שיפוטי יכול להינתן כבר לאחר הגשת כתב האישום ועוד לפני הרשעת העבריין.

[456] ס' 10א(א) סילוק המפגע בחוק למניעת מפגעים.

[457] ס' 15א(א) לחוק החומרים המסוכנים.

שלהלן עולה כי בין השנים 2002-2006 ניתנו בממוצע רק 5.2 צווי-שיקום מתוך ממוצע של 118 פסקי-דין בממוצע שהסתיימו מדי שנה בהרשעה.

מסקירת הפסיקה עולות שלוש בעיות המאפיינות את השימוש בצווי-שיקום במסגרת המשפט הישראלי. הראשונה היא הימנעות בתי המשפט מכניסה לעבי הקורה של דרישות השיקום. לעִתים קרובות נוטים השופטים להסתמך על הסדרי השיקום שעשה המשרד להגנת הסביבה עם הנאשם, ללא בקרה של בית המשפט.[458] בעיה שנייה היא שצווי השיקום חלקיים לרוב ואינם מכסים את מלוא הנזק הסביבתי שנגרם.[459] בעיה שלישית, צווי השיקום ניתנים לא אחת דווקא בנושאים סביבתיים שוליים ולא בנזקים הסביבתיים הקשים ביותר. בעיות אלו באות לידי ביטוי בסקירת הצווים שניתנו בפסקי-דין שהסתיימו בהרשעה בשנת 2006. בשנה זו ניתנו שבעה צווי-שיקום, שלושה מתוכם להסרת שילוט בלתי-חוקי נגד נאשמים שהורשעו בעבירות לפי חוק הדרכים, שילוט, התשכ"ו-1966.[460] מבלי להמעיט בחשיבות הצורך להסיר שלטים לא-חוקיים, אין ספק כי לא מדובר בעבירה סביבתית מן הסוג החמור. בארבעה מקרים שנגעו בין היתר להפרות האיסור לזיהום מים לפי חוק המים תשי"ט-1959, ניתנו צווי-ניקוי חלקיים בלבד לשיקום הקרקע שזוהמה או לטיפול בזיהום שניכר על פני השטח בלבד. באף אחד מן הצווים לא הוצבה דרישה לשקם את מקורות המים שזוהמו.[461]

---

[458] למשל ת"פ (שלום רמלה) 1216/03 *מ"י נ' שרון דן השקעות* ניתן ביום 1.7.03 מפי כב' השופט שמואל ברוך. שם נותן בית המשפט תוקף להסכם-שיקום שאליו הגיע המשרד להגנת הסביבה עם המורשעים.

[459] חלקיותם של צווי השיקום באה לידי ביטוי במיוחד בעבירות של תפעול אתרי-פסולת פיראטיים וזיהום קרקעות על-ידי תחנות-דלק. במקרה של אתרי-פסולת, לעִתים קרובות מסתפקות ההנחיות בהוצאת הפסולת מן האתר ובהפנייתו לאתר חוקי, ללא דרישה לשיקום מי התהום. במקרה של קרקעות שזוהמו מדליפת דלק, לא נטו בתי המשפט לדרוש שיקום של מי-תהום.

ת"פ 1191/02 (שלום כפר-סבא) *מ"י נ' בן עמי שאול דינון והשקיה בע"מ* מיום 31.3.04 מפי כב' השופטת ניצה מימון-שעשוע. שם הוטל על הנאשמים צו-שיקום לאתר-פסולת פיראטי שהקימו על חלקת השדה שלהם במושב שדה-חמד. בצו השיקום חויבו הנאשמים להחזיר את המצב בחלקה לקדמותו כך שכל הפסולת שנקברה בה תפונה וגובה פני הקרקע יושווה לגובה החלקות הסמוכות. למרות שהנאשמים הורשעו גם בעבירות של זיהום-מים לפי חוק המים, מאחר שהטמינו באתר שמן משומש ומתכות מסוכנות — לא הוטלה עליהם חובה לשקם את הקרקע ו/או את מי התהום. ראו גם ת"פ (שלום ירושלים) 3756/01 *מ"י נ' מנועי בית שמש בע"מ* מיום 2.2.04 מפי כב' השופטת אילתה זיסקינד. שם ניתנה הנחייה לשיקום הקרקע בבריכות החמצון של המפעל לאחר שהתמלאו בפסולת רעילה. הנחייה זו לא לוותה בדרישה לבחון ולשקם את מי התהום אם קיים בכך צורך.

[460] ת"פ (שלום כפר סבא) 1248/06 *מ"י נ' מרקעים שילוט חוצות בע"מ* מיום 4.12.06 מפי כב' השופטת ניצה מימון-שעשוע; ת"פ (שלום רמלה) 1156/06 *מ"י נ' שריקי* מיום 26.11.06 מפי כב' השופטת זהבה בוסתן; ת"פ (שלום חדרה) 1670/06 *מ"י נ' אלון* מיום 27.9.06 מפי כב' השופט משה גינות.

[461] ת"פ (שלום י-ם) 5054/04 *מ"י נ' פז חברת נפט בע"מ* מיום 17.10.06 ניתן מפי כב' השופט ש' פיינברג. שם הורשעה הנאשמת על-פי הודאתה בעבירות של זיהום מים וקרקע. הצו שפסק בית המשפט חייב את הנאשמת להשלים את כל הפעולות לשיקום הקרקע בתיאום עם המשרד לאיכות הסביבה ובהתאם להוראותיו, בלא שיטיל חובה על שיקום הקרקע.

יש לציין כי בכל המקרים הללו, פרט לאחד, לא נקבעו הנחיות מדויקות לביצוע הצו כגון סדרי-עבודה או לוחות-זמנים. נקבע רק תאריך יעד להשלמת עבודת השיקום בתיאום עם המשרד להגנת הסביבה. זאת ועוד: לא נקבע רף שיקום של זיהומי הקרקע, אף שהיה מקום לעשות כן. במקרה הבודד בו נקבעו בצו הנחיות מפורטות יותר לשיקום, התבססו אלה על החלטת-ממשלה שהתקבלה ביחס לשיקום ולסילוק חוות הדגים במפרץ אילת. במקרה זה חויבה הנאשמת, חברת ערדג, בצו שיפוטי, לעמוד במועדי השיקום ולבצע את שיקום הים והחוף כפי שנקבע בהחלטת הממשלה.[462]

בת"פ (שלום חדרה) *מ"י נ' ציוני דרך סלילה חדרה בע"מ וגבריאל* מיום 6.7.06 מפי כב' השופט מ' מסארווה, הורשע המוסד בזיהום מקורות-מים וניתן צו לפינוי הקרקע המזוהמת מהמקום על-פי הנחיות המשרד לאיכות הסביבה. לא ניתן צו לשיקום מקורות המים שזוהמו.

בת"פ (שלום פ"ת) 1172/04 *מ"י נ' קיבוץ גבעת השלושה אגודה שיתופית* מיום 10.4.2006 מפי כב' השופטת ל' לב-און, הורשעה הרפת של גבעת השלושה בין היתר בעבירות של זיהום מים. הצו ניתן לפינוי זבל הפרות מן הרפת על-ידי גורם מאושר על-ידי המשרד לאיכות הסביבה, אך לא כלל הנחיות כלשהן בנוגע לשיקום מי התהום.

בת"פ (שלום י-ם) *מ"י נ' קלה ויוחנן* מיום 4.6.06 מפי כב' השופט אלכסנדר חן, ניתן פס"ד נגד הנאשם שהפעיל עסק באופן לא חוקי באזור ליפתא. הנאשם נמצא אשם בין היתר בפעולות הגורמות או העלולות לגרום לזיהום מים, בלכלוך רשות הרבים, ועוד. בקרקע אף נמצאו כתמי-שמן ומזהמים שונים. חרף האמור, הצו שניתן נגד הנאשם הורה לו לפנות תוך 60 יום מהמקום ובסמוך אליו את הגרוטאות שהשליך, החפצים, הפסולת והשמנים. הצו לא כלל כל הנחייה בנוגע לשיקום או לפינוי הקרקע המזוהמת ובוודאי שלא לבחינת הזיהום למי התהום.

[462] בת"פ (שלום ב"ש) 2787/99 *מ"י נ' חברת ערדג בע"מ* מיום 15.10.06 מפי כב' השופט יעקב שפסר. לשם המחשה, להלן פירוט הצווים שניתנו:

"צו להפסקת השימוש בחוות הדגים של חברת ערדג בים וביבשה בהתאם למתווה שנקבע בהחלטת הממשלה מס'3688 מיום 5.6.05 ואשר יוחל בהדרגה כפי שיפורט להלן:

א. כמות המזון המרבית הכוללת שתוכנס למים בתקופה שמיום 6.6.06 ועד ליום 5.7.07תהיה 1753 טון בלבד.

ב. כמות המזון המרבית הכוללת שתוכנס למים בתקופה שמיום 6.6.07 ועד ליום 5.6.08תהיה 877 טון בלבד.

ג. החל מיום 5.6.08 ייאסר על הנאשמת להכניס למים כל כמות מזון שהיא.

ד. בהתאם לצמצום כמויות המזון כאמור לעיל, יתאמו הנאשמת ואגף ים וחופים, במשרד להגנת הסביבה מועד קרוב להוצאת 10 כלובים ראשונים מן המים.

ה. כלובים נוספים יוצאו מן המים עד ולא יאוחר מיום 5.6.07 יתר הכלובים יוצאו מן המים לא יאוחר מיום30.9.08 ..."

בנוסף לאמור, ניתן נגד הנאשמת: "צו הריסה המורה לה להרוס בעצמה ועל חשבונה את כל המבנים והמתקנים המשמשים אותה הן בים והן על החוף ולהחזיר את המצב לקדמותו, הכל להנחת דעתו של צוות הפיקוח מטעם ועדת המנכ"לים של המשרד להגנת הסביבה באמצעות אגף ים וחופים במשרד להגנת הסביבה ושל משרד החקלאות ופיתוח הכפר."

חרף הפירוט היחסי בשני הצווים הללו, גם בהם נותרו לא מעט נושאים לסיכום בין המשרד להגנת הסביבה לבין הנאשמת, כגון המועד להוצאת עשרת הכלובים הראשונים מן הים וכן המועד להוצאת כלובים נוספים עד ה-5.6.07.

טבלה 3(6): **צווי-שיקום שניתנו במסגרת פסקי-דין שהסתיימו בהרשעה**[463]

שנה	מספר פסקי הדין שהסתיימו בהרשעה	מספר צווי השיקום	אחוז מתוך פסקי הדין
2002	100	1	1%
2003	126	4	3%
2004	135	8	6%
2005	120	6	5%
2006	109	7	6%
ממוצע	**118**	**5**	**4%**

כתחליף לצו-שיקום יכול בית המשפט לתת הנחיה לתשלום ההוצאות שהושקעו בשיקום המשאב על-ידי מי שפעל לשיקומו במקום החייב. במקרים חריגים ייפנסו הרשויות לנעלי החייב ויבצעו בעצמן את השיקום על-מנת למנוע סכנה מיידית לבריאות הציבור או לאיכות הסביבה. סמכות זו לגביית הוצאות השיקום, צריכה להיות נקובה בחוק. לפי חוק שמירת הניקיון רשאי בית המשפט לחייב אדם שהורשע, בתשלום הוצאות הניקוי, אם הוגשה לו על כך בקשה מאת הרשות ששילמה אותן.[464] למשרד להגנת הסביבה ולרשויות מקומיות יש סמכות לבצע את צו הניקוי כאשר מי שצריך היה לבצעו לא עשה כן. או אז, צריך החייב לשלם את כפל הוצאות הניקוי של הרשויות.[465] סמכות דומה קיימת בחוק למניעת מפגעים,[466] בחוק החומרים המסוכנים[467] ובחוק המים.[468]

---

[463] הנתונים נאספו ממאגר פסקי הדין בכתובת: www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=law&enZone=law (נכון ליום 13.11.2007). הנתונים נאספו מתוך סקירת פסקי-דין מרשיעים בין השנים 2002-2006 המובאים במאגר פסקי הדין הנ"ל.

[464] ס' 4 (א) לחוק שמירת הנקיון.

[465] ס' 13ב(ב) לחוק שמירת הנקיון.

[466] ס' 11ב(ב) לחוק למניעת מפגעים "(ב) מי שלא קיים הוראות צו שניתן לפי סעיף זה, רשאי השר או מי שהוא הסמיך לענין זה, לבצע את הנדרש לפי הצו; משעשה כן, יהיה מי שנצטווה, אך לא מילא אחר הוראות הצו, חייב בתשלום כפל ההוצאות שהוצאו, לקרן לשמירת הנקיון; על גבייתן של הוצאות שהוצאו לפי סעיף זה תחול פקודת המסים (גביה)."

[467] ס' 15א(ג) לחוק החומרים המסוכנים.

[468] ס' 20כד(1) לחוק המים.

3. האפקטיביות של צווי-שיקום

יכולתם של צווי-שיקום לעמוד ביעדי האכיפה הסביבתית, תלויה במספר גורמים אשר יימנו להלן. לכאורה פועלים צווי השיקום למקסם את התועלות הסביבתיות של האכיפה בכך שהם מביאים לשיפור סביבתי מיידי במדיום המשוקם. כלי-אכיפה לשיקום המפגע הסביבתי אכן עוסקים בהתמודדות מעשית עם השפעות הזיהום הסביבתי בדיעבד (ex-post). במקרים בהם יש להפרת חוקי הסביבה השפעה מתמשכת הבאה לידי ביטוי בהידרדרות קבועה באיכות המשאב הסביבתי, השיקום הוא כלי חיוני במַקסוּם התועלות הסביבתיות של האכיפה, כדברי כב' השופטת נ' מימון-שעשוע:

> "אין טעם בענישה הפלילית הפרסונלית המוטלת על עברייני איכות הסביבה, אם הנזק שנגרם לקרקע, למים ולסביבה ממשיך לעמוד בעינו, והזיהום ממשיך להפיץ את מארתו."[469]

התוצאות הסביבתיות של השיקום ניתנות למדידה ישירה. אולי משום כך — מתוך התמקדות בתוצאות הסביבתיות המיידיות של צווי השיקום — לא עסק המחקר ביכולתם של צווים לתרום למניעה באמצעות השפעתם על ההתנהגות באופן נורמטיבי או הרתעתי. בפרט מעניינת וראויה למחקר השפעתם החינוכית-נורמטיבית של צווי השיקום על העבריין עצמו.

יכולתם של צווי-שיקום לעמוד ביעד של מַקסוּם התועלת הסביבתית באמצעות שיקום בדיעבד של נזקים שנגרמו לסביבה, תלויה בגורמים הבאים:

א. *הטלת צו-שיקום בכל מקרה ששיקום הסביבה אפשרי* — מובן שללא הטלת חובת-שיקום בכל מקרה בו דרוש שיקום הסביבה כתוצאה מעבירה סביבתית, לא יוכלו צווי השיקום להשיג את מטרתם. השיקום אפשרי במרבית תחומי הסביבה: זיהומי מים, קרקע והשלכת פסולת וחומרים מסוכנים.[470] במקרים אלה אי-הטלת צו-שיקום משמעה שהזיהום שנוצר בעבירה ייוותר על כנו, או שעלויות השיקום ייפלו על גורמי האכיפה. כפי שנזכר לעיל, בישראל השימוש בצווי-שיקום מנהליים ובצווים שיפוטיים אינו מתקרב כלל לכיסוי כל המקרים בהם השיקום אפשרי או נדרש,[471] והדבר אינו נובע מכך שהרשויות פועלות מעצמן לביצוע השיקום.

---

[469] ת"פ (שלום כפר סבא) 1191/02 *מ"י נ' בן עמי שאול כינון והשקיה בעמ'*, מיום 31.3.2004 מפי כב' השופטת נ' מימון שעשוע.

[470] J. Steele, "Remedies and Remediation: Foundational Issues in Environmental Liability", 58(5) *Modern L. Rev.* 616 (Sep. 1995).

[471] חלקים 4א(1) ו-4א(2) לעיל.

ב. *צו השיקום מקיף את מלוא הנזק הסביבתי* – מתוך סקירת הפסיקה שניתנה בישראל וגזרה על נאשמים צווי-שיקום, עולה כי לעִתים קרובות הצווים אינם מקיפים את מלוא הנזק הסביבתי שנגרם מן העבירה.[472] כאשר הושלכה פסולת מסוכנת על הקרקע, או כשהוזרמו תשטיפים על פני הקרקע, ייתכן כי לא רק הקרקע זוהמה אלא גם מי התהום. במקרה מעין זה, תפיסה של מֻקסוּם התועלת הסביבתית מחייבת להכליל בצו לא רק דרישה לשיקום הקרקע, אלא גם חיוב לשיקום מי התהום.[473]

ג. *צו השיקום קובע הנחיות שיקום ברורות ומפורטות* – על צו השיקום לרדת לפרטי השיקום הדרוש, להליך השיקום, לשיטות השיקום, לרף השיקום ולמועדים המחייבים. למשל, במקרים של זיהום מים וקרקע — כאשר ישנן שיטות ורמות רבות ושונות לשיקום — יש להתייחס למרכיבים אלה בצו השיקום. כמו כן על הצו לפרט את טכנולוגיית השיקום ואת רף השיקום.[474] מים וקרקע ניתנים לשיקום בדרגות שונות. על פניו נראה כי דרישה לשיקום מלא ולהחזרת המצב לקדמותו — או לכל הפחות לתֻקן המרבי הקבוע בחוק — היא הדרישה הראויה מבחינת יעד מֻקסוּם התוצאות הסביבתיות. למעשה כמעט שדרישה זו אינה מיושמת עקב הקשיים ההנדסיים, המגבלות הטכנולוגיות והעלויות האדירות של השיקום. כך למשל, באנגליה, בארה"ב ובגרמניה, דרישת השיקום היא להביא את המשאב לרמת הניקיון המתאימה מבחינת ייעודו והשימושים הצפויים בו בהסתמך על מתודולוגיה של מניעת סיכונים וטכנולוגיה שיש לה היתכנות כלכלית.[475]

---

[472] לעיל ה"ש 461.

[473] כאשר שאלת היקף השיקום הדרוש זוכה להתייחסות מנקודת-מבט כלכלית של עלות-תועלת, התשובה היא לעִתים שיש להותיר זיהום מסוים על כנו עקב העלויות הגבוהות המתלוות לשיקום המשאב ועקב הערכה נמוכה של עלות הנזקים שנגרמו לו. ראו: Steele (1995) לעיל ה"ש 470, בעמ' 635. ייתכן שמשיקולים דומים — למרות שאלה לא באו לידי ביטוי מפורש — נוטה המשרד להגנת הסביבה שלא לדרוש שיקום מי-תהום במקרה של זיהום קרקע. דומה כי הפעלת שיקול-דעת מסוג זה נוגדת את המותר מכוח חוק המים הקובע כי מי שזיהם מקור-מים יהיה חייב בשיקומו, ואינה עולה בקנה אחד עם העובדה שיעילות, הנמדדת במבחן עלות-תועלת, אינה יעד לגיטימי של האכיפה הסביבתית.

[474] השאלה של רף השיקום או רמת השיקום הדרושה, זכתה להתייחסות בספרות המקצועית ובחקיקה, בהשליכה באופן ישיר על עלויות השיקום, על השימושים העתידיים בקרקע, על היכולת לבצע שחזור אקולוגי ועל קביעת סדרי-עדיפויות לשיקום קרקעות על-ידי רשויות הממשל באם המזהם לא נמצא. זוהי שאלה מרכזית בכל צו לשיקום הקרקע או מקורות המים. לפירוט הדיונים שהתקיימו בנושא זה באיחוד האירופי ובאנגליה, ראו: Steele (1995) לעיל ה"ש 470, בעמ' 617.

[475] לפירוט על קביעת רף השיקום הנדרש בארה"ב ביחס לזיהום קרקעות, ראו: א' קרסין "שיקום קרקעות מזוהמות בישראל" *מדיניות ומשפט* 116-114 (2005) ולפירוט על הדרישות החוקיות הקיימות באנגליה ראו שם, 117-118.

להרחבה על דרישות השיקום בגרמניה ראו: E. Rehbiner, "A German Source of Inspiration? Locus Standi and Remediation Duties under the soil Protection Act, the Environmental Liability Act and the Draft Environmental Code", 6 *Envtl. L. Rev.* 4 (2004).

בתי המשפט בישראל לא גילו עד כה נכונות לחדור לעומקם של דרישות השיקום, והם אינם נוטים גם לעקוב אחר יישומם של צווי-שיקום.[476]

ד. *מתקיים מעקב אחר השיקום על-ידי הרשות האוכפת* — בית המשפט או הרשות המנהלית (בהתאם לגורם שהוציא את הצו) חייבים לעקוב אחר ביצוע הצו ועמידתו של המפר בלוחות הזמנים. ללא מעקב אחר ביצוע הצו עלול המפר שלא לבצעו כנדרש, ובעיקר לא להגיע לרמת השיקום הנדרשת. המעקב מחייב גם לפעול לאכיפת צווי-שיקום שלא בוצעו כלל. מנתוני טבלה 3(4) לעיל עולה כי בין השנים 2003-2006 לא הוסרו בישראל בממוצע 49% מן המפגעים שלגביהם ניתן צו ניקוי מנהלי (51% הוסרו).

מבחינת היעילות צריכים להתקיים מספר תנאים על-מנת שצווי השיקום אכן ייחשבו יעילים: א. התועלת החברתית מן השיקום צריכה להיות גדולה מן העלות של ביצוע השיקום; ב. על צו השיקום לאפשר שימוש בשיטת השיקום היעילה ביותר; ג. צו השיקום צריך להתבצע על-ידי מי שיכול לשאת בעלויות השיקום באופן היעיל ביותר; ד. הצו אמור להטיל על העבריין לשפות את מי שביצע את עבודות השיקום.[477]

היות שצווי השיקום פועלים לשקם סביבות שנפגעו מזיהום, תרומתם להשבת הצדק הסביבתי על כנו היא ישירה. מבחינה זו על צווי השיקום להינתן בראש ובראשונה ביחס למקרים הסביבתיים החמורים והיכן שהזיהום משפיע על אוכלוסיות מעוטות-יכולת. שימת דגש על שיקולים אלה אינה מובנת מאליה. כפי שהובהר לעיל, בישראל לא ניתנים צווי-שיקום ברוב המקרים בהם הנזק ניתן לשיקום, והשימוש בצווים אלה נעשה לא אחת דווקא כשהנזק הוא זניח ושולי.[478]

ב. פרויקט סביבתי חלופי

1. תיאור והגדרה

הדרישה לביצוע פרויקט סביבתי חלופי (supplemental environmental project – SEP) (להלן: פס"ח) היא תחליף לצו-שיקום. אך בניגוד לצו המטיל את שיקום הנזק שנגרם על מי

---

[476] לעיל ה"ש 458 וה"ש 461.

[477] השוו ל: W. Hahn & R. N. Stavins, "Economic Incentives for Environmental Protection: Integrating Theory and Practice", 82(2) *The American Econ. Rev.* 464 (May, 1992); L. Kaplow & S. Shavell, "Fairness Versus Welfare", 114 *Harv. L. Rev*. 961 (2001); G. Veljanovski, "The Market for Regulatory Enforcement", 93 *The Econ. J*. 124 (1983).

[478] לעיל ה"ש 460.

שנמצא אשם בהפרת רגולציה סביבתית, מאפשר הפס״ח להטיל עליו פרויקט סביבתי שאינו קשור בהכרח לנזק שגרמה העבירה. הפס״ח מאפשר לפעול לשיקום הסביבה גם במקרה בו העבירה גרמה נזק שאינו ניתן לשיקום. ה-EPA האמריקני גיבש רשימה של מאות דוגמאות לפרויקטים שיכולים לשמש פס״ח. בין הדוגמאות הבולטות לפס״ח גובשו פרויקטים לתיקון ופיתוח תשתיות קיימות, כגון החלפת צנרת ישנה בבתים בשכונות-מצוקה במטרה לחסוך במים, תיקון דליפות במערכת המים, ביצוע סקר והחלפת מבנים שיש בהם עופרת וכן החלפת תנורי חימום בעץ אשר מזהמים את הסביבה, בתנורי-גז יעילים ונקיים.[479]

ההגדרה המקובלת לפס״ח קובעת:

״Supplemental environmental projects are… environmentally beneficial projects which the defendant/respondent agrees to undertake in settlement of an enforcement action, but which the defendant/respondent is not otherwise legally required to perform.״[480]

במתכונת האמריקנית שבה מופעלים פס״חים, לא מדובר בפעולה שהרשות יכולה לחייב את העבריין לבצע על-פי חוק. מדובר במעשים שאותם לוקח המפר על עצמו כחלק מהסדר פשרה או גישור עם הרשות, בו מוסדרת גם הפחתת הקנס שיוטל עליו.[481] לדוגמא, בשנת 2005 השיגו משרד המשפטים האמריקני וה-EPA הסדר-פשרה כולל עם חברת ExxonMobil לפי חוק אוויר נקי. ההסדר אושר כהסכם מחייב, ללא הזדקקות להליכים משפטיים. מטרתו היתה להפחית 53 אלף טון פליטות לשנה משבע מזקקות הנפט של החברה הפרוסות על פני ארה״ב (11 אלף טון של גופרית דו-חמצנית ו-42 אלף טון של תחמוצות חנקן). עלותן המשוערת הכוללת של הפעולות להפחתת הפליטות היתה 571 מיליון דולר. נוסף על ההסדר לצמצום הפליטות של המזקקות בהתאם לחוק, התחייבה החברה לשלם 8.7 מיליון דולר פיצויים אזרחיים ועוד 9.7 מיליון דולר השקעה בפס״חים. הפס״חים המוצעים עוצבו כך שייטיבו עם הקהילות הנמצאות מסביב לשבע המזקקות שבהסדר. בין הפרויקטים שזכו למימון במסגרת הסְדר הפס״ח, היו: החלפת ציי אוטובוסים מקומיים ישנים באוטובוסים בעלי פליטות נמוכות; ארבעה פרויקטים להפחתת הפליטות במזקקות עצמן, שלא נדרשו לפי חוק אוויר נקי, הענקת 3.7 מיליון דולר לקרן חיות הבר והדגה של מדינת לואיזיאנה כדי

---

[479] U.S EPA, *Memurandum: Transmittal of Updated List of "Project Ideas for Potential Supplemental Environmental Projects"* available at: http://www.epa.gov/Compliance/resources/policies/civil/seps/potentialproject-seps0607.pdf (last accessesd 23.6.2008).

[480] EPA, *Final Supplemental Environmental Project Policy* 1, 4 (May 5 1998) available at: http://www.policies/civil/seps/fnlsup-hermn-mem.pdf (last accessesd 1.1.2008).
פורסם גם ב: 63 *Fed. Reg*. 24796.

[481] Bonnoris (2005) לעיל ה״ש 212, בעמ׳ 190.

לשמר אזורים חופיים וכן פעולות-שיקום אחרות ברחבי המדינה.[482] דוגמא זו ממחישה עד כמה מגוונים יכולים להיות תחומי השיפור הסביבתי המתקבלים כפס״ח.

ה-EPA האמריקני הגדיר בהרחבה במסמכי המדיניות שלו את סוגי הפס״ח שהרשות יכולה להטיל על המפר ואת סוגי הפרויקטים שאין לאשרם.[483] ההגדרה נועדה למנוע פס״חים שהערך הסביבתי שלהם נמוך, ופס״חים שעלותם הריאלית למפר נמוכה מדי וביצועם יוביל לפגיעה בכוחה המרתיע של האכיפה.[484]

2. אפקטיביות השימוש בפרויקט סביבתי חלופי

על-מנת שפס״ח יעמוד ביעד של מִקסוּם התועלת הסביבתית וביעד של צדק סביבתי ויתרום במישרין לשיפור הסביבה באופן שיגשים את עקרונות הצדק החלוקתי, נמצא כי יישום הפס״ח צריך להתאפיין במספר תנאים:

א. *לפס״ח תועלת סביבתית מוכחת* — התועלת הסביבתית באה לידי ביטוי בהעברת כובד המשקל של הסנקציה מהקנס המסורתי לפעילות המוקדשת כולה לשיפור הסביבה.[485] לעִתים קרובות עשויה פעילות זו להתבטא באימוץ טכנולוגיות סביבתיות מתקדמות אף מאלו הנדרשות על-פי החוק.[486]

אך יש נסיבות בהן תועלת הפס״ח לסביבה לא תמומש. בנסיבות כאלו יש מקום לשקול אם כדאי לעשות שימוש בפס״ח, על-מנת שלא לפגוע באפקטיביות שלו כאמצעי-אכיפה למִקסוּם התועלת הסביבתית. כאשר 'ההנחה' שניתנת לְמֻבצע הפס״ח בקנס שהיה עליו לשלם אלמלא הפרויקט, עולה על התועלת הסביבתית השולית של הפס״ח, צומחת מכשלה. או אז מדובר למעשה במימון ממשלתי עקיף של פעילות לשיפור הסביבה.[487]

---

[482] U.S EPA Newsroom, *U.S. Announces Clean Air Agreement with ExxonMobil Nearly 77 Percent of Domestic Refining Capacity Now Under Consent Decrees* (Release date: 10/11/2005) available at: http://yosemite.epa.gov/opa/admpress.nsf/d0cf6618525a9efb85257359003fb69d/4433b66d2e19b3d785257097005e8615!OpenDocument&Highlight=2,SEP (last accessesd 23.6.2008).

[483] EPA (1998) לעיל ה״ש 480, בעמ' 12.

[484] D.A Dana, "The Uncertain Merits of Environmental Enforcement Reform: the Case of Supplemental Environmental Projects",*Wisconsin L. R*. 1181 (1998). כאשר עלות הפס״ח נמוכה מן ״ההנחה״ שקיבל המפר בקנס שעליו לשלם, נטען כי ההרתעה שבאכיפה נפגעת עקב השימוש בפס״ח במקום בכלי-אכיפה מסורתיים.

[485] L. Droughton, "Comment: Supplemental Environmental Projects: A Bargain for the Environment", 12 *Pace Envtl. L. Rev*. 789 (1995). יש שכינו את התועלת ״מציאה״ עבור הסביבה.

[486] Bonnoris (2005) לעיל ה״ש 212, בעמ' 206.

[487] הממשלה יכולה להעניק מימון כזה באופן ישיר ולא בעקיפין. למשל באמצעות קרנות-סיוע לתעשייה לביצוע פרויקטים סביבתיים ככל שתחפץ בכך. מימון ישיר מאפשר יישום מבחני עלות-תועלת באופן ישיר

בהקשר זה נשמעה טענה כי עצם הידיעה על קיום מימון ממשלתי עקיף שכזה, עלולה למנוע את הכפופים לחוק מלאמץ טכנולוגיות סביבתיות חדישות מיוזמתם הם, ולהמתין עד שהמדינה 'תשתתף' בעלות יישום הטכנולוגיה בדרך של אישור פס"ח כחלק מאכיפת החוק.[488]

האטרקטיביות של הפס"ח כאמצעי לשיפור הסביבה, פוחתת גם כשכספי הקנס שהוטלו על הפרת רגולציה סביבתית, מגיעים ממילא לקרנות ייעודיות (המנוהלות על-ידי הרשות להגנת הסביבה) הפועלות לביצוע פרויקטים לתועלת הסביבה. נסיבות אלו מתקיימות למשל בקנדה[489] ובמידה מסוימת בישראל.[490] בנסיבות הקיימות קטן לכאורה ההבדל בין ביצוע פס"ח לבין תשלום קנס מבחינת התועלת הסביבתית הישירה המופקת מן הסנקציה. זאת בכפוף לכך שהפרויקטים המבוצעים באמצעות הקרנות הם בעלי ערך סביבתי, וכן בהתחשב בכך שלא היו מתרחשים אלמלא המקור התקציבי הנגבה מן הקנסות.

ב. *הפס"ח אינו תחליף לעמידה בדרישות החוק* — ביצוע הפס"ח אינו יכול לפטור את המפר מביצוע התחייבויותיו החוקיות ואינו תחליף לעמידה בדרישות החוק.[491] על הפס"ח להביא את המפר למצב שהוא מעֻבָּר לציות.[492] הפרויקט אינו יכול לשמש את הרשות

ומהימן יותר ובכך מובטח החזר סביבתי גבוה יותר מאשר בפס"ח, על כל סכום כסף שהושקע. חלוקת כספי קרן במקום מתן סובסידיה לקיום פס"ח, מאפשרת גם לבחור ביתר קפידה את הגורמים המבצעים, באופן שיעניק תמיכה רק לגורמים שהוכיחו ניסיון והצלחות קודמות בביצוע פרויקטים לשיפור הסביבה. להרחבה: Dana (1998) לעיל ה"ש 484, בעמ' 1215-1216.

[488] Dana (1998) לעיל ה"ש 484, בעמ' 1216.

[489] בקנדה קיימת קרן סביבתית הפועלת לשיקום מפגעים ולביצוע פרויקטים סביבתיים, אליה יכולים בתי המשפט להפנות את כספי הקנסות המוטלים על עברייני-סביבה שהורשעו.
ראו: "About the Environmental Damages Fund. The 'Polluter Pays' Principle" באתר: Environment Canada בכתובת: http://www.ec.gc.ca/edf-fde/default.asp?lang=En&n=C5BAD261-1 (נכון ליום 1.1.2007) "Government of Canada's Environmental Damages Fund… which is administered by Environment Canada is used to restore environmental damage or to prevent environmental damage from occurring."

[490] בישראל, למרות שהקנסות הנגבים לפי דברי-חקיקה-סביבתית הם שונים (וביניהם חוק שמירת הנקיון, חוק מניעת זיהום הים (הטלת פסולת), התשמ"ג-1983, פקודת מניעת זיהום מי-ים בשמן [נוסח חדש], חוק צער בעלי- חיים (הגנה על בעלי חיים), התשנ"ד-1994, חוק הפיקדון על מיכלי משקה) מועברים אל קרנות המנוהלות על-ידי המשרד להגנת הסביבה (קרן הניקיון, קרן למניעת זיהום ים והקרן למען בעלי חיים) — רק מעט מכספי הקרן לשמירת הניקיון מופנים לפעולות לשיקום הסביבה, אם בכלל. ראו לעיל ה"ש 134.

[491] הדרישה כי הפס"ח יתרום לשיפור הסביבה מעֵבר לרמה הקבועה בחוק, כלולה ברגולציה האמריקנית המצדיקה את השימוש באמצעי-אכיפה זה על פני אמצעי-אכיפה אחרים רק בנסיבות בהן יש לפס"ח תרומה סביבתית ייחודית. ראו: EPA (1998) לעיל ה"ש 480, בעמ' 12.

[492] Bonnoris (2005) לעיל ה"ש 212, בעמ' 189-190.

לביצוע משימות סביבתיות המונחות לפתחה ממילא. בשיטה האמריקנית לא ייחשבו לפס״ח פעולות חינוכיות כלליות (כגון ארגון כנסים בתחום איכות הסביבה), תרומה כספית לארגונים לא-ממשלתיים, תרומה למוסד חינוכי או מחקרי, ביצוע מחקרים שאין להם המלצות לטיפול מעשי או פרויקטים לתועלת הקהילה שאין להם זיקה סביבתית. התחומים בהם הותר בארה״ב לבצע פסח הם: בריאות הציבור, מניעת זיהום, הפחתת זיהום, שיקום הסביבה והגנתה, סיוע ועידוד הציות בקרב הקהילה הכפופה לרגולציה ותכנון והכנה לקראת אסונות.[493]

ג. *הפס״ח אינו רווחי למפר* — על הרשות לוודא כי הפס״ח אינו משיג יתרונות כספיים משמעותיים למבצע ההפרה בטווח הקצר או הבינוני. במקרה שמדובר בפס״ח הנושא רווחים בזמן קצר, הדבר מעורר חשש מפגיעה בהרתעה. החשש פן הסתמכות יתרה על פס״ח כאלטרנטיבה לעונש תפגע במידת ההרתעה האופטימאלית, עולה מדברי Dana:

> ״...the addition of SEP programs to an enforcement regime may change not merely the form of penalties in the regime but also the severity of penalties... SEP programs may operate to lower the cost to the regulated community of violating environmental standards. Consequently, SEP programs may result in under-deterrence of regulatory violations where there previously was none, and worsen underdeterrence where there previously was some.״[494]

החשש לפגיעה ביכולת ההרתעה נובע מכך שהעלות הריאלית של הפס״ח נמוכה מן העלות המוצהרת.[495] ידוע כי פס״ח שמטרתו להטמיע תהליך או טכנולוגיה למניעת זיהום, עשוי להתגלות כרווחי לטווח הקצר והבינוני. ההנחה היא כי אלמלא היה הפס״ח עולה לפירמה באופן ריאלי פחות מעלות הקנס, היא לא היתה 'מתנדבת' לבצעו.[496] הנה כי כן, היות שעלות הפס״ח מחושבת על-ידי הפירמה כ'סנקציה' בדומה לעלות הקנס — כשהעלות הריאלית של הפס״ח פחותה מן הקנס הצפוי, יש בכך משום הפחתה ריאלית בגובה הסנקציה. מכאן החשש לפיחות בהרתעה.[497]

---

[493] פירוט והרחבה על כל אחת מקטגוריות אלו: EPA (1998) לעיל ה״ש 480, בעמ׳ 7-11.

[494] Dana (1998) לעיל ה״ש 484, בעמ׳ 1184.

[495] העלות הריאלית לפירמה תהיה נמוכה כמעט תמיד מהעלות הנומינאלית (המוצהרת) של הפס״ח, עקב הכרה בעלויות הפס״ח לצורכי-מס ועקב החיסכון האפשרי בשימוש במשאבים בפרויקטים של מניעת זיהום וייצור נקי.

[496] Dana (1998) לעיל ה״ש 484, בעמ׳ 1194-1195.

[497] Dana (1998) לעיל ה״ש 484, בעמ׳ 1194-1195.

דרך אחת להתמודד עם החשש לפגיעה ביכולת ההרתעה, היא כי קנס יושת בכל מקרה בנוסף על הפס״ח, וכי גובה 'ההנחה' בקנס תותאם לתועלת שמפיק המפר מן הפס״ח. היישום מחייב לדעת את גובה הקנס הממוצע המקובל (ממנו ניתן להפחית את 'ההנחה') ואת העלות הריאלית של הפס״ח (הבסיס לחישוב 'ההנחה'). על הרשות לחשב את העלות הריאלית בעצמה ולא להסתמך אך ורק על אומדן העלויות שהציג המפר.[498]

כדי להתמודד עם חישוב ההנחה הניתנת למי שמבצע פס״ח, פותח בארה״ב מודל לחישוב העלויות והחיסכון השנתי. נקבע שכאשר הפרויקט המוצע מתגלה כרווחי (פרויקט עם חיסכון נטו שנתי) בטווח של עד שלוש שנים לעסקים קטנים, ועד חמש שנים עבור עסק גדול, הוא יידחה ולא יאושר כפס״ח.[499] נקבעו גם התנאים בהם ניתן לאשר פרויקטים המתגלים כרווחיים לאחר פרק הזמן הראשוני שהוגדר. הגם שפרויקטים אלה עשויים להיות מאושרים לביצוע כפס״ח, הם לא יִזכו 'להנחה' המלאה שהיתה ניתנת למְבַצֵע בנסיבות אחרות.[500]

יש לציין כי אם יעד האכיפה הוא יעילות, אזי רצוי דווקא שתצמח מן הפס״ח תועלת למפר. נוסף על כך יש עוד שתי דרישות למימוש יעילות הפס״ח: 1. התועלת החברתית מן השיקום צריכה להיות גדולה מעלות ביצוע השיקום; 2. צו השיקום צריך לאפשר שימוש בשיטת השיקום היעילה ביותר.[501]

ד. *זיקה בין הפס״ח לבין העבירה שנעברה* — פס״ח המבוצע בקרב הקהילה שנפגעה מן הזיהום, עשוי לסייע בהבטחת הצדק הסביבתי החלוקתי.[502] זאת בעוד שקנס לא ישרת ברוב המקרים את חברי הקהילה שבקרבה נגרם הנזק, ואלה לא יזכו לתועלת סביבתית ישירה מגביית הקנס.[503] היות שהפס״ח אמור להביא ליישום סטנדרט סביבתי גבוה מן הנדרש בחוק, יכול הפרויקט לעשות צדק (מְתַקֵן) עם קהילות שסבלו בעבר מהזנחה סביבתית ניכרת.[504]

הפס״ח יכול לעמוד בהבטחה לשיפור מאזן הצדק הסביבתי-חלוקתי אם קיימת זיקה (nexus) בין מיקום הפס״ח לקהילה הנפגעת. זיקה כזו תתקיים אם יתממש אחד

---

[498] Bonnoris (2005) לעיל ה״ש 212, בעמ' 205.

[499] EPA, *Guidance for Determining Whether A Project is Profitable, when to Accept Profitable Projects as SEPs and How to Evaluate Such Projects* 8 (Dec 5, 2003) available at: http://www.epa.gov/compliance/resources/policies/civil/seps/seps-profitableprojects.pdf (last accessed 1.1.2008).

[500] שם, בעמ' 6.

[501] לעיל ה״ש 477.

[502] EPA (1998) לעיל ה״ש 480, בעמ' 5.

[503] Bonnoris (2005) לעיל ה״ש 212, בעמ' 204-205.

[504] Droughton (1995) לעיל ה״ש 485, בעמ' 809.

המצבים הבאים: א. הפרויקט יקטין את הסיכוי שהפרות דומות (נשוא האכיפה) יתרחשו בעתיד. ב. הפרויקט יפחית את ההשפעות השליליות על בריאות הציבור או על איכות הסביבה שגרמה ההפרה. זיקה נחשבת קלה יותר להוכחה באם הפרויקט מבוצע באתר בו בוצעה ההפרה, או באתר אחר באותה מערכת אקולוגית או באותו אזור גיאוגרפי.[505] למשל, אילו מפעל ברמת-חובב היה מחויב בביצוע פס״ח, ניתן היה לדרוש כי זה יבוצע בקרב אוכלוסיית הבדואים המתגוררים בסמוך לרמת חובב, או בבאר-שבע, שסובלת מן הזיהום שמקורו ברמת-חובב. מן הניסיון האמריקני אנו למדים כי תנאי הזיקה אינם מיושמים תמיד באורח קפדני, וקורה שפס״ח מבוצע בריחוק מן הקהילה שנפגעה.[506]

ה. *הבטחת עמידת המפר בתנאי הפס״ח* — בלא בקרה על אופן ביצוע הפס״ח ועל הפעלת אמצעי האכיפה אם הפרויקט לא יממש את התועלות הסביבתיות שהובטחו, תיפגע ההרתעה ותוחמץ התועלת הסביבתית הצפויה. הדבר דורש מן הרשות להשקיע משאבים בבקרת הדיווחים השוטפים שמעביר המפר על ביצוע הפס״ח, בפעולות-פיקוח יזומות ובניטור שנועד לוודא כי השיפורים הסביבתיים שהובטחו אכן מומשו. עקב העלויות הללו המוטלות על גורמי האכיפה, מידת התאמתו של כלי זה לַיַעַד של יעילות היא קטנה בהשוואה לכלֵי-אכיפה אחרים כקנסות, בהם עלויות הטלת הסנקציה הן נמוכות. מאידך-גיסא, בהיעדר מערכת אפקטיבית לניטור ולמעקב אחר יישום הפס״ח, מתעורר ספק לגבי היכולת למקסם את התוצאות הסביבתיות של הפס״ח.

חלק 5: סיכום – שימוש אפקטיבי בכלי האכיפה

השימוש האפקטיבי בכלֵי-אכיפה להגשמת יעדי האכיפה, תלוי בשני גורמים עיקריים: הגורם הראשון הוא תכנון נאות של השימוש מלכתחילה. על התכנון להתחשב במשאבי הרשות האוכפת, בסטאטוס העבירה, במטרה הסביבתית ובהבנת דרישות הרגולציה בקרב הכפופים לחוק. מעל לפול תכנון השימוש בכלי האכיפה מחייב התייחסות למַשתנים המשפיעים על אפקטיביות כלי האכיפה ומידת התקיימותם בנסיבות העניין. משתנים אלה נידונו בהרחבה בפרק זה. גורם שני המשפיע על אפקטיביות השימוש בכלי האכיפה הוא היכולת למדוד

---

[505] EPA (1998) לעיל ה״ש 480, בעמ׳ 6. מאיסוף נתונים על SEPs בארה״ב, נמצא כי כמחצית מהם בוצעו במרחק של 50 מיל מהאתר בו בוצעה ההפרה. עובדה זו מעוררת ביקורת על כך שפס״חים אלה, המבוצעים במרחק רב מהקהילה שסבלה מן העבירה, חטאו למימוש עקרון הצדק הסביבתי. אחרים טוענים כי דווקא הקלה בדרישת הזיקה תוכל לקדם לפעמים את עקרונות הצדק הסביבתי, אם הפס״ח יבוצע למשל דווקא בסמוך לקהילה מוחלשת. Bonnoris (2005) לעיל ה״ש 212, בעמ׳ 212.

[506] Bonnoris (2005) לעיל ה״ש 212, בעמ׳ 212, 215.

אפקטיביות זו בדיעבד ומכאן לפעול לשיפור יישומם של כלי האכיפה. נושא זה נמצא במוקד הדיון בפרק הרביעי.

ישנם שלושה מצבים הנוגעים להפרה הקונקרטית ומכתיבים את המטרה הסביבתית של האכיפה באותו מקרה. המצב הראשון קורה כאשר ההפרה הקונקרטית כבר אינה מתבצעת (למשל, כאשר מפעל דיווח בעצמו כי פלט מזהמי-אוויר מעל למותר, אך כבר חזר לציות). במקרה זה מטרת האכיפה היא מניעה, הרתעה ושינוי נורמטיבי. המצב השני מתרחש כשהאכיפה מתמודדת עם הפרה מתמשכת שעדיין מתבצעת. בנסיבות אלו, מטרת האכיפה היא להביא תחילה לעצירת ההפרה, בשלב שני לעודד מניעה של עבירות נוספות ולבסוף להביא לשיקום נזקי ההפרה הקונקרטית. המצב השלישי קורה כשההפרה הסתיימה אך הותירה נזק סביבתי בר-שיקום. או אז יש לפעול תחילה לשיקום הנזק ולמניעת עבירות דומות בעתיד.

השימוש בכלי האכיפה גם מושפע מן המודל ההתנהגותי המשולב לאכיפה.[507] כאשר הנורמות החברתית והפנימית (אישית) בקרב הגורמים הנתונים לרגולציה הן חלשות, וכשהחקיקה הסביבתית על תנאיה המורכבים אינה מופרת לכפופים לחוק,[508] יש הגיון בשימוש בכלים שהדגש בהם הוא נורמטיבי: הגברת הפיקוח, הבקרה והניטור, במגמה לסייע לחברות באיתור הפרות; סיוע לעידוד הציות; החדרת מערכת לדיווח עצמי; שימוש באמצעים מנהליים כגון התראות ושימועים; התערבות משפטית בניהול התאגיד במטרה להחדיר נוהלי-עבודה המתחשבים בדרישות הרגולציה וכן אכיפת צווי-שיקום. כאשר הנורמה הסביבתית הופנמה על-ידי החברה ודרישות החוק ידועות ומוכרות לכפופים לחוק, אזי יש לבכר את

---

[507] פרק שני חלק 5.

[508] אין להניח כְּמובן מאליו שדרישות הרגולציה הסביבתית ידועות לכפופים לחוק. לעִתים גורמת מורכבות הרגולציה לכך שאנשים פרטיים ועסקים קטנים אינם מודעים כדבעי לחובות החלות עליהם. למשל, בבדיקה של רמת-מודעותם של עסקים קטנים לדרישות הרגולציה הסביבתית באנגליה, התגלתה מודעות זו כנמוכה מאוד. ראו דוח של רשות הסביבה האנגלית: UK EA, "*How Green are Small Businesses* – *Snapshot of Environmental Awareness and Practice in Small and Medium Sized Enterprises (SMEs),* 2002 NetRegs Benchmarking Survey, available at: www.environment-agency.gov.uk/netregs (last accessed 2.2.2007). בסקר נבדקה המודעות של עסקים קטנים ובינוניים באנגליה לדרישות הסביבתיות החלות עליהם. רמת המודעות התגלתה כנמוכה ביותר. בעמ' 9 נכתב שם כי: "Ignorance of environmental regulations is widespread, with many businesses are unable to name any relevant ones. Worryingly, only 18% of all businesses questioned- could name any environmental legislation that applied to them without being prompted." כמו כן נמצא כי ככל שהעסק גדול יותר, רמת המודעות לרגולציה גדלה ויותר אמצעים ננקטים על-מנת לעמוד בדרישות הרגולציה. אכן, יש להניח כי לעסקים גדולים יש בדרך-כלל הכלים המקצועיים הדרושים כדי ללמוד ולהכיר את דרישות הרגולציה הסביבתית החלות עליהם.

השימוש בכלים שעיקר כוחם הוא הרתעתי[509] כמו שימוש בקנסות, מאסרים, הטלת קלון, שלילת תמיכות והפקעת רישיון.

כאמור, פרק זה עסק בהרחבה במִשתנים המשפיעים על אפקטיביות כלי האכיפה. שימוש אפקטיבי בכלי האכיפה יבוצע בהתאם לתנאים המאפשרים למקסם את תוצאות השימוש בהתאם ליעדי האכיפה. מובן מאליו כי דבר זה מחייב את גורמי האכיפה להכיר תנאים אלה ולפעול לקיומם, וכן שיהיו בידיהם הסמכויות החוקיות להפעלת הכלים המתאימים ביותר. סיכום המשתנים מצוי בטבלה 3(7) להלן.

לבסוף יוּער כי אין להסיק מפרק זה כאילו די בהגדרה נאותה של היעדים ובחתירה של הרשות לממשם, כדי להשיג אפקטיביות. ישנם גם תנאים חיצוניים במידת-מה למערכת האכיפה, שבכוחם להשפיע על מידת יכולתה לממש את מטרותיה.[510] בין התנאים הללו ניתן לציין את התמיכה הפוליטית והציבורית במערכת האכיפה[511] וכן את קיומן של דרישות סביבתיות הניתנות לאכיפה.[512] היות שתנאים אלה הם חיצוניים ואינם בשליטת מערכת האכיפה, לא יוחד להם דיון נפרד והם מצאו ביטוי בין השיטין לאורך הפרק.

---

[509] זוהי גם הגישה המומלצת על-ידי ה-OECD ראו OECD (2003) לעיל ה"ש 280.

[510] ראו גם פרק שני חלק 4א .

[511] R. F. Durant, "EPA, TVA and Pollution Control: Implications for a Theory of Regulatory Policy Implementation", 44(4) Public Administration Rev. 305-315 (Jul. — Aug., 1984).

[512] S. Erchmann, "Enforcement of Environmental Law in United States and European Law: Realities and Expectations", 26 *Envtl. L.* 1213, 1216 (1996).

טבלה 3(7): **סיכום המִשתנים המשפיעים על אפקטיביות האכיפה**

	סנקציה	**מקסום התועלת הסביבתית**	**צדק סביבתי**	**מִקסום הרווחה החברתית (יעילות כלכלית)**
מניעת עבירות	**קנסות**	1. הקנס גבוה מן הרווח של העבריין חלקֵי ההסתברות להטלת העונש *או* הקנס נקבע על בסיס הנזק (והנזק גדול מן הרווח של העבריין), חלקֵי ההסתברות להטלת העונש; 2. הסתברות להטלת קנס גבוהה דיה; 3. הטלת הקנס מהירה דיה; 4. ככל שהסטיגמה הפלילית רבה יותר, מחריפה עצמת הקנס; 5. הקנס נגבה בדרך-כלל.	ניתן קנס גבוה יותר נגד מי שפוגע בחלשים.	1. תינתן עדיפות לאומדן הקנס על בסיס הנזק; 2. תינתן עדיפות לקנסות מנהליים; 3. תינתן עדיפות לקנסות אזרחיים על פני קנסות פליליים.
	מאסר	לא ייתכן כאשר: ההסתברות לשימוש במאסר נמוכה מאוד.	השיקול בהטלת מאסר יהיה מניעת הפגיעה בחלשים.	1. היקף נכסיו של המפר מוגבל; 2. הסתברות התפיסה והענישה של העבריין נמוכה מאוד; 3. העבירה גרמה לנזקים קשים ביותר.
	הטלת קלון	1. הנורמה החברתית מייחסת חשיבות להפרה הנענשת; 2. הנענש שייך לקבוצה חברתית הרגישה לסטיגמה הקשורה בהטלת הקלון; 3. זיקה בין גורמי האכיפה לנענש; 4. עדיפות להפעלת סנקציה של קלון משלב; 5. הטלת הקלון מעוררת הד.	השיקול בהטלת קלון יהיה מניעת הפגיעה בחלשים.	הטלת הקלון כרוכה בתשומות נמוכות.

	סנקציה	מקסום התועלת הסביבתית	צדק סביבתי	מִקסום הרווחה החברתית (יעילות כלכלית)
מניעת פגיעה	**שלילת תמיכות והשתתפות במכרזים**	1. הגוף שממנו נשללת התמיכה נסמך על תמיכה ממשלתית או מכרזים; 2. היקף השלילה משמעותי לתקציב הגוף המפר; 3. השלילה מלווה בדרישה לציית להוראות החוק.	השלילה מתחשבת במיקום התאגיד בקרבת אוכלוסייה חלשה.	תפגע כאשר: תמנע תחרותיות במכרזים. הפגיעה תקטן כאשר: השימוש בשלילת תמיכות הוא קטן ביחס לשימוש בסנקציות משפטיות קלאסיות.
	סיוע ועידוד הציות	1. ישנה ירידה בפליטות או התייעלות בשימוש במשאבים שניתן לייחס לקבלת הסיוע; 2. ישנן השקעות כספיות בטכנולוגיות להפחתת זיהום שניתן לייחס לקבלת הסיוע; 3. הסיוע מעודד חדשנות סביבתית בתעשייה.	1. הסיוע מקטין את פערי הידע והיכולת בין עסקים גדולים לקטנים; 2. משאבי הסיוע מופנים קודם אל כל המתקנים הסמוכים לקהילות חלשות.	הפניית המשאבים לסיוע מובילה לתוצאות סביבתיות טובות בהשוואה להפניית המשאבים לאמצעי-אכיפה אחרים.
עידוד פגיעה	**פיקוח וניטור**	1. ודאות הפיקוח גבוהה (25%-40%); 2. הפיקוח מתבצע באופן מדורג והוא מבוסס על הערכת סיכונים ועל הידע הקיים בידי הרשות על מצב הציות של הפרימה; 3. הפיקוח בלתי-צפוי, אינו שגרתי, אינו מבוסס על מבצעים או מקרים מיוחדים; 4. הפיקוח מלווה באיום ממשי (או לפחות כזה הנתפס כממשי) להטלת סנקציה; 5. הפקחים בעלי ההכשרה הדרושה; 6. היושרה של הפקחים נמצאת במעקב; 7. קיימת יכולת טכנולוגית לניטור ולאיתור הזיהום.	1. הפיקוח מתבצע על בסיס סיכון או ידע על הפרות; 2. הפיקוח מבוצע בהוגנות ובשוויוניות; 3. ישנה השקעת-יתר בפיקוח על אזורים חלשים.	1. רמות אכיפה נמוכות ככל הניתן; 2. הפיקוח מתבצע באופן מדורג ומבוסס על הערכת סיכונים ועל הידע הקיים בידי הרשות על מצב הציות של הפירמה; 3. הפיקוח אינו מתבצע באופן שגרתי, או על בסיס מבצעי-פיקוח או פיקוח במקרים מיוחדים.

	סנקציה	מקסום התועלת הסביבתית	צדק סביבתי	מִקסום הרווחה החברתית (יעילות כלכלית)
עצירת עבירה	**דיווח עצמי**	1. ישנה הגדרה מפורטת של דרישות הניטור, אופן שמירת הנתונים והדיווח; 2. מתקיימת אכיפה הפועלת ליצירת הרתעה נגד אי-דיווח; 3. ניתן סיוע לעסקים בהכרה והטמעה של דרישות הדיווח העצמי.	הדיווח מחייב התייחסות להיבטים של צדק סביבתי.	1. עלות הפיקוח הישיר מצד הרגולטור על פליטות היא גבוהה; 2. רמת הדיוק של הניטור על-ידי הרגולטור נמוכה; 3. אין עלויות-פיקוח גבוהות מצד הרגולטור על ביצוע הדיווח העצמי; 4. יש מעקב אחר אי-דיווח או דיווח שגוי; היעילות מוטלת בספק כאשר: 1. לרגולטור עלויות-פיקוח גבוהות על קיום חובת הדיווח; 2. אין פיקוח מצד הרגולטור על קיום חובת הדיווח; 3. ישנן עלויות גבוהות להטלת סנקציה בגין אי-דיווח.
	התראות ושימועים	אחוז המַפגעים שהוסדרו והיקף הפליטות שהופחתו גבוהים.	1. השימוש בכלים אלה מגביר את הצדק ההליכי בטיפול במפרי החוק; 2. השימוש בהתראות ובשימועים מבוצע בהוגנות ובשוויוניות.	1. ההתראה או השימוע מביאים לעצירת העבירה ולמניעת הפרעה בפעילות התאגיד; 2. עלות השימוש בהתראות ובשימועים נמוכה מהשימוש בסנקציות משפטיות קלאסיות.

	סנקציה	מקסום התועלת הסביבתית	צדק סביבתי	מקסום הרווחה החברתית (יעילות כלכלית)
סנקציות עונשיות	**התערבות בניהול התאגיד**	1. ההתערבות בניהול נועדה לשנות את התנהלות הארגון; 2. התוצאות הסביבתיות של ההתערבות טובות מן השימוש בכלי-אכיפה אחרים; 3. מטרת ההתערבות אינה רק שיפור המודעות של העסק לדרישות הרגולציה; 4. ההתערבות בניהול לא נועדה אך ורק למצוא אשמים; 5. תקופת המבחן כוללת ניטור ומעקב בית המשפט; 6. באימוץ מנ"ס: אימוץ פורמאלי ויישום מקיף.	השימוש בכלים אלה יתחשב בשיקולים של צדק סביבתי.	1. עלות נטו לפירמה להטמעת מערכת לניהול סביבתי תהא קטנה מהעלות החברתית של אי-ציות; 2. התועלת הסביבתית של הטמעת מערכת לניהול סביבתי תהא גבוהה מהתועלת הסביבתית המושגת באכיפת הרגולציה; 3. אימוץ המנ"ס או תקופת המבחן, אינו מהווה עילה להתערבות מוגזמת של הרשויות בהתנהלות התאגיד.
	הפקעת רכוש	1. השימוש ברכוש גרם לזיהום או היה לו חלק בזיהום; 2. שלילת הרכוש מונעת המשך הפעילות המזהמת; 3. שלילת הרכוש מרתיעה דיה בהיותה פוגעת בהכנסת המפר.	1. תיעשה בהליך הוגן המאפשר ערעור; 2. מבחינה חלוקתית השימוש בסנקציה לא יגרום לפגיעה עודפת בשכבות חלשות.	1. הפסקת הפעילות בעקבות הפקעת הרכוש תביא לתועלת חברתית גדולה מן העלות החברתית ובפרט תעודד תחרות הוגנת בשוק; 2. לא יילקח רכוש ממי שלא היו מעורבים בעבירה.
	הפקעת רישיון	1. העסק פעל ברישיון; 2. שלילת הרישיון מביאה להפסקת הפעילות המזהמת.	1. שלילת הרישיון נאכפת בשוויוניות וישנה אפליה מתקנת לטובת אזורים חלשים; 2. כאשר אין התנגדות מקומית להפעלת הסנקציה מטעמים תעסוקתיים או אחרים.	1. התועלת החברתית שבסגירת העסק עולה על העלות החברתית שבסגירתו.

	סנקציה	מקסום התועלת הסביבתית	צדק סביבתי	מקסום הרווחה החברתית (יעילות כלכלית)
סנקציה	**צווי-שיקום**	1. יוטל צו-שיקום בכל מקרה ששיקום הסביבה אפשרי. 2. יושם דגש על מקרים בהם הסיכון הסביבתי חמור ביותר; 3. השיקום מקיף את הנזק הסביבתי; 4. צו השיקום קובע הנחיות-שיקום ברורות ומפורטות; 5. מתקיים מעקב אחר השיקום על-ידי הרשות האוכפת.	1. צווי-שיקום יוטלו בהתאם להיקף הנזק הבריאותי והסביבתי; 2. יושם דגש על צווי-שיקום באזורים נחשלים.	1. התועלת החברתית העולה מן השיקום גדולה מן העלות של ביצוע השיקום; 2. צו השיקום מאפשר שימוש בשיטת השיקום היעילה ביותר; 3. צו השיקום יבוצע על-ידי מי שיכול לשאת בעלויות השיקום באופן היעיל ביותר; 4. הגורם שיבצע את צו השיקום ישופה על-ידי מי שגרם לזיהום.
	פרויקטים סביבתיים חלופיים (פס"ח)	1. הפס"ח מביא לתועלת סביבתית מוכחת; 2. הפס"ח אינו תחליף לעמידה בדרישות החוק; 3. הפס"ח אינו רווחי עבור המפר;	1. לפס"ח זיקה לעבירה שבוצעה; 2. הפרויקט יקטין את הסיכוי שהפרות דומות (נשוא האכיפה) יתרחשו בעתיד; 3. הפרויקט מפחית את ההשפעות השליליות על בריאות הציבור באזור שנפגע מן ההפרה; 4. הפרויקט מבוצע באתר בו בוצעה ההפרה, או באתר אחר באותה מערכת אקולוגית או באזור הגיאוגרפי המיידי.	התועלת החברתית מן השיקום עולה על עלות ביצוע השיקום.

פרק רביעי:
מדדים לבחינת אפקטיביות הציות והאכיפה של הרגולציה הסביבתית

חלק 1: מבוא

א. קבלת החלטות במדיניות סביבתית

האופן בו אנו חושבים שמתקבלות החלטות מדיניות בכלל, ובתחום איכות הסביבה בפרט, משקף תפיסות-עולם מנוגדות. המודל 'הרציונאלי' מתאר את קבלת ההחלטות כתהליך בו הערכים והיעדים הוגדרו בבירור מראש ונשקל טווח רחב של אמצעי-מדיניות מול מידת יכולתם להשיג את היעדים. אמצעי המדיניות נבחרים בהתאם ליכולתם למקסם את השגת היעדים.[1] מִטבע הדברים המודל הרציונאלי מניח כי לִרשות קובעי המדיניות עומדת תשתית-מידע מבוססת, המאפשרת בחינה השוואתית של אמצעי המדיניות וגיבוש צֶפי עתידי לגבי תפקוד האמצעים מול היעדים. המודל מתאר את האופן בו היינו רוצים לחשוב שמתנהלת המדיניות הסביבתית.[2]

תפיסת העולם ה'תוספתנית' (incremental model), שפותחה על-ידי Lindblom, מציגה גישה מנוגדת בתכלית לתיאור האופן בו מתקבלות החלטות מדיניות. לפי גישה זו אין הסכמה מראש על הערכים והיעדים, אין הבחנה בין היעד למדיניות, והמדיניות עצמה נתפסת כיעד. משום שאין הבחנה בין יעדים למדיניות, המדיניות אינה נמדדת לפי העמידה ביעדים, אלא די בעובדה שהיא התקבלה בהסכמה. הסכמה נחשבת אמת-מידה להתאמת המדיניות ולרצינותה. לפי גישה זו, מדיניות מתגבשת תוך ביצוע שינויים הדרגתיים ובהשוואה מתמדת למדיניות הקודמת.[3] בין שתי גישות קוטביות אלו מצויות גישות-ביניים מורכבות יותר, שעל אחת מהן עוד נתעכב בהמשך.

---

[1] C. E. Lindblom, "The Science of Muddling Through" 19(2) Public Administration Rev. 79 (1956) שם מתאר הכותב את המודל הרציונאלי, אותו הוא מכנה ה-Rational Comprehensive (Root) Model ודוחה אותו.

[2] D. J. Fiorino, *Making Environmental* Policy 100-101 (1995). לדברי הכותב, המודל המזדמן הוא תיאור ריאלי יותר של אופן קבלת ההחלטות במדיניות הסביבתית, ומחקרים שבוצעו במגוון תחומים של קבלת-החלטות תומכים בקביעה זו.

[3] Lindblom (1995) לעיל ה"ש 1, בעמ' 81.

הגישה התוספתנית הוכתרה כגישה "קרובה יותר למציאות ותואמת יותר את הטבע האנושי" מאשר המודל הרציונאלי.[4] אולם חרף התאמתה לתיאור המציאות, אין להסיק כי היא רצויה יותר מן הגישה הרציונאלית, ומבחינה זו קיימת סכנה להסקת הרצוי מן המצוי.[5] פרופ' דרור טוען כי הגישה התוספתנית מנציחה אינרציה בקבלת החלטות וחותרת נגד מאמצי החדשנות במדיניות הציבורית. בעוד שהמודל הרציונאלי פועל לכל הפחות כדי לעודד מקבלי-החלטות לקבל החלטות בצורה נכונה — לקבוע יעדים ולבחון את כל האמצעים האפשריים — המודל התוספתני נותן 'הכשר' לגישה הרווחת ממילא, של בחינה מצומצמת של אמצעים ואימוץ האלטרנטיבות הקרובות ביותר למדיניות הקיימת.[6] קשה בוודאי להצדיק סוג כזה של קביעת מדיניות בתחום איכות הסביבה.

כאמור, בין שתי הגישות הקוטביות מצוי מגוון של אפשרויות-ביניים המשלבות בין הגישה התוספתנית, המושפעת מכך שהמדיניות מוכתבת בתהליכים סוציו-פוליטיים, לבין גישה רציונאלית טהורה הרואה ביעדים ובמגוון אמצעי המדיניות, דבר ידוע ומוסכם מראש. נראה כי הגישה הפלורליסטית-ריאליסטית מתאימה יותר לתיאור המדיניות הסביבתית והאכיפה, כפי שתוארו במחקר זה. מחד-גיסא, היעדים והערכים הם מרכיב בקבלת ההחלטות, אך בד בבד מחוללת המערכת הסוציו-פוליטית את פעולתה הבלתי-צפויה. גישה דומה באה לידי ביטוי בכתיבה של Kingdon. גישתו מניחה כי יעדים וערכים ממלאים תפקיד מרכזי בקבלת החלטות, אולם מטבע הדברים הערכים והיעדים אינם מוסכמים והם שנויים במחלוקת.[7] התהליך הפוליטי מקדם הכרעה בין הצעות-מדיניות המשקפות יעדים וערכים שונים, באופן המתפרש לעתים קרובות כמזדמן, כבלתי-צפוי וכקשה למידול. אך Kingdon זיהה מספר מִשתנים היכולים להסביר העדפה של מדיניות אחת על פני אחרת. אלה הם: היתכנות טכנית, התאמה לערכים של

---

[4] Fiorino (1995) לעיל ה"ש 2 בעמ' 101. לדברי הכותב, המודל המזדמן הוא תיאור ריאלי יותר של אופן קבלת ההחלטות במדיניות הסביבתית, ומחקרים שבוצעו במגוון תחומים של קבלת-החלטות תומכים בקביעה זו.

[5] D. Yehezkel, "Muddling Through- Science or Inertia" 24(3) *Public Administration Rev* 153 (1964).

[6] Yehezkel (1964) שם, בעמ' 155.

[7] J. W. Kingdon, *Agendas, Alternatives and Public Policies* 151 (1984). תהליך של קבלת החלטות מדיניות מתואר על-ידו כתהליך סלקציה, בו מספר רב של רעיונות הופכים לרשימה מוגבלת של הצעות מדיניות הנשקלות בצורה רצינית. התהליך מתחיל כאשר בעיה מובאות לתשומת-ליבה של קהילת המדיניות בדרכים שונות (בין היתר באמצעות אינדיקטורים או באמצעות משברים). לאחר שהבעיה זכתה לתשומת-לב, מתחילות להתגבש הצעות שונות לפתרון. בזירה זו משחקים יזמי-מדיניות אשר מוכנים להשקיע משאבים כדי לקדם את ההצעות שזכו לתמיכתם. הצעות הנתמכות על-ידי יזמי-מדיניות, מאופיינות בגיוון ערכי ומשקפות יעדי-מדיניות שונים. יעדים אלה אינם זוכים בדרך-כלל לסכמה כללית והם נתונים לא אחת להכרעה פוליטית.

חברי הקהילה והסכמה ציבורית (הצעות שאינן מעוררות התנגדות מכרעת) וכן התאמה למגבלות עתידיות (למשל מגבלות תקציב). למעשה, הצעות מדיניות נבחנות באופן חלקי לפי התמיכה הפוליטית אשר לה הן זוכות ובאופן חלקי גם במונחים לוגיים ואנליטיים יותר.[8]

ב. השימוש באידיקטורים לקבלת החלטות במדיניות סביבתית

בפרק זה מוצעים שני כלים לתיאור ולהערכת מדיניות האכיפה ועידוד הציות: הראשון הוא ערכת אינדיקטורים והשני הוא האינדקס. כלים אלה מתיישבים עם תפיסה פלורליסטית-ריאליסטית של המדיניות הסביבתית. פלורליסטית — בהניחם תשתית לבחינת יעדים שונים ולמתן משקלים שונים ליעדים שונים, וריאליסטית בכך שהם מניחים את קיומם של תהליכים סוציו-פוליטיים שלא יאפשרו את מימוש יעדי האכיפה בצורה מושלמת (ואף לא יאפשרו לצפות מראש היכן בדיוק עתידה הרגולציה להיכשל וכיצד). בד בבד, ההצעה המונחת ביסוד המחקר צופנת שאיפה לקרב את מקבלי ההחלטות לדפוס קבלת החלטות רציונאלי, באמצעות שיפור תשתית המידע העומד לרשותם בנוגע למידת העמידה ביעדי יישום המדיניות הסביבתית.

ערכת האינדיקטורים היא אוסף של מדדים מגוונים מסוגים שונים, אשר ניתן לבחור מהם ולשנותם מעת לעת. ערכה זו מעמידה מִגוון אפשרויות-בחינה של אפקטיביות האכיפה והציות. מיישום הערכה ניתן להפיק מידע שתכליתו העיקרית היא השוואה על פני שנים. האינדקס, לעומת זאת, כולל קבוצה מצומצמת של מדדים המשקפים את יעדי הרשות ונבחנים לאורם.[9] האינדקס ניתן לשינוי בפרוצדורות שיתוארו בפרק זה ובפרק החמישי, אך שינויו הוא עניין שבמהות והוא אמור לשקף שינוי ביעדי הרשות.

הן האינדקס והן ערכת האינדיקטורים מורכבים ממדדים, שהם פרמטרים הבוחנים את ביצועי המערכת. מדדים אלה פורסים רשת רחבה לאיסוף מידע ממגוון מקורות ובמגוון רחב של נושאים, ומציגים אותו באופן נהיר ונגיש.[10] נטען שהמידע שנאסף באמצעות מדדים הוא תוספת משמעותית לבסיס האמפירי הנדרש כדי להבין את

---

[8] Kingdon (1984) שם, בעמ' 210.

[9] J.A Bakkes, et al. *An Overview of Environmental Indicators: State of the Art Perspectives* (1994). שם מציינים הכותבים כי: "An index is one means if achieving a reduction in data volume while retaining the significance for particular questions… An index is the result of combining various variables into one."

[10] OECD, *Environmental Indicators- Development Measurement and Use- Reference Paper*, (OECD 2003) available at www.oecd.org/dataoecd/7/47/24993546.pdf (last accessed 2.2.2008).

השפעת האכיפה ואת הפעולות הננקטות לעידוד הציות על הסביבה הפיזית והאנושית כאחת. ניתוח המידע הכלול במדדים, מאפשר לזהות בעיות המחייבות טיפול של רשויות האכיפה. זיהוי הבעיות יכול להתחיל תהליך של שינוי האופן שבו מיושמת המדיניות הקיימת או של שינוי המדיניות עצמה.[11] במִלים אחרות, הניתוח הוא תשתית להסקת מסקנות על אפקטיביות האכיפה בהשגת יעדיה. על יסוד המסקנות הללו ניתן גם לתכנן שינויים ברגולציה הקיימת. תהליך הלימוד באמצעות מדדים, מתרחש בדיעבד ובוחן את ביצועי הרגולציה הסביבתית לאחר מעשה.[12] דרך-לימוד זו מתאימה להבנת המערכות המורכבות שעליהן שולטת הרגולציה הסביבתית, שאינן מתאפיינות בלינאריות ובדפוסים ידועים הניתנים לצפייה.[13]

הערכה מחייבת איסוף מידע נרחב ביותר ויכולת מדעית לא מבוטלת. מטבע הדברים גם ההשקעה התקציבית הנדרשת ליישום מערך-מידע כזה היא גדולה. בה בעת נדרשת יציבות ארגונית ומחויבות לטווח ארוך.[14] התחייבות כזו אינה מובנת מאליה כשרשויות ממשלתיות נתונות להשפעות וללחצים פוליטיים מתמשכים.[15] במידה מסוימת האינדקס הוא אלטרנטיבה 'רזה' לערכת האינדיקטורים 'עבת-בשר'. ניתן ליישמו בהיעדר תשתית מדעית נרחבת ואפשר להפיק ממנו ממצאים גם ללא יישום רב-שנתי, עקב השימוש במתודולוגיה של בחינת התוצאות לפי קרבתן לערכי-ייחוס.

---

[11] J.W. Kingdon, *Agendas, Alternatives and Public Policies* 95 (1984).

[12] J. B. Ruhl, "Thinking of Environmental Law as a Complex Adaptive System: How to Clean Up the Environment by Making a Mess of Environmental Law", 34(4) *Hous. L. Rev.* 933, 996 (1997).

[13] G. A. Emison, "The Potential for Unconventional Progress: Complex Adaptive Systems and Environmental Quality Policy", 7 *Duke Envt'l L. & Pol'y F.* 167, 181 (1996).

[14] R. Hendrick, "An Information Infrastructure for Innovative Management of Government" 54 *Pub. Admin. R.* (1994). הכותבת מעירה כי ביסוס מערכת של מידע לתמיכה בניהול חדשני של הממשל הציבורי, מחייבת הקמת תשתית נרחבת, השקעת-משאבים ניכרת ומחויבות ארוכת-טווח.

[15] R.G. Healy & W. Ascher "Knowledge in the Policy Process: Incorporating New Environmental Information in Natural Resources Policy Making" 28(1) *Policy Sciences* 1 (2005). הכותבים מציינים כי דפוסים חדשים של הטמעת מידע סביבתי חדש בניהול משאבי-טבע, יכולים להעביר את קבלת ההחלטות מתחום השיפוט של מומחים ולפתוח את תהליכי קבלת ההחלטות ללחצים מצד בעלי-עניין שונים המבקשים להשפיע על התהליך. ראו גם: M. Nilsson & H. Dalkmann, "Decision Making and Strategic Environmental Assessment" 3(3) J. *Envt'l Assessment Policy and Management*, 305 (2001). המציינים כי תהליכי איסוף מידע בתהליך-קבלת-החלטות אסטרטגי בתחום הסביבה, מחייבים פיתוח כלים וגישות המאפשרים להתמודד עם מגבלות של מידע ולחצים פוליטיים. ראו גם: Doremus, "Adaptive Management the Endangered Species Act, and the Institutional Challenges of "New Age" Environmental Protection" 41 *Washburn L.J.* 51 (2001-2002). הכותבת בחנה את הניסיון ליישם תהליכים של רגולציה אדפטיבית ביישום חוק מִגוון המינים בארה"ב. ממצאי המחקר מראים כי לחצים פוליטיים מנעו אינטגרציה של מידע חדש ויישום מלא של מודל של רגולציה אדפטיבית.

האינדיקטורים והאינדקס ממלאים את החלל הקיים במחקרים שביקשו לתאר עד היום את פעולתה של מערכת האכיפה ולבחון את מידת האפקטיביות שלה. מרבית המחקרים נשענים על ברכי המסורת הרדוקציוניסטית ונוהגים לפשט את תיאור מערכת האכיפה ברגולציה הסביבתית. הם העמידו לעתים לבחינה מרכיב מסוים (למשל, מערכת הסיוע לעידוד הציות או האכיפה הפלילית)[16] ולעתים הם הגבילו עצמם לבחינת הקשר בין מספר מוגבל של מִשתנים (גובה הקנס או תדירות הפיקוח)[17]. נעשה ניסיון להסביר את מערכת האכיפה כולה בהתבסס על מרכיבים בודדים.

לעומת מחקרים, מניחים האינדיקטורים תשתית רחבה לבחינת אפקטיביות האכיפה ומאפשרים התחשבות במגוון רחב של משתנים באופן שישקף את מורכבות מערכת האכיפה הסביבתית. מרבית המחקרים הקיימים מבוצעים בנקודת-זמן מסוימת, בהנחה שהתוצאות תאפשרנה לְצפות התנהגות עתידית של מערכת האכיפה. מובן שמחקרים אלה לא התייחסו להִשתנות הלא-לינארית של מערכת אכיפה על פני ציר הזמן ולא לכך שהִשתנות זו היא דינאמית. במקום להסתמך על נתונים שנאספו בתקופה קצרה, מבטאת ערכת האינדיקטורים תפיסה לפיה נדרש יישום לאורך זמן על-מנת שניתן יהיה להניב מסקנות מן הנתונים. האינדקס אינו מחייב אמנם יישום לאורך זמן, אך יישום ארוך טווח עדיף מבחינות רבות. בכך מאפשרים הן הערכה והן האינדקס מַעֲבָר מניהול המבוסס על ניבוי, לניהול המבוסס על לימוד אדפטיבי ושיפור מתמשך.[18]

---

[16] למחקרים המייצגים רדוקציוניזם של האכיפה באמצעות בחינת מרכיב מסוים או יעד אחד בלבד (בדרך-כלל הרתעה) ראו למשל: M.A Cohen, "Environmental Crime and Punishment: Legal/ Economic Theory and Empirical Evidence on Enforcement of Federal Environmental Statutes", 82(4) *J. of Crim. L. & Criminology* 1061-2 (1992); P.B. Downing & W.D. Watson, "The Economics of Enforcing Air Pollution Controls", 1 *J. of Envtl. Econ. & Mgmt*. 219-236 (1974); D. Thornton, N.A. Gunningham & R.A. Kagan, "General Deterrence and Corporate Environmental Behavior," 27(2) *L. & Policy* 262 (April 2005). מחקרים אלה וכן רבים נוספים הוצגו בפרק השלישי.

[17] למחקרים המייצגים רדוקציוניזם של האכיפה באמצעות בחינת משתנים מסוימים והקשר ביניהם להסברת אפקטיביות האכיפה, ראו: D. W. Marshall, "Environmental Protection and the Role of the Civil Money Penalty: Some Practical and Legal Considerations", 4 *Envtl. Aff*. 323,331 (1975); J. C. Coffee, "Environmental Crime and Punishment", 211(23) *N.Y L J*. 5 (Feb 3 1994); L. E. Korsell, "Big Stick, Little Stick: Strategies for Controlling and Combating Environmental Crime", 2 *J. of Scandinavian Studies in Criminology & Crime Prevention* 127 (2001); W.B Gray & M.E. Deily, "Compliance and Enforcement: Air Pollution Regulation in the U.S. Steel Industry", 31(1) *J. of Envtl. Econ. & Mgmt*. 96-111 (1996); M.E. Deily & W.B. Gray, "Enforcement of Pollution Regulation in a Declining Industry", 21(2) *J. of Envtl. Econ. & Mgmt*. 260-274 (1991); M. Viladrich-Grau & T. Groves, "The Oil Spill Process: The Effect of Coast Guard Monitoring on Oil Spills", 10 *Envtl. & Resource Econ*. 315-339 (1997). מחקרים אלה ורבים נוספים הוצגו בפרק השלישי.

[18] להרחבה על ניהול אדפטיבי וליישום מודל זה ברגולציה הסביבתית, ראו: A. T. Iles, "Adaptive Management Making Environmental Law and Policy More Dynamic, Experimentalist and

בסקירת ספרות מקפת לא נמצאו מחקרים שיצרו זיקה בין יעדי האכיפה (בראייה כוללת) לבין הערכת אפקטיביות האכיפה. לרוב התייחסו מחקרים ליעד של הרתעה בלבד, והתעלמו מכך שלאכיפה הסביבתית יש יעדים אפשריים רבים, כגון עצירה ושיקום נזקי העבירה, צדק סביבתי ויעילות כלכלית. האינדקס שיוצע בעבודה זו תוכנן כך שיהא מקיף ויכלול התייחסות למכלול יעדי האכיפה. בתוך כך יישומו מחייב את הרשות לגבש יעדים בהירים וכמותיים. בד בבד אין האינדקס יוצר קיבעון ביעדי הרשות, והוא מסוגל לתת ביטוי ליעדים משתנים באמצעות מתודולוגיות של Multiple Criteria Decision Analysis. מתודולוגיות אלו מסייעות למקבלי ההחלטות להגדיר מחדש את היעדים ואת משקלם היחסי.

שאיפת המחקר הנוכחי לספק למקבלי ההחלטות כלים מעשיים היכולים לסייע במעקב ובהערכה שיטתית ומובנית של מערכת האכיפה לאורך זמן ולהניח את התשתית הנדרשת כדי לבצע שיפורים באופן יישום אמצעי האכיפה ובתכנון הרגולציה. חלק 2 מביא את הרקע לשימוש באינדיקטורים. סעיף 2א מניח את התשתית להגדרת אינדיקטורים וחלק 2ב בוחן את ההצדקה הקיימת לשימוש באינדיקטורים במִנהל הציבורי. בסעיף 2ג ימצא הקורא דיון כללי במטרות האינדיקטורים ובסעיף 2ד תוצגנה בעיות שהשימוש באינדיקטורים יכול לעורר ודרכים להתגבר על בעיות אלו. חלק 3 מבסס את התשתית המחקרית הקיימת לעיצוב מערכת אינדיקטורים לבחינת אפקטיביות האכיפה. בראשית חלק זה יובא תיאור ההתפתחות של אינדיקטורים סביבתיים ואינדיקטורים של פיתוח בר-קיימא בפרט, תוך התייחסות למתודולוגיה הנפוצה לאפיונם (סעיף 3א). בסעיף 3ב תידון ההתפתחות באִפיון אינדיקטורים למעקב אחר האכיפה והציות בתחום איכות הסביבה. בסעיף 3ג יידונו ההבדלים בין אינדיקטורים סביבתיים בכלל לאינדיקטורים של ציות ואכיפה. בסעיף 4 מוצג המודל שמחקר זה מציע לאִפיון ערכת אינדיקטורים ואינדקס לבחינת האפקטיביות של מערכת האכיפה והציות. חלק 4ב מפרט את חידושי המודל המוצע במחקר ביחס לניסיונות קודמים לפתח אינדיקטורים לציות ואכיפה. המודל המוצע מורכב ממספר נדבכים, ביניהם המודל הלוגי (חלק 4ג) ומתודולוגיה של קִרבה למטרה המיושמת באינדקס.[19] נידרש שוב למטרות האכיפה כפי שהוגדרו בפרק הראשון וביחסן לכלי האכיפה כפי שהוגדרו בפרק השלישי של המחקר. סעיף 4ה ו-4ו בפרק זה, ידונו בקריטריונים להכללת אינדיקטורים בערכה ובאינדקס. בסעיף 4ז

Learning". 13(4) *Envt'l and Planning L. J.* 288 (1996); J. Jones, "Regulatory Design for Scientific Uncertainty: Acknowledging The Diversity Of Approaches In Environmental Regulation and Public Administration" 19(3) *J. of Envt'l L.* 347 (2007).

[19] A. Underdal, "One Question-Two Answers", *Environmental Regime Effectiveness- Confronting Theory with Evidence* 4 (E.L Miles & A. Underdal *et al*. Eds., 2002).

תימצא התייחסות למתודולוגיות העשויות לסייע בשינוי הערכה או האינדקס בתהליכים המשתפים את בעלי העניין ובחלק 4ח יוצגו שיטות שונות להצגת נתונים באינדיקטורים. בחלק 5 יוצגו ערכת האינדיקטורים והאינדקס.

חלק 2: השימוש באינדיקטורים – רקע

א. הגדרות

הצורך בתמונה תיאורית מהימנה על מצב סביבתי מורכב למדידה, אינו צורך חדש. הכנרית — שהיא ציפור-שיר — שימשה את כורי הפחם להתרעה כל אימת שירדו למכרות. כשהכנרית חדלה לשיר, שימש הדבר אות מבשר-רע לכך שרמת הגזים הטוקסיים שהצטברו במכרה הגיעה לרמה מסוכנת ושעל הכורים לברוח. בדומה לכנרית, אינדיקטורים מספקים מידע על מצב דברים רחב יותר, שהוא קשה לכימות ולהערכה.

המלה הלועזית Indicator מקורה במלה היוונית Indicare שמשמעותה: לחשוף, להעריך, להצביע על דבר-מה ולהפוך מידע לציבורי. הגדרת ה-OECD למושג אינדיקטור, שואבת מן ההגדרה היוונית העתיקה וקובעת כדלקמן:

"A parameter or a value derived from parameters which points to, provides information about describes the state of a phenomenon environment or area with significance extending beyond that directly associated with the parameter value."[20]

הגדרה מתאימה יותר לאינדיקטורים, המאומצת בפרק זה מן הלקסיקון של הרשת הבינלאומית לאכיפה וציות סביבתיים (International Network of Environmental Compliance and Enforcement – INECE), מתארת אינדיקטורים באופן הבא:

"A quantitative or qualitative measure of performance that is used to demonstrate change and which details the extent to which results are being or have been achieved."[21]

---

[20] OECD, *Environmental Indicators- Development Measurement and Use- Reference Paper*, 5 (OECD 2003). available at www.oecd.org/dataoecd/7/47/24993546.pdf (last accessed 2.2.2008).

[21] Office for Results-based Management Strategic Planning and Coordination Division (2001) available at www.inece.org/indicators/glossary/glossary2.php?cat=3-Indicator (last accessed 1.1.2007).

מערכת אינדיקטורים מגדירה את תחום המדידות והפרמטרים הדרושים כדי לתת תמונה תיאורית מהימנה של מצב דברים מסוים.[22] בחינת פעולתה של מערכת האכיפה והשפעותיה בתחום איכות הסביבה, היא משימה מורכבת ורבת-פנים. השימוש באינדיקטורים מאפשר להציג את התמונה המורכבת באופן בהיר ולאורך זמן. באופן זה מסייעים המדדים להתמודד עם מורכבות האכיפה המתלווה לרגולציה הסביבתית.

הצורך לגבש אינדקס כולל ואחיד לבחינת אפקטיביות מערכת האכיפה, נעוץ בשני טעמים עיקריים. הראשון נוגע לפיתוח יכולת השוואה ומעקב. מדדים מאפשרים בחינת האכיפה לאורך זמן בין תחומים שונים של עבריינות סביבתית באזורים שונים של אותה מדינה, וכן השוואת פעולות האכיפה המתבצעות במדינות שונות. הטעם השני נוגע ליכולת ליעל ולשפר את האפקטיביות של מערכת האכיפה. אינדיקטורים מעניקים יסוד מדעי מוצק לקבלת החלטות מדיניות. הם מאפשרים לתכנן את מדיניות האכיפה, להגדיר תיקונים הנדרשים לחקיקה ולסמכויות גורמי האכיפה וכן לבסס החלטות-תקצוב לפי שיקולי אפקטיביות. טעמים אלה יידונו בהרחבה רבה יותר בחלק 2(ג).

ב. ההצדקה לשימוש באינדיקטורים במִנהל הציבורי

המגמה הקיימת לעשות שימוש באינדיקטורים בתחומים רבים, נובעת במידה רבה מן התפיסה של המִנהל הציבורי החדש (New Public Management – NPM) שהיא הגישה התיאורטית והמעשית המשפיעה ביותר במנהל הציבורי בשלושת העשורים האחרונים. ה-NPM היא פילוסופיה ניהולית המבוססת על התיאוריה של הבחירה הציבורית, בה השתמשו ממשלות מאז שנות ה-80 כדי לחדש וליעל את הסקטור הציבורי.[23]

אחד מעקרונות היסוד של הניהול הציבורי החדש הוא: מכוונות לתפוקות במקום לתשומות.[24] משמעותו היא מעֲבר מנשיאה באחריות לתקינותם של תהליכי-עבודה,

---

[22] OECD (2003) לעיל ה"ש 20, בעמ' 5.

[23] M. S. Haque, "Revisiting the New Public Management", 67(1) *Public Administration Rev.* 179 (Jan/Feb 2007). יישום מעשי של דפוסי הניהול הציבורי החדש התרחש בעיקר במדינות מפותחות המשתייכות למסורת האנגלוסקסית: אוסטרליה, ארה"ב, קנדה, ניו-זילנד ואנגליה. ראו: P. Dibben, G. Wood & I. Roper Eds., *Contesting Public Sector Reforms: Critical Perspectives, International Debate* 85, 143, 154 (2004).

[24] R. Bately & G. Larbi, *The Changing Role of Government: the Reform of Public Services in the Developing Countries* 40-51 (2004). הכותבים מסכמים את המאפיינים הבולטים של משטרים מסוג NPM אשר זוהו על-ידי חוקרים אחרים: "Downsizing, organizational disaggregation, managerial autonomy, greater competition, quasi-market mechanisms, public-private synergy, catalytic role, *output controls, performance standards, concern for results* and responsiveness to customers". את המאפיינים השונים הללו הם מסווגים לשלוש קטגוריות משותפות: "organizational restructuring,

לנשיאה באחריות לטיב התפוקות (outputs) והתוצאות (outcomes) של המנהל.[25] במסגרת ה-NPM, השימוש באינדיקטורים והדגשת מדידת התוצאות, נתפסים כאמצעים מרכזיים לשיפור היעילות והאפקטיביות של הסקטור הציבורי.[26] זאת בהיות הסקטור הציבורי מאופיין ב"מורכבות של יעדים, וקריטריונים לקבלת החלטות והערכה."[27] ואכן, רוב המדינות המפותחות מדגישות כיום תקצוב מכוון-תוצאות וניהול מכוון-תוצאות. מדובר במפנה במנהל הציבורי, ממעקב אחר תשומות (inputs) ופרוצדורות, למעקב אחר תפוקות ותוצאות.[28]

דוגמא בולטת לניסיון לאמץ את עקרונות המנהל הציבורי החדש, מצויה בארה"ב, שם נחקק בשנת 1993 The Government Performance and Results Act (GPRA). חוק זה ביטא את מגמת הממשל, לפיה על פעילות רשויות הממשל להיות מכוונת-תוצאות. לפי החוק הוקם גוף האמון על בחינת התוצאות של גופי הממשל האמריקני. GPRA מחייב את הרשויות הפדראליות לפתח תכניות אסטרטגיות ותכניות-פעולה שנתיות הכוללות יעדים ודרכים למדידת השגתם.[29] על רקע אימוץ החקיקה האמריקנית, הכריז אל-גור, סגן נשיא ארה"ב דאז בשנת 1996, על יזמה להפיכת פונקציות של גורמי-שירות בממשל הפדראלי לארגונים מבוססי-תוצאות. הרפורמה נועדה ליצור שינויים מהותיים

---

the use of market type mechanisms and *focus on performance*." ראו שם, בעמ' 222 (ההדגשות שלי – א' ק').

[25] מ' המר וג' צ'מפי *עיצוב מחדש של התאגיד* 113 (1994).

[26] בעשור האחרון נכתב לא מעט על מדידת ביצועים בסקטור הציבורי. כותבים אחדים דנו בערך של מדידת ביצועים ובתפקידם בשיפור ובקידום מתמיד בניהול הציבורי, ראו למשל:
K. E. Newcomer Eds, "Using Performance Measurement to Improve Programs" 75 *New Directions for Program Evaluation* 5-14 (1997); J.S. Wholey, "Performance Based Management: Responding to Challenges", 22(3) *Public Productivity & Mgmt. Rev.* 288-307 (1999); A. Halachmi, "Performance Measurement: Don't Abuse it through GPRA" *Ninth Public Sector Productivity Conference: Performance Measurement, Performance Improvement* (1998); H. P. Hatry, *Performance Measurement, Getting Results* (Urban Institute, 1999).
כותבים אחדים עסקו ביישום המעשי ובלקחים ממדידת ביצועים בארגונים ציבוריים. ראו למשל:
M. Bowden, *Development and Use of Outcome Information in Government: Oregon Department of Transportation* (ASPA, Center for Accountability and Performance 1996); M. Marshall, *Development and Use of Outcome Information in Government, Prince William County, Virginia,* (ASPA, Center for Accountability and Performance 1996).

[27] J. Boston, *Public Management: The New Zealand Model* (1996) אשר היה בין הכותבים הראשונים על NPM.

[28] OECD, *Modernizing Government: the Way Forward* 58-59 (2005) וראו גם: M. Dent, J. Chandler & J. Barry Eds., *Questioning the New Public Management* 192-195 (2004).

[29] A. Gore, *From Red Tape to Results: Creating a Government that Works Better and Costs Less. Report of the National Performance Review* (1993).

באופן פעולתו של הממשל הפדראלי: ראשית, ארגונים שיפעלו לפי המודל החדש יהיו משוחררים מרגולציה וממדיניות שלעתים קרובות הגבילו מנהלים בשירות המדינה. שנית, ניתנו תמריצים לשיפור הביצועים של נותני השירות. לדוגמא, שירותיהם של מְנהלים העובדים בארגונים שהוסבו למודל זה, יישכרו לתקופה קצובה ומשכורתם ודרגתם יותנו בעמידה ביעדי מדיניות שנתיים. יזמה זו יושמה באופן חלקי בלבד, אך שימשה דוגמא מוחשית לרצון ליישם חלקים ניכרים מתיאוריית המנהל הציבורי החדש.[30]

על אף התמיכה הרבה לה זוכה המנהל הציבורי החדש, יש מקום לציין גם דברי-ביקורת שהושמעו נגד תפיסה ניהולית זו, הכרוכה במדידת ביצועים. עיקר הביקורת כוונה לקשיים היישומיים ולמגבלות המעשיות בדרך להנהגת אינדיקטורים וניהול מכוון-תוצאות.[31] הביקורת גורסת כי מדידת ביצועים תבזבז זמן יקר של מְנהלים בכירים בפיתוח אינדיקטורים של ביצוע, בקביעת יעדים ובאיסוף נתונים סטטיסטיים. אכן, מדידת ביצועים באמצעות אינדיקטורים היא תהליך לא פשוט מבחינה יישומית, שיש להקצות לו את המשאבים הנדרשים. זאת ועוד: ישנן תפוקות ותוצאות של המגזר הציבורי שאינן ניתנות למדידה מדויקת, היות שישנן השפעות חיצוניות לא-ידועות שעלולות להתערב בתוצאות פעולותיה של הרשות.[32] כך למשל, תוצאות האכיפה הסיבתית מושפעות מרמת החינוך הסביבתי — תחום שאינו באחריות הישירה של גורמי האכיפה. חרף האמור, הגם שלביקורות אלו עשוי להיות משקל מסוים מבחינה מעשית, אין הן מצביעות על פגמים החותרים תחת ההנחה כי יש יתרונות רבים בניהול המבוסס על מדידת ביצועים.

ג. מטרות האינדיקטורים

אינדיקטורים סביבתיים פועלים בשני ממדים: ממד המקום וממד הזמן. הם עשויים לשקף התרחשויות ברמה המקומית, עובר לרמה המדינתית והאזורית ועד לרמה הגלובאלית. הם משקפים מגמות לאורך זמן ומאפשרים מעקב של שנים אחר מצב הסביבה והשלכות המדיניות הסביבתית.[33] ניתן להצביע על שלושה מישורי-פעולה בהם יכולים אינדיקטורים

---

[30] R. Alasdair, "Performance-Based Organizations: Assessing the Gore Plan", 57(6) *Public Administration Rev.* 465 (Nov/Dec 1997).

[31] למשל: D. Ammons, "Productivity Barriers in the Public Sector" *Public Productivity Handbook,* 117-36 (1992); R. S. Kravchuk & R. W. Schack, "Designing Effective Performance and Measurement Systems Under the Government Performance and Results Act of 1993", 56(4) *Public Administration Rev.* 348-58 (1996); S. Mann, "Politics of Public Productivity" *Competent Government: Theory and Practice* 33-45 (A. Halacjmi & M. Holzer Eds.,1986).

[32] Dent (2004) לעיל ה"ש 28, בעמ' 196-199.

[33] U.S EPA, *About Environmental Indicators,* available at: www.epa.gov/indicators/abouteii.htm (last accessed 2.2.2008).

סביבתיים של אכיפה וציות לסייע בתהליכי קביעת מדיניות סביבתית: 1. תיאור ומעקב; 2. הערכה; 3. שקיפות.[34] כל אחד מהמישורים הללו חשוב ומשמעותי בפני עצמו. ברם, שילוב התפקידים הוא שמקנה לאינדיקטורים את מרכזיותם בהנחת התשתית למדיניות בתחום איכות הסביבה.

במישור הראשון של תיאור ומעקב, פועלים האינדיקטורים לכימות (quantification) של התופעות הסביבתיות והאנושיות המורכבות הקשורות באכיפת הרגולציה. אופן הצגת המדדים שואף לפשט את מורכבות התופעות באמצעות תיאור ברור ותמציתי (simplification).[35] עיצוב המדדים מחייב אימוץ שיטות-דיווח אחידות ועקביות המפשטות הצגה של נתונים מורכבים. פישוט המורכבות נעשה גם באמצעות צמצום מספר הפעולות או התופעות שאחריהן עוקבים. למעשה, בחירת האינדיקטורים מסייעת להצגת תמונה מסוימת של המציאות, המושפעת מעצם האינדיקטורים שאחריהם בחרנו לעקוב. יכולתם של האינדיקטורים לתאר באופן בהיר את ביצוע הרגולציה, מקלה על שקיפות הנתונים ועל תַקשורם למקבלי ההחלטות ולציבור הרחב.

אינדיקטורים מסייעים למְנהלים של הרשות להגנת הסביבה, כמו גם לגורמי האכיפה, לשלוט בתכנית הפיקוח והאכיפה ולבחון את מידת האפקטיביות שלה.[36] הם מספקים תמונה כמותית של הפעילות לאורך תקופה, בחינת התוצאות אל מול המטרות ובחינת התפקוד בתקופה מסוימת לעומת שנים קודמות. הם מאפשרים לרשות המחוקקת לעקוב אחר המשאבים המושקעים באכיפה ואחר התפוקות והתוצאות של השקעת משאבים אלה.[37]

אינדיקטורים הם כְּלִי בעל חשיבות מרכזית בפיתוח יכולת השליטה בשני מישורים: הם מסוגלים להציג את הפעולות הננקטות על-ידי הרשויות לאכיפה ולעידוד הציות, ובד

---

[34] השוו ל: K. J. Markowitz, K. Michalak & M. Reeves, "Improving Environmental Compliance and Enforcement Through Performance Measurement: the INECE Indicators Project", *Making Law Work, Environmental Compliance and Sustainable Development* 337 (D. Zaelke, D. Kaniaru & E. Kruzikova eds., 2005); השווה ל- R. Behn, "Why Measure Performance-Different Purposes Require Different Measures", 63(5) *Public Administration Rev.* 586-606 (Sep./Oct., 2003). שם מציע הכותב שמונה מטרות לאינדיקטורים המודדים ביצוע בפעילות הרשויות. המטרות שהוא מונה הן: "to evaluate, to control, to budget, to motivate, to promote, to celebrate, to learn, to improve."

[35] U.K E.A, *What are Environmental Indicators?*, available at: www.environment-agency.gov.uk/yourenv/432430/432593/?version=1&lang=_e (last accessed 3.2.2008).

[36] M. Stahl, "Using Indicators to Lead Environmental Compliance and Enforcement Programs", *Making Law Work, Environmental Compliance and Sustainable Development* 347, 357 (D. Zaelke, D.Kaniaru & E. Kruzikova Eds., 2005).

[37] OECD (2003) לעיל ה"ש 20, בעמ' 6.

בבד הם משמשים למעקב אחר תגובות הגורמים שכלפיהם מופנים מאמצי האכיפה, אחר מידת הפנמתם את הנורמות הסביבתיות ואחר השינויים שחלו בהתנהגותם. אינדיקטורים יכולים למדוד תגובות שיש בהן ממד אקטיבי: כגון השקעות בטכנולוגיות סביבתיות למניעת זיהום, פעולות לשיקום זיהומים שכבר התרחשו ושינוי בהיקף השימוש בחומרים אסורים או מסוכנים בהליכי הייצור של פירמה. ניתן גם לעקוב ולמדוד תגובות פסיביות, כגון הימנעות מהמשך ביצוע עבירות סביבתיות, שימוש לא נאות בחומרים וסילוק או פליטת חומרים בדרך בלתי-ראויה.

במישור השני פועלים אינדיקטורים כמערכים. כיום ברור לכול כי מדדים מסייעים לא רק למעקב ולהבנה של תופעות מורכבות, אלא גם ביכולת לקבל החלטות, לתכנן ולקבוע מדיניות, להצביע על הצלחות וכישלונות ולהפיץ מידע על הדרכים האפקטיביות להנהיג מדיניות.[38] אינדיקטורים הם נדבך חשוב במדיניות קבלת החלטות המבוססת על בסיס אמפירי ומדעי מוצק לפי גישת ה-NPM. הם יוצרים השלמה חיונית בתפיסת ניהול סביבתי השואפת לכך שהחלטות תתקבלנה על בסיס הבנת התוצאות וההשלכות המעשיות של החלטות קודמות שהתקבלו.[39] אינדיקטורים מאפשרים לבחון את התכנית הקיימת, ובהמשך גם להתאימה, לתקנה ולשנות דפוסי-פעולה שאינם מביאים לתוצאות מרביות מבחינת יעדי הביצוע.[40] מבחינה זו משמשים האינדיקטורים כלי תומך-החלטות לכל דבר ועניין[41]. במישור זה כלולות פעולות אחדות:

1. *שיפור היישום של אמצעי האכיפה* — על סמך ניתוח נתוני האינדיקטורים וזיהוי המגמות המשתקפות מן הניתוח, ניתן לבצע שינויים בדרכי-פעולתה של מערכת האכיפה. אינדיקטורים משמשים כמעריכים לתכניות קיימות לעידוד הציות והאכיפה, וזאת באמצעות השוואה למצב אידיאלי או בחינת השיפור ביחס לשנים קודמות. אינדיקטורים יכולים, למשל, להציג מגמות הקשורות בפתיחת תיקי-חקירה, העמדות לדין, קנסות שהוטלו או מידת הציות לחוק. הם יכולים גם לבטא את רמת השגת היעדים שהוצבו בפני רשות האכיפה באמצעות השוואה לאמת-מידה אידיאלית.

---

[38] R. Hendrick, "An Information Infrastructure for Innovative Management of Government" 54 (1994) *Pub. Admin. R.* הכותבת מעירה כי ביסוס מערכת של מידע לתמיכה בניהול חדשני של הממשל הציבורי, מחייב הקמת תשתית נרחבת, השקעת משאבים ניכרת ומחויבות ארוכת-טווח.

[39] S. Metzenbaum, *Measures to comply, Measures to Perform- A Government Performance White Paper* 3 (Feb. 2006).

[40] OECD (2003) לעיל ה"ש 20, בעמ' 6.

[41] J. Wessels & A. P Wierzbicki, "Introduction", *Model Based Decision Support Methodology with Environmental Applications*, A. A. P. Wierzbicki, M. Makowski & J. Wessels (Eds., 2000).

ניתוח תוצאות האינדיקטורים מאפשר להסיק מסקנות לגבי: א. אופן השימוש הרצוי באמצעי-אכיפה שונים כגון, מתי לעשות שימוש בתביעה ומתי בענישה מנהלית; על מי לפקח באיזה אופן ובאיזו תדירות; ב. תקצוב האכיפה — אינדיקטורים מסייעים בשיקולי תקצוב במספר אופנים: הם יכולים לשמש להצדקת מימון המועבר לתכנית לעידוד האכיפה והציות באמצעות הוכחת שיפור ברמות-ביצוע של מדדים כמותיים. הם יכולים גם לסייע בגיבוש שיקולים באשר להעדפות תקצוב וניוד תקציבים בתוך מערך תכניות לעידוד האכיפה והציות בהתאם למידת האפקטיביות שנמדדה בשימוש בכלים שונים, או בטיפול בתחומי-הפרה מגוונים.[42] לדוגמא, ניתוח האינדיקטורים יכול להעיד אם מן הבחינה התקציבית יש להעדיף את מערך הסיוע לעידוד הציות על מערך האכיפה הפלילית, או מהי התועלת הסביבתית הנוספת שתופק מתוספת תקציב לאכיפה בתחום מסוים. ג. מבנה מערכת האכיפה — אמצעי-אכיפה מיושמים באמצעות מבנה ארגוני מסוים. אינדיקטורים יכולים להבהיר לעתים אם מבנה ארגוני כלשהו מתאים ליעדי האכיפה. למשל, מניתוח אינדיקטורים ניתן ללמוד אם יש להקים מנגנון לבקרה פנימית בקרב הפקחים, או אם סמכויות הרשות מתאימות כדי לטפל בתופעה סביבתית כלשהי.[43]

2. *תכנון שינויים ברגולציה* — מדדים הם נקודת-מוצא ראויה לתכנון אסטרטגי של מדיניות סביבתית. תהליכים רציונאליים לתכנון מדיניות צריכים להיות מבוססים על מידע נוגע להצלחת המדיניות הקודמת או לכישלונה. בלא מידע על תפקוד מערך האכיפה הקודם, קשה להציע חלופות מדיניות ולתכנן את פרטי החלופות הללו. נכון שקיום האינדיקטורים לעצמם אינו מבטיח תהליך רציונאלי של קבלת החלטות ותכנון מדיניות, אך המידע הנאסף באמצעות אינדיקטורים הוא נקודת-מוצא הכרחית לקיומו של תהליך כזה. אינדיקטורים משמשים גם למְסגוּר תהליכי קבלת החלטות, משום שאותם אינדיקטורים שנבחרו מייצגים את 'תמונת המציאות' של האכיפה. המידע המתקבל מהמדדים הנבחרים ממחיש בעיות מסוימות (ולא אחרות) במערך האכיפה. ייתכן שהבעיות עצמן היו מוצגות באור שונה אילו נבחרו אינדיקטורים אחרים.[44]

---

[42] M. Stahl (2005), לעיל ה"ש 36, בעמ' 357.

[43] J. M. McElfish & L. M. Varnell, "Designing Environmental Indicator Systems for Pubic Decisions" 31 *Colum. J. Envtl. L.* 51, 75 (2006). הכותבים מצאו כי השימוש באינדיקטורים סביבתיים בארה"ב סייע בחידוד האבחנה כי הסמכויות לטיפול בבעיות אקולוגיות בעלות מרחב גיאוגרפי נרחב היו מפוצלות בין גופים פדראליים ומדינתיים שונים.

[44] J.W. Kingdon, *Agendas, Alternatives and Public Policies* 95 (1984).

המידע המתקבל מן המדדים אודות ההשפעות הסביבתיות והאנושיות של הרגולציה, צריך לשמש בסיס לביצוע השינויים הרפלקסיביים הדרושים ברגולציה הקיימת.[45] המידע העולה מן המדדים יכול ללמד על הבעיות אשר מהן סובלת הרגולציה ולאפשר תהליך של לימוד ושיפור מתמשכים.[46] תהליך זה של תכנון רגולציה ושינויה, יכול להתרחש ברמות שונות התלויות בטיב הלקחים שנלמדו מן המדדים: א. שינויים בעצמת כלי האכיפה המצויים בידי הרשות, כאשר אלה אינם מספקים. לדוגמא, כאשר אין די בגובה הקנס המרבי הקבוע בחוק על-מנת לשלול את נזקי העבירה או את רווחי העבריין ולייצר הרתעה. ב. תוספת כלי-אכיפה כאשר אין בידי הרשות כלי-אכיפה שיש בהם כדי לשפר את אפקטיביות האכיפה. למשל, כאשר אין אפשרות להטיל קנסות מנהליים או אזרחיים או כאשר אין אפשרות להורות על צו-שיקום חלופי בעבירות אשר בהן לא ניתן לשקם את הנזק (למשל, בעבירות של זיהום-אוויר). ג. שינויים בטיב ההסְדרה המשפטית, כאשר הרגולציה הקיימת (על אמצעי האכיפה) אינה מסוגלת לתת מענה להיקף העבריינות הסביבתית. למשל, אם מיישום המדדים עולה כי היקף העבריינות הוא גדול מכדי שעלייה משמעותית ככל שתהא בהיקף האיתור או ברמת העונשים, תוכל לתת מענה ליצירת הרתעה. אזי המסקנה המתחייבת היא כי יש לבחון שינויים אפשריים בדרכי ההסדרה הקיימות.

במישור השלישי פועלים האינדיקטורים לפתח מחויבות ושקיפות ביחס לפעולת הרשויות. אינדיקטורים מגבירים את השקיפות של האמצעים אותם נוקטות הרשויות ושל הישגיהן כלפי הציבור הרחב.[47] הציבור, בצד גורמי האכיפה והרשות הממונה, הוא קהל חשוב לאינדיקטורים סביבתיים המופנים אליו מן הטעם של אחריות ושקיפות דמוקרטיות ומן הטעם המעשי שהציבור עשוי לשמש גורם אוכף ישיר (למשל באמצעות

---

[45] A. Giddens, *The Consequences of Modernity* 37 (1990); D. J. Fiorino, "Rethinking Environmental Regulation: Perspectives on Law and Governance", 23 *Harv. Envtl. L. Rev*. 441, 444 (1999); G. Teubner, "Substantive and Reflexive Elements in Modern Law", 17 *L. & Society Rev*. 239, 252 (1983); E.W. Orts, "Reflexive Environmental Law", 98(4) *NW Uni. L. Rev*. 1227 (1994-1995); ראו גם Orts (1994-1995) לעיל ה"ש , בעמ' 1338.

