

***Corallina officinalis* L. (RHODOPHYTA) TÜRÜNÜN
EKOFİZYOLOJİSİ;
pH VE UV RADYASYONUNUN FOTOSENTEZ
ÜZERİNE ETKİLERİ**

Gamze YILDIZ



T.C.
ULUDAĞ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

***Corallina officinalis* L. (RHODOPHYTA) TÜRÜNÜN EKOFİZYOLOJİSİ;
pH VE UV RADYASYONUNUN FOTOSENTEZ ÜZERİNE ETKİLERİ**

Gamze YILDIZ

Prof. Dr. Şükran DERE
(Danışman)

DOKTORA TEZİ
BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

Bursa – 2011
Her Hakkı Saklıdır

TEZ ONAYI

Gamze YILDIZ tarafından hazırlanan ‘*Corallina officinalis* L. (Rhodophyta) Türünün Ekofizyolojisi; pH ve UV Radyasyonunun Fotosentez Üzerine Etkileri’ adlı tez çalışması aşağıdaki jüri tarafından oy birliği/oy çokluğu ile Uludağ Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı’nda **DOKTORA TEZİ** olarak kabul edilmiştir.

Danışman : Prof. Dr. Şükran DERE

Başkan : Prof. Dr. Şükran DERE
U.Ü. Fen-Edebiyat Fakültesi,
Biyoloji Anabilim Dalı İmza

Üye : Prof. Dr. Gürcan GÜLERYÜZ
U.Ü. Fen-Edebiyat Fakültesi,
Biyoloji Anabilim Dalı İmza

Üye : Doç. Dr. Ergün TAŞKIN
Celal Bayar Üniversitesi
Fen-Edebiyat Fakültesi,
Biyoloji Anabilim Dalı İmza

Üye : Yard. Doç. Dr. Egemen DERE
U.Ü. Fen-Edebiyat Fakültesi,
Biyoloji Anabilim Dalı İmza

Üye : Yard. Doç. Dr. Hüseyin ERDUĞAN
Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi
Fen-Edebiyat Fakültesi,
Biyoloji Anabilim Dalı İmza

Yukarıdaki sonucu onaylarım

Prof. Dr. Kadri ARSLAN
Enstitü Müdürü

. .2011

U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmada:

- tez içindeki bütün bilgi ve belgeleri akademik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- görsel, işitsel ve yazılı tüm bilgi ve sonuçları bilimsel ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- başkalarının eserlerinden yararlanması durumunda ilgili eserlere bilimsel normlara uygun olarak atıfta bulunduğumu,
- atıfta bulunduğum eserlerin tümünü kaynak olarak gösterdiğimi,
- kullanılan verilerde herhangi bir tahrifat yapmadığımı,
- ve bu tezin herhangi bir bölümünü bu üniversite veya başka bir üniversitede başka bir tez çalışması olarak sunmadığımı

beyan ederim.

22 .11. 2011

Gamze YILDIZ

ÖZET

Doktora Tezi

Corallina officinalis L. (RHODOPHYTA) TÜRÜNÜN EKOFİZYOLOJİSİ;
pH VE UV RADYASYONUNUN FOTOSENTEZ ÜZERİNE ETKİLERİ

Gamze YILDIZ

Uludağ Üniversitesi

Fen bilimleri Enstitüsü

Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Şükran DERE

Atmosferik karbondioksit (CO₂) miktarındaki artış ve bunu takiben deniz suyundaki CO₂ artışı, deniz sularının karbon kimyasını değiştirmektedir. Okyanus asitleşmesi olarak isimlendirilen bu değişim, deniz sularında daha düşük pH ve daha yüksek bikarbonat derişimlerine neden olmaktadır. Çözünmüş inorganik karbon havuzundaki bu yeni düzenlenme, ultraviyole radyasyonu (UVR) ile etkileşerek makroalg türlerinin fizyolojilerini etkileyebilmektedir. Önceki çalışmalar artan atmosferik CO₂ derişimlerinin, deniz suyundaki karbon kimyasını değiştirmesi sebebiyle, bazı kalkerli plankton ve makroalg türlerinin kalsifikasyonunu etkilediğini göstermektedir. Ancak kalkerli alglerin UVR'ye karşı nasıl davrandıkları hakkında çok az veri bilinmektedir. UVR, okyanus asitleşmesiyle birlikte sinerjistik, antagonistik veya bağımsız yönde davranabilmektedir. Bu nedenle, UVR ve okyanus asitleşmesinin *Corallina officinalis* L. türü üzerine etkilerini belirlemek için, UVR ve UVR olmadan, CO₂ ile zenginleştirilmiş asitleştirme deneyleri yapılmıştır.

Elde edilen sonuçlara göre düşük pH, 2 haftalık uygulama sürecinde UV absorbe eden bileşikler, fotosentetik performans ve fotosentezin doygunluk ışık yoğunluğunu artırırken, büyüme oranı ve CaCO₃ içeriğini azaltmıştır, fakat 4 haftalık uygulama sürecinde, maksimum fotosentetik kapasitede anlamlı bir değişim göstermemiştir. UVR'nin, fotosentetik aktif radyasyon ile gerçekleşen fotosentezi inhibe ettiği bilinmektedir. Ancak çalışmada, UVA (4,25Wm⁻²) ve orta düzeydeki UVB (0,5Wm⁻²) hem okyanus asitleşmesi ile birlikte hem de tek başına iken *C. officinalis* örneklerinin fotosentez ve büyüme oranlarını artırmıştır. Fakat yüksek düzeydeki UVB hem okyanus asitleşmesi ile birlikte hem de tek başına iken büyüme oranını inhibe etmiş, fotosentetik performansı ise etkilememiştir. Ayrıca UVR aksesuar pigment içeriklerinin de azalmasına neden olmuştur.

Çalışmadan elde edilen sonuçlar, okyanus asitleşmesi ve UVB'ye maruz kalan *C. officinalis* örneklerinin fizyolojik olarak dezavantajlı konuma geçebileceğini göstermektedir. Bu dezavantajın ekolojik etkileri henüz belirlenmemiştir ancak, gelecekte olması tahmin edilen CO₂ senaryosunda, kalkerli türlerin kalkerli olmayan türlerle karşılaştırıldığında, daha az rekabet edebileceği düşünülebilir.

Anahtar Kelimeler: Okyanus asitleşmesi, *Corallina officinalis*, Fotosentez, Ultraviyole Radyasyon, Klorofil Floresansı, Kalsifikasyon

2011, xii + 144 sayfa

ABSTRACT

PhD Thesis

ECOPHYSIOLOGY OF THE *Corallina officinalis* L. (RHODOPHYTA):

PHOTOSYNTHESIS UNDER ALTERED UV and pH REGIMES

Gamze YILDIZ

Uludag University

Graduate School of Natural and Applied Sciences

Department of Biology

Supervisor: Prof. Dr. Şükran DERE

An increase in the level of atmospheric carbon dioxide (CO₂) and the resultant rise in CO₂ in seawater alter the carbon chemistry of seawater. This change, known as ocean acidification, causes lower concentrations of pH and higher concentrations of bicarbonate in seawater. This new composition of the dissolved inorganic carbon pool may, by interacting with ultraviolet radiation (UVR), affect the physiology of macroalgae species. Previous researches show that increasing concentrations of atmospheric CO₂, due to the resultant alteration in the carbon chemistry of seawater, affect the calcification of certain species of calcareous plankton and macroalgae. However, very little is known about how calcareous algae react towards UVR. UVR may behave synergistically, antagonistically or independently in relation to ocean acidification. For this reason, in order to determine the effects of UVR and ocean acidification on the species *Corallina officinalis* L., acidification experiments in CO₂-enriched cultures with and without UVR exposure were conducted on the species.

According to the results obtained, during the two-week implementation period, low pH increased compounds which absorbed UV, photosynthetic performance and the saturation light intensity of photosynthesis, but decreased growth rate and CaCO₃ content. However, during the four-week implementation period, no significant change in photosynthetic activity was seen. It is known that UVR inhibits photosynthesis, which is carried out by photosynthetically active radiation. In this research, however, UVA (4,25Wm⁻²) and mid-range UVB (0,5Wm⁻²) increased photosynthesis and growth rates in the *C. officinalis* samples both independently and in conjunction with ocean acidification. On the other hand, high-level UVB inhibited growth rates both independently and in conjunction with ocean acidification, while photosynthetic performance was unaffected. Moreover, UVR caused a decrease in accessory pigment content.

The results obtained from the research reveal that *C. officinalis* samples exposed to ocean acidification and UVB may become physiologically disadvantaged. Whilst the ecological effects of this disadvantage have not yet been determined, according to the projected future CO₂ scenario, it may be considered that calcareous species will be less able to compete with non-calcareous species.

Key words: Ocean acidification, *Corallina officinalis*, Photosynthesis, Ultraviolet Radiation, Chlorophyll Fluorescence, Calcification

2011, xii + 144 pages

TEŞEKKÜR

Tez çalışmasının planlanmasında ve yürütülmesinde yardım, öneri ve desteğini esirgemeyen tez danışmanım Prof. Dr. Şükran DERE'ye,

Arazi çalışmaları ve metot oluşturma aşamalarında, ayrıca çalışmanın yürütülmesi ve sonuca ulaştırılmasında yardım ve görüşlerini esirgemeyen Prof. Dr. Kai BISCHOF ve Laurie C. HOFMANN'a,

Çalışmalarımı, yurtdışı doktora araştırma bursu ile destekleyen Yükseköğretim Kurulu'na,

Laboratuvar imkanlarımı kullandığım Bremen Üniversitesi'ne (Almanya),

Deneysel çalışmalarımın finansal desteğini sağlayan ve Alman Eğitim ve Araştırma Bakanlığı tarafından desteklenen BIOACID (Biological Impacts of Ocean Acidification) projesinin 4.1.3 nolu ve 'Competitive success of calcifying and noncalcifying macroalgae under shifting pH regimes in tropical vs. temperate regions' isimli alt projesine,

Çalışma boyunca gösterdikleri manevi destek, ilgi ve yardımlarını esirgemeyen Yard. Doç. Dr. Egemen DERE, Yard. Doç. Dr. Nurhayat DALKIRAN, Yard. Doç. Dr. Didem KARACAOĞLU ve Biyolog Betül YALÇIN'a,

Maddi ve manevi desteklerini her zaman hissettiğim Özer ÖNER, Işıl ÖNER ve sevgili anne-babama

sonsuz teşekkürlerimi sunarım.

Gamze YILDIZ
22. 11. 2011

İÇİNDEKİLER

	Sayfa
ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
TEŞEKKÜR.....	iii
SİMGELER ve KISALTMALAR DİZİNİ.....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	viii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	xi
1. GİRİŞ.....	1
2. KURAMSAL TEMELLER.....	4
2.1. Fotosentez ve Klorofil-a Floresansı.....	4
2.1.1. Alglerde fotosentez.....	4
2.1.2. Fotosentetik pigmentler ve fotosentezdeki roller.....	7
2.1.3. Fotosentez – Aydınlanma eğrisi.....	13
2.1.4. PAM Klorofil Floresan Tekniği ve floresan kinetiği.....	14
2.2. Okyanus Asitleşmesinin Biyolojik Etkileri ve Koruyucu Mekanizmalar.....	21
2.3. UVR'nin Biyolojik Etkileri ve Koruyucu Mekanizmalar.....	27
3. MATERYAL ve YÖNTEM.....	34
3.1. Materyal.....	34
3.1.1. Cihazlar.....	34
3.1.2. Arazi çalışması ve örneklerin hazırlanması.....	34
3.2. Yöntem.....	35
3.2.1. Deney serileri.....	35
3.2.1.1. Deney serisi-1; düşük pH ve düşük UVR'nin fotosentez üzerine etkisi.....	39
3.2.1.2. Deney serisi-2; düşük pH ve yüksek UVR'nin fotosentez üzerine etkisi.....	40
3.2.1.3. Deney serisi-3; düşük pH'ın karbonik anhidraz aktivitesi üzerine etkisi.....	40
3.2.1.4. Deney serisi-4; düşük pH'ın nitrat redüktaz aktivitesi üzerine etkisi.....	41
3.2.2. Ekofizyolojik analizler.....	41
3.2.2.1. Günlük büyüme oranı.....	41
3.2.2.2. Klorofil-a.....	42
3.2.2.3. Fikoeritrin ve Fikosiyanin.....	42
3.2.2.4. CaCO ₃ ve organik madde.....	42
3.2.2.5. UV absorbe eden bileşikler.....	43
3.2.2.6. PAM klorofil floresans ölçümleri (F _v /F _m , P _{max} , I _k , alfa, rETR).....	43
3.2.2.7. Karbonik anhidraz aktivitesi.....	44
3.2.2.8. Nitrat redüktaz aktivitesi.....	44
3.2.3. İstatistik.....	45
4. BULGULAR.....	46
4.1. Deney Serisi-1; Düşük pH ve Düşük UVR'nin Fotosentez Üzerine Etkisi.....	46
4.1.1. FA-eğrisi.....	47
4.1.2. PAM klorofil floresan ölçümleri (F _v /F _m , P _{max} , I _k , alfa).....	51

4.1.3. Günlük büyüme oranı.....	58
4.1.4. Fotosentetik pigmentler (klorofil-a, fikoeritrin ve fikosiyenin).....	59
4.1.5. CaCO ₃ ve organik madde.....	63
4.1.6. UV absorbe eden bileşikler.....	65
4.2. Deney serisi-2; Düşük pH ve Yüksek UVR'nin Fotosentez Üzerine Etkisi.....	71
4.2.1. FA-eğrisi.....	72
4.2.2. PAM klorofil floresan ölçümleri (F _v /F _m , P _{max} , I _k , alfa).....	76
4.2.3. Günlük büyüme oranı.....	81
4.2.4. Fotosentetik pigmentler (klorofil-a, fikoeritrin ve fikosiyenin).....	82
4.2.5. CaCO ₃ ve organik madde.....	87
4.2.6. UV absorbe eden bileşikler.....	89
4.3. Deney serisi-3; Düşük pH'ın Karbonik Anhidraz Aktivitesi Üzerine Etkisi.....	95
4.3.1. FA-eğrisi.....	96
4.3.2. PAM klorofil floresan ölçümleri (F _v /F _m , P _{max} , I _k , alfa).....	99
4.3.3. Karbonik anhidraz aktivitesi.....	104
4.4. Deney serisi-4; Düşük pH'ın Nitrat Redüktaz Aktivitesi Üzerine Etkisi.....	107
5. TARTIŞMA VE SONUÇ.....	110
5.1. Okyanus Asitleşmesinin Etkileri.....	110
5.2. UVR'nin Etkileri.....	119
5.3. Okyanus Asitleşmesi ve UVR'nin Birlikte Etkisi.....	124
KAYNAKLAR.....	126
ÖZGEÇMİŞ.....	141

SİMGELER VE KISALTMALAR DİZİNİ

Simgeler	Açıklama
%	Yüzde
μ	Mikron
alfa	FA-eğrisinin başlangıç eğimi
DşF	Düşük pH - FAR
DşFA	Düşük pH – FAR + UVA
DşFAB	Düşük pH – FAR + UVA + UVB
F_m	Maksimum klorofil floresansı
F_o	Minimum klorofil floresansı
F_v/F_m	PSII'nin maksimum kuantum ürünü
g	gram
I_k	Doygunluk ışık yoğunluğu
M	Molar
m^{-2}	metre kare
mg	miligram
min	minute (dakika)
mM	milimolar
n	Tekrar sayısı
nm	nanometre
NrF	Normal pH - FAR
NrFA	Normal pH – FAR + UVA
NrFAB	Normal pH – FAR + UVA + UVB
ppm	milyonda bir
Q_A	PSII'nin primer elektron yakalayıcısı
Q_B	PSII'nin sekonder elektron yakalayıcısı
s	saniye
U	Unit (Birim)
W	watt
$\Delta F/F_m'$	PSII'nin etkili kuantum ürünü

Kısaltmalar	Açıklama
ATP	Adenozin Trifosfat
C	Karbon
Ca^{+2}	Kalsiyum İyonu
$CaCO_3$	Kalsiyum Karbonat
CIE	Commission Internationale de l'Eclairage (Uluslararası Işıklandırma Komisyonu)
CO_2	Karbondioksit
CO_3^{-2}	Karbonat İyonu
DMF	N,N-Dimetilformamid
DNA	Deoksiribo Nükleik Asit

EC	Enzyme Comission Number (Enzim Komisyonu Numarası)
EDTA	Etilen Diamin Tetra Asetikasit
F	FAR ışık uygulaması
FA-Eğrisi	Fotosentez-Aydınlanma Eğrisi
FA	FAR + UVA ışık uygulaması
FAB	FAR + UVA + UVB ışık uygulaması
FAR	Fotosentetik Aktif Radyasyon
H ⁺	Hidrojen İyonu
H ₂ CO ₃	Karbonik Asit
HCO ₃ ⁻	Bikarbonat İyonu
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Chance (Hükümetler arası İklim Değişimi Paneli)
KM	Kuru Madde
NADPH	Nikotinamid Adenin Dinükleotid Fosfat
NO ₂ ⁻	Nitrit
NO ₃ ⁻	Nitrat
O ₂	Oksijen
O ₃	Ozon
PAM	Pulse Amplitude Modulation (Modulasyonlu Atış Genişliği)
P _{max}	Maksimum Fotosentetik Kapasite
PSI	Fotosistem I
PSII	Fotosistem II
rETR	Relatif Elektron Transfer Oranı
ROS	Reaktif Oksijen Türleri
RuBisCO	Ribuloz 1,5 bifosfat Karboksilaz Oksijenaz
RuBP	Ribuloz 1,5 bifosfat
TM	Taze Madde
UVA	Ultraviyole-A
UVB	Ultraviyole-B
UVC	Ultraviyole-C
UVR	Ultraviyole Radyasyonu

ŞEKİLLER DİZİNİ

Sayfa

Şekil 2.1.	Fotosentetik elektron transferinin Z-şeması ile gösterilmesi	5
Şekil 2.2.	Klorofil a, b, c ve d'nin moleküler yapıları	8
Şekil 2.3.	β -karoten ve lutein'in moleküler yapısı	9
Şekil 2.4.	Fikosiyanin ve Fikoeritrin'in moleküler yapısı	10
Şekil 2.5.	Fotosentetik pigmentlerin absorpsiyon spektrumları	11
Şekil 2.6.	Deniz yosunu örneklerinin absorpsiyon ve aksiyon spektrumları	12
Şekil 2.7.	<i>Porphyra naiadum</i> türünün absorpsiyon ve aksiyon spektrumları ile fikobilinlerin absorpsiyon spektrumu	13
Şekil 2.8.	Fotosentez – Aydınlanma eğrisi	14
Şekil 2.9.	Klorofil floresansının indüksiyon kinetiği	17
Şekil 2.10.	Son birkaç yüzyıl ve 2100 yılı için tahmin edilen atmosferik CO ₂ miktarları	21
Şekil 2.11.	Mikosporin benzeri amino asitlerin moleküler yapısı	33
Şekil 3.1.	Örnek toplama alanı	35
Şekil 3.2.	Uygulama akvaryumlarının genel görüntüsü	38
Şekil 4.1.	Deney serisi-1'in pH değişimi	46
Şekil 4.2.	Uygulamanın 7. gününde, normal ve düşük pH uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri	47
Şekil 4.3.	Uygulamanın 14. gününde, normal ve düşük pH uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri	48
Şekil 4.4.	Uygulamanın 7. gününde ve pH 8,2'de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri	49
Şekil 4.5.	Uygulamanın 14. gününde ve pH 8,2'de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri	49
Şekil 4.6.	Uygulamanın 7. gününde ve pH 7,7'de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri	50
Şekil 4.7.	Uygulamanın 14. gününde ve pH 7,7'de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri	51
Şekil 4.8.	Deney serisi-1 için kaydedilen F_v/F_m oranları	52
Şekil 4.9.	Deney serisi-1 için kaydedilen P_{max} değerleri	53
Şekil 4.10.	Deney serisi-1 için kaydedilen I_k değerleri	55
Şekil 4.11.	Deney serisi-1 için kaydedilen alfa değerleri	57
Şekil 4.12.	Deney serisi-1 için kaydedilen günlük büyüme oranları	58
Şekil 4.13.	Deney serisi-1 için kaydedilen klorofil-a miktarları	60
Şekil 4.14.	Deney serisi-1 için kaydedilen fikoeritrin miktarları	61
Şekil 4.15.	Deney serisi-1 için kaydedilen fikosiyanin miktarları	62
Şekil 4.16.	Deney serisi-1 için kaydedilen CaCO ₃ / KM oranları	64
Şekil 4.17.	Deney serisi-1 için kaydedilen organik madde / TM oranları	65
Şekil 4.18.	Deney serisi-1'de UV-absorbe eden bileşiklerin 324 nm dalga boyundaki absorpsiyon değerleri	66
Şekil 4.19.	Uygulamanın 7. gününde, normal ve düşük pH uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorpsiyon spektrumları	67
Şekil 4.20.	Uygulamanın 7. gününde ve pH 8,2'de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorpsiyon spektrumları	67

Şekil 4.21. Uygulamanın 7. gününde ve pH 7,7’de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları	68
Şekil 4.22. Uygulamanın 14. gününde, normal ve düşük pH uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları	69
Şekil 4.23. Uygulamanın 14. gününde ve pH 8,2’de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları	70
Şekil 4.24. Uygulamanın 14. gününde ve pH 7,7’de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları	71
Şekil 4.25. Deney serisi-2’in pH değişimi	72
Şekil 4.26. Uygulamanın 7. gününde, normal ve düşük pH uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri	73
Şekil 4.27. Uygulamanın 14. gününde, normal ve düşük pH uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri	73
Şekil 4.28. Uygulamanın 7. gününde ve pH 8,2’de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri	74
Şekil 4.29. Uygulamanın 14. gününde ve pH 8,2’de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri	74
Şekil 4.30. Uygulamanın 7. gününde ve pH 7,7’de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri	75
Şekil 4.31. Uygulamanın 14. gününde ve pH 7,7’de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri	76
Şekil 4.32. Deney serisi-2 için kaydedilen F_v/F_m oranları	77
Şekil 4.33. Deney serisi-2 için kaydedilen P_{max} değerleri	78
Şekil 4.34. Deney serisi-2 için kaydedilen I_k değerleri	79
Şekil 4.35. Deney serisi-2 için kaydedilen alfa değerleri	80
Şekil 4.36. Deney serisi-2 için kaydedilen günlük büyüme oranları	82
Şekil 4.37. Deney serisi-2 için kaydedilen klorofil-a miktarları	83
Şekil 4.38. Deney serisi-2 için kaydedilen fikoeritrin miktarları	84
Şekil 4.39. Deney serisi-2 için kaydedilen fikosiyanın miktarları	86
Şekil 4.40. Deney serisi-2 için kaydedilen $CaCO_3$ / KM oranları	88
Şekil 4.41. Deney serisi-2 için kaydedilen organik madde / TM oranları	89
Şekil 4.42. Deney serisi-2’de UV-absorbe eden bileşiklerin 324 nm dalga boyundaki absorbans değerleri	90
Şekil 4.43. Uygulamanın 7. gününde, normal ve düşük pH uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları	91
Şekil 4.44. Uygulamanın 14. gününde, normal ve düşük pH uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları	91
Şekil 4.45. Uygulamanın 7. gününde ve pH 8,2’de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları	92
Şekil 4.46. Uygulamanın 7. gününde ve pH 7,7’de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları	93
Şekil 4.47. Uygulamanın 14. gününde ve pH 8,2’de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları	94
Şekil 4.48. Uygulamanın 14. gününde ve pH 7,7’de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları	94
Şekil 4.49. Deney serisi-3’ün pH değişimi	95
Şekil 4.50. Deney serisi-3; 1. hafta FA-Eğrileri	96
Şekil 4.51. Deney serisi-3; 2. hafta FA-Eğrileri	97

Şekil 4.52. Deney serisi-3; 3. hafta FA-Eğrileri	98
Şekil 4.53. Deney serisi-3; 4. hafta FA-Eğrileri	98
Şekil 4.54. Deney serisi-3 için kaydedilen F_v/F_m oranları	99
Şekil 4.55. Deney serisi-3 için kaydedilen P_{max} değerleri	100
Şekil 4.56. Deney serisi-3 için kaydedilen I_k değerleri	102
Şekil 4.57. Deney serisi-3 için kaydedilen alfa değerleri	104
Şekil 4.58. <i>C. officinalis</i> örneklerinin karbonik anhidraz aktivitesi	106
Şekil 4.59. Deney serisi-4'ün pH değişimi	107
Şekil 4.60. <i>C. officinalis</i> örneklerinin nitrat redüktaz aktivitesi.....	109

ÇİZELGELER DİZİNİ

Sayfa

Çizelge 2.1. Klorofil floresan kinetiği ile ilgili parametreler ve açıklamaları.....	20
Çizelge 2.2. Farklı atmosferik CO ₂ miktarlarında, okyanus yüzeyinin inorganik karbon kimyasındaki değişimler.....	23
Çizelge 3.1. Kültür ortamlarındaki besin maddelerinin derişimleri.....	37
Çizelge 3.2. Deney serisi 1 ve 2’de çalışılan uygulamalar.....	39
Çizelge 4.1. Deney serisi-1’de kaydedilen F _v /F _m oranları için ANOVA sonuçları.....	52
Çizelge 4.2. Deney serisi-1’de kaydedilen P _{max} değerleri için ANOVA sonuçları.....	54
Çizelge 4.3. Deney serisi-1’de kaydedilen I _k değerleri için ANOVA sonuçları.....	55
Çizelge 4.4. Deney serisi-1’de kaydedilen alfa değerleri için ANOVA sonuçları.....	57
Çizelge 4.5. Deney serisi-1’de kaydedilen büyüme oranları için ANOVA sonuçları.....	59
Çizelge 4.6. Deney serisi-1’de kaydedilen klorofil-a değerleri için ANOVA sonuçları.....	60
Çizelge 4.7. Deney serisi-1’de kaydedilen fikoeritrin değerleri için ANOVA sonuçları.....	61
Çizelge 4.8. Deney serisi-1’de kaydedilen fikosiyanın değerleri için ANOVA sonuçları.....	63
Çizelge 4.9. Deney serisi-1’de kaydedilen CaCO ₃ /KM oranları için ANOVA sonuçları.....	64
Çizelge 4.10. Deney serisi-1’de kaydedilen org mad./TM oranları için ANOVA sonuçları.....	65
Çizelge 4.11. Deney serisi-1’de kaydedilen UV-absorbe eden bileşikler için ANOVA sonuçları.....	66
Çizelge 4.12. Deney serisi-2’de kaydedilen F _v /F _m oranları için ANOVA sonuçları.....	77
Çizelge 4.13. Deney serisi-2’de kaydedilen P _{max} değerleri için ANOVA sonuçları.....	78
Çizelge 4.14. Deney serisi-1’de kaydedilen I _k değerleri için ANOVA sonuçları.....	79
Çizelge 4.15. Deney serisi-2’de kaydedilen alfa değerleri için ANOVA sonuçları.....	80
Çizelge 4.16. Deney serisi-2’de kaydedilen büyüme oranları için ANOVA sonuçları.....	81
Çizelge 4.17. Deney serisi-2’de kaydedilen klorofil-a değerleri için ANOVA sonuçları.....	83
Çizelge 4.18. Deney serisi-2’de kaydedilen fikoeritrin değerleri için ANOVA sonuçları.....	85
Çizelge 4.19. Deney serisi-2’de kaydedilen fikosiyanın değerleri için ANOVA sonuçları.....	87

Çizelge 4.20. Deney serisi-2’de kaydedilen CaCO ₃ /KM oranları için ANOVA sonuçları.....	87
Çizelge 4.21. Deney serisi-2’de kaydedilen org mad./TM oranları için ANOVA sonuçları.....	89
Çizelge 4.22. Deney serisi-2’de kaydedilen UV-absorbe eden bileşikler için ANOVA sonuçları.....	90
Çizelge 4.23. Deney serisi-3’de kaydedilen F _v /F _m oranları için ANOVA sonuçları.....	100
Çizelge 4.24. Deney serisi-3’de kaydedilen P _{max} değerleri için ANOVA sonuçları.....	100
Çizelge 4.25. Deney serisi-3’de kaydedilen I _k değerleri için ANOVA sonuçları.....	102
Çizelge 4.26. Deney serisi-3’de kaydedilen alfa değerleri için ANOVA sonuçları.....	103
Çizelge 4.27. Örneklerin karbonik anhidraz aktivitesi için ANOVA sonuçları.....	104
Çizelge 4.28. Farklı pH uygulamalarındaki karbonik anhidraz aktiviteleri.....	105
Çizelge 4.29. <i>C. officinalis</i> örneklerinin nitrat redüktaz aktivite değerleri.....	108
Çizelge 4.30. Örneklerin nitrat redüktaz aktivitesi için ANOVA sonuçları.....	108

1. GİRİŞ

Sanayi devriminin başlamasıyla beraber kömür, petrol ve gaz gibi fosil yakıtların kullanımında artışlar olmuştur. Fosil yakıt kullanımındaki artışla beraber ormansızlaşma, hızlı nüfus artışı ve tüketim eğiliminin artması gibi nedenlerle atmosferik karbondioksit miktarında önemli derecede artışlar olmaktadır. Bu artışın 2000 yılında, Hükümetlerarası İklim Değişimi Paneli (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) tarafından, "en kötü durum senaryosu" olarak tahmin edilen senaryodan daha hızlı olduğu ileri sürülmektedir (Raupach ve ark. 2007).

Artan atmosferik karbondioksit (CO₂) derişiminin ekolojik etkileri, çoğunlukla kara bitkilerinde çalışılmıştır (Bowes 1993, Ziska ve Bunce 2006). Yapılan çalışmalar, atmosferik CO₂ miktarındaki artışın, karasal bitkilerde büyüme ve fotosentetik performansı artırdığı yönündedir (Zhang ve ark. 1992, Ainsworth ve Long 2005).

Deniz ekosistemlerinde ise durum biraz daha karmaşıktır. Atmosferik CO₂ artışına paralel olarak, hava ve deniz suyu arasındaki gaz değişimi nedeniyle, deniz yüzeylerinde de çözülmüş CO₂ miktarı artmaktadır. Bu artış deniz sularının karbon (C) kimyasında önemli değişimlere neden olmaktadır. Sanayi devriminden itibaren, deniz yüzeylerinde artan CO₂ absorpsiyonu nedeniyle, deniz sularında meydana gelen karbon kimyasındaki değişimler "okyanus asitleşmesi" terimiyle tanımlanmaktadır (The Royal Society 2005, Doney ve ark. 2009).

Deniz sularının karbon kimyasındaki bu değişimlerin makroalgler üzerine olası ekolojik ve fizyolojik etkilerini belirlemeye yönelik çalışmalar 1900'lü yılların başlarında başlamıştır (Gao ve ark. 1991, 1993a,b). Bu çalışmalar okyanus asitleşmesi ile makroalglerin fotosentez, solunum, kalsifikasyon, besin metabolizması, hücre bileşenleri ve büyüme gibi fizyolojik özelliklerinde değişimler olduğunu (Zou 2005, Gao ve Zheng 2010, Kroeker ve ark. 2010) ve bu değişimlerin türler arasında önemli derecede farklılıklar gösterdiğini ortaya koymaktadır. Örneğin, zenginleştirilmiş CO₂'li ortamlarda, gel-git bölgesindeki bazı makroalg türlerinin fotosentetik karbon fiksasyonu

ve büyümelerinde artış olurken (Zou ve Gao 2002, Riebesell ve ark. 2007), bazı kırmızı alg taksonlarının büyümesinde azalma olduğu (Israel ve ark. 1999) tespit edilmiştir.

Okyanus asitleşmesinin makroalgler üzerine olan fizyolojik etkileri birçok çalışmada araştırılmış ve birçok tür için türler arasındaki farklılıklar belirtilmiştir. Ancak bu etkileri ultraviyole radyasyonu (UVR) ile beraber araştıran sınırlı sayıda çalışma bulunmaktadır. Makroalgler genellikle denizlerin yüzey tabakalarında yayılış göstermekte ve bu nedenle de UVR'ye büyük oranda maruz kalmaktadır (Hargreaves 2003).

Sanayi devrimiyle beraber CO₂ miktarındaki artışın yanında, kloroflorokarbonlar, CH₄ ve N₂O gibi sera gazlarının miktarında da önemli derecede artışlar olmakta ve bu gazlar stratosferik ozon tabakasında incelmelere neden olmaktadır. Ozon tabakasındaki incelmeler nedeniyle de yerküreye ulaşan UVR miktarında artışlar olmaktadır (Kerr ve McElroy 1993).

UVR'nin, makroalglerin fotosentetik performans (Dring ve ark. 2001), Deoksiribonukleik asit (DNA) molekülleri (Roleda ve ark. 2006a,b) ve büyüme oranı (Gao ve Xu 2008) üzerine olumsuz etkileri olduğu bilinmektedir. Bu nedenle okyanus asitleşmesi ile birlikte UVR'nin de ekolojik ve fizyolojik etkilerini belirlemek gerekmektedir.

Tez çalışmasında, okyanus asitleşmesi ile birlikte UVR'nin interaktif etkilerini belirlemek amacıyla, kırmızı deniz yosunlarından kalkerli yapıda olan *Corallina officinalis* türü ile çalışmalar yapılmıştır. Yapılan çalışmalarda *C. officinalis* türü düşük pH (7,7 ve 7,5), UVR ve düşük pH + UVR stres uygulamalarına hem kısa süreli (14 gün) hem de uzun süreli (28 gün) olarak maruz bırakılmıştır. Bu süreç içerisinde örneklerin göreceli elektron transfer oranı, fotosentezin doygun olduğu ışık yoğunluğu, maksimum fotosentetik kapasiteleri, düşük ışık yoğunluklarındaki ışığı kullanım etkinlikleri, fotosistem II'nin maksimum kuantum ürünü, klorofil-a, fikoeritrin ve fikosiyanın miktarları ölçülerek, fotosentetik sürecin farklı basamaklarının, düşük pH ve uygulanan yoğunluklardaki UVR'den ne yönde etkileneceği araştırılmıştır. Ayrıca

örneklerin azot metabolizması hakkında bilgi veren nitrat redüktaz aktivitesi ve inorganik karbonu kullanım mekanizmaları hakkında bilgi veren karbonik anhidraz aktiviteleri ile CaCO₃, organik madde, UV absorbe eden bileşikler ve büyüme oranları da belirlenerek, fotosentez, kalsifikasyon ve büyüme gibi metabolik yolların, birbirleri ile olan ilişkileri araştırılmıştır. Yapılan çalışmalarda, *C. officinalis* türünün gelecekte olması tahmin edilen ekolojik koşullara maruz kaldığında göstereceği ekolojik başarı, avantaj ve dezavantajlarını belirlemek hedeflenmiştir.

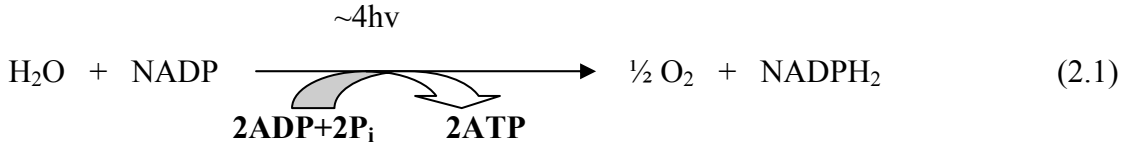
2. KURAMSAL TEMELLER

2.1. Fotosentez ve Klorofil-a Floresansı

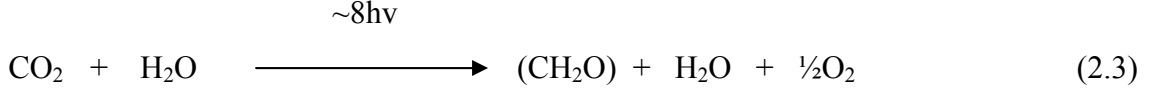
2.1.1. Alglerde fotosentez

Güneş ışınları dünya üzerindeki yaşamın en önemli temel kaynağıdır. Güneş, dalgaboyu aralığı çok geniş olan bir spektrum içerisinde enerji yaymaktadır. Bu ışık spektrumunun sadece 400-700nm arasındaki dalga boylarını içeren kısmı görünür bölge olarak tanımlanmakta ve "fotosentetik aktif radyasyon (FAR)" olarak bilinmektedir. Bu aralık 700-760nm arasındaki uzak kırmızı ışınlarına kadar genişleyebilmektedir. Bütün fototrofik organizmalarda olduğu gibi alglerin fotosentezi de ışık enerjisinin yakalanmasına bağlıdır ve bu enerji kimyasal bağlı enerjiye dönüştürülmektedir.

