

האוניברסיטה העברית בירושלים
ביה"ס למדע יישומי - ע"ש פרדי ונדין הרמן
החוג למדעי הסביבה

סחרור מים דרך מירבג ביולוגי כאמצעי לשיקום נחלי החוף בישראל

חיבור זה הוגש לשם קבלת תואר
"מוסמך במדעי הטבע"

מוגש ע"י:

ירון אגוזי



דצמבר 1996

האוניברסיטה העברית בירושלים
ביה"ס למדע יישומי - ע"ש פרדי ונדין הרמן
חוג למדעי הסביבה

סחרור מים דרך מירבג ביולוגי כאמצעי לשיקום נחלי החוף בישראל

חיבור זה הוגש לשם קבלת תואר
"מוסמך במדעי הטבע"

רשות נהל הידקון

מוגש ע"י:

ירון אגוזי

דצמבר 1996

אני רוצה להודות לך
על כל המאמץ והעזרה
שאתה נותנת לי.
אני רוצה להודות לך
על כל המאמץ והעזרה
שאתה נותנת לי.
18.3.97

בתודה והוקרה

למנחים פרופ' אבנר עדין ופרופ' אביטל גזית, על ההדרכה, העזרה והעצות המועילות.
לאיגוד ערים לאיכות הסביבה אשדוד-חבל יבנה, שהודות למענקם התאפשר מחקר זה.
לצוות המורים והעובדים של ביה"ס למדע יישומי באוניברסיטה העברית.
לצוות המכון לחקר שמירת הטבע באוניברסיטת ת"א.
להורי, אחי ואחותי שאהבו ועודדו תמיד.
ותודה מיוחדת לעיריית אשתי, על האהבה, הסבלנות והעזרה מכל הלב.

אני רוצה להודות לך
על כל המאמץ והעזרה
שאתה נותנת לי.
אני רוצה להודות לך
על כל המאמץ והעזרה
שאתה נותנת לי.
18.3.97

תקציר

הזרמת מי קולחים ושפכים אל אפיקי רוב נחלי החוף ובו זמנית ניצול מי המעיינות המזינים אותם, גרמו לזיהום מרבית נחלי החוף בישראל. בעונת הקיץ נוצרים בנחל קטעי 'מאגר' בהם עומדים מים באיכות ירודה. הדבר הביא להפיכת הנחל למפעע סביבתי ולהרס מערכות אקולוגיות טבעיות בנחלים.

מטרת הפרוייקט היא בחינת האפשרות של שיפור איכות המים בקטעי נחל אלו, בעזרת מירבג ביולוגי. הטיפול המתוכנן ישלב שאיבת מים מהנחל והזרמתם דרך המירבג בזרימה גרויטציונית אופקית רוויה, כשבסיום הטיפול יוחזרו המים לנחל.

הטיפול הביולוגי מבוצע תוך כדי מעבר המים דרך מצע המירבג (חצץ). על גבי המצע מתקיימות אוכלוסיות מיקרואורגניזמים (ביופילם) הצורכות את החומר האורגני שבמים לבניית ביומסה, תוך שימוש בחמצן מומס. הפעילות הביולוגית האחראית לטיהור זיהום אורגני הינה ברובה בקטריאלית, ותלויה בעיקר בחיידקים הטרוטרופים, מזון (החומר האורגני או בביטוי כ-BOD) וחמצן. הביופילם מורכב משכבה אנאירובית הצמודה למצע ומשכבה אירובית שמעליה, הבאה במגע עם שכבת מים "עומדת", דרכה קיימת דיפוזיה מולקולרית של חומרי מזון וחמצן לביופילם.

המחקר נערך על מודל נחל אשר שימש כסימולטור עליו נערכו הניסויים. המודל הורכב ממיכל מים, תעלת זרימה, מצע גרנולרי ומשאבה.

המיכל הכיל מים בנפח 1000 ליטר אשר זוהמו באופן מלאכותי והיווה מודל ל'מאגר' המים העומדים בנחל.

המים נשאבו אל תעלת זרימה אופקית שאורכה 15.5 מ'. התעלה הכילה חצץ בגודל 40-60 מ"מ, בנפח של כ- 460 ליטר ונקבוביות של 40%, אשר היווה את מצע המירבג עליו התפתח הביופילם.

המים המזוהמים זרמו דרך המצע בזרימה תחתית ונפלו כמפל חזרה למיכל. זיהום המים נעשה ע"י הכנסת זיהום אורגני מלאכותי למערכת. בדיקות בוצעו כל 24 שעות למדידת השיפור באיכות המים. כל ניסוי ארך כ- 4 ימים. הפרמטר העיקרי לקביעת השיפור באיכות המים היה השינוי בריכוז ה-BOD-5 כפונקציה של הזמן. פרמטרים נוספים שנבדקו היו השינוי ברמות תנןן וזרתן כללי ועכירות. נערך מעקב אחר הטמפי' לשם נורמליזציה (חישובית) של השפעתה.

בתחילה בוצע ניסוי על מים שזוהמו, אך לא הוזרמו דרך המירבג. הירידה בצח"ב שיקפה את הפעילות הביולוגית והשיקוע שהתרחשו במיכל עצמו (אשר אינו חלק מהמירבג) וכן העלמות תרכובות אורגניות נדיפות. הפחתת תוצאות ניסוי הביקורת מתוצאות הניסויים הבאים, נעשתה בכדי לבדד את השפעת המירבג "נטו" על הטיהור.

בעבודה נבדקו מספר גורמים המשפיעים על יעילות הטיהור של מים באיכות שניונית:

א. קביעת זמן הבשלת המירבג, בוצעה ע"י סידרת ניסויים עוקבים בהם נמדד אחוז הרכקת הצח"ב.

הניסויים נבדלו זה מזה בזמן שעבר מתחילת התפתחות המירבג. בגמר ההבשלה הגיע הפילטר

לשיא יעילותו ולא הובחן שיפור נוסף ביעילות הטיהור בהשוואה לניסוי לפניו.

ב. קביעת נפח מירבג אופטימלי מינימלי, נעשתה ע"י סידרת ניסויים שנערכו על נפחי מירבג של

230,460 ו-115 ליטר.

- ג. השפעת ריכוזי החמצן על יעילות סילוק הצח"ב, נבדקה ע"י סידרת ניסויים נוספת. היעילות נבדקה בטווח ריכוזי DO שנע בין 4 ל-8 מג"ל.
- ד. נבדקה יכולת המירבג לטפל במי נחל הירקון, מים באיכות שניונית.

תוצאות הניסויים והמסקנות הן:

- א. אחוז הרהקת הצח"ב המכסימלי נמצא כ-80% ונמדד במירבג שגילו 9-10 שבועות. זמן שנקבע כזמן הדרוש להבשלת המירבג (בטמפ' שנעה בטווח של 13-23°C).
- ב. לא נמצאו הבדלים בהרהקת הצח"ב ע"י מירבג בנפח 460 לבין 230 ליטר (75-80%), אך הקטנת הנפח ל-115 ליטר הפחיתה את ההרהקה לכ-30-40%.
- הנפח האופטימלי נקבע כ-230 ליטר, כאשר הגדלתו מעבר לכך לא תביא בהכרח לשיפור ביעילות הטיפול היות וישנם גורמים נוספים כמו הרכב השפכים, המשפיעים על סילוק הצח"ב.
- ג. 15-38% הרהקת חנקן כללי ו-10-20% הרהקת זרחן כללי, שנמדדו, מצביעים על יעילות נמוכה של המערכת בהפחתת ריכוזי פרמטרים אלו.
- ד. לא נמצאה קורלציה בין יעילות הרהקת הצח"ב לטווח ריכוזי החמצן המומס שנבדקו (4-8 מג"ל). בטווח זה לא היווה החמצן גורם מגביל לפעולת הטיהור הביולוגי האירובי. כן נמצא קשר בין הירידה בריכוזי הצח"ב לבין הירידה בריכוזי ה-DO, אשר נצרך לשם חימצון החומר האורגני.
- ה. המערכת נמצאה כיעילה בהפחתת ריכוזי הצח"ב (כ-80%) וכן בהפחתת ערכי העכירות (כ-90%, לרמות של פחות מ-2 NTU), ממי הירקון המזוהמים.

התוצאות שהתקבלו במחקר זה, אשר נמצאו בעזרת מודל הנחל, הושלכו באופן חישובי לשם תכנון מערכת, המיועדת לטיפול בנפחי מים גדולים בהרבה, בקטעי המים המזוהמים העומדים בנחלים.

<u>עמוד</u>	
VI	רשימת ציורים
VII	רשימת טבלאות
VIII	רשימת סמלים וקיצורים
1	1. מבוא
1	1.1 הצגת הבעיה
2	1.2 שיקום נחלים
2	1.2.1 המציאות הקיימת כבסיס לשיקום
2	1.2.2 איכות המים
3	1.2.3 דרגות הזיהום
4	1.2.4 פעולות השיקום
5	1.3 מטרת העבודה
6	2. סקירה ספרותית - מירבגים ביולוגים
6	2.1 אופי הזרימה במירבג
7	2.2 מצע המירבג
7	2.2.1 תפקידים
7	2.2.2 גודל יחידות המצע
8	2.2.3 נקבוביות
8	2.2.4 עומק המצע
8	2.2.5 מצע מלאכותי - יתרונות
9	2.2.6 התכונות הנדרשות ממצע המירבג
10	2.3 הביופילם
10	2.3.1 הרכב אוכלוסית הביופילם
10	2.3.2 התפתחות הביופילם
12	2.3.2.1 שכבות הביופילם - אירובית ואנאירובית
13	2.3.3 תפקידי המיקרואורגניזמים
14	2.3.4 פעילות ביולוגית אירובית ואנאירובית
15	2.4 הרחקת המזהמים במירבג בעל זרימה אופקית
15	2.4.1 הרחקת הצחי"ב
15	2.4.1.1 פירוק חומר אורגני קרבונטי
16	2.4.1.2 משמעות המונחים BOD-5 , BOD-21 ו-COD

עמוד

16	הרחקת צח"ב במערכות זרימה עילית לעומת תחתית	2.4.1.3
17	יעילות הרחקת הצח"ב	2.4.1.4
18	הרחקת התנקן	2.4.2
18	ניטריפיקציה	2.4.2.1
19	דניטריפיקציה	2.4.2.2
20	אמוניפיקציה	2.4.2.3
20	אסימילציה	2.4.2.4
20	קריטריונים להרחקת חנקן	2.4.2.5
21	הרחקת הזרחן	2.4.3
22	מנגנוני ההרחקה	2.4.3.1
23	הרחקת מוצקים מרחפים	2.4.4
23	מנגנוני ההרחקה	2.4.4.1
24	סתירת המירבג	2.4.4.2
24	החמצן המומס	2.5
24	ריכוז הרוויה	2.5.1
25	תהליכי הראוקסידציה	2.5.2
25	דיפוזיה טבעית	2.5.2.1
26	דיפוזיה מזורזת - מפלים	2.5.2.2
27	פוטוסינתזה	2.5.2.3
27	תהליכי הדאוקסידציה	2.5.3
27	עקום גרעון החמצן	2.5.4
29	מודל מתמטי לסילוק צח"ב	2.6
30	פרמטרים תכנוניים ותפעוליים במערכות זרימה אופקית	2.7
30	יחס אורך : רוחב	2.7.1
31	שטח פנים וחותך רוחב	2.7.2
32	שיפוע	2.7.3
32	אופן כניסת המים למערכת	2.7.4
33	זמן שהייה	2.7.5
33	עומס אורגני ומוצקים מרחפים	2.7.6
34	אופי השפכים	2.7.7
34	סחרור	2.7.8
34	השפעת הסחרור על הרחקת הצח"ב - מודלים מתמטיים	2.7.8.1
36	דוגמאות למערכות מירבגים בזרימה אופקית תחתית לטיפול במי נחלים	2.8
38	סיכום הסקירה הספרותית	2.9

עמוד

42	שיטות וחומרים	.3
42	תאור המערכת	3.1
45	דרך פעולת המערכת	3.2
45	הכנת הזיהום המלאכותי	3.3
46	הרכב הזיהום	3.3.1
46	אחוז החומר האורגני בכופתיות	3.3.2
47	יעילות המסת החומר האורגני	3.3.3
47	הבדיקות	3.4
49	ביטול השפעת הטמפרטורה	3.5
50	ביטול השפעת זמן השחייה (מציינת ערכי ה - K)	3.6
51	מהלך הניסוי	3.7
52	תוצאות	.4
52	תאור הצגת התוצאות	4.1
54	קביעת אחוז הרחקת הצח"ב שלא ע"י המירבג	4.2
58	קביעת זמן הבשלת המירבג	4.3
71	השפעת נפח המירבג על הטיפול	4.4
81	השפעת ריכוז החמצן המומס על הטיפול	4.5
88	טיפול במי נחל הירקון	4.6
92	ניתוח תוצאות ודין	.5
92	קביעת אחוז הרחקת הצח"ב שלא ע"י המירבג	5.1
95	קביעת זמן הבשלת המירבג	5.2
100	השפעת נפח המירבג על הטיפול	5.3
109	השפעת ריכוז החמצן המומס על הטיפול	5.4
114	טיפול במי נחל הירקון	5.5
117	יישום הממצאים באופן תאורטי חישובי על קטע נחל	5.6
120	מסקנות	.6
122	הצעות להמשך מחקר	.7
123	רשימת מקורות	.8
	תקציר באנגלית	.

עמוד

11	עקום הגידול הביולוגי	ציור מס' 1
12	מבנה הביופילם ומעבר החומרים דרכו	ציור מס' 2
29	עקום גרעון החמצן	ציור מס' 3
44	מבנה מערכת הניסוי (צילום א')	ציור מס' 4
44	מבנה מערכת הניסוי (צילום ב')	ציור מס' 5
55	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- ניסוי בתנאי DO נמוכים מאוד, ללא מעבר המים דרך המירבג (ביקורת)	ציור מס' 6
57	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- ניסוי בתנאי חמצן גבוהים (רוויה), ללא מעבר המים דרך המירבג (ביקורת)	ציור מס' 7
59	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- גיל מירבג 27 יום	ציור מס' 8
61	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- גיל מירבג 39 יום	ציור מס' 9
63	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- גיל מירבג 52 יום	ציור מס' 10
65	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- גיל מירבג 61 יום	ציור מס' 11
66	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- גיל מירבג 68 יום	ציור מס' 12
68	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- גיל מירבג 80 יום	ציור מס' 13
70	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- גיל מירבג 131 יום	ציור מס' 14
72	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- נפת מירבג 460 ליטר (100%)	ציור מס' 15
74	השתנות ריכוזי חנקן וזרחן כללי כפונקציה של הזמן- נפת מירבג 460 ליטר	ציור מס' 16
75	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- נפת מירבג 230 ליטר (50%)	ציור מס' 17
76	השתנות ריכוזי חנקן וזרחן כללי כפונקציה של הזמן- נפת מירבג 230 ליטר	ציור מס' 18
78	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- נפת מירבג 115 ליטר (25%)	ציור מס' 19
79	השתנות ריכוזי חנקן וזרחן כללי כפונקציה של הזמן- נפת מירבג 115 ליטר	ציור מס' 20
82	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- ניסוי בתנאי ריכוז חמצן מומס נמוכים (ניסוי א')	ציור מס' 21
84	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- ניסוי בתנאי ריכוז חמצן מומס נמוכים (ניסוי ב')	ציור מס' 22
87	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן- ניסוי בתנאי ריכוז חמצן מומס גבוהים (קרוב לרוויה)	ציור מס' 23
89	השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן, בטיפול במים מזוהמים מנחל הירקון (מאזור שבע טחנות)	ציור מס' 24
91	השתנות ערכי העכירות כפונקציה של הזמן, בטיפול במים מזוהמים מנחל הירקון (מאזור שבע טחנות)	ציור מס' 25
93	פרקציה נותרת של צח"ב כפונקציה של הזמן, בניסויים ללא מעבר המים דרך המירבג. הניסויים נבדלו בתנאי החמצן ששררו במים	ציור מס' 26
96	אחוזי סילוק הצח"ב כפי שנמדדו וחושבו ביממה הראשונה לניסויים כפונקציה של גיל המירבג	ציור מס' 27

עמוד

97	28	ציור מסי' 28	אחוזי סילוק הצח"ב הסופיים כפי שנמדדו בתום הניסויים כפונקציה של גיל המירבג
98	29	ציור מסי' 29	השתנות ערכי ה-K שחושבו עבור היממה הראשונה לניסויים כפונקציה של גיל המירבג
99	30	ציור מסי' 30	המירבג הבשל
101	31	ציור מסי' 31	אחוזי סילוק הצח"ב ביממה הראשונה לניסויים כפונקציה של נפח המירבג
102	32	ציור מסי' 32	פרקציה נותרת של צח"ב כפונקציה של הזמן- עבור נפחי מירבג שונים
104	33	ציור מסי' 33	השפעת נפח המירבג על ערכי ה-K שחושבו עבור היממה הראשונה לניסוי כפונקציה של נפח המירבג
106	34	ציור מסי' 34	פרקציה נותרת של חנקן כללי כפונקציה של הזמן- עבור נפחי מירבג שונים
108	35	ציור מסי' 35	פרקציה נותרת של זרחן כללי כפונקציה של הזמן- עבור נפחי מירבג שונים
110	36	ציור מסי' 36	פרקציה נותרת של צח"ב כפונקציה של הזמן- עבור טווח ריכוזי DO שונים
111	37	ציור מסי' 37	אחוזי סילוק הצח"ב ביממה הראשונה לניסויים כפונקציה לטווח ריכוזי החמצן המומס
115	38	ציור מסי' 38	פרקציות נותרות של צח"ב ועכירות כפונקציה של הזמן, בטיפול במים מזוהמים מנחל הירקון (מאזור שבע טחנות)

רשימת טבלאות

39	1	טבלה מסי' 1	גורמי הזיהום במים- ערכים ומנגנוני הרחקה
41	2	טבלה מסי' 2	פרמטרים תכנוניים במערכות טיפול בעלות זרימה אופקית תחתית

רשימת סמלים וקיצורים

אגנים ירוקים מלאכותיים (Constructed wetlands)	=	אי"מ
צריכת חמצן ביוכימית	=	צח"ב
צריכת חמצן כימית	=	צח"כ
ריכוז כלורידים (מג"ל)	=	a
שטח (מ"ר)	=	A
צריכת חמצן ביוכימית	=	BOD
צריכת חמצן ביוכימית לאחר 5 ימי אינקובציה	=	BOD ₅
צריכת חמצן ביוכימית לאחר 21 ימי אינקובציה	=	BOD ₂₁
ריכוז DO (מג"ל)	=	C
ריכוז צח"ב בזרם הנכנס (מג"ל)	=	C ₀
אחוז החומר האורגני בחומר היבש	=	c ₂ , c ₁
ריכוז צח"ב בזרם היוצא (מג"ל)	=	C _e
צריכת חמצן כימית	=	COD
ריכוז רווית חמצן (מג"ל)	=	C _s
ריכוז בזמן אפס (מג"ל)	=	C _t
עומק המצע (מ')	=	d
הגרעון ב- DO (מג"ל)	=	D
הנקודה הקריטית על עקום גרעון החמצן (מג"ל)	=	D ₀
הנקודה על עקום גרעון החמצן בה קצב עליית ריכוז ה- DO מכסי (מג"ל)	=	D _i
מקדם הדיפוזיה (מ ² /שניה)	=	D _L
חמצן מומס	=	DO
יעילות ההרחקה (%)	=	E
פקטור הסחרור	=	F
פרקציית צח"ב נותרת (%)	=	f
פרקציה נותרת מחושבת ל- 20°C (%)	=	f ₁
פרקציה נותרת הנמדדת ב- T ₂ °C (%)	=	f ₂
תאוצה גרביטציונית ((מ ² /שניה) ²)	=	g
גובה (מ')	=	h
עומק הנחל (מ')	=	H
קבוע הראוקסידציה	=	k , k ₂
קבוע הדאוקסידציה	=	k ₁
קבוע הראוקסידציה בטמפי 20°C	=	k ₂₋₂₀
קבוע הראוקסידציה בטמפי T°C	=	k _{2T}
קבוע הקצב להרחקת צח"ב	=	K _{BOD}
מוליכות הידראולית (מ"קו"מ"ר ליום)	=	K _f
קבוע הנרי	=	K _h
קבוע ריאקציה התלוי בטמפי (1/יום)	=	K _T

אורך (מ')	=	l
ריכוז צח"יב התחלתי (מג"ל)	=	Lo
ריכוז צח"יב בזמן t (מג"ל)	=	Lt
משקל חומר יבש לפני שריפה (גרם)	=	m_0, m_2
משקל האפר (גרם)	=	m_1, m_3
נקבוביות	=	n
ריכוז חיידקים	=	N
יחידות עכירות נפלומטריות	=	NTU
לחץ חלקי של גז באויר (mmHg)	=	P_p
לחץ אדים של המים (mmHg)	=	P_w
פקטור המשקף את כמות החומר האורגני הנותר במים	=	P
ספיקה (מ"ק/שעה)	=	Q
יחס הסחרור	=	R
קצב הריאקציה ב- $T^\circ C$	=	r_T
זמן (יום, שעה, שניה)	=	t
טמפי (מעלות צלזיוס)	=	$T^\circ C$
טמפי הניסוי ($^\circ C$)	=	T_2
טמפי אבסולוטית (מעלות קלוין)	=	T_k
מוצקים מרחפים	=	TSS
משך הניסוי (ימים)	=	tr
מהירות זרימה (מ/שניה)	=	U
נפח	=	V
נפח מים במירבג (מ"ק)	=	V_m
נפח המים המטופלים (מ"ק)	=	V_T
נפח הכלי (ליטר)	=	V_i
נפח מים בכלי (ליטר)	=	V_w
עומס צח"יב	=	W
הרחקת הצח"יב (המחושבת) ביממה הראשונה (%)	=	X_1
הרחקת הצח"יב (המחושבת) ביממה השניה (%)	=	X_2
ריכוז צח"יב התחלתי לאחר הפחתת האחוז שהורחק שלא עי"י המירבג (מג"ל)	=	α
ריכוז צח"יב שנמדד ביום השני, לאחר תיקון הטמפי (מג"ל)	=	β
ריכוז צח"יב ביום השני, לפני תיקון הטמפי ולאחר הפחתת האחוז שהורחק שלא עי"י המירבג (מג"ל)	=	β'
ריכוז הצח"יב שנמדד ביום השלישי, לאחר תיקון הטמפי (מג"ל)	=	χ
אנרגיית האקטיבציה של הריאקציה	=	ϵ
קבוע אמפירי	=	θ
קבוע הגזים	=	ψ

1. מבוא

1.1. הצגת הבעיה

את אזור החוף של ישראל חוצים מספר נחלים: לכיש, שורק, איילון, ירקון, פולג, אלכסנדר, חדרה, תנינים, דליה, קישון, ציפורי ונעמן.

אזור זה נחשב כיום כאחד הצפופים בעולם. כשני שלישים מאוכלוסית המדינה, חלק ניכר מהתעשייה וכן חקלאות אינטנסיבית מרוכזים באזור זה. גידול האוכלוסיה בצירוף פיתוח אורבני, תעשייתי וחקלאי, הביאו לשתי התפתחויות אשר פגעו קשות בנחלי החוף: גדלה הדרישה למים, מחד, ומאידך גדלו כמויות השפכים העירוניים, התעשייתיים והחקלאיים (Mellquist, 1992 . Gasith, 1992).

בעקבות התפתחויות אלו, הלכו וגברו הלחצים על נחלי החוף, אשר התבטאו בשני תהליכים עיקריים:

1. הדרישה הגדלה למים שפירים הביאה לניצול מי הנחלים אם באופן ישיר ע"י תפיסת מי המעיינות המזינים את הנחל ושאיבה מהנחל עצמו ואם באופן עקיף, ע"י שאיבת יתר של מי תהום. התוצאה היתה ירידה משמעותית בכמויות המים השפירים שזרמו בנחלים, לעיתים עד כדי הפסקת זרימתם. (קפלן, 1995 שגיא ופרומקין, 1995).
2. כמויות השפכים ההולכות וגדלות, דרשו פתרונות סילוק פשוטים וזולים. הנורמה שרווחה בארץ שנים רבות היתה שימוש באפיקי הנחלים כדרך לסילוק מזהמים שונים כמו שפכים ביתיים, תעשייתיים וחקלאיים ברמות טיהור שונות ושאר סוגי פסולת בלתי רצויה. עם השנים הפכו נחלי החוף לערוצים פתוחים מובילי שפכים (שגיא ופרומקין, 1995).

שני התהליכים שתוארו לעיל הביאו להרס המערכות האקולוגיות בנחלים ופגיעה קשה (עד כדי הכחדה) במינים של בעלי חיים וצמחים. בעונת הקיץ מחמירה הבעיה עם היווצרות קטעי 'מאגרי' בנחל בהם עומדים מים באיכות ירודה. הנחלים הפכו למפגע חזותי ולמטרד סביבתי ותברואתי, בהיותם מוקד הפצת מחלות, צחנה ודגירת יתושים. פעילויות נופש וקיט בנחלים וסביבתם הפכו לבלתי אפשריים מסיבות תברואתיות ואסתטיות (Gasith, 1992 . שגיא ופרומקין, 1995).

בשנים האחרונות, עם עליית המודעות הציבורית לנושאי איכות הסביבה, התחזקה גם הדרישה לשיקום נחלי החוף בישראל.

1.2. שיקום נחלים

הבטחת זרימת כמויות מים נאותות באפיק ובאיכות סבירה, הינה תנאי הכרחי לשיקום נחלי החוף. שיקום אופטימלי של נחל הינו חזרה למצב שהתקיים בנחל טרם החלה הפגיעה בו. אך פעולות השיקום אינן מתרחשות בתלל ריק: אין דרך להתעלם מהמציאות הקיימת בארץ. מציאות זו מחייבת ניצול מים שפירים מהנחל ומעיינותיו ומצריכה הזרמת קולחים מטוהרים באפיק, שכן, לא קיימת כיום חלופה מעשית (מבחינה כלכלית) לקליטת הקולחים ולמקורות מים שפירים חלופיים (בראור, 1995).

1.2.1. המציאות הקיימת כבסיס לשיקום

הפסקה מוחלטת של הזרמת קולחים לנחלים איננה פעולה רצויה בהכרח. בחלק מהנחלים עיקר המים הזורמים באפיק מקורם בהזרמת קולחים, לאחר ניצול מרבית המים השפירים. הפסקת הזרמת השפכים עלולה לגרום להפסקת זרימת מים בנחל או להתמעטותה ברמה כזו שתביא להתייבשות הנחל. לפיכך, במציאות השוררת כיום, הפתרון המעשי לבעיית כמויות המים שיזרמו בנחל חייב להיות אספקת מים באיכות נמוכה, כלומר שפכים מטופלים (Gasith, 1992).

ההכרה במציאות הקיימת של הזרמת הקולחים לנחלים, תותיר את האפשרות של דרישה לאיכות קולחים ברמה שתאפשר את זרימתם בנחל בלא יצירת מפגעים תברואתיים ואסתטיים (בראור, 1995).

1.2.2. איכות המים

נשאלת השאלה מה צריכה להיות איכות הקולחים המוזרמים לנחל. השאלה מורכבת ממספר פרמטרים פיזיקו-כימיים וביולוגים המעידים על איכות המים. הפרמטרים העיקריים הם: BOD (ריכוז חומר אורגני במים), DO (חמצן מומס), TSS (מוצקים מרחפים), עכירות, תרכובות חנקן, תרכובות זרחן, קוליפורמים צואתיים ודטרגנטים.

לכאורה ניתן לומר שהיעד הוא הגעה לרמות מזהמים קטנות ככל האפשר, אך כאן משתלב ההיבט הכלכלי. לדוגמה, בקולחים היוצאים ממכון טיהור, דרישה לתרכובות חנקן בריכוז 10 מג"ל, תייקר את הקמת ותיפעול המכון במליוני דולרים, יחסית למכון המייצר קולחים ברמות ריכוז של 25 מג"ל, בעוד שהתועלת הסביבתית משיפור זה אינה תמיד מצדיקה השקעה זו, בייחוד בנחלים בעלי אופי זרימה איטי המנקזים אליהם מים מחקלאות המכילים דשנים (בראור, 1995). לפיכך, הגורמים המעורבים בשיקום נחל מחוייבים למצוא את האיזון בין

הצרכים הסביבתיים (סיכונים תברואתיים, אסתטיקה ומניעת אוטריפיקציה) לבין המשמעות הכלכלית של דרישה זו.

משרד הבריאות קבע תקנים כלליים לאיכות קולחים שניוניים ביציאה ממכוני טיפול בשפכים. התקן הבסיסי קרוי 20/30, הקובע ריכוז BOD-5 בקולחים עד 20 מג"ל וריכוז TSS 30 מג"ל. (מעתה, כאשר ייכתב המונח BOD או צח"ב ללא ציון כלשהו לידו, הכוונה תהיה ל- BOD-5). קיימים מקרים הנוגעים לסילוק קולחים לנחל, הדורשים ריכוזים מכסימלים נמוכים יותר. לדוגמה, איכות הקולחים הנדרשת בכדי לאפשר הזרמתם לירקון, נקבעה ע"י המשרד לאיכות הסביבה כ: TSS - 10 מג"ל, BOD - 10 מג"ל, אמוניה- 3 מג"ל, חנקן (קלדל) - 8 מג"ל, DO - 3 מג"ל לפחות וקוליפורמים צואתיים - 400 ל- 100 מ"ל (בראור, 1995).

כפי שהתקנים אינם קבועים, כך גם איכות המים בנחל אליה שואפים, איננה אחידה והיא משתנה מנחל לנחל בהתחשב בגורמים כלכליים, במקורות זיהום לא נקודתיים הקיימים לאורך הנחל (ניקוז חקלאי המכיל דשנים), מליחות מי הנחל, ספיקתו ויעוד השיקום. Zagorc-Koncan and Dular (1994), מתארים את הצורך בניסויים ספציפים עבור כל נחל, עקב המרכיבים הביולוגיים, הפיזיקליים והכימיים, השונים מנחל לנחל ולכן לדעתם, מודלים מתמטיים שפותחו עבור סילוק מזהמים מנחלים אינם מספקים, משום שאינם מביאים בחשבון את הביוכימיה הספציפית של כל נחל. מאמרם של Herricks and Osborn (1985), מחזק אף הוא את הטענה שתהליך השיקום מחייב התחשבות בגורמים הייחודיים המאפיינים את הנחל המטופל.

1.2.3. דרגות הזיהום

BOD-5 מהווה מדד עיקרי לקביעת דרגת הזיהום האורגני של הנחל. ניתן לסווג באופן גס את נחלי החוף בהתאם לרמת זיהומם, המבטאת על פי ערכי ה-BOD של מימיהם (Gasith, 1992):

1. BOD נמוך מ- 5 מג"ל - הנחל לא נחשב כמזוהם.
2. BOD 5-10 מג"ל - הנחל מזוהם במידה נמוכה.
3. BOD 10-20 מג"ל - הנחל נחשב כמזוהם.
4. BOD גדול מ- 20 מג"ל - הנחל מזוהם באופן חמור.

כמובן שמיון זה הוא שרירותי ונוקשה, בלא להתחשב בפרמטרים אחרים של זיהום, אך הוא בא על מנת לתת הבחנה ראשונית בין נחל מזוהם לבין נחל לא מזוהם.

1.2.4. פעולות השיקום

דרגת זיהום הנחל מכתובה את אופי הטיפול ואת הפעולות שיש לנקוט בטיפול בו. לבחירת הפעולה הרצויה ישנן מספר קטגוריות על פיהן יש לסווג את הנחל הנתון (Boon, 1992):

1. Preservation. בקצה אחד של הסקאלה, מצויות מערכות מים טבעיות או טבעיות למחצה, אשר איכות מימיהן לא הופרעה. הטיפול בנחל מסוג זה יהיה למעשה שמירה על המצב הקיים ומניעת פגיעה במצב אופטימלי זה.

2. Limitation. הקטגוריה הבאה מתייחסת לנחלים בהם איכות המים עדיין גבוהה אולם קיים פוטנציאל לזיהום ממקורות שבאגן הניקוז. הפעולה שיש לנקוט היא הגבלה על פיתוח אגן הניקוז ופיקוח על מקורות הזיהום האפשריים.

3. Mitigation. קטגוריה זו כוללת נחלים אשר נפגעו מזיהום, אם כי באופן מתון. במקרים כאלו יש צורך להפחית את עומס הזיהום המגיע לנחל בכדי למנוע פגיעה בבתים הגידול שבו.

4. Restoration. הדרגה הבאה היא השיקום. השיקום בא לטפל בנחלים אשר מימיהם וגדותיהם, כולל בתי הגידול שלהם, נפגעו מזיהום מסיבי ומתמשך. בפעולות השיקום מנסים להגדיל ולשפר את הפעולות הנקטות בקטגוריית ה-mitigation בעזרת הפעלת צעדים ושיטות אשר ישפרו את איכות המים (מתקני טיפול במים), יטפלו בהידרולוגיה (כמויות זרימה, ניקוז) ובבתי הגידול- הן האקוויטים והן באזור החופי של הנחל. רוב נחלי החוף בישראל יכולים להיכלל בקטגוריה זו.

5. Dereliction. בקצה השני של הסקאלה נכללים נחלים אשר זוהמו באופן כה חמור ומתמשך, עד שאין מנוס מלקבל את המצב כמוות שהוא, לנטוש את הנחל ולהפנות את המשאבים לפרויקטים אחרים של שיקום, בעלי סיכויי הצלחה טובים יותר.

1.3. מטרת העבודה

שיקומם של נחלים, מחייב הבטחת זרימת מים באפיק ובאיכות סבירה. המטרה הכללית של הפרויקט הינה שמירה מפני התדרדרות איכות המים ואף שיפור, באותם קטעי נחל בהם הזרימה נמוכה או אפסית, בעיקר בתקופות יובש. בכך תימנע פגיעה בבתי הגידול בנחל ויימנעו מפגעים סביבתיים וסיכון תברואתי לאדם. הטיפול שישמש למטרה זו, ישלב שאיבת מים ממורד הנחל אל מירבג ביולוגי בעל זרימה אופקית, אשר ימוקם על גדת הנחל. המים יזרמו דרך המירבג ויחזרו אל מעלה הנחל באמצעות מפל. הטיפול יהווה חלק מתהליך השיקום של הנחל.

המטרה הספציפית של המחקר הינה בחינת יכולתו של מירבג בעל כיסוי ביופילם, לטפל במים באיכות שניונית.

המים הוזרמו וסוחררו בזרימה אופקית, רוויה ותחתית, דרך תעלה צרה המכילה את המירבג. נבחנה יכולתו האיכותית והכמותית של המירבג בהרחקת מזהמים מהמים וכן השפעות של פרמטרים כמו גיל המירבג, נפח המצע וריכוז התמצן המומס, על יכולת ההרחקה.

להלן סקירה ספרותית, אשר דנה בשימוש במירבגים ביולוגים בעלי זרימה אופקית, כדרך לטיפול במים. הסקירה מתארת את מרכיבי המערכת, את מנגנוני הטיפול השונים ופרמטרים תכנוניים ותפעוליים של מערכות מסוג זה.

לאור העובדה שלא קיים כמעט בספרות תיעוד על מחקרים שנערכו על מערכות הדומות לזו ששימשה במחקר זה, עיקר הרקע התאורטי נשאב ממחקרים שנערכו על מערכות טיפול במים בעלות זרימה אופקית, המכונות Constructed wetlands.

מחקר זה נערך על מערכת, אשר נבנתה כסימולטור לנחל מזוהם ולמירבג המיועד לטפל במימיו. תאור מבנה המערכת ופעולתה, וכן הבדיקות שנערכו, מתוארים בפרק "שיטות וחומרים". הניסויים השונים ותוצאותיהם מתוארים בפרק ה"תוצאות" ומוסברים בפרק "ניתוח תוצאות ודיון".

בעקבות הממצאים שהתקבלו בעבודה, הוסקו מסקנות לגבי יכולתה של מערכת מסוג זה, לטפל במי נחל המכילים זיהום אורגני, באיכות שניונית. המסקנות מתוארות בפרק ה"מסקנות".

2. סקירה ספרותית - מירבגים ביולוגים

שימוש במירבגים ביולוגים הינו דרך מקובלת לשיפור איכויות מים ברמות זיהום שונות, בעזרת תהליכים שונים המתרחשים במירבג וגורמים להפחתת ריכוזי המזהמים שבמים. פעולת הטיהור נעשית ע"י מגע בין המים המזהמים לבין השכבה הביולוגית הצמודה למצע וע"י מעבר המים דרך מדיום המירבג (Viessman and Hammer, 1993). הפרמטרים העיקריים המורחקים מהמים באמצעות המירבג הם צח"ב, מוצקים מרחפים, תרכובות חנקן ותרכובות זרחן. מנגנוני ההרחקה העיקריים הינם חימצון ופירוק ביולוגי של חומר אורגני (זיהום), באמצעות הביופילם, המנצל אותו לשם גדילה ואנרגיה, סינון ושיקוע במצע, ניטריפיקציה ודניטריפיקציה, אסימילציה ומנגנוני ספיחה.

2.1. אופי הזרימה במירבג

מירבגים בעלי אוכלוסית מיקרואורגניזמים המקובעת על מצע גרנולרי, יכולים להיות בעלי זרימה ורטיקלית (כמו Trickle filter) או זרימה הוריוזנטלית (כמו Constructed Wetland). בשנים האחרונות החלה התעניינות רבה בשימוש במערכות מירבגים בעלות זרימה הוריוזנטלית לשיפור איכויות מים.

המערכות הבולטות ביותר לטיפול במים בזרימה הוריוזנטלית (אופקית) הן ה- Constructed Wetlands (אגנים ירוקים מלאכותיים או כפי שיקראו בהמשך אי"מ). הם מוגדרים כאגן או תעלה רוויה במים, שנבנתה למטרת טיפול בקולחין, כשבאתר זה עוברים המים סדרת תהליכי טיהור הכוללים טרנספורמציה, פירוק והרחקה ביולוגית, סינון, שיקוע וספיחה (גרין וספראי, 1994). בשיטה זו נעשה שימוש בזרימה גרוויטציונית אופקית, בעלת אופי זרימה רווי, דרך מצע גרנולרי פרוזיבי, המשמש כמצע להתפתחות מיקרואורגניזמים הנצמדים אליו.

קיימות שתי צורות עיקריות למערכות אי"מ: זרימה אופקית עילית וזרימה אופקית תחתית. בשני סוגי המערכות הזרימה היא גרוויטציונית. הן נבדלות ביניהן בגובה פני המים הזורמים דרך המירבג. מערכת זרימה עילית מבוססת על זרימת מים חופשית על פני השטח, כאשר פני המים חשופים לאטמוספירה ואילו מערכת זרימה תחתית מבוססת על זרימת מים בתוך מדיום המירבג, כאשר גובה פני המים נשמר מתחת לפני שטח המצע.

א"מ ירוקים
מיקרו-אורגניזמים
תחתית

עומק זרימה מומלץ הוא 2-5 ס"מ מתחת לפני המצע (Cooper, 1993).

Trickling filter זו שיטת טיפול ביולוגית אחרת באמצעות אוכלוסיית מיקרואורגניזמים מקובעת על גבי מצע. ניתן לתאר את ה-Trickling filter כמערכת מקובלת לטיפול ביולוגי במים בעלי עומסים אורגניים גבוהים, המורכבת ממצע גרנטורי נקבובי המשמש כמצע להתפתחות ביופילם. המים המטופלים מגיעים אל חלקו העליון של הפילטר וזורמים דרכו בזרימה ורטיקלית איטית ולא רוויה, תוך מגע עם האויר והביופילם ונאספים בחלקו התחתון. ניתן להגדיר איימ עם זרימה תחתית כ-Trickling filter הוריוזנטלי עם קצב סינון איטי ביותר (Lekven et al., 1993).

2.2 מצע המירבג

2.2.1 תפקידים

תפקידו של מצע הפילטר לשמש כמקום תאחיזה לביופילם הצמוד אליו. כמו כן המצע מסייע בחלוקת הזרימה ופיזור הנוזלים הזורמים דרך הפילטר ובהארכת מסלולם ובכך מגדיל את זמן המגע בין המים לביופילם ומשפר את יעילות הפילטר. המצע גם מאפשר לכידה של מוצקים מרחפים ושיקועם וכן ספיחה של מזהמים.

2.2.2 גודל יחידות המצע

המצע הגרנטורי הנקבובי יכול להיות מורכב מאבנים טבעיות או מחומר פלסטי. האבן חייבת להיות בעלת חוזק מכני שלא מתפוררת בקלות. לפי Crites (1994) טווח הגדלים של החצץ נע בין 5-230 מ"מ, אך גודל חצץ ממוצע בשימוש נע בין 40-80 מ"מ כשבטווח זה אין השפעה משמעותית לשינוי בגודל האבן על יעילות הטיפול.

גודל אבן קטן מקנה לה שטח פנים גדול יותר ומאפשר שטח מגע גדול יותר בין הביופילם שעל האבן לשפכים, אך מצד שני מקטין את גודל החללים במירבג ואת הנקבוביות ובכך עלול להביא לסתימת הפילטר ע"י מקטעים הניתקים מהביופילם ולבעייתיות בחדירת אויר לעומק המצע. באזורים קרים, הקרומים הניתקים גדולים יותר ולכן כדי למנוע סתימות משתמשים בגודל אבנים גדול יותר (100-150 מ"מ) יחסית לגודל האבנים באזורים חמים (גודל ממוצע 40-80 מ"מ).

2.2.3. נקבוביות

יחס החללים המקובל, במצע המורכב מאבנים טבעיות, הוא 50%, אך עם התפתחות הביופילם יכול לרדת ל- 15% בלבד. במצב זה גוברת בעית הסתימה, העלולה להוביל לפריצת מיס אל פני השטח, במערכות זרימה תחתית. הדבר יוביל להתפתחות פלנקטונית באיזורי מיס פתוחים של מערכות הזרימה העילית שנוצרו, אשר תגדיל את ריכוזי המוצקים המרחפים באגנים ותגרום ליצירת לחץ על המערכת.

בכדי להתגבר על בעיה זו יש צורך להקים אגן שיקוע ראשוני לפני כניסת המים לפילטר על מנת להרחיק את המוצקים המרחפים. כמו כן קצב הסינון, מומלץ שיהיה מהיר, בכדי למנוע סכנת סתימה. פעולות אלו תאפשרנה טיפול במים בעלי עומסים אורגנים והידראולים גבוהים, אך תצרכנה סחרור נוסף של חלק מהמים דרך הפילטר.

הצורה האופטימלית ליחידות המצע (עבור חצץ טבעי) הינה אבנים עגולות ככל הניתן, תכונה המקנה למצע נקבוביות מכסימלית ומפחיתה את האפשרות לסתימה (Lekven et al., 1993). גודל חללים גדול של המצע, יאפשר חדירת אוויר לאזור עמוק יותר ופעילות אירובית בקטע מירב גדול יותר (סוג פעילות העדיף על פני פעילות אנאירובית, מבחינת יעילות הטיפול).

2.2.4. עומק המצע

עומק מצע מקובל במערכות זרימה אופקית תחתית נע בין 0.3-0.75 מ' (גרין וספראי, 1994 . Crites, 1994). Cooper (1993) ממליץ על מצע בעומק לא נמוך מ- 0.6 מ', כאשר עומק הכניסה לא יהיה נמוך מ- 0.3 מ'.

2.2.5. מצע מלאכותי - יתרונות

למירבג בעל מצע סטנדרטי יש מספר חסרונות בהשוואה לתהליכי טיפול ביולוגיים בהם המיקרואורגניזמים מרחפים בגוף המים (בוצה משופעלת):

1. סיכוני סתימה

2. חדירת אוויר בעייתית

3. יעילות בינונית בסילוק צח"ב

4. גובה מתקן מוגבל (ב-Trickling filter)

בכדי להתגבר על החסרונות הנ"ל, ניתן להשתמש במצע העשוי מחומר פלסטי. מצע זה הוא בעל יחס חללים גבוה מאד, היכול להגיע גם ל- 90%. עובדה זו מקטינה את סיכוני סתימת הפילטר ומאפשרת לטפל במים בעלי ערכים אורגנים גבוהים, כמו לדוגמא בשפכים מתעשיית המזון.

יחס החללים הגבוה מאפשר גם חדירת חמצן לעומק רב יותר בפילטר, עובדה הגורמת לעליית הפעילות האירובית ומאפשרת טיפול במים בעלי ערכים אורגניים גבוהים של כ- 5-1 ק"ג צח"ב למ"ק ליום ויותר.