[46] על רגולציה מצווה בתחום איכות הסביבה, נמתחה לעִתים קרובות ביקורת על היותה סטטית מדי: "Statutes enacted at a particular time in history are limited by the available knowledge of the time, especially scientific and technological knowledge. Because command-and-control statutes cannot "learn" easily from changing circumstances and developing knowledge, they often fall short of achieving their objectives in a rapidly changing world." Orts (1994-1995) שם, בעמ' 1338.

[47] OECD (2003) לעיל ה"ש 20, בעמ' 6.

מערכת המשפט האזרחית או המנהלית), או גורם המסייע לאכיפה באופן עקיף (למשל באמצעות הטלת חרם צרכנים או הבורסה).[48] מטרות האינדיקטורים במישור זה הן:

3. *שקיפות ודיאלוג דמוקרטי* — כחלק ממערך שלם של מידע סביבתי, מאפשרים מדדים לספק הסברים ודין וחשבון שקוף ולפתח דיון ציבורי פורה ודמוקרטי.[49] חשיבות מיוחדת מוקנית להצגת מידע באמצעות מדדים הנעשית בבהירות, באמינות ובאופן רלוונטי לקבלת ההחלטות, על-מנת שהמידע המורכב יהפוך זמין ומובן לציבור הרחב ולמקבלי ההחלטות.[50] לתכונה זו קוראים לעִתים "יכולת תקשור" של הנתונים.[51] הוטעם כי הבאת מידע לידיעת הציבור תגביר את המודעות הציבורית לבעיות הסביבה, תביא למעורבותו ותעצים את האחריות כלפי בעלי העניין. מידע

---

[48] בספרות יש דוגמאות לכך שפרסום מדדים סביבתיים לידיעת הציבור הרחב, הוביל לפעולות של לחץ ציבורי על הממשלה. לאחר פרסום ה-World Economic Forum Environmental Sustainability Index בו דורגה בלגיה במקום ה-79 (לאחר אלבניה) ברמת הטיפול באיכות הסביבה, קמה שם זעקה ציבורית. בפני הממשלה הועמדה דרישה לספק הסברים על הכשל בהגנת הסביבה ולשפר את הביצועים הסביבתיים במדינה. להרחבה ראו: M. A Levy, "Measuring Nations Environmental Sustainability", *Environmental Performance Measurement, The Global Report 2001-2002* 12, 19-20(D. C. Esty & P. K. Cornelius Eds., 2002). עדות הניתנת לציבור הרחב באמצעות מדדים, כי אחרים — המדינה, הקהילה או החברה — מצליחים יותר בביצועיהם הסביבתיים — מגבירים את תשומת הלב של הציבור לאפשרויות לשפר את ניהול המשאבים ולמנוע זיהומים. תחרותיות אינה יוצרת רק מוטיבציה לשפר את הביצועים הסביבתיים; היא יכולה לספק גם קרקע פורייה לחדשנות. שם, בעמ' 6.

[49] D.C. Esty, "Environmental Protection in the Information Age", 79 *NYU. L. Rev*. 167, 169 (2004) לטענת הכותב, דמוקרטיזציה של המידע הסביבתי חשובה לאור מורכבות המידע וקבלת ההחלטות בתחומי איכות הסביבה. "Democratization …has real normative implications in the context of uncertainties and information gaps of environmental policymaking. Connecting more and more people to cutting edge thinking and engaging them in environmental debates means that a wider set of views, analysis and values, policy options are considered."

[50] P. C. R. Gray & P. M. Wiedemann "Risk Management and Sustainable Development: Mutual Lessons from Approaches to the Use of Indicators" 2(3) *Journal of Risk Research* 201 (1999). הכותבים פיתחו חמישה קריטריונים בהם צריכים לטעמם אינדיקטורים סביבתיים לעמוד על-מנת שיוכלו להעביר מסרים ומידע באופן ברור לציבור ולמקבלי ההחלטות: truthful informative, relevant, clear and resonate.

C. Chess, B. Johnson & G. Gibson, "Communicating about Environmental Indicators" 8(1) *Journal of Risk Research* 63 (2005) מצאו כי על-מנת שניתן יהיה לתקשר אינדיקטורים סביבתיים באפקטיביות, עליהם לעמוד בתנאים שהוגדרו במחקר של Gray & Wiedermann. בחינת האינדיקטורים שהיו בשימוש במדינת ניו-ג'רסי בארה"ב, רמזה על כך שללא ניסוי מוקדם ושינוי האינדיקטורים בהתאם לתוצאות הניסוי, נכשלו הניסיונות להעביר מידע באמצעותם לציבור הרחב ולמקבלי ההחלטות. ראו גם: McElfish (2006) לעיל ה"ש 43, בעמ' 79. שם נמצא כי לעִתים קרובות נמדדו אינדיקטורים סביבתיים שגובשו בארה"ב ביחידות שלא התאימו להבנת הבעיה על-ידי מקבלי ההחלטות. הצגה לא ברורה של הנתונים למקבלי ההחלטות מנעה מיצוי השימוש במידע.

[51] אתר הסוכנות הבריטית להגנת הסביבה: Environment Protection Agency ב- www.environment-agency.gov.uk (נכון ליום 28.2.2007).

שהובא לידיעת הציבור נתפס ככלי חלופי לרגולציה, שכן הציבור יכול לפעול על בסיסו הן כצרכן והן כתובע.[52] הבאת מידע לידיעת הציבור מחזקת את הדמוקרטיזציה של תהליכי קבלת ההחלטות הסביבתיות, משום שהיא מניחה על שולחן הדיונים אפשרויות-פעולה רבות יותר.[53]

אינדיקטורים מסייעים גם בדיווח שקוף מול מוסדות בינלאומיים, ביניהם מזכירויות של אמנות סביבתיות, מוסדות כלכליים ופיננסיים וארגוני-סיוע. לדוגמא, ה-OECD המליץ במספר החלטות שהתקבלו מאז 1979 ועד היום בפני חבריו לשפר את הדיווח באמצעות אינדיקטורים סביבתיים על-מנת להביא מידע סביבתי טוב יותר לציבור.[54] השימוש

---

[52] לדיונים נרחבים על מידע כרגולציה, ראו למשל: W.A. Magat & W.K. Viscusi, "59 Informational Approaches to Regulation" (1992), reprinted in R.L. Revesz (ed.), *Foundations for Environmental Law and Policy* 149 (1997); P. KIeindorfer & E.W. Orts," Informational Regulation of Environmental Risks", 18 *Risk Analysis* 155 (1998); W.M. Sage, "Regulating Through Information: Disclosure Laws and American Health Care" 99 *Columbia L. R.* 1701 (1999); C.R. Sunstein, "Informational Regulation and Informational Standing: Akins and Beyond", 147 *Uni. of Penn. L. R.* 613 (1999); R.B. Stewart, " A New Generation of Environmental Regulation?", 29 *Capital Uni. L. R.* 21(2001); N. Gunningham, P. Grabosky & D. Sinclair, *Smart Regulation: Designing Environmental Policy* (1998) 60.

[53] D.C. Esty, "Environmental Protection in the Information Age", 79 NYU. L. Rev. 167, 169 (2004) לטענת הכותב, דמוקרטיזציה של המידע הסביבתי חשובה לאור מורכבות המידע ותהליכי קבלת ההחלטות בתחומי איכות הסביבה. "Democratization …has real normative implications in the context of uncertainties and information gaps of environmental policymaking. Connecting more and more people to cutting edge thinking and engaging them in environmental debates means that a wider set of views, analysis and values, policy options are considered."

[54] ההמלצה הראשונה של ה-OECD משנת 1979 בנושא דיווח על מצב הסביבה, הדגישה שעל המדינות לפעול: Article I**.** 2. "(To) (i)ntensify efforts to improve scientific knowledge, information, statistics and indicators on the state of the environment, in order to contribute to the evaluation: of the state of the environment, of activities that have an impact on the environment, and of environmental policies themselves…" OECD, *Recommendation of the Council on Reporting on the State of the Environment*, *C(79)114* (8 May 1979).

גם החלטת הארגון משנת 1991 על מידע סביבתי ואינדיקטורים, הדגישה את הצורך בהעברת מידע לציבור תוך המלצה למדינות החברות לנקוט צעדים לשיפור תשתית המידע ולקדם יצירת אינדיקטורים ואיסוף מידע סביבתי. Article I. 1. "Intensify their efforts by various means, including through strengthening institutions and financial arrangements, to improve statistics, indicators and information on the environment and in particular ...better communicate environmental information to decision-makers and the public, through periodic reports on the state of the environment, environmental forecasting and other means; " OECD, *Recommendation of the Council on Environmental Indicators and Information, C(90)165/Final* (31 January 1991).

החלטת הארגון משנת 1996 על שיפור ביצועי הממשלות בתחום איכות הסביבה, הדגישה גם היא את הצורך לפתח מערכות למדידת הביצועים הסביבתיים: Article II (v) "(To) establish appropriate systems

באינדיקטורים נתפס גם כאמצעי-מוביל להשוואה בין הביצועים הסביבתיים של המדינות החברות ב-OECD.[55] מתוך שלל ההחלטות שהתקבלו בנושא זה על-ידי ה-OECD, אנו למדים כי העשרת המידע הסביבתי, הגברת השקיפות והיכולת לקיים השוואה בביצועים הסביבתיים של מדינות, הן אבני-יסוד במדיניות הארגון כלפי חברותיו. ישראל, אשר נקראה בשנת 2007 לשאת ולתת עם הארגון לקראת הצטרפותה, תהא מצופה מכוח ההחלטות הנזכרות, להגביר מאוד את השימוש שהיא עושה באינדיקטורים סביבתיים.[56]

4. *הגברת המוטיבציה* — אינדיקטורים עשויים לסייע ביצירת מוטיבציות שונות בקרב אוכלוסיות בעלות עניין בתכניות האכיפה. ביצוע המדידות מעביר לעובדים ולמְנהלים מסר ברור על מה שכבר בוצע ועל מה שיש עוד לבצע. מדדים חיוביים יכולים לסייע בהגברת המוטיבציה של עובדי מערך האכיפה, שכן זוהי ראיה להצלחת התכנית. מדדים חיוביים עשויים גם להגביר את המוטיבציה של ארגונים לא-ממשלתיים הפועלים למען איכות הסביבה, בהעברת מסר מעודד ביחס למאמצים הננקטים על-ידי רשויות השלטון בטיפול בעבריינות הסביבתית.

---

to monitor progress and evaluate strategies for improving environmental performance…" OECD, *Recommendation of the Council on Improving the Environmental Performance of Government, C(96)39/Final*, (20 February 1996).

החלטת הארגון משנת 1998 על מידע סביבתי, שבה והדגישה זוויות שונות של הנושא וקראה למדינות החברות לפעול כדלקמן: Article II 2. "(To) (f)urther develop and use indicators to measure environmental performance, and in particular: establish indicators of progress concerning implementation of national and sub-national policies on the environment, eco-efficiency and sustainable development; systematically compare achieved results with relevant objectives of environmental policies and, where appropriate, related international commitments; pay particular attention to the availability, reliability and international comparability of indicators concerning international environmental issues;" OECD, *Recommendation of the Council on Environmental Information, C(98)67/Final* (3 April 1998).

[55] OECD C(79)114 (8 May 1979), לעיל ה"ש 54. החלטת הארגון הטילה על ועדת איכות הסביבה של ה-OECD לפעול כדלקמן: Article II: "2. to continue the efforts to develop comparable environmental indicators … in order to arrive at a core set of comparable environmental information for OECD Member countries; 3. to ensure that a periodic report on the state of the environment of OECD Member countries is prepared and issued, to the extent practicable and appropriate, on the basis of ….a core set of comparable environmental information…". ראו גם OECD, *Environment Ministerial Communiqué* of 20 February 1996. בהודעה זו הביעו השרים את תמיכתם בכך שהארגון ימשיך לפעול לפיתוח אינדיקטורים סביבתיים. "(To) further develop its work on environmental indicators, in particular in the context of environmental performance reviews, in order to allow effective international comparison by policy-makers."

[56] ת' גודלשטיין, "מזכ"ל OECD: 'הצטרפות ישראל לארגון לא מובנת מאליה'", *y-net* (01.11.07 בשעה 11:16) ב: http://www.ynet.co.il/articles/0,7340,L-3466537,00.html (נכון ליום 2.2.2008).

גם לאינדיקטורים החושפים מגמה שלילית, עשויה להיות השפעה חיובית בטווח הבינוני והארוך. זאת כאשר המסקנות והלקחים הנלמדים מן האינדיקטורים, מיושמים לצורך חיזוק מערכת האכיפה והאמצעים העומדים לרשות הגופים האמונים עליה. אינדיקטורים שליליים עשויים לעודד את הציבור הרחב לנקוט פעולות להשלמה ולחיזוק האכיפה הממשלתית, כגון תביעות אזרחיות, אכיפה מנהלית[57] או נקיטת צעדים כלכליים, כגון חרם צרכנים.[58]

---

[57] כלי-אכיפה אזרחיים קיימים כיום במדינות רבות. הם מאפשרים לאזרחים לא-מאורגנים ולארגונים לא-ממשלתיים לפעול לאכיפת דרישות סביבתיות באמצעות פעולות מגוונות: א. תביעות נזיקיות-אזרחיות שמטרתן כיסוי נזקים כלכליים שנגרמו מן הזיהום; ב. תביעות אזרחיות לצווים לעצירת הזיהום ו/או להחזרת המצב לקדמותו; ג. תביעות מנהליות נגד גורמי-ממשל שמעלו בסמכותם לוודא יישום של דרישות הרגולציה הסביבתית.

לפירוט סמכויות התביעה האזרחיות והמנהליות בשיטת המשפט האמריקנית ראו: M. Siedenfeld & J. Satz Nugent, "Friendship of the People: Citizen Participation in Environmental Enforcement", 73 *Geo. Wash. L. Rev.* 274 (2004-2005); J. May, "The Availability of State Environmental Citizen Suits", 18 *Nat. Resources & Envtl.* 53 (2003-2004).

על כלי האכיפה הקיימים בידי הציבור בישראל, ראו: O. Marom-Albeck & T. Alon, "Upgrading Citizen Suits as a Tool for Environmental Enforcement in Israel: A Comparative Evaluation", 34 *Isr. L. Rev.* 373 (2000).

על תפקידן של תביעות אזרחיות בחיזוק האכיפה ובמניעת תופעת שבי הרשויות הרגולטוריות בידי גורמי ההון הכפופים לחוק ראו: M. Zinn, "Policing Environmental Regulatory Enforcement: Cooperation, Capture, and Citizen Suits", 21 *Stan. Envtl. L. J.* 131 (2002). שם טוען המחבר כי: "Citizen Suits can supply the vigilant monitoring needed to prevent environmental regulatory programs from becoming derailed. The availability of citizen suits encourages vigorous participation by pro-regulatory groups in the enforcement process and that participation can both compensate for lax agency enforcement in individual cases and discourage future laxity in general."

על המוטיבציות של הציבור לקדם תביעות אזרחיות ראו: W. Naysnerski & T. Tietenberg, "Private Enforcement of Federal Environmental Law", Land Economics 28 (Feb., 1992).

[58] R. A. Kagan, N. A. Gunningham & D. Thornton, "Explaining Corporate Environmental Performance: How Does Regulation Matter?", 37(1) *L. & Society Rev.,* 68, 72 (2003). מחקר זה בחן 14 מפעלים לייצור נייר בקנדה, ארה"ב, אוסטרליה וניו-זילנד, ומצא כי לא רק רגולציה ואכיפה, אלא דווקא לחץ ציבורי (המשפיע על "הרישיון הציבורי" של המפעלים) השפיע במאוד על שיפור סביבתי של הפירמות ובעיקר על נכונותן להקדים את הדרישות הרגולטיביות במקרים מסוימים.

חרם-צרכנים כלכלי, המכוון דווקא "לרישיון הכלכלי" (קרי, לזכות הקיום הכלכלית של הפירמות) נמצא אפקטיבי. בתחילת שנות ה-90 ארגון Greenpeace חרם-צרכנים בגרמניה נגד יצרנית-נייר אמריקנית בדרישה לייצר נייר לא מולבן בכלור, מתוך כוונה להפחית את עומסי הזיהום בשפכים מהחומרים המלבינים. החברה הודיעה לבסוף כי היא תוביל את הניסיון לאתר דרכים חלופיות להלבנת נייר, והיתה הראשונה שהחדירה קו-ייצור של נייר נטול כלור; שם, בעמ' 72. מחקר נוסף מצא ראיות טובות לכך שתעשיות בארה"ב הצטרפו לתכנית ה-EPA להפחתה רצונית של רמות מזהמים מעבר לדרישות הרגולציה, עקב חשש שהן ישמשו יעד לחרם-צרכנים. ראו: G. Abdoul & R. Innes, "Voluntary Pollution Reductions and the Enforcement of Environmental Law, an Empirical Study of the 33/50 Program", *Cardon Research Paper in Agricultural and Resource Economics, 2004-08* (Sep., 2004). available at www.creditwisecats.org/

5. *קידום* — פרסום תוצאות של אינדיקטורים עשוי לקדם את המודעות של הכפופים לחוק לקיומה של תכנית אכיפה וציות בתחום הסביבה. הידיעה על קיומן של פעולות-אכיפה ותוצאותיהן יכולה להיות בעלת חשיבות במשטרי אכיפה, הן כאלה המבוססים על אסטרטגיה הרתעתית והן כאלה המבוססים על אסטרטגיה נורמטיבית. פרסום תוצאות פעולתה של תכנית האכיפה והישגיה, יכול להגביר את מידת ידיעת החוק ואת הנכונות לציית לו בקרב הפירמות והציבור.[59] הן החקיקה הסביבתית והן דרישות סביבתיות אחרות, יכולות לבוא לידי ביטוי באמצעות המדדים. פרסום מדדים הניתנים להבנה בקלות על-ידי הציבור, מסייע בהפנמת שיקולים כגון הסיכוי להיתפס וגובה העונש הצפוי למפרי החוק.[60]

מדדים המעידים על חוסר-אפקטיביות של האכיפה, עלולים לפגוע במידת-מה בהשפעת ההרתעה. מנגד, הם עשויים לקדם את המודעות הציבורית לכך שיש צורך באכיפה בתחום זה, כמו גם לעצם קיום הבעיות הסביבתיות. דיווח שקוף ובהיר עשוי לעורר תחושת "בעלות" בקרב הציבור ביחס לתכנית ולהגביר את תמיכתו בה.[61]

ד. מגבלות השימוש באינדיקטורים

יש מספר ביקורות אפשריות נגד השימוש באינדיקטורים להערכת מדיניות ולקביעתה. לצד הביקורות יוצגו להלן המנגנונים שפותחו במחקר הנוכחי ויושמו לגבי ערכת האינדיקטורים והאינדקס על-מנת להתמודד עם עצמתם של הקשיים או להפחיתה.

1. *מגבלות הבדיקה* — מִטבע הדברים אין מדדים יכולים למדוד את כל מרכיביה המגוונים והרבים של תופעה מורכבת כמו האכיפה הסביבתית. במיוחד קשה לאינדיקטורים למדוד את האינטראקציות המפותלות בין המרכיבים השונים של המערכת, כגון השפעות השימוש באמצעי-אכיפה שונים על התנהגות ופעילות אנושית. הבחירה באינדיקטורים 'המייצגים' את המערכת, משמעה לעתים בחירה במרכיבים

AREC/pubs/researchpapers/2004-08saminnes.pdf (last accessed 28.8.2007). משמעות הדבר כי לא רק חרם-צרכנים אלא החשש מחרם, עשוי להביא פירמות לכלל ציות ואף מעבר לציות.

[59] בפרק השני בחלק 2, נסקר בהרחבה המחקר D. Thornton, N. A. Gunningham & R. A Kagan, "General Deterrence and Corporate Behavior", 27(2) *L. & Policy* 262, 263 (April 2005). שם נמצא כי אף שפרסום מידע על ענישת עבריינים אינו יוצר בהכרח הרתעה ישירה. בפרסום יש כדי ליצור הרתעה משתמעת ולחזק את הנטייה לציית לחוק בקרב פירמות.

[60] Markovitz (2005) לעיל ה"ש 34, בעמ' 338.

[61] M. Stahl (2005) לעיל ה"ש 36, בעמ' 357.

הניתנים למדידה ביתר קלות. כמו כן, אינדיקטורים נבחרים לעִתים קרובות בהתאם למידת הרלוונטיות שלהם לקבלת החלטות.[62] תהליך הבחירה במדדים מסוימים (ואי-מדידה של היבטים אחרים) אינה מתיישבת היטב עם תיאוריית המורכבוּת, שכן במהלכה מתרחשת רדוקציה של התופעה למרכיביה הניתנים לצפייה.[63] ייתכן שאין מנוס ממידה מסוימת של רדוקציה בהערכה ובתיאור מערכות כמו הרגולציה הסביבתית. אולם דווקא עושר הנושאים הניתנים למדידה באמצעות אינדיקטורים, וכן שיטות המדידה המגוונות, האיכותניות והכמותיות כאחד, מאפשרים להתמודד באופן מוצלח יותר עם המורכבות הקיימת מאשר גישות-מחקר אחרות.[64]

2. *הכְוונת הפעילות לאינדיקטורים הנמדדים* — לכאורה מתעורר החשש כי מרגע שיאומצו אינדיקטורים להערכת מערכת האכיפה, יכוונו גורמי האכיפה והציות את פעולותיהם כך שיתאימו לתחומים הנבחנים (למשל, יגבירו את מספר פעולות הפיקוח או יחתרו להעלות את גובה הקנס) וזאת תוך זניחת פעולות שאינן נמדדות.[65] ברם, ערכת האינדיקטורים והאינדקס מעוצבים כך שהמרכיבים הנמדדים אינם

---

[62] מקובל כי שיקול מרכזי בבחירת אינדיקטורים סביבתיים הוא מידת הרלוונטיות שלהם 'ליעד ניהולי' או 'לקבל החלטות' ראו: McElfish (2006) לעיל ה"ש 43 בעמ' 55. הסיבה לקריטריון-בחירה זה הוא כי רק מדדים רלוונטיים לקבלת-החלטות יוכלו לסייע בצמצום עצמת המורכבות והיקפי המידע שמקבלי ההחלטות צריכים להתמודד עמם בקבלת החלטות סביבתיות. ראו: David Niemeijer "Developing Indicators for Environmental Policy: Data-Driven and Theory-Driven Approaches Examined By Example" 5 *Envt'l Sci. & Pol'y* 91 (2002). שם מציין הכותב כי: "Environmental indicators have the ability to isolate key aspects from an otherwise overwhelming amount of information and help policymakers to see the larger patterns of what is happening and help them determining appropriate action."

[63] Ruhl (1996) לעיל ה"ש 12, בעמ' 853.

[64] לעיל ה"ש 16 וה"ש 17 לעיל.

[65] בעיית השימוש הלא-נאות באינדיקטורים — במיוחד אינדיקטורים של תפוקות — תוך הפיכת התפוקות מאמצעי ליעד של האכיפה — נעוצה בהיעדר הגדרה ברורה של יעדי האכיפה ובחוסר הקשר בין האינדיקטורים ליעדים. לפיכך מוקנית חשיבות למאמץ להגדיר היטב את יעדי האכיפה של הרשות ולקשור את האינדיקטורים ליעדים אלה. ברוסיה, השימוש באינדיקטורים סביבתיים תואר בסקר של ה-OECD כנעדר קשר הכרחי ליעדי האכיפה — פגם שהוביל לשימוש מוטעה במדדים.

"The absence of clear goals and targets often resulted in perverse interpretation of ECE indicators, in particular at the regional level. Many indicators that were intended as output indicators turned to be used as "targets": for example, in some of the regions the effectiveness of compliance assurance have always been associated with high numbers of inspections and investigated violations: the more the better. Another example is collecting as much fines as possible to show efficiency due to increased revenue." OECD, *Connecting Activities With Results Prospects for Reforming Environmental Compliance and Enforcement Indicators in Russia*, 30 (draft 1 Sep. 2005) available at www.oecd.org/dataoecd/10/40/35486818.pdf (last accessed 2.2.2008).

רק פעולות ותפוקות המערכת. חלק ניכר מן הערכה ומן האינדקס, מוקדש לבחינת תוצאות התנהגותיות (מה שייקרא במחקר 'מדדי OC') ותוצאות סביבתיות (מה שייקרא 'מדדי R'). בשל הדגש הניתן במדידת תוצאות ולא במדידת פעולות, יהיו גורמי האכיפה חייבים לשמור על גיוון בדרכי-פעולתם, ובעיקר להתמקד בפעולות שהן אפקטיביות בנסיבות העניין. היות שהערכה והאינדקס מבטאים כאחד את יעדי הרשות, 'החשש' היחידי הוא שגורמי האכיפה יכוונו את פעולתם כך שיחתרו להשיג באופן אפקטיבי את יעדיה של הרשות האוכפת.

3. *קיבוע* — בדומה לרגולציה שאותה נועדו האינדיקטורים לבחון, ייתכן כי מרגע שנבחרו ויושמו, יקובעו האינדיקטורים באופן שימנע את התאמתם לתנאים וליעדים המשתנים. ישנה סכנה טבעית שהמדדים יקובעו, וזאת עקב נטייתן הטבעית של בירוקרטיות להתנגד לשינוי.[66] האינרציה הבירוקרטית וההֶצמדות ל'פרוצדורות שגרתיות', עלולות להביא לדחיית שינויים באינדיקטורים ולקיבוע השימוש בראשונים שנבחרו. אך בדומה לבעיות אחרות של קיבעון בירוקרטי, טמון הפתרון בין היתר בהערכה תקופתית. דומה כי זוהי בדיוק מהותה של רגולציה אדפטיבית 'לומדת' המשמשת מסגרת לדיון במחקר זה. לכן, עם אימוץ האינדיקטורים, על הרשות לקבוע פרוצדורה שתאפשר עיון תקופתי באינדיקטורים והכנסת שינויים כל אימת שמתקבל מידע חדש או שחלים שינויים ביעדי הרשות.

4. *השפעות זרות על בחירת אינדיקטורים* — ההשפעות והלחצים הפוליטיים המגוונים המופעלים על המִנהל הסביבתי, יכולים לכוון את הרשות להימנע מבחינת נושאים 'רגישים'.[67] באופן זה, השיקול המנחה לבחירת אינדיקטורים עלול להפוך מ: "מהם האינדיקטורים המתאימים ביותר לבחינת אפקטיביות האכיפה?" ל: "מה ישקף את אפקטיביות האכיפה באופן הטוב ביותר?" כדי להתגבר על תופעה זו, שאינה

---

[66] מאפיין זה של בירוקרטיות, נחקר רבות בהמשך לתיאוריה של Max Weberאשר הטביע את החשיבה המודרנית על בירוקרטיות כמנגונים לניהול רציונאלי. ראו למשל: R. K. Merton, "Bureaucratic Structure and Personality" *Social Forces* 560 (1940).

[67] למשל H. Doremus, "Adaptive Management of the Endangered Species Act, and the Institutional Challenges of 'New Age' Environmental Protection" 41 *Washburn L.J.* 51, 56 (2001-2002). שם בבחינת איסוף המידע לפי חוק המינים בסכנת הכחדה בארה"ב נטען כי "Agencies of course are also subject to political pressures that affect the way they collect, interpret and respond to information…They may even avoid collecting information that might shake beliefs. In absence of countrervailing pressures, therefore, we might expect agencies to reveal only information consistant with existing management practices, and resist the kinds of mid-course corrections on which management depends".

מאפיינת בהכרח רק בחירת אינדיקטורים, נקבעה מתודולוגיה ברורה לבחירת האינדיקטורים, אשר פורסת את השיקולים להנחיית הבחירה באינדיקטורים על-ידי הרשות.

5. *האינדיקטורים כ'קופסה שחורה'* — מנגנונים רבים — וכן גם אינדיקטורים — יכולים להפוך בנקל ל'קופסאות שחורות' אם הם נבחנים רק על-פי תוצאותיהם החיצוניות. מובן שאין להתייחס אל ערכת האינדיקטורים או אל האינדקס שמחקר זה מציע, כאל מערכות אוטונומיות שאינן מחייבות ניתוח. כדי להפיק תובנות מן האינדיקטורים יש לבחון את הלוגיקה הפנימית שלהם ואת המתודולוגיות החשופות ממילא לביקורת ציבורית. אינדיקטורים מחייבים ניתוח ובחינה על בָּסיס התשתית התיאורטית שהֻנחתה את עיצובם.[68]

6. *עלויות גבוהות* — יישום ערכת מדדים נרחבת, מחייב איסוף וניתוח מידע רב כדי שניתן יהיה ליצוק בערכּה תוכן. איסוף המידע מחייב השקעה תקציבית ניכרת, ולעִתים אף פיתוח מערך מיוחד שיעסוק באיסוף המידע. לכאורה צריך לצפות שהכּוונה שרשות אכיפה תסתמך על מידע אמין יותר להערכת פעילותה, תלווה גם בנכונות להשקיע את התקציב הדרוש לכך. אך מובן שציפייה זו אינה מתממשת תמיד.[69] גם בישראל דומה כי הכּוונה של המשרד להגנת הסביבה לאסוף מידע בתחומים מגוונים, אינה מלווה תמיד בנכונות להקצות לכך את המשאבים הנדרשים. מתוך ההכרה בכך שתקציבים המופנים לאיסוף מידע הם מוגבלים לעִתים, הוצע במחקר זה אינדקס (בנוסף לערכת האינדיקטורים) המחייב איסוף מוגבל-יחסית של מידע לגבי מספר מצומצם של מדדים.

---

[68] Dunlop תיאר תופעות דומות עם השימוש ב-NEP scale — מדד שפיתחו הכותבים למדידת עמדות סביבתיות. לטענת הכותבים, המדד שימש לעִתים כמעריך מוחלט ותוצאותיו לא פורשו בקונטקסט התיאורטי הנרחב שבו היו צריכות להתפרש. R.E Dunlop, K.D Van Liere A. G. Mertig & R. E Jones, "Measuring Endorsement of the New Ecological Paradigm: A Revised NEP Scale" 56(3) *J. of Social Issues* 425, 427 (2000).

[69] D. Farber, "Environmental Protection as a Learning Experience" 27 *Loy. L. A. L. Rev.* 791, 802 (1993-1994) מזהה תופעה דומה המתרחשת ב-EPA, בה ישנה אי-התאמה בין התקציבים לאיסוף המידע לבין הצרכים והכּוונות לשפר את מערך המידע הסביבתי.

חלק 3: אינדיקטורים – התפתחות ואִפיון

א. אינדיקטורים סביבתיים ואינדיקטורים של פיתוח בר-קיימא

1. התפתחות

שני סוגים עיקריים של אינדיקטורים מסייעים כיום בקבלת החלטות בתחום איכות הסביבה: אינדיקטורים סביבתיים (environmental indicators) ואינדיקטורים של פיתוח בר-קַיימא (sustainability indicators).[70] אינדיקטורים סביבתיים מתקבלים כערכים מספריים ממדידת לחצים סביבתיים, מצב הסביבה ובתי גידול, בריאות הציבור ותגובות ללחצים הסביבתיים. אינדיקטורים של פיתוח בר-קיימא כוללים תחומים נוספים, בהם כלכלה, חברה, מִנהל ושלטון החוק.[71]

הניסיון הראשון לפתח מערכת מקיפה של אינדיקטורים סביבתיים, התבסס על החלטה של מועצת ה-OECD משנת 1979 — "דיווח על מצב הסביבה". המלצת הוועדה היתה כדלקמן:

"Intensify efforts to improve scientific knowledge, information, statistics and indicators on the state of the environment, of activities that have an impact on the environment and of environmental policies themselves."

בשנת 1991 הטילו המדינות החברות ב-OECD על הארגון ליצור מנגנון להערכת התפקוד הסביבתי של מדינות, בכוונה לסייע בידיהן בשיפור הניהול הסביבתי וביצועיו.[72] בהדרגה התפתחה ההכרה כי אין מערכת שלמה ואוניברסאלית של אינדיקטורים, וכי דווקא מִגוון מערכות הן שיכולות לשרת מטרות וקהלים שונים.[73]

במסגרת Agenda 21 אשר אומצה על-ידי יותר מ-100 מדינות בוועידת האו"ם לסביבה ולפיתוח בשנת 1992 (United Nations Conference on Environment and Development UNCED) — נקבע הצורך לפתח מגוון רחב יותר של אינדיקטורים לפיתוח

---

[70] OECD (2003) לעיל ה"ש 20, בעמ' 7.

[71] Hammond (1995) המאוזכר ב: INECE, Expert Working Group on Environmental Compliance and Enforcement Indicators, *Environmental Compliance and Enforcement Indicators, Measuring What Matters: INECE-OECD Workshop*, 4 (22 Oct. 2003) available at www.inece.org/forumsindicators.html (last accessed 2.6.2006).

[72] INECE-OECD (2003) לעיל ה"ש 71, בעמ' 8.

[73] OECD (2003) לעיל ה"ש 20.

בר-קיימא, על-מנת ליצור תשתית סטנדרטית לרשויות, מדינות וארגונים גלובאליים, כדי שיוכלו להעריך את הביצועים הסביבתיים ברמות השונות.[74]

אימוצה של אג'נדה 21 הוביל להקמת ה-Commission for Sustainable Development (CSD). ה-CSD יצר מסגרת של 134 אינדיקטורים של פיתוח בר-קיימא בארבע קטגוריות: כלכלית, חברתית, סביבתית ומוסדית, כולל המתודולוגיות הקשורות בהן. מטרת התכנית היתה להפוך את האינדיקטורים של פיתוח בר-קיימא לנגישים לְמקבלי ההחלטות ולישימים במרב מדינות העולם.[75]

ראוי להזכיר עוד ניסיון רחב ומקיף לפיתוח אינדיקטורים לקיימות ולאיכות הסביבה, המבוצע על-ידי חוקרים מה-Yale Center for Environmental Law and Policy (YCELP) עם ה-Columbia University Center for Earth Science Information (CIESIN) בשיתוף ה-Joint Research Center European Commission וה-World Economic Forum. קבוצת-מחקר נרחבת זו פיתחה אינדקס של קיימות הקרוי: Environmental Sustainability Index (ESI),[76] ואינדקס של ביצוע סביבתי הקרוי: Environmental Performance Index (EPI).[77] הפיילוט לשנת 2006 מכיל מידע על 133 מדינות ומאפשר

---

[74] UN Conference on Environment and Development (1992) Rio Earth Summit *Agenda 21* United Nations Ch 40 available at www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/english/agenda21chapter40.htm (last accessed 20.3.2007).

פרק 40 הוקדש ל: "Information for Decision Making". הפרק מדגיש את חשיבות איסוף המידע והניתוח הסטטיסטי כתשתית להתקדמות לעבר היעדים של פיתוח בר-קיימא. בפרק מודגש הצורך לשפר את העיצוב ולעשות שימוש נרחב יותר באינדיקטורים. בחלק ה-Activities של הפרק, מצוין כי:

"A) Development of indicators of sustainable development- part 40.6. Countries at the national level and international governmental and non-governmental organizations at the international level should develop the concept of indicators of sustainable development in order to identify such indicators. In order to promote the increasing use of some of those indicators in satellite accounts, and eventually in national accounts, the development of indicators needs to be pursued by the Statistical Office of the United Nations Secretariat, as it draws upon evolving experience in this regard." available at www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/english/agenda21chapter40.htm (last accessed 21.3.2007).

[75] ראו אתר ה-CSD ב: http://www.un.org/esa/sustdev/csd/review.htm נכון ליום 19.3.2007.

[76] מדובר בניסיון מקיף ליצור אמת-מידה משותפת למדידת ההתקדמות של 142 מדינות העולם לעבר אינדיקטורים של קיימות. כל מדינה מקבלת ציון לפי אינדקס של 20 אינדיקטורים יסודיים המורכבים כל אחד מ-2-8 משתנים. 20 האינדיקטורים הבסיסיים מאורגנים בחמש קטגוריות: מערכות-סביבה, הפחתת לחצים, הפחתת רגישות אנושית, יכולות חברתיות ומוסדיות ומנהיגות גלובאלית. מטרת האינדקס ליצור כלי אנליטי המאפשר השוואה של קיימות בין המדינות, בדומה לכלי הכלכלי המסורתי של תוצר לאומי גולמי (GDP). ראו: "Environmental Sustainability Index (ESI)." available at http://sedac.ciesin.org/es/esi (last accessed 19.03.2007).

[77] "Pilot 2006: Environmental Performance Index" available at http://sedac.ciesin.org/es/epi (last accessed 19.03.2007).

דירוג השוואתי בין המדינות באמצעות ציון שהוא תוצאה של חישובים כמותיים של האינדקס. ה-EPI נמדד באמצעות 16 אינדיקטורים המסווגים לשש קטגוריות: בריאות הסביבה, איכות האוויר, משאבי-מים, משאבי-טבע יצרניים, מגוון-מינים ושטחי-מחייה (habitat). ה-EPI מתמקד בבחינת ביצועים. לשם כך הוא מפעיל מתודולוגיה הבוחנת קרבה למטרה (proximity to target methodology). מאפיינים של שיטה זו יאומצו במסגרת המחקר הנוכחי לעיצוב אינדקס של אכיפה וציות סביבתיים.

ארגונים בינלאומיים נוספים, בהם UNEP, OECD, World Bank[78] וה-European Commission,[79] גיבשו מערכת של אינדיקטורים — חלקם למישור הבינלאומי וחלקם אזוריים ולאומיים. השימוש באינדיקטורים סביבתיים ובאינדיקטורים של פיתוח בר-קיימא רווח במדינות המערב במיוחד בפעולתן של רשויות להגנת הסביבה.[80] כמו כן ישנם

---

[78] הבנק העולמי מפרסם מדי שנה קומפילציה של מידע באמצעות פרסום הקרוי: "World Development Indicators (WDI)." ה-WDI לשנת 2006 כולל למעלה מ-900 אינדיקטורים המאורגנים ב-80 טבלאות בשישה חלקים: World View, People, Environment, Economy, States and Markets, and Global Links. World Bank, *WDI* available at: http://web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/DATASTATISTICS/0,,contentMDK:20899413~pagePK:64133150~piPK:64133175~theSitePK:239419,00.html (last accessed 20.6.2007).

[79] מועצת האיחוד האירופי הנהיגה בשנת 2005 מערכת אינדיקטורים חדשה, עליה אחראי המִנהל הסטטיסטי של האיחוד האירופי. את האינדיקטורים של האיחוד ניתן למצוא ב: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page?_pageid=1998,47433161,1998_47437045&_dad=portal&_schema=PORTAL (נכון ליום 20.6.2007).

[80] בדוח לשנת 2007, יכלול ה-EPA האמריקני למעלה מ-90 אינדיקטורים המחולקים לחמש קטגוריות של אינדיקטורים: אוויר, מים, אדמה, מצב אקולוגי ובריאות האדם. לקטגוריות ראו: http://cfpub.epa.gov/eroe/index.cfm?fuseaction=list.listByQues (נכון ליום 1.4.2007) ולרשימת האינדיקטורים ראו: http://cfpub.epa.gov/eroe/index.cfm?fuseaction=list.listByAlpha (נכון ליום 1.4.2007).
הסוכנות הבריטית להגנת הסביבה עושה שימוש ב- 32 אינדיקטורים המחולקים לתשע הקטגוריות הבאות: Air, Business and industry, Climate, Land, People and lifestyles, Pollution, Resources and Waste, Water, Wildlife. האינדיקטורים מופיעים באתר הסוכנות ב-www.environment-agency.gov.uk לרשימת האינדיקטורים ראו: www.environment-agency.gov.uk/yourenv/432430/432589/?version=1&lang=_e (נכון ליום 1.1.07). לרשימת הקטגוריות של האינדיקטורים ראו: www.environment-agency.gov.uk/yourenv/432430/432434/?version=1&lang=_e (נכון ליום 1.1.07).
קנדה עוקבת אחר מצב הסביבה באמצעות אינדיקטורים לפי מחוזותיה השונים. נעשה שימוש ב-22 אינדיקטורים המחולקים לשמונה קטגוריות שונות: Marine Ecosystems, Biodiversity, Climate Change, Toxic Contaminants, Stratospheric Ozone Depletion, Urban Air Quality, Urban Water Use & Wastewater Treatment, Freshwater Quality. לרשימת הקטגוריות והאינדיקטורים ב-Pacific and Yukon Region ראו אתר Environment Canada ב:http://ecoinfo.ec.gc.ca/env_ind/indicators_e.cfm (נכון ליום 1.4.2007).
בישראל, בשנת 2003 פרסם המשרד לאיכות הסביבה דוח אחרון (מאז לא פורסמו דוחות נוספים) על מצב הסביבה בישראל לשנת 2000-2001 בו נכללה רשימה של מדדים בשמונה קטגוריות: דמוגרפיה, שימושי-קרקע, אוויר, מים (כולל שפכים) חומרים מסוכנים, פסולת מוצקה, חומרי-הדברה בחקלאות ומטרדי רעש. ראו המשרד להגנת הסביבה, *דוח איכות הסביבה בישראל, נתונים ומדדים 2001/2* (2003).

למעלה מ-100 ארגונים ויוזמות בינלאומיות העוסקים בעיצוב וביישום אינדיקטורים ברמה המקומית, המדינתית והבינלאומית.[81] ניתן לומר כי אינדיקטורים סביבתיים נפוצו ברחבי העולם והם תורמים לשיפור יכולת הניטור והמעקב אחר מצב הסביבה.

בישראל החל ניסיון לגבש אינדיקטורים סביבתיים לפיתוח בר-קיימא בראשית שנות ה-2000. בשנת 2004 פִּרסם מכון ירושלים לחקר ישראל את הדוח המסכם שלב א',[82] שהוא הראשון משני חלקים.[83] הדוח עסק בשאלת זיהוי ובחירת האינדיקטורים אשר יהיה בהם כדי להעריך את התקדמותה (או נסיגתה) של ישראל ליעד של פיתוח בר-קיימא. על-מנת לתת מענה על שאלת האינדיקטורים המתאימים לישראל, החל תהליך גיבוש האינדיקטורים בסקירת ספרות שנועדה לבחון את הגישות המקובלות לאִפיון אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא בהתאם לעבודות שבוצעו על-ידי גופים בינלאומיים.[84] בהמשך לבחינת הגישות המקובלות לגיבוש אינדיקטורים, בחן המחקר את הנתונים הזמינים בישראל. כמו כן בחן המחקר את מידת התאמתם לישראל של האינדיקטורים המוצעים בתכנית הפעולה של הים התיכון (MAP) במסגרת ה-Blue Plan.[85] בחלקה השני של העבודה הוכנו שבעה ניירות-רקע נושאיים לאפיון אינדיקטורים מומלצים לסקטורים הנבחרים הבאים: משאבי-קרקע, שטחים פתוחים, מגוון ביולוגי, כריית חומרי-גלם, משק המים, איכות-אוויר ותחבורה. היות שישראל טרם אימצה אסטרטגיה לפיתוח בר-קיימא, בעת ביצוע עבודת האפיון (אשר באופן טבעי היו צריכים להיגזר ממנה אינדיקטורים) אופיינו במקביל אינדיקטורים הדרושים לבחינת הנושאים שהועלו בטיוטת האסטרטגיה לפיתוח בר-קיימא. אלה נחלקו לשניים: אינדיקטורים למעקב אחר הצעדים הדרושים כדי לקדם את יעדי האסטרטגיה ומטרותיה, ואינדיקטורים

---

[81] באתר של ארגון Institute for Sustainable Development International ה-"Global Directory to Indicator Initiatives – Compendium" הנותן במה לכל היוזמות לעיצוב והפעלת אינדיקטורים של פיתוח בר-קיימא בעולם מונה למעלה מ- 100 יוזמות שונות ברמות שונות לכינון אינדיקטורים בנושאים שונים של פיתוח בר-קיימא. נתון זה התקבל מהפעלת מנוע החיפוש באתר הארגון ביום 19.3.2007 בכתובת: www.iisd.org/measure/compendium/searchinitiatives.aspx.

[82] ע' פייטלסון (עורך) *אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא בישראל*, דוח מסכם שלב א' (2004)

[83] שלב ב' טרם פורסם בעת השלמת הכתיבה של מחקר זה במחצית שנת 2008.

[84] ע' פייטלסון "מטרות ושיטת העבודה" *אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא בישראל — דוח מסכם שלב א'* 13-12 (עורך ע' פייטלסון, 2004).

[85] במסגרת תכנית הפעולה האופרטיבית עבור היום התיכון The Mediterranean Action Plan. התכנית המכונה Blue Plan עסקה בגיבוש ויישום אינדיקטורים עבור מדינות הים התיכון מתוך מטרה השוואתית. במסגרת ה"תכנית הכחולה" גובשו כ-40 אינדיקטורים עבור ישראל ויושמו מתוך נתונים שנאספו בעיקרם ממאגרי המידע של הלשכה המרכזית לסטטיסטיקה. ראו א' מינדלי וי' גמליאלי, "פרק 5: ישראל ופרויקט המדדים לפיתוח בר-קיימא באגן הים התיכון MAP/BP" *אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא בישראל — דוח מסכם שלב א'* 34, 7-36 (עורך ע' פייטלסון, 2004).

שתפקידם לבחון מגמות הסותרות פיתוח בר-קיימא.[86] בשלב הבא של העבודה שולבו כל האינדיקטורים ברשימה אחת: אלה שנגזרו מה-Blue Plan, אלה שהוצעו בניירות הרקע הנושאיים ואלה שזוהו במהלך בחינת טיוטת האסטרטגיה לפיתוח בר-קיימא. ברשימה זו סווגו האינדיקטורים לשש קבוצות: צמיחה כלכלית בת-קיימא; שוויוניות חברתית וסביבתית בדור הנוכחי; הגנה על אינטרסים של הדורות הבאים; ניצול יעיל של משאבים; איכות החיים של הדור הנוכחי.[87] בתהליך הסיווג נעשה ניסיון לאחד אינדיקטורים לכלל אינדיקטורים כוללים יותר, על-מנת לצמצם את מספרם הכולל. הרשימה הסופית מונה 52 אינדיקטורים בסך הכול. לבסוף נבחנה זמינות הנתונים הדרושים ליישום האינדיקטורים השונים.[88] בשלב השני של המחקר, בהתאם לתכנית המחקר שפורסמה, אמורים להתגבש קריטריונים להערכת האינדיקטורים, ואלה ישמשו להערכת ההצעה הראשונית של מערכת האינדיקטורים במטרה לגבש הצעת אינדיקטורים מעודכנת.[89] נוסף על הפרויקט הנ"ל לזיהוי וליישום אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא, ישנם מספר פרויקטים נוספים המבוצעים על-ידי מכון ירושלים לחקר ישראל ועוסקים באינדיקטורים סביבתיים או באינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא. פרויקטים אלה מצויים בשלבים שונים של מחקר, אך טרם הסתיימו במועד כתיבת מחקר זה.[90]

---

[86] ע' פייטלסון "אינדיקטורים הנגזרים מן האסטרטגיה לפיתוח בר-קיימא", *אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא בישראל — דוח מסכם שלב א'* 175 (עורך ע' פייטלסון, 2004).

[87] ע' פייטלסון "הצעה למערכת אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא בישראל", *אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא בישראל — דוח מסכם שלב א'* 183 (עורך ע' פייטלסון, 2004).

[88] ע' פייטלסון "מטרות ושיטת העבודה" *אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא בישראל — דוח מסכם שלב א'* 15 (עורך ע' פייטלסון, 2004).

[89] פייטלסון (2004) שם, בעמ' 14.

[90] מדובר בארבעת הפרויקטים הבאים:

א. ההיבט החברתי של מדיניות פיתוח בר-קיימא בישראל והגדרת אינדיקטורים חברתיים, בעריכת כרמית לובנוב;

ב. מדדים לקיימות ברמה הרשותית בעריכת ד"ר נחום בן אליא ובשיתוף אגף מדיניות סביבתית במשרד להגנת הסביבה;

ג. אינדיקטורים לאיכות-סביבה ולאיכות-חיים בשכונות-ירושלים כגורמי-משיכה לאוכלוסייה, בעריכת ד"ר מאיה חושן וישראל קמחי;

ד. סקירת ספרות בנושא מדדים לקיימות ברשויות מקומיות, בעריכת ליה אטינגר, מאיה חושן, יאיר אסף-שפירא נגה לבציון-נדן וישראל קמחי.

נודע בשיחה עם גלית חזן, רכזת מחקרים במרכז למדיניות סביבתית במכון ירושלים לחקר ישראל, ביום 14.8.2008.

2. מתודולוגיית PSR לאפיון אינדיקטורים סביבתיים

בשנים האחרונות נעשה ניסיון מצד ארגונים בינלאומיים לעודד יתר אחידות והרמוניזציה בין האינדיקטורים הנמצאים בשימוש. המתודולוגיה השכיחה לאפיון אינדיקטורים פותחה על-ידי ה-OECD. מתודולוגיה זו קרויה 'לחץ-מצב-תגובה' (Pressure State Response).[91] מודל זה מבוסס על התפיסה לפיה פעילויות אנושיות מפעילות לחצים על הסביבה ועל המשאבים הטבעיים, אלה משפיעים על המצב הסביבתי, אשר מחייב תגובה אנושית לשינוי.

'לחץ' (P) יכול להיות עקיף (פליטה של מזהמים או של פסולת) או ישיר (שימוש במשאבים הטבעיים). אינדיקטורים של לחצים קשורים בקשר הדוק לדפוסי ייצור וצריכה. לעתים קרובות הם משקפים את עצמת הפליטות לסביבה או את היקף השימוש במשאבים.[92]

'מצב' (S) מתייחס אל הסביבה, הכמות והאיכות של המשאבים הטבעיים. אינדיקטורים המתייחסים למצב הסביבתי, נועדו לתת תמונת-על של הסביבה והתפתחות מצב זה לאורך זמן. דוגמאות לאינדיקטורים מסוג זה הן למשל ריכוז מזהמים במדיום סביבתי, חשיפה של אוכלוסייה למזהמים והשפעות בריאותיות נלוות.[93] ניטור ומדידת התנאים המאפיינים את המצב הסביבתי הם משימות מורכבות שעלותן עלולה להיות כבדה ביותר. לכן מסתפקים לעתים קרובות במדדים המשקפים את הלחצים, ולא את מצב הסביבה.

ה'תגובה' (R) היא הפעולה החברתית או הכלכלית הננקטת במענה למצב הסביבתי. התגובה יכולה להיות תגובה ממשלתית או פרטית. אלו יכולות להיות פעולות שמטרתן למתן או למנוע נזקים הנגרמים לסביבה על-ידי בני-אדם, באמצעות התאמה או שינוי של דפוסי הצריכה והייצור האנושיים. לעתים מכוונות הפעולות לעצור נזקים שכבר נגרמו ולשקם את הסביבה הפגועה. כמו כן ישנן תגובות שמטרתן שימור הטבע והמשאבים הטבעיים.[94] אינדיקטורים של תגובות, עשויים למדוד את היקף הטלת המסים והסובסידיות הסביבתיות, את נתח השוק של שירותים ומוצרים ידידותיים לסביבה, או את היקפי מחזור משאבים כגון פסולת או מים. פעולות הננקטות לעידוד

---

[91] J. Chenoweth, *Indicators of Sustainable Development: A Review of the Existing State of Knowledge* (2001); *אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא בישראל — דוח מסכם שלב א'* (ע' פייטלסון עורך, 2004).

[92] OECD (2003) לעיל ה"ש 20, Annex II, בעמ' 21.

[93] OECD (2003) לעיל ה"ש 20, שם.

[94] OECD (2003) לעיל ה"ש 20, שם.

הציות והאכיפה הן מן הפעולות החשובות והמרכזיות המהוות 'תגובה' של הממשל ללחצים ולמצב הסביבה.[95]

מן האמור לעיל עולה כי ייתכנו תגובות שונות ביחס לכל 'לחץ' או 'מצב' נתון. אם בפסולת עסקינן, הרי שייתכנו תגובות מנוגדות כלפי 'לחץ' של ייצור הפסולת — הטמנה, מחזור או הפחתה. עקב התיאורים הרבים שניתן לייחס לכל לחץ ולכל מצב סביבתי, ועקב התגובות האפשריות המרובות, נמתחה ביקורת על שיטה זו של אפיון אינדיקטורים. עיקרה נוגע בקושי לאתר קשרים ישירים ומובהקים בין הלחצים השונים, המצבים המתרחשים בעקבותיהם והתגובות השונות. נטען כי שיטת ה-PSR אינה יותר משיטה כללית לאפיון אינדיקטורים, ויש בה רמז בלבד לתוכנם האפשרי.[96] מסיבות אלו לא אומץ מודל זה לעיצוב אינדיקטורים סביבתיים של אכיפה וציות. במקומו אומץ במחקר הנוכחי מודל הקרוי Logic Model המודד תשומות, תפוקות ותוצאות.[97]

ב. אינדיקטורים למעקב אחר הציות והאכיפה

1. התפתחות

פעולות לעידוד הציות והאכיפה הן כאמור בין התגובות המרכזיות ללחצים ולמצב הסביבתי. בניגוד לתגובות אחרות — נקודתיות יותר — פעולות האכיפה הן מורכבות, מקיפות ובעלות מאפיינים ויעדים מגוונים. לפיכך נוצר הצורך לאפיין — במובחן ממערכת האינדיקטורים הסביבתיים והאינדיקטורים של פיתוח בר-קיימא — מדדים למעקב אחר האכיפה והציות בתחום איכות הסביבה. מדדים אלה אכן יוצרים קבוצה בפני עצמה. אינדיקטורים לאכיפה ולציות נותנים מענה לצורך למדוד את ההשפעות הסביבתיות ואת התוצאות ההתנהגותיות של פעולות המבוצעות לעידוד הציות והאכיפה בתחום איכות הסביבה.[98]

---

[95] OECD (2003) לעיל ה"ש 20, בעמ' 9.

[96] Chenoweth (2004) לעיל ה"ש 91, בעמ' IXXXX.

[97] J. Everett et al., *Developing Environmental Compliance and Enforcement Indicators Projects, Pilot Project: Logging in Costa Rica* (Bren School of Environmental Science and Management Spring 2005) available at http://www.bren.ucsb.edu/research/documents/enforcers_brief.pdf (last accessed 19.3.2007).

[98] "Chapter 11 — Indicators for Measuring Compliance, Introduction", *Making Law Work*, 2 *Environmental Compliance and Sustainable Development* 331 (D. Zaelke, D. Kaniaru & E. Kruzikova Eds., 2005).

בוועידת ה-UNCED הכירו המדינות המשתתפות, בצורך לחזק את המנגנונים הקיימים לאכיפת הציות בתחומי איכות הסביבה. אג'נדה 21, אשר התוותה תכנית ברורה לפיתוח בר-קיימא, הצביעה על הצורך בחיזוק האכיפה והציות כיעד ברור.[99] סעיף 8.21 לאג'נדה 21 קובע במפורש את הצורך לעקוב אחר אפקטיביות האכיפה, לבחון את תוצאותיה ולאסוף מידע על הציות לחוק.[100] כאן נפתחה הדלת לפיתוח אינדיקטורים לבחינת האכיפה והציות בתחום איכות הסביבה.

מחקר מעשי בתחום האינדיקטורים לציות ואכיפה, החל לפני זמן לא רב. ה-OECD, בשיתוף עם הרשת הבינלאומית לאכיפה וציות בתחום איכות הסביבה (International Network for Environmental Compliance and Enforcement – INECE), קיימו בשנת 2003 סדנא ראשונה בה התכנסו מומחים ואנשי-מעשה במטרה ליצור תשתית-ידע

---

[99] UNCED (1992), לעיל ה"ש 74, פרק 8 להצהרת אג'נדה 21 עוסק ב: "Integrating Environment and Development in Decision Making". בפרק זה ניתן משקל רב לצורך לשפר את האכיפה והניטור ברמות השונות.

"8.13. Laws and regulations…among the most important instruments for transforming environment and development policies into action,…Yet, although the volume of legal texts in this field is steadily increasing, much of the law-making in many countries … *has not been endowed with the necessary institutional machinery and authority for enforcement* and timely adjustment.

"8.14. …To effectively integrate environment and development in the policies and practices of each country, *it is essential to develop and implement integrated, enforceable and effective laws and regulations* … It is equally critical to develop workable programs to review and enforce compliance with the laws, regulations and standards that are adopted…"

"8.16. *The overall objective is to promote,* in the light of country-specific conditions, the integration of environment and development policies through appropriate legal and regulatory policies, instruments and *enforcement mechanisms* at the national, state, provincial and local level. Recognizing that countries will develop their own priorities in accordance with their needs and national and, where appropriate, regional plans, policies and programs, the following objectives are proposed:"

(ההדגשות שלי א' ק').

[100] שם, סעיף 8.21:

"Each country should develop integrated strategies to maximize compliance with its laws and regulations… The strategies could include:

(a) Enforceable, effective laws, regulations and standards that are based on sound economic, social and environmental principles and appropriate risk assessment, incorporating sanctions designed to punish violations, obtain redress and deter future violations;

(b) Mechanisms for promoting compliance;

(c) Institutional capacity for *collecting compliance data*, regularly reviewing compliance, detecting violations, establishing enforcement priorities, undertaking effective enforcement, *and conducting periodic evaluations of the effectiveness of compliance and enforcement programs*"

(ההדגשה שלי א' ק').

משותפת בדבר ניסיונות לפתח וליישם אינדיקטורים של אכיפה וציות במדינות שונות בעולם.[101] המחקר שבוצע על-ידי ה-INECE (אשר פרטיו יידונו בהמשך), התבסס במידה רבה על עבודה קודמת שנעשתה על-ידי ה-EPA האמריקני. זיקה זו נבעה ללא ספק מכך שמי שהוביל את כתיבת המסמך של ה-INECE על פיתוח מדדי ציות ואכיפה, היה Michael Stahl – Director of EPA Office of Compliance אשר במסגרת תפקידו זה עסק גם בפיתוח מדדי הציות והאכיפה של ה-EPA האמריקני.[102]

על בסיס המחקר שבוצע על-ידי ה-INECE, ניסו מספר מדינות לפתח אינדיקטורים למעקב אחר אכיפה וציות סביבתיים. מרבית הניסיונות הם בוסריים וחלקם מתבצע במדינות מתפתחות כגון ארגנטינה, מקסיקו וסין, בסיוע ה-World Bank[103] או במדינות בעלות כלכלות-מעבר כגון צ'כיה.[104] באופן טיפוסי, במדינות אלו מושם הדגש על פיתוח אינדיקטורים של תשומות ותפוקות וכן על היחס שביניהן, לשם הערכת הקשר בין השקעה בתכנית-אכיפה לבין הפעילות המבוצעות על-ידי הרשות האוכפת.[105] קנדה, ארה"ב ובריטניה הן בין המדיניות המתקדמות בפיתוח מדדי אכיפה וציות סביבתיים. הניסיון שהצטבר במדינות אלו יוצג להלן.

2. התשתית לפיתוח אינדיקטורים של אכיפה וציות, שהונחה על-ידי ה-INECE

עבודת ה-INECE הניחה תשתית חשובה במסגרת המסמך: "Performance Measurement Guidance for Compliance and Enforcement Practitioners" אשר ממנו שואב המחקר הנוכחי. במסגרת מסמך ההנחיות הנ"ל הוצע מִתווה בן שלושה שלבים לפיתוח אינדיקטורים לאכיפה ולציות.[106]

---

[101] INECE-OECD (2003) לעיל ה"ש 71.

[102] ראו: INECE, *Performance Measurement Guidance for Compliance and Enforcement Practitioners*, p. iv (2 ed. April, 2008) available at: www.inece.org/indicators/guidance.pdf (last accessed 7.8.2008).

[103] באתר הבנק העולמי מופיעה רשימה של סמינרים שהתקיימו בארגנטינה, ברזיל, מקסיקו וסין על-מנת לקדם את השימוש ב-ECEI. ראו: http://web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/WBI/WBIPROGRAMS/ENRLP/0,,contentMDK:20291093%7EmenuPK:460974%7EpagePK:64156158%7EpiPK:64152884%7EtheSitePK:460957,00.html (נכון ליום 21.3.2007).

[104] ישנם מספר פרויקטים של ECEI המתקיימים במדינות כגון צ'כיה; ראו: J. Fencl, J. Svobodova, & P. Šremer, *Used and Proposed Indicators at Czech Environmental Inspectorate* (2003) available at www.inece.org/indicators/proceedings/04f_czechrep.pdf (last accessed 21.3.2007).

[105] דוחות על ההתפתחות והשימוש (המינימאלי, אם בכלל) שנעשה ב-ECEI בארגנטינה, מקסיקו, בלרוס, רוסיה, גרוזיה קזחסטאן, תאילנד, והודו, ניתן למצוא ב: www.inece.org/indicators/workshop.html (נכון ליום 19.3.2007).

[106] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 8.

השלב הראשון במִתווה לפיתוח אינדיקטורים, מכונה "זיהוי אינדיקטורים פוטנציאליים". שלב זה מורכב ממספר צעדים: א) קביעת טווח התכולה של האינדיקטורים — האם מדובר באינדיקטורים כלל-מדינתיים, אזוריים או ספציפיים לסקטור או לתחום-אכיפה מסוים;[107] ב) התייעצות עם בעלי-עניין לגבי זיהוי אינדיקטורים פוטנציאליים ומטרתם של האינדיקטורים;[108] ג) יישום המודל הלוגי (אשר יפורט להלן) לזיהוי אינדיקטורים פוטנציאליים[109]; ה) פיתוח עקרונות שיובילו את בחירת האינדיקטורים.[110] ו) קביעת קריטריונים שיסייעו בבחירת האינדיקטורים — ההנחיות מונות מספר קריטריונים לדוגמא, כגון רלוונטיות, שקיפות, אמינות מדעית, פונקציונאליות והיתכנות כלכלית ומדעית.[111] ז) ההנחיות ממליצות על בחינת מקורות המידע הקיימים, עדכניותם וזמינותם, והערכת מקורות המידע העשויים לתמוך ביישום האינדיקטורים. מקורות-מידע אלה מניחים את התשתית ליישום האינדיקטורים ומכתיבים את הבחירה. אולם ההנחיות מוסיפות כי אף על-פי כן יש להסתכל מעֵבר למידע הקיים ולבחון אם קיימים סוגי-מידע אחרים שהם חשובים לצורך עיצוב אינדיקטורים.[112] ח) בחירת תמהיל של אינדיקטורים המשלב בין תוצאות התנהגותיות וסביבתיות לבין תפוקות.

השלב השני במתווה לפיתוח אינדיקטורים, מכונה "עיצוב ופיתוח האינדיקטורים".[113] שלב זה מורכב מן הצעדים הבאים: א) גיבוש צוותים פנימיים לפיתוח מתודולוגיות ליישום האינדיקטורים ולביצוע בחינה ניסיונית של האינדיקטורים; ב) ביצוע פרויקטים ניסיוניים לבחינת אינדיקטורים בתחומים מסיימים; ג) פיתוח האינדיקטורים בשלבים; ד) התייעצות עם מומחים;[114] ה) ניטור האינדיקטורים הניסויִיים ובחינת האפקטיביות של איסוף המידע, אמינות המידע הנאסף ורציפותו; ו) יצירה והפצה של תכנית לפיתוח האינדיקטורים, כולל לוחות-זמנים.[115]

השלב השלישי במִתווה לפיתוח אינדיקטורים מכונה "שימוש באינדיקטורים".[116] על-פי תפיסת מחבְּרי הדוח, יכול השימוש באינדיקטורים לבחינת הציות והאכיפה, לשפר את אפקטיביות האכיפה, באמצעות איתור בעיות וסיוע להערכת אפקטיביות מערך

[107] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 11.
[108] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 12.
[109] ראו חלק 4(ג) להלן.
[110] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 28.
[111] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 15.
[112] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 16.
[113] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 18.
[114] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 18.
[115] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 19.
[116] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 20.

האכיפה, הקצאת משאבים והצבת מסגרת לתכנון אסטרטגי וארוך-טווח. במסגרת זו מציעים מחברי הדוח לעשות שימוש באינדיקטורים של אכיפה וציות במספר מישורים: א) ניטור ביצועי האכיפה באמצעות דוחות תקופתיים המועברים למנהלי תכניות האכיפה ומבוססים על המדדים. הדוחות יכולים להיות ערוכים לפי יחידות ארגוניות של הרשות האוכפת (למשל, משטרה ירוקה, אכיפה מנהלית, וכו') או לפי תחומי-אכיפה (אכיפת עבירות על חוק שמירת הניקיון או חוק המים, למשל);[117] ב) בחינת האפקטיביות של תכניות-אכיפה ספציפיות או תחומי-אכיפה מסוימים. נתונים המסופקים על-ידי האינדיקטורים יכולים לאפשר לבחון דפוסים או שילובים בין סוגים שונים של אכיפה אשר יכולים להוביל לתוצאות הרצויות או ליעדים שנקבעו לתכנית; ג) דיווח לקהלים חיצוניים — כגון המחוקק, ארגונים סביבתיים או הציבור הרחב — במטרה להציג את ביצועי המערכת; ד) ניתוח האינדיקטורים מעבר למספרים;[118] ה) הערכה והתאמה של אינדיקטורים — מדובר בביצוע הערכה תקופתית של האינדיקטורים עצמם, מידת השימוש בהם, שקיפותם וישימותם. בתהליך ההערכה ניתן לשתף בעלי-עניין מעֵבר לְמְנהלי תכניות האכיפה אשר עשו שימוש שוטף במדדים. בעקבות ההערכה יש לבצע התאמה של אינדיקטורים, אימוץ אינדיקטורים חדשים וּויתור על אינדיקטורים שלא עברו את ההערכה.[119]

3. הניסיון האמריקני בפיתוח אינדיקטורים של אכיפה וציות

באופן מסורתי הסתמך ה-EPA האמריקני על מעקב אחר מערכת האכיפה באמצעות מדדי-תפוקות שבחנו את פעולות הרשות כגון: מספר פעולות-פיקוח שבוצעו, מספר תיקי החקירה שנפתחו והיקף הקנסות שנגבו.[120] עקב המגבלות בשימוש במדדי-תפוקות[121], יזם OECA (ה-Office of Environmental Compliance Assurance) שב-EPA, בשנת 1997, תכנית שנקראה National Performance Measures Strategy (NPMS), במטרה לעצב ולהפעיל אינדיקטורים טובים יותר לבחינת תוצאות הביצוע של מערך האכיפה ועידוד הציות.[122]

---

[117] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 20.

[118] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 21.

[119] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 22.

[120] M. Stahl, *Performance Indicators for Environmental Compliance and Enforcement Programs: the U. S. EPA Experience*, 2 (2004), available at: http:// inece.org/indicators/docs/StahlPaper.pdf (last accessed 1.1.2007).

[121] חלק 4ג(2) להלן.

[122] Stahl (2004) לעיל ה"ש 123, בעמ' 6.

לאחר סבב של התייעצויות מקצועיות וציבוריות, גובשו שתי סדרות של מדדים חדשים למעקב אחר האכיפה. סדרה אחת של מדדי ביצוע ומעקב אחר תוצאות האכיפה המיידיות והלא-מיידיות, וסדרה שנייה של אינדיקטורים משופרים למדידת תפוקות האכיפה.

בקבוצת התוצאות הראשונה נכללו האינדיקטורים הבאים:[123]

- Pounds of pollutants reduced through enforcement actions;
- Pounds of soil removed, gallons of groundwater treated through enforcement actions;
- Dollar value of injunctive relief and supplemental environmental projects;
- Number of audits and self-corrections by companies/facilities using EPA policies;
- Number of entities seeking compliance assistance form EPA assistance centers;
- Actions taken as a result of assistance from EPA centers;
- Rate of recidivism among significant violators and average time to return to compliance;
- Statistically valid compliance rates for key regulated populations.

מדדים אלה מתמקדים בתוצאות פעילויות האכיפה ועידוד הציות באמצעות בחינת הפחתת הפליטות, או שינויים התנהגותיים שיש בהם לתרום להשפעה על מצב הסביבה. האינדיקטורים אינם מודדים את מצב הסביבה כפי שזה בא לידי ביטוי בשיפור מצב האוויר, המים, הקרקע או בריאות הציבור.

בקבוצה השנייה נכללו האינדיקטורים הבאים:[124]

- Number of inspections and investigations conducted;
- Number of civil and criminal enforcement actions;

[123] והשווה למדדי התוצאות שיוצגו להלן בערכת האינדיקטורים וכן באינדקס הסביבתי של אכיפה וציות בחלק 5 להלן.

[124] והשווה למדדי התפוקות שיוצגו להלן בערכת האינדיקטורים וכן באינדקס הסביבתי של אכיפה וציות בחלק 5 להלן.

- Number of facilities/entities reached through compliance assistance efforts;
- Number of training course and other capacity building efforts provided to state, tribal, or local programs.[125]

מספר מהלכים עקבו אחר איתור האינדיקטורים על-מנת להשלים את תהליך עיצובם ויישומם.

1. גובשו קבוצות-עבודה פנימיות ב-EPA על-מנת להגדיר את האינדיקטורים באופן ממוקד ולבחון את יישומו של כל אינדיקטור, תוך בחינת המידע הקיים ויצירת מערכות לאיסוף מידע חדש שלא היה קיים במאגרים. הקבוצות הגדירו נוהלי-דיווח חדשים ותרמו בכך למעורבות דרגי הניהול והעובדים ביצירת האינדיקטורים.[126]
2. חלק מהאינדיקטורים יושמו באמצעות מקרי-בוחן על-מנת שבתקופת הניסיון ניתן יהיה לזהות ולפתור בעיות המתעוררות ביישום. מקרי הבוחן סייעו באיתור הקשיים שבאיסוף מידע חדש שנדרש לצורך האינדיקטורים.
3. נעשה שימוש ביועצים על-מנת לטפל בבעיות סטטיסטיות מורכבות. למשל, על-מנת לפתח אומדנים סטטיסטיים קבילים של שעורי הציות ואי הציות לחוק, עיצבו יועצים מתודולוגיית-מדגם מתאימה לבחירת מתקנים מסוימים מבין כלל הכפופים לרגולציה, על-מנת שניתן יהיה לבצע אקסטרפולציה ביחס לאחוזי הציות הכלליים.
4. האינדיקטורים החדשים יושמו בהדרגה משנת 1998. יישומם הראשוני של כל האינדיקטורים הסתיים רק בשנת 2001.[127]

מאז שנת 1996, ועוד לפני גיבוש האינדיקטורים החדשים, החל ה-EPA לפתח הליך לאיסוף מידע על התועלות הסביבתיות של פעולות האכיפה והציות, כולל הפחתת מזהמים סביבתיים.[128] נתונים שהתקבלו מהאינדיקטורים נכללו במסגרת הדוחות השנתיים הקרויים Enforcement And Compliance Assurance Accomplishments

[125] Stahl (2004) לעיל ה"ש 123, בעמ' 9.

[126] Stahl (2004) לעיל ה"ש 123, בעמ' 9.

[127] Stahl (2004) לעיל ה"ש 123, בעמ' 10.

[128] מאז התפתחה מאוד המתודולוגיה לחישוב תועלות סביבתיות של האכיפה. שיפור המתודולוגיה הביא לעלייה משמעותית בהבטחת איכות המידע. ראו:

OECA EPA, *FY 2002 — FY 2006 National Estimates of Direct Environmental Benefits Achieved Through EPA's Enforcement Actions*. available at www.epa.gov/compliance/resources/reports/nets/fy2006/nets06-evironbenefits-c1.pdf (last accessed 2.9.2007).

Report (ECAAR).[129] דוחות אלה מתפרסמים ברצף בכל שנת-כספים החל משנת 1985. דוחות האינדיקטורים מוצגים בראייה כלל-מדינתית, ומקיפים את מכלול פעולות האכיפה ועידוד הציות הפדראליים. כך למשל, בדוח לשנת 2006 ניתן למצוא השוואה בין היקף מזהמים שהופחתו (ללא חלוקה לסוגי מזהמים או מדיה), או ההיקף הכולל של קנסות פליליים שנגבו בשנים 2002-2006.[130] בדוח מוצגים גם נתונים על תיקי האכיפה הפלילית, מספר תיקי התביעה, מספר הנתבעים, מספר שנות המאסר שהוטלו, היקף הקנסות שנפסקו והיקף המזהמים שהופחתו.[131]

נתונים נרחבים יותר על מערכת האכיפה מתפרסמים במסגרת ה-National Enforcement Trends (NETs). זוהי מערכת של גרפים ונתונים המתפרסמת מדי שנה החל משנת 2004, ומעניקה תמונה מגוונת על מערכת האכיפה ועידוד הציות.[132] הנתונים עוסקים במגוון תחומים, ביניהם: בדיקות וביקורות; יוזמות עידוד הציות של ה-EPA; מגמות ארוכות-טווח באכיפה; פעולות-אכיפה בחלוקה לשלושת סוגי האכיפה המתקיימים בארה"ב: אכיפה מנהלית, אזרחית ופלילית; תועלות סביבתיות ותוצאות האכיפה; פעולות הענישה והשיקום כולל התייחסות לקנסות פליליים, מנהליים ואזרחיים, צווים, ערכים כספיים של פעולות הציות שננקטו, וערכם של פרויקטים סביבתיים חלופיים שבוצעו.[133] בעוד שבמסגרת ה-ECCAR מוצגים כל הנתונים באופן כללי ביחס למערכת האכיפה כולה, בלא התייחסות לסוגי חקיקה או תחומים סביבתיים, הנתונים המוצגים במסגרת ה-NETs, מפורטים יותר. בחלק מהמקרים מציגים דוחות ה-NETs חלוקה והתייחסות לתחומי האכיפה הנוגעים לחקיקה הסביבתית הפדראלית הראשית, כגון ה-CWW (Clean Water Act), ה-CAA (Clean Air Act), RCRA (Resources Conservation and Recovery Act) ואחרים. לעתים אין נגיעה לתחומי העבירות הקבועות בחוק[134] —

---

[129] לדוח לשנת כספים 2006 ראו: OECA – EPA, *Enforcement and Compliance Assurance Accomplishments Report, FY 2006* (2007) available at www.epa.gov/compliance/resources/reports/accomplishments/oeca/fy06accomplishment.pdf (last accessed 3.12.2007).

לדוח משנת 1999 ראו: OECA – EPA, *Annual Report on Enforcement and Compliance Assurance Accomplishments Report, FY 1999* (2000). available at www.epa.gov/ compliance/resources/reports/accomplishments/oeca/fy99accomplishment.pdf (last accessed 3.12.2007).

[130] OECA-EPA (2007) לעיל ה"ש 132, בעמ' 13.

[131] OECA-EPA (2007) לעיל ה"ש 132, בעמ' 18.

[132] על ה-NETs ראו www.epa.gov/compliance/data/results/nets.html, נכון ליום 2.9.2007. שם מופיעים ד"יוחות לשנים 2004-2006.

[133] EPA, *National Enforcement Trends — FY 2006* U.S available at: http://cfpub.epa.gov/compliance/resources/reports/nets/fiscalyear.cfm?CAT_ID=234&templatePage=2 (last accessed 3.9.2007).

[134] U.S EPA OECA, *FY 2001 — FY 2006 Civil Enforcement Case Conclusions* available at: www.epa.gov/compliance/resources/reports/nets/fy2006/nets06-caseconcl-e2.pdf (last accessed 3.9.2007).

עובדה המותירה מרחב גדול של תחומים אליהם מתייחסים הנתונים. או אז קשה לאבחן אפקטיביות של טיפול בסקטור מסוים כגון הטיפול בשפיכות-דלק מתחנות-תדלוק וממוסכים לפי ה-CWW. לעתים הירידה לפרטים מעמיקה יותר. בחלק מן הדוחות נמצאה התייחסות לתחומים עיקריים שטופלו במסגרת אכיפת החוק. למשל, באחד הדוחות מצוינים שני התחומים העיקריים שטופלו במסגרת חוק המים: מניעת דליפות שמן, וטיפול במי-נגר משיטפונות.[135]

על אופן הפיתוח של אינדיקטורים נוספים שבהם עושה ה-EPA שימוש, ניתן ללמוד מפעולות האכיפה ועידוד הציות שבוצעו ביחס למגזר החקלאי של האכלת בעלי-חיים. בשנת 2006 החליט ה-EPA לבחון את רמת הציות לתקנות אוויר נקי בקרב המגזר החקלאי העוסק בגידול בעלי-חיים (רפתות, חזיריות, לולים לגידול עופות ולולים לייצור ביצים). כ-14,000 מתקנים חקלאיים הסכימו לכך שרשויות איכות הסביבה תנטרנה את האוויר ותבצענה הערכה של הפליטות המופקות מהם. הניטור בוצע על-מנת לבחון מתודולוגיות להערכת כמויות וסוגי מזהמי האוויר ממתקנים אלה. בסיום פרויקט הניטור נדרשו עסקים אלה לבצע הערכה של הרגולציה הסביבתית המחייבת אותם, ולהתחייב לעמוד בה. בסיומו של הפרויקט יבצע ה-EPA פעולות-ניטור חוזרות כדי לבחון את מידת הציות לחוק.[136]

4. הניסיון הקנדי בפיתוח אינדיקטורים של אכיפה וציות

עד לתחילת המילניום, עשו רשויות איכות הסביבה בקנדה שימוש בעיקר באינדיקטורים של תשומות ותפוקות על-מנת להעריך את אפקטיביות האכיפה. בתחילת שנות ה-2000 החל לגבור העניין בפיתוח וביישום אינדיקטורים הקושרים טוב יותר בין התשומות והתפוקות של האכיפה ועידוד הציות לבין שיפורים ממשיים במצב הסביבה או ברמת הפליטה של מזהמים.[137] מאז עשתה קנדה כברת-דרך והפכה לאחת המדינות המובילות בפיתוח ובהפעלת אינדיקטורים של אכיפה וציות.

---

[135] U.S EPA OECA, *FY 2003 — FY 2006 Expedited Administrative Penalty Orders* available at: http://epa.gov/compliance/resources/reports/nets/fy2006/nets06-expeditedapo-e3.pdf (last accessed 3.9.2007).

[136] OECA-EPA (2007) לעיל ה"ש 132, בעמ' 11.

[137] B. Frank & D. Pascoe, *Environmental Compliance And Enforcement Indicators: Environment Canada Pilot Projects — Addressing Challenges*, Paper presented at INECE-OECD Workshop on Environmental Compliance and Enforcement Indicators, 1 (OECD, 3-4 November 2003) available at www.inece.org/indicators/proceedings/04d_canada.pdf (last accessed 1.1.2007).

מאמצי הממשל הקנדי החלו בעקבות תכנית פדראלית שהונהגה בשנת 1998, אשר חייבה את גופי השלטון לבחון את פעילותם באמצעות אינדיקטורים המבוססים על תוצאות. תכנית זו חִייבה גם את המשרד הפדראלי לסביבה.[138] הצורך לפתח מדדים למעקב אחר תוצאות פעולות האכיפה ועידוד הציות, התעורר גם מהנחיית הממשלה הפדראלית שהגדילה באורח משמעותי את תקציבי האכיפה לאחר סקירה מקפת על תכניות האכיפה, שהוגשה לה על-ידי משרד הסביבה. הגדלת התקציב הותנתה בכך שמשרד הסביבה ישפר את המעקב אחר תכנית האכיפה וידווח כיצד פעולות האכיפה משפיעות על הכפופים לחוק.[139]

המאמץ לפתח אינדיקטורים התמקד בקנדה בשני תחומים עיקריים: הראשון הוא פיתוח מסד נתוני-ציות והשני הוא תכנון ויישום אינדיקטורים במספר מגזרים שישמשו מקרי-בוחן. במסגרת מסד הנתונים הקרוי CAP, נאסף מידע מקיף על כל הגופים הכפופים לרגולציה הסביבתית בקנדה. נוסף על כך פותח פרופיל סיכון לכל מתקן, על בסיס קבוצה של משתנים. המתקנים מקבלים ציון בכל קטגוריה והתוצאה היא ציון-סיכון כולל לכל מתקן. ציונים אלה משמשים בידי הרשות ליצירת רבדים של אוכלוסיית הכפופים לחוק. לאחר יצירת הרבדים נלקחת קבוצה מייצגת כקבוצת-בוחן מכל רובד. קבוצות הבוחן נועדו לשקף את הגיוון הקיים באוכלוסיית הכפופים לרגולציה ובהשתייכות לסקטורים תעשייתיים. קבוצות המבחן משמשות לתכנון פעולות הפיקוח של הרשויות ולמעקב אחר רמות הציות. לדוגמא, מספר מוסכים נבחרו כקבוצת-מבחן מתוך קטגוריה זו של גורמי-סיכון סביבתיים. קבוצת הבוחן מצויה בניטור הרשויות ומידת הציות שלה נבחנת באופן עקבי ומתמשך. לאחר קבלת תוצאות הציות ביחס לקבוצת המבחן, מבוצעת אקסטרפולציה ביחס לאוכלוסיית המוסכים כולה, בהתחשב במשתנים שנמצאו רלוונטיים, כגון: שנת הקמת התחנות, אזורי הפעולה שלהן, הבעלות, ועוד. כך ניתן להגיע לאומדנים כלליים על מידת הציות בקרב הכפופים לחוק באותו רובד.[140]

מעֵבר למאגר CAP, הקדימו רשויות איכות הסביבה הקנדיות את עמיתותיהן בעולם והחלו לפתח מקרי-בוחן לניסוי אינדיקטורים סביבתיים חדשים. אחד מארבעת הניסיונות הראשונים החל בשנת 2002 במחוז Ontario בקרב מגזר החוות והרפתות. הפרויקט החל במדידת איכות המים במקורות סמוכים לאזורי הפעולה של הרפתות. לאחר המדידה הראשונית ביצעו רשויות האכיפה במשך שנה פעולות אינטנסיביות לעידוד הציות.

---

[138] ה-Results-Based Management and Accountability Framework (RMAF); ראו Frank (2003) שם, בעמ' 1.

[139] Frank (2003) לעיל ה"ש 140, בעמ' 2.

[140] Frank (2003) לעיל ה"ש 140, בעמ' 2.

בשנת הכספים 2002-3 ביקרו הפקחים ב-192 חוות. הם נתנו בביקוריהם הדרכה ומידע בנושאים כגון: ההשפעות השליליות הנובעות מרעיית בקר בסמוך למקורות-מים, סכנות השפכים, אמצעים לשיפור המצב הסביבתי והדרישות הסביבתיות שבחוק. 43 החוות שנמצאו מפֵרות את החוק, טופלו באמצעים מנהליים לעידוד הציות ולא באמצעי-אכיפה עונשיים. בשנת 2003, בתום שנה של פעולות לקידום הציות, נערכו ביקורים חוזרים בחוות. בשלב זה נמצאו רק 25 חוות שהפֵרו את החוק, הווה אומר: ירידה מ-22% ל-13% באי הציות לחוק. שוב נערכו בדיקות סביבתיות ובשנה שלאחר מכן תוכננו פעולות-אכיפה ומדידות סביבתיות נוספות לשנתיים הבאות — 2004 ו-2005. זוהו 20 מדדי-תוצאות ורובם המכריע נמדד לאורך התקופה על-מנת שניתן יהיה להסיק בסוף הפרויקט מסקנות על חשיבות המדדים השונים. שלושה פרויקטים נוספים מסוג זה התקיימו באותן השנים במקביל.[141]

ג. ההבדל בין אינדיקטורים סביבתיים לאינדיקטורים של אכיפה וציות

כמתואר בחלק 3א(1) לעיל, מזה כ-25 שנים עושות מדינות רבות שימוש באינדיקטורים סביבתיים או באינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא. בד בבד, רק בחמש השנים האחרונות החלה חשיבה על פיתוח אינדיקטורים של ציות ואכיפה בתחום הסביבה, והשימוש באינדיקטורים אלה עדיין אינו רווח. נשאלת השאלה: האם יש הבדלים בין מדדי סביבה לבין מדדי אכיפה וציות, ואם כן מהם? ניתן להציג שאלה זו גם אופן אחר: מדוע קיים צורך במדדי אכיפה וציות כאשר ישנם כבר מדדים סביבתיים?

אחד ההבדלים העיקריים טמון כנראה במודל המנחה את פיתוח האינדיקטורים. באינדיקטורים סביבתיים ובאינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא מקובל לעשות שימוש במודל PSR,[142] לפיו מדדים מתחלקים לשלושה סוגים: 'מדדי-לחץ' המודדים את הלחצים על הסביבה; 'מדדי-מצב' המתייחסים אל כמות ואיכות המשאבים הטבעיים; ו'מדדי-תגובה' המתייחסים אל הפעולות החברתיות או הכלכליות הננקטות בעקבות המצב הסביבתי. לעומת זאת, במדדי אכיפה וציות נעשה שימוש ב'מודל הלוגי'.[143]

מטבע הדברים מתרכזים מדדי-סביבה ומדדים של פיתוח בר-קיימא בעיקר באבחון הלחצים על הסביבה בצד אבחון מצב הסביבה עצמה, בעוד שמדדי התגובה הם חלק קטן יחסית מתוך מדדי הסביבה. בישראל למשל, מתוך רשימת 52 אינדיקטורים שהוצעו במסגרת הצעת אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא, רק 11 לכל היותר ניתנים

[141] Frank (2003) לעיל ה"ש 140, בעמ' 3.

[142] מתודולוגיית PSR הוצגה בחלק 3א(2) לעיל.

[143] 'המודל הלוגי' יוצג בחלק 4ג להלן.

לסיווג כמדדי-תגובות.[144] המדובר במדדים העוסקים בתגובות מגוונות, כגון השכלה סביבתית,[145] השקעה במו"פ סביבתי,[146] סובסידיות,[147] השימוש באמצעים ומוצרים ידידותיים לסביבה,[148] פעילות ארגוני-סביבה לא-ממשלתיים[149] ואף במדד אחד העוסק בסמכויות-אכיפה.[150] רשימת המדדים המוצעת לישראל מדגימה כי ערכּה של מדדי פיתוח בר-קיימא אינה יכולה להתמקד במדדי-תגובות, ומכל מקום מְגוון התגובות החברתיות והכלכליות הוא רחב עד שאינו מאפשר להתמקד דווקא בעידוד הציות ובאכיפה.

לעומת אינדיקטורים סביבתיים, אינדיקטורים של אכיפה וציות נועדו להתרכז בביצועים של מערכת האכיפה ועידוד הציות בתחום איכות הסביבה.[151] אמנם אינדיקטורים של ציות ואכיפה ניתנים ברובם לסיווג כאינדיקטורים של 'תגובה' במסגרת מודל PSR, אולם המבנה הפנימי שלהם אינו מיישם את מודל PSR אלא את 'המודל הלוגי'. מודל זה מסווג את האינדיקטורים לארבעה סוגים: מדדי-תשומות — משאבים במונחים של כסף או כוח-אדם המושקעים באכיפה; מדדי-תפוקות — פעולות האכיפה ועידוד הציות; מדדי תוצאות התנהגותיות — ההשפעה ההתנהגותית של פעולות האכיפה ועידוד הציות; מדדי תוצאות סביבתיות — אלה מודדים את ההשפעה של מאמצי האכיפה והציות על מצב הסביבה או על הלחצים הסביבתיים. למעשה, האינדיקטורים האחרונים הם אינדיקטורים סביבתיים, אולם בדרך-כלל רמת האגרגציה שלהם תהיה נמוכה. זאת על-מנת לשקף את מצב הסביבה או הלחצים המופעלים בתחום סביבתי התואם קבוצת-רגולציה מסוימת.

נוסף על ההבדל בין המודלים, מדדי ציות ואכיפה המתוארים במחקר זה הם בעלי זיקה לתיאוריה של אכיפה וציות בתחום הסביבה. עליהם לשקף את היעדים, האסטרטגיות ההתנהגותיות והמטרות של כלי האכיפה. בכך הם נבדלים ממדדי-סביבה שאינם קשורים לתיאוריות של ציות ואכיפה.

---

[144] פייטלסון (2004) לעיל ה"ש 87, בעמ' 184-188.

[145] ברשימה שני מדדים המשקפים תחום זה: א) "מספר הסטודנטים בתכניות-לימוד סביבתיות ואקולוגיות;" ב) "מספר ואחוז התלמידים המשתתפים בתכניות סביבתיות בבתי-ספר."

[146] המדד המשקף תחום זה הוא: א) "השקעה במו"פ סביבתי."

[147] ברשימה שני מדדים המשקפים תחום זה: א) "רמת הסבסוד למ"ק מים שפירים." ב)"סך הסובסידיה לאנרגיה."

[148] ברשימה ארבעה מדדים המשקפים תחום זה: א) "אחוז האנרגיה ממקורות מתחדשים." ב) "אחוז כלי הרכב הפועלים על דלקים חלופיים." ג) "אחוז האוטובוסים הפועלים על דלק חלופי." ד) "מספר המוצרים בעלי תווית ירוקה."

[149] המדד המשקף תחום זה הוא: א) "מספר הארגונים הסביבתיים הבלתי-ממשלתיים הרשומים אצל הרשם."

[150] המדד המשקף תחום זה הוא: א) "סמכויותיהן של סוכניות סביבתיות ומידת השימוש בהן."

[151] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 1.

לבסוף, היות שמטרתם של אינדיקטורים לציות ואכיפה היא לספק מידע הכרחי למערך האכיפה כדי לבחון את ביצועיו, צריכה הרזולוציה של אינדיקטורים אלה בדרך-כלל להיות נמוכה מזו של אינדיקטורים סביבתיים או של אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא. האחרונים עוסקים במגוון רחב של נושאים ואינם מכוונים בדרך-כלל לספק מידע כגון זה הנוגע לתפעול כלי-אכיפה.

הצורך באינדיקטורים של ציות ואכיפה קיים, הואיל ומערכות-אכיפה אינן יכולות להיבחן אך ורק לפי מצב הסביבה או הלחצים הסביבתיים. כפי שיפורט בהמשך, ישנם משתנים רבים המתערבים ביצירת זיקה לינארית בין מצב הסביבה או הלחצים לבין מאמצי האכיפה והציות.[152] למשל, תנאים כלכליים או שינויים בהרגלי הצרכנים, יכולים להשפיע על מצב הסביבה ללא קשר למאמצי האכיפה ולהסוות את תרומת מאמצים אלה למצב הסביבתי. לחלופין עלול להיווצר פער בין התרחשות השינויים בסביבה לבין ההשפעה שיש למאמצי האכיפה על התנהגות הכפופים לחוק. מסיבות אלו נוצר צורך לבחון את ביצועיה של מערכת האכיפה והציות בנפרד ממערך האינדיקטורים הסביבתיים הרגיל.

חלק 4: מודל לעיצוב ערכת-מדדים ואינדקס סביבתי של אכיפה וציות

א. תהליך האִפיון של ערכת האינדיקטורים והאינדקס

שתי גישות עקרוניות נהוגות ככל שמדובר באִפיון אינדיקטורים סביבתיים: גישה המונעת על-ידי נתונים וגישה המונעת על-ידי תיאוריה. לפי 'גישת הנתונים', זמינות המידע היא קריטריון מרכזי לפיתוח מערכת אינדיקטורים. לפי 'הגישה התיאורטית' יש לבחור את האינדיקטורים הטובים ביותר מנקודת-מבט תיאורטית.[153] הגישה שננקטה לאפיון האינדיקטורים במחקר זה, מבוססת על תפיסה אדפטיבית של הרגולציה הסביבתית והיא נשענת על ההיבטים התיאורטיים של יעדי האכיפה ואפקטיביות כלי האכיפה והציות כפי שבאו לידי ביטוי בשער הראשון של המחקר.

מוצעים כאן שני כלים להגברת האדפטיביות של הרגולציה הסביבתית ולבחינת האפקטיביות שלה. הראשון מכונה 'ערכת אינדיקטורים' והשני – 'אינדקס'. ערכת

---

[152] לפירוט ראו חלק 4ג(5).

[153] Niemeijer (2002) לעיל ה"ש 62, בעמ' 91. יש לציין כי סיווג הגישה לאחד משני הזרמים, אין משמעותה כי 'גישת המידע' אינה מדעית או שאינה מערבת תיאוריה, או שזמינות הנתונים אינה ממלאת כל תפקיד 'בגישה התיאורטית'.

האינדיקטורים (ראו טבלאות 4(6) עד 4(10)) היא מסגרת גמישה המאפשרת יישום חלקי. הערכה נועדה להיות רשימה מלאה ומגוונת ככל שניתן, ממנה יכולים מקבלי ההחלטות לבחור קבוצה מצומצמת יותר. במסגרת שיקולים מעשיים לבחירת המדדים למיון האינדיקטורים, ניתן להתחשב בזמינות המידע ואיסופו, היקף התקציב הנדרש ליישום, או המקובלות הפוליטית של המדדים.[154] מאחר ואלה משתנים ממקום למקום, על שיקולים אלה להיות מופעלים בכל מקרה לגופו ולא זה המקום לשקול אותם. בחירת האינדיקטורים מאפשרת להדגיש תחומים או נושאים שיש לרשות עניין מיוחד בהם, כלי האכיפה שמושם עליהם דגש ואזורים גיאוגרפים העומדים במוקד תשומת הלב. באמצעות שינויים קלים יכולים מקבלי ההחלטות לתאר את תמונת האכיפה בהתאם לגוונים שבחרו.

הערכה מבוססת על השוואה רב-שנתית או בין-תחומית; הווה אומר: השוואה בין תחום האכיפה הנבדק לבין תחומים אחרים, אזורים או שנים אחרות. למשל, ניתן להשוות את התוצאה של מדד הבוחן היקף תביעות נגד מזהמי אוויר בשנה מסוימת, לבין תוצאת המדד בשנה קודמת או בתחום אחר, כגון תביעות נגד מזהמי-מים. היתרון של אינדיקטורים הוא בכך שהם מספקים תמונה רחבה ועשירה. בד בבד, להסקת מסקנות מהאינדיקטורים דרוש ניתוח נוסף ואין הם כשלעצמם יכולים לתת תשובה מובהקת לגבי האפקטיביות של מערכת האכיפה.

החתירה לחיזוק הרציונאליות בעיצוב מדיניות, הנחתה את גיבוש 'אינדקס' האפקטיביות של האכיפה והציות. האינדקס הוא מערכת 'רזה' ומצומצמת מן הערכה. ככזה הוא ניחן ביתר פשטות ושקיפות. האינדקס קושר את האינדיקטורים ליעדי האכיפה ומציב מטרות הניתנות לכימות. האינדיקטורים נכללים באינדקס בהתאם למידת שיקוף היעדים והמטרות של רשות האכיפה, שנקבעו בתהליך המבוצע לפי מתודולוגיה של

---

[154] ישנה גישה אחרת לעיצוב אינדיקטורים, בה ניתן משקל מכריע לשיקולים פרגמאטיים. Gallopinמייצג גישה זו במאמרו: "Indicators and Their Use Information for Decision-Making", G. C. Gallopin, *Sustainability Indicators: Report of the Project on Indicators of Sustainable Developmen*, (B. Moldan & S. Billharz,Eds., SCOPE, 1997). הוא מונה מספר דרישות פרגמאטיות שהן לדעתו אמות המידה הבינלאומיות הרצויות של אינדיקטורים:

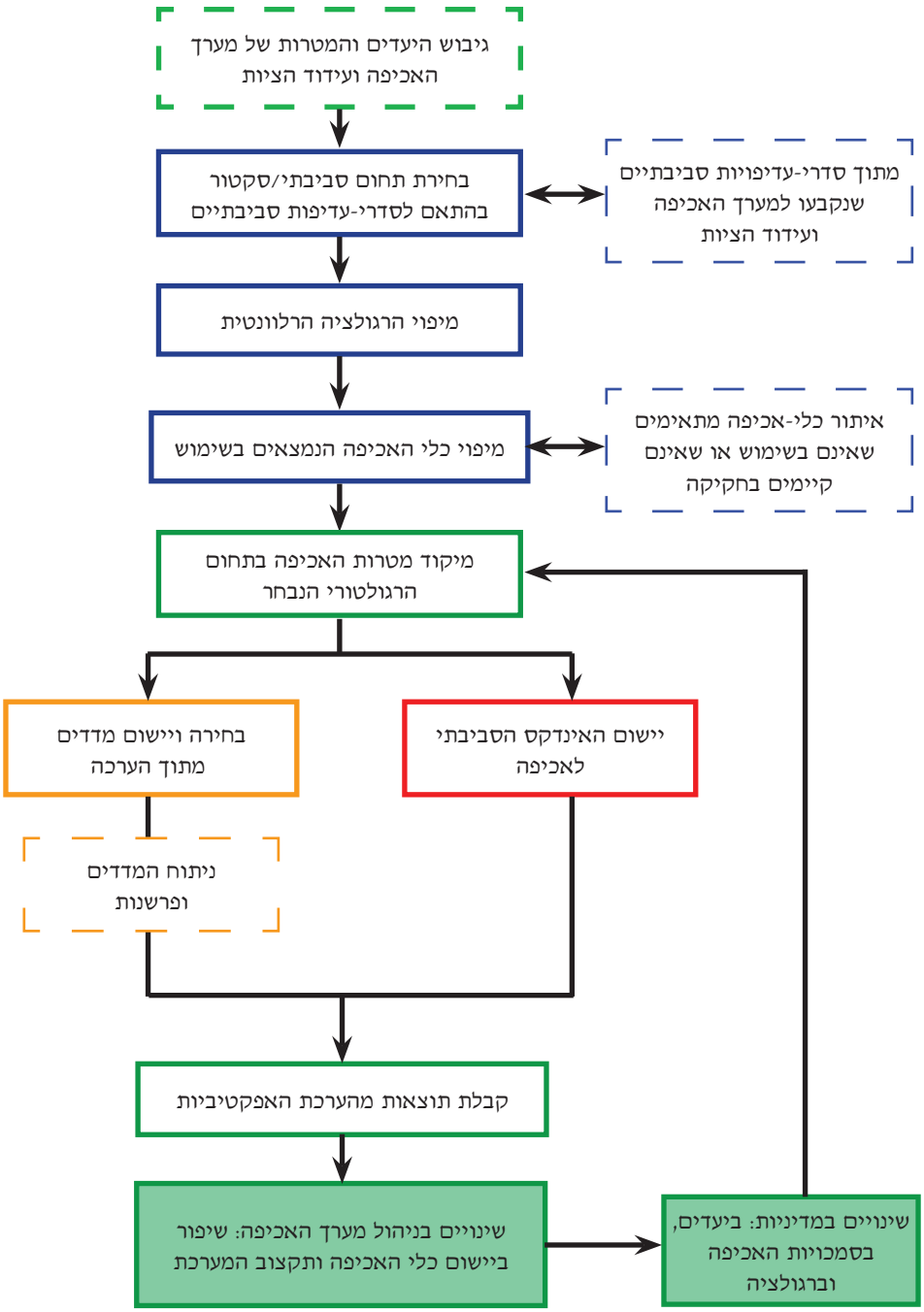
1. הערכים המיוצגים על-ידי אינדיקטורים צריך שיהיו ניתנים למדידה או לצפייה;
2. המידע עליו מבוסס האינדיקטור צריך להיות זמין באמצעות מדידה או ניטור או כבר קיים;
3. המתודולוגיה של הבניית המדד צריכה להיות שקופה וכזו שעברה תהליכי סטנדרטיזציה;
4. משאבים כספיים אנושיים וטכניים לצורך ניטור האינדיקטורים צריכים להיות זמינים;
5. על האינדיקטורים להיות יעילים מבחינה כלכלית (עלות-תועלת);
6. יש חשיבות לכך שהאינדיקטורים יהיו מושא להסכמה פוליטית אם המטרה היא שקובעי-מדיניות יעשו בהם שימוש;
7. שיתוף הציבור בתהליכי בחירת האינדיקטורים והשימוש בהם הוא דבר רצוי.

ניתוח רב-משתני בקבלת החלטות (Multiple Criteria Decision Analysis – MCDA). בניגוד לערכה, האינדקס בוחן את המדדים הכלולים בו מול סטנדרטים קבועים הקרויים 'ערכי-ייחוס'. ערכי הייחוס הם ערך מדיד שנקבע כמטרה להשגה בתחום הנבדק. בניגוד לאינדיקטורים – שנתוניהם הם לא יותר מאשר תשתית לניתוח או להשוואה לתוצאות משנים קודמות – האינדקס יכול לשמש בסיס להערכת אפקטיביות מערכת האכיפה על בסיס נתונים משנה בודדת. זאת בזכות השימוש במתודולוגיה של קִרבה למטרה (proximity to target) אשר תפורט בסעיף 4(ד) להלן. אין בכך כדי לומר כי ניתן להסיק מסקנות ביחס ליישום שיפורים או לתכנון הרגולציה או אף לתאר את מערכת האכיפה בלא זיקה לתשתית התיאורטית הנרחבת שעומדת בבסיס האינדקס.

האינדיקטורים שנבחרו להיכלל באינדקס (מתוך הערכה) נבחרו על יסוד מספר שיקולים שיימנו להלן בסעיף 4(ו). יש לציין כי האינדקס המוצג במחקר מבטא גישה פלורליסטית של יעדי האכיפה, תוך שימת דגש על היעד של מַקסום התוצאות הסביבתיות. זוהי כאמור בחירה ערכית שניתן לחלוק עליה. ניתן לשנות את האינדקס ולהוסיף לו מדדים שיבטאו היבטים של צדק סביבתי או של יעילות כלכלית על חשבון אלה המתייחסים לתוצאות סביבתיות, אם הדבר תואם את יעדי מערכת האכיפה. תהליך זה של שינוי האינדקס כדי שישקף את יעדי האכיפה של הרשות, הוא חשוב ויש לבצעו באמצעות השימוש במתודולוגיות של MCDA. התמונה המתקבלת מן האינדקס מפורטת אולי פחות מזו היכולה להתקבל מערכה רחבה, אך היא נהנית מהיתרון הבולט של גמישות, בכך שניתן לשנות את האינדיקטורים באופן המשקף סדר עדיפויות עדכני. האינדקס הוא גם חד ובהיר יותר מאשר במערכת רב-משתנית כמו ערכת האינדיקטורים.

לתהליך יישום ערכת האינדיקטורים ובעיקר האינדקס, ישנם מספר שלבים מקדימים (ראו טבלה 4(א) להלן). הראשון: קביעת יעדי ומטרות מערך האכיפה והציות על-פי המתווה שנפרס בפרק הראשון. תהליך זה הוא חיוני במיוחד ביישום האינדקס, שכן בלא יעדים ומטרות שהוגדרו כיאות, לא ניתן יהיה ליישמו. מבחינה זו האינדקס הוא זרז לקביעת יעדים ומטרות ולהבניית מדיניות סביבתית רציונאלית היכן שדבר זה לא נעשה קודם לכן. בשלב השני יש לבחור את התחום או התחומים הסביבתיים בהם ייושם האינדקס. רצוי שהתחום הסביבתי בו יושם האינדקס יהיה תחום שזכה למקום גבוה בסדרי העדיפויות הסביבתיים של מערך האכיפה והציות. זאת לאחר שתחומי הסביבה השונים דורגו על-פי מידת חשיבותם בהתאם למתודולוגיות של בחינת מידת הסיכון או מידת החריגה מהסטנדרט הרגולטורי כפי שהוצג בפרק הראשון בחלק 3(ב)(2). בשלב שלישי יש לסקור בקפידה את הרגולציה הרלוונטית וכלי האכיפה הקיימים בתחום הנבדק. שלבים אלה הכרחיים ליישום האינדקס והם תנאי מוקדם ליישומו.

תרשים 4(א): **הליך יישום האינדקס והמדדים**



ב. חידושי המודל

הסקירה בחלק 3(ב) לעיל, הראתה כי בשנים האחרונות חלה התקדמות בתיאור ובפיתוח אינדיקטורים של ציות ואכיפה. ה-INECE פיתח מתווה לגיבוש אינדיקטורים ומספר מדינות החלו ביישום אינדיקטורים של אכיפה וציות ברמות שונות. אולם גם המתווה שפותח על-ידי ה-INECE חסר נדבכים חשובים על-מנת שהאינדיקטורים יוכלו למלא את ייעודם המרכזי ולשמש להערכת האפקטיביות של מערכת האכיפה והציות. המודל המוצע בחלק זה, מנסה להתגבר על החסרים הקיימים במתווה שפותח על-ידי ה-INECE ולתת מענה לחלק מההתלבטויות שעלו בפיתוח אינדיקטורים בארה״ב ובקנדה. במיוחד שונה המודל המוצע בגישתו, בכך שהוא מבסס את פיתוח האינדיקטורים על תיאוריה ולא על זמינות הנתונים. במסגרת המחקר נעשה מאמץ למלא את החללים שנפערו עד כה בתהליכים לפיתוח אינדיקטורים של ציות ואכיפה, ולהשתית את פיתוח האינדיקטורים על יסודות תיאורטיים מוצקים (שנידונו בפרקים הקודמים). זאת על-מנת לשוות יתר קוהרנטיות לתהליך פיתוח האינדיקטורים.

המודל המוצע מסיר את חוסר הבהירות שנותר בשלב 'זיהוי האינדיקטורים' לפי מתווה ה-INECE. בשלב זה קושר המודל בין יעדי האכיפה הסביבתית (כפי שהוצגו בפרק הראשון) למטרות האכיפה שהוגדרו בפרק השני והשלישי, לבין זיהוי האינדיקטורים. בכך מתאים המִתווה את זיהוי האינדיקטורים למודל של רגולציה אדפטיבית. למרות שבמתווה ה-INECE מצוין כי: ״אינדיקטורים צריכים לשקף את סדרי העדיפויות של ההנהלה ועליהם ולהיות קשורים למספר מוגבל של יעדים ומטרות״ — נותרו המטרות והיעדים בלתי-ברורים. המודל המוצע מבהיר את היעדים ומעניק למטרות ביטוי הניתן לכימות. לפיכך, במודל המוצע נבחרים האינדיקטורים בראש ובראשונה כנגזרת של יעדי הרשות ומטרותיה, ולא מתוך שיקולים כלליים של שיקוף סדרי-עדיפויות או גיוון בסוג האינדיקטורים לפי המודל הלוגי.

נוסף על תוספת זו אשר משנה בתכלית את אופן בחירת האינדיקטורים, מתרכז המודל המוצע באינדיקטורים לסקטור ספציפי או לתחום סביבתי מסוים אשר ניתנים ליישום ברמה המדינתית או האזורית. היות שאינדיקטורים של ציות ואכיפה הם בעלי זיקה לרגולציה, והרגולציה הסביבתית מחולקת לרוב לפי תחומים סביבתיים (ולעִתים לפי סקטור), לא ניתן להתייחס למערכת האכיפה במנותק מן התחום הספציפי בו עוסקת האכיפה.[155] לכן נראה כי אין משמעות רבה לאינדיקטורים אגרגטייבים כלל-מדינתיים או מקומיים המנסים להתייחס אל מערכת האכיפה כמכלול.

[155] להרחבה ראו חלק 4ד(1)(א).

המודל המוצע במחקר זה, אימץ את 'המודל הלוגי' שהוצע על-ידי INECE אך הוסיף לו נדבך הקושר בין היעדים לבין סוגי המדדים, כך שמדדים לפי המודל ייבחרו לפי התאמתם (מבחינת הסוג) לייצוג היעדים. כמו כן נוסף דיון בקשרים בין סוגי המדדים לפי המודל הלוגי ובמשתנים המתערבים ביצירת זיקה ישירה בין מאמצעי האכיפה לבין התוצאות ההתנהגותיות והסביבתיות. נקבעו גם קריטריונים לבחירת האינדיקטורים. השימוש בהם נעשה הן על-מנת להכריע איזה מבין האינדיקטורים בערכה הנרחבת ייכללו באינדקס המצומצם, והן על-מנת שניתן יהיה לדרג את האנדיקטורים בתוך הערכה. לבסוף, המודל המוצע אינו מסתפק באמירה כללית כי יש ליצור תמהיל של אינדיקטורים (כפי שמציע המודל של INECE), אלא מראה באמצעות האינדקס הסביבתי מהו התמהיל הרצוי בין מדדים מסוג תשומות, תפוקות, תוצאות התנהגותיות ותוצאות סביבתיות.

בשלב עיצוב ופיתוח האינדקס, עושה המודל המוצע שימוש במבחן הקִרבה למטרה, כדי לאפשר בחינה של האינדיקטורים תוך השוואת הביצועים למטרות קונקרטיות. בכך מתאפשרת הצגת מסקנות מהיישום לא רק באמצעות השוואה בין שנים, בין תחומים סביבתיים או בין מדינות, אלא באמצעות מידת הקִרבה למטרה שהוגדרה באופן הניתן לכימות. ערכי הייחוס פותחו עבור כל אינדיקטור הכלול באינדקס, והפיתוח מאפשר לראות כיצד ניתן לעשות שימוש באינדיקטורים אשר לתוכם מובנה כבר מרכיב של הערכת אפקטיביות. נוסף לכך, בניגוד למתווה של INECE, המודל המוצע אינו מסתפק באמירות כלליות על מהותם של אינדיקטורים, אלא מציג הגדרות ברורות לאינדיקטורים בערכה ובאינדקס (המתווה של ה-INECE אינו כולל רשימות מדדים אפשריים). בנוסף לכך מבוצע פיתוח מתודולוגי למספר מוגבל של מדדים מרכזיים הכלולים באינדקס באמצעות היישום בפרק החמישי. פיתוח זה אינו ניתן אמנם ליישום אוניברסאלי והוא תלוי בסוג המידע העומד לרשות מי שעוסק ביישום המדדים, אך הוא מספק תשובות (גם אם מוגבלות בתחולתן) לגבי השילוב שבין אינדיקטורים איכותניים לכמותיים, ומציג חלק מהקשיים הכרוכים בשלב העיצוב והפיתוח.