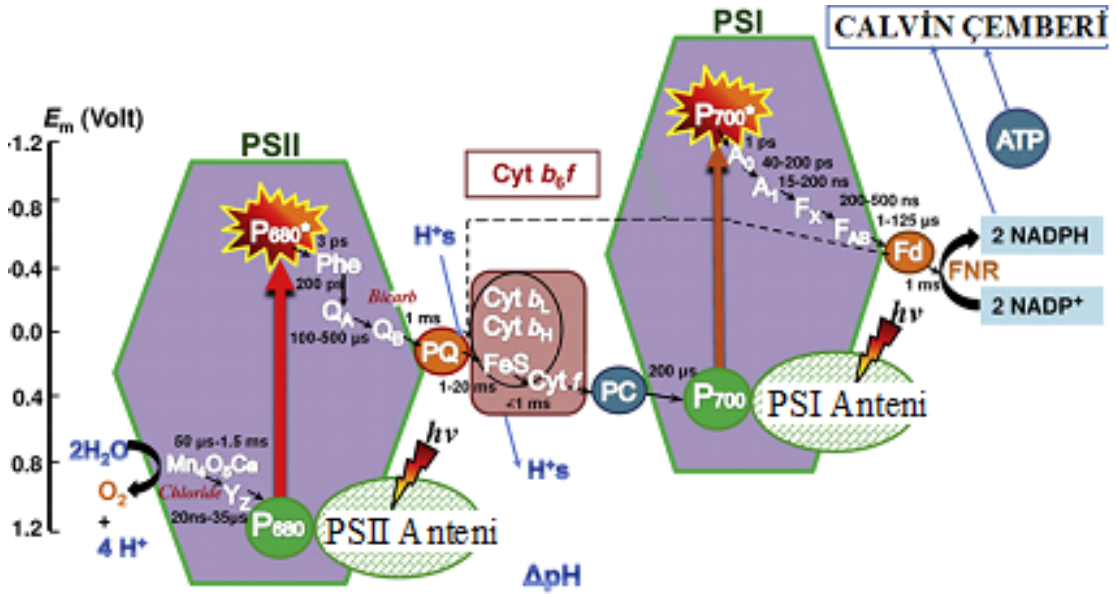
Fotosentez, ışık tepkimeleri ve karanlık evre tepkimeleri olmak üzere 2 kısımdan oluşmaktadır. Işık tepkimeleri tilakoid membranda gerçekleşmektedir. Bu tepkimeler esnasında suyun parçalanması, oksijenin açığa çıkması, Adenozin trifosfat (ATP) ve Nikotinamid Adenin Dinukleotid Fosfat (NADPH) oluşması gerçekleşmektedir. 2.1 numaralı tepkime, fotosentezin ışık evresini özetlemektedir (Kirk 1994).



Karanlık evre tepkimeleri kloroplastın stromasında gerçekleşmektedir. Bu evrede, ışık tepkimelerinden gelen NADPH₂'nin kullanılmasıyla, CO₂'in karbohidratlara indirgenmesi sağlanmaktadır. Karanlık evre tepkimeleri 2.2 numaralı denklemde gösterilmektedir. Fotosentezin ışık ve karanlık evre tepkimelerini içeren genel tepkime ise 2.3 numaralı denklemde gösterilmektedir (Kirk 1994).



Işık tepkimeleri ışığa bağımlı evre olarak da adlandırılmakta ve eş zamanlı faaliyet gösteren 2 fotosistemden oluşmaktadır. Fotosistem I (PSI) ve Fotosistem II (PSII) olarak bilinen tepkime merkezleri, birçok bakımdan (ışık yakalama bileşenleri, elektron transportu, CO₂ fiksasyon sistemleri) ökaryotik algler, Siyanobakteriler ve karasal bitkilerde benzerdir (Barsanti ve Gualtieri 2006). Absorbe edilen ışık enerjisinin kimyasal enerjiye dönüşümünü sağlayan elektron transfer basamakları Hill ve Bendall (1960) tarafından "Z-modeli" olarak tanımlanmıştır (Şekil 2.1).



Şekil 2.1. Fotosentetik elektron transferinin Z-şeması ile gösterilmesi (PSI; fotosistem I, PSII; fotosistem II, Mn₄O₅Ca; Manganez-Oksijen-Kalsiyum kümesi, Y_z; Tirozin-161, P680; PSII reaksiyon merkezi, Q_A; fotosistem II'nin ilk elektron yakalayıcısı, PQ; plastokinon, PC; plastosiyanin, P700; fotosistem I reaksiyon merkezi, FNR; ferrodoksin-NADP⁺ reduktaz) (Stirbet ve Govindjee'den (2011) değiştirilerek alınmıştır)

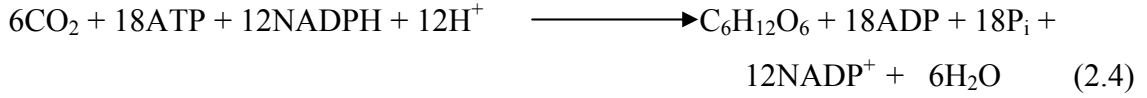
Elektron transfer sisteminin ana bileşenleri plastokinon, sitokrom b_6f kompleksi, plastosiyanin ve ferredoksindir. Bu bileşenlerin her biri, elektronların bir vericiden bir alıcıya taşınmasını sağlamaktadır. Plastokinon, diğer taşıyıcılardan farklı olarak elektronların yanında, protonların taşınmasında da rol almaktadır.

Plastokinon, Q_A ve Q_B formlarında bulunmaktadır. Q_A , PSII tepkime merkezine sıkıca bağlı ve hareketsiz konumdadır. Q_A , primer sabit elektron alıcısıdır ve Q_B ye bir elektronun taşınmasını sağlamaktadır. Q_B ise gevşek bağlı bir moleküldür, tilakoid membran içerisinde hareket etmektedir. Q_A 'dan 2 elektron ve stroma matriksinden 2 protonu alan molekül (Q_BH_2), sitokrom b_6f kompleksine ulaştığında okside olmaktadır. Sitokrom b_6 sadece elektronları alıp, plastosiyanin aracılığıyla PSI'e taşınmasını sağlamaktadır. Protonlar ise lümene bırakılmaktadır. Lümende artan proton derişimi (suyun parçalanması ile oluşan protonlarda lümende bulunmaktadır) ATP sentezinde kullanılmaktadır (Barsanti ve Gualtieri 2006).

Karanlık evre tepkimeleri, kalvin çemberi veya ışıktan bağımsız tepkimeler olarak da bilinmektedir. Bu tepkimeler doğrudan ışığa gereksinim duymazlar, ancak bazı enzimlerin stimülasyonu ışıkla olmaktadır. Bu nedenle, bu tepkimeler karanlıkta değil, ışık tepkimeleriyle paralel olarak gün ışığında olmaktadır.

Kalvin çemberi tepkimeleri 3 grupta incelenmektedir (Karboksilasyon, redüksiyon ve rejenerasyon). Karboksilasyon, 5C'lu ribuloz bifosfata (RuBP) 1 molekül CO_2 'in eklenmesidir. Bu tepkime Ribuloz 1,5 bifosfat karboksilaz oksijenaz (RuBisCO) enzimi ile katalizlenmektedir. Tepkimede 2 molekül 3-fosfogliserat oluşmaktadır. Redüksiyon basamağı, 3-fosfogliseratın karbohidratlara indirgenmesidir. Bu basamakta, ışık tepkimelerinden gelen ATP ve NADPH kullanılmaktadır. Rejenerasyon basamağında ise CO_2 'in fiksasyonu için gereken RuBP'nin yeniden oluşumu gerçekleşmektedir. Bu tepkimelerde de ATP enerjisi kullanılmaktadır (Barsanti ve Gualtieri 2006).

Kalvin çemberinde 1 molekül heksoz şekerinin oluşması için, çemberin 6 kez tekrarlanması gerekmektedir. 2.4 numaralı denklemde, 1 molekül heksoz şekerin oluşumunu sağlayan enerji dengesi gösterilmektedir.



6C'lu şekerin oluşma basamakları alglerde ve yüksek yapılı bitkilerde benzerdir. Fakat bu aşamadan sonra, algal gruplar için karakteristik olan farklı düşük moleküler ağırlıklı karbohidratlar oluşmaktadır (Kremer 1981).

2.1.2. Fotosentetik pigmentler ve fotosentezdeki rolleri

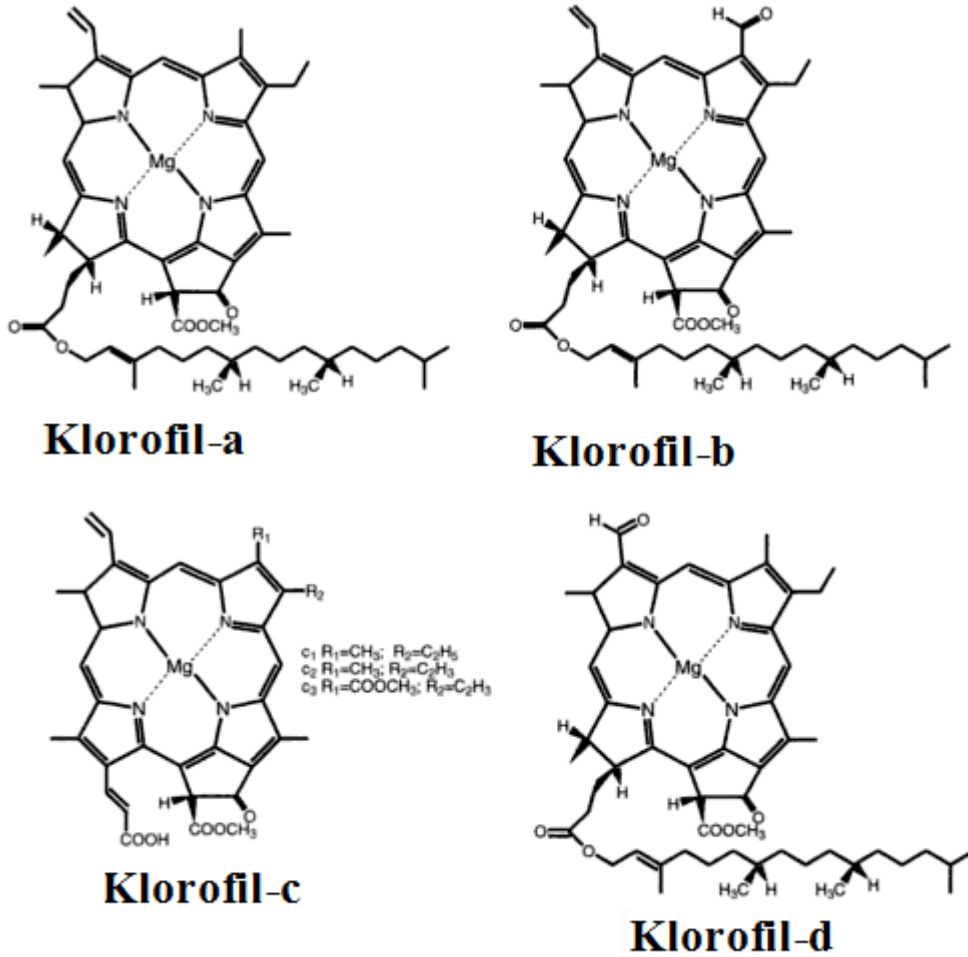
Fotosentezde ilk basamak, fotosentetik pigmentler tarafından ışık enerjisinin yakalanmasıdır. Fotosentezde rol alan pigmentler 3 ana grup altında incelenmektedir. Bunlar; klorofiller, karotenoidler, fikobilinlerdir ve bu gruplar da kendi içerisinde çeşitlilik göstermektedir (Dring 1990). Fotosentetik pigmentlerin algal gruplardaki dağılımı ve fotosentezdeki rolleri de birbirinden farklılık göstermektedir.

Klorofil molekülü, ortada bir magnezyum atomuna bağlı 4 pirol halkasından oluşmaktadır (Larkum 2003). Moleküler yapılarında farklılık gösteren, a, b, c₁, c₂ ve d olmak üzere değişik formları bulunmaktadır (Şekil 2.2). Klorofil-a bütün ökaryotik fotosentetik alglerde, prokaryotik Cyanobacteria ve Protochlorophyta üyelerinde bulunmaktadır. Klorofil-b, Ulvophyceae ve diğer Chlorophyta üyelerinde bulunmaktadır. Klorofil c₁ ve c₂ ise Phaeophyta grubunda yaygın olarak bulunmaktadır.

Klorofil-a ve b moleküler yapıları bakımından birbirine benzerdir ve uzun bir fitol zincire sahiptir. Klorofil-b molekülünün farkı, klorofil-a molekülündeki bir metil grubunun, aldehit grubu ile yer değiştirmiş olmasıdır. Klorofil-c molekülü ise uzun fitol zincire sahip değildir (Lobban ve Harrison 1997).

Klorofil molekülleri ışık spektrumunun mavi ve kırmızı bölgesinde maksimum absorptans göstermektedir. Klorofil-c, mavi ışığı klorofil-a ve b'ye göre daha kuvvetle absorblarken, kırmızı ışığı daha az absorblamaktadır (Lobban ve Harrison 1997) Klorofil-d molekülüne, bazı Rhodophyta üyelerinde rastlanmış, ancak fotosentetik olarak muhtemelen aktif olmadığı belirtilmiştir (Rowan 1989).

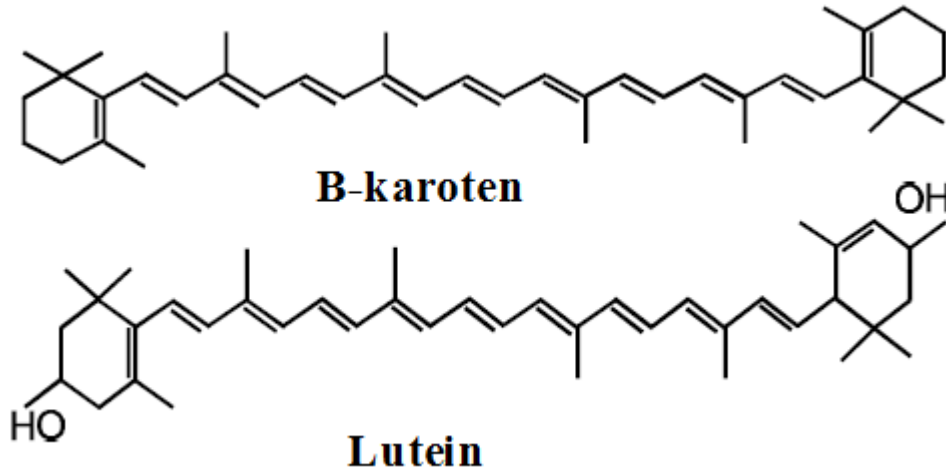
Klorofil-a molekülü fotosentezde, tepkime merkezinin ana bileşenidir ve bütün alg gruplarında bulunmaktadır. Diğer pigmentler enerjinin tepkime merkezine ulaşmasında rol almaktadır.



Şekil 2.2. Klorofil a, b, c ve d'nin moleküler yapıları (Blankenship'den (2002) değiştirilerek alınmıştır)

Karotenoidler yapısal olarak çok fazla çeşitlilik göstermektedir (Şekil 2.3). Kırmızı, kahverengi ve sarı renklere olan karoten ve ksantofillerden oluşmaktadır. Işık spektrumunun mavi-yeşil bölgesinde maksimum absorpsiyon gösterirler. Karotenoidlerin, fotosentezde ışık yakalamadan çok, zararlı UVR ve fazla ışığa karşı koruyucu oldukları bilinmektedir (Sies ve Stahl 2004).

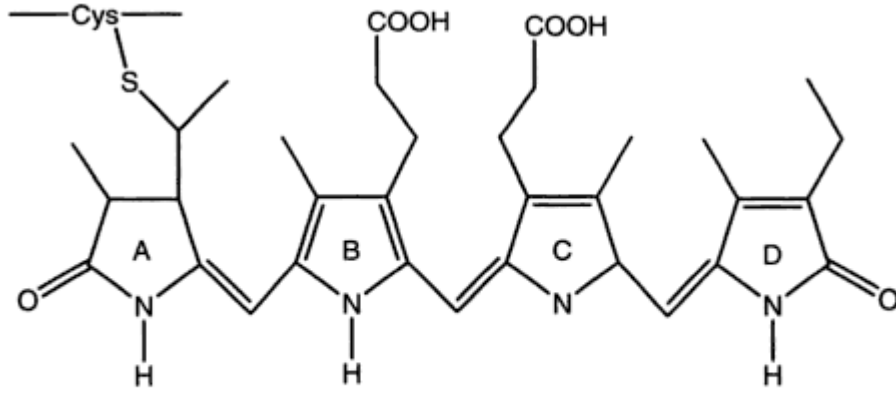
Birçok Chlorophyta üyesi yüksek bitkilere benzer olarak β -karoten, lutein, violaksantin, anteroksantin, zeoksantin ve neoksantin içermektedir. Phaeophyceae, Bacillariophyceae ve Chrysophyceae üyelerinde en bol bulunan ksantofil çeşidi fukoksantindir. Dinoflagellatlarda ise peridinin yaygın olarak bulunurken, Rhodophyceae üyelerinde zeoksantin ve lutein bulunmaktadır (South ve Whittick 1987).



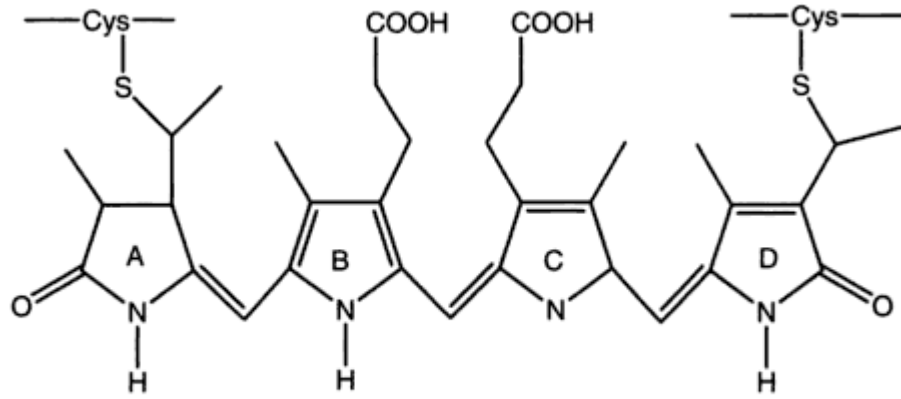
Şekil 2.3. β -karoten ve lutein'in moleküler yapısı (Zeb ve Mehmood 2004)

Larkum ve Barrett (1983), alg gruplarını karotenoidlerin bulunmasına ve fotosentezdeki rollerine göre 3'e ayırmıştır. Birinci grup kırmızı ve mavi-yeşil alglerden oluşmakta ve çok az miktarda karotenoid içermektedir. Bu gruplarda bulunan karotenoidler fazla ışığa karşı koruyucu bir rol üstlenmektedir. İkinci grup yeşil alglerden oluşmaktadır ve bu gruptaki alglerin karotenoidleri ışığın yakalanmasında etkin rol oynamaktadır. Ancak, karotenoidler bu gruptaki alglerin en etkin ışık yakalama pigmenti değildir. Üçüncü grupta bulunan karotenoidlerin asıl görevi ışık yakalamadır. Bu grupta esmer algler ve bazı sifonlu yeşil algler bulunmaktadır.

Fikobilinler, Rhodophyta, Cyanobacteria ve Cryptophyceae grupları için karakteristik olan pigmentlerdir (South ve Whittick 1987). Klorofil ve karotenoidlerden farklı olarak, organik çözücülerde değil suda çözünen bileşiklerdir. Fikobilinler lineer düzenlenmiş tetrapirolik bilin pigmentlerdir ve protein moleküllerine kovalent olarak bağlanmışlardır (Şekil 2.4). Protein kompleksleri her zaman 2 farklı polipeptid zincire sahiptir (Lobban ve Harrison 1997). Fikoeritrin, fikosiyanın ve allofikosiyanın olarak bilinen 3 ana grupta incelenirler. Fikoeritrin, yeşil bölgede (495-570nm), fikosiyanın yeşil-sarı bölgede (550-630nm) ve allofikosiyanın turuncu bölgede (650-670nm) maksimum absorptans göstermektedir.



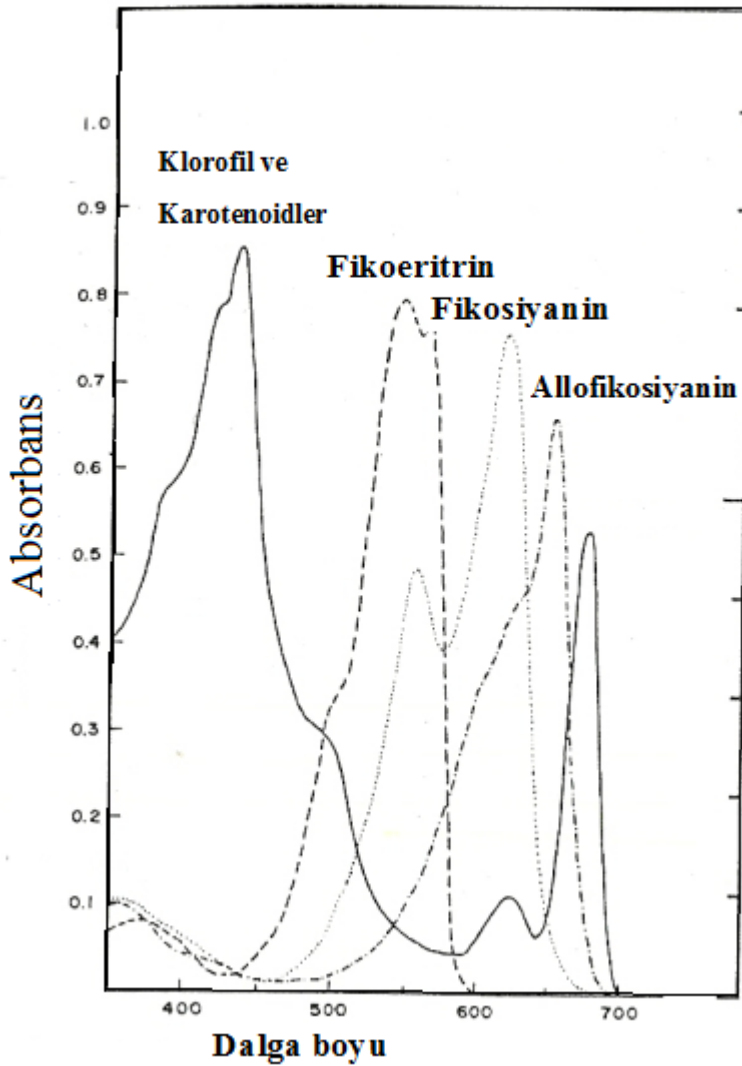
Fikosiyanin



Fikoeritrin

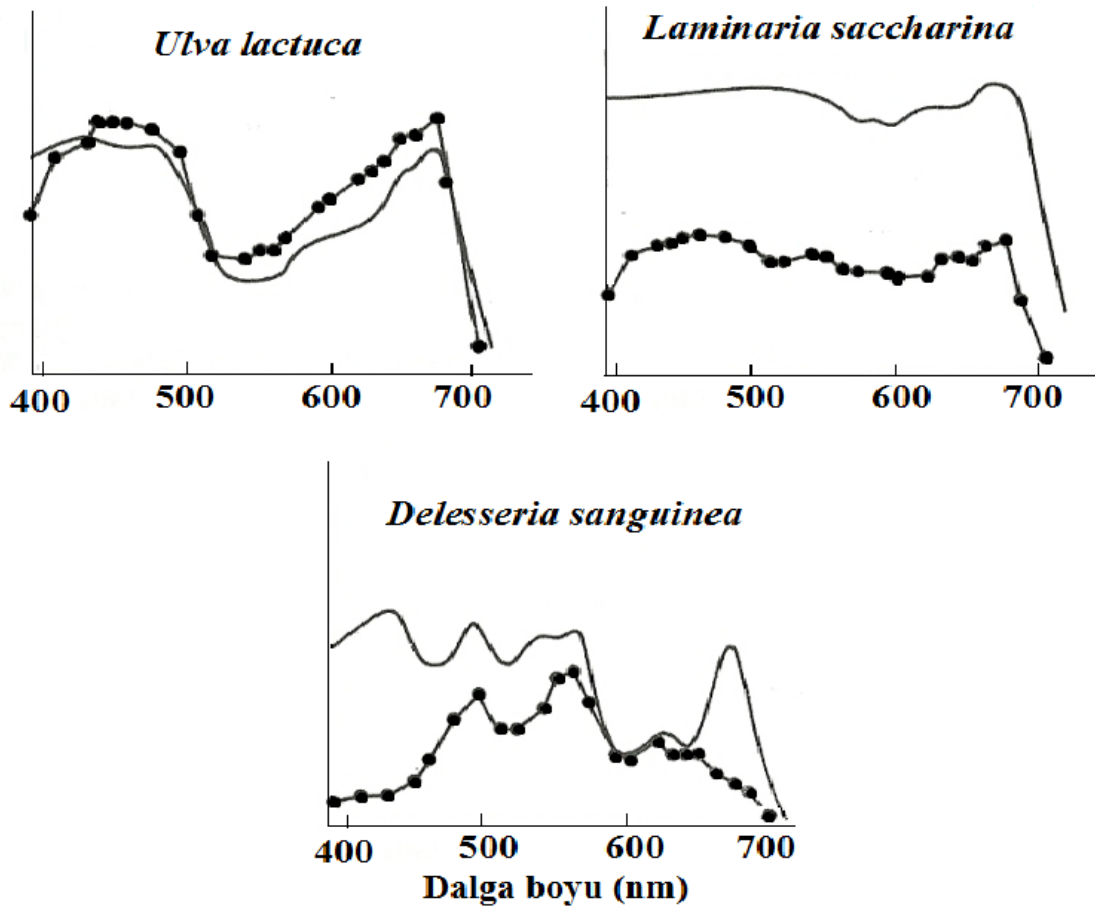
Şekil 2.4. Fikosiyanın ve Fikoeritrin'in moleküler yapısı (Blankenship'den (2002) den değiştirilerek alınmıştır)

Fotosentetik pigmentlerin fotosenteze katılımları, aksiyon spektrumu ve absorpsiyon spektrumlarının karşılaştırılmasıyla belirlenmektedir. Her pigment-protein kompleksi karakteristik bir absorpsiyon spektrumu vermektedir (Şekil 2.5). Aksiyon spektrumu, sabit bir foton yoğunluğunda, spektral bandın 400-700nm aralığındaki dalga boylarında gerçekleşen fotosentetik ürünün ölçülmesiyle elde edilmektedir. Aksiyon spektrumu ve absorpsiyon spektrumu arasındaki farklılıklar, pigment moleküllerinin fotosentez için ışığı kullanımlarındaki farklılıkları yansıtmaktadır (Geider ve Osborne 1992). Şekil 2.5 fotosentetik pigmentlerin absorpsiyon spektrumlarını göstermektedir.



Şekil 2.5. Fotosentetik pigmentlerin absorpsiyon spektrumları (Lobban ve Harrison'dan (1997) değiştirilerek alınmıştır)

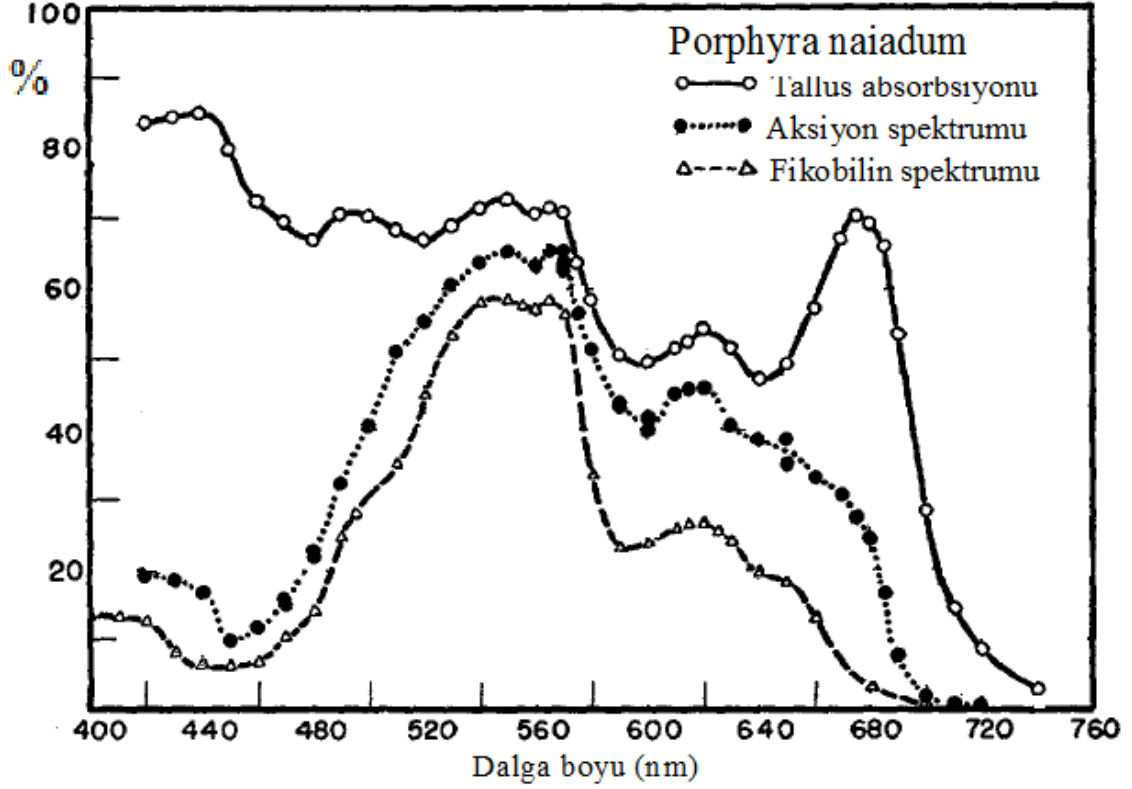
Şekil 2.6, üç deniz yosunu türü için belirlenen aksiyon ve absorpsiyon spektrumlarını göstermektedir (Lüning ve Dring 1985). *Ulva lactuca* L. ve *Laminaria saccharina* (L.) Lamouroux türlerinde her iki spektrum birbirine tam bir paralellik göstermektedir. Bu paralellik, fotosentezin ışık yakalama evresinde hem klorofillerin hem de diğer yardımcı pigmentlerin etkili olduğunu göstermektedir. Kırmızı alglerden olan *Delesseria sanguinea* (Hudson) Lamouroux türünde ise, 2 eğrinin birbirinden farklılık göstermesi, bütün pigmentlerin fotosentezde aktif olmadığını göstermektedir.



Şekil 2.6. Deniz yosunu örneklerinin absorpsiyon ve aksiyon spektrumları (Lüning ve Dring'den (1985) değiştirilerek alınmıştır).

Haxo ve Blinks (1950) tarafından yapılan bir çalışmada absorpsiyon ve aksiyon spektrumlarına ilaveten, fikobilinlerinde absorpsiyon spektrumları gösterilmiştir (Şekil 2.7). *Porphyra naiadum* C.L. Anderson türü için çizilen grafik, 500-600nm arasında aksiyon spektrumunun, fikobilinlerin absorpsiyon spektrumu ile paralel olarak pik

yaptığını göstermektedir. Bu durum, fikobilerin kırmızı alglerin fotosentezinde oldukça aktif olduğunu göstermektedir. Diğer yandan, spektrumun mavi ve kırmızı bölgelerinde maksimum absorpsiyon yapan klorofil ve karotenoidlerin ışık yakalamada önemli bir etkiye sahip olmadığı anlaşılmaktadır.

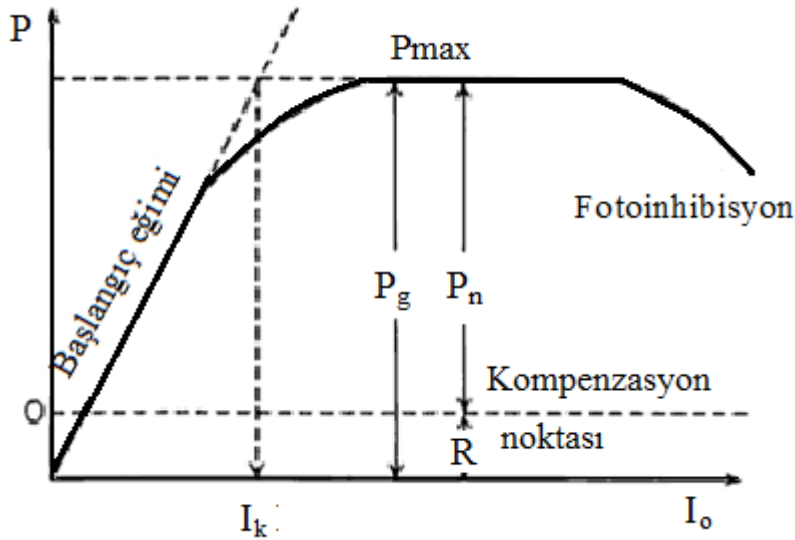


Şekil 2.7. *Porphyra naiadum* türünün absorpsiyon ve aksiyon spektrumları ile fikobilerin absorpsiyon spektrumu (Haxo ve Blinks'den (1950) değiştirilerek alınmıştır)

2.1.3. Fotosentez – Aydınlanma eğrisi

Alglerin fotosentez oranları aydınlanma, sıcaklık, CO₂ ve Oksijen (O₂) derişimi gibi dış faktörlere bağlı olarak değiştiği gibi, CO₂ fiksasyon enzimleri ve elektron taşıma oranı gibi moleküler faktörlere göre de değişmektedir. Bu faktörlerin fotosentetik performans üzerine olan etkileri Fotosentez-Aydınlanma Eğrisi (FA-eğrisi) çizilerek belirlenebilir. FA-eğrisi algal fotosentezin ölçülmesi, modellenmesi ve değişen çevresel koşullardaki fizyolojik durumlarını belirlemede önemli rol oynamaktadır (Ramus 1981).

FA-eğrisi 3 bölgeden oluşmaktadır (Şekil 2.8). Bunlardan birincisi ışık yoğunluğuna bağlı olarak fotosentezin doğrusal olarak arttığı bölgedir. Bu bölgedeki doğrusal çizginin eğimi alfa değerini vermektedir ve fotosentetik pigmentlerin etkinliğini göstermektedir. İkinci bölge, ışık yoğunluğundan bağımsız olarak fotosentetik performansın değişmediği bölgedir. Bu durumda fotosentez doygunluk noktasındadır (P_{max}) ve ışık miktarındaki artış fotosentezi etkilememektedir. Eğrinin başlangıç eğimi (alfa) ve P_{max} 'in keşiştiği nokta doygunluk noktasındaki ışık yoğunluğunu (I_k) vermektedir. FI-eğrisindeki son bölüm ışık yoğunluğunun daha fazla artması ile fotosentezin azalma gösterdiği bölgedir ve bu durum fotoinhibisyon olarak tanımlanmaktadır.



Şekil 2.8. Fotosentez – Aydınlanma eğrisi (P; fotosentez, P_{max} ; maksimum fotosentez, P_g ; brüt fotosentez, P_n ; net fotosentez, R; respirasyon, I_o ; foton akış yoğunluğu, I_k ; doygun foton yoğunluğu) (Ramus'dan (1981) değiştirilerek alınmıştır)

2.1.4. PAM Klorofil Floresan Tekniği ve floresan kinetiği

Son zamanlarda, Modülasyonlu Atış Genişliği Tekniği (PAM; Pulse Amplitude Modulation) ile klorofil floresansının ölçülmesi ekofizyolojik çalışmalarda yaygın olarak kullanılmaktadır. Hatta günümüzde, çevresel stresin fotosentetik performans üzerine olan etkilerini araştıran çalışmalarda, klorofil floresan bilgileri bulunmadığında çalışma eksik sayılmaktadır (Maxwell ve Johnson 2000).

PAM floresan ölçümleri geleneksel yöntemlerle kıyaslandığında 2 önemli avantaja sahiptir. Bunlardan biri, ölçümlerin bitkide stres oluşturmada ve zarar vermeden yapılabilmesidir (Bilger ve ark. 1995). Diğeri de fotosentetik aktivitenin çok hızlı bir şekilde belirlenmesini sağlamasıdır. Bu sayede, klorofil floresan tekniği çok sayıda tekrarlı ölçümlere olanak sağlamaktadır. Bunların dışında, cihaz portatif olması nedeniyle arazi çalışmalarında da kullanılmaya uygundur. Hatta sualtında ölçüm yapabilen modeller sayesinde *in situ* araştırmalarda kolaylıkla yapılabilmektedir.

PAM Klorofil Floresan Tekniği ile fotosentetik ölçümlerin yapılması oldukça basit olmasına karşın, kuramsal açıdan ve verilerin yorumlanması bakımından karmaşık ve tartışmalıdır (Nainanayake 2007). Ancak, klorofil floresan analizinin temel prensipleri oldukça basittir.

Pigment molekülünün absorbladığı her bir kuantum, bir elektronu temel halden uyarılmış hale yükseltmektedir. Uyarılmış haldeki elektron daha yüksek bir enerjiye sahiptir, ancak kararlı değildir. Uyarılmış haldeki elektron temel haline geri dönerken, uyarılma enerjisinin bir kısmı fotosentetik sürecin devam etmesinde kullanılmaktadır. Fazla enerji ise ya ısı şeklinde yayılmakta ya da klorofil floresansı olarak adlandırılan kırmızı ışık şeklinde tekrar yayılmaktadır.

Absorblanan ışık enerjisinin izlediği bu 3 yol aynı anda gerçekleşmektedir ve birbirleri ile rekabet içerisindedir. Herhangi bir yolun etkinliğindeki artış, diğer 2 yolun etkinliğini azaltmaktadır (Baker 2008). Bu nedenle klorofil floresans ürününün ölçülmesi, ısı yayılımı ve fotokimyasal etkinlikteki değişimler hakkında bilgi vermektedir. Ancak, absorbe edilen ışığın çok az bir kısmı (sadece %1 veya 2) floresan olarak yayılmaktadır. Klorofil floresanın spektrumu, absorbe edilen ışıktan farklıdır ve daha uzun dalga boyunda olmaktadır (South ve Whittick 1987, Maxwell ve Johnson 2000).