ניתן לייצר מצע מלאכותי בעל צורות מרחביות, אשר מצד אחד יגדילו את שטח הפנים של המצע ומצד שני יאפשרו נקבוביות גבוהה- שני גורמים אשר באבן סטנדרטית באים זה על חשבון האחר. משקלו הנמוך של המצע הפלסטי טומן בקרבו יתרון כלכלי. למרות שהמצע עצמו יקר יותר מהמצע הטבעי, משקלו הנמוך מאפשר לבנות את מתקן הסינון (במערכות ורטיקליות כמו Trickling filter) לגובה רב יותר על חשבון השטח האופקי ובכך לחסוך בשטח הדרוש לפילטר. המשקל הנמוך מושג ע"י שימוש בחומרים קלים וכן ע"י ייצור גרגרי מצע חלולים. קיימים סוגים שונים של מצעי פלסטיק הנבדלים זה מזה בצורתם המרחבית (יחס שטח פנים לנפח), במשקלם ובסוג החומר ממנו הם עשויים - בדרך כלל מ-PVC או פוליפרופילן (Degre'mont, 1991). שימוש בסוג מצע הקרוי LECA נעשה ע"י Maehlum et al. (1995). מצע זה מאופיין בנקבוביות ומוליכות הידראולית גבוהות וביכולת גבוהה של ספיחת זרחן, העושים אותו לאטרקטיבי בשימוש כמצע לפילטר.

2.2.6. התכונות הנדרשות ממצע המירבג

כסיכום, מצע טוב צריך לענות על הצרכים הבאים (Degre'mont, 1991):

1. שטח פנים גדול.
2. יחס חללים גבוה למניעת סתימות.
3. חוזק מכני.
4. אנרטי מבחינה ביולוגית.
5. יציב מבחינה כימית.
6. משקל נמוך על מנת לאפשר בניית מתקני סינון גבוהים של כ- 10-4 מ' (במערכות ורטיקליות).

2.3. הביופילם

שלא כמו בתהליך הבוצה המשופעלת, בו המיקרואורגניזמים מצויים במים עצמם כמרחפים, במירבגים בעלי אוכלוסיה מקובעת, המיקרואורגניזמים צמודים למצע. ריכוזם של המיקרואורגניזמים בפזה המוצקה (על גבי המצע) גדול יותר ליחידת שטח, מאשר בפזה המרחפת (בוצה משופעלת), עובדה המקנה יתרון לשיטות טיפול עם אוכלוסיה מקובעת מבחינת יעילות הטיפול (פלד, 1984).

2.3.1. הרכב אוכלוסית הביופילם

הביופילם מורכב מאוכלוסיה רחבה של חיידקים הטרוטרופים ואוטוטרופים, הנצמדים למצע באמצעות חומר גילטיני אקסופולימרי המיוצר על-ידם (Degre'mont, 1991).

השכבה מכילה בנוסף לחיידקים, גם אצות ופטריות, אשר דומיננטיות יותר במערכות עם אוכלוסיה מקובעת מאשר עם אוכלוסיה מרחפת, זאת עקב סביבה פיזיקלית מתאימה יותר (Viessman and Hammer, 1993).

אוכלוסיה מגוונת זו של חיידקים, אצות ופטריות, החיה על השפכים, משמשת כמקור מזון לאוכלוסית טורפים, הכוללת פרוטוזואה ומטזואה קטנים המתפתחים ומהוים חלק מהביופילם.

Zhang and Bishop (1994) הבחינו במגמות המאפיינות חתך רוחב של ביופילם. צפיפות הביופילם עולה עם העומק וכן משתנים סוגי המיקרואורגניזמים. כמו כן צוין בעבודה זו שהיחס תאים חיים/ביומסה כללית ירד מ- 0.72-0.91 בשכבות העליונות, ל- 0.31-0.39 בתחתונות. עפ"י Lazarova and Manem (1994), אוכלוסיית ביופילם מקובעת, מושפעת פחות משינויים בתנאי הסביבה: טמ'פ, pH, ריכוזי נוטריינטים וגורמים טוקסיים, יחסית לאוכלוסית מיקרואורגניזמים מרחפת.

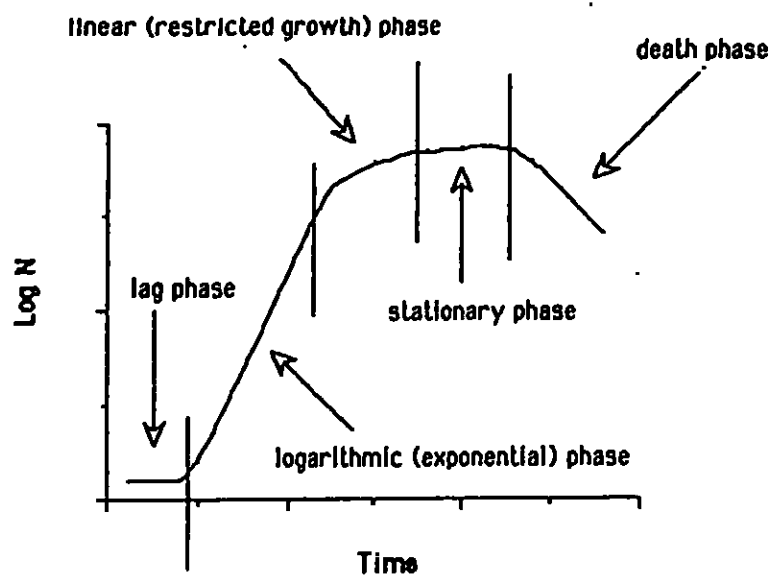
2.3.2. התפתחות הביופילם

התפתחות הביופילם מתאפשרת במים המכילים תרכובות אורגניות, מינרלים וחמצן. הרכב השכבה הביולוגית מגוון ואופיו נקבע בעיקר על פי אופי השפכים (Viessman and Hammer, 1993).

תהליך הכיסוי הביולוגי ויצירת השיכבה השלמה, מתרחש במספר שלבים: בתחילה מתפתחות מושבות בודדות על פני המצע, רק במקומות בהם שוררים התנאים המתאימים ביותר (מבחינת חמצן, אור, זרימה, מבנה המצע וכו'). בהדרגה מתפשטות המושבות עד לכיסוי של רוב שטח פני המצע בשכבה חד-תאית. עם הזמן הולכות ומתפתחות שכבות תאים נוספות הגדלות על גבי השכבות התחתונות ויוצרות ביופילם רב-שכבתי.

ביופילם מתפתח נמצא במצב שבו קצב הגדילה גבוה מקצב התמותה (logarithmic phase) ולכן גם יעילות סילוק המזהמים נמצאת במגמת עלייה, כפונקציה של ההתפתחות. עם הזמן החיידקים עוברים לשלב ה-declining (linear) phase, בו גידול החיידקים עדיין בעליה אך קצב הגידול הולך ופוחת, כלומר ריכוז החיידקים (N) ממשיך לגדול אך dN/dt יורד. המצב נמשך עד ש- dN/dt שווה ל-0 וקצב גידול = קצב תמותה. בנקודה זו הביופילם מגיע להבשלה והוא הופך להיות במצב של שווי משקל דינמי (stationary phase) (steady state), בו הגדילה שווה לתמותה ואין שיפור נוסף ביעילות הטיפול. עם התמעטות הסובסטרט קצב התמותה הופך להיות גדול מקצב הגדילה (death phase).

התפתחות הביופילם מתוארת ע"י עקום הגידול הביולוגי, בציר 1.



ציור 1 : עקום הגידול הביולוגי.

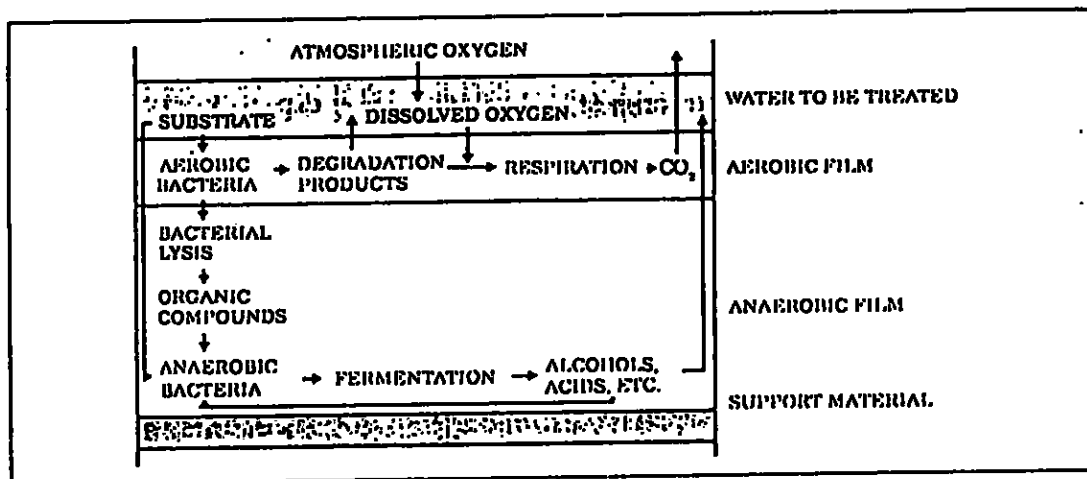
תופעה זו מתוארת ע"י Hu et al. (1993) אשר בדקו את יעילות הרכקת הצחי"ב בביופילטר טבול, כפונקציה לזמן התפתחות המירבג ולמספר הבקטריות והפרוטוזואה ביחידת שטח. נמצא שהגידול המיקרוביאלי נמשך 38 יום בטמפ' 5°C עד שהגיע לערכי מכסימום. בטמפ' של 20°C הגידול נמשך 19 יום ואילו ב- 35°C, אורך הגידול 10 ימים.

2.3.2.1 שכבות הביופילם - אירובית ואנאירובית

החמצן והנוטריינטים עוברים מהמים אל הביופילם בצורה דיפוזית (ראה סעיף 2.5.2.1). קיים עומק מסוים בביופילם אליו החמצן אינו מסוגל לחדור ועומק זה יוצר חלוקה של הביופילם לשתי שכבות ביולוגיות עיקריות: שכבה פנימית (הקרובה יותר לשטח פני המצע) אנאירובית ושכבה חיצונית אירובית. בשכבה האירובית הגדילה אקטיבית יותר עקב זמינות רבה יותר של חמצן וחומר אורגני.

דיפוזית החמצן וחומרי המזון מהמים אל הביופילם נעשית דרך שכבת גבול המפרידה בין הנוזל לביופילם. שכבת גבול זו היא שכבה של מים עומדים.

מבנה הביופילם והמעבר הדיפוזי של חמצן וחומרי מזון דרכו מתוארים בצור 2 :



צור 2 : מבנה הביופילם ומעבר החומרים דרכו.

קצב סילוק החומר האורגני מהמים עולה כל עוד מתקיים גידול בעובי הביופילם. הגידול נמשך עד לנקודה המכונה Maximum Active Thickness שהיא למעשה שווה לעובי השכבה האירובית. ישנה תלות בין עובי השכבה האירובית לריכוז החמצן המומס (DO) במים (Huang and Liu, 1993). בעבודתם זו פותחה משוואה המבטאת תלות זו :

$$215 + 52.9 \cdot DO = \text{Max. Active Thickness} \quad (1)$$

פעילות הביופילם אינה עולה באופן פרופורציונלי עם גדילת הביומסה, כאשר זו עוברת את עובי ה-Max. Active Thicknes (Lazarova and Manem, 1994).

עובי השכבה האירובית נע בד"כ בין 300 ל- 400 מיקרומטר ומגיע עד 700 מיקרומטר (Huang and Liu, 1993. Degre'mont, 1991).

במצב בו הביופילם עבה מאד, חלקה היחסי של השכבה האטאירובית גדל ועיקר פעילות הביופילם הופכת לאטאירובית.

כאשר הסובסטרט אינו מסוגל לחדור לשכבות האטאירוביות המצויות בעומק הביופילם, חלה תמותת מיקרואורגניזמים בשכבות אלו והן עוברות פירוק. בדרך זו מרכיבי התא הופכים זמינים עבור מיקרואורגניזמים פקולטיביים אירוביים ואטאירוביים אחרים. כאשר אספקת הסובסטרט מתדלדלת יותר, פירוק הביופילם גורם להינתקות מיקטעים שלמים ממנו כשזרימת המים מסייעת לתהליך הינתקות זה. לכן יש צורך בשיקוע שניוני לאחר היציאה מהמיתקן, אשר יישקע את מיקטעי הביומסה הניתקת (Degre'mont, 1991).

2.3.3 תפקידי המיקרואורגניזמים

שיפור איכות המים מתבסס בראש ובראשונה על פעילות פירוק החומר האורגני על ידי המיקרואורגניזמים, והקטנת ערכי ה-BOD. החיידקים מנצלים את החומר האורגני שבמים למטרות גדילה ואנרגיה.

קיימים במים מספר אלמנטים הנדרשים לחיידקים לשם גדילתם. צריכת אלמנטים אלו היא למעשה פעולת הטיהור הביולוגית של המים.

אלמנטים העיקריים הם: C, H, O, N

אלמנטים משניים: P, K, S, Mg

וויטמינים והורמונים

אלמנטים הדרושים ברמות מינימליות: Co, Fe, Ni ועוד.

היחס האופטימלי עבור מיקרואורגניזמים הוא $C/N/P = 100/5/1$. חוסר באחד מהנוטרינטים יהפוך אותו לגורם מגביל.

כפי הנראה הפרוק הראשוני של מולקולות גדולות כמו חלבונים ופולי סכרידים נעשה על ידי האקטינומיצטים והפטיות. את תוצרי הפירוק - חומרים בעלי משקל מולקולרי נמוך כמו אוליגוסכרידים, חומצות אורגניות ואמיניות, ממשיכים לפרק החיידקים. פעילות הפירוק נבדקה מבחינה איכותית וכמותית, על פי פעילות האנזימים המתאימים: עמילאז המפרק עמילן, מולקולת סוכרים ארוכה, כיטינאז המפרק כיטין שגם הוא סוג של פולימר סוכרי, קסילאז סוכרי ופרוטאז המפרק חלבונים (Hanato et al., 1994).

החיידקים הם האחראים העיקריים לתהליכי הניטריפיקציה והדניטריפיקציה. תהליכים אלו מסייעים בסילוק תרכובות החנקן מהמים. תרכובות החנקן הופכות בעזרת חיידקים לניטרט

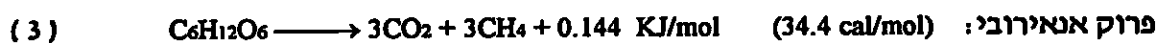
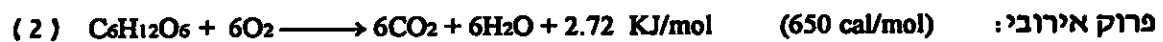
בחלק המחומצן של המירבג, והניטרט מחוזר בהמשך באמצעות חיידקים אנאירוביים לגאז חנקן (N_2), בחלק בו קיים מחסור בחמצן. במערכות זרימה תחתית רמת החמצן נמוכה ולכן יעילות הרחקת החנקן בהן נמוכה יותר, יחסית לזו המושגת במערכות זרימה עילית. לעומת זאת בפירוק חומר אורגני יש עדיפות למערכות זרימה תחתית מכיוון שהמים זורמים דרך המצע עליו גדלים מיקרואורגניזמים, ולא על פניו. דבר זה מגדיל את שטח המגע בין המיקרואורגניזמים למים ומעלה את יעילות פרוק החומר האורגני שבמערכת.

2.3.4. פעילות ביולוגית אירובית ואנאירובית

סילוק ביולוגי של מזהמים מהמים יכול להתבצע בשני אופנים: ע"י תהליכי פרוק אירובים ואנאירובים.

אם ניקח כדוגמה פירוק של פחמן אורגני, בתהליך פירוק אירובי הוא הופך ל- CO_2 וביומסה ואילו בתהליך פירוק אנאירובי הפחמן הופך ל- CO_2 , CH_4 וביומסה עקב סביבה מחזרת. באותו תהליך חנקן יופיע כ- NH_3 .

להמחשת התהליך יתואר פירוק גלוקוז בשתי הדרכים (Degre'mont, 1991):



בכדי ליצור 1 גרם של ביומסה דרושה כמות קבועה של אנרגיה ללא קשר באיזה סוג תהליך היא הושגה. פירוק חומר אורגני בתהליך אירובי יעיל יותר מהאנאירובי מבחינת יצור אנרגיה, קצב ייצור הביומסה ומהירות פרוק הפחמן ולכן הוא תהליך מועדף במערכות טיפול במים.

2.4. הרחקת המזהמים במירבג בעל זרימה אופקית

המים מגיעים למערכת בדרך כלל לשם טיפול שניוני (לאחר טיפול ראשוני) או לליטוש של טיפול שלישוני (לאחר טיפול שניוני). מערכות של זרימה תחתית משמשות בד"כ כטיפול שניוני ומערכות הזרימה העילית מתאימות יותר לטיפול שלישוני. בכל מקרה, טיפול מקדים כלשהו מומלץ לכל סוגי המערכות, ועליו לכלול לפחות הרחקת מוצקים גסים. עומסים כבדים מדי במערכת עלולים לגרום להצטברות מואצת של סדימנט במערכות זרימה עילית, או למלא את החללים וליצור שכבה בלתי עבירה במערכות זרימה תחתית.

הערכת יכולתם של המירבגים להרחיק מזהמים מבוססת על בדיקת ריכוז המזהמים בזרם הנכנס והשוואה לריכוזם בזרם היוצא. שיפור איכות המים ע"י מערכות ביולוגיות בעלות זרימה אופקית תחתית, נעשה בכמה מישורים עיקריים: הפחתת ריכוזי צח"ב, מוצקים מרחפים, תרכובות חנקן ותרכובות זרחן.

2.4.1. הרחקת הצח"ב

BOD₅ (צריכת חמצן ביוכימית) הוא אחד הפרמטרים החשובים ביותר להערכת כמות הזיהום האורגני במים. פרמטר זה הינו מדד עקיף אך מדויק לקביעת ריכוז החומר האורגני במים, ומחושב ע"י מדידת ריכוז החמצן המומס הנדרש לשם חימצון החומר האורגני הקרבונטי באמצעות פעילות ביולוגית במים, במשך חמישה ימי אינקובציה ב-20°C.

2.4.1.1. פירוק חומר אורגני קרבונטי

פחמן מופיע במים בצורות רבות והוא המזהם העיקרי שיש להרחיקו מהמים. לשם המחשת תהליך הפירוק ניקח את הגלוקוז כדוגמא. פירוק הגלוקוז נעשה בשני שלבים. שלב ראשון הוא הסינתזה, בו מנוצל הגלוקוז לבניית חלבונים תוך תאיים אשר נוסחתם הכללית היא C₅H₇NO₂.

משוואת פירוק הגלוקוז למרכיבים תוך תאיים היא:



בשלב השני החלבון מפורק בתוך התא, ע"י חמצון עצמי או נשימה אנדוגנית, לשם הפקת האנרגיה הדרושה לקיום התא



השלב השני אינו מתבצע באופן מושלם. ככל שהוא מתבצע יותר, כך נוצרת פחות בוצה אך גם יותר חמצן נצרך מהמים.

ע"פ נוסחאות ניצול הגלוקוז, ניתן לראות שעבור פירוק של 6 מולקולות גלוקוז, נצרכות 36 מולקולות חמצן, מתוכן 16 עבור הסינתזה ו- 20 עבור הנשימה האנארוגנית (Degre'mont, 1991).

2.4.1.2. משמעות המונחים BOD_5 , BOD_{21} ו- COD

זמן החמצון הדרוש עבור חמצון כל החומר האורגני במים, הוא 21 יום ב- $20^{\circ}C$ וכמותו נמדדת ע"י הערך BOD_{21} השווה למעשה ל- COD (ובעברית, צח"כ - צריכת חמצן כימית) כך ש:
 $BOD_{21} = COD$

בכדי להעריך את כמות החומר האורגני הקרבונטי בלבד ובכדי שלא נצטרך להמתין 21 יום בכדי להעריך את כמות החומר האורגני הכללי במים, אנו משתמשים בערך של BOD_5 שהוא ה- BOD הנמדד לאחר 5 ימי אינקובציה ב- $20^{\circ}C$ ומהווה אינדיקציה לכמות החומר האורגני הקרבונטי שבמים.

BOD_5 נמוך כמובן מערכו של BOD_{21} ועבור גלוקוז מקבלים את היחס:

$$BOD_{21} / BOD_5 = COD/BOD_5 = 1.46 \quad (6)$$

השינוי בערכי היחס COD/BOD_5 יכול להצביע על שינוי ברמת הפעילות הביולוגית, כפי שמתואר במאמרם של Urban-Bercic and Bulc (1995). גדילת יחס זה תעיד על ירידה בפעילות הביולוגית. כמובן שבשפכים בהם מצוי חומר אורגני רב אשר לא פריק ביולוגית (שפכים תעשייתיים רבים למשל), אזי $COD > BOD_{21}$. דוגמא לחומר אורגני קשה פרוק - צלולוז, ליגנין וטנינים.

2.4.1.3. הרחקת צח"כ במערכות זרימה עילית לעומת תחתית

השימושים השונים למירבגים אופקיים בעלי זרימה תחתית או עילית (טיפול שניוני לעומת שלישוני) משתקפים בריכוזים הנכנסים של צח"כ. ריכוזי הצח"כ הנכנסים למערכות הזרימה העילית קטנים יותר מאלו הנכנסים למערכות זרימה תחתית. ריכוזים הקטנים מ- 20 מ"ג/ליטר מושגים בקלות במים היוצאים מהמיתקן, בשני סוגי המערכות וניתן אף להגיע לרמות נמוכות בהרבה.

למערכות בעלות זרימה תחתית יתרון על פני המערכות העיליות מבחינת סילוק הצח"כ הודות למצע, המספק שטח היצמדות רחב יותר למסה המיקרוביאלית, ונותן שטח מגע גדול יותר בין המסה המיקרוביאלית לבין המים המטופלים. אולם, במערכות אלו ריכוז החמצן המומס במים מהווה גורם המגביל. כיוון שהמסה המיקרוביאלית (האירובית) היא האחראית העיקרית לפירוק החומר האורגני, קצב הפירוק תלוי בכמות החמצן הזמינה לחיידקים. במערכות הזרימה העילית

ריכוזי החמצן במים גבוהים יותר, הודות להתמוססות יעילה יותר של חמצן מהאטמוספירה למים.

במאמר של Janssen et al. (1993) מצויינת העובדה, שלעיתים, באיימ בעלי זרימה עילית, נמדדת הרחקה טובה יותר של צח"ב ומוצקים מרחפים בעונת החורף מאשר בקיץ (וזאת למרות הטמפי הנמוכות). הסיבה נעוצה בפריחת האצות בקיץ, אשר מעלה את הפרמטרים הנ"ל. באיימ בעלי זרימה תחתית אין פריחת אצות משמעותית ולכן לא מופיעה תופעה זו.

2.4.1.4. יעילות הרחקת הצח"ב

ערכי צח"ב בשפכים עירוניים נעים בממוצע סביב 300-150 מג"ל. ריכוזי הצח"ב בקולחים לאחר טיפול שניוני נעים סביב 30-20 מג"ל. מערכות אי"מ אשר תוכננו להרחקת צח"ב מטפלות בערכי צח"ב הנעים בתחום 100-10 מג"ל והערכים במים היוצאים מהמערכת יורדים לערכים בטווח של 50-1 מג"ל עם ערך ממוצע של 10.5 מג"ל (Knight et al., 1993). במחקרים רבים שנערכו על מערכות זרימה הוריונטלית תחתית, נמצאה לרוב הרחקה טובה של תרכובות פחמן (או בביטויין כריכוזי BOD או COD).

Wood (1996) מתאר מערכת כזו, שנבנתה בדרום אפריקה לטיפול בקולחים עירוניים באיכות שניונית, בעומסים אורגניים של עד 1 ק"ג COD \ מ"ר ליום. יעילות הרחקת ה-COD והמוצקים המרחפים היתה מעל 60%.

Maehlum et al. (1995) מדברים על אחוזי הרחקת BOD של 93-85 מריכוזים התחלתיים של 200-170 מג"ל, אפילו בטמפי נמוכות.

Urban-Bercic and Bulc (1995) מתארים הרחקת COD של 94%, ע"י אי"מ בזרימה תחתית עם ריכוזי צח"ב התחלתיים של 210-140 מג"ל.

97% הרחקת BOD נמדדו ע"י גרין וספראי (1994), בטיפול בקולחים המוזרמים לנחל אלכסנדר, מריכוזים התחלתיים של 200-150 ו- 65-15 מג"ל.

נתונים נוספים לגבי הרחקת BOD מופיעים במאמרו של Tanner (1994) : 90-70% הרחקה מריכוזי צח"ב התחלתיים של 200-60 מג"ל.

Knight et al. (1993) מתארים הרחקה של 70%, כתלות בעומסי הצח"ב ההתחלתיים. ערך זה הינו ממוצע מנתונים שנאספו מיותר מ-200 מערכות אי"מ בארה"ב. ערכי הצח"ב היוצאים לאחר הטיפול היו בממוצע 10.5 מג"ל ונעו בטווח ערכים של 50-1 מג"ל.

מערכת אי"מ בת שני שלבים מתוארת ע"י White (1995). שלב ראשון במערכת גורם להפחתת ריכוזי צח"ב, המתבצעת ביעילות של 84-95%. לאחר הפחתת ריכוז הצח"ב עוברים המים לאגן

נוסף שמטרתו (מבחינת מיבנהו) הפחתת ריכוזי אמוניה. יעילות הרכקת האמוניה בחלק זה היא כ- 70%.

בכל האגנים הירוקים המלאכותיים ישנו מעגל פחמן המייצר רמות נמוכות של BOD (3-1 מ"ג/ליטר), המגדירות את הגבול התחתון של BOD-5 שניתן להגיע אליו במי הקולחים. מקורם של ערכי ה-BOD בגבול התחתון הוא בצמחית האגן הנרקבת. יש להניח שבמערכות ללא צמחיה ניתן יהיה להגיע לערכים סופיים נמוכים מאלו.

2.4.2. הרחקת החנקן

החנקן מהווה אלמנט חשוב לקיום חיידקים. הוא מהווה כ- 12% מהמשקל היבש של הביומסה ונדרש למטבוליזם החיידק לשם ייצור חלבונים חיוניים, חומצות גרעין ולבניית פולימרים המרכיבים את דופן התא.

החנקן מופיע בשפכים כ- 2 סוגים כלליים:

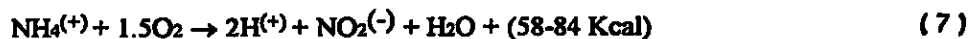
- א) הצורות המחזורות - בהן מופיע כ- N אורגני או כ- $\text{NH}_4^{(+)}$.
- ב) הצורות המחומצנות בהן החנקן מופיע כ- $\text{NO}_2^{(-)}$ וכ- $\text{NO}_3^{(-)}$.

בשפכים עירוניים וגם בסוגים שונים של שפכים תעשייתיים, הצורות הנפוצות של החנקן הן הצורות המחזורות.

ארבעה תהליכים ביולוגיים מעורבים בסילוק החנקן מהמים: ניטריפיקציה, דניטריפיקציה, אמוניפיקציה ואסימילציה. מנגנון ההרחקה העיקרי לחנקן במערכות הטיפול הביולוגיות הוא מנגנון הניטריפיקציה-דניטריפיקציה.

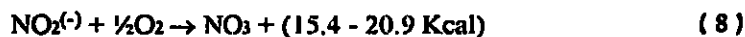
2.4.2.1. ניטריפיקציה

תהליך זה מורכב משני שלבים. בשלב ראשון אמוניה מתחמצנת לניטריט על פי המשוואה:



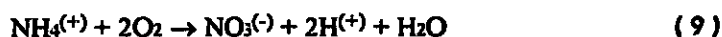
שלב אי מתבצע ע"י 5 סוגי חיידקים אוטוטרופיים כאשר העיקרי מביניהם הוא ה- *Nitrosomonas* וארבעת האחרים הם *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosoglea*, ו- *Nitrosocystis*. בנוסף, קיימים חיידקים הטרוטרופים אשר גם תורמים לחימצון האמוניה, אך במידה זעירה.

בשלב ב' מתחמצן הניטריט לניטרט על פי המשוואה:



שלב ב' מתבצע גם כן ע"י חיידקים אוטוטרופיים כאשר העיקרי הוא Nitrobacter והמשני הוא Nitrocystis. מבין שני השלבים, שלב א' של הפיכת אמוניה לניטריט הוא השלב האיטי יותר ולכן מהווה גורם מגביל לקצב התהליך.

המשוואה הכללית עבור תהליך הניטריפיקציה השלם:



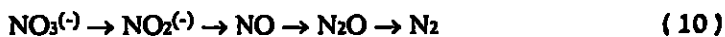
(פלד, 1984)

פטריות משתתפות גם כן בתהליך הניטריפיקציה כאשר תנאי הסביבה חומציים. בתנאים ניטרליים או בסיסיים, הדומיננטים הם החיידקים (Hammer and Knight, 1994).

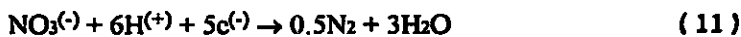
2.4.2.2. דניטריפיקציה

קיימים חיידקים דניטריפיקנטיים אוטוטרופיים והטרוטרופיים אנאירובים אשר מחזרים את הניטרט לצורות פחות מחומצנות.

כלל התהליך מורכב ממספר שלבים (Degre'mont, 1991):



והתהליך המסכם נראה כך:



ארבעה גורמים משפיעים על קצב הדניטריפיקציה:

א. טמפ' משפיעה על פי המשוואה

$$\Gamma_T = \Gamma_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (12)$$

Γ_T = קצב הריאקציה ב- $T^\circ\text{C}$ (מ"ג NO_3^- המחוזר בשעה)

θ = קבוע הנקבע באופן ניסויי וערכו עבור טמפ' של $5-27^\circ\text{C}$ הוא 1.116

ב. חמצן מומס. נוכחותו מעכבת דניטריפיקציה. O_2 בריכוז הגבוה מ- 0.5 מג"ל נמצא כריכוז הגבולי שמעליו העיכוב הופך משמעותי.

ג. ה- pH האופטימלי הוא 7-8.2.

ד. הצורה בה מופיע הפחמן בשפכים וריכוזו.

2.4.2.3. אמוניפיקציה

אמוניפיקציה הינה תהליך הפיכת חנקן אורגני לאמוניה. קצב התהליך תלוי בריכוז האמוניה במים.

2.4.2.4. אסימילציה

אסימילציה היא תהליך בו חיידקים משתמשים באמוניה ובחנקן אורגני עבור סינתזת ביומסה. התהליך חשוב יותר בטיפול בשפכים תעשייתיים המכילים מעט חנקן, אך לא מספיק עבור שפכים עירוניים המכילים חנקן רב מכדי שכולו ישמש לסינתזה (Degre'mont, 1991).

2.4.2.5. קריטריונים להרחקת חנקן

הגורמים העיקריים המשפיעים על סילוק חנקן בעזרת מערכות טיפול עם זרימה הוריונטלית תחתית, הם זמן שהייה ומעבר החמצן.

ריכוז החמצן הינו גורם מגביל עבור ניטריפיקציה. היות וניטריפיקציה של 1 מג"ל אמוניה צורכת 4.2 מג"ל חמצן, מתן אפשרות למעבר חמצן אל תוך המים, הוא גורם חשוב בתכנון המערכת. עיקר החמצן מגיע דרך האטמוספירה.

איימ בעלי משטר זרימה תחתית, אינם יעילים בסילוק חנקן בגלל המחסור בחמצן במערכות אלו. הרחקת החנקן במערכות בעלות זרימה תחתית היא בדייק 30-40%. במערכות זרימה עילית, בהן העומסים ההידראוליים נמוכים יותר, זמן המגע ארוך יותר ותדירות החמצן טובה יותר, הרחקת החנקן מגיעה לעיתים קרובות מעל ל- 50%. יעילות נמוכה זו היא הבעיה העיקרית של מערכות הזרימה התחתית.

דוגמה לבעיה זו מתוארת ע"י Hammer (1995). במערכת איימ עם זרימה תחתית, שבה ערכי DO נמוכים מנעו ניטריפיקציה יעילה והמערכת לא הצליחה להפחית כנדרש את ריכוזי האמוניה. על ידי זרימה ורטיקלית וצינורות איזור ניתן להגדיל את ריכוז החמצן במים ולהגביר את תהליכי הניטריפיקציה. החנקן יכול להיות מורחק גם ע"י צמחים ולהשתלב לתוך הביומסה.

Urbanic-Bercic and Bulc (1995) מתארים הרחקת תרכובות חנקן במערכות איימ. כאשר נעשה שימוש במצע שאיפשר חדירת חמצן אטמוספרי למים, וריכוזי ה- DO היו במוצע 3.3 מג"ל, נצפתה ירידה של 75% בריכוזי האמוניה, וריכוזי הניטרט עלו מ- 0.2 ל- 0.5 מג"ל. עובדה זו העידה על קיום פעילות ניטריפיקנטית במצע. בסוג מצע אחר התפתחו תנאים אנאירובים וריכוזי האמוניה שנמדדו ביציאה מהמיתקן, היו גבוהים מאשר בכניסה (4.2 לעומת 5.6 מג"ל), אך לעומת זאת היתה ירידה בריכוזי הניטרט והחנקן האורגני ב- 73% ו- 56% בהתאמה.

תנאי החמצן השונים הדרושים עבור ניטריפיקציה ודניטריפיקציה, מהווים בעייה בהשגת פירוק מלא של החנקן. Hammer and Knight (1994) מתארים פתרון אפשרי לבעיה בעזרת שימוש באי"מ בעלי עומקים משתנים, כאשר עומק רדוד מספק סביבה אירובית עבור ניטריפיקציה ואילו עומק מים עמוק מספק סביבה אנאירובית עבור דניטריפיקציה. תכנון נכון של מערכות הזרימה האופקית התחתית, מבחינת מתן האפשרות לחזירת חמצן, ישפיעו לחיוב על הרחקת החנקן.

זמן שהייה הדרוש לסילוק משמעותי של חנקן הוא 8-14 ימים ואף יותר. House et al. (1994) מתארים זמן שהייה של 5-7 ימים לשם הרחקת חנקן כללי לרמות נמוכות מ-10 מג"ל.

גם לטמפי השפעה על סילוק חנקן מהמים. הניטריפיקציה פוחתת בטמפי מים הנמוכה מ-10°C. Jenssen et al. (1994) במחקרם על אי"מ, מציינים שכאשר הטמפי ירדה בחורף ל-7°C, ירדה יעילות הרחקת תרכובות החנקן ביותר מ-50%, יחסית לעונת הקיץ. לעומת זאת לא ניצפה שינוי ביעילות הרחקת תרכובות הזרחן, היות ורובו מורחק ע"י ספיחה ושיקוע במצע ולא ע"י פעילות ביולוגית כמו הרחקת החנקן, המעוכבת ע"י טמפי נמוכות. טמפי גבוהות מ-40°C גם יורידו את קצב הניטריפיקציה.

pH נמוך מ-6 יוריד את יעילות הניטריפיקציה, כשמתחת ל-5 pH הניטריפיקציה הופכת זניחה. (Hammer and Knight, 1994). דניטריפיקציה אופטימלית מתרחשת בתנאים אנאירובים ובטמפי של 25-26°C.

2.4.3. הרחקת הזרחן

אחת המטרות של מערכות אי"מ בעלי זרימות מים עילית, היא הרחקת זרחן, בעוד שמערכות בעלות זרימה תחתית מתוכננות בעיקר להפחתת ריכוזי מוצקים מרחפים ו-BOD. הבדל תכנוני זה משתקף בכושר הרחקת הזרחן של שני סוגי המערכות. מרבית מערכות הזרימה העילית מניבות קולחים שבהם ריכוז פוספט כללי נמוך מ-1 מג"ל, בעוד הריכוזים היוצאים ממערכות זרימה תחתית משתנים. אולם, גם בתוך מערכות הזרימה העילית ניתן להבחין בתנודות משמעותיות ביעילות ההרחקה, כיוון שזו תלויה בהרכב הקרקעית ובסוג התנאים השוררים בה.

2.4.3.1. מנגנוני ההרחקה

הרחקת הזרחן באגנים ירוקים מלאכותיים מתרחשת בעיקר כתוצאה מריאקציות ספיחה, קומפלקסציה, ושיקוע עם אלומיניום, ברזל, קלציום וחלקיקי חרסית (clay) (House et al., 1994), וכן כתוצאה מהצטברות של חומר אורגני על כבול. לכן, בקרקעות המכילות אלומיניום, ברזל, סידן או חרסית, הזרחן יוצר קומפלקס עם אותם חומרים, שוקע ומסולק מהמים (Brix, 1994).

הוספת יונים שונים ותרבות אלומיניום למערכת יכולה גם היא לשפר את יעילות הרחקת הזרחן. דוגמה לשיקוע זרחן בנוכחות אלומיניום במים מתוארת להלן:



רמת התומציות של הקרקע משפיעה אף היא על הרחקת הזרחן, כאשר קרקע חומצית תקלוט פחות זרחן. בתנאים אנאירובים בקרקעית, פחות זרחן יוכל להספח לקרקעית וסילוקו ירד. זמן השהייה משפיע גם הוא על יעילות ההרחקה (Gale et al., 1994).

מצע בעל שטח פנים גדול הוא בעל פוטנציאל ללכוד ולהחזיק את הזרחן (Davies and Cottingham, 1993) אך קיים גבול עליון ליכולת המצע לספוח זרחן. כאשר המצע מגיע לגבול זה, הוא מפסיק להיות אפקטיבי בסילוק זרחן (House et al., 1994). עיקר קליטת הזרחן נעשית ב-5 ס"מ העליונים של הקרקעית. על פי Jenssen et al. (1993), סילוק הזרחן אינו מושפע מטמפ' כיון שאינו תלוי ברובו בפעילות ביולוגית. לעיתים יעילות הרחקתו אף יורדת כאשר הביופילם מכסה באופן מסיבי את מצע הפילטר ומפריע לספיחה טובה של הזרחן למצע.

פעילות ביולוגית מרחיקה זרחן במידה מועטה מאד, אלא אם כן תוכנן הפילטר באופן ספציפי למטרה זו. לשם כך יש לספק תנאים אנאירובים ובהמשך הטיפול לשנותם לאירובים. הפעילות הביולוגית מתבטאת בצבירה של זרחן בביומסה עד לרמות של 10-11% ממשקל יבש. כאשר מגיע המירבג למצב של Steady state אין הרחקה "נטו", כיון שכמות הזרחן הנקלטת מקורה בזרחן המשתחרר למים עם תמותת הביומסה (Davies and Cottingham, 1993).

2.4.4. הרחקת מוצקים מרחפים

מוצקים מרחפים מורחקים בד"כ ביעילות, הן בזרימה אופקית עילית והן בזרימה אופקית תחתית.

ריכוזי הכניסה של מוצקים מרחפים משתנים החל מרמות מאד נמוכות (מתחת ל- 20 מ"ג/לליטר) במערכות זרימה עילית הנבנות בד"כ לטיפול שלישוני, ועד לרמות בינוניות וגבוהות במערכות זרימה תחתית הניבנות בד"כ עבור טיפול שניוני. הריכוזים ביציאה קטנים מ- 20 מ"ג/לליטר ולרוב קטנים מ- 10 מ"ג/לליטר. בדרך כלל מרבית החומר המרחף מורחק קרוב מאד לנקודת הכניסה למערכת.

2.4.4.1. מנגנוני ההרחקה

בשני סוגי האגנים תהליך ההרחקה מבוסס על עיקרון סינון, שיקוע ולכידת החומר במצע (Sapakota and Bavor, 1994), אולם בכל אחד מסוגי האגנים מתבצע הסינון באחריותו של גורם שונה:

במערכות הזרימה העילית, סינון המוצקים המרחפים נעשה ברובו הודות לנוכחות הצמחים, אשר תורמים להאטת הזרימה ומאפשרים סינון ושיקוע. לעומת זאת, במערכות הזרימה התחתית הסינון והשיקוע מתאפשרים הודות למצע עצמו, המהווה את מדיום הסינון.

הסינון על ידי המצע, המבוצע במערכות הא"מ בעלות הזרימה התחתית, יעיל יותר מהסינון ע"י הצמחיה ולכן מהווה יתרון לסוג מערכות אלה, אולם למערכות הזרימה העילית נפח אגירת מוצקים גדול יותר מנפח מערכות הזרימה התחתית, כיוון שהן אינן מלאות במצע. קיימת חשיבות לנקבוביות המצע במערכות הזרימה התחתית, מבחינת כושר סילוק המוצקים המרחפים (Tanner and Sukias, 1995). בעבודה זו מתוארת הרחקת רוב פרקציית המוצקים המרחפים ב- 100 מ"מ העליונים של המצע שבאזור הכניסה לאגן. במאמרם של Davies and Cottingham (1993) קיים אישור נוסף לעובדה זו. לפירוק ביולוגי יש גם חלק בהרחקת המוצקים המרחפים. סילוקם נעשה כריאקציה מסדר ראשון. הסילוק ניתן לתיאור מתמטי בעזרת המודל של Reed מ- 1988 שפותח עבור הרחקת צח"ב (ראה סעיף 2.6).

מנגנון השיקוע תלוי במידה רבה בגודל החלקיקים המורחקים ובמהירות הזרימה. Sapakota and Bavor (1994), בעבודתם על מערכות זרימה אופקית דרך מצע גרנולרי (ללא צמחים) כתהליך מלטש לאחר טיפול ב-Trickling Filter, עשו שימוש במהירות זרימה של 0.013 מ"שניה דרך חצץ גס שהוכנס ל- 6 המטרים הראשונים של המערכת (מתוך 15 מ'). בחלק זה של אגן הזרימה, שהיה בעל מהירות זרימה איטית יותר, הורחקו רוב המוצקים המרחפים. שיעור ההרחקה שנמדד היה

30-83%. מנגנוני השיקוע הגרוויטציוני פועלים רק על חלקיקים שגודלם עולה על 5 מיקרומטר. שיעור ההרחקה פרופורציוני לגודל החלקיק אשר קובע את מהירות השיקוע, על פי חוק סטוקס וכן פרופורציוני למהירות הזרימה. עבור חלקיקים הקטנים מ- 1 מיקרומטר, יעילות ההרחקה עולה עם הירידה בגודל עקב תנועת בראון (תנועה אקראית).

2.4.4.2. סתימת המירבג

הבעיה העיקרית שעשויה להתפתח במירבג, עקב הרחקת מוצקים, היא סתימת המרווחים שבין גרגרי המצע ופריצת מים אל פני השטח במערכות זרימה תחתית (ראה סעיפים 2.2.2 ו-2.2.3).

2.5. החמצן המומס

ריכוז החמצן המומס (DO) במים מהווה את אחד הגורמים העיקריים המשפיעים על יכולת הטיהור הביולוגית של מים המכילים זיהום אורגני. הפעילות הביולוגית צורכת חמצן מומס לשם חימצון החומר האורגני שבמים.

מרבית הבעיות בתיפעול ביופילטרים מתעוררות מסיבות הקשורות בריכוזיו. השפעתם השלילית של ריכוזי חמצן נמוכים משמעותית עוד יותר בארצות חמות, שם טמפ' מים גבוהה מאפשרת מצד אחד ריכוזי רוויה נמוכים, (יחסית לטמפ' קרות יותר) ומצד שני מעודדת תהליכים ביולוגיים הצורכים חמצן מומס ומגדילים את הגרעון בו (Huang and Liu, 1993).

2.5.1. ריכוז הרוויה

ריכוז החמצן המכסימלי במים מושפע משני גורמים אביוטיים עיקריים: טמפ' המים ומליחותם (ריכוז הכלורידים). גורם נוסף המשפיע, הוא לחץ חלקי של החמצן באטמוספירה, בהתאם לחוק Henry הקובע שריכוז הרוויה של גז כלשהו פרופורציוני ליחס החלקי של הגז באויר. החוק מתואר מתמטית ע"י:

$$C_s = K_h * P_p \quad (14)$$

C_s = ריכוז רוויה (מג"ל)

P_p = לחץ חלקי של הגז באויר

K_h = קבוע הנרי

המשוואה האמפירית בעזרתה ניתן למצוא את ריכוז הרוויה הצפוי של DO היא:

$$C_s = (0.68 - 0.0006 * T_c) * (1 - 0.000009 * a) * (P - P_w) / (T_c + 35) \quad (15)$$

$$\begin{aligned}
 \text{ריכוז DO ברוויה (mg/l)} &= C_s \\
 \text{טמפי (}^\circ\text{C)} &= T_c \\
 \text{ריכוז כלורידים (mg/l)} &= a \\
 \text{לחץ גז אבסולוטי (mmHg)} &= P \\
 \text{לחץ אדים של המים (mmHg)} &= P_w
 \end{aligned}$$

על פי חישוב זה הוכנה טבלה המרכזת את ריכוזי רווית החמצן כתלות בטמפי המים ובמליחותם (Fair et al., 1968).

בגופי מים מתרחשים בו זמנית תהליכים המעלים את ריכוז החמצן המומס במים (ראוקסידציה) ותהליכים המפחיתים את ריכוזו (דאוקסידציה).

2.5.2. תהליכי הראוקסידציה

התהליכים אשר גורמים להעלאת ריכוז החמצן המומס במים, הם דיפוזיה של חמצן אטמוספרי ופוטוסינתזה.

2.5.2.1. דיפוזיה טבעית

התהליך המעלה את ריכוז ה-DO הוא בראש ובראשונה מעבר חמצן מן האטמוספירה אל המים באמצעות תהליך דיפוזי, הודות למגע ישיר בין שטח פני המים לאטמוספירה. קיימת תיאוריה הקרויה "Stationary Liquid Film Theory" הטוענת שבגבול בין אויר לנוזל ישנה שכבה דקה בעובי של מס' מולקולות בלבד, בה מתרחש מכניזם המעבר בהתאם לגרדיאנט הריכוזים.