בשלב השימוש באינדיקטורים מציג המודל גישה כוללת ושונה מזו המוצגת במתווה ה-INECE לשימוש באינדיקטורים, לפיה ניתוח המידע הכלול באינדיקטורים צריך לשמש בסיס לשלושה סוגי פעולות: 1) זיהוי הבעיות של מערכת האכיפה והערכת אפקטיביות האכיפה; 2) קבלת החלטות ניהוליות: שיפור ביישום כלי האכיפה הקיימים ותקצוב מערכת האכיפה; 3) תכנון אסטרטגי של מערכת האכיפה: שלב התכנון כולל בחינה והגדרה מחדש של היעדים והמטרות של מערך האכיפה, ככל ששינויים אלה נדרשים לשיפור האפקטיביות; תכנון תוספת סמכויות שיהיה בהן כדי לשפר את אפקטיביות

האכיפה; בחינת המדיניות והרגולציה הקיימת ותכנון שינויים נדרשים. הדגמה של ניתוח האינדיקטורים והשימוש בהם מצויה בחלק ד׳ של הפרק החמישי.

לבסוף, המודל מציע לעשות שימוש ב-MCDA כדי להגדיר (ולבחון במחדש לפי הצורך) את תמהיל יעדי האכיפה של הרשות ואת משקלם היחסי של היעדים והמטרות במסגרת ערכת האינדיקטורים או האינדקס. השימוש במתודולוגיות של ריבוי קריטריונים לניתוח קבלת החלטות, יאפשר להגדיר בצורה כמותית מבוססת (ולא אינטואיטיבית) את היעדים, המטרות ואת משקלם היחסי באינדקס באופן שישקף את עמדתם של מקבלי ההחלטות ובעלי העניין הרלוונטיים.

ג. אִפיון ראשוני של אינדיקטורים באמצעות המודל הלוגי

׳המודל הלוגי׳ הוצע כאמור על-ידי ה-INECE וה-OECD כבסיס שעליו יש לפתח מדדי אכיפה וציות סביבתיים.[156] כאן אומצו הסיווגים המוצעים על-ידי המודל כבסיס ראשוני לסיווג האינדיקטורים בערכה ובאינדקס. בניגוד לגישת ה-INECE, סיווג האינדיקטורים לבדם אינו תשתית מספקת לבחירת האינדיקטורים. מדובר בנקודת-התחלה שממנה יש להתקדם כאשר האינדיקטורים ייבחנו לפי המידה בה הם משקפים את היעדים והמטרות.

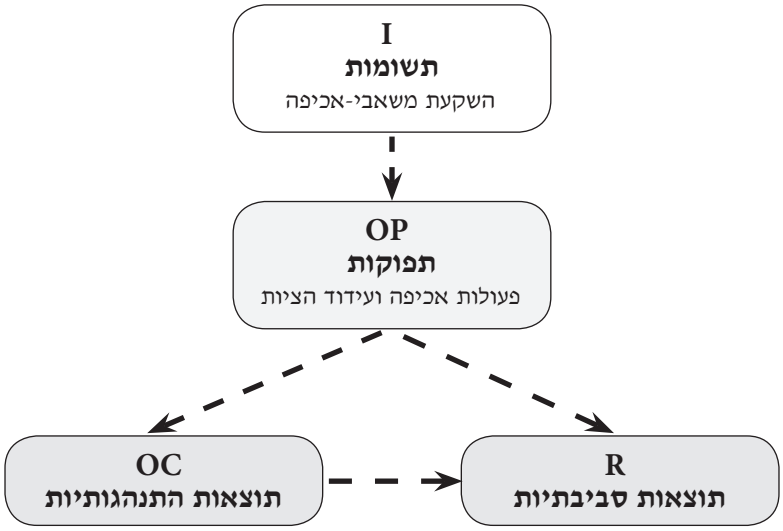
׳המודל הלוגי׳ מבחין בין ארבע קטגוריות של מושאי-בדיקה: אינדיקטורים של תשומות (Input); אינדיקטורים של תפוקות (Output); אינדיקטורים של תוצאות התנהגותיות (Outcome); אינדיקטורים של תוצאות סביבתיות (Results).[157] ראו להלן תרשים 4(ב).

---

[156] INECE-OECD (2003) לעיל ה״ש 71, בעמ׳ 10-11, וכן INECE (2008) לעיל ה״ש 102, בעמ׳ 14.

[157] Everett (2005) לעיל ה״ש 97. וכן M. Stahl, *Performance Indicators for Environmental Compliance and Enforcement Programs: the U.S EPA Experience*, (2003) available at www.inece.org/indicators/proceedings/04p_us.pdf (last accessed 22.3.2007). שם מכנה Stahl אינדיקטורים של תוצאות — intermediary outcome ואילו אינדיקטורים של תוצאות סביבתיות הוא מכנה final outcome. המושג Results מאומץ במקום final outcome כדי להקל על ההבחנה בין תוצאות התנהגותיות לבין תוצאות סביבתיות.

תרשים 4(ב): **מושאי הבדיקה ב-Logic Model**



1. מדדי-תשומות (I)

מדדי-תשומות (Inputs) אשר ייקראו להלן גם מדדי I — נועדו בעיקרם למדוד היקפים של משאבים שהושקעו בתכניות לעידוד הציות במונחים של משאבים כספיים וכוח-אדם.[158] משאבים כספיים קשורים בתקציבי-אכיפה, בתקציבי תכניות לעידוד הציות ובהשקעת חומרים, ציוד טכנולוגי ושעות הכשרה. משאבי-אנוש נוגעים הן בצד הכמותי — היקף כוח-אדם וזמן העבודה, והן בצד האיכותי — בחינת טיב כוח האדם ואיכותו.

כשלעצמם, מדדי-תשומות נותנים רק מעט מידע היכול לסייע בהערכת השגת יעדיהן של תכניות לעידוד הציות והאכיפה. בשילוב עם מדדים אחרים, מדדי-תשומות הם הכרחיים בהערכת היעילות, בין אם נעשה שימוש במבחן עלות-תועלת או במבחן של עלות אפקטיבית.[159] כמו כן, המדדים משקפים במידה רבה את מידת המחויבות והנחישות של הממשלה בטיפול בבעיות של ציות ואכיפה — דבקות חיונית כתנאי חיצוני לאפקטיביות האכיפה.[160] מעֵבר לנימוקים העקרוניים, שיש בהם לפחות כדי שלא לפסול את השימוש במדדים אלה — ישנה סיבה מעשית לשימוש בהם. המידע הדרוש לצורך מדדי-תשומות

[158] INECE-OECD (2003) לעיל ה"ש 71, בעמ' 11.
[159] INECE-OECD (2003) לעיל ה"ש 71, בעמ' 11.
[160] פרק שני חלק 4(א).

ניתן לאיסוף ולניתוח זמינים יותר מאשר מדדי תוצאות התנהגותיות וסביבתיות הואיל ונתונים כספיים נאספים כדבר שבשגרה על-ידי אגפי התקציב ברשויות להגנת הסביבה. פיתוח מדדי תשומות יחייב הגדרה מדויקת וניתוח רב יותר של סעיפי תקציב תוך, למשל, הגדרת זהותם של עובדי אכיפה, וזיהוי פעולות אכיפה המקבלות מימון.[161]

להלן יוצגו דוגמאות למדדי-תשומות בחלוקה לשתי הקטגוריות שנמנו: תקציב וכוח-אדם. השימוש המוצע באינדיקטורים, היקפם במסגרת הכוללת וקשירתם למטרות כלי האכיפה, ייעשה ברשימת האינדיקטורים ובאינדקס המוצגים בחלק 5 להלן.

טבלה 4(1): **דוגמאות למדדי-תשומות (I)**

כוח-אדם	תקציבים
מספר פקחים העוסקים באכיפה בפועל או/וגם מספר התקנים	תקציב אכיפה כולל
מספר פקחים ויועצים שעוסקים בעידוד הציות או/וגם מספר התקנים	תקציב אכיפה מנוצל
מספר כולל של עובדי-אכיפה (כולל פקחים, ייעוץ משפטי, תביעה וגבייה, ללא מנהלה)	תקציב אכיפה ייעודי (לפי תחומים)
שעות העבודה שהושקעו באכיפה (על-פי תחומים או נושאים ספציפיים)	היקף ההשקעה בטכנולוגיות חקירה, ניטור וזיהוי
דרישות השכלה או הכשרה פורמאלית של כוח האדם העוסק באכיפה וציות	תקציב ההכשרות לגורמי-אכיפה
מעקב אחר יושרת הפקחים	היחס בין תקציב האכיפה למסגרת התקציב הלאומית
היחס בין מספר הפקחים לנפש באוכלוסייה	היחס בין תקציב האכיפה ל-GDP
היחס בין מספר הפקחים למספר האתרים המבוקרים	היחס בין תקציב האכיפה למספר האתרים המבוקרים

א. *מדדי כוח-אדם* — בבחינת כוח האדם יש להתייחס הן להיבטים הכמותיים והן להיבטים של איכות. מן הבחינה הכמותית ניתן לתאר את מספר התקנים, או

[161] בהערה שהתקבלה מעו"ד רותי רוטנברג, היועצת המשפטית לשעבר של המשרד להגנת הסביבה, ביום 30.7.2007, ציינה עו"ד רוטנברג כי קשה לאסוף מידע על תשומות האכיפה עקב הקושי להגדיר מהן פעולות אכיפה או בעלי תפקיד המבצעים פעולות אלו. אולם הניסיון הבינלאומי מלמד כי ניתן לכלול הגדרות מתאימות במסגרת איסוף נתוני תקציב.

לחלופין את מספר אנשי הצוות העוסקים בפועל באכיפה ובעידוד הציות.[162] הבדל בין תקני כוח האדם לבין מספר המועסקים בפועל עשוי להצביע על המדיניות הננקטת למעשה בתחום האכיפה הסביבתית.[163]

התייחסות למדדי איכות הקשורים בכוח האדם מתחייבת לנוכח המשקל המכריע שיש לכוח האדם באפקטיביות האכיפה. אכיפה בתחום איכות הסביבה, אין כמותה כאכיפה פלילית רגילה. היא דורשת מקצועיות ייחודית והבנה מעמיקה של בעיות הסביבה. השכלה מדעית מתקדמת בתחום ההנדסה הסביבתית, מדעי הטבע או הכימיה, היא הכרחית על-מנת לתפעל ציוד ניטור ולזהות הפרות של תקינה המסדירה את פעילות התעשייה. איכות כוח האדם והכשרתו, משמעותית מאוד גם ביחס לעוסקים בפעולות ייעוץ והכוונה לציות. הבחינה יכולה להתמקד בשני מישורים: מישור ההכשרה הפורמאלית (השכלה) ומישור ההכשרה הלא-פורמאליות (הכְשרות פנימיות של הרשות ווּתק).

ב. *מדדי תקציב* — ניתן לעצב מדדים שונים שיבטאו היבטים תקציביים של מערכות-אכיפה: תקציב אכיפה כולל מאושר (כלל הפעילות המתוקצבת) — נתון שעשוי להופיע בספר התקציב של הרשות המפקחת; תקציב ממומש — לעִתים השימוש בתקציב אינו מלא, או שהשימוש חורג מהמסגרת שהותוותה בתקציב המאושר. לכך עשויות להיות סיבות אשר מתוכן ניתן ללמוד לא מעט על מערך האכיפה. כך למשל, אי-ניצול תקציבי עלול להעיד על מערכת לא-אפקטיבית שאינה מסוגלת לעשות שימוש במלוא המשאבים שהועמדו לרשותה.

2. מדדי-תפוקות (OP)

מדידת תפוקות (Outputs), (אשר תיקרא להלן גם OP), היתה עד לאחרונה השיטה המקובלת ביותר למדידת העשייה של הרשויות לעידוד הציות והאכיפה בתחום איכות הסביבה. השיטה של מדידת-תפוקות נחשבה למתקדמת וחלק מן המודל של ניהול

---

[162] ברוסיה נמדדו שני מדדי כוח-אדם במסגרת כ-30 אינדיקטורים של אכיפה וציות הנמדדים באופן עקבי בשנים האחרונות: האחד של מספר פקחים כולל והשני של כוח-אדם באכיפה בהשוואה לתקנים.
OECD, *Connecting Activities With Results Prospects for Reforming Environmental Compliance and Enforcement Indicators in Russia* (draft 1 Sep. 2005), available at www.oecd.org/dataoecd/10/40/35486818.pdf (last accessed 19.9.2007).

[163] העסקה מעל לתקן הקיים עשויה להעיד על כך שהרשויות מכירות בצרכים המיידיים של מערכת האכיפה אך טרם התאימו את המדיניות והתקציבים לצרכים. העסקה מתחת לתקן הקיים עשויה להעיד על מדיניות ממשלתית שמייחסת חשיבות נמוכה למערך האכיפה בתחום איכות הסביבה.

ציבורי חדש.[164] מדד של תפוקות נועד למדוד רמות-פעילות. אלה הן למעשה "המוצרים" הישירים שמפיקה הממשלה מהשקעת התשומות. תוצרי-עבודה או פעולות שהרשויות נוקטות ושיש לממשל הציבורי שליטה ישירה בהם.[165] מדידת-תפוקות מתיישבת היטב עם יעדי היעילות של האכיפה. השוואת התפוקות לתשומות [I/OP] מאפשרת בחינת היעילות של מערכת האכיפה ומאפשרת לחשב עלות ממוצעת של יחידת-תפוקה של הרשות. מדידת-תפוקות מתיישבת גם עם החתירה אחר צדק הליכי באכיפה. השוואת היקף פעולות האכיפה המבוצעות בחלוקה לאזורים שונים, או גובה הקנסות שהוטלו בגין זיהומים שחלו באזורים שונים, שימשה קנה-מידה להערכת קיומו של צדק סביבתי הליכי בארה"ב.[166]

באכיפה קל יחסית למדוד תפוקות, וזו גם הסיבה שמדדים אלו הפכו פופולאריים כל כך. בארה"ב למשל, עושה המשרד לאכיפה וציות סביבתיים ב-EPA שימוש נרחב במדדי-תפוקות להערכת האכיפה. בין נתוני התפוקות הנמדדים: מספר הביקורות שבוצעו,[167] מספר תיקי האכיפה האזרחית שנפתחו ונסגרו, מספר הצווים המנהליים שהוטלו[168], היקף הקנסות הפליליים והאזרחיים שהוטלו וכיו"ב.[169] גם בישראל נהוג למדוד בעיקר תפוקות של מערכת האכיפה. בשנים האחרונות נוהג המשרד להגנת הסביבה לפרסם מדי שנה נתונים על תפוקות. למשל, דוח פעילות האכיפה של המשרד

---

[164] D. Osborne & T. Gaebler, *Reinventing Government — How the Entrepreneurial Spirit is Transforming the Public Sector* (1993). לתפיסה לגבי ישראל ראו *דין וחשבון הוועדה הציבורית-מקצועית לבדיקה כוללת של שירות המדינה וגופים הנתמכים מתקציב המדינה* (1989) (להלן: דוח קובֶּרסקי).

[165] INECE-OECD (2003) לעיל ה"ש 71, בעמ' 11.

[166] M. Lavelle & M. Coyle, "Unequal Protection: the Racial Divide on Environmental Law", 21 *National L. J.* 51 (Sep., 1992), שמצא כי יש פערים בהיקף האכיפה ובהיקף הקנסות בין אזורים מעוטי-יכולת לבין אזורים אמידים בארה"ב. השוו ל: E. J. Ringquist, "A Question of Justice: Equity in Environmental Litigation, 1974-1991", 60(4) *The J. of Politics* 1148, 1163 (Nov., 1998), שמצא כי אין פערים משמעותיים בין גובה הקנסות שנפסקו בעבירות שבוצעו באזורים אמידים לבין גובה הקנסות שניתנו ביחס לעבירות שבוצעו באזורים מעוטי-יכולת. להרחבה ראו פרק ראשון, חלק 4 (א)(2).

[167] למשל, דוח U.S EPA, *NET (National Enforcement Trends) EPA Inspections and Investigations (FY 2006)*, available at: http://cfpub.epa.gov/compliance/resources/reports/nets/report.cfm?CAT_ID=234&SUB_ID=1205&templatePage=3 (last accessed 17.9.2007).

[168] U.S EPA, *NET- Enforcement Actions (FY 2006)* available at http://cfpub.epa.gov/compliance/resources/reports/nets/report.cfm?CAT_ID=234&SUB_ID=1208&templatePage=3 (last accessed 17.09.2007).

[169] U.S EPA, *National Enforcement Trends — EPA Long Term Trends (FY 2006)* available at http://cfpub.epa.gov/compliance/resources/reports/nets/report.cfm?CAT_ID=234&SUB_ID=1207&templatePage=3 (last accessed 17.09.2007).

לשנת 2006,[170] מציג נתוני תפוקות (הגם שאלה מוגבלים) על מספר ברירות הקנס שניתנו לפי תחומים סביבתיים שונים[171] וכן על מספר הליכי האכיפה המנהליים: צווים, התראות ושימועים שהתנהלו במחוזות, בחלוקה לתחומים סביבתיים.[172] מדינות רבות, בהן רוסיה, נוהגות למדוד בעיקר תפוקות של מערכת האכיפה.[173]

רצוי שמדדי OP יימדדו בנפרד עבור כל גורם המעורב באכיפה. תפוקות הן בראש וראשונה פעילויות של יחידות שלטוניות. לפיכך נכון לחלק ולאפיין מדדי-תפוקות על-פי הרשות או הגוף הממונה על ביצוע הפעולות. כאשר הדבר ניתן, יש מקום לייחס מדדי-תפוקות לשלושה גופיים מרכזיים: הרשות המבצעת, הנחלקת לגורמים מייעצים לעידוד הציות, גורמי האכיפה והחקירה והרשות השופטת.

ייחוס מדדי התפוקות לרשויות מאפשר להשוות את תרומתם היחסית של גופי-אכיפה הפועלים במקביל באותו תחום סביבתי. במדינות רבות מתבצעת אכיפה הן באמצעות השלטון המקומי והן באמצעות השלטון המרכזי, או באמצעות שניהם גם יחד. בישראל נאכף חוק שמירת הניקיון הן על-ידי המשטרה הירוקה של המשרד לאיכות הסביבה והן על-ידי פקחי הרשויות המקומיות, אשר הוסמכו לפעול לאכיפתו מתוקף חוק שמירת הניקיון.[174] בארה״ב, מרבית תחומי איכות הסביבה נאכפים באמצעות הממשל הפדראלי והממשל המדינתי, תוך הותרת גמישות מוגבלת לממשל המדינתי.[175] ככלל,

---

[170] המשרד להגנת הסביבה, אגף תיאום אכיפה, *דוח סיכום פעילות*, ינואר דצמבר 2006. בכתובת: www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/ModulKvatzim/p0425_1.pdf (נכון ליום 18.8.2007).

[171] הדוח לשנת 2006 התייחס לחלוקה לתחומים הבאים: שמירת הניקיון, מניעת רעש, זיהום אוויר מכלי-רכב בדרך, פיקדון, תנאים תברואתיים בתחנות-דלק.

[172] התראות ממוינות לפי החקיקה שמכוחה ניתנו: חוק המים, התשי״ט-1959, חוק רישוי עסקים, התשכ״ח-1968, חוק שמירת הניקיון, התשמ״ד-1984 וחוק החומרים המסוכנים, התשנ״ג-1993. צווים מחולקים כדלקמן: צו לסילוק מפגע, צו-סגירה מנהלי, צו לפינוי רעלים, צו-ניקוי. חלוקה זו אינה מלמדת הרבה על אופי העבירות, שכן כל אחד מהתחומים הללו עשוי לכלול קשת רחבה של עבירות מסוגים שונים. תחומים כגון זיהום קרקע או אוויר, כלולים לכאורה תחת הקטגוריות הכלליות של רישוי-עסקים או מניעת-מפגעים. לפיכך אין אפשרות לדעת מהן פעולות האכיפה שננקטו ביחס לזיהומים במדיה האלו.

[173] OECD (2005) לעיל ה״ש 65.

[174] ההסמכה מבוצעת בהתאם לס׳ 12 לחוק שמירת הניקיון, המאפשר לשר להגנת הסביבה להסמיך פקחים בעלי כל סמכויות האכיפה שבחוק, מטעם איגודי ערים, עיריות, מועצות מקומיות, רשויות נחלים ומעיינות, רשויות ניקוז, רשות הנמלים, רשות שדות התעופה, מנהל מקרקעי ישראל, קרן קיימת לישראל ורשות הטבע והגנים. למעשה, הגופים העיקריים העושים שימוש בפקחים שהוסמכו לפי חוק הם הרשויות המקומיות, איגודי הערים לאיכות הסביבה וכן רשות הטבע והגנים. פקחי הרשויות המקומיות פועלים בתחום הניקיון גם בכפיפות לחוקי העזר העירוניים.

[175] J. P. Dwyer, "The Role of State Law in an Era of Federal Preemption: Lessons from Environmental Regulation", 60 *Law & Contemp. Probs.*, 214 (1997).

בחלק מתחומי איכות הסביבה, בפרט ברגולציה של משאבים כלל-אמריקניים (למשל בתחום האנרגיה האטומית), הקונגרס לא הותיר למדינות תפקיד רגולטורי כלשהו. הרגולציה הפדראלית תופסת זכות קדימה

המדינות יכולות לקבל אחריות על אכיפה נגד הפרות מסוימות רק כאשר היא מוכיחה שיש לה הסמכות והמשאבים הנדרשים כדי לאכוף את החוק כראוי.[176] סמכות זו יכולה להינטל מהמדינות אם ה-EPA הפדראלי גורס כי אינן מקיימות את הנדרש מהן. למשל, חוק אוויר נקי משנת 1970 (Clean Air Act) הרחיב את סמכויות האכיפה הפדראליות בתחומי זיהום האוויר ואִפשר לממשל הפדראלי לנקוט צעדי אכיפה כאשר המדינה לא החלה לנקוט פעולות אכיפה, 30 יום לאחר שניתנה הודעה לה ולמפר.[177] אלו הן רק שתי דוגמאות לחלוקת סמכויות האכיפה בין גופי-ממשל שונים — מצב שמקובל כנראה גם במדינות נוספות. בנסיבות אלו, מעקב וייחוס תפוקות האכיפה לגורם האחראי, מועילים לקבלת תמונת-מצב מהימנה ולניתוח מדויק יותר של המדדים.

טבלה 4(2): **דוגמאות למדדי-תפוקות (OP)**

רשויות מייעצות/הפועלות לעידוד הציות	**רשות חוקרת ואוכפת**	**רשות שופטת**
מספר פגישות הייעוץ	תיקי החקירה שנפתחו	מספר פסקי הדין שניתנו בשנה
מספר הכניסות לאתר הייעוץ	מספר ביקורות הפתע שבוצעו	מספר הקנסות
מספר מתקני הניטור שהותקנו	תיקי החקירה שהועברו לתביעה	קנס ממוצע
	שימועים שבוצעו	היקף עונשים מסוג אחר
	התראות שבוצעו	מספר ההרשעות
	החרמות רכוש או כלי-רכב	מספר הזיכויים
	צווים מנהליים שניתנו	
	קנסות מנהליים שניתנו	

(preemption) על פני הרגולציה והאכיפה המדינתית, ומותירה הן את קביעת המדיניות והסטנדרטים והן את האכיפה בידי הממשל הפדראלי. לעִתים קרובות יותר, המדינות הן שותף זוטר בפרויקט הרגולציה, ואילו הממשל הפדראלי הוא שקובע את המדיניות הסביבתית הלאומית ואת הסטנדרטים (למרות שלרוב מותר למדינות לאמץ סטנדרטים קשיחים יותר) ורשויות מדינתיות שאושרו על-ידו אוכפות את החקיקה תחת ביקורת הממשל המרכזי. בחלק קטן של תחומי איכות הסביבה, התיר הממשל למדינות לאמץ מערכות-רגולציה מקבילות ולאוכפן. לפירוט התחומים המאפיינים כל דפוס-הסדרה, ראו שם.

[176] H. Humphrey & L. C. Paddock, "Federal and State Roles in Environmental Enforcement: A Proposal for a More Effective and More Efficient Relationship", 14 *Harv. Envtl. L. Rev.* 13 (1990). שם מציינים הכותבים כי: "Federal Laws refer to approved states programs in several ways ranging from states with programs having 'primary enforcement responsibility' or 'primacy', to states with programs having approval or authorization, of state plans by EPA with joint federal-state enforcement."

[177] שם, בעמ' 14-15.

בשנים האחרונות גברה הביקורת על מדידת ביצועי מערכות אכיפה וציות באמצעות מדדי-תפוקה בלבד. הביקורת נמתחה בעיקר על כך שחרף העובדה שמדדי-תפוקות יכולים לתת אינדיקציה כלשהי ביחס לאופן ביצוע תכנית האכיפה ויעילות הביצוע, הם אינם מספקים את המידע הדרוש על-מנת לנהל תכניות אלו באפקטיביות. בהקשר זה זוהו מספר מגבלות מובנות של מדדי-תפוקה.[178]

מדדי-תפוקה נכשלים בשיקוף התוצאות הסביבתיות שהושגו כתוצאה מהפעולות המתוארות במדד. הם מעידים מעט מאוד על ההתקדמות בהשגת יעדים סביבתיים או בטיפול בבעיות סביבתיות קונקרטיות.[179] בעוד הם מתארים את מספר תיקי החקירה והתביעה שנפתחו, הם אינם מתייחסים לשינויים הסביבתיים, כגון כמות המזהמים שהופחתו כתוצאה מהחקירה או הפעולה המשפטית.[180] הם אינם מתארים את השינוי שחל בתרבות הניהולית של חברות ואת החיסכון בפליטות מזהמים שנמדדו כתוצאה משינויים אלה.[181] כלומר, אין קשר הכרחי וברור בין מדדי-תפוקות למדדי תוצאות סביבתיות.

מדדי-תפוקות אינם משקפים כמעט דבר ביחס לרמת הציות הכללית הקיימת בחברה נתונה או בקרב אוכלוסייה הכפופה לרגולציה.[182] מדד המוסר מידע על "הפעולות" שביצעה רשות האכיפה, אינו מעריך אל-נכון את השינויים הנורמטיביים שהתרחשו בקרב הכפופים לחוק ואת ההשפעה של פעולות המבוצעות לעידוד הציות. הוא אינו משקף את השינויים שחלו בהתנהגות כתוצאה מפעולות אלו, הן מן הבחינה הפסיבית (הימנעות מהפרת הרגולציה) והן מבחינה אקטיבית (יישום מערכת-ניהול סביבתית, השקעה בטכנולוגיות סביבתיות למניעת זיהום, ועוד).[183] פעולות האכיפה הננקטות על-ידי הרשות אינן צריכות להתפרש בהכרח באופן חיובי כעדות לפיתוח יכולת טובה יותר לזיהוי ולתיקון הפרות. נטען כי הגדלת פעולות האכיפה יכולה דווקא לשמש ראיה

---

[178] M. Stahl, "Performance Indicators for Environmental Compliance and Enforcement Programs: the U.S EPA Experience"., *Sixth International Conference on Environmental Compliance and Enforcement*, 202 (EPA.,1996). ; וראו גם: J. A Mintz, "Scrutinizing Environmental Enforcement: A Comment on a Recent Discussion at AALS", 17(1) *J. Land Use & Envtl. L.* 127, 140 (Fall, 2001).

[179] במחקר אמפירי שנסקר בפרק השני בחלק 3(ג), נמצא כי שיפורים סביבתיים בוצעו בלא קשר בהכרח לתפיסת חומרת סיכויי התפיסה והענישה. ברם, יודגש כי תפיסת הסיכון אינה זהה לסיכון בפועל. רק הסיכון בפועל הוא נגזרת של מספר פעולות האיתור, הפיקוח והענישה. Thornton (2005) לעיל ה"ש 59.

[180] Mintz (2001) לעיל ה"ש 181, בעמ' 139.

[181] Stahl (1996) לעיל ה"ש 181, בעמ' 202.

[182] Stahl (1996) לעיל ה"ש 181, בעמ' 202.

[183] Stahl (1996) לעיל ה"ש 181, בעמ' 202.

לכך שהרשות חייבת להרבות באכיפה נגד מספר הולך וגדל של עבריינים.[184] הנה כי כן, מידע על מספר פעולות האכיפה הננקטות אינו משקף את אפקטיביות מערכת האכיפה באספקלריה של יעדיה.[185]

המסקנה המתבקשת מצד המבקרים היא שמדדים טובים יותר דרושים על-מנת ליצור זיקה ברורה בין פעולות-אכיפה ופעולות לעידוד הציות לבין התוצאות המושגות הלכה למעשה. לשם כך על האינדיקטורים לשקף לא רק פעולות, אלא את היחס שבין פעולות לבין שינויים התנהגותיים וסביבתיים. כלומר, יש להרבות בשימוש במדדים המשקפים את היחס OP/R או OP/OC.

3. מדדי תוצאות התנהגותיות (OC)

מדדי תוצאות התנהגותיות (Outcomes), אשר ייקראו להלן גם מדדי OC, מתייחסים אל אותם תהליכים או פעולות שיש בהם כדי להוביל להשגת התוצאה הסופית של השפעה על הסביבה. מדדי OC עוקבים אחר מרכיבים המשפיעים על הציות לחוק בקרב הגורמים הכפופים לרגולציה.[186] תוצאות התנהגותיות עשויות להתרחש אצל פרט או אצל ארגון בדרכים שונות. שינויים קוגניטיביים ופְנים-נורמטיביים כגון הכרת החוק, הבנת החוק ותפיסת הלגיטימיות של החוק — מאפיינים את הפרט. הואיל ושינויים אלה אצל הפרט הם פנימיים ואינם זוכים ככלל לביטוי בפעולה חיצונית מלבד עצם הציות לחוק, הם ניתנים למדידה בעיקר באופן איכותני. ברמת הארגון ישנה שורה של תוצאות לא-מיידיות המשקפות כלפי חוץ את השינוי שחל ביחס להכרה נורמטיבית בחשיבות החוק או בתגובה להרתעה. פעולות אלו באות לידי ביטוי במעשים ובשינויים ארגוניים — הן פיזיים והן בתשתית כוח האדם — המשקפים את יחסו של הארגון לדרישות הסביבתיות.

שינויים קוגניטיביים כגון תפיסת ההסתברות להיתפס ולהיענש וכן תפיסת חומרת העונש, מקובלים כאמת מידה למדידת הרתעה ומהווים בכך תוצאה התנהגותית היכולה להמדד.[187] במחקרים אקונומטריים הנטייה היא לבחון משתנים אלה באופן אובייקטיבי (כפונקציה של היקף הפיקוח, וחומרת העונש).[188]

---

[184] "In counting cases and penalties, were measuring failure not measuring success." ראו: Mintz (2001) לעיל ה"ש 181, בעמ' 140.

[185] Stahl (1996) לעיל ה"ש 181, בעמ' 203.

[186] Markovitz (2005) לעיל ה"ש 34, בעמ' 341.

[187] ראו פרק שני חלקים 3א ו- 3ב.

[188] ראו פרק שני חלקים 3ב ו- 3ג.

ברמת הארגון מדדי תוצאות התנהגותיות יכללו פעולות שונות שהארגון יכול לבצע ושביצוען משקף הפנמה נורמטיבית. הפנמה נורמטיבית נמצאה קשורה לאימוצה של מערכת לניהול סביבתי או יישום הנחיות סביבתיות לעובדים ולמנהלים. ביצוע שינויים בכוח האדם המטפל בנושאי-סביבה או בנהלי התחזוקה השוטפת וכן השקעות כספיות בשיפורים טכנולוגיים ובהכשרת עובדים, המשקפים את מידת ההפנמה הנורמטיבית של הרגולציה הסביבתית בקרב פירמות, יכולים גם הם להיחשב לתוצאות התנהגותיות.[189] בקרב פרטים, תוצאות התנהגותיות המתלוות לאכיפה נורמטיבית, כגון: הכרת החוק, הבנת החוק, פיקוח חברתי (גינוי חברתי) והתייחסות אישית לעבירה, מהוות נושא אפשרי לבחינה.[190]

מדדי OC מספקים תמונה כלשהי, אם כי מוגבלת, ביחס להתקדמות מערכת האכיפה בהשגת יעדיה הסביבתיים. בקרב פירמות נמצא כי לאופי ניהול התאגיד יש חשיבות כמשתנה עצמאי המסוגל לנבא את התוצאות הסביבתיות של התאגיד. ניהול תאגידי שיש בו רגישות והכרה בחשיבות הנושאים הסביבתיים — מסיבות שאינן רק תועלתניות אלא עקרוניות, ערכיות ואסטרטגיות — יַטה להוביל את התאגיד לביצועים סביבתיים משופרים ואף לעבור בכך את דרישות הרגולציה.[191]

לכן, השקעות בטכנולוגיות סביבתיות, בהכשרת עובדים ובמימוש מענקים, עשויות לתת אינדיקציה לשיפור סביבתי כתוצאה מן האכיפה. בארה״ב למשל, עושים שימוש קבוע במדדים האחרונים בהערכת מערך האכיפה. נתונים על היקפי ההשקעות הסביבתיות עקב מאמצעי האכיפה, מפורסמים בדוחות האכיפה השנתיים של ה-EPA.[192]

---

[189] Kagan (2003) לעיל ה״ש 58, בעמ׳ 51, 57; Thornton (2005) לעיל ה״ש 59, בעמ׳ 262, 263 וכן N. A. Gunningham, D. Thornton & R. A Kagan, "Motivating Management: Corporate Compliance in Environmental Protection", 27(2) *L. & Policy* 308 (2005a). מחקרים אלה נסקרו בפרק השני, חלק 3(ג).

[190] P. Elffers, H van der Heijden & M. Hezemans, "Explaining Regulatory Non-Compliance, A Survey, Study of Rule Transgression for two Dutch Instrumental Laws, Applying the Randomized Response Method", *19(4) J. of Quantitative Criminology* 417 (Dec. 2003).

[191] Kagan (2003) לעיל ה״ש 192, בעמ׳ 81, 87-89.

[192] OECA-EPA (2007) לעיל ה״ש 132, בעמ׳ 13. שם מפרט הדוח השקעות סביבתיות משנת 2002 ועד לשנת 2006 (במליארדי דולרים): 3.9$ לשנת 2002, 2.9$ לשנת 2003, 4.8$ לשנת 2004, 10$ לשנת 2005, ו-4.9$ לשנת 2006. מנתונים אלה עולה חוסר-יציבות בהשקעות הסביבתיות ללא מגמת עלייה משך השנים. בדוח EPA, NET- FY 1999—FY 2006 Value of Complying Actions לשנת 2006 (available at www.epa.gov/compliance/resources/reports/nets/fy2006/nets06-injrelief-f3.pdf (last accessed 16.09.2007)) יש פירוט של שווי פעולות הציות שננקטו בעקבות צעדי האכיפה לפי חלוקה לדברי החקיקה הסביבתית הראשיים בין השנים 1999 ועד 2006. חלוקה זו מאפשרת להשוות בין ההשקעות הסביבתיות שבוצעו עקב האכיפה בתחומים סביבתיים שונים, כגון זיהום-מים, זיהום-אוויר וזיהומי-קרקע.

לעומת זאת, הזיקה בין אפקטים התנהגותיים של הרתעה לבין תוצאות סביבתיות, אינה חד-משמעית. אין מִתאם מלא בין תוצאות סביבתיות לבין מידת ההרתעה. במחקר אחד נמצא כי הגם שחברות רבות נוקטות פעולות סביבתיות בהסתמך על הרתעה הנוצרת מפרסום מקרי-אכיפה, לא נמצא קשר בין נקיטת הפעולות לבין היקף הידע הנוגע למקרי האכיפה. לא זו אף זו: פירמות שהעריכו את סיכויי התפיסה והענישה כגבוהים, לא התגלו כנוטות יותר לנקוט פעולות סביבתיות מאשר פירמות שהעריכו סיכויים אלה כנמוכים.[193] לאור האמור יש להיזהר בהמרת מדדי R במדדי OC בקלות רבה מדי, ולייחד את ההמרה לאותם מקרים שבהם אין די מידע לגיבוש מדדי R ויש בסיס להניח כי מדדי OC יכולים לשמש קירוב נאות.

טבלה 4(3): **דוגמאות למדדי תוצאות התנהגותיות (OC)**

תוצאות סובייקטיביות		**תוצאות אובייקטיביות**	
ברמת הפרט	**ברמת הארגון**	**ברמת הפרט**	**ברמת הארגון**
מידת הכרת והבנת דרישות החוק	מידת הכרת דרישות החוק בקרב מנהלי ועובדי הארגון	שינויים באחוזי הציות לחוק	כנ"ל
הכרת גופי הסיוע הממשלתיים והפרטיים ופנייה אליהם	כנ"ל	אחוזים או מספרים של עבריינות חוזרת (רצידיביזם)	כנ"ל
מידת הלגיטימיות של החוק בעיני הכפופים לחוק	כנ"ל		אימוץ מערכות לניהול סביבתי
תפיסת ההסתברות להיתפס	כנ"ל		השקעות כספיות בשיפורים טכנולוגיים
תפיסת ההסתברות להיענש	כנ"ל		השקעות כספיות (או ביצוע שינויים) בהכשרת עובדים
תפיסת חומרת העונש	כנ"ל		מימוש של מענקים או סיוע במסגרת תכניות לעידוד הציות
תפיסת חומרת הגינוי (הפיקוח) החברתי	כנ"ל		דיווח עצמי וניטור עצמי או ביקורות עצמיות (או באמצעות צד שלישי)

[193] Gunningham (2005a) לעיל ה"ש 192, בעמ' 275.

במגבלות האמור, לעתים אין מנוס משימוש במדדי OC כפרוקסי להערכת התוצאות הסביבתיות, בפרט כשאלו מתעכבות ביחס להתממשות השינויים ההתנהגותיים. אכיפה עקבית היוצרת השפעה הרתעתית מצטברת עשויה, חרף המאמצים, לתת את אותותיה הסביבתיים באיחור. השפעת האכיפה כמנוע הרתעתי להנעת שיפורים סביבתיים אינה מורגשת תמיד בסמיכות למעשי האכיפה. גם אם השפעתה של מערכת האכיפה על הכרת החוק, על הלגיטימיות שלו, על תפיסת ההסתברות להיענש ועל חומרת העונש היא מיידית — השפעתן של אלו על נכונות הפירמות לבצע את השינויים הסביבתיים הנדרשים אינה בהכרח מיידית. ברם, היעדר אכיפה ותפיסת סיכויי הענישה כנמוכים באופן עקבי ומתמשך, יביאו להידרדרות ניכרת במצב הציות לרגולציה הסביבתית.[194] לאור האמור מדדי OC יכולים להצביע על המגמות שיתגלו בסביבה רק באיחור.

השוואת התשומות לתוצאות ההתנהגותיות לאורך זמן, מאפשרת לבחון את יעילות המערכת בראייה של מבחן עלות אפקטיבית. השוואת התפוקות לתוצאות ההתנהגותיות על פני מספר שנים, עשויה ללמד על יכולתן ליצור הרתעה או שינוי נורמטיבי באמצעות פעולות-אכיפה שונות ועידוד ציות.

חרף התועלת האפשרית הרבה העשויה לצמוח ממדידת תוצאות התנהגותיות, השימוש שנעשה בהן עד כה להערכת אפקטיביות האכיפה הוא דל. דבר זה נובע ככל הנראה מהקושי למדוד ולנתח מדדים אלה. הקושי בולט נוכח הקלות היחסית של איסוף הנתונים והניתוח הנדרש במדדי I או OP. כמו כן טרם גובשו מתודולוגיות מובהקות ומקובלות לעיצוב מדדי OC.[195] גיבוש מתודולוגיה כזו היא הכרחית, אם אכן הכוונה היא להתייחס ברצינות לאפשרות לעשות שימוש במדדים אלה לצורך הערכת האפקטיביות של תכניות לעידוד הציות. ניסיון בכיוון זה ייעשה בהמשך, בחלק 5.

---

[194] Gunningham (2005a) לעיל ה"ש 192, בעמ' 309.

[195] אחד הניסיונות הבולטים לגבש אינדקס מצומצם לבחינת התמיכה בתפיסת-עולם התואמת את הפרדיגמה האקו-צנטרית, ראו אצל Dunlop לעיל ה"ש 68 בעמ' 433. במחקר זה עִדכנו הכותבים סולם קודם שהיה בשימוש נרחב ליצירת ה-New Ecological Paradigm (NEP) Scale. הסולם כולל 15 שאלות אשר מרואיינים צריכים להשיב עליהן בחיוב או בשלילה. מספר דוגמאות לשאלות הכלולות בסולם: "כאשר בני האדם מתערבים בטבע, זה גורם לעִתים קרובות להשפעות קטסטרופליות." "כדור הארץ מתקרב לקצה כושר הנשיאה של המין האנושי." "לבני האדם יש זכות להתאים את הסביבה הטבעית כדי שתהיה מתאימה לצורכיהם." "המשבר הסביבתי הוחרף מאוד." "אם הדברים יימשכו במסלול הנוכחי, בקרוב נחווה קטסטרופה אקולוגית חריפה," ועוד כהנה וכהנה. עקב כלליות השאלות והעובדה שאינן מעידות על מחוייבות אלא רק על עמדות, סולם זה אינו מתאים לביטוי המחוייבות של הכפופים לחוק לציות לחוקי איכות הסביבה. ייתכן שגרסא מותאמת של סולם זה תוכל לשמש לבחינת תפיסת הציבור הרחב לגבי חשיבות הציות לרגולציה הסביבתית.

4. מדדי תוצאות סביבתיות (R)

מדידת התוצאות בסביבה הפיזית (Results) (אשר תיקרא להלן גם 'מדדי R'), היא פעולה הכרחית למעקב אחר כל אחד מיעדי האכיפה. מדדי תוצאות התנהגותיות, כגון הכרת החוק והפנמתו, לגיטימיות החוק או השקעות בתחום הסביבה, אינם יכולים לשמש תחליף נאות למדידת התוצאות הניכרות בסביבה.[196] עד היום פותח מגוון שיטות לסיווג מדדים סביבתיים ולפיתוחם. אלה משתנות בהתאם לגורם המיישם (מקומי, מדינתי או בינלאומי) ובהתאם למטרה (פיתוח בר-קיימא או סביבה). קצרה כאן היריעה מלתאר את כל הגישות הללו.[197] לצורך ערכת המדדים והאינדקס יתמקד הדיון במספר מדדים סביבתיים מן הסוג של 'לחץ' ו'מצב'. מדדי 'לחץ' כוללים מדדים הבוחנים פליטות בקצה צינור הפליטה ומדדים הבוחנים את רמת הטיפול במשאבים שונים. מדדי 'מצב' כוללים ניטור הסביבה וניטור של בריאות מערכות אקולוגיות ומצב בריאות הציבור. ישנם מדדים מסוגים נוספים, אולם נראה כי לאלה אין זיקה לענייננו.

מדידת החיסכון בפליטות הפירמה, אשר נוצר עקב פעולות-אכיפה, היא השיטה המקובלת בארה"ב לניטור ההשפעות הסביבתיות של האכיפה בעצירת עבירות. שם מתבצע מעקב שוטף אחר כמות המזהמים שהופחתו מכל פעולת-אכיפה. בתום פעולת האכיפה נדרש האחראי למלא דין וחשבון על היקף המזהמים שהופחתו, בהתאם למתודולוגיה המוכתבת על-ידי ה-EPA. הכלל הנהוג לצורכי התחשיב הוא חישוב הפליטות לפני ואחרי פעולות האכיפה (הכול ביחידת הזמן והכמות המתאימה), החסרת הכמויות והכפלת הפער במנה המתאימה לצורך חישוב החיסכון בפליטות לשנה.[198]

היתרון בשימוש במדדים כאלה הוא בזיקה המוכחת בין פעולות האכיפה להפחתת הפליטות. יתרון זה אינו קיים ביחס למדדי 'מצב' כפי שיידון בהמשך. מאידך-גיסא, מדידת 'החיסכון' בפליטות אינה משקפת את מלוא השיפור הסביבתי הגלום בפעולות

---

[196] Markovitz (2005) לעיל ה"ש 34, בעמ' 341.

[197] להרחבה Bakkes (1994) לעיל ה"ש 9. וגם OECD, *Towards Sustainable Development: Environmental Indicators* (1998). אופן הסיווג של האינדיקטורים של ה-OECD הוא לפי מודל ה-PSR שנסקר בסעיף 3(ב)(2) ראו גם: E. Smeets & R.Weterings, "Environmental Indicators Typology and Overview", *Technical Report No. 25 European Environment Agency* (1999) available at http://reports.eea.europa.eu/TEC25/en/tech_25_text.pdf (last accessed 2.2.2008). הכותבים מסווגים את האינדיקטורים הסביבתיים לארבעה סוגים: Descriptive Indicators: What is happening to the environment and to humans; Performance indicators: Does it matter; Efficiency indicators: Are we improving; Total Welfare indicators: Are we on the whole better off.

[198] המתודולוגיה מפורטת ב: U.S EPA-OECA, *Final- Case Conclusion Data Sheet Training Booklet*, Part 4.0 (2004). Available at: www.epa.gov/compliance/resources/publications/data/tools/ccds.pdf (last accessed 18.9.2007).

האכיפה ועידוד הציות. 'החיסכון' הנמדד ישירות אינו מבטא את ההשפעה הכללית של ההרתעה ואת השינוי הנורמטיבי שזו מחוללת. למעשה, מדידת חיסכון ישיר משקפת רק את פעולתה של האכיפה בעצירת עבירות ובשיקום נזקים. השפעתן של פעולות אלו קטנה בהרבה מאפקט ההרתעה והשינוי הנורמטיבי.[199] לפיכך נראה כי יש צורך גם במדידת פליטות באופן כללי ובמדידת הטיפול הנאות במשאבים, בלא קשר לפעולות האכיפה.

מדידת מצב הסביבה מתבצעת בדרכים מגוונות שלכל אחת מהן דגש שונה. חקר רמת הזיהום במדיה השונים (מים קרקע ואוויר), עובר דרך בחינת המַגוון הביולוגי, בריאותן של אקו-סיסטמות[200] ומצבם של השטחים הפתוחים, מבחינת כמות, היקף ושימוש.[201]

מדדי בריאות האדם בוחנים את המַתאם בין המצב הסביבתי לבין בריאות הציבור. באמצעות מבחנים סטטיסטיים או מחקרים אפידמיולוגיים, יוצרים מדדים אלה זיקה בין מצב בריאות (תחלואה ותמותה) לבין המזהמים אשר להם נחשפה האוכלוסייה.[202]

---

[199] ראו פרק ראשון חלק ב3 (2)(ג).

[200] להרחבה R. Costanza, *Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health* (2007). שדה "הבריאות" של אקו-סיסטמות בוחן את האינטראקציות בין מערכות טבעיות, בריאות האדם ופעילות אנושית. לפיכך, אינדיקטורים מסוג זה מתאימים ביותר בהקשר של בחינת אפקטיביות האכיפה, הואיל והם אינם מתייחסים למערכות הטבעיות באופן מנותק מן הפעילות האנושית. בספר זה ניתן למצוא תיאור מקיף של מדדים אקולוגיים המשמשים להערכת "הבריאות" של מגוון אקוסיסטמות, ביניהן אזורים חופיים, יערות, בִּצות ואגני-ניקוז ושטחיים חקלאיים.

[201] מ' קפלן, "אינדיקטורים בתחום השטחים הפתוחים: פרק 7", *אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא בישראל, דוח מסכם שלב א'*, 62 (ע' פיטלסון עורך, 2004). יצוין כי עקב מורכבותו ואופיו התנודתי של הקשר בין משתנים סביבתיים לבין מגוון ביולוגי, לא ניתן להסתמך עליהם, בוודאי לא באופן בלעדי, על-מנת להעריך את מצבו של המגוון הביולוגי. לכן יש צורך לעשות שימוש באינדיקטורים אחרים על-מנת להעריך את עושר המינים בקבוצה מסוימת. י' מנדליק (2004) לעיל ה"ש 203, בעמ' 103.

[202] T. Kjellström & C. Corvalan, "Framework for the Development of Environmental Health Indicators". אינדיקטורים של בריאות סביבתית מורכבים 48(2) *World Health Stat*. Q. 144-54 (1995) יותר מאינדיקטורים של בריאות או אינדיקטורים סביבתיים העומדים לבדם, משום שעליהם ליצור קשר סיבתי המבוסס מדעית בין מצב הבריאות למצב הסביבה. הם משכללים משתנים כגון השתנות בחשיפה או ברגישות של פרטים והשפעת החשיפה למספר מזהמים בעת ובעונה אחת. השתנות זו משמעה שקשרים הנמצאים כנכונים עבור מרבית האוכלוסייה, לא יחולו בהכרח על כל הפרטים או הקבוצות בחברה בכל עת. יצירת הקשר הסיבתי יכולה להסתייע במחקר אפידמיולוגי עבור מקום נבחר במועד מסוים. ברם, עקב שיקולי עלות נעשה לרוב שימוש במידע אגרגטיבי על הסביבה ועל הבריאות. יצירת הזיקה מתבססת על השפעות סביבתיות שפורסמו בספרות. לנוכח האמור, הקושי ביצירת הזיקה בין הסביבה לאינדיקטורים בריאותיים, ממשיך להיות המכשול העיקרי ביצירת אינדיקטורים מהימנים של בריאות סביבתית. ראו גם: J. T. Willis & D. J. Briggs, "Developing Indicators for Environment and Health", 48(2) *World Health Stat*. Q. 155–163 (1995); K. Scherer, A. Kraut, A. Yassi, A. Wajda & J. Bebchuk, "Using Administrative Health Data to Monitor Potential Adverse Health Effects in Environmental Studies", 66 *Envtl. Res*. 143–151 (1994).

במדדים אלה הדגש אינו סביבתי ביו-צנטרי, אלא אקו-צנטרי — קרי: השפעת הסביבה על האדם.

מדידת מצב הסביבה משקפת על פניה, באופן המדויק ביותר, את הישגי האכיפה במִקסוּם התוצאות הסביבתיות, ומכאן חיוניותה. מדידת מצב הסביבה יכולה להביא לידי ביטוי לא רק את השפעות האכיפה בכל הנוגע לעצירה ולשיקום נזקי עבירות סביבתיות, אלא גם במניעת נזקים לסביבה באמצעות אסטרטגיות של הרתעה ושינוי נורמטיבי. ברם, השינויים המשתקפים במדדי המצב אינם קשורים לאפקטיביות האכיפה בלבד, וישנם גורמים רבים ושונים היכולים להשפיע עליהם. בהמשך יתואר כיצד מושפעים מדדים של מצב הסביבה ממגוון רחב של משתנים המקשים על האפשרות לזקוף את השינויים בסביבה לזכות האכיפה בלבד.

טבלה 4(4): **דוגמאות למדדי תוצאות סביבתיות (R)**

תוצאות מיידיות	**תוצאות עקיפות**
כמויות מזהמים שהופחתו עקב ייעוץ ופעולות אחרות לעידוד הציות	מצב הפליטות של המפעל
היקף פעולות שיקום הסביבה שננקטו בעקבות צווים	מצב הסביבה כפי שנמדד ביחס למזהם באזור בו בוצעה האכיפה
כמויות מזהמים שהופחתו עקב צעדי-ענישה	בריאות הציבור (תחלואה או תמותה) בסביבה בה בוצעה האכיפה
כמויות של מזהמים שהופחתו עקב התראות ושימועים	
כמויות של מזהמים שהופחתו עקב ביקורות ופיקוח	

חשיבותם של אינדיקטורים המודדים תוצאות סביבתיות אינה מסתכמת רק בחיוניותם לבחינת השגת היעד של מִקסוּם התוצאות הסביבתיות. מדדי R מאפשרים גם לבצע בחינה מועילה ביותר של יעילות מערך האכיפה באמצעות השוואת התשומות לתוצאות הסביבתיות. היחס I/R נותן מענה למבחן הכלכלי של יעילות-עלויות ומאפשר למערכת לבחור את האסטרטגיות וכלי האכיפה בעלי העלות הנמוכה ביותר להשגת התוצאות הסביבתיות המבוקשות. כך למשל, ניתן לחשב עלות הפחתת ק״ג של מזהם (׳מחיר הקטנת הזיהום׳) באמצעות תביעות לעומת מרכזי סיוע או בתעשייה החקלאית לעומת התעשייה הכימית. הדבר מאפשר לבצע אגרגציה של היקפי הזיהום שהופחתו באופן

כולל באמצעות השימוש בקטגוריות של כלי-אכיפה שונים ולבחון את עלות ההפחתה בכל שיטה.

מדידת-תוצאות חשובה גם למעקב אחר השגת היעד של שוויון חלוקתי באכיפה. קריטריון זה חותר לכך שהתוצאה הסופית של כל צעדי האכיפה הננקטים תממש שוויון בתנאים הסביבתיים מהם נהנית האוכלוסייה כולה, תוך שימת דגש על הסביבה בה מתגוררת אוכלוסייה מעוטת-יכולת.[203] באמצעות מדידת מצב הסביבה באזורים שונים, ניתן לראות אם אכן ישנה מגמה לצמצום חוסר השוויון בתנאים הסביבתיים.

5. מִשתנים מִתערבים

אינדיקטורים מבוססי-תוצאות מסייעים לתהליך קבלת ההחלטות באמצעות ניטור היישום של תוצאות האכיפה, הן בפעולות, הן בהשפעה על ההתנהגות והן במצב הסביבתי. הרצון לחסוך במדידות ושיקולי-עלות מכַוונים את הרשויות לבחור תחום אינדיקטורים זה או אחר מתוך רצון לגזור מסקנות כלליות ממספר מדידות. לעִתים קיימת הנחה כי תוצאות התנהגותיות של ציות לחוק, או ההרתעה, מלמדות גם על התוצאות הסביבתית של האכיפה. זאת, בלי שנאספו ראיות לאימות הדבר. כפי שנטען קודם, הנחה מראש בדבר קשרים בין מדדים — כמו למשל, בין מדדי OC למדדי R — אינה אפשרית.

קושי נוסף קיים בייחוס שינויים במצב הסביבה לפעולות האכיפה. מעבר לקשיים המתודולוגיים וזמינות הטכנולוגיה הנדרשת לצורכי איסוף הנתונים, יכולים מדדי R להיות מושפעים מתהליכים ומכוחות שונים שאין להם קשר הכרחי עם מערכת האכיפה.[204] להלן יימנו תשעה מצבים שיש בהם כדי להשפיע על מדדי R באופן המעמם את הזיקה בין מדדים אלה לבין פעולות הננקטות לאכיפת דרישות הרגולציה.

1. *תמורות בשימוש בחומרי גלם לתעשייה* — תהליכי-ייצור תעשייתיים העושים שימוש בחומרי-גלם, משפיעים על רמות הפליטה לסביבה ומחוללים מפנה בכמות ובריכוז החומרים המצויים בסביבה (ambient standards). אף ששינויים בשימוש בחומרי-גלם יכולים להתחולל כתוצאה מאכיפת דרישות הרגולציה, אלה עשויים להתרחש גם כתוצאה מתנודות במחירי החומרים וזמינותם. תנודות מחירים נקבעות בתהליכים של היצע וביקוש בשוק הגלובאלי או המקומי. כך למשל, המעבר לשימוש בגז לצורך

[203] ראו פרק הראשון חלק 4 (ב)(2).

[204] INECE-OECD (2003) לעיל ה״ש 71, בעמ׳ 11.

הפקת אנרגיה, עשוי להתרחש כתוצאה מאכיפת דרישות להפחתת מזהמי-אוויר. ברם, סביר יותר שתהליך כזה יתממש בקנה-מידה גדול כתוצאה מעליית מחירי האלטרנטיבות (פחם או נפט),[205] מעליית הביקוש לחומר הגלם עקב ייצור מוצר חדש המבוסס עליו, מאמברגו של מדינות מייצרות או מהגדלת זמינות הגז.[206]

2. *שינויים טכנולוגיים בתעשייה* — תמורות טכנולוגיות בתעשיות, שמתלווה אליהן הטבה ניכרת בפליטות לסביבה, עשויות להביא לשינויים משמעותיים במדדי R. תמורות טכנולוגיות שהתרחשו כתוצאה מאכיפת דרישות הרגולציה ייחשבו כמובן לצורך חישוב מדדי OC. ברם, ייתכנו שינויים הנובעים ממניעים כלכליים טהורים. כך למשל, תהליכים של מִחזור בתעשייה עשויים להיות מונעים דווקא משיקולים של חיסכון עקב שימוש חוזר בחומרים שונים, ולאו דווקא מלחצים רגולטיביים. הדבר נכון גם ביחס לאימוץ טכנולוגיות של קוֹ-גנראציה בתעשייה, המביאה לחיסכון בצריכת חשמל ממקורות מִתפּלים.[207]

3. *שינויים בכדאיות הכלכלית של מוצרים ושירותי-צריכה* — תנודות במיסוי ובמכסים על מוצרים ושירותים, עשויות ליצור השפעות ארוכות-טווח על הסביבה. החלטת ממשלה להוריד או להעלות מחירי מוצר שבפיקוח, יכולה להיות בלתי-מכוונת

---

[205] א' גורן "גז טבעי: מחיר התחליף — או כמה עולה אנרגיה נקייה?" (16.10.2006) *bizportal* http://www.bizportal.co.il/shukhahon/biznews02.shtml?mid=126135 נכון ליום 18.09.2007.

[206] בראשית שנות ה-70 עבר משק החשמל בישראל מהפכה אסטרטגית, עת התקבלה ההחלטה לעבור לייצור חשמל גם מפחם (ולא רק ממזוט), בעקבות חרם הנפט הערבי שלאחר מלחמת יום הכיפורים. 30 שנה לאחר מכן, בראשית שנת 2004, עבר משק החשמל בישראל מפנה נוסף, עם כניסתו של הגז הטבעי למערך הדלקים המשמשים לייצור חשמל. הדבר קרה לאחר מציאת עתודות של גז טבעי מול חופי אשקלון. ראו: חברת החשמל, "גז טבעי- משק החשמל עולה מדרגה", www.israel-electric.co.il/bin/en.jsp?enDispWhat=Zone&enZone=NaturalGas&enDisp Who=NaturalGas& enPage=WidePage&enDisplay=view (נכון ליום 18.9.2007).

בסין למשל, מגמות השימוש באנרגיה מראות מַעֲבר לשימוש בגז טבעי ובמקורות אנרגיה חלופיים אחרים לצורך חימום ובישול. זאת עקב סגירת מכרות-פחם בבעלות המדינה. מה שמתרחש בסין מדגים כיצד לחצים כלכליים וסביבתיים מביאים להעדפת הגז הטבעי. ממשלת סין אישרה בשנת 1999 תכנית לייבוא גז טבעי ובאפריל 2000 כבר החלה בהקמת צינור הגז הראשי הראשון. כמו כן פועלת ממשלת-סין בשיתוף-פעולה עם רוסיה להנחת צינורות גז בין שדות הגז בסיביר לערים צפוניות כביג'יין וטיאנג'ין. J. E. Sinton & D. G. Fridely, *What Goes Up: Recent Trends in China's Energy Consumption* (Lawrence Berkeley National Laboratory, 1999) המצוטט בס' דון "השימוש בדלק פוסילי במגמה מעורבת" *סימני חיים 2000* 48 (ר' לסטר, ר' בראון, מ' רנר, ב' הלוויל ול' סטארק עורכים, 2000).

[207] N. D. Strachan & H. Dowlatabadi**,** *The Adoption of a Decentralized Energy Technology: The Case of UK Engine Cogeneration* (Center for the Integrated Study of the Human Dimensions of Global Change Carnegie Mellon University) available at aceee.org (last accessed 1.5.2007).

מבחינה סביבתית. כך למשל, הורדת המסים על ייבוא מכוניות חדשות, יכולה לעודד רכישת מכוניות אלו וליצור אפקטים סביבתיים. מחד-גיסא, גידול במספר כלי הרכב לנפש יביא לעליית הנסועה ברכב הפרטי ויגביר את פליטת המזהמים לאוויר תוך החרפה במדדי R של זיהום-אוויר. מאידך-גיסא, רכישת מכוניות חדשות המצוידות בטכנולוגיות משופרות (כגון ממירים קטליטיים) והורדת רכבים ישנים מן הכביש, ייצרו הטבה באיכות האוויר.[208]

4. *תמורות בהרגלי הצריכה, המונעות משיקולים אידיאולוגיים* — יש שמצבים אלה נובעים בחלקם מהגברת התודעה לחשיבות השמירה על הסביבה ויש שהם קשורים בתפיסת ההשפעות הבריאותיות של שימוש במוצרים מסוימים.[209] למרות ששיקולים אידיאולוגיים מושפעים בין היתר מהמדיניות של רשויות האכיפה, לא תמיד קל או אפשרי להתחקות אחר הקשר, בפרט כאשר מדובר בתופעה כללית ונרחבת. כך למשל, הגברה משמעותית של צריכת הירקות האורגניים תפחית את היקפי השימוש בדשנים. זו תביא לירידה בכמויות הדשן המחלחלות למי התהום ובכך לשיפור איכות המים. הגברת השימוש בירקות אורגניים יכולה לנבוע בעיקר מהגברת התודעה לצורך לשמור על הסביבה, אך היא יכולה להיות מונעת מן ההכרה כי ירקות אורגניים תורמים לבריאות.[210] מכיוון שונה לחלוטין עשוי תהליך זה להיות

---

[208] על השפעות המיסוי על מצב זיהום האוויר וכן על השפעות השימוש ברכב, ראו: K.Hirota & K.Minato, *Comparison of Vehicle Related Taxes by Cross-Section*, (paper presented at Conference: Better Air Quality in Asian and Pacific Rim Cities, 2002) available at www.cse.polyu.edu.hk/~activi/BAQ2002/BAQ2002_files/Papers/Fullpaper%2048.doc (last accessed 1.4.2007); ואר גם K. Hirota, J. Poot & K. Minato, "Do Policy Incentives Affect the Environmental Impact of Private Car Use? Evidence From a Sample of Large Cities", (Paper Prepared for the 43rd Congress of the European Regional Science Association, Jyväskylä, Finland 27-30, August 2003) available at www.jyu.fi/ersa2003/cdrom/papers/493.pdf (last accessed 1.4.2007).

[209] N. Stevenson, "Consumer Culture, Ecology and the Possibility of Cosmopolitan Citizenship", 5(4) *Consumption Markets & Culture* 305-319 (2002).

[210] שורה של מחקרים הראתה כי דאגה לסביבה ולבריאות היא ההסבר המכריע לצרכנות ירוקה ואורגנית. G. Chinnici, M. D'Amico & B. Pecorino, "A Multivariate Statistical Analysis on the Consumers of Organic Products", 104 *British Food J*. 187-199 (2002); C. Fotopouls & A. Krystallis, "Purchasing Motives and Profile of the Greek Organic Consumer: a Countrywide Survey", 9 *British Food J*. 730-765 (2002); A. M. Nordlund & J. Garvill, "Value Structures Behind Pro-Environmental Behavior", 34(6) *Envtl. & Behavior* 740-756 (2001).;C. Tanner & S. Wölfing Kast, "Promoting Sustainable Consumption: Determinants of Green Purchases by Swiss Consumers", 20(10*) Psychology & Marketing* 883-902 (Sep. ,2003). מאידך-גיסא ראו: A. Davies, A. J. Titteringto &, C. Cochrane, "Who Buys Organic Food? A Profile of the Purchasers of Organic Food in Northern Ireland", *British Food J*. 17-23 (1995) 97(10) שם טוענים הכותבים כי דאגה לסביבה או שיקולי-בריאות אינם

מונע מזמינות רבה יותר של מוצרים אורגניים לצרכן עקב ירידת מחירים ושיפור תהליכי ההפצה של הירקות לרשתות השיווק.[211] דוגמא זו מעידה עד כמה קשה לייחס שינוי בהרגלי הצריכה לסיבה אחת ויחידה, כגון אכיפת הרגולציה.

5. *שינויים בתשתיות פיזיות* — לטיב התשתיות הפיזיות — והפוונה בעיקר לתשתיות ביוב ומים ולתשתיות תחבורתיות — יש השפעות רבות על איכות הסביבה. השפעות אלו הן בגדר החצנות והן יכולות לשאת אופי חיובי או שלילי.[212] לדוגמא, חיזוק תשתית הרכבות עשוי להוביל לירידה בנסועה ברכב הפרטי, וכתוצאה מכך לשיפור במצב זיהום האוויר. מצד שני, בניית כבישים בין- ארציים גדולים המושכים אליהם תנועה רבה, יכולה לגרור שינוי לרעה במדדי זיהום-אוויר סביב הכביש, תוך שיפור כלשהו באזורים אשר מהם הוסטה התנועה.

6. *גידול וצפיפות אוכלוסין* — מגמות דמוגרפיות הן מרכיב חשוב ומרכזי בהתפתחות מדדי R שונים. השינויים הנובעים מכך בצריכה ובהיקף השימוש באנרגיה, משפיעים על הפליטות לסביבה ועל לחצים הולכים וגדלים על משאבי הטבע.[213]

7. *תהליכים ושינויים חברתיים וכלכליים* — שינויים בהרכב, בתרבות ובכלכלה של אוכלוסיות (ולאו דווקא בגודלן), משפיעים באופן ניכר על מצב הסביבה. לדוגמא, ההגירה נמצאה גורם משפיע בתחום ניקיון המרחב הציבורי.[214] שינויים במצבה הכלכלי של האוכלוסייה משפיעים על אורח החיים והרגלי הצריכה, מותירים את

בהכרח המניע העיקרי לרכישת תוצרת אורגנית וכי דווקא משתנים כמו הכנסה, מגדר ומצב משפחתי נותנים את ההסבר לדפוסי רכישת מזון אורגני.

[211] M.K. Magnusson, A. Arvola, U.K Koivisto Hursti, L. A Oberg & P.O. Sjo¨de´n, "Attitudes Towards Organic Foods Among Swedish Consumers", 103 *British Food J*. 209-227 (2001). משתנים של מחיר ותפוצה נמצאו משמעותיים ביותר בקידום המכירות של מוצרים אורגניים.

[212] א' סולומון "אינדיקטורים תחבורתיים לניתוח ולהערכה של איכות הסביבה" *אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא בישראל, דוח מסכם שלב א'*, 136-139 (ע' פיטלסון עורך, 2004). ראו גם: J. J. Murphy & M. A. Delucchi, "Review of the Literature on the Social Cost of Motor Vehicle Use in the United States", 15 (1998) *J. of Transportation & Statistics* 16.

[213] לסקירת מגמות המחקר בתחום זה, ראו: A. R. Pebley, "Demography and the Environment", 35(4) Demography 377-389 (Nov., 1998).

[214] ראו למשל: A. Helman, "Cleanliness and Squalor in Inter-war Tel-Aviv", 31 *Urban History* 72-99, (2004) שם מציינת הכותבת: "Pressures for cleanliness in inter-war Tel-Aviv stemmed from the British government, the autonomous Jewish Municipality, local residents and visiting Zionists." המחקר טוען כי רמת הניקיון בחוצות שיקפה את התרבות הבריטית הקולוניאלית, אידיאולוגיות ציוניות וסטריאוטיפים אתניים וחברתיים.

אותותיהם על הסביבה.[215] מאידך-גיסא, מלחמות וחוסר שקט חברתי עלולים להביא להידרדרות במצב הסביבה.[216]

8. *זיהום חוצה גבולות* — סוגים שונים של זיהום אינם מכירים בגבולות מכל סוג שהוא ויש להם השפעות חיצוניות ועקיפות על אזור נרחב מעבר לאזור המוצא של הזיהום. זיהום יכול לעבור ממדינה למדינה כך שמאמצי מערכת האכיפה במדינה אחת עלולים להיכשל עקב זיהום שמקורו במדינה אחרת. למשל, שיפורים בטיפול בשפכים במדינה אחת, עשויים להיות מנוטרלים עקב זרימה של ביוב ממדינה שכנה.[217] תחמוצות-חנקן, חלקיקים, גזים חומציים, תרכובות מתכת ומזהמים אורגניים נישאים באטמוספרה אלפי קילומטרים מעבר לגבולות מדינתיים.[218] גזים אלה עוברים ריאקציות ויוצרים מזהמים שְניוניים המאותרים הרחק ממקור

---

[215] כלכלנים חוקרים זה שנים את הקשר בין מצב כלכלי והכנסה לנפש לבין מצב הסביבה. מודל כלכלי מקובל, ה-Kunzent Curve, מניח כי יש קשר של U הפוך בין הכנסה לנפש לבין מצב הסביבה. למחקר שבוחן את המודל הכלכלי ביחס למספר אינדיקטורים סביבתיים, ראו: M.A. Cole , A.J. Rayer & J.M. Bates, "The Environmental Kuznets Curve: An Empirical Analysis", 2 *Environment & Development Econ*. 401-416 (1997). לטענה כי מדדים סביבתיים של זיהום-אוויר מקומי ומדינתי, אינם מאשרים קיומו של קשר Kunzent ראו: W. T. Harbaugh, A. Levinson & D. M. Wilson, "Reexamining the Empirical Evidence for an Environmental Kuznets Curve",84(3) *Rev. of Econ. & Statistics* 541-551 (Aug., 2002).

[216] לדוגמא ראו: S. C. Stonich, "The Dynamics of Social Processes and Environmental Destruction: A Central American Case Study", 15(2) Population & Development Re. 269-296 (Jun., 1989). הכותבת מזהה קשרים בין משברים חברתיים המתחוללים בדרום-אמריקה לבין הידרדרות אקולוגית בתחומים מגוונים כגון אבדן יערות, פגיעה באגני-היקוות, פגיעה בסביבה החופית וסחף ושחיקת קרקע.

[217] דוגמא לזיהום כזה היא שפכים לא-מטופלים שמקורם ביישובים פלסטיניים, הזורמים לים או מחלחלים לאקוות ההר דרך שטחי ההזנה של האקווה. יש לציין כי איכות השפכים שמקורם ברשות הפלסטינית נמוכה בהרבה מהשפכים שמקורם בישראל מבחינת הפרמטר של צח"ב (צריכת חמצן ביוכימית). הצח"ב היא לרוב הפרמטר המרכזי לבחינת איכות שפכים וקולחים. תקנות בריאות העם (קביעת תקנים למי שפכים), התשנ"ב-1992. שפכי הפלסטינים מאופיינים ב-600 מ"ג/ליטר צח"ב בעוד ששפכים שמקורם בישראל מגיעים לכדי 300-200 מ"ג/ליטר צח"ב. ראו: נ' קליאוט *זיהום סביבתי חוצה גבולות: ישראל, ארצות ערב והרשות הפלסטינית*, 34 (המועצה הלאומית לאיכות הסביבה, 2003).

[218] לדוגמאות קונקרטיות: J. Lelieveld et al., "Global Air Pollution Crossroads over the Mediterranean" Science 794-799 (Oct., 2002). ממצאי המחקר סוכמו באופן הבא: "The Mediterranean Intensive Oxidant Study, performed in the summer of 2001, uncovered air pollution layers from the surface to an altitude of 15 kilometers. In the boundary layer, air pollution standards are exceeded throughout the region, *caused by West and East European pollution from the north*. …. *In the middle troposphere, Asian and to a lesser extent North American pollution is transported from the west. Additional Asian pollution from the east, transported from the monsoon in the upper troposphere*, crosses the Mediterranean tropopause, which pollutes the lower stratosphere at middle latitudes." (ההדגשות שלי א' ק')

הפליטה. בין היתר נגרמת בדרך זו התופעה של גשם חומצי ואוטריפיקציה של גופי-מים מתוקים.[219]

9. *אירועים או תהליכים טבעיים* — הרעה במדדי R יכולה להתרחש כתוצאה מאסונות-טבע ומאירועים הגורמים לשינוי במצב הסביבה בקנה-מידה גדול. לדוגמא, עלייה ברמות הסביבתיות של גופרית דו-חמצנית, עשויה להתרחש כתוצאה מהתפרצויות געשיות, מריקבון של חומרים ביולוגיים ומשריפות-יער. את הכמויות המדויקות של הפליטות ממקורות טבעיים קשה לאמוד. בשנת 1983 העריך UNEP כי בין 80 ל-288 מיליון טונות גופרית דו-חמצנית (SO_2) השתחררו לאטמוספרה מדי שנה ממקורות טבעיים — בעיקר מהתפרצויות געשיות — לעומת 69 מיליון טונות ממקורות אנתרופוגניים. מקורות טבעיים של תחמוצות-חנקן (NO_X) כוללים הרי-געש, ימים, רקב ביולוגי וברקים. ההערכה היא כי 20-90 מיליון טונות של תחמוצות-חנקן משוחררות לאוויר ממקורות טבעיים, בעוד שרק 24 מיליון טונות מקורם בפעילות אנושית. מקורות טבעיים של חלקיקים חשובים פחות ממקורות אנתרופוגניים, אך גורמים לא אחת לאפיזודות-זיהום אינטנסיביות וקצרות-יחסית. למשל, סופות-חול שמקורן בסהרה יכולות לגרום לאירועי זיהום-אוויר חמורים במיוחד בישראל.[220]

לאור האמור, ניכר כי ההתערבות של משתנים רבים יוצרת קושי לייחס שינויים במדדי R סביבתיים דווקא לפעולתה של האכיפה. דבר זה מקשה על השימוש במדדי R סביבתיים לבדם ולתיאור עמידתה של מערכת האכיפה ביעד של מִקסוּם התועלת הסביבתית. לעומת זאת נראה כי מדדי R המשקפים את החיסכון בפליטות של המפעל (ולא את מצב הסביבה הכללי), מושפעים במידה פחותה מן המשתנים שתוארו כאן. לפיכך קל יותר להתחקות אחר הקשר בין חיסכון בפליטות לבין צעדי-אכיפה שננקטו. ברם, לאור העובדה שמדדי-פליטה אינם משקפים אפקטים של הרתעה ושינוי נורמטיבי, אין לזנוח את השימוש במדדי OC לשם שיקוף התוצאות הסביבתיות של האכיפה. השאלה היא אפוא: מהו היחס הנאות בשימוש במדדי OC ובמדדי R בתיאור תועלת סביבתית? התשובה היא כנראה, שככל שמספר ועצמת המשתנים העצמאיים המשפיעים על מדדי R היא חזקה יותר, כך תקטן התועלת בשימוש בהם ויהיה צורך לעשות שימוש מוגבר במדדי OC.

---

[219] למשל UNEP, "Long Range Transport of Air Pollution", *Global Environmental Outlook 2006* (GE0) available at www.unep.org/geo/yearbook/yb2006/058.asp. (last accessed 30.4.2007).

[220] למשל: U. Daya, J. Heffter, J. Miller & G. Gutman, "Dust Intrusion Events into the Mediterranean Basin", 30(8) *J. of Applied Meteorology* 1185–1199 (1991).

6. קשרים בין המדדים

מן הדברים עולה כי אין מדד אחד העומד בפני עצמו, המסוגל לתת תמונה שלמה על פעולתה של תכנית לאכיפה ולעידוד הציות והתאמתה ליעדיה. לכן יש צורך בשילוב בין מדדים שונים שצירופם יאפשר הצגת תמונה של אפקטיביות האכיפה. השונות בין תוכנם של האינדיקטורים ואופן הצגתם, והצורך לענות על מגוון קריטריונים של בחירה, מובילים לכך שלא ניתן להצביע מראש ובאופן מוחלט על קבוצה אחת של אינדיקטורים שיש לעשות בה שימוש. זוהי מטבעה פעולה שיש בה מורכבות רב-משתנית, היות שקריטריונים רבים קיימים לבחירת האינדיקטורים.[221] גיבוש רשימה כלשהי של מדדים, תלוי לא בבחירות הספציפיות אלא ביצירת תמהיל נכון של מדדים בעלי זיקה חיצונית או פנימית. קשר חיצוני נקבע על-ידי התאמת המדדים לתיאור היעד המועדף של תכנית האכיפה או בהתאמתם לדירוג יעדי האכיפה השונים. זיקה פנימית הנסמכת על הקשר בין הנתונים המיוצגים במדדים השונים, אינה ניתנת ככלל לקביעה מראש, ויש לבחון את קיומה בכל מקרה לגופו.

התאמת המדדים ליעדי האכיפה היא קנה המידה לגיבוש קבוצות מדדים בעלי זיקה חיצונית. בתרשים 4(ג) שלהלן נמנו סוגי המדדים (ותוכנם) שבאמצעותם ניתן יהיה בדרך-כלל להעריך את השגת יעדי האכיפה השונים. לפי גישה זו, הבחירה בין המדדים תהא תלויה בהכרח באופן בו הרשות האוכפת קבעה את יעדיה ודירגה את חשיבותם.[222] כפי שעולה מן הטבלה, מעקב אחר השגת כל יעד מיעדי האכיפה מחייב לכל הפחות שימוש בשני סוגי מדדים שתוארו במודל הלוגי. במובן זה מייצגת הטבלה את הקשרים בין המדדים השונים וצירופם לכלל קבוצות בעלות משמעות.

הקשרים הפנימיים בין המדדים אינם ניתנים בהכרח לחיזוי ומכאן הקושי לאתר את האופנים בהם משפיעים מרכיבי מערכת האכיפה זה על זה. לכאורה נראה שישנו קשר בין תפוקות לתשומות. השקעת-תשומות המוכפלת בנגזרת של יעילות e, תאפשר השגת תפוקות מסוימות. רמת-תשומות X עשויה להשיג טווח מסוים של תפוקות Y, אשר מושפע ממידת היעילות e של הרשויות העוסקות בביצוע. לדוגמא, השקעת משאבי-תשומות בגובה X עשויה להניב ברמת היעילות המינימאלית תפוקה של Y1 תיקי-תביעה. מספר זה יכול לגדול ל-Y3 אם רמת היעילות של הרשות גבוהה יותר. בד בבד יש גבול לגידול בתפוקות בהשקעת משאבים של X. ייתכנו גם משתנים מתערבים אשר ימנעו גידול בתפוקות עקב גידול בתשומות, כגון לחצים פוליטיים או ציבוריים.

---

[221] לתיאור בעיות רב-מִשתניות: V. Belton & T. J. Stewart, *Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrated Approach* 13 (2001).

[222] שם, בעמ' 15-16.

אין קשר מחייב בין רמת התפוקות (OP) לבין תוצאות התנהגותיות (OC) ותוצאות סביבתיות (R). תוצאות התנהגותיות אינן נגזרות בהכרח ובאופן ישיר מרמת התפוקות בלבד (מבחינה כמותית), אלא יכולות להיות מושפעות מאיכות התפוקות ומהתאמתן ליצירת השינוי ההתנהגותי, מתופעות חברתיות (כגון אכיפה פרטית) ומן הנטייה הכללית לציית לחוק.[223] הסתייגות זו נכונה גם ביחס לקשר בין מדדי תוצאות סביבתיות לבין מדדי תפוקות ומדדי תוצאות התנהגותיות.

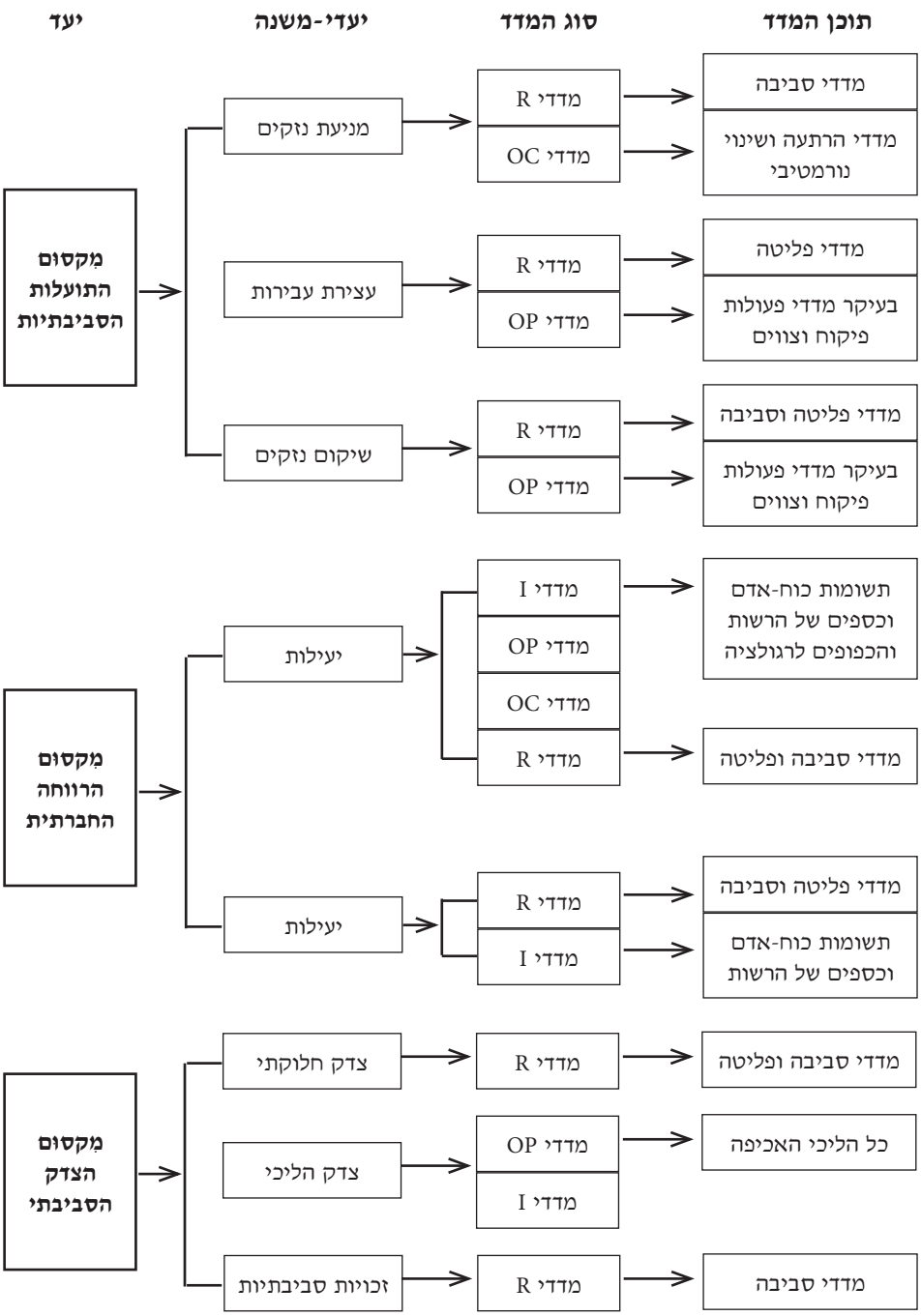
בכפוף למגבלות של איתור קשרים בין מדדים מסוגים שונים, יישום הערכה או האינדקס יחייב לעתים המרה בין אינדיקטורים, בעיקר מסיבות של זמינות מידע ביחס לאינדיקטור הרצוי. המרה כזו יכולה להתבצע כאשר הזיקה בין האינדיקטורים מבוססת בתשתית התיאורטית הקיימת, או כאשר המדד המחליף מתאר אינטואיטיבית תופעה שיכולה להוות קירוב למדד המוחלף. לדוגמא, כאשר מדד OC לבחינת תוצאה התנהגותית של מידת ההרתעה הכללית שהושגה על-ידי מערכת האכיפה, אינו ניתן למדידה ישירה, ניתן להחליפו במדד OP של ההסתברות להיענש במכפלת שווי הנזק או הרווח של העבריין (מדד R ו-OC בהתאמה).[224] מנגד, מובן כי בחינת מספר הייעוצים שניתנו במסגרת תכנית לעידוד הציות לא תוכל לשמש תחליף למדידת ההרתעה במדד OC. דוגמא נוספת: החלפת מדד R על הימצאותו של מזהם בסביבה, במדד OC המצביע על היקף ההשקעות בטכנולוגיות להפחתת המזהם שבוצעו כתוצאה מאכיפה ומפעולות לעידוד הציות.

---

[223] נורמות הציות החברתיות של אוכלוסייה משפיעות על מידת הנכונות לציית לחוק, לא פחות מאשר הרתעה הנוצרת עקב הפעלת כלי-אכיפה. נמצא כי תחושת החובה לציית לחוק או ציות הנובע מלחץ חברתי, הכרת החוק וראיית הרגולציה כאמנה חברתית הוגנת, מגבשים נטייה כללית לציית לחוק המהווה גורם דומיננטי בהשגת מטרות האכיפה והציות. P. J. May, "Compliance Motivations: Affirmative and Negative Bases", 38 *L. & Soc'y Rev.* 41 (2004); וכן: I. Ayres & J. Braithwaite *Responsive Regulation: Transcending the Deregulation Debat*. (1992); N. Gunningham, & P.Grabosky *Smart Regulation, Designing Environmental Policy* (1998); N. Gunningham & D. Sinclair *Leaders & Laggards: Next Generation Environmental Regulation* (2002).

[224] ראו פרק שני חלק 3ב ופרק שלישי חלק 2א(2).

תרשים 4(ג): **מדדים לפי התאמתם ליעדי האכיפה**



ד. מתודולוגיית 'הקִרבה למטרה' המיושמת באינדקס

1. המִשתנה התלוי: אפקטיביות האכיפה

האינדקס עוצב כך שיוכל לבחון את האפקטיביות של מערכת האכיפה והציות. 'אפקטיביות' היא מידה לבחינת מערכת כלשהי. במסגרתה נשאלת השאלה אם המערכת מבצעת באופן מוצלח את היעדים שנקבעו לה ופותרת את הבעיות שלשמן היא קיימת. במבט מתודולוגי, הערכת האפקטיביות של מערכת האכיפה דורשת השוואה בין פעולות האכיפה ותוצאותיהן ביחס לסטנדרט כלשהו של הצלחה. מכאן שגיבוש מסגרת להערכת אפקטיביות, דורש מענה לשלוש שאלות עקרוניות: 1. מהו האובייקט מושא הבדיקה — כלומר: מהי המערכת הנבחנת? 2. כנגד איזה סטנדרט יש למדוד את המערכת הנבחנת? 3. כיצד יש לערוך השוואה בין המערכת הנבחנת לסטנדרט? במִלים אחרות: אלו פעולות מדידה והערכה יש לבצע על-מנת לייחס תוצאת אפקטיביות כלשהי לאובייקט.[225]

(א) בחירת תחום סביבתי לבחינת אפקטיביות (מושא הבדיקה)

הענקת ממשיות למושג 'מערכת האכיפה' — שהיא מושא הבדיקה לאפקטיביות — מחייבת התמקדות בשני היבטים: תחום האכיפה וכלי האכיפה. בחירת התחום הסביבתי בו תיערך בדיקת האפקטיביות נדרשת, כי יכולים להיות הבדלים ניכרים בסמכויות האכיפה וביעדים הבאים לידי ביטוי ברגולציה של בעיות סביבתיות שונות. אין זיהום-מים כהשלכת פסולת-בנייה. במי השקיה, ואפילו במי שתייה, ייתכן שתהיה מותרת רמה כלשהי של כימיקלים מזיקים, בעוד שביחס להשלכה של פסולת-בניין החוק אוסר כל השלכה בשטח ציבורי. מיקוד האינדקס בתחום סביבתי מסוים, מתחייב עקב ההבדלים היסודיים בין דברי רגולציה סביבתית. ברם, אין פירושו של דבר שהבחינה חייבת להיות חלקית. ניתן לבחון גם את מערכת האכיפה כולה, על תחומי-פעולתה השונים, הגם שמדובר במאמץ רָחב-היקף.

מספר שיקולים שונים יכולים להכתיב את הבחירה בתחום הסביבתי בו תיבדק אפקטיביות האכיפה: 1. התחום הוא בעל חשיבות סביבתית, אקולוגית או מדעית, מקומית או בינלאומית; 2. נראה כי היקף העבריינות בתחום הסביבתי הנבחר הוא גבוה, ונדרשת בחינה מקרוב של תפקוד מערכת האכיפה; 3. התחום הסביבתי הנבחר הוא אחד הנושאים שזכו לדגש מיוחד ביעדי המדיניות השנתית של הרשות להגנת הסביבה; 4. התחום הנבחר נהנה באופן יחסי מזמינות מידע, וישנו שיתוף-פעולה מצד גורמי האכיפה באיסוף מלוא המידע הדרוש. שיקולים אלה עלולים לעָתים לעמוד בסתירה

[225] השוו ל: Underdal (2002) לעיל ה"ש 19, עמ' 4-5.

ואין הכרח להפעיל את כולם, אך יש חשיבות להבהרת הסיבות שבעטיין נבחר תחום סביבתי זה או אחר ליישום האינדקס.[226]

לאחר בחירת התחום הסביבתי יש לזהות את משטר הרגולציה החל על התחום הנבחר ולפרוט את מרכיביו השונים ביניהם: חלוקת הסמכויות בין הרשויות לעידוד הציות ולאכיפה; כלי האכיפה הקיימים והמיושמים; משטר האחריות והיעדים הסביבתיים, אם נקבעו כאלה באכיפה.[227]

(ב) קביעת ערכי הייחוס

שתי שיטות עשויות לשמש לקביעת ערכי-ייחוס. הראשונה: מדידת שיפור יחסי — לפיה נבחנת האכיפה מול מצב-דברים תיאורטי שהיה מתחולל אלמלא היתה קיימת, או לפי מידת השיפור ביחס למדדים קודמים. השיטה השנייה, קרי: מדידת התוצאה המקסימאלית — היא זו שנבחרה ליישום באינדקס.[228]

מדידת שיפור יחסי

מדידת שיפור יחסי מחייבת לקבוע בשלב הראשון את נקודת המוצא (baseline). נקודת המוצא יכולה להיקבע ביחס למצב של היעדר אכיפה או ביחס לשנים קודמות. אם מדובר בקביעת נקודת המוצא בהיעדר אכיפה, הדבר ייעשה באמצעות אותם אינדיקטורים שישמשו למדידה בשלבים שלאחר הפעלת אמצעי האכיפה. במצב זה ייאסף מידע הנדרש לגיבוש מדדי תוצאות סביבתיות ומדדי תוצאות התנהגותיות (בתחום הסביבתי הנבחר) עוד בטרם ננקטו פעולות אכיפה על-ידי הרשות. מטבע הדברים, בהיעדר אכיפה אין תועלת במדידת תשומות ותפוקות, שכן מערכת האכיפה טרם החלה לפעול. שיטה זו אומצה למשל על-ידי הרשויות בקנדה בניסויים שערכו למדדים חדשים ביחס לציות הרפתנים לתקנות הסביבתיות, וכן בתחומים נוספים.[229] לנוכח החובה למדוד בשיטה זו את מצב הדברים בטרם ננקטו צעדי-אכיפה, מתאימה שיטה זו רק לרגולציה חדשה שטרם החלו לאכוף, או למערכת-אכיפה שהיתה בלתי-פעילה. שיטה זו אינה מתאימה למרבית המקרים בהם מדובר במערכת-אכיפה הפועלת זה מכבר. במקרים אלה קביעת נקודת-מוצא של היעדר אכיפה תהא נוגדת את המציאות, ועל כן תהיה אמינותה מוטלת בספק, אם תיקבע.

---

[226] כיצד ייושם הליך הבחירה — ראו בפרק החמישי חלק 1(א).

[227] כיצד ייושם הליך סקירת משטר הרגולציה — ראו בפרק החמישי חלק 1(ב).

[228] Underdal (2002) לעיל ה"ש 19, בעמ' 7.

[229] דוגמא זו נסקרה בהרחבה בחלק 3ב(4).

מדידת שיפור-יחסי יכולה להתבצע גם באמצעות השוואת המצב בשנה מסוימת לשנים קודמות בהן נערכו מדידות. שיטה זו מאפשרת מדידת כל סוגי האינדיקטורים (תשומות, תפוקות, תוצאות התנהגותיות ותוצאות סביבתיות), בתנאי שתישמר מתודולוגיה אחידה למדידת כל מדד משנה לשנה. בשיטת-מדידה זו ניתן לעשות שימוש במערכת אכיפה בכל שלב (לאחר שלבי ההתפתחות הראשונים), בתנאי שישנם מדדים זהים ששימשו בשנים קודמות, אשר ביחס אליהם ניתן לבצע את ההשוואה. מכאן ששיטת-מדידה זו היא רלוונטית ביישום מערכת האינדיקטורים המוצעת בחלק 3(ד) דלהלן.

מדידת התוצאה המקסימאלית

מתוך כוונה לאפשר השוואה שאינה מחייבת רצף נתונים של שנים או גיבוש תסריטים משוערים של היעדר אכיפה (כאשר יש כבר מערכת-אכיפה פעילה), הוחלט ליישם באינדקס מתודולוגיה של בחינת 'המרחק מהמקסימום' לקביעת ערכי הייחוס. מדידת המרחק מהתוצאה המקסימלית, מאפשרת הערכה של מערכת האכיפה בכל שלב, בלא הכרח לקבוע נקודת מוצא. גם תכניות-אכיפה שאינן מופעלות תקופה ארוכה יכולות לעשות שימוש במתודולוגיה זו. התנאי לשימוש בשיטה זו הוא בחירת אינדיקטורים שיש להם קנה-מידה שמולו ניתן יהיה לבחון אותם. אינדיקטורים שאין קנה-מידה ברור שניתן לבחון אותם מולו (כגון היקף כוח האדם המופנה לאכיפה לנפש) לא ייכללו לפיכך באינדקס, גם אם יש להם חשיבות בהבנת תפקודה של מערכת האכיפה ובהערכת מידת-השפעתה.

השיטה לבחינת האפקטיביות באמצעות ערכי-ייחוס מאפשרת שילוב מטרות הנבחנות בסולמות-ערכים שונים (מספריים, רציפים ולא-רציפים) ושילוב בין הערכות איכותניות לכמותיות בהתאם לסוגי האינדיקטורים.[230] תוצאת האפקטיביות עבור כל

---

[230] להרחבה ראו חלק 4ח להלן. ה-Goals Achievement Matrix שתואר על-ידי מוריס היל, הניחה תשתית להשוואה בין קריטריונים שונים להערכת תכניות בתחום התכנון החברתי והמִתארי. היל שילב בין מטרות הניתנות לכימות לבין מטרות איכותניות המבוטאת בסולמות נומינאליים, אורדינאליים, אינטרוואליים ויחסיים. זאת, באמצעות גיבוש "עלויות" "ותועלות" של כל תכנית העומדת לבחינה ביחס למטרות שהוצבו לה, גם אם התועלות מבוטאות בסולמות ובמפתחות שונים. הוא טען כי ניתן להשוות בין הערכים השונים באמצעות פריסתם בפני מקבלי ההחלטות במטריצה המציגה את העלויות והתועלות של כל תכנית לפי כל מטרה, תוך מתן משקל יחסי לכל מטרה. לחלופין הציע היל אינדקס לפיו המשקל של כל מטרה ייוחס כבר במטריצה לעלויות ותועלות ושכל קבוצת עלויות ותועלות תקבל מפתח אשר יחושב באופן סובייקטיבי. שיטה שלישית שהציע היל, היא לתת לכל התועלות והעלויות את אותו ערך בסולם אורדינאלי (נניח, 0 אם אין השפעה על המטרה, 1 אם יש השפעה חיובית ו-1 אם יש השפעה שלילית). מעניין שהיל לא הציע את השיטה הפשוטה של חישוב אחוז מהשגת המטרה תוך יצירת סולם רציף ואחיד. ראו: M. Hill "A Goal Achievement Matrix for Evaluating Alternative Plans" 34(1) *Journal of American Planning Association* 19, 25 (1968).

אינדיקטור, מחושבת כאחוז מספרי מהרמה שנקבעה בערך הייחוס, ללא קשר לסוג המידה (למשל, מספר תיקי-חקירה או גודל הקנס או רמת הפליטות של מזהם-אוויר מחושבים כאחוז מהמצב המרבי). כך ניתן ליצור ערכים בני-השוואה לכל האינדיקטורים באינדקס. כמו כן, השקלול בין האינדיקטורים עצמם מתקבל באמצעות ייחוס משקל לכל מטרה ואינדיקטור המייצג את המטרה, תוך שימוש במתודולוגיה של MCDA.[231]

קנה המידה הבסיסי שנקבע כערך הייחוס, הוא המצב המרבי או 'המקסימום'. זהו מצב-דברים שמעבר לטוב או למספק. זהו המצב המרבי הניתן להשגה בנסיבות העניין לאור יעדי האכיפה.[232] לדוגמא: כאשר יעד האכיפה הוגדר על-ידי הרשות כמַקסוּם התועלת הסביבתית, ייקבע האידיאל לפי השגה מרבית של יעדי המשנה: א. מניעת 100% מהעבריינות הסביבתית. לחלופין ניתן לבחון את המניעה לפי המידה בה הושג ציות לסטנדרט החוקי; כלומר, היקף הציות בקרב ציבור הכפופים לרגולציה ייבחן ביחס לאמת-מידה של 100% ציות לחוק. ב. עצירת 100% מהעבירות המתרחשות. זו תוגשם באמצעות איתור כל העבירות והבאת מפרי החוק לכלל ציות. היקף העבירות בהן הרשות איתרה הפרה והצליחה לאכוף על המפרים ציות, יושווה למקסימום של 100% הצלחה. ג. שיקום 100% מהנזקים הסביבתיים הניתנים לשיקום.[233]

היות שיעדי האכיפה של הרשות ודירוג מידת-חשיבותם, תלויים בתפיסה הנורמטיבית של גורמי האכיפה — יהיה צורך להתאים את קנה המידה המקסימאלי למערכת האכיפה העומדת לבדיקה. לדוגמא: רשות שהיעד העיקרי שלה הוא צדק סביבתי ואילו מַקסוּם התוצאות הסביבתיות הוא יעד משני בלבד, פעילותה תימדד בראש וראשונה לפי השגה מקסימאלית של צדק סביבתי בעוד שלתוצאות הסביבתיות עצמן תיוחס חשיבות פחותה.[234]

---

[231] ראו חלק 4ז(1) לעיל.

[232] Underdal (2002) לעיל ה"ש 19, בעמ' 8.

[233] יעד משנִי זה הוא נגזרת של עצירת העבירות, שכן הרשות אינה יכולה לכפות שיקום כשהעבירה לא אותרה, ואין גם דרך לדעת מהם הנזקים המחייבים שיקום, אם העבירות לא אותרו. לפיכך, מתוך אחוז העבירות שאותרו והיה בהן צורך בשיקום, ייבחן אחוז המקרים בהם הרשות אכפה שיקום בהצלחה.

[234] דוגמא נוספת: כשיעד האכיפה העיקרי הוגדר על-ידי הרשות כמַקסוּם הצדק הסביבתי, ייקבעו ערכי הייחוס כדלקמן: א. השגת 100% צדק חלוקתי, הווה אומר היעדר מוחלט של אי-צדק סביבתי בתחום הסביבתי הנבחן; ב. 100% צדק הליכי, הווה אומר יישום צודק ושוויוני של הליכי האכיפה ביחס לאוכלוסיות שונות (הן ביחס לגורמים שנגדם מבוצעת האכיפה והן מצד האוכלוסייה הסובלת מההפרות). ג. 100% הבטחת הזכויות הסביבתיות — מצב הסביבה ייבחן לאור הסטנדרט החוקי הקבוע בחקיקה או בפסיקה לזכוּת לסביבה בריאה. כלומר, התוצאה הסביבתית תִשווה לתקן הסביבתי הקבוע בחוק או בפסיקה. מַקסוּם הרווחה החברתית ייבחן באמצעות מבחן העלות-האפקטיבית. מבחן זה מבקש למזער את עלויות האכיפה מבלי לפגוע בתוצאות האכיפה. קרי, מזעורן של הוצאות האכיפה לרמה המינימאלית שבגדרהּ ניתן להשיג את אותן תוצאות. למשל, אם אפשר להשיג את אותם יעדי-אכיפה (נניח 100% מניעת

בתהליך גיבושו של אינדקס, ניתן להחליט כי ערכי הייחוס לא ייקבעו כתוצאה המקסימלית, אלא כערכים נמוכים יותר המשקפים מטרות הניתנות להשגה על-ידי הרשות. קביעת ערכי-ייחוס נמוכים מהתוצאה המרבית, תשפר את האופן בו יוצגו הישגי הרשות, שכן ביצועי מערך האכיפה לא יושוו אל מטרה גבוהה שהרשות רחוקה מאוד מלהשיגה. למשל, ניתן לקבוע כי יעדה של הרשות הוא לעצור 30% מהעבירות בלבד ולא 100% מן העבירות. ניתן גם לקבוע שיעדה של הרשות הוא להגיע לציות של 120% מהתקן ולא ל-100% או פחות מהתקן, שהוא המצב המקסימאלי.

אין להסיק מכך שמערכת-אכיפה תיחשב לא-אפקטיבית אם לא השיגה את המקסימום ביחס לכל אחד מיעדיה. המקסימום הוא אמת-מידה אידיאלית, קשה ומחמירה ביותר. יש להניח כי עקב מגבלות משאבים, אין מערכת שתוכל להגיע למקסימום, ודאי לא ביחס לכל אחד ואחד מהאינדיקטורים הכלולים באינדקס.

לאור האמור, אין להתעלם מכך שהשוואת מערכת אכיפה לסטנדרט-פעולה אידיאלי, מקשה על גורמי האכיפה. גם מערכת שהשיגה שיפורים משמעותיים יכולה להצטייר כרחוקה מרמת הפעולה האידיאלית. ברם, הואיל ומטרתם של האינדיקטורים היא בין היתר לאפשר שיפור מתמיד של המערכת, יושג שיפור כזה באופן עקבי ומתמשך רק כאשר המערכת תיבחן ביחס לאמת-מידה המציבה רף גבוה, גם אם אין הדבר ניתן להשגה במלואו, בין השאר עקב מגבלות פוליטיות או כלכליות. מתוך התחשבות בצורך למנוע דימוי ירוד של מערכת האכיפה, ומתוך הערכת הפעולות המבוצעות, ניתן לתקן ציונים ירודים באמצעות תַקנון, בתנאי שתַקנון זה הוא שקוף ומוצג כחלק מן המתודולוגיה של קביעת הציון.

(ג) קביעת הציון במדידת התוצאה המקסימאלית

במדידת התוצאה המקסימאלית באמצעות האינדקס הסביבתי, ניתן לייחס ציון למערכת האכיפה, שלא כמו בשימוש במדדים במערכת האינדיקטורים. הסולם לקביעת הציונים של מערכת האכיפה יוכן בהתאם לסוג המדד המרכיב את האינדקס. מדדים הנשענים על מידע איכותני ייבחנו על סרגל אורדינאלי בו הקטגוריות ניתנות לספירה ולדירוג, אך לא למדידה. ברוב המקרים ייעשה שימוש בסולם של חמישה שלבים בקטגוריות המקובלות (הערכת אפקטיביות לפי מידה מועטה מאוד, מידה מועטה, מידה בינונית, מידה רבה

עבירות) באמצעות שני פקחים במקום שלושה, או עלי ידי תמהיל שונה של פקחים וטכנולוגיות-ניטור — יש להעדיף את אותה טכנולוגיית-אכיפה (אנושית ומכנית) שמאפשרת להשיג את יעד האכיפה במחיר הנמוך ביותר. על-מנת לממש את היעד הזה יש להשוות בין התועלות השוליות הגלומות בין יחידות-אכיפה שונות (למשל, בין התקנת יחידה לניטור טכנולוגי לבין פיקוח אנושי).

ומידה רבה מאוד). במתן ציון והערכת מדדים הנשענים על נתונים כמותיים, ייעשה שימוש בסקאלה רציפה המתחילה ב-0 ומסתיימת ב-100% הצלחה, כאשר ההצלחה המקסימאלית תתורגם בכל מקרה לקנה המידה המתאים למדד. הציון יינתן על-פי החלק היחסי של הסקאלה שבא לידי ביטוי במדד.

על-מנת לְקבוע ציון כולל, תיעשה המרה של שיטות המדידה לסקאלה אחידה וייוחס משקל ספציפי לכל מדד במסגרת האינדקס הכולל. ציונים שיתקבלו ביחס לכל מדד, יוכפלו במשקל זה. המשקלים של מרכיבי האינדקס מהווים נדבך חשוב ביכולת ליצור ציון סופי וכולל של המערכת ותחום האכיפה הנבחן. יצוין שוב כי אלה נקבעים במידה רבה באופן סובייקטיבי התואם את עמדות מערכת האכיפה, אף כי ניתן לעשות שימוש בתהליכים מובְנים כדי לסייע במלאכת קביעת המשקל למדדים.[235] המשקלים שייוחסו לכל אחד ממרכיבי האינדקס שיושם במסגרת הפרק החמישי, מבוססים על הערכה מקצועית של המחברת, בהתבסס על יעדי האכיפה הסביבתית בישראל. משקלים אלה ניתנים לשינוי באמצעות יישום מתודולוגיית MCDA.[236]

הציון מאפשר להשוות בין תחומי-אכיפה המטופלים באותה מערכת עצמה, ובין כאלה המטופלים במערכות אכיפה באזורים או במדינות שונות.[237] הציון ניתן למערכת האכיפה ביחס לתקופה מוגדרת העומדת לבחינה. המידע הכמותי יכול לשקף תקופה של שנה או טווח-זמן אחר שהוגדר. לעומת זאת, המידע האיכותני נאסף בנקודת-זמן מסוימת והציון נקבע נכון לאותה נקודת-זמן.[238] לשם הפישוט ייקבע כי כל הציונים

---

[235] Belton (2001) לעיל ה״ש 224, בעמ׳ 134-135. שם מוצגת שיטת ה-weight swing בה נעשה שימוש במסגרת קבוצה של מתודולוגיות הקרויות Value Function Methods. שיטה זו מבוססת על קביעת המשקל של קריטריונים בהתאם לנכונותם של מקבלי ההחלטות להמיר ביניהם. למשל, אם למדד אחד ניתן משקל 0.5 ולמדד שני ניתן משקל 0.25, אזי היות שהמדד הראשון כפול בחשיבותו מן המדד השני, היה מקבל ההחלטות מוכן להמיר ציון 50% במדד הראשון בציון 100% במדד השני.

[236] באמצעות מתודולוגיה סטטיסטית המכונה Principal Component Analysis – PCA. PCA – אפשר לבצע צמצום ממדים באמצעות זיהוי הדפוסים הטבועים במודל רב-משתני. זהו כלי מועיל בבחינת היחסים בין האינדיקטורים השונים הכלולים באינדקס. PCA מאפשר לסכם קבוצת נתונים בגודל p למספר קטן יותר q של ממדים תוך שמירה על הוריאציות במידע. להרחבה ראו: L. I Smith, "A Tutorial on Principal Components Analysis", (February 26, 2002) available at http://csnet.otago.ac.nz/cosc453/student_tutorials/principal_components.pdf (last accessed 1.4.2007).

[237] יש הגורסים כי יש חשיבות רבה לכך שמדדים שגובשו יאפשרו השוואות בינלאומיות. הדבר אכן רצוי, אך לא תמיד אפשרי עקב טיב המדד ודרכי המדידה. מנגד, יש מקום להשליט מערכת אינדקסים אחידים ומוגבלים בהיקפם, שיאפשרו השוואה בין מדינות. מערכת זו אינה זהה בהכרח למערכת המדדים המדינתית וייתכן כי בבחירת המדדים הבינלאומיים ייוחס משקל שונה לכל אחד ואחד מן הקריטריונים. ראו: Underdal (2002) לעיל ה״ש 19, בעמ׳ 14.

[238] Underdal (2002) לעיל ה״ש 19, בעמ׳ 14.

שהתקבלו בשנה מסוימת חלים ביחס לאותה שנה באופן מלא, וזאת על-מנת לאפשר לאינדקס לשקף ציון כולל לטווח הזמן הנבחן.

2. המִשתנים הבלתי-תלויים

אפקטיביות האכיפה נבחנת במדדים הכלולים בערכּה ובאינדקס באמצעות שורה של פרמטרים המצביעים על תפקוד כלי האכיפה השונים והשפעתם. הפרמטרים שאוּבים מתוך הפרק השלישי, בו נסקרו כלי האכיפה ונבחנו והוצעו אמות המידה לבחינת האפקטיביות של כל כלי וכלי. יחסם של פרמטרים אלה אל כלי האכיפה הוא המשתנה הבלתי-תלוי הנבחן במסגרת המדדים השונים. כך לדוגמא, לבחינת האפקטיביות של קנסות ייבּחנו חמישה פרמטרים שונים שעליהם הצביעו מחקרים שהוצגו בפרק השלישי, ובהם: חומרת הקנסות, הסתברות הטלת הקנס, מהירות הטלת הקנס והסטיגמה החברתית הנוצרת בעקבות הטלת הקנס וגבייתו.