Klorofil floresansının analitik potansiyeli ilk kez Kautsky ve Hirsch (1931) tarafından çalışılmıştır (Schreiber 2004). Kautsky ve Hirsch'den (1931) sonra yapılan araştırmalar, floresan emisyonundaki değişimlerle fotosentez oranındaki değişimlerin ilişkili

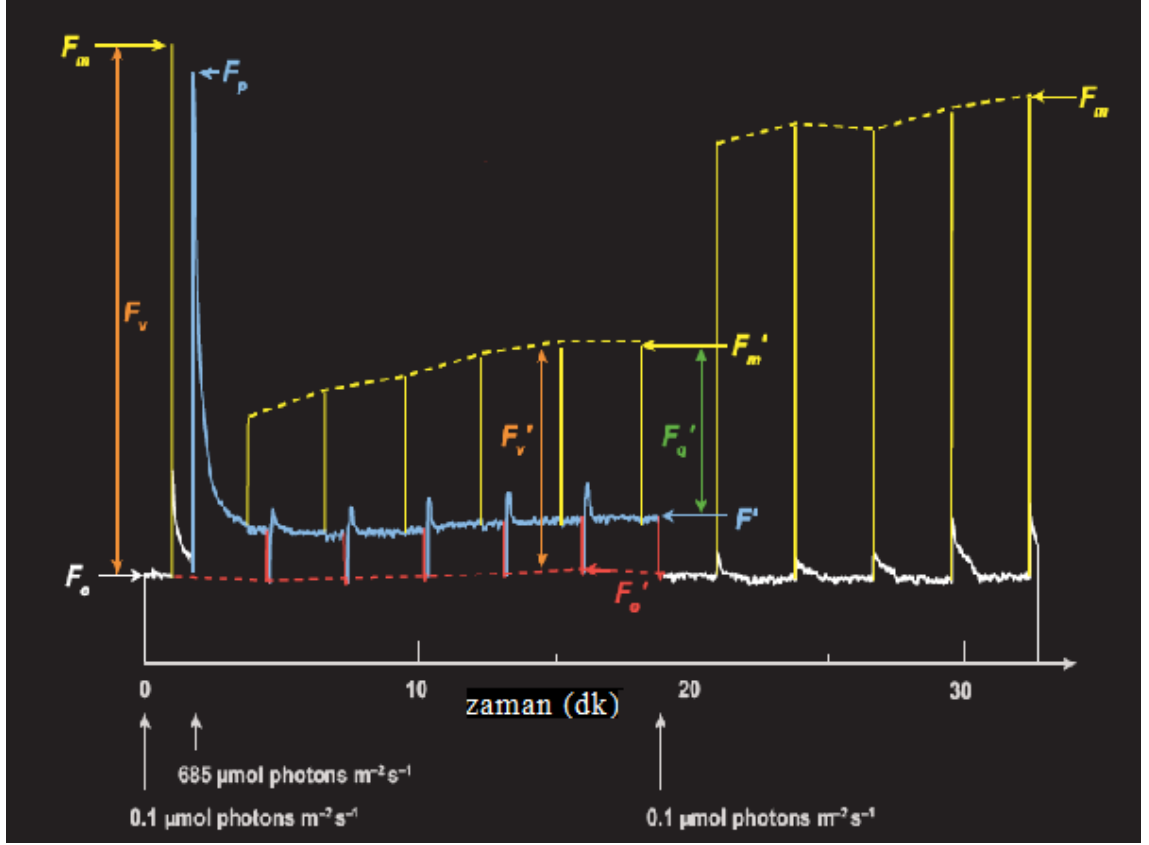
olduğunu göstermektedir (McAlister ve Myers 1940, Kautsky ve Zedlitz 1941, Kautsky ve ark. 1960).

Kautsky ve ark. (1960), fotosentetik materyalin karanlıktan aydınlığa alındığında, yaklaşık olarak 1 saniye için, floresan ürününde bir artış olduğunu kaydetmiştir. Daha sonraları bu artışın, elektron yakalayıcıları (plastokinon ve özellikle Q_A)'nın indirgenmesinden kaynaklandığı belirtilmiştir. PSII tarafından ışık enerjisi yakalandığında, Q_A bir elektron yakalamaktadır. Q_A , bir sonraki elektron taşıyıcısı olan Q_B 'ye bu elektronu verinceye kadar, başka bir elektron yakalayamaz. Bu süreç içerisinde PSII tepkime merkezi "kapalı" olarak tanımlanmaktadır. Kapalı tepkime merkezlerinin oranı, fotokimyasal etkinlikte genel bir azalmaya neden olmaktadır. Bu durumda da floresan ürününde artış olmaktadır (Maxwell ve Johnson 2000). Bu artışın sonrasında, floresan ürünü tipik olarak tekrar azalmaya başlar (Kautsky etkisi). "Floresan sönmesi" olarak tanımlanan bu olay, 2 şekilde açıklanmaktadır.

- 1-Fotokimyasal sönme; PSII'den taşınan elektron oranındaki artma nedeniyle
- 2- Fotokimyasal olmayan sönme; enerjinin ısı şeklinde yayılması nedeniyle.

PAM Klorofil Floresan Tekniği ile fotosentetik performans hakkında bilgi edinebilmek için fotokimyasal ve fotokimyasal olmayan sönmenin belirlenmesi gerekmektedir. Bu amaçla karanlığa adapte edilen fotosentetik materyal üzerine çeşitli ışık uygulamaları verilerek floresan ölçümleri yapılmaktadır. Şekil 2.9'da karanlığa adapte edilen bir örnekte, çeşitli ışık uygulamaları ile elde edilen klorofil floresan kinetiği ile ilgili parametreler ve tipik floresan induksiyonu gösterilmektedir (Baker 2008).

Şekil 2.9'da olduğu gibi, aktive edici ışık uygulanan örneklerde ölçülen floresan parametreleri ' ' ' simgesi ile belirtilmektedir. Karanlığa adapte olan örneklerde belirlenen floresan parametrelerinde ise bu simge kullanılmamaktadır. Şekil 2.9'da gösterilen farklı renkler, farklı ışık uygulamalarını simgelemektedir.



Şekil 2.9. Klorofil floresansının induksiyon kinetiği (Baker'dan (2008) değiştirilerek alınmıştır)

Beyaz renk, zayıf ölçüm ışığını ($0,1\mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$) simgelemekte ve karanlığa adapte edilen bitkiye uygulandığında F_0 olarak tanımlanan minimum floresan parametresini vermektedir. Bu ışının yoğunluğu aktive edici değildir. Yani fotosentezin gerçekleşmesine izin vermeyecek kadar düşüktür. Bu esnada, Q_A tamamen okside durumdadır ve PSII tepkime merkezi "açık" konumdadır. F_0 değerini belirlemek için ölçüm ışını sinyal oluşturmaya yetecek kadar güçlü, fakat fotosentezin gerçekleşmesine izin vermeyecek kadar da zayıf olmalıdır. Özellikle klorofil-c ve fikobilinleri içeren algal gruplar, yeşil alglerle kıyaslandığında çok düşük ışık yoğunluklarında fotosentez yapabilmektedir (Büchel ve Wilhelm 1993).

Sarı renk doygunluk ışık yoğunluğunu göstermektedir ve hem karanlığa adapte edilen hem de aktive edici ışık uygulanan örneklerde sırasıyla F_m ve F_m' olarak bilinen maksimum floresan düzeylerini vermektedir. Bu esnada Q_A tamamen redükte olmuştur ve PSII'nin reaksiyon merkezleri kapalıdır. F_m değerini doğru belirlemek için

doygunluk atışı, tilakoid membran enerjizasyonundan kaynaklanan sönme mekanizmalarını indüklemeyen, primer yakalayıcı molekülleri tamamen indirgeyecek kadar yüksek olmalıdır. Özellikle kırmızı alglerde F_m hızlı bir şekilde sönmektedir (Hanelt 1996).

Mavi renk, fotosentezi aktive eden ışık ($685\mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$) uygulamasını göstermektedir ve F' değerini vermektedir. Kırmızı renk, uzak-kırmızı ışık ($30\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$, 720-730nm'de) uygulamasını göstermekte ve PSI'in uyarılmasını sağlayarak F_o' değerini vermektedir. Turuncu renk, değişen floresan miktarlarını gösterirken, yeşil renk de aktive edici ışık ile aydınlatılan örneklerde, fotokimyasal sönme göstermektedir.

PAM Klorofil Floresan Tekniği orijinal olarak farklı pigment kompozisyonlarına sahip olan yüksek bitkiler için geliştirilmiştir (Büchel ve Wilhelm 1993). Fotosentetik pigmentlerin floresan emisyonu birbirinden farklıdır. Özellikle alglerle yapılan çalışmalarda, doğru sonuçlar alabilmek için bu farklılık göz önünde bulundurulmalı ve floresan ölçümleri dikkatle yapılmalıdır.

Floresan parametreleri içerisinde özellikle PSII'nin maksimum fotokimyasal kuantum ürünü (F_v/F_m) ile PSII'nin etkili kuantum ürünü ($\Delta F/F_m'$) ekofizyolojik çalışmalarda en çok kullanılan parametrelerdir.

F_v/F_m değeri çeşitli alg gruplarında farklılık göstermektedir. Bu değer, stres altında olmayan örnekler için Chlorophyta üyelerinde 0,83'e ulaşırken, Phaeophyta üyelerinde 0,7-0,8 arasında ve Rhodophyta üyelerinde ise 0,6-0,7 arasındadır (Büchel ve Wilhelm 1993). Floresan emisyonundaki bu farklılık, farklı fotosentetik pigment kompozisyonu ve yapısından kaynaklanmaktadır. Klorofil-c ve fikobilizom içeren algler genellikle farklı tilakoid membran düzenine sahiptir. Bu nedenle bu alglerin ışık yakalama sistemleri, pigment molekülleri ve tepkime merkezi arasındaki etkileşimleri, uyarılma enerjisinin taşınması ve uyarılma enerjisinin iki fotosistem arasındaki dağılımı diğer alglerden farklıdır. Sonuçta klorofil-c ve fikobilizom içeren alglerin F_o değeri yüksektir, bu da F_v/F_m değerinin daha düşük olmasına neden olmaktadır (Büchel ve Wilhelm 1993).

F_v/F_m değerinin aksine, $\Delta F/F_m'$ değeri, aydınlanma süresi boyunca mevcut ışık kullanımını yansıtmaktadır. Bu değer aydınlanma arttıkça azalmaktadır (Franklin ve ark. 1996). $\Delta F/F_m'$ ölçümlerinin ekofizyolojik önemi büyüktür. Bu parametre, CO_2 asimilasyon ürünüyle yüksek oranda ilişkilidir (Genty ve ark. 1989).

Klorofil floresan tekniği ile ilgili bazı parametreler, farklı araştırmacılar tarafından farklı terimlerle tanımlanmaktadır. Ancak floresan parametrelerinin hesaplanmasında kullanılan veriler temelde aynıdır. Şekil 2.9'da bu veriler gösterilmektedir. Çizelge 2.1'de ise yaygın olarak kullanılan bazı klorofil floresan parametreleri, hesaplanmaları ve açıklamaları belirtilmektedir.

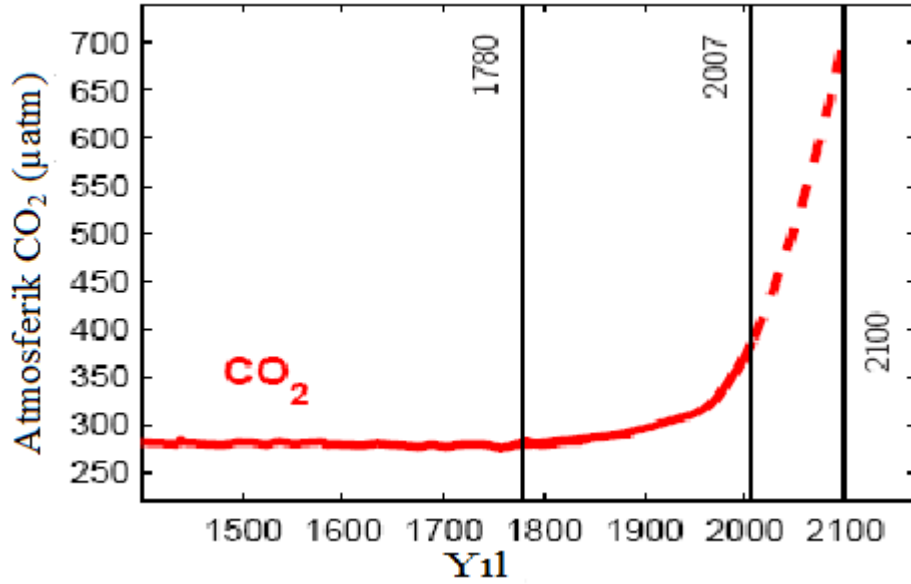
Çizelge 2.1. Klorofil floresan kinetiği ile ilgili parametreler ve açıklamaları

Floresan Parametreleri	Hesaplama	Açıklama
F_o'		Minimum klorofil floresansı (ışıkda) PSII tepkime merkezleri açık konumdadır
F_o		Minimum klorofil floresansı (karanlıkda) qP = 1, qN = 0
F_s		Denge halindeki klorofil floresansı (ışıkda)
F_m		Maksimum klorofil floresansı (karanlıkda) PSII tepkime merkezleri kapalı konumdadır (qP = 0, qN = 0)
F_m'		Maksimum klorofil floresansı (ışıkda) qP = 0, qN > 0
F_v	$F_m - F_o$	Değişen klorofil floresansı (karanlıkda)
F_v / F_m	$(F_m - F_o) / F_m$ veya Φ_{PSII} / qP	PSII'nin maksimum fotokimyasal kuantum ürünü (karanlıkda) Maksimum fotosentetik performansı vermektedir
$\Delta F / F_m'$ veya Φ_{PSII}	$(F_m' - F_s) / F_m'$	Etkili PSII kuantum ürünü (ışıkda) Absorbe edilen ışığın fotokimyasal tepkimelerde kullanılan oranını vermektedir
NPQ	$(F_m - F_m') / F_m'$	Fotokimyasal olmayan sönme Isı yayılımı ile lineer ilişkilidir 0,5 – 3,5 arasındadır
qN	$(F_m - F_m') / (F_m - F_o)$	Fotokimyasal olmayan sönme NPQ'nun alternatifidir 0 – 1 arasındadır
qP	$(F_m' - F_s) / (F_m' - F_o)$	Fotokimyasal sönme Açık PSII tepkime merkezlerinin oranını vermektedir
ETR	$\Phi_{PSII} \times \text{ışık} \times 0,5$	Elektron transfer oranı

2.2. Okyanus Asitleşmesinin Biyolojik Etkileri ve Koruyucu Mekanizmalar

Sanayi devriminin başlarında yaklaşık 280ppm olan atmosferik CO₂ günümüzde 390ppm'e kadar yükselmiş ve IPCC'nin IS92a emisyon senaryosuna göre de önümüzdeki 100 yıl içerisinde 2 kat daha artacağı tahmin edilmektedir (Fabry ve ark. 2008).

Atmosferik CO₂'in geçmişten günümüze ve gelecekte olması tahmin edilen miktarları şekil 2.10'da belirtilmektedir. Schulz ve ark. (2009) tarafından yapılan araştırmadan alıntılanan Şekil 2.10'da düz çizgi tarihsel verileri gösterirken (Enting ve ark. 1994, Siegenthaler ve ark. 2005, Tans 2007), kesik çizgi, IPCC'nin IS92a emisyon senaryosuna göre gelecekte olması tahmin edilen atmosferik CO₂ değerlerini göstermektedir (Schimel ve ark. 1994).

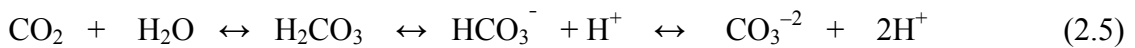


Şekil 2.10. Son birkaç yüzyıl ve 2100 yılı için tahmin edilen atmosferik CO₂ miktarları (Schulz ve ark. 2009)

Atmosferik CO₂'in deniz suyuna geçişi, deniz yüzeyi tarafından difüzyonla olmaktadır. Atmosferde CO₂ derişiminin artması, deniz yüzeyi tarafından daha fazla CO₂'in deniz suyuna karışması anlamına gelmektedir. Deniz suyunda CO₂ derişimin artması ise, suyun karbon kimyasında önemli değişimlere neden olmaktadır (Orr ve ark. 2005).

Çözünmüş inorganik karbon, deniz suyunda 3 ana formda bulunmaktadır. Bunlar bikarbonat iyonu (HCO₃⁻), karbonat iyonu (CO₃⁻²) ve karbondioksit (CO₂)'dir. Deniz suyunun en önemli kimyasal dengelerinden biri olan inorganik karbon sistemi, normal koşullarda bir denge içerisindedir ve deniz suyu pH'nın kontrol edilmesinde önemli bir role sahiptir. pH'ın 8,2 olduğu normal deniz suyunda bulunan inorganik karbonun yaklaşık %88'i HCO₃⁻ formunda, yaklaşık %11'i CO₃⁻² formunda ve sadece yaklaşık %0,5'lik bir kısmı çözünmüş CO₂ formundadır (Fabry ve ark. 2008).

CO₂ deniz suyunda çözüldüğünde ilk olarak karbonik asit (H₂CO₃) oluşmaktadır. H₂CO₃'in hemen hemen hepsi hızla HCO₃⁻ ve Hidrojen (H⁺) iyonlarına ayrılmaktadır. HCO₃⁻ iyonları da CO₃⁻² ve H⁺ iyonlarına ayrılmaktadır. Ancak deniz suyunun pH'ına bağlı olarak H⁺ iyonları, suda bulunan CO₃⁻² iyonları ile tepkimeye girerek, tekrar HCO₃⁻ iyonlarını oluşturmaktadır. Atmosferik CO₂'in deniz yüzeyi tarafından absorblanması sonucu meydana gelen tepkimeler 2.5 numaralı tepkimede gösterilmektedir.



Atmosferik CO₂ miktarındaki artış, yüzey suları tarafından CO₂'in deniz suyuna difüzyonunu artırmaktadır. CO₂'in difüzyonu 2.5 numaralı tepkimenin sağa doğru ilerlemesine neden olmaktadır. Bu durumda, deniz suyunda HCO₃⁻ ve H⁺ iyon derişimleri artarken (Raven 2011), CO₃⁻² iyon derişimi ve pH azalmaktadır. Buna ilaveten, deniz suyunun kalsit ve aragonit doygunlukları da azalmaktadır (Schulz ve ark. 2009). İnorganik karbon miktarlarındaki bu değişimler Çizelge 2.2'de, Raven ve ark. (2005) ile Adamczyk ve ark. (2009) tarafından belirtilen değerlerden uyarlanarak belirtilmektedir (Raven 2011).

Çizelge 2.2. Farklı atmosferik CO₂ miktarlarında, okyanus yüzeyinin inorganik karbon kimyasındaki değişimler (Toplam alkalinite 2324 µmol kg⁻¹ ve sıcaklık 18°C) (Raven'den (2011) değiştirilerek alınmıştır)

	Sanayi öncesi	Günümüz	2 x sanayi öncesi	3 x sanayi öncesi
Atmosferik CO ₂	280	380	560	840
Okyanus yüzeyi CO ₂	9	13	19	28
Okyanus yüzeyi H ₂ CO ₃				
Okyanus yüzeyi HCO ₃ ⁻	1766	1876	1976	2070
Okyanus yüzeyi CO ₃ ⁻²	225	185	141	103
Okyanus yüzeyi toplam çözülmüş inorganik karbon	2003	2065	2136	2133
Okyanus yüzeyi pH	8,18	8,07	7,92	7,77

Yapılan çalışmalar 1800'lü yıllardan günümüze kadar, yüzey sularında 0,1 birimlik pH azalması olduğunu (Orr ve ark. 2005) ve 2100 yılına kadar bu azalmanın 0,3 - 0,4 birime ulaşacağını ön görmektedir (Calderia ve Wickett 2003). Bu durumda 8,2 olan normal deniz suyu pH'nın 7,8-7,7'ye kadar düşeceği tahmin edilmektedir.

Artan CO₂ derişiminin makroalgler üzerine olan etkileri doğal ortamlarındaki C sınırlamasına büyük oranda bağlıdır. Fotosentezin karboksilasyon basamağında RuBisCO enzimi için gereken CO₂, sadece difüzyonla CO₂ alınmasına bağlı ise, günümüzdeki CO₂ derişimi fotosentez için sınırlayıcı olmaktadır. Çünkü RuBisCO enziminin bilinen bütün formları, karboksilasyon aktivitesi yanında oksidasyon aktivitesi de göstermektedir. Bu durumda karboksilasyon ve oksidasyon aktiviteleri bir rekabet içerisindedir. Aktivitenin ne yönde gerçekleşeceği, ortamın O₂ ve CO₂ derişimlerine bağlı olarak değişmektedir. Ayrıca RuBisCO enziminin CO₂'e karşı düşük affinite göstermesi de, enzimin karboksilasyon aktivitesini sınırlamaktadır (Raven ve ark. 2011).

RuBisCO enziminin özellikleri ve deniz suyunun günümüzdeki karbon kimyası göz önüne alındığında, makroalg türleri için fotosentezin doymuş olmayacağı düşünülmektedir. Ancak, günümüz koşullarında makroalglerin çoğunda fotosentez doymuş veya doymuşa yakındır. Çünkü çoğu makroalg, karasal C₄ bitkilerine benzer

olarak, inorganik karbon yoğunlaştırıcı mekanizmalara sahiptir (Giordano ve ark. 2005, Raven ve ark. 2008, Reinfelder 2011). İnorganik karbon yoğunlaştırıcı mekanizmalara sahip olan türler RuBisCO enzimi için gereken CO₂'i, deniz suyunda bol miktarda bulunan HCO₃⁻ iyonlarını doğrudan ya da dolaylı olarak kullanarak sağlamaktadır (Beer 1994, Larsson ve Axelsson 1999). Makroalglerin HCO₃⁻ iyonlarını kullanabilme yeteneği, diğer besin maddeleri sınırlayıcı olmadığına adaptif bir avantaj sağlamaktadır.

İnorganik karbon yoğunlaştırıcı mekanizmalara sahip olan türler, HCO₃⁻ iyonlarını 2 şekilde kullanabilmektedir. Birincisi, membrana bağlı karbonik anhidraz enzimi ile olmaktadır. Deniz suyunda bulunan HCO₃⁻ iyonları, ekstrasellüler olarak karbonik enzimi ile CO₂'ye dönüştürülmektedir. Sonrasında oluşan CO₂, difüzyonla veya aktif taşıma ile hücre içerisine alınmaktadır. İkincisi ise anyon değişim proteinleri ile HCO₃⁻ iyonlarının membrandan içeri taşınmasıyla olmaktadır. Bu durumda da HCO₃⁻ iyonları, intrasellüler karbonik anhidraz aktivitesi ile CO₂'ye dönüştürülmektedir (Axelsson ve ark. 1995).

Makroalg türlerinin HCO₃⁻ iyonlarını kullanma yetenekleri ve stratejileri türler arasında farklılık göstermektedir. Bu nedenle farklı türler, doğal ortamlarındaki C sınırlamasından farklı derecelerde etkilenmektedir. Dolayısıyla da deniz suyunda artan CO₂ miktarlarına karşı türe özgü değişimler göstermektedirler.

İnorganik karbon yoğunlaştırıcı mekanizmalara sahip olan türlerin fotosentezleri günümüz koşullarında doymuş veya doymuşa yakın durumdadır (Beardall ve ark. 1998). Artan CO₂ derişimi bu türleri etkilememekte veya çok az etkilemektedir. Ancak, inorganik karbon yoğunlaştırıcı mekanizmalara sahip olmayan türler, günümüz koşullarında doymuş olmayan fotosentetik performansa sahiptirler (Mercado ve Niell 1999, Zou ve ark. 2003) ve artan CO₂ derişimlerinden pozitif yönde etkilenmektedirler (Zou 2005).

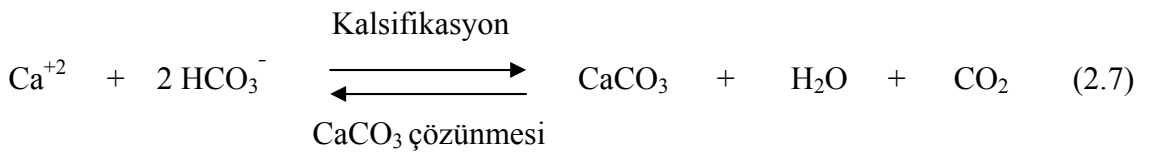
Deniz sularında artan CO₂ derişimi ve karbon kimyasındaki derişimlerin inorganik karbon yoğunlaştırıcı mekanizmalara sahip olan ve olmayan makroalg türleri üzerine

olan etkilerini belirlemek için, artan CO₂ derişiminin uzun süreli etkilerini belirlemek gerekmektedir. Çünkü hem fotosentetik performansın artması hem de büyümenin artması, bu türler için gereken mineral ve besin ihtiyacını da artırmaktadır. Ayrıca, deniz asitleşmesi ile deniz sularında azalan CO₃⁻² iyonları Kalsiyum Karbonat (CaCO₃) doygunluğunu da azaltmaktadır. Bu azalma kalkerli organizmalar için kalsifikasyonu zorlaştırmaktadır. Bu durumda kalkerli yapıdaki makroalg türlerinin büyüme oranlarında da değişimler beklenmektedir.

Kalsifikasyon, en genel şekli ile CaCO₃'ün biyolojik olarak oluşumunu tanımlamaktadır (Borowitzka 1987). 2.6 numaralı tepkimede deniz suyunda bulunan Kalsiyum (Ca⁺²) ve CO₃⁻² iyonlarının CaCO₃ şeklinde çökmesi gösterilmektedir.



Kalsifikasyon oranı ve CaCO₃'ün çözünmesi (2.7 numaralı tepkime), deniz suyunun pH'ı ile doğrudan ilişkilidir (Borowitzka 1981). Laboratuvar kültür ortamlarında yapılan çalışmalar, okyanus asitleşmesi sonucu azalan CO₃⁻² iyon derişiminin kalsifikasyonu azalttığını göstermektedir (Doney ve ark. 2009, Ries ve ark. 2009, Tyrrell 2011). Buna ilaveten, mevcut CaCO₃'ün çözünürlüğü, bazik ortamlarla karşılaştırıldığında asidik ortamlarda daha yüksektir (Brownlee ve Taylor 2002).



Alglerde CaCO₃'ün 2 kristal formundan (kalsit ve aragonit formları) biri bulunmaktadır (Adey 1998). Deniz alglerinde aragonit formu yaygın olarak bulunurken, kalsit formu tatlı sularda daha yaygın olarak bulunmaktadır. Ancak, kırmızı alglerin Corallinaceae grubunda CaCO₃, kalsit formunda bulunmaktadır (Borowitzka ve ark. 1974).

Okyanus asitleşmesi ile bazı deniz canlılarının kalsifikasyonlarında azalmalar olduğu belirtilmiştir (Riebesel ve ark. 2000, Langdon ve ark. 2003, Jokiel ve ark. 2008, Kuffner

ve ark. 2008). Ancak okyanus asitleşmesine karşı farklı organizmaların farklı tepkiler göstermesi nedeniyle, okyanus asitleşmesinin etkileri hala anlaşılmış değildir. Bu nedenle IPCC tarafından ön görülen senaryonun ekolojik ve biyolojik etkileri ile ilgili araştırmalar devam etmektedir (Ries ve ark. 2009).

Kalkerli alglerin fotosentez ve kalsifikasyonları, kıyusal ekosistemlerin karbon ve kalsiyum döngülerinde büyük bir öneme sahiptir. Kalkerli makroalgler fotosentezlerini ve kalsifikasyonlarını dengelemek zorundadırlar. Bazı çalışmalarda bu iki sürecin hem birbirleri ile ilişkili olduğu (Borowitzka ve Larkum 1976a) hem de ışığa bağlı olduğu belirtilmiştir (Borowitzka ve Larkum 1976b, Borowitzka 1981).

Chlorophyta grubundan *Halimeda* türlerinin kalsifikasyon mekanizması birçok çalışmada araştırılmıştır (Stark ve ark. 1969, Borowitzka ve Larkum 1976a,b,c, Littler ve ark. 1983, Jensen ve ark. 1985, Ballesteros 1991, De Beer ve Larkum 2001). Araştırmalar *Halimeda* türlerinin CaCO_3 'ü hücreler arası alanda aragonit kristalleri şeklinde biriktirdiğini ortaya koymuştur. Bu cinse ait türlerde fotosentez ile hücreler arası alandan CO_2 uzaklaştırılarak, hem lokal pH hem de CO_3^{2-} iyonlarının artışı gerçekleşmektedir. Bu nedenle bu türlerde fotosentezin kalsifikasyonu teşvik ettiği düşünülmektedir (Borowitzka ve Larkum 1976b).

Corallinaceae üyeleri, *Halimeda* cinsi gibi hücreler arası alana sahip değildir. Fakat hücre duvarları, kalsit kristalleri için bir birikim alanı sağladığı düşünülen, organik materyale sahiptir (Borowitzka 1981, Poeschal ve ark. 1992). Kalkerli alglerin kalsifikasyon mekanizması birçok çalışmada araştırılmış olsa da (Digby 1977, Borowitzka 1981, Okazaki ve ark. 1982) mekanizma tam olarak anlaşılmış değildir. Ancak yapılan çalışmalar kalsifikasyonun ışıkta, karanlıktan 2-3 kez daha hızlı olduğunu göstermektedir (Okazaki ve ark. 1970, Borowitzka 1981, Gao ve ark. 1993a). Bu nedenle de kalsifikasyonun fotosentez ile ilişkili olabileceği ileri sürülmüştür (Pearse 1972).

2.3. UVR'nin Biyolojik Etkileri ve Koruyucu Mekanizmalar

Ozon (O₃), stratosferde doğal olarak bulunan bir gazdır ve bazı kimyasal bileşiklerle hızla tepkimeye girme özelliğindedir. Küresel ozon, dünyanın her yerinde eşit olarak dağılmamıştır. Genellikle orta ve yüksek enlemlerde en yüksek miktarda, ekvator da ise en düşük miktarda bulunmaktadır (WMO 2003). Bu farklılık ozonun kimyasal olarak oluşumu, yıkımı ve stratosferik rüzgarlar nedeniyle olmaktadır.

Stratosferik ozon tabakası zararlı UVR'yi absorbe ederek, bu ışınların yerküreye ulaşmasını engellemektedir. Ancak, çoğunlukla insan aktiviteleri sonucu klor ve brom içeren gazların atmosfere salınmasıyla oluşan reaktif halojen gazların (ClO, BrO, Br, Cl) miktarı gün geçtikçe artmaktadır. Kimyasal olarak oldukça reaktif olan bu bileşiklerin miktarındaki artış, stratosferik ozon tabakasında incelmelere neden olmaktadır. Bu incelmeler nedeniyle, ozon tabakası UVR'ye karşı koruyuculuğunu kaybetmekte ve yerküreye ulaşan UVR miktarında artışlar olmaktadır (Bischof ve ark. 2006, Karsten ve ark. 2009).

Ozon tabakasında meydana gelen incelmeler, 1970'li yıllarda Antartika'da çok ciddi boyutlara ulaşmış ve halk arasında "ozon deliği" olarak bilinen yapıların oluşmasına neden olmuştur (Farman ve ark. 1985). Antartika'dan sonra kuzey ve güney yarımkürenin orta enlemlerinde ve Arktik bölgelerde de ozon tabakasının tahrip olduğu ve bunun paralelinde yerküreye ulaşan Ultraviyole-B (UVB) ışınlarının miktarında artış olduğu tespit edilmiştir (Schulz 2001, McKenzie ve ark. 2003, Zacher ve ark. 2009).

UVR, ışık spektrumunda, insan gözünün görebileceği dalga boylarındaki ışıklardan daha kısa dalga boylarına sahip olan ışınları kapsamaktadır. Bu ışınlar CIE (Commission Internationale de l'Eclairage; Uluslar arası Aydınlatma Komisyonu) tanımlamasına göre 3 dalga bandına ayrılmaktadır (UVA, UVB, UVC).

Ultraviyole-A (UVA) ışınları 315-400nm arasında dalga boyuna sahip olan ışınları içermektedir. Yerküreye ulaşan miktarı, ozon tabakasından bağımsızdır. Bu nedenle ozon tabakasında meydana gelen incelmeler, UVA ışınlarının miktarını

etkilememektedir (Karsten ve ark. 2009). UVA dalga bandı, küçük bir kısmı dışında, fotosentetik olarak aktif değildir, ancak ikincil bileşiklerin oluşmasında etkili olmaktadır (Holzinger ve Lütz 2006).

UVB ışınları, 280-315nm arasında dalga boyuna sahip olan ışınları içermektedir. Ozon tabakasında meydana gelen incelmelerle, yerküreye ulaşan miktarlarında artış olmaktadır. UVB ışınları, yerküreye ulaşan toplam güneş ışınlarının %1'den daha az bir kısmını oluşturmasına rağmen, biyolojik açıdan oldukça zararlıdır (Franklin ve Forster 1997).

Ultraviyole-C (UVC) ışınları, 190-280nm arasında dalga boyuna sahip olan ışınları içermektedir. Birçok organizma için kuvvetli mutajenik ve letal etkiye sahiptir. Ancak, ozon tabakası tarafından tamamı absorbe edilmekte ve yer küreye ulaşmamaktadır. Bu nedenle UVC ışınları ekolojik açıdan önemsizdir (Holzinger ve Lütz 2006).

UVR, su sütununda derinlere kadar nüfuz etmektedir. Dolayısıyla deniz canlıları UVR'den etkilenmektedir. UVR'nin su içerisine nüfuz edişi atmosferik koşullara (enlem, boylam, güneşin açısı, bulutlanma miktarı, ozon yoğunluğu) bağlı olarak değiştiği gibi, su sütununun optik özelliklerine bağlı olarak da değişmektedir (Kirk 1994, Hanelt ve ark. 2001). Özellikle suda bulunan çözülmüş organik madde miktarı UVR'nin su içerisinde derinlere inmesini engellemektedir (Kirk 1994).

UVR'nin makroalgler üzerine biyolojik etkileri birçok çalışmada özetlenmiştir (Franklin ve Forster 1997, Figueroa ve Gomez 2001, Bischof ve ark. 2002, Bischof ve ark. 2006). UVB ışınlarının makroalgler üzerine olan biyolojik etkileri moleküler, hücresel, bireysel veya kommunité düzeyinde olmakta ve sonuçta ekosistemin yapısında ve fonksiyonunda değişimlere neden olabilmektedir.

Yapılan çalışmalar UVB ışınlarının, ozon tabakasında incelme olmadan da makroalgler için önemli bir stres faktörü olduğunu göstermektedir. Nükleik asitler, proteinler, lipidler ve fitohormonlar gibi biyolojik moleküllerin UVR'yi absorbe etme özelliği nedeniyle, UVR en zararlı çevresel stres faktörleri arasında yer almaktadır. UVR'nin

zararlı etkisi dalga boyuna, yoğunluğuna, maruz kalma süresine ve organizmanın genetik yapısı, morfolojik yapısı ve sahip olduğu koruyucu mekanizmaların özelliklerine bağlı olarak değişmektedir (Tevini 2004).

UVR'ye karşı bilinen en hassas molekül DNA'dır. DNA'nın yapısında bulunan aromatik kalıntılar, UVR'yi absorbe etme özelliğine sahiptir. Aromatik kalıntıların UVR'yi absorbe etmesiyle DNA molekülü doğrudan etkilenmekte ve yapısında siklobütan dimerleri oluşmaktadır (Lois ve Buchanan 1994). UVR'nin dolaylı etkisi ise serbest radikallerin oluşmasına neden olmasındır. Kromofor gruplar, UVR ile uyarılmış hale geçmektedir ve bu durumdaki enerji singlet oksijen veya hidroksil radikallerinin oluşmasına neden olmaktadır. Bu reaktif moleküllerin DNA'ya ulaşması ile de DNA dolaylı olarak etkilenmektedir (Mitchell ve Karentz 1993).

UVR'yi absorblama özelliğinde olan aromatik yapılar tirozin, fenilalanin ve triptofan gibi bazı amino asitlerin yapısında da bulunmaktadır. Dolayısıyla protein molekülleri de UVR'den olumsuz yönde etkilenmektedir. Buna ilaveten, proteinlerin yapısında bulunan sistein molekülleri arasındaki disülfid bağları da UVR'den etkilenmektedir. Proteinlerin katlanmasında önemli bir rolü olan bu bağların kopması, protein molekülünün fonksiyonel formunu kaybetmesine neden olabilmektedir (Vass 1997).

UVR'ye karşı hassas olan bir diğer molekül lipidlerdir. Lipidler bütün biyolojik sistemlerdeki membranların ana bileşenini oluşturmaktadır. Oksijenin varlığında UVB ışınlarının etkisiyle, lipid moleküllerinin peroksidasyonu gerçekleşmekte ve biyolojik membranların yapısı bozulabilmektedir. Doymamış yağ asitlerindeki bu peroksidasyon, membran yapısı üzerine doğrudan etki etmektedir. Bu esnada, lipid peroksil radikallerinin oluşumu da ayrıca bir tehlike oluşturmaktadır (Murphy 1983)

Fotosentetik pigmentler arasında fikobilinler UVR'ye karşı en hassas olanlardır (Sinha ve ark. 2003). Karotenoidlerin ise klorofillere oranla UVR'den daha az etkilendikleri bilinmektedir (Bischof ve ark. 2006).