קצב הדיפוזיה תלוי בגודל הגרדיאנט ביחס ישר ומבוטא ע"י חוק Fick :

$$dm/dt = D_L \cdot A \cdot dc/dx \quad (16)$$

dm/dt = קצב הדיפוזיה (השינוי במסה עם הזמן)

A = השטח דרכו נעשית הדיפוזיה

D_L = מקדם הדיפוזיה

dc/dx = מפל הריכוזים

חוק פיק תקף לא רק עבור חמצן אלא גם עבור דיפוזיה של חומרים אחרים.

D_L תלוי בגודל המולקולה ביחס הפוך: ערכו יורד עם עליית גודל המולקולה. תלות חיובית קיימת בין D_L לבין טמפי המים.

שיעור התמוססות החמצן האטמוספרי תלוי בריכוז ה-DO הקיים במים, על פי המשוואה:
 $dC/dt = k * (C_s - C)$ (17)

ריכוז DO במים (מג"ל)
 $k =$ קבוע הראוקסידציה

2.5.2.2 דיפוזיה מזורזת - מפלים

ניתן להעלות את ריכוז ה-DO מעבר לתהליך הדיפוזיה הטבעי, בעזרת אמצעים מלאכותיים אשר תפקידם אחד: הגדלת שטח המגע בין המים לאויר, פעולה שתתרום להגדלת דיפוזיית החמצן למים ועליית ריכוז ה-DO.

הדיפוזיה המזורזת נעשית בעזרת אמצעים הפועלים על עיקרון של נפילת מים גרוויטציונית אל תוך גוף המים, תוך יצירת עירבול. דוגמה לכך הם מפלים הניבנים בנקודות כניסת המים אל מתקני טיפול, או מפלים הנבנים לאורך תוואי זרימת הנחל לשם הגדלת ריכוז החמצן במים ושיפור יכולת הטיהור העצמית של הנחל (Peterson et al., 1992).
 גובה מקובל של מפל מלאכותי נע בסביבות 1-3 מ' (Fair et al., 1968) כאשר זמן החשיפה של המים לאויר (הקובע את רמת איזור המים ע"י המפל) נקבע לפי המשוואה:

$$t = (2 \cdot h / g)^{0.5} \quad (18)$$

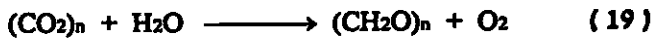
t	h	g	
1	0.45 s		= זמן החשיפה (שניות)
2	0.6 s		= גובה המפל (מ')
		9.81	= תאוצה גרביטציונית (מי'שניה ²)

Hammer (1995) מתאר מערכת אי"מ המורכבת ממספר תאים כשהמעבר בין תא לתא נעשה ע"י מפל שתפקידו להגדיל את ריכוז ה-DO. באמצעות שינוי גובה המפל, ניתן לשלוט על ריכוז החמצן שבמים (Nakasone and Ozaki, 1995).

הגדלת קצב הדיפוזיה ניתנת להשגה גם ע"י אמצעים נוספים כגון: החדרה דיפוזיית של בועות אויר לתוך המים בעזרת צינורות המזרימים אויר לתוכם. ככל שהבועות קטנות יותר, שטח הפנים גדל וקצב המעבר מהיר יותר. אמצעים מכניים כמו פרופלור או גלגל הטבול חלקית במים וסיבובו גורם לעירבול והכנסת אויר למים. אמצעים המפזרים ומתיזים טיפות מים באויר לשם הגדלת שטח המגע בין השניים.

2.5.2.3 פוטוסינתזה

גורם נוסף התורם לעליית ריכוז ה-DO הוא התקיימות אצות על המצע ובמים (Wetzel, 1993). בתהליך זה מקובע CO₂ לחומר אורגני ועי"י פירוק מים מקבלים חמצן, על פי המשוואה הבאה :



קצב הפוטוסינתזה הוא פונקציה של עוצמת האור.

2.5.3 תהליכי הדאוקסידציה

ישנם תהליכים במים הגורמים להורדת ריכוז החמצן. תהליכים אלו הם חימצון חומר אורגני במים ונשימה אירובית של אורגניזמים אקוטיים.

מי נחל נקיים מצויים באופן טבעי במצב של רווית חמצן או קרוב לרוויה. זיהום המים בשפכים המכילים חומר אורגני, גורם להתרבות מיקרואורגניזמים המבצעים תהליכי חימצון בקצב מהיר. החמצן המומס נצרך ע"י המיקרואורגניזמים וריכוזו במים יורד (Hinton and Stensel, 1995). במים בעלי עומסים אורגנים גבוהים, תהליך החימצון גובר עד לצריכת כל החמצן מהמים ויצירת תנאים אנאירובים. תנאים אלו גורמים לריחות רעים (בעיקר עקב היווצרות תרכובות גופרית מחוזרות) ולפגיעה בבתי הגידול הטבעיים שבנחל.

כל נחל מוגבל בכמות החומר האורגני אותו הוא יכול להכיל בלא שתיגרס פגיעה בנחל. כל עוד הנחל מצוי מתחת לגבול זה, מתקיים בו טיהור עצמי ברמה מספקת, המשפר את איכות המים עי"י תהליכים ביולוגים: צריכת מזהמים לבניית ביומסה, פיזיקלים: מיהול, עירבול והסעה של מזהמים, ספיחת יונים ומולקולות לחלקיקים ושיקוע חלקיקים לקרקעית ותהליכים כימיים: ניטרול חומצות ובסיסים, שווי משקל התמוססות וחמצן מומס. (מפלים בנחל ישפרו את יכולת הטיהור העצמי שלו).

2.5.4 עקום גרעון החמצן

תהליכי הראוקסידציה והדאוקסידציה הקורים בנחל בו זמנית, יוצרים תבנית מסויימת של ריכוז ה-DO לאורך מסלול הזרימה. תבנית זו קרויה "עקום גרעון החמצן - DO sag" (ציור 3). היא תוארה מתמטית ע"י Streeter & Phelps (1925) :

$$D = L_0 * k_1 / (k_2 - k_1) * (e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) + D_0 * e^{-k_2 t} \quad (20)$$

$$\begin{aligned}
 k_1 &= \text{קבוע הדאוקסידציה} \\
 L_0 &= \text{ריכוז חומר אורגני בשפכים (mg/l BOD)} \\
 k_2 &= \text{קבוע הראוקסידציה} \\
 D &= \text{גרעון חמצן מומס בזמן t (mg/l)} \\
 D_0 &= \text{גרעון חמצן מומס התחלתי בנקודת כניסת השפכים (mg/l)}
 \end{aligned}$$

הביטוי $(e^{-k_1 t} - e^{-k_2 t}) / (k_2 - k_1) * L_0 * k_1$ מבטא את תהליך הדאוקסידציה ואילו הביטוי $D_0 * e^{-k_2 t}$ מבטא את תהליך הראוקסידציה.
 k_1 הוא פונקציה של הטמפ'. k_2 גם הוא פונקציה של הטמפ' אך מושפע בעיקר מעירבול הנחל וממהירות זרימתו. (Fair et al., 1968 . Viessman and Hammer, 1993).

O'Connor (1958) מתאר מתמטית את מציאת קבוע הראוקסידציה :

$$k_2 = (D_L * U)^{0.5} / H^{1.5} \quad (21)$$

$$\begin{aligned}
 D_L &= \text{מהירות דיפוזיית החמצן במים ב-20}^\circ\text{C} \\
 U &= \text{מהירות זרימת המים (מ.שניה)} \\
 H &= \text{עומק הנחל (מ')}
 \end{aligned}$$

השפעת הטמפ' על k_2 מתוארת כ :

$$k_{2T} = k_{2-20} * 1.047^{T-20} \quad (22)$$

$$\begin{aligned}
 k_{2T} &= \text{קבוע הראוקסידציה בטמפ' } T^\circ\text{C} \\
 k_{2-20} &= \text{קבוע הראוקסידציה בטמפ' } 20^\circ\text{C}
 \end{aligned}$$

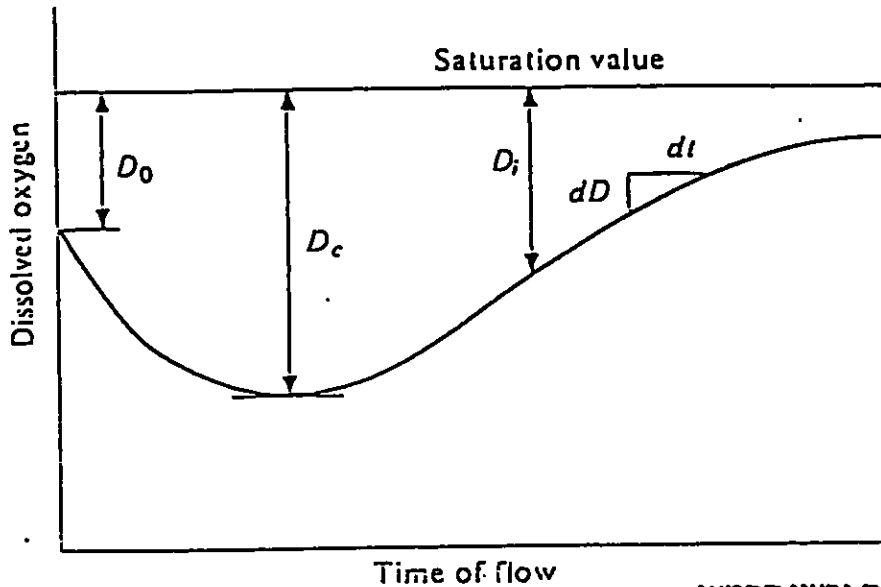
ערכי k_2 נעים בין 0.2-10 ליום, כאשר ערך נמוך מייצג נחלים עמוקים בעלי זרימה איטית ואילו ערך גבוה מייצג נחלים רדודים עם זרימה מהירה.
את k_1 ניתן לחשב על פי מבחן BOD הנלקח מספר ימים ברציפות והוא משקף את הקצב בו ניצרך החמצן ע"י המיקרואורגניזמים (Viessman and Hammer, 1993).

קיימות על העקום 2 נקודות חשובות מבחינה הנדסית :

1. הנקודה הקריטית - D_c , בה הגרעון בחמצן הוא מכסימלי (מינימום ריכוז חמצן במים). נקודה זו מצויה בסופה של ירידה מתמשכת בריכוז ה-DO, ובה קצב השינוי בגרעון הוא אפס ($dd/dt = 0$) וקצב הדאוקסידציה שווה בערכו לקצב הראוקסידציה :

$$(k_1 \cdot L) = (k_2 \cdot D) \quad (23)$$

החל מנקודה זו מתחילה עליה בריכוז ה-DO.
 2. נקודה חשובה שניה על העקום היא הנקודה בה קצב עליית ריכוז ה-DO (dD/dt) הוא
 מכסימלי. נקודה זו קרויה D_i (Fair et al., 1968).



ציור 3 : עקום גרעון החמצן.

2.6. מודל מתמטי לסילוק צח"ב

מודל לסילוק צח"ב במערכות בעלות זרימה תחתית אופקית הוצע ע"י Reed (1988) לאור תצפיות ממספר גדול של אי"מ. על פי תצפיות אלו, נתקבלה דעיכה אקספוננציאלית ברמות ריכוזי המזהם ביחס למרחק לאורך האגן, מנקודת הכניסה ועד ליציאה. תצפית זו מתאימה למודל מסדר ראשון, כאשר קצב ההרחקה פרופורציוני לריכוז המזהם. מתקבל יחס אקספוננציאלי בין ריכוזי הצח"ב היוצאים מהמערכת לבין אלו הנכנסים אליה.

$$C_e/C_o = \exp(-K_T \cdot A \cdot d \cdot n / Q) \quad (24)$$

C_e = ריכוז צח"ב בשפכים היוצאים (mg/l).

C_o = ריכוז צח"ב בשפכים הנכנסים (mg/l).

K_T = קבוע הריאקציה מסדר ראשון התלוי בטמפ' (1/d).

$A =$ שטח פנים של הפילטר (m^2)

$n =$ נקבוביות המצע

$d =$ עומק המצע (m)

$Q =$ ספיקה ממוצעת (m^3/d)

(Brix, 1994 . Lekven et al., 1993)

זמן השהייה (t) מובע בנוסחה ע"י $A \cdot d \cdot n / Q$ ביחידות של ימים כך שמתקבלת המשוואה הסופית :

$$C_e/C_o = \exp(-K_t \cdot t) \quad (25)$$

מחקרים רבים הראו שניתן להשתמש במודל אמפירי זה לצורך חישובי הרחקת צחי"ב ממערכות של זרימה תחתית דרך מצע פרוזיבי. הנתונים מצביעים על כך שניתן להשתמש במודל זה גם עבור הרחקת זרתן כללי. מאידך, ספק אם ניתן לתאר את קינטיקת הרחקת החנקן כריאקציה מסדר ראשון.

ערכי הקצב הממוצעים להרחקת צחי"ב (K_{bio}) גבוהים עד פי 5 במערכות זרימה תחתית מאשר במערכות בעלות זרימה עילית. תופעה זו נגרמת בעיקר עקב העובדה ששטח המגע הזמין לגידול מיקרוביאלי גדל יותר במערכות זרימה תחתית (Brix, 1994).

תחום ערכי ה- K_t נע בין 0.8-1.1 $1/d$ עבור מצעים פרוזיביים (Crites, 1994).

2.7. פרמטרים תכנוניים ותפעוליים במערכות זרימה אופקית

מלבד הגורמים שתוארו עד כה (מצע, חמצן, טמפי וכד'), קיימים גורמים נוספים המשפיעים על סילוק המזהמים מתוך המים העוברים דרך המירבג. בתכנון ותפעול מערכת מירבג ביולוגי יש להכיר את מרכיביה התכנוניים והתפעוליים. בכדי להשיג תוצאות טיפול טובות יש להתחשב במרכיבים הנ"ל תוך התאמתם למטרות אותן אמורה המערכת להשיג.

2.7.1. יחס אורך:רוחב

רוחב האגנים ייקבע על פי קצב הזרימה ההידראולי. האורך ייקבע על פי זמן השהייה הנתון לסילוק המזהמים.

הגדלת רוחב אגן הזרימה יקטין את היחס אורך:רוחב. על פי Lekvan et al. (1993), יחס נמוך מהווה יתרון במערכות טיפול בעלות זרימה אופקית תחתית, משיקולים הידראוליים, היות והגדלת רוחב אגן הזרימה תגדיל את חתך הרוחב דרכו זורמים המים. הדבר יקטין את מהירות הזרימה וישפר יעילות הטיפול במים. באותו מאמר מצוינת העובדה שעיקר הטיפול מתבצע ב- 20 המטרים הראשונים של המערכת ולכן הארכת אגן הזרימה מעבר לאורך זה הינו בבחינת בזבז משאבים. עם זאת, רוחב אגן זרימה גדול מדי הינו בבחינת חיסרון, משום שיגרום לזרימה בלתי אחידה בנפח האגן. זרימה כזו תוביל ליצירת אזורים באגן, בהם הזרימה תהיה נמוכה ולניצול בלתי יעיל של נפח אגן הזרימה.

Sapkota and Bavor (1994) השתמשו בפילטר גרנטורי אופקי (ללא צמחים) במידות : 15 מ' אורך, 4 מ' רוחב ו- 0.5 מ' עומק (עומק המים היה 0.4 מ'), אשר שימש ביעילות להרחקת מוצקים מרחפים (86%-30 הרחקה).

Hammer (1995) מתאר סקר שנערך על 200 אי"מ בארה"ב ולפיו יחס אורך: רוחב ממוצע למערכות זרימה תחתית הוא 6:1. באותו מאמר מתוארת מערכת בעלת יחס 0.23, כלומר רוחב האגן גדול פי 5-4 מאורכו. מערכת זו לא נמצאה כיעילה בהרחקת מזהמים. Tchobanoglous (1993) מדבר על יחס מקובל של 4:1 - 10:1.

אורך תעלת הזרימה משפיע על יעילות סילוק החומר האורגני מהמים. על פי May et al. (1990) הירידה הכללית בריכוז המזהמים לא נעשית ביחס ישר לאורך המירבג אלא מושפעת משינויי ריכוז החמצן המומס אשר עולים עם ההתרחקות מנקודת הכניסה. ריכוזי חמצן גבוהים יגדילו מסה מיקרוביאלית של אוכלוסיות אירוביות היעילות יותר בניצול החומר האורגני מהמים, כך שעיקר ההרחקה מתחילה במרחק של 10-25 מ' מנקודת הכניסה.

2.7.2 שטח פנים וחתך רוחב

שטח הפנים הדרוש למערכת ייקבע ע"פ :

$$A=Q(\ln Co-\ln Ct)/K_{\text{BOD}} \quad (26)$$

$$A = \text{שטח פני המצע (m}^2\text{)}$$

$$Q = \text{ספיקה (m}^3\text{/d)}$$

$$Co = \text{ממוצע ריכוז צח"ב נכנס (mg/l)}$$

$$Ct = \text{ממוצע ריכוז צח"ב יוצא (mg/l)}$$

$$(Lekvan et al., 1993 . Cooper, 1993)$$

$$K_{\text{BOD}} = \text{קבוע קצב הרחקת הצח"ב (m/d)}$$

שטח חתך הרוחב של הפילטר מחושב לפי רוחב התעלה כפול עומק המצע. הוא מתוכנן על פי שלושה גורמים: ספיקה, מהירות זרימה הנקבעת ע"י המוליכות ההידראולית והשיפוע.

ע"י משוואה הגזורה מחוק דארסיי ניתן למצוא את שטח החתך האופטימלי:

$$A = Q / K_f / (dH/dS) \quad (27)$$

$$A = \text{חתך רוחב (m}^2\text{)}$$

$$Q = \text{ספיקת השפכים (m}^3\text{/d)}$$

$$K_f = \text{מוליכות הידרואולית כשהמירבג בשל (m}^2\text{/m}^2\text{d)}$$

$$dH/dS = \text{שיפוע המצע (Lekven et al., 1993 . Cooper, 1993 . Bulter et al., 1990)}$$

שטח הפנים של מערכות אי"מ בעלות זרימה תחתית קטן בד"כ (פחות מ- 5 דונם) והעומסים ההידראוליים גבוהים יותר, מאשר במערכות בעלות זרימה עילית. (Brix, 1994)
 עומס הידראולי מקובל בשימוש הינו בסביבות 0.08-0.09 מ"ק למ"ר ליום עבור מערכות זרימה אנכית תחתית (לעומת 0.03 עבור מערכות זרימה עילית) (Brix, 1994).
 על פי גרין וספראי (1994), העומס ההידראולי המקובל נע בין 0.025 ליותר מ- 0.1 מ"ק למ"ר ליום.

2.7.3 שיפוע

Cooper (1993) ממליץ להשתמש בשיפוע המינימלי ביותר שיאפשר זרימת מים דרך המצע. לדוגמה, במערכת אי"מ שתוארה ע"י Hammer (1995) נעשה שימוש בשיפוע של 1.2%. טווח שיפועים מקובל בזרימה תחתית הוא 0-2% (Knight et al., 1993).

2.7.4 אופן כניסת המים למערכת

חשוב לאפשר את פיזור המים בכניסה למערכת. הדרך הפשוטה לעשות זאת היא ע"י צינור מחורר, כאשר בצרוף לו ניתן להשתמש בחצץ גדול בגודל של 50-200 מ"מ הממוקם בכניסה למערכת בלבד. החצץ הגס גורם לפיזור נוסף של השפכים הנכנסים, לכל רוחב חתך הפילטר (Cooper, 1993).

גרין וספראי (1994) השתמשו למטרה זו בגודל חצץ של כ- 50 מ"מ שהוכנס ל- 2 המטרים הראשונים והאחרונים במערכת, בעוד שבשאר חלקי המערכת נעשה שימוש בגודל חצץ של 8-30 מ"מ. בעבודה על אי"מ, שנערכה ע"י Sapkota and Bavor (1994), נעשה שימוש בגודל חצץ של 30-40 מ"מ, ב- 6 המטרים הראשונים, לעומת גודל של 4-14 מ"מ בשאר המערכת.

אספקת המים לפילטר יכולה להעשות בצורות שונות. ישנה אפשרות של אספקת שפכים רציפה ובקצב קבוע. אספקה בדרך זו מונעת התכסות כבדה של המצע עקב גדילה מסיבית של הביופילם. אספקת שפכים באופן מנתי מאפשרת תקופות מנוחה בין מנה למנה ויכולה להוות יתרון מבחינת הגדלת יעילות האיוורור, כאשר העומס האורגני כבד. כמוכן יש להקפיד ולמנוע את התייבשות המירבג.

2.7.5. זמן שהייה

תחום ערכיו של זמן השהייה במערכות זרימה תחתית נע בין 2-7 ימים (Crites, 1994). זמן שהייה של 4-5 ימים נמצא כדרוש למערכת אי"מ המיועדת לטפל בנפח מי שפכים ביתיים של כ- 400 מ"ק ליום, כפי שמתואר במאמרו של Hammer (1995) בעבודה שנערכה ב-Tennessee (ארה"ב). הכרחי להגדיל את זמן השהייה בחורף עקב האטת תהליכים ביולוגיים (Jenssen et al., 1993).

Tanner (1994) מציין את התלות הישירה בין זמן השהייה לבין הרחפת המזהמים: נמדדה הרחפת מוצקים מרחפים בעילות של 40%, אשר גדלה עד 90% עם הגדלת זמן השהייה של המים במערכת. כנייל גם לגבי הרחפת צחי"ב (70-90%) וחנקן כללי (40-90%). הרחפת זרחן כללי עלתה עם הגדלת זמן השהייה, עד גבול מסוים שמעליו אחוז ההרחפה החל לרדת (30-80%). ההסבר מיוחס לקיבולת המכסימלית של המצע בספיחת הזרחן. על פי גרין וספראי (1994), זמן השהייה הנחוץ עבור הרחפת צחי"ב ומוצקים מרחפים הוא 1-2 יום. זמן שהייה ארוך יותר יאפשר הרחפה חלקית של תרכובות חנקן.

2.7.6. עומס אורגני ומוצקים מרחפים

עומס צחי"ב במערכות אי"מ בעלות זרימה תחתית, על פי Crites (1994), אסור שיעלה על 7.5 ק"ג צחי"ב לדונם ליום.

על-פי גרין וספראי (1994), עומס אורגני המקובל לטיפול באי"מ בעלות זרימה תחתית, נע בין 5.5-14 ק"ג צחי"ב לדונם ליום.

גם ערכי המוצקים המרחפים צריכים להישאר נמוכים וזאת בכדי למנוע את סתימת אזור הכניסה למערכת, אשר תגרום לזרימה עילית לא רצויה.

מבדיקות שנערכו על מערכות אי"מ בעלות זרימה תחתית, בארה"ב ובבריטניה, נמדדו ערכי הצחי"ב באתרי הכניסה אל האגנים. נמצא שכאשר מעלים את ערכי הצחי"ב מעל לגבול מסוים מתרחשת סתימת המצע באזור הכניסה למערכת, הגורמת לפריצת מים החוצה בזרימה עילית. הערכים שנבדקו נעו בין 0.02-8 ק"ג צחי"ב למ"ר (חתך רוחב) ביום, כשהגבול מעליו מתרחשות סתימות נמצא כ- 0.2 ק"ג צחי"ב למ"ר ביום. ניסויים שנערכו באוסטרליה קבעו את רמת

המוצקים המרחפים המכסימלית המומלצת על מנת למנוע את סתימת אזור הכניסה, כ- 0.08 ק"ג צח"ב למ"ר (חתך רוחב) ביום (Crites, 1994).

2.7.7. אופי השפכים

אופי השפכים יקבע את הרכב האוכלוסיה שתפתח. היות והפעילות בפילטר היא ביולוגית ברובה, חשוב שהשפכים לא יכילו מרכיבים אשר יעכבו פעילות זו ולכן רצוי לבצע במידת הצורך טיפול קדם בשפכים טרם הכנסתם לפילטר, על מנת להשיג יעילות טיהור מכסימלית. בעבודה שנערכה על מודל נחל, אשר באה לבחון את יכולת הנחל לטפל בסילוק זיהום אורגני, מציינים Zagorc-Koncan and Dular (1994) את חשיבות אדפטציית המיקרואורגניזמים לאופי השפכים. כאשר היו המיקרואורגניזמים מאוקלמים לסוג השפכים, החל הפירוק הביולוגי מיד עם הכנסת השפכים למערכת וביעילות, אך כאשר שונה הרכב השפכים, היה צורך בתקופת איקלוס של 2.5 ימים שרק לאחריה החל פירוק ביולוגי אינטנסיבי.

2.7.8. סחרור

סחרור הקולחים דרך מירבג בעל אוכלוסיה מיקרואורגניזמית מקובעת, תפקידו לגרום מעבר נוסף של המים דרך המירבג לשם העלאת יעילות הטיפול בסילוק החומר האורגני (Tchobanoglous, 1993). זאת להבדיל מתהליך הבוצה המשופעלת, בה הסחרור תפקידו גם לשמור על ריכוז הביומסה במערכת.

הסחרור מאפיין מירבגים מהירים המטפלים בעומסים אורגניים גבוהים. טיפול עם סחרור של 100% מתואר ע"י Lekven et al. (1993). הוא מציין את ההשפעה החיובית של הסחרור על יעילות הטיפול.

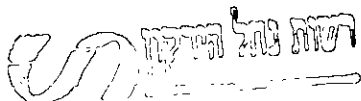
2.7.8.1. השפעת הסחרור על הרחקת הצח"ב - מודלים מתמטיים:

Rankin פיתח את המודל לסילוק צח"ב של Reed : $Ce/Co = \exp(-Kt * t)$ (ראה סעיף 2.6) תוך התבססות על עבודה עם עומס הידראולי מכסימלי של $1.13 \text{ m}^3/(\text{m}^2 * \text{h})$ + סחרור :
 $Ce = Co / (2R+3)$ (28)

$R =$ יחס הסחרור

מודל NRC (National Research Council)

זהו מודל אמפירי המבוסס על נתונים רבים שנאספו במתקני Trickling filter אמריקאים. פקטור F הינו פקטור הסחרור, המבטא את תוספת היעילות שמקבלים הודות לסחרור חלק מהקולחים. הוא כולל בתוכו את יחס הסחרור R ואת פקטור P המשקף את כמותו וזמינותו של החומר



האורגני לאחר כל מעבר דרך הפילטר, ביחס לריכוזו הראשוני. F מושפע מ- R ומ- P על פי המשוואה:

$$F = (1+R) / [1+(1-P)*R]^2 \quad (29)$$

$$R = Q_R / Q \quad (30) \quad \text{את R נמצא ע"י היחס:}$$

= Q ספיקה הנכנסת למיתקן

= Q_R ספיקת הסחרור

תחום ערכי R נע בין 0.5-3 כאשר הערכים המקובלים בתכנון הם 1-2.

הנוסחה הסופית מגדירה את יעילות הפילטר בהרחקת הצח"ב כ:

$$E = 100\% / [1 + 0.0561 * (W / (V * F))^{0.5}] \quad (31)$$

E = יעילות הרחקת צח"ב ב- 20°C באחוזים

W = עומס צח"ב על המירבג

V = נפח המצע

נוסחת NRC מתייחסת גם למיתקן המורכב משני מירבגים בטור:

$$E = 100\% / \{1 + [0.0561 / (1 - E_1)] * [W_2 / (V * F)^{0.5}]\} \quad (32)$$

המקום במערכת ממנה יישאבו המים לסחרור וכן יחס הסחרור, ייקבע על פי מבנה המירבג. ניתן למיין מירבגים (Trickling filter) בהתאם למיבנם, על פי החלוקה הבאה:

1. מירבג סטנדרטי- מורכב משיקוע ראשוני, ואחריו טיפול שניוני המורכב מהמירבג ומשיקוע שניוני. עומסים אורגניים מקובלים בטיפול הינם כ- 0.22 Kg BOD / (m²*d).

2. מירבג מהיר- מורכב מאותן יחידות כמו המירבג הסטנדרטי, אך כאן מהירות הסינון אינה מאפשרת ניצול ביולוגי אופטימלי של המזהמים ולכן חלק מהקולחים היוצאים מהמירבג וכן חלק מהבוצה, מסוחררים לתחילת התהליך אל השיקוע השניוני. גם חלק מקולחי השיקוע השניוני מועברים לתחילת התהליך. מירבג כזה יכול לטפל בעומסים אורגניים הגבוהים פי 5

מאשר המירבג הסטנדרטי. עומסים אורגנים מקובלים בטיפול הינם כ- $1 \text{ Kg BOD} / (\text{m}^3 \cdot \text{d})$.

3. שני מירבגים בטור- בשימוש עבור עומסים אורגנים גבוהים. מאופיין בסחרור חלק מהקולחים. אם קיים אגן שיקוע שניוני רק לאחר המירבג השני, אזי הקולחים נלקחים לסחרור לאחר השיקוע השניוני, או לאחר מירבג א', אל תחילת התהליך (השיקוע הראשוני). כאשר קיים שיקוע גם אחרי המירבג הראשון וגם לאחר השני, הסחרור מתבצע מאגן השיקוע השניוני שלאחר מירבג א', אל תחילת התהליך וכן מסותררים קולחים מאגן השיקוע השניוני שלאחר מירבג ב' ומועברים שוב דרך מירבג זה.
(פלד, 1984. Degre'mont, 1991).

2.8. דוגמאות למערכות מירבגים בזרימה אופקית תחתית לטיפול במי נחלים

נהר Des-Plaines (אילינוי)

מחקר זה נערך בנהר Des-Plaines באילינוי (ארה"ב) כפי שמתואר ע"י Kadlec et al. (1994). הנהר סווג כמוהם למחצה. הבעיה העיקרית היתה עכירות שנבעה מריכוז מוצקים מרחפים גבוה של 59 מג"ל וכן עומס נוטריינטים- חנקן וזרחן. לצורך הטיפול נבנו בסמוך לנהר 8 איימ בשטח 16-29 דונם ובעומק מכסימלי של 0.9 מ'. משאבה שקועה שאבה מים מהנהר אל המתקן. ספיקת המשאבה (34 מ"ק/דקה) מהווה 25% מהספיקה השנתית הממוצעת של הנהר. לאחר המעבר דרך המערכת, נמדד שיפור משמעותי באיכות המים מבחינת ריכוזי המוצקים המרחפים. אחוז ההרחקה היה 88%. עיקר השיקוע התרחש באזור הכניסה למערכת. נמדדה הרחקה טובה של תרכובות הזרחן מהמים וריכוזיו ירדו מ- 100 ל- 25 ppb. את תרכובות החנקן לא הרחיקה המערכת בצורה יעילה. ריכוזי חנקן אורגני של 0.6 מג"ל שנמדדו במים הנכנסים למתקן, כמעט ולא השתנו ביציאה. לעומת זאת נצפתה הרחקה טובה של ניטרט (ריכוזים של 1.22-2.36 מג"ל הופחתו ב- 91%-66%), עקב תהליכים דניטריפיקנטים. תהליך מיקרוביאלי זה נראה יעיל באי"מ עם עומסים הידראולים נמוכים יותר המאפשרים זמן שהייה ארוך יותר.

עפ"י מחקר זה ניתן לומר שאי"מ הינם מועמדים אפשריים לשיפור איכות מי נחלים מזוהמים עקב יכולתם להרחיק מוצקים מרחפים ונוטריינטים, אך מיגבלתם העיקרית היא התהליכים הניטריפיקנטים הדורשים חמצן. הרחקות צח"ב לא נבדקה במחקר זה, אך על פי מחקרים אחרים שנעשו, מסוגלות מערכות דומות להרחיקו בצורה טובה.

נחל אלכסנדר

עבודה נוספת שבדקה שימוש באיי"מ לשיפור איכות מי נחלים, נערכה בישראל ע"י חוקרים מהטכניון (גרין וספראי, 1994). להבדיל מהעבודה הקודמת שתוארה לעיל, בה טיפל המיתקן במי הנחל עצמו ע"י שאיבתם מן הנחל אל המיתקן, בעבודה זו אמורים האיי"מ לטפל בשפכים המוזרמים אל הנחל, ע"י העברתם דרך המיתקן לפני כניסתם לנחל ובדרך זו לשפר את איכות מי הנחל עצמו.

חלק א' של הניסוי נערך בנחל אלכסנדר הסובל מהזרמת שפכים עירוניים ותעשייתיים שאינם מטופלים כראוי, הגורמת לערכי עומס אורגני גבוהים במי הנחל. נבנו 4 אגנים בשטח של 100 מ"ר כל אחד. שניים מהם היו בעלי זרימה תחתית ביחס אורך:רוחב של 3:1. המצע הורכב מחצץ בגודל 8-25 מ"מ, עם פורוזיביות של 50% ובעומק 0.6 מ'.

השניים האחרים היו בעלי זרימה עילית ביחס אורך:רוחב של 10:1 ובעומק 1 מ'. בכניסה לכל ארבעת האגנים (2 מ' ראשוניים) וכן ביציאה, הוכנס מצע חצץ גס בגודל 25-50 מ"מ בכדי לאפשר פיזור טוב של המים.

קולחים עירוניים הוכנסו למיתקן. בכניסה למערכת נמדדו ריכוזי צח"ב של 150-200 מג"ל וריכוז מוצקים מרחפים של 200-50 מג"ל. לאחר זמן שהייה של 15-7.5 יום, נמדדו ביציאה ריכוזי צח"ב של פחות מ- 10 מג"ל (בסביבות 4-3), המהוים אחוז הרחקה של 97%. ריכוזי המוצקים המרחפים שנמדדו ביציאה, היו 3-4 מג"ל, המהוים אחוז הרחקה גבוה מ- 90%. תרכובות החנקן הורחקו ב- 98%-70. תרכובות הזרחן הורחקו ב- 96%-41. לא נמצאו הבדלים בין אי"מ בעלי זרימה תחתית לאלו בעלי זרימה עילית.

חלק ב' של העבודה נעשה על 2 אי"מ בשטח 10 מ"ר כל אחד. שניהם בעלי אופי זרימה תחתית, יחס אורך:רוחב של 10:1, מצע חצץ בגודל 8-30 מ"מ, עומק מצע 0.6 מ' ופורוזיביות 50%. זמן שהייה ההידראולי היה 3.7 ימים. המערכת הוזנה בקולחים עירוניים מתהליך בוצה משופעלת. ריכוזי הצח"ב ירדו מ- 15-65 ל- 2-12 מג"ל, ריכוזי חנקן סופיים נמדדו כ- 5-36 מג"ל וריכוזי הזרחן כמעט ולא השתנו.

מערכות הטיפול פעלו כחודש וחצי ברציפות תוך שמירה על יעילויות הטיפול כפי שצויינו לעיל.

2.9. סיכום הסקירה הספרותית

שימוש במערכות טיפול ביולוגיות בעלות זרימה אופקית הפך בשנים האחרונות ליעד מחקרי מבוקש. עיקר האינפורמציה מקורה במחקרים אשר נערכו על מערכות Constructed wetlands. לעומת זאת, כמעט ואינו קיים תיעוד בספרות על מערכת הטיפול אשר נבחנה בעבודה זו.

תכנון המערכת במחקר זה והפעלתה, נעשה בהתאם ליעודיה ולשם כך יש להגדיר תחילה את המטרות שלשמן היא נבנית ומופעלת. הגדרת המטרות נעשית על פי:
א. הפרמטרים המזהמים אותם מעוניינים להרחיק מהמים.
ב. הרמות הסופיות של מזהמים אלו, אשר אליהן שואפים להגיע.

הרחקת המזהמים מהמים מתבצעת עם מעבר המים דרך המירבג, תוך מגע עם הביופילם אשר צמוד למצע.

הפרמטרים העיקריים המורחקים במערכות הטיפול הביולוגיות, כפי שתוארו בסקירה, הם:
צחיב

מוצקים מרחפים

תרכובות חנקן

תרכובות זרחן.

טבלה 1, המופיעה בעמוד הבא, מתארת את כושרם של איימ בזרימה תחתית, בסילוק מזהמים מהמים. בטבלה מופיעים גם מנגנוני ההרחקה העיקריים עבור כל מזהם.

טבלה 1: גורמי הזיהום במים - ערכים ומעגנוני הרחקה

שם המזהם המטופל	ערכים לאחר הטיפול	מנגנוני הרחקה עיקריים
צח"ב- 5	ערכים מקובלים לטיפול: 10-100 מג"ל. 73% הרחקה בממוצע. ערכים נותרים: 10-20 מג"ל עם ממוצע 10.5 מג"ל. יכול לרדת גם עד 1-3 מג"ל. תקן ריכוז מותר בשפכים: 10-30 מג"ל.	פירוק ביולוגי (בעיקר בקטריאלי) של החומר האורגני במים ושיקוע במצע.
מתקנים מרחפים	69% הרחקה בממוצע. ערכים נותרים: 10-20 מג"ל עם ממוצע 15 מג"ל. תקן ריכוז מותר בשפכים: 10-30 מג"ל.	שיקוע, סינון ולכידה ע"י המצע וצבירתו במצע.
אמוניה	44% הרחקה בממוצע. ערכים נותרים: 4 מג"ל. תקני ריכוז מותר: 1-8 מג"ל בשפכים עירוניים. 50 מג"ל בשפכים תעשייתיים.	ניטרופיקציה ע"י חיידקים ניטרופיקנטים.
חנקן כללי	64% הרחקה בממוצע. ערכים נותרים: 5 מג"ל.	ניטרופיקציה ודניטרופיקציה בקטריאלית.
זרחן כללי	55% הרחקה בממוצע. ערכים נותרים: 2 מג"ל. הערכים הנ"ל תלויים בסוג המצע.	ריאקציית קומפלקסציה, ספיחה עם אלומיניום, ברזל וסידן, שיקוע וסילוק מהמים.

חשיבות רבה ניתנה לפרמטרים התכנוניים והתפעוליים בהם יש להתחשב בעת תכנון ותיפעול מערכת טיפול ביולוגית בעלת זרימה אופקית. הפרמטרים העיקריים הם :
אופי הזרימה (עילית או תחתית).
ממדי המערכת מבחינת יחסי אורך:רוחב וכן עומק המערכת.
שיפועים.
סוג המצע מבחינת גודל, צורה מרחבית, עומק והחומר ממנו עשוי.
ריכוזי החמצן במים המטופלים והאפשרות להעלותם באמצעים מכניים מלאכותיים.
זמן השהייה הנדרש.
סחרור הקולחים וכן יחס הסחרור.
טיפול קדם טרם הזנת המים למערכת, לשם הפחתת ערכי המזהמים במים הנכנסים.
עומסים הידראוליים.
מהירויות זרימה.
עומסים אורגניים.
הרכב השפכים.
טמפרטורת המים.

פרמטרים אלו ייבחנו וייבחרו על פי המטרות אותן מיועדת המערכת להשיג.

טבלה 2, המופיעה בעמוד הבא, מרכזת ערכים מקובלים של מספר פרמטרים תכנוניים עיקריים, במערכות טיפול בעלות זרימה הוריזונטלית תחתית. חייבים לציין עם זאת, שהערכים המופיעים בטבלה יכולים להשתנות כתלות בייעודי המערכת ובגורמים היחודיים לה.

טבלה 2 : פרמטרים תכנוניים במערכות טיפול בעלות זרימה אופקית תחתית

הפרמטר התכנוני	ערכים ומיזות הפרמטר
זמן שהייה	2-7 ימים לשם הרחקת צח"ב יעילה. 5-14 ימים לשם הרחקת תרכובות חנקן.
יחס אורך:רוחב	ממוצע של 1:6 עם טווח של 1:83 - 5:1
שיפוע	0-2% עם העדפה לשיפוע מינימלי. שיפוע מקובל בשימוש הוא 0.1%.
עומק מצע	0.3-0.75 מ'. עומק מקובל בשימוש הוא 0.5 מ'.
גודל יחידת מצע (חצץ)	טווח גדלים של 5-230 מ"מ. גודל מקובל בשימוש הוא 13-76 מ"מ.
שטח	ממוצע של 1-10 דונם.
ספיקה	100-1000 מ"ק ליום.
עומס הידראולי מקובל	0.03-0.1 מ"ק ומ"ר ליום.
עומס אורגני מקובל	0.005-0.014 ק"ג צח"ב ומ"ר ליום.

3. שיטות וחומרים

3.1. תאור המערכת

מערכת הניסוי הוקמה על גג המכון לחקר שמירת הטבע שבאוניברסיטת ת"א. היא הורכבה מ- 4 אלמנטים עיקריים: מיכל מים, תעלת זרימה, מצע חצץ ומשאבה. המערכת נבנתה כמודל נחל + מירבג ושימשה כסימולטור עליו נערכו הניסויים: המיכל המכיל מים מזוהמים ברמה ידועה היווה מודל לימאגרי המים העומדים בנחל. המים נשאבו והוזרמו דרך תעלה המכילה מצע חצץ נקבובי שעליו ביופילם, המהווים את המירבג. בתום הזרימה חזרו המים למיכל.

א. מיכל המים

זהו מיכל פלסטי אשר הכיל את המים המטופלים במערכת. מידות המיכל: נפח- 1 מ"ק, גובה- 1.15 מ' וקוטר- 1.06 מ'. בתוך המיכל הותקן מד-חום אשר מדד את טמפי' המינימום והמכסימום של המים.

ב. תעלת הזרימה

התעלה נבנתה מצינורות PVC בקוטר 250 מ"מ (10 צול) המיוצרים ע"י מפעל "פלסטי". היא הורכבה מ- 5 חוליות באורך 3 מ' כל אחת ומ- 2 זוויות בנות 90° . החוליות חוברו זו לזו ויצרו צינור בצורת האות 'ח'. בכל חיבור הוכנסה גומיית אטימה שמנעה דליפת מים. גג הצינור נוסר על מנת להופכו לתעלה פתוחה באורך כולל של 15.5 מ'. שיפוע התעלה היה 0%. התעלה כולה כוסתה ביריעות ניילון שקוף בכדי למנוע כניסת מי גשמים וחומרים לא רצויים (זוגמת הפרשות ציפורים) ולמנוע אידוי מים- העלולים להוות גורמי טעות במדידות. הכיסוי היה שקוף על מנת לאפשר חדירת אור שמש החיוני להתפתחות האצות שמהוות חלק מהביופילם. בתום הבנייה הוכנס המצע אל תעלת הזרימה.

ג. המצע

מצע המירבג הורכב מחצץ גס שתפקידו לשמש כמדיום עליו תתפתח אוכלוסיית המירבג. נעשה שימוש בחצץ בעל גודל אבן של 40-60 מ"מ, בעל נקבוביות של 40% ונפח של כ- 460 ליטר (ברוטו).

נפח זה התחלק ל- 275 ליטר מצע + 185 ליטר מים. עומק החצץ בתעלה היה כ- 0.15 מ' והוא נשטף היטב טרם הוכנס אליה.

בנקודות שונות לאורך התעלה (התחלה, אמצע וסוף) הוכנסו אנכית גלילי פלסטיק מחוררים אשר היוו נקודות נוחות ללקיחת מים לדיגום.

ד. המשאבה

תפקיד המשאבה להזרים מים מן המיכל אל תחילת תעלת הזרימה. זו משאבה חשמלית צנטריפוגלית חד-פאזית בעלת ספיקה של כ- 1 מ"ק/שעה.

ציור 4 וציור 5, בעמוד הבא, מתארים את מבנה מערכת הניסוי. בציורים ניתן לראות את תעלת הזרימה, מיכל המים, החצץ והמשאבה אשר הרכיבו את מערכת הניסוי.



צור 4 : מבנה מערכת הניסוי (צילום א').



צור 5 : מבנה מערכת הניסוי (צילום ב').

3.2. דרך פעולת המערכת

המים המזוהמים נשאבו מתחתית המיכל אל תחילת תעלת הזרימה. משם החלו המים בזרימה הוריוזנטלית גרוויטציונית, דרך המצע הנקבובי, תוך שהם באים במגע עם הביופילם הצמוד אליו.

אופי הזרימה היה זרימה רוויה תחתית, כלומר גובה פני המים היה נמוך או שווה לגובה פני המצע.

מהירות הזרימה היתה איטית- 0.02-0.03 מ'שניה והיא הושגה באמצעות השיפוע האפסי של התעלה. מהירות נמוכה זו, בצירוף אופי הזרימה הרווי, איפשרו זמן ושטח מגע מכסימלי בין המים למירבג, עובדה שתרמה להגברת יעילות הטיפול.

בסוף תעלת הזרימה הותקן מיגלש שדרכו גלשו המים חזרה לחלקו העליון של המיכל. העובדה שהמים חזרו למיכל דרך חלקו העליון ויצאו ממנו ע"י שאיבה מתחתית המיכל, איפשרה עירבול טוב של המים במיכל ויצירת תנאים הומוגניים בכל נפח המים המטופל.

כניסת המים לתעלת הזרימה וכן חזרתם למיכל, נעשו בצורה אשר גרמה לעירבול המים (מפלים) והעלתה את ריכוז החמצן המומס בהם.

3.3. הכנת הזיהום המלאכותי

זיהום המים נעשה באופן מלאכותי, ע"י הוספת תמיסת חומר אורגני מרוכז למים (פרט לניסוי בו נעשה שימוש במים שהובאו מנחל הירקון).