ה. עקרונות להכללת אינדיקטורים בערכה

דירוג האינדיקטורים צריך להיעשות בהתאם למספר אמות-מידה שיפורטו להלן. הקריטריונים הם בעלי משמעות מבחינה זו שייחוס מידת החשיבות והקדימות לאינדיקטורים ייעשה לאור התאמתם לעקרונות הבחירה. בתהליך קביעת הקריטריונים ובדירוג חשיבותם קיימת מידה בלתי-מבוטלת של העדפה נורמטיבית. סובייקטיביות בקביעה ובדירוג קריטריונים להערכה, מקובלת ומשמשת נקודת-מוצא ביישום המתודולוגיות האמפיריות של MCDA. אין בכך כדי לפגוע בתוקף הבחירה כל עוד הקריטריונים חשופים וגלויים ומקובלת ההנחה שהצבעה על רשימה שונה של קריטריונים או שינוי בדירוגם, היו מובילים להבדלים בבחירה.[239] הקריטריונים המוצעים לבחירת האינדיקטורים הם כדלקמן:

(1) *קשר ליעדי האכיפה* — מדדים צריכים לשקף את יעדי האכיפה ולהיות קשורים להם בקשר הדוק.[240] לפיכך, עיקרון זה הוא העיקרון מוביל בבחירת המדדים (ראו חלק 2ג לעיל וחלק 4ד(1) להלן). חשיבותו נובעת מכך שיעדי האכיפה הם אמות

---

[239] Belton (2001) לעיל ה"ש 224, בעמ' 3.

[240] ראו: McElfish (2006) לעיל ה"ש 43 בעמ' 55 וגם INECE, *E-Dialogue Summary: Good Practices for Identifying Environmental Compliance and Enforcement Indicators*, 5 (18 August-09 September 2004) available at: http// inece.org/forumsindicators.html (last accessed 21.3.2005).

המידה לבחינת האפקטיביות של האכיפה. על המדדים להיות רלוונטיים באופן ישיר לאותן בעיות שהאכיפה מבקשת לפתור. לפיכך, הגדרת יעדים חדה וברורה היא שלב מקדמי חיוני בהגדרה ובעיצוב האינדיקטורים. מטרות עמומות של מערכת האכיפה עלולות להוביל לאינדיקטורים עמומים.[241] אם לא ניתן לְקַשֵּר בין המדד לתהליך המדיניות, קשה להניח שהמדד יניע פעולה.[242] שימוש בקביעת מדיניות, סדרי העדיפויות, חלוקת משאבים וסמכויות, הוא תנאי חשוב למיצוי הרלוונטיות של המדד. עליהם להיות מקיפים בכך שישקפו את ההיבטים התפעוליים החשובים העומדים לבחינה בתכנית האכיפה.[243]

(2) *בסיס מדעי איתן* — הכוונה למהימנות, לדיוק ולביסוס האינדיקטורים על מידע מלא ואמין ועיצובם כך שיהיו מסוגלים להצביע ולאבחן מגמות לאורך זמן ולהיות רגישים לשינויים שהם אמורים למדוד.[244] קריטריון זה הוא בעל חשיבות רבה. גם אינדיקטורים המשקפים מידע הנתון לפרשנות סובייקטיבית יכולים לעמוד בדרישת המהימנות אם אינם מוטים ואם ניתן לשחזרם. מאידך-גיסא, אפילו יהיו האינדיקטורים מבוססים על מידע אובייקטיבי בעיקרו — אך נמצא שאינם ניתנים לאימות או שאינם מדויקים די הצורך — תהיה בהם תועלת מועטה בלבד. דיוק במידע המעניק תוכן לאינדיקטורים, מאפשר לשחזר אותם תקופתית, ועל כן הופך אותם לבעלי משמעות.[245]

(3) *שקיפות* — על המדדים להיות בהירים ומובנים לקהלי היעד שלהם.[246] אחת המטרות המרכזיות של מדדים היא לפשט מידע מורכב ולאפשר הצגה בהירה ונגישה של נתונים. על השקיפות להתייחס לא רק לאופן הצגת המידע אלא גם לתהליכי עיצוב המדד ולמקורות המספקים את המידע הנדרש ליישומו.[247]

---

[241] Kishor (2003) לעיל ה״ש 276.

[242] Mortenson (1997) להלן ה״ש 253. המחבר מונה קבוצה של קריטריונים לבחירת אינדיקטורים. הראשון שבהם הוא ״*מידת הרלבנטיות של האינדיקטור למדיניות* — האם ניתן לקשר את האינדיקטור למדיניות המשפיעה בנושא או מספר נושאים רלבנטיים? אם הקורא אינו יכול לקשר בין המדד לתהליך קבלת החלטות או למדיניות, הרי קשה להניח שהמדד יניע פעולה.״

[243] INECE-OECD (2003) לעיל ה״ש 71, בעמ׳ 14.

[244] INECE E-Dialogue (2004) לעיל ה״ש 243.

[245] Kishor (2003) לעיל ה״ש 276.

[246] INECE E-Dialogue (2004) לעיל ה״ש 243.

[247] Kishor (2003) לעיל ה״ש 276.

(4) *זמינות המידע* — על המדדים להיות ניתנים למדידה ולעדכון שוטף ועל המידע המזין אותם להיות בר-השגה, אף כי לא בהכרח כזה שכבר הושג על-ידי הרשות.[248]

מדדי-תשומות (I) מתבססים על מידע אודות ההשקעה התקציבית והאנושית בתכנית האכיפה. נתונים אלה הם דבר שבשגרה אצל הרשות האמונה על האכיפה ועל כן זמינותם שכיחה. ניתוחם קל יחסית וחף מבעיות מתודולוגיות מורכבות, כל עוד הוגדרו מלכתחילה התשומות של מערכת האכיפה, יוחדו מיתר התשומות של הרשות וסווגו ביחס לתרומתן לביצוע התפוקות השונות. לאור האמור, קל ליישם מדדי I במערכת-אכיפה שמידת התחכום שלה נמוכה או כזו הנמצאת בשלבי פעילות התחלתיים.

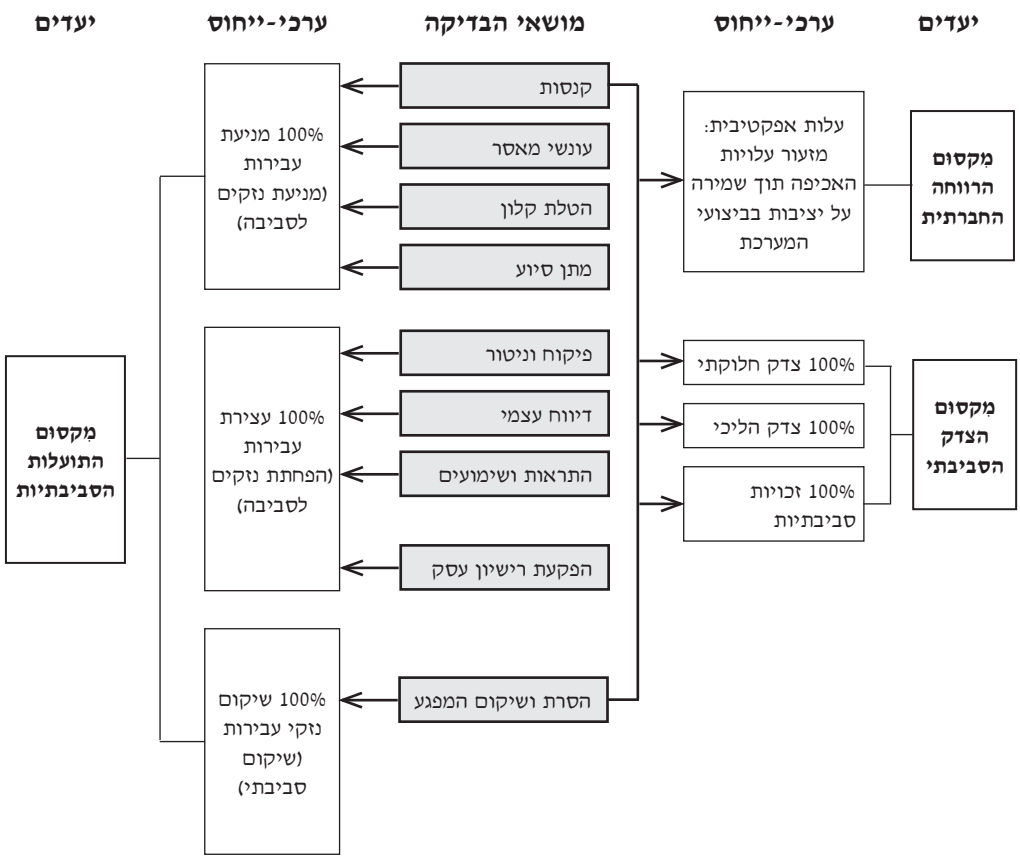
מדדי-תפוקות (OP) מתאימים ליישום במערכת-אכיפה פעילה שיש לה כבר מגוון תפוקות בנושאים סביבתיים שונים. תועלת רבה לא תצמח ממדידת תפוקות במערכת-אכיפה שכמעט שאינה מגישה כתבי-אישום, שאינה מקיימת ביקורות ופיקוח ושאינה חוקרת אירועי-הפרה. מדדי-תפוקות הם מורכבים יותר והיקף המידע הנדרש עבורם הוא רחב יחסית. עם זאת, המידע הנדרש לחלק ממדדי התפוקות המצביעים על פעילות, יכול שיימצא במעקב שגרתי אצל גורמי האכיפה. ברם, על-מנת לנטר באופן כולל את תפוקות המערכת, יש להקים מערך לאיסוף המידע הדרוש ולבנות הגדרות לסיווגו בהתאם לאופי הפעולות והסעדים המנהליים והמשפטיים הקיימים. בשני המקרים — הן של מדדי I ואף יותר מכך במדדי OP — תצטרך הרשות לגבש מתודולוגיות ברורות לניתוח ולפרשנות של הנתונים שייאספו.

מדדי תוצאות (OC) ומדדי תוצאות סביבתיות (R) נמצאים מבחינה היררכית במעמד שווה במודל המתואר (תרשים 4(ב) לעיל) וכזה הוא גם הדמיון בקושי ליישמם. מדדים כאלה ניתנים ליישום רק במערכת-אכיפה מתקדמת הפועלת די זמן על-מנת שניתן יהיה להעריך את אפקטיביות פעילותה. שני סוגי המדדים מחייבים איסוף מידע מורכב וגיבוש מתודולוגיות לניתוח המידע ולפירושו. בשני המקרים ניכרת עלות האיסוף של המידע והיא מחייבת הקמה של מערך טכנולוגי לאיסוף ולעיבוד נתונים.

---

[248] קריטריון זה כלול ברשימה שהוגדרה על-ידי ה-U.K Environment Agency כדרישות מאינדיקטורים, על-מנת שאלה יוכלו למלא את ייעודם. U.K EA, *What Are Environmental Indicators?* available at http://www.environment-agency.gov.uk/yourenv/432430/432593/?version=1&lang=_e (last accessed 15.4.2006).

תרשים 4(ד): **מושאי הבדיקה**



ו. עקרונות להכללת אינדיקטורים באינדקס

ככלל, העקרונות להכללת אינדיקטורים בערכה הם רלוונטיים במידה רבה גם לבחירת האינדיקטורים שייכללו באינדקס. ברם, הואיל והאינדקס עושה שימוש באינדיקטורים שבערכה ומתוכם הוא בוחר רשימה מצומצמת יותר, ישנם מספר שיקולים נוספים שיש להביאם בחשבון לצורכי הבחירה:

(1) *אינדיקטורים שיש להם ערכי ייחוס* — שיקול ראשון במעלה להכללת אינדיקטורים באינדקס הוא שניתן יהיה למדוד אותם באמצעות ערכי ייחוס. אינדיקטורים שאין

להם קנה-מידה ברור להשוואה (כגון: היקף כוח האדם המופנה לאכיפה לנפש, או כמות הפליטות שצומצמו בעקבות פעולת-אכיפה) לא יוכלו להיכלל באינדקס, תהא חשיבותם להבנת תפקודה של מערכת האכיפה אשר תהא.

(2) *תמהיל המדדים משקף את יעדי האכיפה* — המדדים נבחרו להיכלל באינדקס כך שישקפו את מגוון יעדי האכיפה ואת משקלם של היעדים. כאשר מערכת האכיפה מתאפיינת ביעד אחד (למשל מִקסוּם התועלת הסביבתית), ניתן להוציא מתוך האינדקס את האינדיקטורים שאינם משקפים יעד זה (למשל אינדיקטורים של צדק סביבתי). כמו כן, יש לשנות את משקל המדדים בהתאם למשקל היעד אותו הם משקפים.

(3) *מדדים המשקפים קריטריונים בעלי חשיבות מרכזית בתהליכי האכיפה* — בתהליך הפיכת הערכה הרחבה לאינדקס מצומצם, יש להניח בצד מדדים שחרף היותם מעניינים הם בעלי חשיבות מעשית נמוכה.[249] באינדקס נבחרו אותם מדדים אגרגטיביים אשר על-פי התשתית התיאורטית הקיימת יש בכוחם להשפיע באופן המשמעותי ביותר על השגת יעדי האכיפה.[250]

(4) *מדדים שזיקתם לתנאים מקומיים נמוכה* — ניתנה עדיפות לאינדיקטורים שאינם בעלי זיקה משמעותית לתוצר הלאומי או לתנאים מקומיים אחרים, במגמה שהאינדקס יוכל לשמש לצורכי השוואה בינלאומית. השימוש באינדקס המורכב ממדדים זהים ככל הניתן, יאפשר למדינות לערוך השוואה בין אפקטיביות האכיפה של המערכות שלהן, בכפוף לכך שיעדי האכיפה שבאו לידי ביטוי באינדקס יהיו דומים או זהים.[251]

---

[249] ראו E.M Berman, "Causal Modeling and Path Analysis", *Handbook of Research Methods in Public Administration* 455 (G. L Miller & M. L. Whicker Eds., 1999).

[250] השווה ל: L. Mortenson, "The Driving Force-Sate-Response Framework Used By the Commission on Sustainable Development", *Sustainability Indicators: Report of the Project on Indicators of Sustainable Development* (B. Moldan, & S. Billharz Eds., SCOPE , 1997). שם מונה הכותב סט של קריטריונים לבחירת אינדיקטורים ששימשו את ועדת האו״ם לפיתוח בר-קיימא. אחד הפרמטרים שנעשה בהם שימוש הוא העדפת ״מידע *אגרגטיבי*״ כזה שאינו עוסק בזווית צרה של קיימות. באופן כללי רצוי אינדיקטור שעוסק בהיבט רחב עד כמה שניתן של קיימות.

[251] השווה ל: INECE, Expert Working Group on Enforcement and Compliance Indicators, *Performance Measurement Guidance for Compliance and Enforcement Practitioners* 36 (July 12, 2005). מאמצים דומים להגיע ל-core environmental Indicators בוצעו על-ידי ה-OECD מתוך כוונה לאפשר השוואה בין מדינות.

ז. השימוש במתודולוגיות של MCDA לשינוי הערכה והאינדקס

1. תיאור המתודולוגיות

MCDA – Multiple Criteria Decision Analysis, ניתוח רב-משתני של קבלת החלטות – הם מקבץ של שיטות כמותיות[252] שיש בכוחן לתמוך בקבלת החלטות במדיניות סביבתית המאופיינות במורכבות ובמספר רב של קריטריונים להערכת טיב ההחלטה.[253] השימוש ב-MCDA יכול לסייע בהגדרת הנושא העומד להחלטה (הגדרת הבעיה), בהבניית מרכיבי ההחלטה (בניית המודל), ובלמידת מרכיבי קבלת ההחלטה והקריטריונים המשפיעים על מרכיבים אלה (שימוש במודל להערכת אלטרנטיבות קיימות). במסגרת בניית מודל ההחלטה מסייע ה-MCDA בקביעת משקל הקריטריונים המשפיעים על קבלת ההחלטה.[254] בדרך זו ניתן לעבור מקבלת החלטות אינטואיטיבית לתהליכי-קבלת-החלטות רציונאליים בהם ידועים כל מרכיבי ההחלטה, והזיקות בין המרכיבים נבחנות באופן מפוקח. בשל מאפיינים אלה מתאימה שיטת ה-MCDA לקביעת הרכב היעדים והקריטריונים שייבחנו במסגרת ערכת האינדיקטורים והאינדקס, ובעיקר בקביעת משקל היעדים, הקריטריונים והמדדים עצמם (תרשים 4(ה)).[255]

---

[252] פיתוחן של שיטות MCDA החל עוד בשנות ה-40 של המאה הקודמת. בהשראת מחקר בנושא תורת המשחקים והתנהגות כלכלית, החלו חוקרים לפתח מודלים שונים העוסקים בחשיבה האנושית ובדרך האופטימאלית לפתרון בעיות מרובות-משתנים. החל משנות ה-70 כונתה קבוצת שיטות זו Multiple Criteria Decision Analysis (או בכינויים דומים) ופותחו דרכים מתמטיות למידול ופתרון בעיות וקבלת-החלטות מורכבות. כיום ניתן להשתמש ב-MCDA למגוון רחב של תהליכים הקשורים בקבלת-החלטות, החל מהחלטה של אדם פרטי בנושא רכישת מוצר חדש, וכלה בהערכת פעולות של גופים ציבוריים או חברות כלכליות. לסקירת התפתחות השיטות ראו סקירה: M. K. Starr, & M. Zeleny, "MCDM — State and Future of the Arts" *Studies in the Management Sciences* 6, (M. K.,Starr, & M. Zeleny eds., 1977). להרחבה על השיטות המתמטיות למידול החלטות, ראו למשל: Yu, P. *Multiple Criteria Decision Making*. (1985).

[253] S.O Funtowicz, J. Martinez-alier, G. Munda & J. R Ravetz, "Information Tools for Environmental Policy Under Conditions of Complexity" 9 *Environment Issues Series* (European Environment Agency, 1999) available at: http://reports.eea.europa.eu/ISSUE09/en/envissue09.pdf (last accessed 2.2.22008). ראו גם: E. Beinat & Nijkamp P. (eds.) *Multicriteria Evaluation in Land Use Management methodologies and Case Studies* (1998). בספר זה מובאות דוגמאות רבות לניהול קונפליקטים של שימושי קרקע ותכנון קרקעי באמצעות MCDA.

[254] Belton (2001) לעיל ה"ש 224, בעמ' 2.

[255] השוו ל: G.A. Mendoza & R. Prabhu "Multiple Criteria Decision Making Approaches to Assessing Forest Sustainability Using Criteria and Indicators: A Case Study" 131 *Forest Ecology and Management* 107 (2000). שם עשו שימוש במתדולוגיות שונות של MCDA לקביעת הרכב ומשקלים יחסיים של ערכת אינדיקטורים לזיהוי ניהול מקיים ביערות באינדונזיה.

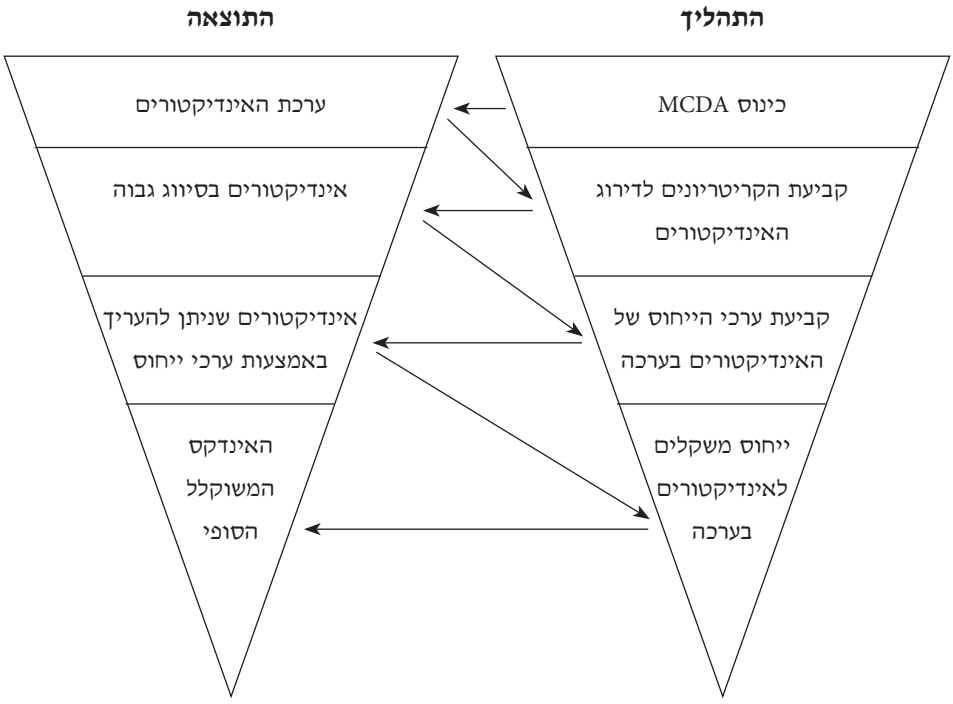
המודל לעיצוב אינדיקטורים ואינדקס אשר מוצע במחקר זה, מאפשר לשנות את תמהיל האינדיקטורים הכלולים באינדקס, בהתאם למידת הרלוונטיות שלהם ליעדי מערכת האכיפה העומדת לבחינה. כדי לבחור מתוך הערכה את האינדיקטורים המתאימים ביותר ולהתאים את האינדקס למערכת האכיפה הנבחנת, יש לפעול בכמה שלבים העושים שימוש ב-MCDA (ראו תרשים 4(ה)): א) קביעת היעדים המתאימים מתוך שלושת יעדי האכיפה העקרוניים ומשקלם היחסי; ב) קביעת הקריטריונים (ומשקלם) לדירוג האינדיקטורים בערכּה וביצוע הדירוג. ג) קביעת הקריטריונים (ומשקלם) לבחירת אינידקטורים מתוך הערכּה והכללתם באינדקס ; ד) קביעת ערכי הייחוס לאינדיקטורים הכלולים באינדקס; ה) קביעת המשקל היחסי של האינדיקטורים הכלולים באינדקס לפי אחת המתודולוגיות הרלוונטיות של ה-MCDA.[256]

MCDA אינו מעביר את קבלת ההחלטות מן הסובייקטיבי אל האובייקטיבי. סובייקטיביות היא תכונה אינהרנטית של קבלת החלטות. אשר לאינדקס, ראינו כבר כי קביעת יעדי האכיפה, הקריטריונים, האינדיקטורים והמשקלים, היא תהליך סובייקטיבי. תפקידן של שיטות ה-MCDA הוא לסייע בהפיכת תהליך ההכרעה בסוגיות אלו לשקוף ועקבי.[257] השימוש ב-MCDA מסייע לחלץ את העמדות ממי שמכונים 'מקבלי החלטות'. אין המדובר ב'מקבלי החלטות' במובן המִנהלי-פוליטי של המושג. למעשה יכולים 'מקבלי ההחלטות' להיות קבוצה נרחבת של גורמים (מאנשי מערך האכיפה עצמו ועד לנציגי ארגוני-סביבה והציבור הרחב), אשר נחשבים כאלה בזכות העובדה שהערכותיהם משמשות בסיס לקביעת היעדים, הקריטריונים והמשקלים. מבחינה זו האינדקס חשוף להטיה בגין העמדות והתפיסות השותפות בבנייתו. על כן, בשאלת השימוש ב-MCDA לבניית האינדקס, עולה שאלת ייצוגיותם של 'מקבלי ההחלטות' השותפים בבנייתו. נושא זה יידון ביתר פירוט בחלק ז(2) להלן.

[256] Mendoza (2000) לעיל ה"ש 258, בעמ' 107-108. במחקר זה שימשו שיטות שונות של MCDA לסינון האינדיקטורים מתוך רשימה התחלתית נרחבת אשר חולקה ליעדים, קריטריונים ואינדיקטורים ולקביעת משקלם היחסי במחקר.

[257] Belton (2001) לעיל ה"ש 224, בעמ' 3.

תרשים 4(ה): **יישום MCDA בהתאמת מרכיבי הערכה והאינדקס**



בחירת הקריטריונים וקביעת המשקלים יכולות להתבצע באחת משתי דרכים עיקריות: קביעת משקלים הקרויה "הערכה סובייקטיבית", או קביעת סדר העדיפויות בין הגורמים וחישוב המשקל המתאים לכל גורם על-פי מיקומו בסדר העדיפויות. מתודולוגיות שונות של MCDA יכולות לסייע בקביעת המשקלים בשיטת סדרי העדיפויות. על תהליך זה להתבצע באמצעות מתווכים אשר יציגו בפני מקבלי ההחלטות את רשימת האינדיקטורים ויבחנו כיצד מסווגים האינדיקטורים ביחס לקריטריונים. לאחר קביעת האינדיקטורים אשר ייכללו באינדקס נעשה שימוש ב-MCDA לקבוע את המשקלים היחסיים של האינידיקטורים, בהליך מובנה של דירוג עצמאי או במתן מענה לשאלות.[258]

בקביעת המשקלים על-פי הערכה סובייקטיבית (rating) קובע מקבל ההחלטה את מידת החשיבות במישרין בהתבסס על אומדן אישי. בשיטה זו מיוחס המשקל במישרין לכל יעד, קטגוריה ומדד, תוך חלוקה של סך נקודות אפשרי מתוך 100. משקל סך

[258] Belton (2001) לעיל ה"ש 224, בעמ' 134-135.

המדדים צריך לסכום ל-100.[259] ישנן מספר מתודולוגיות לקביעת המשקלים על-פי סדרי-עדיפויות, חלקן מורכבות וחלקן פשוטות יותר ליישום. כולן דורשות ממקבל ההחלטה לדרג את הגורמים השונים על-פי מידת חשיבותם, ומתוך הדירוג מחושב המשקל היחסי של כל גורם. השיטה הישירה לקביעת משקלים לפי סדרי-עדיפויות קרויה: 'ranking'.[260] שיטת ה-'swing weight'[261] ושיטת ה-'pairwise'[262] משתייכות אף הן למשפחת שיטות ה-MCDA לקביעת המשקלים בתהליך סדרי העדיפויות.

---

[259] Mendoza (2000) לעיל ה"ש 258, בעמ' 110.

[260] שיטת ה-'ranking' מחייבת לייחס משקל לכל יעד, קטגוריה ומדד, על בסיס תפיסת חשיבותם היחסית. ניתן לייחס את המשקלים בהתאם לסולם חשיבות של מ-1-5, כש-1 הוא בעל החשיבות הנמוכה ביותר. לעתים עושים שימוש גם בציוני-ביניים כך שסולם החשיבות נע מ-1-9. המשקל היחסי של כל מדד יכול להיות מחושב על בסיס מיקום היעד, הקריטריונים והמדד בסדר העדיפויות. ראו: Mendoza (2002) לעיל ה"ש 258, בעמ' 110. לדוגמא, מקבלי-החלטות עשויים להעדיף את היעד של יעילות כלכלית ולדרגו ראשון ואת היעדים של מִקסוּם התוצאות הסביבתיות וצדק סביבתי כיעדים שני ושלישי בהתאמה. לאחר קביעת סדר העדיפויות של הקטגוריות וסדר העדיפויות של הקריטריונים והמדדים, ניתן לחשב באופן מתמטי את המשקל המתאים לכל מדד ומדד. Belton (2002) לעיל ה"ש 224, בעמ' 40.

[261] בשיטת ה-'swing weight' מבוצעת 'המרה' בין משקלים על-מנת לאפשר למקבל ההחלטות לבחון את היחס בין המדדים. לדוגמא, אם נקבע כי משקלו של הפיקוח ואיתור העבירות (מדד K1) הוא 80% בהערכת אפקטיביות האכיפה, לעומת משקל של 20% להסתברות להיענש כפי שהיא נתפסת על-ידי הכפופים לחוק (מדד C1) — משמעות הדבר שמקבל ההחלטות היה מוכן להמיר תוצאה של של 100 במדד C1 בתוצאה של 25 במדד K1. ראו: Belton (2002) לעיל ה"ש 224, בעמ' 135-138. על תהליך זה להיות מיושם על כל הקריטריונים. ניתן לעשות זאת באמצעות השאלה הבאה: "אם בכל הקריטריונים היית יכול לקבל את הציון הנמוך ביותר ויכולת להעלות רק קריטריון אחד לנקודת המקסימום שלו, מה היית מעלה?" התשובה לשאלה זו מבטאת את הקריטריון בעל החשיבות הרבה ביותר. ניתן להמשיך לשאול בשיטה זו. כיום קיימות מספר תוכנות-מחשב המאפשרות לבצע את תהליך הניתוח המורכב ולקבוע את משקל הגורמים לאחר קביעת רמת חשיבותם. ראו: J. Hodgkin, V.Belton, & Koulouri, "Supporting the Intelligent MCDA User: A Case Study in Multi-Person Multi-Criteria Decision Support" *European J. of Operational Research* 160, 172-189 (2005).

[262] שיטת ה-'pairwise' מבוססת על מתודולוגיה הקרויה "Analytic Hierarcy Process" (AHP) שפותחה על-ידי Saaty בשנות ה-70. ראו: T. Saaty, *The Analytic Hierarcy Process* (1980). באמצעות שיטה זו אין צורך לקבוע משקל ליעדים ולקריטריונים וניתן להסתפק בקביעת משקלים במישרין למדדים עצמם. השיטה מורכבת מארבעה שלבים עיקריים. שלב ראשון: יצירת היררכיה של קבלת-החלטות באמצעות פירוק המדדים למדדים קשורים. שלב שני: הפקת מידע איכותני (ממקבלי ההחלטות) השופט את היחסים בין האינדיקטורים (באמצעות השוואת זוגות אינדיקטורים). שלב שלישי: ביצוע סינתזה של השיפוט והערכת המשקל היחסי של כל אינדיקטור עבור כל שיפוט בודד. שלב רביעי: חישוב המשקלים האגרגטיביים של הנתונים שהתקבלו בשלב השלישי, כדי לקבל ערכה של משקלים יחסיים עבור כל המדדים. הבסיס המתמטי לקביעת המשקלים היחסיים ותוכנות המחשב הנדרשות לחישוב, מתואר בהרחבה בספרות. נוסף על המשקלים היחסיים מספקת שיטה זו "אינדקס של קונסיסטנטיות." זהו פרמטר המספק מידע חיוני על העקביות בהשוואת הזוגות ומזהה לא רק איזה מן הזוגות הוא חשוב יותר, אלא בכמה הוא חשוב יותר. ראו: T. Saaty, *Decision Making For Leaders: the Analytic Hierarcy Process In A Complex World* (1995); L. Varagas & F. Zahedi, "*Analytic Hierarchy Process and it's Applications*" 17 *Mathematical and Computer Modeling* (1993). לפירוט דוגמאות לשימוש

2. זהותם של מקבלי ההחלטות בתהליך לקביעת יעדי האכיפה ומשקלם

הספרות של MCDA מתייחסת אל הגורמים השותפים בתהליך קביעת הקריטריונים ומשקלם באופן גנרי באמצעות המושג 'מקבלי החלטות'. מובן מאליו שבכל תהליך לקביעת מדיניות הנבחן באמצעות MCDA, מקבלי ההחלטות הם בעלי זהות שונה. ביישום MCDA באינדקס או בערכת האינדיקטורים, בקביעת יעדי האכיפה, הקריטריונים, המדדים ומשקלם — תשפיע זהותם של השותפים לקבלת ההחלטות על התוצאה. מבחינה זו הערכה ובמיוחד האינדקס, חשופים להטיה בגין העמדות והתפיסות של השותפים בבנייתם. על כן שאלת זהותם של 'מקבלי ההחלטות' השותפים לתהליך ה-MCDA היא בעלת חשיבות. שאלה זו נוגעת בסוגיה הרחבה של שיתוף בעלי-עניין בקבלת החלטות בתחום הסביבה, שעיקרה חורג ממסגרת הדיון הנוכחי. בטבלה 4(5) יפורטו ההזדמנויות והסיכונים שבצירוף בעלי-עניין שונים מנקודת-ראותה של הרשות האוכפת ויפורט האינטרס של בעלי העניין באינדיקטורים ובהשתתפות בתהליך ה-MCDA לגיבוש האינדקס וערכת האינדיקטורים.

כבכל תהליך של שיתוף בקביעת מדיניות סביבתית, תלויה מידת השיתוף בנכונות הרשות הממונה לקיים תהליך משתף. נכונות זו עלולה להיות מסויגת במגבלות שונות הנובעות מהקושי לקיים תהליכים משתפים, הצורך להעמיד משאבים לתהליך והעדר תרבות ארגונית משתפת. בתהליך MCDA לגיבוש אינדיקטורים של ציות ואכיפה, יש להניח כי מצד המשתתפים תוגבל ההשתתפות מכוח רמת הידע הקודמת הנדרשת כדי להשתתף בתהליך באורח משמעותי. נוסף לכך, עצם ההשתתפות של בעלי-עניין בתהליך כזה מחייבת השקעת זמן (לצורך הבנת הסוגיות שעל הפרק ובחירת יעדים וקריטריונים ושקלולם). נכונות בעלי העניין השונים להשקיע זמן (ראו טבלה 4(5)) אינה מובנת מאליה. יש להניח כי נכונות זו תהיה גדולה יותר בקרב עובדי הרגולטור או נציגים של בעלי-עניין העשויים להפיק תועלת מהאינדיקטורים (כגון ארגוני-סביבה). מאידך-גיסא יש להניח כי הנכונות להשקעת זמן תהיה נמוכה בקרב מקבלי החלטות מטעם הממשלה והרשות המחוקקת, או מי שעניינם באינדיקטורים מועט (אולי נציגי התעשייה).

כפי שעולה בטבלה 4(5), בעלי העניין הפוטנציאליים הם רבים ומגוונים. אימוץ תפיסה שיתופית צרה, לפיה יש לשתף בתהליך ה-MCDA רק את נציגי הרגולטור (נציגי הרשות האוכפת וביניהם פקחי המשטרה הירוקה, רכזי-אכיפה ותובעי המשרד), יש לה מספר השלכות. מחד-גיסא יש סיכוי רב יותר ליישם תהליך MCDA במיעוט משתתפים

במתודולוגיה זו בקבלת-החלטות סביבתיות ראו: D. L. Schmoldt, J. Kangas, G. A. Mendoza, M. Pesonen (Eds.), *The Analytic Hierarchy Process in Natural Resource and Environmental Decision Making (Managing Forest Ecosystems)* (2001).

המחויבים לכך מכוח תפקידם, ואין ספק כי המשאבים שיידרשו יהיו קטנים מאשר בתהליך שיתופי רחב היקף. מאידך-גיסא, גישה שיתופית צרה תביא לכך שהאינדקס או הערכה ישקפו את ערכי הרגולטור בלבד. או אז יש סכנה שעמדות של רשויות-אכיפה משיקות או בעלות סמכויות חופפות, לא תבואנה לידי ביטוי (למשל, אם רשות אחת סבורה שיש לחתור להשגת צדק סביבתי באכיפה בצד מִקסוּם התוצאות הסביבתיות). כך תוחמץ ההזדמנות לעשות ב-MCDA שימוש ליישוב אינטרסים מתחרים בין הרשויות (למשל, כאשר האינטרס של משרד האוצר הוא להקטין ככל הניתן את ההשקעה התקציבית באכיפה, בעוד שהאינטרס של המשרד להגנת הסביבה הוא שתקציבו וסמכויותיו יורחבו).[263] כמו כן תגבר הסכנה שהאינדיקטורים לא יהיו נגישים לציבור הרחב או למקבלי-החלטות בממשלה וברשות המחוקקת, משום שיוצגו בצורה בלתי ברורה. במקרה כזה תוחטא מטרתם להגברת הידע הנוגע לאכיפה ולעידוד השיח הציבורי בתחום הרגולציה הסביבתית.[264]

אימוץ גישה שיתופית רחבה, יביא להטמעה טובה יותר של ערכי הציבור באינדיקטורים. זוהי מטרה חשובה של שיתוף בכלל,[265] ובפרט לנוכח העובדה שהכרעה ביעדי האכיפה אינה עניין טכני, אלא עניין המחייב שיקול-דעת ערכי.[266]

נטען גם ששיתוף יכול להביא לשיפור מהותי בעצם קבלת ההחלטה בתחומי הסביבה ומבחינה זו השיתוף יוכל אולי לסייע באימוץ אינדיקטורים איכותיים יותר.[267] מטבע הדברים, שיתוף רחב יביא לחיזוק תוקף האינדיקטורים עצמם ויש להניח שיגביר את ההסתמכות עליהם.[268] כפועל יוצא ייתכן גם שהדבר יביא לשיפור האמון ברשות האוכפת.[269]

---

[263] C. Beierle & J. Cayford, *Democracy in Practice- Public Participation in Environmental Decisions* 28 (2002).

[264] ראו: ק' ליפציץ ואי טל, "פרק 3: אינדיקטורים לפב"ק מנקודת-מבטם של המשמשים (תקציר) *אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא, דוח מסכם א'* 23 (2004). הכותבים טוענים כי מערכת האינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא המפותחת בישראל, צריכה להיות זמינה וברורה לציבור הבלתי-מקצועי על-מנת שתשמש אמצעי לעידוד השיח הציבורי וליידע תהליכי גיבוש עמדות סביבתיות או הצעת מדיניות המגיעות מצד ארגוני-סביבה.

[265] Beierle (2002) לעיל ה"ש 266, בעמ' 23.

[266] ראו חלק פרק ראשון חלק 5.

[267] Beierle (2002) לעיל ה"ש 266, בעמ' 27.

[268] INECE (2008) לעיל ה"ש 102, בעמ' 12.

[269] Beierle (2002) לעיל ה"ש 266, בעמ' 30.

טבלה 4(5): **בעלי-עניין בתהליכי MCDA לגיבוש אינדיקטורים של אכיפה וציות**

בעל העניין	השימוש באינדיקטורים של אכיפה וציות	ההזדמנויות בצירופו לתהליך MCDA	הסכנות בצירופו לתהליך MCDA
הרגולטור	הערכת אפקטיביות פעולות האכיפה והציות בהשגת היעדים והמטרות; זיהוי סדרי-עדיפויות לביצוע שינויים באופן השימוש בכלי האכיפה או ברגולציה	ממונה על תהליך יישום האינדיקטורים, איסוף המידע וניתוחו	סכנה שייבחרו אינדיקטורים במטרה לצייר תמונת-מצב "נוחה"
הממשלה/ המחוקק/ הרשות המבקרת	הערכת אפקטיביות הרגולציה וכלי האכיפה הקיימים בהשגת היעדים והמטרות, זיהוי סדרי-עדיפויות למדיניות עתידית וחקיקה; הערכת יעילות האכיפה ויצירת תשתית לתהליכי תקצוב	הגברת השימוש באינדיקטורים לתכנון מדיניות וחקיקה	קשיי שילוב בתהליך MCDA
מומחים	ניתוח מתקדם של האינדיקטורים; פלטפורמה לקיום מחקרי-המשך	חיזוק התשתית התיאורטית ליצירת האינדיקטורים	עידוד אימוץ אינדיקטורים ישימים פחות
התעשייה	השוואת אחוזי ציות בין הסקטורים; השוואת הציות בתוך הסקטור; קבלת תמונה על יישום מדיניות האכיפה	שימת דגש על בחינת היבטים של ציות ולא רק של אכיפה	קשיי שילוב בתהליך MCDA; סחיפת האינדיקטורים שישקפו אסטרטגיה שיתופית ולא הרתעתית
ארגונים סביבתיים לא ממשלתיים	הערכת אפקטיביות של תכניות-אכיפה ועידוד הציות; הערכת שעורי-ציות בתחום סביבתי נבחר או באזור מסוים; הערכת התרומה של פעולות-אכיפה פרטיות	חיזוק התמיכה הציבורית באינדיקטורים; הגברת השקיפות; עידוד פעילות התומכת באכיפה הממשלתית	קשיי שילוב בתהליך MCDA; סחיפת האינדיקטורים שישקפו אסטרטגיה הרתעתית ולא שיתופית; התעלמות מהיעד של יעילות כלכלית
הציבור הרחב	הבטחת שקיפות ואפקטיביות של המדיניות הסביבתית; תשתית להבנת הסכנות לבריאות ולמצב הסביבה	שיקוף ערכי הציבור הרחב בקביעת יעדי ומטרות מערכת האכיפה והאינדיקטורים; הגברת התמיכה הציבורית ביעדי ובמטרות מערכת האכיפה; הגברת השקיפות	אי-השגת מידת 'הייצוגיות' הרצויה; קשיי שילוב בתהליך MCDA עקב פערי-ידע; יצירת עיכובים; הסטת התהליך המקצועי למטרות אחרות
ארגונים בינלאומיים	הערכת ההתקדמות בהגעה לסטנדרטים סביבתיים בינלאומיים; השוואה בין מדינות בחתירה ליישום סטנדרטים מקומיים או בינלאומיים; הערכת האפקטיביות של תכניות-אכיפה והשוואה ביניהן	שיפור תשתית הידע ההשוואתי	קשיי-שילוב בתהליך MCDA מדינתי או מקומי

ח. הצגת הנתונים באינדיקטורים

למדדים יש גמישות המאפשרת להציג נתונים בדרכים שונות, תוך הסתמכות על מקורות-מידע ושימוש בשיטות סטטיסטיות מגוונות.

1. שיטות הצגה איכותיות וכמותיות

אינדיקטורים לא-מספריים (Booleans) — אינדיקטורים לא-מספריים מייצגים קיום או אי-קיום של תופעה באמצעות תיאור מילולי.[270] המידע המזין אינדיקטורים בוליאניים הוא קטגוריאלי ונומינאלי או אורדינאלי. מידע קטגוריאלי ניתן לחלוקה לקטגוריות שאינן חופפות. אם ניתן לקטגוריות אלו מִספר שאינו משקף אותן אלא מהווה בסך הכול תווית, יוצג המידע באופן נומינאלי. מידע נומינאלי ניתן לספירה אך לא למדידה או לדירוג. באינדיקטורים של ציות ואכיפה, מרבית המידע הלא-מספרי הוא אורדינאלי. מידע כזה ניתן לדירוג לפי סדר מסוים וספירה, אך אינו ניתן למדידה.[271] לאור זאת, הקושי באינדיקטורים בוליאניים מסוג זה הוא בכך שהתמונה שהם מסוגלים לספק מוגבלת ואינה מאפשרת יותר מהבנה כללית של תופעה. השימוש באינדיקטורים כאלה עשוי להיות נחוץ או נפוץ כאשר אין די נתונים כמותיים היכולים לשקף את התופעה, או כאשר התופעה אינה ניתנת למדידה כמותית. הנה כמה דוגמאות לאינדיקטורים כאלה:

א. קיום בקרה על הגינות או על מקצועיות של פקחים, המוצג בקטגוריות של כן/לא;
ב. תפיסת ההסתברות להיענש, המוצגת בקטגוריות מגבוה מאוד ועד נמוך מאוד;
ג. תפיסת חומרת העונשים המוטלים על עבריינים, המוצגת בקטגוריות מגבוה מאוד ועד נמוך מאוד.

אינדיקטורים לא-רציפים (Discrete) — אינדיקטורים מסוג זה מציגים מידע הניתן לספירה. כל יחידת-מידע היא עצמאית. אינדיקטורים אלה מתאימים כאשר קיים רק מספר מסוים של ערכים, או כאשר משתמשים במספרים שלמים.[272] אינדיקטורים לא-רציפים יכולים לשמש להשוואת תופעות על פני רצף של זמן, באזורים גיאוגרפיים שונים או בין מדינות שונות. אינדיקטורים לא רציפים עשויים להועיל במיוחד כאשר קיים דמיון בין האזורים הגיאוגרפיים המושווים, כאשר המדינות המושוות דומות ב-GDP, או כאשר הן בעלות הרכב תעשייתי דומה. השימוש בהם לא יועיל כאשר הבדידים

---

[270] Kishor (2003) להלן ה"ש 276.

[271] V. J. Easton & J. H. McColl, "Presenting Data", *Statistics Glossary*, (STEPS) available at www.cas.lancs.ac.uk/glossary_v1.1/presdata.html#discdat (last accessed 19.8.2007).

[272] שם, שם.

בתוך הסדרה הנתונה להשוואה אינם מקיימים ביניהם דמיון בעל משמעות. להלן כמה דוגמאות:

א. מספר הפקחים לנפש;

ב. אינדיקטורים של תפוקות-אכיפה כגון מספר התביעות, הצווים, ההעמדות לדין, התיקים שהסתיימו בהרשעה, וכיו"ב;

אינדיקטורים רציפים (Continuous) – אלה הם מדדים המייצגים מספר בודד המגדיר את גודל או את עצמת התופעה.[273] מדדים בדידים משקפים ערכים רציפים, אותם ניתן לספור בשברים והם יכולים להיות אין-סופיים. ניתן לספור, לדרג ולמדוד מידע רציף.[274] מדדים רציפים ניתנים להשוואה בקלות יחסית. הם מתאימים במיוחד למעקב אחר תופעות ארוכות-טווח בהן ניתן לקבל נתון מספרי בודד מדי שנה לתיאור תופעה כלשהי. מטבע הדברים, כאשר הם עומדים בפני עצמם, יכולתם לתאר באופן כולל את התופעה היא מוגבלת. בתחום האכיפה והציות, אינדיקטורים כאלה יכולים לייצג ערכים כגון:

א. פליטות, או חיסכון בפליטות בעקבות אכיפה;

ב. תשומות תקציביות המושקעות באכיפה;

ג. גובה הקנסות או חומרת העונשים שניתנו בעבירות מסוימות בשנה מסוימת;

ד. משך זמן התמשכות תהליך האכיפה נגד עברייני-סביבה (מאיתור העבירה ועד לענישת העבריין);

ה. היקף כספי של השקעות לשיפור סביבתי בקרב תעשיות שנגדן בוצעה אכיפה.

2. הבדלים בסדרי-גודל

יכולים להיות הבדלים בין מדדים ביחס לסדרי הגודל שאותם הם מייצגים. אינדיקטורים מסוימים מאפשרים לתת תמונת-מצב מספרית מדויקת לחלוטין, בה נלקח בחשבון כל פרט ופרט;[275] למשל אינדיקטורים המציגים את מספר פעולות האכיפה בשנה מסוימת או את תקציבי הרשות האוכפת. מאידך-גיסא יעשו אינדיקטורים אחרים שימוש במספרים המייצגים קירוב. למשל אינדיקטורים הבוחנים את היקף ההשקעות הסביבתיות שבוצעו

---

[273] N. M. Kishor & K. L Rosenbaum, "Indicators to Monitor Progress of Forest Law Enforcement and Governance Initiatives to Control Illegal Practices in the Forest Sector", 5(3) *International Forestry Rev.*211-218 (2003).

[274] Easton לעיל ה"ש 274.

[275] Kishor (2003) לעיל ה"ש 276.

בתעשייה בעקבות פעולות-אכיפה. נתונים אלה עשויים להיות הערכתיים ולייצג קירוב מספרי. גם אינדיקטורים בוליאניים אורדינאליים, המבטאים את תפיסת ההסתברות להיענש, מבטאים קירוב ולא הערכה מדויקת. כך גם הערכת אחוזי הציות בקרב הכפופים לרגולציה.

3. אובייקטיביות וסובייקטיביות

קיימת נטייה לחשוב שאינדיקטורים רשאים לכלול רק נתונים שאין בהם אלמנטים סובייקטיביים. ואכן, מרבית האינדיקטורים יכללו מרכיבים אובייקטיביים בעיקרם לתיאור תופעות.[276] כך למשל אינדיקטורים המודדים פליטה של חומרים, מספר פקחים, או גובה קנס ממוצע. ברם, ישנם מקרים בהם אינדיקטורים יכללו גם מרכיבים סובייקטיביים, כגון תפיסות הכפופים-לחוק ביחס להסתברות הענישה, לחומרת העונש או למידת היושרה של הפקחים. ניתן לפתח שיטות מהימנות למדידה ולאיסוף גם ביחס למרכיבים סובייקטיביים. שיטות אלו הופכות את הנתונים למועילים לצורך הערכת תכניות אכיפה וציות לצד המדדים האובייקטיביים.[277]

חלק 5: ערכת האינדיקטורים והאינדקס

בעמ' 379, בסוף הטבלאות, מופיעה הפניה למקורות המציעים הנחיה למודלים ולמתודולוגיות לחישוב חלק מן המדדים. סוגי המדד מסווגים לפי המודל הלוגי. מדדים המסווגים באות I הם מדדי-תשומות; מדדים המסווגים באותיות OP הם מדדי-תפוקות; מדדים המסווגים באותיות OC הם מדדי תוצאות התנהגותיות; מדדים המסווגים כמדדי R הם מדדי תוצאות סביבתיות.

[276] Kishor (2003) לעיל ה"ש 276.

[277] V. Gabrielian, "Qualitative Research Methods, an Overview", *Handbook of Research Methods in Public Administration*, 167-175 (G. L. Miller & M. L. Whicker Eds., 1999).

א. ערכת האינדיקטורים לבחינת השגת היעד של מִקסום התועלת הסביבתית

1. מדדים לבחינת האפקטיביות של פעולות למניעת עבירות

טבלה 4(6)

קטגוריה	קריטריוני הבחינה	אות	תיאור המדד	שיטת המחקר	סוג המדד
כללי	מצב הסביבה[1]	A1	רמת הזיהום הנמדדת בסביבה (בהשוואה לתקן הסביבתי) (Ambient Standard)	כמותי	R
		A2	כמות החומרים או המשאבים המטופלים בהתאם לסטנדרט הסביבתי (ביחס לכמות הקיימת או המיוצרת)	כמותי	R
		A3	היקף הזיהום הכולל הנפלט מחומר מזהם בסקטור (נבחן ביחס להיקף הכולל המותר לפליטה לפי תקני הפליטה) (Emission Standard)	כמותי	R
		A4	היקף מקרי התחלואה או התמותה הקשורים לבעיה הסביבתית הנמדדת באזור הנתון לאכיפה[2]	כמותי	R
	הרתעה	A8	מידת ההרתעה המושגת על-ידי האכיפה בתחום הנבדק, כפי שזו נתפסת בעיני הכפופים לחוק[3]	איכותני	OC
		A9	אחוז העבריינות החוזרת (רצידיביזם) מתוך כלל העבריינות בתחום הנבדק[4]	כמותי	OC
	שינוי נורמטיבי	A10	שינוי ההתנהגות המושג על-ידי האכיפה בתחום הנבדק, כפי שזה נתפס בעיני הכפופים לחוק	איכותני	OC
קנסות	חומרת הקנסות	B1	חומרת הקנס הצפוי, כפי שזה נתפס בעיני הכפופים לחוק[5]	איכותני	OC
		B2	השוואת הקנס הממוצע לקנס המרבי/ קנס המינימום הקבוע בחקיקה	כמותי	OP
		B3	באיזו מידה שולל הקנס הממוצע את רווחי העבירה הנפוצה[6]	איכותני	OP
	הסתברות להטלת הקנס	C1	ההסתברות להיענש, כפי שזו נתפסת בעיני הכפופים לחוק	איכותני	OC
		C2	מקדם הענישה או הסיכוי להטלת קנס אם העבריין נתפס[7]	כמותי	OC

קטגוריה	קריטריוני הבחינה	אות	תיאור המדד	שיטת המחקר	סוג המדד
קנסות	הסתברות להטלת הקנס	C3 K1*C2	ההסתברות שיוטל קנס (הסיכוי שהעבירה תאותר בפיקוח, כפול מקדם הענישה)	כמותי	OC
		C4	מספר תיקי האכיפה שבטיפול הרשות האוכפת	כמותי	OP
		C5	מספר התיקים שהסתיימו בהטלת עונש מסוג קנס	כמותי	OP
		C6	מספר דיווחי-אירוע (תלונות) שהתקבלו (חתך: ציבור ומקורות פנימיים)	כמותי	OP
	מהירות הטלת הקנס	D1	מספר החודשים העוברים בממוצע מרגע תפיסת העבריין ועד להטלת הקנס	כמותי	OP
	הסטיגמה החברתית בעקבות הטלת הקנס	E2	הסטיגמה החברתית המוטלת על מי שהוטל עליו קנס, כפי שזו נתפסת בעיני הציבור הרחב [8]	איכותני	OC
		E1	אופן חלוקת סוגי הקנסות המוטלים בעבירה (מִנהלי/אזרחי/פלילי)	כמותי	OP
	גביית הקנס[9]	F1	אחוז הקנסות ששולמו ללא גבייה	כמותי	OP
		F2	אחוז הקנסות ששולמו לאחר גבייה	כמותי	OP
מאסר ואחריות אישית של נושאי משרה		G1	הסיכוי שיוטל עונש מאסר על מפירי החוק, כפי שזה נתפס בעיני הכפופים לחוק	בוליאני	OC
		G2	מספר ואחוז המאסרים (חלוקה למאסר בפועל ומאסר על-תנאי) מתוך התיקים שהסתיימו בהרשעה ועונש	כמותי	OP
		G3	אחוז העמדות לדין בהם הועמד לדין נושא-משרה אחד או יותר עם התאגיד	כמותי	OP
		G4	אחוז פסקי הדין בהם נושאי המשרה בתאגיד הורשעו עם התאגיד	כמותי	OP
שלילת תמיכות		H1	יכולתה של הסנקציה של 'שלילת תמיכות' ליצור הרתעה או שינוי התנהגותי בקרב פירמות, כפי שזו נתפסת בעיני הכפופים לחוק	איכותני	OC
		H2	מספר המקרים בהם הוטלו סנקציות מסוג מניעת השתתפות במכרזים או מניעת תמיכה ממשלתית	כמותי	OP

קטגוריה	קריטריוני הבחינה	אות	תיאור המדד	שיטת המחקר	סוג המדד
כלים העושים שימוש בהטלת קלון	מידת ההפנמה של הנורמות הסביבתיות מבחינה חברתית[10]	I1	תפיסת חומרת העבירה הסביבתית בעיני הכפופים לחוק	איכותי	OC
		I2	מידת ההיכרות עם הנורמה הסביבתית של הכפופים לחוק	איכותני	OC
		I3	לגיטימיות הנורמה הסביבתית, כפי שזו נתפסת בעיני הכפופים לחוק	איכותני	OC
	פרסום	I4	היקף הפרסום של מקרי דוגמא והעונשים שניתנו בהם	איכותני	OP
סיוע להגעה לציות	היקף הפניות	J1	מספר הפניות לקבלת סיוע בתחום הרלוונטי	כמותי	OP
	סוג הסיוע	J2	חלוקה בין סוגי הסיוע: העברת מידע על החוק; העברת מידע כללי על התחום; סיוע פרטני להגעה לציות	כמותי	OP
	השפעה על הגעה לציות[11]	J3	הסיוע השפיע על השגת תוצאות סביבתיות (בחינה סובייקטיבית)	איכותני	OC
		J4	אחוז הפונים שדיווחו על שינוי בשיטות הפעולה או בפליטות עקב הסיוע	כמותי	OC
		J5	היקף כספי של ההשקעות בטכנולוגיות סביבתיות לאחר קבלת הסיוע	כמותי	OC

2. מדדים לבחינת האפקטיביות של פעולות לעצירת עבירות

טבלה 4(7)

קטגוריה	אות	תיאור המדד	שיטת המחקר	סוג המדד
מצב הסביבה	A5	כמות הפליטות שצומצמו בפעולות האכיפה (בהתייחס לצעדי האכיפה והפיקוח השונים)[12]	כמותי	R
	A6	אומדן מספר מעשי העבירה בתחום הנבחן	כמותי ואיכותני	R
פיקוח	K1 K2/ A6	ודאות הפיקוח — אחוז העבירות המתגלה בפעולות פיקוח/ ביקורת (היחס בין אומדן העבירות הכולל למס' פעולות הפיקוח בהן התגלו עבירות)[13]	איכותני	OC
	K2	מספר פעולות הפיקוח/ הביקורת בהן זוהו הפרות-חוק	כמותי	OP
	K3	האם קיימים אמצעים טכנולוגיים נאותים לניטור ולאיתור הזיהום?	איכותני	I
	K4	הפיקוח מתבצע באופן מדורג (תחילה כלפי מי שידוע כי הם מפרי-חוק)	כמותי	OP
	K5	אחוז פעולות הפיקוח שאינן מתבצעות באופן שגרתי (או על בסיס מִבצעי-אכיפה)	איכותני	OP
	K6	קיום רמות שונות של ביקורת והתאמתן לידע הקיים בידי הרשות על מצב הציות של הפירמה (ביקורת-הליכה, ביקורת להערכת מידת הציות, ביקורת עם דגימות)	איכותני	OP
	K7	השקעה כספית בהכשרת פקחים (לפקח)	כמותי	I
	K8	האם מתקיים מעקב אחר יושרת הפקחים?	איכותני	OP
דיווח וניטור עצמי	L1	אחוז המקרים בהם נעצרה העבירה על-ידי המדווח לאחר דיווח על הפרה	כמותי	OC
	L2	ההסתברות לנקיטת פעולות-אכיפה בגין אי-דיווח, כפי שזו נתפסת בעיני הכפופים לחוק	איכותני	OC
	L3	אחוז הגורמים המקיימים ניטור עצמי ודיווח, מתוך כלל הגורמים החייבים בדיווח	כמותי	OC
	L4	פעולות האכיפה שהחלו כתוצאה מדיווח עצמי כנגד מי שדיווחיהם העידו על ביצוע עבירות (אחוז מתוך המדווחים על עבירות)	כמותי	OP
	L5	האם דרישות הניטור (החומרים, התדירות, שמירת הנתונים הדיווח) הוגדרו כיאות?	איכותני	I

קטגוריה	אות	תיאור המדד	שיטת המחקר	סוג המדד
פעולות-אכיפה מנהליות (התראות, שימועים וצווים)	M1	אחוז פעולות האכיפה המנהליות שהביאו לעצירת העבירה (בחלוקה לסוגי הפעולות)	כמותי	OC
	M2	מספר פעולות האכיפה המנהליות (בחלוקה לסוגי הפעולות)	כמותי	OP
צו לאימוץ מערכת לניהול סביבתי	N1	האם חל שיפור בביצועים הסביבתיים של פירמות שעברו לניהול סביבתי כתוצאה מהצו (לתפיסת הפירמות)?[14]	איכותני	OC
	N2	מספר המקרים שחויבו לאמץ מערכת לניהול סביבתי	כמותי	OP
הפקעת רישיון-עסק והפקעת רכוש	O1	מספר הצווים שניתנו להפקעת רישיון או להפקעת רכוש	כמותי	OP
	O2	השווי הכספי של הרכוש המופקע או הפגיעה הכלכלית הכרוכה בהפקעת הרישיון בממוצע לצו-הפקעה	כמותי	OP
	O3	עבריינות חוזרת (רצסיביות) בקרב עבריינים שנענשו בהפקעת רכוש או בהפקעת רישיון	כמותי	OP

3. מדדים לבחינת האפקטיביות של פעולות לשיקום נזקי-עבירות

טבלה 4(8)

קטגוריה	אות	תיאור המדד	שיטת המחקר	סוג המדד
כללי	A7	כמות המזהמים שהוצאו מן הסביבה בפעולות-שיקום (צווים ופס״חים)	כמותי	R
שיקום נזקים שנגרמו* (הן צווים משפטיים והן צווים מנהליים)	P1	אחוז המפגעים בהם ניתן צו-שיקום (או חלף-צו) מתוך המפגעים שלגביהם ניתן היה לתת צו שיקום	כמותי	OP
	P2	אחוז צווי השיקום שבוצעו כנדרש	כמותי	OC
	P3	האם הרשות מבצעת מעקב אחר דרישות הצו (רף השיקום הנדרש ולוח-זמנים לביצוע השיקום)?	איכותי	OP
	P4	מספר הצווים המנהליים והמשפטיים שניתנו לשיקום מפגעים	כמותי	OP
	P5	מספר ההוראות לתשלום עבור שיקום שבוצע בידי הרשויות (חלף-שיקום)	כמותי	OP
שיקום באמצעות פרויקט סביבתי חלופי (פס״ח)	Q1	הפס״חים מתבצעים בסמוך לקהילות שסבלו מהנזק הסביבתי שנגרם בעבירה	איכותני	OC
	Q2	הערכת התועלת הסביבתית מביצוע הפס״ח ביחס לדרישות הרגולציה[15]	איכותי	R
	Q3	האם הרשות מבצעת מעקב אחר קיום תנאי הפס״ח	איכותי	OP
	Q4	מספר ההסכמות לביצוע פס״ח	כמותי	OP
	Q5	אחוז הפס״חים אשר לוו גם בקנס	כמותי	OP

ב. ערכת אינדיקטורים לבחינת האפקטיביות *הכלכלית* של האכיפה

טבלה 4(9)

קטגוריה	קריטריון הבחינה	אות	תיאור המדד	שיטת המחקר	סוג המדד
תוצאות סביבתיות	מצב הסביבה	A1	רמת הזיהום הנמדדת בסביבה (בהשוואה לתקן הסביבתי) (Ambient Standard)	כמותי	R
		A2	כמות החומרים או המשאבים המטופלים בהתאם לסטנדרט הסביבתי (ביחס לכמות הקיימת או המיוצרת)	כמותי	R
		A3	היקף הזיהום הכולל הנפלט מחומר מזהם בסקטור (נבחן ביחס להיקף הכולל המותר לפליטה לפי תקני הפליטה) (Emission Standard)	כמותי	R
		A4	אחוזי התחלואה/תמותה (הקשורים לבעיה הסביבתית הנמדדת) באזור הנתון לאכיפה	כמותי	R
	מדדי פליטות	A5	כמות הפליטות שצומצמו בפעולות האכיפה (בהתייחס לצעדי האכיפה והפיקוח השונים)	כמותי	R
		A6	אומדן מספר מעשי העבירה בתחום הנבחן	כמותי ואיכותני	R
		A7	כמות המזהמים שהוצאו מהסביבה בפעולות-שיקום (צווים ופס"חים)	כמותי	R
עלויות	תקציב פעולות האכיפה	R1	תקציב האכיפה הכולל שהוקדש לתחום הנבחן (לנפש)	כמותי	I
		R2	תקציב האכיפה בחלוקה לפעולות שונות בתחום הנבחן: 1. חקירה 2. העמדה לדין 3. פעולות פיקוח 4. ניטור על-ידי הרשות 5. ניתוח ובקרת דוחות ניטור עצמי 6. ביצוע הליכים מנהליים של התראות ושימועים 7. בקרה על ביצוע צווים מנהליים ושיפוטיים 8. מרכזי-סיוע	כמותי	I
	יעילות עלויות	R3 A5/ R2	עלות הפחתת יחידת-זיהום במונחים של תשומות-אכיפה	כמותי	R

קטגוריה	קריטריון הבחינה	אות	תיאור המדד	שיטת המחקר	סוג המדד
עלויות	יעילות עלויות	R4	התקציב המופנה לטכנולוגיות ניטור ואיתור	כמותי	I
	משאבי כוח-אדם	S1	מספר העוסקים באכיפה לנפש באוכלוסיה	כמותי	I
		S2	מספר העוסקים באכיפה בסקטור בהשוואה לגודל הסקטור הנבחן	כמותי	I
	עלות לתעשייה	T1	העלות השולית לתעשייה של הפחתת יחידת-זיהום	כמותי	I
תועלות		U1	שווי יחידת-נזק חברתי (עלות שולית)[16]	כמותי	R
עלות תועלת		V1 R3/ U1	עלות האכיפה ליחידת-זיהום (עלות שולית) ביחס לשווי יחידת-נזק חברתי (עלות שולית)	כמותי	R

ג. ערכת אינדיקטורים לבחינת אפקטיביות האכיפה בהשגת *צדק סביבתי*

טבלה 4(10)

קטגוריה	קריטריוני הבחינה	אות	תיאור המדד	שיטת המחקר	סוג המדד
צדק סביבתי חלוקתי	מצב הסביבה[71]	$A1_j$	רמת הזיהום הנמדדת בסביבה בהשוואה לתקן הסביבתי (לפי חלוקה לאזורים*)	כמותי	R
		$A2_j$	כמות החומרים המטופלים בהתאם לסטנדרט הסביבתי ביחס לכמות החומרים הקיימת או המיוצרת (בחלוקה לאזורים*)	כמותי	R
		$A3_j$	היקף השטחים הנתונים לשימור בהתאם לסטנדרט הסביבתי (בחלוקה לאזורים*)	כמותי	R
		$A4_j$	אחוזי התחלואה/ תמותה (הקשורים לבעיה הסביבתית הנמדדת) באזור הנתון לאכיפה (בחלוקה לאזורים*)	כמותי	R
		$A7_j$	כמות המזהמים שהוצאו מהסביבה בפעולות שיקום (צווים ופס"חים) (בחלוקה לאזורים*)	כמותי	R
צדק הליכי	תקצוב פעולות האכיפה	$R1_j$	תקציב האכיפה הכולל שהוקדש לתחום הנבחן לנפש (בחלוקה לאזורים*)	כמותי	I
	משאבי כוח-אדם	$S1_j$	כוח האדם העוסק באכיפה לנפש (בחלוקה לאזורים*)	כמותי	I
	משאבים טכנולוגיים	$T1_j$	היקף ההשקעה התקציבית בטכנולוגיות ניטור ואיתור עבירות (בחלוקה לאזורים*)	כמותי	I
	צעדי-אכיפה (קנסות)	$B2_j$	השוואת הקנס בפועל לקנס המרבי/ קנס המינימום הקבוע בחקיקה (בחלוקה לאזורים* או לסוגי אשמים**)	כמותי	OP
		$C4_j$	מספר תיקי האכיפה בטיפול הרשות האוכפת (בחלוקה לאזורים*)	כמותי בדיד	OP
		$C5_j$	מספר התיקים שהסתיימו בהטלת עונש מסוג קנס (בחלוקה לאזורים* או לסוגי אשמים**)	כמותי	OP

* החלוקה לאזורים תשקף הבדלים סוציו-אקונומיים או אתניים.

** החלוקה לסוגי אשמים תשקף את אחת ההבחנות הבאות (לפי העניין): א. חלוקה לפי זהות הנאשם כפרט — התייחסות אל המוצא האתני או אל המעמד הסוציו-אקונומי של הנאשמים; ב. חלוקה תאגידית — התייחסות אל גודל התאגיד לפי חלוקה לתאגידים גדולים, בינוניים וקטנים.

קטגוריה	קריטריוני הבחינה	אות	תיאור המדד	שיטת המחקר	סוג המדד
	צעדי-אכיפה (מאסר)	$G2_j$	מספר ואחוז המאסרים (חלוקה למאסר בפועל ולמאסר על-תנאי) מתוך התיקים שהסתיימו בהרשעה (בחלוקה לאזורים* או לסוגי אשמים**)	כמותי	OP
		$G3_j$	אחוז העמדות-לדין בהן הועמד לדין נושא-משרה אחד או יותר עם התאגיד (בחלוקה לאזורים* או לסוגי אשמים**)	כמותי	OP
		$G4_j$	אחוז פסקי הדין בהם נושאי המשרה בתאגיד הורשעו עם התאגיד (בחלוקה לסוגי אשמים**)	כמותי	OP
	צעדי-אכיפה (פיקוח וביקורות)	$K2_j$	מספר פעולות הפיקוח/ הביקורת (בחלוקה לאזורים* או לסוגי אשמים**)	כמותי	OP
	צעדי-אכיפה מנהליים	$M2_j$	מספר פעולות האכיפה המנהליות בחלוקה לסוגי פעולות (בהתייחס לאזורים* או לסוגי אשמים**)	כמותי	OP
	צעדי-אכיפה (מערכות לניהול סביבתי)	$N2_j$	מספר המקרים שחויבו לאמץ מערכת ניהול סביבתי (בחלוקה לאזורים* או סוגי אשמים**)	כמותי	OP
	צעדי-אכיפה (הפקעת רישיונות)	$O1_j$	מספר צווי הפקעת-רישיון (בחלוקה לאזורים* או לסוגי אשמים**)	כמותי	OP
	צעדי-אכיפה (צווי-שיקום ופס"ח)	$P1_j$	אחוז המפגעים בהם ניתן צו-שיקום מתוך המפגעים בהם ניתן היה לתת צו-שיקום (בחלוקה לאזורים* או לסוגי אשמים)	כמותי	OP
		$P3_j$	הרשות מבצעת מעקב אחר דרישות הצו (רף השיקום הנדרש ולוח-זמנים לביצוע השיקום) (בחלוקה לאזורים*)	איכותי	OP
		$Q1_j$	הפס"חים מתבצעים בסמוך לקהילות שסבלו מן הנזק הסביבתי של ההפרה	איכותני	OC
זכויות סביבתיות	מצב הסביבה	$A1_j$	רמת הזיהום הנמדדת בסביבה, בהשוואה לתקן הסביבתי (לפי חלוקה לאזורים סוציו-אקונומיים)	כמותי	R

ד. 'אינדקס' האפקטיביות של מערכת האכיפה והציות

טבלה 4(11)

היעד		אות	תיאור המדד	סוג המדד	סטנדרט הבחינה (ערך-ייחוס)	שיטת המחקר
מקסום התוצאות הסביבתיות	**מניעת עבירות (הרתעה ושינוי נורמטיבי)**	A1	רמת הזיהום הנמדדת בסביבה (Ambient Standard)	R	התקן הסביבתי	כמותי
		A2	כמות החומרים או המשאבים המטופלים בהתאם לסטנדרט הסביבתי	R	100% מכמות החומר המיוצרת או מהמשאב	כמותי
		A3	היקף הזיהום הכולל הנפלט מחומר מזהם בסקטור הנבחן (Emission Standard)	R	ההיקף הכולל המותר לפליטה לאותו מזהם לפי תקני הפליטה	כמותי
		C1	ההסתברות להיענש כפי שזו נתפסת בעיני הכפופים לחוק	OC	30% תפיסה (אמת-מידה המבוססת על מחקר)	איכותני
		B2	השוואת הקנס הממוצע שהוטל בהליכים משפטיים לקנס המרבי הקבוע בחוק	OP	100% מהקנס המרבי (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	איכותני
		B3	באיזו מידה שולל הקנס הממוצע את רווחי העבירה הנפוצה?	OP	100% מרווחי העבירה הממוצעת	כמותי
		G4	אחוז פסקי הדין בהם נושאי המשרה בתאגיד הורשעו עם התאגיד	OP	100% מהתיקים (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	איכותני
		I1	תפיסת חומרת העבירה הסביבתית בעיני הכפופים לחוק	OC	חומרה מרבית (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	איכותני
		J4	אחוז הפונים שדיווחו על שינוי בשיטות הפעולה או בפליטות עקב הסיוע	OC	100% מהפונים (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	כמותי
	עצירת עבירות (עצירת הנזק)	K1	ודאות הפיקוח: אחוז העבירות המתגלות בפעולת-פיקוח (מחושב לפי היחס בין אומדן העבירות הכולל לבין מספר פעולות הפיקוח שבהן התגלו עבירות)	OP	30% ודאות-פיקוח (אמת-מידה המבוססת על מחקר)	כמותי
		K3	האם קיימים אמצעים טכנולוגיים נאותים לניטור ולאיתור מפגעים?	I	במידה רבה (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	איכותני
		K8	האם מתקיים מעקב אחר יושרת הפקחים	OP	במידה רבה (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	איכותני
		L2	אחוז המצייתים לחובות הניטור העצמי, והדיווח מתוך כלל החייבים בדיווח	OC	100% מהגורמים הכפופים לחוק (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	כמותי
		M1	אחוז פעולות האכיפה המנהליות שהביאו לעצירת העבירה (בחלוקה לסוגי הפעולות: צווים, התראות ושימועים)	OC	100% מההתראות או השימועים (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	כמותי
	שיקום נזקי עבירות	P1	אחוז המפגעים בהם ניתן צו-שיקום (או חלף-צו) מתוך המפגעים בהם ניתן היה לתת צו-שיקום	OP	100% מהמקרים (אמת-מידה של מִקסום התוצאות)	כמותי ואיכותני

היעד	אות	תיאור המדד	סוג המדד	סטנדרט הבחינה (ערך-ייחוס)	שיטת המחקר
צדק סביבתי ויעילות	$A1_j$	רמת הזיהום הנמדדת בסביבה (בחלוקה לאזורים סוציו-אקונומיים)	R	התקן הסביבתי (100% או פחות)	כמותי
	$R1_j$	תקציב האכיפה הכולל שהוקדש לתחום הנבחן לנפש (בחלוקה לאזורים)	OC	100% או יותר מתקציב אכיפה ממוצע לנפש באזורים חזקים מבחינה סוציו-אקונומית	כמותי
	V1	עלויות-אכיפה (ליחידת-זיהום) בהשוואה לשווי יחידת-נזק-חברתי (ליחידת-זיהום)	R	שווי יחידת-נזק-חברתי עולה על שווי יחידת-זיהום	כמותי

הערות לטבלאות 4(5)-4(10): הפניה למודלים ולמתודולוגיות לחישוב המדדים

[1] למתודולוגיות לגיבוש מדדים סביבתיים, ראו: Bakkes (1994) לעיל ה"ש 9. לגיבוש אינדיקטורים סביבתיים עבור מדינת-ישראל, ראו פייטלסון (2004) לעיל ה"ש 91.

[2] ראו למשל: T. Kjellström & C. Corvalan, "Framework for the Development of Environmental Health Indicators", 48(2) World Health Stat. Q. 144-54 (1995).

[3] למתודולוגיות ראו למשל: Thornton, N. A. Gunningham & R. A Kagan, "General Deterrence and Corporate Behavior", 27(2) L .& Policy 262, 263 (April 2005).

[4] לדיון במודלים ולמתודולוגיות למדידת רצידיביזם, ראו פרק 7 ו-8 ב: M. D. Maltz Recidivism (1984). כמו כן ראו: P.E Spector & J. R Bedell, "Measuring Program Effectiveness: Self-Report Versus Objective Indicators of Recidivism" 10(5) American J. of Community Psy. 613 (1982). להערות על פרשנות של נתוני רצידיבזם, ראו: A. Blumstein, "Problems in Modeling and Measuring Recidivism" 8(2) J. of Research in Crime and Delinquency 124 (1971).

[5] ראו: Thornton (2005), לעיל הערת סיום 3.

[6] למתודולוגיות חדשות לחישוב רווחי העבירה הסביבתית, ראו: An Advisory of the Illegal Competitive Advantage (ICA) Economic Benefit (EB) Advisory Panel of the EPA Science Advisory Board 36-33 (Sep. 7th 2005), available at http://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/05C624772F33C2B085 25708100727D55/$File/ica_eb_sab-adv-05-003.pdf. למתודולוגיה בה עושה שימוש ה-EPA האמריקני לחישוב רווחי העבריין, ראו: J.D. Libber, "Penalty Assessment in the Environmental Protection Agency: A View from the Inside", Vol. 35 South Dakota L. Rev. 189 (1990).

[7] G. S. Becker, "Crime and Punishment, an Economic Approach", 76(2) The J. of Pol. Econ. 169,192 (Mar-Apr., 1968).

[8] למתודולוגיות ראו: D. Schwarcz , "Shame Stigma, and Crime: Evaluating the Efficacy of Shaming Criminal Law", 116 Harv. L. Rev. 2186, 2190 (2002-2003).

[9] למתודולוגיות ראו: ת' עינת "אכיפה של קנסות פליליים בישראל: מדיניות, בעייתיות והצעות לשיפור" *מחקרי משפט* יט 167 (2002).

[10] לשימוש במתודולוגיה של random response method כדי להתגבר על תופעת 'הרצייה החברתית' בשאלות על חשיבות החוק והלגיטימיות שלו, ראו: H. Elffers, P. van der Heijden,M. Hezemans "Explaining Regulatory Non-Compliance: A Survey Study of Rule Transgression for Two Dutch Instrumental Laws, Applying the Randomized Response Method" 19(4) Journal of Quantitative Criminology 409 (2003).

[11] לפירוט המתודלוגיות הרלוונטיות ראו: EPA, Guide for Measuring Compliance Assistance Outcomes (Doc. Num. EPA300-B-02-01, June 2002 available at www.epa.gov/compliance/assistance/measures/index.html (last accessed 2.2.2008).

[12] ראו המתודולוגיה שפותחה על-ידי ה-EPA האמריקני: EPA-OECA, Final- Case Conclusion Data Sheet Training Booklet, Part 4.0 (2004) available at www.epa.gov/compliance/resources/publications/data/tools/ccds.pdf (last accessed 18.9.2007).

[13] Becker (1968) לעיל הערת סיום 7. וכן ראו: D. Epple & M. Visscher, "Environmental Pollution Modeling Occurrence, Detection and Deterrence", 27 J. of L. & Econ. 29-60 (1984); W. Magat & W.K. Viscusi, "Effectiveness of the EPA's Regulatory Enforcement: The Case of Industrial Effluent Standards", 33 J. of L. & Econ. 331-360 (1990); B. Laplante & P. Rilstone, "Environmental Inspections and Emissions of the Pulp and Paper Industry in Quebec", 31(1) J. of Envtl. Econ. & Mgmt. 19-36(1996).

[14] למתודולוגיות אפשריות לבחינת השיפור הסביבתי בקרב פרימות שאימצו EMS ראו: D. Morrow & D. Rondinelli, "Adopting Corporate Environmental Management Systems: Motivations and Results of ISO 14001 and EMAS Certification" 20(2) Euro. Mg't J. 159 (2002); Rondinelli & G. Vastag, "Panacea, Common Sense, or Just a Label? The Value of ISO 14001 Environmental Management Systems" 18(5) Euro. Mg't J. 499, 507 (2000).

[15] EPA, Final Supplemental Environmental Project Policy 1, 4 (May 5 1998) available at: http://policies/civil/seps/fnlsup-hermn-mem.pdf (last accessesd 1.1.2008).

[16] למתודולוגיות שונות להערכת נזקים סביבתיים, ראו: K.G. Maler & R.F.Wyzga, Economic Measurement of Environmental Damage (1976); A. Freeman, The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods (2nd Ed.,Washington D.C Resources for the Future, 2003); N. Hanely, J.F. Shogren & B. White, Environmental Economics in Theory and Practice 384 (1997).

[17] W. Bowen, "An Analytical Review of Environmental Justice Research: What Do We Really Know?" 29(1) Environmental Management 3 (2002). המחקר סוקר 42 מחקרים אמפיריים שבחנו את דפוסי החלוקה הגאוגרפיים של מפגעים סביבתיים ואת השפעותיהם על בריאותן של אוכלוסיות מוחלשות.

פרק חמישי:
יישום האינדקס – מדידת האפקטיביות של האכיפה בעבירות פסולת-בניין

חלק 1: מבוא

מטרתו של פרק זה היא ליישם את האינדקס הסביבתי של אכיפה וציות בעבירות של פסולת-בניין בישראל, מתוך כוונה להמחיש את השימוש האפשרי באינדקס, את הדילמות והקשיים הכרוכים ביישומו ואת התועלות והתובנות שניתן להפיק ממנו.

הבחירה ביישום האינדקס ולא במערכת האינדיקטורים בכללותה, נובעת מכך שאין בישראל מערכת רב-שנתית של נתוני אכיפה וציות בתחום סביבתי המאפשרת יישום השוואתי לאורך שנים. כפי שנאמר בפרק הרביעי, יישום מערכת האינדיקטורים דורש איסוף ומעקב של נתונים רבים מאוד מדי שנה ובעקביות. כאשר איסוף זה לא בוצע ובהיעדר יכולת לשחזר באמינות את תמונת המצב שנים לאחור, אין אפשרות לבסס מערכת שלמה של אינדיקטורים שניתן להפיק ממנה תובנות השוואתיות. מכאן חשיבותו של האינדקס, אשר אינו דורש מערכת-מידע ענפה למשך שנים. בד בבד, כל אימת שניתן להציג נתונים לשנים החורגות משנת 2006, שנבחרה כשנה שעבורה ייושם האינדקס, הוצגו הנתונים ונותחו על-מנת להציג תמונת-מצב רציפה ככל הניתן.

התחום שנבחר ליישום האינדקס הוא עבירות פסולת הבניין. מדובר בעבירות הכלולות במסגרת האיסור ללכלך ולהשליך פסולת, לפי חוק שמירת הניקיון. חוק זה אוסר הן על לכלוך והשלכת פסולת ברשות הרבים והן על העברת פסולת מרשות הרבים לרשות היחיד.[1] פסולת-בניין ופסולת גושית מוגדרות יחדיו כדלקמן: "חומרים ושיירי חומרים המשמשים לבנייה, או שמשתמשים בהם בקשר לעבודות בנייה, לרבות ערימות אדמה וחלקי הריסות של מבנים."[2]

---

[1] ס' 2 לחוק שמירת הניקיון התשמ"ד-1984, ס"ח 1118.

[2] ס' 1 לחוק שמירת הניקיון. יש לשים לב לכך שהגדרת פסולת-בניין כוללת עודפי עפר וחציבה. פסולת זו קרויה לעתים גם פסולת אינרטית, היות שאינה מתפרקת. קיים ויכוח בין התאחדות הקבלנים לבין המשרד להגנת הסביבה באשר להגדרת עפר כפסולת. בהתאחדות הקבלנים טוענים כי עפר אינו צריך להיחשב פסולת אלא משאב. ראו ע' הוד-אלמוג, "פינוי מוסדר של פסולת-בניין", מסמך פנימי, התאחדות הקבלנים (מצוי אצל החוקרת). העפר הוא נתח נכבד מפסולת הבניין המיוצרת בישראל. ראו בהמשך מדד A2.

א. הבחירה בעבירות פסולת-בניין ליישום האינדקס

מספר שיקולים הִנחו את הבחירה בעבירות פסולת-בניין ליישום האינדקס:

(1) מעיון בנתונים שמפרסם המשרד להגנת הסביבה עולה כי היקף תופעת ההשלכה הבלתי-חוקית של פסולת הבניין הוא נרחב.[3] באתר האינטרנט שלו מציין המשרד להגנת הסביבה את הדברים הבאים:[4]

"כמות פסולת הבניין הנוצרת בישראל, ובכלל זה עודפי עפר, מוערכת בכ-7.5 מיליון טון בשנה, כמות הגדולה ב-12.5% מכמות הפסולת הביתית הנוצרת בארץ בשנה. לאתרי פסולת מוסדרים מגיעה כמיליון וחצי טון בלבד (כ- 20%), שאר הפסולת מושלכת באופן פראי בשטחים פתוחים, בשדות ובצדי דרכים.

פסולת הבניין הפזורה בשטחים הפתוחים ברחבי הארץ, היא מפגע אסתטי וסביבתי, ומקור זיהום. מי הגשמים השוטפים את פסולת הבניין, המורכבת מחומרים שונים הכוללים חומרים כימיים הנפוצים בתעשיית הבנייה, מחלחלים אל האקוויפר ומזהמים אותו. פסולת הבניין אחראית על כיעור הנוף הפתוח, אתרי הטבע והנוף."

יש לציין שהשלכה פיראטית של פסולת אינה תופעה ייחודית לישראל או למדינות מתפתחות ועניות. גם באנגליה למשל, תופעת ההשלכה הבלתי-חוקית של פסולת היא עבירה נפוצה יחסית ונמצא כי ממדיה הולכים ומתרחבים.[5]

(2) היקף האכיפה נגד עבירות לפי חוק שמירת הניקיון בכלל, ובתוכן עבירות הפסולת הגושית, הוא גדול בהשוואה להיקף האכיפה המתבצעת בתחומים אחרים. משמעות הדבר היא שישנו במקרה זה שדה-מחקר שלעתים אינו קיים כלל בעבירות-סביבה אחרות. כך למשל, בין השנים 2004-2006, 83%-88% מברירות המשפט הוטלו בגין עבירות על חוק שמירת הניקיון (ראו טבלה 5(1) להלן). חלק משמעותי מעבירות

---

[3] בהמשך הפרק נבחנו ממדיה של התופעה.

[4] המשרד להגנת הסביבה, פסולת-בניין, www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=building_waste&enZone=building_waste (נכון ליום 6.2.2008).

[5] M. Watson, "Environmental Offences, the Reality of Environmental Crime", 7 *Envtl. L. Rev*. 190, 195 (2005). שם מדובר על השלכת פסולת בכלל ולא רק על השלכת פסולת-בניין: "Fly-tipping is a serious environmental problem. Landowners, local authorities and the Environment Agency spend 100 to 150 million per annum clearing waste that has been illegally dumpted. It is Also a growing problem. Environmental Campaigns Ltd has estimated that there was a 50% increase in fly-tipping between 1998 and 2002. In 2003 the environment Agency dealt with 5,399 cases (8per cent more than in 2002)."

אלו בוצע בתחום פסולת הבניין והפסולת הגושית. חיזוק נוסף למרכזיות האכיפה בעבירות פסולת הבניין מצוי בפסקי הדין שניתנו בערכאה הראשונה בין השנים 2004-2006. כפי שעולה מטבלה 5(2), בשנים אלו היוו פסקי הדין בתחום פסולת הבניין לא פחות מ-14% ועד 22% מכלל פסקי הדין שניתנו בעבירות סביבתיות. לעובדה זו יש חשיבות מבחינת היקף המדגם הנדרש לצורך ביצוע חישובים סטטיסטיים. זאת ועוד: לא נמצא תחום אחר של עבריינות סביבתית בו אחוז פסקי הדין היה גבוה ועקבי במשך השנים, הן במספרים מוחלטים והן בערכים יחסיים.

טבלה 5(1): **ברירות משפט לפי התפלגות לתחומים**[6]

שנה	מניעת רעש	זיהום אוויר על-ידי כלי רכב	מניעת מפגעי יתושים	חוק הפיקדון	תנאים תברואתיים בתחנות דלק	פינוי יריעות פלסטיק	שמירת הניקיון	סה"כ ברירות משפט לשנה	אחוז ברירות משפט בנושא שמירת הניקיון מתוך סה"כ
2004	1,512	2,213	36	187	212	0	20,627	24,787	83%
2005	926	1,381	11	187	195	20	14,754	17,474	84%
2006	781	1,165	5	322	318	24	18,916	21,531	88%

טבלה 5(2): **פסקי דין בעבירות פסולת-בניין**[7]

	2004	2005	2006	2007
מספר פסקי-דין בתיקים פליליים בערכאה ראשונה	17	25	21	16
מספר פסקי-דין בעבירות פסולת-בניין בערכאה ראשונה	120	114	96	70
אחוז מתוך סה"כ פסיקה	14%	22%	22%	23%

[6] מקור הנתונים לטבלה 5(1): אגף תיאום אכיפה — המשרד להגנת הסביבה, ניתוח נתונים מדוח סיכום פעילות אגף תיאום אכיפה 2006 (זוהר שקלים והילה כוכבי, עורכות, 2007) בעמ' 9 ב /www.sviva.gov.il Enviroment/Static/Binaries/ModulKvatzim/p0425_1.pdf (נכון ליום 25.12.2007).

[7] מקור הנתונים לטבלה 5(2): ניתוח מאגר פסקי הדין של המשרד להגנת הסביבה ב: /www.sviva.gov.il bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=law&enZone law= (נכון ל 3.1.2008).

(3) דגש מיוחד הושם על אכיפת עבירות של פסולת-בניין על-ידי המשרד להגנת הסביבה. על מרכזיות המאבק בעבריינות פסולת הבניין בפעולות האכיפה של המשרד להגנת הסביבה, אנו למדים לא רק מאחוז פסקי הדין ומהענישה באמצעות ברירות-משפט ביחס לכלל העבירות. על החשיבות המיוחסת לתחום זה ניתן ללמוד גם מתקציב המשרד להגנת הסביבה, מהצהרות שניתנו מפי בכירי המשרד במשך השנים ומהחלטת הממשלה לטיפול בתופעה זו.[8] מרכזיות הטיפול בעבירות פסולת הבניין אוששה גם בשאלון שהופץ בקרב עובדי-אכיפה של המשרד להגנת הסביבה במסגרת יישום המדד.

תקציב המשרד להגנת הסביבה משקף את החשיבות המיוחסת לתחום פסולת הבניין במסגרת פעולות המשרד. תקציב הפעולות בתחום פסולת הבניין לשנת 2006 עמד על 25% מתקציב הפעולות של המשרד (ראו תרשים 5(א) להלן). זהו שיעור ניכר מאוד מהתקציב, בוודאי ביחס לסעיפי הפעולות האחרים.

גם מהצהרות העומדים בראש המשרד להגנת הסביבה ניתן ללמוד משהו על החשיבות שמייחס המשרד לטיפול בעבירות פסולת הבניין. מהצהרות אלו עולה כי המאבק בתופעת אתרי פסולת הבניין הפיראטיים נמצא במקום גבוה בסדר העדיפויות של המשרד להגנת הסביבה וכי המשרד מגביר את פעולות האכיפה בנושא זה.[9] עוד אנו למדים כי המשרד פועל "במלחמת-חרמה נגד משליכי פסולת הבניין."[10] מתוך ההמלצות שנכללו בדוח מִפגעי פסולת-בניין שפרסם המשרד להגנת הסביבה בשנת 2007 עולה כי:

---

[8] ראו ה"ש 9 ועד 12 להלן.

[9] ביום 01.03.2005 התפרסמה ידיעה לפיה השר לאיכות הסביבה דאז, שלום שמחון, פנה אל שר הפנים דאז, אופיר פינס, בדרישה כי: "יוגברו פעולות האכיפה נגד אתרי פסולת פיראטיים באמצעות היחידה הארצית לפיקוח על הבניה." בהמשך מצוטטת הצעת השר שמחון לרשויות המקומיות ולוועדות התכנון, להסדרת הטיפול בפסולת הבניין. בין היתר מוצעת שם: "הגברת פעולות האכיפה נגד אתרי פסולת פיראטיים באמצעות היחידה הארצית לפיקוח על הבניה." ראו דובר המשרד להגנת הסביבה: "השר לאיכות הסביבה שלום שמחון: על הרשויות המקומיות והוועדות המקומיות להתנות היתרי-בניה בהצגת פתרון לפסולת-בניין" www.sviva.gov.il/Enviroment/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Object&enDispWho=News^l2409&enZone=News (נכון ליום 25.12.2007).

[10] ביום 10.12.2006 התפרסמה ידיעה שכותרתה: "השרים עזרא ודיכטר הכריזו מלחמת חורמה בתופעת השלכת פסולת הבנייה." בידיעה מצוטט השר גדעון עזרא אומר: "השלכת פסולת הבנייה הפכה למכת מדינה של ממש המכלה שטחים רבים ומשחיתה ערכי טבע חשובים." בידיעה מסופר גם כי השר נפגש עם השר לביטחון הפנים דיכטר וכי ביקש ממנו סיוע "במלחמת החורמה נגד משליכי פסולת הבנייה." כמו כן מוזכרת העובדה כי במשטרה תוקם "יחידה לטיפול בעבריינות סביבתית בדגש על פסולת הבניין." ראו דובר המשרד להגנת הסביבה: "השרים עזרא ודיכטר הכריזו מלחמת חורמה בתופעת השלכת פסולת הבנייה." www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Object&enDispWho=Spokesman^l1147&enZone=Spokesman (נכון ליום 25.12.2007).

"המשרד להגנת הסביבה רואה את הסדרת הטיפול בפסולת הבניין כנושא קריטי לאיכות הסביבה בישראל" (ההדגשה שלי א'ק'). כמו כן, מציין הדוח כי על-מנת להתמודד עם התופעה "יבוצעו פעולות אכיפה נרחבות ושיקום אזורים פגועים באמצעות מערך אכיפה בין משרדי."[11]

להצהרות בדבר חשיבות המאבק בעבריינות פסולת הבניין ניתן גיבוי בהחלטת הממשלה מיום 09.02.2003, אשר מטרתה היתה:

"להטיל על השר לאיכות הסביבה להסדיר את הטיפול בפסולת הבניין ברחבי ישראל בתוך שלוש שנים, ולא יאוחר מסוף שנת 2005, במטרה לנקות את השטחים המזוהמים בפסולת-בניין."

בסעיף ג(1) להחלטת הממשלה נקבע כי יינתן דגש באכיפה נגד עברייני פסולת הבניין כך:

"[ש]המשטרה הירוקה של המשרד לאיכות הסביבה תתוגבר בשנת 2003 ב-20 מפקחים, לרבות הציוד הדרוש, למשך 36 חודשים לפחות. המשטרה הירוקה תפעל במשמרות, לאורך כל שעות היממה, לצורך ריכוז מאמץ לטיפול בנושא פסולת הבניין, וביצוע מבצעי אכיפה נרחבים כנגד עברייני המשליכים פסולת-בניין."[12]

יש לציין כי החלטה זו לא מומשה, וכי בפועל לא גויסו עד סוף שנת 2005 מפקחים נוספים למשרד להגנת הסביבה.[13]

---

[11] המדובר בהמלצות שהיו כלולות בדוח מפגעי-פסולת-בניין שפרסם המשרד להגנת הסביבה ביום 11.12.2007. הדוח כלל סקר של האתרים העיקריים בהם הושלכה פסולת-בניין ומידת הרגישות ההידרולוגית של שטחים אלה. במסגרת הדוח הוצגו 14 המלצות לפעולה. ראו דובר המשרד להגנת הסביבה: "דוח מפגעי פסולת בנייה בשטחים הפתוחים", www.sviva.gov.il/Enviroment/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Object&enDispWho=News^13401&enZone=News (נכון ליום 25.1.2007).

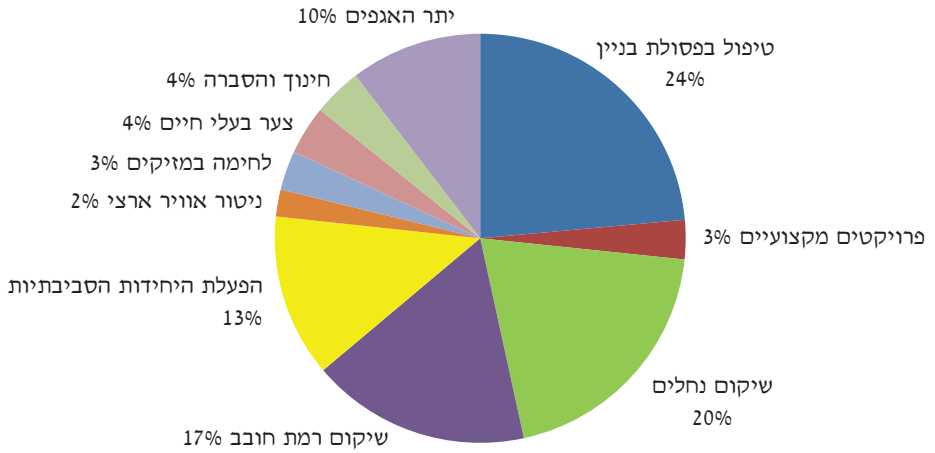
[12] החלטה 2927 של הממשלה ה-30 "הסדרת הטיפול בפסולת הבניין" (9.2.2003). www.sviva.gov.il/Enviroment/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=object&enDispWho=News%5El1475&enZone=gov_decisions&enVersion=0&' (נכון ליום 25.12.2007).

[13] יש לציין כי נכון לסוף שנת 2005 לא קוימה החלטה זו אפילו בחלקה ולא גויסו כלל מפקחים לעיסוק מיוחד בתחום פסולת הבניין. ההסבר שניתן לכך מפי מר אורי טל, מרכז פסולת יבשה במשרד להגנת הסביבה, בשיחה מיום 1.11.2005 היה כי צו-מניעה משפטי שהוטל על המשרד להגנת הסביבה, הטיל איסור כללי על גיוס כוח-אדם למשרד להגנת הסביבה בכלל ולמשטרה הירוקה בפרט.

גם במסגרת שאלון שהופץ בקרב עובדי האכיפה והפיקוח במשרד להגנת הסביבה[14] ניתנה גושפנקה למרכזיות האכיפה נגד עבריינ פסולת הבניין.[15] 79% מהמשיבים גרסו כי הפיקוח והטיפול בעבריינ פסולת-בניין נמצאים בסדר-עדיפות גבוה או גבוה מאוד של המשרד להגנת הסביבה. רק 14% מהמשיבים סברו כי הפיקוח והטיפול בעבריינות זו נמצאים בסדר-עדיפות בינוני, ואילו 7% בלבד השיבו כי תחום זה מצוי בעדיפות נמוכה.

יש לציין כי הדגש שניתן לטיפול בהסדרת תופעת ההשלכה הפיראטית של פסולת הבניין אינו מלמד בהכרח על חומרת הנזק הסביבתי הנגרם מעבירות אלו ביחס לעבירות אחרות. ייתכן שריכוז מאמצי המשרד להגנת הסביבה לטיפול בבעיה, נובע בין היתר משכיחות התופעה ומהעובדה שהיא נצפית בקלות ברשות הרבים, או מכך שההתמודדות עם עבריינ פסולת הבניין קלה לעומת ההתמודדות עם מפעלים מזהמים.

תרשים 5(א): **חלוקת תקציב פעולות שמשרד להגנת הסביבה 2006**[16]



[14] על השאלונים שהופצו במסגרת מחקר זה, ראו חלק 2(א)(3) להלן. המדובר בשאלון ב' לגורמי האכיפה המופיע כנספח ב' למחקר.

[15] במסגרת שאלון ב' לגורמי האכיפה, נשאלה שאלה 18 בנוסח הבא: "האם היית אומר כי הפיקוח והטיפול בעבריינ פסולת-בניין נמצא במקום גבוה בסדר העדיפויות של המשרד להגנת הסביבה?"

[16] מקור הנתונים: המשרד להגנת הסביבה, תקציב 2006 www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/ ModulKvatzim/taktsiv_2006_1_1.ppt (נכון ליום 1.5.2007).

(4) עבירות של לכלוך רשות הרבים בפסולת-בניין, מתאפיינות באחידות יחסית ובהיעדר מורכבות מדעית ניכרת. החקיקה הנוגעת לעבירות אלו היא ברורה ומחייבת העברת פסולת-בניין לאתרים מורשים בלבד לצורך הטמנה או מִחזור.[17] לפיכך לא יכול להתעורר ספק לגבי טיב הציות לחוק. עבירות השלכת-פסולת ניתנות לצפייה ולזיהוי בעין בלתי־מזוינת, ואין צורך במכשור מורכב ומיוחד להערכת היקפי הזיהום. האחידות היחסית בנזקי העבירות וקלות האיתור, מאפשרות לערוך אגרגציה מהימנה יותר של הנתונים, בעיקר בכל הקשור לניתוח תוצאות הפסיקה והשימוש בכלי האכיפה המנהליים.[18] כל זאת בהשוואה לעבירות של זיהום מים או אוויר למשל, בהן הנסיבות הפרטניות המייחדות כל עבירה גורמות לשוני רב יותר באופי הנזק, ויוצרות קשיים בהשוואה.[19]

מכלול סיבות אלו מסביר את הבחירה בעבריינות פסולת הבניין כמקרה קלאסי ליישום האינדקס הסביבתי של אכיפה וציות. אולם גם במקרה זה, בדומה ליתר תחומי האכיפה הסביבתית, קיים מחסור בנתונים וקושי באיסוף המידע, אשר הִקשו על מלאכת יישום האינדקס. קשיים אלה יוזכרו בהמשך.

ב. משטר הרגולציה החל על הטיפול בפסולת-בניין

עבירות פסולת-בניין עניינן בפסולת שמקורה בבנייה או בפסולת גושית. סוגי פסולות אלו הוגדרו יחדיו בחוק שמירת הניקיון כדלקמן: "חומרים ושיירי חומרים המשמשים לבנייה, או שמשתמשים בהם בקשר לעבודות בנייה, לרבות ערימות אדמה וחלקי הריסות של מבנים."[20]

עבירות פסולת-בניין ופסולת גושית מתחלקות לשני סוגים עיקריים: עבירות שגרתיות של פריקת פסולת-בניין מכלי-רכב ברשות הרבים ועבירות מתמשכות של תפעול לקוי או הפעלה פיראטית של אתרי-מעֲבר או אתרים לסילוק פסולת גושית.[21]

---

[17] ראו חלק 1ב להלן על המסגרת המשפטית.

[18] ברוח זו ראו גם השיקולים לבחירת עבירת אי־ציות לתמרור אדום כנושא מחקר, אצל י' חסין ומ' קרמניצר "אחידות בענישה בעבירות תעבורה" *משפטים* י"ח 103-104 (תשמ"ח).

[19] ביחס לקשיי ההוכחה והנזקים הייחודיים לעבירות-סביבה, ראו: R.J. Lazarus "Meeting the Demands of Integration in the Evolution of Environmental Law: Reforming Environmental Criminal Law", *Geo. L. J*, 2407 (Sep. 1995). 83.

[20] ס' 1 לחוק שמירת הניקיון.

[21] בשפתו הציורית מתאר השופט י' חשין את תופעת פריחתם של אתרי הפסולת הפיראטיים ברחבי המדינה במלים אלו: "ברחבי ישראל — בתחומיהן של ערים, מועצות מקומיות ומועצות אזוריות —

פריקה בלתי-חוקית ברשות הרבים מתבצעת בשטחים חקלאיים, בשטחים פתוחים בתוך ערים ומחוץ להן, ביערות, בשמורות-טבע ובאתרים פיראטיים ברשות היחיד שלא הורשו לקליטת פסולת-בניין. חוק שמירת הניקיון קובע כי יש להפנות פסולת-בניין ופסולת גושית רק לאתר שנקבע לכך.[22] הוכח שהושלכה פסולת-בניין מרכב — קמה חזקה לפיה בעל הרכב, או האדם האחראי על הרכב, או מי שנהג ברכב באותה עת, השליכו את הפסולת — זולת אם יוכיחו כי לא הם עשו את המעשה ואת זהותו של המשליך האמיתי.[23] שפיכה של פסולת באתר פיראטי או ברשות הרבים, היא עבירה לפי סעיף 2 לחוק שמירת הניקיון.[24]

בנוסף לכך, הובלת פסולת, ובכלל זה פסולת-בניין, היא עסק הטעון רישיון.[25] מטרת הרישיון להבטיח "איכות נאותה של הסביבה ומניעת מפגעים ומטרדים." לשם כך נקבעו ברישיון תנאים על-ידי המשרד להגנת הסביבה.[26] לפיכך, מי שמוביל פסולת ללא רישיון או בניגוד לתנאי הרישיון, עובר עבירה לפי חוק רישוי עסקים, גם אם לא שפך פסולת במקום אסור.[27]

פזורים, זעיר-שם זעיר-שם, מאות אתרים לסילוק פסולת למיניה: אשפה, זבל, גרוטאות, פסולת צמחים, פסולת בעלי חיים, פסולת מן התעשיה והחקלאות ועוד. אתרים אלה לסילוק פסולת, יש שהם מורשים על-פי דין ויש שאין הם מורשים ואין הם מוסדרים, לא על-פי דין ולא בכלל. זו הפעם אין ענייננו באתרים המורשים אלא באתרים הבלתי-מורשים בלבד, וככינוים בלשון היומיום: אתרי פסולת "פיראטיים"... היישובים שבתחום המועצה האזורית יצרו והקימו, כל אחד מהם לעצמו, אתר "פיראטי" לסילוק פסולת משל-עצמו — ואולם הלכה למעשה, כל דיכפין וכל דצריך ייתי וישליך באותם אתרים פסולת למיניה, ואין מְכַהֶה. אם כך באשר לצבירת הפסולת, לא כך באשר לטיפול באותם אתרים. אתרים אלה, אין מטפלים בהם כנדרש וממילא יוצרים הם מיפגעי סביבה למיניהם: ריחות חזקים ובלתי נעימים, זיהום-אוויר קשה, זיהום מי תהום ועוד." ראו רע"פ 7861/03 *מדינת-ישראל נ' המועצה האזורית גליל תחתון* מיום 27.02.2005 (לא פורסם).

[22] החוק אוסר על פינוי פסולת גושית ופסולת-בניין לאתרים שלא הורשו לכך. ראו ס' 7(ד) לחוק שמירת הניקיון: "לא יפנה אדם פסולת מאחד הסוגים המפורטים בסעיף קטן (א) אלא לאתר שנקבע לכך, למפעל טיפול באשפה, למפעל מִחזוּר או למשרפה או בהתאם להוראות שנקבעו בחוק עזר של הרשות המקומית הנוגעת בדבר."

[23] ס' 2 לחוק שמירת הניקיון.

[24] ס' 2 לחוק שמירת הניקיון.

[25] סעיף 5.1 (ב) לצו רישוי עסקים (עסקים טעוני רישוי), התשנ"ה-1995.

[26] ראו: המשרד להגנת הסביבה, *תנאים ברישיון עסק הובלת פסולת:* www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/Articals/5.1b_1.pdf (נכון ליום 1.5.2007). בתנאים נקבעו מספר הוראות ייחודיות למובילי פסולת-בניין. כך למשל בס' 3.2 נקבע כי "הובלת פסולת-בניין תיעשה אך ורק אל אתר סילוק פסולת-בניין או אל תחנת-מעבר לפסולת המאושרים על-פי כל דין", וכן בס' 3.4 נקבע כי: "העסק ישמור העתקים של תעודות משלוח פסולת הבניין על שם בעל העסק, הכוללת את שם האתר — המקור של הפסולת, כמות הפסולת המפונה, שעה ותאריך יציאה מאתר המקור. העתקים יישמרו בעסק למשך שנתיים ויוצגו בפני נותן האישור על-פי דרישה."

[27] ס' 4, 14 ו-16 לחוק רישוי עסקים, התשכ"ח-1968.

תפעול לקוי של אתר-סילוק מוסדר או הקמה והפעלה פיראטית של תחנת-מעבר או אתר לסילוק פסולת גושית הם עבירות. הקמה והפעלה של תחנת-מעבר או אתר לסילוק פסולת היא עסק המחייב רישיון.[28] המשרד להגנת הסביבה קבע תנאי-מסגרת לרישיון העסק הן של תחנות-מעבר לפסולת גושית[29] והן של אתרי-הטמנה לפסולת גושית.[30] תנאים אלה מחייבים את הפועלים ברישיון. אי-קיום התנאים או פעילות בלא רישיון, עולים כדי עבירות על חוק רישוי עסקים.[31] זאת ועוד: הן פעילותם של אתרים פיראטיים והן פעילותם של אתרים מוסדרים, עלולה להיות נגועה בהפרת הוראות חוק שמירת הניקיון, החוק למניעת מפגעים או חוק המים, במקרה שהאתרים גורמים למפגע סביבתי האסור לפי אחד החוקים הללו.[32] נוסף על דרישת הרישיון, חייבים תחנת-מעבר או אתר לסילוק פסולת-בניין בהיתר בנייה לפי חוק התכנון והבנייה.[33] לשם קבלת ההיתר כדין, על האתר להיות כלול בתמ"א 16 (תכנית-מתאר ארצית לסילוק אשפה),[34] וצריכה לחול עליו תכנית-מתאר מקומית או תכנית מפורטת שאושרה.

---

[28] ס' 5.1 (א) וס' 5.1 (ג) בהתאמה לצו רישוי עסקים (עסקים טעוני רישוי).

[29] תקנות רישוי עסקים (תחנת-מעבר לפסולת), התשנ"ח-1998 וכן ראו המשרד להגנת הסביבה, *תנאים ברשיון עסק תחנת-מעבר לפסולת-בניין* ב: www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/Articals/5.1a2_1.pdf (נכון ליום 1.5.2007). התנאים קובעים הנחיות להקמת תשתיות לאתר ואיסוף התשטיפים (ראו סעיפים 2 ו-3) והנחיות להפעלת התחנה ולטיפול בפסולת (ראו סעיף 4) במטרה למנוע מטרדים שהיו עלולים להיגרם מהטיפול בפסולת.

[30] ראו המשרד להגנת הסביבה, *תנאים לרישיון עסק לאתר לסילוק פסולת גושית*: www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/Articals/tnaei_asp_gushit_1.pdf (נכון ליום 1.5.2007). תנאי המסגרת מחייבים הקמת תשתיות לאתר לסילוק פסולת גושית (ראו חלק 4), וכוללים הוראות להפעלה ותחזוקה, בין היתר להטמנה ולכיסוי של הפסולת ולניטור תשטיפים ומי התהום במטרה למנוע מטרדים וזיהום סביבתי (ראו חלק 6). כמו כן התנאים כוללים הוראות לסגירת תאים שהסתיימה בהם ההטמנה ולשיקום שטח האתר כולו עם תום תקופת ההפעלה (ראו חלקים 7.1.1 ו-7.1.2 בהתאמה). השיקום יכלול ייצוב מדרונות, הסדרת נגר עִלי ושיקום נופי, וכן הבאת האתר למצב תכנוני ע"פ הנחיות בעל הקרקע.

[31] ס' 4, 14 ו-16 לחוק רישוי עסקים.

[32] החקיקה למניעת מפגעים חלה גם על אתרים פיראטיים ולא רק על אתרים מוסדרים. ראו רע"פ 7861/03, לעיל ה"ש 21, בעמ' 9. וכן ד' פיש, *דיני איכות הסביבה בישראל* 495 (2004). וכן ע"פ (נצ') 1160/05 *יצחק מירון נ' המשרד לאיכות הסביבה* מיום 11.10.05 (לא פורסם), מפי כב' השופט א' אברהם בפסקאות 15-16 לפסק-דינו.

[33] ס' 145(א)(3) לחוק התכנון והבנייה התשכ"ה-1965.

[34] התכנית גובשה סופית בשנת 1989. מטרות התכנית הוגדרו בסעיף 5 לתכנית והם: "לקבוע אתרים מתאימים מבחינה סביבתית וכלכלית לסילוק אשפה במדינה וזאת באחת או יותר מהדרכים האלה: 1) חלוקת תחום תכנית זו לאזורי איסוף; 2) ייעוד שטחים לתחנות-מעבר; 3) ייעוד שטחים לאתרי סילוק לסוגיהם ולאתרי טיפול באשפה; 4) קביעת שלבי ביצוע.." ראו משרד הפנים, תמ"א 16, www.moin.gov.il/Apps/PubWebSite/PlanningDecision.nsf/WQSEntityItems?OpenAgent&unid= 99001758 (נכון ליום 23.6.2008).