Elektron mikroskobu ile yapılan çalışmalar UVR'nin tilakoid yapısında değişimlere neden olduğunu göstermektedir (Holzinger ve ark. 2004). Poppe ve ark. (2003), kırmızı alglerde UVR'nin, kloroplast ve mitokondri yapılarında değişimlere neden olduğunu elektron mikroskobu fotoğrafları ile göstermişlerdir. UVR'nin etkisiyle kloroplastlarda tilakoidler arasında genişlemeler ve vezikül benzeri yapıların oluştuğu, mitokondrilerde ise krista yapılarında değişimler meydana geldiği saptanmıştır.

UVR'nin moleküler etkileri nedeniyle fotosentez (Dring ve ark. 2001), büyüme ve üreme (Gao ve Xu 2008) gibi fizyolojik süreçler de etkilenmektedir. Oksijene bağımlı hayatın temelini oluşturması nedeniyle, UVR'nin fotosentez üzerine olan etkileri en yoğun şekilde çalışılmaktadır. Çalışmalar PSII'nin, PSI'e oranla UVR'den daha fazla etkilendiğini göstermektedir (Bornman 1989). UVB ışınları elektron akışını bloke ederek PSII tepkime merkezinde enerji transferini inhibe etmektedir. Bu inhibisyon, elektron transferinde Q_A ve Q_B 'nin UVB ışınlarını kuvvetle absorbe etmesi nedeniyle olmaktadır (Iwanzik ve ark. 1983). PSII'nin önemli proteinlerinden olan D1 proteini de UVR'den olumsuz yönde etkilenmektedir (Vass 1997, Bischof ve ark. 2000). PSII'nin oksidasyon bölgesinde, suyun parçalanmasını sağlayan kompleks de UVR'nin hedef aldığı bir diğer noktadır (Renger ve ark. 1986). Fotosentezin karanlık evre tepkimelerinde, CO_2 'in fiksasyonunu sağlayan RuBisCO enziminin de UVB ışınlarından etkilenmesi, fotosentezin inhibisyonuna (fotoinhibisyon) neden olmaktadır.

Fotoinhibisyon, dinamik ve kronik olmak üzere 2 şekilde gerçekleşmektedir (Osmond 1994). Genelde, güneşe adapte olan algler dinamik fotoinhibisyon sergilemektedir. Dinamik fotoinhibisyon, fazla enerjinin ısı şeklinde etrafa yayılması gibi adaptasyon mekanizmalarıyla telafi edilebilmektedir. Kronik fotoinhibisyon ise PSII tepkime merkezinin hasara uğramasıdır (fotodamage) ve ileri safhasında D1 proteininin proteolizisi gerçekleşmektedir (Critchley ve Rusell 1994). Genellikle gölgeye adapte olan türler, yüksek ışık yoğunluğuna maruz kaldığında kronik inhibisyon gerçekleşmektedir.

Fotosentetik bitkiler UVR'nin zararlı etkisini azaltmak için çeşitli adaptasyon mekanizmaları geliştirmişir. Ancak bu adaptasyon mekanizmaları birçok durumda, ilave

enerji gerektirmektedir. Bunun bir sonucu olarak da UVR'ye maruz kalan bitkilerin büyümesinde ve fotosentezlerinde azalmalar gözlenmektedir (Roleda ve ark. 2006a).

Alglerin UVR'ye karşı geliştirdikleri mekanizmalar arasında dikey göçler, tallus morfolojisi, DNA onarımı ve antioksidan bileşiklerin sentezi sayılabilir (Cardozo ve ark. 2011).

DNA onarımı 2 farklı enzimatik mekanizma ile olmaktadır. Bunlardan birincisi fotoliz ile fotoreaktivasyondur. Bu mekanizma UVR ile oluşan dimerlerin hızlı bir şekilde monomerizasyonunu sağlamaktadır (Lois ve Buchanan 1994). İkinci mekanizma ekzision onarımı olarak tabir edilmektedir. DNA'nın hasarlı bölgesinin enzimatik olarak kesilip, uzaklaştırılmasıdır. Bu mekanizma ışıktan bağımsız ve daha yavaş gerçekleşmektedir (Stapleton 1992).

UVR'ye karşı geliştirilen bir diğer adaptasyon tallus morfolojisidir. Tallus kalınlığındaki artış, hücrelerin UVR'den etkilenmesini azaltmaktadır (Roleda ve ark. 2007).

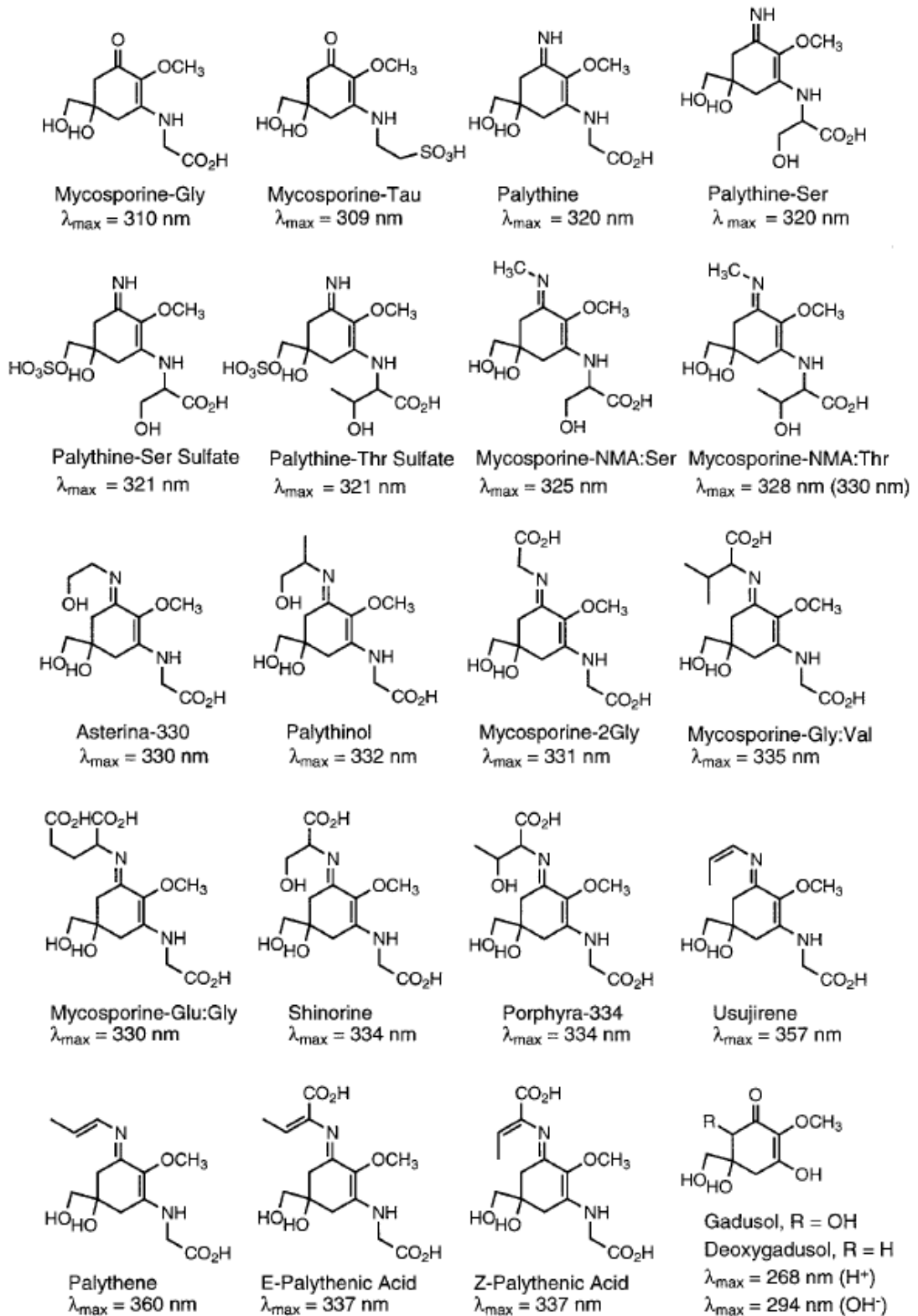
UVR'nin etkisiyle organizmada serbest oksijen radikalleri oluşmaktadır. Organizmalar, oluşan reaktif oksijen türlerine karşı antioksidatif koruma sistemine sahiptirler. Makroalglerin ve diğer birçok canlının sahip olduğu antioksidan bileşikler arasında karotenoidler, flavanoidler, askorbat ve glutatyon örnek olarak verilebilir. Enzimatik olarak da katalaz, süperoksit dismutaz ve peroksidaz, reaktif oksijen türlerine karşı etkili bir koruma sağlamaktadır (Asada ve Takahashi 1987).

Bazı mikro ve makroalg türleri, mikosporin benzeri amino asitler ve florotaninler gibi, UVR'yi absorbe eden bileşiklere sahiptir. Mikosporin benzeri amino asitler, 310-360nm arasında absorpsiyon göstermektedir (Dunlap ve Shick 1998), 324nm'de ise maksimum absorpsiyon göstermektedirler (Hoyer ve ark. 2001, Karsten ve ark. 2005). Bu bileşikler, suda çözünebilir, renksiz, polar ve hücresel pH'da yüksüz veya zwitteriyonik amino asit formundadırlar (Bischof ve ark. 2006).

Mikosporin benzeri amino asitler moleküler yapıları, amino asit veya imino alkollerin azot substitüsyonu ile konjuge sikloheksenon ya da sikloheksimin halkaları şeklindedir (Şekil 2.11). Mikosporin benzeri amino asitlerin biyosentezi henüz tam olarak anlaşılmış değildir. Ancak, aromatik amino asitlerin sentezlenmesini sağlayan şikimik asit metabolik yolundan ayrıldığı tahmin edilmektedir (Cardozo ve ark. 2011). Mikosporin benzeri amino asitlerin UVR'ye karşı koruma sağlamanın yanında antioksidan aktivite (Dunlap ve Yamamoto 1995), osmotik işlevler (Oren 1997) ve üremede dengeleyici bir role sahip oldukları (Bandaranayake ve Des Rocher 1999) belirtilmektedir.

Mikosporin benzeri amino asitler, fungi, denizel heterotrofik bakteriler, siyanobakterler, ökaryotik algler, deniz invertebratları ve balıklar gibi birçok taksonomik grupta tanımlanmıştır (Sinha ve ark. 1998). Makroalgler arasında Phaeophyceae ve Chlorophyta grupları ile karşılaştırıldığında, Rhodophyta grubunda daha geniş bir çeşitlilik gösterdiği ve daha yüksek derişimlerde bulunduğu tespit edilmiştir (Karsten ve ark. 1998a, b).

Phaeophyceae grubunda, UVR'ye karşı koruyucu olarak florotaninler sentezlenmektedir. Yüksek bitkilerdeki taninlere benzer olarak, florotaninler de antioksidan özellik göstermektedir. Bu nedenle florotaninler UVR'nin etkisiyle oluşan reaktif oksijen türlerinin zararsız hale getirilmesinde önemlidirler. Florotaninler, ikincil bileşiklerdir ve miktarları kuru ağırlığın %20'si kadar olabilmektedir. Işık spektrumunun özellikle UVC ve UVB bölgelerinde absorpsiyonları maksimum absorpsiyonları ise 195-265 nm arasında olmaktadır (Pavia ve ark. 1997).



Şekil 2.11. Mikosporin benzeri amino asitlerin moleküler yapısı (Dunlap ve Shick 1998)

3. MATERYAL ve YÖNTEM

3.1. Materyal

3.1.1. Cihazlar

Deneysel çalışmalar için klorofil floresan ölçümleri, Pulse Amplitude Modulated Chlorophyll Fluorometer PAM 2100 (Walz, Almanya) cihazı kullanılarak yapıldı. Deneysel serilerinin aydınlatılmasında, fotosentetik aktif radyasyon için ışık kaynağı olarak, Osram Luminux Plus Daylight L18W/11-860 (Almanya), UVA ve UVB kaynağı olarak sırasıyla UV-A 340 Lamp Q-Panel (Kanada) ve Philips Ultraviolet-B TL 20W/12RS B3 (Hollanda) lambaları kullanıldı. Işık spektrumunu belirlemek için ise RAMSES ACC UV/VIS (TriOS, Almanya) marka spektrometre kullanıldı. Spektrofotometrik ölçümler Shimadzu marka UV-2401 PC model (Kyoto, Japan) fotometre ile yapıldı. pH ölçümleri ise WTW marka pH elektrodu kullanılarak yapıldı.

3.1.2. Arazi çalışması ve örneklerin hazırlanması

Rhodophyta grubuna ait olan *Corallina officinalis* Linnaeus genellikle taşlık ve kayalık sahillerin inter ve subtidal bölgelerinde yayılış gösteren, bu nedenle de genellikle gel-git çekilmelerine maruz kalan kalkerli yapıda dik bir tallusa sahiptir. Dikotom dallanma gösteren tallus, 12cm'ye kadar ulaşmaktadır (<http://www.marlin.ac.uk>). Geniş kümeler oluşturan bu tür gel git bölgesinin büyük bir kısmını kaplayarak birçok deniz canlısı için habitat ve substratum oluşturmaktadır (Hicks 1986, Akioka ve ark. 1999).

C. officinalis örnekleri, Mayıs-2010 ve Ekim-2010 tarihlerinde Kuzey Denizindeki Helgoland (Almanya) adasından toplandı. Şekil 3.1'de gösterilen örnek toplama alanında, *Chondrus crispus* Stackhouse, *Mastocarpus stellatus* (Stackhouse) Guiry, *Fucus serratus* Linnaeus ve *Ascophyllum nodosum* (Linnaeus) Le Jolis türleri ile birlikte yayılış göstermektedir.



Şekil 3.1. Örnek toplama alanı (Google maps’den değiştirilerek alınmıştır)

Örnekler, kayalık sahilde gel git bölgesinde, suların çekildiği süreçte el ile toplandı ve bir miktar deniz suyu içeren şişeler içerisinde Alfred-Wegener Enstitüsüne (Helgoland) ait laboratuvarlara getirildi. Burada örnekler deniz suyu ile yıkanarak epifitleri uzaklaştırıldı. Ertesi gün yine plastik taşıyıcılar ile Bremen Üniversitesi laboratuvarlarına getirilen örnekler, suni deniz suyu içeren akvaryumlar içerisine konuldu. Alg örneklerinin yeni ortamlarına uyum sağlaması için, deneysel çalışmalara bir hafta sonra başlandı.

3.2. Yöntem

3.2.1. Deney serileri

Deneysel çalışmalar, ayrı zamanlarda yapılan 4 farklı deney serisi hazırlanarak yapıldı. Deney serileri aşağıda belirtilen şekildedir.

Deney serisi–1; Düşük pH ve düşük UVR’nin fotosentez üzerine etkisi

Deney serisi–2; Düşük pH ve yüksek UVR’nin fotosentez üzerine etkisi

Deney serisi–3; Düşük pH’ın Karbonik Anhidraz aktivitesi üzerine etkisi

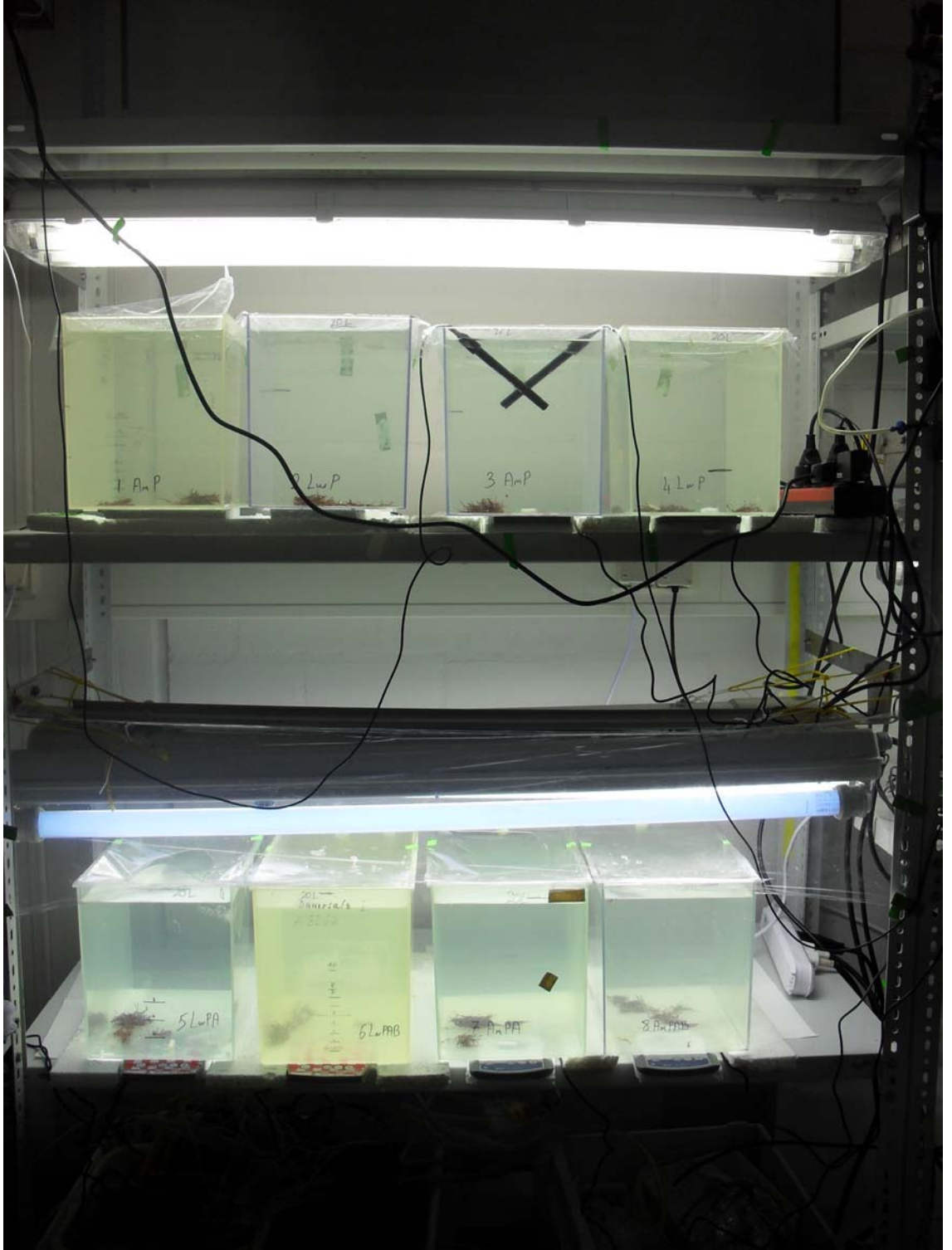
Deney serisi–4; Düşük pH’ın Nitrat redüktaz aktivitesi üzerine etkisi

Deneysel çalışmalar, stok kültürden seçilen sağlıklı örneklerle yapıldı. Kültür ortamı olarak 33psu tuzluluğa sahip (Reef salt, ab Aqua Medic GmbH Bissendorf, Almanya) suni deniz suyu kullanıldı. Suni deniz suyu, 0,22µ göz açıklığına sahip filtrelerle filtre edildi ve provasoli çözeltisi ile zenginleştirildi (Provasoli 1968). Deney materyali olan *Corallina officinalis* türünün kalkerli yapıda olması nedeniyle, kültür ortamlarına ayrıca $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ilave edildi (Woelkerling ve ark. 1983). Çizelge 3.1’de uygulama akvaryumlarındaki besin maddelerinin molar cinsinden derişimleri belirtilmektedir. Uygulama periyodu süresince, akvaryumların suyu her hafta değiştirildi. Şekil 3.2’de deney serilerinin genel şekli gösterilmektedir.

Bütün deneysel serilerde, deniz suyunun pH’ı CO_2 gazı ilavesiyle istenilen seviyeye düşürüldü. Uygulama akvaryumlarının pH’ı günde 2 kez kontrol edilerek istenilen seviyelerde kalması sağlandı. Deneylerde sıcaklık 15°C ve ışık rejimi 12A:12K olarak ayarlandı.

Çizelge 3.1. Kültür ortamlarındaki besin maddelerinin derişimleri

Besin maddeleri	Derişim (M)
Trisma base	$4,12 \times 10^{-5}$
NaNO ₃	$2,06 \times 10^{-4}$
Na ₂ -gliserofosfat	$1,78 \times 10^{-5}$
KI	$8,04 \times 10^{-8}$
Tiyamin	$1,48 \times 10^{-7}$
Biyotin	$2,05 \times 10^{-9}$
Siyanokobalamin	$7,38 \times 10^{-10}$
PII Çözeltisi	
Titriplex III	$3,36 \times 10^{-6}$
H ₃ BO ₃	$2,31 \times 10^{-5}$
MnSO ₄ 4H ₂ O	$9,19 \times 10^{-7}$
ZnSO ₄ 7H ₂ O	$9,56 \times 10^{-8}$
CoSO ₄ 7H ₂ O	$2,13 \times 10^{-8}$
FeCl ₃ 6H ₂ O	$3,67 \times 10^{-7}$
Demir Çözeltisi	
Titriplex III	$2,22 \times 10^{-6}$
Fe(NH ₄) ₂ (SO ₄) ₂ 6H ₂ O	$2,24 \times 10^{-6}$



Şekil 3.2. Uygulama akvaryumlarının genel görüntüsü

3.2.1.1. Deney serisi–1; düşük pH ve düşük UVR'nin fotosentez üzerine etkisi

pH ve UV radyasyonunun hem ayrı ayrı hem de birlikte iken fotosentez üzerine olası etkilerini belirlemek amacıyla oluşturulan deney düzeneğinde, 6 uygulama akvaryumu hazırlandı. Çizelge 3.2'de bu uygulamalar belirtilmiştir.

Çizelge 3.2. Deney serisi 1 ve 2'de çalışılan uygulamalar

Uygulama adı	pH	Aydınlanma Durumu
NrF	8,2 (normal deniz suyu pH'ı)	FAR
NrFA	8,2 (normal deniz suyu pH'ı)	FAR + UVA
NrFAB	8,2 (normal deniz suyu pH'ı)	FAR + UVA + UVB
DşF	7,7 (düşük pH)	FAR
DşFA	7,7 (düşük pH)	FAR + UVA
DşFAB	7,7 (düşük pH)	FAR + UVA + UVB

Çalışma için, stok kültürdeki sağlıklı alg örnekleri seçildi ve her akvaryuma 20L filtre edilmiş suni deniz suyu ve 8g alg örneği konuldu. 14 günlük uygulama periyodu süresinde, akvaryumların suyu her hafta değiştirildi ve günde 2 kez CO₂ gazı ile pH ayarlaması yapıldı.

Uygulama akvaryumlarının aydınlatılması bir adet gün ışığı (Osram Luminux Plus Daylight L18W/11-860) ve 2 adet UV (UV-A 340 Lamp Q-Panel, Kanada) lamba ile sağlandı. Işık yoğunluğu olarak 45µmol foton m⁻²s⁻¹ FAR (400-700nm), 4,25 Wm⁻² UVA (320-400nm) ve 0,5 Wm⁻² UVB (280-320nm) uygulandı. İstenilen ışık durumlarını ayarlamak için, akvaryumların üzeri 2 farklı UV filtresi ile kaplandı.

3.2.1.2. Deney serisi–2; düşük pH ve yüksek UVR'nin fotosentez üzerine etkisi

Bu seride daha yüksek yoğunluktaki UVB ışınlarının hem normal pH'da hem de düşük pH'da fotosentez üzerine olası etkilerini belirlemek hedeflenmiştir. Bu amaçla çalışılan uygulamalar, deney serisi–1 ile aynı olarak belirlenmiştir (Çizelge 3.1). Farklı olarak bu seride, UVB ışınlarının yoğunluğu artırılırken UVA ışınlarının yoğunluğu düşürülmüştür.

Uygulama akvaryumlarının aydınlatılması bir adet gün ışığı (Osram Luminux Plus Daylight L18W/11-860) ve 2 adet UV (Philips Ultraviolet-B TL 20W/12RS B3, Hollanda) lamba ile sağlandı. Işık yoğunluğu olarak $45\mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ FAR (400-700nm), 1.80 Wm^{-2} UVA (320-400nm) ve 3.84 Wm^{-2} UVB (280-320nm) uygulandı.

Deney serisi–1 ile benzer olarak, her akvaryuma 20L filtre edilmiş suni deniz suyu ve 8g alg örneği konuldu. 14 günlük uygulama periyodu süresinde, akvaryumların suyu her hafta değiştirildi ve günde 2 kez CO₂ gazı ile pH ayarlaması yapıldı.

3.2.1.3. Deney serisi–3; düşük pH'ın karbonik anhidraz aktivitesi üzerine etkisi

Bu seride düşük pH'ın karbonik anhidraz aktivitesi üzerine olası etkilerini belirlemek hedeflenmiştir. Bu amaçla stok kültürden seçilen sağlıklı ve birbirine benzer tallus kalınlığına sahip 8g örnek, 20L filtre edilmiş suni deniz suyu içeren (pH=8,2) akvaryumlar içerisine alındı ve herhangi bir uygulamaya maruz bırakılmadı. 3 günlük adaptasyon sürecinden sonra, akvaryumlardan birinin pH'ı 8,2 olarak devam ettirilirken, diğerlerinin pH'ı CO₂ gazı ilavesiyle 7,7 ve 7,5 olacak şekilde ayarlandı.

Uygulama akvaryumlarının aydınlatılması bir adet gün ışığı lambası (Osram Luminux Plus Daylight L18W/11-860) ile sağlandı. Işık yoğunluğu diğer serilerde olduğu gibi $45\mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ FAR (400-700nm) olarak uygulandı.

28 günlük uygulama periyodu süresinde, akvaryumların suyu her hafta değiştirildi ve günde 2 kez CO₂ gazı ile pH ayarlaması yapıldı.

3.2.1.4. Deney serisi–4; düşük pH’ın nitrat redüktaz aktivitesi üzerine etkisi

Bu seride düşük pH’ın nitrat redüktaz aktivitesi üzerine olası etkilerini belirlemek hedeflenmiştir. Stok kültürden seçilen sağlıklı örnekler, 3 günlük adaptasyon sürecinin ardından, pH’ı 8,2; 7,7 ve 7,5 olan akvaryumlara alındı.

Bu deney serisinde 3,5g alg örnekleri 10L filtre edilmiş suni deniz suyu içeren akvaryumlarda kültüre alındı. Uygulama akvaryumlarının aydınlatılması bir adet gün ışığı lambası (Osram Luminux Plus Daylight L18W/11-860) ile sağlandı. Işık yoğunluğu diğer serilerde olduğu gibi $45\mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ FAR (400-700nm) olarak uygulandı. 14 günlük uygulama periyodu süresinde, akvaryumların suyu her hafta değiştirildi ve günde 2 kez CO₂ gazı ile pH ayarlaması yapıldı.

3.2.2. Ekofizyolojik analizler

3.2.2.1. Günlük büyüme oranı

Uygulama periyodu içerisinde, etiketlenmiş alg örnekleri belirli günlerde, kurutma kağıdı ile suyu alındıktan sonra tartıldı ve logaritmik modele göre, aşağıdaki formül yardımıyla günlük büyüme oranları hesaplandı (Zou 2005).

$$\text{Günlük büyüme oranı (\%)} = \ln (W_1/W_0) / t \times 100$$

W_1 = son ağırlık (g)

W_0 = başlangıç ağırlığı (g)

t = zaman (gün)

3.2.2.2. Klorofil-a

Klorofil analizi için sıvı azotla dondurulan örnekler, Inskeep ve Bloom'un (1985) metoduna göre N,N-Dimethylformamide (DMF) ile karanlık ortamda ekstrakte edildi. Ekstraktın spektrofotometrik olarak ölçülmesinden sonra, aşağıdaki formül yardımı ile klorofil-a miktarları hesaplandı.

$$\text{Chl-a} = 12,70 \times A_{664,5} - 2,79 \times A_{647}$$

3.2.2.3. Fikoeritrin ve Fikosiyanin

Beer ve Eshel'in (1985) metoduna göre, sıvı azotla dondurulan örnekler 0,1M fosfat tamponu ile ekstrakte edildikten sonra, 10 000g'de 20dk santrifüj edildi. Süpernatantın spektrofotometrik olarak ölçümünden sonra, fikoeritrin ve fikosiyanin miktarları aşağıdaki formüller yardımıyla hesaplandı.

$$\text{Fikoeritrin} = ((A_{564} - A_{592}) - (A_{455} - A_{592}) \times 0,20) \times 0,12$$

$$\text{Fikosiyanin} = ((A_{618} - A_{645}) - (A_{592} - A_{645}) \times 0,51) \times 0,15$$

3.2.2.4. CaCO₃ ve organik madde

Klorofil analizinden sonra örnekler pH'ı 9 olan distile su ile birkaç kez yıkanarak, DMF'in uzaklaştırılması sağlandı. Yıkama işleminden sonra örnekler 50°C'de 1 gün bekletilerek kurutuldu. Sonrasında örnekler tartılarak kuru ağırlıkları belirlendi. Organik maddenin uzaklaştırılması için, örnekler 1 hafta boyunca %10'luk sodyum tetraklorat çözeltisi ile inkübe edildi. İnkubasyon süresince her gün sodyum tetraklorat çözeltisi değiştirildi ve 3dk boyunca sonikasyon uygulandı. Bir haftanın sonunda örnekler tekrar kurutularak tartımları yapıldı ve CaCO₃ miktarları belirlenmiş oldu. Örneklerin başlangıç ağırlıklarından CaCO₃ miktarının çıkartılması ile de organik madde miktarları belirlendi.

3.2.2.5. UV absorbe eden bileşikler

Sıvı azotla dondurulup -80 °C’de saklanan örneklerin ekstraksiyonu %25’lik metanol ile havanda ezilerek yapıldı ve ekstakt tüp içerisine alınarak kapakları kapatıldı. Örnekler 2 saat 45 °C’de inkübe edildikten sonra, 5000g’de 5dk santrifüj edildi. Süpernatantın 250-400nm arasındaki spektrumunu alındı ve örnek ağırlıklarına göre gerekli düzeltmeler yapıldı.

3.2.2.6. PAM klorofil floresans ölçümleri (F_v/F_m , P_{max} , I_k , alfa, rETR)

Fotosentetik performans, PAM 2100 Chlorophyll Fluorometer cihazı ile Hanelt ve ark. (1997a) tarafından belirtilen şekilde PS II’nin klorofil floresansının ölçülmesiyle *in vivo* olarak belirlendi. Örneklerin fizyolojik durumu hakkında bilgi veren F_v/F_m değerleri, PAM cihazı ile ölçüm esnasında anında kaydedildi.

Ölçümlerde ışık kaynağı olarak internal halojen lamba kullanıldı ve 5dk karanlıkta bekletilen örnekler üzerine, kademeli olarak artan yoğunluklarda (40,66-2063 μ mol foton $m^{-2}s^{-1}$) aktive edici ışık uygulandı. Her 30 saniyede bir doygunluk atışı yapılarak, $\Delta F/F_m'$ değeri kaydedildi. Sonrasında aktive edici ışık yoğunluğu bir üst kademeye çıkarıldı. Bu şekilde devam eden ölçümler sonrasında elde edilen $\Delta F/F_m'$ değerleri kullanılarak, aşağıda belirtilen formül yardımıyla, göreceli elektron transfer oranı (rETR) hesaplandı.

$$rETR = \Delta F/F_m' \times FAR$$

Fotosentetik kapasiteyi tahmin etmek için rETR değerleri kullanılarak FA-eğrisi çizildi. Fotosentez verimliliği hakkında bilgi sağlayan diğer parametreler ise (alfa, P_{max} ve I_k) Eilers ve Peeters (1988) tarafından önerilen model uygulanarak KaleidaGraph paket programında hesaplandı.

3.2.2.7. Karbonik anhidraz aktivitesi

Karbonik anhidraz (EC 4.2.1.1) aktivitesini belirlemek için örnekler sıvı azot ile dikkatlice ezildikten sonra, 50mM Tris (pH=8,5), 25mM Dithiothreitol, 25mM iso-askorbik asit ve 5mM EDTA içeren tampon ile ekstrakte edildi. Elde edilen homojenat karbonik anhidraz aktivitesinin potansiyometrik olarak ölçülmesinde kullanıldı. 0-2°C'de yapılan ölçümde, 8,1-7,1 pH aralığı içerisindeki 0,4 birimlik pH azalması için geçen zaman kaydedildi. Enzimatik tepkime, homojenat üzerine CO₂'e doymun distile su ilavesiyle başlatıldı. 1 birim oransal enzim aktivitesi aşağıdaki formül yardımıyla hesaplandı ve örnek ağırlığına göre gerekli düzeltmeler yapıldı (Haglund ve ark. 1992).

$$\text{Oransal Enzim Aktivitesi} = (t_0 / t_c) - 1$$

t₀ = enzimatik olmayan (tampon) tepkime için geçen zaman

t_c = enzimatik tepkime (homojenat) için geçen zaman

3.2.2.8. Nitrat redüktaz aktivitesi

Nitrat redüktaz (EC 1.6.6.1, 1.6.6.2) aktivitesi Corzo ve Niell (1991) tarafından belirtilen *in situ* metoda göre yapılmıştır. Aktivite tayini için direk olarak uygulama akvaryumlarından alınan küçük tallus parçaları kullanılmıştır. Öncelikle test tüpleri içerisine 3ml inkübasyon çözeltisi (0,1M fosfat tamponu, 0,5mM EDTA, %0,1 1-propanol, 30mM KNO₃ ve 10µM glukoz) konuldu. Anaerobik ortam koşulu oluşturmak için, inkübasyon çözeltisine alg örneğini koymadan önce ve sonra 2dk boyunca azot gazı verildi. Sonrasında hemen tüplerin kapağı kapatıldı ve alüminyum folyo ile kaplandı. Tüpler 1 saat 15°C'de ve karanlıkta bekletildi. Süre sonunda inkübasyon çözeltisinden 1ml örnek alınarak, ortamda oluşan NO₂⁻ miktarının kolorimetrik olarak (Strickland ve Parsons 1972) belirlenmesi ile bir dakikadaki enzim aktivitesi hesaplandı.

3.2.3. İstatistik

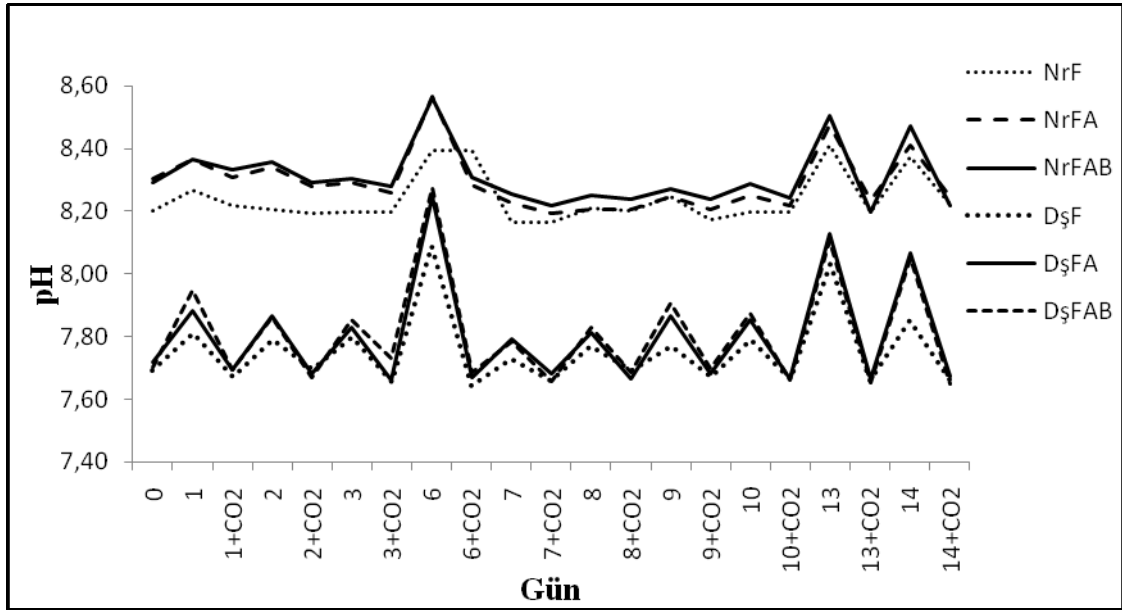
Çalışılan parametrelerin, uygulamalar arasındaki farklılıkları Tek Yönlü Varyans Analizi veya Çift Yönlü Varyans Analizi testleri ile belirlenmiştir. Çoklu karşılaştırma testi olarak Tukey testi kullanılmıştır. Normalite ve varyansın homojenliği Kolmogorov-Smirrov ve Levene testleri ile belirlendi. Tüm istatistiksel analizler SPSS paket programı kullanılarak 0,05 anlamlılık düzeyinde test edildi.

4. BULGULAR

4.1. Deney Serisi-1; Düşük pH ve Düşük UVR'nin Fotosentez Üzerine Etkisi

Şekil 4.1'de, deney süreci boyunca uygulama akvaryumlarında ölçülen ve CO₂ gazı ilavesi ile ayarlanan pH değişimleri gösterilmektedir. Çalışılan 2 pH uygulaması istatistiksel olarak anlamlı bir farklılık göstermektedir (p<0,05).