דוגמאות לזיהומים אורגניים מלאכותיים ניתן לראות בעבודתם של Hu et al. (1993) וכן בעבודתה של גרין (1975). התמיסה בעבודה זו הוכנה מכופתיות מזון למכרסמים.

היה צורך ליצור זיהום ברמה התחלתית דומה, בכל הניסויים, על מנת ליצור בכולם תנאים אחידים ככל הניתן ולכן היה צורך להכין את תמיסת הזיהום על פי שיטה קבועה ואחידה אשר פותחה בעבודה זו. התהליך נבחר בשיטת ניסוי וטעייה עד שהתקבלה רמת ריכוז הצח"ב הרצויה.

תהליך הכנת הזיהום, בכמות הדרושה על מנת לזהם נפח מים של 1100 ליטר (תכולת המים המכסימלית במערכת), מתואר להלן:

לשם קבלת תמיסה מרוכזת של חומר אורגני בצורה מומסת ולא חלקיקית, נכתשו 600 גרם כופתיות, שהם 540 גרם משקל יבש, והוכנסו ל- 3 ליטר מים חמים. התמיסה עורבבה היטב והושארה לעמוד 24 שעות על מנת לאפשר התמוססות מכסימלית של החומר האורגני. לאחר 24

שעות סוננה התמיסה פעמיים דרך רשת סינון עדינה בעלת גודל חורים של 0.2 מ"מ. התסנין נאסף ואילו החומר שנותר על הרשת עבר פעם נוספת את תהליך ההמסה והסינון שתואר. שני התסנינים אוחדו והתקבלה תמיסה עכורה בצבע חום-צהוב. תמיסה זו הוכנסה לתרוטי שיקוע למשך 24 שעות אשר במהלכן שקע החומר המרחף שלא הומס. בחלקו העליון של התרוט התקבלה תמיסה צלולה יחסית שהכילה חומר אורגני מומס בריכוז גבוה. התמיסה הופרדה מן המישקע והוספה אל מי המערכת על מנת לזהמם.

3.3.1. הרכב הזיהום

הרכב הכופתיות שמהן הוכן הזיהום מתואר להלן:

חלבון כללי- לפחות 26%

רטיבות- עד 13%

תאית- 4.2-4.8%

סידן- 0.8-1.2%

זרחן- 0.7-0.9%

שומן- לפחות 4%

אפר- 7%

מלח- 0.5-0.9%

ויטמינים ומינרלים

3.3.2. אחוז החומר האורגני בכופתיות

לשם מציאת אחוז החומר האורגני בכופתיות, נשקלה דוגמת כופתיות כתושות. הדוגמה הוכנסה לתנור ייבוש בטמפ' של 100°C למשך 24 שעות ונשקלה שנית. תוצאת החסרת המשקל היבש מהמשקל הרטוב, וחילוק במשקל הרטוב, היא אחוז החומר היבש בכופתיות. אחוז זה נמצא כ- 90% משקלית.

הפרקציה היבשה הוכנסה לאתר שקילתה, לתנור שריפה בטמפ' 550°C למשך 3 שעות כמתואר ב- (Franson, 1985) Standard Methods. החסרת משקל האפר (m_i) ממשקל החומר היבש לפני השריפה (m_o) נתנה את משקל החומר האורגני (אשר נשרף) שהיה בדגימה. אחוז החומר האורגני בחומר היבש (c_i) נמצא כ- 92%.

$$c_i = 100\% * (m_o - m_i) / m_o \quad (33)$$

3.3.3. יעילות המסת החומר האורגני

בכדי לקבוע את פרקצית החומר האורגני (מכלל החומר האורגני) אשר התמוסס בתהליך הכנת הזיהום, נאסף החומר שלא עבר דרך רשת הסינון וכן החומר ששקע בקונוסי השיקוע. חומר זה יובש בתנור למשך 48 שעות ב-100°C ולאחר מכן נשקל ונשרף ב-550°C למשך 3 שעות כמתואר ב- (Franson, 1985) Standard Methods. החסרת משקל האפר (m_3) ממשקל החומר היבש לפני השריפה (m_2) נתנה את משקל החומר האורגני (אשר נשרף) שהיה בדגימה. אחוז החומר האורגני בחומר היבש לאחר ההמסה (c_2) נמצא על פי:

$$c_2 = 100\% * (m_2 - m_3) / m_2 \quad (34)$$

אחוז החומר האורגני שבכופתיות אשר התמוסס בתהליך ההמסה נקבע על פי: $c_1 - c_2$.

נמצא שכ-30% מכלל החומר האורגני שבכופתיות התמוסס בתהליך הכנת הזיהום.

3.4. הבדיקות

מדידת BOD-5 ותמצן מומס

BOD-5 היה פרמטר הזיהום העיקרי שנבדק במחקר זה. זהו פרמטר המעיד על כמות החומר האורגני הקרבונטי במים ומשמש כאינדיקציה חשובה לקביעת רמת זיהום. ריכוז ה-BOD-5 במים נמדד כל 24 שעות במשך ימי הניסוי ואחוז השינוי בריכוז העיד על יעילות המערכת בסילוק הזיהום האורגני.

הבדיקה נעשתה על פי ה- (Franson, 1985) Standard Methods כאשר כל דגימה נלקחה מ-2 מקומות שונים במערכת (מאזור תחילת הזרימה ומסופה) ונמדדה בשלוש חזרות כל אחת. טווח המייהולים נע בין יחס של 1:1 ליחס של 1:25, כשהמייהול הדרוש נבחר על פי הערכה גסה של כמות החומר האורגני שבמים. הבורר ששימש למייהול מיוצר ע"י HACH Company ומכיל פוטסיום פוספט, מגנזיום סולפט, קלציום כלוריד ומים. ריכוז ה-BOD-5 עבור יום מסוים נקבע על פי ממוצע של שש חזרות (3 חזרות כפול 2 דגימות משני מקומות שונים במערכת) של המייהול הנמוך ביותר שניתן היה למדידה. בדיקות ריכוזי החמצן נעשו בעזרת מד-תמצן העובד בעזרת אלקטרודה הרגישה לריכוז החמצן שבמים.

מד החמצן בו השתמשנו היה מדגם YSI scientific - model 57.

מדידת העכירות

עכירות המים נובעת מהחזר אור ע"י חלקיקים הנמצאים במים והיא מייצגת את כמותם. העכירות נמדדת בשיטה נפלומטרית (החזרת אור), ביחידות עכירות נפלומטריות (NTU). המדידה נערכה באמצעות מד-עכירות מסוג HACH - model 2100A.

מדידת חנקן כללי

נערכה כמתואר ב- (Franson, 1985) Standard Methods. עקב מיגבלות טכניות לא בוצעה בדיקה של מרכיבי ה- $\text{NH}_4^{(+)}$, $\text{NO}_2^{(-)}$, $\text{NO}_3^{(-)}$: N-total, organic-N -1. כמו כן בוצעה בדיקה זו רק במידגם מתוך הניסויים.

מדידת זרחן כללי

נערכה כמתואר ב- (Franson, 1985) Standard Methods. עקב מיגבלות טכניות לא בוצעה בדיקה של מרכיבי ה- P-total : אורתופוספט, פוליפוספט, organic-P -1. כמו כן בוצעה בדיקה זו רק במידגם מתוך הניסויים.

מדידת הטמפ'

נערכה מדידה יומית של של טמפ' המינימום והמקסימום של המים באותו יום. המדידה נעשתה ע"י מד-חום מינימום-מקסימום שמוקם באמצע המיכל.

חישוב הספיקה

ספיקת המשאבה נקבעה ע"י מדידת הזמן הדרוש למילוי מים בכלי בעל נפח ידוע.

חישוב מהירות הזרימה במירב

חישוב המהירות (U) תלוי בספיקת המשאבה (Q), באורך המירב (l) ובנפח המים שבמירב (Vm). החישוב נעשה על פי : $U = Q \cdot l / V_m$ (35).

חישוב זמן השהייה

חישוב הזמן בו נמצאים המים בתוך התעלה מכילת המירב (זמן הטיפול), נעשה על פי המשוואה:

$$t = l \cdot V_m / V_T \quad (36)$$

$t =$ זמן השהייה (ימים)

$t_r =$ משך הניסוי (ימים)

$V_m =$ נפח המים במירבג ברגע נתון (התלוי בנפח המירבג ובנקבוביותו) (מ"ק)

$V_t =$ נפח המים המטופל בניסוי (מ"ק)

חישוב נקבוביות המצע

חישוב הנקבוביות נעשה ע"י הכנסת חצץ אל תוך כלי בעל נפח ידוע, באופן שימלא את כל הכלי, ומדידת נפח המים המכסימלי אותו יכול הכלי להכיל.

החישוב נערך על פי המשוואה:

$$n = V_w / V_t \quad (37)$$

$n =$ נקבוביות

$V_w =$ נפח המים בכלי המלא חצץ (ליטר)

$V_t =$ נפח הכלי (ליטר)

3.5. ביטול השפעת הטמפרטורה

היות והניסויים נבדלו ביניהם מבחינת הטמפ', נעשה לתוצאותיהם תיקון המבטל את השפעתה ומנרמל אותם ל- $20^{\circ}C$. נירמול הטמפ' מאפשר להשוות בין הניסויים השונים, ללא השפעת הטמפ' המשפיעה על הפעילות הביולוגית ומשנה את התוצאות. כך מתבטלת השונות בין המדידות, הנגרמת כתוצאה מטמפ' שונות. תיקון הטמפ' מאפשר לנו להגיע חישובית למצב בו "כאילו" נערכו הניסויים כולם בטמפ' של $20^{\circ}C$.

התיקון נעשה על פי פיתוח המודל המשווה בין יחסי טמפ' הניסוי וטמפ' $20^{\circ}C$, מצד אחד, לבין יחסי ה- K של אותן טמפ', מצד שני:

$$K_1 / K_2 = \theta^{(T_1 - 20)} / \theta^{(T_2 - 20)} \quad (38)$$

המודל מבוסס על אינטגרציה בין שתי משוואות היוצרות קשר בין יעילות חימצון החומר האורגני, לבין הטמפ': משוואת Streeter & Phelps ומשוואת Van't Hoff - Arrhenius.

$$L_o / L_t = e^{-k \cdot t} \quad (39) \quad \text{משוואת Streeter \& Phelps}$$

$$d(\ln k) / dT_k = \epsilon / \psi T_k^2 \quad (40) \quad \text{משוואת Van't Hoff - Arrhenius}$$

$L_o =$ ריכוז צח"ב התחלתי (mg/l)

$L_t =$ ריכוז צח"ב בזמן t (mg/l)

$k =$ קבוע קצב הריאקציה (1/time)

$t =$ זמן

$T_k =$ טמפ' אבסולוטית (K °)

$\epsilon =$ אנרגיית האקטיבציה של הריאקציה

$\psi =$ קבוע הגזים

פיתוח משוואה (38) מביא אותנו למשוואה הסופית שלפיה נורמלה הטמפ' ל- 20° c :

$$f_1 = f_2^{\theta(T_1 - T_2)} \quad (41)$$

$f_1 =$ פרקציית הצח"ב הנותרת המחושבת עבור 20°c (%)

$f_2 =$ פרקציית הצח"ב הנותרת הנמדדת ב- T2°c (%)

20°c = T1

T2 = טמפ' הניסוי

(Adin et al., 1984)

$\theta = 1.035$

3.6. ביטול השפעת זמן שהייה (מציאת ערכי ה-K)

הניסויים נבדלו ביניהם מבחינת נפחי המים המטופלים, נפח המירבג והספיקות. משמעות הדבר היא זמני שהייה (זמני טיפול) שונים בין ניסוי לניסוי.

זמן שהייה שונה ישפיע על יעילות הטיפול ויהווה גורם טעות במדידת השפעת הגורם הנבדק. לשם ביטול השונות בין הניסויים, הנגרמות כתוצאה מזמני שהייה שונים במירבג, חושבו ערכי ה-K הכוללים בתוכם את זמן שהייה ובכך למעשה נירמלנו את התוצאות "כאילו" נמדדו כולן לאחר זמן שהייה שווה.

חישוב ערכי ה-K נעשה על פי המשוואה :

$$K = -\ln(f) / t \quad (42)$$

$f =$ פרקציית הצח"ב הנותרת (%).

$t =$ זמן שהייה (ימים).

3.7. מהלך הניסוי

כל הניסויים בעבודה זו באו לבדוק את השתנותם של פרמטרים המעידים על זיהום המים, כפונקציה של הזמן (זמן המגע בין המים למירבג) ושל המשתנה הנוסף שאת השפעתו על יעילות הטיפול רצינו לבדוק.

הפרמטרים הנמדדים הם: BOD-5 (מג"ל), חנקן כללי (מג"ל), זרחן כללי (מג"ל) ועכירות (NTU). המשתנים הנבדקים הם: גיל המירבג, נפח המירבג (אורך המערכת) וריכוז ה-DO. כמו כן נבדקה תרומת גורמים אחרים, מלבד המירבג (פירוק ביולוגי במיכל והתנדפות תרכובות אורגניות נדיפות), בסילוק החומר האורגני וכן יכולת המירבג לטפל במי נחל הירקון מאזור שבע טחנות (אשר נדגמו בתאריך 31.7.96).

בכל הניסויים, מלבד זה שבוצע עם מי נחל הירקון, נבדקו מי ברז אשר זוהמו באופן מלאכותי (ראה סעיף 3.3 'הכנת הזיהום המלאכותי').

הזיהום הוכנס למיכל וניתנה לו שהות של שעותיים בכדי להתפזר הומוגנית בכל המערכת. לאחר שעותיים נלקחו שתי דגימות מים משני מקומות שונים במערכת ונבדקו רמות גורמי הזיהום במים אלו. נקודות הדיגום היו באזור הכניסה למערכת ובאזור היציאה (נלקחו שתי דגימות ולא אחת, בכדי להבטיח שלא חלה טעות כלשהי בתהליך הדיגום עצמו). תוצאת המדידה הסופית חושבה על פי ממוצע של שתי דגימות המים, אשר נבדקו כל אחת בשלוש חזרות.

במשך כל ימי הניסוי נדגמו ונבדקו מים בהפרישי זמן של 24 שעות. הניסויים ארכו 3-5 ימים כשהשתנות הפרמטרים נמדדה כפונקציה של הזמן.

4. תוצאות

4.1. תאור הצגת התוצאות

העבודה הורכבה מחמישה חלקים :
ניסוי לקביעת אחוז הרחקת הצח"ב שלא ע"י המירבג (ביקורת).
ניסוי לקביעת זמן הבשלת המירבג.
ניסוי לקביעת נפח מצע אופטימלי.
ניסוי לבדיקת השפעת ריכוז החמצן על יעילות הטיפול.
ניסוי לבחינת יכולת המערכת לטפל במי נחל הירקון (משבע טחנות).

כל חלק בעבודה הורכב מסידרת טיפולים (ניסויים) אשר באו לבחון הרחקת פרמטרים מסויימים של זיהום מהמים, כפונקציה של הזמן. הגורם המבדיל בין הטיפולים בתוך הסידרה, היה הגורם שאת השפעתו על יעילות ההרחקה רצינו לבדוק: זמן הבשלה, נפח המירבג (אורך תעלת הזרימה) וריכוז חמצן.

תוצאות השינוי בריכוזי ה- BOD-5 בכל ניסוי בסידרה, מוצגים בגרפים כפונקציה של הימים שעברו מתחילת הניסוי. הערכים המוצגים בגרפים הם ממוצעי ריכוזים שנלקחו מנקודות שונות במערכת. אלו הנתונים הגולמיים המופיעים כפי שנמדדו (BOD measured). לידם מופיעים ריכוזי הצח"ב המחושבים (BOD after adjustment), לאחר שנערך להם עיבוד הכולל ביטול השונות הנגרמת כתוצאה מטמפי שונות (נירמול ל- 20° c), כמתואר בסעיף 3.5 והפחתת אחוז הרחקת הצח"ב אשר אינו נתרם כתוצאה מפעולת המירבג, אלא ע"י גורמים אחרים שיתוארו בסעיף 5.1.

אחוזי ההרחקה חושבו ביחס לריכוז הצח"ב שנמדד ביום הראשון, אשר היווה לגבינו 100%.
חישוב אחוז ההרחקה עבור היממה הראשונה לניסוי, נעשה על פי :

$$X_1 = 100\% * (\alpha - \beta) / \alpha \quad (43)$$

X_1 = אחוז הרחקת הצח"ב (המחושב), ביממת הניסוי הראשונה (%).

α = ריכוז הצח"ב ההתחלתי, לאחר שהופחתה ממנו הפרקציה אשר הורחקה שלא

באמצעות המירבג (מג"ל) (ראה סעיף 5.1).

β = ריכוז הצח"ב שנמדד ביום השני, לאחר שנעשה לו תיקון הטמפי (מג"ל) (ראה סעיף 3.5).

חישוב אחוז ההרחקה עבור היום השני לניסוי, נעשה על פי :

$$X_2 = 100\% * (\beta' - \chi) / \alpha \quad (44)$$

X_2 = אחוז הרחקת הצחיב (המחושב), ביממת הניסוי השניה (%).

β' = ריכוז הצחיב ביום השני, לפני תיקון הטמפי אך לאחר שהופחתה ממנו הפרקציה אשר

הורחקה שלא באמצעות המירבג (מג"ט).

χ = ריכוז הצחיב שנמדד ביום השלישי, לאחר שנעשה לו תיקון טמפי (מג"ט).

תוצאות השינוי בריכוזי חנקן כללי וזרחן כללי מוצגות אף הן בגרפים המתארים את השתנות הריכוזים (במג"ט) כפונקציה של זמן הטיפול (ימים).

השתנות ערכי העכירות מוצגות כפונקציה של הזמן, ביחידות NTU .

כל סידרת ניסויים מסוכמת ע"י השוואת אחוזי הסילוק (יעילות ההרחקה) של המזהמים כפונקציה של הגורם אותו בחנו בחלק זה.

גרף נוסף משווה בין ערכי ה-K של הטיפולים השונים ובכך מבוטלת גם השפעת זמן השהייה על יעילות הטיפול.

גרפים אלו יוצגו בפרק "ניתוח התוצאות ודיון".

רשות נחל הדיקון

4.2. קביעת אחוז הרחקת הצח"ב שלא ע"י המירבג

חלק זה היווה ניסוי ביקורת שבא לקבוע האם מתרחשת הפחתה בריכוז הצח"ב שלא באמצעות המירבג ולקבוע כמותית אחוז סילוק זה. במילים אחרות, מטרת חלק זה לאפשר לבדוד את אחוז סילוק הצח"ב הנתרם מעצם המעבר דרך המירבג בלבד, ע"י הפחתת אחוז ההרחקה שנמדד בניסוי הביקורת, מאחוז ההרחקה הנמדד בניסויים המשלבים מעבר מים דרך המירבג. תוצאת החישוב תיתן אומדן על יעילות פעולת המירבג "נטו" ללא השפעת גורמים אחרים (אשר יתוארו בסעיף 5.1).

הניסויים בחלק זה נערכו כניסויים רגילים, מלבד העובדה שהמים הנשאבים מהמיכל לא עברו דרך המירבג, אלא חזרו ישירות למיכל. שאיבת המים בחלק זה נעשתה בכדי להשוות ככל האפשר את תנאי ניסויים אלו לניסויים האחרים וכן בכדי לגרום לערבוב המים במיכל.

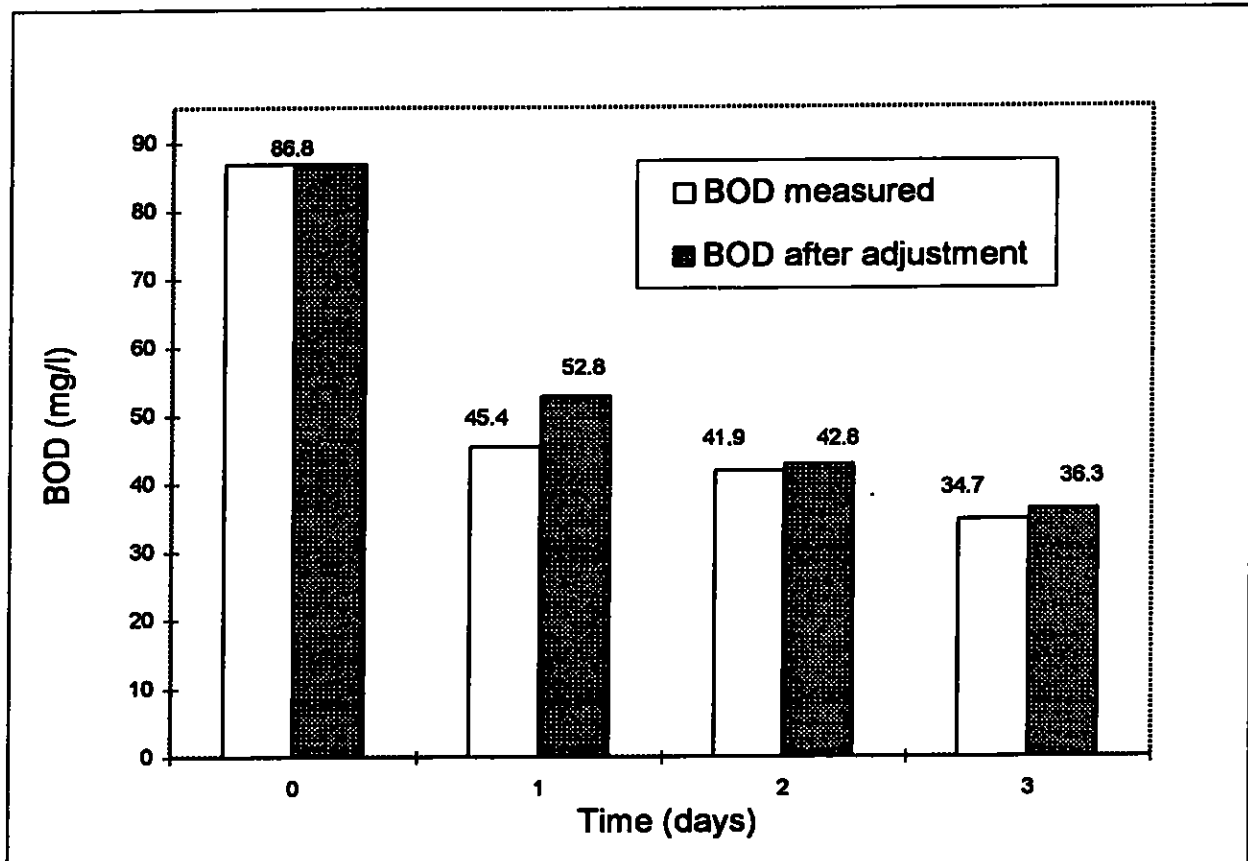
חלק זה הורכב משני שלבים.

ניסוי 1 נערך בתנאי ריכוזי חמצן נמוכים מאד, תנאים שהושגו ע"י ביטולו של המפל שהחזיר את המים למיכל והחדיר חמצן למים.
נפח המים שנבדק היה 980-1015 ליטר.
טווח טמפ' הניסוי נע בין $24-29^{\circ}\text{C}$.

התוצאות העידו על התפתחות תנאים אנאירובים (לפחות בחלק מנפח המים) וזאת על פי ריכוז החמצן הנמוך שנמדד בשעות האור, בכל עמודת המים במיכל - 0.2-0.8 מג"ל ועל פי הריח הרע שעלה מן המיכל, שמקורו בתרכובות גופרית המחוזרות בפעילות האנאירובית.

תוצאות הניסוי זה מוצגות בצירור 6.

- ב- 24 השעות הראשונות נמדדה ירידה של 39% בריכוז הצח"ב, מריכוז של 86.8 מג"ל ל- 45.4 מג"ל (אשר תוקן בהתאם לטמפ' ל- 52.8 מג"ל).
- לאחר יממה נוספת נמדדה ירידה של 3% מהריכוז ההתחלתי (6% מהריכוז ביום הקודם) לריכוז של 41.9 מג"ל (המתוקן ל- 42.8 מג"ל).
- ביום השלישי נמדדה ירידה נוספת של 6% מהריכוז ההתחלתי (13% ביחס ליום הקודם) לריכוז של 34.7 מג"ל (המתוקן ל- 36.3 מג"ל).

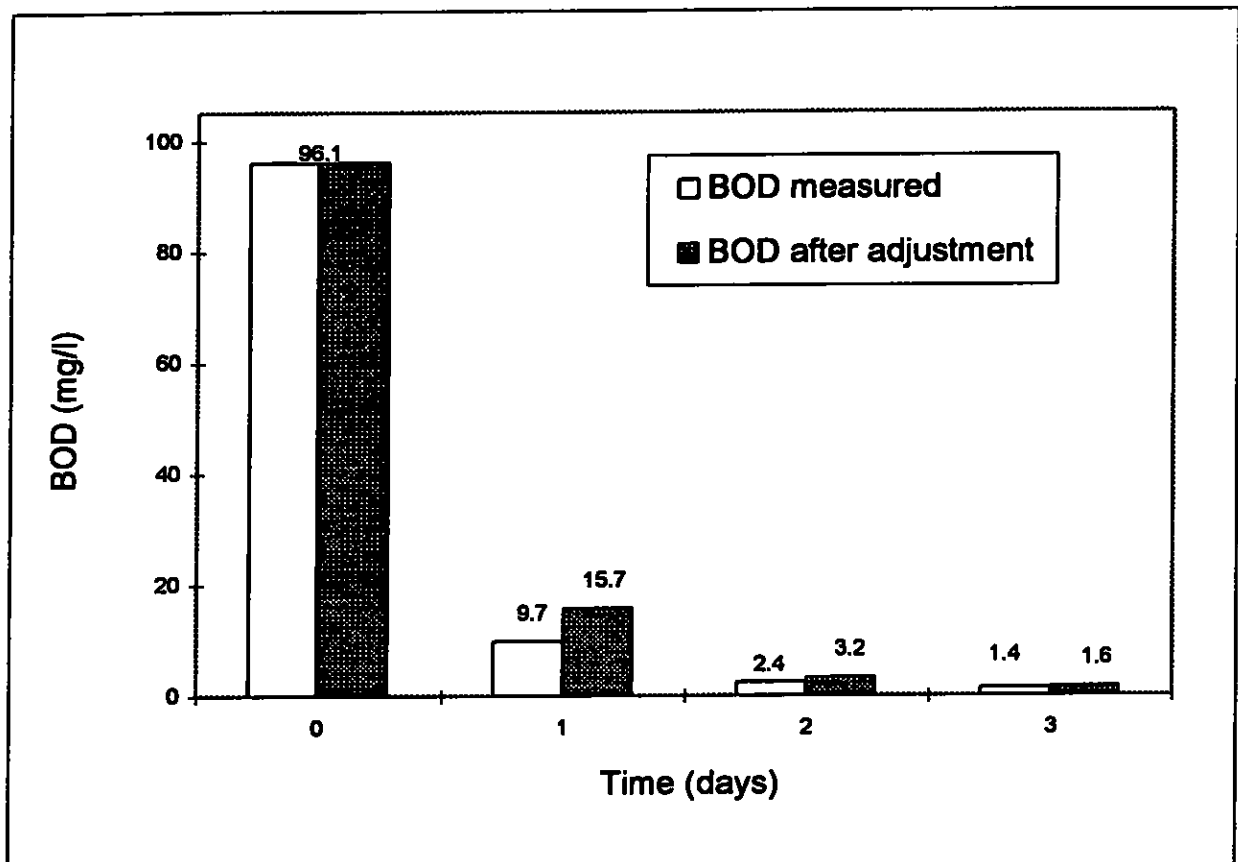


ציור 6 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן - ניסוי בתנאי חמצן נמוכים מאד, ללא מעבר המיס דרך המירבג (ביקורת)

ניסוי 2 נערך בתנאי ריכוזי חמצן גבוהים (רוויה). תנאים אלו הושגו ע"י החזרת המים למיכל באמצעות מפל אשר גרם לאיזור המים והעשרתם בחמצן.
נפח המים שנבדק היה 940-1015 ליטר.
טווח טמפ' הניסוי נע בין $21.5-29.5^{\circ}\text{C}$.

תוצאות ניסוי זה מוצגות בצירוף 7.

- ב- 24 השעות הראשונות נמדדה ירידה של 83% בריכוז הצח"ב מריכוז של 96.1 מג"ל, לריכוז של 9.7 מג"ל (המתוקן ל- 15.7 מג"ל).
- לאחר יממה נוספת נמדדה ירידה של 7% מהריכוז ההתחלתי (67% מהריכוז ביום הקודם) לריכוז של 2.4 מג"ל (המתוקן ל- 3.2 מג"ל).
- ביום השלישי נמדדה ירידה קלה נוספת של 1% ביחס לריכוז ההתחלתי (33% ביחס ליום הקודם) לכ- 1.5 מג"ל.



ציור 7 : השתנות ריכוז הצחיב כפונקציה של הזמן - ניסוי בתנאי חמצן גבוהים (רוויה).
 ללא מעבר המים דרך המירבג (ביקורת)

4.3. קביעת זמן הבשלת המירבג

חלק זה הורכב מסידרה של ניסויים עוקבים שתפקידם לקבוע תוך כמה זמן מתחילת התפתחות המירבג (תחילת הזרמת המים במערכת) יגיע המירבג לשיא התפתחותו. שיא ההתפתחות נקבע כאשר יעילות הרחקת הצחי"ב הגיעה למכסימום ולא נמדד שיפור נוסף ביעילות המירבג כפונקציה של גילו.

מלבד האינפורמציה על תכונות הפילטר, שנלמדה מחלק זה, היה צורך למצוא את נקודת הזמן בה הגיע המירבג לשיא התפתחותו, על מנת שנוכל לבצע את חלקי הניסוי האחרים ללא חשש שתוצאותיהם יושפעו עקב התפתחות נוספת של המירבג, שעלולה היתה להוות גורם טעות במסקנות.

בסיס ההשוואה בין הניסויים שבחלק זה, היה הירידה בריכוז הצחי"ב המתרחשת ביממה הראשונה לניסוי, משום שעיקר הירידה נמדדה בפרק זמן זה. בחלק מהניסויים כל הירידה התרחשה ביממה זו בלבד, עם ההגעה לריכוזים סופיים מינימליים. התוצאות נורמלו לטמפי של 20°C .

בגרפים המתארים את הניסויים, מופיע ערך הצחי"ב כפי שנמדד וכן ערכו לאחר חישוב תקון הטמפי והפחתת האחוז שאינו מורחק כתוצאה מעבודת המירבג.

ניסוי 3 - גיל מירבג 27 יום

ניסוי זה נערך 27 יום מתחילת התפתחות המירבג.

נפח המים המטופל : 390 ליטר.

טווח הטמפי : $16-22^{\circ}\text{C}$.

טמפי ממוצעת : 19.2°C .

ספיקה : 0.97 מ"ק/שעה.

מהירות זרימה : 0.025 מ"ש/שניה.

אורך תעלת הזרימה : 15.5 מ'.

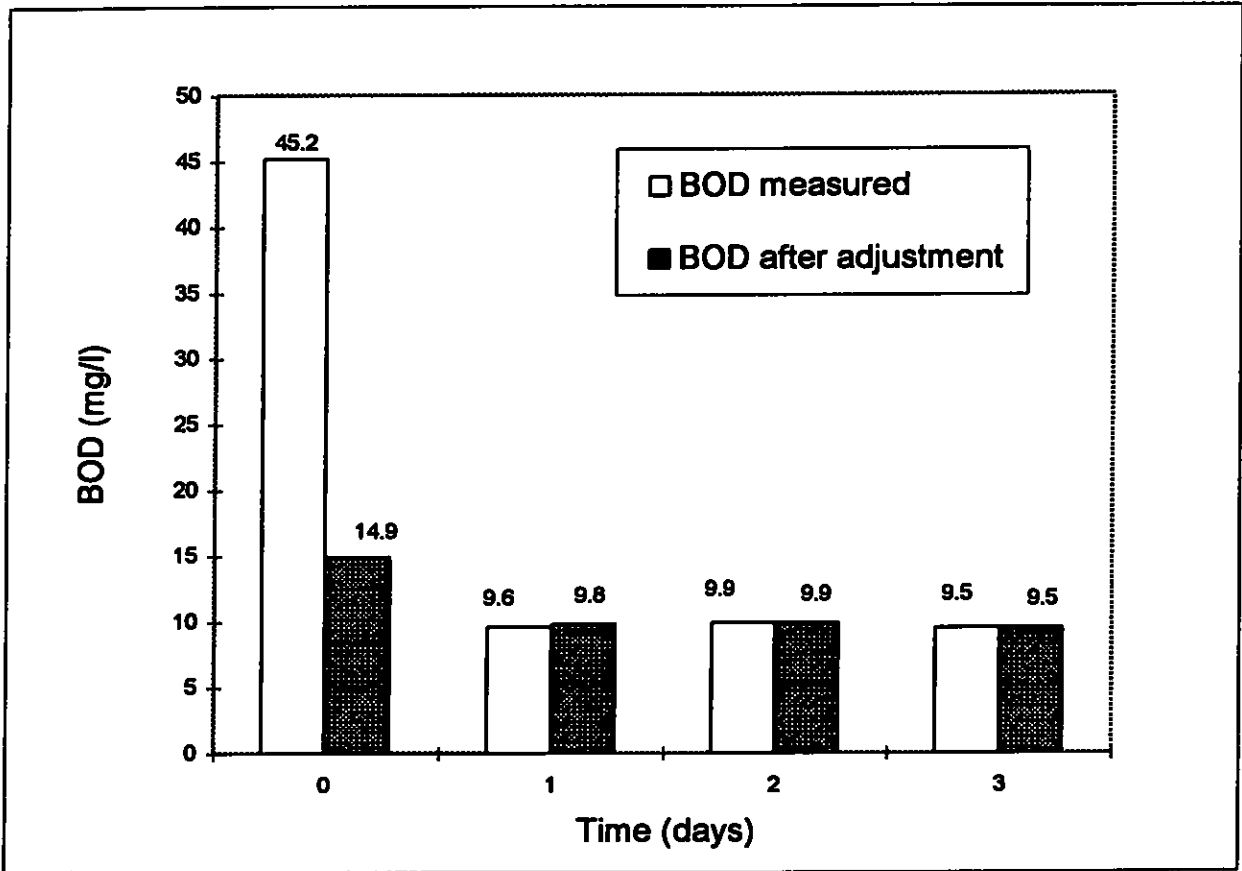
נפח מירבג : 460 ליטר.

זמן שהייה : כ- 11 שעות מתוך כל יממה.

התוצאות מוצגות בצירור 8.

• ריכוז הצחי"ב ההתחלתי הגולמי היה 45.2 מג"ל והוא תוקן ל- 14.9 מג"ל.

• הריכוז ירד ביממה הראשונה ב- 34% לכ- 10 מג"ל ונשאר כמעט ללא שינוי עד היום הרביעי



ציור 8 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן - גיל מירבג 27 יום

והאחרון לניסוי.

סך כל אחוז ירידת הצח"ב במשך הניסוי כתוצאה מעבודת המירבג - 36%.

הערה: בניסוי זה (וכן בניסוי מס' 2, להבדיל משאר הניסויים) הצח"ב ההתחלתי נדגם 26 שעות לאחר הוספת הזיהום ולא שעתיים, מה שגרם לתיקון שונה של הפרקציה שהופחתה שלא ע"י פעולת המירבג.

ניסוי 4 - גיל מירבג 39 יום

ניסוי זה נערך 39 יום מתחילת התפתחות המירבג.

נפח המים המטופל : 730 ליטר.

טווח הטמפ' : 16-20° c .

טמפ' ממוצעת : 17.8° c .

ספיקה : 0.97 מ"ק/שעה.

מהירות זרימה : 0.025 מ"ש/שניה.

אורך תעלת הזרימה : 15.5 מ'.

נפח מירבג : 460 ליטר.

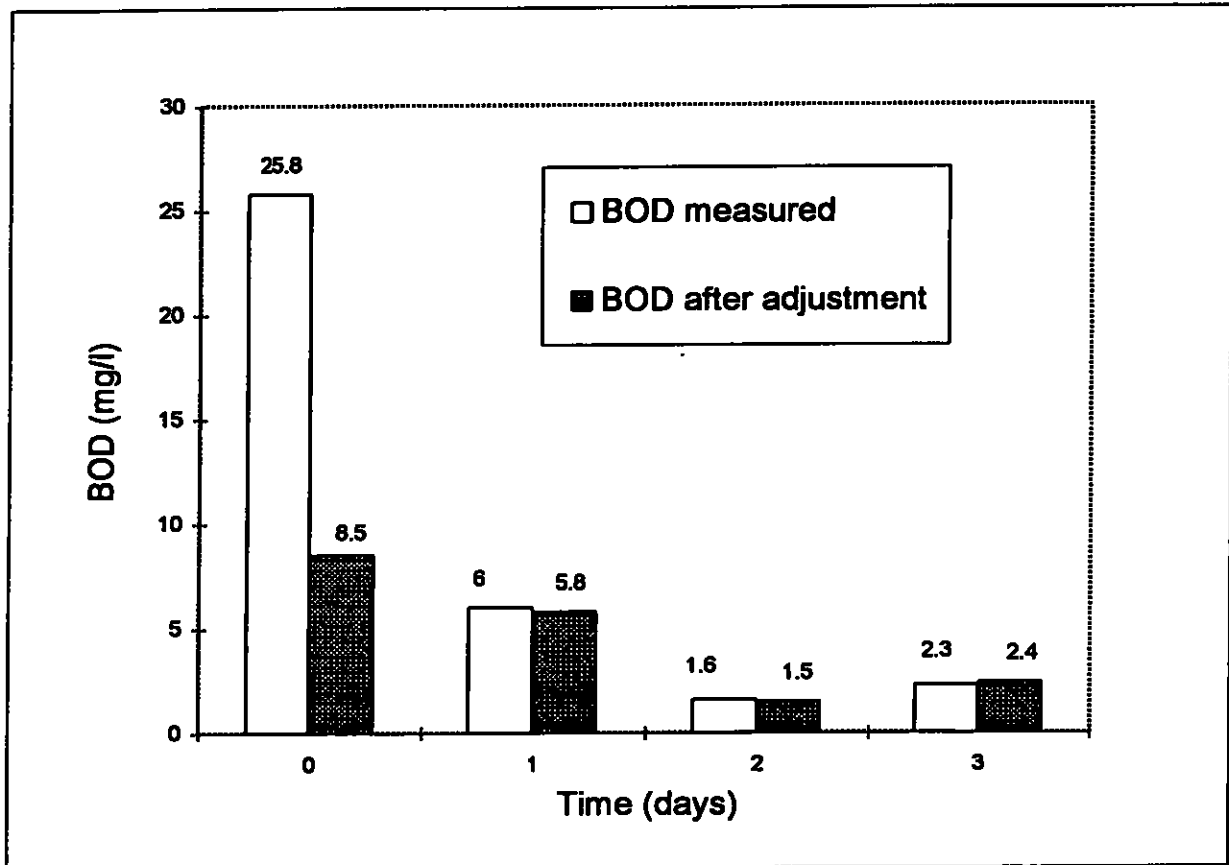
זמן שהייה : כ- 6 שעות מתוך כל יממה.

התוצאות מוצגות בצירור 9.

- ריכוז הצח"ב ההתחלתי הגולמי היה 25.8 מג"ל והוא ותוקן ל- 8.5 מג"ל.
- הריכוז ירד ביממה הראשונה ב- 32% ל- 6 מג"ל.
- ביממת הניסוי השניה ירד הריכוז ירידה נוספת של 52% ביחס ליום הראשון (76% ביחס ליום הקודם) ל- 1.5 מג"ל.
- ריכוזי הצח"ב הסופיים התייצבו על 2.3-2.4 מג"ל בתום ארבעת ימי הניסוי.

סך כל אחוז ירידת הצח"ב במשך הניסוי כתוצאה מעבודת המירבג כ- 76%.

הערה: גם בניסוי זה, כמו בקודמו, נלקחה הדגימה הראשונה 26 שעות לאחר הוספת הזיהום.



ציור 9 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן - גיל מירבג 39 יום

ניסוי 5 - גיל מירבג 52 יום

ניסוי זה נערך 52 יום מתחילת התפתחות המירבג.

נפח המים המטופל :	730 ליטר.
טווח הטמפ' :	13-22° c .
טמפ' ממוצעת :	17°c .
ספיקה :	0.9 מ"ק/שעה.
מהירות זרימה :	0.025 מ"ש/שניה.
אורך תעלת הזרימה :	15.5 מ'.
נפח מירבג :	460 ליטר.
זמן שהייה :	כ- 6 שעות מתוך כל יממה.

התוצאות מוצגות בציור 10.

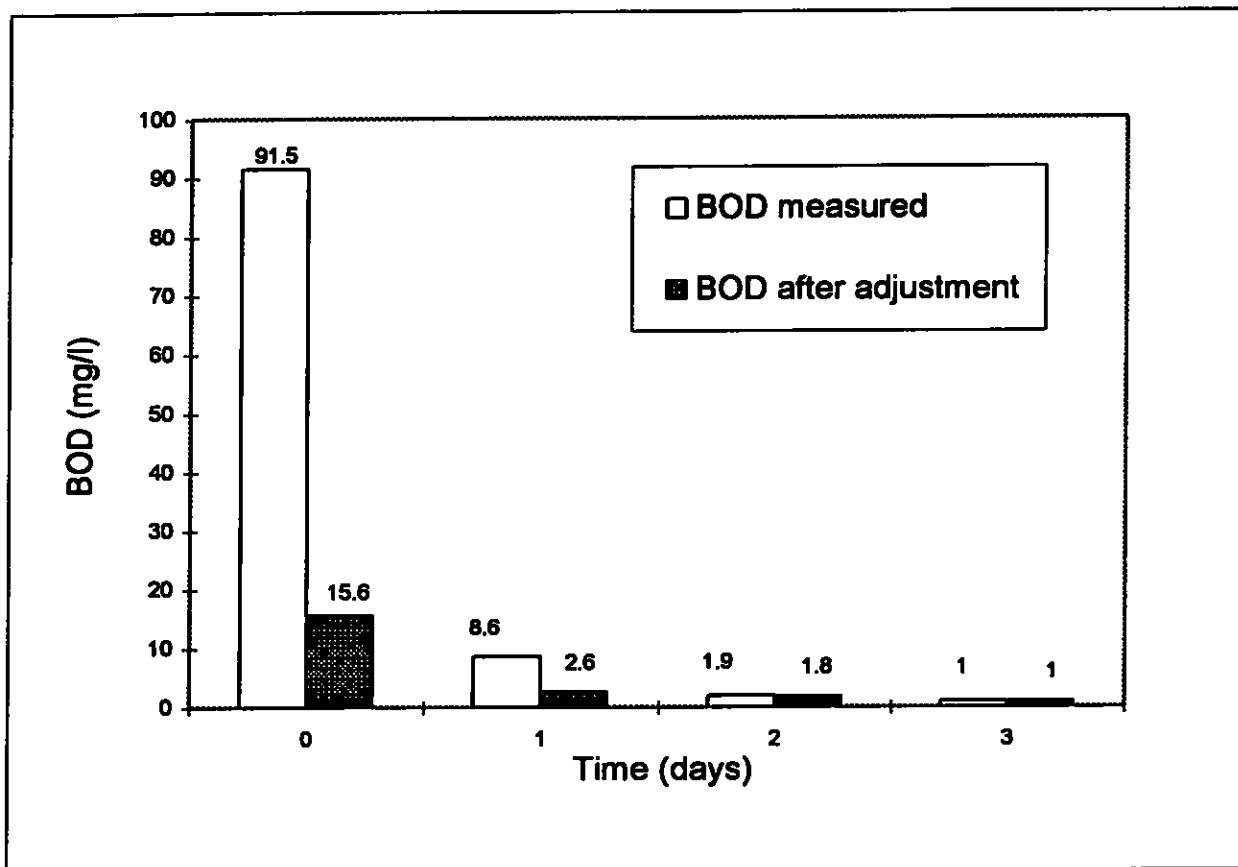
- ריכוז הצח"ב ההתחלתי הגולמי היה 91.5 מג"ל והוא תוקן ל- 15.6 מג"ל.
- הריכוז ירד ביממה הראשונה ב- 49% ל- 8.6 מג"ל (המתוקן ל- 2.6 מג"ל).
- ביממה השנייה של הניסוי ירד הריכוז ירידה נוספת של 6% ביחס ליום הראשון (36% ביחס ליום הקודם) ל- 1.8 מג"ל.
- הריכוז נותר ברמה זו, עם ירידה קלה נוספת בלבד של 6% לכ- 1 מג"ל, עד סוף ניסוי זה ביום ה- 4.

סך כל אחוז ירידת הצח"ב במשך הניסוי כתוצאה מעבודת המירבג - 61%.

ניסוי 6 - גיל מירבג 61 יום

ניסוי זה נערך 61 יום מתחילת התפתחות המירבג.

נפח המים המטופל :	1070 ליטר.
טווח הטמפ' :	17-23.5 °c .
טמפ' ממוצעת :	19.6 °c .
ספיקה :	0.97 מ"ק/שעה.
מהירות זרימה :	0.025 מ"ש/שניה.
אורך תעלת הזרימה :	15.5 מ'.
נפח מירבג :	460 ליטר.
זמן שהייה :	כ- 4 שעות מתוך כל יממה.



ציור 10 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן - גיל מירבג 52 יום

התוצאות מוצגות בציר 11.