האכיפה בתחום עבירות פסולת הבניין — הן נגד עבירות של השלכת פסולת והן נגד עבירות של תפעול אתר פסולת פיראטי או של תפעול לקוי של אתר מורשה — בוצעה עד לשנת 2008 רובה ככולה על-ידי מפקחי המשרד להגנת הסביבה. זאת חרף הסמכויות הנרחבות המוקנות בחוק לרשויות המקומיות להסדרת הסילוק של פסולת-בניין. עד שנת 2008 סמכויות אלו נבעו בין היתר מחובתה של הרשות המקומית להכריז על אתר לטיפול או לסילוק פסולת-בניין[35] ולהביא את הדבר לידיעת הציבור.[36] חוק שמירת הניקיון הורה כי מפקחי הרשות המקומית שהוסמכו לכך יהיו בעלי סמכויות-אכיפה לפי החוק.[37] גם פקודת העיריות מטילה על עיריות חובה לפעול לאיסוף נאות של אשפה ולטיפול במפגעי פסולת בתחומן.[38] גם על מועצות אזוריות מוטלת חובה מכוח החוק לקבוע סדרים, להטיל איסורים ולסלק מפגעים במטרה להבטיח את בריאות הציבור.[39] מכוח חובה זו פירשה הפסיקה את חובתה של המועצה האזורית לפעול לסילוק אתרי-פסולת פיראטיים ולמנוע מפגעים הכרוכים בפסולת.[40] יש לציין כי עד שנת 2008 לא הייתה בחקיקה התייחסות ישירה לסמכותן של מועצות מקומיות לטפל במפגעי פסולת

---

[35] ס' 7(א) לחוק שמירת הניקיון.

[36] ס' 7(ג) לחוק שמירת הניקיון.

[37] ס' 12(א) ו-12(ב) לחוק שמירת הניקיון.

[38] ס' 242 לפקודת העיריות [נוסח חדש] קובע כי בין חובותיה של העירייה נכללים גם נושאי תברואה, בריאות הציבור ונוחותו. בין היתר צריכה העירייה לנקוט את הצעדים הבאים: "בענין תברואה, בריאות הציבור ונוחותו, תעשה העירייה פעולות אלה: (א) תנקוט אמצעים להסרת כל מטרד או למניעתו ותדאג לבדיקות שמטרתן לברר מה הם המטרדים הקיימים; (ב) תורה בדבר פינוי סחי ואשפה מכל בית ותקבע את האגרות בעד פינוי כאמור."

[39] לשון ס' 63(א)(8) לצו המועצות המקומיות (מועצות אזוריות), תשי"ח-1958 היא כדלקמן: "המועצה מוסמכת, לטפל ולפעול בכל ענין הנוגע לציבור בתחום המועצה, בכלל זה יהיו לה הסמכויות הבאות: לקבוע סדרים, להטיל איסורים והגבלות, לאחוז באמצעים ולחייב תושבים, בעלים ומחזיקים שהם יאחזו באמצעים — כדי להבטיח את בריאות הציבור, ...לסלק מפגעים ולמנוע תקלות...". יצוין כי לעובדי המועצה האזורית ניתנו בחוק הסמכויות להוציא לפועל סילוק מפגעים גם ברשות היחיד וגם ברשות הרבים, כדלקמן: "המועצה רשאית להיכנס בכל זמן סביר למקומות ציבוריים ופרטיים, על-ידי עובדיה המורשים לכך ופועלים הנלווים אליהם, כדי לערוך בהם חקירות, בדיקות ומדידות לשם מניעתם או גילויים וסילוקם של מפגעים ותקלות, ולשם מניעתן או גילויין של עבירות על צו זה או על חוקי העזר של המועצה או על החלטותיה, או לשם עשיית כל מעשה שהמועצה רשאית לעשותו." (ראו ס' 63(ג) לצו המועצות המקומיות).

[40] ראו רע"פ 7861/03 *מדינת-ישראל נ' המועצה האזורית גליל תחתון* פדאור 06 (10) 59, עמ' 5 בדעת הרוב מפי כב' השופט חשין: "כהוראת פקודת המועצות המקומיות וצו המועצות האזוריות, קנתה מועצה אזורית — בין שאר סמכויותיה — סמכות לבער קינים ומוקדים המהווים סכנה לבריאות; לסלק שאר מפגעים ותקלות העלולים לצוץ בתחומיה מעת לעת; ובגידרי סמכותה זו חייבת היא לעשות על-פי נסיבותיו של כל מקרה ומקרה. כך הוא על דרך הכלל וכך הוא בעניינם של אתרי הפסולת הפיראטיים המהווים מיפגע מובהק שיש לסלקו מעל פני האדמה (תרתי משמע)." ראו גם ע"פ (ת"א) *המועצה האזורית לב השרון ואח' נ' מדינת-ישראל- המשרד לאיכות הסביבה* תק-מח 20001(2) 758.

ובסילוק אשפה. אולם לאור מגמת הפסיקה, נראה כי חובותיהן וסמכויותיהן לא נחשבו שונות משל עיריות או מועצות אזוריות.[41] נוסף על החובות לטיפול ולאיסוף פסולת המצויות בחקיקה המסדירה את פעילותן של הרשויות המקומיות למיניהן, נקבע כי רשות מקומית תהא חייבת לפעול לאיסוף פסולת למֻחזוּר ולהעביר כמויות שנקבעו בתקנות למֻחזוּר. נראה כי ההגדרה של פסולת כוללת בתוכה גם פסולת-בניין.[42] בשנת 2008 שונה המצב החוקי, עת חוקק חוק הרשויות המקומיות (אכיפה סביבתית — סמכויות פקחים). או אז הוקנתה סמכות מפורשת לפקחי הרשויות המקומיות לעסוק באכיפת מגוון חיקוקי סביבה, בכללם החוק לשמירת הניקיון.[43]

נוסף על סמכויות האכיפה מכוח חוק שמירת הניקיון, פקודת העיריות וצו המועצות המקומיות (מועצות אזוריות) יש לרשויות המקומיות סמכויות אכיפה ייחודיות בתפקידן כוועדת-תכנון מקומית. חוק התכנון והבנייה קובע מספר מנגנונים שבאמצעותם יכולה הוועדה המקומית לתכנון ולבנייה לפקח ולאכוף פינוי מוסדר של פסולת-בניין באמצעות הליכי הרישוי. החוק קובע כי רשות הרישוי מוסמכת לקבוע תניות לסילוק פסולת

---

[41] בפרשת המועצה האזורית גליל תחתון, שם, התייחס כב׳ השופט חשין באוביטר-דיקטום לחובתן של רשויות מקומיות לסילוק מפגעי-פסולת לפי חוק מניעת מפגעים: ״דעתי היא, שהחוק למניעת מפגעים מחיל עצמו גם על מועצה אזורית — וכמותה על עיריות ועל *מועצות מקומיות* למיניהן ולסוגיהן — ולא נמצא לי מה טעם ייאמר כי חובות שמטיל החוק ... לא יחולו גם על מועצה אזורית״. השווה להי״פ (ת״א) 1847/95 *הוד חפר נ׳ מועצה אזורית עמק חפר* דינים-מח לב(2) 512. שם פסק בית המשפט כי לא ניתן ללמוד על חובת סילוק אשפה של מועצה מקומית ומועצה אזורית מפקודת המועצות המקומיות [נוסח חדש]. ״הפקודה אינה מדברת על סילוק אשפה... אין להבין כיצד ניתן ללמוד על חובתה של המשיבה לענייננו, כאשר הפקודה שותקת בענין זה מכל וכל.״ נראה כי ההבחנה בין פסקי הדין שנעשתה על רקע היות הראשון עוסק בסילוק מפגעים קיימים ואילו השני בפינוי אשפה, אינה במקומה. שהרי באורח טבעי, אשפה שאינה נאספת ומטופלת כנדרש, דינה להפוך למפגע בתוך זמן קצר. האפשרות שרשות אינה חייבת לפנות פסולת באורח שוטף אלא רק לפנות מפגעים שהצטברו לכדי למפגע, משוללת הגיון. לא ייתכן כי סמכותה של הרשות המקומית לפעול תיכנס לתוקף רק לאחר שיחלו להצטבר מֻפגעים.

[42] ראו ס׳ 2(א)(1) לחוק איסוף ופינוי פסולת למֻחזוּר התשנ״ג-1993 הקובע כי: ״רשות מקומית רשאית, ואם הורה השר לפי ס׳ 12 — חייבת, בכפוף להוראות כל דין ובהתאם להוראות תכנית — להקצות בתחומה מקומות להקמת מרכזי מֻחזוּר ולהתקין, בין בעצמה ובין על-ידי אחרים, מתקני מֻחזוּר ומכלים יעודיים; (2) לקבוע בחוק עזר הסדרים לאיסוף ולפינוי פסולת למֻחזוּר בתחומה, בין כאמור בפסקה (1) ובין בדרך של הסדר אחר. (ב) קבע השר הוראות, כאמור בסעיף 12, בעניינים המפורטים בסעיף קטן (א), לא תפעל רשות מקומית בעניינים אלה, אלא על פיהן.״ בסעיף 3 לתקנות איסוף ופינוי פסולת למחזור (חובת פינוי פסולת למחזור) התשנ״ח-1998, נקבע כי רשויות מקומיות תהיינה *חייבות* לפעול להפחתה הדרגתית של הפסולת המעורבת לסילוק (להטמנה) באמצעות פינוי של חלק מן הפסולת למֻחזוּר. פסולת למחזור מוגדרת בסעיף 1 לחוק כדלקמן: ״חומרים ומוצרים מכל מין שהוא הניתנים למֻחזוּר, שהושלכו או מיועדים להשלכה, לרבות פלסטיק, קרטון, ניר, זכוכית וטקסטיל.״ הגדרה רחבה זו כוללת באופן טבעי גם פסולת-בניין הניתנת רובה ככולה למֻחזוּר ומורכבת באופן חלקי מן החומרים שהוזכרו במפורש בהגדרה.

[43] ס׳ 2(א) לחוק הרשויות המקומיות (אכיפה סביבתית – סמכויות פקחים) התשס״ח-2008.

הבניין בהיתר הבנייה.[44] הנוהל פועל כך שמבקש היתר הבנייה מציג אישור הִתקשרות עם מטמנה מוסדרת, לפיו נרכש מספר מסוים של שוברים להטמנת פסולת על-פי חישוב משוער של כמויות הפסולת שייווצרו בתהליך הבנייה.[45] טופס אישור ההתקשרות מוצג על-ידי מבקש ההיתר במסגרת הבקשה להיתר.[46] רשויות מקומיות המבקשות למנוע סילוק בלתי-מוסדר של פסולת-בניין, מוסמכות גם לחייב בעל היתר-בנייה לתוספת לבניין קיים, לשינויו או לתיקונו, להפקיד ערבות לקיום תנאי ההיתר בוועדה המקומית.[47] הוועדה רשאית לחלט את הערבות אם בעל ההיתר לא קיים את תנאי ההיתר, ובכללם פינוי מוסדר של פסולת הבניין. הוועדה רשאית גם להשתמש בתמורה לצורך קיום תנאי ההיתר וכיסוי הוצאות.[48] יש לציין כי אין בחוק התכנון והבנייה דרישה להפקדת ערבות מבעלי היתר לבנייה חדשה. נקבע כי בשלב סיום הבנייה ייתן מהנדס הרשות המקומית את תעודת הגמר "אם לדעתו נעשתה והושלמה העבודה בהתאם להיתר וקוימו הוראות [החוק] ותנאי ההיתר... לרבות תנאי היתר בדבר פינוי פסולת-בניין מהמגרש לאתר הפינוי."[49] בהתאם לנוהל המקובל, מפעיל האתר שעמו בוצעה ההתקשרות להטמנת פסולת-בניין, ייתן אישור לצורך הגשת הבקשה לקבלת תעודת גמר-בנייה (טופס 4) על הטמנת הפסולת באתר. לפיכך, שלב הגשת הבקשה לתעודת גמר-בנייה, מאפשר לרשות הרישוי לבחון אם נמסרו האישורים הנדרשים המעידים על סילוקה הנאות של פסולת הבניין, ולמנוע מתן תעודת גמר-בנייה עד להמצאת האישורים המתאימים.

לכאורה, הכלים המשפטיים הנתונים בידי הרשויות המקומיות, ובכלל זה בידי הוועדות המקומיות לתכנון ובנייה, היו צריכים לייתר את מעורבותם המשמעותית של מפקחי המשרד להגנת הסביבה באכיפה נגד עבירות פסולת-בניין. אולם בפועל אין מפקחי הרשויות המקומיות עוסקים כמעט באכיפה נגד משליכי פסולת-בניין, וגם לא באכיפה נגד אתרי-סילוק פיראטיים.[50] לכאורה, הוראות חוק התכנון והבנייה היו צריכות

---

[44] תקנות התכנון והבנייה (בקשה להיתר, תנאיו ואגרות), תש"ל-1970, ק"ת 2581 ותיקון מס' 2 התשנ"ט-1999 ק"ת 5953. תקנה 16(ג) קובעת כדלקמן: "בהיתר הבנייה יקבעו תנאים בדבר פינוייה המתוכנן של פסולת הבניין אל אתר לסילוק פסולת בניין או לטיפול בה, במהלך העבודה או מיד לאחר השלמתה..."

[45] חישובים אלה מבוצעים בהתאם למקדמים מקובלים. ראו מדד A2.

[46] דוגמא לטפסים בהם עושים שימוש בנוהל ההתקשרות, מצויה בידי הכותבת והתקבלה ביום 25.5.2005 ממר יגדל אך, מנהל מטמנת ברקת, חברת א.ס.פ.י — חברה לקידום פרויקטים באיכות סביבה (ישראל) בע"מ.

[47] ס' 21א(א) לתקנות התכנון והבנייה (בקשה להיתר, תנאיו ואגרות).

[48] ס' 21א(ו) לתקנות התכנון והבנייה (בקשה להיתר, תנאיו ואגרות).

[49] ס' 21(ד) לתקנות התכנון והבנייה (בקשה להיתר, תנאיו ואגרות).

[50] אט"ד, *דוח מְחזוּר גורלי פסולת-בניין מהשלכה להשבה*, בעמ' 5 ב: http://www.adamteva.org.il/_Uploads/dbsAttachedFiles/gilad.pdf מפנה אצבע מאשימה נגד הרשויות המקומיות על שאינן אוכפות כהלכה את הפינוי המוסדר של פסולת הבניין. "בפועל שורר אי סדר מוחלט (בלשון המעטה) בתחום

לפתור במידה רבה את תופעת ההשלכה הפיראטית של פסולת-בניין, באמצעות מעקב המוטמע בהליכי הרישוי. אולם מרבית הרשויות המקומיות לא יישמו עד לאחרונה את הדרישות הללו בתהליך מתן היתר הבנייה ותעודת הגמר.[51] ברם, גם אילו יושמו הליכי הפיקוח המעוגנים בחוק התכנון והבנייה באופן מלא, הם לא היו יכולים לתת מענה גורף לתופעה. גם אם פסולת מבנייה חיצונית או חדשה היתה מוסדרת, פסולת משיפוץ פנימי בדירות היתה נותרת בלא הסדרה. יוצא אפוא כי הרשויות המקומיות כמעט שאינן מעורבת באכיפה ובהסדרה של עבריינות פסולת-בניין. מסיבה זו הוחלט להתמקד במחקר זה באפקטיביות צעדי האכיפה הננקטים על-ידי מפקחי המשרד להגנת הסביבה.

חלק 2: יישום האינדקס

א. שיטת המחקר

לאחר בחירת תחום העבירה שלגביו יישום האינדקס, נותרו מספר שלבים בטרם ניתן יהיה להפיק ממנו תוצאות. בשלב הראשון יש לגבש באופן סופי את רשימת המדדים הכלולים באינדקס. אימוץ האינדקס כפי שהוצע במחקר זה[52], מחייב לבחון אלו מן המדדים הכלולים באינדקס אינם בני-יישום או שאינם רלוונטיים, ולנפותם. שלושה

האכיפה והבקרה של הרשויות המקומיות על סילוק פסולת הבניין לאתרים מוסדרים. קיימות רשויות מקומיות רבות אשר לא מפעילות מנגנונים כנדרש מהן בתקנות התכנון ובנייה ותושביהן סובלים קשות ממפגעי פסולת-בניין הפזורים ברחבי שטחיהן הפתוחים ובקרב אתרי בנייה חדשה, כאמור מכערים קשות את העיר ומהווים מפגע תברואתי וסביבתי חמור."

[51] בראיון עם מר יגדל אך, מנהל מטמנת ברקת, מיום 7.12.2005 הוא טען כי: " הרשויות [המקומיות] בדרך-כלל לא בודקות בסוף הדרך את האישור מהאתר ונותנות טופס 4 מבלי לבדוק את האישור." היעדר יישום של דרישות חוק התכנון והבנייה בעניין הטמנת פסולת-בניין — לכל הפחות עד שנת 2005 — עלה גם מתוך הראיונות עם גורמים הכפופים לחוק. במסגרת שאלון ב' נשאלו העובדים בענף הפסולת שאלות אלו: שאלה 42 — "האם רשויות מקומיות מפקחות ומיישמות את הדרישה לרכישת אישור התקשרות עם אתר פסולת מורשה לצורך קבלת היתר בנייה?" ושאלה 43 — "האם רשויות מקומיות מפקחות ומיישמות את הדרישה לקיומו של אישור על ביצוע ההטמנה בפועל באתר מורשה לצורכי אישור על גמר בנייה (בלשון העם "טופס 4") ?" מחד-גיסא ענו מעל 72% מהמשיבים לשאלה 42 כי הרשויות המקומיות אכן מפקחות ומיישמות במידה רבה או רבה מאוד את הדרישה לרכישת אישורי התקשרות וכן ענו מעל 77% מהמשיבים לשאלה 43 כי הרשויות מיישמות במידה רבה או רבה מאוד את הדרישה להצגת אישור על ביצוע ההטמנה לצורך קבלת תעודת גמר-בנייה. אולם, בלא שנשאלו על כך שאלה ספציפית, הוסיפו למעלה מ-50% מהמשיבים לשאלות אלו הערה כללית כי יישום דרישות אלו הוחמר מאוד בשנתיים האחרונות, וכי לפני כן היישום לא היה קפדני.

[52] פרק רביעי חלק 4ד טבלה 4(10).

שיקולים יכולים להנחות ניפוי מדד מתוך האינדקס בעת היישום. הראשון: אין קשר בין המדד לבין התחום הנבדק. השני: אין מערכת נתונים היכולה לספק מענה למדד. השלישי: ניפוי מדד שחדל לשקף את יעדיה של הרשות כפי שהוגדרו תקופתית. כאמור, יעדי הרשות יכולים להיקבע בתהליך של MCDA — שיטות סטטיסטיות המאפשרות לבחון את היעדים ואת משקלם היחסי במסגרת מוסדרת של קבלת החלטות.[53] לחלופין, ניתן לאמץ את יעדי האכיפה והמשקלים כפי שבאו לידי ביטוי באינדקס.

בשלב השני ניתן לצרף לרשימה מדדים שיחליפו את המדדים שנופו. אפשר שהחלפת המדדים תושפע מזמינות המידע הדרוש לצורך יישום המדד החלופי – ככל שמדובר במדד קרוב למדד שהוחלף – או מיעדי הרשות – ככל שמדובר בבחירת מדדים שישקפו באופן מדויק יותר את יעדיה. מובן שיישום מיטבי של האינדקס מחייב איסוף מראש של המידע ושל הנתונים הדרושים להפעלת המדדים, ואין לקבל החלפת מדדים כנוהג קבוע רק משום שהרשות לא פעלה לאסוף את המידע הדרוש.

בשלב השלישי יש לגשת לאיתור מדוקדק של מקורות המידע ולגיבוש המתודולוגיה לניתוחו של כל מדד ומדד. מעֵבֶר להגדרה הכוללנית המצויה בתבנית האינדקס הכללית, אם מדובר בשיטת מחקר כמותית או איכותנית, האינדקס אינו כולל מתודולוגיה מפורטת עבור המדדים השונים. הסיבה לכך היא הרצון לשמר אינדקס כללי שאינו מושפע מן ההבדלים הקיימים בתנאים המשפטיים והמקומיים בין תחומי עבירות ובין מדינות. הגדרת המתודולוגיה חייבת להיעשות בהקשר הספציפי של כל תחום עברייני נבדק ועל-פי התנאים המאפיינים אותו. בגישה פרטיקולארית זו קיים קושי בלתי-פתור עקב בעיות שהבדלים מתודולוגיים עלולים ליצור בהשוואה בין-תחומית או רב-שנתית. שמירה על מתודולוגיות אחידות, שנה אחר שנה, במדדים שיושמו בתחום מסוים, תפחית את הקושי בהשוואת הנתונים לאורך שנים באותו תחום. נוסף על כך, שקיפות של המתודולוגיות תאפשר לבקר השוואה שבוצעה בין תחומים שונים (למשל בין אכיפה בתחום פסולת הבניין לאכיפה בתחום הפסולת הביתית), על יסוד היעדר תאימות מתודולוגית.

בשלב הרביעי יוגדר יעד ההשוואה כנקודת-ייחוס ויגובש ציון הייחוס של כל מדד, תוך השוואת תוצאות המדד לערכי הייחוס.

בשלב החמישי ייוחס משקל לכל מדד במסגרת האינדקס הכולל, על-מנת שניתן יהיה לחשב את הציון הסופי של כל מדד ואת הציון הסופי המשוקלל של האינדקס. להלן יובא תיאור השלבים כפי שבוצעו ביישום האינדקס במחקר זה.

[53] פרק רביעי חלק 4א(3).

1. שלב ראשון: ניפוי מדדים

שיקול מרכזי בניפוי מדדים הוא אי-התאמת המדד הכלול באינדקס לתחום הנבדק. על רקע זה נופו מספר מדדים (ראו טבלה 5(3)). המדד J4 הבוחן את פעולתם של מרכזי הסיוע נופה, הואיל ובהקשר של הרגולציה על עבירות פסולת-בניין לא מופעל מרכז-סיוע על-ידי המשרד להגנת הסביבה. כמו כן נופה מדד L2, הבוחן את אפקטיביות שיטת הדיווח העצמי, שכן אין כל חובה כזו בקשר לטיפול נאות בסילוק פסולת-בניין. מדד A3, הבוחן את היקפי הפליטה של מזהמים, נמצא בלתי-מתאים לתחום פסולת הבניין ובמקומו הותר מדד A2 המאפשר לתאר את כמות פסולת הבניין המטופלת בהתאם לתקן הסביבתי, באופן המתאים יותר לתחום הנבחן.

שיקול שני לניפוי מדדים הוא היעדרם של הנתונים הדרושים במאגרי המידע של הרשות, או היעדר אפשרות לסנן את המידע הדרוש מתוך המידע הקיים (ראו טבלה 5(3)). מדד A1 המתאר את רמת הזיהום הנמדדת בסביבה, נופה בשל העובדה שהמשרד להגנת הסביבה אינו מקיים מעקב קבוע אחר היקף הפסולת הנערמת בשטחים הפתוחים. כמו כן אין בנמצא סקר שיוכל לשקף מהימנה את כמויות הפסולת הכוללות שנערמו למעשה בשנים הקודמות לשנה הנבדקת. מדד $R1_j$ הבוחן את תקציב האכיפה הכולל שהוקדש לתחום הנבחן לנפש (בחלוקה לאזורים) וכן מדד V1 המחשב את עלויות האכיפה (ליחידת זיהום) בהשוואה לשווי יחידת נזק חברתי (ליחידת זיהום), נופו אף הם. אגף התקציבים במשרד להגנת הסביבה אינו מקיים מעקב אחר חלוקת תקציב האכיפה בין תחומי-אכיפה או בין מחוזות המשרד ואזורי-פעולה שונים. נתוני התקציב הנאספים על-ידי המשרד מסתכמים (לכל היותר) בניתוח הוצאות האכיפה מול הוצאות התפעול, בתשלומים המועברים למשטרת-ישראל עבור אכיפה משותפת, בציוד אכיפה ובהשתלמויות שוטרים.[54] אין בנתונים הנאספים פירוט מספק כדי לנתח מדדים שיש להם זיקה לתקציב-אכיפה בתחום מסוים כגון פסולת-בניין. בטבלה 5(4) להלן, באים לידי ביטוי 12 המדדים בהם ייעשה שימוש לאחר תהליך הניפוי וניסוח המדדים, בהתאם להקשר הבדיקה הקונקרטי.

שיקול שלישי בניפוי המדדים הוא אי-התאמתם ליעדים שנקבעו לרשות האכיפה. המדדים הכלולים באינדקס צריכים לשקף ולהיות קשורים ליעדי האכיפה כפי שנקבעו

[54] לא כל הקטגוריות הללו קיבלו ביטוי בתקציב בין השנים 2000-2005. מידע זה התקבל ביום 27.09.2006 מאת גב' מיכל ריבלין, הממונה על חוק חופש המידע במשרד להגנת הסביבה, בתשובה לבקשת-מידע שהועברה אל המשרד להגנת הסביבה. למידע נוסף אודות היבטים סביבתיים בתקציב המדינה, ראו גם: נ' לבציון-נדן *נושאים סביבתיים בתקציב המדינה* 191-196 (2006).

על-ידי מקבלי ההחלטות.[55] אילו יושם האינדקס באמצעות תהליך מלא של MCDA, היה קודם לניפוי המדדים תהליך של קביעת יעדים, סדרי-עדיפויות וחישוב משקלים, על יסוד ההתייחסות של מקבלי ההחלטות במשרד להגנת הסביבה. אולם לנוכח מגבלות המחקר, פעולה זו לא התאפשרה. זאת ועוד, המשרד להגנת הסביבה לא פִּרסם רשימה של יעדים שהציב לאכיפה הסביבתית ואין לו, נכון למועד כתיבת מחקר זה, מסמך מדיניות-אכיפה שיוכל לשמש מקור מוסמך שממנו ניתן לשאוב יעדים אלה.[56]

2. שלב שני: צירוף מדדים לאינדקס תחת המדדים שנופו

לא צורפו מדדים נוספים לאינדקס תחת המדדים שנופו, מן הטעם שהניפוי נבע משיקולים של אי-התאמה או היעדר מידע. ביחס לאותם מדדים שנופו עקב היעדר מידע, לא נמצאו מדדים משיקים או קשורים שלגביהם קיים המידע הדרוש.

3. שלב שלישי: הגדרת מקורות המידע והמתודולוגיות

שני סוגי מדדים כלולים באינדקס. הסוג הראשון הוא מדדים כמותיים אשר המידע הגולמי הדרוש לניתוחם מצוי, ככל שהוא קיים, בידי הרשויות. שישה מדדים מתוך 12 המדדים באינדקס המיושם בעבירות פסולת-בניין הם מדדים כמותיים (כפי שעולה מטבלה 5(4)). מקורות המידע אשר בהם נעשה שימוש היו מגוונים. מרבית המידע התקבל מתשובות לעשרות בקשות-מידע שהוגשו למשרד להגנת הסביבה לפי חוק חופש המידע. מקור המידע העיקרי שממנו שאב המשרד להגנת הסביבה את התשובות לשאלות שהופנו אליו, היה מערכת 'מעוף'. 'מעוף' הוא בסיס-נתונים ממוחשב לרישום פעולות-אכיפה מנהליות ובבירורות-משפט. מערכת זו פועלת במשרד להגנת הסביבה משנת 1999. "עיקר הרישום מתבצע על-ידי מחוזות המשרד להגנת הסביבה." יש לציין כי נתוני המערכת רחוקים מלהיות מלאים: "לעִתים יש חוסרים ברישום עקב רישום לא נכון או לא מלא, כתוצאה מאי-שימוש נכון במערכת או חוסר עקביות ברישום על-ידי המחוזות."[57]

חלק קטן מן הנתונים התקבל מנתוני הלשכה המרכזית לסטטיסטיקה. חלק מן הנתונים נאספו בסקר. יש לציין כי לצורך חישובי האינדקס נעשה שימוש במידע

---

[55] J. M. McElfish & L. M. Varnell, "Designing Environmental Indicator Systems for Pubic Decisions" 31 *Colum. J. Envtl. L.* 45, 51 (2006).

[56] ידוע כי בעבר הוכן עבור המשרד להגנת הסביבה מסמך פנימי של מדיניות-אכיפה, אך מסמך זה לא אושר סופית ולא הובא לידיעת הציבור. עובדה זו נודעה משיחה עם פרופ' אלון טל ביום 1.7.2006.

[57] ראיון מיום 11.5.2004 עם סמדר שגב — עוזרת בכירה לסמנכ"ל אכיפה, ועם הדר כוכבי — הממונה על מערך ברירות-משפט וממלאת-מקום ראש אגף תיאום אכיפה במשרד להגנת הסביבה.

לשנת 2006 היות ונתוני שנת 2007 טרם היו מלאים במועד הרלוונטי לביצוע המחקר. המתודולוגיה הספציפית ששימשה בכל אחד מהמדדים הכמותיים תתואר בהמשך, לפני תיאור תוצאות כל מדד ומדד.

שישה מתוך 12 המדדים באינדקס המיושם בפרק זה הם מדדים איכותניים (כפי שעולה מטבלה 5(4)). הנתונים האיכותניים התקבלו מראיונות מובְנים שנערכו עם גורמים שונים בעלי נגיעה לתחום פסולת הבניין. הראיונות בוצעו בנובמבר-דצמבר 2007 והתבססו על שני שאלונים: שאלון א' שהופנה אל קבלנים העוסקים בסילוק פסולת-בניין (הכפופים לחוק)[58], ושאלון ב' שהופנה אל גורמי האכיפה והפיקוח העוסקים בעבירות פסולת-בניין במשרד להגנת הסביבה.[59] על שאלון א' ענו 14 מרואיינים, כולם קבלנים העוסקים בפינוי פסולת-בניין, מתוכם שמונה עובדים באופן פרטי ושישה מנהלי חברות לפינוי פסולת. הראיונות בוצעו טלפונית. המרואיינים אותרו באמצעות סיווג בעלי-מקצוע באתר 144 מדריך הטלפונים של ישראל.[60] תחת הסיווג "פינוי פסולת" נמצאו 28 חברות רלוונטיות העוסקות בפינוי פסולת-בניין. מתוך רשימה זו רואיינו 14 איש. המדגם של המרואיינים היה אקראי לחלוטין, וכלל את אלה מרשימת קבלני הפינוי המופיעים באתר 144 שניתן היה להשיגם בטלפון ושניאותו להתראיין. יש להדגיש כי הרשימה הזמינה באתר 144 היא ככל הידוע רשימה חלקית בלבד. ישנם ככל הנראה רבים נוספים העוסקים בפינוי פסולת-בניין שאינם רשומים תחת סיווג זה או כלל אינם מופיעים באתר 144, אולם אין כל דרך לדעת מהו מספרם המדויק. שאלון ב' נענה על-ידי 14 בעלי-תפקידים מן המשרד להגנת הסביבה הפועלים בזיקה לאכיפה נגד עבירות פסולת-בניין. מתוכם 10 מפקחי המשטרה הירוקה, שלושה רכזי פסולת-בניין ופסולת מוצקה במחוזות ובמשרד הראשי ועורכת-דין אחת מהלשכה המשפטית. השאלונים הופצו בין המרואיינים באמצעות הדואר האלקטרוני, וכך גם הוחזרו. יש לציין כי מקרב מפקחי המשטרה הירוקה שקיבלו את השאלונים (25 איש), בחרו 40% לענות על השאלון ולהחזירו. אחוזי-היענות דומים נמצאו בקרב רכזי פסולת-בניין במחוזות ובמשרד הראשי (סה"כ שבעה איש), מתוכם כ-40% בחרו להשיב על השאלון ולהחזירו. מבחינה זו מייצג המדגם אחוז נאה מן האוכלוסייה הנבדקת.

היות שהראיונות התקיימו לקראת סוף שנת 2007, ניכרת אי-התאמה בין השנה שעבורה נאספו הנתונים הכמותיים לבין השנה שבה נאספו הנתונים האיכותניים. הדבר

---

[58] שאלון לכפופים לחוק, נספח א'.

[59] שאלון לגורמי פיקוח ואכיפה, נספח ב' .

[60] אתר זה מופיע בכתובת: www.144.bezeq.com. איתור מתוך מאגר הנתונים בוצע ביום 1 בנובמבר 2007.

נבע מאילוצי המחקר, ואין להניח כי פער כזה יתרחש ביישום המדד על-ידי רשויות האכיפה.

עקב המדגם המספרי הקטן (במונחים מוחלטים) בשני השאלונים, המידע המופק מהם אינו יכול לשמש לניתוחים של סטטיסטיקה היסקית. במידע שהופק מן השאלונים נעשה שימוש בסטטיסטיקה תיאורית בלבד. המתודולוגיה הספציפית שנעשה בה שימוש בכל אחד מן המדדים האיכותניים, תתואר בהמשך.

4. שלב רביעי: קביעת ערכי הייחוס

ערכי הייחוס שנקבעו לאינדיקטורים, נקבעו לפי מתודולוגיה המעמידה את המדדים לבחינה לאור סטנדרט מקסימאלי. לשון אחר — בחינת המרחק של התוצאה המתקבלת לפי המדד מהמקסימום הניתן להשגה. שיטה זו נידונה בהרחבה בפרק הרביעי.[61] יש מקום לחזור ולהדגיש כי ערך הייחוס אינו המלצה נורמטיבית שנועדה לשמש למערכת האכיפה יעד מוחלט שאליו יש לחתור. הסטנדרט הוא לא יותר מאומדן הרמה המרבית אותה יכולה מערכת האכיפה להשיג (אף כי אינה צריכה בהכרח לשאוף לרמה זו).

לצורכי היישום המחקרי נקבע ערך הייחוס לכל המדדים, פרט לשניים, כך שיעמוד על 100% ביצוע (ראו טבלת האינדקס המיושם 5(4) להלן). בשני מדדים — במדד C1 שהוא ההסתברות להיענש כפי שזו נתפסת בעיני הכפופים לחוק, ובמדד K1 שהוא ודאות הפיקוח — נקבע סטנדרט נמוך באופן ניכר מ- 100%. ערכי הייחוס לשני המדדים נקבעו על 30%. ערכים אלה נסמכים על גוף המחקר האמפירי והתיאורטי שנסקר בפרק השלישי. מחקרים אלו הצביעו על כך שרמות ענישה ופיקוח צריכות לעלות על 30% על-מנת ליצור הרתעה.[62] רשות הניגשת ליישום האינדקס יכולה לקבל החלטה לפיה ערכי הייחוס ייקבעו על רמה נמוכה מרמת ביצוע של 100%, באופן שיתאם את יעדיה, ובלבד שערכים אלה יהיו גלויים ויינתן הסבר מדוע בחרה הרשות שלא לבחון את פעילותה מול הסטנדרט המרבי באותו תחום.

5. שלב חמישי: קביעת המשקלים

לאחר קביעת ערכי הייחוס, יש לקבוע את המשקל המתאים לכל מדד הכלול באינדקס. המשקל משקף את החשיבות היחסית המיוחסת לכל מדד בתיאור התופעה הכללית של

[61] פרק רביעי חלק 4ב.

[62] פרק שלישי חלק 3א(3).

אפקטיביות האכיפה. קביעת המשקל אינה טכנית אלא מהותית. קביעה זו מבטאת הן את חשיבות היעד והקטגוריה לה משתייך המדד בעיני מקבל ההחלטות (האם תועלת סביבתית חשובה יותר מיעילות כלכלית, או האם מניעת עבירות חשובה יותר מעצירת עבירות) והן את היחס בין כל מדד בתוך אותה קטגוריה (האם תוצאות סביבתיות חשובות יותר משלילת רווחי העבריין). בפרק הרביעי כבר צוין כי משקלן היחסי של הקטגוריות של יעדי האכיפה צריך לבטא את יעדי המערכת כפי שנקבעו על-ידי מקבלי ההחלטות. באופן זה ובאמצעות שינוי הרכב האינדקס, יכולה הרשות להביא לידי ביטוי את יעדיה וערכיה. ישנה סכנה כי המשקלים יהפכו לחלק מ"קופסא שחורה" של האינדקס. לפיכך יש מקום לעיין מחדש, מפעם לפעם, במשקלים שנקבעו באינדקס שיושם בשנים קודמות, על-מנת לבחון אם הם ממשיכים לשקף את סדרי העדיפות של הרשות.

במחקר זה לא הוצגו ערכי המדד בפני מקבלי ההחלטות כדי לדרג את המדדים הכלולים באינדקס לפי סדרי העדיפות של הרשות האוכפת, לצורך קביעת המשקלים הסופיים. ניתן לבצע זאת, אבל קודם יש לבצע שלב לימודי בו משתתפים קובעי המדיניות בתהליך הגדרת הבעיה (כיצד מודדים את אפקטיביות האכיפה) ובקביעת היעדים וביטוייהם.[63] למרות קובעי המדיניות לא שותפו בתהליך קביעת המשקלים באופן מלא, ניתן רמז לגישתם בתשובתם לשאלה 15 בשאלון ב'. בשאלה זו התבקשו גורמי האכיפה לפרט כיצד לדעתם נמדדת אפקטיביות האכיפה.[64] תשובותיהם המקוריות מופיעות בטבלה 5(23) בנספח לפרק זה. תשובות אלו נותחו ובוטאו באמצעות שִׁיוכן למדדים המתאימים בערכת המדדים. ראו טבלה 5(24) בנספח לפרק זה.

נמצא כי רק ארבעה פרמטרים מתוך ה-13 שהציגו המפקחים, כלולים באינדקס המיושם. כמו כן קטגוריות שלמות של מדדים (כמו מדדים שבוחנים את ההשפעה הנורמטיבית של החוק, או את השגת היעד של צדק סביבתי) לא נכללו כלל בתשובות גורמי האכיפה. הדבר מלמד לכאורה על סדר-עדיפות שונה מזה שבוטא באינדקס המיושם. בה בעת עלול הדבר גם להעיד על היעדר מודעות למגוון היעדים האפשרי. עקב הפער הגדול בין הפרמטרים שבאו לידי ביטוי בתשובות גורמי האכיפה לבין האינדקס, לא ניתן היה לעשות שימוש מלא בסדרי העדיפויות שבוטאו בעמדת גורמי האכיפה. בד בבד, מתשובות גורמי האכיפה עולה כי המדד של תוצאות סביבתיות — מדד A2 בדבר

---

[63] Belton & T. J. Stewart, *Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrated Approach* 5-7 (2001).

[64] שאלה 15 שאלון ב': "כיצד לדעתך נמדדת האפקטיביות של האכיפה?"

'היקף ההטמנה והמִחזוּר החוקיים' — קיבל את המשקל הגדול מבין המדדים. עובדה זו באה לידי ביטוי גם במשקל הסובייקטיבי שניתן למדד זה ביישום האינדקס.[65]

הואיל והמשקלים שנקבעו בסיכום האינדקס בחלק 2ג להלן (ראו טבלה 5(21)) מבטאים דעה סובייקטיבית, בוצעה גם בחינת רגישות למשקלים. במסגרת זו בוצעו שני שִחלופים של המשקלים, המדמים תפיסות-יעדים שונות של הרשות. הדבר נעשה על-מנת להדגים את חשיבות המשקלים ואת טווח-השפעתם האפשרי על התוצאה הסופית ('הציון') של האינדקס.

בסיום קביעת המשקלים ניתן לחשב את ערך האפקטיביות של האכיפה לאותה שנה. האפקטיביות היא פונקציה של סכום המכפלות של כל אינדיקטור במשקלו. סכום זה מספק מדד לאפקטיביות האכיפה והציות בעבירות פסולת-בניין לשנת 2006.

[65] ראו טבלה 5(21) להלן.

טבלה 5(3): **האינדקס המקורי**

קטגוריה	סיבת הסינון	אות	תיאור המדד	סוג המדד	סטנדרט הבחינה	שיטת המחקר
מניעת עבירות (הרתעה ושינוי נורמטיבי)	2	$A1$	רמת הזיהום הנמדדת בסביבה (Ambient Data)	R	התקן הסביבתי	כמותי
		$A2$	כמות החומרים או המשאבים המטופלים בהתאם לסטנדרט הסביבתי	R	100% מכמות החומר המיוצרת או מהמשאב	כמותי
	1	$A3$	היקף הזיהום הכולל הנפלט מחומר מזהם בסקטור הנבחן (Emission Data)	R	ההיקף הכולל המותר לפליטה לאותו מזהם לפי תקני הפליטה	כמותי
		$C1$	ההסתברות להיענש כפי שזו נתפסת על-ידי הכפופים לחוק	OC	30% תפיסה (אמת-מידה המבוססת על מחקר)	איכותני
		$B2$	השוואת הקנס הממוצע שניתן בהליכים משפטיים לקנס המרבי הקבוע בחוק	OP	100% מהקנס המרבי (אמת-מידה של מַקסוּם התוצאות הסביבתיות)	איכותני
		$B3$	באיזו מידה שולל הקנס הממוצע את רווחי העבירה הנפוצה	OP	100% מרווחי העבירה הממוצעת	כמותי
		$G4$	אחוז פסקי הדין בהם נושאי המשרה בתאגיד הורשעו עם התאגיד	OP	100% מהתיקים (אמת-מידה של מַקסוּם התוצאות)	איכותני
		$I1$	תפיסת חומרת העבירה הסביבתית על-ידי הכפופים לחוק	OC	חומרה מרבית (אמת-מידה של מַקסוּם התוצאות)	איכותני
	1	$J4$	אחוז הפונים שדיווחו על שינוי בשיטות הפעולה או בפליטות עקב הסיוע	OC	100% מהפונים (אמת-מידה של מַקסוּם התוצאות)	כמותי
עצירת עבירות (עצירת הנזק)		$K1$	ודאות הפיקוח: אחוז העבירות המתגלות בפועל פיקוח (מחושב לפי היחס בין אומדן העבירות הכולל לבין מספר פעולות הפיקוח בהן התגלו עבירות)	OP	30% ודאות-פיקוח (אמת-מידה המבוססת על מחקר)	כמותי
		$K3$	האם קיימים אמצעים טכנולוגיים נאותים לניטור ולאיתור מפגעים	I	במידה רבה (אמת-מידה של מַקסוּם התוצאות)	איכותני
		$K8$	האם מתקיים מעקב אחר היושרה של הפקחים	OP	במידה רבה (אמת-מידה של מַקסוּם התוצאות)	איכותני
	1	$L2$	אחוז המצייתים לחובות הניטור העצמי והדיווח מתוך כלל החייבים בדיווח	OC	100% מהגורמים הכפופים לחוק (אמת-מידה של מַקסוּם התוצאות)	כמותי
		$M1$	אחוז פעולות האכיפה המנהליות שהביאו לעצירת העבירה (בחלוקה לסוגי הפעולות: צווים, התראות ושימועים)	OC	100% מההתראות או השימועים (אמת-מידה של מַקסוּם התוצאות)	כמותי
שיקום נזקי עבירות		$P1$	אחוז המפגעים בהם ניתן צו-שיקום (או חלף-צו) מתוך המפגעים בהם ניתן היה לתת צו-שיקום	OP	100% מהמקרים (אמת-מידה של מַקסוּם התוצאות)	כמותי ואיכותני
צדק סביבתי ויעילות		$A1_j$	רמת הזיהום הנמדדת בסביבה (בחלוקה לאזורים סוציו-אקונומיים)	R	התקן הסביבתי (100% או פחות)	כמותי
	2	$R1_j$	תקציב האכיפה הכולל שהוקדש לתחום הנבחן לנפש (בחלוקה לאזורים)	OC	100% או יותר מתקציב אכיפה ממוצע לנפש באזורים חזקים מבחינה סוציו-אקונומית	כמותי
	2	$V1$	עלויות-אכיפה (ליחידת-זיהום) בהשוואה לשווי יחידת-נזק-חברתי (ליחידת-זיהום)	R	שווי יחידת-נזק-חברתי עולה על שווי יחידת-זיהום	כמותי

ביאור לטבלה 5(3): סיבת הסינון: 1 — חוסר רלוונטיות לתחום הנבדק; 2 — היעדר מידע.

טבלה 5(4): **האינדקס המיושם**

קטגוריה	אות	תיאור המדד	סוג המדד	ערך ייחוס	שיטת המחקר ושנת הנתונים
מניעת עבירות (הרתעה ושינוי נורמטיבי)	$A2$	היקף ההטמנה ו/או המחזור של פסולת-בניין באתרים מוסדרים	R	100% מהפסולת שיוצרה לשנת 2006	כמותי 2006
	$C1$	ההסתברות להיענש כפי שזו נתפסת על-ידי הכפופים לחוק	OC	30% הסתברות להיענש	איכותני 2007
	$B2$	השוואת הקנס הממוצע שנפסק בהליכים משפטיים לקנס המרבי הקבוע בחוק בעבירות פסולת-בניין	OP	100% מהקנס המרבי	איכותני 2007
	$B3$	באיזו מידה שולל הקנס הממוצע את רווחי העבירה הנפוצה בעבירות פסולת-בניין	OP	100% מרווחי העבירה הממוצעת	כמותי ואיכותני 2006 ו-2007 בהתאמה
	$G4$	אחוז פסקי הדין בעבירות פסולת-בניין בהם נושאי המשרה בתאגיד הורשעו עם התאגיד	OP	100% מהתיקים	איכותני 2007
	$I1$	תפיסת חומרת העבירה הסביבתית על-ידי הכפופים לחוק	OC	חומרה מרבית	איכותני 2007
עצירת עבירות (עצירת הנזק)	$K1$	ודאות הפיקוח: אחוז העבירות המתגלות בפעולת פיקוח (מחושב לפי היחס בין אומדן העבירות הכולל לבין מספר פעולות הפיקוח בהן התגלו עבירות)	OP	30% ודאות-פיקוח	כמותי 2006
	$K3$	האם קיימים אמצעים טכנולוגיים נאותים לניטור ולאיתור עבירות פסולת-בניין	I	במידה רבה	איכותני 2007
	$K8$	האם מתקיים מעקב אחר היישרה של הפקחים	OP	במידה רבה	איכותני
	$M1$	אחוז פעולות האכיפה המנהליות שהביאו לעצירת עבירת פסולת-בניין (בחלוקה לסוגי הפעולות: צווים, התראות ושימועים)	OC	100% מההתראות או השימועים	כמותי 2007
שיקום נזקי עבירות	$P1$	אחוז המפגעים בהם ניתן צו לשיקום הנזקים שנגרמו בעבירות פסולת-בניין (או חלף-צו) מתוך המפגעים בהם ניתן היה לתת צו-שיקום	OP	100% מהמקרים	כמותי 2006
צדק סביבתי ויעילות	$A1_j$	פיזור של אתרים פיראטיים של פסולת-בניין בקרבת רשויות מקומיות בהתאם לרמתן הסוציו-אקונומית	R	אין הבדל בפיזור האתרים בקרבת רשויות מקומיות המשתייכות לאשכולות שונים	כמותי 2006

ב. המדדים – מתודולוגיות, תוצאות ודיון

מדד A2 – היקף ההטמנה החוקית של פסולת-בניין באתרים מוסדרים

מתודולוגיה

כדי לבחון את כמות הפסולת שטופלה על-פי הסטנדרט החוקי — הווה אומר שהוטמנה או שמוחזרה כדין — היה צורך לאתר את האתרים שפעלו באופן מוסדר. כמויות פסולת הבניין שנקלטו באתרים אלה לצורכי הטמנה או מִחזור סוכמו לכל אחת מן השנים 2006-2000. בשלב שני, על-מנת להשוות את היקפי ההטמנה לערך הייחוס, צריך היה לחשב את סך כמויות הפסולת שיוצרו בכל שנה.

היה סביר להניח כי בידי המשרד להגנת הסביבה יימצא מדד מלא המשקף את היקף ההטמנה החוקית באתרי פסולת-בניין מוסדרים. זאת בפרט לנוכח חובת הדיווח השנתי על היקפי ההטמנה המעוגנת ברישיון העסק של מרבית אתרי סילוק הפסולת.[66] בין השנים 2000-2005 נמצא כי בסתירה לחובת הדיווח החוקית, לא דווחו נתוני הטמנה מלאים למשרד להגנת הסביבה, ואלה לא רוכזו במשרד. הסיבה לחוסר במידע היתה משולבת: היעדר פיקוח ויישום של דרישת הדיווח הגלומה ברישיון העסק בנוסף על אתרים ותיקים שפעלו בשיטות-עבודה ישנות ללא שקילת הפסולת בכניסה.[67] נתונים חלקיים היו פזורים בארכיונים של רכזי פסולת מוצקה במחוזות המשרד להגנת הסביבה. לפיכך היה צורך לִפנות אל הרכזים, לאתר את המידע בארכיונים ולִפנות אל אתרי הפסולת (רק היכן שניתן היה לעשות זאת) לשם השלמת המידע החסר. לעומת זאת יש לציין כי באיסוף נתוני ההטמנה לשנת 2006 חל שיפור ניכר. אלה נאספו והיו מצויים בידי המשרד (אם כי גם נתונים אלה לא היו מלאים).

עם הניסיון להתחקות אחר מצבם ההיסטורי של אתרי הסילוק, התברר כי מרבית האתרים שנחשבו אתרים מוסדרים בעיני המשרד להגנת הסביבה, לא עמדו כלל בדרישות החוק. לחלקם לא היה רישיון-עסק כנדרש ולחלקם לא היה היתר-בנייה.[68] למרות זאת

---

[66] המשרד להגנת הסביבה, *תנאים לרישיון-עסק לאתר לסילוק פסולת גושית* /www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/Articals/tnaei_asp_gushit_1.pdf (נכון ליום 1.5.2007).
ס' 4.4.4.3 לתנאים לאתר לסילוק פסולת קובע כדלקמן: "בעל העסק יעביר למשרד לאיכות הסביבה, בסוף כל שנה אזרחית, דיווח הכולל: סיכום של כמויות הפסולת שהוטמנו באתר במהלך השנה, בסיווג לפי הסוגים והמקורות השונים. תכנית הפעלה שנתית ועדכון התקדמות ההטמנה בתאי השטח. דוח המסכם את תוצאות הניטור השוטף שבוצע במהלך השנה, לרבות בסיס הנתונים שבו נרשמו כל התוצאות שנאספו במהלך השנה וכן ניתוח הממצאים."

[67] מסקנות אלו צוינו בשיחות עם רכזי הפסולת במחוזות. ראו הרחבה בתיאור מקור הנתונים לכל אתר ואתר.

[68] ראו ביאורים לטבלה 5(5) בנספח לפרק החמישי.

לא פעל המשרד להגנת הסביבה לסגירתם, אלא התייחס אליהם כאל אתרים מוסדרים. רק בשנת 2005 חל שינוי בגישת המשרד והוא החל לדרוש מהאתרים שפעלו באישורו גם הסְדרה סטטוטורית, בנוסף על קיום תשתיות למניעת זיהום הסביבה.[69] לאור מורכבות זו יתואר להלן מקור נתוני קליטת הפסולת בנוסף לסטאטוס החוקי של כל אתר ואתר.

על-מנת שניתן יהיה להשוות את כמות הפסולת שהוטמנה לערך הייחוס — כמות הפסולת שיוצרה — גובשה מתודולוגיה להערכת כמויות פסולת הבניין שיוצרו בישראל (לא כולל איו"ש וחבל עזה) בין השנים 2000-2006. הכמות הכוללת של פסולת-בניין מורכבת ממספר מקורות-פסולת: 1. פסולת המיוצרת מבנייה חדשה למגורים; 2. פסולת המיוצרת מבנייה חדשה שאינה למגורים; 3. פסולת הנוצרת מהריסת מבנים ומשיפוצים פנימיים; 4. עודפי עפר וחציבה. להלן התייחסות למתודולוגיית חישוב הכמויות לכל סוג פסולת ולחישוב הכמות הכוללת בטבלה 5(6).

1. *פסולת מבנייה חדשה למגורים* (עמודה ד') — חושבה מנתוני-יסוד של התחלות בנייה חדשה למגורים (עמודה ב').[70] נתונים אלה כוללים רק את התחלות הבנייה החוקיות. נתוני הבנייה החדשה למגורים הומרו להיקף הבנייה שנעשתה בפועל, באמצעות שימוש במקדם של 24 חודשים שהם אורך הזמן הממוצע להקמת בניין.[71] לצורך חישוב כמויות הפסולת שיוצרו מבנייה חדשה למגורים, נעשה שימוש במקדם ייצור פסולת של 0.2 מ"ק פסולת לכל מ"ר של בנייה.[72]

2. *פסולת שיוצרה מבנייה חדשה שאינה למגורים* (עמודה ל') — כמויות הפסולת חושבו מתוך בסיס הנתונים של התחלות-בנייה (עמודות ה'-ט') לפי ייעודים שונים.[73] נתונים אלו אינם כוללים בנייה בלתי-חוקית, בנייה המבוצעת על-ידי צה"ל או בינוי בתחום התשתיות.[74] היקף הבנייה בפועל בבנייה חדשה שלא למגורים (עמודה י'-כ') חושב

---

[69] אורי טל, מרכז פסולת יבשה באגף פסולת מוצקה במשרד להגנת הסביבה, בראיון מיום 11.9.2006.

[70] הלמ"ס, "לוח 4 — שטח התחלת בנייה (א) לפי ייעוד סדרות עיתיות" מתוך *הבינוי בישראל 2006*, (טרם פורסם) עותק נמסר מגרשון קן, ראש תחום בנייה בלשכה המרכזית לסטטיסטיקה.

[71] נעשה שימוש באומדן זה לאור נתוני הלשכה המרכזית לסטטיסטיקה, "פרק טו, לוח טו/6 משך בנייה ממוצע לדירה ולבניין בבניינים למגורים שבנייתם הסתיימה לפי יום בנייה" *הירחון הסטטיסטי לישראל 9/2007*.

[72] מקדם זה הוא מקדם מוסכם המסתמך על: ה' באום וא' כץ, *איפיון כמויות ומרכיבי פסולת באתרי בנייה, מחקר 1-401*, מחקר מוזמן על-ידי המשרד להגנת הסביבה (המכון לחקר הבנייה בטכניון, 2003) www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/mechkarim/5007-16_1.pdf (נכון ליום 2/6/2007).

[73] הלמ"ס, לוח 4 (2006) לעיל ה"ש 7070.

[74] עובדה זו נודעה בראיון עם מר גרשון קן, ראש תחום בנייה בלמ"ס ב-2.1.2008. לדבריו אין מקור מוסמך שממנו ניתן לשאוב נתונים על היקף הבנייה בצה"ל. לצורך בינוי כבישים, ישנם נתונים הנאספים בחברה הלאומית לדרכים. אולם נתונים אלה אינם מלאים, היות שאינם כוללים את הכבישים העירוניים

לפי ממוצע של 24 חודשים שהוא אורך הזמן הממוצע להשלמת בניין.[75] מקדם הפסולת עבור בנייה להארחה (תיירות), בנייני ציבור ועסקים, נקבע על 0.1 טון למ״ר בנייה, ומקדם הפסולת עבור בנייה לתעשייה, מלאכה וחקלאות, נקבע על 0.06 טון למ״ר בנייה.[76]

3. *פסולת הנוצרת מהריסת מבנים ומשיפוצים פנימיים* (עמודה נ׳) — נתונים על היקף הריסות המבנים והשיפוצים הפנימיים אינם נאספים, לא בלשכה המרכזית לסטטיסטיקה, לא בהתאחדות הקבלנים ולא במשרד התשתיות.[77] בהיעדר נתון טוב יותר, נעשה שימוש באומדן כללי של המשרד להגנת הסביבה על כמות הפסולת הנוצרת מהריסות ושיפוצים מדי שנה.[78]

4. *פסולת של עודפי עפר וחציבה* (עמודה ס׳) — בהיעדר נתון טוב יותר, נעשה שימוש באומדן כללי בו המשרד להגנת הסביבה עושה שימוש.[79]

הערה: חלק מן הנתונים בטבלה 5(6) מופיעים בטונות וחלקם במ״ק. הדבר נובע מהשימוש במידות שונות בחישובים. יש לציין כי ביחס לפסולת-בנייה, היחס בין נפח (במ״ק) הפסולת למשקלה (בטונות) עומד על 1.1-0.8, תלוי בצפיפות החומר ובמשקלו הסגולי.[80] לאור יחס זה, אין החישובים מבחינים בין נפח למשקל והנחת המחקר היא כי מ״ק פסולת-בניין שוקל טון אחד.

וחלק מהכבישים הבין-עירוניים. נתונים תשתיתיים אחרים, כגון בינוי צנרת וחשמל, פזורים בין רשויות מבצעות שונות ואינם נאספים.

[75] השימוש במשך בנייה של 24 חודשים, נעשה לאחר התייעצות עם מר גרשון קן ראש תחום בנייה בלמ״ס ביום 2.1.12008. זאת, הואיל ומשך הבנייה החדשה שלא למגורים, אינו נכלל בנתונים המתפרסמים על-ידי הלשכה המרכזית לסטטיסטיקה.

[76] שני המקדמים מבוססים על הערכות שבוצעו על-ידי המשרד לאיכות הסביבה והתאחדות הקבלנים. ראו: ע׳ הוד-אלמוג (2007), לעיל ה״ש 2.

[77] מידע זה נמסר בראיון מיום 22.22006 עם מנהל האגף הטכני בהתאחדות הקבלנים. המידע אומת על-ידי גרשון קן, ראש תחום בנייה בלשכה המרכזית לסטטיסטיקה בראיון מיום 2.1.2008. לטענתו לא ניתן לאסוף מידע על היקף השיפוצים, מאחר ואלה אינם חייבים בהיתרי-בנייה, ולכן אינם נמצאים בפיקוח הרשויות.

[78] א׳ טל, המשרד להגנת הסביבה, *פסולת הבנייה — ממטרד למשאב* (נובמבר 2005). /www.sviva.gov.il Enviroment/Static/Binaries/ModulKvatzim/binyan_uri_1.pdf (נכון ליום 1.10.2007).
המשרד להגנת הסביבה מעריך כי כמות הפסולת המיוצרת ידי כתוצאה משיפוצים והריסות, דומה לכמות המיוצרת מבנייה חדשה. זאת, בין היתר, הואיל ומקדם ייצור הפסולת המקובל להריסות הוא חמישה מ״ק לכל מ״ר הריסה, קרי: פי 25 ממקדם הפסולת לבנייה חדשה למגורים. מובן שהערכה זו טעונה ביסוס.

[79] טל (2005), לעיל ה״ש 78.

[80] מידע זה נמסר בראיון עם מר יגדל אך, מנהל מטמנת ברקת, מיום 7.1.2005.

תוצאות

נתוני טבלה 5(7) מלמדים כי היקף פסולת הבניין שיוצרה בין השנים 2000-2006 היתה יציבה יחסית ועמדה על ממוצע של כ-7.29 מיליון טון לשנה עם סטיית-תקן של 138,694 טון. ציון התקן של הפסולת שיוצרה בשנת 2006 הוא 0.54-. היקף הטמנת הפסולת באתרים חוקיים (כולל מְחזוּר) היתה יציבה פחות. ממוצע ההטמנה בשנים אלו עמד על 1.34 מיליון טון לשנה, עם סטיית-תקן של 239,639 טון. ציון התקן של הטמנת הפסולת לשנת 2006 היה 0.01-, ציון קרוב ביותר לממוצע לשנים שנבדקו. ההיקף המשוער של הפסולת שהושלכה ברשות הרבים הגיע ל-6.15 מיליון טון בשנה בממוצע, עם סטיית-תקן של 159,211 טון. לפיכך, האחוז הממוצע של פסולת שטופלה כיאות בין השנים 2000-2006 הוא 15%, כלומר: **85%** בממוצע מן הפסולת הושלכו באופן בלתי-חוקי (ראו טבלה 5(7)).

יש לציין כי במהלך שנת 2006 חל שינוי משמעותי בכל הקשור למְחזוּר פסולת. עד שנה זו לא דווח על כמויות משמעותיות של פסולת-בניין שמוחזרה. בשנת 2006 עמדה כמות הפסולת הממוחזרת על **21%** מכלל הפסולת שטופלה כחוק.

דיון

נתוני מדד A2 משקפים את היקפה העצום של תופעת ההשלכה הפיראטית של פסולת-בניין. רק 15% מהפסולת שיוצרה טופלה כיאות בשנים 2000-2006. בהיעדר מְבצעי-ניקוי משמעותיים של המשרד להגנת הסביבה או של רשויות מקומיות, משמעות הדבר היא שכמויות הולכות וגדלות של פסולת נערמות בסביבה, בשדות, ביערות, בשמורות הטבע ובשטחים עירוניים פתוחים. הבעיה הסביבתית מתעצמת ככל שהזמן נוקף, הן עקב הצטברות הפסולת היוצרת מפגע נופי ואסתטי, והן עקב הזיהום המחלחל למים ומתנדף לאוויר. במשך השנים לא ניכרת מגמה של שיפור או הפחתה בהיקפי הפסולת שהושלכה לרשות הרבים ועצמת התופעה נותרה יציבה.

נתונים אלה, המלמדים על היקף הבעיה הסביבתית, חייבים להנחות את מקבלי ההחלטות בעת עיצוב מנגנוני הרגולציה למתן מענה לתופעה. הם חייבים לעמוד גם לנגד עיניהם של העוסקים באכיפת החוק בעבירות פסולת-בניין כדי שיוכלו לשמש למעקב ולאומדן הצלחת פעולות האכיפה. מעבר לחשיבות הרבה המוקנית לאיסוף קבוע ומלא של נתוני הכניסה לאתרים מורשים (אשר כאמור לא בוצע עד לשנת 2005), יש גם חשיבות למעקב אחר כמויות הפסולת שטופלו כיאות הודות למאמצי אכיפה ישירים. נתונים אלה אינם נאספים, נכון למועד כתיבת המחקר.

טבלה 5(5): **מדד A2: הטמנה חוקית של פסולת-בניין בין השנים 2000-2006**[81]

מספר	מיקום	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	האם מוסדר סטטוטורית + תשתיות	שנים בהן עבד באישור המשרד להגנת הסביבה
1	מחוז צפון	32,776	31,322	62,440	34,052	21,025	6,690	36,569	כן	2000-2006
2	מחוז צפון	141,114	70,545	121,245	96,375				תשתיות כן, סטטוטורית לא	2000-2003
3	מחוז צפון					5,929	111,771	אין נתונים	כן	2004-2005
4	מחוז חיפה		20,000	40,000	40,000	60,000	60,000	59,721	כן	2001-2006
5	מחוז חיפה	אין נתונים	60,000	60,000	60,000	60,000	60,000		כן	2000-2005
6	מחוז מרכז					אין נתונים	אין נתונים		כן	2004-2005
7	מחוז מרכז					2,344	81,124	129,785	כן	2004-2006
8	מחוז מרכז	551,982	283,950	315,000	325,035	325,000	500,000	500,000	תשתיות כן, סטטוטורית לא עד 2006	2000-2005
9	מחוז מרכז	69,501	6,011	3,600	586				לא	2000-2003
10	מחוז מרכז	211,200	146,083						לא	2000-2001
11	מחוז מרכז	108,449	150,105	127,486	89,344	91,628	103,251		לא	2000-2005
12	מחוז מרכז	258,747	75,600	291,715	125,118				כן	2000-2003
13	מחוז מרכז	103,564	135,252						תשתיות כן, סטטוטורית לא	2000-2001
14	מחוז ירושלים	3,262	2,567	6,924	5,950	4,433	10,971	16,148	כן	2000-2006
15	מחוז ירושלים	אין נתונים	אין נתונים	7,130					לא	2000-2002
16	מחוז דרום	10,947	14,698	25,562	32,565	53,897	44,742	44,500	כן	2000-2005
17	מחוז דרום					24,239	161,579	70,395	כן	2004-2006
18	מחוז דרום	אין נתונים	122,335	אין נתונים	258,060				לא	2000-2004
19	מחוז דרום	32,994	85,395	אין נתונים	80,000				לא	2000-2004
20	מחוז דרום			אין נתונים	אין נתונים		15,000	40,536	כן	2000-2002, 2003-2006
21	מחוז דרום	אין נתונים	17,282	אין נתונים	אין נתונים				כן	2000-2003
22	מחוז דרום	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים		סטטוטורית כן, תשתיות לא	2000-2005
23	מחוז דרום	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים		סטטוטורית כן, תשתיות לא	2000-2005
24	מחוז דרום	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים		כן	2000-2005
25	מחוז דרום	אין נתונים	21,270	28,230	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים		כן	2000-2005
26	מחוז דרום	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים		כן	2000-2005
27	מחוז דרום	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים	אין נתונים	755	2,750	אין נתונים	כן	2000-2006
28	מחוז ת"א							20,925	כן למחזור	2006
29	אתר מחזור							46,444		
30	אתר מחזור							77,828		
31	אתר מחזור							89,614		
	סה"כ	**1,524,536**	**1,242,415**	**1,089,333**	**1,147,085**	**649,250**	**1,157,698**	**1,132,465**		

[81] המקור והאסמכתות לכל הנתונים המופיעים בטבלה זו, מפורטים בהרחבה בביאור לטבלה 5(5) בנספח לפרק החמישי.

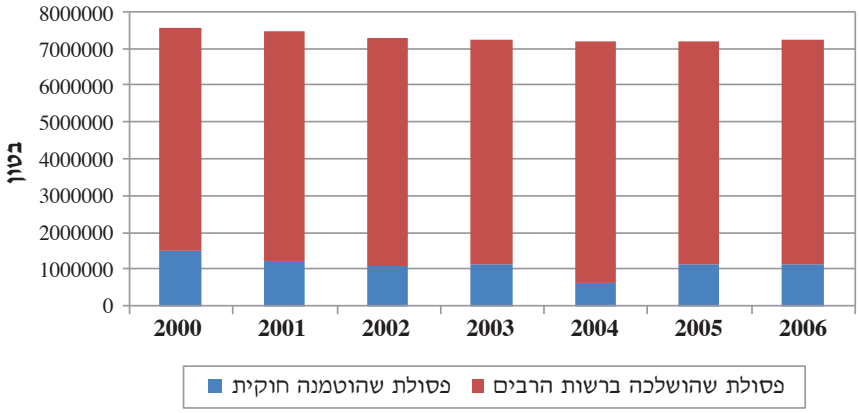
טבלה 5(6): **מדד A2: פסולת-בניין ועודפי-עפר שיוצרו בין השנים 2000-2006**

א׳	ב׳	ג׳	ד׳	ה׳	ו׳	ז׳	ח׳	ט׳	י׳	כ׳	ל׳	מ׳	נ׳	ס׳	ע׳
שנה	התחלות בנייה חדשה למגורים באלפי מ״ר	בנייה בפועל באותה שנה באלפי מ״ר	פסולת מבנייה חדשה למגורים באלפי מ״ק	התחלות בנייה להארחה באלפי מ״ר	התחלות לעסקים באלפי מ״ר	התחלות בנייה לתעשייה ולמלאכה באלפי מ״ר	התחלות בנייה לבנייני ציבור באלפי מ״ר	התחלות בנייה לחקלאות באלפי מ״ר	בנייה בפועל הארחה, מבני ציבור ועסקים באלפי מ״ר	בנייה בפועל תעשייה, מלאכה וחקלאות באלפי מ״ר	פסולת מבנייה חדשה שאינה למגורים באלפי טון	סך כל פסולת מבנייה חדשה באלפי טון	כמות מוערכת של פסולת משיפוצים והריסות באלפי טון	כמות מוערכת של פסולת אינרטית (עודפי עפר וחציבה) באלפי טון	סה״כ כמות פסולת בנייה + עפר וחציבה בטון
1999	6,159			65	789	885	843	291							
2000	7,058	6,609	1,322	79	739	922	725	208	1,620	1,153	231	1,553	1,500	4,500	7,552,880
2001	5,294	6,176	1,235	44	509	1,001	533	300	1,315	1,216	204	1,440	1,500	4,500	7,439,580
2002	5,538	5,416	1,083	24	442	986	607	409	1,080	1,348	189	1,272	1,500	4,500	7,272,030
2003	5,258	5,398	1,080	56	290	437	544	372	982	1,102	164	1,244	1,500	4,500	7,243,870
2004	5,023	5,141	1,028	20	263	322	431	553	802	842	131	1,159	1,500	4,500	7,158,820
2005	5,217	5,120	1,024	37	284	494	407	622	721	996	132	1,156	1,500	4,500	7,155,830
2006	5,344	5,281	1,056	58	383	769	566	543	868	1,214	160	1,216	1,500	4,500	7,215,690

טבלה 5(7): **מדד A2: פסולת-בניין ועודפי-עפר שהושלכו ברשות הרבים**

שנה	היקף הפסולת שיוצרה (כולל עפר) בטון	פסולת שהוטמנה באתרים חוקיים (כולל עפר) בטון	פסולת שהושלכה ברשות הרבים (כולל עפר) בטון	אחוז הפסולת שטופל כחוק (הטמנה או מחזור)
2000	7,552,880	1,524,536	6,028,344	20%
2001	7,439,580	1,242,415	6,197,165	17%
2002	7,272,030	1,089,333	6,182,697	15%
2003	7,243,870	1,147,085	6,096,785	16%
2004	7,158,820	649,250	6,509,570	9%
2005	7,155,830	1,157,698	5,998,132	16%
2006	7,215,690	1,132,465	6,083,225	16%

תרשים 5(ב): **מדד A2: הטמנה חוקית והשלכה של פסולת-בניין**



מדד C1: ההסתברות להיענש כפי שהיא נתפסת בעיני הכפופים לחוק

מתודולוגיה

במסגרת שאלון א' שהופץ בקרב העוסקים בפינוי פסולת-בניין, נשאלו שתי שאלות קשורות זו בזו. שאלה 8: מהו לדעתך הסיכוי באחוזים של מי ששופך פסולת-בניין **להיתפס**? שאלה 9: מהו לדעתך הסיכוי באחוזים של מי ששופך פסולת-בניין **להיענש** (בהנחה שנתפס)? ההסתברות להיענש (לאחר תפיסה) חושבה כמכפלה פשוטה של האחוז הממוצע שניתן כתשובה לשאלה 8 באחוז הממוצע שניתן כתשובה לשאלה 9. הווה אומר: ההסתברות להיענש במדד C1 = ההסתברות להיתפס Xההסתברות להיענש אם נתפסת.

לצורך חישוב ערך הייחוס של המדד, נקבעו 30% סיכויי-ענישה כרמה מספקת מבחינת תפיסת ועניית הכפופים לחוק. לפיכך, לצורך חישוב הציון למדד חושבה תפיסת הסיכוי להיענש בקרב הכפופים לחוק, כנגזרת של 30%.

תוצאות

האחוז הממוצע של הסיכוי **להיתפס** (שאלה 8) (כפי שהוא נתפס בעיני המשיבים), עומדת על כ-29% עם סטיית-תקן 27.17. האחוז הממוצע של הסיכוי **להיענש אם נתפסת** כפי

שהוא נתפס על-ידי המשיבים (שאלה 9) הוא 90% עם סטיית-תקן קטנה יותר של 19.2. לפיכך, האחוז הממוצע המשוקלל של הסיכוי להיענש הוא 26.4%. ביחס לערך הייחוס מדובר ב-88% אפקטיביות.

דיון

ממוצע תפיסת הנשאלים לגבי סיכוי התפיסה והענישה הוא גבוה, וללא ספק יש בכך לתרום ליצירת הרתעה אפקטיבית. בד בבד, כפי שעולה מנתוני מדד K1, שיעורי הפיקוח ואיתור העבירות הם מזעריים ואינם תואמים כלל את הדימוי שנוצר בקרב הכפופים לחוק. ייתכן שהסיבה לפער בין עמדת הנשאלים לבין נתוני הפיקוח למעשה, ניתנת להסבר באמצעות תופעת 'הרצייה החברתית'.[82] ייתכן כי חל שינוי בפרופיל האכיפה (היקף החשיפה התקשורתית) בשנה בה בוצעו הראיונות (2007), ושינוי זה השפיע על תפיסת המרואיינים. ייתכן גם שהתחושה הסובייקטיבית כי שיעור הענישה הוא גבוה, מקורה ב"זליגה" הקיימת משיעורי הענישה הקיימים בתחומים אחרים של עבריינות סביבתית. הווה אומר שתחושת היקף הענישה אינה מושפעת רק מהנעשה בעבירות פסולת-בניין אלא מהפיקוח ושיעורי הענישה ביתר עבירות איכות הסביבה. הסיבה לפער לא נבחנה במחקר זה, והשערות אלו ואחרות מחייבות בחינה. יש להניח שדימוי של שיעור ענישה גבוה, ללא גיבוי ממשי, לא יוכל לשרוד לאורך זמן. יש סכנה שדימוי זה יישחק עם הזמן, תוך פגיעה ניכרת ברמת ההרתעה.

מדד B2: השוואת הקנס הממוצע לקנס המרבי הקבוע בחוק

מתודולוגיה

על-מנת להשוות את הקנס הממוצע לקנס המרבי הקבוע בחוק, נבחנו פסקי-דין מרשיעים שניתנו בערכאה ראשונה בגין עבירות קצרות (עד חמישה ימים) או עבירות חד-פעמיות של השלכת פסולת-בניין ברשות הרבים. מתוך מאגר הפסיקה המלא הוצאו זיכויים ועבירות שמשכן עלה על חמישה ימים (למשל, עבירות מתמשכות של תפעול אתר-פסולת-בניין פיראטי). רוב מכריע של העבירות שנכללו בחישובים הן עבירות של שפיכה חד-פעמית או מספר שפיכות בודדות של פסולת-בניין ברשות הרבים. הנאשמים בכל פסק-דין חולקו לשני סוגים: א. תאגידים; ב. נאשמים פרטיים. חלוקה זו בוצעה משום

[82] לפירוט כללי על תופעת 'הרצייה החברתית' ראו להלן ה"ש 106.

שלכל אחד מסוגי הנאשמים קבוע קנס מרבי אחר בחוק. לכל פסק-דין חושב הקנס הממוצע שהוטל על תאגיד, והקנס הממוצע שהוטל על נאשם פרטי בגין עבירה בודדת. אם ניתנה הרשעה בגין יותר מעבירה אחת, חולק הקנס הממוצע למספר העבירות שבגינן ניתנה ההרשעה. נתונים אלה חושבו עבור פסקי-דין שניתנו בשנים 2004-2006. לצורכי הצגת הנתונים בטבלה 8(5), הקנס הממוצע לכל השנים מ-2004-2005 שוערך לשנת 2006 על-פי מדד המחירים לצרכן של הלמ"ס.

הקנס המרבי הקבוע בחוק העונשין ביחס לעבירה של השלכת פסולת-בניין משתנה כאמור בהתאם לזהות הנאשם ולנסיבות שפיכת הפסולת. נכון למועד כתיבת שורות אלו, הקנס המוטל בחוק על יחיד הוא 202,000 ש"ח בגין עבירה בודדת.[83] אם העבירה נעברה על-ידי תאגיד, סכום הקנס מוכפל לכדי 404,000 ש"ח.[84] אם בוצעה עבירת השלכה של פסולת-בניין בנסיבות מחמירות שיש בהן כדי לגרום חשש לזיהום של ממש, יעמוד הקנס המרבי על כפל קנס היסוד.[85] לפיכך, גובה הקנס במקרה של השלכת פסולת בנסיבות מחמירות ליחיד הוא 404,000 ש"ח, ואילו הקנס לתאגיד הוא 808,000 ש"ח. עבירות מתמשכות, כגון הפעלה בלתי-חוקית של אתר פסולת גושית, מאפשרות הגדלת הקנס בשיעור של 5% לכל יום בו נמשכה העבירה מעֵבֶר לקבוע בצו הניקוי שניתן מטעם הממונה.[86] בניתוח הפסיקה לא נמצאו עדויות לכך שהעבירות שנשפטו בוצעו בנסיבות מחמירות ולכן לא נעשה שימוש בגובה הקנס המרבי לגבי עבירות אלו. כמו כן, היות ולא נכללו במדגם עבירות מתמשכות, לא היה צורך לעשות שימוש בקנס המרבי המצטבר.

נוסף על ניתוח הפסיקה והשוואת הקנס השיפוטי הממוצע שהוטל לקנס המרבי, נבחנו קנסות הניתנים במסגרת ברירות המשפט. בחינה זו בוצעה לא על-מנת לספק מידע ישיר הדרוש לצורך חישוב מדד B2, אלא על-מנת לצייר תמונה מלאה של הקנסות המוטלים בעבירות פסולת-בניין ובכדי לגבש תשתית מידע הדרושה לחישוב מדד B3. תוצאות בחינה זו מוצגות בטבלה 5(9).

עבירות של השלכת פסולת-בניין נקבעו בחוק גם כעבירות-קנס הנענשות בברירת-משפט.[87] מנגנון זה כולל שני פרטי-עבירה שיש להם זיקה להשלכת פסולת-בניין. פרט

---

[83] ס' 61(א)(4) לצו העונשין (שינוי שיעור קנסות) תשס"ג-2002, ק"ת 6205. צו זה נכנס לתוקף ב-30 בנובמבר 2002. עד לכניסתו לתוקף עמד גובה הקנס על 150,000 ש"ח מכוח צו העונשין (שינוי שיעור קנסות) תשנ"ו-1996, ק"ת 5760.

[84] ס' 13(ב) לחוק שמירת הניקיון.

[85] ס' 13(ג)(2) לחוק שמירת הניקיון.

[86] ס' 13(ד) לחוק שמירת הניקיון.

[87] ס' 2 לצו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — שמירת הניקיון), התש"ס-2000. צו זה מפָנה אל צו סדר הדין הפלילי (ברירת-משפט — שמירת הניקיון) התש"ס-2000.

עבירה 14 מוגדר כדלקמן: "השלכה ברשות הרבים או מִרשות הרבים לרשות היחיד של גרוטאות רכב או פסולת-בניין."[88] פרט עבירה 12 מוגדר: "השלכת פסדים או פסולת-בניין ברשות הרבים או מרשות הרבים לרשות היחיד מרכב מסחרי המוביל פסולת כאמור, שלא עקב התעופפותה או דליפתה מהרכב." הדוחות במערכת 'מעוף' מסווגים על-פי פרט העבירה הקבוע בצו. הסיווג אינו מאפשר בחינת נסיבות העבירה. הואיל ושני פרטי העבירה — הן פרט 14 והן פרט 12 — מנוסחים כך שניתן להגיש לפיהם דוחות בעבירות שאינן עבירות של השלכת פסולת-בניין, התעורר קושי בזיהוי מדויק של העבירות מתוך הדוחות שניתנו לפי הפרטים הללו בתחום פסולת הבניין. עוד נציין כי לא היה ניתן להשוות את גובה הקנס שניתן בברירת המשפט לגובה הקנס הקבוע בחוק, הואיל ואין במערכת 'מעוף' די נתונים שיוכלו ללמד על נסיבות העבירה ועל האפשרות להשית בגינה קנס בקטגוריה גבוהה יותר מזו שניתנה בפועל.[89]

נתונים על ברירות המשפט שניתנו בין השנים 2000-2006 התקבלו מרישומי מערכת 'מעוף' בעקבות מספר בקשות-מידע שהוגשו למשרד להגנת הסביבה. מידע זה התקבל באופן גולמי וחַייב תיקונים והתאמות.[90]

תוצאות

בין השנים 2004-2006 ניכרה עלייה עקבית בגובה הקנס הממוצע, הן לתאגיד והן ליחיד בעבירות פסולת-בניין, אם כי אחוז הקנס הממוצע מן הקנס המרבי נותר נמוך ביותר ונע בין 3.10% ל-4.40% (ראו טבלה 5(8)). נמצא כי הקנס הממוצע לתאגיד היה גדול מן הקנס הממוצע ליחיד, אולם הפער בין הקנסות לא היה עקבי. בשנת 2004 היה הקנס

---

[88] פרט 14 צו סדר הדין הפלילי (ברירת-משפט — שמירת הניקיון) .

[89] צו סדר הדין הפלילי (ברירת-משפט — שמירת הניקיון) התש"ס-2000, קובע מספר רמות-ענישה לכל פרט-עבירה לפי נסיבות העבירה, אם זו בוצעה על-ידי פרט או תאגיד, אם נעברה במקום רגיש (קרי: יער, שמורות-טבע חוף-ים ועוד) או אם זו עבירה נוספת (שנעברה פחות משנתיים לאחר שאותו אדם הורשע בעבירה לפי חוק שמירת הניקיון). לגבי פרט עבירה 12 נקבעו רמות הקנס הבאות: קנס ליחיד — 1,500 ש"ח, קנס לתאגיד — 3,000 ש"ח, קנס ליחיד שביצע עבירה במקום רגיש — 4000 ש"ח, קנס לתאגיד שעבר עבירה במקום רגיש — 8,000 ש"ח. לגבי פרט-עבירה 14 נקבעו רמות הקנס הבאות: קנס ליחיד — 750 ש"ח, קנס לתאגיד — 1,500 ש"ח, קנס ליחיד שביצע עבירה במקום רגיש — 2,000 ש"ח, קנס לתאגיד שעבר עבירה במקום רגיש — 4,000 ש"ח, קנס ליחיד שעבר עבירה נוספת — 1,500 ש"ח, קנס לתאגיד שעבר עבירה נוספת — 3,000 ש"ח.

[90] התיקונים וההתאמות בוצעו בהתייעצות עם גב' מיכל כוכבי, הממונה על מערך ברירות המשפט במשרד להגנת הסביבה. בהערות לטבלה 5(9) להלן הוצגו כל הפעולות שבוצעו לשיפור מידת דיוקם של הנתונים הגולמיים.

הממוצע לתאגיד גדול מן הקנס הממוצע ליחיד ב-41%. בשנת 2005 הוא היה גדול ב-65% ובשנת 2006 — ב-78%.

הפער בין הקנסות השיפוטיים לבין הקנסות הניתנים בבירית-משפט הוא בולט. בשנת 2006 עמד גובה הקנס השיפוטי הממוצע המשוקלל (לתאגיד וליחיד) על 12,044 ש״ח, בעוד שגובה הקנס הממוצע בבירית-משפט עמד על 1,007 ש״ח. נוסף על כך, רוב מוחלט של הקנסות שניתנו בין השנים 2004-2006 בעבירות פסולת-בניין בודדות, ניתן כבירות-משפט. בשנת 2006 עמד חלקן של בירות המשפט מתוך סך הקנסות על 94%, בשנת 2005 הוא עמד על 92% ובשנת 2004 על 96%. חישוב גובה הקנס הממוצע המאוחד לשנת 2006 מלמד כי בשקלול הקנסות שניתנו בבירות המשפט (395 קנסות עם ממוצע גובה קנס של 1,007 ש״ח) והקנסות השיפוטיים (25 קנסות עם ממוצע משוקלל של 12,044 ש״ח), עומד הקנס המאוחד הממוצע על 1,664 ש״ח לעבירה.

טבלה 5(8): **מדד B2: קנס ממוצע לעומת קנס מרבי בש״ח**

שנה	קנס ממוצע משוערך לפסק דין	גודל מדגם לתאגיד	קנס ממוצע משוערך לתאגיד	אחוז מהקנס המרבי לתאגיד	קנס ממוצע משוערך ליחיד	גודל מדגם ליחיד	אחוז מן הקנס המרבי ליחיד	אחוז משוקלל מן הקנס המרבי
2004	8,832	8	10,348	2.56%	7,341	8	3.63%	3.10%
2005	9,559	8	13,362	3.31%	8,108	17	4.01%	3.66%
2006	13,193	9	16,722	4.14%	9,413	16	4.66%	4.40%

דיון

על-מנת שהקנס יהיה אפקטיבי, עליו להתייחס אל נזקיה של העבירה הסביבתית או לכל הפחות אל רווחי העבריין.[91] סקירת פסקי הדין שניתנו בעבירות פסולת-בניין מעלה כי הקנסות המוטלים על-ידי בית המשפט אינם מתייחסים אל נזקי העבירה או אל רווחי העבריין, ומתייחסים באופן קלוש בלבד לקנס המרבי הקבוע בחוק לעבירות אלו. התייחסותם של הקנסות לנטרול רווחי העבריין יידונו בהמשך בנסגרת מדד B3. נכון שקשה לאמוד במדויק את הנזקים של עבירות-סביבה, ועבירות פסולת-בניין אינן חריגות

[91] פרק שלישי, חלק 2א(2).

מבחינה זו. גם בתחום זה, כמו בתחומי-סביבה אחרים, אין בידי רשויות אכיפת החוק המידע הדרוש להערכת העלויות הסביבתיות, הבריאותיות והכלכליות של העבירה. ההנחה כי הנזק המקסימאלי מקבל ביטוי בקנס המרבי הקבוע בחוק, מאפשרת במצב זה לרשויות לראות בחוק ביטוי משוער לאומדן הנזק. לפיכך, בהיעדר אומדן של הנזק או של הרווח, צריך היה לצפות שבתי המשפט יטילו קנסות המבטאים יחס נאות לקנס המרבי הקבוע בחוק, על-פי אומדן משוער של חומרת העבירה.

נמצא כי קיימת עקביות ביחס שבין הקנס הממוצע לקנס המרבי, בכך שיחס זה נע בין 3% ל-4% הן לגבי תאגידים והן לגבי יחידים. עובדה זו מבליטה את שיעורם הזעיר של הקנסות המוטלים לעומת הקנס שמתיר החוק. לתופעה זו אין צידוק מבחינת ביטוי חומרת הנזק, שכן הקנסות שנבחנו כנקודת-ייחוס (202,000 ש"ח ליחיד ו-404,000 ש"ח לתאגיד) הם קנסות-בסיס שהחוק מחייב להכפילם במקרה שהעבירה נעברה בנסיבות מחמירות.[92]

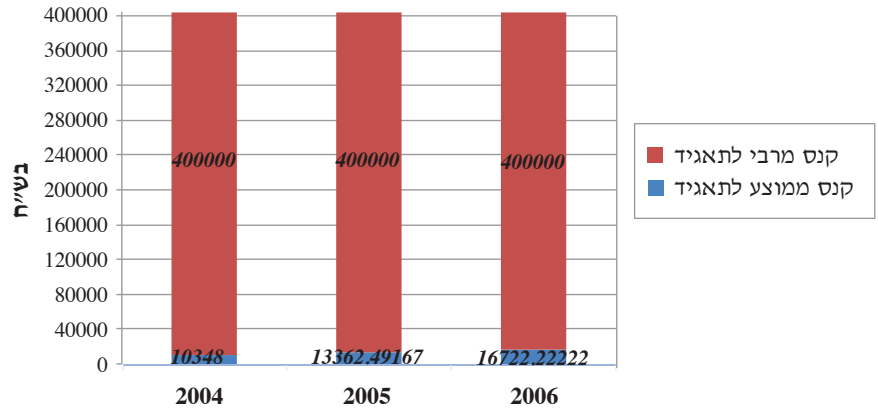
תופעה נוספת שעולה מן הנתונים, היא מרכזיותן הרבה של ברירות המשפט בענישת עברייני פסולת-בניין. למעשה הופך שיעור השימוש בברירות המשפט (מעל 94% לשנת 2006) את הקנסות המשפטיים לזניחים בתמונה הכללית של האכיפה והענישה. משמעות הדבר היא פגיעה בסטיגמטיזציה של הקנס וכתוצאה מכך גם בהרתעה.[93] יש לציין כי ההבדל בין הסטיגמטיזציה של קנסות משפטיים ומנהליים, בא לידי ביטוי גם בתשובותיהם של המרואיינים בשאלון א'. במענה לשאלות 33 ו-34 שנגעו למידת החומרה שתייחס סביבת הנשאל לקנס ברירת-משפט שהיה נשלח בדואר או מוטל על-ידי מפקח במקום, השיבו הנשאלים כי תיוחס לכך חומרה מועטה (ממוצע 2.3 מתוך 5). לעומת זאת, לקנס שניתן על-ידי בית המשפט יוחסה על-ידי הנשאלים חומרה בינונית (ממוצע 3.2 מתוך 5). זאת ועוד: השימוש הרב בברירות-קנס פוגע גם בגובה העונש הממוצע הכללי הצפוי לעבריין, ובכך מהווה פגיעה נוספת בחומרת הקנס המוטל בעבירות פסולת-בניין.

---

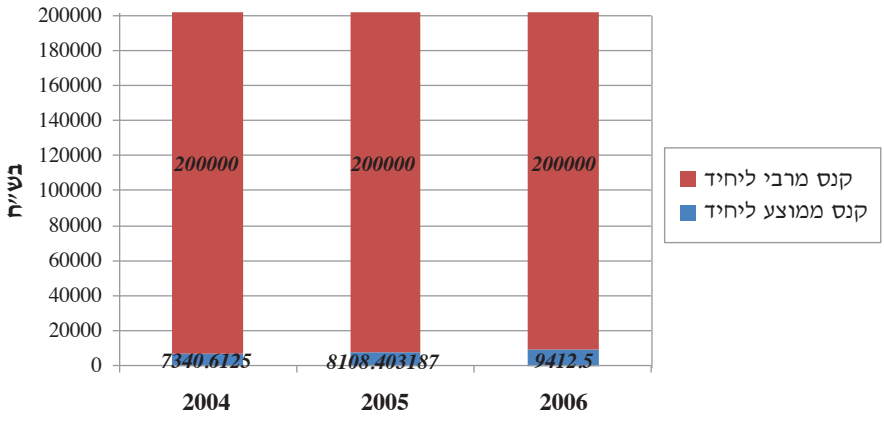
[92] ס' 13(ג)(2) לחוק שמירת הניקיון .

[93] פרק שלישי, חלק 2א(3)(ג).

תרשים 5(ג): **מדד B2: קנס ממוצע לתאגיד מתוך קנס מרבי בעבירות של השלכת פסולת-בניין**



תרשים 5(ד): **מדד B2: קנס ממוצע ליחיד מתוך קנס מרבי בעבירות של השלכת פסולת-בניין**



טבלה 5(9): **מדד B2: ברירות משפט בעבירות פסולת-בניין**

א׳	ב׳	ג׳	ד׳	ה׳	ו׳	ז׳	ח׳	ט׳	י׳
שנה	**פרט עבירה (לפי צו ברירת משפט)**	**מספר דוחות שהוקלדו בעבירות פסולת-בניין**	**מספר ברירות משפט שהופקו בעבירות פסולת-בניין**	**מספר ברירות משפט שהופקו בעבירות פסולת-בניין לשנה**	**סה״כ סכום ברירות משפט לפרט עבירה בש״ח**	**סכום שהוטל בגין עבירות פסולת-בניין בש״ח**	**סכום כולל שהוטל בעבירות פסולת-בניין (פריט 12+14) בש״ח**	**גובה קנס ממוצע בש״ח**	**קנס ממוצע משוערך בש״ח**
2000	12	232	160	226	246,263	243,800	320,914	1,419	1,387
	14	636	66		257,047	77,144			
2001	12	354	274	598	314,750	311,603	461,603	772	792
	14	1,054	324		500,000	150,000			
2002	12	363	298	514	292,000	289,080	406,680	791	773
	14	1,344	216		392,000	117,600			
2003	12	382	343	423	503,385	498,351	565,626	1,336	1,377
	14	1,009	81		224,250	67,275			
2004	12	371	322	441	371,250	367,538	436,134	990	1,024
	14	423	119		221,280	68,597			
2005	12	180	155	297	233,500	231,165	297,915	1,002	1,027
	14	765	142		222,500	66,750			
2006	12	249	225	395	257,500	254,925	397,617	1,007	1,007
	14	292	170		269,230	142,692			

הערות וביאור לטבלה 5(9):

עמודות ג׳-ד׳: תהליך הוצאת דוח של ברירת-משפט מתחיל בקבלת הודעת הקנס מגורמי האכיפה. לאחר מיון ראשוני מוקלדים הדוחות העונים על דרישות התקינות הטכנית. מתוך הדוחות שהוקלדו (עמודה ג׳) נגנזים דוחות שאינם עונים על הקריטריונים להפקת ברירת-משפט לפי השיקולים הבאים:

1. כאשר אין התאמה בין הנתונים הכתובים בדוח העבירה לבין נתוני משרד התחבורה, אם העבירה בוצעה מכלי-רכב.
2. כאשר אין גביית עדות ואין עדות ישירה לביצוע העבירה (למשל, בדוחות המוגשים בגין ערימות-פסולת שנמצאו בהם סימנים מזהים לכאורה).

עמודות ג׳-ד׳: חלק מן הנתונים התקבלו מסיכום הדוחות שהוקלדו בפרט 12. פרט זה (סוג העבירה) כולל בנוסף על עבירות של השלכת פסולת-בניין, גם עבירות של השלכת פסדים מכלי-רכב. אין באפשרות מערך ברירות המשפט במשרד להגנת הסביבה לנפות מתוך הנתונים את אותם דוחות שהוקלדו והופקו בעבירות פסולת-בניין, שכן הדוחות נספרים באופן כללי, ללא הבחנה בין פרטי העבירה. לפיכך מתבססים הנתונים על הערכה של הממונה על ברירות-משפט במשרד להגנת הסביבה, גב׳ הילה כוכבי, הסבורה כי כ-99% מברירות המשפט המופקות בפרט 12 הן עבירות פסולת-בניין ואילו היתר — כ-1% — הן עבירות של השלכת פסדים.[94] הן הנתונים על הקלדת הדוחות (עמודה ג׳) והן הנתונים על הפקת הדוחות (עמודה ד׳) מביאים יחס זה לידי ביטוי.

[94] הערכה זו נמסרה בראיון מיום 10.1.2007 עם גב׳ הילה כוכבי, הממונה על מערך ברירות המשפט במשרד להגנת הסביבה.

עמודות ג׳-ד׳: חלק מן הנתונים התקבלו מסיכום הדוחות שהוקלדו בפרט 14. פרט זה (סוג העבירה) כולל בנוסף על עבירות של השלכת פסולת-בניין גם עבירות של השלכת גרוטאות-רכב. אין באפשרות מערך ברירות המשפט במשרד להגנת הסביבה לנפות מתוך הנתונים את אותם דוחות שהוקלדו והופקו בעבירות פסולת-בניין, שכן הדוחות נספרים באופן כללי, ללא הבחנה בין פרטי העבירה. לפיכך מתבססים נתונים אלה על הערכת הממונה על ברירות-משפט במשרד להגנת הסביבה, הגב׳ הילה כוכבי. זו סבורה כי כ-30% מברירות המשפט המופקות בפרט 14 הן עבירות פסולת-בניין ואילו היתר — כ-70% — הן עבירות של גרוטאות-רכב.[95] לאור יחס זה חושבו נתוני הקלדת הדוחות בעבירות פסולת הבניין לשנים 2000-2003 מתוך נתון ההקלדות המלא (עמודה ג׳). הנתונים לשנים 2004-2006 לגבי הקלדת דוחות, מדויקים מעט יותר מן הנתונים לשנים קודמות. לשנים אלו הועבר מידע לגבי מספר הדוחות שהוקלדו בפרט 14 בעבירות של פסולת-בניין בלבד (ללא עבירות של השלכת גרוטאות-רכב) בהסתמך על ההבחנה בין סוגי העבירות לפי זהות הקלדניות. נתון הדוחות שהופקו לכל השנים, משמר את היחס בין היקף הדוחות שהוקלדו באופן כללי לבין מספר הדוחות שהוקלדו בעבירות פסולת-בניין.

עמודה ו׳: מידע גולמי על סך הסכומים שהוטלו בברירות-משפט בפרט העבירה כפי שהתקבלו ממערכת ׳מעוף׳.

עמודה ז׳: הסכומים שהוטלו בעבירות פסולת-בניין בפרט 14 ובפרט 12 חושבו כך שישמרו את היחס בין עבירות פסולת-בניין לבין עבירות אחרות בדוחות שהופקו לאותו פרט-עבירה.

עמודה י׳: הקנס המשוערך חושב לפי שִׁערוך הקנס הממוצע למדד המחירים לצרכן לשנת 2006.

מדד B3: האם הקנס הממוצע שולל את רווחי העבירה הנפוצה

מתודולוגיה

לצורכי חישוב מדד B3 לשנת 2006, נעשה שימוש במתודולוגיה כמותית ואיכותית משולבת. על-מנת שהקנס הממוצע ישלול את רווחי העבירה, עליו לבטא את הרווח הממוצע של העבריין חלקי הסתברות התפיסה והענישה.[96] היות שלא מדובר בחישוב רווח מעבירה קונקרטית, חושבו ממוצעים לכל מרכיבי המדד.

הקנס הממוצע לשנת 2006 (הן עבור ברירות-משפט והן עבור קנסות שיפוטיים) חושב כבר ונלקח מתוך מדד B1. ההסתברות לאיתור העבירה נלקחה מתוך נתוני מדד K1 לשנת 2006 (ראו להלן טבלה 5(13)).

המשימה העיקרית שעמה היה צורך להתמודד, היתה חישוב הרווח הממוצע בעבירות פסולת-בניין לשנת 2006. הרווח מורכב מסכום הרווח הישיר: (1) החיסכון בתשלום דמי ההטמנה לאתר מורשה + (2) החיסכון בעלויות שינוע הפסולת; ורווח עקיף: (3) היתרון המסחרי שנוצר על ידי גידול בהיקף הפעילות של העבריין ביחס למתחרים.

(1) *החיסכון בעלות דמי ההטמנה לאתר המורשה* — קיימים פערים ניכרים בין עלויות ההטמנה של פסולת-בניין מעורבת (פסולת-בניין המורכבת מחומרים שונים, כולל עפר) באתרי הסילוק ובתחנות המעבר. כך למשל, באתר ההטמנה באבו-דיס במזרח-

[95] הערכה זו נמסרה בראיון מיום 10.1.2007 עם גב׳ הילה כוכבי, הממונה על מערך ברירות המשפט במשרד להגנת הסביבה.

[96] פרק שלישי חלק 2א(2)(ב).

ירושלים, מחיר ההטמנה הוא 37 ש״ח לטון. באתר שריג, ליד אשדוד, מחיר ההטמנה הוא 110 ש״ח לטון ואילו באתר ברקת מחיר ההטמנה הוא 54 ש״ח לטון. הואיל ומחירי ההטמנה נעים בטווח רחב, נבחר מחיר ההטמנה באתר ברקת כמחיר הטמנה ממוצע, בהיותו הגדול מסוגו בארץ. כמו כן, סכום זה (54 ש״ח) התקבל כממוצע מתשובותיהם של המשיבים על שאלה 25 בשאלון א׳, שנוסחה כדלקמן: ״כמה לדעתך עולה לשפוך טון פסולת באתר סילוק מוסדר?״

(2) *החיסכון בעלויות שינוע פסולת* — עלויות שינוע פסולת-בניין תלויות בשני גורמים: 1. מס׳ הק״מ שנחסכו בנסיעה; 2. עלות השינוע לכל ק״מ. עלויות השינוע משתנות בהתאם לגודל ולסוג המשאית המשנעת.[97] על-מנת לחשב חיסכון ממוצע בעלויות-שינוע, נבחרו עלויות השינוע במשאית הרם-סע שהיא בעלת קיבולת של 17.5 מ״ק — המשאית הנפוצה ביותר בענף הפסולת. נתונים על עלויות הפעלת המשאית התקבלו מגורם מומחה (ראו טבלה 5(11)).

החיסכון בנסיעה חושב בשני שלבים: בשלב הראשון חושב המרחק הממוצע מכל יישוב אל אתר-פסולת מורשה והמרחק הממוצע הארצי. לצורך זה מוקמו על גבי שכבת היישובים הקיימים בישראל (לא כולל איו״ש) של מפ״י (מרכז מיפוי ישראל)[98] אתרי סילוק הפסולת ואתרי המעבר המורשים. באמצעות תכנת GIS חושב המרחק בדרך הקיימת הקצרה ביותר (ולא בקו אווירי) מהיישוב אל האתר הקרוב אליו ביותר מנקודת המרכז בתוך הפוליגון היישובי. המרחק הארצי הממוצע חושב כממוצע פשוט של מרחקי האתרים מן היישובים.

בשלב שני נדרש לבחון מה המרחק הממוצע אותו ייסע נהג על-מנת לשפוך פסולת ברשות הרבים. נתון זה התקבל מתוך ממוצע התשובות שניתן על-ידי הכפופים לחוק לשאלה 29 בשאלון א׳.[99] המרחק הממוצע שנחסך בשפיכת פסולת בשטח ציבורי הוא ההפרש בין המרחק הממוצע הארצי של יישוב מאתר מורשה לבין המרחק הממוצע שייסע מוביל-פסולת כדי לשפוך את הפסולת ברשות הרבים.

(3) בהיעדר תשתית-נתונים כלשהי, לא ניתן היה לחשב את הרווח העקיף בכסף, אולם יש לציין כי מתוך תשובות המשיבים לשאלון א׳ עולה כי אכן ישנה בתחום זה בעיה אמיתית. אחד המרואיינים ציין כי ״השפיכה הפיראטית פוגעת בפרנסה של מי

---

[97] יש שתי שיטות לשינוע פסולת-בניין. האחת במשאית רכינה והשנייה במשאית הרם-סע. השיטה המקובלת יותר היא שיטת הרם-סע, בה העלות משתנה בהתאם לגודל המכולה. ישנם גדלים שונים של מכולות, ואלה נעים בין 4.5 מ״ק ל-24 מ״ק. ראו: הוד אלמוג (2007), לעיל ה״ש 2.

[98] שכבה זו כוללת את גבולות המתאר הסטטוטוריים של היישובים ולא בהכרח את האזורים המיושבים.

[99] שאלה 29 לשאלון א׳ נוסחה כך: ״מהו המרחק הממוצע שייסע מוביל מאתר-בנייה כדי לשפוך פסולת בשטח ציבורי?״

ששומר על החוק. כי מי ששופך פיראטית מוזיל מחירים ואז התחרות עם השופכים קשה.״ מרואיין אחר ציין כי ״השפיכה הלא-חוקית יוצרת לי בעיה של תחרות עם מי שעושים את זה.״

תוצאות

תוצאות סופיות של חישוב המדד מופיעות בטבלה 5(13) להלן. מרחק הנסיעה הממוצע בשנת 2006 לאתר-פסולת מוּרשה היה 25.8 ק״מ עם סטיית-תקן של 18.9. זוהי סטיית-תקן גדולה שמשמעותה, כמצופה, שיש הבדלים משמעותיים בין מרחקי הנסיעה לאתרים מורשים במחוזות השונים. אכן, כפי שניתן לראות מן הנתונים המוצגים בטבלה 5(12) להלן, המרחק הממוצע במחוז תל-אביב לאתר מוּרשה הוא כשבעה ק״מ, בעוד שהמרחק הממוצע של יישובים במחוז הצפון לאתר מורשה עומד על 38 ק״מ. יש לציין כי בהפעלת שיטת-חישוב זו לאומדן הרווח, ניתן ואף רצוי לאמץ את מרחק הנסיעה הממשי של העבריין אל אתר-פסולת מורשה כבסיס לחישוב, אולם לצורך המדד ניתן להסתמך רק על ממוצעים, למרות סטיית התקן הגדולה.

הקנס הממוצע שנדרש כדי לאיין את רווחי העבירה הוא גבוה ביותר ועומד על כ-772,000 ש״ח (ראו שורה ו׳ טבלה 5(13) להלן). גובה הקנס מושפע מאוד מההסתברות הנמוכה ביותר לאיתור העבירה, ומושפע רק מעט מהרווח של העבריין. סטיית התקן הגדולה במרכיב החיסכון בנסיעה (טבלה 5(11)), הנובעת מסטיית התקן במרחקי הנסיעה לאתר מוּרשה (טבלה 5(10)), אינה בעלת השפעה ניכרת עקב העלות הלא-גבוהה להובלת טון פסולת לק״מ נסיעה (1.1 ש״ח) אשר מחולקת בהסתברות המזערית לאיתור ותפיסה. לאור האמור ניתן לומר ברמת-ודאות סבירה שהקנס המאוחד הממוצע (ברירות-משפט וקנס משפטי יחדיו) העומד על 1,664 ש״ח, אינו עולה אלא כדי 0.22% מהקנס הראוי.

דיון

העובדה שהקנס המאוחד הממוצע אינו עולה אלא כדי 0.22% מן הקנס הראוי מלמדת על פער גדול ביותר בין הקנס הראוי לבין הקנס שניתן בפועל לעברייני פסולת-בניין. עקב גודלו של הפער (למעלה מ-99.75%), לא ניתן לייחסו לאי-דיוקים או לסטיות בנתונים. מבחינה כלכלית לפחות מדובר בפגיעה קשה ביכולת ההרתעה של מערכת האכיפה. תיאוריית הענישה הכלכלית מלמדת כי על-מנת להביא להרתעה מוחלטת, יש לאיין את רווחי העבריין. קנס שהוא נמוך מהרווח הצפוי של העבריין (המחושב לפי מכפלת הרווח בסיכוי שייתפס) ייצור תמריץ לביצוע העבירה.[100] האחוז המזערי של הקנס הממוצע מן

[100] פרק שלישי חלק 2א(2)(ב).

הקנס הראוי בעבירות פסולת-בניין, כפי שנמצא במחקר זה, מלמד עד כמה עבירות של שפיכת פסולת-בניין ברשות הרבים הן עבירות שיש בצידן כדאיות כלכלית. עצמת המניע הכלכלי לביצוע העבירה היא כה רבה, עד שלא ייפלא כי שיעור העבריינות שזוהה הוא כה גבוה (ראו מדד A2).

טבלה 5(10): **מדד B3: מרחק ממוצע בק"מ לאתר פסולת מורשה בשנת 2006**

ממוצע מרחק לאתר ליישובים במחוז דרום	25.68
ממוצע מרחק לאתר ליישובים במחוז מרכז	11.63
ממוצע מרחק לאתר ליישובים במחוז צפון	38.41
ממוצע מרחק לאתר ליישובים במחוז חיפה	15.68
ממוצע מרחק לאתר ליישובים במחוז ירושלים	17.62
ממוצע מרחק לאתר ליישובים במחוז תל-אביב	7.07
ממוצע כללי — מרחק לאתר	25.80
המרחק הממוצע שייסע מוביל (ממוצע תשובות לשאלה 29)	17.11
חיסכון בנסיעה בק"מ	**8.68**

טבלה 5(11): **מדד B3: עלות תפעול משאית פסולת-בניין בשנת 2006**[101]

עלות לק"מ למשאית 17.5 טון בשיטת רם-סע	
טיפולי מוסך	0.14 ש"ח
צמיגים — החלפה	0.69 ש"ח
דלק	8.80 ש"ח
נהג ש"ח/שעה	6.67 ש"ח
משאית	3.10 ש"ח
סה"כ עלות תפעול לק"מ למשאית	**19.39 ש"ח**
סה"כ עלות תפעול לק"מ לטון	**1.11 ש"ח**

[101] מקור הנתונים לטבלה 5(11): נתוני אקו-לוגי בע"מ: "כדאיות כלכלית במִחזוּר פסולת-בניין", הרצאה ביום עיון של עמותת אדם טבע ודין ב-10.7.2006. ב: http://www.yarok.org.il/admin/media/document/%D7%A9%D7%99%20%D7%A9%D7%9B%D7%98%D7%A8-%D7%90%D7%A7%D7%95%D7%9C%D7%95%D7%92%D7%99.ppt (נכון ליום 12.12.2006).

טבלה 5(12): **מדד B3: סיכום החיסכון על שפיכה חד-פעמית בשנת 2006**

תשלום לאתר עבור טון פסולת בניין (הטמנה)	54.0 ש״ח
חיסכון בנסיעה בק״מ	8.7 ש״ח
סה״כ עלות תפעול לק״מ לטון	1.1 ש״ח
היקף ממוצע של שפיכה (בטון)	15.0 ש״ח
חיסכון לשפיכה ללא השגת יתרון תחרותי	**819.6 ש״ח**

טבלה 5(13): **מדד B3: האם הקנס הממוצע שולל את רווחי העבירה הנפוצה**[102]

א׳	הקנס הממוצע המשוקלל שניתן בערכאה משפטית בשנת 2006	12,044 ש״ח
ב׳	הקנס הממוצע הניתן בברירת-משפט בשנת 2006	1,007 ש״ח
ג׳	הקנס המאוחד (ברירת-משפט וקנס שיפוטי ממוצע) לשנת 2006	1,664 ש״ח
ד׳	ההסתברות לאיתור העבירה לשנת 2006	0.106%
ה׳	הרווח מעבירה ממוצעת	820 ש״ח
ו׳	הקנס הראוי כדי לאיין את הרווח	772,061 ש״ח
ז׳	אחוז קנס שיפוטי (ממוצע) מן הקנס הראוי	1.56%
ח׳	אחוז ברירת-משפט מן הקנס הראוי	0.11%
ט׳	אחוז הקנס המאוחד (ברירת-משפט וקנס שיפוטי ממוצע) מהקנס הראוי	0.22%

[102] מקור הנתונים לטבלה 5(13):
שורה א׳: נתון זה מקורו בחישובי מדד B2.
שורה ב׳: נתון זה מקורו בחישובי מדד B2.
שורה ג׳: נתון זה מקורו בחישובי מדד B2.
שורה ד׳: נתון זה מקורו בחישובי מדד K1.
שורה ה׳: מטבלה 5(10).
שורה ו׳: הסכום חושב לפי הרווח מהעבירה הממוצעת, חלקי ההסתברות לאיתור העבירה.
שורה ז׳: הסכום חושב לפי חלקיות הקנס המשפטי הממוצע מהקנס הראוי.
שורה ח׳: הסכום חושב לפי חלקיות הקנס הממוצע בברירת-משפט מהקנס הראוי.
שורה ט׳: הסכום חושב לפי חלקיות הקנס המאוחד מהקנס הראוי.