14 günlük uygulama süreci içerisinde, uygulama akvaryumlarının pH'ı her gün sabah ve akşam olmak üzere günde 2 kez ölçülmüştür. Aydınlanma süreci içerisinde, fotosentez ve kalsifikasyon gibi metabolik aktiviteler nedeniyle, deney ortamlarının pH'ında artış olmaktadır. Karanlık periyot içerisinde ise solunum faaliyetleri (CO₂ salınması) nedeniyle ortam pH'ı azalmaktadır. Akvaryumların pH'ında meydana gelen bu değişimler, sabah ve akşamları yapılan pH ölçümleri sonrasında CO₂ gazı ilavesi ile istenilen değerlere ayarlanmıştır.



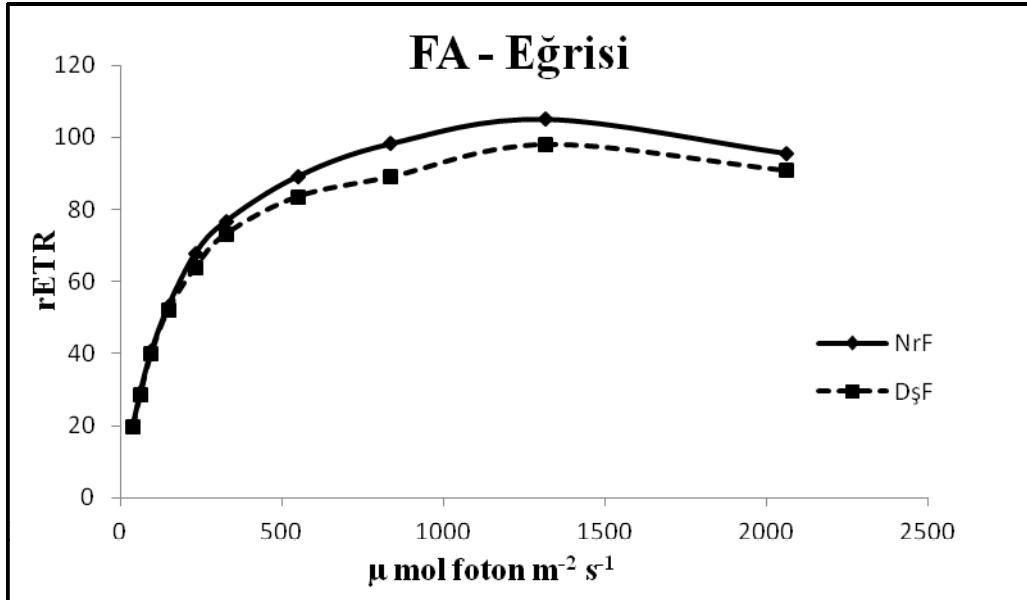
Şekil 4.1. Deney serisi-1'in pH değişimi (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

4.1.1. FA-eğrisi

PAM klorofil floresan ölçümlerinde, on kademede farklı aktive edici ışık yoğunlukları kullanılmıştır. İlk dokuz kademedeki ışık yoğunluklarında rETR değerleri artış gösterirken, onuncu kademe olan $2063 \mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ yoğunluğundaki aktive edici ışık uygulamasında fotoinhibisyon gerçekleşmektedir.

PAM Klorofil Floresan Tekniğinde kademeli olarak uygulanan aktive edici ışık yoğunluklarının, rETR değerlerine karşı gösterdikleri eğri ile FA-eğrisi çizilmiştir. FA-eğrisinden elde edilen parametreler (alfa, I_k ve P_{max}), örneklerin fotosentetik performansı ve kapasitesi hakkında bilgi vermektedir. Örneklerin FA-eğrileri, uygulamalar arasındaki farklılıkları da göstermektedir.

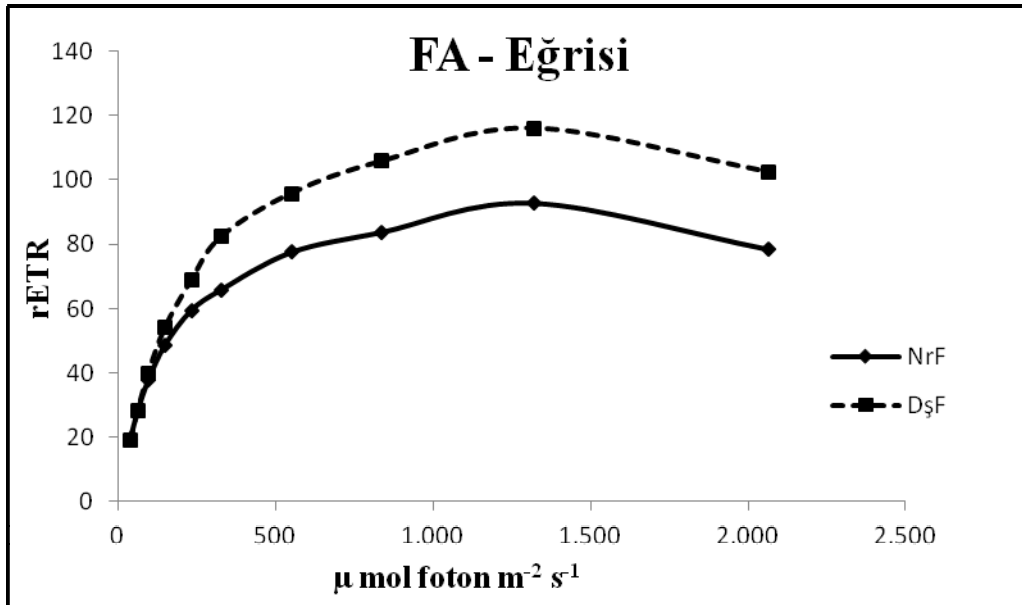
14 günlük çalışma sürecinde, örneklerin klorofil floresan ölçümleri 7. ve 14. günlerde yapılmıştır. Şekil 4.2’de uygulamanın ilk haftasında 8,2 ve 7,7 pH derecesine sahip olan ortamlara maruz bırakılan örneklerin FA-eğrileri gösterilmiştir.



Şekil 4.2. Uygulamanın 7. gününde, normal ve düşük pH uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, DşF=pH:7,7 FAR)

Çalışmanın 7. gününde yapılan ölçümlerde, NrF ve DşF uygulamalarının FA-eğrileri hemen hemen birbirleri ile aynı bulunmuştur. Elde edilen veriler, 7 günlük düşük pH uygulamasının *C. officinalis* türünün rETR değerlerinde önemli bir değişime neden olmadığını göstermiştir.

Şekil 4.3’de 14. gün için belirlenen FA-eğrisi gösterilmektedir. 14. günde düşük pH’a maruz bırakılan örneklerin, normal deniz suyu pH’ındaki örneklere göre daha yüksek rETR değerlerine sahip olduğu görülmüştür. Özellikle 4. kademedeki aktive edici ışık yoğunluğundan ($149,5\mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$) sonra, düşük pH’a maruz kalan örneklerin rETR değerleri daha yüksek bulunmuştur.

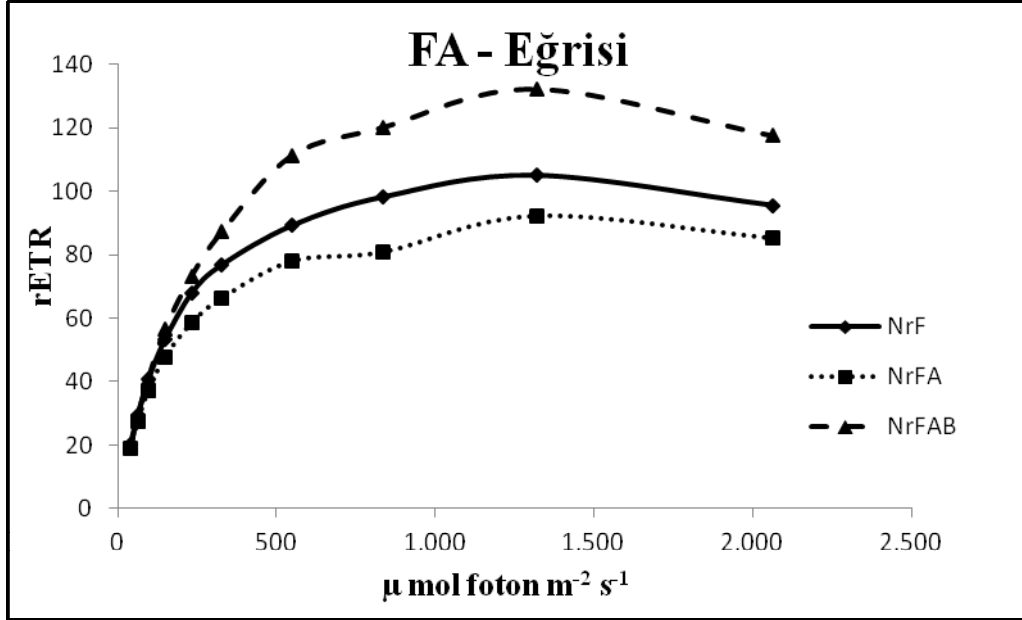


Şekil 4.3. Uygulamanın 14. gününde, normal ve düşük pH uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, DşF=pH:7,7 FAR)

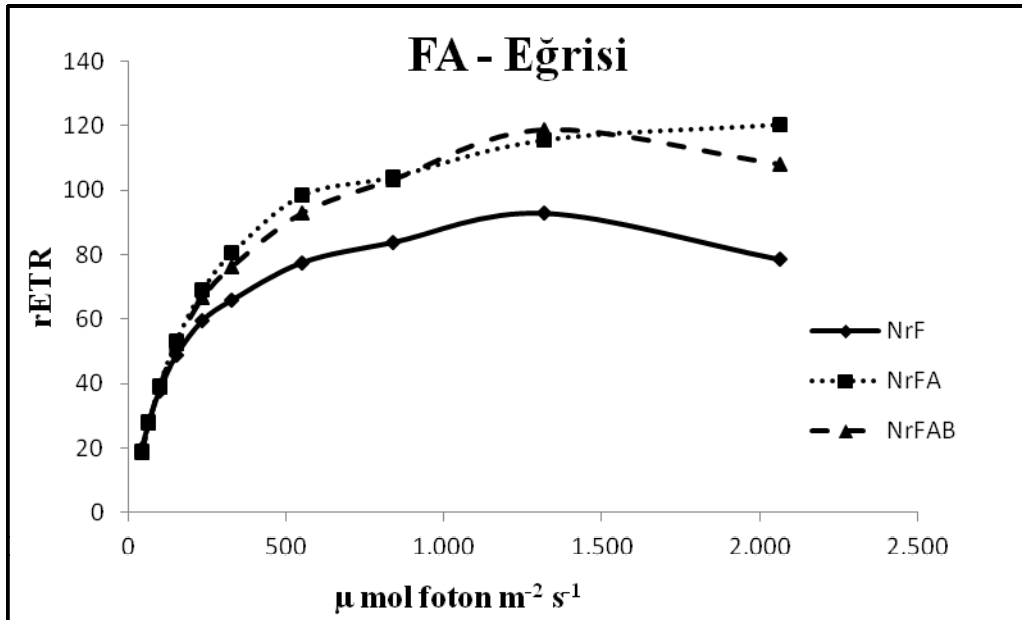
Normal deniz suyu pH’ına (8,2) sahip olan ortamlardaki örneklerin UVR’ye maruz bırakıldığında gösterdikleri FA-eğrileri, 7. ve 14. günler için sırasıyla şekil 4.4 ve 4.5’de gösterilmektedir.

Çalışmanın 7. günde, FAR (F) ve FAR+UVA (FA) uygulamalarının FA-eğrileri birbirleri ile hemen hemen aynı değerler gösterirken, FAR+UVA+UVB (FAB)

uygulamaları özellikle 7. kademedeki aktive edici ışık yoğunluğundan ($549,6 \mu\text{mol foton m}^{-2} \text{s}^{-1}$) sonra, diğer uygulamalardan daha yüksek rETR değerleri göstermiştir.



Şekil 4.4. Uygulamanın 7. gününde ve pH 8,2'de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB)

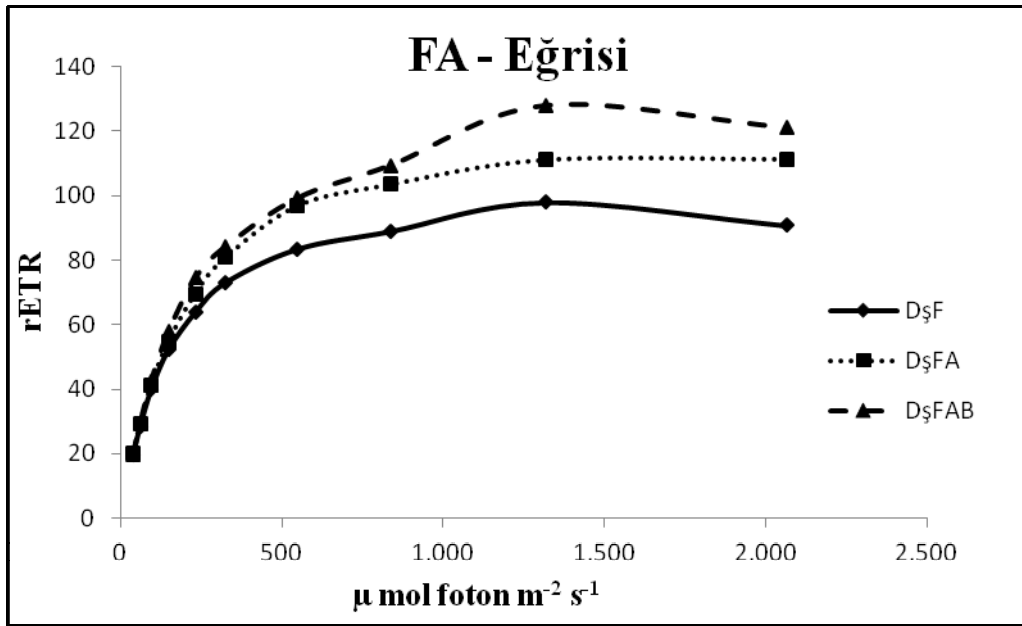


Şekil 4.5. Uygulamanın 14. gününde ve pH 8,2'de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB)

14. günde ise F uygulaması en düşük rETR değerlerini gösterirken, FA ile FAB uygulamaları birbirine paralellik göstermekle beraber, 10. kademedeki aktive edici ışık yoğunluğunda FAB uygulamasında fotoinhibisyon gözlenirken, FA uygulamasında az da olsa bir artış saptanmıştır.

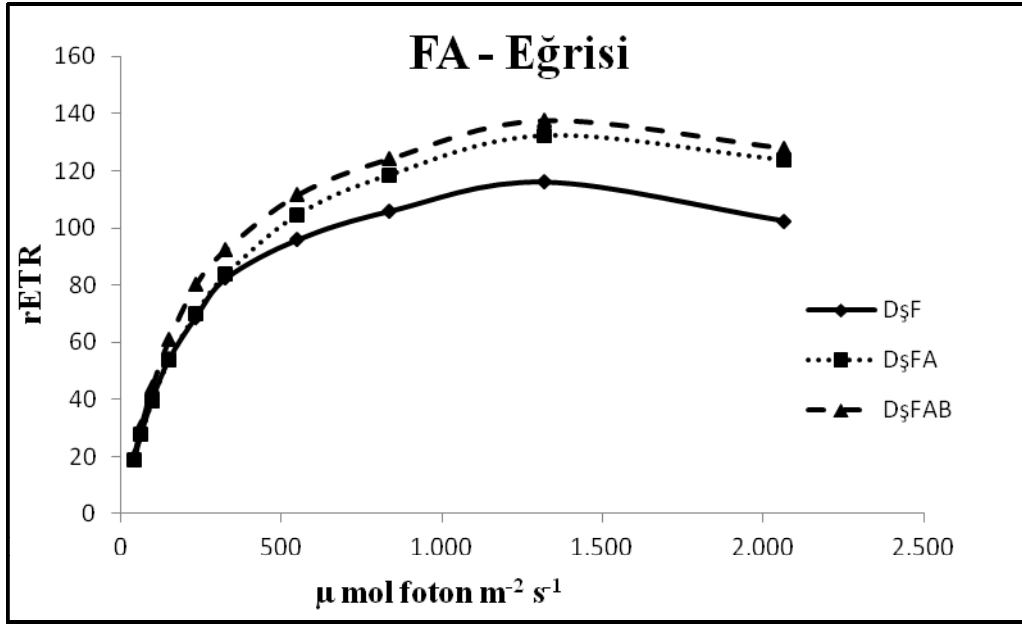
Normal deniz suyu pH'ında ve UVR'ye maruz bırakılan örneklerde, UVA ışınlarının fotosentetik performansı pozitif yönde etkilediği anlaşılmaktadır. Buna ilaveten, UVA ışınlarıyla beraber, düşük yoğunluktaki UVB ışınlarının da, çalışılan türde rETR değerlerini artırdığı görülmüştür.

Normal deniz suyu pH'ındaki verilerle benzer olarak, 7,7 derecesindeki pH uygulamalarında da UVA ve UVB ışınlarına maruz bırakılan örneklerin rETR değerleri, hem 7. günde hem de 14. günde, özellikle 6. kademedeki aktive edici ışık yoğunluğundan itibaren artış göstermiştir (Şekil 4.6 ve 4.7).



Şekil 4.6. Uygulamanın 7. gününde ve pH 7,7'de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri (n=3), (DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Deneysel ortam pH'ının 8,2 ve 7,7 olduğu uygulamaların 14. gündeki FA-eğrileri incelendiğinde, her ışık uygulaması için (F, FA, FAB), düşük pH'lı ortamlarda daha yüksek rETR değerleri kaydedildiği görülmektedir. Benzer olarak, hem düşük pH hem de UVR uygulanan örnekler, diğer uygulamalardan daha yüksek rETR değerleri göstermiştir.



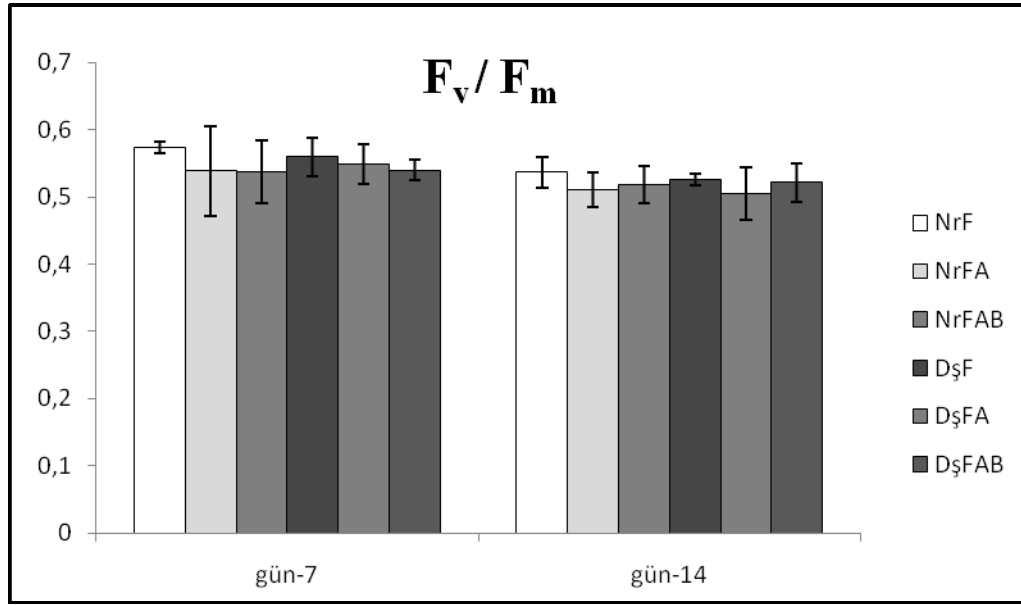
Şekil 4.7. Uygulamanın 14. gününde ve pH 7,7'de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri (n=3), (DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

C. officinalis örneklerinde düşük pH'ın fotosentez üzerine olan etkisi iki haftalık uygulama sürecinden sonra gözlenirken (Şekil 4.3), UVA ve düşük yoğunluktaki UVB ışınları birinci haftada etkisini göstermiştir (Şekil 4.6).

4.1.2. PAM klorofil floresan ölçümleri (F_v/F_m , P_{max} , I_k , alfa)

Farklı pH ve ışık uygulamalarına maruz bırakılan *C. officinalis* örneklerinin F_v/F_m oranları, klorofil floresansının indüksiyon kinetiğinden elde edilen verilerle hesaplanmıştır. Şekil 4.8'de deney serisi-1 için kaydedilen F_v/F_m değerleri ve standart sapma değerleri gösterilmiştir. Çift yönlü varyans analizi sonuçları ise çizelge 4.1'de gösterilmiştir.

Örneklerin fizyolojik durumları hakkında bilgi veren F_v/F_m değerleri, uygulamalar arasında birbirine benzer değerler göstermiştir. İstatistiksel olarak da, hem düşük pH'ın hem de farklı ışık uygulamalarının F_v/F_m değerlerinde anlamlı farklılıklara neden olmadığı saptanmıştır ($p>0,05$). 7. ve 14. günlerdeki değerler karşılaştırıldığında, çalışmanın 14. gününde tüm uygulamalar için kaydedilen F_v/F_m değerlerinin az da olsa bir düşüş gösterdiği saptanmıştır ($F:8,04$; $p<0,05$).



Şekil 4.8. Deney serisi-1 için kaydedilen F_v/F_m oranları ($n=3$), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

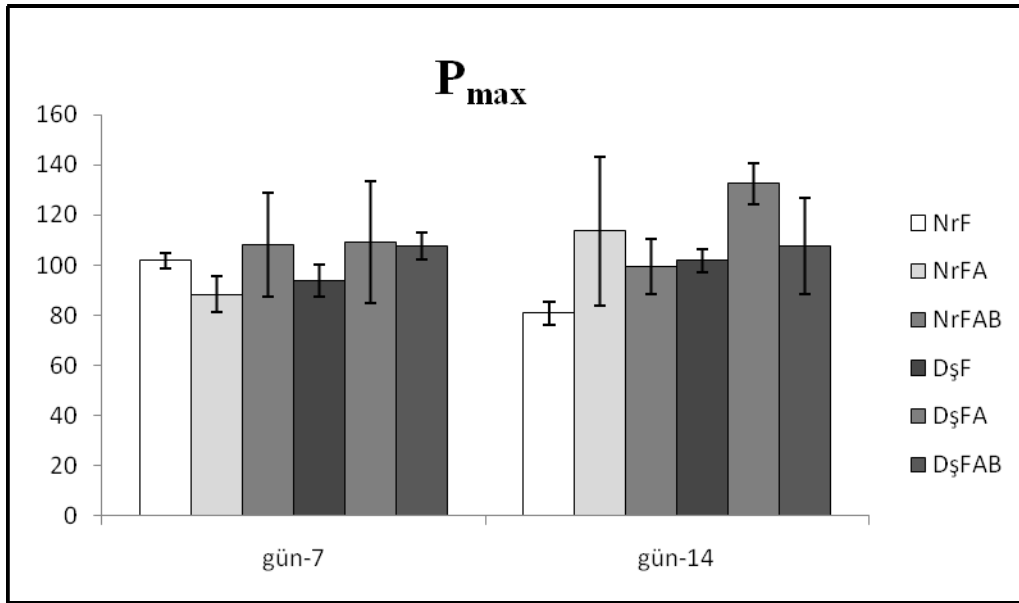
Çizelge 4.1. Deney serisi-1'de kaydedilen F_v/F_m oranları için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	5,556E-08	0,000	0,995	1	9339E-05	0,128	0,726
ışık	2	0,001	0,908	0,429	2	0,001	1,157	0,347
pH*ışık	2	0,000	0,154	0,859	2	8,422E-05	0,116	0,892
hata	12	0,001			12	0,001		

PAM klorofil floresan ölçümlerinden elde edilen $\Delta F/F_m'$ oranı ve uygulanan aktive edici ışık yoğunlukları kullanılarak, örneklerin fotosentetik verimlilikleri hakkında bilgi veren P_{max} , I_k ve alfa değerleri hesaplanmıştır.

FA-eğrisinden hesaplanan P_{max} değeri, örneklerin maksimum fotosentetik kapasitesini göstermektedir. Şekil 4.9'da deney serisi-1 için hesaplanan P_{max} değerleri ve standart sapma değerleri gösterilmektedir. Çift yönlü varyans analizi sonuçları ise çizelge 4.2'de gösterilmiştir.

P_{max} değerleri, farklı pH ve ışık uygulamaları arasında farklılıklar göstermiştir. Bu farklılıklar özellikle 14. gün değerlerinde daha belirgin şekilde görülmektedir. En düşük P_{max} değeri çalışmanın 14. gününde NrF uygulamasında $80,86 \pm 4,69$ olarak kaydedilirken, en yüksek P_{max} değeri ise, yine çalışmanın 14. gününde DşFA uygulamasında $132,43 \pm 8,15$ olarak kaydedilmiştir.



Şekil 4.9. Deney serisi-1 için kaydedilen P_{max} değerleri (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

NrF ($80,86 \pm 4,69$) ve DşF ($101,73 \pm 4,68$) uygulamalarının 14. gündeki P_{max} değerleri karşılaştırıldığında, DşF uygulamasının daha yüksek P_{max} değerinde sahip olduğu görülmüştür. Benzer olarak, DşFA ($132,43 \pm 8,15$) uygulaması NrFA ($113,57 \pm 29,56$) uygulamasından ve DşFAB ($107,73 \pm 19,25$) uygulaması da NrFAB ($99,37 \pm 10,93$) uygulamasından daha yüksek P_{max} değerleri göstermiştir.

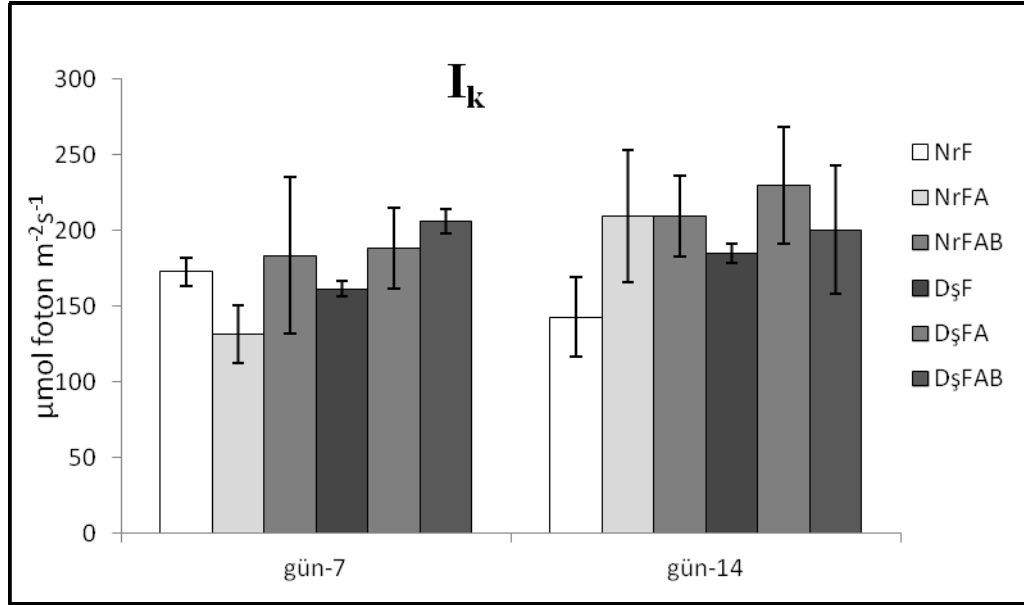
Çift yönlü varyans analizi sonuçları, çalışmanın 14. gününde 8,2 ve 7,7 pH derecelerine sahip olan uygulamalar arasında anlamlı farklılıklar olduğunu göstermektedir ($p<0,05$). Düşük pH, P_{max} değerlerinin artmasına neden olmuştur. Ancak, pH ve zaman arasında herhangi bir etkileşim bulunmamıştır ($p>0,05$). Düşük pH'nın P_{max} değerleri üzerine olan etkisi, örneklerin düşük pH'a maruz kalma süresinden bağımsız olarak gerçekleşmiştir.

Çizelge 4.2. Deney serisi-1'de kaydedilen P_{max} değerleri için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	80,645	0,422	0,528	1	1157,34	4,712	0,048
ışık	2	186,18	0,974	0,406	2	1533,74	6,244	0,014
pH*ışık	2	329,95	1,726	0,219	2	67,71	0,276	0,764
hata	12	191,19			12	245,622		

P_{max} değerleri, F, FA ve FAB uygulamaları arasında da anlamlı farklılıklar göstermiştir ($p<0,05$). Çoklu karşılaştırma testleri, F ve FA uygulamalarının birbirinden farklı olduğunu göstermiştir. F ve FAB uygulamaları arasında anlamlı farklılıklar bulunmazken, benzer olarak FA ve FAB uygulamalarının da birbirinden farklı olmadığı belirlenmiştir. pH uygulamalarının aksine, farklı ışık uygulamalarının zamanla bir etkileşim içerisinde olduğu istatistiksel olarak belirlenmiştir (F:4,11; $p<0,05$). Bu etkileşim çalışmanın 14. gününde UVR uygulamalarında daha yüksek P_{max} değerleri kaydedilmesini açıklamaktadır. P_{max} değerlerindeki bu artış, UVR'ye maruz kalma süresi ile ilişkili bulunmuştur.

FA-eğrisinden hesaplanan bir diğer parametre, doyumluk ışık yoğunluğunu temsil eden I_k değeridir. Çalışma boyunca kaydedilen I_k değerleri de uygulamalar arasında farklılıklar göstermiştir (Şekil 4.10). En düşük I_k değeri uygulamanın 7. gününde NrFA uygulamasında $131,30\pm 19,10 \mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ olarak kaydedilirken, en yüksek değer P_{max} değerleriyle benzer olarak çalışmanın 14. gününde ve DşFA uygulamasında $229,63\pm 38,68 \mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ olarak kaydedilmiştir.



Şekil 4.10. Deney serisi-1 için kaydedilen I_k değerleri ($n=3$), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Çalışmanın hem 7. hem de 14. günündeki I_k değerlerine bakıldığında, düşük pH uygulamalarına ait I_k değerlerinin (7. gündeki NrF ile DşF uygulaması ve 14. gündeki NrFAB ile DşFAB uygulaması hariç tutulduğunda) daha yüksek olduğu görülmektedir. NrF ($172,83 \pm 9,27 \mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$) ve DşF ($161,37 \pm 5,20 \mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$) uygulamalarının I_k değerleri, çalışmanın 7. gününde hemen hemen birbirine yakın bulunurken, 14. günde NrF uygulamasına ait I_k değerinin $142,90 \pm 26,27 \mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ değerine düşmesi ve DşF uygulamasındaki değer de $184,80 \pm 6,34 \mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ değerine çıkması dikkat çekici olmuştur. Ancak, düşük pH uygulamalarındaki yüksek I_k değerleri, istatistiksel olarak anlamlı bir farklılık göstermemiştir (Çizelge 4.3; $p > 0,05$).

Çizelge 4.3. Deney serisi-1’de kaydedilen I_k değerleri için ANOVA sonuçları

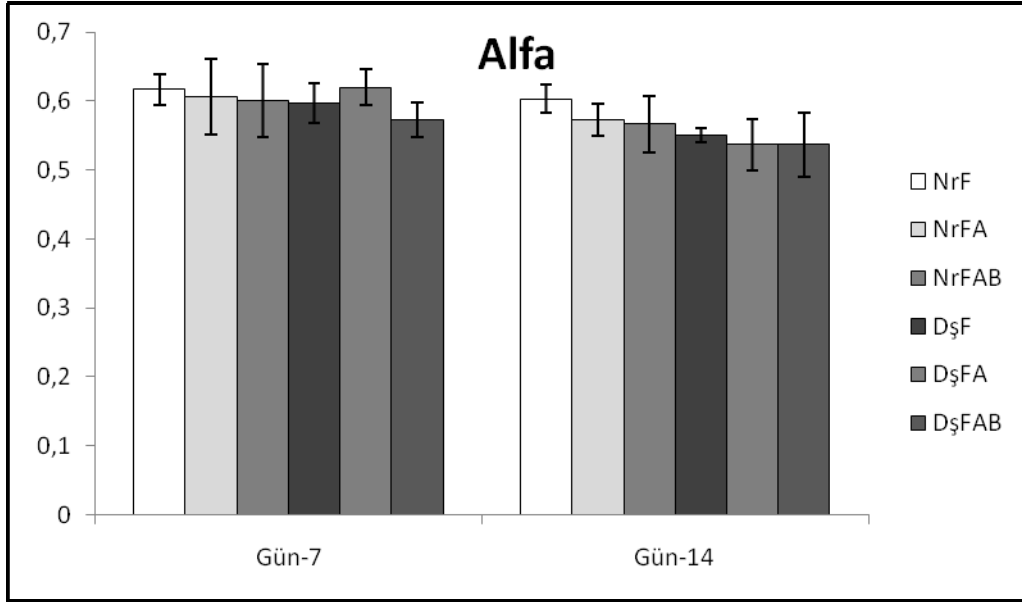
	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	2323,35	3,531	0,085	1	1409,8	1,272	0,281
ışık	2	2060,24	3,131	0,080	2	4989,7	4,502	0,035
pH*ışık	2	1757,89	2,672	0,110	2	988,8	0,892	0,435
hata	12	657,9			12	1108,3		

Çalışmanın 7. gününde kaydedilen NrFA uygulamasının haricinde, hem 8,2 hem de 7,7 pH derecelerindeki FA ve FAB uygulamalarının F uygulamalarından daha yüksek I_k değerine sahip olduğu görülmüştür. İstatistiksel analizler de farklı ışık uygulamalarının I_k değerini etkilediğini göstermiştir ($p<0,05$). Çoklu karşılaştırma testleri, F uygulamaları ile FA uygulamaları arasında farklılıklar olduğunu göstermiştir. FA ve FAB uygulamaları arasında ise herhangi bir farklılık bulunmamıştır.

P_{max} değerleriyle benzer olarak, istatistiksel analizler ışık uygulamaları ve zaman arasında da bir etkileşim olduğunu göstermiştir ($F:3,72$; $p<0,05$). Yani, FA uygulamalarının I_k değerine olan etkisi, uygulama zamanına bağlı olarak değişim göstermektedir.

Alfa değeri, FA-eğrisinin lineer artış gösterdiği kısmın eğimini göstermektedir. Başlangıç eğimi olarak da isimlendirilen alfa değeri, örneklerin düşük ışık yoğunluklarındaki fotosentez etkinlikleri hakkında bilgi vermektedir.

Çalışma boyunca, en yüksek alfa değeri çalışmanın 7. gününde DşFA uygulamasında $0,62\pm0,03$ olarak, en düşük değer ise çalışmanın 14. gününde DşFA ve DşFAB uygulamalarında $0,54\pm0,04$ olarak kaydedilmiştir (Şekil 4.11).



Şekil 4.11. Deney serisi-1 için kaydedilen alfa değerleri (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

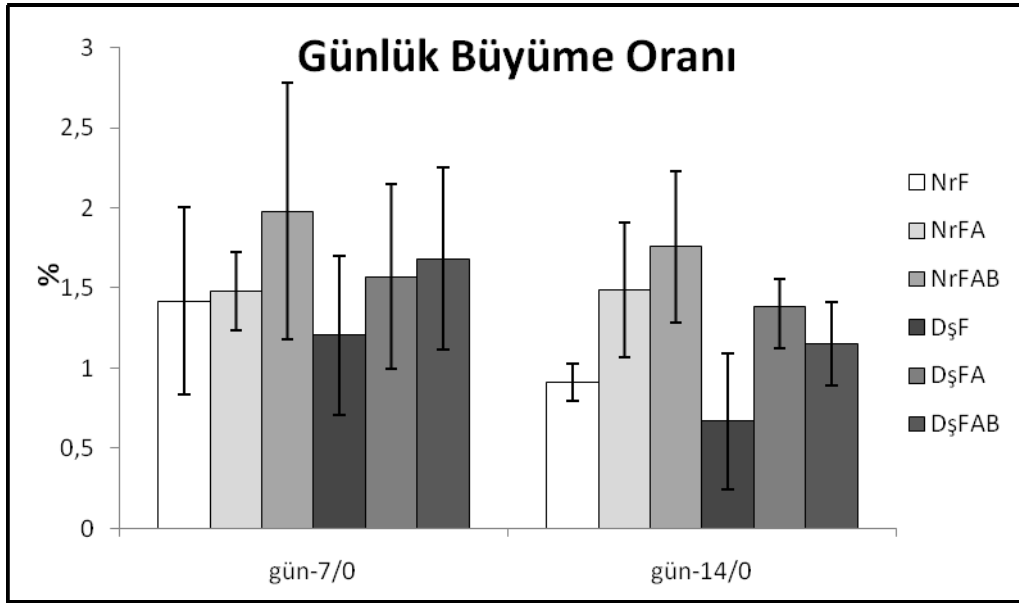
Çalışmanın 7. ve 14. günlerine ait alfa değerleri karşılaştırıldığında, 14. günde özellikle düşük pH uygulamalarına ait örneklerin alfa değerlerinde düşüş olduğu gözlenmiştir. Çift yönlü varyans analizi sonuçlarına göre, çalışmanın 14. gününde kaydedilen alfa değerleri, ortam pH'ına bağlı olarak farklılık göstermiştir (Çizelge 4.4). Ayrıca uygulama zamanı da alfa değerlerini etkilemiştir (F:12,33; p<0,05). Farklı ışık uygulamalarının ise alfa değeri üzerine herhangi bir etkisi tespit edilmemiştir.