- ריכוז הצח"ב ההתחלתי הגולמי היה 79.6 מג"ל והוא תוקן ל- 13.6 מג"ל.
- הריכוז ירד ביממה הראשונה ב- 50% ל- 7.1 מג"ל (המתוקן ל- 2.2 מג"ל).
- ביממה השנייה של הניסוי ירד הריכוז ירידה נוספת של 7% ביחס ליום הראשון (43% ביחס ליום הקודם) ל- 1.3 מג"ל.
- הריכוז נותר ברמה זו עד סוף הניסוי ביום ה- 4.

סך כל אחוז ירידת הצח"ב במשך הניסוי כתוצאה מעבודת המירבג - 57%.

ניסוי 7 - גיל מירבג 68 יום

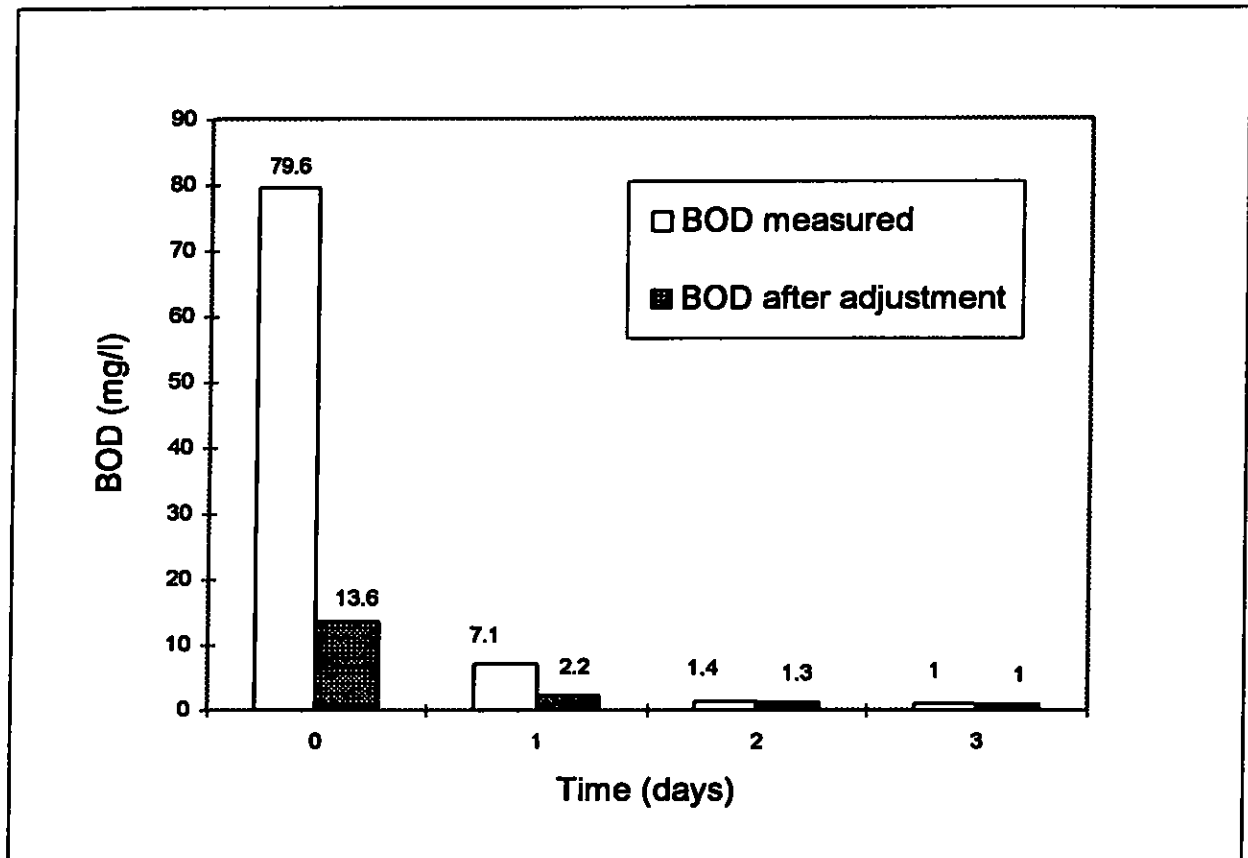
ניסוי זה נערך 68 יום מתחילת התפתחות המירבג.

- נפח המים המטופל : 1070 ליטר.
- טווח הטמפ' : 17-20° c.
- טמפ' ממוצעת : 18.5 °c.
- ספיקה : 0.97 מ"ק/שעה.
- מהירות זרימה : 0.025 מ"ש/שניה.
- אורך תעלת הזרימה : 15.5 מ'.
- נפח מירבג : 460 ליטר.
- זמן שהייה : כ- 4 שעות מתוך כל יממה.

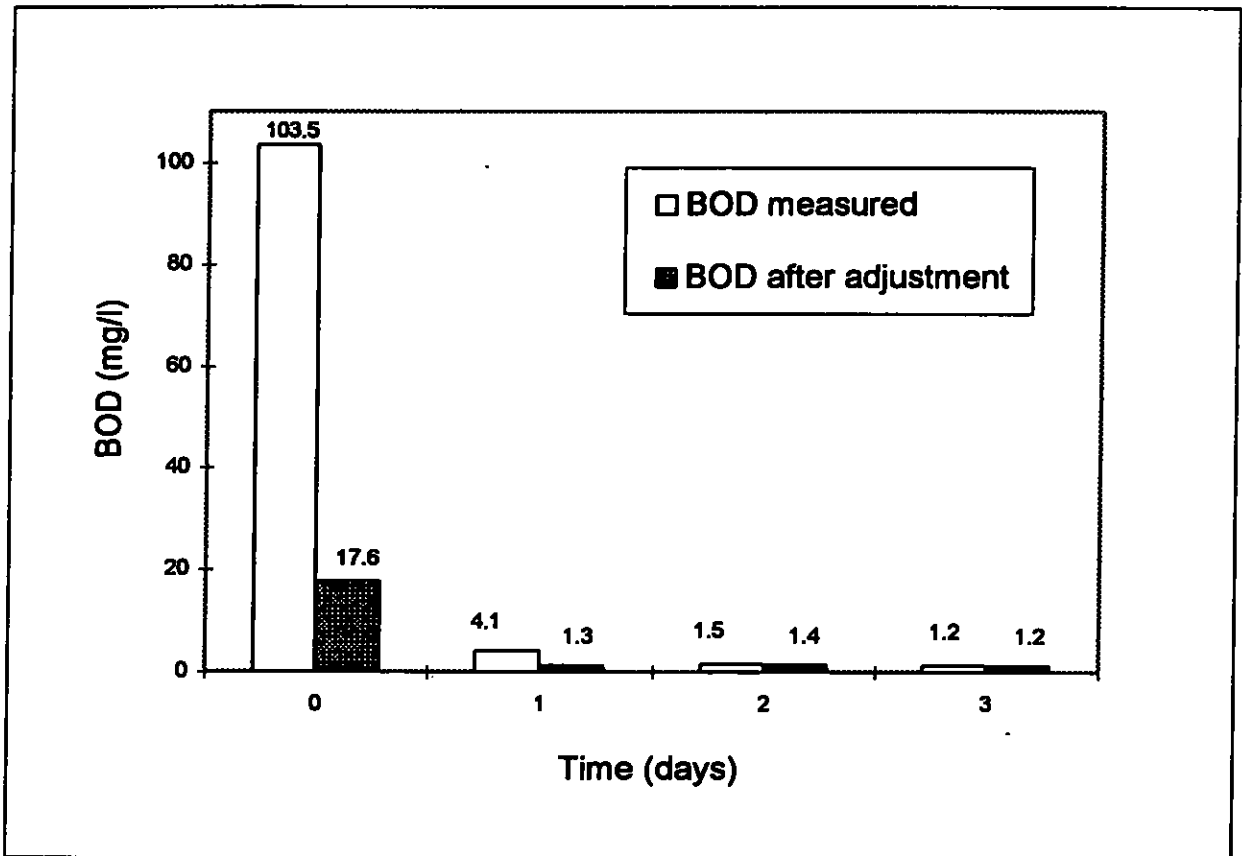
התוצאות מוצגות בציר 12.

- ריכוז הצח"ב ההתחלתי הגולמי היה 103.5 מג"ל והוא תוקן ל- 17.6 מג"ל.
- הריכוז ירד ביממה הראשונה ב- 78% ל- 4.1 מג"ל (המתוקן ל- 1.3 מג"ל).
- ביממה השנייה של הניסוי לא ירד הריכוז ונותר ברמה זו (1.2-1.4 מג"ל) עד סוף ניסוי זה ביום ה- 4.

סך כל אחוז ירידת הצח"ב במשך הניסוי כתוצאה מעבודת המירבג - 78%.



ציור 11 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן - גיל מירבג 61 יום



ציור 12 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן - גיל מירבג 68 יום

ניסוי 8 - גיל מירבג 80 יום

ניסוי זה נערך 80 יום מתחילת התפתחות המירבג.

נפח המים המטופל :	1070 ליטר.
טווח הטמפ' :	18-22° c.
טמפ' ממוצעת :	20.1° c.
ספיקה :	0.97 מ"ק/שעה.
מהירות זרימה :	0.025 מ"ש/שניה.
אורך תעלת הזרימה :	15.5 מ"י.
נפח מירבג :	460 ליטר.
זמן שהייה :	כ- 4 שעות מתוך כל יממה.

התוצאות מוצגות בציר 13.

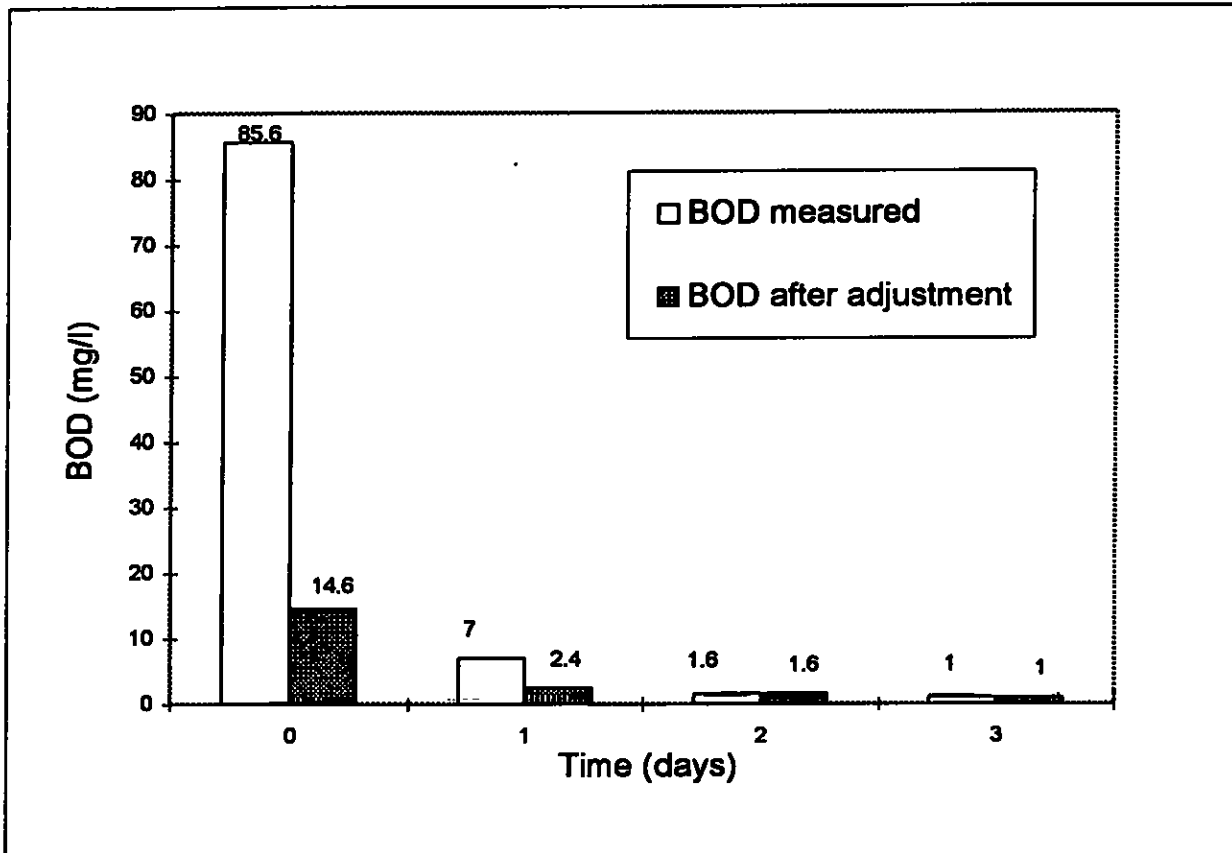
- ריכוז הצח"ב ההתחלתי הגולמי היה 85.6 מג"ל והוא תוקן ל- 14.6 מג"ל.
- הריכוז ירד ביממה הראשונה ב- 51% ל- 7 מג"ל (המתוקן ל- 2.4 מג"ל).
- ביממה השנייה של הניסוי ירד הריכוז ירידה נוספת של 5% ביחס ליום הראשון (33% ביחס ליום הקודם) ל- 1.6 מג"ל.
- הריכוז נותר ברמה זו עד סוף הניסוי ביום ה- 4.

סך כל אחוז ירידת הצח"ב במשך הניסוי כתוצאה מעבודת המירבג - 56%.

ניסוי 9 - גיל מירבג 131 יום

ניסוי זה נערך 131 יום מתחילת התפתחות המירבג.

נפח המים המטופל :	1080 ליטר.
טווח הטמפ' :	23-27° c.
טמפ' ממוצעת :	24.8° c.
ספיקה :	0.7 מ"ק/שעה.
מהירות זרימה :	0.017 מ"ש/שניה.
אורך תעלת הזרימה :	15.5 מ"י.
נפח מירבג :	460 ליטר.
זמן שהייה :	כ- 4 שעות מתוך כל יממה.

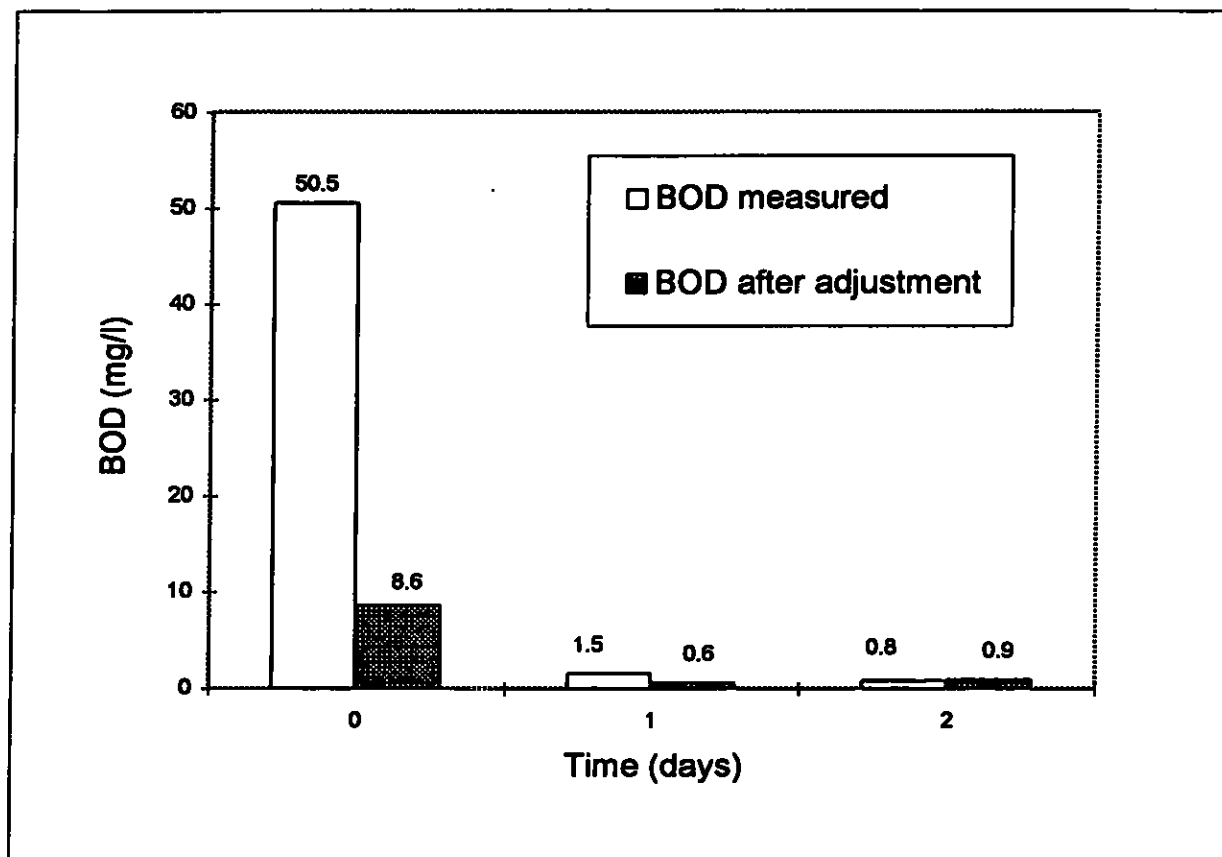


ציור 13 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן - גיל מירבג 80 יום

התוצאות מוצגות בציר 14.

- ריכוז הצח"ב ההתחלתי הגולמי היה 50.5 מג"ל והוא תוקן ל- 8.6 מג"ל.
- הריכוז יורד ביממה הראשונה ב- 78% ל- 1.5 מג"ל (המתוקן לריכוז הנמוך מ- 1 מג"ל).
- הריכוז נותר בתחום זה עד סוף הניסוי ביום השלישי.

סך כל אחוז ירידת הצח"ב במשך הניסוי כתוצאה מעבודת המירבג - 78%.



ציור 14 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן - גיל מירבג 131 יום

4.4. השפעת נפח המירבג על הטיפול

חלק זה של העבודה הורכב מסידרה של ניסויים, אשר נבדלו זה מזה בנפח המירבג (ע"י שימוש באורכים שונים של תעלת זרימה).

מטרת חלק זה היא לבחון את השפעת נפח המירבג על אחוז סילוק המזהמים. משמעות הפחתת נפח המירבג (קיצור אורכו) היא למעשה קיצור זמן שהייה או זמן המגע של המים המזוהמים עם המירבג.

בסיס ההשוואה בין הניסויים שבחלק זה, היתה הירידה בריכוז הצח"ב המתרחשת ביממה הראשונה לניסוי, משום שעיקר הירידה נמדדה בפרק זמן זה. התוצאות נורמלו לטמפי של 20°C והופחת מהן האחוז שאינו מורחק כתוצאה מעבודת המירבג.

בחלק זה נבדקה גם יכולתה של המערכת בהפחתת ריכוזי החנקן הכללי (N-total) והזרחן הכללי (P-total) כפונקציה של הזמן.

ניסוי 10 - נפח מירבג 460 ליטר

ניסוי זה נערך על תעלת זרימה באורך 15.5 מ' (האורך המכסימלי). אורך זה של תעלה מכיל מירבג בנפח 460 ליטר.

נפח המים המטופל : 1080 ליטר.

טווח הטמפי : $23-27^{\circ} \text{C}$.

טמפי ממוצעת : 24.8°C .

ספיקה : 0.7 מ"ק/שעה.

מהירות זרימה : 0.017 מ/שניה.

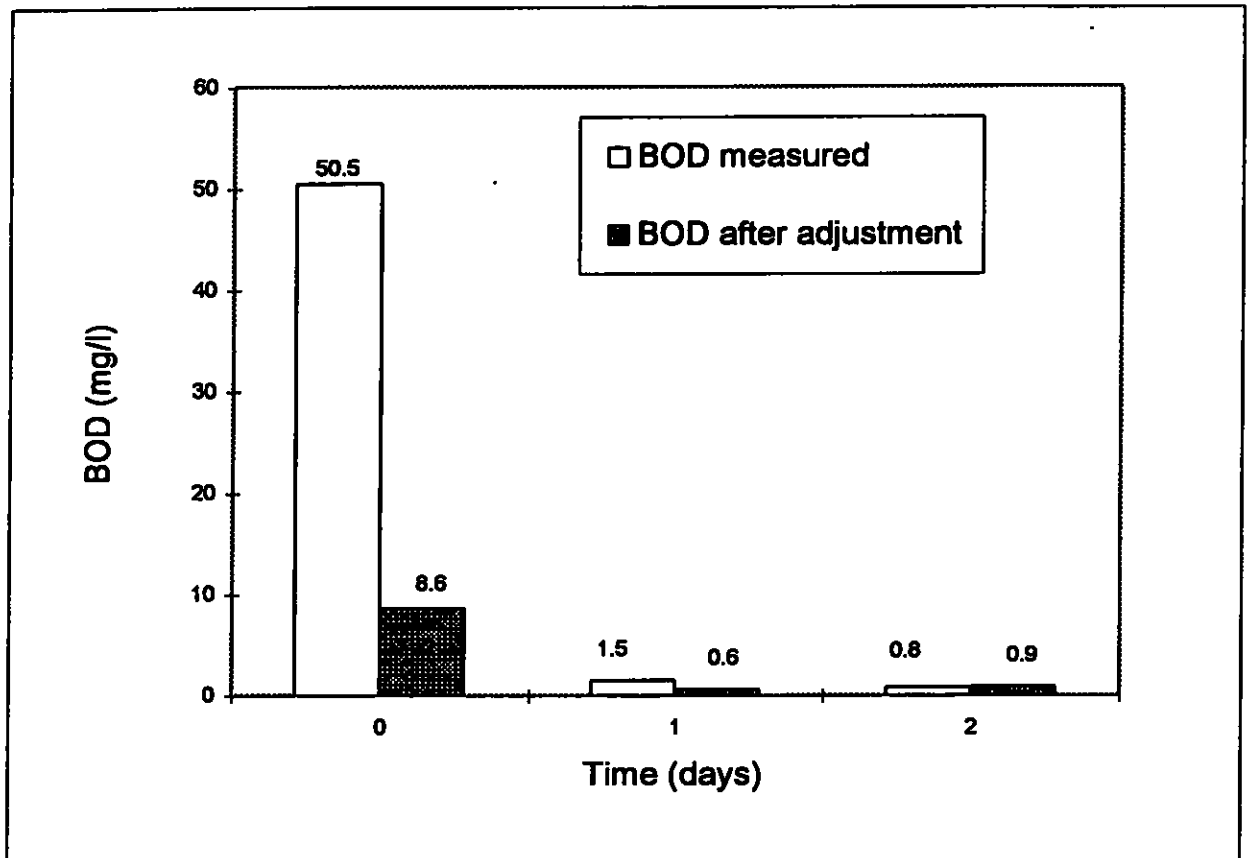
זמן שהייה : כ- 4 שעות מתוך כל יממה.

גיל המירבג : 131 יום

תוצאות סילוק הצח"ב מוצגות בציר 15.

* ריכוז הצח"ב ההתחלתי הגולמי היה 50.5 מג"ל והוא תוקן ל- 8.6 מג"ל.
* הריכוז ירד ביממה הראשונה ב- 78% ל- 1.5 מג"ל (המתוקן לריכוז הנמוך מ- 1 מג"ל) ונותר בתחום זה עד סוף הניסוי ביום השלישי.

סך כל אחוז ירידת הצח"ב במשך הניסוי כתוצאה מעבודת המירבג - 78%.



ציון 15 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן - נפח מירבג 460 ליטר (100%)

תוצאות סילוק החנקן והזרחן הכללי מוצגות בציר 16.

ערכי ה- N-total ירדו ביממה הראשונה מ- 3.6 ל- 2.2 מג"ל - ירידה של 38%.
ריכוז זה נשמר גם ביממה הבאה.

ערכי ה- P-total ירדו ביממה הראשונה מ- 5.8 ל- 4.6 מג"ל - ירידה של 20%.
ביממה השניה לניסוי לא נמדד שינוי נוסף בריכוז.

ניסוי 11 - נפת מירבג 230 ליטר

ניסוי זה נערך על תעלת הזרימה באורך 7.8 מ' (50% מהאורך המכסימלי). אורך זה של תעלה מכיל מירבג בנפת 230 ליטר.

נפת המים חמטופל : 990 ליטר.

טווח הטמפי : 24-27° c

טמפי ממוצעת : 25.4° c

ספיקה : 0.7 מ"ק/שעה.

מהירות זרימה : 0.017 מ/שניה.

זמן שהייה : כשעתיים וחצי מתוך כל יממה.

גיל המירבג : 136 יום

תוצאות סילוק הצח"ב מוצגות בציר 17.

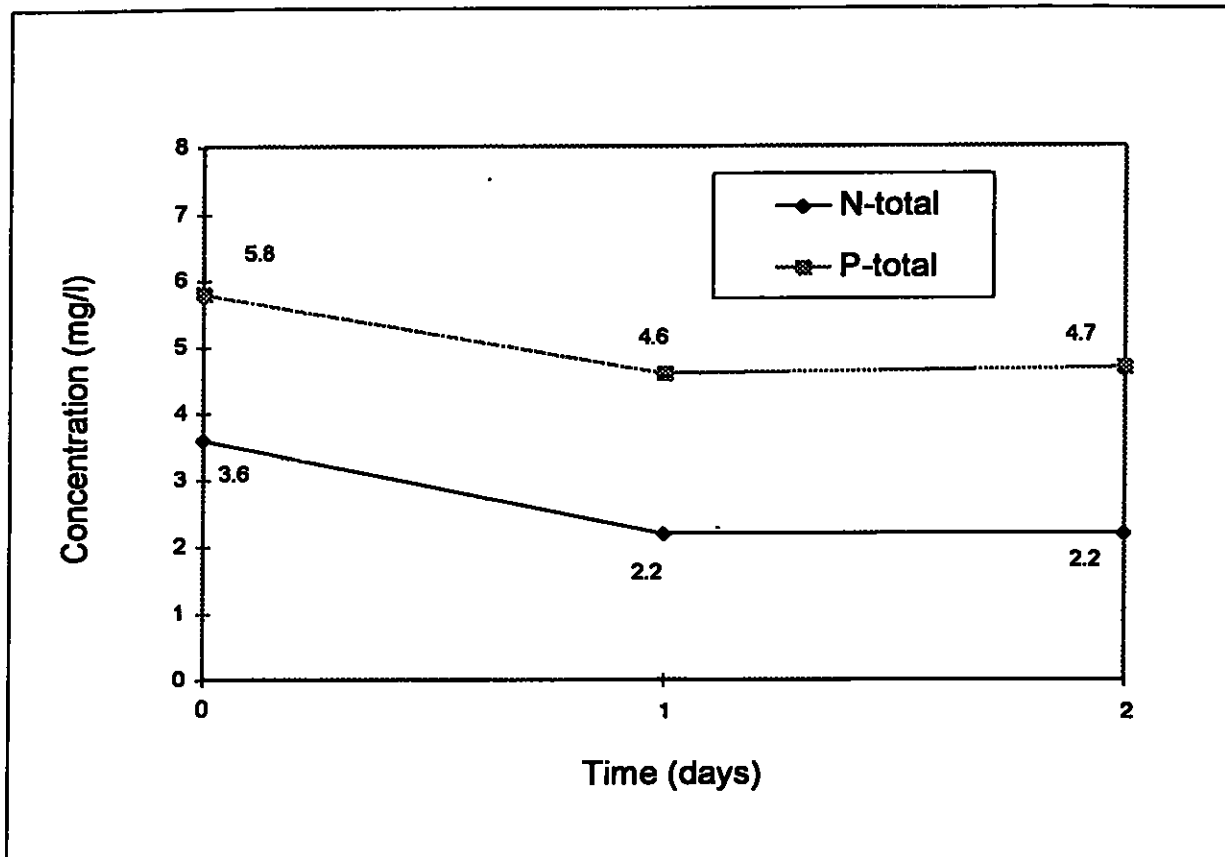
• ריכוז הצח"ב ההתחלתי הגולמי היה 70.6 מג"ל והוא תוקן ל- 12 מג"ל.

• הריכוז ירד ביממה הראשונה ב- 74% ל- 2.4 מג"ל (המתוקן ל- 1 מג"ל).

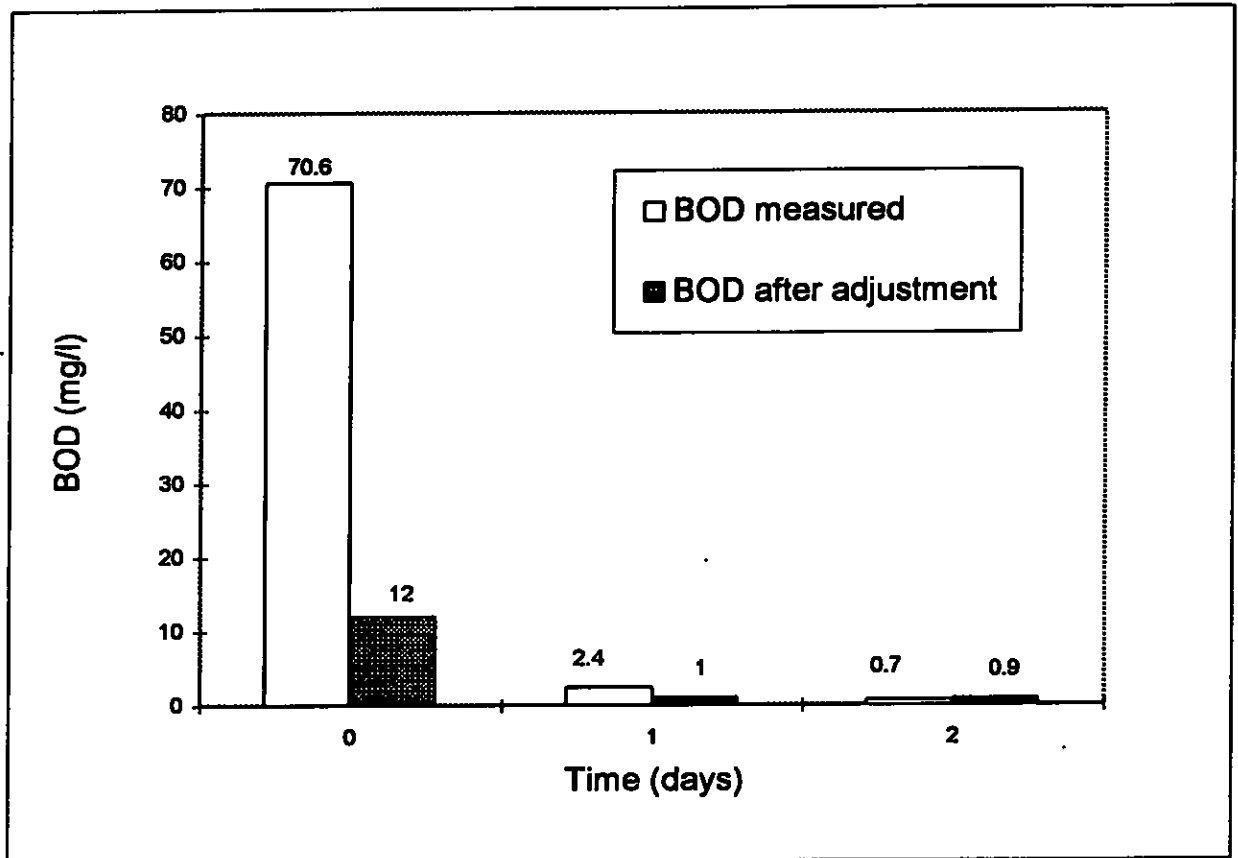
• ביממה השניה של הניסוי נמדד ריכוז הנמוך מ- 1 מג"ל כך שלמעשה אין ירידה ממשית ביום זה.

סך כל אחוזי ירידת הצח"ב במשך הניסוי כתוצאה מעבודת המירבג - 74%.

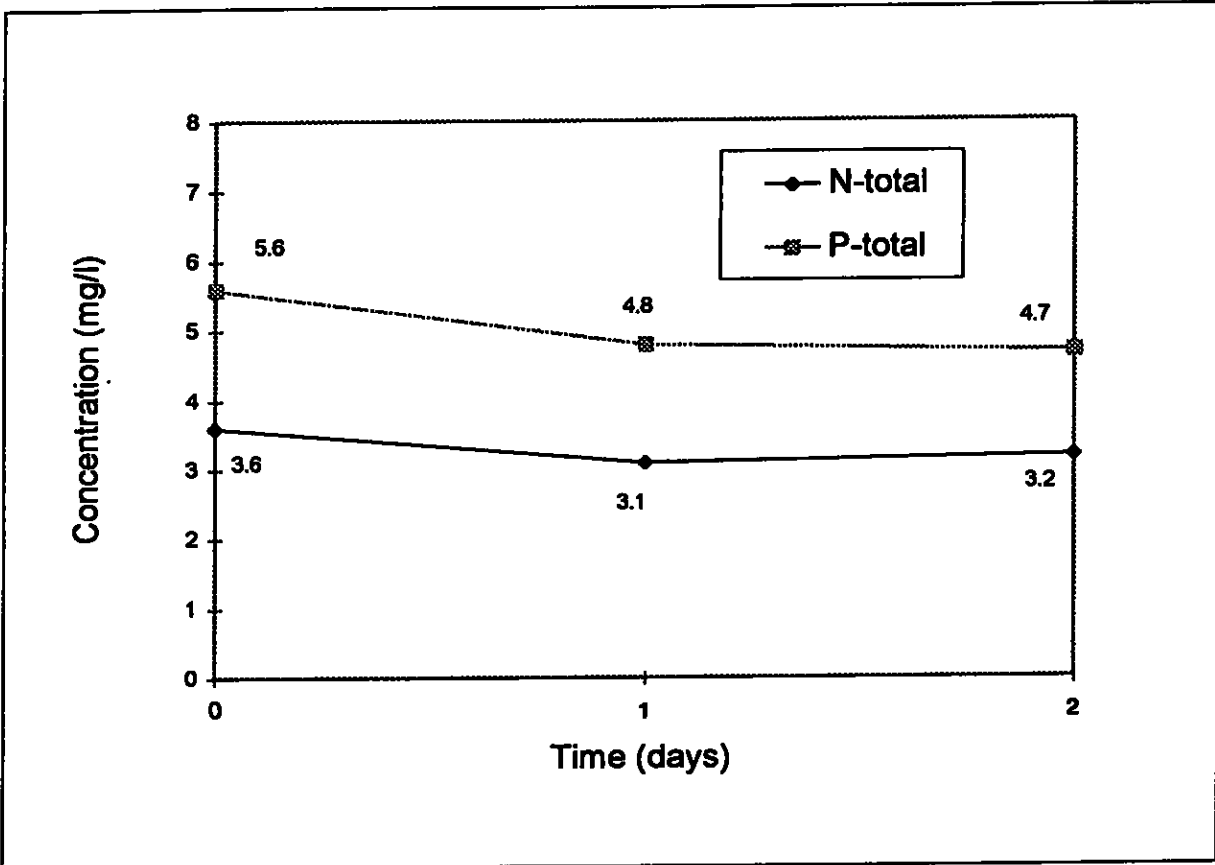
תוצאות סילוק החנקן והזרחן הכללי מוצגות בציר 18.



ציור 16 : השתנות ריכחי חנקן כללי ופוספורה כללי, כפונקציה של הזמן. נפח מירבג 460 ליטר.



ציור 17 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן - נפח מירבג 230 ליטר (50%)



ציור 18 : השתנות ריכחי חנקן כללי וחרחן כללי, כפונקציה של הזמן. נפח מירבג 230 ליטר.

ערכי ה- N-total ירדו ביממה הראשונה מ- 3.6 ל- 3.1 מג״ל - ירידה של 15%.
המדידה שבאה 24 שעות לאחר מכן היתה 3.2 מג״ל, כלומר, כמעט לא היה שינוי נוסף בריכוז.

ערכי ה- P-total השתנו ביממה הראשונה מ- 5.6 ל- 4.8 מג״ל - ירידה של 15%.
ביממה השניה לניסוי לא נמדד שינוי נוסף בריכוז.

ניסוי 12 - נפח מירבג 115 ליטר

ניסוי זה נערך על תעלת הזרימה באורך 3.9 מ' (25% מהאורך המכסימלי). אורך זה של תעלה מכיל מירבג בנפח 115 ליטר.

נפח המים המטופל : 980 ליטר.

טווח הטמפי : 24-28° c.

טמפי ממוצעת : 26.1° c.

ספיקה : 0.7 מ״קושעה.

מהירות זרימה : 0.017 מ״שניה.

זמן שהייה : כשעה ורבע מתוך כל יממה.

גיל המירבג : 140 יום

תוצאות סילוק הצחי״ב מוצגות בציר 19.

• ריכוז הצחי״ב ההתחלתי הגולמי היה 79.9 מג״ל והוא תוקן ל- 13.6 מג״ל.

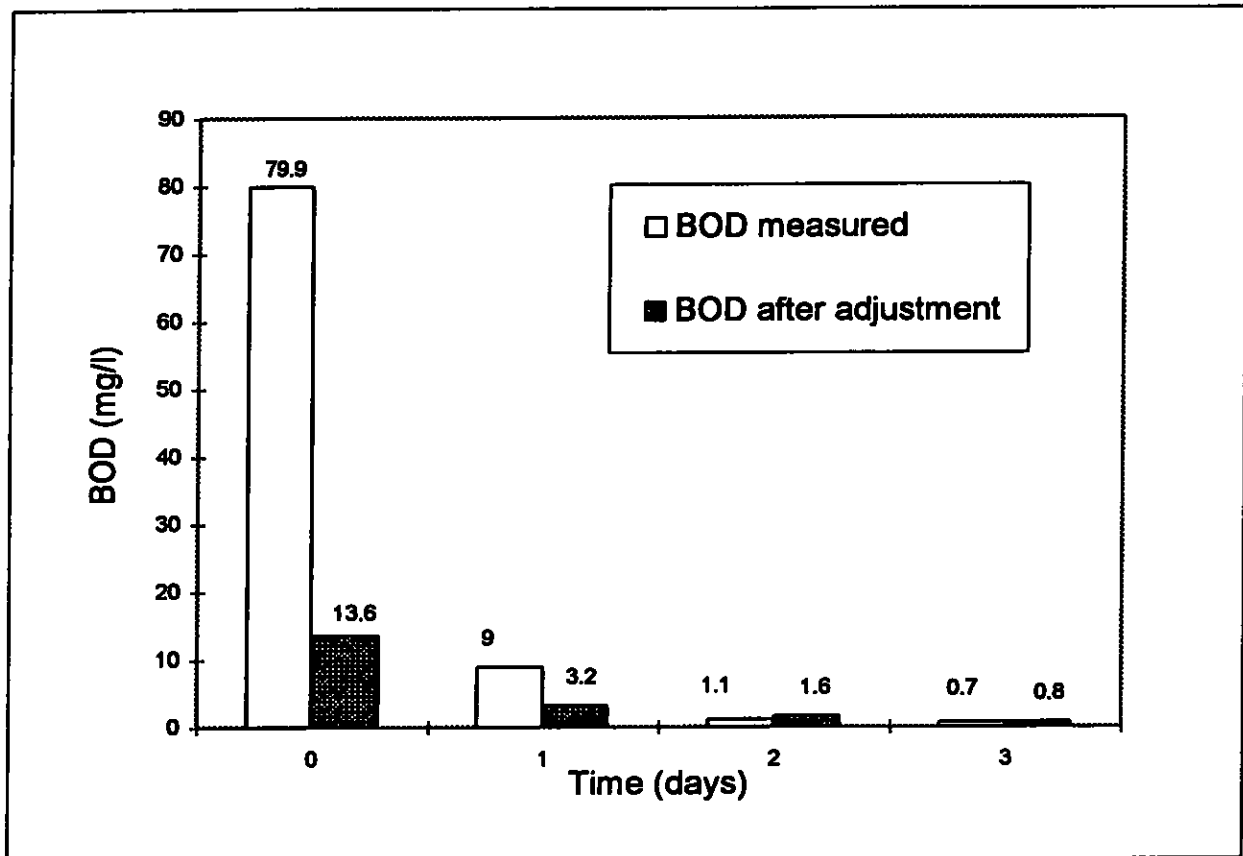
• הריכוז ירד ביממה הראשונה ב- 28% ל- 9 מג״ל (המתוקן ל- 3.2 מג״ל).

• ביממה השניה של הניסוי ירד הריכוז ירידה נוספת של 10% ביחס ליום הראשון (47% ביחס ליום הקודם) ל- 1-1.5 מג״ל.

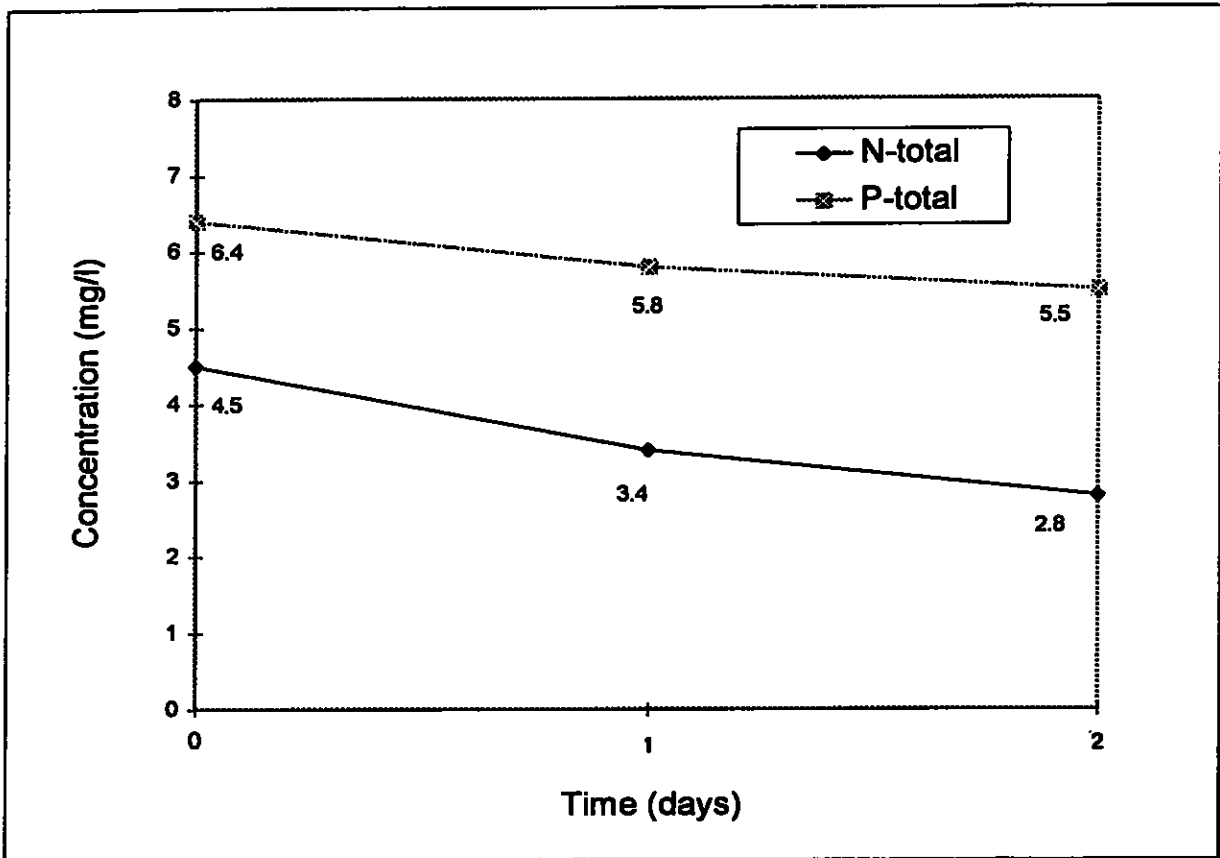
• הריכוז נותר ברמה זו (עם ירידה קלה נוספת לריכוז נמוך מ- 1 מג״ל) עד סוף ניסוי זה ביום ה- 4.

סך כל אחוז ירידת הצחי״ב במשך הניסוי כתוצאה מעבודת המירבג - 38%.

תוצאות סילוק החנקן והזרחן הכללי מוצגות בציר 20.



ציור 19 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן - נפח מירבג 115 ליטר (25%)



ציור 20 : השתנות ריכחי חנקן כללי וחרון כללי, כפונקציה של הזמן. נפח מירבג 115 ליטר.

ערכי ה- N-total ירדו ביממה הראשונה מ- 4.5 ל- 3.4 מג"ל - ירידה של 25%.
המדידה שבאה 24 שעות לאחר מכן הראתה ירידה לריכוז של 2.8 מג"ל - 13% נוספים.

ערכי ה- P-total השתנו ביממה הראשונה מ- 6.4 ל- 5.8 מג"ל - ירידה של 10%.
ביממה השנייה לניסוי נמדדה ירידה קלה נוספת בריכוז, ל- 5.5 מג"ל.

4.5. השפעת ריכוז החמצן המומס על הטיפול

חלק זה בא לבדוק את ההבדל בין ניסויים בעלי טווח ריכוזי DO שונים, מבחינת יעילות הרכקת הצחיב מהמים וכן את השפעת סילוק הצחיב על ריכוזי ה-DO. הורדת ריכוזי החמצן במים הושגו ע"י ביטול המפלים, אשר תורמים לאיזור המים ולהעשרתם בחמצן מומס. בחלק זה נבדקה גם חשיבות קיום המפלים בשמירה על ריכוזי חמצן גבוהים במים ונחיצותם לשם השגת יעילויות טיפול מספקות.