מדד G4: אחוז פסקי הדין בהם נושא המשרה בתאגיד הורשע עם התאגיד

מתודולוגיה

על-מנת לבצע את חישובי מדד G4 לשנת 2006, זוהו ממאגר הפסיקה לשנה זו כל פסקי הדין בהם הורשע תאגיד ללא נאשמים יחידים או בנוסף להם. מתוך מדגם פסקי הדין בהם הועמד תאגיד לדין והורשע, זוהו פסקי הדין בהם הורשעו גם נושאי-משרה בנוסף לתאגיד, וחושבו ממוצעים פשוטים.

תוצאות

במדגם לשנת 2006 נכללו סה"כ 23 פסקי-דין שעסקו בפסולת-בניין, מתוכם 21 שניתנו בערכאה ראשונה. מתוך פסקי הדין של הערכאה הראשונה, בתשעה מקרים הועמד לדין תאגיד אחד או יותר. הווה אומר שב-12 תיקים הועמדו לדין אנשים פרטיים בלבד. מתוך פסקי הדין בהם הועמד לדין תאגיד, בשמונה פסקי-דין הועמדו לדין גם נושאי המשרה בנוסף לתאגיד. מתוך שמונה התיקים בהם הועמדו לדין תאגיד ונושאי משרה, רק במקרה אחד לא הורשעו המנהלים עם התאגיד.[103] לאור האמור, שיעור הרשעת מנהלים עם התאגיד עומד על 78%. יש לציין כי רק בשלושה מתשעת התיקים, הועמדו לדין גם עובדים זוטרים בתאגיד (נהגי המשאיות).

דיון

שיעור הרשעת נושאי המשרה עם התאגיד, העומד על 78%, הוא גבוה. הסבר אפשרי לממצאים הוא שחלק גדול מהעוסקים בתחום הובלת פסולת הבניין עוסקים בכך כפרטים ולא במסגרת תאגידים. תמונת-דברים זו השתקפה בזהות המשיבים לשאלון א'. שמונה מתוך 14 המשיבים הצהירו כי הם פועלים כפרטים ולא במסגרת תאגיד. זאת ועוד: חלק מן התאגידים הפועלים בענף הם קטנים מאוד, ואין הם יותר מאשר "בעל העסק" ועוד נהגים אחדים. לכן טבעי הוא כי "בעל העסק", שהוא בדרך-כלל גם נושא המשרה הבכיר בתאגיד ונהנה משליטה רבה במתרחש, יועמד לדין ביחד עם התאגיד.[104]

---

[103] המדובר בת"פ י-ם 2595/04 *מדינת-ישראל נ' עומר — איסוף פסולת בע"מ ואח'* מאת השופטת א' זיסקינד ביום 14.2.2006. בתיק זה נמחקו בהסדר-טיעון שני המנהלים של שני התאגידים שהועמדו לדין.

[104] פרק שלישי חלק 2ב(1)(ב).

מדד I1: תפיסת חומרת העבירה בעיני הכפופים לחוק

מתודולוגיה

במדד I1 נעשה שימוש במתודולוגיה איכותנית. הניתוח מתמקד בתיאור תפיסתם הסובייקטיבית של הכפופים לחוק ושל גורמי האכיפה. במסגרת שאלון א׳ שהועבר אל הכפופים לחוק, נשאלו העוסקים בענף פסולת הבניין מספר שאלות על מידת החומרה שהם מייחסים לעבירה של שפיכת פסולת-בניין ברשות הרבים.

שתי השאלות הישירות שנשאלו במסגרת זו, היו:

שאלה 37: ״האם אתה חושב שהכלל שאסור לשפוך פסולת בשטח ציבורי הוא כלל חשוב?״

שאלה 41: ״האם אתה רואה בחומרה שפיכת פסולת בשטחים הציבוריים על-ידי קבלנים ומובילי פסולת?״

בהקשר זה נשאלו גם שלוש שאלות עקיפות:

שאלה 1: ״באיזו מידה אתה מכיר את החוקים הנוגעים להשלכת פסולת בשטח ציבורי?״

שאלה 2: ״האם החוק קובע כי מותר לשפוך פסולת-בנייה בכל אתר ובלבד שמשלמים בו דמי כניסה?״

שאלה 40: ״האם כשאתה יוצא לטבע, הפסולת הזרוקה מפריעה לך?״

עבור כל השאלות, פרט לשאלה 2, היה על הנשאלים להשיב על סולם Likert מ-1 עד 5. בשאלה 2 היו הנשאלים צריכים להשיב בכן או בלא, כאשר התשובה הנכונה היתה: לא. חישוב המדד מבוסס על ממוצע תשובות הנשאלים לשתי השאלות הישירות, כאשר ערך הייחוס לצורך האינדקס הוא 5 (במידה רבה מאוד). כמו כן, כדי לבחון אם השאלות הישירות משקפות את תפיסת הנבדקים כפי שהיא באה לידי ביטוי גם בשאלות העקיפות, חושב ממוצע שאלות ישירות וממוצע שאלות עקיפות לכל נבדק. לאחר מכן חושב הקשר בין ממוצעים אלה באמצעות מתאם פירסון. עקב טיב העמדה שלגביה היו המשיבים צריכים להצהיר בשאלון א׳, ומחשש שהתשובות יהיו נגועות ב׳רצייה חברתית׳,[105] הוחלט לתת משקל גם לעמדת גורמי האכיפה ביחס לתפיסת חומרת העבירה בעיני הכפופים לחוק.

[105] לפירוט על תופעת הרצָייה החברתית, ראו להלן ה״ש 106.

במסגרת שאלון ב׳, שהועבר לגורמי האכיפה, נשאלה שאלה ישירה על מידת החומרה שמייחסים הכפופים לחוק לעבירה של שפיכת פסולת-בניין ברשות הרבים. שאלה 4 נוסחה כדלקמן: ״עד כמה מובילים/קבלני פסולת-בניין רואים בכלל שאין לשפוך פסולת-בניין בשטח ציבורי כלל חשוב?״

לצורך קבלת תוצאת המדד חושב ממוצע של תשובות הכפופים לחוק לשאלות 37 ו-41 בשאלון א׳ ושוקלל עם ממוצע תשובות גורמי האכיפה לשאלה 4 בשאלון ב׳.

תוצאות

בשאלה 41 היה ממוצע תשובות הנשאלים 4.8 עם סטיית-תקן של 0.4 ובשאלה 37 ממוצע תשובות הנשאלים היה 5 עם סטיית-תקן של 0. ממוצע התשובות לשתי השאלות, העומד על 4.9, מבטא חשיבות גבוהה מאוד שמייחסים הכפופים-לחוק לנורמה, וכן תפיסה כי מעשים של שפיכת פסולת ברשות הרבים הם מעשים חמורים מאוד. ממוצע תשובות הנשאלים בשאלה 40 היה 4.4 עם סטיית-תקן של 1.02. בשאלה 2 ידעו 86% מהנבדקים לקבוע כי על-פי החוק אסור לשפוך פסולת בכל אתר-הטמנה, בעוד ש-14% טעו. המִתאם בין השאלות הישירות והעקיפות — $r=-0.14$ — אינו מובהק. מאחר שהמִתאם היה נמוך, נבדקה סטיית התקן בכל השאלות, והיא אכן נעה בין 0 ל-1.02. סטיית-תקן קטנה יכולה להסביר מדוע קיים מִתאם נמוך בין המִשתנים.

בשאלה 4 מעיד ממוצע תשובות גורמי האכיפה על כך שאלה סבורים שהכפופים לחוק רואים בכלל שאין לשפוך פסולת-בניין ברשות הרבים, כלל בעל חשיבות בינונית לכל היותר. התוצאות הממוצעות לשאלות הישירות מופיעות בתרשים 5(ה) שלהלן. ממוצע תשובות הנשאלים עמד על 2.6 עם סטיית-תקן של 1.08. האחדת הממוצעים נותנת: 3.75 (חומרה רבה).

דיון

הפניית שאלות ישירות אל הנשאלים ביחס לחשיבותה של נורמה וחומרת העבירה, פותחת פתח לחוסר כנות במתן התשובות. אנשים נוטים שלא להודות בהתנהגות או בדעה שאינן מקובלות מבחינה חברתית. זוהי תופעה מוכרת במחקר במדעי החברה, הקרויה ׳רצִייה חברתית׳ (Social Desirability Bias). בני-אדם נוטים להציג את עצמם באור החיובי ביותר.[106] נטייה זו יכולה לגרום להטיה משמעותית של מידע המתקבל מעדות עצמית,

[106] D.L. Phillips & K.J. Clancy, "Some Effects of 'Social Desirability' in Survey Studies", 77(5) *American J. of Sociology* 921-938(1972). במחקר הפסיכולוגי נחשבת תופעת ׳הרצייה החברתית׳

שתוצאתה מידע מוטה באופן עקבי לכיוון שנחשב מקובל מבחינה חברתית.[107] ייתכן כי כוונת המשיבים לשאלון א' היתה לספק הצהרה שתציגם באור חיובי בעיני השואל כאזרחים צייתנים ושומרי-חוק ושלא יתפתח נגדם חשד שהיו מעורבים בעבירות של השלכת פסולת ברשות הרבים. ייתכן שהנשאלים נתנו את תשובתם לשאלות הישירות והצהירו על חשיבות רבה של הנורמה ושל חומרת העבירות כי התשובות אינן מחייבות אותם. כך או כך, מתשובות הנשאלים מתעורר חשש לחוסר-כנות בתשובות לשאלות הישירות — הנובע מתופעת 'הרצייה החברתית'. יש לציין כי לפחות בשני מקרים ציינו נשאלים בדרך אגב (בלא שנשאלו על כך ישירות) כי נתפסו והורשעו בעבר בעבירות פסולת-בניין. אף על-פי כן, בתשובותיהם לשאלות 37 ו-41 השיבו הנשאלים הללו כי לנורמה חשיבות גבוהה מאוד וכי שפיכת פסולת ברשות הרבים היא מעשה חמור מאוד.

הקושי הוא שביחס לפרטים, בירור עמדה מוצהרת הוא כמעט הדרך היחידה לבחון את חשיבות הנורמה ומידת הפנמתה, למעט בחינת שיעור הציות ממש. זאת בעוד שביחס לתאגידים ניתן לבחון גם פעולות המבטאות תפיסה נורמטיבית, כגון אימוץ מערכת לניהול סביבתי ופעולות הננקטות לשיפור הביצועים הסביבתיים של הפירמה.[108] על-מנת להפחית את השפעתה של תופעת 'הרצייה החברתית' בשאלות של עדות עצמית, פותחו במחקר כלים שונים ליישום בשאלונים.[109] הגם שלכלים אלה יתרונות (בצד חסרונותיהם) הם לא נמצאו מתאימים למענה במקרה הנידון, הן עקב מגבלות גודל המדגם והן בשל אופן ניהול הראיונות.

כפונקציה של שני משתנים: מידת חוזקו של הצורך לקבל אישור חברתי (תכונה אישיותית) ודרישות הסיטואציה הקונקרטית. למשל, העוסק בפינוי פסולת-בניין יירצה להצטייר כמציית לחוק באמצעות ציון חשיבות החוק וחומרת העבירה.

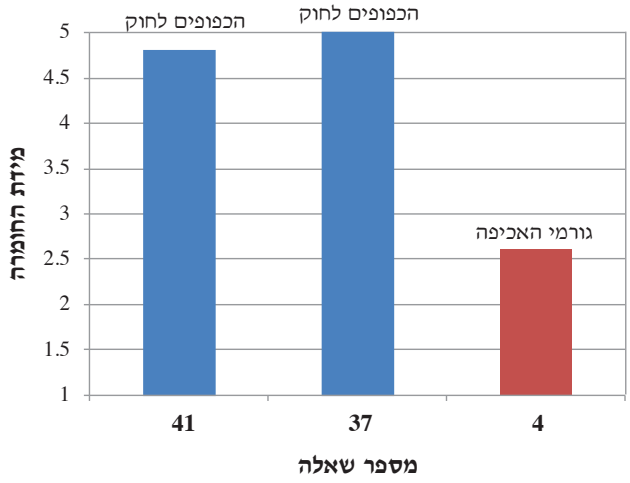
[107] E.E. Maccoby & N. Maccoby, *The Interview: A Tool of Social Science Handbook of Social Psychology* (1954); R. J Fisher, "Social Desirability Bias and the Validity of Indirect Questioning", *The J. of Consumer Research* 303, 304 (Sep., 1993) 20(2).

[108] פרק שני חלק 4א. וכן: B. Banerjee, "Managerial Perceptions of Corporate Environmentalism: Interpretations From Industry and Strategic Implications for Organizations", 38(4) *J. of Management Studies* 489 (2001). נמצא כי פירמות שנשאלו שאלות ישירות ביחס לעצמת ההתנהגות הפרו-סביבתית, ללא אימות האמירות בפעילות הפירמה וביצועיה, הושפעו בתשובתן מתופעת 'הרצייה החברתית'.

[109] A. J. Nederhof , "Methods of Coping with Social Desirability Bias: A Review", 15(3) *European J. of Social Psychology* 263 (1985). לשימוש במתודולוגיה של random response method כדי להתגבר על תופעת הרצייה החברתית בשאלות על חשיבות הרגולציה והלגיטימיות שלה, ראו: H. Elffers, P. van der Heijden, M. Hezemans "Explaining Regulatory Non-compliance: A Survey Study of Rule Transgression for Two Dutch Instrumental Laws, Applying the Randomized Response Method" *Journal of Quantitative Criminology* 409 (2003) 19(4).

לפיכך, על-מנת לאזן את תופעת הרצייה החברתית בתשובות הכפופים לחוק, הופנתה אל גורמי האכיפה שאלה 4 בשאלון ב' (שאלה דומה לשאלה 37 בשאלון א') ובוצע איחוד בין ממוצעי התשובות. יש לציין כי נמצא פער משמעותי בין האופן בו ביקשו הכפופים לחוק להציג עצמם (לטענתם כי לכלל שאין לשפוך פסולת-בניין בשטח פתוח יש חשיבות רבה מאוד) לבין האופן בו תופסים אותם גורמי האכיפה (הסבורים כי לכלל שאין לשפוך פסולת-בניין בשטח פתוח מייחסים הכפופים לחוק חשיבות בינונית בלבד). מטרת התשובה המאוחדת היתה לתת תמונה מאוזנת יותר של תפיסת חומרת העבירה בקרב הכפופים לחוק.

תרשים 5(ה): **מדד I1: תפיסת חומרת העבירה על-ידי העוסקים בפינוי פסולת-בניין**



מידת החומרה נמדדת בסולם 1 עד 5, כאשר 5 היא מידת החומרה הגבוהה ביותר.

מידת החומרה נבחנה הן ביחס לעמדת הכפופים לחוק (שאלון א' שאלות 41 ו-37) והן ביחס לתפיסת גורמי האכיפה באשר למידת החומרה שמייחסים לעבירה הגורמים הכפופים לחוק (שאלון ב' שאלה 4).

מדד K1: ודאות הפיקוח – אחוז העבירות המתגלות בפיקוח

מתודולוגיה

ודאות הפיקוח לשנים 2000-2006 חושבה כנגזרת של מספר פעולות הפיקוח מתוך ההיקף המשוער של מעשי השפיכה ברשות הרבים (עבירות). מספר פעולות הפיקוח כולל: (1) מספר פסקי הדין שניתנו בערכאה ראשונה (כולל זיכויים) לשנה נתונה; (2) מספר מפגעי פסולת-בניין הרשומים במערכת 'מעוף'. אלו מפגעים שטופלו מנהלית; (3) מספר ברירות המשפט שניתנו בשנה מסוימת.

תיתכן חפיפה מזערית בין פסקי הדין לבין המפגעים הרשומים בערכת 'מעוף' במסגרת הפעולות המנהליות (צווים, התראות ושימועים), שכן מספר קטן מאוד של מפגעים רשומים הועברו לטיפול פלילי והוגש בגינם כתב-אישום. חפיפה זו אינה ניתנת לאיתור במאגר 'מעוף' מחמת אופן רישום הנתונים. המפגעים המנוהלים באמצעות תיקי-חקירה שעשויים להתפתח לכלל כְתבי-אישום ופסקי-דין, מנוהלים ברובם המכריע במאגר נפרד מפעולות האכיפה המנהליות. לפיכך חפיפה מזערית זו, ככל שישנה, היא חסרת-חשיבות מבחינה סטטיסטית.

הערכת כמות הפסולת שהושלכה ברשות הרבים, לקוחה ממדד A2. ההיקף המשוער של מעשי השפיכה ברשות הרבים — קרי, עבירות — חושב לפי ההערכה כי משאית ממוצעת המובילה פסולת-בניין מכילה 15 טון פסולת.[110]

תוצאות

מספר פעולות הפיקוח שבוצעו כל שנה במשך השנים 2000-2006 לא היה עקבי, עם ממוצע 465 פעולות לשנה וסטיית-תקן גדולה של 100. לא ניכרת מגמת-גידול מובהקת במספר הפעולות (ראו טבלה 5(14)). מנתוני טבלה 5(15) ניתן ללמוד כי הסיכוי לתפיסתו של מי שמשליך פסולת-בניין (כולל עפר ועודפי חציבה) לרשות הרבים, הוא נמוך ביותר ועומד על 0.069% עד 0.151% בין השנים 2000-2006. למרות שנמצאו הבדלים בין אחוזי האיתור, הבדלים אלה הם זניחים בערכים מוחלטים. השיעור הממוצע של איתור עבירות לשנים אלו עומד על 0.131%, עם סטיית-תקן של 0.023%. שיעור איתור העבירות לשנת 2006 עומד על 0.106% וביחס לערך הייחוס (30% תפיסה), ציון הייחוס לשנה זו הוא 0.354%.

[110] נתון זה מבוסס על שיחות-רקע עם מספר גורמים הפועלים בענף פסולת הבניין ועל ראיונות עם מר אורי טל, מרכז פסולת יבשה במשרד להגנת הסביבה ומר יגדל אך, מנהל מטמנת ברקת ביום 7.1.2005.

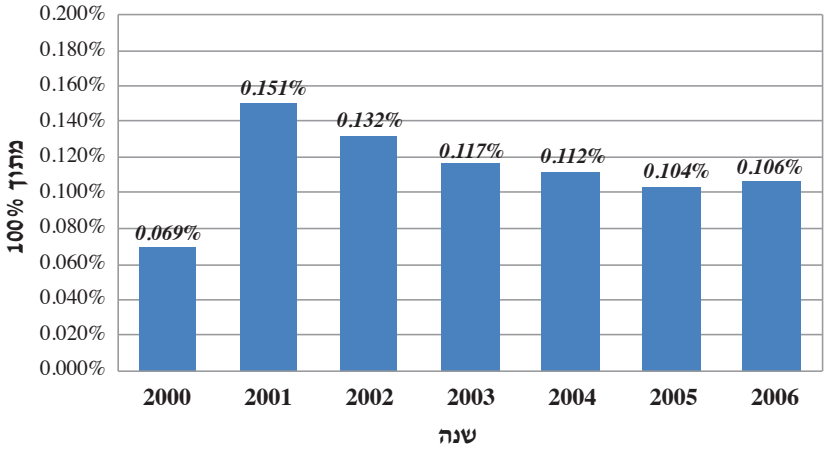
טבלה 5(14): **מדד K1: מספר פעולות הפיקוח לשנים 2000-2006**

שנה	מספר פסקי-דין בערכאה ראשונה (כולל זיכויים)	מספר מפגעים רשומים ב'מעוף' (פעולות מנהליות)	מספר ברירות משפט	סה"כ פעולות פיקוח
2000	25	28	226	279
2001	20	6	598	624
2002	13	16	514	543
2003	21	32	423	476
2004	19	26	441	486
2005	27	90	297	414
2006	23	13	395	431

טבלה 5(15): **מדד K1: ודאות הפיקוח לשנים 2000-2006**

שנה	מספר פעולות הפיקוח	פסולת שהושלכה ברשות הרבים כולל עפר בטון	היקף משוער של מעשי שפיכה ברשות הרבים (עבירות)	אחוז מעשי העבירה המתגלים בפיקוח
2000	279	6,028,344	401,890	0.069%
2001	624	6,197,165	413,144	0.151%
2002	543	6,182,697	412,180	0.132%
2003	476	6,096,785	406,452	0.117%
2004	486	6,509,570	433,971	0.112%
2005	414	5,998,132	399,875	0.104%
2006	431	6,083,225	405,548	0.106%

תרשים 5(ו): **אחוז העבירות שהתגלו בפיקוח בשנים 2000-2006**



דיון

שיעורי התפיסה הנמוכים במידה קיצונית, מעמידים בסכנה את אפקטיביות מערכת האכיפה כולה. אם הכוונה היא לשפר את מידת האפקטיביות, המסקנה המתבקשת היא שיש לבצע שינוי יסודי במערך האכיפה. המודל הכלכלי של האכיפה מצביע על שלוש חלופות-פעולה: האחת — העלאה ניכרת של גובה הקנס המוטל, על-מנת שזה יפצה על שיעורי התפיסה הנמוכים; השנייה — הגברת הפיקוח והאיתור; השלישית — שינוי בהסדרי הרגולציה הנוגעים לעבירות.

עלייה משמעותית בהיקף איתור העבירות, תחייב הגדלה ניכרת בתקציבי המשאבים המופנים לפיקוח בפרט ולאכיפה בכלל. ייתכן שניתן להגדיל במידה זו או אחרת את שיעור האיתור באמצעות שיפור טכנולוגיות האיתור והניטור, כאמור במדד K3שלהלן, אך אין ספק שאת עיקר המאמץ יש להפנות להגדלת היקף הפיקוח. בהינתן עלות שולית זהה ליחידת-פיקוח, ללא שינוי בהיקף הביצוע של עבירות, תחייב הגדלת היקף הפיקוח לשיעור של 30% השקעה של פי 280 בממוצע מן התקציב הקיים. נראה כי אפשרות זו אינה מעשית מחמת מגבלות התקציב של המשרד להגנת הסביבה ובהיעדר תמיכה פוליטית איתנה להגדלה ניכרת בתקציב זה.

כפי שעולה מנתוני המדדים B3 ו-B2, הקנסות המוטלים כיום אינם מבטאים את שיעורי האיתור הנמוכים. אם לא יחול מפנה בשיעורי האיתור על-מנת להשיג הרתעה

מוחלטת, יהיה צורך להגדיל את הקנס הממוצע פי 400 ויותר מן הקיים (בהתחשב בקנס הראוי, שבא לידי ביטוי במדד B3 — 772,000 ש״ח). הגדלת הקנס הממוצע בשיעור כה רב לא תזכה בתמיכה פוליטית ומשפטית וסיכוייה קלושים. נוסף על כך, גידול כזה גם אינו ריאלי מבחינה כלכלית. הגדלת גובה הקנס בשיעור הנדרש מעוררת חשש כי הקנס הממוצע יהיה גבוה מהישג-ידם של מרבית עברייני פסולת הבניין. מאחר שלא יוכלו לשלמו, הם עלולים לבוא לידי פשיטת-רגל.[111] בנסיבות אלו, בהן הקנס הראוי גבוה מנכסיהם של מרבית העבריינים ושיעורי הפיקוח הם נמוכים ביותר, יש הצדקה על-פי הפרדיגמה הכלכלית, להטלת עונשי מאסר.[112]

שינוי הרגולציה המסדירה את הטיפול בפסולת-בניין, עשוי להביא לצמצום חד בשיעור העבירות ללא שינוי בהיקף הפיקוח, ולעלייה ניכרת באיתור העבירות. לשם כך יש לבצע שינויים מהותיים בהסדרת הטיפול בפסולת ולהתמודד עם נקודות החולשה של מערכת הרגולציה הקיימת. פירוט המלצות בהקשר זה יובא בפרק הסיכום.

יש לציין כי קיים פער גדול בין שיעור התפיסה, כפי שהוא נתפס בעיני הכפופים לחוק — 26.4% כאמור במדד C1 — לבין שיעור התפיסה בפועל העומד על 0.106% לשנת 2006. לכאורה פועל פער זה לטובת הרשות האוכפת, שכן נוצר רושם שגוי בקרב הכפופים לחוק בדבר שיעורי-תפיסה גבוהים. אולם לא ברור אם שיעור הציות כפי שבוטא במדד A2 אכן מבטא — ובאיזה אופן — את היחס שבין התפיסה הסובייקטיבית בנוגע לשיעור הציות, לבין נתוני האמת. מענה לשאלה זו מחייב מחקר נוסף.

מדד K3: קיומם של אמצעים טכנולוגיים נאותים לניטור ולאיתור מִפגעים

מתודולוגיה

לצורך מדד זה נעשה שימוש במתודולוגיה איכותנית. במסגרת שאלון ב׳ לגורמי האכיפה, נשאלה שאלה 25: ״האם יש לגורמי האכיפה אמצעים טכנולוגיים נאותים לאיתור משליכי פסולת-בנייה?״ לשאלה זו היו צריכים להשיב הנשאלים על סולם של Likert מ-1 עד 5. חישוב המדד בוסס על ממוצע תשובות הנשאלים, כאשר ערך הייחוס לצורך האינדקס הוא 5 (במידה רבה מאוד). הניתוח התמקד בתיאור תפיסת המצב הסובייקטיבית של גורמי האכיפה בתחום מצב האמצעים הטכנולוגיים העומדים לרשותם. במסגרת זו חושבו התוצאה הממוצעת וסטיית התקן.

---

[111] לדיון בתיאוריה הכלכלית העומדת מאחורי טענה זו, ראו הפרק השלישי חלק 2א(3)(א).

[112] ראו דיון נרחב בפרק השלישי חלק 2ב(2).

תוצאות

ממוצע תשובות הנשאלים הוא כי לגורמי האכיפה אמצעים טכנולוגיים נאותים לאיתור משליכי-פסולת רק במידה בינונית (ממוצע של 2.71 עם סטיית-תקן של 1.22). 7% מהנשאלים השיבו כי אמצעים נאותים קיימים במידה רבה מאוד. 21% מהנשאלים השיבו כי אמצעים קיימים במידה רבה, 29% מן הנשאלים השיבו כי אמצעים נאותים קיימים במידה בינונית ו-21% השיבו בשני המקרים כי קיימים אמצעים נאותים במידה מועטה ובמידה מועטה מאוד. ממוצע התשובות כפי שהוא מתייחס אל ערך הייחוס, עומד על 54% אפקטיביות.

דיון

72% מן הנשאלים סברו כי האמצעים הטכנולוגיים הקיימים הם ברמה בינונית ומטה. מנתון זה עולה כי רובם המכריע של עובדי האכיפה במשרד להגנת הסביבה אינם שבעי-רצון מהטכנולוגיות העומדות לרשותם לאיתור מפגעי פסולת-בניין.[113] לאור הטכנולוגיות הקיימות המסייעות כבר בהתמודדות עם תופעת ההשלכה הפיראטית של פסולת במדינות שונות,[114] ולאור שיעורי האיתור הנמוכים מאוד שנמדדו במדד K1, נראה כי יש לבצע שיפורים טכנולוגיים במערך האכיפה. תוספת של יכולות טכנולוגיות עשויה להביא לשיפור מסוים בשיעורי הפיקוח הנמוכים מאוד שנמדדו במדד K1.

---

[113] אחת הנשאלים, מפקחת במשטרה הירוקה בעלת ניסיון של 6.5 שנים, ביקשה להדגיש כי "חסרים אמצעים טכנולוגיים לצורך איסוף מידע (תצלומי-אוויר מעודכנים, שימוש במידע מטייסים, מצלמות מעקב קיימות והצבת מצלמות חדשות) ולצורך ביצוע אכיפה פלילית ומנהלית מתקדמת (כמו ציוד מעקב ומצלמות, שבבים אלקטרוניים לסימון מכולות ופסולת)."

[114] ראו למשל: A. Morita & S. Takagishi, *GIS-Based Support Systems for the Reduction of Illegal Dumping* (2003) available at: http://gis.esri.com/library/userconf/proc02/pap1172/p1172.htm (last accessed 2.12.2007). מסמך זה מתאר מערכת ממוחשבת המבוססת על GIS בה נעשה שימוש ביפן לצורך איתור אתרים מושלכת פסולת פיראטית ומעקב אחר דיווחים המתקבלים מהציבור על השלכות. המערכת תומכת בהכנסת אינפורמציה על אתרי-שפיכה למאגר אינטרנטי באמצעות שני מקורות: (1) מפקחים המסיירים בשטח ועושים שימוש במחשב נייד הנתמך בתכנת ArcPAD; (2) דיווחים מן הציבור הרחב באמצעות אתר האינטרנט הנתמך בתכנת ArcIMS. המערכת מאפשרת גם ניתוח של מאגר הנתונים באמצעות תכנת ArcGIS.

מדד K8: האם מתקיים מעקב אחר יושרת המפקחים

מתודולוגיה

במסגרת מדד K8 נעשה שימוש במתודולוגיה איכותנית. בשאלון ב' שהופץ בקרב גורמי האכיפה, נשאלה שאלה 25 כדלקמן: "האם מתקיים מעקב אחר היושרה של מפקחי המשרד להגנת הסביבה?" את תשובתם התבקשו הנשאלים להשיב על סולם של Likert מ-1 עד 5. חישוב המדד מבוסס על ממוצע תשובות הנשאלים, כשערך הייחוס לצורך האינדקס הוא 5 (במידה רבה מאוד). עקב ניסוח שאלת העמדה ואופיו של הנושא, עלה חשש כי תשובות גורמי האכיפה עלולות להיות נגועות ב'רצייה חברתית'.

תוצאות

ממוצע תשובות הנשאלים עומד על 3 — כלומר, הנשאל הממוצע סבר כי מתקיים פיקוח במידה בינונית על יושרת המפקחים. בד בבד, סטיית התקן היא 1.56 והיא מלמדת על פיזור גבוה בתשובות הנשאלים. נוסף על כך יש לציין כי על שאלה 25 השיבו רק 9 מתוך 14 המשיבים לשאלון (רק 64% מהנשאלים).

דיון

אי-נכונותם של 36% מן הנשאלים להשיב על שאלה 25 מעוררת תהיות לגבי תוקפן של התשובות שניתנו כמענה ישיר על-ידי מי שבחרו להשיב עליה, ומעלה סימני-שאלה על הסיבה שבעטיה בחרו למעלה משליש מן המשיבים שלא לענות על שאלה זו. ייתכן שניסוח השאלה הוא שיצר אי-נוחות בקרב הנשאלים, והשאלה התפרשה בעיניהם כבוחנת את יושרם האישי. ייתכן גם שלחלק מן המשיבים היה אינטרס בהצגת תמונה חיובית. הואיל ולא נכללו בשאלון שאלות עקיפות בהקשר זה, לא ניתן להסיק מסקנות מחייבות ביחס לתקפות התשובות.

לאור האמור יש מקום לשקול את תקפות המתודולוגיה של המדד כפי שהוצעה. ייתכן שיש לשנות את נוסח השאלה או להוסיף שאלות פתוחות, בהן יתבקשו גורמי האכיפה לתאר את דרכי הפיקוח והבקרה על עבודתם ויושרם. ייתכן שיש להעדיף את השימוש במדד כמותי, כגון מספר הביקורות שמקיימת ההנהלה על עבודת המפקחים. יש לציין כי נתונים מסוג זה, או נתונים דומים אינם נאספים על-ידי המשרד להגנת הסביבה. לכן לא ניתן היה לאמץ מתודולוגיה כמותית לצורך היישום כאן.

מדד M1: אחוז הפעולות המְנהליות שהביאו לסיום העבירה

מתודולוגיה

לצורך מדד זה נבחרו שלושה סוגים שונים של פעולות מנהליות שהמשרד להגנת הסביבה מבצע כדי להביא לסיום עבירות פסולת-בניין. רוכזו הנתונים הקיימים במערכת 'מעוף' לשנים 2000-2006 ביחס להיקף ההתראות (טבלה 5(16)), השימועים (טבלה 5(17)) וצווי-הניקוי (שיקום) המנהליים (טבלה 5(18)) ותוצאותיהם. הן המידע על היקף הפעולות והן זה על תוצאות הפעולות המנהליות, מקורו בנתוני מערכת 'מעוף' שהתקבלו בעקבות פנייה לקבלת מידע מהמשרד להגנת הסביבה.

רישומי מערכת 'מעוף' כוללים אינדיקציה מסוימת לגבי תוצאת השימוע או הוצאת מכתב ההתראה. ליד כל פעולה צוין אם כתוצאה ממנה נסגר הטיפול במפגע או הוקפא, אם בוצעו פעולות מנהליות אחרות או שהמפגע הועבר לחקירת המשטרה הירוקה. כשהרישומים העידו כי המפגע נסגר מִנהלית או הוקפא, נחשב הדבר כאילו ההתראה או השימוע הביאו לסיום העבירה. אם מדובר למשל באתר פסולת לא-חוקי, משמעות הדבר היא כי הפעולה המנהלית הביאה לסגירת האתר, אך לא בהכרח לשיקומו. אם ברישומי 'מעוף' נכתב שהפעולה הביאה לנקיטת פעולת-אכיפה נוספת (למשל, בעקבות הוצאת התראה הוצא גם צו-ניקוי), נחשב הדבר כאילו ההתראה או השימוע לא הביאו לסיום העבירה.

רישומי מערכת 'מעוף' כוללים גם מידע בסיסי על ביצועם של צווי-ניקוי (צווי-שיקום) מנהליים. ביחס לצו נרשם במערכת אם המפגע נסגר מנהלית או שהתקיימה פעולה נוספת, כגון העברת המקרה לחקירת המשטרה הירוקה או הזמנה לשימוע. בכל מקרה בו נרשם כי המפגע נסגר מנהלית או הוקפא, נחשב הדבר כאילו בוצע צו הניקוי לפי דרישות המשרד להגנת הסביבה. בניגוד לצווים ולשימועים, מלמד ביצוע הצו כי לא רק שהעבירה הופסקה אלא שהמפגע הסביבתי הוסר. כאשר נרשם כי התקיימה פעולה מנהלית אחרת בעקבות מתן הצו, כגון שימוע או העברת התיק לחקירת המשטרה הירוקה, נחשב הדבר לאי-קיום צו הניקוי המנהלי. לצורך קבלת תוצאות סופיות עבור המדד, שוקלל אחוז הצווים המקוימים כל שנה לפי משקלם היחסי.

יש לציין כי בתחומים אלה ניכרים בנתוני מערכת 'מעוף' חוסרים רבים ואף חוסר-דיוק. כך למשל לא נמצאו כלל נתונים לגבי שימועים וצווי-ניקוי לשנת 2001. הדבר נובע מחוסר-עקביות בדיווח ומאי-דיווח מצד מחוזות המשרד אל האגף לתיאום אכיפה במשרד להגנת הסביבה.

השיעור המשוקלל המבטא את המידה בה הביאו הפעולות המנהליות (כולן יחדיו) להפסקת העבירה לכל אחת מן השנים 2000-2006 מופיע בטבלה 5(19) ובתרשים 5(ז). שיעור זה נע בין 23%-68% (אם נתעלם מנתוני שנת 2001 החסרים). כמו כן חושב עבור השנים 2000-2006 השיעור המשוקלל של סיום עבירות כתוצאה מהתראות והוא נמצא עומד על 41%. השיעור המשוקלל של סיום עבירות כתוצאה משימועים עבור השנים 20006-2000 עומד על 47% ואילו השיעור המשוקלל של ביצוע צווי-שיקום לאותן שנים, עומד על 40%.

טבלה 5(16): **מדד M1: סיום העבירה עקב משלוח התראה בשנים 2000-2006**

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
סה"כ התראות	20	6	8	15	18	52	5
מס' התראות שבעקבותיהן הסתיימה העבירה	15	5	4	4	9	11	3
אחוז ההתראות שבעקבותיהן הסתיימה העבירה	75%	83%	50%	27%	50%	21%	60%

טבלה 5(17): **מדד M1: סיום העבירה עקב קיום שימוע בשנים 2000-2006**

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
סה"כ שימועים	0	אין נתונים	1	0	4	8	6
מס' שימועים שבעקבותיהם הסתיימה העבירה	0	אין נתונים	1	0	1	5	2
אחוז השימועים שבעקבותיהם הסתיימה העבירה	0%	אין נתונים	100%	0%	25%	63%	33%

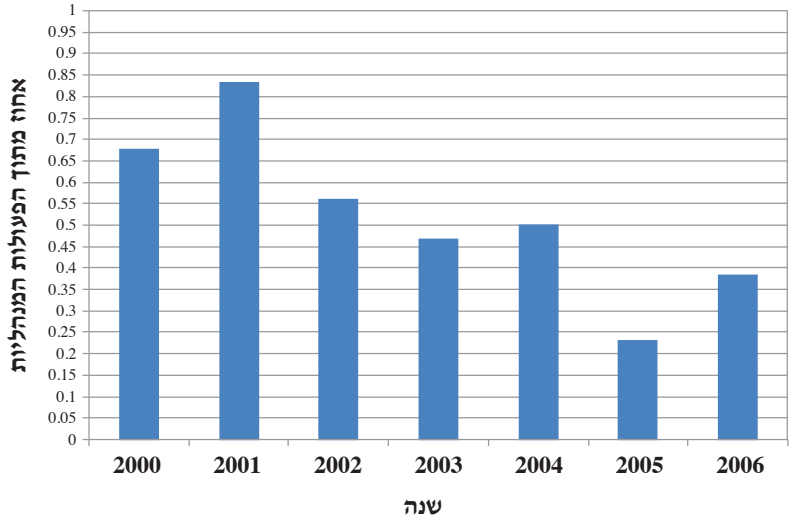
טבלה 5(18): **מדד M1: ביצוע צווי-ניקוי-שיקום הנזק הסביבתי בשנים 2000-2006**

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
סה"כ צווים	8	אין נתונים	7	17	4	30	2
מס' צווים שבוצעו	4	אין נתונים	4	11	3	5	0
אחוז הצווים שבוצעו	50%	אין נתונים	57%	65%	75%	17%	0%

טבלה 5(19): **מדד M1: אחוז הפעולות המנהליות שהביאו לסיום העבירה בשנים 2000-2006**

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
אחוז ההתראות שבעקבותיהן הסתיימה העבירה	(20) 75%	(6) 83%	(8) 50%	(18) 27%	(18) 50%	(52) 21%	(5) 60%
אחוז השימועים שבעקבותיהם הסתיימה העבירה	0%	אין נתונים	(1) 100%	0%	(4) 25%	(8) 63%	(6) 33%
אחוז הצווים שבוצעו	(8) 50%	אין נתונים	(7) 57%	(17) 65%	(4) 75%	(30) 17%	0%
אחוז משוקלל	68%	83%	56%	47%	50%	23%	38%

תרשים 5(ז): **אחוז הפעולות המנהליות שהביאו לסיום העבירה בשנים 2000-2006**



דיון

בעבירות פסולת-בניין, כמו בעבירות מתחומים אחרים, משמשים השימועים וההתראות צעדי-אכיפה מנהליים בטרם תיפתח חקירה פלילית על-ידי מפקחי המשטרה הירוקה. אלא שהיות וחוק שמירת הניקיון אינו מחייב לקיים שימוע או לשלוח התראה בטרם הגשת כתב-אישום, מבוצעות פעולות אלו לפי שיקול-דעתם של גורמי האכיפה ולא

מתוקף חובה חוקית (אלא אם כן מיתוספת לעבירה על חוק שמירת הניקיון עבירה נוספת על חוק המים או על חוק רישוי עסקים). לעִתים התראה או שימוע אינם אלא שלב מקדים להוצאת צו-ניקוי.

מטרתם העיקרית של צעדים אלה היא להביא לעצירת עבירות מתמשכות. אי לכך אין צעדים אלה ננקטים בעבירות חד-פעמיות של שפיכת פסולת-בניין, אלא הם נהוגים בעבירות מתמשכות של הפעלת אתר פסולת פיראטי או הפעלת אתר פסולת בניגוד לתקנות ולתנאי רישיון העסק. משמעות הדברים היא שמספר ההתראות והשימועים שמקיים המשרד בתחום עבירות פסולת-בניין אינו גדול יחסית.

יש לציין כי במהלך השנים שנבחנו לא ניכרת מגמה של שיפור באפקטיביות הפעולות המנהליות. כמו כן, משִקלול נתוני סיום העבירות של התראות, צווים ושימועים לכל השנים יחד, עולה תמונה לפיה האפקטיביות הכוללת של צעדי האכיפה המנהליים עומדת על 40% עד 47%. משמעות הדבר היא שאין הבדל גדול בין מידת ההצלחה של התראות, שימועים וצווים ביצירת תמריץ לסיום העבירה. הנתון המפתיע מבין הנתונים הללו הוא דווקא הצלחתם הנמוכה-יחסית של צווי השיקום המנהליים להביא לסיום העבירה ולשיקומה (40%).

מדד P1 – אחוז המפגעים בהם ניתן צו-שיקום מתוך סך המפגעים שבהם ניתן לתת צו כזה

מתודולוגיה

לשם בחינת היקף צווי השיקום, הוחלט לבחון את מספר צווי הניקוי השיפוטיים והמנהליים כאחד. על הוצאת צווי-ניקוי שיפוטיים ניתן ללמוד מפסקי הדין שניתנו בעבירות פסולת-בניין. במדגם נכללו פסקי-דין מרשיעים (או שהיתה בהם הרשעה חלקית) שניתנו בשנת 2006. נתונים על צווי-ניקוי מנהליים שניתנו בשנת 2006 התקבלו מרישומי מערכת 'מעוף' בעקבות בקשת-מידע שהוגשה למשרד להגנת הסביבה.

חוק שמירת הניקיון מאפשר לבית המשפט לתת צו-ניקוי לאחר הגשת כתב-אישום[115] ומאפשר לממונה מטעם המשרד להגנת הסביבה להטיל צו-ניקוי מנהלי עוד בטרם הוגש כתב-אישום.[116] כמו כן, החוק מאפשר לקיים מנגנון של חלף-צו אם הוראות הצו בוצעו

[115] ס' 14(א) לחוק שמירת הניקיון.
[116] ס' 13ב(א) לחוק שמירת הניקיון.

על-ידי גורם כמו המשרד להגנת הסביבה, ולחייב את מי שהורשע לשאת בהוצאות ביצוע הצו.[117]

בחינת ערך הייחוס חֵייב חישוב מספרם הכולל של מפגעי פסולת הבניין בהם ניתן היה לתת צו-ניקוי, בהנחה שבכל מפגעי פסולת הבניין שנתפסו ניתן היה לתת צו-ניקוי (ללא מגבלות של הרשעה או אי-הרשעה) עקב אופיו של הנזק הסביבתי. לשם כך סוכמו כל אירועי ההפרה אשר נחשפו בשנת 2006 על-ידי מערכת האכיפה. אלה כוללים: (1) סך פסקי הדין המרשיעים שניתנו בערכאה ראשונה בתחום פסולת הבניין; (2) כל המפגעים שדווחו במערכת 'מעוף' בתחום פסולת הבניין; (3) כל המקרים בהם ניתנו ברירות-משפט בעבירות של פסולת-בניין. יש לציין כי צווי השיקום הבודדים שניתנו, נבדקו מבחינת תחולתם והיקפם.

תוצאות

מנתוני טבלה 5(20) עולה כי צו-ניקוי אחד בלבד[118] ניתן מתוך 20 פסקי הדין בהם היתה הרשעה בשפיכת פסולת בלתי-חוקית (מתוכם היו מספר הרשעות בתפעול אתר פסולת פיראטי). המדובר באחוז נמוך ביותר (5%) מפסקי הדין בהם הענישה מביאה גם לשיקום הנזק שנגרם לסביבה.

במה שנוגע לברירות המשפט, היעדרם של צווי השיקום בולט עוד יותר. אין דיווחים על צווי-שיקום שניתנו ביחד עם ברירות-משפט.

אשר לצווי-שיקום מנהליים, נרשמו רק שניים כאלה בשנת 2006. אלה מהווים 20% ממפגעי פסולת הבניין שנרשמו במערכת 'מעוף' באותה שנה. באחוזים מדובר אמנם בשיעור ניכר יותר של צווי-שיקום מאלה שניתנו במסגרת פסקי הדין, אולם בערכים מוחלטים מדובר עדיין במספר זעום ביותר של צווים. אחוז הצווים המשוקלל מתוך סך העבירות, עומד על 0.7%. יצוין כי שלושת הצווים שניתנו התייחסו רק לשיקום הנופי-פיזי של השטח.

---

[117] ס' 13ב(ב) לחוק שמירת הניקיון מאפשר למשרד להגנת הסביבה לדרוש את תשלום חלף הצו המנהלי בלא להיזקק לבית המשפט. ס' 14(א) מאפשר לבית המשפט לחייב את מי שהורשע בביצוע העבירה "בתשלום ההוצאות הניקוי, אם הוגשה לו על כך בקשה מאת מי שהוציאן."

[118] צו הניקוי ניתן בת"פ (הקריות) 1283/04 *מדינת-ישראל נ' ש.ח. פארק וגינון* (1986) בע"מ מפי כב' השופט מ' ארגמן ביום 1.3.2006. במקרה זה הנאשמת היתה חברה שעסקה בפיתוח וגינון וסיפקה בין היתר שירותי ניקוי ופיתוח לעיריית קריית-אתא. החברה השליכה פסולת-בניין, ברזלים ואלומיניום לבור בשדה חקלאי בקריית-אתא ולאחר מכן כיסתה את הפסולת. קשה לומר שמקרה זה חורג בחומרתו מן הנסיבות המקובלות של שפיכת פסולת. על אף האמור, זהו המקרה היחיד בו מצא בית המשפט לנכון לתת צו-ניקוי.

תוצאות המדד מלמדות כי בתי המשפט ממאנים לתת צווי-ניקוי שיפוטיים חרף העובדה שבכל פסקי הדין שנותחו בשנת 2006 לא היתה כל מניעה משפטית או סביבתית למתן צו-ניקוי. בניגוד לעבירות של זיהום-אוויר או של זיהום-מים, בעבירות של פסולת-בניין ניתן לשקם מבחינה סביבתית חלק ניכר מנזקי העבירה לאחר מעשה. הנזקים הנופיים והתברואתיים של מפגעי הפסולת ניתנים לשיקום בקלות באיסוף הפסולת, העברתה לאתר מורשה ושיקום פני השטח. מתמיהה העובדה שצווי-שיקום או חלף-שיקום אינם ניתנים בכל עבירות פסולת הבניין — ובפרט בעבירות בהן הורשעו הנאשמים בתפעול אתר-פסולת פיראטי. משמעות עובדה זו היא הותרת הנזקים הסביבתיים על כנם ואף יותר מכך: העצמתם עקב חִלחול מזהמים מן הפסולת לקרקע ולמים, זיהום האוויר משריפות אקראיות של הפסולת והגדלת המפגע, שכן פסולת 'מושכת' פסולת.

הסיבה למיעוט צווי השיקום השיפוטיים אינה ברורה. ייתכן שהדבר נובע מהיעדר תביעה למתן צו-ניקוי מצד גורמי התביעה. ייתכן שהדבר נובע מכך שבתי המשפט אינם מכירים בחשיבות הסביבתית והחינוכית של הטלת צו הניקוי בנוסף לקנס. ייתכן כי שתי הסיבות גם יחד מסבירות את מיעוט הצווים. מעניין שדווקא מדגם העוסקים בפסולת-בניין אשר השיבו על שאלון א', ציינו את חשיבות צווי הניקוי כמענה לתופעה של השלכת פסולת פיראטית.[119]

השימוש הנפוץ בברירות-משפט פוגע מאוד בשימוש בצווי הניקוי ולא נראה שיש לכך סיבה מוצדקת. ברירות המשפט אינן כוללות אמנם פרוצדורה להטלת צו-ניקוי, אך אין מניעה להטיל צו-ניקוי בנוסף לברירת המשפט. ברירת המשפט הנמסרת לעבריין בדמות 'הודעת-קנס' בעת ביצוע העבירה והיא מאפשרת למפקח להוציא הנחייה לנקות את השטח שזה עתה נשפכה בו הפסולת. כמו כן, על פניו אין מניעה עקרונית — ולו במרבית המקרים בהם נשלחת ברירת המשפט בדואר בצורת 'דוח-עבירה' — לצרף צו-ניקוי מנהלי בדרישה לניקוי השטח בו הושלכה הפסולת. אולם מפקחי המשרד להגנת הסביבה אינם נוהגים לצרף צווי-ניקוי לברירות המשפט, בין אם מדובר בהודעות-קנס ידניות ובין אם מדובר בדוח הנשלח בדואר.[120] ייתכן שהשימוש בצווי השיקום משקף את העמדה לפיה "העבירה כבר בוצעה ואין טעם לתת צו-ניקוי לאחר שהעבירה בוצעה;

[119] מתוך 14 המשיבים על שאלון א' שהופנה אל העוסקים בפינוי פסולת, ענו שני משיבים מיזמתם (בלא שנשאלו על כך) כי "העונש שמתאים ביותר למי שנמצא שופך פסולת בפעם הראשונה, הוא לחייב אותו לפנות את הפסולת מהשטח."

[120] עובדה זו נודעה מראיון מיום 1.1.2007 עם עו"ד זוהר שקלים מהלשכה המשפטית, לשעבר ראש אגף תיאום אכיפה במשרד להגנת הסביבה.

הרי לשם כך ניתן העונש."[121] אם כך הדבר, הרי שעמדה זו סותרת את יעדי האכיפה כפי שהוגדרו במחקר זה. אי-הטלת צו-שיקום כאשר הדבר הוא אפשרי, חותרת תחת מַקסום התועלת הסביבתית, פוגעת ביעילות הכלכלית עקב החצנת הנזקים הסביבתיים ומקטינה את הסיכוי להשגת צדק סביבתי בפיזור מפגעי הפסולת.

בחינת טיבם של צווי השיקום מסקירת הצווים הבודדים שניתנו, מעלה כי אף לא אחד מהם חִייב לבצע שיקום נרחב יותר משיקום הנוף. אם היו זיהומי קרקע או מי-תהום, הם לא נכללו ולא נזכרו כלל במסגרת הצווים. עובדה זו מעלה שאלה לגבי היקפם ותחומם של צווי השיקום: האם הנזק הסביבתי שנגרם מכוסה באמצעותם במלואו? על-מנת לשפר את יכולת המעקב אחר צווי הניקוי, יש מקום להוסיף למערכת 'מעוף' תיאור מקיף של המפגע שבגינו ניתן צו השיקום, ולקיים מעקב מלא ומפורט אחר ביצוע שלבי השיקום על-ידי החייב. חסרונם של הנתונים פוגע בשקיפות הראויה, והיעדרם אינו מאפשר מעקב נאות אחר תחולת הצווים וביצועם.

טבלה 5(20): **מדד P1: אחוז מפגעי פסולת-בניין בהם ניתן צו-שיקום מתוך המפגעים בהם ניתן לתת צו לשנת 2006**

הפרות-חוק בהן ניתן היה לתת צו-שיקום	מספר אירועים	מספר צווים שניתנו	אחוז הצווים
פסקי-דין מרשיעים	20	1	5%
ברירות-משפט שהופקו	395	0	0%
אירועי הפרה רשומים במעו"ף	10	2	20%
סה"כ	425	3	0.7%

[121] דברים שנאמרו מפי עו"ד זוהר שקלים מהלשכה המשפטית, לשעבר ראש אגף תיאום אכיפה במשרד להגנת הסביבה, בראיון שהתקיים עִמה ביום 1.1.2007.

מדד $A1_j$: פיזור אתרים פיראטיים של פסולת-בניין בסמוך לרשויות מקומיות בהתאם לרמתן הסוציו-אקונומית

מתודולוגיה

1,047 יישובים הקיימים בשכבת היישובים בישראל של מפ"י (כולל יישובים יהודיים ביהודה ושומרון)[122] סווגו על-פי האשכולות הסוציו-אקונומיים של הלשכה המרכזית לסטטיסטיקה. האשכול הנמוך ביותר הוא 1 והגבוה ביותר הוא 10.[123] על גבי מפת הרשויות מוקמו אתרי-פסולת פיראטיים אשר אותרו בסקר של המשרד להגנת הסביבה בשנת 2007 באמצעות נקודות הציון שנכללו בסקר.[124] באמצעות תכנת GIS חושב עבור כל יישוב מספר האתרים שנמצאו ברדיוס אווירי של עד ק"מ אחד, עד שני ק"מ, עד שלושה ק"מ ועד ארבעה ק"מ מגבולות המִתאר התכנוניים של כל יישוב.

לצורך בדיקת הקשר בין המצב הסוציו-אקונומי של היישוב — כפי שהוא בא לידי ביטוי באשכולות הלשכה המרכזית לסטטיסטיקה — לבין קרבת אתרי-פסולת פיראטיים — חושבה רגרסיה פשוטה עבור ארבעה מרחקים שונים. בדומה למתודולוגיה שאומצה במחקרים אחרים, ניתן היה לבחון את השונות המוסברת רק לגבי מרחק אחד שנבחר מראש.[125] אולם בחירה של מגוון מרחקים אִפשרה לבחון את אמיתות ההשערה ביחס למספר טווחים של קרבה, ולראות אם קיים הבדל ביניהם.

הרגרסיה מאפשרת לנצל את המִשתנה 'מצב סוציו-אקונומי' כמשתנה רציף ולבדוק את יכולת הניבוי שלו בתחום הקִרבה לאתר-פסולת פיראטי. הנחת המחקר והמצב

---

[122] שכבה זו כוללת את גבולות המתאר הסטטוטוריים של היישובים ולא בהכרח של האזורים המיושבים.

[123] דוח הלמ"ס "אפיון רשויות מקומיות וסיווגן לפי הרמה החברתית-כלכלית של האוכלוסייה 2003" (2006) www.cbs.gov.il/www/publications/local_authorities2003/local_authorities_h.htm (נכון ליום 1.12.2007).

[124] סקר המשרד להגנת הסביבה, אגף פסולת מוצקה, "מפגעי פסולת בניין גדולים ברמה הארצית 2007". סקר זה נמסר לידי החוקרת בעקבות בקשת-מידע שהוגשה למשרד להגנת הסביבה. הסקר כלל רק נקודות-ציון של מיקום האתרים, אך לא תיאור של היקף האתר וגודלו.

[125] מ' רוטנשטין וע' סטרול-דעבול *מיקום אתרי פסולת וצדק סביבתי* 77-76 (המועצה הלאומית לאיכות הסביבה, 2004). שם נבחן מיקומם של אתרי פסולת ביתית הכלולים בתמ"א 16 ואתרי פסולת מוצקה ביתית שנמצאו בתהליכי אישור תכנוני מתקדמים. בבחינת הקשר בין הקִרבה לאתר הפסולת לבין מאפייני היישוב והאוכלוסייה, הוגדר רדיוס של שלושה ק"מ שמרכזו בנקודת הציון המרכזית של כל אתר, ואותרו יישובים שנמצאו בשלמותם או בחלקם בתחומי רדיוס זה. במחקר נטען כי הרדיוס נקבע בהתחשב בכך שבסִפרות "מקובל טווח של 2-3 ק"מ כטווח בעל השפעות בריאותיות על האוכלוסייה המתגוררת סביבו. לגבי השפעות על ערך נדל"ן, המרחק גדול יותר." ביחס לאתרי בניין פסולת בניין יש להניח כי רדיוס ההשפעה הבריאותית קצר יותר, עקב טיב הזיהום שיוצרת פסולת זו.

הרצוי הם שיישובים במצב סוציו-אקונומי שונה יהיו חשופים במידה שווה לאתרי-פסולת פיראטיים. לפיכך, לצורך האינדקס, נקבע ערך הייחוס כאחוז השונות הלא-מוסברת של משוואת הרגרסיה.

המדד של הרמה החברתית-כלכלית שנקבע על-ידי הלשכה המרכזית לסטטיסטיקה מורכב ממספר רב של משתנים (משתנים דמוגרפיים, רמת-חיים כולל רמת-מינוע והכנסה ממוצעת לנפש, השכלה וחינוך, תעסוקה ואבטלה, מקבלי גמלאות דמי-אבטלה והבטחת הכנסה). ערך משוכלל של משתנים אלה בא לידי ביטוי בקביעת האשכולות. השיטה הסטטיסטית ששימשה לחישוב המדד החברתי-כלכלי היא ניתוח גורמים. שיטה זו מאפשרת לבטא את שורת המשתנים הסוציו-אקונומיים הנ"ל באמצעות מספר מצומצם יותר של גורמים לצורך קבלת ערכים למדד חברתי-כלכלי. לאחר קבלת המדדים סווגו היחידות הגיאוגרפיות לקבוצות הומוגניות באמצעות ניתוח אשכולות.[126]

חישובי המדד של הלשכה המרכזית לסטטיסטיקה בוצעו בנפרד עבור כל אחד משלושת הסוגים של יחידות גיאוגרפיות (מועצות מקומיות ועיריות, מועצות אזוריות ויישובים המשתייכים למועצות אזוריות), אך במתודולוגיה דומה. לפיכך סווגו מועצות מקומיות ועיריות בהתאם לאשכול הישיר שנקבע להם.[127] בהיעדר אפשרות טובה יותר, הוחלט כי יישובים המשתייכים למועצות אזוריות יקבלו את הסיווג הסוציו-אקונומי של המועצה האזורית.[128]

יש לציין שהסקר שבוצע על-ידי המשרד להגנת הסביבה כלל רק אתרי פסולת בניין פיראטיים גדולים שאותרו על-ידי רכזי פסולת מוצקה במחוזות המשרד להגנת הסביבה בשנת 2007. הסקר אינו כולל את כל האתרים הקטנים וערימות הפסולת הפזורות ברחבי הארץ. אי לכך תוצאות הסקר הן חלקיות ביותר ומשקפות רק את המפגעים החמורים ביותר של פסולת הבניין. הן אינן משקפות את מצב הסביבה או את מלוא הפיזור של תופעת ההשלכה הפיראטית ברחבי הארץ. השימוש בסקר זה נבע מהיעדר נתונים טובים יותר.

---

[126] ראו הלמ"ס (2006) לעיל ה"ש 123, בעמ' 10-11.

[127] ראו: הלמ"ס, *לוח 1.- המועצות המקומיות והעיריות, לפי סדר א"ב — דירוג, שיוך לאשכול, אוכלוסייה, ערכי המשתנים, ציון התקן ודירוג לפי המשתנים המשתתפים בחישוב המדד*. www.cbs.gov.il/www/publications/local_authorities2003/pdf/t01.pdf (נכון ליום 1.12.2007).

[128] ראו: הלמ"ס, *לוח 6 — המועצות האזוריות, לפי סדר א"ב — דירוג, שיוך לאשכול, אוכלוסייה, ערכי המשתנים, ציון התקן ודירוג לפי המשתנים המשתתפים בחישוב המדד*. סיווג זה הותאם לפי הלמ"ס, *לוח 7: "מפתח למעבר מאישכול מועצות אזוריות לאישכול מועצות מקומיות ועיריות."* www.cbs.gov.il/www/publications/local_authorities2003/pdf/t07.pdf (נכון ליום 1.12.2007).

תוצאות

ביחס לכל אחד מארבעת המרחקים שנבחנו לא נמצא קשר בין מצב סוציו-אקונומי של היישוב לבין קרבה לאתרי פסולת פיראטיים. תוצאות הרגרסיה הן:

מרחק עד 1 ק״מ — $F(1, 1045)=5.04$, $p<.01$, שונות מוסברת 0.005, שונות לא מוסברת 99.995

מרחק עד 2 ק״מ — $F(1, 1045)=3.92$, $p<.05$, שונות מוסברת 0.004, שונות לא מוסברת 99.996

מרחק עד 3 ק״מ — $F(1, 1045)=4.14$, $p<.05$, שונות מוסברת 0.004, שונות לא מוסברת 99.996

מרחק עד 4 ק״מ — $F(1, 1045)=0.78$, $p<ns$, שונות מוסברת 0.001, שונות לא מוסברת 99.999

משמעות הדבר היא כי אתרי הפסולת הפיראטיים שאותרו בסקר אינם פזורים בסמיכות רבה יותר ליישובים ממעמד סוציו-אקונומי נמוך. תופעת ההשלכה הפיראטית אינה פוגעת אפוא ביישובים חלשים יותר משהיא פוגעת ביישובים מבוססים.

דיון

השונות המוסברת הקטנה מאוד בכל המרחקים, מעידה על כך שאין כל קשר בין המצב הסוציו-אקונומי של יישוב לבין פריסת אתרי פסולת-בניין פיראטיים בקרבתו. מסקנה זו נכונה הן לגבי מרחק קטן של ק״מ אחד והן לגבי מרחק של ארבעה ק״מ. טיב הניבוי יצא מובהק, אך לאור כמות התצפיות הגדולה (1,047 יישובים שנכללו במחקר) נהוג להתייחס גם לגודל השונות המוסברת. הואיל והשונות המוסברת נמוכה מאוד, חשיבות מבחן המובהקות של טיב הניבוי פחותה.

יש לציין כי העובדה שלא נמצא קשר בין מעמדו הסוציו-אקונומי של יישוב לבין מיקומם של אתרי-פסולת פיראטיים בסמוך לו, אינה מצביעה על קשר בין מדיניות האכיפה לבין פריסת אתרי הפסולת הפיראטיים. מתשובה ממוצעת של גורמי האכיפה לשאלה 12 בשאלון ב׳ אנו למדים כי גורמי האכיפה עושים מאמץ בינוני (ציון ממוצע 2.9 עם ס״ת 1) להגביר את האכיפה באזורים בהם מתגוררת אוכלוסייה מעוטת-יכולת. ייתכן כי מיקומן של השפיכות הבלתי-חוקיות מושפע דווקא ממשתנים אחרים, כגון הקִרבה לאתרי-בנייה גדולים או חוסר-נצפות של נקודת השפיכה. השאלה מהו הגורם או הגורמים הדומיננטיים המשפיעים על דפוס השלכת הפסולת, מחייבת מחקר נוסף.

ברם, לצורך המדד $A1_j$ די בנתונים שנבחנו כדי להצביע על כך שאין חשיפה מוגברת של אוכלוסייה מעוטת-יכולת לאתרי-פסולת פיראטיים.

ג. תוצאות האינדקס המיושם

המתודולוגיה

המשקלים באינדקס נקבעו על סמך הערכת הכותבת בשיטת 'עץ-ערכים'. בשלב ראשון דורגו הקטגוריות הרחבות על-פי חשיבותן וניתן משקל לכל קטגוריה. בשלב שני בוצע דירוג פנימי בתוך כל קטגוריה של מדדים ולאחר הדירוג ביניהם יוחס להם משקל.[129]

הקטגוריה של מניעת עבירות היא בעלת החשיבות הגבוהה ביותר למקסום התועלות הסביבתיות. לפיכך היא דורגה ראשונה בקטגוריות וקיבלה ערך של 0.6. בקטגוריה זו מדד A2 הוא בעל החשיבות הגבוהה ביותר. לאחריו מוקמו מדדי B2ו-B3 באותה חשיבות ולאחריהם המדדים C1 I1ו-G4. מדד A2, שהוא המדד הסביבתי, קיבל מחצית המשקל בקטגוריה זו ואילו המדדים של גובה הקנסות B2ו-B3 קיבלו כשליש מהמשקל שתיהן יחדיו. הקטגוריה של עצירת עבירות דורגה שנייה בחשיבותה וקיבלה שליש ממשקל הקטגוריה הראשונה — 0.2. במסגרת זו המדד K1 שהוא ודאות הפיקוח, דורג ראשון, ומדד M1 ולאחריו המדדים K3ו-K8 קיבלו מעמד זהה. משקלו של מדד M1 הוערך בפחות משליש ממשקלו של מדד K1 עקב חשיבותם ומרכזיותם של שיעורי הפיקוח ביצירת הרתעה. יש לזכור שבהקשר זה ניתן ביטוי לשיעור הפיקוח גם במסגרת מדד B3. הקטגוריה של שיקום דורגה לאחר הקטגוריה של עצירת עבירות. עקב האפשרות לחייב שיקום בכל העבירות של השלכת פסולת-בניין, ניתן למדד היחיד בקטגוריה זו משקל פחות ב-25% בלבד מהמשקל הכולל של קטגוריית עצירת עבירות. לבסוף, הקטגוריה של צדק סביבתי, שהיא בעלת מדד בודד, דורגה אחרונה ויוחס לה משקל נמוך המבטא את חשיבותה במסגרת שיקולי האכיפה בישראל.

נוסף על האמור, על-מנת לבחון את טווח השפעתם של המשקלים, נוסו שני דגמים נוספים לקביעתם:

(1) *דגם פיזור שוויוני* — בדגם זה שונו המשקלים כך שפיזורם יהיה שוויוני יותר בין הקטגוריות ובין המדדים בתוך כל קטגוריה. בשלב ראשון בוצע שינוי של משקל הקטגוריות תוך שמירה על היגיון פנימי באופן הבא: הרתעה — 0.4; עצירה — 0.3; שיקום — 0.2; צדק סביבתי — 0.1. לאחר ביצוע שינוי היה הציון הסופי שהתקבל

[129] Belton (2002) לעיל ה"ש 63, בעמ' 139.

במערכת המדדים: **25%** (במקום 23%). בשלב שני נוסף גם שינוי בפיזור המשקלים בתוך כל קטגוריה. לשון אחר: השוויון בין משקלם של המדדים הוגדל. משקלי המדדים היו בדגם זה כדלקמן: A2 — 0.3; C1 — 0.2; B2 — 0.15; B3 — 0.15; G4 — 0.1; I1 — 0.1; K1 — 0.40; K3 — 0.150; K8 — 0.150; M1 — 0.30.

(2) *דגם פיזור לא-שוויוני* — בדגם זה שונו המשקלים כך שפיזורם בין הקטגוריות ובין המדדים בתוך כל קטגוריה יהיה בלתי-שוויוני במידה רבה יותר. בשלב ראשון בוצע שינוי משקל הקטגוריות תוך שמירה על היגיון פנימי באופן הבא: הרתעה — 0.7; עצירה — 0.15; שיקום — 0.1; צדק סביבתי — 0.5. בשלב שני נוסף גם שינוי בפיזור המשקלים בתוך כל קטגוריה. במלים אחרות הוגדל אי השוויון בין משקלם של המדדים. משקלי המדדים בדגם זה היו כדלקמן: A2 — 0.7; C1 — 0.05; B2 — 0.07; B3 — 0.10; G4 — 0.05; I1 — 0.03; K1 — 0.70; K3 — 0.050; K8 — 0.050; M1 — 0.20.

התוצאות

חישובי טבלה 5(21) מסכמים את האינדקס הסביבתי. הסיכום מלמד כי אפקטיביות האכיפה בעבירות של פסולת-בניין לשנת 2006 עמדה על **23%** מערך הייחוס (הרַף המרבי) במשקלים שנקבעו. לאחר ביצוע שינוי ראשון במשקל הקטגוריות בדפוס פיזור שוויוני, התקבל הציון **25%**. לאחר שינוי נוסף במשקל המדדים בהתאם לדפוס האמור, הציון שהתקבל מן המדד היה **34%**.

אופן השינוי בציון היה הפוך כאשר השינוי בוצע בהתאם לדפוס פיזור לא-שוויוני. לאחר ביצוע שינוי ראשון במשקל הקטגוריות, הציון שהתקבל במערכת המדדים היה **36%**. שינוי נוסף במשקל המדדים בהתאם לדפוס הפיזור הלא-שוויוני קיצוני, החזיר את ציון המדד ל-**22%**.

המסקנה המתבקשת מן הניסיון לשנות את המשקלים בנתונים שנבדקו במחקר זה, היא שגם שינויים משמעותיים במשקלים (כל עוד אלה שומרים על מידה כלשהי של היגיון פנימי) יכולים להשפיע בטווח של 10± נקודות בלבד.[130] אי לכך אין לשינוי אפשרי במשקלים במחקר זה משמעות גדולה במיוחד, שכן ציון האפקטיביות נותר עדיין נמוך מאוד.

[130] אין זו מסקנה אוניברסלית אלא רק הממצא הנכון לנתונים שנבחנו.

טבלה 5(21): **תוצאות האינדקס הסביבתי לבחינת אפקטיביות מערכת האכיפה ועידוד הציות בעבירות פסולת-בניין בשנת 2006**

קטגוריה	אות	תיאור המדד	תוצאת ביניים	ערך הייחוס	ציון ייחוס	משקל לקטגוריה	משקל למדד בקטגוריה	משקל מנורמל	ציון סופי משוקלל
מניעת עבירות (הרתעה ושינוי נורמטיבי)	$A2$	היקף ההטמנה ו/או המחזור החוקיים	1,132,464 טון	7,215,690 טון (כלל פסולת שיוצרה ב-2006)	0.16	0.60	0.50	0.30	0.04708
	$C1$	ההסתברות להיענש כפי שזו נתפסת על-ידי הכפופים לחוק	26.4%	30% הסתברות להיענש	0.88		0.10	0.06	0.05280
	$B2$	השוואת הקנס הממוצע שניתן בהליכים שיפוטיים לקנס המרבי הקבוע בחוק בעבירות פסולת-בניין	4.4%	100% מהקנס המרבי	0.04		0.15	0.09	0.00396
	$B3$	באיזו מידה שולל הקנס הממוצע את רווחי העבירה הנפוצה בעבירות פסולת-בניין	0.22%	100% מרווחי העבירה הממוצעת	0.002		0.15	0.09	0.00018
	$G4$	אחוז פסקי הדין בעבירות פסולת-בניין בהם נושאי המשרה בתאגיד הורשעו עם התאגיד	78%	100% מהתיקים	0.78		0.02	0.01	0.00936
	$I1$	חומרת העבירה הסביבתית כפי שזו נתפסת על-ידי הכפופים לחוק	3.75	5 — חומרה מרבית	0.75		0.08	0.05	0.03600
עצירת עבירות (עצירת הנזק)	$K1$	ודאות הפיקוח: אחוז העבירות המתגלות בפעולת פיקוח (מחושב לפי היחס בין אומדן העבירות הכולל לבין מספר פעולות הפיקוח בהן התגלו עבירות)	0.106%	30% ודאות פיקוח	0.004	0.20	0.65	0.130	0.00046
	$K3$	האם קיימים אמצעים טכנולוגיים נאותים לניטור ולאיתור מפגעי ועבירות פסולת-בניין	2.7	5 — במידה רבה	0.54		0.075	0.015	0.00813
	$K8$	האם מתקיים מעקב אחר היושרה של הפקחים	3	5 — במידה רבה	0.60		0.075	0.015	0.00900
	$M1$	אחוז פעולות האכיפה המנהליות שהביאו לעצירת עבירת פסולת-בניין (בחלוקה לסוגי הפעולות: צווים, התראות ושימועים)	38%	100% מההתראות או מהשימועים	0.38		0.20	0.040	0.01538
שיקום נזקי עבירות	$P1$	אחוז המפגעים בהם ניתן צו לשיקום הנזקים שנגרמו בעבירות פסולת-בניין (או חלף-צו) מתוך המפגעים בהם ניתן היה לתת צו-שיקום	0.7%	100% מהמקרים	0.01	0.15	0.15	0.150	0.00106
צדק סביבתי ויעילות	$A1_j$	פיזור אתרים פיראטיים של פסולת-בניין בקרבת רשויות מקומיות בהתאם לרמתן הסוציו-אקונומית	99.9%	100% אין הבדל בפיזור האתרים בקרבת רשויות מקומיות המשתייכות לאשכולות שונים	1.00	0.05	0.05	0.050	0.04995
סיכום						1.0		1	**23%**

ד. מסקנות מיישום האינדקס על האכיפה בעבירות פסולת-בניין

מטרת יישום האינדקס בפרק החמישי היתה "להמחיש את השימוש האפשרי באינדקס, את הדילמות והקשיים הכרוכים ביישומו ואת התועלות והתובנות שניתן להפיק ממנו." אי לכך יחל פרק המסקנות בניתוח התועלות והתובנות שניתן להפיק מהאינדקס ביחס לאפקטיביות האכיפה בעבירות פסולת-בניין. בהמשך הפרק ייסקרו הקשיים שנתגלעו ביישום האינדקס ויוצעו מספר דרכים להתמודד עִמם.

1. מסקנות לגבי הפיקוח, הענישה והרגולציה

יישום האינדקס על מערכת האכיפה בעבירות פסולת-בניין מלמד כי האכיפה בעבירות אלו סובלת מאפקטיביות נמוכה המגיעה לשיעור של 23% מתוך 100%. ציון זה אינו בבחינת ציון מוחלט אלא אומדן המושפע מערכי הייחוס שנקבעו למדדים ומהמשקל שניתן לקטגוריות האינדקס ולכל אחד מהמדדים. הציון הסופי הנמוך הושפע ממספר מדדים בהם התקבלו תוצאות-ביניים נמוכות במיוחד. במדד A2 הבוחן את היקף ההטמנה החוקית ביחס לערך הייחוס של ייצור פסולת לאותה שנה, נמצא כי רק 16% מהפסולת שהוערך כי נוצרה בשנת 2006 הובאו להטמנה חוקית. במדד B2, השוואת הקנס הממוצע בהליכים משפטיים לקנס המרבי הקבוע בחוק, נמצא כי היחס עומד על 4.4%. במדד B3, המודד באיזו מידה שולל הקנס הממוצע את רווחי העבריין, עמד היחס על 0.22%. ודאות הפיקוח שנמדדה במדד K1 נמצאה אף היא נמוכה מאוד ועמדה על 0.1%. לכאורה, הקושי באיתור משליכי פסולת-בניין ידוע לכול,[131] אך היקף אי האיתור (מעל 99.9%) הובהר עם השימוש במדדים. לבסוף, מדד P1 המודד את מידת השיקום של נזקי העבירות שנתגלו, העלה כי בעבירות פסולת-בניין כמעט שאין מחייבים בשיקום הנזק. רק ב-0.7% מהמקרים בהם אותרו עבירות אלו ניתן צו-ניקוי.

שניים מתוך המדדים נתגלו כמדדים שהיתה להם השפעה על תוצאות מדדים אחרים: מדד A2, היקף ההטמנה החוקית, השפיע במידה רבה על תוצאות מדד K1 — ודאות הפיקוח — שכן ודאות הפיקוח היא נגזרת של היקף פעולות הפיקוח מתוך מספר העבירות. מדד K1 — ודאות הפיקוח — השפיע מצידו על מדד B3. יכולתו של הקנס לשלול את רווחי העבריין, תלויה בגובה הקנס במכפלת ודאות הטלתו. הטווח המורחב

---

[131] ראו למשל רע"פ 3697/99 *שמעון כהן חברה לעבודות עפר נ' מדינת-ישראל- המשרד לאיכות הסביבה*, תק-על, 99(2)1, 1 (1999). שם אישרה כב' השופטת ביניש את קביעת ערכאת הערעור כי: "...קיים קושי רב מאוד לתפוס את העבריינים [שופכי פסולת הבניין] ותפיסתם היא לעִתים קרובות תוצאה של השקעת משאבים רבים שהמדינה משקיעה במבצעים מיוחדים לשם כך, העולים למשלם המיסים כסף רב."

של השפעתם של מדדים אלה מתאים לתיאוריה שהוצגה בפרק הראשון והרביעי. למדדים הסביבתיים יש תפקיד מרכזי בחשיפת מידת האפקטיביות של האכיפה, ולשיעורי איתור העבירה יש תפקיד מרכזי בקביעת גובה הקנס הראוי והם גורם מרכזי בקביעת רמת ההרתעה המושגת.

(א) שיפור כושר ההרתעה

הואיל והתגלה שהיקף העבריינות הוא רחב (84% מהפסולת אינה מטופלת באופן מוסדר ואומדן של 405,500 עבירות מתבצעות מדי שנה) ושהיקף איתור העבירות הוא נמוך (כ-430 עבירות אותרו), היחס בין היקף העבריינות לבין שיעור גילוי העבירות אינו מאפשר למערכת האכיפה ליצור הרתעה אפקטיבית. בנוסף, מאחר שגובה הקנס הממוצע (המאוחד) עמד על 1,664 ש״ח לשנת 2006 — התוצאה הבלתי-נמנעת היא אי-יכולת המערכת להתמודד עם היקף העבריינות וחוסר-הרתעה. לאור נתונים אלה, שהתקבלו מן האינדקס, עולה בבירור המסקנה כי הכרחי לשפר את האפקטיביות של מערכת האכיפה, אם יש כוונה להתמודד עם ממדי התופעה הסביבתית. תוצאות המדדים מסייעות בבחינת האלטרנטיבות ובקביעת דרכי הפעולה האפשריות.

אחד הלקחים היסודיים ממחקרו של Becker הוא שניתן ליצור הרתעה באמצעות אחת משלוש דרכים: הראשונה היא העלאת גובה הקנס כך שיפצה על שיעורי-פיקוח נמוכים; השנייה היא העלאת רמת הפיקוח וגילוי העבירות; השלישית היא שינוי הכללים המשפטיים.[132] להלן ייבחנו שיטות-פעולה אלו.

1. *העלאת גובה הקנס לרמה הנדרשת ליצירת הרתעה* — זוהי השיטה המועדפת על מרבית הכלכלנים, היות שפעולה זו נתפסת כחסרת-עלויות. חישוב הקנס הראוי על יסוד רווחי העבריין (ולא על יסוד גובה הנזק, כפי שהציע בקר) במכפלת ההסתברות לאיתור העבירה, משמעו שלקנס שייקבע יהיה פוטנציאל ליצירת הרתעה מוחלטת (ולא רק הרתעה אופטימאלית). עקב רמת הפיקוח הנמוכה מאוד, החישוב שבוצע במסגרת מדד B3 העלה כי גובה הקנס יצטרך להיקבע על למעלה מ-772 אלף ש״ח על-מנת ליצור הרתעה מוחלטת (בהינתן יציבות ברמות האיתור). מדובר בקנס שהוא למעלה מפי 460 מגובה הקנס המאוחד הצפוי לעבריין פסולת-בניין ופי 64 מגובה הקנס המשפטי הממוצע לשנת 2006.

[132] פרק שני חלק 3ב.

התובנה שנדרשת העלאה דרמאטית בגובה הקנס מהווה את הבסיס לניתוח ההִתכנות לאימוץ שינוי זה במסגרת המשפטית הקיימת. בנסיבות רגילות של השלכת פסולת-בניין, מוגבל גובה הקנס בחקיקה הקיימת ל-202 אלף ש״ח ליחיד ול-404 אלף ש״ח לתאגיד. כדי להעלות את גובה הקנס ל-772 אלף ש״ח יידרש תיקון של חוק שמירת הניקיון, שעלול להיתקל בהתנגדות פוליטית. גם אם לא תעמוד בפני התיקון התנגדות כזו, ספק אם מערכת המשפט תטיל קנסות בגובה הנדרש. נתוני מדד B2 מעלים כי הקנסות שהוטלו בין השנים 2004-2006 על עבירות פסולת-בניין לא עלו על 3.1%-4.4% מהקנס המרבי הקבוע בחוק.

המחקר התיאורטי מצביע על קושי נוסף הכרוך בהעלאה כה ניכרת של גובה הקנס. קיימת סכנה שתשלום הקנס יעלה על הישג-ידם של רוב העבריינים. הווה אומר שהקנס חדל להרתיע כשהוא גבוה יותר מנכסי העבריינים.[133] כשמדובר בעוסקים בפינוי פסולת-בניין נראה כי הנחה זו אינה רחוקה מן המציאות. יש להניח כי הטלת קנס בגובה 772 אלף ש״ח תביא לכך שמרבית העבריינים שיורשעו בדין לא יכלו לעמוד בתשלום הקנס ולא ישלמוהו כלל. הקנס יוכל אולי לגרום לפשיטת-רגל ופירוק (אם מדובר בחברה), אך ספק אם מערכת המשפט תוכל לגבות מן העבריין את התשלום.

השימוש הנרחב במנגנון של ברירת-משפט לענישת רוב עבריינ פסולת הבניין, יוצר אף הוא מגבלה מעשית על העלאת גובה הקנסות. כפי שעולה ממדד K1 (טבלה 5(14)), למעלה מ-94% מהעבירות שנתגלו בשנת 2006 נענשו באמצעות המנגנון של ברירת-משפט. מעבר לעובדה שגובה הקנס בברירות המשפט מוגבל מאוד מכוח החוק, שיקולים של הוגנות משפטית מונעים הטלת קנס גבוה כל כך באמצעות מערכת-ענישה מנהלית (ובנוסף לכך העונש הוא פלילי).[134] אין להניח כי ניתן להטיל בדרך שגרה קנס העולה על כמה אלפי שקלים בלא משפט. לפיכך הדרישה לממש עלייה תלולה בגובה הקנס משמעותה, בין היתר, הפסקת השימוש בברירות-משפט ככלי-ענישה מרכזי ומעֲבר לענישה שיפוטית בלבד. כאן נסתרת ההנחה כאילו העלאת הקנס אינה כרוכה בהשקעת משאבים. שמירה על היקף פעולות הענישה שננקטו בשנת 2006 היתה מחייבת המרת 395 ברירות-משפט במספר זהה של תביעות. המשמעות הכספית של תוספת התביעות היא הגדלה פי 17 של תקציב התביעות שהופנה בשנה זו להגשת כְתבי-אישום בעבירות של פסולת-בניין (בהנחה שהעלות השולית של כל תיק-תביעה היא זהה).

[133] פרק שלישי חלק 2א(2).

[134] פרק שלישי חלק 2א(1)(ב).

מן האמור לעיל עולה בבירור כי הגדלת גובה הקנס עד כדי כך שייתן תשובה בלעדית לבעיית ההרתעה (ללא צורך בצעדים נוספים), אינה פתרון מעשי. שיעורי האיתור הנמוכים מחייבים העלאת הקנס לרמה הלוקה בחוסר ישימות משפטית, כלכלית ואף פוליטית. אין פירושו של דבר שבאמצעות העלאת גובה הקנסות לא ניתן לענות באופן חלקי על הצורך להגדיל את ההרתעה, אולם הגידול לא יוכל לשמש תחליף לצעדים נוספים שיש לנקוט כשהיקף העבירות כה נרחב ושיעורי האיתור כה נמוכים. מסקנה זו מתבקשת לאור ניתוח מדדי האינדקס. ייתכן מאוד כי בלי הניתוח היה קשה להתנגד לניסיונות להעלות את הקנס — ניסיונות אשר זוכים בדרך-כלל לאהדה ציבורית. באלה, כאמור, אין מזור לבעיה.

2. *עלייה בשיעור תפיסת העבירות באמצעות הגדלת שיעור הפיקוח* — זהו פתרון שני העולה מן התיאוריה של Becker. העלאת שיעור הפיקוח מ-0.106% שנמדדו במדד K1 לשנת 2006, ל-30% שנקבעו כערך הייחוס, תחייב השקעה תקציבית של פי 280 מהתקציב הקיים (בהינתן עלות שולית קבועה). אולם לא יהיה בכך כדי לאיין את רווחי העבריין ולהביא להרתעה מוחלטת. לשם כך יהיה צורך להגיע להסתברות תפיסה של כמעט 50% (בהינתן קנס ממוצע מאוחד של 1664 ורווח של 820 ש״ח לעבירה לפי נתוני טבלה 5(13)). גאות כזו בהיקף איתור העבירות תחייב תוספת השקעה תקציבית של פי 470 מתקציב הפיקוח והאיתור הקיים (בהינתן עלות שולית קבועה). אין סיכוי כמעט שבישראל יימצא לכך התקציב הדרוש.

לאור הגידול המשמעותי הדרוש בשיעור הפיקוח — ממנו תתחייב השקעה תקציבית עצומה (בהינתן קביעות בגובה הקנס) — אין זה סביר להמליץ על גידול שכזה. ברם, אין ספק שגידול מוגבל בשיעור הפיקוח לצד העלאה נוספת של גובה הקנס, יוכלו להביא לשיפור במידת ההרתעה בכך שהקנס הצפוי יתקרב לשלילת רווחי העבריין. לדוגמא, בהינתן רווח בגובה של 820 ש״ח, כפי שחושב — אילו עלה שיעור ההסתברות לאיתור העבירות ב-5%, היה די בקנס של 16,400 ש״ח כדי לאיין את רווחי העבירה. עלייה בשיעור האיתור מ-0.106% ל-5% תחייב הגדלת תקציב הפיקוח הקיים פי 50. למרות שניתן להמליץ על נקיטת צעד כזה, נראה כי עשויות להימצא דרכים יעילות יותר להקטנת שיעור העבריינות ולשיפור כולל באפקטיביות האכיפה.

3. *ייעול השימוש בתשומות* — אחת הדרכים לשיפור אפקטיביות האכיפה ללא גידול משמעותי בתשומות, היא ליעל את השימוש בתשומות הקיימות. ניתן להצביע על דפוסי-פיקוח בהם ייעשה שימוש נבון ומועיל יותר במשאבים הנתונים. מנתוני האינדקס עולים שני כיוונים אפשריים: האחד הוא חיזוק מערך הגילוי הטכנולוגי,

והשני הוא מעֲבר מפיקוח על גורמים פרטיים לבקרה על פעילותן של רשויות מקומיות. דפוסים אלה ראוי שיונהגו גם אם יועמדו משאבי-פיקוח נוספים לרשות גורמי האכיפה.

ממדד K3 עולה כי ניתן לשפר את רמת האמצעים הטכנולוגיים העומדים לרשות גורמי האכיפה לאיתור עבירות. תוספת לאמצעים הטכנולוגיים (כגון שימוש באמצעי-זיהוי לכלי-רכב או במערכות ניידות וממוחשבות) והגברת השימוש באמצעים הקיימים (כגון תצלומי-אוויר), עשויים להביא לגידול בהיקף הפיקוח בהשקעה כספית מתונה. היקף ההשקעה הדרושה לא נבחן במחקר וגם לא נבדקו התוצאות האפשריות של השקעת משאבים נוספים בשיפור המערך הטכנולוגי של האכיפה. שאלות אלו מחייבות בחינה. ברם, מדד K3 הבליט את הצורך בבדיקה כזו לאבחון הפוטנציאל הגלום בשיפור המערך הטכנולוגי, אשר כאמור טרם מוצה.

מנתוני הפסיקה והאכיפה שנאספו לצורך האינדקס, עולה כי ניתן לשפר את מיקוד פעולות הפיקוח באמצעות שינוי הגורמים שנגדם מופעלת האכיפה. עיקר מאמצי האכיפה הקיימים מופנים נגד גורמים פרטיים. מנתוני מדד K2 עולה כי מתוך 21 פסקי-דין שניתנו בערכאה הראשונה בשנת 2006 — 12 כְתבי-אישום הוגשו נגד יחידים. תשעת כתבי האישום הנותרים הוגשו נגד פרטים נושאי-משרה וכנגד התאגיד שבראשו עמדו. מבין פסקי הדין הללו, שניתנו בהליכים פליליים, לא הועמדה לדין אפילו רשות מקומית אחת על אי-שימוש בסמכותה למנוע מפגעי פסולת-בניין ולהביא לסילוקם. הנטייה שלא להעמיד לדין רשויות מקומיות על כך שלא הפעילו את סמכותן למנוע מפגעי פסולת-בניין, עולה גם מסקירת פסקי הדין שניתנו בשנים 2005-2000 (ראו טבלה 5(22)).

האופן בו נוהגת המשטרה הירוקה, דומה ללכידת צרעות בפינצטה במקום לתפוס את הקן. העמדה לדין של רשויות מקומיות שבתחומן מתרחשות עבירות רבות בפסולת-בניין, תמקד את מאמצי האכיפה ואת אמצעי האכיפה הדלים ממילא, בגורמים שבכוחם להשפיע על היקף התופעה.[135] באופן זה תוגבר היעילות וימוקסמו התוצאות הסביבתיות במניעת ובעצירת עבירות. אכיפה נגד רשות מקומית המתנערת

[135] ברע"פ 7861/03 *מדינת-ישראל נ' המועצה האזורית גליל תחתון* [פדאור (לא פורסם) 06 (10) 59] בעמ' 5, דובר בחובתה של מועצה אזורית לנקוט פעולות כדי לבער נגעים של אתרי-פסולת פיראטיים. השופט חשין קבע כי: "סמכותה של מועצה אזורית לעשות למניעת קיומם ולסילוקם של מיפגעים... למועצה האזורית לא אך קנויה סמכות לבער קן-נגעים זה. *חובה היא המוטלת עליה לעשות לסילוק המיפגע, ואם תחדל ולא תעשה את המוטל עליה, תחוייב המועצה בידי הרשויות המוסמכות לעשות שימוש בסמכותה ולקיים את חובתה*" (*הדגשה שלי א'ק'*). דברים אלה חלים במידה זהה, אם לא רבה יותר, על עירייה שהוקנתה לה סמכות בחוק לפעול לסילוק אשפה, או על מועצה מקומית.

מסמכותה ומחובתה לפעול כנגד ההשלכה הפיראטית של פסולת-בניין, תיצור הרתעה כלפי רשויות מקומיות אחרות ותעודד אותן להגביר את מאמציהן למניעת עבירות של פסולת-בניין בתחומיהן.[136]

טבלה 5(22): **העמדה לדין של רשויות מקומיות בין השנים 2000-2006**

שנה	מספר פסקי דין בערכאה הראשונה	מספר כתבי האישום שהוגש גם נגד רשות מקומית
2000	24	0
2001	20	1
2002	14	1
*2003	21	0
2004	18	0
*2005	25	0
2006	21	0

ביאור לנתונים בטבלה 5(22):

בשנת 2001 הועמדה לדין מועצה אזורית גלבוע יחד עם קיבוץ בית השיטה בת"פ (שלום-נצרת) 4063/00 מ"י נ' קיבוץ בית השיטה, מפי כב' השופט ג' אזולאי מיום 21.2.2001.

בשנת 2002 ניתן פסק דין נגד עיריית אילת בת"פ (שלום-אילת) 1324/00 מ"י נ' עירית אילת, מפי כב' השופט ש' שטיין ביום 3.12.2002.

בשנת 2003, הועמד לדין וניתן פסק-דין נגד קיבוץ מעוז חיים בת"פ (שלום בית-שאן) 346/03 מ"י נ' קיבוץ מעוז חיים, מפי כב' השופט ע' מרדכי מיום 16.12.2003. הוחלט לא להכליל פסק-דין זה במסגרת נתוני הטבלה, שכן הקיבוץ הועמד לדין לא כרשות מקומית שלא הפעילה את סמכויות האכיפה המצויות בידה, אלא כמי שגרם באופן ישיר למפגע.

בשנת 2005 ניתן פסק-דין נגד קיבוץ האון בת"פ (שלום בית-שאן) 385/04 מ"י נ' קיבוץ האון, מפי כב' השופט ע' מרדכי מיום 8.2.2005. אולם בדומה לפסק הדין משנת 2003, הוחלט שלא להכליל פסק-דין זה במסגרת נתוני הטבלה, שכן הקיבוץ הועמד לדין לא כרשות מקומית שלא הפעילה את סמכויות האכיפה המצויות בידה, אלא כמי שגרם באופן ישיר למפגע.

גם הגִבּרת הבקרה על רשויות הרישוי של ועדות מקומיות לתכנון ובנייה — שהן בעלות סמכות לפקח על אופן הפינוי של פסולת-בניין — יכולה לשפר את שיעור מניעת העבירות ואת שיעור עצירתן. יש לציין כי במסגרת סקירת הפסיקה לא נמצא

[136] ראו דבריו של השופט י' חשין, שם בעמ' 5: "אכן, הכֹּל יסכימו כי מיפגעי תברואה שברשות הרבים, חובתה של הרשות הציבורית היא לדאוג לסילוקם ולביעורם. האחריות לסלק מיפגעים מרשות הרבים לא על היחיד נופלת היא, גם אם היה זה היחיד שגרם למיפגע (וגם אם בגין מעשהו ניתָן לעונשו)."

אפילו כתב-אישום אחד שהוגש נגד רשות-רישוי בוועדה מקומית לתכנון ובנייה בגין אי-הפעלת סמכותה לפקח על סילוק פסולת-בניין במסגרת הליכי הבנייה. זאת למרות שתופעת אי-מילוי חובת הפיקוח רווחה מאוד ככל הנראה עד לאחרונה.[137] כמו כן נראה שהמשרד להגנת הסביבה ומשרד הפנים אינם מקיימים פיקוח קבוע על הוועדות המקומיות לתכנון ובנייה, שאינן ממלאות את חובתן לפקח על הטיפול בפסולת-בניין.[138] קיום קפדני של חובה זו היה מונע חלק ניכר מתופעת ההשלכה הפיראטית.

מדברים אלה עולה כי ניתן להעלות את שיעור איתור העבירות באמצעות שינוי דפוסי הפיקוח הננקטים על-ידי המשרד להגנת הסביבה. משמעות הדבר היא מעֲבר מהפניית משאבי הפיקוח לאיתור משליכי פסולת בודדים, לפיקוח על מי שאמונים על הבקרה וההסדרה של תחום פסולת הבניין במישור המקומי. באמצעות הפניית המשאבים הקיימים לטיפול ברשויות המקומיות — ולא בגורמים הפרטיים — תועצם ההשפעה הקיימת של פעולות הפיקוח. כל פעולת-פיקוח תביא להגברת איתור העבירות ולהעצמת הטיפול בתופעה מצד הרשויות שנגדן ננקטו אמצעי-אכיפה.[139]

נוסף על השינוי האמור באסטרטגיית האכיפה, יש ללוות את הפיקוח על הרשויות המקומיות בהטלת אחריות גם על נושאי המשרה, ובפרט על ראשי הרשות המקומית. אין די באמירה העקרונית כי הרשות המקומית — שהיא גוף ערטילאי — היא הנושאת באחריות הפלילית. יש הצדקה להעמיד לדין את העומדים בראשה.[140] הטלת אחריות אישית על נושאי המשרה ברשות המקומית, תפעל להגברת ההרתעה גם בלא גידול מורגש בחומרת הענישה או בשיעורי הפיקוח.[141] נושא המשרה אינו יכול להתייחס

---

[137] חלק 1(ב) לעיל.

[138] קביעה זו מצאה חיזוק בתשובות גורמי האכיפה לשאלה 22 בשאלון ב' שנוסחה כדלקמן: "באיזו מידה גורמי האכיפה מבצעים פיקוח על תפקוד ועדות-תכנון מקומיות בתחום יישום דרישות 'אישורי ההתקשרות'?" ממוצע תשובות הנשאלים עמד על 2.8; הווה אומר: במידה בינונית.

[139] בפרשת גליל תחתון, לעיל ה"ש 135, הוסיפה השופטת דורנר את הדברים הבאים: "המועצה האזורית שאינה נוקטת באמצעים לחיסול מפגע סביבתי באתרים פיראטיים המצויים בתחומה ובידיעתה, חדלה במחדל כפול, הן באי-הקמת אתר הולם לפסולת המצטברת ביישוביה, והן בהימנעות מטיפול במפגעים שנוצרו בתחומה." (שם, בעמ' 13). "הטלת אחריות פלילית על רשויות מקומיות בכל הנוגע למחדלים משמעותיים בעניינים הנוגעים למפגעים תברואתיים, היא אחד הכלים המרכזיים להגנה על ערכי איכות הסביבה ובעיקר על ערכים סביבתיים הנוגעים לבריאות הציבור. המדובר בתפקידה המובהק של רשות מקומית." (שם, בעמ' 12)

[140] ע"פ (ת"א) 71018/99 *מועצה אזורית לב השרון ואח' נ' מדינת-ישראל- המשרד לאיכות הסביבה*, תק-מח, 20001(2) 758 פסקה 13.

[141] ראו דיון על השימוש באחריות אישית בעבירות איכות הסביבה, בפרק השלישי חלק 2ב(1)(ב).

אל קנס פלילי כחלק מהעלות השגרתית של עיסוקו.[142] קנס שיוטל על נושא-משרה ישולם על-ידו באופן אישי,[143] בעוד שקנס המוטל על הרשות המקומית יגולגל בסופו של דבר על ציבור משלמי המִסים.[144] זאת ועוד: מאחר שהתגמול של נושאי-משרה בגין הפרת החוק, קטן מהרווח של הרשות עקב ההפרה, קל יותר לשמור על הרתעה נגד נושאי-משרה מאשר נגד הרשות.[145] נוסף לשיקולים של הרתעה כלכלית, נושאי המשרה ברשויות המקומיות שייכים למעמד חברתי המושפע ביתר-שאת מהאשמה החברתית, מהסטיגמה ומן הפגיעה במוניטין הנוצרות מהענישה ומההעמדה לדין.[146] כתוצאה מהשפעות אלו ומהשפעות חינוכיות של הסנקציה, מקבלת הענישה ממד נורמטיבי החורג ממה שניתן להשיג בענישת הרשות המקומית לבדה.

4. *שינוי הרגולציה הקיימת* — ישנה סבירות רבה כי לא ניתן יהיה להעלות את רמת איתור העבירות או את גובה הקנסות לרמה הנדרשת על-מנת למגר באופן אפקטיבי את תופעת עבריינות פסולת הבניין. היקף העבריינות רחב מדי מכדי שניתן יהיה להתמודד עמו בהצלחה באמצעות ההסדרים הקיימים, אף אם יחול בהם שיפור ממשי. לעניין זה יפים דבריו של פרופ' שמחה לנדאו:

> "החמרה בענישה יכולה להועיל כאשר יש ענישה ודאית. אך כשאין כל סיכוי להיתפס, אין תועלת בהגברת העונש, כי העבריין כלל לא מעלה על דעתו שיוכל להיתפס. מבחינת האכיפה מדובר בדבר חמור מאוד, משום שאנו מרגילים אוכלוסייה רחבה להיות עבריינית חוק. כאשר מרבית האוכלוסייה היא פושעת, אין מספיק כוחות משטרה בעולם שיוכלו לעשות סדר."[147]

---

[142] S. Blabolil *et al*, "Environmental Crime", 34 *American Crim. L. Rev.* (1997).

[143] הסיבה לכך היא שביטוחי נושאי-משרה אינם מכסים מקרים בהם המָנהל הורשע בעבירה פלילית. נוסף על כך, ביטוחים רבים מסייגים כיום אחריות ביטוחית במקרה של הפרות של רגולציה סביבתית. גם חוק החברות עלול למנוע שיפוי נושא-משרה על-ידי החברה עבור קנס שהוטל עליו במסגרת הליך פלילי. ראו למשל ס' 260 לחוק החברות, התשנ"ט-1999.

[144] J. Coffee, "'No Soul to Damn; No Body to Kick': An Unscandalised Inquiry into the Problem of Corporate Punishment", 79 *Mich. L. Rev.* 386, 400-405 (1981). לתיאור התופעה משתמש Coffee באלגוריה משעשעת: "Axiomatically, corporations do not bear the ultimate cost of the fine; put simply, when the corporation catches a cold, someone else sneezes." ראו שם בעמ' 401.

[145] Coffee (1981) שם, עמ' 409.

[146] "Note: Shame Stigma, and Crime: Evaluating the Efficacy of Shaming Criminal Law", 116 *Harv. L. Rev.* 2186, 2190 (2002-2003); P. Hultberg," Shame- A Hidden Emotion", 33 *J. Analytical Psychology* 109, 116-17 (1988).

[147] פרופ' שמחה לנדאו, *דברים ביום עיון אכיפה הולמת ושיפור הסדר החברתי*, אוניברסיטת בר אילן, 3.2.2005.

בעיית העבריינות הפושה בתחום פסולת הבניין, נעוצה במידה רבה ברגולציה הקיימת. זו מותירה פרצות רבות מדי, מתוכם חומקים קבלני הבנייה ומובילי הפסולת מקיום חובתם להפנות את הפסולת לאתרים מוסדרים בלבד. למרות שהרשויות המקומיות חייבות לדאוג לסילוק נאות של פסולת (ובתוך כך פסולת-בניין) ולהקצות אתרים להטמנת פסולת-בניין, מרבית הרשויות התנערו עד כה מחובתן זו. בין שההתנערות נעוצה בחוסר רצון לטפל בבעיה, ובין שסיבתה היעדר מקורות נאותים למימון הטיפול בפסולת-בניין, יש למנוע את התופעה על-ידי יצירת מנגנונים שיאפשרו לרשויות מקומיות להתמודד באפקטיביות עם ההשלכה הפיראטית של פסולת-בניין. על מנגנון זה לכלול שלושה מרכיבים: (1) העברה מפורשת של הטיפול באיסוף ושינוע פסולת-בניין לצורכי הטמנה או מִחזור מידי גורמים פרטיים לידי הרשות המקומית; (2) העמדת מקור-מימון יציב לרשויות המקומיות לצורך הקמת מערך לטיפול בפסולת-בניין; (3) הרחבת מספרם של אתרי המעבר, אתרי הסילוק ואתרי המִחזור המופרשים.

אשר למרכיבים הראשון והשני יש לציין כי עמותת אדם טבע ודין ביחד עם פורום 15 הערים העצמאיות,[148] הכינו הצעה לתיקון תקנות שמירת הניקיון (פינוי פסולת-בניין).[149] נכון למועד הכתיבה, הצעה זו הוגשה לאישור השר להגנת הסביבה, אך טרם אושרה.[150] הצעת התקנות מחדדת את חובתה של הרשות מקומית לפנות את פסולת הבניין המיוצרת בתחומה, ומפרטת את הסמכויות שיאפשרו לה למלא את חובתה.[151]

---

[148] פורום 15 הערים מאגד את 'העיריות העצמאיות' בישראל. ערים אלו אינן מקבלות 'מענקי איזון' או 'מענקי פיתוח' ממשלתיים ומנוהלות כמשק עצמאי סגור מכוח משאביהן הכספיים העצמאיים. בפורום משתתפות הערים: אשדוד, גבעתיים, הרצלייה, חדרה, חולון, חיפה, כפר-סבא, נתניה, פתח-תקווה, ראשון-לציון, רחובות, רמת-גן, רעננה, תל-אביב-יפו ובאר-שבע, שהיא המרכז המטרופוליטאני הגדול של הדרום, אף שהיא זוכה במענק-איזון ממשלתי. ראו אודות פורום ה-15, http://www.forum15.org.il/article_page.asp?id=23&scid=35 (נכון ליום 28.2.2008).

[149] נוסח טיוטת הצעת תקנות שמירת הניקיון (פינוי פסולת-בניין), תשס"ז-2007 — גרסה 8 (לא פורסם) מצויה בידי הכותבת (להלן: "הצעת התקנות").

[150] נודע בראיון מיום 28.1.2008 עם מר גלעד אוסטרובסקי, ראש תחום פסולת מוצקה בעמותת אדם טבע ודין.

[151] תקנה 5 להצעת התקנות קובעת: "רשות מקומית תספק כלי אצירה לאחראי לביצוע עבודות בנייה, בין בעצמה ובין באמצעות תאגיד או זכיין מטעמה." תקנה 6 קובעת: "(א) רשות מקומית תפנה פסולת-בניין שנאצרה בכלי אצירה בהתאם לתקנות אלה, לאתרים לסילוק פסולת-בניין; (ב) רשות מקומית תפעל לביצוע סעיף קטן (א) בעצמה או באמצעות תאגיד או זכיין מטעמה; (ג) פינוי והובלת פסולת-בניין כמשמעותם בתקנות אלה יעשה רק באמצעות מוביל פסולת-בניין הנושא עמו תעודת 'מוביל פסולת-בניין' בתוקף, או כל נוהג ברכב מטעמו הנושא עמו עותק של אותה תעודה." תקנה 4 קובעת כי: "על אחראי לביצוע עבודות בנייה לתאם עם הרשות המקומית את פרטי ההצבה של כלי האצירה ואת פינוי והובלת פסולת הבניין בטרם החל ביצוע עבודות הבנייה ובמהלכן, לפי הצורך."

כמו כן מעמידה ההצעה לרשות המקומית מקור-הכנסה למימון הטיפול בשינוע ובסילוק פסולת-בניין באמצעות גביית אגרה מהאחראי לביצוע עבודות הבנייה.[152]

על פניהן מעניקות התקנות פתרון מקיף לבעיה. אך ייתכן שבניסיון להעניק פתרון כוללני טמונים זרעי הפורענות. במה דברים אמורים? התקנות קובעות כי כל מי ש"אחראי לביצוע עבודות בנייה" יהיה חייב לעצור את פסולת הבניין בכלִי-אצירה מיוחד שהוזמן מהרשות המקומית.[153] משמעות הדבר שגם מי שייצר כמות קטנה של פסולת-בניין בעבודת שיפוץ (נניח עד 100 ק"ג), יצטרך להזמין כלי-אצירה מהרשות המקומית. פתרון ההולם כמויות-פסולת גדולות הנוצרות בבנייה חדשה, בהריסה או בשיפוצים נרחבים, אינו הולם בהכרח שיפוץ המייצר כמויות-פסולת קטנות. אין להניח שהאחראי לשיפוץ קטן יזמין כלי אצירה מיוחד. הפתרון חייב להימצא בהעברת הפסולת לתחנת-מעבר על-ידי האחראי לשיפוץ בתשלום סמלי. הטלת חובה כוללנית, שלא סביר שיקיימו אותה ושלא ניתן לאכוף אותה באופן ממשי,[154] תביא לזילות כללית בתקנות. בכפוף לביקורת זו, נראה כי אם הצעת התקנות תאושר, היא תהווה פִּתרון נאוֹת להטלת חובה ברורה על הרשות המקומית לפנות את פסולת הבניין, ותעמיד את הסמכויות והמקורות הכספיים הדרושים לקיום חובה זו.

אשר למרכיב השלישי, מחישובי האינדקס במדד B3 עולה כי האתרים החוקיים הקיימים לסילוק פסולת-בניין (הן אתרי-הטמנה והן תחנות-מעבר) הם מעטים ופזורים במרחק גיאוגרפי ניכר (ובלתי-שווה) מיישובים ברחבי הארץ. המרחק הממוצע הארצי ממקום יישוב לאתר מורשה עומד על 25.7 ק"מ (ראו טבלה 5(10)). אולם יש שמרחק זה הוא גדול מכך. למשל, המרחק הממוצע מיישוב במחוז הצפון לאתר מורשה הוא 38.4 ק"מ. המרחק הרב שמצריכה נסיעה לאתר סילוק מורשה, מגדיל את הכדאיות הכלכלית של השלכה פיראטית החוסכת בזמן ובהוצאות-נסיעה.[155] הגדלת מספר האתרים המורשים לקליטת פסולת-בניין וקירובם באופן

---

[152] תקנה 7 להצעת התקנות קובעת כדלקמן: "עבור אספקת כלי אצירה, כאמור בתקנה 5 לתקנות אלה, ועבור פינוי והובלת פסולת, כאמור בתקנה 6 לתקנות אלה, תִּגבה הרשות המקומית מאחראי לביצוע עבודות בנייה אגרה לטיפול בפסולת-בניין."

[153] ראו תקנה 2 להצעת התקנות לפיה: "לא תיאצר ולא תפונה פסולת-בניין אלא על-פי הקבוע בתקנות אלה." בתקנה 3 נקבע כי" אחראי לביצוע עבודות בנייה יאצור ויפנה את הפסולת שייצר רק באמצעות כלי אצירה ומוביל פסולת-בניין." אלה הם מכלי-אצירה שהוזמנו מאת הרשות ומוביל פסולת-בניין מאושר על-ידי הרשות.

[154] הפתרון של האחראים לשיפוץ יהיה לפנות את הפסולת למכלים הרגילים לאיסוף אשפה ולא להיות מוטרדים בצורך להזמין מכל אצירה ולשלם עליו אגרה. תופעה זו של השלכת פסולת-בניין בכמויות קטנות למכלי האשפה הביתית, לא ניתן ממש למנוע.

[155] פרשת שמעון כהן, לעיל ה"ש 131, שם אישר בית המשפט העליון את קביעת ערכאת הערעור כי

משמעותי למקומות-יישוב, יפחיתו את הכדאיות הכלכלית של ביצוע עבירות אלו.[156] הרחבת המחזור תפחית גם היא את התלות בשינוע לאתרי סילוק הפסולת. מִחזור וגריסת פסולת-בניין שיבוצעו באתרי-בנייה, יחסכו עלויות שינוע והטמנה של פסולת ויאפשרו יצירת הכנסות כתוצאה ממכירת החומרים הממוחזרים כחומרי-גלם.

(ב) הרחבת שיקום נזקי העבירות

בנוסף על הגברת כושר ההרתעה במובנים שנסקרו, עולה מן האינדקס כי יש מקום להרחבה ניכרת בשיקום הנזקים הנגרמים בעטיין של עבירות פסולת-בניין. ממדד P1 עולה כי רק ב-5% מפסקי הדין שניתנו בעבירות אלו בשנת 2006, הוטל צו-שיקום. ביתר העבירות שאותרו, ניתנו צווי-שיקום רק ב-0.5% מהמקרים. משמעות הדבר היא שנזקי מרבית העבירות (שאותרו — שלא לדבר על אלה שכלל לא אותרו) נותרים ללא תקנה. הפסולת ממשיכה להיערם, לכער ולזהם את סביבתה. הפתרון הוא לכאורה פשוט: הנחיית גורמי התביעה במשרד להגנת הסביבה לדרוש מתן צו-ניקוי משפטי כל אימת שהדבר אפשרי. כמו כן יש לחייב את מערך ברירות המשפט לצרף צווי-שיקום מנהליים אל דוחות הקנס כדבר שבשגרה. צעד נוסף יכול להינקט באמצעות שינוי הרגולציה, כך שיודגש בחוק שמירת הניקיון כי צווי-שיקום — מנהליים ושיפוטיים כאחד — יינתנו על-ידי הגוף המוסמך בכל מקרה שהדבר אפשרי. כאשר שיקום המפגע שנוצר בעבירה אינו אפשרי, יינתן צו-שיקום חלופי.[157] תוספת מנגנון של צו-שיקום חלופי תאפשר להטיל חובת שיקום על העבריין גם כאשר שיקום המפגע שיצר בעצמו אינו אפשרי כבר, ומכך תצמח תועלת רבה לסביבה.