Çizelge 4.4. Deney serisi-1'de kaydedilen alfa değerleri için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,001	0,391	0,544	1	0,007	6,894	0,22
ışık	2	0,001	0,812	0,467	2	0,001	1,059	0,377
pH*ışık	2	0,001	0,484	0,628	2	0,000	0,207	0,816
hata	12	0,001			12	0,001		

4.1.3. Günlük büyüme oranı

Farklı pH ve ışık uygulamalarına maruz kalan *C. officinalis* örneklerinin büyüme oranları uygulamalar arasında değişkenlik göstermiştir (Şekil 4.12). Çalışmanın 7. günde kaydedilen en düşük büyüme oranı $1,20 \pm 0,5$ değeri ile DşF uygulamasında kaydedilirken, 14. günde de en düşük büyüme oranı $0,67 \pm 0,43$ olarak DşF uygulamasında kaydedilmiştir. En yüksek büyüme oranı ise, hem 7. hem de 14. günde NrFAB uygulamasında sırasıyla $1,98 \pm 0,80$ ve $1,76 \pm 0,47$ olarak kaydedilmiştir. Aynı ışık uygulamalarına sahip olan fakat farklı pH derecelerine sahip olan uygulamaların büyüme oranları karşılaştırıldığında, her farklı ışık uygulamasının düşük pH'daki büyüme oranları daha düşük bulunmuştur. Diğer bir ifadeyle, yüksek CO₂'li ortamlardaki örneklerin büyüme oranlarında azalmalar kaydedilmiştir. Ancak bu azalma istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır (Çizelge 4.5; $p > 0,05$).



Şekil 4.12. Deney serisi-1 için kaydedilen günlük büyüme oranları (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Şekil 4.12, UVR'nin büyüme oranını artırıcı yönde etki ettiğini göstermektedir. 7. ve 14. günlerde, hem 8,2 hem de 7,7 pH derecesine sahip ortamlardaki örneklerin büyüme oranlarına bakıldığında, FA ve FAB uygulamalarının F uygulamalarından daha yüksek büyüme oranlarına sahip olduğu görülmekle beraber, 14. günde DşFAB uygulamasının

DşF uygulamasından daha yüksek büyüme oranı göstermesine rağmen, DşFA uygulamasından daha az olması dikkat çekicidir.

Çizelge 4.5. Deney serisi-1’de kaydedilen büyüme oranları için ANOVA sonuçları

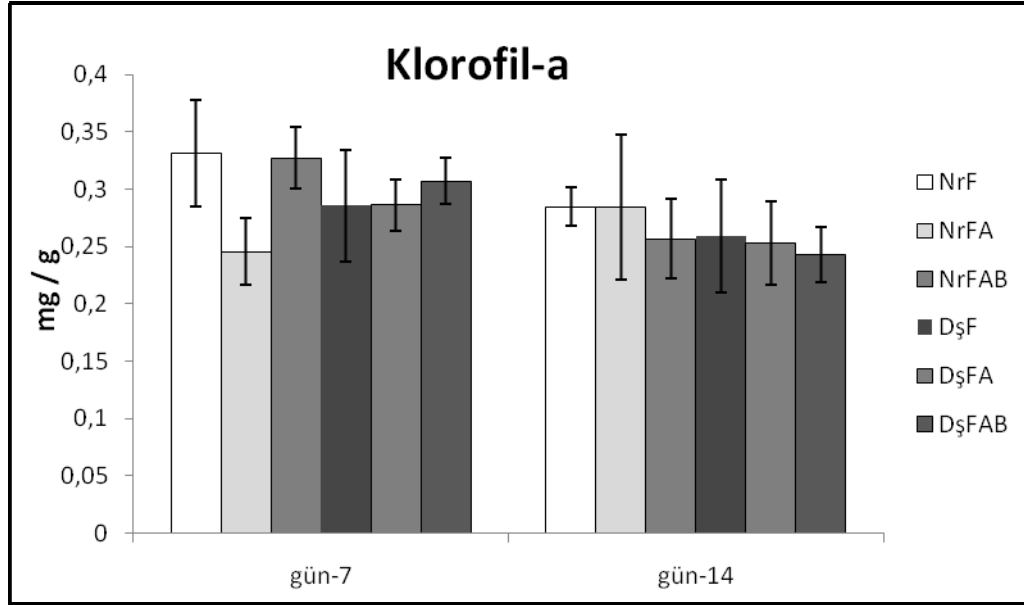
	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,091	0,279	0,607	1	0,454	3,935	0,071
ışık	2	0,409	1,261	0,318	2	0,857	7,429	0,008
pH*ışık	2	0,061	0,187	0,832	2	0,101	0,875	0,442
hata	12	0,325			12	0,115		

Çift yönlü varyans analizi sonuçları, çalışmanın 14. gününde farklı ışık uygulamalarının, büyüme oranında anlamlı farklılıklara neden olduğunu göstermiştir ($p<0,05$). Çoklu karşılaştırma analizleri F uygulamaları ile hem FA hem de FAB uygulamalarının birbirinden farklı olduğunu göstermiştir.

4.1.4. Fotosentetik pigmentler (klorofil-a, fikoeritrin ve fikosiyanin)

Örneklerin klorofil-a miktarları 0,24-0,33mg/g değerleri arasında kaydedilmiştir (Şekil 4.13). Klorofil-a değerleri bakımından, NrFA uygulaması haricinde, uygulamalar arasında dikkat çekici farklılıklar olmadığı gözlenmiştir. Düşük pH uygulamalarında az da olsa klorofil-a miktarlarında azalmalar olduğu görülse de, istatistiksel olarak düşük pH uygulamalarının klorofil-a değerleri üzerine herhangi bir etkisi olmadığı belirlenmiştir (Çizelge 4.6). Farklı ışık uygulamaları ise çalışmanın 7. gününde uygulamalar arasında anlamlı farklılıklar gösterirken, 14. günde istatistiksel olarak anlamsız bulunmuştur.

NrFA uygulamasının haricinde diğer uygulamaların hepsinde, 14. günde klorofil-a değerleri azalma göstermiştir. NrFA uygulamasında ise 14. günde klorofil-a içeriği artış göstermiştir. İstatistiksel olarak da uygulama zamanının klorofil-a değerleri üzerinde anlamlı farklılıklara neden olduğu belirlenmiştir ($F:9,69$; $p<0,05$).



Şekil 4.13. Deney serisi-1 için kaydedilen klorofil-a miktarları (n=4), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Çizelge 4.6. Deney serisi-1’de kaydedilen klorofil-a değerleri için ANOVA sonuçları

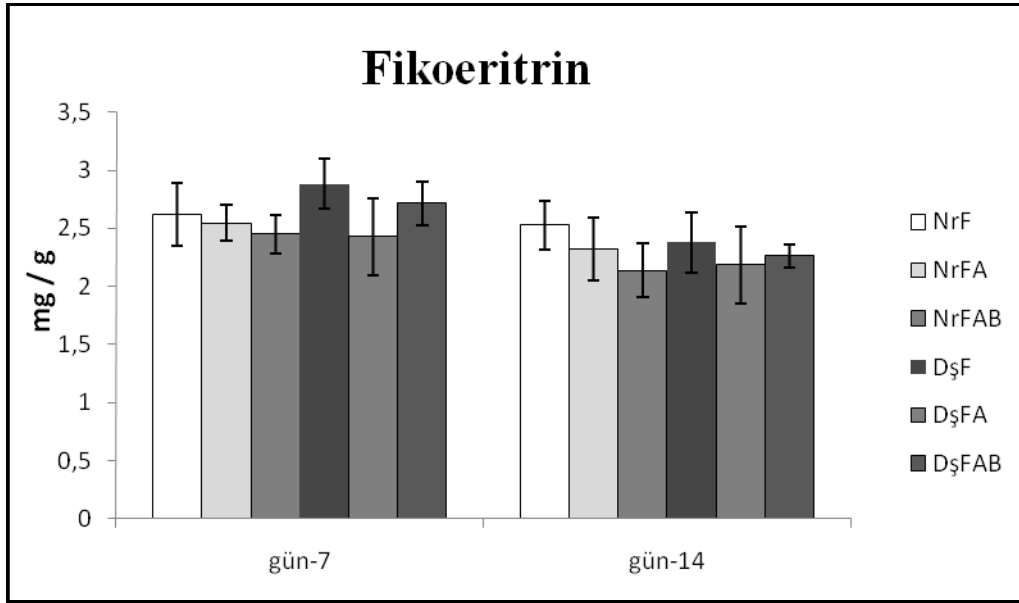
	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,000	0,355	0,558	1	0,003	2,024	0,172
ışık	2	0,006	5,157	0,017	2	0,001	0,705	0,507
pH*ışık	2	0,004	3,324	0,059	2	0,000	0,097	0,908
hata	18	0,001			18	0,002		

Şekil 4.14’de uygulamalara ait fikoeritrin miktarları ve standart sapma değerleri gösterilmektedir. Şekil 4.14’den de görüldüğü gibi, örneklerin fikoeritrin içerikleri pH’a bağlı olarak değişim göstermemiştir ($p > 0,05$). Çalışmanın 14. gününde UVR uygulamalarındaki fikoeritrin içerikleri azalma göstere istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır.

Uygulamanın 7. gününde en yüksek fikoeritrin miktarı DşF uygulamasında $2,88 \pm 0,22 \text{ mg/g}$ olarak bulunurken, en düşük fikoeritrin miktarı ise $2,42 \pm 0,33 \text{ mg/g}$ değerinde DşFA uygulamasında, ikinci en düşük fikoeritrin miktarı da NrFAB uygulamasında $2,44 \pm 0,16 \text{ mg/g}$ olarak kaydedilmiştir. Uygulamanın 14. gününde ise en

yüksek fikoeritrin miktarı $2,52 \pm 0,21 \text{ mg/g}$ değeri ile NrF uygulamasında, en düşük fikoeritrin içeriği de $2,13 \pm 0,23 \text{ mg/g}$ olarak NrFAB uygulamasında kaydedilmiştir.

Klorofil-a miktarları ile paralel olarak (NrFA uygulaması haricinde), fikoeritrin miktarları da uygulama zamanına bağlı olarak düşüş göstermiştir (F:19,65; $p < 0,05$). Ancak, uygulama zamanı ile pH veya ışık faktörleri arasında istatistiksel olarak herhangi bir etkileşim saptanmamıştır ($p > 0,05$).



Şekil 4.14. Deney serisi-1 için kaydedilen fikoeritrin miktarları (n=4), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

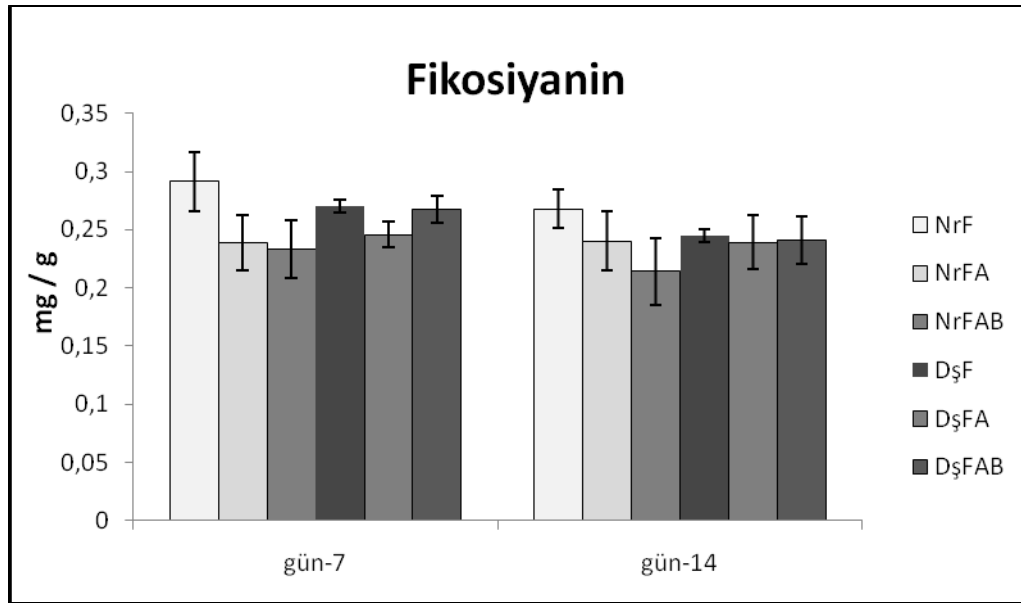
Çizelge 4.7. Deney serisi-1’de kaydedilen fikoeritrin değerleri için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,112	2,106	0,164	1	0,019	0,318	0,580
ışık	2	0,145	2,733	0,092	2	0,142	2,372	0,122
pH*ışık	2	0,098	1,849	0,186	2	0,048	0,808	0,461
hata	18	0,053			18	0,060		

C. officinalis örneklerinin fikosiyenin miktarları da fikoeritrin miktarları ile benzer olarak (Şekil 4.15), FA ve FAB uygulamalarında azalma göstermiştir. Çalışmanın 7. ve 14. günlerinde NrF uygulamasında kaydedilen fikosiyenin miktarları (sırasıyla;

0,2913±0,0257mg/g ve 0,2678±0,0167mg/g) NrFA uygulamasında (sırasıyla; 0,2388±0,0242mg/g ve 0,2401±0,0255mg/g) ve NrFAB uygulamasında (sırasıyla; 0,2332±0,0246mg/g ve 0,2139±0,0284mg/g) azalma göstermiştir. F, FA ve FAB uygulamalarının fikosiyenin içeriklerindeki bu farklılık, düşük pH uygulamalarında daha az belirgin bulunmuştur. Çalışmanın 7. ve 14. günlerinde DşF uygulaması için saptanan fikosiyenin miktarları (sırasıyla; 0,2704±0,0055mg/g ve 0,2451±0,0053mg/g), DşFA (sırasıyla; 0,2456±0,0109mg/g ve 0,2393±0,0231mg/g) ve DşFAB (sırasıyla; 0,2675±0,0111mg/g ve 0,2411±0,0207mg/g) uygulamalarında az da olsa bir azalma göstermiştir.

Çalışmanın 7. gününde, F uygulamaları hem FA hem de FAB uygulamalarından farklılık göstermiştir (Çizelge 4.8; $p < 0,05$). FA ve FAB uygulamaları ise fikosiyenin miktarları bakımından birbirine benzer bulunmuştur ($p > 0,05$). Çalışmanın 14. gününde ise F uygulamaları FAB uygulamaları ile farklılık gösterirken FA uygulamaları benzer değerler göstermiştir.



Şekil 4.15. Deney serisi-1 için kaydedilen fikosiyenin miktarları (n=4), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Normal deniz suyu pH'ına sahip ortamlardaki örnekler, UVR'ye maruz bırakıldığında, özellikle UVB uygulamalarında fikosiyanın miktarları belirgin şekilde düşüş gösterirken, düşük pH uygulamalarındaki azalma belirgin değildir.

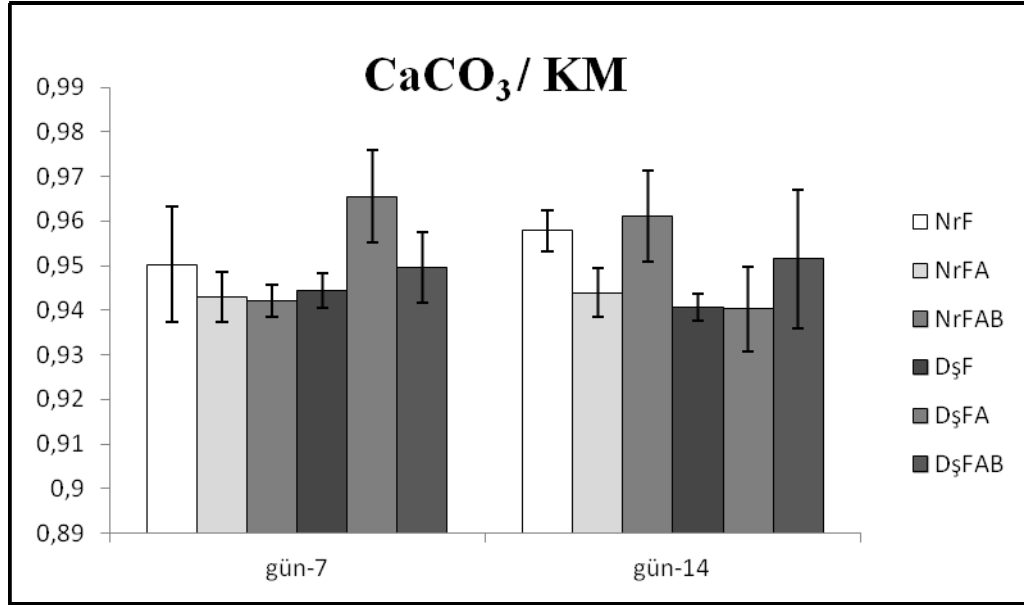
Çizelge 4.8. Deney serisi-1'de kaydedilen fikosiyanın değerleri için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,000	0,774	0,39	1	9,509E-06	0,021	0,887
ışık	2	0,003	9,330	0,002	2	0,002	3,709	0,045
pH*ışık	2	0,002	4,288	0,030	2	0,001	2,745	0,091
hata	18	0,000			18	0,000		

Çalışmanın 7. gününde NrF uygulaması için belirlenen $0,2913 \pm 0,0257$ mg/g fikosiyanın miktarı DşF uygulamasında $0,2704 \pm 0,0055$ mg/g değerine, 14. günde ise NrF uygulaması için belirlenen $0,2678 \pm 0,0167$ mg/g değeri DşF uygulamasında $0,2451 \pm 0,0053$ mg/g değerine düşmüştür. Ancak pH uygulamaları arasındaki bu düşüş, istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır ($p > 0,05$).

4.1.5. CaCO₃ ve organik madde

C. officinalis örnekleri düşük pH'lı ortamlara maruz bırakıldığında, ilk hafta CaCO₃ miktarları DşFA uygulamasında bir artış göstermekle beraber, genelde önemli bir değişim gözlenmemiştir. İkinci hafta ise CaCO₃ değerlerinde önemli bir azalma olduğu saptanmıştır (Şekil 4.16). Uygulamanın 14. gününde NrF uygulamasında belirlenen CaCO₃/KM (kuru madde) oranı $0,958 \pm 0,005$ iken, DşF uygulamasında bu değer $0,94 \pm 0,003$ olarak kaydedilmiştir. Örneklerin CaCO₃ içerikleri zamana bağlı olarak düşük pH'ın etkisiyle azalma göstermiştir. Çift yönlü varyans analizi sonuçlarına göre ortam pH'ı *C. officinalis* örneklerinin CaCO₃/KM oranlarını etkilemektedir (Çizelge 4.9; $p < 0,05$). Düşük pH / yüksek CO₂ uygulamalarına maruz kalan örneklerin CaCO₃/KM oranları azalmıştır. Ayrıca, çift yönlü varyans analizi sonuçları pH ve ışık uygulamaları arasında da bir etkileşim olduğunu göstermektedir ($p < 0,05$).

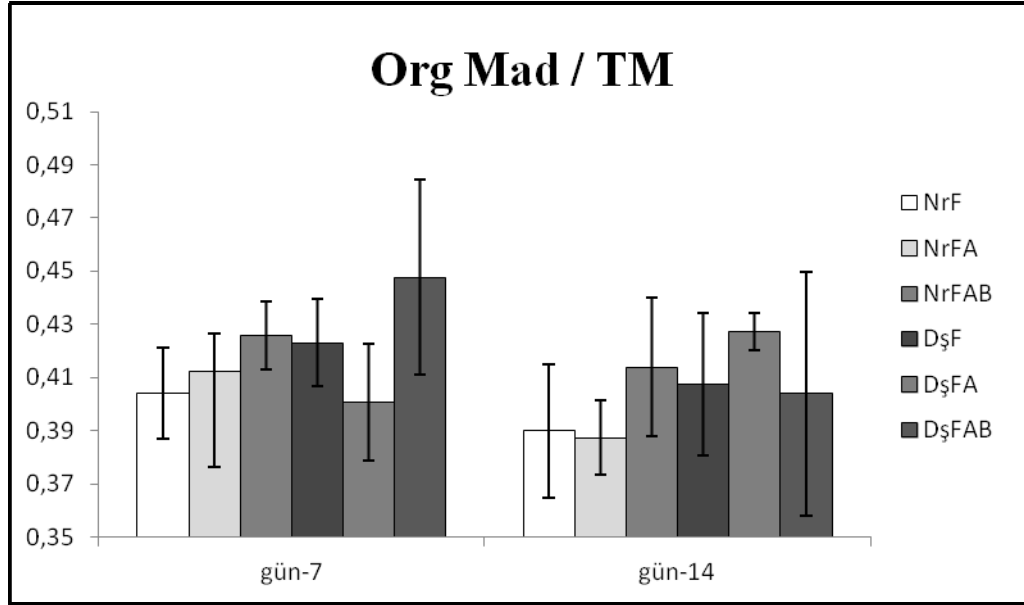


Şekil 4.16. Deney serisi-1 için kaydedilen CaCO₃ / KM oranları (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Çizelge 4.9. Deney serisi-1’de kaydedilen CaCO₃/KM oranları için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,000	4,328	0,060	1	0,000	5,522	0,037
ışık	2	0,000	1,784	0,210	2	0,000	3,655	0,058
pH*ışık	2	0,000	4,524	0,034	2	6,942E-05	0,841	0,455
hata	12	6,679E-05			12	8,259E-05		

Farklı uygulamalara maruz bırakılan *C. officinalis* örneklerinin taze maddedeki (TM) organik madde miktarları ise (Şekil 4.17) uygulamalar arasında önemli bir farklılık göstermemiştir (Çizelge 4.10; $p>0,05$). CaCO₃ içeriklerinin aksine, düşük pH’lı ortamlarda örneklerin organik madde miktarlarında hafif bir artış olduğu kaydedilmiştir. Ancak bu artış istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır ($p>0,05$).



Şekil 4.17. Deney serisi-1 için kaydedilen organik madde / TM oranları (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Çizelge 4.10. Deney serisi-1’de kaydedilen org mad./TM oranları için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,000	0,674	0,428	1	0,001	1,533	0,239
ışık	2	0,001	2,329	0,140	2	0,000	0,249	0,784
pH*ışık	2	0,001	0,813	0,467	2	0,001	1,269	0,316
hata	12	0,001			12	0,001		

Çalışmanın genelinde, UVR’nin organik madde miktarları üzerinde olumsuz bir etkisi olmadığı, hatta UVR’ye maruz bırakılan örneklerin genelde daha yüksek organik madde içeriğine sahip olduğu tespit edilmiştir.

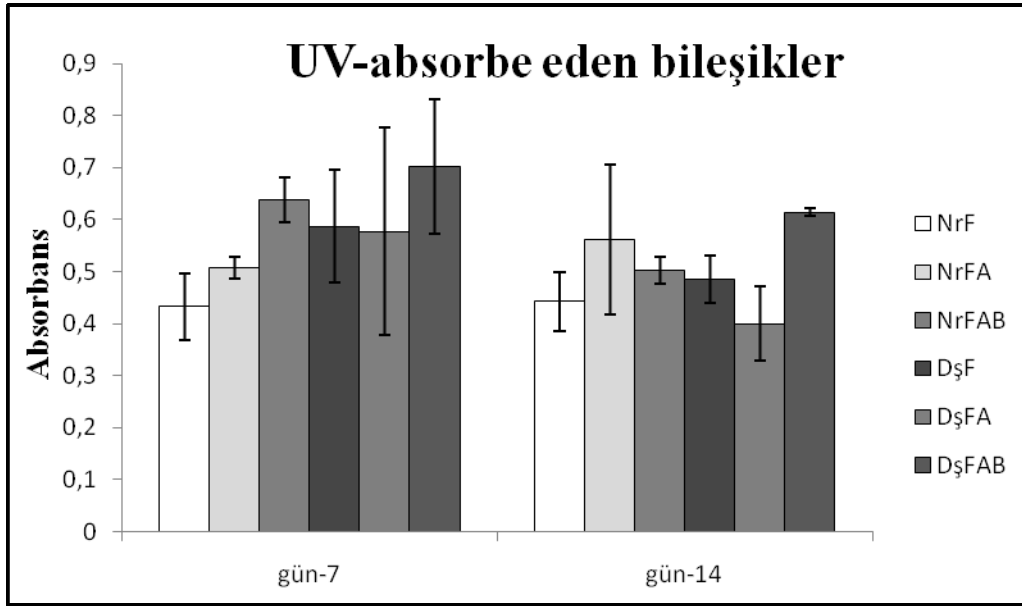
4.1.6. UV absorbe eden bileşikler

UV-absorbe eden bileşiklerin analizi için, *C. officinalis* türünden elde edilen ekstraktların 250-400nm arasındaki absorbans spektrumları alınmıştır. Absorbans spektrumları incelendiğinde örneklerin 324nm dalga boyunda maksimum absorbans gösterdiği tespit edilmiştir. Bu nedenle, tüm uygulamalar arasındaki farklılıkları

belirlemek için, istatistiksel analizlerde örneklerin 324nm'deki absorbans değerleri kullanılmıştır. Çizelge 4.11'de UV-absorbe eden bileşikler için hesaplanan çift yönlü varyans analizi sonuçları gösterilmiştir. Şekil 4.18'de ise her uygulamanın 324nm dalga boyundaki absorbansları gösterilmiştir.

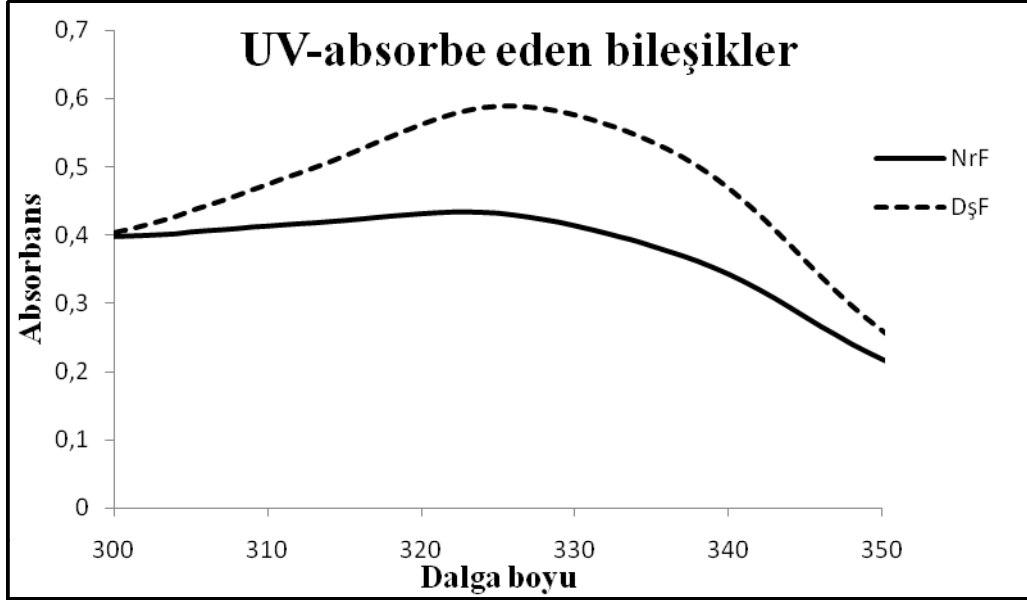
Çizelge 4.11. Deney serisi-1'de kaydedilen UV-absorbe eden bileşikler için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,041	3,355	0,092	1	3,181E-05	0,006	0,939
ışık	2	0,043	3,488	0,064	2	0,015	2,927	0,092
pH*ışık	2	0,004	0,313	0,737	2	0,030	5,655	0,019
hata	12	0,012			12	0,005		

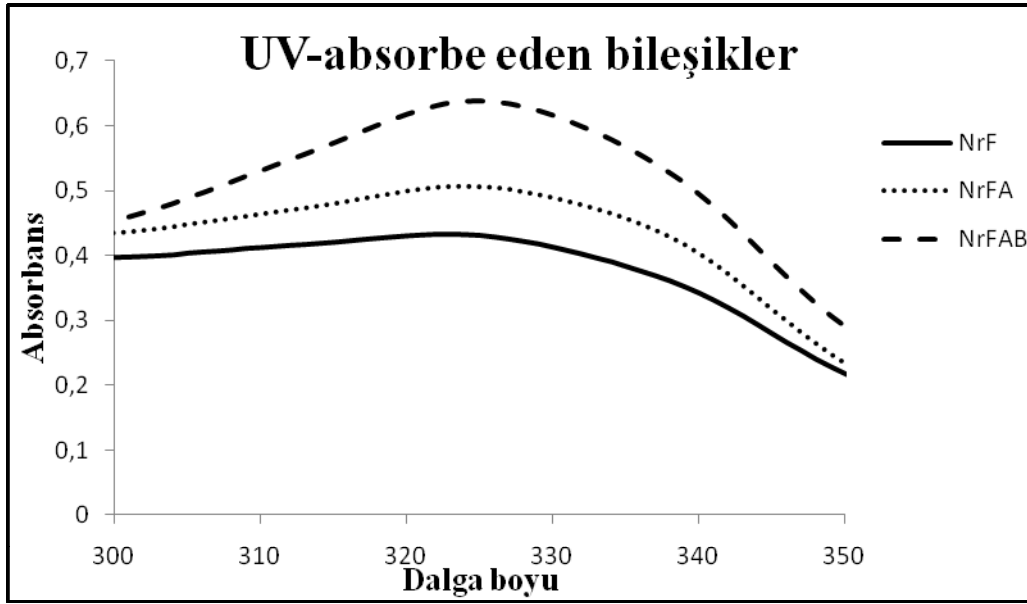


Şekil 4.18. Deney serisi-1'de UV-absorbe eden bileşiklerin 324 nm dalga boyundaki absorbans değerleri (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Uygulama sürecinin 7. gününde UV-absorbe eden bileşikler için kaydedilen absorbans spektrumları Şekil 4.19, 20 ve 21'de karşılaştırmalı olarak gösterilmiştir. Çalışmanın 7. gününde 8,2 ve 7,7 pH derecesine sahip olan ortamlardaki örneklerin (NrF ve DşF) absorbans spektrumları karşılaştırıldığında, düşük pH'lı ortamlara maruz kalan örneklerin daha yüksek absorbans değerleri gösterdiği belirlenmiştir (Şekil 4.19).



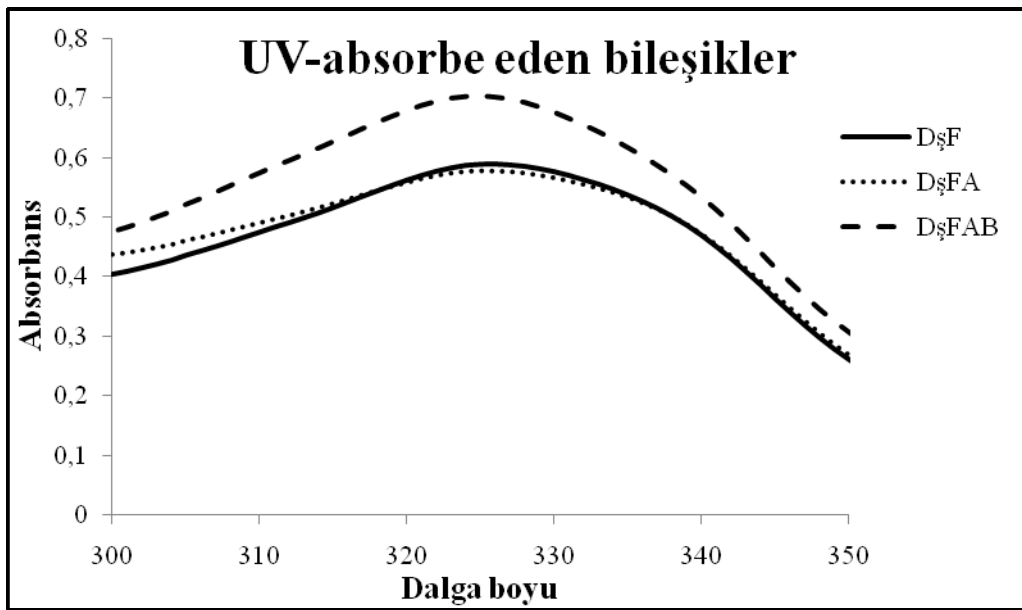
Şekil 4.19. Uygulamanın 7. gününde, normal ve düşük pH uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, DşF=pH:7,7 FAR)



Şekil 4.20. Uygulamanın 7. gününde ve pH 8,2'de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB)

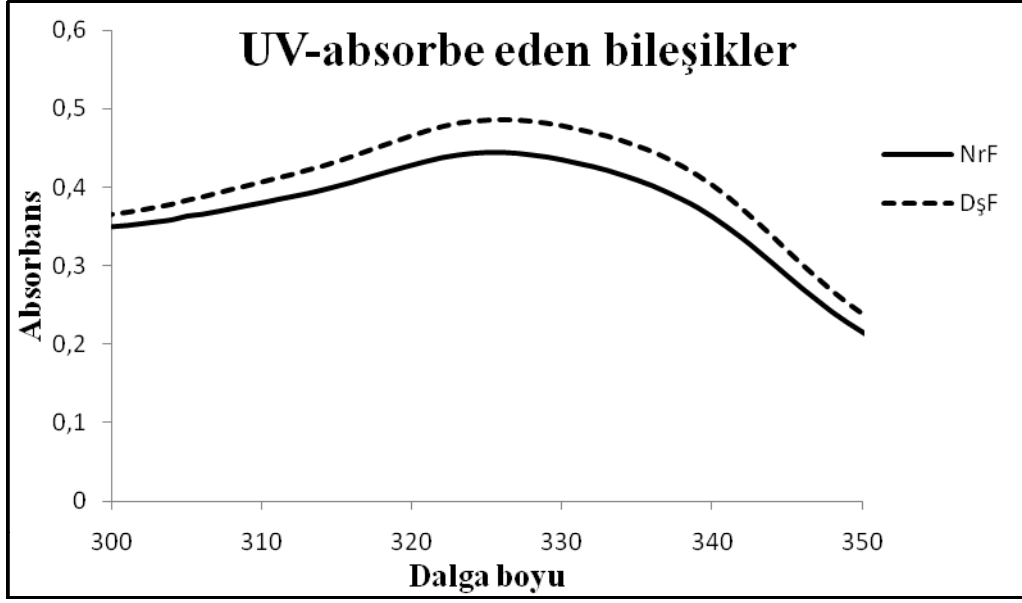
Normal deniz suyu pH'ına sahip olan uygulamalarda, UVR'ye maruz bırakılan örneklerin UV-absorbe eden bileşikleri, FA ve FAB uygulamalarında daha yüksek miktarlarda bulunmuştur. Özellikle FAB uygulaması, diğer uygulamalardan daha yüksek absorbans değerleri göstermiştir (Şekil 4.20).

8,2 pH derecesine sahip olan ortamlardakine benzer olarak, düşük pH uygulamalarında da FAB uygulaması daha yüksek absorbans değerleri göstermiştir. DşF ve DşFA uygulamaları ise birbirine benzer spektrumlar göstermiştir (Şekil 4.21).



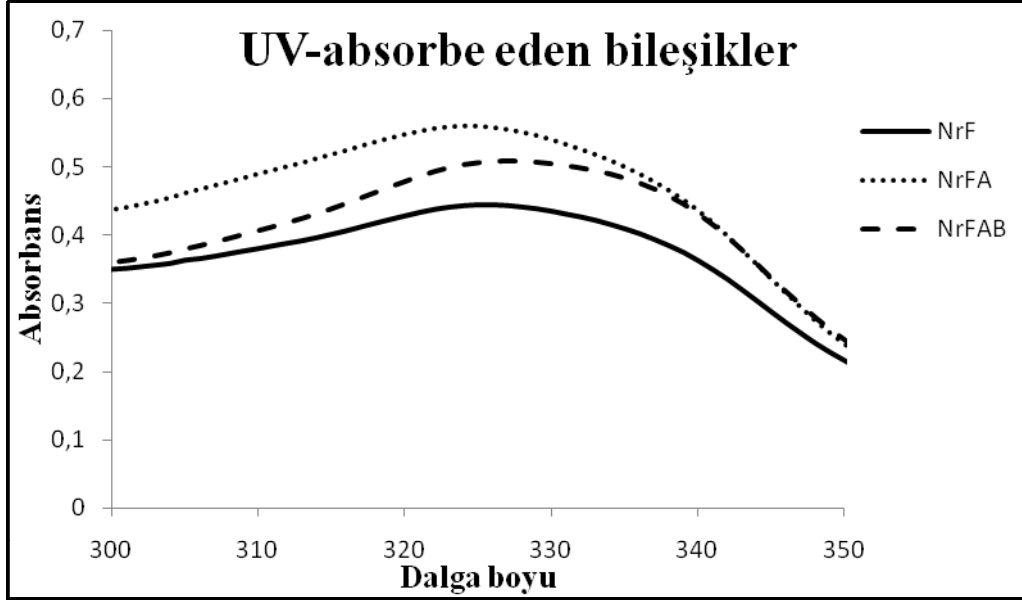
Şekil 4.21. Uygulamanın 7. gününde ve pH 7,7'de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları (n=3), (DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Çalışmanın 14. gününde kaydedilen absorbans spektrumları Şekil 4.22, 23 ve 24'de gösterilmiştir. 14. günde de DşF uygulamasının absorbans değerleri, NrF uygulamasından daha yüksek bulunmuştur (Şekil 4.22). Benzer şekilde, 14. gündeki FA uygulamalarının haricinde, bütün ışık uygulamalarında, hem 7. hem de 14. günlerde kaydedilen UV-absorbe eden bileşiklerin absorbansları, düşük pH'lı ortamlardaki örneklerde daha yüksek bulunmuştur. Ancak yapılan istatistiksel analizler pH'ın UV-absorbe eden bileşikler üzerine etkili bir faktör olmadığını göstermiştir ($p>0,05$).