ריכוזי ה-DO נמדדו בשעות האור, בהן הריכוז אמור להיות בשיא עקב פעילות פוטוסינטטית.

ניסוי 13 - ריכוז חמצן נמוך מריכוז רוויה (א')

טווח ריכוזי החמצן בניסוי זה הוא 6.1 - 7.8 מג"ל.

נפח המים המטופל : 1080 ליטר.

טווח הטמפ' : 22-27° c.

טמפ' ממוצעת : 23.7° c.

ספיקה : 0.72 מ"ק/שעה.

מהירות זרימה : 0.016 מ/שניה.

אורך תעלת הזרימה : 15.5 מ'.

נפח מירבג : 460 ליטר.

זמן שהייה : כ- 4 שעות מתוך כל יממה.

גיל המירבג : 123 יום

תוצאות ניסוי זה מוצגות בציר 21.

• ביום הראשון לניסוי (זמן אפס) נמדדו הערכים הבאים :

ריכוז הצחיב ההתחלתי : 45.9 מג"ל אשר תוקן ל- 7.8 מג"ל.

ריכוז ה-DO : 7.8 מג"ל (קרוב לריכוז הרוויה).

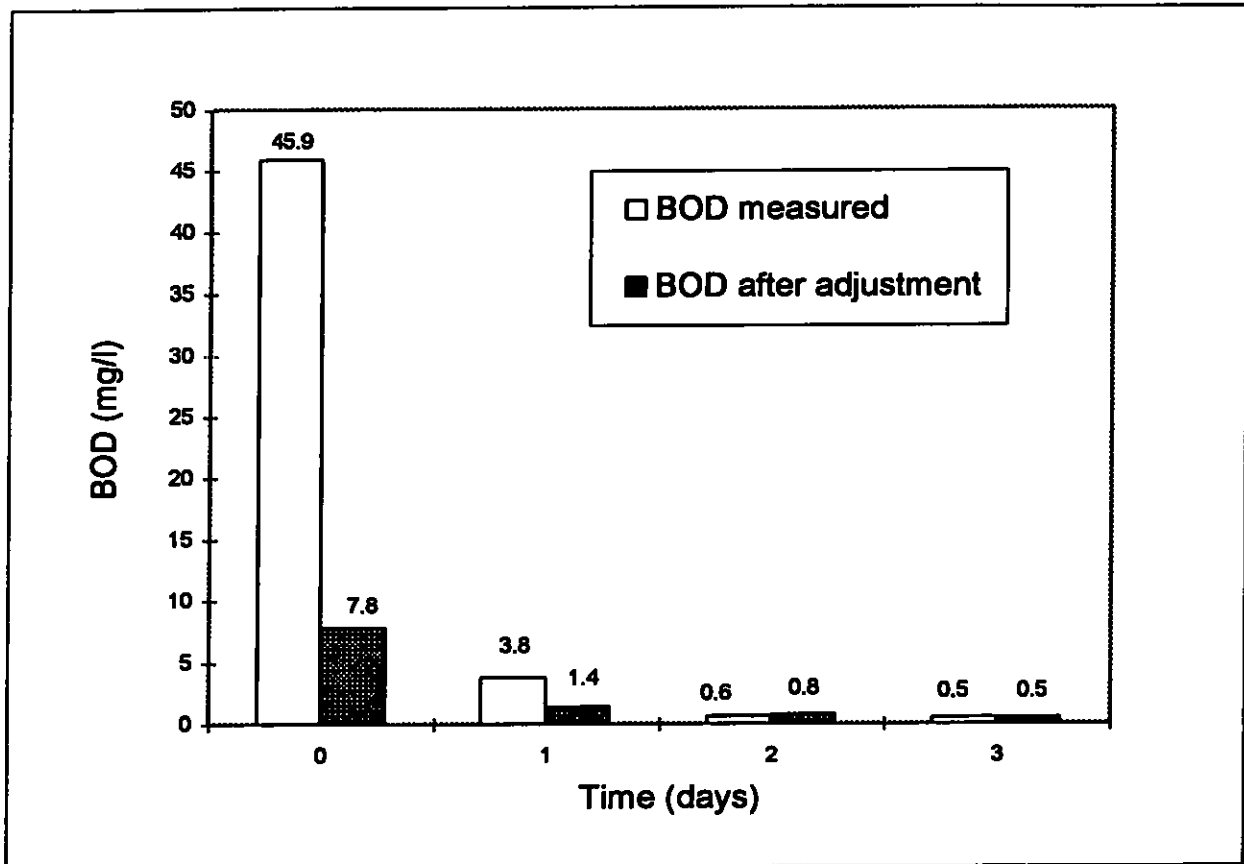
• ביום השני לניסוי נמדדו וחושבו הערכים הבאים :

ריכוז הצחיב : 3.8 מג"ל (המתוקן ל- 1.4 מג"ל). ירידה של 46%.

ריכוז ה-DO : 6.1 מג"ל.

השינוי ב-DO : ירידה של 1.7 מג"ל, 22% מריכוזו ההתחלתי (מ- 7.8 מג"ל).

אחוז DO מריכוז רוויה : 73%.



ציור 21 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן. ניסוי בתנאי ריכוז חמצן מומס נמוכים (ניסוי א')

• ביום השלישי לניסוי נמדדו וחושבו הערכים הבאים :

ריכוז הצח"ב : פחות מ- 1 מג"ל. ירידה של 6% (ביחס ליום הראשון).
ריכוז ה- DO : 6.9 מג"ל.
השינוי ב- DO : עלייה של 0.8 מג"ל, 13% מריכוזו ביום הקודם (מ- 6.1 מג"ל).
אחוז DO מריכוז רוויה : 84% .

• ביום הרביעי לניסוי נמדדו וחושבו הערכים הבאים :

ריכוז הצח"ב : פחות מ- 1 מג"ל. 0% ירידה.
ריכוז ה- DO : 7.8 מג"ל.
השינוי ב- DO : עלייה של 0.9 מג"ל, 13% מריכוזו ביום הקודם (מ- 6.9 מג"ל).
אחוז DO מריכוז רוויה : 91% .

סך כל אחוז ירידת הצח"ב במשך הניסוי כתוצאה מעבודת המירבג - 52%.

ניסוי 14 - ריכוז חמצן נמוך מריכוז רוויה (בי)

טווח ריכוזי החמצן בניסוי זה הוא 6.8 - 4.0 מג"ל.

נפח המים המטופל : 1080 ליטר.

טווח הטמפ' : 20.5-26° c

טמפ' ממוצעת : 23.2° c

ספיקה : 0.7 מ"ק/שעה.

מהירות זרימה : 0.017 מ/שניה.

אורך תעלת הזרימה : 15.5 מ'.

נפח מירבג : 460 ליטר.

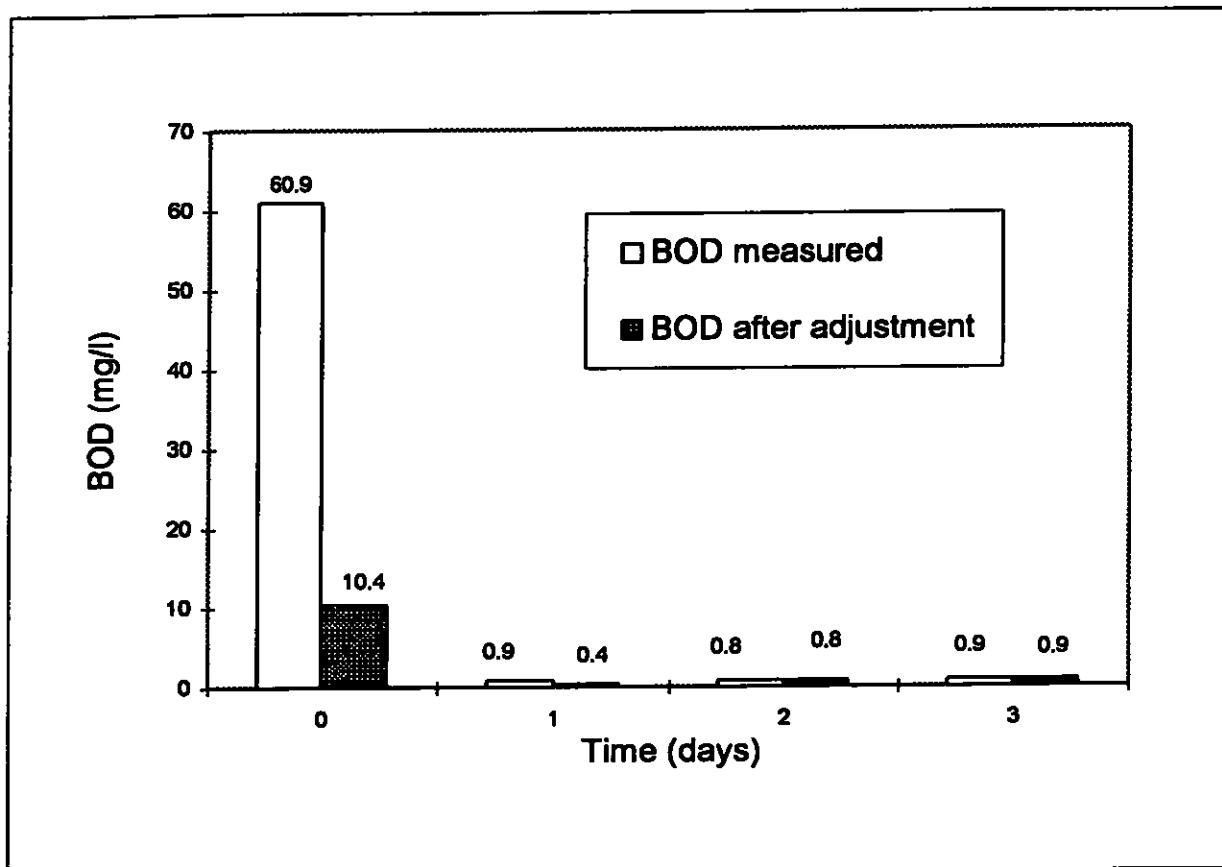
זמן שהייה : כ- 4 שעות מתוך כל יממה.

גיל המירבג : 126 יום

תוצאות ניסוי זה מוצגות בצירור 22.

• ביום הראשון לניסוי (זמן אפס) נמדדו הערכים הבאים :

ריכוז הצח"ב ההתחלתי : 60.9 מג"ל אשר תוקן ל- 10.4 מג"ל.
ריכוז ה- DO : 6.8 מג"ל.



ציור 22 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן. ניסוי בתנאי ריכוז חמצן מומס נמוכים (ניסוי ב')

• ביום השני לניסוי נמדדו וחושבו הערכים הבאים :

פחות מ- 1 מג״ל. ירידה של 89%.	ריכוז הצח״ב :
4.0 מג״ל.	ריכוז ה- DO :
ירידה של 2.8 מג״ל, 41% מריכוזו ההתחלתי (מ- 6.8 מג״ל).	השינוי ב- DO :
43% .	אחוז DO מריכוז רוויה :

• ביום השלישי לניסוי נמדדו וחושבו הערכים הבאים :

פחות מ- 1 מג״ל. ירידה של 0% (ביחס ליום הראשון).	ריכוז הצח״ב :
6.6 מג״ל.	ריכוז ה- DO :
עלייה של 2.6 מג״ל, 65% מריכוזו ביום הקודם (מ- 4.0 מג״ל).	השינוי ב- DO :
79% .	אחוז DO מריכוז רוויה :

• ביום הרביעי לניסוי נמדדו וחושבו הערכים הבאים :

פחות מ- 1 מג״ל. 0% ירידה.	ריכוז הצח״ב :
6.8 מג״ל.	ריכוז ה- DO :
עלייה של 0.2 מג״ל, 3% מריכוזו ביום הקודם (מ- 6.6 מג״ל).	השינוי ב- DO :
79% .	אחוז DO מריכוז רוויה :

• סך כל אחוז ירידת הצח״ב במשך הניסוי כתוצאה מעבודת המירבג - 89%.

ניסוי 15 - ריכוז חמצן ברוויה

טווח ריכוזי החמצן בניסוי זה הוא 8.0 - 7.7 מג״ל (הקרובים למצב רוויה).

1080 ליטר.	נפח המים המטופל :
23-27° c	טווח הטמפ' :
24.8° c	טמפ' ממוצעת :
0.7 מ״קשעה.	ספיקה :
0.017 מ״שניה.	מהירות זרימה :
15.5 מ״.	אורך תעלת הזרימה :
460 ליטר.	נפח מירבג :
כ- 4 שעות מתוך כל יממה.	זמן שהייה :
131 יום	גיל המירבג :

תוצאות ניסוי זה מוצגות בציר 23.

* ביום הראשון לניסוי (זמן אפס) נמדדו הערכים הבאים :

ריכוז הצח"ב ההתחלתי : 50.5 מג"ל אשר תוקן ל- 8.6 מג"ל.

ריכוז ה-DO : 8.0 מג"ל (קרוב לרוויה).

* ביום השני לניסוי נמדדו וחושבו הערכים הבאים :

ריכוז הצח"ב : 1.5 מג"ל (המתוקן לפחות מ- 1 מג"ל). ירידה של 78%.

ריכוז ה-DO : 7.7 מג"ל.

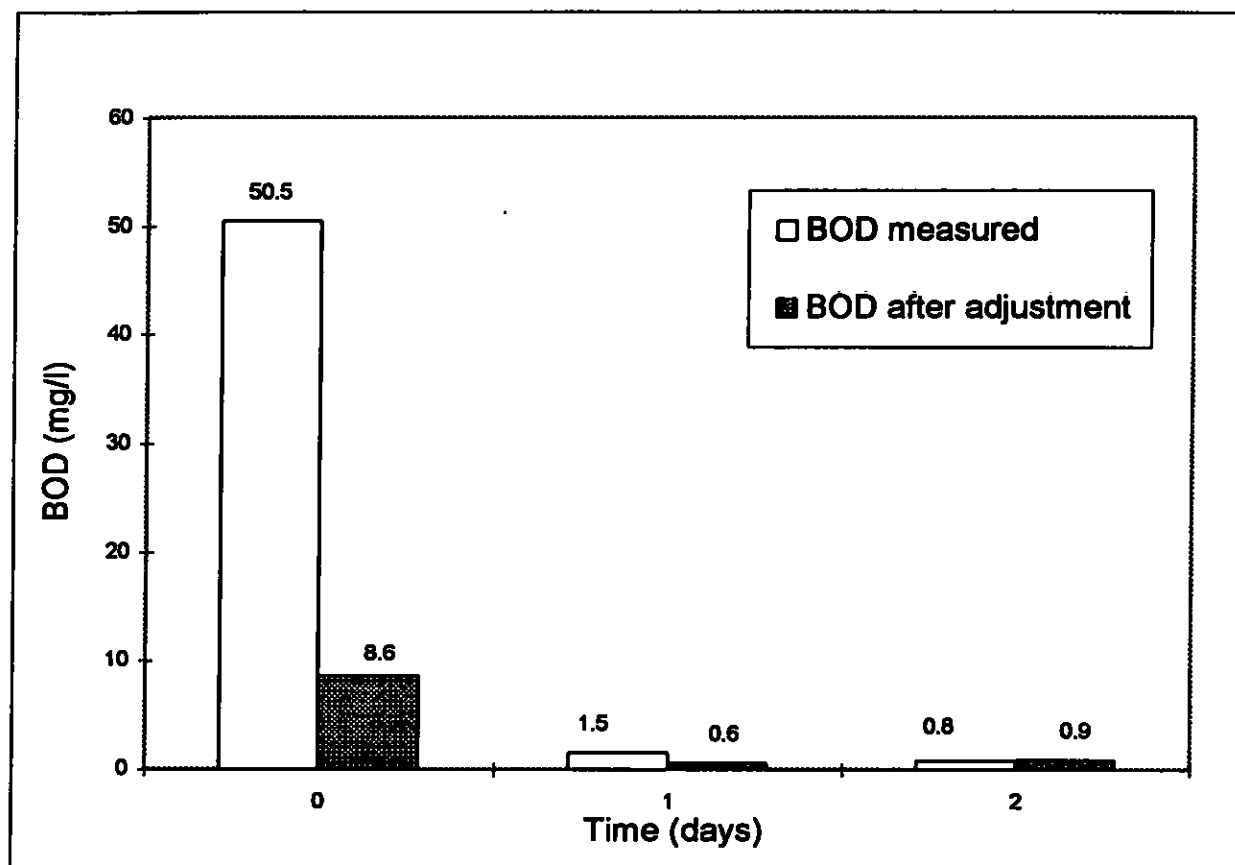
השינוי ב-DO : ירידה של 0.3 מג"ל, כ- 3% מריכוזו ביום ההתחלתי (8.0

מג"ל).

אחוז DO מריכוז רוויה : 92%.

* ביום השלישי לניסוי, ערכי הצח"ב וה-DO שנמדדו היו זהים לאלו שביום השני.

סך כל אחוז ירידת הצח"ב במשך הניסוי כתוצאה מעבודת המירבג - 78%.



ציור 23 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן. ניסוי בתנאי ריכוז חמצן מומס גבוהים (קרוב לרוויה)

4.6. טיפול במי נחל הירקון

חלק זה בא לבחון כיצד מתמודדת המערכת עם טיפול במים המכילים זיהום אורגני, שהובאו מנחל אמיתי.

המים נשאבו מנחל הירקון בתאריך 31.7.96, מאזור 7 טחנות והובאו במיכלית אל המיתקן. המים הכילו ערכי צחי"ב של כ- 15 מג"ל וערכי עכירות של כ- 13 NTU.

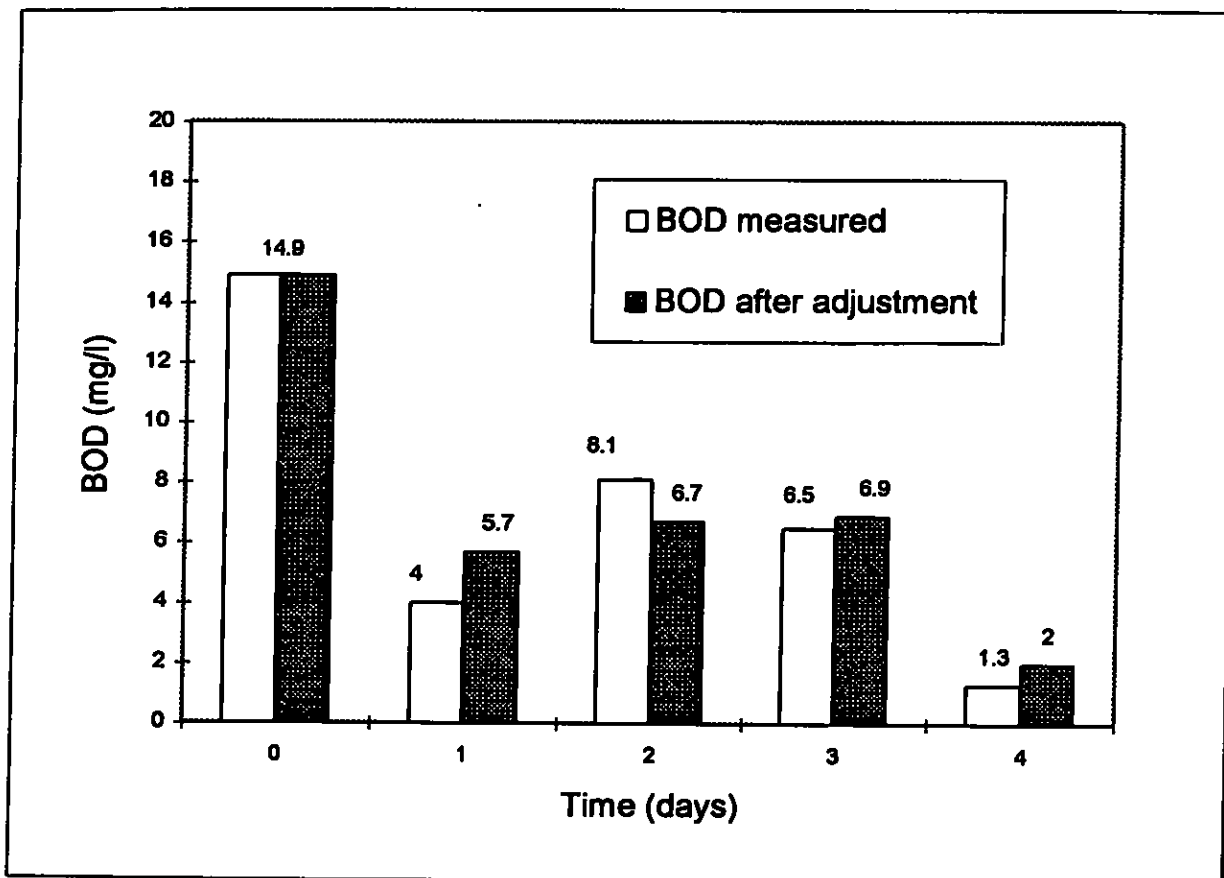
פרמטר הזיהום הראשון שנמדד היה השינוי בריכוז הצחי"ב כפונקציה של הזמן. פרמטר נוסף שנבדק היה יכולת המערכת להפחית את ערכי העכירות במים (NTU). העכירות נמדדה בחלק זה בלבד כיון שמי הירקון היו בעלי עכירות גבוהה, לעומת שאר הניסויים בהם השתמשנו בזיהום מלאכותי, שבהם העכירות נעה מלכתחילה סביב ערכים נמוכים מאד (1.2-0.4 NTU) כך שלא נמצא טעם לבדוק את השתנותם.

נפח המים המטופל :	1000 ליטר.
טווח הטמפי' :	27-31° c .
טמפי' ממוצעת :	29.1° c .
ספיקה :	0.74 מ"ק/שעה.
מהירות זרימה :	0.018 מ/שניה.
אורך תעלת הזרימה :	15.5 מ'.
נפח מירבג :	460 ליטר.
זמן שהייה :	כ- 4 שעות מתוך כל יממה.
גיל המירבג :	202 יום

תוצאות סילוק הצחי"ב בניסוי זה מוצגות בציר 24.

- המים הובאו למערכת בריכוז צחי"ב התחלתי של 14.9 מג"ל.
- כעבור יממה נמדדה ירידה של 62% בריכוז הצחי"ב לרמה של 4 מג"ל (שתוקנה ל- 5.7 מג"ל).
- הריכוז שנמדד כעבור יממה נוספת הראה עליה של 18% לריכוז 8.1 מג"ל (שתוקן ל- 6.7 מג"ל).
- כעבור 24 שעות שוב נמדד הצחי"ב והתוצאה (המתוקנת) היתה 6.9 מג"ל - ירידה של 8% ביחס ליום הראשון (15% ביחס ליום הקודם).
- למחרת נמדדה ירידה נוספת לריכוז מתוקן של 2.0 מג"ל שזו ירידה של 30% ביחס ליום הראשון (69% ביחס ליום הקודם).

סך כל אחוז הרחקת הצחי"ב בכל ימי הניסוי כתוצאה מעבודת המירבג - 82%.



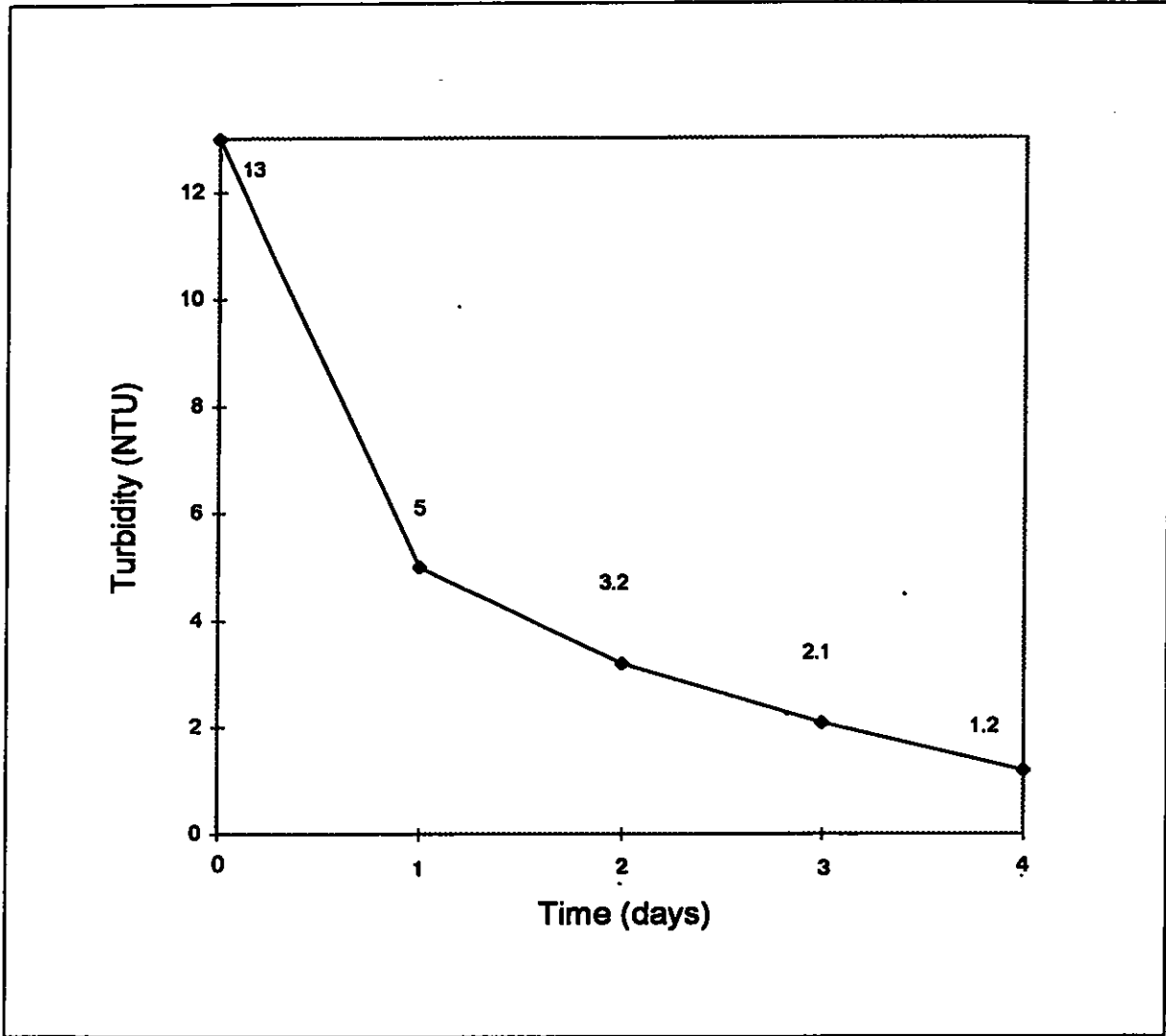
ציור 24 : השתנות ריכוז הצח"ב כפונקציה של הזמן, בטיפול במים מזוהמים מנחל הירקון (מאזור שבע טחנות)

רשות נחל הירקון

תוצאות מדידת העכירות מוצגות בציר 25.

- העכירות ההתחלתית נמדדה כ- NTU 13.
- ביום השני לניסוי נמדדה ירידה ל- NTU 5.
- ביום השלישי נמדדה ירידה נוספת ל- NTU 3.2.
- לאחר 24 שעות נמדדה עכירות ברמה של NTU 2.1.
- ביום החמישי לניסוי נמדדה ירידה נוספת, לערכים סופיים של NTU 1.2.

סך כל אחוז הירידה בערכי העכירות - 92%.



ציור 25 : השתנות ערכי העכירות כפונקציה של הזמן, בטיפול במים מוזהמים מנחל הירקון (מאזור שבע טחנות)

5. ניתוח תוצאות ודיון

5.1. קביעת אחוז הרחקת הצח"ב שלא ע"י המירבג

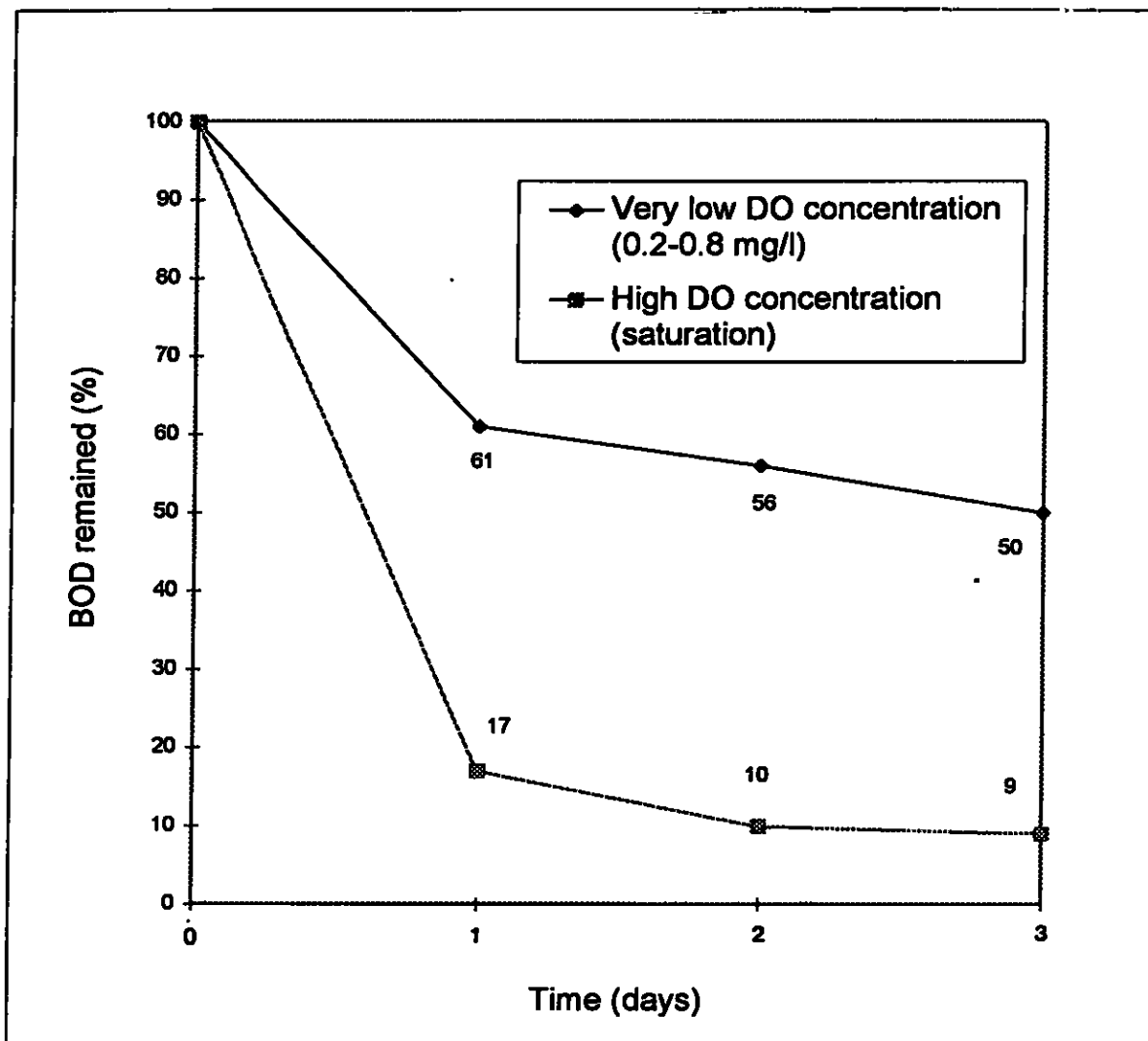
התבוננות בתוצאות שהתקבלו בחלק זה, מלמדת על ירידה בריכוז הצח"ב גם ללא מעבר המים דרך המירבג. המסקנה הנובעת מכך היא שקיימים במערכת גורמים נוספים, מלבד המירבג, אשר תורמים לירידת ריכוז החומר האורגני במים.

ניתן להניח שהירידה בריכוז הצח"ב שנמדדה בניסוי שנערך בריכוזי חמצן נמוכים מאד, נגרמה בחלקה ע"י פעילות ביולוגית אשר תרמה לירידה. פעילות זו, היתה ככל הנראה פעילות אנאירובית (באזורים מנפח המים בהם התפתחו תנאי חמצן אנאירוביים) ואירובית, המתרחשות במיכל עצמו (אשר לא היווה חלק מהמירבג). הפחתה נוספת בריכוז הצח"ב נגרמה, ככל הנראה, ע"י תהליכים אביוטיים, כמו התנדפות ורכובות אורגניות נדיפות ושיקוע חומר מוצק מרחף, אך העובדה ששאיבת המים מתבצעת מתחתית המיכל, הופכת את אפשרות השיקוע של חומר חלקיקי במיכל לזניחה.

לכן, הירידה הגדולה יחסית בריכוז החומר האורגני, המתרחשת ב- 24 השעות הראשונות של הניסוי, מצביעה על כך שהזיהום המלאכותי בו נעשה שימוש במחקר זה, מכיל כמות גדולה של חומר אורגני מהירוק וחומר אורגני נדיף. אלו מתכלים ברובם בתחילת הניסוי ע"י הפעילות הביולוגית במיכל והנידוף. כתוצאה מכך, אחוז ירידת הצח"ב בימי הניסוי הבאים הופכת למתונה, יחסית לירידה ביממה הראשונה.

בכדי לאמוד את הרחקת החומר האורגני עקב הגורמים האביוטיים והפעילות האירובית בלבד, נערך ניסוי ביקורת נוסף בתנאי ריכוזי חמצן גבוהים (רוויה). ההפרש באחוז הירידה בריכוז הצח"ב, בין ניסוי זה לקודמו, נגרם ברובו עקב הגדלת אחוז הפירוק האירובי במיכל. הפרש זה נאמד ב- 44% ביום הראשון לניסוי (83% ירידה בריכוז הצח"ב ביממה הראשונה בניסוי עם ריכוזי חמצן ברוויה, פחות 39% ירידה בניסוי עם ריכוזי החמצן הנמוכים).

ציור 26 מתאר את אחוז ירידת הצח"ב בניסוי שנערך בתנאי ריכוזי חמצן גבוהים (רוויה), לעומת הירידה שנמדדה בניסוי שנערך בתנאי ריכוזי חמצן נמוכים מאד. ניתן להבחין בבירור בהשפעה החיובית המשמעותית שיש לריכוזי חמצן גבוהים (רוויה) על אחוז ירידת הצח"ב, בהשוואה לירידה כאשר התנאים במיכל הם בריכוזי חמצן נמוכים מאד. ניתן לזמזם את התהליך, לפעולת הטיהור העצמי המתרחשת בנחל, אשר מושפעת באופן ישיר מריכוז החמצן המומס שבמים.



ציור 26 : פרקציה נותרת של צח"ב, כפונקציה של הזמן, בניסויים ללא מעבר המים דרך המירבג. הניסויים נבזלו בתנאי החמצן ששררו במים.

בניסויים הבאים, אשר שילבו מעבר מים דרך המירבג, היה עניין במדידת הרחקת הצח"ב שמקורה אך ורק כתוצאה מהמעבר דרך המירבג ובמילים אחרות, באומדן כושרו של המירבג בהרחקת המזהמים. בכדי לבדוד את אחוז הירידה הנגרמת כתוצאה מהמעבר דרך המירבג תוך ניטרול גורמים אחרים המשפיעים עליה (הפעילות הביולוגית במיכל ורכובות אורגניות נדיפות), הופחת מהתוצאות המתקבלות, אחוז הרחקת הצח"ב אשר נמדד בניסוי הביקורת בו ריכוז החמצן היה ברוויה, היות ותנאים אלו איפיינו את מרבית הניסויים הבאים. אם הבסיס להשוואה בין הניסויים הבאים יהיה הירידה בריכוז הצח"ב, המתרחשת ביממה הראשונה לניסוי, הרי שיש להפחית 83% מכל ערכי הצח"ב ההתחלתיים. מהתוצאות הנמדדות ביום השני לניסוי יש להפחית 67%, שהוא האחוז שהורחק ביום השני לניסוי הביקורת שנערך בתנאי רווית חמצן.

מהשוואה בין ריכוזי החמצן המומס שנמדדו בשני ניסויי הביקורת, ניתן להתרשם מתרומת המפל בהעלאת ריכוזי החמצן המומס במים, מריכוז הקרוב לאפס, לריכוז רוויה.

5.2. קביעת זמן הבשלת המירבג

הנחת הבסיס בחלק זה היא שקיימת התפתחות של המירבג כפונקציה של הזמן, המתבטאת בשיפור יעילות המירבג, כלומר בשיפור הרחקת החומר האורגני. היעילות גדלה עם התפתחות המירבג עד לנקודת מכסימום, בה המירבג נמצא בשיא התפתחותו ומכאן ואילך, יעילות ההרחקה אינה משתפרת כפונקציה של גיל המירבג.

בכדי לאמוד את השיפור היה צורך להשוות בין הניסויים על פי קריטריונים שנבחרו להשוואה. קריטריון אחד ניתן לראות בציור 27, המשווה בין הניסויים מבחינת יעילות הרחקת הצח"ב ביממה הראשונה לניסוי. השוויה היממה הראשונה משום שבפרק זמן זה נצפתה מרבית הירידה בריכוז הצח"ב. הירידה ביממה זו היוותה את ההבדל העיקרי בין הניסויים השונים בסדרה. רוב הניסויים, מלבד הניסוי בגיל מירבג 27 יום, הראו אחוזי הרחקת צח"ב סופיים (בגמר כל ימי הניסוי) דומים, כפי שניתן לראות מציור 28, כשהשוני ביניהם היה קצב הירידה, כלומר זמן שהשייה שהיה דרוש לשם הגעה לערך סופי זה.

ערכי יעילות ההרחקה חושבו תוך נירמול התוצאות שהתקבלו, ל- 20°C ולאחר הפחתת אחוז הירידה בצח"ב אשר אינו נתרם מעבודת המירבג.

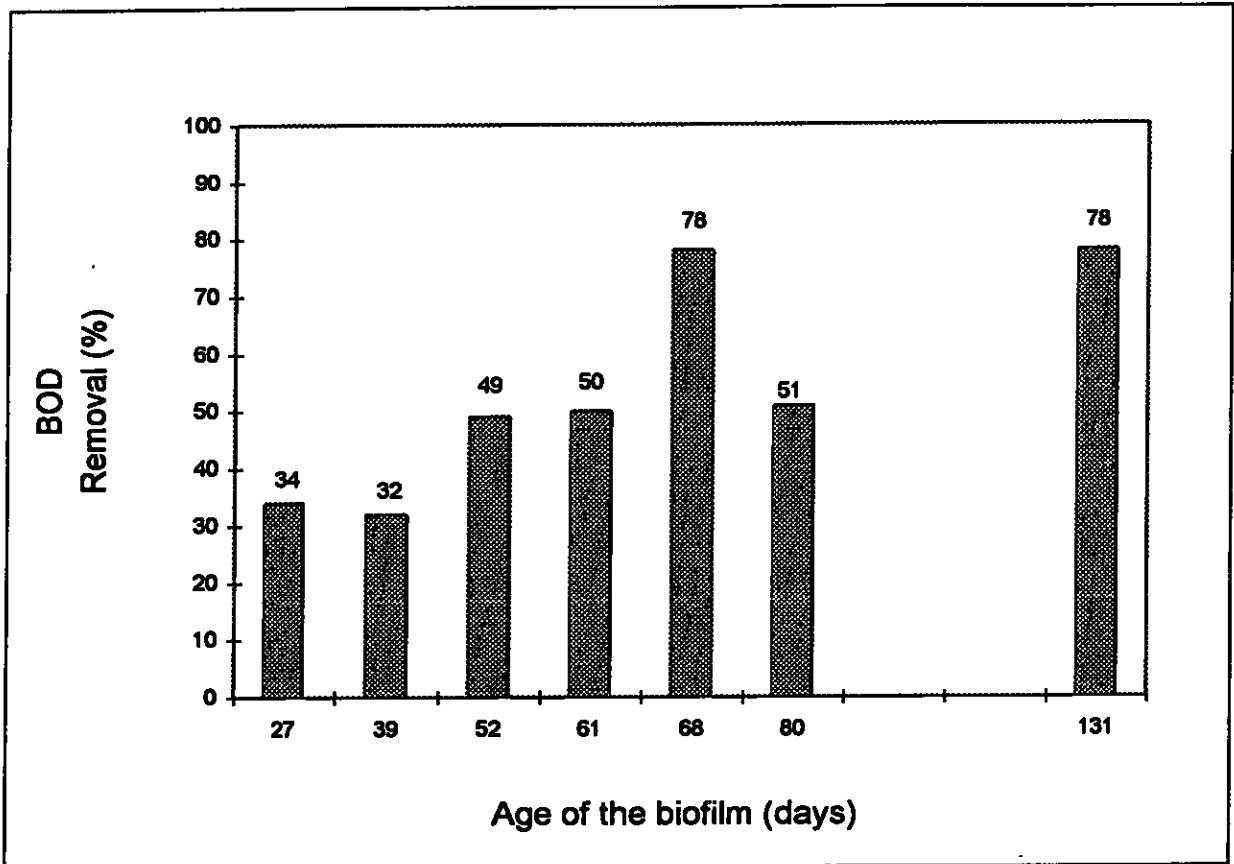
מהתבוננות בציור 27 ניתן להסיק שלכאורה לא קיים הבדל באחוז ההרחקה בין מירבג שגילו 27 יום לבין מירבג בן 39 יום (32-34% הרחקת ביום הראשון) אך מסקנה זו אינה מדויקת היות ונפחי המים המטופלים היו שונים בין הניסויים. נפח מים קטן יותר יסתחרר יותר פעמים דרך המירבג, מאשר נפח מים גדול יותר, באותו פרק זמן. המשמעות היא שנפח קטן "יזכה" לזמן שהייה ארוך במירבג ולזמן מגע ארוך יותר עם הביופילם, מה שיתרום להרחקה טובה יותר של החומר האורגני. משום כך היה צורך "לנטרל" באופן חישובי גם את השפעת זמן שהשייה על יעילות המירבג. לשם כך הושוו ערכי ה-K של הניסויים הכוללים בתוכם את זמן שהשייה. על פי ערכי ה-K, אשר מוצגים בציור 29, היה שיפור ביעילות הרחקת הצח"ב ע"י מירבג שגילו 39 יום יחסית למירבג שגילו 27 יום.

נצפה גידול באחוז ההרחקה במירבג שגילו 52 יום (יחסית ל-39 יום) ומכאן שהביופילם עדיין לא הגיע לשיא התפתחותו. ערכי ה-K מחזקים מסקנה זו.

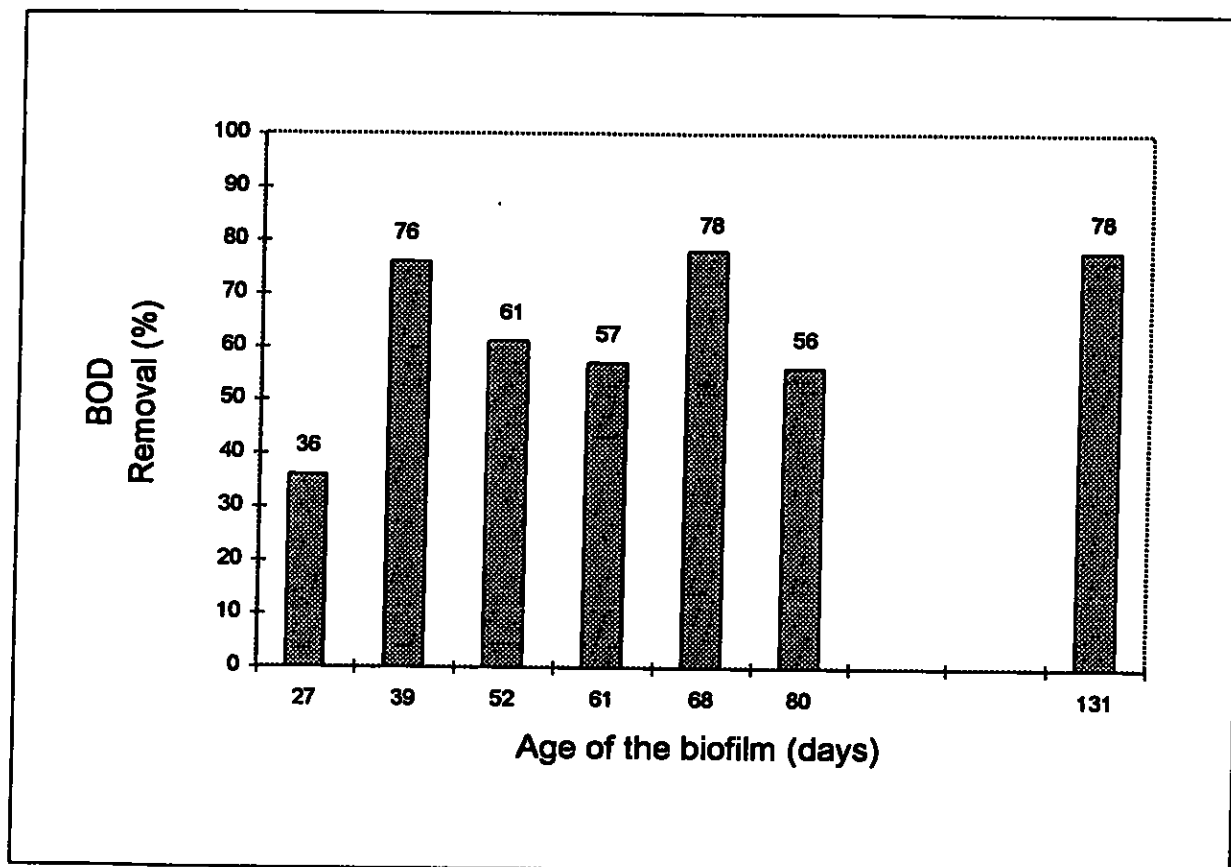
על פי ערכי ה-K שחושבו, ניתן לראות שיפור נוסף ביעילות ההרחקה, ע"י מירבג שגילו 61 יום, למרות שאחוזי ההרחקה דומים לניסוי שלפניו (שוב עקב שימוש בנפחי מים שונים).