2. מסקנות על התנהלות ארגונית של מערך האכיפה ודרך קבלת ההחלטות

הגם שיישום המדדים לא נועד לבחון את ההתנהלות הארגונית של מערכת האכיפה, עולים מן היישום כמה לקחים כלליים:

"עבירות של לכלוך רשות הרבים המבוצעות על-ידי משאיות, הן עבירות שסיבתן כלכלית, כאשר האינטרס של בעלי המשאיות ונהגיהם הוא לחסוך *בזמן ובכסף*." (ההדגשה שלי איק').

[156] מסקנה זו זכתה לחיזוק גם בתשובותיהם של הכפופים לחוק על שאלה 31 לשאלון א' שנוסחה כדלקמן: "האם פחות אנשים היו שופכים את הפסולת בשטחים ציבוריים אם אתרי הסילוק הנגישים היו מוסדרים יותר?" 70% מהנשאלים השיבו כי ישנו סיכוי *רב מאוד* שפחות אנשים היו שופכים פסולת ברשות הרבים אם אתרי הסילוק היו סמוכים יותר. ממוצע תשובות הנשאלים היה 4.1 (קרי, במידה רבה) עם ס"ת של 1.5.

[157] לסקירת כלי-אכיפה זה, שכונה במחקר 'פרויקט סביבתי חלופי (פס"ח)', ראו פרק שלישי חלק 4בב(1).

1. *היעדר מדיניות-אכיפה סביבתית והגדרת יעדים* — מיישום האינדקס הוברר כי אין למשרד להגנת הסביבה מסמך מדיניות-אכיפה ואין לו יעדים ברורים להנחיית מערך האכיפה והציות.[158] באמצעות תהליך יישום זה הוברר כי האכיפה המבוצעת על-ידי המשרד להגנת הסביבה, מתנהלת כמו אנייה השטה בלא מצפן ובלא שנקבעו לה יעדים ברורים ומדידים. מִטבע הדברים גם לא נקבעו אמות-מידה לבחינת מערכת האכיפה. עובדה זו באה לידי ביטוי בתשובות גורמי האכיפה לשאלון ב' שביקש לבחון את האופן בו נבדקת לדעתם אפקטיביות האכיפה. מְגוון התשובות וכן ההבדלים באופן ניסוחן (ראו טבלה 5(23) בנספח לפרק) מעידים שאין למפקחי המשרד יעדים ברורים, ידועים ומקובלים שינחו את פעילותם.

   על-מנת שניתן יהיה ליישם אינדקס או ערכת אינדיקטורים, צריך המשרד להגנת הסביבה לפעול להגדרת יעדי האכיפה, לקבוע סדרי-עדיפויות בין היעדים ולהגדיר את הכלים שיכולים לסייע בהשגת יעדי האכיפה. הגדרת יעדים היא שלב מתחייב בתהליך יישום של אינדיקטורים, ומבחינה זו המדדים מסייעים לקברניטי האכיפה לנווט את הספינה ולאתר את המצפן שלה. בד בבד חשוב להדגיש כי האינדיקטורים אינם קובעים את היעדים, אלא מסייעים לשקפם לאחר שנקבעו בתהליך עצמאי על-ידי מקבלי ההחלטות.[159]

2. *מערכת בקרה ומעקב פנימי אחר אופן יישום האכיפה* — מן המחקר התיאורטי עולה כי אחד התנאים ההכרחיים להבטחת אפקטיביות הפיקוח הוא מעקב ובקרה אחר המפקחים. זאת כדי למנוע תופעה של 'שבי' גורמי הפיקוח בידי הגורמים הכפופים לו, וכן כדי למנוע פגיעה ביושרה של פעולות הפיקוח.[160] מתוך מדד K8 שבחן את מידת הבקרה על יושרתם של המפקחים, לא עלה בבירור שישנה בקרה פנימית סדורה ושיטתית אחר עבודת מפקחי המשטרה הירוקה. אין משמעות הדבר שהיעדר בקרה מוביל בהכרח לפגיעה בטוהר הפיקוח או במקצועיות. אולם כפי שעולה מן המחקר התיאורטי, היעדר המנגנונים הנדרשים כדי לקיים בקרה הולמת על עבודת המפקחים, פותח פתח לִספקוֹת בדבר אופן ביצוע הפיקוח (למשל, על קביעת סדרי-עדיפויות ושימוש בכלי-ענישה) ומסכן את תדמית מערכת האכיפה.

3. *קבלת החלטות על מערכת איסוף מידע* — מערכת 'מעוף', בה עושה המשרד להגנת הסביבה שימוש לרישום ולעיבוד המידע על האכיפה המנהלית ועל ברירות המשפט, פותחה עבור המשרד בשנת 1999. המערכת כמעט שלא שונתה מאז ועד היום והיא

[158] לעיל ה"ש 56.

[159] ראו פרק ראשון המבוא וחלק 5.

[160] פרק שלישי חלק 3א(2)(ד).

מסוגלת להפיק מידע מוגבל שהוגדר לה. הגדרות המערכת אינן מתעדכנות בתדירות הנדרשת, ואין קשר ביניהן לבין יעדי האכיפה. הנתונים מוזנים למערכת על-ידי מגוון רחב של גורמים, ביניהם מפקחי המשטרה הירוקה, רכזי-אכיפה במחוזות ועובדי האגף לתיאום אכיפה. ההזנה למערכת מבוזרת בין גורמים רבים מדי, ואין די בקרה ומעקב על עבודתם. כ״כ אין תמריץ ממשי על הזנת נתונים מלאים ומדויקים למערכת. לכן חסר לעִתים מידע חיוני. מסיבות אלו המערכת רחוקה מלהיות אופטימאלית לתמיכה בקבלת החלטות.

נראה כי דוחות האכיפה שמפיק המשרד להגנת הסביבה מדי שנה, מתבססים על הנתונים הניתנים להפקה מן המערכת ולא על הנתונים שרצוי שייכללו בדוח. לכן כוללים דוחות אלה בעיקר דיווח על מדדי תפוקות (OP) (למשל מספר ברירות-משפט, מספר צווים ומספר התראות) ודיווח מוגבל למדי על מדדי תוצאות התנהגותיות (OC) (קיום צווי-ניקוי). הדוחות אינם מתייחסים כלל לדיווח כמותי על האכיפה המשפטית: מדדי תוצאות סביבתיות (R) או מדדי תשומות (I).[161] מובן מאליו כי ביישום מערכת מדדים או אינדקס יש להגדיר את המידע הטעון איסוף בהתאם ליעדי האכיפה ולמדדים שנבחרו, ולא להגדיר את המדדים בהתאם למידע הזמין בלבד, כפי שהדבר נעשה כיום.

3. מסקנות בדבר איסוף וניהול מידע

יישום האינדקס מאפשר לזהות ליקויים באיסוף המידע על-ידי הרשות האוכפת ולהגדיר סדרי-עדיפות באיסוף נתונים חדשים ושיפורים הדרושים באיסוף הקיים. להלן פירוט סוגיות הקשורות במידע, כפי שעלו מיישום המדדים, לפי סדר החשיבות:

1. מיישום מדד A2 התברר כי המשרד להגנת הסביבה לא אסף בעקביות ובאופן מלא את נתוני ההטמנה באתרים המורשים בין השנים 2000-2005. כפי שצוין, חל שיפור באיסוף הנתונים לשנת 2006, אולם גם בשנה זו לא היו הנתונים הזמינים בסוף שנת 2007 מלאים. נתוני ההטמנה הם בסיס לחישוב היקף הפסולת שטופלה כדין בשנים אלו, והם משמשים לחישוב היקף הסילוק הפיראטי. בלא מידע חיוני זה לא ניתן לקיים מערכת בקרה ומעקב אחר עבריינות פסולת הבניין. איסוף רציף ומלא של נתונים אלה הוא הכרחי.

---

[161] המשרד להגנת הסביבה, אגף תיאום אכיפה, *דוחות-פעילות שנתיים לשנים 2001-2006* ב: www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=achifa_dochot&enZone=achifa_dochot (נכון ליום 27.1.2008).

2. היעדר מידע על היקף ההריסות והשיפוצים הפנימיים מוֹנע אף הוא את חשיפת ממדיה האמיתיים של תופעת ההשלכה הפיראטית. מידע על היקף ההריסות ניתן לאסוף באמצעות דרישת-מידע מוועדות התכנון והבנייה המקומיות על היתרי-הריסה שנתנו. מידע על היקף השיפוצים הפנימיים אינו מרוכז בידי הרשויות, משום שהללו אינם חייבים בהיתרי-בנייה. ניתן אולי ללמוד על היקף השיפוצים בדירות-מגורים מתוך סקר הוצאות הבית של משפחות, המבוצע על-ידי הלשכה המרכזית לסטטיסטיקה. זאת אם בנוסף לשאלות הנוגעות להוצאות משק הבית על שיפוצים, היו הנשאלים מתבקשים לספק נתונים גם על היקף השיפוצים (במ״ר). הצעה זו מחייבת שינוי בנוסח שאלון הסקר הקיים.[162] יש לציין כי הסקר אינו מקיף שיפוצים פנימיים במבנים שאינם למגורים (קרי במשרדים, בעסקים, בתעשייה, בענף המלונאות ובמבנים חקלאיים). לקבלת נתונים אלה יהיה צורך לבצע סקר נפרד. בנוסף לכך יש לבצע מחקר שיקבַּע מְקַדֵּם נאות לחישוב היקף פסולת הבניין הנוצרת מכל מ״ר של שיפוצים.

3. היעדר מידע על היקף בניית התשתיות ועל הבינוי בצה״ל, מונע חיבור חלקי התצרף של מקורות ייצור פסולת הבניין. איסוף המידע — שאינו נעשה כיום — מוועדות התכנון המחוזיות ומן המועצה הארצית לתכנון ובנייה על היקף בינוי (והריסת) התשתיות, יאפשר להשלים חלק מן התצרף. כמו כן יש לבצע מחקר שיקבע מְקַדם נאות לחישוב היקף פסולת הבניין הנוצרת מבינוי תשתיות. נוסף על כך, לשם השלמה, יש לחייב את הוועדה למתקנים ביטחוניים בכל מחוז להעביר מידע על היקף הבינוי בצה״ל ובמתקנים ביטחוניים הנמצאים תחת סמכותה.[163]

---

[162] לנוסח הסקר הקיים ראו: הלשכה המרכזית לסטטיסטיקה, *שאלון סקר הוצאות משקי בית* ב: http://www.cbs.gov.il/www/skarim/sekerhom.pdf. בפרק ד׳ ס׳ 87 לסקר נכללות שאלות על הוצאות חד פעמיות הקשורות בדירה ב-12 החודשים האחרונים. שאלת הסקר מנוסחת כך: ״ב- 12 החודשים האחרונים האם היו לכם הוצאות על שיפוצים או שינויים בדירה...?״ על המשיב לענות כמה שילם על: ״1. הגדלת שטח דירה, הוספת חדר, בניית מרפסת; 2. שינויים פנימיים במבנה הדירה, כולל סגירת מרפסת, הריסת קיר בניית קיר התקנת חדר ארונות; 3. שינויים אחרים בדירה, התקנה או החלפה של חרסינה, החלפת אסלה, החלפת מרצפות, התקנת פרקט וכד׳; 4. פיתוח גינה.״
סעיפים 2 ו-3 רלוונטיים לחישוב היקף השיפוצים הפנימיים בדירה (אלה אינם חייבים בהיתר-בנייה). ניתן היה להוסיף לשאלות אלו שאלה על מס׳ המ״ר ששופצו ומן הנתונים הנאספים ניתן היה לאמוד את היקף השיפוצים בבנייה למגורים.

[163] הוועדה למתקנים ביטחוניים פועלת מכוח פרק ו׳ לחוק התכנון והבנייה התשכ״ה-1965. על סמכויות הוועדה ראו ס׳ 160 לחוק. לתיאור מאלף של פרקטיקות העבודה שהתפתחו תחת סעיף ו׳ לחוק התכנון והבנייה, ראו: א׳ פרז וא׳ רוזנבלום, ״כרוניקה של הגמוניה תכנונית: המעמד של מערכת הביטחון בראי המאבק הסביבתי להצלת חוף עתלית (2001-2003)״, *מחקרי משפט* כג(2) 371 (תשס״ז-2007).

4. היעדר הפירוט בנתוני התקציב של המשרד להגנת הסביבה, מעורר דאגה. מדד $R1_j$ (הבוחן את תקציב האכיפה הכולל שהוקדש לתחום הנבחן לנפש בחלוקה לאזורים) ומדד V1 (המחשב את עלויות האכיפה ליחידת-זיהום) בהשוואה לשווי יחידת נזק חברתי ליחידת זיהום), נופו מן האינדקס עקב היעדר מידע. מדדים רבים נוספים הכלולים בערפה, מחייבים מידע מפורט יותר על השימוש בתקציבי האכיפה לצורך יישומם. בהקשר זה רצוי היה לעקוב אחר השימוש בתקציב האכיפה לפי תחומים ואזורים (למשל, לקבוע נוהל דיווח לפיו המפקחים יצהירו על הזמן שהוקדש לפיקוח בתחומים שונים ועל המקום בו בוצעה האכיפה). כמו כן יש לרכז את כל ההוצאות הקשורות באכיפה ולסווגן בהתאם לקטגוריות של פעולות (למשל, רישום ובקרה, פיקוח ותביעה).

5. רצוי שהסקר שבוצע לראשונה בשנת 2007 לאיתור מוקדי שפיכה בלתי-חוקיים,[164] ימשיך להתעדכן וייתוספו לו אתרי-שפיכה קטנים ומוקדים נקודתיים. כדי שניתן יהיה לבחון את היקף הזיהום הסביבתי ואת השינויים בניקיון המרחב הציבורי, יש להוסיף לסקר פירוט של גודל האתרים והערכה של כמות הפסולת שנשפכה בכל אתר ואתר.

6. ממדד B2 עולה כי ניסוח הפרטים 12 ו-14 בצו סדר הדין הפלילי (ברירת-משפט שמירת הניקיון)[165] אינו מאפשר מעקב חד-משמעי אחר ברירות המשפט שניתנו בגין עבירות פסולת-בניין במערך 'מעוף'. זאת עקב השימוש באותם פרטים בצו לצורך דיווח על עבירות הכרוכות בהשלכת גרוטאות ופְסדים. 'עירוב העבירות' מקשה על המעקב ויש הצדקה לתיקון הצו כך שייוחדו שני פרטים לעבירות פסולת-בניין בלבד. עבירה אחת של השלכת פסולת מתוך רכב, ועבירה שנייה של השלכת פסולת שלא מתוך רכב (למשל, הותרת פסולת-בניין בקרבת אתר הבנייה). ניסוח הולם של צו סדר הדין הפלילי, יאפשר מעקב קרוב ומדויק יותר אחר סוגי העבירות וענישתן.

7. מיישום מדד M1 עלה כי אין מעקב באמצעות מאגר-מידע ממוחשב אחר יישומם של צווי-שיקום מנהליים ושיפוטיים כאחד. תוספת למערך 'מעוף' הקיים, תאפשר למפקחים ולרכזי האכיפה במחוזות המשרד להגנת הסביבה לרשום את צווי השיקום השיפוטיים והמנהליים, לדווח ולעקוב אחר מימושם ואחר הפעולות שבוצעו לפיקוח על היישום. מערכת כזו תאפשר מעקב רציף ושקוף יותר אחר ביצוע צווי השיקום מכפי שנעשה כיום.

---

[164] ראו מדד $A1_j$ לעיל.

[165] צו סדר הדין הפלילי (ברירת משפט-שמירת הניקיון) התש"ס-2000.

חלק 3: הערכה ביקורתית של האינדקס

הניסיון ליישום האינדקס מציב הזדמנות נאותה לבחון באופן ראשוני את תרומתו התיאורטית והמעשית למאמץ להגביר את הלמידה והאדפטיביות של הרגולציה הסביבתית ולבחון את היכולת לשפר את האפקטיביות של מערך האכיפה ועידוד הציות. ראשית יש לברר מה האינדקס נועד לעשות ומה לא. כאמור בפרק הרביעי, האינדקס גובש כאלטרנטיבה רזה לערכת האינדיקטורים המקיפה, במטרה לספק תמונה בהירה על אפקטיביות האכיפה הסביבתית, תוך שהוא מאפשר לקבל תמונה על אפקטיביות האכיפה בהסתמך על מסד נתונים מוגבל. מבחינה מעשית העלו ממצאי הפרק כי באמצעות מסד-נתונים מוגבל-יחסית בהיקפו ובאיכותו שהיה בידי המשרד להגנת הסביבה, ובתוספת עבודת-סקר מוגבלת, התאפשר יישומם של מרבית המדדים הכלולים באינדקס. מתוך 14 מדדים רלוונטיים (ארבעה מדדים נופו מהאינדקס המקורי מחוסר-רלוונטיות) ניתן היה ליישם 12 מדדים. שניים בלבד לא היו ניתנים ליישום עקב חוסר נתונים. עם זאת יש להסתייג ולומר כי לפחות 40% מן המדדים חייבו איסוף מידע וסקרים (סקרים לאיסוף מידע כמותי וראיונות איכותניים) מה שמטיל על הרשות נטל של איסוף מידע. יישום המדדים לא הסתמך כמובן רק על מידע קיים. המדדים האיכותניים עוררו גם מספר בעיות מתודולוגיות שעליהן נעמוד בהמשך.

מבחינה תיאורטית הוכח כי כאשר הרכב האינדקס מיושם בתחום סביבתי מסוים, הוא מאפשר להסיק מסקנות על אפקטיביות האכיפה. ניתוח האינדקס מאפשר גם להגביר את הלמידה והאדפטיביות של הרגולציה הסביבתית, תוך שהוא משמש תשתית להסקת מסקנות לא רק על השימוש בכלי האכיפה אלא גם על המדיניות הגלומה ברגולציה. בעת הצורך הוא מאפשר להניח יסודות לשינויים אפשריים במדיניות זו. עם זאת הובהר שהאינדקס אינו יכול לשמש לבחינת אפקטיביות כללית של מערכת האכיפה ועליו להיות מיושם בתחום סביבתי או בסקטור מסוים, בשל זיקתו לרגולציה החלה על אותו התחום. מבחינה זו לא ניתן לקבל באמצעות האינדקס תמונה על מערכת האכיפה כמכלול ויש להסתפק בתמונה חלקית של סקטור או תחום סביבתי. כמו כן יש לציין כי הרכב האינדקס כפי שהוא מוצג במחקר, משקף תפיסה ברורה של יעדי האכיפה ומטרותיה. היעדים הללו אינם אוניברסליים. עלולים להיות הבדלים מרחיקי-לכת בין מדינות, לא רק ביעדים אלא גם ברגולציה המשפיעה על סוגי האינדיקטורים. משום כך צריך הרכב האינדקס לעבור רוויזיה בהתאם ליעדי האכיפה ומטרותיה, כפי שאלה מקובלים בכל מקום. מכאן שאין להניח שהאינדקס יוכל לשמש מתכון מחייב ליישום.

האינדקס מורכב ממדדים בודדים שניתוח כל אחד מהם לעצמו מסייע ליצור תמונה מוגבלת על התחום הנבדק. מבחינות מסוימות, מרבית הפרשנות הניתנת לאינדקס אינה לאינדקס כמכלול, אלא לתוצאות המדדים הבודדים בכל קטגוריה. אולם אין בכך כדי לקבוע שאין חשיבות לשקלול המדדים שיוצר את האינדקס. השקלול מאפשר להציג לציבור תמונת-מצב נגישה וברורה על אפקטיביות האכיפה ולהסיק לגבּיה מסקנות ייחודיות.[166] בלא שקלול המדדים יש חשש שהנתונים שהתקבלו בכל מדד יזכו לפרשנות שונה באשר לתרומתם לאפקטיביות האכיפה. זאת בעוד שהאינדקס מביא לידי ביטוי את החשיבות של המדד במכלול ההתייחסות למערכת. בלא שקלול ניתן להיתלות בציון הגבוה (יחסית) שהתקבל במדד מסוים (כגון במדד האיכותני של תפיסת ודאות הפיקוח הסובייקטיבית) ולייחס חשיבות נמוכה למדד בו התקבל ציון נמוך מאוד (למשל, ודאות הפיקוח האובייקטיבית). באמצעות השקלול נוצר היחס הנאות בין מדדי תוצאות סביבתיות והתנהגותיות למדדי תפוקות ובכך "מתוקן" המשגה הנפוץ שבשימוש במדדי-תפוקות בלבד. המשקלים הכלולים באינדקס פתוחים כמובן לביקורת. יחד עם זאת, המשקלים שהוצעו כאן יכולים לשמש נקודת-מוצא לדיון, בין במסגרת הרשות המקצועית ובין במסגרת פתוחה יותר. מן ההיבט היישומי — והאינדקס הוא בראש וראשונה כלי יישומי — יצירת המשקלים בהליך של MCDA המשתף את בעלי העניין אינו עניין פשוט וקל. קיים חשש ממשי שבעלי-עניין בכלל ואפילו פקידים מקרב רשות האכיפה לא יהיו שותפים לתהליך. שיתוף מוגבל של בעלי העניין עלול לערער את תוקפם של המשקלים ולהשפיע על מעמדו של האינדקס ככלי בקבלת החלטות, משום שהאינדקס לא ישקף את סדרי העדיפויות והערכים של בעלי העניין. למרות הקשיים הללו ואחרים, הנוגעים לעצם קיומו של תהליך השיתוף, אין הם סיבה מספקת לשלילת ההצדקות לקיומם של הליכים אלה.

יישום אינדיקטורים (בעיקר במסגרת האינדקס) מחייב את הרשות לחשוב ולהגדיר יעדים ברורים ומטרות הניתנות לכימות. ללא יעדים ומטרות שהוגדרו כדבעי, לא ניתן ליישם את האינדקס. העידוד לאימוץ יעדים הוא משמעותי כשלעצמו, שכן הוא מקרב את הרשות לדפוס רציונאלי של קבלת החלטות. זאת ועוד: היישום מחייב את הרשות לחשוב על מטרות מעשיות (ערכי-ייחוס) ביחס לכל תחום נבחן. ערכי הייחוס הם המטרות

---

[166] M. Hill, "A Goal Achievement Matrix for Evaluating Alternative Plans" 34(1) *Journal of American Planning Association* 19 (1968). במאמר הציג היל מטריצה להערכת תכניות אלטרנטיביות המסתמכת על מגוון מטרות לפיהן יש להעריך תכניות. המטריצה מבוססת על יצירת שקלול בין המטרות באמצעות ייחוס משקל לכל מטרה. היל טען כי המפתח לקבלת ההחלטות הוא המשקלים אשר משפיעים על ההחלטה הייחודית המתקבלת בהסתמך על המטריצה.

הכמותיות אשר אליהן הרשות שואפת. גם החשיבה על ערכי הייחוס והגדרתם, היא שלב חשוב ביישום רציונאלי של מדיניות אכיפה.

השימוש במדדים מאפשר להגדיר היטב את סוגי המידע שעל הרשות האוכפת לאסוף, ואת השינויים הדרושים במערך האיסוף הקיים. המדדים מאפשרים להצביע על סדרי-עדיפויות באיסוף ובניתוח המידע ועל האזורים בהם הפערים בין הרצוי למצוי הם הגדולים ביותר. השימוש במדדים באופן זה, יאפשר לנתח את מערכות המידע של הרשות האוכפת ולבצע את השינויים באופן היעיל ביותר. מטרת פעולה זו היא לאפשר שימוש בכל המדדים שנקבעו כחשובים לבחינת פעולתה של הרשות ולהימנע מכך שהיעדר מידע יהווה מכשול ביישום המדדים.

מספר בעיות מתודולוגיות נלמדו מיישום האינדקס ביחס לשימוש במדדים האיכותניים. דומה כי השימוש במתודולוגיה איכותנית במדד K8 הבוחן את מידת הבקרה על יושרת המפקחים — כמו גם במדד I1 הבוחן את תפיסת חומרת העבירה בקרב הכפופים לחוק — סיפקה תשובות שלקו בתופעת 'הרצייה החברתית'. בגלל השימוש במתודולוגיה איכותנית בראיונות ומחמת ממדיו המצומצמים של המדגם, לא ניתן היה לעשות שימוש במבחנים המסייעים להתגבר על כשל זה. לפיכך נראה כי בחינת יושרתם של המפקחים צריכה להתבצע תוך הסתמכות על מידע אובייקטיבי, כגון קיום יחידת-בקרה על המפקחים. בהיעדר מידע אובייקטיבי, רצוי לוותר על מדד זה. במדד I1, אם תחום העבריינות הנבדק מאופיין בעיקרו בעבריינים פרטיים, יש לשקול לבסס את המדד על עמדת גורמי האכיפה באשר לתפיסת חומרת העבירה בעיני הכפופים לחוק, ולא לייחס משקל רב (אם בכלל) להצהרות הכפופים לחוק במסגרת הראיונות. אם תחום העבריינות הנבדק מאופיין בעבריינות תאגידית, ניתן לעשות שימוש באומדנים אובייקטיביים (כגון אימוץ מערכת לניהול סביבתי) לביטוי תפיסת חומרת העבירה בעיני הכפופים לחוק.

טבלה 5(23): **תשובות מקוריות של הנשאלים מקרב גורמי האכיפה על מדדים לבחינת אפקטיביות האכיפה**

מספר	מדד R (תוצאות סביבתיות)	מדד OC (תוצאות התנהגותיות)	מדד OP (תפוקות)	מדד I (תשומות)
1	כמות הפסולת שנכנסת לאתרים מורשים	סילוק המפגע	תהודה תקשורתית וציבורית	היקף המשאבים המופנים לאכיפה
2	כמות הפסולת שממוחזרת	הקטנת הרצסיביות	התייחסות ותקדימים בבתי משפט	
3	שטח נקי לאורך זמן	שיקום העבריין הסביבתי	מספר ההרשעות	
4	ניקיון השטח	סילוק מפגעים קיימים	מספר התפיסות	
5	תוצאות בשטח	הרתעה כללית — חשש מחומרת העונשים (הקנסות)	כמות הרכבים שחולטו	
6	החלק של הפסולת המגיע לאתרים מוסדרים מכלל הפסולת המיוצרת	אי המשך ביצוע העבירות	עלייה ברף הקנסות	
7	היקף הפסולת המפונה על-ידי הקבלנים לאתרי פינוי מוסדרים	אחוז העבריינים שאינם חוזרים למוטב	מספר הקנסות	
8	הגדלת הכמות המוטמנת באתרים חוקיים	צמצום ההשלכה החוזרת	מספר תיקי החקירה	
9	עלייה בכמות הפסולת המגיעה לאתרים מורשים	איתור מפגעים קיימים	קבלת מידע ממתלוננים	
10	ירידה בכמות הפסולת שנשפכה		מספר המשליכים שנתפסו	
11	ירידה בכמות העבירות		מספר התיקים שנפתחו	
12			כמות הדוחות	

טבלה 5(24): **ניתוח תשובות שניתנו על-ידי נשאלים מקרב גורמי אכיפה בנוגע למדדים לבחינת אפקטיביות האכיפה**

מספר תשובות דומות שניתנו	מדד R	מקביל למדד	מספר תשובות דומות שניתנו	מדד OC	מקביל למדד	מספר תשובות דומות שניתנו	מדד OP	מקביל למדד	מספר תשובות דומות שניתנו	מדד I	מקביל למדד
6	היקף ההטמנה והמחזור החוקיים	A2	2	שיקום הנזק שנגרם בעבירה	A7, P1, P2	3	מספר פעולות הפיקוח/ הביקורת בהם זוהו הפרות חוק	K2	1	תקציב האכיפה הכולל שהוקדש לתחום הנבחן (לנפש)	R1
5	היקף הפסולת שהצטברה ברשות הרבים	A1	4	הקטנת הרצסיביות	A10	2	מספר התיקים שהסתיימו בהטלת עונש מסוג קנס	C4			
			1	הרתעה כללית — חשש מחומרת העונשים (הקנסות)	A9	2	השוואת הקנס הממוצע לקנס המרבי הקבוע בחקיקה	B2			
			1	אחוז פעולות האכיפה המנהליות שהביאו לעצירת עבירות פסולת-בניין	M1	1	היקף הפרסום של מקרי דוגמה והעונשים שניתנו בהם	I4			
			1	ודאות הפיקוח — אחוז העבירות המתגלות בפעולות פיקוח/ ביקורת	K1	1	מספר דיווחי אירוע (תלונות) שהתקבלו (חתך: ציבור ומקורות פנימיים)	C5			

ביאור לטבלה 5(24): בכחול סומנו המדדים הנכללים גם באינדקס המיושם.

נספח לפרק החמישי

ביאור לטבלה 5(5)

אתר 1 — מקור הנתונים עד לשנת 2005 במידע שנמסר מפי גב' עינת בורנשטיין, מרכזת ענף פסולת- המשרד להגנת הסביבה מחוז צפון, ביום 17.9.2006. לגבי נתון ההטמנה לשנת 2001 היה חוסר התאמה בין שני דיווחים. בטבלה מסכמת שערך המחוז לחמש שנים, הופיע הנתון 31,322 טון. בדיווח שהתקבל ממפעילי האתר לשנת 2001, הופיעה הכמות של 28,724.27 טון. על-מנת שלא להעריך את הנתונים בחסר, נבחר הנתון הגבוה יותר. נתוני ההטמנה לשנת 2006 התקבלו ממר אורי טל, מרכז פסולת יבשה, המשרד להגנת הסביבה ביום 10.1.2008.

אתר 2 — מקור הנתונים עד שנת 2005 במידע שנמסר מפי גב' עינת בורנשטיין, מרכזת ענף פסולת- המשרד להגנת הסביבה מחוז צפון, ביום 17.9.2006. לדבריה, האתר הופיע ברשימת האתרים המאושרים לקליטת פסולת-בניין שפורסמה על-ידי המשרד לאיכות הסביבה בשנת 2002. האתר היה מוסדר מבחינת תשתיתית, אך לא היה מאושר סטטוטורית. בנתוני ההטמנה אין הפרדה בין פסולת-בניין לפסולת אחרת. עיקר הפסולת שהתקבלה באתר היתה תעשייתית. למרות זאת הוחלט כי היות שהאתר קלט רק פסולת יבשה, ייכלל מלוא היקף ההטמנה באתר.

אתר 3 — המידע התקבל במענה לבקשת-מידע שהופנתה אל מפעילי האתר. האתר נפתח ב-8/05 לקליטת פסולת-בניין. מקור הכמות שהתקבלה בשנת 2005 הוא הריסות יישובי השומרון בהתנתקות. באתר זה לא בוצעה הפרדה בין פסולת-בניין לפסולת אחרת. גב' עינת בורנשטיין, מרכזת ענף פסולת במשרד להגנת הסביבה מחוז צפון, אישרה את הנתונים.

אתר 4 — מקור הנתונים בהערכות שנמסרו מפי מחוז חיפה של המשרד להגנת הסביבה. יש לציין, כי האתר אינו בסמכות רשות מקומית כלשהי. הנתון לשנת 2006 התקבל ממר אורי טל, מרכז פסולת יבשה במשרד להגנת הסביבה, ביום 10.1.2008.

אתר 5 — מקור הנתונים עד לשנת 2005 (כולל) מהערכה כללית שנמסרה על-ידי מחוז חיפה של המשרד להגנת הסביבה. הערכת המחוז היא כי 70%-80% מהפסולת שהוטמנה באתר היתה פסולת תעשייתית ו-30% היתה פסולת-בניין. בטבלה נכללו רק הכמויות המוערכות של פסולת-בניין. מהפתיחה בשנת 2000 ועד 2002 היה האתר בפיקוח איגוד ערים לאיכות הסביבה, חדרה. משנת 2002 הועבר הפיקוח למחוז חיפה של המשרד להגנת הסביבה ואז גם החלו לחייב שקילה בכניסה והפקת דוחות. למרות זאת, לא בוצעה הפרדה בין פסולת-בניין לפסולת תעשייתית ומכאן הצורך בביצוע הערכות של כמויות פסולת הבנייה שהוטמנו.

אתר 6 — מר איתן ארם, מרכז פסולת מוצקה במחוז מרכז של המשרד להגנת הסביבה, מסר בשיחה מיום 17.12.2006 כי לא התקבלו דיווחים של האתר ולא ניתן לבצע הערכות של כמויות הפסולת שהוטמנו בו. משיחה עם מר גד עופר, הממונה על פסולת מוצקה באיגוד ערים לאיכות

הסביבה אשדוד-יבנה, ביום 20.12.2006, נודע, כי רישיון העסק של האתר ניתן בינואר 2004 לצורך הטמנת פסולת אינרטית — שארי-חציבה. באתר לא היה משקל, משום שמתקן כזה לא נדרש ברישיון העסק, ולכן אין נתונים על הכמויות שנקלטו באתר.

אתר 7 — מקור הנתונים לשנת 2004 הוא מר איתן ארם, מרכז פסולת מוצקה, מחוז מרכז, המשרד להגנת הסביבה. מקור הנתונים לשנת 2005 הוא דיווח שהתקבל מהאתר בעקבות בקשת-מידע שהופנתה אל מפעיליו. מקור הנתונים לשנת 2006 הוא מר אורי טל, מרכז פסולת יבשה, במשרד להגנת הסביבה, מיום 10.1.2008.

אתר 8 — מקור הנתונים עד לשנת 2003 (כולל) במידע שנמסר מפי מר איתן ארם, מרכז פסלת מוצקה, מחוז מרכז, המשרד להגנת הסביבה, בפגישה ביום 15.10.06. הנתונים לשנים 2004-2006 הם נתונים משוערים שנמסרו על-ידי מר אורי טל, מרכז פסולת יבשה, המשרד להגנת הסביבה. יש לציין כי נכון לחודש פברואר 2006 לא היו בידי מחוז מרכז של המשרד להגנת הסביבה, נתוני הטמנה לשנת 2004 ואילך, משום שלאחר שנת 2003 האתר חדל להעביר דיווחים בטענה שמתקיים נגדו הליך משפטי. באתר יש תשתיות למניעת זיהום, אך הוא אינו מוסדר סטטוטורית.

אתר 9 — מקור הנתונים במידע שנמסר על-ידי מר איתן ארם, מרכז פסולת מוצקה, מחוז מרכז, המשרד להגנת הסביבה, בפגישה ביום 15.10.06. האתר קלט בעיקר פסולת ביתית, ולא קלט פסולת-בניין באופן שוטף. בשנת 2000 נקלטה כמות משמעותית יותר של פסולת-בניין כתוצאה ממִבצעי פינוי של הרשויות המקומיות באזור. הנתונים של שנת 2003 הם רק עד יוני 2003. בסוף תקופה זו האתר נסגר.

אתר 10 — מקור הנתונים במידע שנמסר מפי מר איתן ארם, מרכז פסולת מוצקה, מחוז מרכז, המשרד להגנת הסביבה, בפגישה ביום 15.10.06. האתר קלט בעיקר פסולת אנרטית — שארי חציבה וכרייה.

אתר 11 — מקור הנתונים במידע שמסר מר איתן ארם, מרכז פסולת מוצקה, מחוז מרכז, בפגישה ביום 15.10.06. לדברי אורי טל, מרכז פסולת יבשה במשרד להגנת הסביבה, בשיחה שהתקיימה ביום 11.9.2006, אתר זה לא היה מוסדר מבחינה סטטוטורית משך השנים 2000-2005. למרות זאת, האתר הופיע ברשימת האתרים המאושרים להטמנת פסולת-בניין שפורסמה על-ידי המשרד להגנת הסביבה בשנת 2002. האתר הוצא מרשימת האתרים המורשים רק בשנת 2005. לפיכך, משך כל השנים הללו, ולצורך החישוב, ניתן לומר כי האתר פעל באישור המשרד להגנת הסביבה בין השנים 2000-2005.

אתר 12 — מקור הנתונים במידע שמסר מר איתן ארם, מרכז פסולת מוצקה מחוז מרכז, המשרד להגנת הסביבה, בפגישה ביום 15.10.06 ומעיון בתיקי המחוז.

אתר 13 — מקור הנתונים במידע שמסר מר איתן ארם, מרכז פסולת מוצקה מחוז מרכז, המשרד להגנת הסביבה. האתר קלט בעיקר פסולת אינרטית. הדיווח לשנת 2001 כולל נתונים עד לחודש אוקטובר בלבד.

אתר 14 — הנתונים עד לשנת 2005 (כולל) התקבלו בתשובה לבקשת-מידע שהופנתה אל הנהלת האתר. הנתון לשנת 2006 נמסר על-ידי מר אורי טל, מרכז פסולת יבשה, המשרד להגנת הסביבה ביום 10.1.2008.

אתר 15 — הנתונים נמסרו על-ידי גב' אסנת לסק, מרכזת מִחזוּר ופסולת בנייה, מחוז ירושלים, המשרד להגנת הסביבה. יש לציין, 2003-2004 האתר היה פעיל אך התנהלו נגדו הליכים משפטיים לסגירתו.

אתר 16 — הנתונים עד לשנת 2005 (כולל), התקבלו בתשובה לבקשת-מידע שהופנתה אל מפעילי האתר. הנתון לשנת 2006 הינו נתון מוערך שנמסר על-ידי מר אורי טל, מרכז פסולת יבשה, המשרד להגנת הסביבה ביום 10.1.2008.

אתר 17 — הנתונים עד שנת 2005 (כולל) התקבלו בתשובה לבקשת-מידע שהופנתה אל מפעילי האתר. הנתונים לשנת 2006 נמסרו על-ידי מר אורי טל, מרכז פסולת יבשה המשרד להגנת הסביבה ביום 10.1.2008.

אתר 18 — הנתונים עד לשנת 2004 (כולל) נמסרו על-ידי מר שרון פלוטניצקי, ראש ענף פסולת יבשה במחוז דרום של המשרד להגנת הסביבה. הנתונים מבוססים על הערכת-כמויות לפי כניסות לאתר, משום שלא בוצעה באתר שקילה של הפסולת הנכנסת. רישום הכניסות של כלי-רכב לא היה מלא. עובדה זו עלתה ממידע שהתקבל בשיחה ביום 17.9.2007 עם יוסי בשור, מנכ"ל האתר מטעם המועצה האזורית בני-שמעון. האתר החל את דרכו כלא-מוסדר מבחינה סטטוטורית, ללא תכנית-מתאר, היתר-בנייה ורישיון-עסק. אלה ניתנו לו מספר שנים לאחר שנפתח. עד שנת 2000 נוהל האתר על-ידי עיריית באר-שבע. בנובמבר 2001 החלה מועצה אזורית בני-שמעון להפעיל את האתר.

אתר 19 — הנתונים עד לשנת 2004 (כולל) נמסרו על-ידי מר שרון פלוטניצקי, ראש ענף פסולת יבשה במחוז דרום של המשרד להגנת הסביבה. כמויות הפסולת מבוססות על הערכת כמויות לפי מספר משאיות (הכפלת משאית ב-15 טון) משום שלא בוצעה שקילה. גם הדיווח של כניסת משאיות היה חלקי. האתר לא היה מוסדר כנדרש מבחינה סטטוטורית, הואיל ואחד התאים (תא 3) פעל בלא היתר-בנייה או רישיון-עסק. האתר קלט פסולת יבשה באופן כללי, אך גם חומרים מסוכנים. לאתר הוצא צו-סגירה בחודש אוקטובר 2004 ובשלב זה המפעילים נטשו אותו.

אתר 20 — הנתון לשנת 2005 נמסר על-ידי החברה שמפעילה את האתר מיולי 2005 במענה לבקשת-מידע שנשלחה אליה. הנתון לשנת 2006, נמסר על-ידי מר אורי טל, מרכז פסולת יבשה,

המשרד להגנת הסביבה. בין השנים 2002-2003 הופעל האתר על-ידי מועצה אזורית שפיר. בתקופה זו לא דווחו כמויות הפסולת שנקלטו. בשנה הראשונה פעל האתר באופן מוסדר מבחינה סטטוטורית, אך תוך יצירת מפגעים סביבתיים שהביאו לשלילת רישיונו ולסגירתו על-ידי משרדי המחוז. משנת 2005 האתר מוסדר מבחינה סטטוטורית ומופעל על-ידי חברה פרטית השוקלת את הכמויות הנקלטות.

אתר 21 — מקור הנתונים במידע שנמסר על-ידי מר שרון פלוטניצקי, ראש ענף פסולת יבשה במחוז דרום של המשרד להגנת הסביבה. באתר לא בוצעה שקילה והנתון לשנת 2001 מבוסס על הערכת כמויות לפי מספר משאיות (הכפלת משאית ב-15 טון). הכמות כוללת גם מכולות-עפר (כ-1302 טון). לדברי מר אורי טל, מרכז פסולת יבשה, המשרד להגנת הסביבה, האתר פעל באופן מוסדר מבחינה סטטוטורית עד שנת 2003 ובשנה זו הוצא מרשימת האתרים המותרים לסילוק פסולת-בניין. הרשימה מתפרסמת ע"י המשרד להגנת הסביבה.

אתר 22 — מר שרון פלוטניצקי, ראש ענף פסולת יבשה במחוז דרום של המשרד להגנת הסביבה, מסר כי האתר היה מוסדר מבחינה סטטוטורית אך פעל תוך הפרת תנאים ולא העביר דיווחים על כמויות פסולת. איציק לאטי, מפעיל האתר מטעם עירית-אשקלון, טען בשיחה עמו ביום 25.9.2006, כי האתר לא היה מוסדר. היקף הפסולת שנקלטה בו היה ככל הנראה קטן, אך לא ניתן לבצע הערכות מדויקות.

אתר 23 — מר שרון פלוטניצקי, ראש ענף פסולת יבשה במחוז דרום של המשרד להגנת הסביבה, מסר כי באתר לא מתבצעת שקילה ולא נמסרו ממנו דיווחים. ככל הנראה הוא קלט כמויות קטנות של פסולת-בניין כמעט אך ורק מבסיסי-צבא. האתר היה מוסדר סטטוטורית, אך לא תשתיתית, בשנים 2000-2005.

אתר 24 — מר שרון פלוטניצקי, ראש ענף פסולת יבשה במחוז דרום של המשרד להגנת הסביבה, מסר כי באתר לא התבצעה שקילה ולא נמסרו ממנו דיווחים, אך ככל הנראה קלט כמויות קטנות של פסולת-בניין. האתר היה מוסדר מבחינה סטטוטורית ונסגר בשנת 2006.

אתר 25 — מר שרון פלוטניצקי, ראש ענף פסולת יבשה במחוז דרום של המשרד להגנת הסביבה, מסר כי באתר לא התבצעה שקילה ונקלטה בו פסולת מעורבת (פסולת ביתית) יחד עם פסולת יבשה (תעשייתית ובניין) ולא בוצעה הפרדה בנתונים. לכן, הנתונים שדווחו לשנים 2001 ו-2002 אינם אמינים. יש לציין, כי הדיווח לשנת 2002 מבוסס על הערכות של 1882 משאיות שהכילו פסולת גושית/תעשייתית (במכפלה של 15 טון למשאית). ההנחה היא כי בשנים בהן אין דיווח, קלט האתר כמויות קטנות בלבד. לאורך התקופה האתר היה מוסדר מבחינה סטטוטורית והיה לו רישיון-עסק והיתר-בנייה.

אתר 26 — מר שרון פלוטניצקי, ראש ענף פסולת יבשה במחוז דרום של המשרד להגנת הסביבה, מסר כי באתר לא התבצעה שקילה ונקלטה בו פסולת מעורבת (פסולת ביתית) יחד עם הפסולת היבשה (תעשייתית ובניין) ולא בוצעה הפרדה בנתונים. האתר לא מסר דיווחים.

אתר 27 — מקור הנתונים במענה לבקשת-מידע שהועברה אל מפעילי האתר. האתר פעל תקופה ניכרת לפני שנת 2000 כאתר לפסולת מעורבת וקלט גם פסולת-בניין בכמויות קטנות. רק בשנת 2004 החלו לשקול את הפסולת הנקלטת ולבצע הפרדה בין סוגי הפסולת.

אתר 28 — אתר זה מוסדר למִחזור פסולת-בניין ואינו אתר הטמנה. הנתונים לשנת 2006 התקבלו ממר אורי טל, מרכז פסולת יבשה במשרד להגנת הסביבה, ביום 16.1.2008.

אתר 29 — אתר זה מוסדר למִחזור פסולת-בניין ואינו אתר הטמנה. הנתונים לשנת 2006 התקבלו ממר אורי טל, מרכז פסולת יבשה במשרד להגנת הסביבה, ביום 16.1.2008.

אתר 30 — אתר זה מוסדר להטמנה ולמִחזור פסולת-בניין גם יחד. נתונים לשנת 2006 התקבלו ממר אורי טל, מרכז פסולת יבשה במשרד להגנת הסביבה, ביום 16.1.2008.

אתר 31 — אתר זה מוסדר למִחזור פסולת-בניין ואינו אתר הטמנה. הנתונים לשנת 2006 התקבלו ממר אורי טל, מרכז פסולת יבשה במשרד להגנת הסביבה, ביום 16.1.2008.

פרק הסיכום

לנוכח הדאגה הציבורית הגוברת בדבר יכולתנו להבטיח סביבה בטוחה, נקייה ובריאה לכולם, נאבקות הרשויות להגנת הסביבה בעולם כולו עם יישום מדיניות וסטנדרטים סביבתיים, ובמיוחד במדינות בעלות שוק מתפתח או שוק במעבר. למרות שבמדינות רבות יש רגולציה וכלים שהיו אמורים לספק את ההגנה הדרושה לסביבה — רווחות עדיין בעיות הנוגעות ללגיטימיות הרגולציה, הפנמתה ויישומה. לעתים קרובות נתפסת האכיפה כבלתי-אפקטיבית והציות לחקיקה הסביבתית אינו מספק. ברם, ניתן בהחלט לשפר את פעולתה של האכיפה הסביבתית. מחקר זה יוצא מנקודת ההנחה שניתן להפוך את הרגולציה הסביבתית למערכת אדפטיבית המסוגלת להשתפר וללמוד מהצלחות, מכישלונות ומן החידושים בידע המדעי וביחסי חברה-כלכלה-סביבה. כל אלה עשויים להגביר את מידת היישום של הרגולציה, לשפר את אפקטיביות האכיפה ולעודד את הציות לחוק.[1]

כדי לאפשר לרגולציה להגביר את רמת האדפטיביות והלמידה, מציע מחקר זה ערכת אינדיקטורים ואינדקס שמסייעים במעקב אחר אפקטיביות האכיפה. באמצעות המדדים שנכללו בערכה ובאינדקס, נאסף מידע הנותן בידי מערכת האכיפה את הבסיס האמפירי הדרוש לה להבנת השפעת האכיפה על הסביבה הפיזית והאנושית כאחת. המידע מאפשר גם לאפיין את השפעות הגומלין בין חלקיה הרבים של מערכת האכיפה. ניתוח המידע המוצג במדדים מניח תשתית עובדתית להסקת מסקנות על אפקטיביות האכיפה בהשגת יעדיה. מסקנות אלו, השופכות אור על הדרכים לחזק את אפקטיביות מערכת האכיפה, מהוות תשתית ראויה לתכנון שינויים ברגולציה הקיימת. תהליך הלימוד באמצעות מדדים הוא אפוא רפלקסיבי. הוא נשען על מדידת הביצועים של הרגולציה הסביבתית לאחר

[1] D. Farber, "Environmental Protection as a Learning Experience" 27 *Loy. L. A. L. Rev.* 791 (1993-1994); W. Orts, "Reflexive Environmental Law", 98(4) *NW Uni. L. Rev.* 1227, 1339 (1994-1995); G. A Emison, "The Potential for Unconventional Progress: Complex Adaptive Systems and Environmental Quality Policy", 7 *Duke Envt'l L. & Pol'y F.* 167 (1996); J. B. Ruhl, "Thinking of Environmental Law as a Complex Adaptive System: How to Clean Up the Environment by Making a Mess of Environmental Law", 34(4) *Hous. L. Rev.* 933, 942 (1997); A. T. Iles, "Adaptive Management: Making Environmental Law and Policy More Dynamic, Experimentalist and Learning" 13(4) *Envt'l and Planning L. J.* 288 (1996); J. Jones, "Regulatory Design for Scientific Uncertainty: Acknowledging The Diversity Of Approaches In Environmental Regulation and Public Administration" 19(3) *J. of Envt'l L.* 347 (2007).

מעשה.[2] גישה זו מייצגת גם תפיסה של רגולציה המתפתחת באמצעות זיהוי בעיות ומתן מענה בתהליך מתמשך של הערכת הרגולציה והתאמתה לצרכים המזוהים.[3] דרך לימוד זו מתאימה למערכות המורכבות שעליהן שולטת הרגולציה הסביבתית, מאחר שאלו אינן מתאפיינות בלינאריות ובדפוסים ידועים הניתנים לצפייה.[4] הלימוד הרפלקסיבי מאפשר לקבל החלטות מושכלות יותר על קשת רחבה של נושאים סביבתיים מורכבים ולתקן את הרגולציה הסביבתית בהתאם.

מתוך כוונה לעודד דפוס רפלקסיבי ולומד של הרגולציה הסביבתית, נעשו במחקר כמה צעדים לפיתוח תפיסה חדשה לעיצוב מדדים של אכיפה וציות. המחקר מפתח מודל קודם שהוצע על-ידי ה-International Network for Environmental Compliance and Enforcement (INECE).[5] אלא שפיתוח המודל במחקר זה מבוסס על תיאוריה, בניגוד למודל ה-INECE המבוסס על זמינות הנתונים ואינו קשור לתשתית תיאורטית מוצקה.

תרומתו העיקרית של מחקר זה היא ביצירת בהירות רבה יותר בשלב זיהוי האינדיקטורים, לעומת מתווה ה-INECE. המודל שהוצע כאן קושר בין יעדי האכיפה הסביבתית (שהוצגו בפרק הראשון), אסטרטגיות האכיפה (שזוהו בפרק השני) ואמצעי האכיפה (שזוהו בפרק השלישי) לבין האינדיקטורים שבערכּה ובאינדקס. השימוש במושג 'אפקטיביות' במקום במושג 'יעילות' בתהליך עיצוב האינדיקטורים, אִפשר לגבש תפיסה פלורליסטית של יעדי האכיפה הסביבתית. תפיסה זו מעשירה את הדיון ומאפשרת להעניק ביטוי ליעדים הנחשבים סותרים זה את זה: מִקסום תוצאות סביבתיות, יעילות כלכלית וצדק סביבתי.[6] המחקר מצביע על כך שניתן לקבוע תמהילים שונים של יעדים באופן שלכל יעד יהיה משקל שישקף את חשיבותו בעיני הרשות האוכפת ובעיני מקבלי ההחלטות הרלוונטיים. שילוב בין יעדים מאפשר לבטא באופן מדויק יותר את יעדי רשויות האכיפה, כפי שהן למעשה. השילוב המוצע מבטא גם את המורכבות ואת הרב-גוניות

---

[2] A. Giddens, *The Consequences of Modernity* 37 (1990); D. J. Fiorino, "Rethinking Environmental Perspectives on Law and Governance", 23 *Harv. Envtl. L. Rev*. 441, 444 (1999); G. Teubner, "Substantive and Reflexive Elements in Modern Law", 17 *L. & Society Rev*. 239, 252 (1983). ראו גם: Orts (1994-1995) לעיל ה"ש 1, בעמ' 1227.

[3] M. K. Sparrow, *The Regulatory Craft: Controlling Risks, Solving Problems and Managing Compliance* 309 (2000).

[4] Emison (1996) לעיל ה"ש 1 בעמ' 181.

[5] INECE, *Performance Measurement Guidance for Compliance and Enforcement Practitioners*, p. iv. 2ed April, 2008) available at: www.inece.org/indicators/guidance.pdf (last accessed 7.8.2008).

[6] R. H. Pildes & E. S. Anderson "Slinging Arrows at Democracy: Social Choice Theory, Value Plurtalism and Democratic Politics", 90 *Colum. L. Rev*. 2121, 2124 (1990).

של המערכות הסביבתיות והאנושיות בהן עוסקת הרגולציה.[7] הבחירה באינדיקטורים להערכת אפקטיביות, היא טבעית לאור העובדה שאינדיקטורים מיטיבים לבטא את הרב-גוניות ביעדי האכיפה ומאפשרים לבחון רמות שונות של פעילות בו-זמנית.[8]

הן באינדקס והן בערכת האינדיקטורים נבחרו המדדים בראש וראשונה כנגזרת של יעדי הרשות ומטרותיה. שיקול זה הוא דומיננטי בהשוואה לשיקולים כלליים כגון שיקוף סדרי העדיפויות הסביבתיים של האכיפה או גיוון בסוגי המדדים, אשר הוצגו כמכריעים במודל ה- INECE. מעֲבָר לאימוץ "המודל הלוגי" שהוצע על-ידי ה-INECE אשר קובע חלוקה בין סוגי מדדים — מציע המודל שבמחקר זה, לקשור בין סוגי המדדים ליעדי האכיפה. כך ייבחרו המדדים לפי מידת התאמתם (וסוגם) לייצוג היעדים.

האינדקס והערכה שהוצעו במחקר זה ניתנים ליישום בסקטור ספציפי או בתחום סביבתי מסוים ברמת המדינה או האזור, אך לא ביחס לכלל האכיפה הסביבתית. ההיגיון הוא בכך שלאינדיקטורים של ציות ואכיפה יש זיקה רבה לרגולציה ולא ניתן לבחון אפקטיביות במנותק מרגולציה ספציפית. היות שהרגולציה הסביבתית מחולקת לרוב לפי תחומים סביבתיים (ולעתים רחוקות יותר לפי סקטור), מוגבל היישום לתחום סביבתי מסוים. לכן נראה כי אין משמעות רבה לאינדיקטורים אגרגטיביים כלל-מדינתיים או כלל-אזוריים המנסים להתייחס אל מערכת האכיפה כמכלול (כפי שהוצע בחלק ממערכות האינדיקטורים המדינתיות שפותחו עד היום). זו יכולה להיתפס כמובן כמגבלה מובנית של האינדקס.

בעיצוב ובפיתוח האינדקס נעשה שימוש במבחן הקִרבה למטרה, כדי לאפשר בחינת האינדיקטורים תוך השוואת הביצועים למטרות מוּחשיות. בכך התאפשרה הסקת מסקנות מהיישום, לא רק בהשוואה בין שנים, תחומים או מדינות, אלא באמצעות מידת הקִרבה למטרה שהוגדרה כאחוז מתוך ערך הייחוס. ערכי הייחוס פותחו עבור כל המדדים הכלולים באינדקס, והפיתוח אִפשר להראות כיצד ניתן לעשות שימוש באינדיקטורים אשר המרכיב של הערכת האפקטיביות כבר נטוע בתוכם.

---

[7] חוסר היכולת להשוות בין ערכים על קנה-מידה אחיד, מצדיק גישה פלורליסטית של ערכים. ראו: C. R. Sunstien, "Incommensurability Valuation in Law", 92 *Mich. L. Rev.* 779 (1994); C. R. Sunstien, "Incommensuranility and Kinds Valuation :Some Applications in Law", in *Incommensurabilty ncomparatability & Practical Reason* 234 (R. chang ed., 1997).

[8] זאת בניגוד לכלים אחרים תומכי-החלטות, המוגבלים מבחינת הממדים הכלולים בבדיקה. למשל, ניתוח של פסיקה מאפשר להעריך את החקיקה והתקנות הקיימות, אך אינו קושר בין התוצאות הסביבתיות לבין המצב המשפטי שתואר. תסקיר השפעה על הסביבה נועד לבחון השפעה פוטנציאלית של פרויקט או מדיניות כלשהי על הסביבה , אך אינו מבטא היטב את העלויות הכרוכות בהם. מבחן עלות-תועלת בוחן יעילות של החלטות, אך אינו מיטיב לבטא ערכים של צדק סביבתי או של שיתופיות. ראו: V.H. Dale & M.R. English eds., *Tools to Aid Environmental Decision Making* (1999).

אל הערכה והאינדקס אין להתייחס כאל "קופסאות שחורות" המספקות תשובות אוטונומיות. את תוצָאות הערכה והאינדקס וכל אחד מן המדדים יש לפרש ולנתח. השימוש בכלים אלה צריך להיעשות כחלק מתפיסה תיאורטית מקיפה. ניתוח המידע הכלול באינדיקטורים צריך לשמש בסיס לשלושה סוגי פעולות:

1. *הערכת אפקטיביות* — זיהוי הבעיות של מערכת האכיפה והערכת אפקטיביות האכיפה בהתאם למידע שנאסף והוצג באינדיקטורים. במחקר נעשה ניסיון להתמודד עם מורכבות המושג 'אפקטיביות', תוך מעבר הדרגתי מתפיסה כוללנית של יעדים לאמצעים (קריטריונים) ולאינדיקטורים הניתנים למדידה קונקרטית. תהליך זה הפך את המשימה של בחינת האפקטיביות לבת-ביצוע. תהליך קביעת היעדים ופירוט האמצעים (הקריטריונים) להשגתם, ובעיקר הענקת המשקל המתאים לכל יעד, קריטריון ומדד — מעמידים לִרשות מקבלי החלטות והרשות האוכפת הזדמנות לבצע תהליך ארגוני מובְנה. אימוץ האינדקס מחייב למעשה את הרשות לעסוק בעיצוב יעדים — דבר שהרשות אינה מתפנה לעתים לעשותו ולעתים אף נמנעת ממנו במוּדע. עצם העיסוק בקביעת היעדים ובהגדרתם הוא תרומה חשובה למדיניות אכיפה רציונאלית ואפקטיבית יותר.

יכולתם של הערכה והאינדקס להצביע על אפקטיביות האכיפה, אינה תלויה רק בזמינות המידע ובאיכותו, אלא במספר גורמים נוספים. על המידע להיות מוצג באינדיקטורים באופן ברור ורלוונטי למקבלי ההחלטות מבחינת יחידת הבדיקה.[9] זאת ועוד: המידע הנאסף באינדיקטורים מחייב ניתוח ופרשנות הנשענים על יסודות תיאורטיים מוצקים. לדוגמא, אין להתייחס אל הציון הסופי של האינדקס או אל כל אחד מן המדדים במנותק מתוצאות יתר המדדים או ממידע אחר הקיים על מערכת האכיפה. הציון הסופי של האינדקס צריך להתפרש בהקשרו ומתוך התייחסות להשפעת המשקלים וערכי הייחוס שנבחרו. השימוש בכל אחד מן המדדים צריך להיעשות בהקשר לשאר המדדים. למשל, אין להסיק מסקנות על אפקטיביות ממדד המתאר את היקף הפיקוח, במנותק ממדדים אחרים המתארים את העונש ואת הרווח של העבריינים.

יש לציין כי הרכּב האינדקס, כפי שהוצג במחקר זה, משקף תפיסה מסוימת של אפקטיביות מתוך הגדרת יעדי האכיפה ומטרותיה. אולם תמהיל היעדים אינו אוניברסלי. בעניין זה עלולים להתגלע הבדלים מרחיקי-לכת בין מדינות בתפיסת

---

[9] J. M. McElfish & L. M. Varnell, "Designing Environmental Indicator Systems for Pubic Decisions", *Colum. J. Envtl. L.* 53, 79 (2006).

יעדי האכיפה שלהן. לפיכך אין להניח שהאינדקס יוכל לשמש מתכוֹן מחייב לבחינת אפקטיביות האכיפה בכל מדינה שהיא. משום כך צריך הרכב האינדקס לעבור רוויזיה בהתאם ליעדים ולמטרות האכיפה המקובלים בכל מקום.

2. *קבלת החלטות ניהוליות* — מדדים הם כלי תומך-החלטות ביחס ליישום כלי האכיפה הקיימים ותקצוב מערכת האכיפה באופן התואם את היעד של שיפור האפקטיביות.[10] מהיישום עולה כי בהקשר זה יוכל האינדקס לסייע בשלושה מישורים:

א. אופן השימוש הרצוי באמצעי-אכיפה שונים — כמו למשל, מתי לעשות שימוש בתביעה ומתי בענישה מנהלית, על מי לפקח, באיזה אופן ובאיזו תדירות?

ב. תקצוב האכיפה, כגון אם רצוי להעביר תקציבים משימוש באמצעי-אכיפה אחד לאחר, או מהי התועלת הסביבתית הנוספת שתופק מתוספת תקציב לאכיפה בתחום מסוים?

ג. מבנה מערכת האכיפה — כגון, האם יש להקים מנגנוני בקרה פנימית? ברם, יש להסתייג ולומר כי ביחס למבנה הרצוי, ניתן להפיק מן האינדקס תובנות מוגבלות בלבד, שידרשו בדרך-כלל חיזוק ממקורות-מידע נוספים בארגון. זאת משום שהאינדקס והתיאוריה שעליה הוא מושתת אינם מספקים מענה אינטגרטיבי לשאלות ארגוניות של מערך האכיפה.

תהליך קבלת ההחלטות ליישום שינויים בכל אחד מן התחומים הללו, מחייב אינטראקציה בין גורמים שונים. לדוגמא, שינוי במיקוד מאמצי ההעמדה לדין מגורמים פרטיים לרשויות מקומיות, יחייב הידברות בין המשרד להגנת הסביבה, היועץ המשפטי לממשלה ותובעים חיצוניים, המשטרה ורשויות מקומיות.

3. *תכנון אסטרטגי של מערך האכיפה ומדיניות האכיפה* — האינדקס משמש כלי לשינוי רפלקסיבי ברגולציה הקיימת. המידע העולה מן המדדים יכול ללמד על הבעיות שמהן הרגולציה סובלת ולאפשר תהליך של לימוד ושיפור מתמשכים.[11] תהליך זה,

---

[10] J. Wessels & A. P. Wierzbicki, "Introduction", *Model Based Decision Support Methodology with Environmental Applications* (A. A. P. Wierzbicki, M. Makowski & J. Wessels Eds, 2000).

[11] על הרגולציה המצווה בתחום איכות הסביבה נמתחה לעתים קרובות ביקורת על היותה סטאטית מדי. "Statutes enacted at a particular time in history are limited by the available knowledge of the time, especially scientific and technological knowledge. Because command-and-control statutes cannot "learn" easily from changing circumstances and developing knowledge, they often fall short of achieving their objectives in a rapidly changing world." Orts (1994-1995) לעיל ה"ש 1, בעמ' 1238.

של תכנון רגולציה ושינויה, יכול להתרחש ברמות שונות התלויות בטיב הלקחים שנלמדו:

א. שינויים בעצמת כלי האכיפה המצויים בידי הרשות כאשר אלה אינם מספקים. לדוגמא, כאשר גובה הקנס המרבי אינו יוצר הרתעה.

ב. תוספת כלי-אכיפה, כאשר אין בידי הרשות כלי-אכיפה שבכוחם לשפר את אפקטיביות האכיפה. למשל, כאשר אין אפשרות להטיל קנסות מנהליים או אזרחיים, או כאשר אין אפשרות להורות על צו-שיקום חלופי בעבירות בהן לא ניתן לשקם את הנזק (למשל בעבירות של זיהום-אוויר).

ג. שינויים בטיב ההסְדרה המשפטית, כאשר הרגולציה הקיימת (על אמצעי האכיפה) אינה מסוגלת לתת מענה להיקף העבריינות הסביבתית. למשל, כפי שעלה מיישום האינדקס בעבירות פסולת הבניין, היקף העבריינות הוא גדול מכדי שעלייה משמעותית ככל שתהא בהיקף האיתור או ברמת העונשים תוכל ליצור הרתעה. במצב כזה יש לבחון שינויים אפשריים בדרכי ההסדרה הקיימות ולבחון את תרומתן האפשרית של דרכי-הסדרה חלופיות.

מובן שהאינדקס אינו יכול לספק מענה מוחלט לאפקטיביות של כלי ההסדרה או המדיניות החלופית, והתכנון האסטרטגי צריך להיות מבוסס מבחינה תיאורטית. עם יישום השינויים יוכל האינדקס לסייע בבחינת האפקטיביות שלהם ובהשוואתם להסדרים הישנים.

Multiple Criteria Decision Analysis (MCDA), הוצג כמסגרת מתודולוגית רחבה המאפשרת לשלב בין יעדי-אכיפה שונים. ה-MCDA מאפשר לקבוע סדרי-עדיפויות בין יעדים, את משקלם היחסי ואת משקלי הקריטריונים והמדדים המבטאים אותם.[12] יתרונה של גישה זו בכך שהיא מסייעת לקובעי-מדיניות, לחוקרים[13] ואף לציבור הרחב[14] להגדיר בצורה כמותית מבוססת (ולא אינטואיטיבית) את היעדים, המטרות ואת

[12] V. Belton & T. G. Stewart, *Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrative Approach* 1-2 (2002).

[13] G. A. Kiker, T. S. Bridges, A. Varghese, T. P. Seager & I. Linkov, "Application of Multicriteria Decision Analysis in Environmental Decision Making", 1(2) *Integrated Envtl. Assessment & Mgmt.* 95 (2005).

[14] S. Stagl, "Multicriteria Evaluation and Public Participation the Case of UK Energy Policy", 23 *Land Use Policy* 53 (2006).

משקלם היחסי באינדקס, מבלי להתנכר לעובדה שמדובר בהכרעה ערכית. זאת ועוד: בחינת האפקטיביות באמצעות MCDA מאפשרת לתאר באופן מדויק יותר את תהליכי קביעת היעדים ואת קבלת ההחלטות הנוגעות לאכיפה. בניגוד למבחן עלות-תועלת, מעניק MCDA משקל לערכים איכותניים ואינו מחייב ביטוי מוניטארי לכל מרכיביו. מבחן עלות-תועלת מבטא מחויבות לתפיסת-עולם אחת של רווחה חברתית ומתודולוגיה לבחינתה, בעוד ש-MCDA עושה שימוש במשקלים על-מנת להעניק ביטוי להעדפות היחסיות של הגורמים המעורבים בקבלת ההחלטות.[15] שיטה זו מתאימה למורכבות הקיימת בקבלת החלטות הנוגעות למדיניות האכיפה. היא מאפשרת להימנע מפישוט מערכת ההערכה, מהתעלמות מתפיסות שונות ומאיבוד מידע.[16] כמו כן, לשימוש ב-MCDA במסגרת גיבוש האינדקס יש יתרונות בעידוד שיח פנים-ארגוני שבו המשתתפים אינם נדרשים לדלל את עמדתם האישית ולהגיע לקונסנסוס מוחלט.[17] עם זאת יש לציין את הקושי המעשי ביישום MCDA, המחייב את המשתתפים להשקיע זמן רב. היישום יכול גם לחייב השקעת-משאבים נוספת עקב הצורך בגיוס יועצים חיצוניים לרשות.

בעוד שיכולת האינדיקטורים והאינדקס לתאר את אפקטיביות האכיפה, תלויה בעיקר בנקודת המבט של מקבל ההחלטות אשר יזם את הבדיקה — הרי שיכולתם לשמש כלי תומך החלטות מדיניות תלויה במידה רבה באימוץ האינדיקטורים על-ידי הנהלת הרשות האוכפת. תכנונם של האינדיקטורים עם הרשות מלכתחילה באמצעות MCDA, יאפשר לבטא את יעדי הרשות האוכפת ואת מטרות ההנהלה באמצעות האינדיקטורים. תהליך כזה יגביר את הסיכוי שהאינדיקטורים ישרתו תהליכי קבלת החלטות הנוגעים ליישום האכיפה ולמבנה הגוף האוכף. מן הניסיון שהצטבר בארה"ב מעיצוב ומשימוש במערכות של אינדיקטורים סביבתיים, נלמד הלקח שאינדיקטורים שתוכננו במנותק מן הרשות הרלוונטית לא הצליחו להשפיע כמצופה על תהליכי קבלת החלטות. הסיבות לכך היו מגוונות. האינדיקטורים לא ביטאו את יעדי הרשות ואת מטרות ההנהלה.[18] תחום תחולתם של האינדיקטורים לא תאם את הסמכות המשפטית של הגוף שאליו כוונו.[19]

---

[15] M. Munasinghe, (Lead Author), G. Douglas (Topic Editor), "Multi-Criteria Analysis in Environmental Decision-Making" in *Encyclopedia of Earth* (C. J. Cleveland Ed., 2007) available at www.eoearth.org/article/Multi-criteria_analysis_in_environmental_decision-making (last accessed 1.1.2008).

[16] Kiker (2005) לעיל ה"ש 13, בעמ' 95.

[17] Kiker (2005) לעיל ה"ש 13, בעמ' 95.

[18] McElfish (2006) לעיל ה"ש 9, בעמ' 69. במחקר זה נבחנו מספר תכניות העושות שימוש באינדיקטורים סביבתיים באיזור המרכז האטלנטי של ארה"ב. המסקנה היתה שמרבית מערכות האינדיקטורים נבנו ללא תשומת-לב ראויה ליעדי הגוף ולמטרות ההנהלה.

[19] McElfish (2006) לעיל ה"ש 9, בעמ' 74.

כמו כן, נמצאו הבדלים בין קנה המידה הגיאוגרפי שנבחן במדדים לבין פריסת פעילותה של הרשות.[20]

למחקר עשויה להיות תרומה נוספת ביישום האינדקס בעבירות של פסולת-בניין בישראל. היישום מאפשר להדגים את השימוש באינדקס ואת התועלות והתובנות שניתן להפיק ממנו. הוצגו מתודולוגיות שונות ליציקת תוכן למדדים ופורטו הדילמות והקשיים הכרוכים ביישומן. מחד-גיסא נמצא כי גם בהתקיים איסוף מידע באיכות בינונית — כפי שקיים בישראל — ניתן ליישם אינדקס סביבתי הבוחן את אפקטיביות האכיפה. מאידך-גיסא הובהרה חשיבותה של איכות המידע הגולמי הנאסף והקושי הנובע מהיעדר עקביות באיסוף המידע. כמו כן הודגם כיצד ניתן לשלב במסגרת האינדקס בין מידע איכותי למידע כמותי. עם זאת נתגלו מספר בעיות מתודולוגיות ביישום אינדיקטורים איכותניים. בעיות אלו מצביעות על הזהירות הנדרשת ביישום אינדיקטורים ובבחינת חלופות המסתמכות על מידע אובייקטיבי ולא סובייקטיבי. יישום האינדקס הִדגים כיצד עולה ממנו תמונה בהירה על פעילות מערכת האכיפה והציות בתחום שקודם לכן סבל מהיעדר כמעט מוחלט של מידע כמותי או איכותי לאפיונו. ניתוח המדדים ביסס תשתית להסקת מסקנות מרחיקות-לכת על תכנון מחדש של הרגולציה הסביבתית בתחום פסולת הבניין. הפועל היוצא מן היישום הוא כי נמצא שהאינדקס עונה על מרבית הציפיות שהיו גלומות בו למתן תמונה בהירה על מערך האכיפה והרגולציה, להבהרת תחומים המחייבים העמקה או בדיקה נוספת, ולהנחת התשתית הדרושה לביצוע שינויים ביישום ובתכנון הרגולציה הקיימת.

איסוף המידע היוצק תוכן למדדים, מחייב התייחסות לא רק למתודולוגיות האיסוף ודרכי הניתוח, אלא גם לזיהוי המוסדות והכלים האמורים לסייע באיסוף הנתונים ובעדכונם השוטף. ניכר כי ליישום מערכת אינדיקטורים נדרש מנגנון שילווה את איסוף המידע והאינטגרציה שלו ממקורות שונים[21] (כפי שבוצע למשל באינטגרציה של מקורות-מידע מהמשרד להגנת הסביבה, מהלשכה המרכזית לסטטיסטיקה ומהתאחדות הקבלנים במחקר זה). גם איכות המידע היא סוגיה חשובה המחייבת התייחסות. המידע המתקבל ממגוון רחב של גורמים, לוקה לעתים קרובות בחוסר עקביות ועלולים להיווצר פערים בבסיס הנתונים הקיים.[22] לגבי חלק מן המידע המזין את המדדים הכלולים באינדקס או בערכּה, עלולות להתעורר שאלות של שקיפות ופתיחות לציבור מחשש לפגיעה בפרטיות

[20] McElfish (2006) לעיל ה״ש 9, בעמ׳ 75.

[21] McElfish (2006) לעיל ה״ש 9, בעמ׳ 79.

[22] כפי שנמצא, למשל, בנתוני מערכת ׳מעוף׳ המוזנים בעיקר על-ידי הלשכות המחוזיות של המשרד להגנת הסביבה.

(כגון שמות ופרטי מפעלים שלגביהם התקיימו ביקורות או שימועים). לחלופין עלולות הרשויות לחשוש לחשוף את יעדיהן, סדרי העדיפויות הסביבתיים וערכי הייחוס שמולם הן בוחנות את עבודתן, מחשש שיועמדו לביקורת ציבורית או שתיפגע ההרתעה בקרב סקטורים אשר יגלו שאינם נמצאים במוקד הפיקוח. אולם, אם הכוונה היא לאפשר לפרסום המידע כשלעצמו לשמש כרגולציה, אזי יש למצוא את האיזון הנאות בין שיקולי פרטיות או שיקולים טקטיים של גורמי האכיפה, לבין החשיבות שבחשיפת המידע לציבור.[23]

מיישום האינדקס התגלה כי תהליך קביעת יעדי האכיפה ופירוט האמצעים להשגת היעדים, טרם התרחש במערך האכיפה של המשרד להגנת הסביבה בישראל. על-מנת שמערכת האינדקס ומערכת האינדיקטורים שהוצעו במחקר זה יוכלו לשמש כלי לקבלת החלטות בידי המשרד להגנת הסביבה, יש להתאימם ליעדי האכיפה ולקריטריונים שיוגדרו על-ידי מקבלי החלטות רלוונטיים במשרד להגנת הסביבה ומחוצה לו (כגון נציגי ארגוני-סביבה לא-ממשלתיים). יש לציין שתהליך הטמעת האינדקס וערכת המדדים בקרב מערך האכיפה, הוא המשך הכרחי לפעולות התכנון והעיצוב שבוצעו במחקר זה ולתהליך קביעת היעדים שחייב להתבצע במערך האכיפה של המשרד להגנת הסביבה.

לבסוף, יישום האינדקס מלמד כי באכיפת דיני איכות הסביבה יהיה זה נבון לראות כל פתרון כזמני וככפוף להערכה-מחדש כשאינפורמציה חדשה מופיעה ופתרונות ישנים נבחנים מול המציאות. השימוש הקבוע בערכת האינדיקטורים או באינדקס, מאפשר להזין את מערכת האכיפה במידע חדש בהתמדה. מידע זה מסייע במעקב אחר האכיפה, ביישום השינויים הדרושים באופן פעולת מנגנוני האכיפה ועידוד הציות ובתכנון השינויים הדרושים ברגולציה. במקום לראות את תהליך קביעת מדיניות האכיפה כתרגיל חד-פעמי שנועד לאמץ פתרון מיטבי על בסיס המידע הקיים, יהיה נבון לראותו כתהליך מתמשך של למידה מניסיון ושיפור. השאלה: מהו הפתרון האופטימאלי כיום? חשובה פחות מן השאלה: מהי האסטרטגיה הטובה ביותר על-מנת להתפתח ולתת מענה

---

[23] לדיונים על "רגולציה של מידע" ראו למשל: 59W.A. Magat & W.K. Viscusi," Informational Approaches to Regulation" (1992), reprinted in *Foundations for Environmental Law and Policy* 149 (R.L. Revesz ed., 1997); P. KIeindorfer & E.W. Orts," Informational Regulation of Environmental Risks", 18 *Risk Analysis* 155 (1998); W.M. Sage, "Regulating Through Information: Disclosure Laws and American Health Care" 99 *Columbia L. R.* 1701 (1999); C.R. Sunstein, "Informational Regulation and Informational Standing: Akins and Beyond", 147 *Uni. of Penn. L. R.* 613 (1999); R.B. Stewart, " A New Generation of Environmental Regulation?", 29 *Capital Uni. L. R.* 21(2001); N. Gunningham, P. Grabosky & D. Sinclair, *Smart Regulation: Designing Environmental Policy* 60 (1998).

למידע חדש על הבעיה בהווה ובעתיד?[24] התשובה שניתנה לשאלה זו במחקר זה, היא שהאסטרטגיה הטובה ביותר היא 'רגולציה סביבתית לומדת'. במלים אחרות: על מערכת האכיפה להתמיד ולבחון את עצמה, ללמוד באופן מתמשך מן המידע החדש הנגלה לה, להשתנות ולהתפתח עם שינויי העתים. כלשונו של Sir Francis Bacon:

"He that will not apply new remedies must expect new evils; for time is the greatest innovator; and if time of course alters things to the worse, and wisdom and counsel shall not alter them to the better, what shall be the end?" [25]

[24] Farber (1994) לעיל ה"ש 1, בעמ' 791.

[25] F. Bacon, "Essay XXIV of Innovation" *Essays*, (1597) available at: http://worldwideschool.org/library/books/phil/modernwesternphilosophy/FrancisBacon/chap24.html (last accessed 2.1.2008).

רשימת המקורות

חקיקה ישראלית

1. דברי הסבר לצו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — שמירת ניקיון), התש״ס-2000.
2. הצעת חוק איכות הסביבה (דרכי ענישה) (המזהם משלם) (תיקוני חקיקה), התשס״ו-2006.
3. חוק איסוף ופינוי פסולת למִחזור, התשנ״ג- 1993.
4. חוק איסור הלבנת הון, התש״ס-2000.
5. חוק גנים לאומיים, שמורות טבע, אתרים לאומיים ואתרי הנצחה, התשנ״ח-1998.
6. חוק הבנקאות (שירות ללקוח), התשמ״א-1981.
7. חוק הדרכים (שילוט), השתכ״ו-1966.
8. חוק החברות, התשנ״ט-1999.
9. חוק החומרים המסוכנים, התשנ״ג-1993.
10. חוק המים, התשי״ט-1959.
11. חוק העבירות המנהליות, התשמ״ו-1985.
12. חוק הפיקדון על מכלי משקה, התשנ״ט-1999.
13. חוק הפיקוח על שירותים פיננסיים, (קופות גמל), התשס״ה-2005.
14. חוק התכנון והבנְיה התשכ״ה-1965.
15. חוק התניית מענקים ממשלתיים למפעלי תעשיה (תיקוני חקיקה), התשס״ו-2006.
16. חוק התקשורת (בזק ושידורים), התשמ״ב-1982.
17. חוק חובת המכרזים, התשנ״ב-1992.
18. חוק להגנת חיית הבר, התשט״ו-1955.
19. חוק לימוד חובה, התש״ט-1949
20. חוק למניעת מפגעים סביבתיים (תביעות אזרחיות), התשנ״ב-1992.
21. חוק למניעת מפגעים, התשכ״א-1961.
22. חוק לעידוד השקעות הון בחקלאות, התשמ״א-1980.
23. חוק לעידוד השקעות-הון, התשי״ט-1959.
24. חוק לעידוד מחקר ופיתוח בתעשיה, התשמ״ד-1984.
25. חוק מניעת זיהום הים (הטלת פסולת), התשמ״ג-1983.
26. חוק מניעת זיהום הים ממקורות יבשתיים, התשמ״ח-1998.
27. חוק משק הגז הטבעי, התשס״ב-2002.
28. חוק משק הדלק (איסור מכירת דלק לתחנות תדלוק מסוימות), התשס״ה-2005.
29. חוק סדר הדין הפלילי [נוסח משולב], התשמ״ב-1982.
30. חוק צער בעלי חיים (הגנה על בעלי חיים), התשנ״ד-1994.
31. חוק רישוי עסקים התשכ״ח-1968.
32. חוק רשות הספנות והנמלים, התשס״ד-2004.
33. חוק שירותי תיירות, התשל״ו-1976.

34. חוק שמירת הניקיון, התשמ״ד-1984.
35. חוק תאגידי מים וביוב, התשס״א-2001.
36. כללי המים (שימוש במים באזורי קיצוב), התשל״ו-1976.
37. פקודת בריאות העם, 1940.
38. פקודת הבנקאות 1941.
39. פקודת העיריות [נוסח חדש].
40. פקודת מניעת זיהום הים בשמן [נוסח חדש], התש״ם -1980.
41. פקודת סדר הדין הפלילי (מעצר וחיפוש) [נוסח חדש], התשכ״ט-1969.
42. צו המועצות המקומיות (מועצות אזוריות), התשי״ח-1958.
43. צו העונשין (שינוי שיעור קנסות), התשנ״ו-1996.
44. צו סדר הדין הפלילי (ברירת משפט — שמירת הניקיון), התש״ס-2000.
45. צו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — זיהום אוויר מכלי רכב בדרך), התשס״א-2001.
46. צו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — מניעת מפגעי יתושים), התשס״א-2001.
47. צו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — מניעת רעש), התש״ס-2000.
48. צו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — פינוי יריעות פלסטיק), התשס״ד-2003.
49. צו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — פיקדון על מכלי משקה), התשס״ב-2002.
50. צו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — שמירת ניקיון), התש״ס-2000.
51. צו סדר הדין הפלילי (עבירות קנס — תנאים תברואיים בתחנות דלק), התשס״א-2001.
52. צו רישוי עסקים (עסקים טעוני רישוי), התשנ״ה-1995.
53. תקנות איסוף ופינוי פסולת למחזור (חובת פינוי פסולת למחזור) התשנ״ח-1998.
54. תקנות בריאות העם (פליטת זיהום מכלי רכב), התש״ם-1980.
55. תקנות בריאות העם (קביעת תקנים למי שפכים), התשנ״ב-1992.
56. תקנות המים (כללים לרחיצת רכב ולשטיפת משטחים מרוצפים במים), התשס״א-2001.
57. תקנות המים (מניעת זיהום מים) (מתכות ומזהמים אחרים), התשס״א-2000.
58. תקנות המים (מניעת זיהום מים) (תחנות דלק), התשנ״ז 1997.
59. תקנות העבירות המנהליות (קנס מינהלי — עבירות לפי חוק המים), התשס״ג-2002.
60. תקנות העבירות המנהליות (קנס מינהלי — עבירת נהיגה ברכב בחוף הים), התשס״א-2001.
61. תקנות התכנון והבניה (בקשה להיתר, תנאיו ואגרות), התש״ל-1970.
62. תקנות למניעת מפגעים (זיהום אויר מכלי רכב), תשכ״ז-1963.
63. תקנות מניעת זיהום מי הים בשמן (ביצוע האמנה), התשמ״ז-1987.
64. תקנות רישוי עסקים (תחנת מעבר לפסולת), התשנ״ח-1998.
65. תקנות שירות נתוני אשראי, התשס״ד-2004.

פסיקה ישראלית

1. בג״צ 4128/02 אדם טבע ודין נ׳ ראש ממשלת ישראל ואח׳, פ״ד נח(3) 503.
2. ברע״פ 7861/03 מדינת ישראל נ׳ המועצה האזורית גליל תחתון, פדאור 06(10) 59 (2005).

3. ה"פ (ת"א) 1847/95 הוד חפר נ' מועצה אזורית עמק חפר, דינים-מח לב(2) 512.
4. ע"א 8133/03 יצחק נ' לוטם שיווק בע"מ, פ"ד נט(3) 66 תק-על 2004(4).
5. ע"פ (מחוזי נצרת) 228/02 פרי הגליל נ' מדינת ישראל (לא פורסם 2003)
6. ע"פ (מחוזי ת"א) 72076/05 ספוז'ניקוב בע"מ נ' מדינת ישראל, פדאור 06(37) 212 (2006).
7. ע"פ (נצ') 1160/05 יצחק מירון נ' המשרד לאיכות הסביבה (לא פורסם 11.10.05).
8. ע"פ (ת"א) 71018/99 המועצה האיזורית לב השרון ואח' נ' מדינת ישראל — המשרד לאיכות הסביבה, תק-מח 2001 (2) 758.
9. ע"פ (ת"א) המועצה האיזורית לב השרון ואח' נ' מדינת ישראל — המשרד לאיכות הסביבה, תק-מח 20001(2) 758.
10. ע"פ 125/74 מירום חברה למסחר בינלאומי בע"מ נ' מדינת ישראל, פ"ד ל(1) 57 (1975).
11. ע"פ 3027/90 חברת מודיעים בינוי ופיתוח נ' מדינת ישראל, פ"ד מה(4) 364 (1991).
12. ע"פ 568/72 עזרא נ' מדינת ישראל, פ"ד כז(1) 806 (1973).
13. ע"פ 6129/94 בן יחזקאל שמבי נ' מדינת ישראל, פדאור 95(2) 545 (1995)
14. ע"פ 786/84 לוי נ' מדינת ישראל, פ"ד לט(2) 714 (1985).
15. רע"פ 3697/99 שמעון כהן חברה לעבודות עפר נ' מדינת ישראל — המשרד לאיכות הסביבה, תק-על, 99(2),1 (1999).
16. רע"פ 7861/03 מדינת ישראל נ' המועצה האזורית גליל תחתון (לא פורסם 27.02.2005).
17. ת"פ (שלום חיפה) 1009/05 מדינת ישראל נ' חדיד, פדאור 05(11) 212 (2005).
18. ת"פ (שלום ת"א) 5305/02 מ"י נ' תשתיות נפט ואנרגיה בע"מ, פדאור 05(34) 340 (2005).
19. ת"פ (שלום אשקלון) 1491/05 מדינת ישראל נ' חברת קו צינור אילת אשקלון בע"מ ומרדכי שלו ודרור מאור (לא פורסם, 20.12.2006).
20. ת"פ (שלום ב"ש) 2054/02 מ"י נ' חיפה כימיקלים (דרום), פדאור 06(20) 574 (2006).
21. ת"פ (שלום ב"ש) 2787/99 מ"י נ' חברת ערדג בע"מ, פדאור 06(23) 299 (2006).
22. ת"פ (שלום חדרה) 1339/05 מדינת ישראל נ' ציוני דרך סלילה בחדרה בעמ' ואריה גבריאל, פדאור 06(14) 875 (2006).
23. ת"פ (שלום חדרה) 1670/06 מ"י נ' אלון, פדאור 06(29) 803 (2006).
24. ת"פ (שלום חיפה) 012368/97 מ"י נ' פז שמנים וכימיקלים בע"מ (לא פורסם, 17.6.2004).
25. ת"פ (שלום טבריה) 2968/97 מ"י נ' פרי גליל (לא פורסם, 2002).
26. ת"פ (שלום י-ם) 5054/04 מ"י נ' פז חברת נפט בע"מ (לא פורסם, 17.10.2006).
27. ת"פ (שלום י-ם) מ"י נ' קלה ויוחנן (לא פורסם, 4.6.2006).
28. ת"פ (שלום י-ם) 3756/01 מ"י נ' מנועי בית שמש בע"מ, פדאור 04(25) 863 (2004).
29. ת"פ (שלום י-ם) 3876/00 מ"י נ' חברת א'. קסיר בע"מ, פ"מ תשס"ב (3) 406, 409 (2003).
30. ת"פ (שלום כפר סבא) 1191/02 מ"י נ' בן עמי שאול כינון והשקיה בע"מ, פדאור 04(3) 139 (2004).
31. ת"פ (שלום כפר סבא) 1248/06 מ"י נ' מרקעים שילוט חוצות בע"מ (לא פורסם, 4.12.2006).
32. ת"פ (שלום פ"ת) 1172/04 מ"י נ' קיבוץ גבעת השלושה אגודה שיתופית, פדאור 06(21) 640 (2006).

33. ת"פ (שלום רמלה) 1216/03 מ"י נ' שרון דן השקעות (לא פורסם, 1.7.2003).
34. ת"פ (שלום רמלה) 1156/06 מ"י נ' שריקי (לא פורסם, 26.11.2006).
35. ת"פ (שלום ת"א) 5487/04 מדינת־ישראל נ' איתן (לא פורסם, 3.11.2004).
36. ת"פ (שלום ת"א) 6793/02 מדינת־ישראל נ' ונונו דני בע"מ, פדאור 05(4) 450 (2005).
37. ת.פ (הקריות) 1283/04 מדינת ישראל נ' ש.ח. פארק וגינון (1986) בע"מ (לא פורסם 1.3.2006).

ספרות בעברית: ספרים

1. אינדיקטורים לפיתוח בר קיימא בישראל — דו"ח מסכם שלב א' (ע' פייטלסון עורך, מכון ירושלים לחקר ישראל, המרכז למדיניות סביבתית, 2004).
2. גולדשטיין י' הבגידה בארץ הבחירה — האיום הסביבתי חברתי (2002).
3. גורדון א' ד' האדם והטבע (1951).
4. דון ס' "השימוש בדלק פוסילי במגמה מעורבת" סימני חיים 2000 48 (ר' לסטר, ר' בראון, מ' רנר, ב' הלוויל ול' סטארק עורכים,2000).
5. המר מ' וצ'מפי ג' עיצוב מחדש של התאגיד (1994).
6. טל א' "התועלת מאי-ציות לחוקים הסביבתיים – המקום של ניתוח כלכלי בקביעת הקנסות למזהמים" סביבה ומדיניות — קובץ מחקרים 13 (בעריכת ע' אידלמן , א' טל ונ' בן אהרון, 2002).
7. טל א' הסביבה בישראל, משאבי טבע, משברים, מאבקים ומדיניות מראשית הציונות ועד המאה ה- 21 (2002).
8. טליתמן ד' וטל א' "דיווח עצמי — המפתח לשיפור באכיפה הסביבתית בישראל" סביבה ומדיניות- קובץ מחקרים 87 (ע' אידלמן, א' טל ונ' בן-אהרון עורכים, 2002).
9. לבציון-נדן נ', נושאים סביבתיים בתקציב המדינה (2006).
10. לסטר ר' ו חשן א', סביבה ומִנהל בישראל, שורשים ובסיס 71 (2003).
11. סולר ש' "פרק 4: מצבת הנתונים הקיימים בישראל", אינדיקטורים לפיתוח בר-קיימא בישראל דו"ח מסכם שלב א', 27 (ע' פייטלסון עורך, 2004).
12. פיש ד' דיני איכות הסביבה בישראל (2004).
13. פרז א' "זכויות חברתיות-כלכליות ואיכות הסביבה" בזכויות חברתיות ותרבותיות בישראל (י' רבין וי' שני עורכים, 2004).
14. רוטנשטין מ' ו סטרול-דעבול ע' מיקום אתרי פסולת וצדק סביבתי (2004).

ספרות בעברית: מאמרים

1. גלפי מ' "מקומו של השיקול הכספי בהסדרת איכות הסביבה" מחקרי משפט ח 172 (תש"ן).
2. גלפי מ' "שיפור ההגנה על איכות הסביבה: פרק ביישום עקרונות המשפט המנהלי" מאזני משפט ג 23 (2003-2004).

3. חסין י' וקרמניצר מ' "אחידות בענישה בעבירות תעבורה" משפטים י"ח 103-104 (תשמ"ח).
4. מן ק' "סנקציות אזרחיות-עונשיות" עיוני משפט טז(2) 243 (תשנ"ב).
5. עינת ת' "אכיפה של קנסות פליליים בישראל: מדיניות, בעיתיות והצעות לשיפור" מחקרי משפט יט 167, (2002).
6. פיש ד' "צדק סביבתי בישראל: המפגש בין דיני זכויות האדם ודיני איכות הסביבה" משפט וממשל ז 911 (תשס"ה).
7. פרז א' "ההשפעה של החשיבה הכלכלית על דיני איכות הסביבה בישראל" עיוני משפט 2008 (טרם פורסם)
8. פרז א' ו רוזנבלום א' "כרוניקה של הגמוניה תכנונית: המעמד של מערכת הביטחון בראי המאבק הסביבתי להצלת חוף עתלית (2003-2001)" מחקרי משפט כג(2) 371 (2007).
9. קליאוט נ' זיהום סביבתי חוצה גבולות: ישראל, ארצות ערב והרשות הפלסטינית, 34 (המועצה הלאומית לאיכות הסביבה, 2003).
10. קרסין א' "הענישה בעבירות איכות הסביבה: בין רטוריקה למעשה" מחקרי משפט כג(2) 47 (2007).
11. קרסין א' "שיקום קרקעות מזוהמות בישראל" מדיניות ומשפט 206 (2005).
12. קרסין א' "התקנות למניעת מפגעי תחבורה נתקעו בפקק", ירוק כחול-לבן, אוקטובר-נובמבר (1999).
13. רוזן-צבי י' "של מי הפסולת הזו לעזעזאל? — סילוק-פסולת וצדק-סביבתי בישראל" מחקרי משפט כג2 497 (2008).
14. שביט ג' "תרומת המחקר הקרימינולוגי לשיקולי שפיטת עברייני תנועה" עיונים קרימינולוגיים 2, 8 (1986).
15. שנור ב' "הקשר הסיבתי העובדתי בתביעות בגין נזקי גוף שנגרמו מזיהומים סביבתיים" מחקרי משפט כד 570 (2007).

חקיקה זרה

1. Article 21a, The German Water Resources Management Act v. 26.8.1992 (BGBI. I S 1564).
   לתרגום אנגלי ראו: German Environmental Law: Basic Texts and Introduction 251 (G. Winter Ed., 1994).
2. Article 287 Canadian Environmental Protection Act, 1999 (1999, c. 33).
3. Clean Air Act § 113(d)(2) 42 U.S.C.A § 7413(d)(r) (West 1995).
4. Toxic Substances Control Act, 15 U. S.C. A § 2615(a)(2)(A).
5. Ocean Dumping Ban Act (1998) 33 U.S.C § 1415(b)(2) (2005).
6. Endangered Species Act 16 U.S.C § 3374 (2005).
7. Migratory Bird Treaty Act 16 U.S.C § 707 (2005).

פסיקה זרה

1. United States v. Hayes International Corp., 786 F2d., 1499 (11th Cir. 1986).
2. United States v. Hofin 880, F2d. (9th cir 1989) cer. denied, 493 U.S, 1083 (1990).
3. United States v. International Chemical Corp, 402 U.S. 558, 91 S.Ct. 1967, 29 L. Ed.2d, 178 (1971).
4. Austin v. United States, 509 U.S 602,604 (1993).

ספרות באנגלית: ספרים

1. Akers R., Criminological Theories: Introduction Evaluation and Application (2002).
2. Aley J. et al. (Eds.) Ecosystem Management: Adaptive Strategies for Natural Resources Organizations In the Twenty-First Century (1999).
3. Ammons D., "Productivity Barriers in the Public Sector" Public Productivity Handbook, 117 (1992).
4. Anderson M.R., "Human Rights Approaches to Environmental Protection: an Overview" Human Rights Approaches to Environmental Protection (A.E Boyle & M.R Anderson Eds., 1996).
5. Armstrong S. & Botzler R., Environmental Ethics: Divergence and Convergence (1993).
6. Arthur J. & Shaw W.H., Justice and Economic Distribution (1978).
7. Ayers I. & Braithwaite J., Responsive Regulation: Transcending the Deregulation Debate (1992).
8. Bak P., How Nature Works (1996).
9. Bak P.,"Self Organized criticality: A Holistic View of Nature", in Complexity: Metaphors, Models and Reality (G. A. Cowan et al. Eds., 1994).
10. Bardach E. & Kagan R.A., Going by the Book: the Problem of Regulatory Unreasonableness (1982).
11. Bately R. & Larbi G., The Changing Role of Government: the Reform of Public Services in the Developing Countries (2004).
12. Baumel W.J. & Oates W. E., The Theory of Environmental Policy (2nd ed. 1988).
13. Baxter W., People or Penguins: the Case for Optimal Pollution (1974).
14. Beier A., Only Judgment: the Limits of Litigation in Social Change (1982).
15. C. Beierle & J. Cayford, Democracy in Practice- Public Participation in Environmental Decisions (2002).
16. Belton V. & Stewart T. G., Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrative Approach (2002).
17. Bentham J., An Introduction to the Principles of Morals and Legislation (first ed., 1789, Latest Ed., Adamant Media Corporation, 2005).

18. Bentham J., Theory of Legislation (1931).
19. Berger M., Equality by Statute (1952).
20. Berle A.A & Means G.C, the Modern Corporation and Private Property (1967).
21. Berman E.M, "Causal Modeling and Path Analysis", Handbook of Research Methods in Public Administration 455 (G. L Miller & M. L. Whicker eds., 1999).
22. Black J., The Emergence of Risk Based Regulation and the New Public Risk Management in the UK 512 (2005).
23. Boardman A.E., Greenberg D.H, Vining A.R & Weimer D.L, Cost–Benefit Analysis, Concepts and Practice (2nd ed. 1 2001).
24. Boston J., Public Management: The New Zealand Model (1996).
25. Bowen W. M., Environmental Justice Through Research-Based Decision-Making (2001).
26. Boyle A., "The Role of International Human Rights Law in the Protection of the Environment" Human Rights Approaches to Environmental Protection (A.E Boyle & M.R Anderson Eds., 1996).
27. Braithwaite J., Crime Shame and Reintegration (1989).
28. Braithwaite J., Responsive Regulation and Restorative Justice (2002).
29. Bullard R.D., Confronting Environmental Racism: Voices from the Gross Roots (1993).
30. Bullard R.D., Dumping in Dixie: Race Class and Environmental Quality (1990).
31. Chenoweth J., Indicators of Sustainable Development: A Review of the Existing State of Knowledge (2001).
32. Churchill R.R, "Environmental Rights in Existing Human Rights Treaties" Human Rights Approaches to Environmental Protection (A.E Boyle & M.R Anderson eds., 1996).
33. Cohen J. & Stewart I., The Collapse of Chaos (1994).
34. Cohen M. A., Monitoring and Enforcement of Environmental Policy (Aug., 1998).
35. Coglianese C. & J. Nash, "Towards a Management –Based Environmental Policy" in Regulating from the Inside- Can Environmental Management Systems Achieve Policy Goals? 222, 227 (C. Coglianese & J. Nash eds., 2001).
36. Cole D., Pollution and Property: Comparing Ownership Institutions for Environmental Protection (2002).
37. Cole L.W. & Foster S.R., From the Ground Up: Environmental Racism and the Rise of the Environmental Justice Movement (2001).
38. Croall H., White Collar Crime: Criminal Justice and Criminology (1992).
39. Crocker T.D., "The Structuring of Atmospheric Pollution Control Systems" The Economics of Air Pollution (Harold Wolozin ed., 1966).
40. Cullen F. & Agnew R., Criminological Theory, Past to Present (2003).

41. Dale V.H. & English M.R. eds., Tools to Aid Environmental Decision Making (1999).
42. Dales J. H., Pollution, Property and Prices (1968).
43. Dent M., Chandler J. & Barry J. eds., Questioning the New Public Management (2004).
44. Des Jardins J.R., Environmental Ethics — An Introduction to Environmental Philosophy (2nd Ed., 1997).
45. Dibben P., Wood G. & Roper I. Eds., Contesting Public Sector Reforms: Critical Perspectives, International Debate (2004).
46. Dregson A. & Inoue Y. (Eds.), The Deep Ecology Movement: An Introductory Anthology (1995).
47. Dworkin R., Taking Rights Seriously (1977).
48. Eder K., The Social Construction of Nature: A Sociology of Ecological Enlightenment (Trans. M Ritter 1996).
49. Eisenberg M., the Structure of the Corporation (1976).
50. Ely J.H., Democracy and Distrust: A Theory of Judicial Review (1980).
51. Etzioni A., The Moral Dimension: Towards a New Economics (1998).
52. Faure M. & Heine G., Criminal Enforcement of Environmental Law in the European Union (2005).
53. Faure M.G. & Heine G. (Eds.), Final Report Criminal Penalties in EU Member States' Environmental Law 1 (Maastricht European Institute for Transnational Legal Research, 2002).
54. Fisse B. & J. Braithwaite, Corporations, Crime and Accountability (1993).
55. Florida R., D. Davison, "Why Do Firms Adopt Advanced Environmental Practices (and Do They Make a Difference)?" in Regulating from the Inside- Can Environmental Management Systems Achieve Policy Goals? 222, 227 (C. Coglianese & J. Nash eds., 2001).
56. Foster S., "Environmental Justice in an Era of Devolved Collaboration", Justice & Natural Resources (K. M. Mutz, G. C. Bryner & D. S. Kenney Eds., 2002).
57. Formbrum C., Reputation (1996).
58. Freeman A., The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods (2nd Ed.,Washington D.C Resources for the Future, 2003).
59. Gabrielian V., "Qualitative Research Methods, an Overview", Handbook of Research Methods in Public Administration, 167 (G. L Miller & M. L Whicker eds., 1999).
60. Galston W., Liberal Pluralism: the Implications of Value Pluralism for Political Theory and Practice (2002).
61. Geis G. & Demento J., "Should We Prosecute Corporations and/or Individuals?" Corporate Crime: Contemporary Debates 79 (F. Pearce & L. Snider Eds., 1995).

62. Geiser K., "Cleaner Production and the Precautionary Principle" Protecting Public Health and the Environment — Implementing the Precautionary Principle 323 (C. Raffensperger & J. Tickner eds., 1999).
63. Giddens A., The Consequences of Modernity (1990).
64. Gleick J., Chaos: Making A New Science (1987).
65. Gray J., Two Faces of Liberalism (2002).
66. Gottferson M.R & Hirschi T., A General Theory of Crime (1990).
67. Gunderson L. H. (Ed.), Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems (2002).
68. Gunningham N., "Beyond Compliance," Environmental Outlook: Law and Policy (B. Boer et al eds., 1994).
69. Gunningham N. & Sinclair D. Leaders & Laggards: Next Generation Environmental Regulation (2002).
70. Gunningham N., & Grabosky P., Smart Regulation, Designing Environmental Policy (1998).
71. Hanely N., Shogren J.F. & B. White, Environmental Economics in Theory and Practice (1997).
72. Hart H.L.A., The Concept of Law (1961).
73. Hatry H. P., Performance Measurement, Getting Results (Urban Institute, 1999).
74. Hawkins K., Environment and enforcement: Regulation and the Social Definition of Pollution (1984).
75. Hawkins K.O & Thomas J.M., (eds.) Enforcing Regulation (1983).
76. Helm D. & Pearce D., "Economic Policy Towards the Environment: An Overview", in Economic Policy Toward the Environment 1 (Dieter Helm Ed., 1991).
77. Hirschhorn J.S. & Oldenberg K.V., Prosperity Without Pollution: The Prevention Strategy for Industry and Consumers (1991).
78. Holland J. H., Hidden Order (1995).
79. Irwin J.G., Duarte-Davidson R. & Pollard S.J.T., "Characteristics of Environmental Harm in the Context of Air Pollution" Air Pollution X 191 (C. A. Brebbia & J. F. Martin-Duque Eds., 2002).
80. Kagan R.A & Scholz J.T, "The Criminology of Corporation and Regulatory Enforcement Strategies" Enforcing Regulation (J. Hawkins & J.M Thomas Eds., 1984).
81. Kant E., Philsophy of Law (1887).
82. Kingdon J.W., Agendas, Alternatives and Public Policies (1984).
83. Krishnamurthy K. V., Textbook of Biodiversity (2003).
84. Kurt R., H. Gleckman, ISO 14001: A Missed Oppurtunity for Sustainble Global Industrial Development (1998).

85. Latour B., "To Modernize or to Ecologize? That is the Question" Remarking Reality: Nature at the Millennium 234 (1998).
86. N., Compass and Gyroscope (1993). Lee Kai.
87. Lemons J. (Ed.), Scientific Uncertainty and Environmental Problem Solving (1996).
88. Leopold A., Sand County Almanac (Reprint Ballantine, 1970).
89. Levy M.A, "Measuring Nations Environmental Sustainability", Environmental Performance Measurement, The Global Report 2001-2002 12, (D. C. Esty & P. K. Cornelius eds., 2002).
90. Levy L.W, A License to Steal: The Forfeiture of Property (1995).
91. Lewin R., Complexity Life at the Edge of Chaos (1992).
92. Linkov I., Apul D.S & Ramadan A.B, Comparative Risk Assessment, Past Experience, Current Trends and Future Directions Comparative Risk Assessment and Environmental Decision-Making (NATO Science Series 4, I. Linkov & A.B Ramadan Eds., 2004).
93. Loreau M. et al. "A New Look at the Relationship between Diversity and Stability" in Biodiversity and Ecosystem Functioning- Synthesis and Perspectives, (M. Loreau, S. Naeem & P. Inchaisti Eds., 2000).
94. Lunetta R.S. & Elvidge C.D., Remote Sensing Change Detection Environmental Monitoring Methods and Applications (1999).
95. Lyon T. P. & Maxwell J. W., "Voluntary Approaches to Environmental Regulation", in Econ. Institutions & Envtl. Policy (M. Franzini & A. Nicita eds., 2002).
96. Maccoby E.E. & Maccoby N., The Interview: A Tool of Social Science Handbook of Social Psychology (1954)
97. Magat W.A. & Viscusi W.K., "Informational Approaches to Regulation" Foundations for Environmental Law and Policy 59 (R.L. Revesz ed., 1997).
98. Making Law Work, Environmental Compliance and Sustainable Development 331 (D. Zaelke, D. Kaniaru & E. Kruzikova Eds., 2005).
99. Mankiw G., Kneebone R., McKenzie K. & Row N., Principles of Microeconomics (2002).
100. Mann S., "Politics of Public Productivity" Competent Government: Theory and Practice 33 (A. Halacjmi & M. Holzer Eds.,1986).
101. Mazerrolle L G. & Roehl J. (Eds.), Civil Remedies and Crime Prevention, Crime Prevention Studies (1998).
102. Merrills J.G., "Environmental Protection and Human Rights: Conceptual Aspects" Human Rights to Approaches Environmental Protection (A.E Boyle & M.R Anderson eds., 1996).
103. Minor W.W., "A Deterrence-Control Theory of Crime" Theory in Criminology: Contemporary Views (R.F. Meirer Ed., 1997).

104. Mintz J.A., Enforcement at the EPA, High Stakes and Hard Choices (1995).
105. Moffat I., Sustainable Development, Principals Analysis and Policies (1995).
106. Mortenson L., "The Driving Force-Sate-Response Framework Used By the Commission on Sustainable Development", Sustainability Indicators: Report of the Project on Indicators of Sustainable Development (B. Moldan, & S. Billharz eds., SCOPE, 1997).
107. Murray J., The Crooked Timber of Humanity, (1990).
108. Nagin D. "Criminal Deterrence Research at the Outset of Twenty-first Century" Crime & Justice: A Review of Research (M. Torny Ed., 1998).
109. Neumayer E., Weak Versus Strong Sustainability: Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms (1999).
110. Newcomer K.E Eds., "Using Performance Measurement to Improve Programs" 75 New Directions for Program Evaluation (1997).
111. Newton D.E., Environmental Justice: A Reference Handbook (1996).
112. Nonet P., P. Selznic, Law and Society in Transition, 74 (1984, new ed. 2001).
113. Nozick R., Anarchy, State and Utopia (1974).
114. Osborne D. & Gaebler T., Reinventing Government — How the Entrepreneurial Spirit is Transforming the Public Sector (1993).
115. O'Riordan T. & A. Jordan, "The Precautionary Principle in Contemporary Environmental Politics" (3) Environmental Values 191 (1995).
116. Parfit D., "Equality or Priority?" The Lindley Lecture parts I-XI+ Appendix (1995).
117. Percival R.V., Miller A.S, Schroeder C.H & Leape J.P., Environmental Regulation, Law Science and Policy (2nd ed. 1999).
118. Perez O., Ecological Sensitivity and Global Legal Pluralism: Rethinking the Trade and Environment Conflict (2004).
119. Perez. O., "Anomalies at the Precautionary Kingdom: Reflections on the GMO Panel's decision" 6(2) World Trade Review 1, 13 (2007).
120. Pigou C., The Economics of Welfare (3rd ed., 1929).
121. Popper K., The Open Society and Its Enemies (1971).
122. Posner R., Economic Analysis of Law (2nd Ed., 1977).
123. Rawls J., A Theory of Justice (Cambridge, 1971).
124. Rechtscaffen C. & Markel D.L., Reinventing Environmental Enforcement, & State/ Federal Relationship (2003).
125. Redclift M. R., Sustainable Development-Exploring the Contradictions (1987).
126. Redgewell C., "Life the Universe and Everything Else — A Critique of Anthropocentric Rights" Human Rights Approaches to Environmental Protection (A.E Boyle & M.R Anderson Eds., 1996).