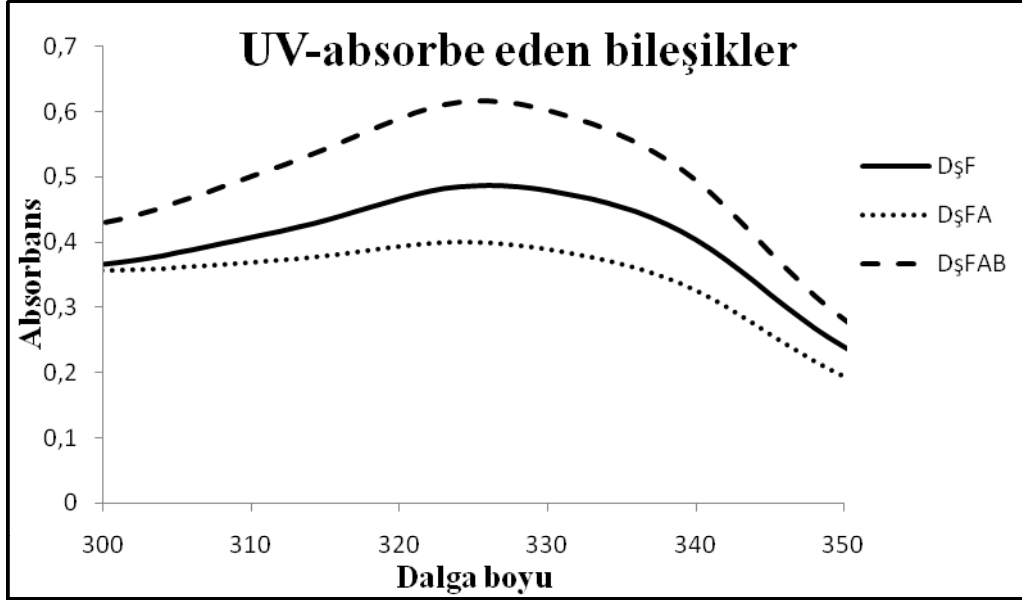
Şekil 4.22. Uygulamanın 14. gününde, normal ve düşük pH uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, DşF=pH:7,7 FAR)

Çalışmanın 14. gününde normal deniz suyu pH'ına sahip olan ortamlarda UVR'ye maruz bırakılan örneklerin absorbans spektrumları (Şekil 4.23), aynı uygulamaların 7. günde elde edilen spektrumlarıyla hemen hemen birbirine benzer bulunmuştur (Şekil 4.20). Her iki şekilde de en düşük absorbans değeri NrF uygulamasında kaydedilirken, NrFA ve NrFAB uygulamalarında daha yüksek absorbans değerleri kaydedilmiştir (Şekil 4.20 ve 4.23). Ancak, çalışmanın 14. gününde NrFAB uygulamasındaki absorbans değerleri, NrFA uygulamasından biraz daha düşük bulunmuştur (Şekil 4.23).



Şekil 4.23. Uygulamanın 14. gününde ve pH 8,2’de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB)

Düşük pH’lı ortamlarda ise en yüksek absorbans değerleri hem 7. hem de 14. günde DşFAB uygulamasında kaydedilmiştir (Şekil 4.21 ve 4.24). DşFA uygulamasının absorbans değerleri ise 14. günde DşF uygulamasından daha düşük değerlerde bulunmuştur (Şekil 4.24).

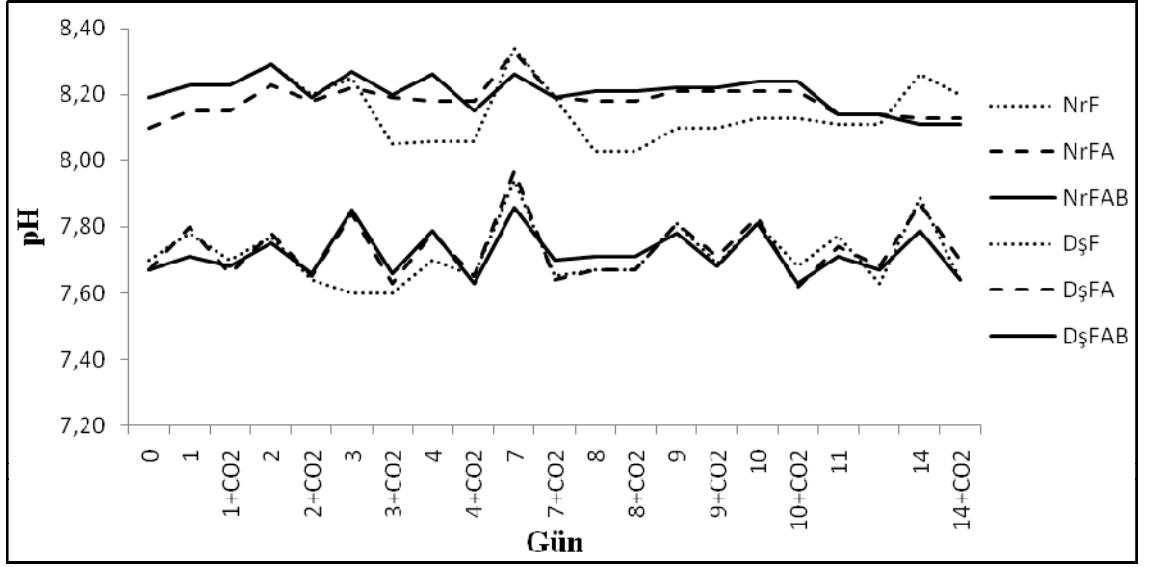


Şekil 4.24. Uygulamanın 14. gününde ve pH 7,7’de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları (n=3), (DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

4.2. Deney serisi-2; Düşük pH ve Yüksek UVR’nin Fotosentez Üzerine Etkisi

Uygulama akvaryumlarının pH’ı sabah ve akşam olmak üzere günde 2 kez kontrol edilmiştir. Örneklerin metabolik aktiviteleri nedeniyle değişen ortam pH’ı her ölçümde CO₂ gazı ile istenilen değerlere ayarlanmıştır. Benzer ayarlamalar, akvaryumların suyu her değiştirildiğinde de yapılmıştır.

Şekil 4.25’de, 14 günlük uygulama süreci boyunca, deney serisi-2 için ölçülen ve CO₂ gazı ilavesi ile ayarlanan pH değerleri gösterilmiştir. Normal deniz suyu pH’ı ve düşük pH uygulamalarına ait günlük ölçümler arasındaki farklılıklar istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur (p<0,05).



Şekil 4.25. Deney serisi-2'in pH değişimi (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

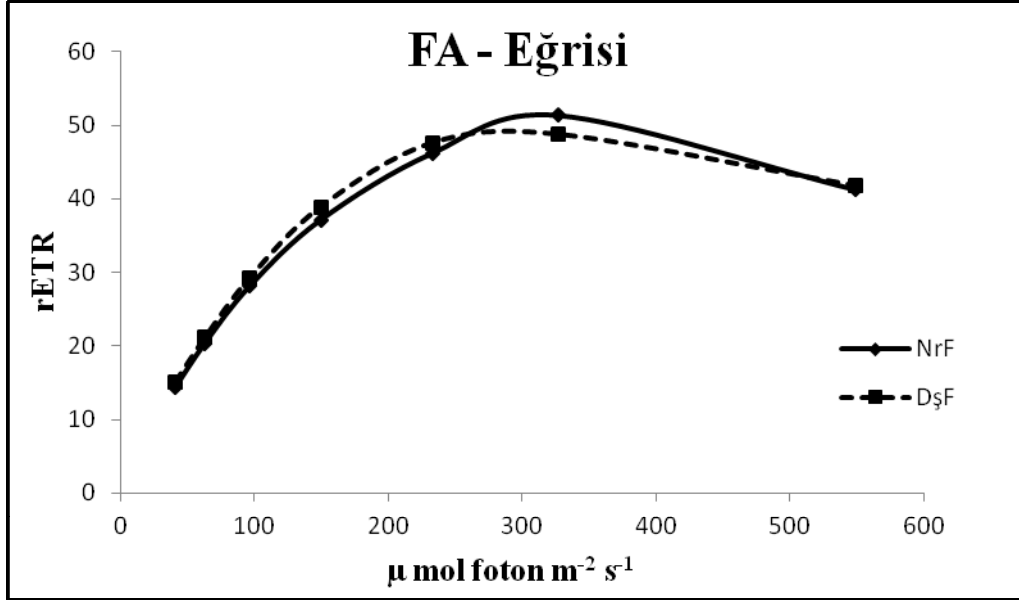
4.2.1. FA-eğrisi

Deney serisi-1'de olduğu gibi deney serisi-2'de de PAM klorofil floresan ölçümleri kademeli olarak artan 10 farklı aktive edici ışık yoğunluğunda yapılmıştır. PAM klorofil floresan tekniği ile elde edilen verilerden $\Delta F/F_m'$ oranının FAR yoğunlukları ile çarpılmasıyla hesaplanan rETR değerlerinin, FAR yoğunluklarına karşı gösterdikleri eğri ile FA-eğrileri oluşturulmuştur.

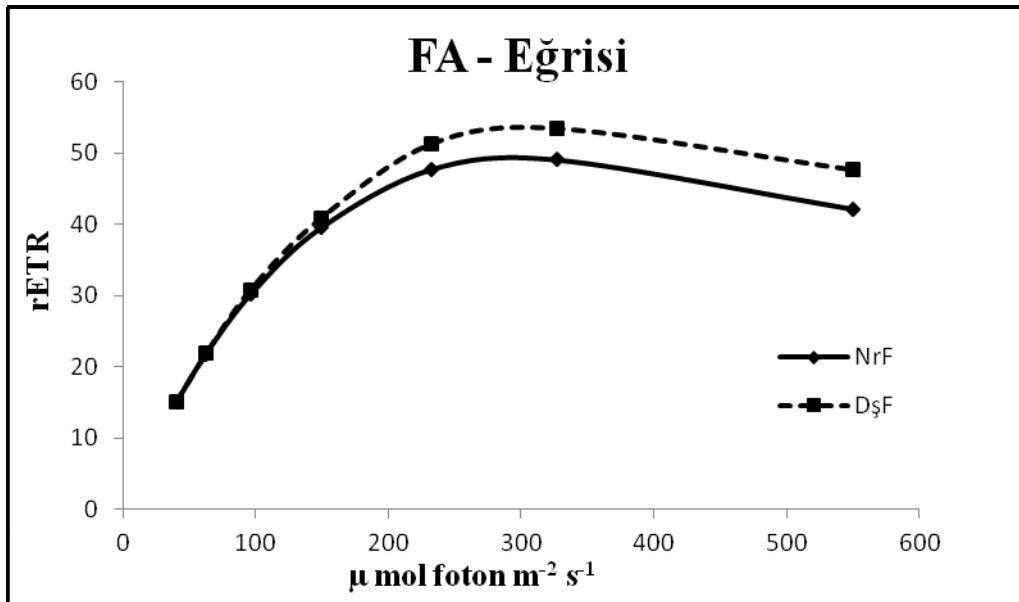
Deney serisi-2'de, 6. kademedeki aktive edici ışık yoğunluğunda ($327,1 \mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$) maksimum rETR değerleri kaydedilmiştir. 6. kademedен sonraki aktive edici ışık yoğunluklarında ise fotoinhibisyon gerçekleşmiştir. Bu nedenle, son 3 aktive edici ışık yoğunluğuna ait değerler FA-eğrilerinde gösterilmemiştir (Şekil 4.26-4.31).

Şekil 4.26, uygulamanın 7. gününde NrF ve DşF uygulamalarının FA-eğrilerini göstermektedir. Deney serisi-2'nin 7. gününde, her iki uygulama için çizilen FA-eğrileri, deney serisi-1'deki verilerle paralel olarak, birbirine oldukça benzer bulunmuştur. Aynı uygulamaların 14. günde gösterdikleri FA-eğrileri ise şekil 4.27'de gösterilmiştir. Çalışmanın 14. günde kaydedilen veriler, NrF uygulaması ile

karşılaştırıldığında, DşF uygulamasının biraz daha yüksek rETR değerlerine sahip olduğunu göstermiştir.

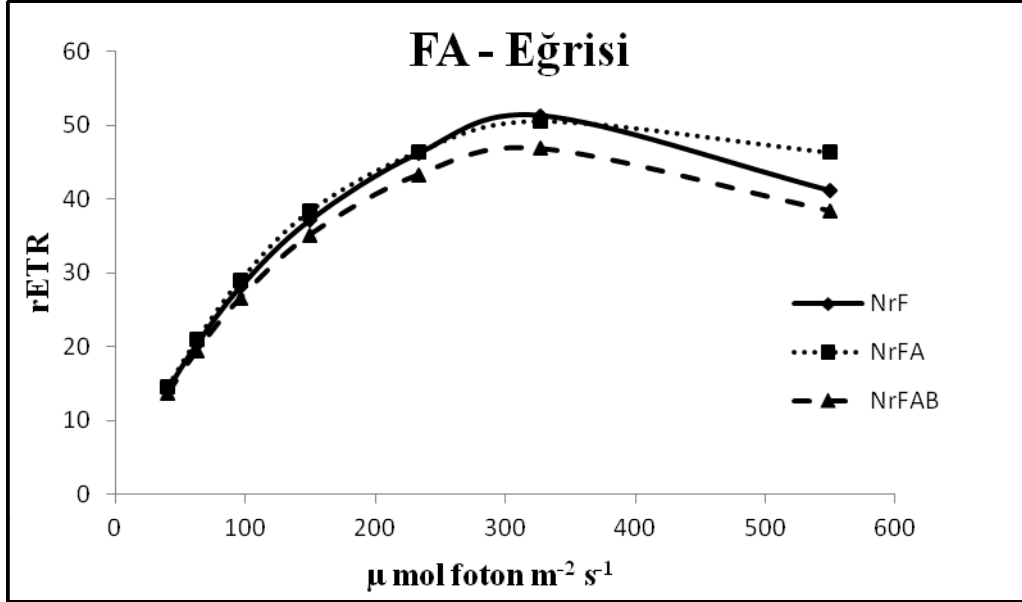


Şekil 4.26. Uygulamanın 7. gününde, normal ve düşük pH uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, DşF=pH:7,7 FAR)

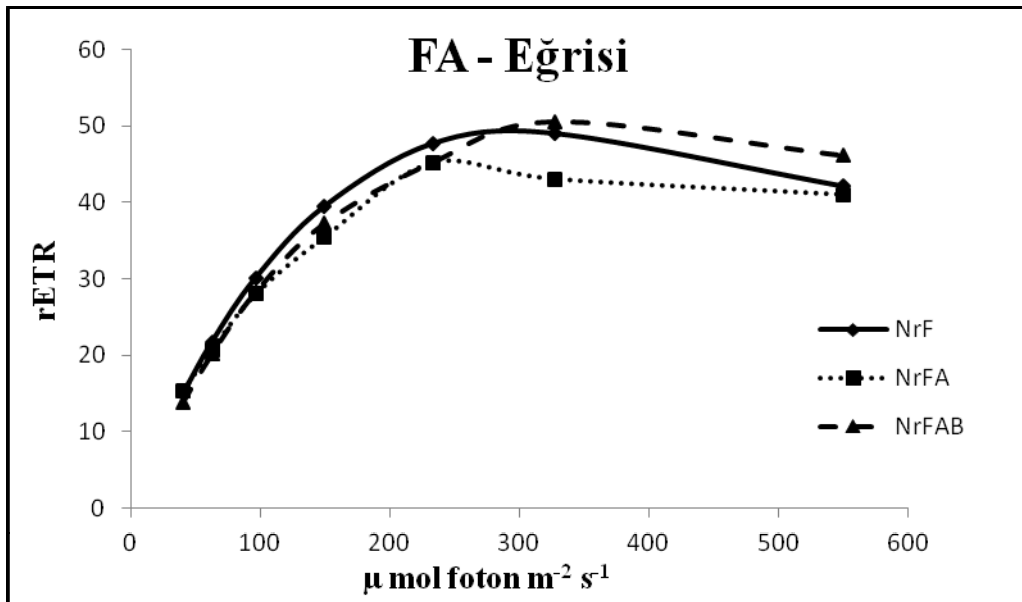


Şekil 4.27. Uygulamanın 14. gününde, normal ve düşük pH uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, DşF=pH:7,7 FAR)

Ortam pH'nin 8,2 olduğu uygulamalardaki örneklerin 7. ve 14. günlerdeki FA-egrisleri sırasıyla Şekil 4.28 ve 4.29'da gösterilmiştir.



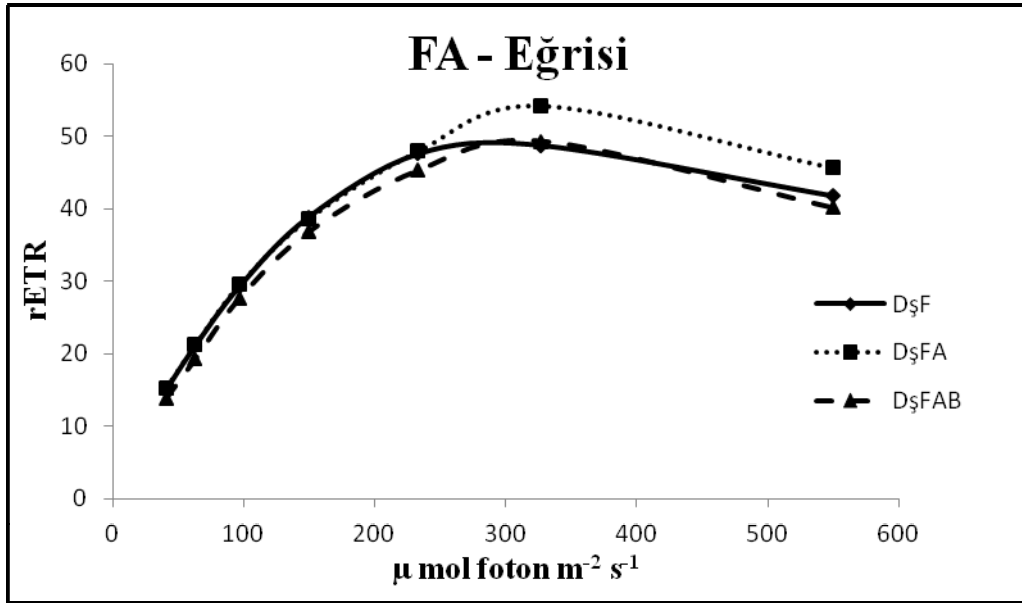
Şekil 4.28. Uygulamanın 7. gününde ve pH 8,2'de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-egrisleri (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB)



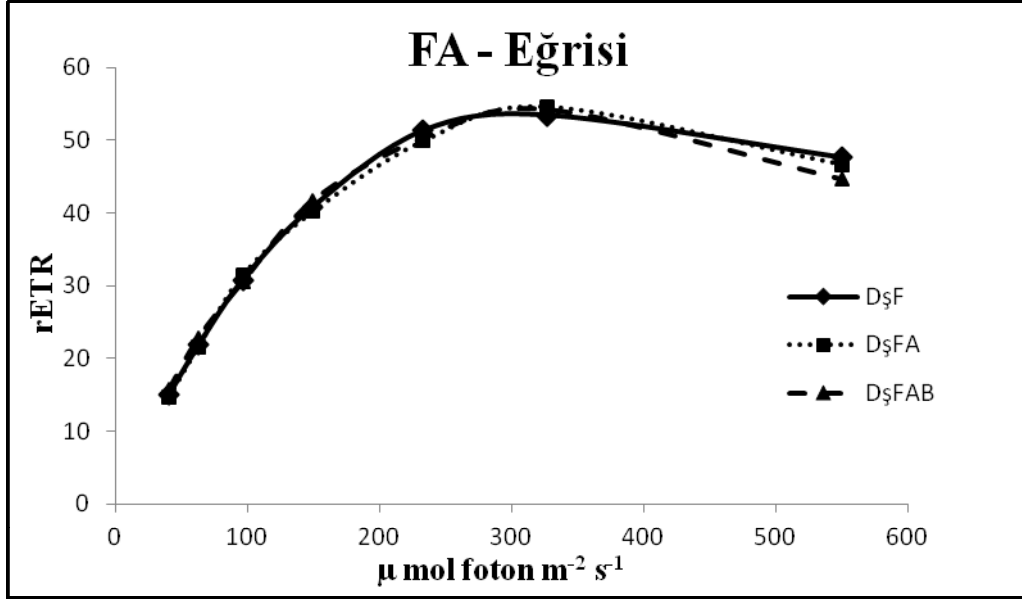
Şekil 4.29. Uygulamanın 14. gününde ve pH 8,2'de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-egrisleri (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB)

Normal deniz suyu pH'ında bulunan örnekler UVR stresine maruz bırakıldığında, stres faktörü bulunmayan örneklerle benzer FA-eğrileri göstermişlerdir. Hem 7. günde hem de 14. günde F, FA ve FAB uygulamaları hemen hemen aynı rETR değerleri göstermiştir (Şekil 4.28 ve 4.29).

UVR ile birlikte düşük pH stresine maruz kalan örnekler de, stres faktörü bulunmayan ortamlardaki örneklerle benzer FA-eğrileri göstermiştir (Şekil 4.30 ve 31). Elde edilen veriler, rETR değerleri bakımından F, FA ve FAB uygulamaları arasında herhangi bir farklılık olmadığını göstermiştir ($p>0,05$). FA uygulamalarında kullanılan UVA miktarının düşük olması nedeniyle, F ve FA uygulamaları arasında farklılık bulunmaması tahmin edilebilir bir durumdur. Ancak FAB uygulamalarında kullanılan UVB yoğunluğunun yüksek olması nedeniyle, FAB uygulamalarının diğer uygulamalardan farklılık göstermemesi dikkat çekici olmuştur.



Şekil 4.30. Uygulamanın 7. gününde ve pH 7,7'de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri (n=3), DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)



Şekil 4.31. Uygulamanın 14. gününde ve pH 7,7’de, UVR uygulamaları için belirlenen FA-eğrileri (n=3), DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

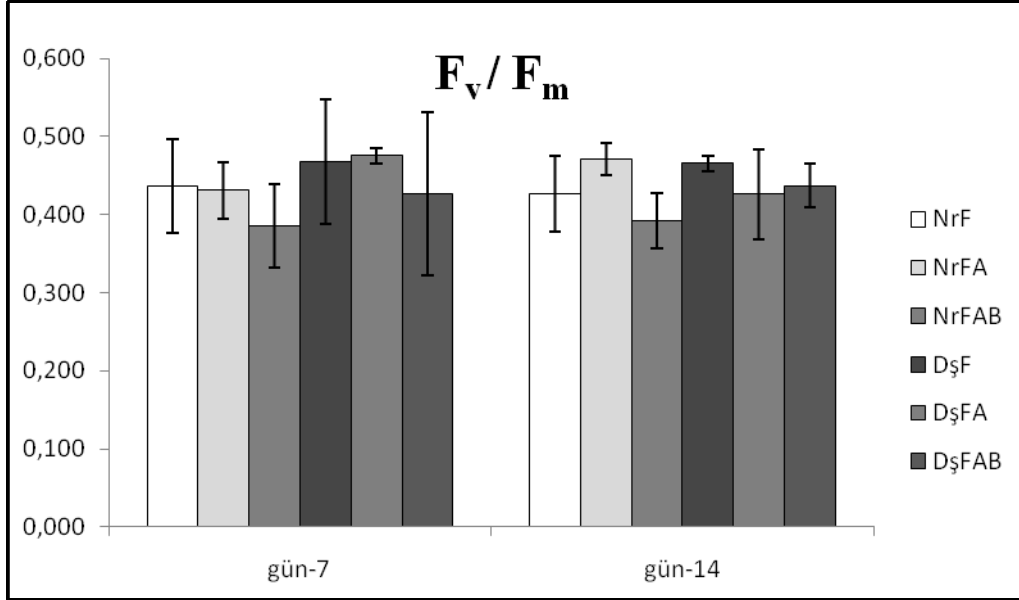
4.2.2. PAM klorofil floresan ölçümleri (F_v/F_m , P_{max} , I_k , alfa)

Örneklerin fotosentetik performansı hakkında bilgi veren F_v/F_m oranı deney serisi-2’de 0,386-0,475 değerleri arasında bulunmuştur. En yüksek değer çalışmanın 7. gününde DşFA uygulamasında, en düşük değer ise çalışmanın 7. gününde NrFAB uygulamasında kaydedilmiştir.

Şekil 4.32’de deney serisi-2 için kaydedilen F_v/F_m oranları ile standart sapma değerleri gösterilmiştir. Çalışmanın genelinde düşük pH değerlerine sahip olan uygulama ortamlarındaki örneklerin daha yüksek F_v/F_m değerlerine sahip olduğu tespit edilmiştir. Ancak düşük pH uygulamalarındaki yüksek F_v/F_m değerleri istatistiksel olarak anlamlılık göstermemiştir (Çizelge 4.12; $p>0,05$).

Çalışmanın 7. gününde her 2 pH derecesindeki örneklerin F_v/F_m değerleri, F ve FA uygulamalarında birbirine yakın bulunurken, FAB uygulamalarında bu değer düşüş gösterdiği saptanmıştır. Benzer şekilde 14. gün verilerinde de FAB uygulamalarına ait F_v/F_m değerleri, aynı pH derecesine ait F uygulamalarındaki değerlerden düşük

bulunmuştur. Ancak, FAB uygulamalarındaki bu düşüş istatistiksel olarak anlamlı bulunmamıştır ($p>0,05$).



Şekil 4.32. Deney serisi-2 için kaydedilen F_v/F_m oranları ($n=3$), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Çizelge 4.12. Deney serisi-2’de kaydedilen F_v/F_m oranları için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,007	1,630	0,226	1	0,001	0,532	0,480
ışık	2	0,004	1,032	0,386	2	0,002	1,551	0,252
pH*ışık	2	7,206E-05	0,017	0,983	2	0,004	2,733	0,105
hata	12	0,004			12	0,001		

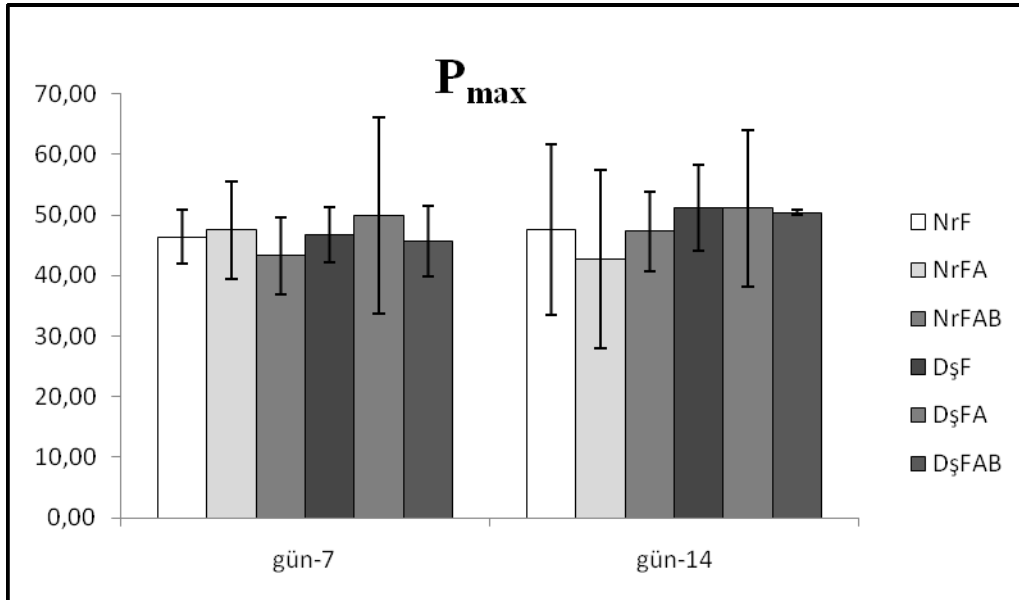
Deney serisi-2 için kaydedilen P_{max} değerleri ve standart sapma değerleri Şekil 4.33’de gösterilmiştir. P_{max} değerleri uygulamalar arasında çok az değişkenlik göstermiştir. En yüksek P_{max} değeri çalışmanın 14. gününde DşF uygulamasında $51,2\pm 7,13$ olarak belirlenmiştir. En düşük değer ise yine çalışmanın 14. gününde NrFA uygulamasında $42,77\pm 14,75$ olarak belirlenmiştir.

Çalışmanın 14. günündeki P_{max} değerlerini pH uygulamaları arasında karşılaştırdığımızda, DşF uygulaması NrF uygulamasından, DşFA uygulaması NrFA uygulamasından ve DşFAB uygulaması NrFAB uygulamasından daha yüksek değerler göstermiştir. Düşük pH uygulamaları için kaydedilen yüksek P_{max} değerleri, istatistiksel olarak bir anlam ifade etmemiştir (Çizelge 4.13; $p>0,05$).

Çizelge 4.13. Deney serisi-2’de kaydedilen P_{max} değerleri için ANOVA sonuçları

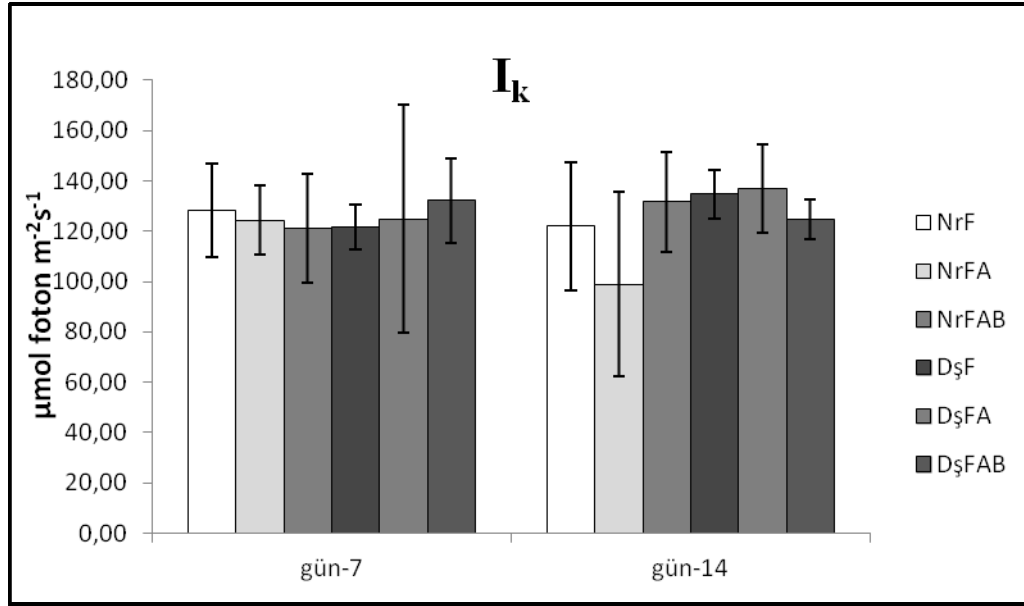
	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	12,836	0,175	0,683	1	113,50	1,008	0,335
ışık	2	26,252	0,358	0,706	2	9,816	0,087	0,917
pH*ışık	2	1,971	0,027	0,974	2	12,469	0,111	0,896
hata	12	73,312			12	112,61		

Çift yönlü varyans analizi sonuçları, P_{max} değerlerinin F, FA ve FAB uygulamaları arasında istatistiksel olarak farklılık olmadığını göstermiştir ($p>0,05$). Yüksek UVB radyasyonu, *C. officinalis* türünün P_{max} değerlerinde pozitif veya negatif yönde herhangi bir etki göstermemiştir.



Şekil 4.33. Deney serisi-2 için kaydedilen P_{max} değerleri ($n=3$), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Deney serisi-2 için hesaplanan I_k değerleri de uygulamalar arasında anlamlı bir farklılık göstermemiştir (Çizelge 4.14). Şekil 4.34’de de görüldüğü gibi en düşük I_k değeri, çalışmanın 14. gününde NrFA uygulamasında $99,0 \pm 36,45 \mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ olarak hesaplanmıştır. En yüksek I_k değeri ise yine çalışmanın 14. gününde ve DşFA uygulamasında $137,0 \pm 17,47 \mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ olarak hesaplanmıştır.



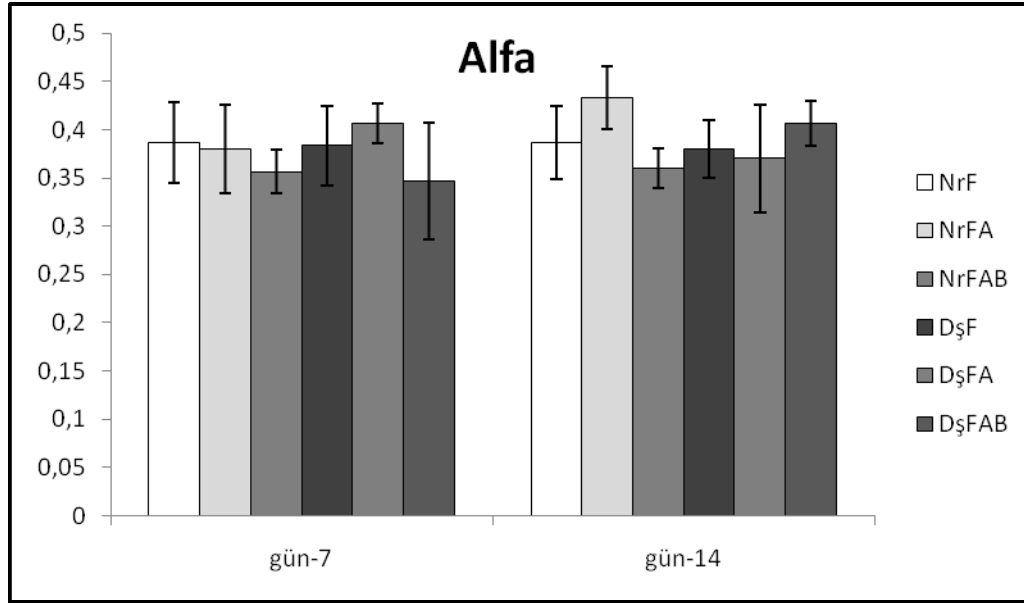
Şekil 4.34. Deney serisi-2 için kaydedilen I_k değerleri (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Çalışmanın 7. gününde kaydedilen I_k değerleri hemen hemen bütün uygulamalarda birbirine yakın değerler göstermiştir. 14. günde ise NrFA uygulamasındaki I_k değeri düşüş gösterirken, standart sapma değerinin bu uygulamada yüksek olması, bu düşüşü anlamsız hale getirmiştir. Bu durumda NrFA uygulamasının haricinde, 14. güne ait I_k değerleride birbirine benzer bulunmuştur.

Çizelge 4.14. Deney serisi-1’de kaydedilen I_k değerleri için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	11,045	0,019	0,891	1	963,60	2,031	0,18
ışık	2	7,467	0,013	0,987	2	209,81	0,442	0,653
pH*ışık	2	115,85	0,204	0,818	2	758,8	1,599	0,242
hata	12	567,88			12	474,49		

FA-eğrilerinin başlangıç eğimlerini gösteren alfa değerleri ve standart sapma değerleri Şekil 4.35’de gösterilmiştir. *C. officinalis* örneklerinin deney serisi-2’deki alfa değerleri 0,43-0,35 değerleri arasında bulunmuştur. En yüksek değer çalışmanın 14. gününde NrFA uygulamasında kaydedilirken, en düşük değer çalışmanın 7. gününde DşFAB uygulamasında kaydedilmiştir.



Şekil 4.35. Deney serisi-2 için kaydedilen alfa değerleri (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Yapılan istatistiksel analizler, uygulamalar arasında alfa değerlerinin farklılık göstermediğini ortaya koymuştur. Deney serisi-1’in aksine, deney serisi-2’de elde edilen veriler ortam pH’ının alfa değerlerini etkilemediğini göstermiştir.