אחוז ההרחקה וכן ה-K הגיעו לשיאם 68 יום מיום תחילת התפתחות המירבג.

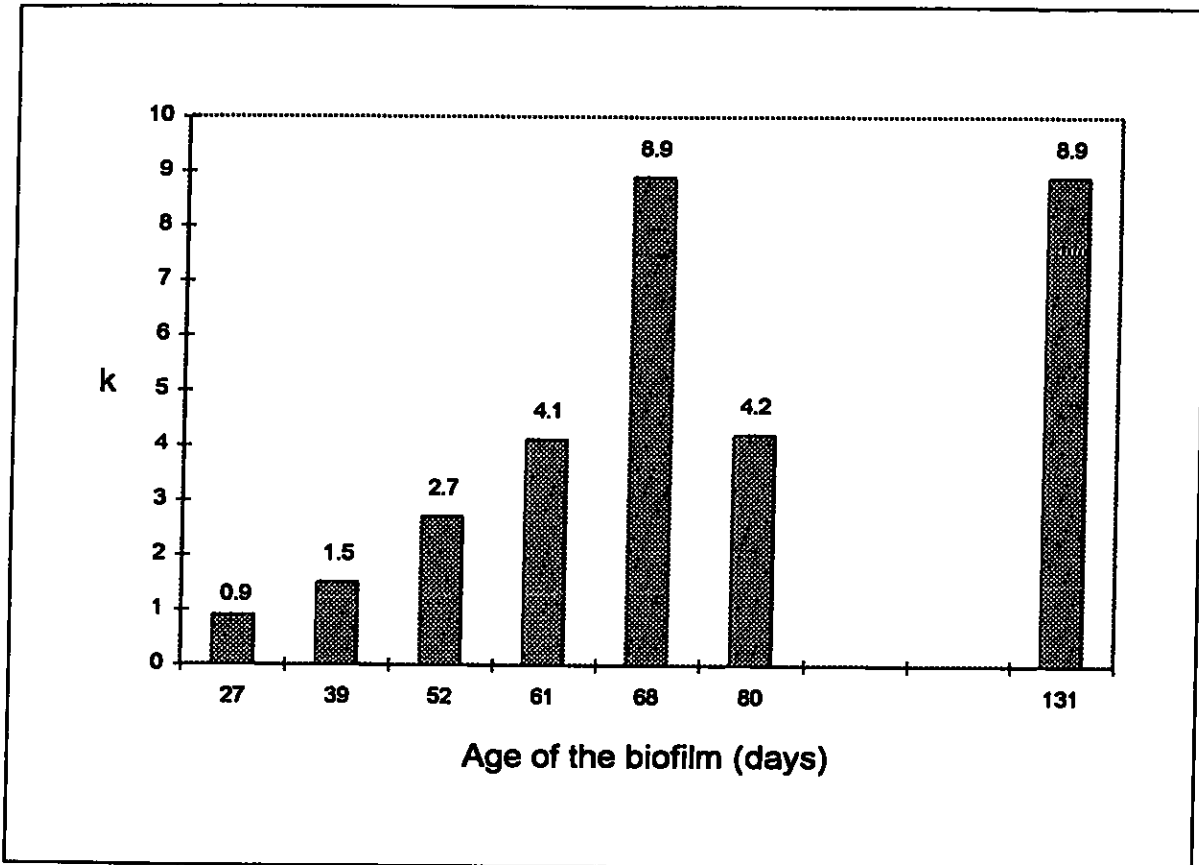
ירידה באחוזי הרחקת הצח"ב וכן בערכי ה-K, נמדדו בניסוי שנערך על מירבג שגילו 80 יום. ניתן לחסביר את הירידה ביעילות ע"י ההפסקה בת 12 הימים בין 2 הניסויים. בפרק זמן זה לא היתה חוספת חומר אורגני (מזון) למים, עובדה אשר גרמה ליצירת תנאי רעב במירבג הבשל שהיה



ציור 27 : אחוזי סילוק הצח"ב, כפי שנמדדו וחושבו ביממה הראשונה לניסויים, כפונקציה של גיל המירבג.



ציור 28 : אחוזי טילוק הצחיב הסופיים, כפי שנמדדו וחושבו בתום הניסויים, כפונקציה של גיל המירבג.

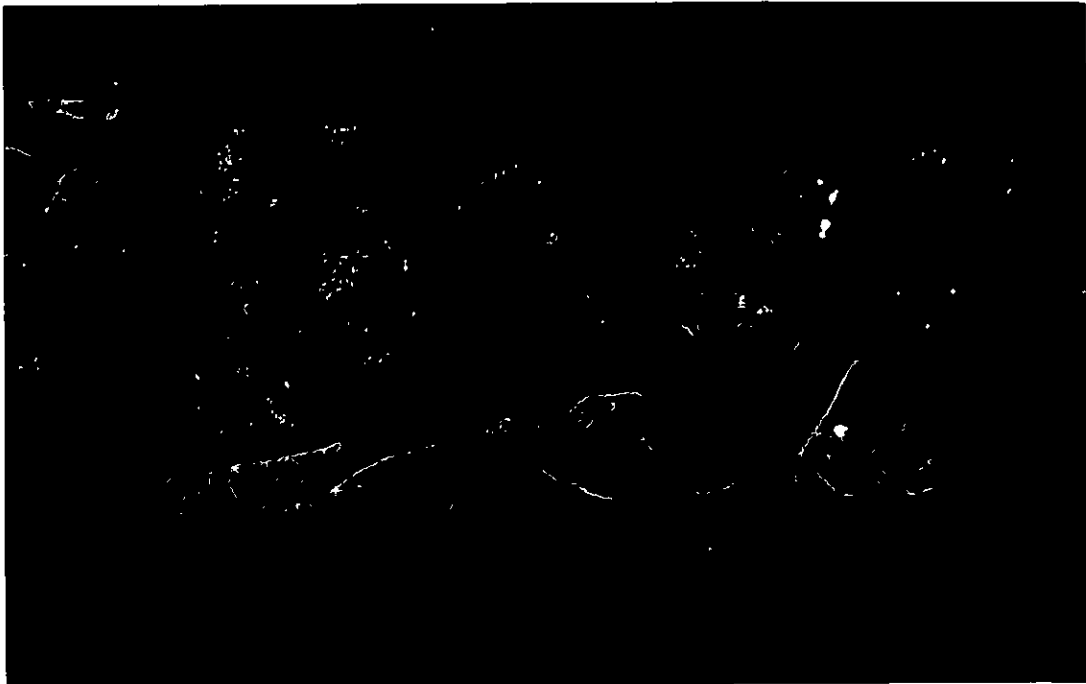


ציור 29 : השתנות ערכי ה- k שחושבו עבור היממה הראשונה לניסויים, כפונקציה של גיל המירבג.

מאוכלס בצפיפות. המחסור בסובסטרט גרם לקצב תמותה גבוה מקצב הגידול וריכוז המיקרואורגניזמים ירד לרמה אשר קיומה התאפשר בתנאי זמינות המזון הקיימים. ערכי סילוק צחי"ב ו-K הזהים לניסוי בו נמדד שיא בהרחקה (68 יום לתחילת ההתפתחות), נמדדו שוב בניסוי נוסף שנערך על מירבג שגילו 131 יום. בפרק הזמן שבין ניסוי זה לניסוי שלפניו, נמנעה התפתחות תנאי הרעב ע"י הוספה תקופתית של חומר אורגני (מזון לביופילם) למים. במשך פרק זמן זה שבין הניסוי שנערך על מירבג שגילו 68 יום, לבין הניסוי האחרון, לא נמדד כל שיפור נוסף ביעילות המירבג.

התוצאות מוכיחות שכתשעה עד עשרה שבועות נזקקו למירבג להגיע לשיא התפתחותו. קצב ההתפתחות היה תלוי באספקת הנוטריינטים והתמצן וכן כתלות ישירה בטמפי' המים. על פי הספרות, הבשלת מירבג אורכת בתקופת הקיץ כמספר שבועות ואילו בחורף זמן ההבשלה יכול להגיע למספר חודשים (Fair et al. 1968). הטמפי' הממוצעת אשר נמדדה בחלק זה של הניסוי היתה 18.4°C , ונעה בטווח של $13-23.5^{\circ} \text{C}$. בטווח טמפי' זה, 9-10 השבועות אשר נדרשו למירבג להגיע לשיא התפתחותו נראים כפרק זמן סביר.

מציור 30 ניתן להתרשם ממראהו של המירבג לאחר שהגיע להבשלה מלאה.



ציור 30 : המירבג הבשל.

5.3. השפעת נפח המירבג על הטיפול

בהשוואה בין נפחי מצע (אורכי מערכת) שונים מבחינת יעילות הרחקת הצח"ב, ניתן להסיק מהתוצאות, המסוכמות בציר 31 ובציר 32, שלא נמצא הבדל בין מירבג בנפח 460 ליטר (אורך תעלת זרימה של 15.5 מ') לבין נפח של 230 ליטר (אורך 7.8 מ'), הן מבחינת אחוז ירידת הצח"ב ביממה הראשונה (ציר 31) והן בערכי ההרחקה הסופיים שנמדדו בתום הניסויים (ציר 32). כאשר קוצרה המערכת מ- 7.8 מ' (50% מהאורך המכסימלי) ל- 3.9 מ' (25%) ונפח המצע ירד ל- 115 ליטר, נמדדה ירידה משמעותית באחוז סילוק הצח"ב מ- 74-78% הרחקה ל- 28% בלבד ביממת הניסוי הראשונה (ציר 31).

גם ערכי ההרחקה הסופיים שנמדדו בתום ניסוי זה, היו נמוכים יותר, בהשוואה לשני הניסויים הקודמים (ציר 32).

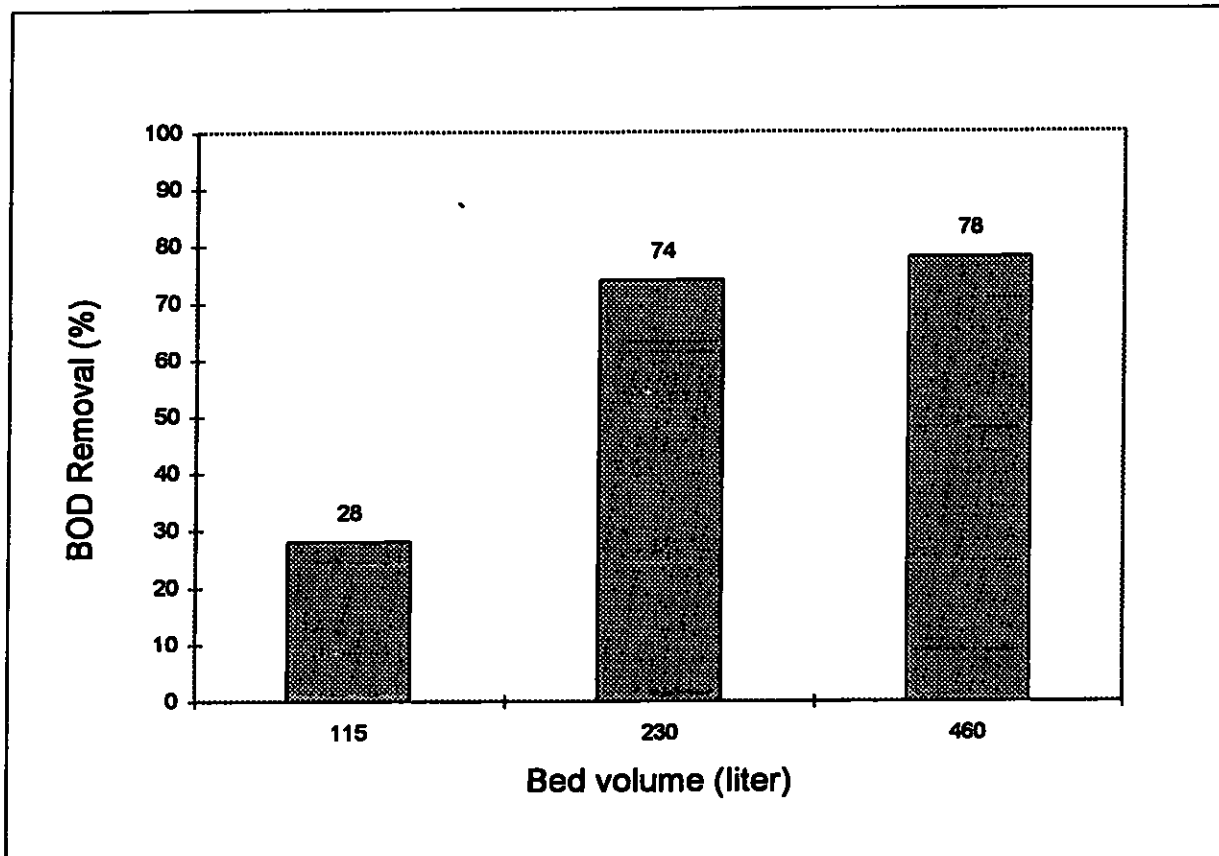
ירידה זו ביעילות הסילוק נבעה מקיצור זמן המגע בין המים המטופלים לבין הביופילם (זמן שהייה). זמן המגע תלוי בספיקת המים, במהירות הזרימה, בנפח המים המטופל ובנפח המירבג. שלושת הגורמים הראשונים היו שווים בשלושת הטיפולים בחלק זה והגורם היחיד ששונה היה נפח המירבג שהשפיע על זמן המגע.

נפחו של המירבג כאשר אורך המערכת 15.5 מ', הוא 460 ליטר (100%). נקבוביות המצע היא 40% ומכאן שנפח המים היכול להימצא ברגע נתון במירבג, הוא כ- 180 ליטר. אם הנפח הכולל של המים המטופלים הוא כ- 1000 ליטר, הרי שהזמן שמתאפשר לטיפת מים לבוא במגע עם המירבג (זמן שהייה) במשך יממה הוא כחמישית עד שישית היממה (4 שעות ו- 20 דקות ליתר דיוק).

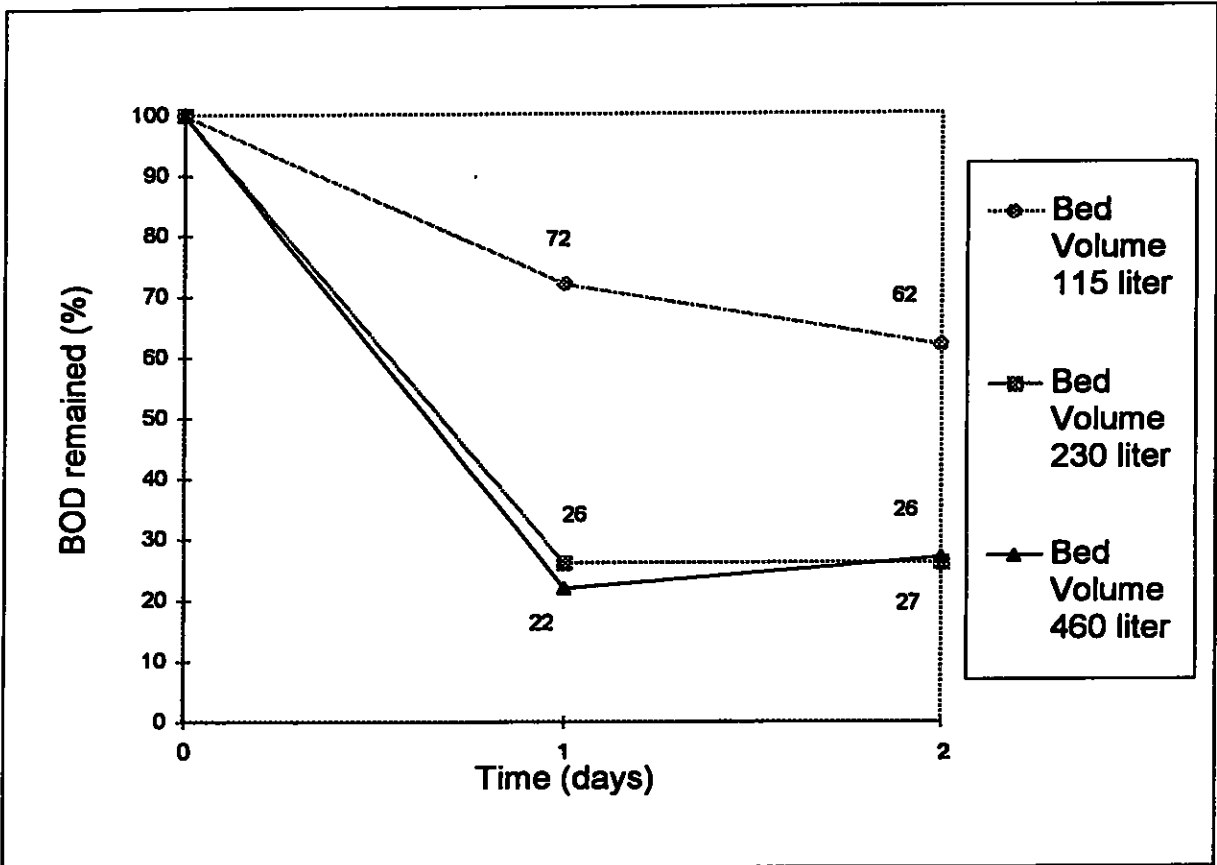
קיצור המערכת ל- 3.9 מ' (נפח מירבג 115 ליטר) הוריד את זמן שהייה ל- 65 דקות ביממה והוריד את יעילות המירבג.

ניתן להסביר את הירידה ביעילות בעובדה שפירוקו הראשוני של החומר האורגני מתבצע ע"י אוכלוסיות מיקרואורגניזמים כמו אקטינומיצטים ופטריות אשר מפרקות מולקולות גדולות כגון פוליסכרידים וחלבונים. את תוצרי הפירוק, שהם מולקולות קטנות יותר (זוגמת אוליגוסכרידים, חומצות אורגניות וחומצות אמיניות) ממשיכים לפרק בעיקר החיידקים. ככל הנראה, זמן שהייה הקצר אינו מאפשר פירוק מלא של החומר האורגני ולכן ערכיו נשארים גבוהים יחסית.

סיבה נוספת לירידת היעילות של הפילטר עם הירידה בנפחו, מוסברת בכך שאוכלוסיית המירבג היא סופית. קיים גבול עליון להתפתחות השכבה האירובית של הביופילם שבו גם אם נוסף ונעלה את ריכוז החומר האורגני במים (בתנאי רווית תמצן מומס), הרי שעובי השכבה לא יוסיף לגדול (Maximum Active Thickness) עקב עובי מכסימלי של הביופילם, שלזוכו מסוגל לתדור התמצן המומס. היות ועיקר הטיפול נעשה ע"י השכבה האירובית ומכיוון שמסה נתונה של



ציור 31 : אחוזי סילוק הצח"ב ביממה הראשונה לניסויים, כפונקציה של נפח המירבג.



ציור 32 : פרקציה נותרת של צח"ב, כפונקציה של הזמן - עבור נפחי מירבג שונים

ביופילם מסוגלת למכסימום נתון של ניצול חומר אורגני, הרי שכל הנראה, כמות הביומסה הגדלה על נפח המירבג הנתון הגיעה למצב בו קיים ניצול מכסימלי של חומר אורגני מהמים. במצב זה, הגורם היחיד המסוגל להעלות את ניצולו ולהגדיל את יעילות הטיפול הוא הוספה של ביומסה, כלומר הגדלת נפח המירבג (אשר נעשתה במקרה זה ע"י הארכת תעלת הזרימה). הארכת תעלת הזרימה ל- 7.8 מ' (נפח מירבג 230 ליטר) אכן שיפרה את יעילות סילוק הצח"ב באחוזים ניכרים. במצב זה, זמן שהייה עלה לשעתיים ועשר דקות ביממה אשר הספיק לפירוק מלא, הן של המולקולות הגדולות והן של תוצרי פירוק. נפח המירבג הוכפל וכמות הביומסה שעליו הוכפלה גם היא ויכולתה באופן מוחלט לניצול צח"ב עלתה, יחסית לביומסה במירבג שאורכו 3.9 מ'.

לפי הסבר זה, היה צפוי שהארכת המירבג מ- 7.8 ל- 15.5 מ', תוסיף ותשפר את יעילות ההרחקה, אך כאמור, התוצאות שנמדדו היו שונות: הארכה נוספת של תעלת הזרימה, מ- 7.8 ל- 15.5 מ' (נפח מירבג 460 ליטר), לא גרמה לשיפור נוסף ביעילות הטיפול. יתכן שהסיבה נעוצה בהרכב החומר האורגני: חומר אורגני קל פירוק מצריך זמן שהייה קצר יחסית על מנת לפרקו. ככל הנראה מרבית פרקציית החומר האורגני קל הפירוק שבמים מתפרקת בזמן הטיפול המתאפשר משימוש במירבג שאורכו 7.8 מ' (230 ליטר). פירוק פרקציה זו הוא המקור לירידה שנמדדה בריכוז בצח"ב.

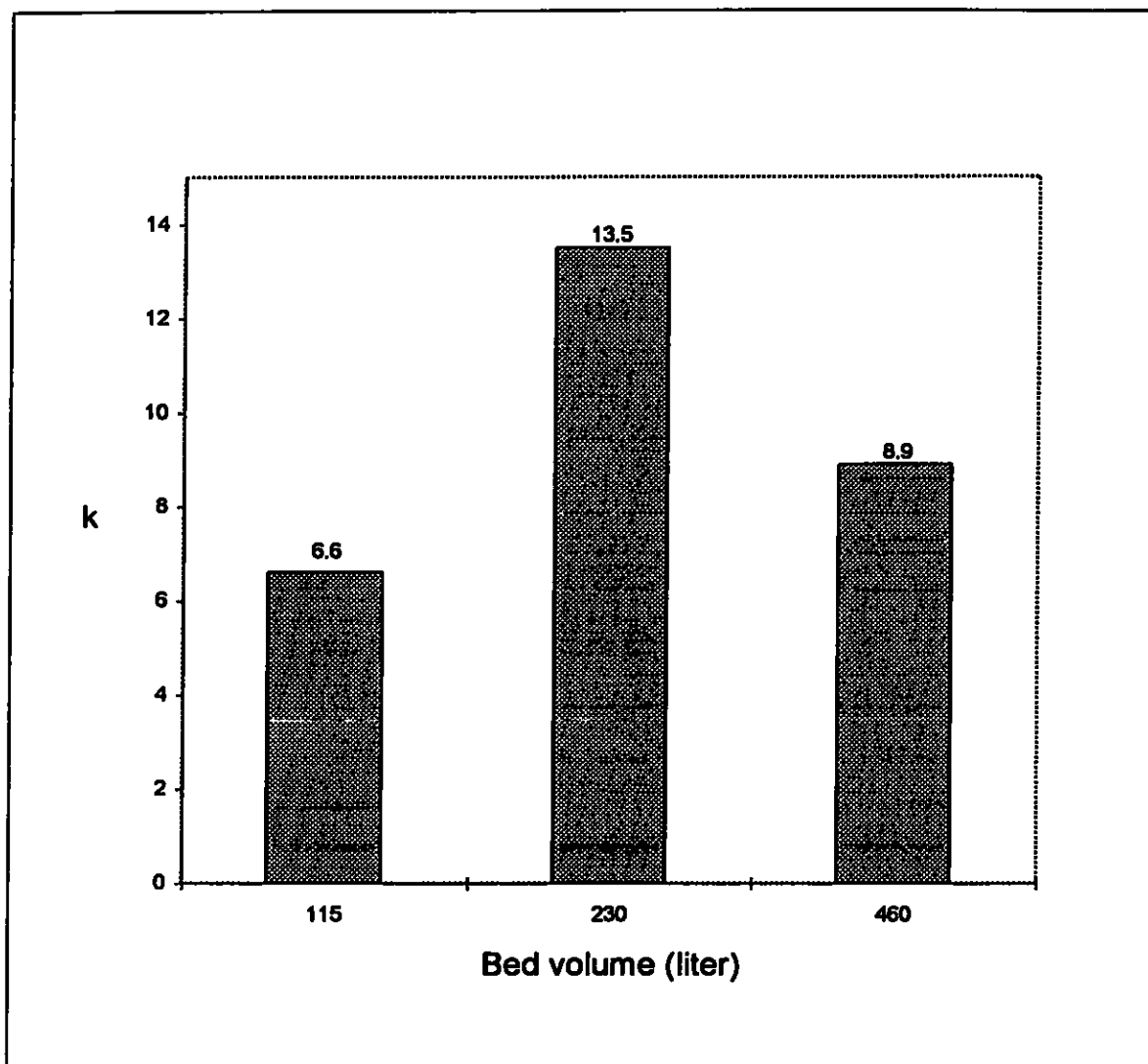
הירידה הבאה מקורה יהיה בפירוקו של חומר אורגני קשה פירוק, המהווה כעת את רוב החומר האורגני המצוי במים. פירוקו יצריך זמן מגע ארוך יותר מאשר 4 שעות ו- 20 דקות שמאפשרת תעלת זרימה באורך 15.5 מ' ביממה הראשונה לניסוי. לכן הארכת תעלת הזרימה מעבר ל- 7.8 מ' (230 ליטר), לא תתרום להגדלת יעילות ההרחקה ותהווה בזבוז משאבים.

יתכן שהארכת תעלת הזרימה מעבר ל- 15.5 מ' כן תשפר את הרחקת הצח"ב כיון שאז יתאפשר זמן שהייה, אשר יהיה ארוך מספיק לשם פירוק החומר האורגני קשה הפירוק. בניית מירבג גדול תחייב השקעת ממון נוספת ולכן צריך לבחון את השיקול הכלכלי של תוספת היעילות המתקבלת, כפונקציה של הגדלת העלות.

ערכי ה- K שחושבו בחלק זה, הושוו והוצגו בציר 33.

ערכו של K מהווה מדד ליעילות הטיפול, המאחד בתוכו 2 פרמטרים הקובעים יעילות זו: שיעור ההרחקה (ככל שגבוה יותר גדלה היעילות) וזמן שהייה הדרוש להשגת שיעור הרחקה זה (ככל שנמוך יותר גדלה היעילות).

מהגרף ניתן לראות את יתרון הניסוי אשר עשה שימוש בנפח מצע של 230 ליטר (50% מהאורך המכסימלי), מבחינת יעילות סילוק הצח"ב. יתרונו על פני הניסוי בעל נפח מצע של 115 ליטר (25%), מתבטא באחוז הסילוק ואילו יתרונו על פני הניסוי בעל נפח מצע של 460 ליטר (100%),



ציור 33 : השפעת נפח המירבג על ערכי ה-K שחושבו עבור היממה הראשונה לניסוי כפונקציה של נפח המירבג.

מתבטא בזמן השהייה שהיה דרוש על מנת להגיע לערכי הרכקת הצח"ב שנמדדו כזהים בשני הניסויים.

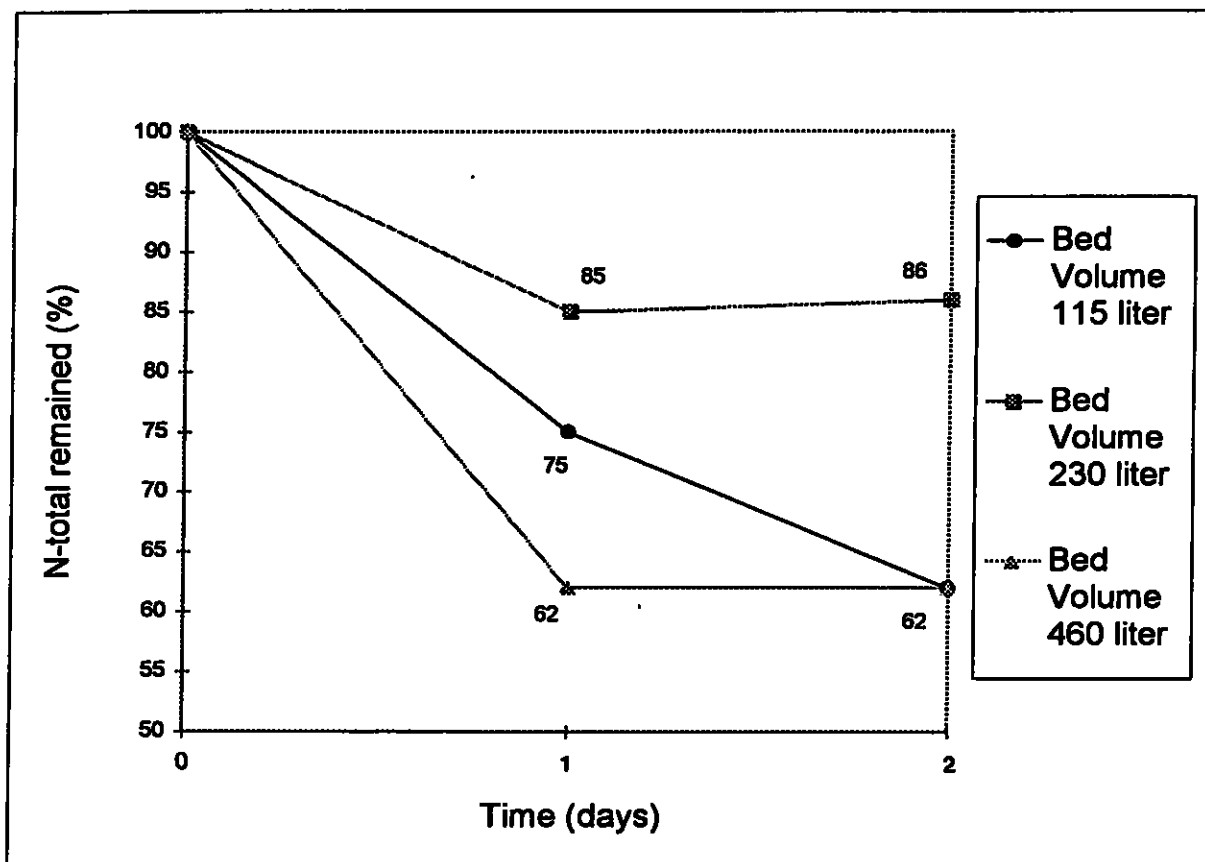
בחלק זה נבדקה יכולתו של המירבג גם בהרכקת חנקן כללי וזרחן כללי מהמים.

מציור 34 ניתן להבחין שהרכקת החנקן הכללי נמצאה כבלתי יעילה ונעה בין אחוז הרכקת של 15 ל- 38%.

אחוזי ההרכקת הנמוכים נובעים, ככל הנראה, מזמני שהייה לא מספיקים עבור הרכקת יעילה של תרכובות החנקן. על פי הספרות, הרכקת יעילה של תרכובות החנקן דורשת זמן שהייה ארוך יחסית בהשוואה לזה הדרוש עבור סילוק הצח"ב (פי שניים ויותר).

חנקן כללי מורכב מכלל תרכובות החנקן המצויות במים: חנקן אורגני, אמוניה, ניטריט וניטרט. הרכקת תרכובות חנקן מתרחשת בעיקר ע"י המנגנון הביולוגי של ניטריפיקציה-דניטריפיקציה. שני תהליכים אלו דורשים תנאי חמצן מומס שונים: תנאים אירוביים עבור הניטריפיקציה ואנאירוביים עבור הדניטריפיקציה. המירבג הביולוגי ששימש בעבודה זו, איפשר תנאים אירוביים מלאים בכל חלקי המערכת, עקב זרימת מים רדודה, שטח מגע גדול עם האטמוספירה, פוטוסינתזה ומפלים. ככל הנראה התרחשה הפעילות הניטריפיקנטית, בה תרכובות החנקן המתוזרות (אמוניה וחנקן אורגני) מתחמצנות לניטריט וניטרט, אך היה עיכוב בתהליך הדניטריפיקציה שמנע את הפיכת תוצרים אלו ל- N_2 גזי הנפלט לאטמוספירה. כך נשמרו רוב תרכובות החנקן בתוך המערכת, ככל הנראה בצורות מחומצנות (אילווצים טכניים מנעו את בדיקת תרכובות החנקן למרכיביו) ונמדדה ירידה מועטה בלבד בריכוזי החנקן הכללי. ההרכקת שנמדדה, נגרמה הודות לאסימילציה שנעשתה ע"י המיקרואורגניזמים וכן עקב התנדפות תרכובות חנקן נדיפות.

על פי הספרות, ערכי ההרכקת הנמוכים שנמדדו עונים על הציפיות ממערכת זרימה אופקית תחתית, אשר יכולת הרכקת תרכובות החנקן באמצעותה ידועה כנמוכה ומהווה את אחת הבעיות העיקריות של מערכות טיפול ביולוגיות מסוג זה. בעיה זו מקורה באי יכולתה של המערכת לספק את תנאי החמצן השונים, הנדרשים למנגנון ניטריפיקציה-דניטריפיקציה, אך בעוד שברוב המערכות הדומות המתוארות בספרות בהן עיקר הבעיה נובע מקושי של המערכת לאפשר תנאים אירוביים במים, הרי שבעבודה זו, ככל הנראה מקור הבעיה הוא מאי קיומם של תנאים אנאירוביים, שגרם לעיכוב בתהליך הדניטריפיקציה.

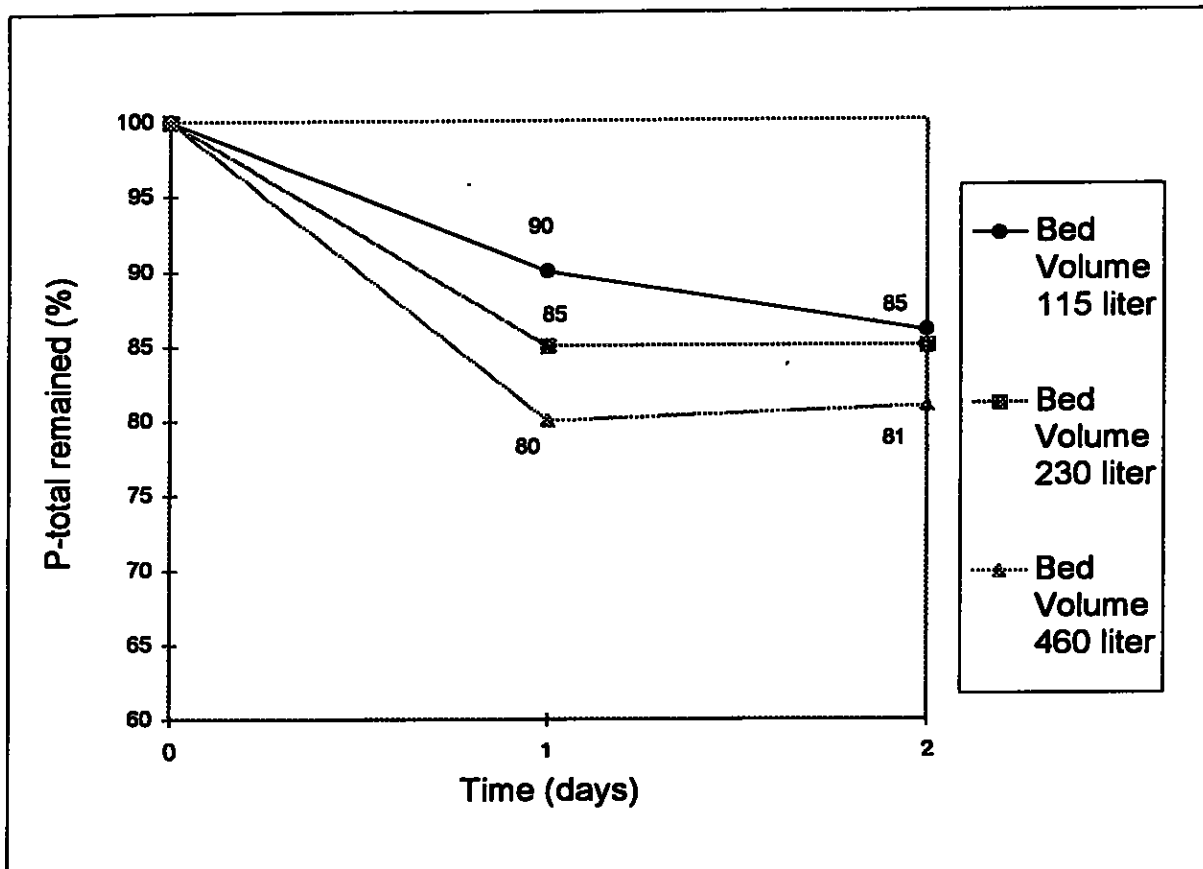


ציור 34 : פרקציה נותרת של חנקן כללי, כפונקציה של הזמן - עבור נפחי מירבג שונים

מתוצאות הרחקת הזרחה הכללי, כפי שמוצגות בציור 35, ניתן להבחין שהרחקת הזרחה הכללי עיית המערכת, לא נמצאה כיעילה. אחוזי ההרחקה נעו בין 10 ל- 20%.

הזרחה הכללי מורכב מפוספט אורגני, אורתופוספט ופוליפוספט, כאשר מנגנון ההרחקה העיקרי הוא שיקוע. לכל מצע יש כושר ספציפי מכסימלי של קליטת זרחה. כאשר קליטת הזרחה עיית המצע מגיעה לגבול עליון זה, אין המצע אפקטיבי עוד בקליטת הזרחה. עובדה זו מסבירה את הירידה בריכוז תרכובות הזרחה ביממת הניסוי הראשונה, כשאתריה לא נמדדה ירידה נוספת. ככל הנראה הגיע המצע למכסימום יכולתו בקליטת הזרחה ביממה הראשונה לניסוי.

כושר נמוך זה של המצע בקליטת הזרחה, נבע ככל הנראה מסוג המצע הספציפי ששימש בעבודה וכן עקב כיסוי הביופילם המסיבי שמנע ספיחה טובה של הזרחה למצע. מציור 35 ניתן לראות עליה קלה בסילוק הזרחה הכללי, ככל שנפת המירבג היה גדול יותר. ניתן להסביר זאת באמצעות תאוריית הגבול העליון של המצע בקליטת זרחה. גבול זה מושפע מסוג המצע ומנפתו וסביר הוא שנפת גדול יותר יכיל שטח גדול יותר לקליטת הזרחה והרחקתו תעלה בהתאם.



ציור 35: פרקציה נותרת של זרחן כללי, כפונקציה של הזמן - עבור נפחי מירבג שונים

5.4. השפעת ריכוז החמצן המומס על הטיפול

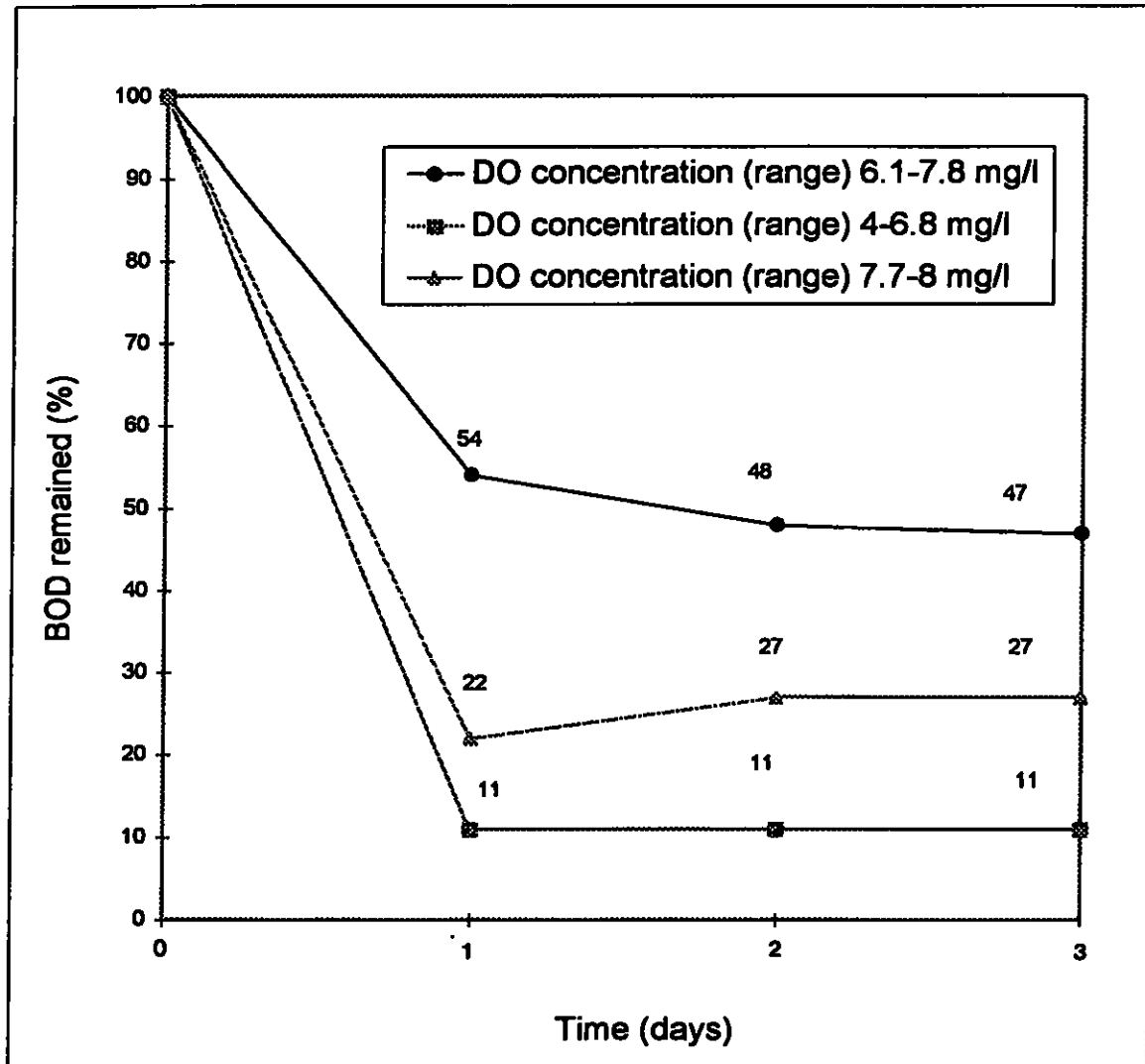
חשוב לציין את הקושי ביצירת תנאי חמצן נמוכים במערכת באמצעות ביטולם של המפלים בכניסה וביציאה מהתעלה. נוכחות המפלים הביאה את המים המטופלים למצב רווית חמצן או קרוב לרוויה וביטולם אמנם גרם לירידה מסויימת בריכוז החמצן המומס, אך לא לערכים נמוכים ממש. הסיבה לכך היא קיום גורמים נוספים במערכת, אשר גרמו לראוקסידציה במים. גורם ראשון הוא מעבר חמצן מהאטמוספירה למים. שטח הפנים של המערכת כולה, שהיא תעלה פתוחה, היה גדול מ- 3 מ"ר וזהו שטח המגע המכסימלי בין המים לאטמוספירה. הזרימה היתה אמנם תחתית רוויה ורק חלק מהשטח איפשר מעבר חמצן למים, אך זרימת המים קרוב לחלקו העליון של המירבג, בצירוף עומק זרימה רדוד של כ- 0.15 מ', איפשרו מעבר זה באופן יעיל. עומק המים הרדוד איפשר מעבר חמצן לרוב עמודת המים, אם כי ייתכן שבעומק המירבג נוצרו תנאים אנאירובים.

חשיבות המפלים בהעלאת ריכוז החמצן המומס, באה לביטוי בעיקר כאשר עומק המים מהווה גורם מגביל לחדירת החמצן ודרושה הגברה מלאכותית מכנית של קצב הדיפוזיה (כפי שניתן לראות מהשוואה בין שני ניסויי הביקורת - סעיף 5.1).

גורם נוסף שתרים להעלאת ריכוז החמצן במים הן האצות, אשר כיסו חלקים נרחבים מהמצע (בעיקר את האזורים הפונים לאור). שתי סיבות אלה איפשרו לשמור על ריכוז חמצן מומס גבוה יחסית, גם ללא המפלים.

מגרף הסיכום של חלק זה - ציור 36, ניתן להבחין שאין כל קורלציה בין ריכוזי החמצן במים לבין יעילות סילוק הצח"ב, כאשר טווח ריכוזי החמצן נע בין 4 ל- 8 מג"ל, ולא ניצפה קשר חיובי בין העלאת הריכוז לשיפור ביעילות הטיפול. גם כאשר משוים את אחוזי סילוק הצח"ב ביממה הראשונה לניסויים, כפי שמוצגים בציור 37, לא מוצאים כל קורלציה בין יעילות הטיפול לטווח ריכוזי החמצן בו נערכו הטיפולים, טווח שנע בין 4.0 ל- 8.0 מג"ל.