127. Rescher N., Distributive Justice (1966).
128. Rohde K., Nonequilibrium Ecology (2005).
129. Rosenberg G.N., The Hollow Hope: Can Courts Bring About Social Change (1991).
130. Rossi P.H. & Berk R.A, Just Punishments: Federal Guidelines and Public Views Compared (1997).
131. Royal Commission on Environmental Pollution, Setting Environmental Standards 21st Report. (1998 London: HMSO).
132. Russell C.S. 'Monitoring and Enforcement', in Public Policies for Environmental Protection (P. Portney ed., 1990).
133. Sagoff M., The Economy of the Earth (1990).
134. Schlegel K., Just Desserts for Corporate Criminals (1990).
135. Schweitzer A., Out of My Life and Thought (Trans. A.B Lemke 1990).
136. Selznick P., The Moral Commonwealth (1992)
137. Shiva V., Staying Alive, Women Ecology and Development (1988).
138. Simpson S.S., "Corporate-Crime Deterrence and Corporate Control-Policies: Views from the Inside" White-Collar Crime Reconsidered 298 (K. Schlegel & D. Weisburd Eds., 1992).
139. Situ Y., D. Emmons, Environmental Crime, the Criminal Justice Systems Role in Protecting the Environment (2000)
140. Skinner A., "Managing Environmental Quality" Understanding Our Environment (R. M.Harrison ed., 3rd ed. 1999).
141. Sparrow M. K., The Regulatory Craft: Controlling Risks, Solving Problems and Managing Compliance (2000).
142. Speir J., "EMSs and Tiered Regulation: Getting the Deal Right" in Regulating from the Inside- Can Environmental Management Systems Achieve Policy Goals? 211 (C. Cogliansese & J. Nash eds., 2001).
143. Stone C., Should Trees Have Standing? Towards Legal Rights for Natural Objects (1974).
144. Sunstien C. R., "Incommensuranility and Kinds Valuation :Some Applications in Law", in Incommensurabilty Incomparatability & Practical Reason 234 (R. Chang ed., 1997).
145. Taylor M., The Possibility of Cooperation (1987).
146. Taylor P., Respect for Nature (1986).
147. Ticker J. A., "A Map Towards Precautionary Decision Making" Protecting Public Health and the Environment — Implementing the Precautionary Principle 162-163 (C. Raffensperger & J. Tickner eds., 1999).
148. Tietenberg H., Emissions Trading: An Exercise in Reforming Pollution Policy (1985).

149. Tittle C.R., Sanctions and Social Deviance: the Question of Deterrence (Praeger, 1980).
150. Tyler T.B., Why People Obey the Law (1990).
151. Underdal A., "One Question-Two Answers", Environmental Regime Effectiveness-Confronting Theory with Evidence (E.L Miles & A. Underdal et al eds., 2002).
152. Van Den Haag E. Punishing Criminals (New York, 1975).
153. Von Hirsch A., Doing Justice: The Choice of Punishments (New York. Hill and Wang, 1976).
154. W. Wilson, Making Environmental Laws Work — an Anglo-American Comparison (1999).
155. Walters C. J., Adaptive Management of Renewable Resources (1986).
156. Wessels J. & Wierzbicki A. P., "Introduction", Model Based Decision Support Methodology with Environmental Applications (A. A. P. Wierzbicki, M. Makowski & J. Wessels Eds, 2000).
157. Wilkins L., Social Deviance: Social Policy, Action and Research (1965).
158. Wolfgang M.E, Figlio R.M, Tracy P.E. & Singer S.I., The National Survey of Crime Severity (1985).
159. Zimring F.E & Hawkins G. J, Deterrence: the Legal Threat in Crime Control (1973).

ספרות באנגלית: מאמרים

1. Abbot C., "The Regulatory Enforcement of Pollution Control Laws: the Australian Experience", 17(2) J. of Envtl. L. 161 (2005).
2. Ackerman B.A. & Stewart R.B., "Reforming Environmental Law", 37 Stan. L. Rev. 1333 (1985).
3. Ackerman B.A. & Stewart R.B., "Reforming Environmental Law: The Democratic Case for Market Incentives", 13 Colum. J. Envtl. L. 171 (1988).
4. Adler M., "Cost-Benefit the Goals of Environmental Law", 31 B. C. Envtl. Aff. L. Rev. 591 (2004).
5. Adler M. D., "Corrective Justice and Liability for Global Warming [comments]", 155 U. Pa. L. Rev. 1859 (2006-2007).
6. Adler M.D., "Beyond Efficiency and Procedure: A Welfarist Theory of Regulation", 28 Fla. State L. Rev. 241 (Feb. 2000).,
7. Adler M. D., "Expressive Theories of Law: A Skeptical Overview",148 U. Pa. L. Rev. 1363 (1999-2000).
8. Alasdair R., "Performance-Based Organizations: Assessing the Gore Plan", 57(6) Public Administration Rev. 465 (Nov/Dec 1997).

9. Allan C. & Curtis A., "Nipped in the Bud: Why Regional Scale Adaptive Management Is Not Blooming", 36(3) Envtl. Mgmt. 414 (2005).
10. Allot P., "The True Function of Law in the International Community," 5 U. J. Global. Leg. Stud. 391 (1998)
11. Ammenberg J., Hjelm O. & Quotes P., "The Connection Between Environmental Management Systems and Continual Environmental Performance Improvements", 9(2) Corporate Envtl. Strategy 183 (May, 2002).
12. Anderson T. L. & Leal D. R., "Free Market Environmentalism Symposium", 15 Harv. J. L & Pub. Pol'y 297 (1992).
13. Arrow K. J., et al. "Is There a Role for Benefit-Cost Analysis in Environmental, Health, and Safety Regulation?", 5259 Sci. 221 (1996).
14. Baldwin R., J. Black, "Really Responsive Regulation" 71(1) Modern L. Rev. 59 (2008).
15. Banerjee B., "Managerial Perceptions of Corporate Environmentalism: Interpretations From Industry and Strategic Implications for Organizations", 38(4) J. of Management Studies 489 (2001).
16. Barand W., "Reintegrative Shaming in Corporate Sentencing", 72 Southern Cal. L. Rev. 965 (1999).
17. Bass R., "Evaluating Environmental Justice under the Nation Environmental Policy Act", 18 Envtl. Impact Assessment Rev. 84 (1998).
18. Becker G.S., "Crime and Punishment, an Economic Approach", 76(2) The J. of Pol. Econ. 169 (Mar-Apr., 1968).
19. Been V., "Locally Undesirable Land Uses in Minority Neighborhoods: Disproportionate Sitting or Market Dynamics?", 103 Yale L. J. 1383 (1994).
20. Been V., "Market Dynamics and the Siting of LULUs: Questions To Raise in the Classroom About Existing Research", 96 W. Va. L. Rev. 1069 (1994).
21. Been V., "What's Fairness Got to Do With It? Environmental Justice and TheSitting of Locally Undesirable Land Uses", 78 Cornell L. Rev. 1047 (1993).
22. Behn R., "Why Measure Performance-Different Purposes Require Different Measures", 63(5) Public Administration Rev. 586 (Sep./Oct., 2003).
23. Bellesi F., D. Lehrer, A. Tal, "A Comparative Advantage: The Impact Of ISO 14001 Environmental Certification on Exports 39 Envtl Sci. & Tec. 1943 (2003).
24. Benson M.L & Cullen F., "The Special Sensitivity of White Collar Offenders to Prison: A Critique and Research Agenda", J. of Crim. Justice 207 (1988).
25. Benson M.L. & Walker E., "Sentencing the White-Collar Offender", 53(2) American Sociological Rev. 294 (Apr., 1988).
26. Blabolil S. et al, "Environmental Crime", 34 American Crim. L. Rev. (1997).

27. Blackman A. & Sisto N., "Voluntary Environmental Regulation in Developing Countries: A Mexican Case Study", 46 Nat. Resources J. 1005 (2006).
28. Block J.G, "Environmental Criminal Enforcement In the 1990's", 3 Vill. Envtl. L.J. 33 (1992).
29. Bonnoris S., "Environmental Enforcement in the Fifty States, The Promises and Pitfalls of Supplemental Environmental Projects", 11 Hastings W.-Nw. J. Envtl. L. & Pol'y 185 (2004-2005).
30. Braithwaite J., "Rewards and Regulation" 21 J. L & Soc. 21-22 (2002).
31. Brehm J. & Hamilton J., "Non Compliance in Environmental Reporting: Are Violators Ignorant or Evasive of the Law", 40 Am. J. Pol. Sci. 444 (1996).
32. Brenner S. & Bergerson O., "Setting Environmental Goals, Standards, and Means of Enforcement: Reflections on the Israeli Experience", 14 Tel Aviv U. Stud. L. 107 (1998).
33. Brown D.W., "Arrest Rates and Crime Rates: When Does a Tipping Effect Occur", 57 Social Forces 671 (1978).
34. Brunet E., "Debunking Wholesale Private Enforcement of Environmental Rights", 15 Harv. J. L. & Pub. Pol'y 311 (1992).
35. Brunner H.J., "Environmental Criminal Enforcement a Retrospective View", 22 Envtl. L. 1315 (1992).
36. Bryk D., "States Tackle Global Warming", 7 Sustainable Dev. L. Pol'y 53 (2006-2007).
37. Bullard R.D., "Overcoming Racism in Environmental Decision Making", 36 Environment 10 (May, 1994).
38. Calabresi G., "The Pointlessness of Pareto: Carrying Coase Further", 100 Yale L. J. 1211 (1991).
39. Calabresi G. & Melamed A.D., "Property Rules, Liability Rules and Inalienability: One View of the Cathedral", 85 Harv. L. Rev. 1089 (172).
40. Chamlin M.B., "A Longitudinal Analysis of Arrest Crime Relationship: A Further Examination of the Tipping Effect", 8 Justice Q. 187 (1991).
41. Cheh M., "Constitutional Limits on Using Civil Law Remedies to Achieve Criminal Law Objectives: Understanding and Transcending the Criminal Law Distinction", 42 Hastings L. J. 1347 (1991).
42. Chinnici G., D'Amico M. & Pecorino B., "A Multivariate Statistical Analysis on the Consumers of Organic Products", 104 British Food J. 187 (2002).
43. Chow J.C., "Measurement Methods to Determine Compliance with Ambient Air Quality Standards for Suspended Particles", 45(5) J. of Air Waste Mgmt Association. 320 (May, 1995).
44. Coase R. H., "The Lighthouse in Economics", 17(2) J. of L. & Econ. 357 (1974).

45. Coase R., "The Problem of Social Cost", 3 J. L. & Econ. 1 (1960).
46. Coase R. H., "The Nature of the Firm", 4 Economica 386 (1937).
47. Coffee J.C, "'No Soul to Damn; No Body to Kick': An Unscandalised Inquiry into the Problem of Corporate Punishment", 79 Mich. L. Rev. 386 (1981).
48. Coffee J. C., "Environmental Crime and Punishment", 211(23) N.Y L J. 5 (Feb 3 1994).
49. Coffee J.C, Does "Unlawful Means Criminal? Reflections on the Disappearing tort/ Crime Distinction in American Law", 71 B. U. L. Rev. 193 (1991).
50. Coffee J.C., "Paradigms Lost: The Blurring of Criminal and Civil Law Models-And What Can Be Done About It", 101 Yale L.J. 1875 (1991-1992).
51. Cohen F., "Transcendental Nonsense and the Functional Approach", 35(6) Colum. L. Rev. 809 (1935).
52. Cohen M. D. & Axelrod R., "Coping with Complexity: The Adaptive Value of Changing Utility", 74(1) Amer. Econ. Rev. 30 (Mar., 1984).
53. Cohen M. A., "Empirical Research on the Deterrent Effect of Environmental Monitoring and Enforcement", 30 ELR News & Analysis 10245 (2000).
54. Cohen M.A, "Environmental Crime and Punishment: Legal/Economic Theory and Empirical Evidence on Enforcement of Federal Environmental Statutes", 82(4) J. of Crim. L. & Criminology 1061 (1992).
55. Cohen M.A, "The Costs and Benefits of Oil Spill Prevention and Enforcement", 13 J. of Envtl. Econ. & Mgmt. 167 (1986).
56. Cohen M.A., "Optimal Enforcement Strategy to Prevent Oil Spills: An Application of Principal Agent Model with Moral Hazard", 30(1) J. of L. & Econ. 23 (1987).
57. Cole M.A. , Rayer A.J. & Bates J.M. , "The Environmental Kuznets Curve: An Empirical Analysis", 2 Environment & Development Econ. 401 (1997).
58. Collin R.W., "Review of the Legal Literature on Environmental Racism, Environmental Equity and Environmental Justice", 9 J. Envtl. L. & Litig. 121 (1994).
59. Cooter R., "Prices and Sanctions", 84 Colum L. Rev. 1523 (1984).
60. Cowan A., "Note, Scarlet Letters for Corporations? Punishment Publicity Under the New Sentencing Guidelines", 65 S. Cal. L. Rev. 2387 (1992).
61. Cruden J.C. & Gelber B.S., "Federal Civil Environmental Enforcement: Process, Actors, and Trends", 18 Nat. Resources & Envtl. 10 (2003-2004).
62. Cutter S.L., "Race, Class and Environmental Justice", 19(1) Progress in Human Geography 111 (1995).
63. Dana D.A, "The Uncertain Merits of Environmental Enforcement Reform: the Case of Supplemental Environmental Projects", 1998 Wisconsin L. R. 1181 (1998).
64. Darnell R.W, "Environmental Criminal Enforcement and Corporate Auditing: Time For A Compromise?", 31 Am. Crim. L. Rev. 124 (1993-1994).

65. Dasgupta S., Laplante B. & Mamingi N., "Pollution and Capital Markets in Developing Countries," 42(3) J. of Envtl Econ.& Mgmt. 310 (2001).
66. Dasgupta S., Laplante B., Mamingi N. & Wang H., "Industrial environmental performance in China: The Impact of Inspections" World Bank -Policy, Research Working Paper no. WPS 2285, p. 3 (Feb. 2002).
67. Dau-Scmidt G. K., "An Economic Analysis of Criminal Law as a Preference Shaping Policy", Duke L. J. 26 (1990).
68. Davies A., Titteringto A. J. &, Cochrane C., "Who Buys Organic Food? A Profile of the Purchasers of Organic Food in Northern Ireland", 97(10) British Food J. 17 (1995).
69. Daya U., Heffter J., Miller J. & Gutman G., "Dust Intrusion Events into the Mediterranean Basin", 30(8) J. of Applied Meteorology 1185 (1991).
70. De Prez P., "Excuses Excuses. The Ritual Trivialization of Environmental Prosecutions", 12(1) J. of Envtl. L.67 (2000).
71. DeAngelis D. L. & Waterhouse J. C., "Equilibrium and Nonequilibrium Concepts in Ecological Models", 57(1) Ecological Monographs 1 (1987).
72. Deily M.E. & Gray W.B., "Enforcement of Pollution Regulation in a Declining Industry", 21(2) J. of Envtl. Econ. & Mgmt. 260 (1991).
73. Depledge H. & Fossi M.C. , "The Role of Biomarkers in Environmental Assessment – Invertebrates", 3(3) Ecotoxicology 161 (Sep., 1994).
74. Dion C., Lanoie P. & Laplante B., "Monitoring of Pollution Regulation: Do Local Conditions Matter?" 13(1) J. of Regulatory Econ. 5 (1998).
75. Dodge L. M., "Economic Benefit In Environmental Civil Penalties: Is BEN Too Gentle", 77 U. Det. Mercy L. Rev. 543 (1999-2000).
76. Doonan J., Lanoie P. & Laplante B., "Determinants of Environmental Performance in the Canadian Pulp and Paper Industry: An Assessment From Inside the Industry", Ecological Economics 73 (2005).
77. Doremus H., "Adaptive Management the Endangered Species Act, and the Institutional Challenges of "New Age" Environmental Protection", 41 Washburn L.J. 51 (2001-2002).
78. Doty A., "Reshaping Environmental Criminal Law: How Forfeiture Statues Can Deter Crime" 18 Geo. Int'l Envtl. L. Rev. 521 (2005-2006).
79. Downing D., Gunn E. & Freidman R.M, "Comment: Environmental Policy Instrument Choice: the Challenge of Competing Goals", 10 Duke Environmental Law Policy Forum 327 (2000).
80. Downing P.B. & Watson W.D., "The Economics of Enforcing Air Pollution Controls", 1 J. of Envtl. Econ. & Mgmt. 219 (1974).

81. Droughton L., "Comment: Supplemental Environmental Projects: A Bargain for the Environment", 12 Pace Envtl. L. Rev. 789 (1995).
82. Du Reaes H., "Can Criminal Law Protect the Environment?", 2 J. of Scandinavian Studies in Criminology & Crime Prevention, 109 (2001).
83. Durant R.F., "EPA, TVA and Pollution Control: Implications for a Theory of Regulatory Policy Implementation", 44(4) Public Administration Rev. 305 (Jul. — Aug., 1984).
84. Dwyer J.P., "The Role of State Law in an Era of Federal Preemption: Lessons from Environmental Regulation", 60 Law & Contemp. Probs., 214 (1997).
85. Elffers P., van der Heijden H & Hezemans M., "Explaining Regulatory Non-Compliance, A Survey, Study of Rule Transgression for two Dutch Instrumental Laws, applying the Randomized Response Method", 19(4) J. of Quantitative Criminology 417 (Dec. 2003).
86. Ehrlich I. & Posner R.A., "An Economic Analysis of Legal Rule-Making", 3 J. of Legal Studies 257 (1974).
87. Emison G.A, "The Potential for Unconventional Progress: Complex Adaptive Systems and Environmental Quality Policy", 7 Duke Envtl. L. & Pol'y F. 167 (1996).
88. Epple D. & Visscher M., "Environmental Pollution: Modeling Occurrence, Detection and Deterrence", 27 J. of L. & Econ. 29 (1984).
89. Erchmann S., "Enforcement of Environmental Law in United States and European Law: Realities and Expectations", 26 Envtl. L. 1213 (1996).
90. Esty D.C., "Environmental Protection in the Information Age", 79 NYU. L. Rev. 167 (2004)
91. Farber D., "Basic Compensation for Victims of Climate Change", 155 U. Pa. L. Rev. 1605 (2006-2007).
92. Farber D.. "Environmental Protection as a Learning Experience", 27 Loy. L.A L Rev. 791 (1993-1994).
93. Fenn P. & Veljanovski C.G., "A Positive Economic Theory of Regulatory Enforcement", The Econ. J. 98(393) 1055 (Dec. 1988).
94. Fiorino D.J., "Rethinking Environmental Regulation: Perspectives on Law and Governance", 23 Harv. Envtl. L. Rev. 441 (1999).
95. Fisse B., "Sentencing Options Against Corporations" 1 Criminal Law Forum 211 (1990).
96. Firestone J., "Enforcement of Pollution Laws and Regulation: An Analysis of Forum Choice", 27 Harv. Envtl. L. Rev. 106 (2003).
97. Fisher R. J, "Social Desirability Bias and the Validity of Indirect Questioning", 20(2) The J. of Consumer Research 303 (Sep., 1993)

98. Fontaine P.J. "EPA's Multimedia Enforcement Strategy: The Struggle to Close the Environmental Compliance Circle", 19 Colum. J. Envtl. L. 31, 35 (1993).
99. Foster S., "Justice From the Ground Up: Distributive Inequities, Grassroots Resistance, and the Transformative Politics of the Environmental Justice Movement", 86 Cal. L. Rev. 775 (1998).
100. Fotopouls C. & Krystallis A., "Purchasing Motives and Profile of the Greek Organic Consumer: a Countrywide Survey", 9 British Food J. 730 (2002).
101. Frey B. S. & A. Stutzer, "Environmental Morale and Motivation" Working Paper Series Working Paper No. 288 (April 2006).
102. Friedman M., Downing D. & Gunn E.M., "Environmental Policy Instrument Choice: the Challenge of Competing Goals", 10 Duke Envtl. L. & Pol'y J. 327 (spring 2000).
103. Gardner A.F., "Beyond Compliance: Regulatory Incentives to Implement Environmental Management Systems", 11 N.Y.U. Envtl. L. J. 662 (2002-2003).
104. Garlow C. & Ryan J., "A Brief Argument For the Inclusion of an Assessment of Increased Market Share in the Determination of Civil Penalty Liability for Environmental Violations: Letting Corporations Share the Regulatory Burden of Policing Their Markets", 22 B. C. Envtl. Aff. L. Rev. 27 (1994-1995).
105. Gelpe M., "The Goals of Environmental Enforcement and the Range of Enforcement Methods in Israel and in the United States", 14 Tel Aviv U. Studies in L. 135 (1998).
106. Giddings B., Hopwood B. & O'Brien G., "Environment, Economy and Society, Fitting them Together", 10 Sustainable Development 187 (2002).
107. Gillooly M & Wallace-Bruce N.L., "Civil Penalties in Australian Legislation", 13 U. of Tasmania L. Rev. 269 (1994).
108. Glicksman R.L. & Shapiro S.A., "Improving Regulation Through Incremental Adjustment", 52 Uni. Kansas L. Rev. 1179 (2004).
109. Grasmick H.G., Tittle C.R, Bursik R.J & Arneklev B.J, "Testing the Core Applications of Gottfredson and Hirschi's General Theory of Crime", 30 J. of Crime & Delinquency 5 (1993).
110. Grasmick H.G. & Bursik R. Jr., "Conscience, Significant Others, and Rational Choice: Extending the Deterrence Model", 24 L. & Society Rev. 837 (1990).
111. Gray W.B & Deily M.E., "Compliance and Enforcement: Air Pollution Regulation in the U.S. Steel Industry", 31(1) J. Envtl. Econ. & Mgmt. 96 (1996).
112. Grosskopf W. & Mutnan M., "Use of Environmental Management Systems in Settlement of Enforcement Actions", 21(3) Envtl. Prg. 175 (Oct., 2002).
113. Guerra, "Between a Rock and A Hard Place: Accommodating the Fifth Amendment Privilege in Civil Forfeiture Cases", 15 Ga. St. U. L. Rev. 582 (1998-1999).

114. Gunningham N.A, "Environmental Management Systems And Community Participation Rethinking Chemical Industry Regulation", 16 UCLA J. Envtl. L. & Pol'y 319 (1997-1998).
115. Gunningham N.A, Thornton D. & Kagan R.A, "Motivating Management: Corporate Compliance in Environmental Protection", 27(2) L. & Policy 308 (2005).
116. Hahn R.W., "The Impact of Economics on Environmental Policy", 39(2) J. of Envtl. Econ. & Mgmt. 375 (2000).
117. Hahn R.W. & Stavins R.N., "Economic Incentives for Environmental Protection, Integrating Theory and Practice", 82(2) The American Econ. Rev. 464 (May, 1992).
118. Hahn W. & Stavins R N., "Incentive Based Environmental Regulation: A New Era from an Old Idea?", 18 Eco. L. Q. 1 (1991).
119. Hamilton J.T., "Pollution as news: Media and Stock Market Reaction to the Toxics Release Inventory data," 28 J. of Envtl Econ. & Mgmt. 98 (1995).
120. Hampton J., "The Moral Education Theory of Punishment", 13 Philosophy & Public Affairs 187 (1986).
121. Hanf K., "Regulatory Structures: Enforcement as Implementation", 10(2) Euro. J. of Pol. Research 159 (1982).
122. Haque M.S., "Revisiting the New Public Management", 67(1) Public Administration Rev. 179 (Jan/Feb 2007).
123. Harbaugh W.T., Levinson A. & Wilson D.M., "Reexamining the Empirical Evidence for an Environmental Kuznets Curve", 84(3) Rev. of Econ. & Statistics 541 (Aug., 2002).
124. Hardin G., "Lifeboat Ethics: The Case Against Helping the Poor", 8 Psychology Today 38 (Sep., 1974).
125. Hardin G., "The Tragedy of the Commons", 162 Sci. 1243 (1968).
126. Hare T., "Reluctant Soldiers: The Criminal Liability of Corporate Officers for Negligent Violations of Clean Water Act", 138 U. Pa. L. Rev. 935 (1990).
127. Harford J. D., "Firm Behavior under Imperfectly Enforceable Pollution Standards and Taxes", 5 J. of Envtl. Econ.& Mgmt. 26 (1978).
128. Harford J.D., "Self-Reporting of Pollution and the Firm's Behavior Under Imperfectly Enforceable Regulations", 14(3) J. of Envtl. Econ. & Mgmt. 293 (Sept., 1987)
129. Harford J.D. & Harrington W., "A Reconsideration of Enforcement Leverage when Penalties are Restricted", 45(3) J. of Public Econ. 391 (1991).
130. Harig L.A.," Ignorance is Not Bliss: Responsible Corporate Officers Convicted of Environmental Crimes and the Federal Sentencing Guidelines", 42 Duke L. J. 145 (1992).

131. Harrington W., "Enforcement Leverage When Penalties are Restricted", 37(1) J. of Public Econ. 29 (1988).
132. Harrison K., "Talking with the Donkey: Cooperative Approaches to Environmental Protection", 2 J. Indus. Ecology 51 (1991).
133. Hecker J. M., "Citizen's Role in Environmental Enforcement: Private Attorney General, Private Citizen, or Both", 8 Nat. Resources & Env't. 31 (1993-1994).
134. Heiman M.K., "Race, Waste, and Class: New Perspectives on Environmental Justice", 28(2) Antipode 111 (1996).
135. Helm D. & Pearce D., "Economic Policy Towards the Environment: An Overview", in Econ. Policy Toward the Envtl. 1 (Dieter Helm Ed., 1991).
136. Helman A., "Cleanliness and Squalor in Inter-War Tel-Aviv", 31 Urban History 72 (2004).
137. Heyes A.G., "Making Things Stick: Enforcement and Compliance", 14(4) Oxford Rev. of Econ. Policy 50 (1998).
138. Hill M., "A Goal Achievement Matrix for Evaluating Alternative Plans" 34(1) Journal of American Planning Association 19 (1968).
139. Hillsman S. & Mahoney B., "Collecting and Enforcing Criminal Fines: A Review of Court Processes, Practices and Problems", 13 Justice System J. 17 (1988).
140. Hirsch D.D., "The National Symposium on Second Generation Environmental Policy and Law: Symposium Introduction: Second Generation Policy and the New Economy", 29 Cap. U. L. R. 6 (2001).
141. Hodas D.R., "State Law Responses to Global Warming: Is It Constitutional to Think Globally and Act Locally", 21 Pace Envtl. L. Rev. 53 (2003-2004).
142. Hodgkin J., Belton V., & Koulouri A, "Supporting the Intelligent MCDA User: A Case Study in Multi-Person Multi-Criteria Decision Support", European J. of Operational Research 160 (2005).
143. Holmes C., "Forfeiture Achieves Proper Purposes by Appropriate Means" 39 N. Y. L. Sch. L. Rev. 335 (1994).
144. Howe E.S & Brandau C.J, "Additive Effects of Certainty, Severity and Celerity of Punishment on Judgments of Crime Deterrence Scale Value", 18(9) J.of Applied Social Psychology 769 (1998).
145. Howe E.S & Loftus T.C, "Integration of Certainty, Severity and Celerity Information if Judged Deterrence Value: Further Evidence and Methodological Equivalence", 26 J. of Applied Social Psychology 226 (1996).
146. Huffman J.L, "Making Environmental Regulation More Adaptive Through Decentralization: the Case For Subsidiarity", 52 U. Kan. L. Rev. 1377 (2003-2004)
147. Hultberg P.," Shame- A Hidden Emotion", 33 J. Analytical Psychology 109 (1988).

148. Humphrey H. & Paddock L.C., "Federal and State Roles in Environmental Enforcement: A Proposal for a More Effective and More Efficient Relationship", 14 Harv. Envtl. L. Rev. 13 (1990).
149. Iles A. T., "Adaptive Management: Making Environmental Law and Policy More Dynamic, Experimentalist and Learning", 13(4) Envtl. & Planning L. J. 288 (1996).
150. Ives1 A.R. & Carpenter S. R., "Stability and Diversity of Ecosystems", 317(5834) Science (6 July 2007)..
151. Jackson T. & P. J. Taylor, "The Precautionary Principle and the Prevention of Marine Pollution" 7 Chemistry and Ecology 123 (1992).
152. Jaffe S.D., "The Market's Response to Environmental Inequity: We Have the Solution; What's the Problem?", 14 Va. Envtl. L. J. 655(1995).
153. Jolls C., Sustain C. & Thaler R., "A Behavioral Approach to Law and Economics", 50 Stanford L. Rev. 1471(1998).
154. Jones A. & Scotchmer S., "The Social Cost of Uniform Standards in a Hierarchical Government", 19 J. Envtl. Econ. & Mgmt. 61 (1990).
155. Jones J., "Regulatory Design for Scientific Uncertainty: Acknowledging The Diversity Of Approaches In Environmental Regulation and Public Administration", 19(3) J. of Envtl. L. 347 (2007).
156. Kagan R.A & Scholz J.T, "The Criminology of Corporation and Regulatory Enforcement Strategies", Enforcing Regulation 69 (J. Hawkins & J.M Thomas Eds., 1984).
157. Kagan R.A., Gunningham N.A. & Thornton D., "Explaining Corporate Environmental Performance: How Does Regulation Matter?" 37(1) L. & Society Rev., 68 (2003).
158. Kahan D., "What Do Alternative Sanctions Mean?", 63 U. Chi. L. Rev. 591 (1996).
159. Kahan D. M. "Social Influence, social Meaning and Deterrence" 83 Va. L. Rev. 349, 357 (1997)
160. Kahan D.M. & Posner E.A., "Shaming White-Collar Criminals: A Proposal For Reform of the Federal Sentencing Guidelines", 42 J. of L. & Econ. 365 (1999).
161. Kapelow L. & Shavell S., "Property Rules vs. Liability Rules: an Economic Analysis", 109 Harv. L. Rev. 713 (1996).
162. Kaplow L. & Shavell S., "Fairness versus Welfare", 114 Harv. L. Rev. 961 (2001).
163. Kaplow L. & Shavell S., "Optimal Law Enforcement with Self Reporting Behavior", 102(3) J. of Pol. Economy 583 (1994).
164. Karkkainen B.C., "Adaptive Ecosystem Management and Regulatory Penalty Defaults: Toward A Bounded Pragmatism", 87 Minnesota Law Review 943 (2003).

165. Kasemir B., Van Asselt M.B.A., Durrenberger G. & Jaeger C.C., "Integrated Assessment of Sustainable Development: Multiple Perspectives in Interaction", 11(4) International J. of Environment & Pollution 407 (1999).
166. Kaswan A., "Environmental Justice: Bridging the Gap between Environmental Laws and 'Justice'", 47 Am. U. L. Rev. 222 (1997).
167. Kaswan A., "Distributive Justice and the Environment", 81 N.C. L. Rev. 1031 (2002).
168. Keeler A.G., "Regulatory Objectives and Enforcement Behavior", Envtl.& Resource Econ. 6(1) 73 (July, 1995).
169. Kelman S., "Cost-Benefit Analysis: An Ethical Critique", AEI J. on Government & Society Regulation 33 (January/February, 1981).
170. Kelpper S. & Nagin D., "The Deterrence Effect of Perceived Certainty and Severity of Punishment Revisited", 27 Criminology 721 (1989).
171. Keohane N.O. & Stavins R.N. The Choice of Regulatory Instruments in Environmental Policy", 22 Harv. Env. L. R. 313 (1998)."
172. Kerrigan J. et al, "Project: The Decriminalization of Administrative Law Penalties", 45 Administrative L. Rev. 367 (1993).
173. Khanna M., "Non Mandatory Approaches to Environmental Protection", 15 J. Econ. Surveys 291 (2001).
174. KIeindorfer P. & Orts E.W.," Informational Regulation of Environmental Risks", 18 Risk Analysis 155 (1998).
175. Kiker G. A., Bridges T. S., Varghese A., Seager T. P. & Linkov I., "Application of Multicriteria Decision Analysis in Environmental Decision Making", 1(2) Integrated Envtl. Assessment & Mgmt. 95 (2005).
176. Kishor N.M. & Rosenbaum K.L, "Indicators to Monitor Progress of Forest Law Enforcement and Governance Initiatives to Control Illegal Practices in the Forest Sector", 5(3) International Forestry Rev. 211 (2003).
177. Kjellström T. & Corvalan C., "Framework for the Development of Environmental Health Indicators", 48(2) World Health Stat. Q. 144 (1995).
178. Klinke A. & Renn O., "A New Approach to Risk Evaluation and Management: Risk-based, Precaution-Based and Discourse-Based Strategies", 22(6) Risk Analysis 1075 (2002).
179. Korsell L.E., "Big Stick, Little Stick: Strategies for Controlling and Combating Environmental Crime", 2 J. of Scandinavian Studies in Criminology & Crime Prevention 127 (2001).
180. Kraft M.E. & Scheberle D., "Environmental Justice the Allocation of Risk: The Case of Lead and Public Health", 23(1) Policy Studies J. 116 (1995).

181. Kravchuk R.S. & Schack R.W., "Designing Effective Performance and Measurement Systems Under the Government Performance and Results Act of 1993", 56(4) Public Administration Rev. 348 (1996).
182. Kysar D.A., "Law, Environment, and Vision", 97(3) Northwestern U. L. Rev. 688 (Winter 2003).
183. Lambert T. & Boerner C., "Environmental Inequity: Economic Causes, Economic Solutions", 14 Yale J. on Reg. 195 (1997).
184. Langworth S. ,Elinder C.G. , Göthe C.J. & Vesterber O. , "Biological Monitoring of Environmental and Occupational Exposure to Mercury", 63(3) International Archives of Occupational and Environmental Health, 161-167 (July, 1991)
185. Laplante B. & Rilstone P., "Environmental Inspections and Emissions of the Pulp and Paper Industry in Quebec", 31(1) J. of Envtl. Econ. & Mgmt. 19 (1996).
186. Latin H., "Ideal Versus Real Regulatory Efficiency: Implementation of Uniform Standards and "Fine-Tuning" Environmetnal Reforms", 37 Stan. L. Rev. 1267 (1985).
187. Lavelle M. & Coyle M., "Unequal Protection: the Racial Divide on Environmental Law", 21 National L. J. 51 (Sep., 1992).
188. Lazarus R.J., "Meeting the Demands of Integration in the Evolution of Environmental Law: Reforming Environmental Criminal Law", 83. Geo. L. J, 2407 (Sep. 1995).
189. Lazarus R.J., Pursuing "Environmental Justice": The Distributional Effects of Environmental Protection, 87 Nw. U. L. R. 101 (1993).
190. Leach M., Mearns R. & Scoones I., "Environmental Entitlements: Dynamics and Institutions in Community-Based Natural Resource Management", 27(2) World Development 225 (1999).
191. Lelieveld J. et al., "Global Air Pollution Crossroads over the Mediterranean", 298(5594) Science 794 (Oct., 2002).
192. Levin M.E., "Environmental Law Enforcement and Deregulation", 33 New Eng. L. Rev. 633 (1998-1999).
193. Libber J.D., "Penalty Assessment in the Environmental Protection Agency: A View from the Inside", 35 South Dakota L. Rev. 189 (1990).
194. Livernois J. & McKenna C.J., "Truth or Consequences: Enforcing Pollution Standards", 71(3) J. of Public Econ. 415 (Mar., 1999).
195. Llewellyn G., "Strategic Risk Assessment—Prioritizing Environmental Protection", 61 J. of Hazardous Materials 279 (1996).
196. Magat W. & Viscusi W.K., "Effectiveness of the EPA's Regulatory Enforcement: The Case of Industrial Effluent Standards", 33 J. of L. & Econ. 331 (1990).
197. Magnusson M.K., Arvola A., Koivisto Hursti U.K, Oberg L.A & Sjo¨de´n P.O., "Attitudes Towards Organic Foods Among Swedish Consumers", 103 British Food J. 209 (2001).

198. Mahoney M., "State and Local Governments Take the Reins in Combating Global Warming", 38 Urb. L. 585 (2006).
199. Makkai T. & Braithwaite J., "Reintegrative Shaming and Compliance with Regulatory Standards" 32(3) Criminology 361 (1994).
200. Malik A.S, "Self Reporting and Design of Policies for Regulation of Stochastic Pollution", 24(3) J. of Envtl. Econ. & Mgmt. 241(1993).
201. Mamingi N., Dasgupta S., Laplante B. & . Ho Hong J, "Firms' Environmental Performance: Does News Matter?", World Bank Policy Research Working Paper 3888, p. 15 (April 2006).
202. Mann K., "Punitive Civil Sanctions: The Middle Ground Between Criminal and Civil Law", 101 Yale L. J. 1795 (1991-1992).
203. Marom-Albeck O. & Alon T., "Upgrading Citizen Suits as a Tool for Environmental Enforcement in Israel: A Comparative Evaluation", 34 Isr. L. Rev. 373 (2000).
204. Marshall D.W., "Environmental Protection and the Role of the Civil Money Penalty: Some Practical and Legal Considerations", 4 Envtl. Aff. 323 (1975).
205. Marzulla R. J. & Kappel B.G., "Nowhere to Run, Nowhere to Hide: Criminal Liability For Violations of Environmental Statues in the 1990's", Columbia J. of Envl. L, 201 (1991).
206. May J., "The Availability of State Environmental Citizen Suits", 18 Nat. Resources & Envtl. 53 (2003-2004).
207. May P.J., "Compliance Motivations: Affirmative and Negative Bases", 38 L. & Soc'y Rev. 41 (2004).
208. McElfish J. M. & Varnell L. M., "Designing Environmental Indicator Systems for Pubic Decisions", 31 Colum. J. Envtl. L. 53 (2006).
209. McMurry R.I. & Ramsey S.D., "Environmental Crime the Use of Criminal sanctions in Enforcing Environmental Laws", 19 Loy. L. A. L. Rev. 1133 (1986).
210. Melnyk S.A., Sroufe R.P. & Calantone R., "Assessing the Impact of Environmental Management Systems on Corporate and Environmental Performance" 21(3) J. of Operations Mgmt. 329 (May, 2003).
211. Merrill T., "Global Warming as a Public Nuisance", 30 Colum J. Envtl. L. 293 (2005).
212. Michael G., Private Enforcement of Environmental Law", Tul. L. Rev. 339 (1990-1991).
213. Michelman F.I., "In Pursuit of Constitutional Welfare Rights: One View of Rawls' Theory of Justice", 121 U. Pa. L. Rev. 962 (1973).
214. Milliman S.R & Prince R., "Firm Incentives to Promote Technological Change in Pollution Control", 17 J. of Envtl. Econ.& Mgmt. 247 (1989).
215. Minow M., "Law and Social Change", 62 UMKC L. Rev. 171 (1993-1994).

216. Mintz J.A, "Scrutinizing Environmental Enforcement: A Comment on a Recent Discussion at AALS", 17(1) J. Land Use & Envtl. L. 127 (fall, 2001).
217. Montgomary W.D., "Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs", 5 J. Economy & Theory 395 (1972).
218. Moore M.S, "Justifying Retribution", 27 Isr. L. Rev. 18 (1993).
219. Muller G., "Mens Rea and the Corporation", 19 U. Pitt L. Rev. 21 (1957).
220. Murphy J.J. & Delucchi M.A., "Review of the Literature on the Social Cost of Motor Vehicle Use in the United States", 16 J. of Transportation & Statistics 15 (1998).
221. Nadeau L.W., "EPA Effectiveness at Reducing the Duration of Plant-Level Noncompliance", 34(1) J. of Envtl. Econ. & Mgmt. 54-78 (1997).
222. Naess A., "The Shallow and the Deep, Long-Range Ecology Movement: A Summary", 16 Inquiry 95 (1983).
223. Nagin D. & Paternoster R., "Enduring Individual Differences and Rational", 27 L. & Society Rev. 467 (1993).
224. Naysnerski W. & Tietenberg T.**,** "Private Enforcement of Federal Environmental Law", Land Econ. 28 (Feb., 1992).
225. Nederhof A.J., "Methods of Coping with Social Desirability Bias: A Review", 15(3) European J. of Social Psychology 263 (1985).
226. Nordlund A.M. & Garvill J., "Value Structures Behind Pro-Environmental Behavior", 34(6) Envt. & Behavior 740 (2001).
227. Nyborg K., "Informational Aspect of Environmental Policy Deserves More attention: Comment on Paper by Frey" 22(4) Journal of Consumer Policy 419, 420 (1999).
228. O'Rourke D. & Macey G.P., "Community Environmental Policing: Assessing New Strategies of Public Participation in Environmental Regulation", 22(3) J. of Policy Analysis & Mgmt. 385 (2003).
229. Ogus A. & Abbot C., "Sanctions for Pollution-Do We Have the Right Regime", 14(3) J. of Envtl. L. 283 (2002).
230. Orlitzky M., "Does Firm Size Comfound the Relationship Between Corporate Social Performance and Firm Financial Performance?", 33(2) J. of Business Ethics 167 (Sep. ,2001).
231. Orts E.W., "Reflexive Environmental Law", 98(4) NW Uni. L. Rev. 1227 (1994-1995).
232. Owens J.B., "Have We No Shame?: Thoughts On Shaming, "White Collar" Criminals, And The Federal Sentencing Guidelines", 49 American U. L. Rev. 1049 (2000).

233. Paternoster R. & Simpson S., "Sanction Threats and Appeals to Morality Testing a Rational Choice Model of Corporate Crime", 30 L. & Society Rev. 549 (1996).
234. Pebley A.R., "Demography and the Environment", 35(4) Demography 377 (Nov., 1998).
235. Pezzoli K., "Environmental Management Systems (EMSs) and Regulatory Innovation", 36 Cal. W. L. Rev. 335 (2000).
236. Phillips D.L. & Clancy K.J., "Some Effects of 'Social Desirability' in Survey Studies", 77(5) American J. of Sociology 921 (1972).
237. Pildes R. H. & Anderson E., "Slinging Arrows at Democracy: Social Choice Theory, Value Pluralism and Democratic Politics", 90 Colum. L Rev. 2121 (1990).
238. Pildes R. H. & Sunstien C. R., "Reinventing the Regulatory State", 62 U. Chi. L. Rev. 1 (1995).
239. Polinsky A. M., "Controlling Externalities and Protecting Entitlements: Property Right, Liability Rule and Tax Subsidy Approaches", 8 J. of Legal Studies 1 (1979).
240. Polinsky A.M & Shavell S., "The Economic Theory of Public Enforcement of Law", 38(1) J. of Econ. Literature 45, 48 (March, 2000).
241. Polinsky A.M. & Shavell S., "Should Liability Be based on Harm to the Victim or Gain to the Injurer", 10(2) J .of L. Econ. & Organization 427 (1994).
242. Polinsky A.M. & Shavell S., "Enforcement Costs and the Optimal Magnitude and Probability of Fines", 35(1) J. of L. & Econ. 133 (1992).
243. Pollard S.J.T. et al., "Characterizing Environmental Harm: Developments in the Approach to Strategic Risk Assessment and Management", 24(6) Risk Analysis 1557 (2004).
244. Pollinsky A.M & Shavell S., "A Note on Optimal Penalty Fines When Wealth Varies Among Individuals", 81 American Econ. Rev. 618. (1991).
245. Porter M. E. & Van der Linde C., "Green and Competitive: Ending the Stalemate", J. of Business Administration & Policy Analysis (1999).
246. Porter M.E., "America's Green Strategy", 264(4) Scientific American 168 (1991).
247. Posner R., "An Economic Theory of Criminal Law", 85 Colum. L. Rev. 1228 (1985).
248. Press, Industry, "Environmental Policy and Environmental Outcomes" 32 Ann. Rev. Environ. Res. 317–344 (2007).
249. Prez P. de, "Beyond Judicial Sanctions, the Negative Impact of Conviction for Environmental Offences", 2 Environmental L. Rev. 11 (2000).
250. Rasmusen E., "Stigma and Self-Fulfilling Expectations of Criminality", 39 J. L. & Econ. 519 (1996).
251. Rasmussen D., "Enforcement in the U.S Environmental Protection Agency: Balancing the Carrots and the Sticks", 22 Envtl. L. 333 (1992).

252. Rehbiner E., "A German Source of Inspiration? Locus Standi and Remediation Duties under the soil Protection Act, the Environmental Liability Act and the Draft Environmental Code", 6 Envtl. L. Rev. 4 (2004).
253. Reice S. R., "Nonequilibrium Determinants of Biological Community Structure", 82 Am. Scientist 424 (1994).
254. Reitze A.W. & Hoffman L.D., "Self-Reporting and Self Monitoring Requirements Under Environmental Laws", 1 Envtl. L. 691 (1994-1995).
255. Reitze A.W. & Schell S.D., "Self- Monitoring and Self-Reporting of Routine Air Pollution Releases", 24 Colum. J. Envtl. L. 61 (1999).
256. Ringquist E.J., "A Question of Justice: Equity in Environmental Litigation, 1974-1991", 60(4) J. of Politics 1148 (Nov., 1998).
257. Rose A. M, "The Use of Law to Induce Social Change", 6 Transactions of the Third World Congress of Sociology 52 (1936).
258. Rose A.M., "Sociological Factors in the Effectiveness of Projected Legislative Remedies", 11 J. Leg. Edu. 470 (1959).
259. Rose C. M., "Rethinking Environmental Controls: Management Strategies for Common Resources", Duke L. J. 1 (1991).
260. Rose W., Anton Q., Deltas G. & Khanna M., "Incentives for Environmental Self-Regulation and Implications for Environmental Performance", 48(1) J. of Envtl. Econ. & Mgmt. 632 (July, 2004).
261. Rosemary M., "Alternative Sentencing in Environmental Protection- Making the Punishment Fit the Crime", 77 L. Institute J. 32 (July, 2003).
262. Roth Arriaza N., "Developing countries, Regional Organizations and ISO 14001 Environmental Management Standard", 9 Geo. Int'l Envtl. L. Rev. 583, 608 (1997).
263. Ruhl J. B., "Regulation by Adaptive Management-is it Possible?", 7 Minn. J. L. Sci. & Tec. 21 (2005).
264. Ruhl J.B., "Complexity Theory as a Paradigm for the Dynamical Law-and-Society System: A Wake-UP Call for Legal Reductionism and the Modern Administrative State", 45(5) Duke. L. J. 849 (1996).
265. Ruhl J.B., "Thinking of Environmental Law as a Complex Adaptive System: How to Clean Up the Environment by Making a Mess of Environmental Law", 34(4) Houston L. Rev. 933 (1997).
266. Russo M.V. & Fouts P.A., "A Resource-Based Perspective on Corporate Environmental Performance and Profitability", 40(3) The Academy of Mgmt. J. 534 (Jun., 1997).
267. Ryan R. M & E. L. Deci "Self-Determination Theory and the Facilitation of Intrinsic Motivation, Social Development, and Well-Being" 55(1) American Psychologist 68 (2000).

268. Sage W.M., "Regulating Through Information: Disclosure Laws and American Health Care" 99 Columbia L. R. 1701 (1999).
269. Sagoff M., "Economic Theory and Environmental Law", 79 Michigan L. Rev. 1393 (1981).
270. Sagoff M., "Environmental Economics: An Epitaph", Resources 2 (spring, 1993).
271. Salzman J., "Valuing Ecosystem Services", 24 Eco. L. Q. 887 (1997).
272. Salzman J., Thompson B.H. & Daily Jr. G.C., "Protecting Ecosystem Services: Science, Economics, and Law", 20 Stan. Envtl. L. Rev. 309 (2001).
273. Samp R., "Fairness for Sale in the Market Place", 9 St. John's J. Legal Comment 503 (1994).
274. Samuelson P.A., "The Pure Theory of Public Expenditure", 36 R. Eco. & Stat. 387 (1954).
275. Scherer K., Kraut A., Yassi A., Wajda A. & Bebchuk J., "Using Administrative Health Data to Monitor Potential Adverse Health Effects in Environmental Studies", 66 Envtl. Res. 143 (1994).
276. Schwarcz D., "Shame Stigma, and Crime: Evaluating the Efficacy of Shaming Criminal Law", 116 Harv. L. Rev. 2186 (2002-2003).
277. Selke W.L, "Celerity: the Ignored Variable in Deterrence Research", 11 J. Pol. Sci. & Admin. 31 (1983).
278. Shanklin C., "Pathfinder: Environmental Justice", 24 Ecology L. Q. 333 (1997).
279. Shavell S., "Criminal Law and the Optimal Use of Non Monetary Sanctions as Deterrent", 85 Colum. L. Rev. 1232 (1985).
280. Shavell S., "Risk Sharing and Incentives in the Principle Agent Relationship", 10 Bell J. of Econ. 55 (1979).
281. Shavell S., "A Model of Optimal Incapacitation", 77 American Econ. Rev. 107 (1987).
282. Shimshack J.P. & Ward M.B., "Regulator Reputation Enforcement, and Environmental Compliance", 50(3) J. of Envtl. Econ. & Mgmt.519 (November, 2005).
283. Shugart L.R., McCarthy J. F. & Halbrook R.S., "Biological Markers of Environmental and Ecological Contamination: An Overview", 12(3) Risk Analysis 353 (1992).
284. Siedenfeld M. & Satz Nugent J., "Friendship of the People: Citizen Participation in Environmental Enforcement", 73 Geo. Wash. L. Rev. 274 (2004-2005).
285. Silverman S.L, "Federal Enforcement of Environmental Laws", 75 Massachusetts L. Rev. 95 (1990).
286. Skeel D. A., "Shaming in Corporate Law", 149 U. Pa. L. Rev. 1831 (2000-2001).
287. Sommer D.S, "Cooperative Approaches: Public Pollution/Public Resolution", Nat'l Envtl. Enforcement J. 3 (Aug. 1995).

288. Spence D. B., "Paradox Lost: Logic, Morality and the Foundations of Environmental Law in the 21st Century", 20 Colum. J. of Envtl. L. 147 (1995).
289. Stagl S., "Multicriteria Evaluation and Public Participation the Case of UK Energy Policy", 23 Land Use Policy 53 (2006).
290. Stanwick P.A. & Stanwick S.D. , "The Relationship Between Corporate Social Performance, and Organizational Size, Financial Performance, and Environmental Performance: An Empirical Examination", 17(2) J. of Business Ethics 195 (Jan., 1998).
291. Stavins R. N., "What Can We Learn from the Grand Policy Experiment? Lessons from SO2 Allowance Trading", 12(3) J. of Econ. Perspectives 72 (summer, 1998).
292. Stavins R.N., Wagner A.F. & Wagner G., "Interpreting Sustainability in Economic Terms: Dynamic Efficiency plus Intergenerational Equity", 79 Econ. Letters 343(2003).
293. Steele J., "Remedies and Remediation: Foundational Issues in Environmental Liability", 58(5) Modern L. Rev. 616 (Sep.' 1995).
294. Stevenson N., "Consumer Culture, Ecology and the Possibility of Cosmopolitan Citizenship", 5(4) Consumption Markets & Culture 305 (2002).
295. Stewart R.B., "Controlling Environmental Risks through Economic Incentives", 13 Colum. J. Envtl. L. 153 (1988).
296. Stewart R. B., "Madison's Nightmare", 57 U. Chi. L. Rev. 335 (1990).
297. Stewart R.B., "A New Generation of Environmental Regulation?", 29 Capital Uni. L. R. 21(2001).
298. Stigler G.J., "The Optimum Enforcement of Laws", **7**8 J. Pol. Econ. 526 (1970).
299. Stonich S.C., "The Dynamics of Social Processes and Environmental Destruction: A Central American Case Study", 15(2) Population & Development Re. 269 (Jun., 1989).
300. Storey D.J. & McCabe P.J., "The Criminal Waste Discharger", 27(1) Scottish J. of Pol. Econ. (1980).
301. Sunstein C. R., "Administrative Substance", 41 Duke L. J. 607 (1991).
302. Sunstein C. R., "Democratizing America through Law", 25 Suffolk U. L. Rev. 949 (1991).
303. Sunstein C.R., "Informational Regulation and Informational Standing: Akins and Beyond", 147 Uni. of Penn. L. R. 613 (1999).
304. C. Sunstein, "The Expressive Function of Law", 144 U. Penn. L. R. 2021 (1996).
305. Sunstien C. R., "Incommensurability Valuation in Law", 92 Mich. L. Rev. 779 (1994).

306. Tanner C. & Wölfing Kast S., "Promoting Sustainable Consumption: Determinants of Green Purchases by Swiss Consumers", 20(10) Psychology & Marketing 883 (Sep. ,2003).
307. Taylor E., "The Rise of the Environmental Justice Paradigm: Injustice Framing and the Social Construction of Environmental Discourses", 43(4) American Behavioral Sci. 508 (Jan 2000).
308. Taylor R.B. & Mason R.J, "Responses To Prison For Environmental Criminals, Impacts of Incident, Perpetrator, and Respondent Characteristics", 34(2) Envtl. & Behaviour 194, 198 (Mar. 2002).
309. Tauble D. "Civil Forfeiture" 30 Am. Crim. L. Rev. 1025 (1992-1993).
310. Teubner G., "Substantive and Reflexive Elements in Modern Law", 17 L. & Society Rev. 239 (1983).
311. Thompson B.H., "Markets for Nature", 25 Wm. & Mary Envtl. L. & Pol'y Rev. 261 (2000).
312. Thøgersen J., "Norms for Environmentally Responsible Behavior: An Extended Taxonomy" 26 J. Envt'l Psychology 247, 248 (2006).
313. Thornton D., Gunningham N.A. & Kagan R.A, "General Deterrence and Corporate Behavior", 27(2) L. & Policy 262 (April 2005).
314. Tietenberg T. H., "Transferable Discharge Permits and the Control of Stationary Air Source Air Pollution", 56 Land Economy 391 (1980).
315. Tittle C. & Rowe A.R, "Certainty of Arrest and Crime Rates: A Further Test of the Deterrence Hypothesis", 52 Social Forces 455 (1974).
316. Veljanovski G., "The Market for Regulatory Enforcement", 93 Econ. J. 124 (1983).
317. Viladrich-Grau M. & Groves T., "The Oil Spill Process: The Effect of Coast Guard Monitoring on Oil Spills", 10 Envtl. & Resource Econ. 315 (1997).
318. Walters C.J, "Challenges in Adaptive Management of Riparian and Coastal Ecosystems", 1(2) Conservation Ecology 1 (1997).
319. Waring E., Weisburd D. & Chayet E., "White Collar Crime and Anomie", 6 Advances in Criminological Theory, 207 (1994).
320. Watson M., "Environmental Offences, the Reality of Environmental Crime", 7 Envtl. L. Rev. 190(2005).
321. Weisburd D., Waring E. & Chayet E., "Specific Deterrence In a Sample Of Offenders Convicted of White Collar Crimes", 33(4) Criminology, 587 (1995).
322. Wener W., "Management, Stock Market and Corporate Reform: Berle and Means Reconsidered", 77 Colum L. Rev. 388 (1977).
323. Wheeler S., Weisburd D. & Bode N., "Sentencing the White-Collar Offender: Rhetoric and Reality", 47(5) American Sociological Rev. 641 (Oct., 1982).

324. Wholey J.S., "Performance Based Management: Responding to Challenges", 22(3) Public Productivity & Mgmt. Rev. 288 (1999).
325. Wiener J. B., "Global Environmental Regulation: Instrument Choice in Legal Context", 108(4) Yale L. J. 677(1999).
326. Willis J.T. & Briggs D.J., "Developing Indicators for Environment and Health", 48(2) World Health Stat. Q. 155 (1995).
327. Wong R., "Stigma: A More Efficient Alternative To Fines In Deterring Corporate Misconduct", 3 Cal. Crim. L. Rev. 637 (Oct. 2000).
328. Wright M., Antonelli A., Doyle J.N., Bendig M., & Genna R., "An Evidence Based Evaluation of How Best to Secure Compliance With Health and Safety Law Research Report", Health & Safety Executive 334 (2005).
329. Yamamoto E.K & Lyman J.L.W., "Racializing Environmental Justice", 72 U. Colo. L. Rev. 311 (2001).
330. Yehezkel D., "Law and Social Change", 33 Tul. L. Rev. 796 (1958-1959).
331. Yu J. & Liska A., "The Certainty of Punishment: Reference Group Effect and It's Functional Form", Criminology 447 (1993).
332. Zinn M., "Policing Environmental Regulatory Enforcement: Cooperation, Capture, and Citizen Suits", 21 Stan. Envtl. L. J. 131 (2002).

מקורות אינטרנטיים בעברית

1. אגף תיאום אכיפה — המשרד להגנת הסביבה, ניתוח נתונים מדו"ח סיכום פעילות אגף תיאום אכיפה 2006 (זוהר שקלים והילה כוכבי, עורכות, 2007):
www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/ModulKvatzim/p0425_1.pdf
2. אט"ד — דו"ח מיחזור גורלי פסולת בניין מהשלכה להשבה:
www.adamteva.org.il/_Uploads/dbsAttachedFiles/gilad.pdf
3. אקו-לוגי בע"מ, "כדאיות כלכלית במִחזור פסולת בניין" הרצאה שהוצגה ביום-עיון של עמותת אדם טבע ודין ב-10.7.2006:
http://www.yarok.org.il/admin/media/document/%D7%A9%D7%99%20%D7%A9%D7%9B%D7%98%D7%A8-%D7%90%D7%A7%D7%95%D7%9C%D7%95%D7%92%D7%99.ppt
4. אתר ביזפורטל, גורן א' גז טבעי: מחיר התחליף — או כמה עולה אנרגיה נקייה? (16.10.2006)
www.bizportal.co.il/shukhahon/biznews02.shtml?mid=126135
5. אתר המרכז לייצור נקי בכתובת:
www.cpc.org.il/scripts/comm.asp?commid=14&sct=467
6. אתר המשרד לאיכות הסביבה — חדשות: "דו"ח מִפגעי פסולת בניה בשטחים הפתוחים":
www.sviva.gov.il/Enviroment/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Object&enDispWho=News^l3401&enZone=News

7. אתר המשרד לאיכות הסביבה (אגף איכות-אוויר) — "דו"ח בדיקות פתע בארובות מפעלים לשנת 2005":
www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/ModulKvatzim/arubot_2005_1.pdf
8. אתר המשרד לאיכות הסביבה — תנאים לרישיון עסק לאתר לסילוק פסולת גושית:
www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/Articals/tnaei_asp_gushit_1.pdf
9. אתר המשרד לאיכות הסביבה — תקציב 2006:
www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/ModulKvatzim/taktsiv_2006_1_1.ppt
10. אתר המשרד לאיכות הסביבה — אגף תיאום אכיפה דו"ח סיכום פעילות ינואר-דצמבר 2006, 5 (2007):
http://www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/ModulKvatzim/p0425_1.pdf
11. אתר המשרד לאיכות הסביבה — אגף תיאום אכיפה, ד"וח סיכום פעילות, ינואר דצמבר 2006:
www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/ModulKvatzim/p0425_1.pdf
12. אתר המשרד לאיכות הסביבה — תנאים לרישיון עסק לאתר לסילוק פסולת גושית:
www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/Articals/tnaei_asp_gushit_1.pdf
13. אתר המשרד לאיכות הסביבה — הודעות הדובר: "השרים עזרא ודיכטר הכריזו מלחמת חורמה בתופעת השלכת פסולת הבנייה":
www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Object&enDispWho=Spokesman^l1147&enZone=Spokesman
14. אתר המשרד לאיכות הסביבה — המשטרה הירוקה:
www.sviva.gov.il/Enviroment/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=green_police&enZone=green_police
15. אתר המשרד לאיכות הסביבה — חדשות: השר לאיכות הסביבה שלום שמחון: "על הרשויות המקומיות והוועדות המקומיות להתנות היתרי בניה בהצגת פתרון לפסולת בניין."
www.sviva.gov.il/Enviroment/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Object&enDispWho=News^l2409&enZone=News
16. אתר המשרד לאיכות הסביבה — חקיקה ופסיקה:
www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=law&enZone=law
17. אתר המשרד לאיכות הסביבה — פסולת בניין:
www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=building_waste&enZone=building_waste
18. אתר המשרד לאיכות הסביבה — תנאים ברישיון עסק להובלת פסולת:
www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/Articals/5.1b_1.pdf
19. באום ה' וכץ א', איפיון כמויות ומרכיבי פסולת באתרי בניה, מחקר 1-401, מחקר מוזמן על ידי המשרד להגנת הסביבה (המכון לחקר הבניה בטכניון, 2003):
www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/mechkarim/5007-16_1.pdf

20. דו"ח הלמ"ס "אפיון רשויות מקומיות וסיווגן לפי הרמה החברתית-כלכלית של האוכלוסייה 2003" (2006):
www.cbs.gov.il/www/publications/local_authorities2003/local_authorities_h.htm
21. דו"ח נציבות המים – אגף איכות המים, מצב איכות המים בישראל והפעולות שננקטו למניעת זיהומם, (הוגש לועדת הכלכלה של הכנסת, אוקטובר 2006):
www.water.gov.il/NR/rdonlyres/2CC2AFBA-6929-4F7C-B088-C0463A8A7E9A/0/doch_vadat_hakalkaka_2005.pdf
22. הודעות דובר משרד הבריאות 12.4.2005: סקר משרד הבריאות – לא נמצאו כל השפעות וגו'
www.health.gov.il/news/news.asp?ID=285
23. הודעות לעיתונות על פסקי דין שניתנו בעבירות סביבה בהם תבע המשרד להגנת הסביבה:
www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=Spokesman&enZone=Spokesman
24. החלטה 2927 של הממשלה ה-30 "הסדרת הטיפול בפסולת הבנייין" (9.2.2003):
www.sviva.gov.il/Enviroment/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=object&enDispWho=News%5E11475&enZone=gov_decisions&enVersion=0
25. הלמ"ס, לוח 1. – המועצות המקומיות והעיריות, לפי סדר א"ב – דירוג, שיוך לאשכול, אוכלוסייה, ערכי המשתנים, ציון התקן ודירוג לפי המשתנים המשתתפים בחישוב המדד
www.cbs.gov.il/www/publications/local_authorities2003/pdf/t01.pdf
26. הלמ"ס, לוח 6. – המועצות האזוריות, לפי סדר א"ב – דירוג, שיוך לאשכול אוכלוסייה, ערכי המשתנים, ציון התקן ודירוג לפי המשתנים המשתתפים בחישוב המדד סיווג זה הותאם לפי הלמ"ס, לוח 7: "מפתח למעבר מאישכול מועצות אזוריות לאישכול מועצות מקומיות ועיריות
www.cbs.gov.il/www/publications/local_authorities2003/pdf/t07.pdf
27. הלמ"ס, לוח 4 – שטח התחלת בנייה (א) לפי ייעוד סדרות עיתיות" מתוך הבינוי בישראל 2006, (טרם פורסם) עותק נמסר מגרשון קן ראש תחום בנייה בלשכה המרכזית לסטטיסטיקה.
http://www.cbs.gov.il/publications/construction06/pdf/tab04.pdf
28. הלשכה המרכזית לסטטיסטיקה, שאלון סקר הוצאות משקי בית.
http://www.cbs.gov.il/www/skarim/sekerhom.pdf
29. המשרד לאיכות הסביבה – אגף תיאום אכיפה, דו"חות פעילות שנתיים לשנים 2001-2006
www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=Zone&enDispWho=achifa_dochot&enZone=achifa_dochot
30. חברת החשמל, גז טבעי – משק החשמל עולה מדרגה:
www.israel-electric.co.il/bin/en.jsp?enDispWhat=Zone&enZone=NaturalGas&enDisp Who=NaturalGas& enPage=WidePage&enDisplay=view
31. טל א', המשרד להגנת הסביבה, פסולת הבנייה ממטרד למשאב, (נובמבר 2005):
www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/ModulKvatzim/binyan_uri_1.pdf
32. מרינוב א', איכות הסביבה בישראל: http://lib.cet.ac.il/Pages/item.asp?item=3819

33. פרוטוקול ישיבה מס' 100 של ועדת הפנים והגנת הסביבה, הכנסת ה-17 (22.01.07) עמ' 8.
www.knesset.gov.il/protocols/data/rtf/pnim/2007-01-22.rtf
34. פרוטוקול ישיבה מס' 471 של ועדת הפנים ואיכות הסביבה, הכנסת ה-16, (13.07.2005).
http://www.knesset.gov.il/protocols/data/html/pnim/2005-07-13.html
35. "פרק טו, לוח טו/6 משך בנייה ממוצע לדירה ולבניין בבניינים למגורים שבנייתם הסתיימה לפי יום בניָה" הירחון הסטטיסטי לישראל 9/2007.
http://www.cbs.gov.il/archive/200709/yarhon/o6_h.htm

מקורות אינטרנטיים בלועזית

1. "Pilot 2006: Environmental Performance Index" available at sedac.ciesin.org/es/epi
2. Abdoul G. & Innes R., "Voluntary Pollution Reductions and the Enforcement of Environmental Law, an Empirical Study of the 33/50 Program", Cardon Research Paper in Agricultural and Resource Economics, 2004-08 (Sep., 2004). available at www.creditwisecats.org/AREC/pubs/researchpapers/2004-08saminnes.pdf
3. Bacon F., "Essay XXIV Of Innovation" Essays, (1597) available at: http://worldwideschool.org/library/books/phil/modernwesternphilosophy/FrancisBacon/chap24.html
4. Business and industry Environment Agency, How Green Are Business in England and Wales, available at : www.environment-agency.gov.uk/business/444255\
5. Cowen T., Public Goods and Externalities, The Concise Encyclopedia of Econ. (David R. Henderson ed. 2002), available at www.econlib.org/library/Enc/PublicGoodsandExternalities.html.
6. CSD, www.un.org/esa/sustdev/isd.htm
7. Easton V. J. & McColl J. H., "Presenting Data", Statistics Glossary, (STEPS) available at www.cas.lancs.ac.uk/glossary_v1.1/presdata.html#discdat
8. Environment Agency, available at www.environment-agency.gov.uk/yourenv/432430/432434/?version=1&lang=_e
9. Environment Canada, available at: ecoinfo.ec.gc.ca/env_ind/indicators_e.cfm
10. Environment Canada, About the Environmental Damages Fund...The 'Polluter Pays' Principle available atwww.ec.gc.ca/edf-fde/default.asp?lang=En&n=C5BAD261-1
11. Environmental Sustainability Index (ESI) available at sedac.ciesin.org/es/esi
12. Everett J. et al., Developing Environmental Compliance and Enforcement Indicators Projects, Pilot Project: Logging in Costa Rica (Bren School of Environmental Science and Management Spring 2005) available at www.bren.ucsb.edu/research/documents/enforcers_brief.pdf.,
13. Fencl J., Svobodova J., & Šremer P., Used and Proposed Indicators at Czech Environmental Inspectorate (2003) available at www.inece.org/indicators/proceedings/04f_czechrep.pdf

14. Frank B. & Pascoe D., Environmental Compliance And Enforcement Indicators: Environment Canada Pilot Projects — Addressing Challenges, Paper presented at INECE-OECD Workshop on Environmental Compliance and Enforcement Indicators, 1 (OECD, 3-4 November 2003). available at www.inece.org/indicators/proceedings/04d_canada.pdf
15. Goulder L.H., Parry I.W.H., Williams III R.C. & Burtraw D., "The Cost-Effectiveness of Alternative Instruments for Environmental Protection in a Second-Best Setting", Discussion Paper 98-22 (Resources for the Future, March 1998) available at www.rff.org/rff/Documents/RFF-DP-98-22.pdf.
16. Harrison I., Laverty M. & Sterling E., "Ecosystem Diversity", Connextions available at http://cnx.org/content/m12156/latest
17. Henely Center, Report on Administrative Penalty Simulations (May 2006) available at www.defra.gov.uk/environment/enforcement/pdf/envleg-enforce-henleyreport.pdf
18. Hirota K. & Minato K., Comparison of Vehicle Related Taxes by Cross-Section, (paper presented at Conference: Better Air Quality in Asian and Pacific Rim Cities, 2002) available at www.cse.polyu.edu.hk/~activi/BAQ2002/BAQ2002_files/Papers/Fullpaper%2048.doc
19. Hirota K., Poot J. & Minato K., Do Policy Incentives Affect the Environmental Impact of Private Car Use? Evidence From a Sample of Large Cities, (Paper Prepared for the 43rd Congress of the European Regional Science Association, Jyväskylä, Finland 27-30, August 2003) available at www.jyu.fi/ersa2003/cdrom/papers/493.pdf
20. INECE, E-Dialogue Summary: Good Practices for Identifying Environmental Compliance and Enforcement Indicators, 5 (18August-09 September 2004) available at inece.org/forumsindicators.html
21. INECE, Expert Working Group on Environmental Compliance and Enforcement Indicators, Environmental Compliance and Enforcement Indicators, Measuring What Matters: NECE-OECD Workshop, 4 (22 Oct. 2003) available at www.inece.org/forumsindicators.html
22. INECE-OECD Expert Workshop on Environmental Compliance and Enforcement Indicators: Measuring What Matters, available at www.inece.org/indicators/workshop.html
23. Jasanoff S., "Risk, Precaution and Environmental Values", Work Shop Papers Carnegie Council on Ethics and International Affairs, available at www.cceia.org/media/683_jasanoff.pdf .
24. Morita A. & Takagishi S., GIS-Based Support Systems for the Reduction of llegal Dumping (2003) available at http://gis.esri.com/library/userconf/proc02/pap1172/p1172.htm

25. Munasinghe M., (Lead Author), G. Douglas (Topic Editor), "Multi-Criteria Analysis in Environmental Decision-Making" in Encyclopedia of Earth (C. J. Cleveland Ed., 2007) available at www.eoearth.org/article/Multi-criteria_analysis_in_environmental_decision-making
26. OECD, Connecting Activities With Results Prospects for Reforming Environmental Compliance and Enforcement Indicators in Russia, 30 (draft 1 Sep. 2005) available at www.oecd.org/dataoecd/10/40/35486818.pdf
27. OECD, Environmental Enforcement Authorities in Transition Economies of Eastern Europe Caucasus and Central Asia, 20 (2003) available at www.oecd.org/document/18/0,2340,en_2649_34339_26408530_1_1_1_1,00.html
28. OECD, Environmental Indicators- Development Measurement and Use- Reference Paper, 5 (OECD 2003) available at www.oecd.org/dataoecd/7/47/24993546.pdf
29. OECD, Global Forum on Sustainable Development, Background Paper for the Conference on Economic Aspects of Environmental Compliance Assurance,18(Dec 2004), available at: www.oecd.org/document/20/0,2340,en_2649_34339_33645652_1_1_1_1,00.html
30. Report Chapter Questions and Indicators, available at http:// cfpub.epa.gov/eroe/index.cfm?fuseaction=list.listByQues
31. Revesz R.L. & Stavins R.N, "Law and Economics", working paper, prepared for The Handbook on Law and Economics 1, 6 (M. Pollinsky & S. Shavell eds., 2004) available at ssrn.com/abstract=552043)
32. Smith L.I, "A Tutorial on Principal Components Analysis", (February 26, 2002) available at csnet.otago.ac.nz/cosc453/student_tutorials/principal_components.pdf
33. Stahl M.**,** Performance Indicators for Environmental Compliance and Enforcement Programs: the U. S. EPA Experience, 2 (2004), available at inece.org/indicators/docs/StahlPaper.pdf
34. Stavins R.," Environmental Protection and Economic Well Being: How Does (and How Should) Government Balance These Two Important Values?", Paper Prepared for Presentation at the Aspen Institute Aspen Colorado, January 10-12. 2004, 4 (August 26, 2003),available at www.ksghome.harvard.edu/~rstavins/Papers/Aspen_Paper_for_Jan_2004.pdf.
35. Strachan N.D. & Dowlatabadi H.**,** The Adoption of a Decentralized Energy Technology: The Case of UK Engine Cogeneration (Center for the Integrated Study of the Human Dimensions of Global Change Carnegie Mellon University) available at aceee.org
36. U. S EPA, NET (National Enforcement Trends) EPA Inspections and Investigations (FY 2006) available at cfpub.epa.gov/compliance/resources/reports/nets/report.cfm?CAT_ID=234&SUB_ID=1205& templatePage=3

37. U.N Conference on Environment and Development (1992) Rio Earth Summit Agenda 21 Ch 40 available at www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/english/agenda21chapter40.htm
38. U.S EPA OECA, Enforcement and Compliance Assurance Accomplishments Report, FY 2006 (2007) available at www.epa.gov/compliance/resources/reports/accomplishments/oeca/fy06accomplishment.pdf
39. U.S EPA OECA, Annual Report on Enforcement and Compliance Assurance Accomplishments Report, FY 1999 (2000) available at www.epa.gov/compliance/resources/reports/accomplishments/oeca/fy99accomplishment.pdf
40. U.S EPA OECA, FY 2001 — FY 2006 Civil Enforcement Case Conclusions available at www.epa.gov/compliance/resources/reports/nets/fy2006/nets06-caseconcl-e2.pdf
41. U.S EPA OECA, FY 2002 — FY 2006 National Estimates of Direct Environmental Benefits Achieved Through EPA's Enforcement Actions available at www.epa.gov/compliance/resources/reports/nets/fy2006/nets06-evironbenefits-c1.pdf
42. U.S EPA, National Enforcement Trends — FY 2006 cfpub.epa.gov/compliance/resources/reports/nets/fiscalyear.cfm?CAT_ID=234&templatePage=2
43. U.S EPA, NET — Long Term Trends (FY 2006) available at cfpub.epa.gov/compliance/resources/reports/nets/report.cfm?CAT_ID=234&SUB_ID=1207&templatePage=3
44. U.S EPA, NET- Enforcement Actions (FY 2006) available at cfpub.epa.gov/compliance/resources/reports/nets/report.cfm?CAT_ID=234&SUB_ID=1208&templatePage=3
45. U.S EPA, NET- FY 1999 — FY 2006 Value of Complying Actions available at www.epa.gov/compliance/resources/reports/nets/fy2006/nets06-injrelief-f3.pdf
46. U.S EPAOECA, Final- Case Conclusion Data Sheet Training Booklet, Part 4.0 (2004). available at www.epa.gov/compliance/resources/publications/data/tools/ccds.pdf
47. U.S EPA-OECA, Case Conclusion Data Sheet Training Booklet (Aug., 2004), available at www.epa.gov/compliance/resources/publications/data/tools/ccds.pdf
48. U.S Office for Results –based Management Strategic Planning and Coordination Division (2001). available at www.inece.org/indicators/glossary/glossary2.php?cat=3-Indicator
49. UK EA, How Green are Small Business- Snapshot of Environmental Awareness and Practice in Small and Medium Sized Enterprises (SMEs), 2002 NetRegs Benchmarking Survey, available at: www.environment-agency.gov.uk/netregs
50. UNEP, "Long Range Transport of Air Pollution", Global Environmental Outlook 2006 (GE0) available at www.unep.org/geo/yearbook/yb2006/058.asp.
51. Woods M. & Macrory R., Environmental Civil Penalties: A More Proportionate Response to Regulatory Breach, (Center for Environmental Law, London University Collage 2003). Available at www.ucl.ac.uk/laws/environment/civil-penalty/docs/ECPreport.pdf.

52. World Bank, World Development Indicators (WDI) 2006. available at web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/DATASTATISTICS/0,,contentMDK:20899413~pagePK:64133150~piPK:64133175~theSitePK:239419,00.html
53. www.iisd.org/measure/compendium/searchinitiatives.aspx
54. Compliance Assistance Centers :www.assistancecenters.net/results אתר האינטרנט של
55. Office for Results-Based Management Strategic Planning and Coordination Division (2001)available at www.inece.org/indicators/glossary/glossary2.php?cat=3-Indicator
56. Office for Results-Based Management Strategic Planning and Coordination Division (2001). available at www.inece.org/indicators/glossary/glossary2.php?cat=3-Indicator

ראיונות

1. ראיון עם עו״ד רחל אדם, סגנית ליועמ״ש במשרד לאיכות הסביבה, ביום 5.2.2007.
2. ראיון עם אורי טל, מרכז פסולת יבשה, אגף פסולת מוצקה, המשרד להגנת הסביבה, ביום 7.1.2005 ומיום 11.9.2006.
3. ראיון עם הילה כוכבי, הממונה על מערך ברירות המשפט במשרד להגנת הסביבה, ביום 10.1.2007.
4. ראיון עם דב באסל, מהנדס איכות הסביבה בהתאחדות התעשיינים, ביום 21.12.2006.
5. ראיון עם מנהל האגף הטכני בהתאחדות הקבלנים, ביום 22.2.2006.
6. ראיון עם מר גלעד אוסטרובסקי, ראש תחום פסולת מוצקה בעמותת אדם טבע ודין, מיום 28.1.2008.
7. ראיון עם מר גרשון קן, ראש תחום בנייה בלמ״ס, ביום 2.1.2008.
8. ראיון עם מר יגדל אך, מנהל מטמנת ברקת, ביום 7.1.2005 וביום 7.12.2005.
9. ראיון עם סמדר שגב, עוזרת בכירה לסמנכ״ל אכיפה, ועם הדר כוכבי, הממונה על מערך ברירות-משפט וממלאת-מקום ראש אגף תיאום אכיפה, המשרד להגנת הסביבה, ביום 11.5.2004.
10. ראיון עם עו״ד זוהר שקלים מן הלשכה המשפטית במשרד להגנת הסביבה, לשעבר ראש אגף תיאום אכיפה, ביום 1.1.2007.
11. ראיון עם Jonathan Libber – Senior Staff Attorney Ben/Abel Coordinator Office of Enforcement and Compliance and Assurance מיום 28.11.2007.

שונות

1. E.U Parliament, "Recommendation of the European Parliament and of the Council of 4 April 2001 Providing For Minimum Criteria for Environmental Inspections in the Member States", Recommendation 2001/331/EC Official J. L. 118 of (2001)
2. Adabowle M., Using the Law: Access to Environmental Justice: Barriers and Opportunities, available at www.defra.gov.uk/ENVIRONMENT/enforcement/pdf/ejureport.pdf.

3. An Advisory of the Illegal Competitive Advantage (ICA) Economic Benefit (EB) Advisory Panel of the EPA Science Advisory Board 36-33 (Sep. 7th 2005), available at http://www.epa.gov/sab/pdf/ica_eb_sab-adv-05-003.pdf .
4. Australian Law Reform Commission, Principled Regulation: Federal Civil and Administrative Penalties in Australia, (2002). available at www.austlii.edu.au/au/other/alrc/publications/reports/95/.
5. J. Blackmore, R. Yearsley, Using Science to Create A Better Place, Investigating the Effectiveness of Compliance Assessment Activities, Science Report: SC040042/SR (U.K E.A, 2005).
6. Bowden M., Development and Use of Outcome Information in Government: Oregon Department of Transportation (ASPA, Center for Accountability and Performance 1996).
7. Carlin A., Draft Report: Environmental Law Institute Cooperative Agreement No. CR-813617-02, Cost-Effective Enforcement: a Framework for the Evaluation of the Enforcement Authorities of the Environmental Protection Agency 46 (June 12, 1989), available at http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eermfile.nsf/vwAN/EE-0032.pdf/$file/EE-0032.pdf.
8. Crosby I. B., "Portland's Asset Forfeiture Program: The Effectiveness of Vehicle Seizure in Reducing Re-arrest Among "Problem" Drunk Drivers, in Policing in Central and Eastern Europe: Comparing Firsthand Knowledge with Experience for the West (1996) available at: www.ncjrs.org/policing/por673.htm
9. DEFRA (U.K), Review of Enforcement in Environmental Regulation, Report of Conclusion, 19 (2006). Available at www.defra.gov.uk/environment/enforcement/pdf/enforcereview-report.pdf.
10. EC, Green Paper on Remedying Environmental Damage COM(93) 47, Para, 1 (1993).
11. Environment Agency, Enforcement and Prosecution Policy, available at www.environment-agency.gov.uk/commondata/acrobat/enfpolicy.pdf.
12. Environment Canada, Compliance and Enforcement Policy for the Canadian Environmental Protection Act, 1999 (CEPA, 1999) p. available at www.ec.gc.ca/CEPARegistry/documents/policies/candepolicy/s5.cfm
13. EPA Victoria Australia, Enforcement Policy, July 2006 (Publication No. 384.3), available at epanote2.epa.vic.gov.au/EPA/publications.nsf/2f1c2625731746aa4a256ce90001cbb5/39a0493666adf794ca2571a2002cdb9e/$FILE/384.3.pdf.
14. Gallopin G.C., "Indicators and Their Use Information for Decision-Making", Sustainability Indicators: Report of the Project on Indicators of Sustainable Development, (B. Moldan & S. Billharz, Eds., SCOPE, 1997).

15. Gore A., From Red Tape to Results: Creating a Government that Works Better and Costs Less, Report of the National Performance Review (1993).
16. Halachmi A., "Performance Measurement: Don't Abuse it through GPRA" Ninth Public Sector Productivity Conference: Performance Measurement, Performance Improvement (1998).
17. P. Hampton, Reducing Administrative Burdens: Effective Inspection and Enforcement (2005) available at: www.hm-treasury.gov.uk/media/7/F/bud05hamptonv1.pdf (last accessed 7.8.2008).
18. INECE, Expert Working Group on Enforcement and Compliance Indicators, Performance Measurement Guidance for Compliance and Enforcement Practitioners (July 12, 2005).
19. INECE, Performance Measurement Guidance for Compliance and Enforcement Practitioners, p. iv (2 ed. April, 2008) available at: www.inece.org/indicators/guidance.pdf
20. IPCC, "Summary for Policymakers" in Climate change 2007, The Physical Science Basis, Contribution of Working Group I (S. Solomon et al Eds., 2007).
21. Law Reform Commission, NSW Australia, Issues Paper 20 (2001) Sentencing: Corporate Offenders, Sec. 3.22 (2001) available at: http://www.lawlink.nsw.gov.au/lrc.nsf/pages/ip20chp03#H4
22. Lepage H. Partners Counsel, Criminal Penalties in the EU Member States' Environmental Law 11 (2003), Reference Study Contract:ENV.B.4-3040/2002/343499/MRA/A.
23. Liu P.C., Regulator Inspection and Violation Deterrence Under Clean Water Act Regulation of Pulp and Paper Mill Water Pollution. Ph.D. Dissertation, Stanford University (Aug., 1995).
24. Macrory R. B., Regulatory Justice: Making Sanctions More Effective, 78 (Nov. 2006) available at: http://www.berr.gov.uk/files/file44593.pdf
25. Marshall M., Development and Use of Outcome Information in Government Prince William County, Virginia (ASPA, Center for Accountability and Performance 1996).
26. Metzenbaum S., Measures to Comply, Measures to Perform- A Government Performance White Paper (Feb. 2006).
27. O'Connor D. & Turnham D. "Managing the Environment In Developing Countries" OECD Development Centre Policy Brief no. 2, 9 (1992)
28. OECD, Environment Ministerial Communiqué (20 February 1996)
29. OECD, Modernizing Government: the Way Forward 58-59 (2005).
30. OECD, Recommendation of the Council on Environmental Indicators and Information, C(90)165/Final (31 January 1991).
31. OECD, Recommendation of the Council on Improving the Environmental Performance of Government, C(96)39/Final, (20 February 1996).

32. OECD, Recommendation of the Council on Reporting on the State of the Environment, C(79)114 (8 May 1979).
33. Pargal S., Mani M. & Huq M., "Inspections and Emission in India: Puzzling Survey Evidence on Industrial Water Pollution" World Bank Policy Research Working Paper #1810 (Aug., 1997).
34. Sinton J.E. & Fridely D.G., What Goes Up: Recent Trends in China's Energy Consumption (Lawrence Berkeley National Laboratory, 1999).
35. Stahl M., "Performance Indicators for Environmental Compliance and Enforcement Programs: the U.S EPA Experience", Sixth International Conference on Environmental Compliance and Enforcement, 202 (EPA., 1996).
36. U.N Conference on Environment and Development (1992) Rio Earth Summit Agenda 21 Ch 8 available at www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/english/agenda21chapter8.htm
37. U.N General Assembly, 2005 World Summit Outcome Document (15th Sep. 2005), available at www.un-ngls.org/un-summit-FINAL-DOC.pdf
38. U.S EPA, OECA, Guide for Addressing Environmental Problems: Using an Integrated Strategic Approach, 1-2 (March 2007), available at www.epa.gov/compliance/resources/policies/assistance/strategicguide.pdf.
39. U.S EPA, Office of Enforcement and Compliance Assurance (OECA), National Program Manager, National Priorities for Fiscal Years 2008 — 2010, FY 2008 available at http://www.epa.gov/compliance/resources/policies/data/planning/npmguidance2008.pdf.
40. U.S EPA, Prosecution Guidelines, revised Ed. (June 2004) available at www.epa.nsw.gov.au/resources/prosguide.pdf.
41. U.S EPA, Guidance for Determining Whether A Project is Profitable, when to Accept Profitable Projects as SEPs and How to Evaluate Such Projects 8 (Dec 5, 2003) available at: www.epa.gov/complaince/resources/policies/civil/seps/
42. U.S EPA Office of Criminal Enforcement Forensics and Training, Compliance-Focused Environmental Management System Enforcement agreement Guidance, (August 1997, Revised December 2001) Doc n. EPA-330/9-97-002R available at:
www.epa.gov/compliance/resources/publications/incentives/ems/ems12elemr.pdf
43. U.S EPA, Guide for Measuring Compliance Assistance Outcomes (Doc. Num. EPA300-B-02-01, June 2002 available at www.epa.gov/compliance/assistance/measures/index.html
44. U.S EPA, Memorandum: Reaffirming the U.S Environmental Protection Agency's Commitment to Environmental Justice (Nov. 4 2005) available at: www.epa.gov/compliance/resources/policies/ej/admin-ej-commit-letter-110305.pdf
45. U.S EPA, Principles of Environmental Enforcement, 6-1 (July 15th 1992).

46. U.S. EPA, Guidelines for Preparing Economic Analyses (2000, U.S. EPA, Washington, D.C.).
47. U.S. President, "Actions to Address Environmental Justice in Minority Populations and Low Income Populations", Executive Order 12898-1 available at www.epa.gov/compliance/resources/policies/ej/exec_order_12898.pdf.
48. Van der Schraaf A.A & Van der Schraaf J. x, "Environmental Compliance and Enforcement Indicators in The Netherlands" Paper for the Expert Workshop on Environmental Compliance and Enforcement Indicators, Paris, 3-4 November 2003 (2003).
49. De Young D. J., Vehicle Impoundment Law Found Effective, Research notes (Dep't of Motor Vehicles, CA) (spring 1998) available at: www.dmv.ca.gov/about/profile/rd/resnotes/veh_imp_law_fe.html (last accessed 7.8.2008)

50. בוקר א' "הורשע בהזרמת שפכים לנחל — ומונה לנהל אותו" מעריב 8.3.2007 21.
51. גזל א' ענישה בהסכמה, חלופות להליכי משפט בפלילים (חיבור לשם קבלת דוקטור לפילוסופיה, אוניברסיטת חיפה, 47 (ספטמבר 2002).
52. דין וחשבון הוועדה הציבורית-מקצועית לבדיקה כוללת של שירות המדינה וגופים הנתמכים מתקציב המדינה (1989).
53. הוד-אלמוג ע', "פינוי מוסדר של פסולת בניין" מסמך פנימי, התאחדות הקבלנים (מצוי אצל החוקרת)
54. המשרד לאיכות הסביבה, דו"ח איכות הסביבה בישראל, נתונים ומדדים 2001/2 (2003). מצוי ב:
www.sviva.gov.il/bin/en.jsp?enPage=BlankPage&enDisplay=view&enDispWhat=object&enDispWho=index_pirsumim%5El231&enZone=pirsum_veHotsaa_&laor&enVersion=0
55. הקרן לשמירת ניקיון, דוחות כספיים ליום 31 בדצמבר 2006, מצוי ב:
www.sviva.gov.il/Enviroment/Static/Binaries/ModulKvatzim/keren_06_1.pdf (נכון ליום 26.6.2008).
56. מבקר המדינה, דו"ח שנתי 58ב לשנת 2008, (2008).
57. ריבלין מ', ממונה על חוק חופש המידע במשרד להגנת הסביבה, מכתב מיום 27.09.2006 בתשובה לבקשת-מידע שהועברה אל המשרד להגנת הסביבה.
58. נוסח טיוטא, הצעת תקנות שמירת הניקיון (פינוי פסולת בנין), תשס"ז-2007 — גרסה 8 (לא פורסם) מצויה בידי הכותבת.
59. המשרד להגנת הסביבה — אגף פסולת מוצקה, סקר: "מפגעי פסולת בניין גדולים ברמה הארצית 2007". סקר זה נמסר לחוקרת בעקבות בקשת-מידע שהוגשה למשרד להגנת הסביבה.
60. לנדאו ש' דברים ביום עיון: אכיפה הולמת ושיפור הסדר החברתי, אוניברסיטת בר אילן, (3.2.2005).

61. קרת ד', שיטות משלימות לאכיפה סביבתית היבט ישראלי: ISO 14001 והאמנה בנושא פליטות לאוויר, חיבור לשם קבלת תואר דוקטור לפילוסופיה באוניברסיטת תל-אביב, 84 (אפריל 2004).
62. רינת צ' "זיהום מי תהום ברמה"ש מאיים על מקורות מים בתל-אביב", הארץ, 28.6.2007.

נספח א׳
שאלון לכפופים לחוק

השאלון מופץ במסגרת מחקר לבחינת האפקטיביות של האכיפה בעבירות איכות הסביבה, המבוצע על-ידי **אור קרסין** מהפקולטה למשפטים באוניברסיטת בר-אילן. המחקר ממומן על-ידי מכון ירושלים לחקר ישראל, קרן קיימת לישראל והאגודה הישראלית לקרימינולוגיה.

הכתוב בשאלון בלשון זכר מכוון לנשים ולגברים כאחד.

הנחיות למילוי השאלון

אודה לך באם תוכל להתפנות למספר דקות לצורך מילוי השאלון.

- ❖ נא למלא במלואם את פרטי המשיב על השאלון.
- ❖ במרבית השאלות יש לסמן את המידה המתאימה במקום המיועד לכך.
- ❖ לעתים ישנה הנחיה מיוחדת המחייבת כתיבת תשובה לשאלה (ולא רק סימון). יש לשים לב להנחיות בכל מקרה.

פרטי המרואיינים נשמרים חסויים ונעשה שימוש בתשובותיהם לצרכים מחקריים בלבד.

במקרה שמתעוררות שאלות לגבי מילוי השאלון, ניתן ליצור קשר עם אור קרסין בטל׳: 054-4229181.

החזרת השאלון המלא

את השאלון המלא אבקש לשלוח בחזרה אל החוקרת באחת הדרכים הבאות:

עבור: אור קרסין
בדואר אלקטרוני: karassin@bezeqint.net
בפקס: 09-7678451
בדואר: בקעת בית נטופה 19א, כפר-סבא 44628

פרטים אישים של המרואיין

שם משפחה	שם פרטי	זכר / נקבה
גיל	מצב משפחתי 1. רווק 2. נשוי 3. גרוש 4. אלמן	אזור מגורים
השכלה 1. יסודית או פחות (עד 8 שנ"ל) 2. תיכונית (9-12שנ"ל) 3. על-תיכונית (13-14שנ"ל) 4. תואר ראשון 5. תואר שני 6. אחר_____	שם החברה: ותק במקצוע: טלפון: פקס:	תאריך קיום הראיון

מס'	שאלה ותחום	במידה רבה מאוד	במידה רבה	במידה בינונית	במידה מועטה	במידה מועטה מאוד
1	באיזו מידה אתה מכיר את החוקים הנוגעים להשלכת פסולת בשטח ציבורי ? (1.7)					
2	האם החוק קובע כי מותר לשפוך פסולת-בניין בכל אתר ובלבד שמשלמים בו דמי-כניסה ? (1.7)	1. כן			2. לא	
3	באיזו מידה אתה חושב שקבלנים או מובילים אחרים בתחום מכירים את האיסור על שפיכת פסולת בשטח ציבורי ואת החובה לשפוך פסולת רק באתרים מוסדרים ? (1.7)					
4	האם אתה מסכים לאמרה: "תמיד צריך לשמור על החוק" ? (3)					
5	נניח שהיית מאחר לפגישה חשובה, האם היית שוקל לעבור עם הרכב באור אדום? (3)					
6	האם אתה חושב שאחרים נוטים לשמור על החוק ? (3)					
7	האם אתה חושב שיש הרבה פקחים של המשרד להגנת הסביבה העוסקים בתפיסת משאיות ששופכות פסולת? (2.1)					
8	מהו לדעתך הסיכוי באחוזים של מי ששופך פסולת-בניין **להיתפס** ?(2.1)	ציין אחוז:				

מס׳	שאלה ותחום	במידה רבה מאוד	במידה רבה	במידה בינונית	במידה מועטה	במידה מועטה מאוד
9	מהו לדעתך הסיכוי באחוזים של מי ששופך פסולת-בניין **להיענש** (בהנחה שנתפס)? (1.1)	ציין אחוז:				
10	במידה ומוביל היה יודע שלא ייתפס, האם היה מחליט לשפוך פסולת בשדה או ביער או בשטח ציבורי אחר? (1.11)					
11	האם אתה יודע מהו הקנס המקסימאלי שקבוע בחוק למי ששופך פסולת-בניין בשטח ציבורי ? (1.4)	1. כן		2. לא בטוח		3. לא יודע
12	הקנס המרבי ליחיד השופך פסולת-בניין הוא לדעתך: (1.4)	10,000	30,000	50,000	100,000	200,000
13	הקנס המרבי הצפוי לחברה השופכת פסולת-בניין הוא לדעתך: (1.4)	50,000	100,000	200,000	300,000	400,000
14	באיזו מידה שמעת על עונשים שניתנו למי ששופכים פסולת בשטחים ציבוריים? (1.2)					
15	האם אתה סבור שהעונש הממוצע שניתן הוא קרוב לעונש הקבוע בחוק? (1.5) (לגלות מה העונש הקבוע בחוק)					
16	האם לדעתך העונש שמקבלים אלה ששופכים פסולת הוא עונש חמור? (1.2)					
17	האם לדעתך האכיפה והעונשים הננקטים נגד מי ששופכים פסולת הם מרתיעים? (1.10)					
18	מהו לדעתך העונש הראוי למי שנמצא שופך פסולת במקום אסור בפעם הראשונה ? (1.2)	ללא עונש	החרמת רכב	שלילת רישיון	מאסר בפועל	מאסר ע״ת	עבודות שירות	קנס כספי
19	מהו לדעתך אחוז המובילים של פסולת-בניין שעובדים ללא רישיון (1.2)	בין 0%-10%	בין 11%-30%	בין 31%-50%	בין 51%-80%	בין 81%-100%
20	האם שמעת על אנשים שנשלל מהם רישיון העסק כתוצאה מכך ששפכו פסולת בשטח ציבורי? (1.2)					

מס׳	שאלה ותחום		במידה רבה מאוד	במידה רבה	במידה בינונית	במידה מועטה	במידה מועטה מאוד
21	האם סביר להניח שמי שנשלל ממנו רשיון העסק יפסיק לעבוד בתחום ? (1.2)						
22	האם שמעת על אנשים שהוגש נגדם כתב-אישום כתוצאה מכך ששפכו פסולת-בניין בשטח ציבורי ? (1.2)						
23	האם שמעת על אנשים שהוטל עליהם קנס כתוצאה מכך ששפכו פסולת-בניין בשטח ציבורי ? (1.2)						
24	האם שמעת על אנשים שהושלכו לכלא כתוצאה מכך ששפכו פסולת-בניין בשטח ציבורי ? (1.2)						
25	כמה לדעתך עולה לשפוך טון פסולת באתר-סילוק מוסדר? (1.3)	לא יודע	5 ₪	10 ₪	15 ₪	25 ₪	35 ₪
26	כמה לדעתך עולה להעביר טון פסולת לתחנת-מעבר? (1.3)	לא יודע	35 ₪	40 ₪	50 ₪	60 ₪	70 ₪
27	אם קבלן/מפנה פסולת היה מחליט לשפוך פסולת בשטח ציבורי, כמה אתה חושב שהיית מרוויח ? (1.3)						
	1. על "נגלה" אחת ?						
	2. על יום-עבודה ?						
28	האם אתה סבור שלמרות הסיכוי להיענש, עדיין רווחי לשפוך את פסולת הבניין בשטח ציבורי במקום לשלם על פינוי באתר מוסדר ? (1.3)						
29	מהו המרחק הממוצע שייסע מוביל מאתר הבנייה בכדי לשפוך פסולת בשטח ציבורי?		עד 5 ק״מ	20-6 ק״מ	30-21 ק״מ	40-31 ק״מ	41 ק״מ ומעלה
30	האם פחות אנשים היו שופכים פסולת בשטחים ציבוריים אילו עלות ההטמנה החוקית היתה זולה יותר? (1.3)						
31	האם פחות אנשים היו שופכים פסולת בשטחים ציבוריים אם אתרי הסילוק המוסדרים היו נגישים יותר ? (1.3)						
32	אם מוביל היה נתפס בשעה שהוא שופך פסולת-בניין ומקבל **הודעה לתשלום קנס בדואר**, האם אתה סבור שהסביבה שלו היתה מגיבה על כך בחומרה ? (1.6)						

מס׳	שאלה ותחום	במידה רבה מאוד	במידה רבה	במידה בינונית	במידה מועטה	במידה מועטה מאוד
33	אם מוביל היה שופך פסולת-בניין ומקבל **דוח קנס במקום**, האם אתה חושב שהסביבה שלו הייתה מגיבה על כך בחומרה ? (1.6)					
34	אם מוביל היה שופך פסולת-בניין ומורשע על כך בהליך פלילי בבית-משפט ומקבל קנס, האם אתה סבור שהסביבה שלו היתה מגיבה על כך בחומרה ? (1.6)					
35	אם מוביל היה שופך פסולת-בניין ומורשע על כך בהליך פלילי בבית-משפט ונשלח למאסר, האם אתה סבור שהסביבה שלו היתה מגיבה על כך בחומרה ? (1.6)					
36	אם מוביל היה שופך פסולת-בניין ומורשע על כך בהליך פלילי, האם אתה סבור שהדבר היה פוגע בו מבחינה עסקית? (1.6)					
37	האם אתה סבור שהכלל שאסור לשפוך פסולת בשטח ציבורי הוא כלל חשוב ? (1.8)					
38	מהן לדעתך ההשפעות של שפיכת פסולת בשטח ציבורי? 1. כן. 2. במידה בינונית 3. לא	א. מפגע אסתטי .1 .2 .3	ב. מושך מזיקים או מעלה את הסיכוי לדליקות .1 .2 .3	ג.מזהם קרקע .1 .2 .3	ד. מזהם מים .1 .2 .3	ה. פוגע בחיות הבר .1 .2 .3
39	האם היית אומר שאתה יוצא ליער או לפארקים לבילוי ולמרגוע לעתים תכופות ? (4.4 התייחסות אישית)					
40	כשאתה יוצא לטבע, האם הפסולת הזרוקה שם מפריעה לך? (1.9)					
41	האם אתה רואה בחומרה שפיכת פסולת בשטחים ציבוריים על-ידי קבלנים ומובילי פסולת? (1.9)					

מס׳	שאלה ותחום	במידה רבה מאוד	במידה רבה	במידה בינונית	במידה מועטה	במידה מועטה מאוד
42	האם הרשויות המקומיות מפקחות ומיישמות את הדרישה לרכוש אישור התקשרות עם אתר פסולת מורשה לצורך קבלת היתר בנייה? (2.2)					
43	האם הרשויות המקומיות מפקחות ומיישמות את הדרישה לאישור על ביצוע הטמנה בפועל באתר מורשה לצורכי אישור על גמר בנייה (בלשון העם: טופס 4) ? (2.2)					
44	אם ייוודע לרשות המקומית שפסולת הבניין לא הועברה לאתר מורשה, מהם הסיכויים שהיא תטיל סנקציה על הקבלן? (2.2)					
45	האם אתה סבור שמי שעוסק בשפיכת פסולת בשטח ציבורי עוסק גם בעבירות מסוגים אחרים? (3)					

נספח ב׳
שאלון לגורמי אכיפה ופיקוח

השאלון מופץ במסגרת מחקר לבחינת האפקטיביות של האכיפה בעבירות איכות הסביבה. המחקר מבוצע על-ידי **אור קרסין** מהפקולטה למשפטים באוניברסיטת בר-אילן וממומן על-ידי מכון ירושלים לחקר ישראל, קרן קיימת לישראל והאגודה הישראלית לקרימינולוגיה.

הכתוב בשאלון בלשון זכר, מכוון לנשים ולגברים כאחד.

הנחיות למילוי השאלון

אודה לך באם תוכל להתפנות למספר דקות לצורך מילוי השאלון.

- ❖ נא למלא את פרטי המשיב על השאלון במלואם.
- ❖ במרבית השאלות יש לסמן את המידה המתאימה במקום המיועד לכך.
- ❖ לעתים ישנה הנחיה מיוחדת המחייבת כתיבת תשובה לשאלה (ולא רק סימון). יש לשים לב להנחיות בכל מקרה ומקרה.

יש לציין כי פרטי המרואיינים נשמרים חסויים ובתשובות ייעשה שימוש לצרכים מחקריים בלבד.

במקרה שמתעוררות שאלות לגבי מילוי השאלון, ניתן ליצור קשר עם אור קרסין בטל׳: 054-4229181

החזרת השאלון המלא

את השאלון המלא אבקש לשלוח בחזרה אל החוקרת <u>באחת</u> הדרכים הבאות:

עבור: אור קרסין
בדואר אלקטרוני: karassin@bezeqint.net
בפקס: 09-7678451
בדואר: בקעת בית נטופה 19א כפר-סבא 44628

פרטי המרואיין

שם משפחה:	שם פרטי:	זכר / נקבה:
תפקיד:	מחוז/ משרד ראשי:	ותק בתפקיד:
תאריך מילוי השאלון:		
טלפון בעבודה:	טלפון נייד:	דוא"ל:

מס׳	שאלה	במידה רבה מאוד	במידה רבה	במידה בינונית	במידה מועטה	במידה מועטה מאוד
1	באיזו מידה לדעתך מכירים קבלנים/מובילי פסולת-בניין את החוק האוסר על שפיכת פסולת בשטח ציבורי ואת החובה לשפוך פסולת רק באתרים מוסדרים ? (1.1)					
2	באיזו מידה לדעתך מכירים קבלנים/מובילי פסולת-בניין את האתרים החוקיים המאושרים על-ידי המשרד להגנת הסביבה לסילוק פסולת-בניין (1.1)					
3	האם אתה סבור שקבלנים/מובילי פסולת-בניין מודעים להשפעות הסביבתיות שיש לשפיכת פסולת כזו בשטח ציבורי פתוח? (1.3)					
4	עד כמה רואים קבלנים/מובילי פסולת-בניין את האיסור לשפוך פסולת-בניין בשטח ציבורי ככלל חשוב ? (1.2)					
5	האם הציבור הרחב מתייחס בחומרה הנדרשת אל מי ששופך פסולת-בניין בשטח ציבורי ? (1.3)					
6	האם אתה סבור שגורמים במשרד להגנת הסביבה מודעים להשפעות הסביבתיות שיש לשפיכת פסולת-בניין בשטחים ציבוריים ? (1.4)					

מס׳	שאלה	במידה רבה מאוד	במידה רבה	במידה בינונית	במידה מועטה	במידה מועטה מאוד
7	האם המשרד להגנת הסביבה מתייחס בחומרה הנדרשת לשפיכת פסולת על-ידי קבלנים/ מובילי פסולת-בניין בשטח ציבורי ? (1.4)					
8	מהו לדעתך הקנס הממוצע המוטל על מי שנמצא שופך תכולה של משאית פסולת-בנין בשטח ציבורי ? (2.1)	ציין סכום:				
9	האם לדעתך האכיפה והעונשים נגד מי ששופכים פסולת הם מרתיעים ? (2.1)					
10	האם אתה סבור כי היעדר אתרי-סילוק מוסדרים גורם להשלכת פסולת בשטחים ציבוריים? (2.1)					
11	האם אתה סבור כי עלותו הגבוהה של הסילוק באתרים מוסדרים גורמת להשלכת פסולת בשטחים ציבוריים? (2.1)					
12	האם גורמי האכיפה עושים מאמץ להגביר את האכיפה באזורים בהם מתגוררת אוכלוסייה מעוטת-יכולת ? (1.5)					
13	מניסיונך, האם עבריין פסולת שהורשע או נתפס, ימשיך לעסוק בשפיכת פסולת גם אחרי ההרשעה או התפיסה ? (2.2)					
14	מהו לדעתך אחוז עברייני פסולת הבניין שממשיכים במעשי העבריינות לאחר שנתפסו ונקנסו ? (2.2)	ציין אחוז:				
15	כיצד לדעתך נמדדת האפקטיביות של האכיפה ? (1.7)	ציין מהן אמות המידה לאפקטיביות:				
16	האם לדעתך האכיפה נגד עברייני פסולת-בניין היא אפקטיבית ? (1.7)					
17	האם מניסיונך מי שעוסק בשפיכת פסולת בשטח ציבורי מעורב גם בעבירות מסוגים אחרים ? (1.6)					
18	האם היית אומר כי הפיקוח והטיפול בעברייני פסולת-בניין נמצאים במקום גבוה בסדר העדיפות של המשרד להגנת הסביבה ? (3.1)					

מס׳	שאלה							
				במידה רבה מאוד	במידה רבה	במידה בינונית	במידה מועטה	במידה מועטה מאוד
19	האם קיים סיכוי גבוה לכך שמישהו ידווח למשרד להגנת הסביבה על עבריין פסולת-בניין ? (1.3)							
20	מהיכן מגיע רוב המידע על עברייני פסולת-בניין (סמן את מקור המידע המשמעותי ביותר)	לא יודע	סיורים ותצפיות	מודיעין	מרשויות מקומיות		מהציבור	
21	מהו לדעתך אחוז פעולות הפיקוח **שאינן** מתבצעות במסגרת מבצעי אכיפה, אלא על בסיס מידע מוקדם או הערכת סיכונים ? (3.2)			ציין אחוז:				
22	באיזו מידה גורמי האכיפה מבצעים פיקוח על תפקוד ועדות-תכנון מקומיות בתחום יישום דרישת "אישורי ההתקשרות" ? (3.3)							
23	באיזו מידה גורמי האכיפה מבצעים פיקוח אקראי על קבלנים, לבחינת רכישה של אישורי התקשרות עם אתרי-פסולת מורשים ולקיומם של אישורים המעידים על הטמנת הפסולת באתרים המורשים ? (3.3)							
24	האם מתקיים מעקב אחר היושרה של פקחי המשרד להגנת הסביבה ? (3.4)							
25	האם יש לגורמי האכיפה אמצעים טכנולוגיים נאותים לאיתור משליכי פסולת-בניין ? (3.5)							
26	מהו לדעתך אחוז **ההתראות** שבעקבותיהן מופסקת הפעילות האסורה בתחום פסולת הבניין ? (3.7)			ציין אחוז:				
27	מהו לדעתך אחוז **השימועים** שבעקבותיהם מופסקת הפעילות האסורה בתחום פסולת הבניין ? (3.8)			ציין אחוז:				
28	מהו לדעתך אחוז **צווי הסגירה** שבעקבותיהם מופסקת הפעילות האסורה בתחום פסולת הבניין ? (3.9)			ציין אחוז:				
29	באיזו מידה מקיים המשרד להגנת הסביבה מעקב אחר מילוי הדרישות שנקבעו בצווי ניקוי לעברייני פסולת-בניין בכל הנוגע לאיכות השיקום ולו"ז השיקום ? (4.1)							

מס׳	שאלה	במידה רבה מאוד	במידה רבה	במידה בינונית	במידה מועטה	במידה מועטה מאוד
30	איזה אחוז מצווי השיקום **המנהליים אינו** מבוצע כלל או שאינו מבוצע כנדרש ? (4.2)	ציין אחוז:				
31	איזה אחוז מצווי השיקום **השיפוטיים אינו** מבוצע כלל או שאינו מבוצע כנדרש ? (4.2)	ציין אחוז:				
32	באיזו מידה חל לדעתך שיפור באפקטיביות האכיפה נגד עברייני פסולת-בניין משנת 2004 ועד היום ? (1.7)					
33	האם הידע המצוי בידי גורמים מקצועיים במשרד להגנת הסביבה על ההשפעות הסביבתיות של שפיכת פסולת-בניין בשטחים פתוחים, הוא מספק לדעתך? (1.4)					

הגנת הסביבה היא יעד חיוני שחשיבותו מופרת היום היטב בישראל ובעולם כולו. מימוש המדיניות הסביבתית מותנה בחינוך לערכי הסביבה ובאכיפה יעילה ואפקטיבית. החתירה ליישום המדיניות הסביבתית ולהפעלה אפקטיבית של מנגנוני האכיפה היא אתגר מרכזי הניצב בפני קובעי המדיניות הציבורית בעידן המודרני.

ברם, כשמתגלע פער בין יעדי החקיקה לבין התוצאות בשטח, יכול פער זה להעיד על ליקויים באכיפה ועל צורך ברפורמה חקיקתית או בדרכי היישום. תנאי לרפורמה כזו הוא, בראש וראשונה, הגדרה ברורה ומדויקת של מטרות האכיפה וריכוז מידע מהותי ואיכותי על רמת הציות לחוק, על אופן הפעלת האכיפה ועל השפעת מאמצים אלה על הכפופים לחוק. רק בדרך זו ניתן לייעל את מערך האכיפה ולשפר את הציות לחוקי הסביבה.

מחקר זה מציג את הדרכים שבאמצעותן ניתן לקבוע במדויק את מטרות האכיפה. המחקר מציע דרך חדשנית לעיצוב מדדים אוניברסאליים שיוכלו לסייע בהערכת אפקטיביות האכיפה הסביבתית. מדובר בערכת מדדים מובנית שנועדה לבחון את ביצועי האכיפה ולסייע באכיפת החוק. המחקר מדגים את יעילותה של ערכה זו בתחום עבירות פסולת הבניין בישראל. באמצעות ערכה זו החוקרת בוחנת את אפקטיביות האכיפה המבוצעת בישראל נגד עבירות אלה וחושפת תמונה עגומה של אי-ציות ופגיעה קשה בסביבה ובשלטון החוק.

מכון ירושלים לחקר ישראל
בית חי אלישר
רחוב רד"ק 20, ירושלים 92186
טל': 02-5630175
פקס: 02-5639814
דוא"ל: machon@jiis.org.il
אתר האינטרנט: www.jiis.org.il

עיצוב העטיפה: www.saybrand.co.il

תמונות הכריכה באדיבות הציירת רות הורם