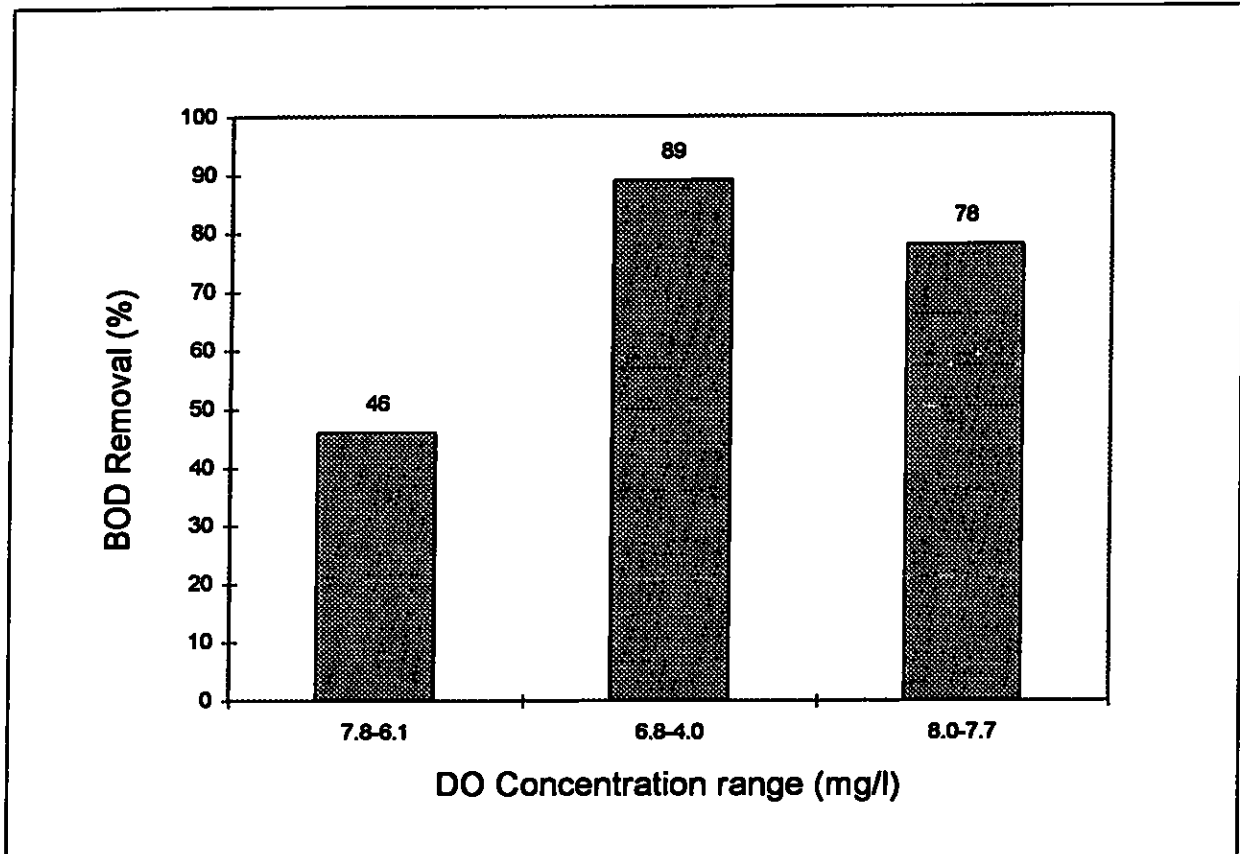
מציור 36 ניתן להבחין בעובדה, שבטיפול הראשון שנערך בטווח ריכוזי חמצן נמוכים יחסית (נמוכים מרוויה), שנעו בין 6.1 ל- 7.8 מג"ל, נמדדה ירידה ביעילות סילוק הצח"ב, יחסית לניסוי הבא שנערך אף הוא בריכוזי חמצן שנעו בטווח של 6.8 - 4 מג"ל (נמוכים מרוויה). בניסוי השני (בטווח ריכוזי DO של 4-6.8 מג"ל) נמדדו יעילויות סילוק צח"ב טובות יותר וזאת למרות שטווח ריכוזי החמצן בניסוי זה היה נמוך יותר יחסית לקודמו (השיפור ביעילות נמדד הן ביממה הראשונה והן בערכי ההרחקה הסופיים שנמדדו בגמר הניסויים).



ציור 36 : פרקציה נותרת של צח"ב, כפונקציה של הזמן - עבור טווח ריכוזי DO שונים

רשות נחל הירקון

?



ציור 37 : אחוזי סילוק הצח"ב ביממה הראשונה לניסויים, כפונקציה לטווח ריכוזי החמצן המומס.

הסבר אפשרי לכך הוא, שהניסוי הראשון בחלק זה, הינו הראשון מבין הניסויים שנערכו במערכת, אשר ריכוז החמצן המומס בו אינו ברוויה. ניתן להסביר את הירידה באתוזי סילוק הצחי"ב ע"י מצב הסטרס שנגרם לאוכלוסיית המירבג עקב השינוי בתנאי סביבתה, בעיקר בחלקו של המירבג אשר רחוק מפני המים וחדירת החמצן האטמוספרי אליו וכן הפוטוסינתזה בו, אינן אופטימליות. הקטנת ריכוזי החמצן הקטינה את מפל ריכוזי ה- DO בין גוף המים לביופילם והדבר גרם לירידה בפעילות הביולוגית האירובית ואולי אף לתמותה מסוימת של אוכלוסיה אירובית בחלקו העמוק של המירבג, (עקב היווצרות אזורים בעלי תנאים אנאירובים) ולהינתקות מקטעים.

גורמים אלו תרמו לעליית ריכוז הצחי"ב ולירידה ביעילות הטיפול.

הטיפול השני, אשר נערך גם כן בריכוזי חמצן מומס נמוכים מריכוז רוויה, הראה חזרה ליעילות טיפול גבוהות. ניתן להסביר זאת ע"י התאוששות אוכלוסיית המירבג, איקלומה לתנאי הסביבה החדשים והתפתחות של אוכלוסיות אנאירוביות בחלקו העמוק של המירבג.

לא נמצא הבדל משמעותי בין סילוק הצחי"ב בטיפול השני בחלק זה (בריכוזי חמצן נמוכים מריכוז רוויה) לבין הטיפול שבא אחריו (ניסוי שלישי) בו טווח ריכוזי החמצן היה כבר קרוב לרוויה עקב החזרת המפלים.

ניתן להסביר זאת בכך, שהחומר האורגני שבמים לא היה בריכוז כזה אשר יצרוך את כל החמצן מהמים וריכוזי ה- DO שנבדק, למרות שלא היה ברוויה, היה בריכוז גבוה מספיק, על מנת לאפשר תנאים אירובים בכל חלקי המירבג ופעולת חימצון אופטימלית של החומר האורגני שבמים.

בריכוזי חמצן נמוכים מאד (הקרובים לתנאים אנאירובים) ואו בעומסים אורגנים גבוהים מאד הגורמים לצריכת מרבית ה- DO מהמים לשם חימצונם, היינו מצפים שריכוזים שונים של חמצן אכן ישפיעו על יעילות הסילוק, משום שאז הופך החמצן להיות גורם מגביל בפעולת הטיהור האירובית (העדיפה).

חשוב לציין, שמלבד השפעת ריכוזי ה- DO על יעילות סילוק הצחי"ב מהמים, ישנה גם השפעת גומלין של הטיפול הביולוגי על ריכוזי ה- DO במים. פעילות ביולוגית אירובית רבה, אשר תגרום להפחתת ריכוזי החומר האורגני בהתאם, תצרוך חמצן רב יותר מהמים לשם פעולת החימצון ותביא לירידה בריכוזיו.

מתוצאות מדידת ריכוזי החמצן בפרק זה (המתוארות בסעיף 4.5), ניתן להבחין במגמת עליה בריכוזי החמצן, כפונקציה לירידת יעילות הטיפול לאורך ימי הניסוי.

מצויר 37 ניתן להבחין, שבניסוי שנערך בטווח ריכוזי DO שנעו בין 4.0-6.8 מג"ל (עמודה שמאלית), נצרכו 2.6 מג"ל DO על מנת להגיע ליעילות הטיפול הגבוהה שנמדדו - 89% סילוק צח"ב (הרחקה של 9.5 מג"ל צח"ב).

העמודה האמצעית מתארת צריכה של 1.7 מג"ל DO בלבד, אך גם הרחקת הצח"ב היתה נמוכה יותר - 46% (הרחקה של 6.4 מג"ל צח"ב).

בשני ימי הניסוי הנוספים (שבשני הניסויים שתוארו לעיל, שתוצאותיהם מופיעות בסעיף 4.5) כמעט ואין הרחקת צח"ב נוספת (הרחקה של 0-0.5 מג"ל בלבד) ונמדדת עלייה בריכוזי ה-DO, כיוון שתהליכי הראוקסידציה (דיפוזיית חמצן אטמוספרי ופוטוסינתזה) היו גבוהים מתהליכי הדאוקסידציה במערכת (צריכת DO לפעולת הטיהור הביולוגי).

העמודה השלישית בצויר 37 מתארת הרחקה טובה של צח"ב בטווח ריכוזי חמצן גבוהים. כאן לא נמדדה ירידה בפועל של ריכוזי ה-DO למרות הרחקת הצח"ב הטובה - 78% (הרחקה של 7.7 מג"ל צח"ב). הסיבה לכך היא שבניסוי זה הוחזרו המפלים אשר גרמו לראוקסידציה מזוורת ופיצו על אובדן החמצן שנצרך עבור פעולת הטיהור.

5.5. טיפול במי נחל הירקון

מציור 38 ניתן להבחין בירידה המשמעותית בריכוז הצח"ב ביממה הראשונה. מהירידה בשעור דומה שנמדדה בערכי העכירות, אפשר להניח שעיקר סילוק הצח"ב ביממה זו, נגרם כתוצאה משיקוע של פרקציה אורגנית מוצקה שריחפה במים ונלכדה ע"י המצע תוך כדי המעבר דרכו. מנגנון זה הוא הגורם העיקרי להקטנת העכירות והוא התבצע כנהליך גרוויטציוני עקב זרימה איטית במצע נקבובי.

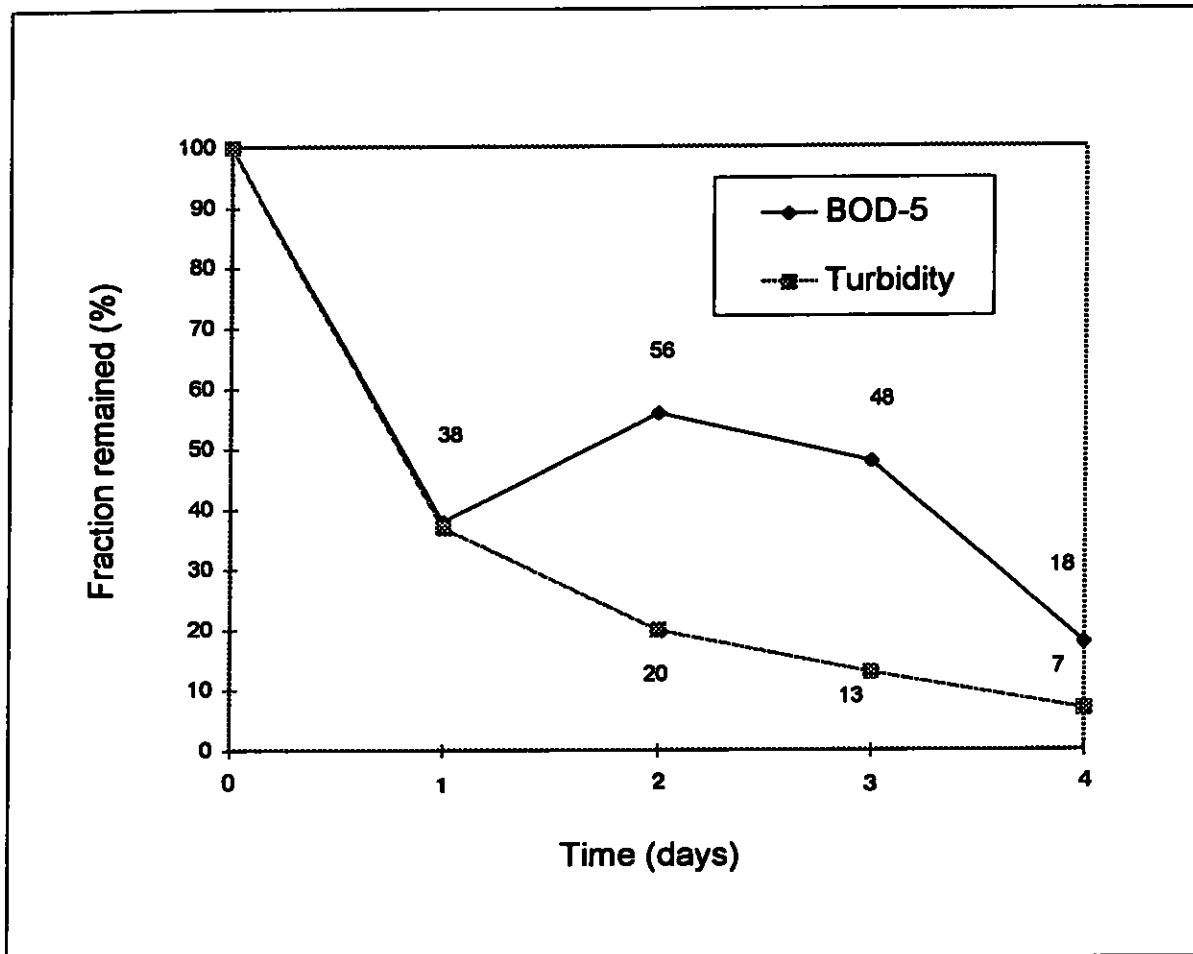
עיקר השיקוע התרחש ביממה הראשונה וזאת ניתן לראות מהירידה החדה בעכירות ביום זה, כאשר הירידה מתמתנת והופכת לאחידה בימי הניסוי הבאים. היות ומהירות השיקוע פרופורציונית לריבוע קוטר החלקיק, על פי חוק סטוקס (החל מגודל חלקיק מסוים), הרי שניתן להניח שעיקר עכירות המים נבעה ממוצקים מרחפים גדולים אשר שקעו מהר במצע. חלקיקים אלו היו בעיקר אצות וזאת על פי הגוון הירוק של המים ביום הראשון, אשר נעלם ברובו למחרת.

מהתבוננות במגמת השינוי בריכוז הצח"ב, ניתן להבחין בעלייה מסויימת שבאה לאחר הירידה התלולה ביממה הראשונה.

ניתן לייחס עליה זו לעובדה, שבניסוי זה נעשה שימוש במים בעלי אופי והרכב שונים לגמרי מהמים בהם השתמשנו עד כה במשך כל חודשי העבודה (מי ברז עם זיהום מלאכותי). המים בהם השתמשנו עד כה, יצרו תנאי סביבה מסויימים ואוכלוסית המירבג התפתחה בהתאם לתנאי סביבה אלו. הכנסת מים בעלי אופי שונה למערכת (מי ירקון), כנראה גרמה למצב של סטרס לאוכלוסיית המירבג, עקב השינוי הפתאומי בתנאי סביבתם. הדבר גרם ככל הנראה, לתמותה מסויימת באוכלוסייה, אשר מצד אחד הפחיתה את הפעילות הביולוגית של פירוק החומר האורגני, ומצד שני גרמה לפירוק הפרקציה המתה (שהיא חומר אורגני) והנתקותה מהמצע אל גוף המים. סיבות אלו הן כנראה שגרמו לעלייה בריכוז הצח"ב הנראית בציור 38.

בהמשך הניסוי ממשיכה מגמת הירידה בריכוזי הצח"ב, מגמה ההולכת ומשתפרת כפונקציה לזמן, הודות להתאוששות אוכלוסיית המירבג ואיקלומה ההדרגתי לתנאי הסביבה החדשים. יש להניח שאם היתה מתאפשרת תקופת איקלום של האוכלוסייה לתנאי סביבתה החדשים, לפני תחילת הניסוי, לא היתה מופיעה העלייה בריכוז הצח"ב ביממה השניה לניסוי ויעילות הטיפול היתה עולה.

לסיכום, נראה שהמערכת מתמודדת בצורה יפה גם בטיפול במי נחל אמיתיים (ירקון) - שבע טחנות) המכילים זיהום אורגני, כאשר בסך הכל נמדדה הרחקה של כ- 80% בריכוז הצח"ב וכ- 90% בערכי העכירות ההתחלתיים.



ציור 38 : פרקציות נותרות של צח"ב ועכירות, כפונקציה של הזמן, בטיפול במים מזוהמים מנחל הירקון (מאזור שבע טחנות).

כאשר משווים את יעילות סילוק הצח"ב בניסוי בו טופלו מי ירקון, לעומת היעילויות שהושגו בניסויים אשר טיפלו במים שהכילו זיהום מלאכותי, ניתן להבחין במגמה דומה של סילוק יעיל, הן ביממה הראשונה לניסוי והן באחוזי ההרחקה הסופיים (כ- 80%).

5.6. יישום הממצאים באופן תאורטי חישובי על קטע נחל

נבחר קטע נחל בעל ספיקה מזערית (ניתן להניח שמדובר בקטע של מים עומדים). נפח המים המיועדים לטיפול הוא 1000 מ"ק, הנמצאים, לשם המחשה, בקטע נחל שאורכו 100 מ', רוחבו כ- 7 מ' ועומקו כ- 1.5 מ'. איכות המים נעה סביב 10-20 מג"ל צח"ב (איכות שניונית טובה).

בהתאם לתוצאות המודל, בהנחה שהתוצאות הראשוניות שנמדדו במחקר זה הן אכן נכונות, תוכנן טיפול המיועד לשפר את איכות המים בקטע הנחל שתואר לעיל.

הטיפול נעשה ע"י שאיבת המים ממורד הנחל, אל המירבג שעל הגדה. המים זורמים דרך המירבג ונשפכים חזרה אל מעלה הנחל. החזרה לנחל נעשית באמצעות מפל שתפקידו הגדלת ריכוז החמצן במים.

בניסוי על מודל הנחל, טופלו 1 מ"ק של מים באיכות דומה. ריכוז הצח"ב שבמים הגיע לרמה נמוכה ע"י מעבר דרך מירבג ביולוגי בנפח 0.23 מ"ק (שנמצא כאופטימלי באופן ניסוי). הזמן הדרוש לטיפול היה כיממה (אשר מתוכה, כל טיפת מים נמצאה זמן של כשעתיים ועשר דקות במגע עם המירבג - זמן הטיפול).

על פי נתונים אלו, בכדי לטפל ב- 1000 מ"ק מים יש להגדיל את נפח המירבג, או את זמן הטיפול הנדרש, או את שניהם.

הגדלה של זמן הטיפול בלבד, תחייב פרק זמן לא מעשי של מאות ימים בכדי לאפשר לכל נפח המים לשהות בתוך המירבג לפחות שעתיים.

הגדלה של נפח המירבג בלבד, תחייב שימוש בנפח מצע עצום של 2500 מ"ק שיגרום לבזבוז קרקע ועלות חומרי גלם גבוהה.

לפיכך יש למצוא את השילוב האופטימלי של ערכי שני הפרמטרים הנ"ל על פי ערכים הגיוניים המצויים בספרות.

אם ניקח כזמן טפול סביר, פרק זמן של עשרה ימים, הרי שבכדי לטפל ב- 1000 מ"ק מי נחל, יידרש נפח מירבג בן 22.6 מ"ק.

נפח המירבג מחושב על פי: עומק המצע * אורך תעלת הזרימה * רוחב התעלה.

לקביעת מידות המערכת, בהתאם לנפח המירבג הדרוש, נעזר בנתונים מהספרות וכן בנתונים שמקורם בעבודה זו.

עומק מצע המקובל במערכות טיפול דומות נע סביב ה- 0.6 מ'.

נפח מצע של 22.6 מ"ק בעל עומק של 0.6 מ', יהיה בעל שטח פנים (אורך * רוחב) של 37.7 מ"ר. נותר כעת לקבוע את יחסי האורך : רוחב של המערכת. אורך תעלת הזרימה האופטימלי, אשר נמצא בעבודה זו, נקבע כ- 7.8 מ'. בניית המערכת באורך זה תצריך רוחב תעלה של 4.8 מ' (37.7 מ"ר לחלק ל- 7.8 מ').

יחס אורך : רוחב של המערכת שתוכננה הוא 1:1.6. על פי ההמלצות המופיעות בספרות מומלץ יחס אורך : רוחב של כ- 1:6 ולכן יש למצוא את הפשרה האופטימלית (בשיטת ניסוי וטעייה) לגבי מידות המערכת, אשר תנוע בין יחסי אורך : רוחב אלו (בין 4.8:7.8 מ' ל- 15:2.5 מ') ותיתן אחוז הרחקת מזהמים מכסימלית.

באם ישנה אפשרות לקיומו של זמן טיפול שייארך יותר מעשרה ימים, ניתן להקטין את נפח המירבג שיידרש וכמובן שאם יידרש זמן טיפול קצר יותר, ניתן להגדיל את מידות המערכת בהתאם.

לשם טיפול ב- 1000 מ"ק מים במשך עשרה ימים, ע"י מירבג בנפח 22.6 מ"ק, בעל נקבוביות של 40% (כלומר בכל רגע נתון יימצאו במערכת 9.04 מ"ק מים), תידרש משאבה בעלת ספיקה של 4.17 מ"ק/שעה.

פשטות המערכת, מבחינת רכיביה, דרך התפעול, התחזוקה וכח האדם שיידרש, יכולים להוות יתרון מבחינה כלכלית.

עלות האנרגיה אשר תידרש להפעלת המערכת שתוארה, ניתנת לחישוב:

ההנחה היא, שיהיה צורך לעלות את המים לגובה של כחמישה מטרים, מן הנחל אל המיתקן (גובה זה כולל בתוכו את הפסדי העומד והחיכוך).

ספיקת המשאבה, כפי שחושבה, היא 4.17 מ"ק/שעה.

ההספק הדרוש להעלאת נפח מים זה לגובה של חמישה מטרים ניתן לחישוב על ידי הכפלת נפח המים בגובה וחילוק ב- 200, (לשם קבלת ההספק ביחידות כח סוס). הערך שהתקבל הוכפל ב- 0.75 על מנת להופכו ליחידות קילוואט.

ההספק הדרוש לפעולה שתוארה, נמצא כ- 0.08 קילוואט.

זמן הטיפול הנדרש הינו 10 ימים ומכאן שכמות האנרגיה הנצרכת היא 19.2 קוואט"ש.

מחירו של קוואט"ש תעשייתי (נכון לדצמבר 1996) הוא כ- 11 סנט ומכאן שעלות האנרגיה של הטיפול ב- 1000 מ"ק מים, מוערכת בכ- 2 דולר אמריקאי.

לסיכום, בכדי לטפל בקטע נחל המכיל מים עומדים באיכות שניונית, בנפח של 1000 מ"ק, ניתן להשתמש במירבג ביולוגי בעל זרימה גרוויטציונית אופקית ותחתית רוויה. מצע המירבג יורכב מחצץ בעל נקבוביות של 40%, בנפח 22.6 מ"ק. המירבג יימצא בתוך תעלת זרימה באורך של כ- 8 מ' וברוחב של כחמישה מטרים (או צירוף אחר של יחסי אורך : רוחב שיתנו שטח פנים של כ- 38 מ"ר). עומק המצע יהיה 0.6 מ'. יש לאפשר פרק זמן של כ- 9-10 שבועות לשם הבשלת המירבג. בתום ההבשלה יחל הטיפול, אשר מורכב משאיבת המים ממורד הנחל אל תחילת התעלה, ע"י משאבה בעלת ספיקה של כ- 4 מ"ק/שעה, זרימתם דרך המירבג וחזרתם אל מעלה הנחל. רצוי שתזרת המים לנחל תיעשה באמצעות מפל, אשר יעלה את ריכוז החמצן המומס במים וישפר את יכולת הטיהור העצמי של הנחל.

גודלה הקטן יחסית של המערכת ופשטותה מבחינת רכיבים ודרך תיפעול, מעלה את הרעיון לאפשר את ניודה מאזור לאזור בתוך תוואי הנחל (למשל ע"י בנייתה על משטח נגרר) והצבתה באופן זמני בקטעי נחל הדורשים טיפול. ניתן גם לבדוק את האפשרות של חילוק המערכת השלמה למספר מערכות קטנות יותר, אשר ניפחן הכולל יהיה כמו זה של המערכת המקורית שתוכננה.

6. מסקנות

מתוצאות העבודה על מודל הנחל, ניתן להסיק מספר מסקנות לגבי תפקוד מירבג ביולוגי בעל זרימה גרוויטציונית אופקית תחתית, בעל פרמטרים תכנוניים ותפעוליים כפי שתוארו בעבודה זו. המסקנות מתייחסות לאפשרות השימוש בו כאמצעי לטיפול במים בעלי איכות שניונית.

1. המערכת נמצאה כיעילה בהפחתת ריכוזי צח"ב ממים באיכות שניונית. תוצאות הרחקה טובות נצפו, הן בטיפול במים שזוהמו בזיהום מלאכותי והן במים שמקורם מנחל מזהם (ירקון).
אחוזי הרחקה הצח"ב נעו בסביבות ה- 80%.
2. המערכת נמצאה כבעלת יכולת בינונית עד נמוכה בסילוק חנקן כללי וזרחן כללי ממים באיכות שניונית.
אחוזי הרחקת החנקן הכללי נעו בין 15 ל- 40%.
אחוזי הרחקת הזרחן הכללי נעו בין 15 ל- 20%.
3. המערכת נמצאה כיעילה בהורדת ערכי העכירות, מרמות הגבוהות מ- 10 NTU, לרמות הנמוכות מ- 2 NTU, באחוזי הרחקה של כ- 90%.
4. מומלץ להמתין כתשעה עד עשרה שבועות מתחילת התפתחות המירבג (תחילת הזרמת המים במערכת) לשם קבלת יעילות טיפול מכסימלית. זמן זה דרוש לשם הבשלה מלאה של הביופילם הצמוד למצע והוא נכון לטמפ' ממוצעת של כ- 18° c בטווח טמפ' הנע בין 13 ל- 23.5° c. זמן ההבשלה הדרוש צפוי להתקצר עבור טמפ' גבוהות יותר וההפך.
5. ריכוזי החמצן המומס במים לא נמצא כמשפיע על יעילות הטיפול, כאשר ריכוזיו נעו בטווח של 4 - 8 מג"ל. עם זאת, יש להניח שבריכוזי חמצן נמוכים יותר ו/ או עומסים אורגניים גבוהים יותר, עם הפיכתו של החמצן המומס לגורם מגביל בפעילות הביולוגית האירובית, תחול ירידה ביעילות סילוק החומר האורגני מהמים.
נמצא קשר חיובי בין רמת הירידה בריכוזי הצח"ב, לבין רמת הירידה בריכוזי ה- DO אשר נצרך בהתאם, לשם חימצון החומר האורגני.

6. מפלים נמצאו כמגדילים את ריכוז החמצן במיכל (האנלוגי לקטע מים עומדים בנחל) מריכוזים הקרובים לאפס, לריכוזי רוויה.

7. נפח המירבג משפיע ביחס חיובי אך לא קבוע, על אחוזי הרכות הצח"ב. הגדלת הנפח לא תביא בהכרח לשיפור בהרכה כיון שקיימים גורמים נוספים במערכת, כמו למשל הרכב השפכים ונוכחות של חומר אורגני קשה פירוק, אשר מונעים את השיפור ביעילות כתוצאה מהגדלת נפח המירבג.

נפח המירבג האופטימלי המינימלי נמצא כ- 0.23 מ"ק בתנאי הניסוי הנוכחי. נפח זה דרוש לשם הרכה יעילה של ריכוזי צח"ב ממים באיכות שניונית, מנפח מים של כ- 1 מ"ק ובזמן שהייה של כשעתיים. הכפלת נפח המירבג לא תגרום לירידה משמעותית בסילוק הצח"ב המצדיקה את הגדלת הנפח, כאשר ישנן מגבלות שטח ועלויות בניה וחומרים. שימוש בנפח מירבג קטן של 0.12 מ"ק, פגעה ביעילות הרכות הצח"ב מהמים, יחסית לנפחי מצע גדולים יותר.

8. התוצאות שהתקבלו במחקר זה, בעזרת מודל הנחל, ניתנות להשלכה באופן חישובי לשם תכנון המערכת הדרושה עבור טיפול בנפחי מים גדולים יותר, כלומר, גופי המים המזוהמים העומדים בנחלים.

7. הצעות להמשך המחקר

להמשך בחינת האפשרות של שימוש במערכת שתוארה לשם טיפול במי נחלים בעלי זיהום אורגני, מומלץ לבחון מספר פרמטרים נוספים:

1. בדיקת יעילות המערכת בהרחקת פרמטרים נוספים של זיהום : אמוניה, ניטריט, ניטרט ותרכובות זרחן לסוגיהן.
2. בחינת השפעת גודל החצץ, סוגו ועומקו על יעילות הטיפול.
3. נסיון לשלב במערכת עצמה או במערכת נפרדת צמחי מים מקרופיטיים, בכדי לבדוק את תרומתם בהרחקת המזהמים מהמים.
4. ביצוע ניסויים נוספים על מים שהובאו מנחל המזוהם בזיהום אורגני.
5. בחינת אפשרות למקם מערכת מסוג זה על גדת נחל בעל ספיקה נמוכה ואיכות מים ירודה, תוך מעקב בתנאי אמת אחר שיפור איכות המים כתוצאה מעבודת המירבג.

1. Adin, A., Baumann, E. R. and Warner, F. D. (1984). Evaluation of temperature effects on trickling filter plant performance. *Wat. Sci. Tech.* 17, 53-67.
2. Boon, P. J. (1992). Essential elements in the case for river conservation. *In : River conservation and management*, Boon, P. J., Calow, P. and Petts, G. E. (Eds.), John Wiley & Sons Ltd, England, pp. 11-33.
3. Brix, H. (1994). Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Wat. Sci. Tech.* 30(8), 209-223.
4. Butler, J.E., Ford, M.G., May, E., Ashworth, R.F., Williams, J.B., Dewedar, A., El-Housseini, M. and Baghat, M.M.M. (1993). Gravel bed hydroponic sewage treatment: performance and potential. *In: Constructed wetlands for water quality improvement*, G.A. Moshiri (Eds.), Lewis Publishers, Florida, pp. 237-247.
5. Butler, J.E., Loveridge, R. F., Ford, M.G., Bone, D. A. and Ashworth, R.F. (1990). Gravel bed hydroponic systems used for secondary and tertiary treatment of sewage effluent. *Journal of The Institution of Water and Environmental Management.* 4(3), 276-284.
6. Crites, R. W. (1994). Design criteria and practice for constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 29(4), 1-6.
7. Cooper, P.F. (1993). The use of reed bed systems to treat domestic sewage: The European design and operations guidelines for reed bed treatment systems. *In: Constructed wetlands for water quality improvement*, G.A. Moshiri (Eds.), Lewis Publishers, Florida, pp. 203-217.
8. Davies, T.H. and Cottingham, P.D. (1993). Phosphorus removal from wastewater in a constructed wetlands. *In: Constructed wetlands for water quality improvement*, G.A. Moshiri (Eds.), Lewis Publishers, Florida, pp. 315-320.
9. Degre'mont Ltd. (Eds.). (1991). *Water treatment handbook*. Lavoisier Publ. France.
10. Fair, G. M., Geyer, J. C. and Okun, D. A. (1968). *Water purification and wastewater treatment and disposal*. John Wiley & sons, Inc., New York.
11. Franson, M. A. H. (Eds.). (1985). *Standard methods - for examination of water and wastewater*. American Public Health Association. Washington.
12. Gale, P. M., Reddy, K. R. and Gratz, D. A. (1994). Phosphorus retention by wetland soils used for treated wastewater disposal. *j. Env. Quality.* 23, 370-377.
13. Gasith, A. (1992). Conservation and management of the coastal streams of Israel : An assessment of stream status and prospects for rehabilitation. *In : River conservation and management*, Boon, P. J., Calow, P. and Petts, G. E. (Eds.), John Wiley & Sons Ltd, England, pp. 51-64.
14. Goncalves, R. F., Le Grand, L. and Rogalla, F. (1994). Biological phosphorus uptake in submerged biofilters with nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech.* 29(10-11), 135-143.

15. Hammer, D. A. (1995). Performance of low aspect ratio, gravel wetlands at Benton, Tennessee. *International Association on Water Quality- Newsletter* 12 (July). 16-25.
16. Hammer, D. A. and Knight, R. L. (1994). Designing constructed wetlands for nitrogen removal. *Wat. Sci. Tech.* 29(4), 15-27.
17. Hanato, K., Frederick, D. J. and Moore, J. A. (1994). Microbial ecology of constructed wetlands used for treating pulp mill wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 29(4), 159-168.
18. Herricks, E. E. and Osborne, L. L. (1985). Water quality restoration and protection in streams and rivers. In : *The restoration of rivers and streams*, Gore, J. A. (Eds.), Butterworth Publ., Stoneham, pp. 1-20.
19. Hinton, S. W. and Stensel, H. D. (1995). Oxygen transfer in trickling filters. *J. Env. Eng.* (May), 422-426.
20. House, C. H., Broome, S. W. and Hoover, M. T. (1994). Treatment of nitrogen and phosphorus by a constructed upland-wetland wastewater treatment system. *Wat. Sci. Tech.* 29(4), 177-184.
21. Huang, J.C. and Liu, Y. C. (1993). Relationship between oxygen flux and biofilm performance. *Wat. Sci. Tech.* 28(7), 153-158.
22. Hu, H. Y., Fujie, K. and Urano, K. (1993). Dynamic behavior of aerobic submerged biofilter. *Wat. Sci. Tech.* 28(7), 179-185.
23. Jenssen, P. D., Maehlum, T. and Krogstad, T. (1993). Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments. *Wat. Sci. Tech.* 28(10), 149-157.
24. Kadlec, R. H., Bastiaens, W. and Urban, D.T. (1993). Hydrological design of free water surface treatment wetlands. In: *Constructed wetlands for water quality improvement*, G.A. Moshiri (Eds.), Lewis Publishers, Florida, pp. 77-86.
25. Kadlec, R. H. and Hey, D. L. (1994). Constructed wetlands for river water quality improvement. *Wat. Sci. Tech.* 29(4), 159-168.
26. Knight, R.L., Ruble, R.W., Kadlec, R.H. and Reed, S. (1993). Wetlands for wastewater treatment: performance database. In: *Constructed wetlands for water quality improvement*, G.A. Moshiri (Eds.), Lewis Publishers, Florida, pp. 35-58.
27. Lekvan, C.C., Crites, R.W. and Beggs R.A.(1993). Subsurface flow wetlands at Mesquite, Nevada. In: *Constructed wetlands for water quality improvement*, G.A. Moshiri(Eds.), Lewis Publishers, Florida, pp. 261-267.
28. Lazarova, V. and Manem, J. (1995). Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. *Wat. Res.* 29(10), 2227-2245.
29. Maehlum, T., Jenssen, P. D. and Warner, W. S. (1995). Cold-climate constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 32(3), 95-101.

30. May, E., Butler, J. E., Ford, M. G., Ashworth, R. F., Williams, J. and Baghat, M.M.M. (1990). Chemical and microbiological processes in gravel bed hydroponic (gbh) systems for sewage treatment. *In: Constructed wetlands for water pollution control*, P. F. Cooper and B. C. Findlater (Eds.), Pergamon Press, London, pp. 33-40.
31. Meaney, B. J. and Strickland, J. E. T. (1994). Operating experiences with submerged filters for nitrification and denitrification. *Wat. Sci. Tech.* 29(10-11), 119-125.
32. Mellquist, P. (1992). River management - Objectives and applications. *In : River conservation and management*, Boon, P. J., Calow, P. and Petts, G. E. (Eds.), John Wiley & Sons Ltd, England, pp. 1-8.
33. Nakasone, H. and Ozaki, M. (1995). Oxidation-ditch process using falling water as aerator. *J. Env. Eng.* 121(2). 132-139.
34. Peterson, R. C., Peterson, L. B. M. and Lacoursiere, J. (1992). A building-block model for stream restoration. *In : River conservation and management*, Boon, P. J., Calow, P. and Petts, G. E. (Eds.), John Wiley & Sons Ltd, England, pp. 293-309.
35. Sapotka, D. P. and Bavor, H. J. (1994). Gravel media filtration as a constructed wetland component for the reduction of suspended solids from maturation pond effluent. *Wat. Sci. Tech.* 29(4), 55-66.
36. Rahmani, H., Rols, J.L., Capdeville, b., Cornier, J. C. and Deguin, A. (1995)). Nitrite removal by a fixed culture in a submerged granular biofilter. *Wat. Res.* 29(7), 1745-1753.
37. Sikora, F. J., Zhu, T., Behrends, L. L., Steinerbg, S. L. and Coonrod, H. S. (1995). Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: removal rates and mechanisms. *Wat. Sci. Tech.* 32(3), 193-202.
38. Tanner, C. C. (1994). Treatment of dairy farm wastewaters in horizontal and up-flow gravel-bed constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 29(4), 85-93.
39. Tanner, C. C. and Sukias, J. P. (1995). Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 32(3), 229-239.
40. Tchobanoglous, G. (1993). Constructed wetlands and aquatic plant systems: research, design, operational and monitoring issues. *In: Constructed wetlands for water quality improvement*, G.A. Moshiri (Eds.), Lewis Publ., Florida, pp. 23-34.
41. Urbanc-Becric, O. and Bulc, T. (1995). Integrated constructed wetland for small communities. *Wat. Sci. Tech.* 32(3), 41-47.
42. Viessman, W. and Hammer, M. J. (1993). *Water supply and pollution control*. Harper Collins College Publ., New-York.
43. Watanabe, Y., Okabe, S., Arata, T. and Haruta, Y. (1994). Study on the performance of an up-flow aerated biofilter (uab) in municipal wastewater treatments. *Wat. Sci. Tech.* 30(11), 25-33.

44. Wetzel, R. G. (1993). Constructed wetlands: Scientific foundations are critical. *In: Constructed wetlands for water quality improvement*, G.A. Moshiri (Eds.), Lewis Publishers, Florida, pp. 3-7.
45. White, K. D. (1995). Enhancement of nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands employing a 2-stage configuration, an unsaturated zone, and recirculation. *Wat. Sci. Tech.* 32(3), 59-67.
46. Williams, J., Bahgat, M., May, E., Ford, M. and Butler, J. (1995). Mineralisation and pathogen removal in gravel bed hydroponic constructed wetlands for wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.* 32(3), 49-58.
47. Wittgren, H. B. and Tobiasson, S. (1995). Nitrogen removal from pretreated wastewater in surface flow wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 32(3), 69-78.
48. Wood, A. (1996). Investigation into the application and performance of constructed wetlands for wastewater treatment in South Africa. *International Association on Water Quality-Newsletter* 14 (July), 8-9.
49. Zagorc-Koncan, J. and Dular, M. (1994). Evaluation of biodegradation kinetics of organic wastewater in a laboratory river model. *Wat. Sci. Tech.* 30(10), 229-235.
50. Zhang, T. C. and Bishop, P. L. (1994). Density, porosity, and pore structure of biofilms. *Wat. Res.* 28(11), 2267-2277.
51. Zhu, T. and Sikora, F. J. (1995). Ammonium and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 32(3), 219-228.
52. בראור י. (1995). שיקום נחלים - היבטים של איכות המים. *אקולוגיה וסביבה*. 2 (3), 143-144.
53. גרין מ. (1975). קינטיקה של מערכות בוצה משופעלת המאוורות בחמצן נקי. *עבודת מוסמך, הטכניון*.
54. גרין מ. וספראי א. (1994). אגנים ירוקים כאמצעי לשיקום נחלים - נחל אלכסנדר כאתר מייצג. *דו"ח מדעי למשרד לאיכות הסביבה*.
55. גרין מ. (1995). שיקום נחלים באמצעות אגנים ירוקים. *אקולוגיה וסביבה*. 2 (3), 157-159.
56. פלד ס. (1984). מבחנים במרבגים ביולוגיים מטובעים למיחזור מים לגידול חסילונים (לרבות) מחסוג *Macrobrachium rosenbergii*. *עבודת מוסמך, האוניברסיטה העברית בירושלים*.
57. פרגמנט ד. (1995). שיקום נחל הירקון. *אקולוגיה וסביבה*. 2 (3), 149-150.
58. קפלן מ. (1995). שיקום נחלים בישראל - מסגרות, חלומות, תקוות. *אקולוגיה וסביבה*. 2 (3), 139-141.
59. שגיא י. ופרומקין ר. (1995). "חיים לנחלים" - שיקום נחלי ישראל. *אקולוגיה וסביבה*. 2 (3), 131-137.

Abstract

The release of wastewater before or after a purification treatment, into most of the coastal streams, and the simultaneous capture of spring waters which feed them, pollutes most of the coastal streams in Israel. During the summer, the flow of water into sections of these streams stops almost entirely, creating basins with poor water quality. This leads to the destruction of natural ecological systems in the streams, and turns them into an environmental nuisance.

The goal of this project is to test the option of improving water quality in these basins, by applying a biological filter in which the water, pumped from the stream, flows in a saturated horizontal gravitational manner, returning to the stream when the treatment is completed.

The biological treatment is performed as the water flows through the biofilter bed (gravel). Microorganism populations (biofilm), which cover the granular bed, utilize the organic matter in the water to build biomass, while consuming DO. The biological activity responsible for the purification of the organic pollution is mostly bacterial, and is dependent upon heterotrophic bacterium, substrates (the organic material or BOD) and oxygen. The biofilm consists of an anaerobic layer attached to the bed, and an aerobic layer above it, coming into contact with a layer of still water, through which there is molecular diffusion of nutrients and oxygen to the biofilm.

The research was performed on a simulator model of a stream. The model was constructed from a water tank, a canal, a granular bed and a pump.

The tank, containing 1,000 liters of artificially polluted water, served as a model for the basins of still waters in the stream.

The water was pumped into a 15.5 meters horizontal flow canal. The canal contained gravel (size: 40-60 mm) of an approximate volume of 460 liters and a porosity of 40%. The gravel functioned as the biofilter bed on which the biofilm developed. The polluted water flowed in a subsurface flow, and cascaded back into the tank.

The water was polluted by artificial organic pollution. Tests were performed every 24 hours, measuring the improvement in water quality. Each experiment lasted about 4 days. The main parameter for determining water quality was the change in the BOD-5 concentration as a function of time. Other parameters tested, were changes in N-total and P-total levels and turbidity. A follow-up measurement of temperature was made to enable computational normalization of its influence.

Experiments were initially performed on polluted water which did not flow through the biofilter. The decline in BOD reflected the biological activity and sedimentation occurring in the tank itself (which is not part of the biofilter) as well as the disappearance of volatile organic compounds. The results of these experiments were subtracted from the results of the other experiments to isolate the effect of the biofilter on the purification.

A number of factors affecting the efficiency of secondary quality water purification were examined:

1. The establishment of biofilter maturation was done through a series of experiments in which the of BOD removal was measured. The experiments differed regarding biofilm age.

With the termination of maturation, the filter achieved its highest efficiency level and no further improvement could be detected in its purification efficiency compared to the preceding experiment.

2. Determining a minimal optimal bed volume was done through a series of experiments which were conducted on biofilter volumes of 460, 230 and 115 liters.

3. The effect of DO concentrations on BOD removal efficiency was tested through another series of experiments. The efficiency was examined in the DO concentration range of 4 to 8 mg/l.

4. The competence of the biofilter in treating secondary quality Yarqon river waters was tested.

The results and conclusions achieved from the experiments are as follows:

A. The maximal percentage of BOD removal was found to be approximately 80%, measured in a biofilm age of 9-10 weeks, which was established as the time required for the maturation of the biofilm (in a temperature range of 13 to 23°C).

B. No differences in BOD removal were found between a biofilter system volume of 460 and 230 liters (75- 80%), however, diminishing the bed volume to 115 liters reduced the removal to a value of approximately 30-40%.

C. 15-38% removal of N-total concentrations and 10-20% removal of P-total concentrations, measured, indicate low efficiency of the system in reducing these parameters concentrations..

D. No correlation was found between efficiency of BOD removal and the DO concentration range examined (4-8 mg/l). In this range the DO did not act as a limiting factor on the aerobic biological purification. A correlation was found between the reduction in BOD concentrations and the reduction in DO concentrations, utilized for the oxidation of the organic matter..

E. The system was found to be effective in reducing BOD concentrations (about 80%) as well as in reducing turbidity values (approximately 90% to levels below NTU 2) of polluted Yarqon waters.

The results attained in this research, conducted on a model stream, were computationally projected to the planning of a system designed for the treatment of much greater water volume, in the polluted still water sections of the streams.

**The Hebrew University of Jerusalem
The Fredy and Nadine Herrmann Graduate School of Applied Science
Division of Environmental Sciences**

**Recirculation of Water
through Biological Filter
as a Mean to Restore Israel Coastal Streams**

Thesis submitted towards the M.Sc degree

by

Yaron Egozy

December 1996

The Hebrew University of Jerusalem
The Fredy and Nadine Herrmann Graduate School of Applied Science
Division of Environmental Sciences

**Recirculation of Water
through Biological Filter
as a Mean to Restore Israel Coastal Streams**

Thesis submitted towards the M.Sc degree

by

Yaron Egozy

December 1996