Çizelge 4.15. Deney serisi-2’de kaydedilen alfa değerleri için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	8,889E-05	0,052	0,823	1	0,000	0,221	0,647
ışık	2	0,003	1,721	0,220	2	0,001	0,545	0,594
pH*ışık	2	0,001	0,338	0,720	2	0,005	3,680	0,057
hata	120,002				12	0,001		

4.2.3. Günlük büyüme oranı

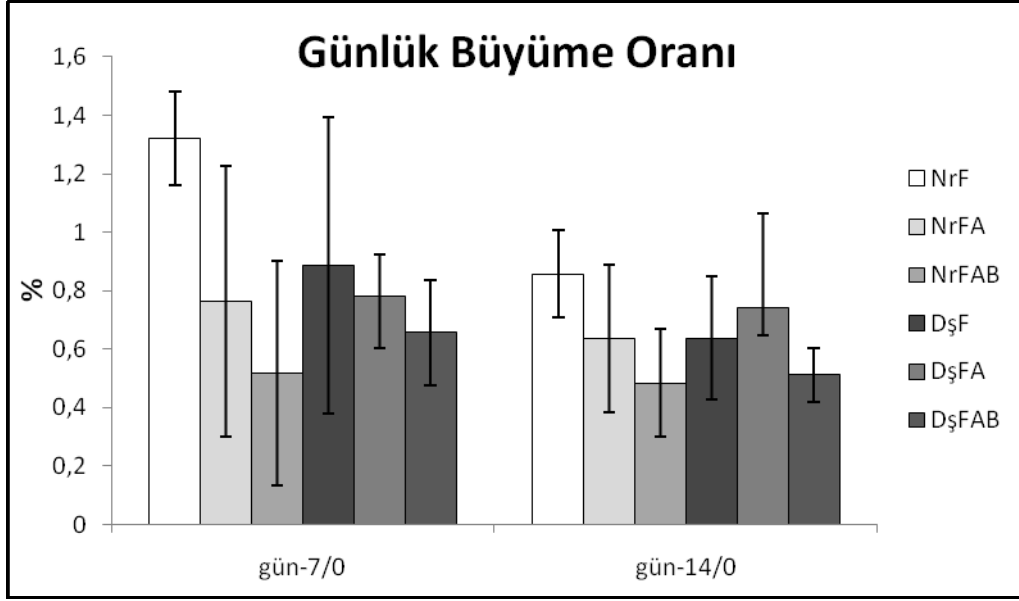
Deney serisi-2’de farklı uygulama rejimlerine maruz kalan *C. officinalis* örneklerinin günlük büyüme oranları uygulamalar arasında önemli değişimler göstermiştir. Şekil 4.36’da farklı uygulamalara ait günlük büyüme oranları ve standart sapma değerleri gösterilmiştir. Çizelge 4.16’da ise çift yönlü varyans analizi sonuçları gösterilmiştir.

Çizelge 4.16. Deney serisi-2’de kaydedilen büyüme oranları için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,039	0,331	0,576	1	0,004	0,085	0,776
ışık	2	0,411	4,523	0,043	2	0,103	2,224	0,151
pH*ışık	2	0,137	1,173	0,343	2	0,043	0,929	0,422
hata	12	0,117			12	0,046		

Çalışmanın 7. gününde NrF uygulamasında, $1,32 \pm 0,16$ değerinde belirlenen günlük büyüme oranı, DşF uygulamasında $0,89 \pm 0,51$ değerinde bulunmuştur. 14. günde bu değerler sırasıyla $0,86 \pm 0,15$ ve $0,64 \pm 0,21$ olarak bulunmuştur. Düşük pH uygulamalarında belirlenen bu düşüş, standart hata değerlerinin yüksek olması nedeniyle istatistiksel olarak anlamlılık ifade etmemiştir ($p > 0,05$).

Çalışmanın hem 7. gününde hem de 14. gününde 8,2 pH derecesine sahip olan ortamlarda, UVR’ye maruz kalan örneklerin günlük büyüme oranlarında dikkat çekici derecede azalmalar olduğu görülmektedir. Ancak, bu azalmalar çalışmanın sadece 7. gününde istatistiksel olarak anlamlı bulunmuştur (Çizelge 4.16). Çoklu karşılaştırma analizleri F ile FA uygulamaları arasında farklılık olmadığını gösterirken ($p > 0,05$), F uygulamalarının FAB uygulamalarından farklı olduğunu göstermiştir ($p < 0,05$).



Şekil 4.36. Deney serisi-2 için kaydedilen günlük büyüme oranları (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

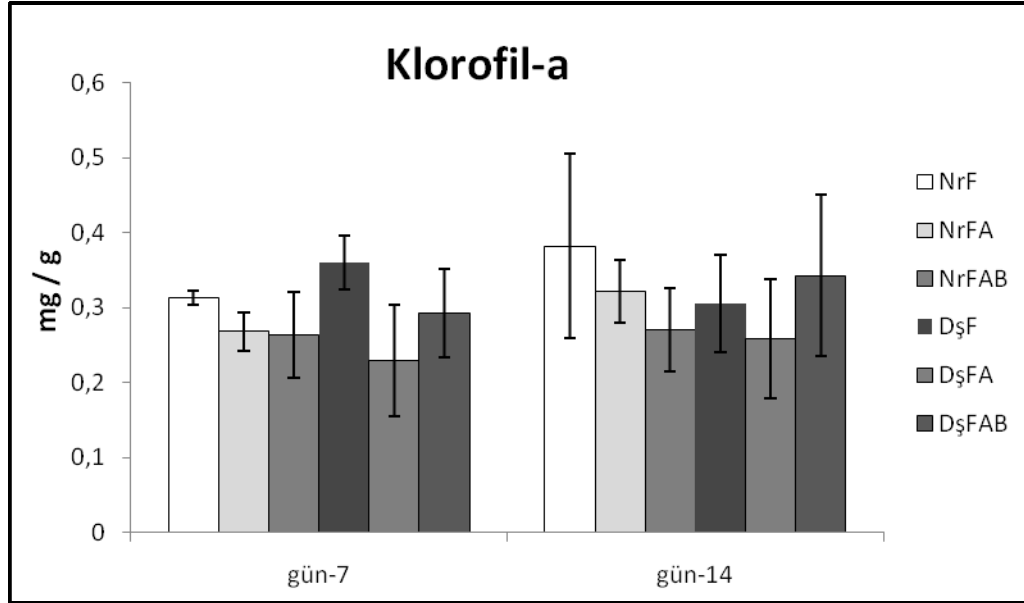
7. günde UVR stresine maruz tutulmayan NrF uygulamasına ait örneklerin büyüme oranları $1,32 \pm 0,16$ değerinde iken UVB stresine maruz kalan NrFAB uygulamasındaki örneklerin büyüme oranları yaklaşık 2,5 kat azalarak $0,52 \pm 0,39$ değerinde bulunmuştur. Benzer şekilde çalışmanın 14. gününde NrF uygulamasının günlük büyüme oranı $0,86 \pm 0,15$ değerinde iken NrFAB uygulamasında bu değer $0,48 \pm 0,18$ olarak bulunmuştur.

Normal deniz suyu pH'ına sahip olan ortamlardaki örneklerle benzer olarak, düşük pH'lı ortamlardaki örneklerin büyüme oranları da UVB ışınlarının etkisiyle düşüş göstermiştir. Ancak bu düşüşün normal deniz suyu pH'ına sahip olan ortamlardaki örneklerden daha az olması dikkat çekmektedir.

4.2.4. Fotosentetik pigmentler (klorofil-a, fikoeritrin ve fikosiyanın)

Çalışma süreci boyunca örneklerin klorofil-a içerikleri $0,23 \pm 0,07 \text{mg/g}$ ile $0,38 \pm 0,12 \text{mg/g}$ değerleri arasında kaydedilmiştir (Şekil 4.37). Çalışmanın ilk haftasında DşF uygulamasının klorofil-a içeriği NrF uygulamasından daha yüksek bulunurken, ikinci hafta DşF uygulamasının klorofil-a içeriği daha düşük bulunmuştur.

Benzer şekilde, FA uygulamalarının hem ilk haftadaki hem de ikinci haftadaki klorofil-a miktarları, düşük pH uygulamalarında daha az miktarlarda kaydedilmiştir. Ancak istatistiksel olarak pH uygulamaları arasında farklılık olmadığı saptanmıştır (Çizelge 4.17; $p>0,05$).



Şekil 4.37. Deney serisi-2 için kaydedilen klorofil-a miktarları ($n=3$), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

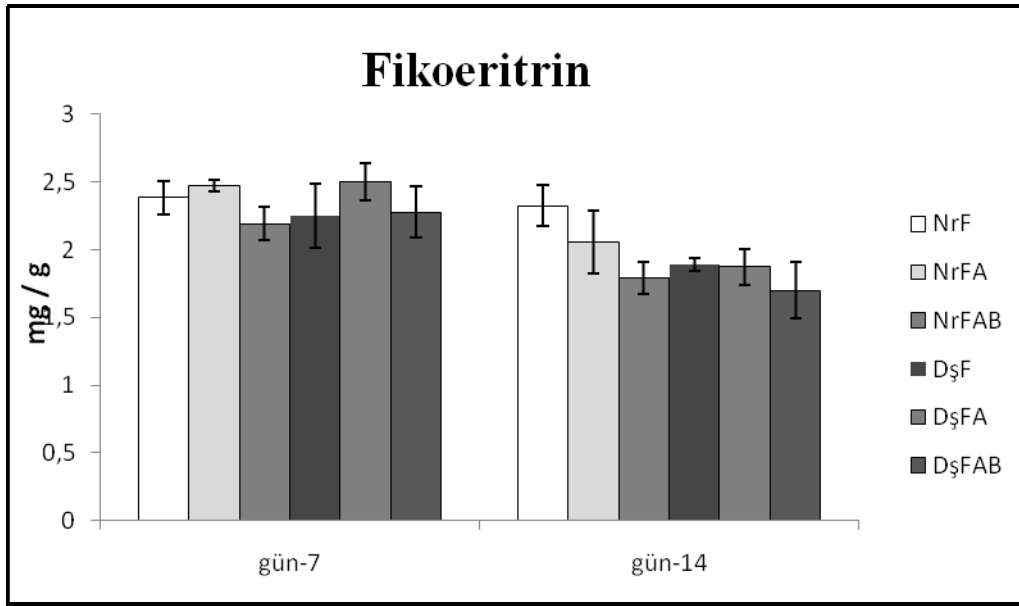
Çalışmada kaydedilen en düşük klorofil-a değerleri, çalışmanın hem 7. hem de 14. gününde DşFA uygulamalarında saptanmıştır. İstatistiksel analizler, çalışmanın 7. gününde UVA ışınlarına maruz kalan örneklerin klorofil-a miktarlarında azalmalar olduğunu desteklemektedir ($p<0,05$). Çalışmanın 14. gününde ise UVA'ya maruz kalan örnekler, diğer uygulamalardaki örneklerle benzer değerler göstermiştir.

Çizelge 4.17. Deney serisi-2'de kaydedilen klorofil-a değerleri için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,001	0,282	0,605	1	0,002	0,331	0,576
ışık	2	0,012	5,067	0,025	2	0,004	0,634	0,547
pH*ışık	2	0,003	1,300	0,308	2	0,010	1,456	0,272
hata	12	0,002			12	0,007		

FAB uygulamaları farklı pH durumlarında farklı eğilimler göstermiştir. Normal deniz suyu pH'ına sahip olan ortamlardaki FAB örneklerinin klorofil-a değerleri F uygulamalarına göre düşük bulunurken, düşük pH uygulamalarındaki FAB örneklerinin klorofil-a değerleri çalışmanın 7. gününde azalırken 14. gününde nispeten daha yüksek bulunmuştur. 8,2 ve 7,7 pH derecelerine sahip olan ortamlar arasındaki bu farklılık, pH ve UVB arasında bir etkileşim olduğunu düşündürmektedir. Ancak, istatistiksel olarak böyle bir etkileşim olduğu saptanmamıştır ($p>0,05$).

Deney serisi-2'de kaydedilen en yüksek fikoeritrin miktarı, çalışmanın 7. gününde DşFA uygulamasında $2,50\pm 0,13$ mg/g olarak saptanmıştır. En düşük fikoeritrin miktarı ise çalışmanın 14. gününde ve DşFAB uygulamasında $1,70\pm 0,2$ mg/g olarak saptanmıştır (Şekil 4.38).



Şekil 4.38. Deney serisi-2 için kaydedilen fikoeritrin miktarları ($n=3$), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Çalışmanın hem 7. hem de 14. gününde NrF ve DşF uygulamalarının fikoeritrin miktarları karşılaştırıldığında, DşF uygulamalarının daha düşük fikoeritrin miktarlarına sahip olduğu dikkati çekmiştir. Fikoeritrin miktarlarının 2 pH uygulaması arasındaki farklılığı, özellikle çalışmanın 14. gününde daha belirgin şekilde görülmektedir. Yapılan istatistiksel analizler de çalışmanın 14. günündeki fikoeritrin miktarlarının pH

uygulamaları arasında anlamlı farklılıklar gösterdiğini desteklemiştir (Çizelge 4.18; $p<0,05$). Ayrıca, çift yönlü varyans analizi sonuçları, pH ve uygulama zamanı arasında da bir etkileşim olduğunu göstermiştir (F:4,74; $p<0,05$). Düşük pH'a maruz kalma süresi arttıkça, örneklerin fikoeritrin içeriklerindeki düşüş de artmıştır.

Çizelge 4.18. Deney serisi-2'de kaydedilen fikoeritrin değerleri için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,000	0,008	0,931	1	0,246	9,602	0,009
ışık	2	0,097	4,145	0,043	2	0,202	7,867	0,007
pH*ışık	2	0,020	0,843	0,454	2	0,047	1,842	0,201
hata	12	0,023			12	0,026		

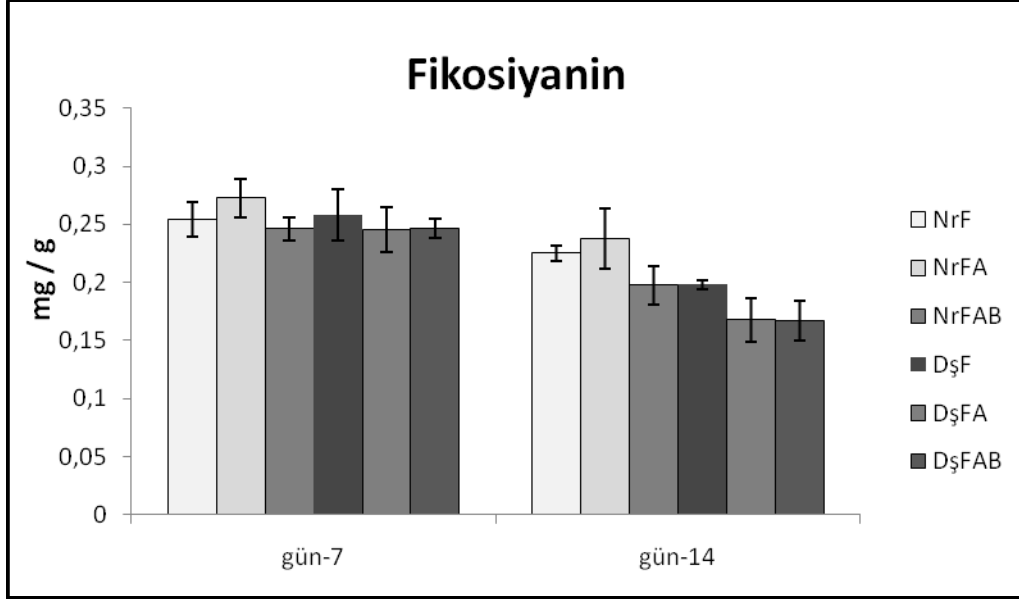
Çalışmanın 7. gününde NrF ve NrFA uygulamalarının fikoeritrin miktarları arasında belirgin bir farklılık gözlenmezken, NrFAB uygulamasında fikoeritrin miktarı düşmüştür. 14. günde ise NrF uygulaması ile karşılaştırıldığında hem NrFA hemde NrFAB uygulamalarında fikoeritrin miktarlarının düştüğü gözlenmiştir. Bu düşüş özellikle NrFAB uygulamasında daha dikkat çekici olmuştur.

UVR'nin *C. officinalis* türünün fikoeritrin içeriğini azalttığı istatistiksel olarak da anlamlı bulunmuştur ($p<0,05$). Çalışmada, FAB'ye maruz kalan örneklerin fikoeritrin içerikleri F ve FA uygulamasındaki örneklerden farklı bulunmuştur. F ile FA uygulamaları arasında ise herhangi bir farklılık tespit edilmemiştir.

pH faktörü ile benzer şekilde, UVR'nin fikoeritrin içeriği üzerine olan etkisi, UV stresine maruz kalma süresi ile ilişkili bulunmuştur (F:3,61; $p<0,05$). *C. officinalis* örneklerinin fikoeritrin içerikleri çalışmanın ikinci haftasında, UVR'den daha fazla etkilenmiştir.

Fikoeritrin değerleri bakımından, pH'ın 8,2 olduğu deney ortamlarında, UVR'nin olumsuz yöndeki etkisi çalışmanın 14. gününde net bir şekilde gözlenirken, zenginleştirilmiş CO₂'li deney ortamlarında bu olumsuz etki çok net bir şekilde gözlenmemiştir.

Örneklerin fikosiyanın içerikleri de fikoeritrin içerikleriyle benzer sonuçlar göstermiştir (Şekil 4.39). En düşük fikosiyanın içeriği çalışmanın 14. gününde DşFAB uygulamasında $0,17\pm 0,02\text{mg/g}$ olarak belirlenmiştir. En yüksek içerik ise çalışmanın 7. gününde NrFA uygulamasında $0,27\pm 0,02\text{mg/g}$ olarak kaydedilmiştir.



Şekil 4.39. Deney serisi-2 için kaydedilen fikosiyanın miktarları (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

NrF ve DşF uygulamalarına ait fikosiyanın miktarları, çalışmanın 7. gününde birbirine yakın değerler göstermiştir. Ancak, çalışmanın 14. gününde DşF uygulaması NrF uygulamasından daha düşük fikosiyanın içeriği göstermiştir. Benzer şekilde DşFA uygulaması NrFA uygulamasından, DşFAB uygulaması da NrFAB uygulamasından daha düşük değerler göstermiştir. Düşük pH uygulamaları özellikle 14. günde örneklerin fikosiyanın içeriklerini negatif yönde etkilemiştir. İstatistiksel analizler de çalışmanın 14. gününde pH uygulamaları arasında anlamlı farklılıklar olduğunu göstermiştir (Çizelge 4.19; $p<0,05$).

Çizelge 4.19. Deney serisi-2’de kaydedilen fikosiyanin değerleri için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,000	0,985	0,341	1	0,008	29,602	0,000
ışık	2	0,000	1,035	0,385	2	0,001	4,972	0,027
pH*ışık	2	0,000	1,713	0,222	2	0,001	3,014	0,087
hata	12	0,000			12	0,000		

Farklı ışık uygulamaları da çalışmanın 14. gününde örneklerin fikosiyanin içerikleri üzerinde etkili olmuştur ($p < 0,05$). İstatistiksel analizlerde, F uygulamalarının FAB uygulamalarından farklı olduğu, ancak FA uygulamaları ile aralarında farklılık olmadığı tespit edilmiştir ($p > 0,05$). FA ve FAB uygulamaları da birbirleri ile benzer değerler göstermiştir.

4.2.5. CaCO₃ ve organik madde

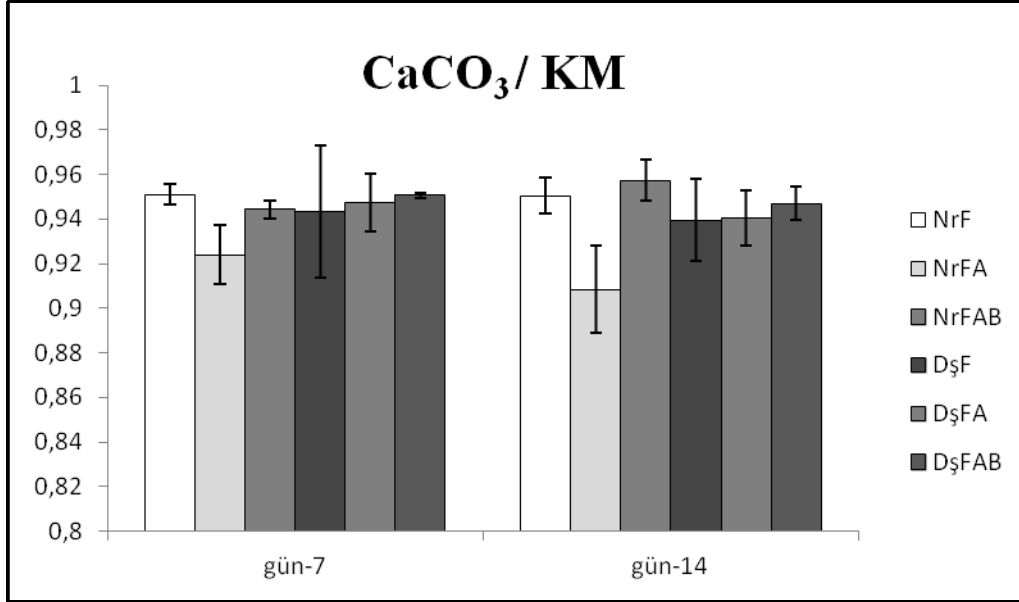
Deney serisi-2’de, farklı pH ve ışık uygulamalarına maruz kalan *C. officinalis* örneklerinin CaCO₃/KM oranları ve standart sapma değerleri Şekil 4.40’da gösterilmiştir. Çizelge 4.20’de ise çift yönlü varyans analizi sonuçları gösterilmiştir. Elde edilen veriler düşük pH’a maruz kalan örneklerin CaCO₃ içeriklerinde bir değişim olmadığını göstermiştir ($p > 0,05$).

Çizelge 4.20. Deney serisi-2’de kaydedilen CaCO₃/KM oranları için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,000	1,178	0,299	1	5,892E-05	0,327	0,578
ışık	2	0,000	1,319	0,304	2	0,001	6,917	0,010
pH*ışık	2	0,000	1,728	0,219	2	0,001	5,029	0,026
hata	12	0,000			12	0,000		

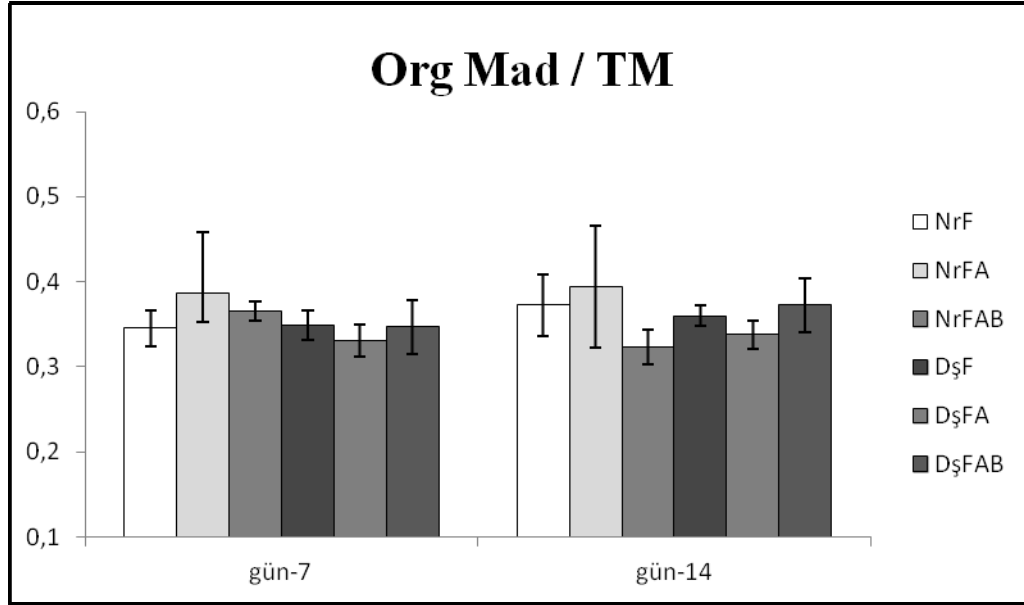
pH tek başına CaCO₃ içeriğinde etkili olmazken, uygulamanın ikinci haftasında UVA ışınları ile beraber etkili olmuştur. 8,2 pH değerine sahip olan FA uygulamaları çalışmanın hem 7. hem de 14. günlerinde düşük CaCO₃ içerikleri göstermiştir. Ancak bu azalma, düşük pH uygulamalarında gözlenmemiştir. İki pH uygulaması arasındaki bu farklılık UVR ve pH faktörleri arasında bir etkileşim olduğunu göstermiştir ($p < 0,05$).

Çoklu karşılaştırma analizleri, FA uygulamalarının, F ve FAB uygulamalarından farklı olduğunu göstermiştir ($p<0,05$).



Şekil 4.40. Deney serisi-2 için kaydedilen $\text{CaCO}_3 / \text{KM}$ oranları ($n=3$), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

C. officinalis türünün organik madde / TM oranı, deney serisi-1 ile benzer olarak deney serisi-2’de de uygulamalar arasında farklılık göstermemiştir (Çizelge 4.21). Çalışılan tüm pH ve ışık uygulamalarının, organik madde içeriği birbirine benzer bulunmuştur (Şekil 4.41). Deney serisi-2’de tespit edilen en yüksek organik madde/TM oranı çalışmanın 14. gününde NrFA uygulamasında $0,39\pm0,07$ olarak en düşük oran ise yine çalışmanın 14. gününde NrFAB uygulamasında $0,32\pm0,02$ olarak kaydedilmiştir.



Şekil 4.41. Deney serisi-2 için kaydedilen organik madde / TM oranları (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Çizelge 4.21. Deney serisi-2’de kaydedilen org mad./TM oranları için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,002	4,354	0,059	1	0,004	0,529	0,481
ışık	2	0,000	0,367	0,70	2	0,008	1,200	0,335
pH*ışık	2	0,001	2,407	0,132	2	0,009	1,273	0,315
hata	12	0,001			12	0,007		

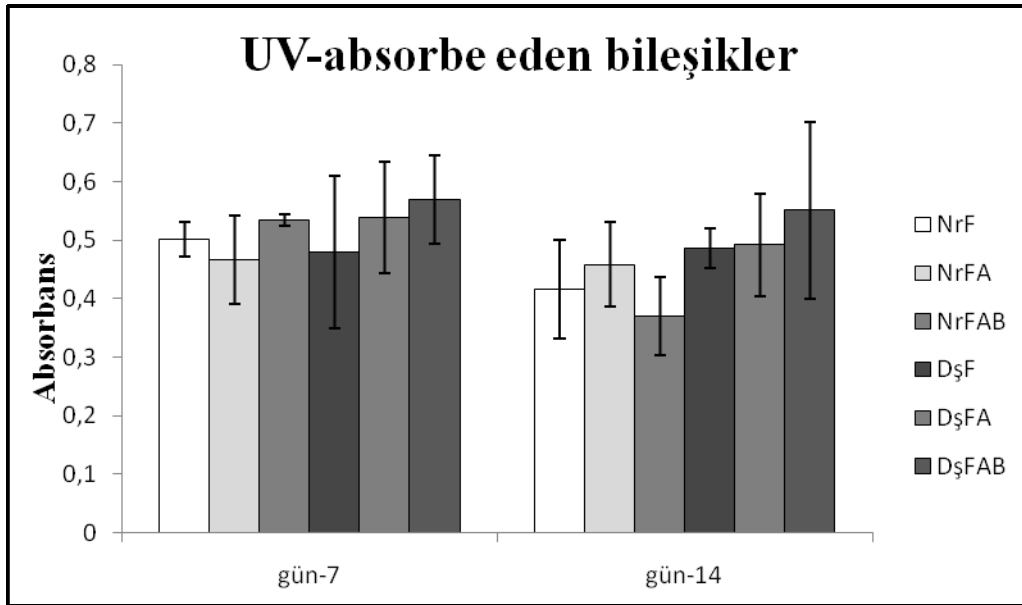
4.2.6. UV absorbe eden bileşikler

Şekil 4.42’de deney serisi-2’de çalışılan uygulamalarda, UV- absorbe eden bileşiklerin en yüksek absorbans gösterdiği 324nm’deki absorbans değerleri gösterilmiştir. UV-absorbe eden bileşiklerin uygulamalar arasındaki farklılığını belirlemek için yapılan istatistiksel analizlerde, 324nm’deki absorbans değerleri kullanılmıştır. Çizelge 4.22’de çift yönlü varyans analizi sonuçları gösterilmiştir.

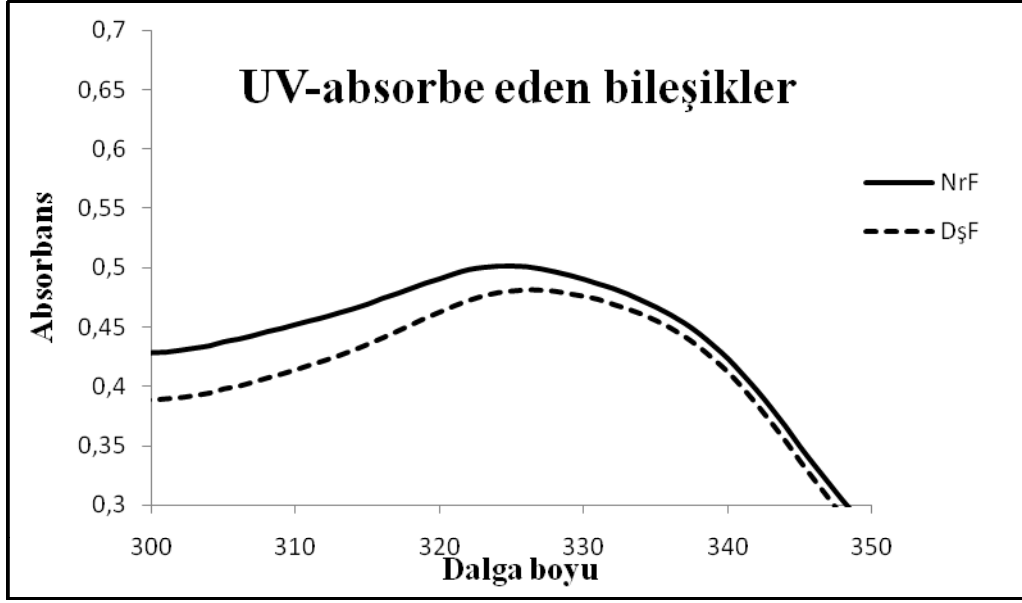
Çizelge 4.22. Deney serisi-2’de kaydedilen UV-absorbe eden bileşikler için ANOVA sonuçları

	GÜN-7				GÜN-14			
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	1	0,004	0,551	0,472	1	0,041	5,010	0,045
ışık	2	0,006	0,986	0,401	2	0,001	0,111	0,896
pH*ışık	2	0,003	0,534	0,599	2	0,009	1,087	0,368
hata	12	0,006			12	0,008		

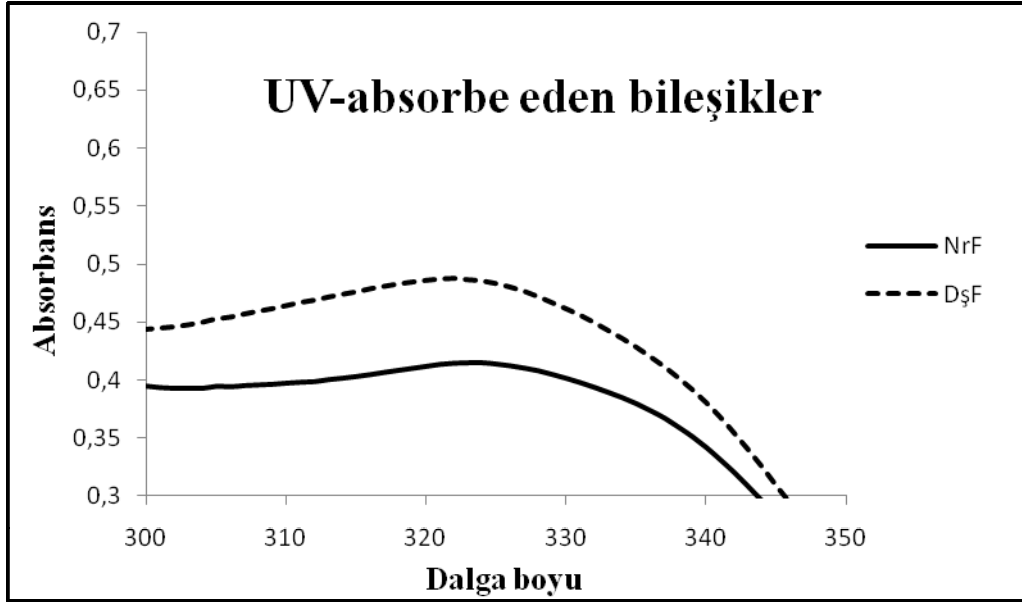
NrF ve DşF uygulamalarının absorbens spektrumları çalışmanın 7. gününde, DşF uygulamasında bir miktar az olmakla beraber hemen hemen birbirine benzer değerlerde bulunmuştur (Şekil 4.43). Çalışmanın 14. gününde ise DşF uygulamasındaki örneklerin daha yüksek absorbens spektrumu gösterdiği belirlenmiştir (Şekil 4.44).



Şekil 4.42. Deney serisi-2’de UV-absorbe eden bileşiklerin 324 nm dalga boyundaki absorbens değerleri (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB, DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

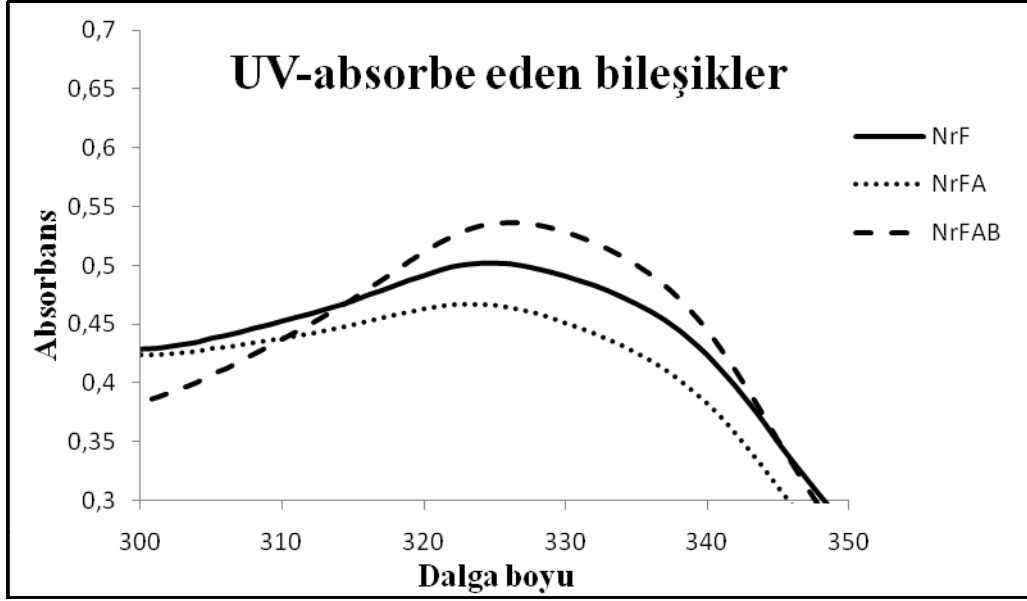


Şekil 4.43. Uygulamanın 7. gününde, normal ve düşük pH uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, DşF=pH:7,7 FAR)



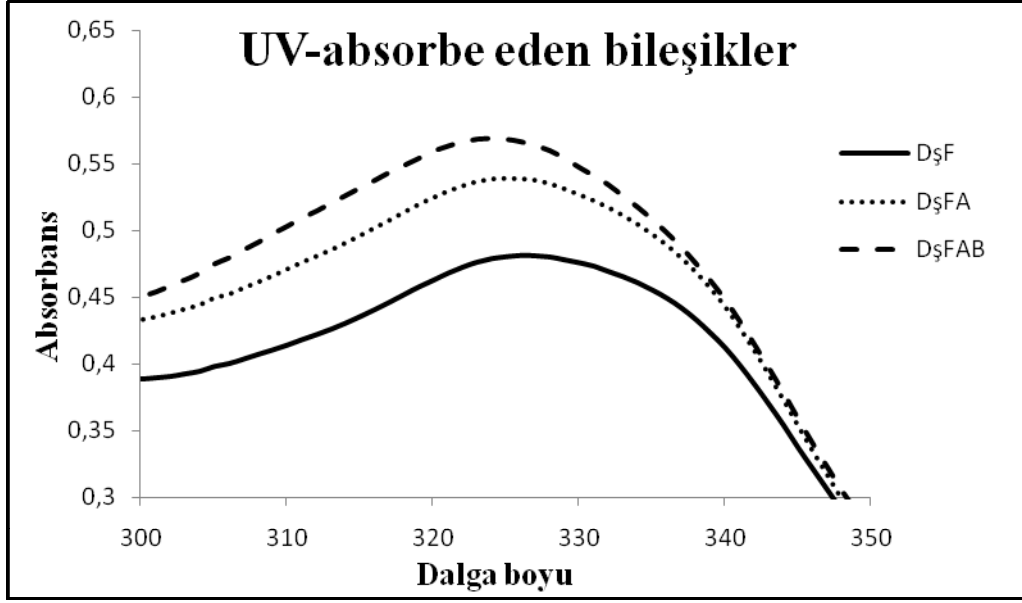
Şekil 4.44. Uygulamanın 14. gününde, normal ve düşük pH uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, DşF=pH:7,7 FAR)

Çalışmanın 7. gününde normal deniz suyu pH'ına sahip olan ortamlardaki örneklerin, farklı ışık uygulamalarında gösterdikleri absorbans spektrumları Şekil 4.45'de gösterilmiştir. Şekil 4.46'da ise zenginleştirilmiş CO₂'li ortamlardaki örneklerin absorbans spektrumları gösterilmiştir.



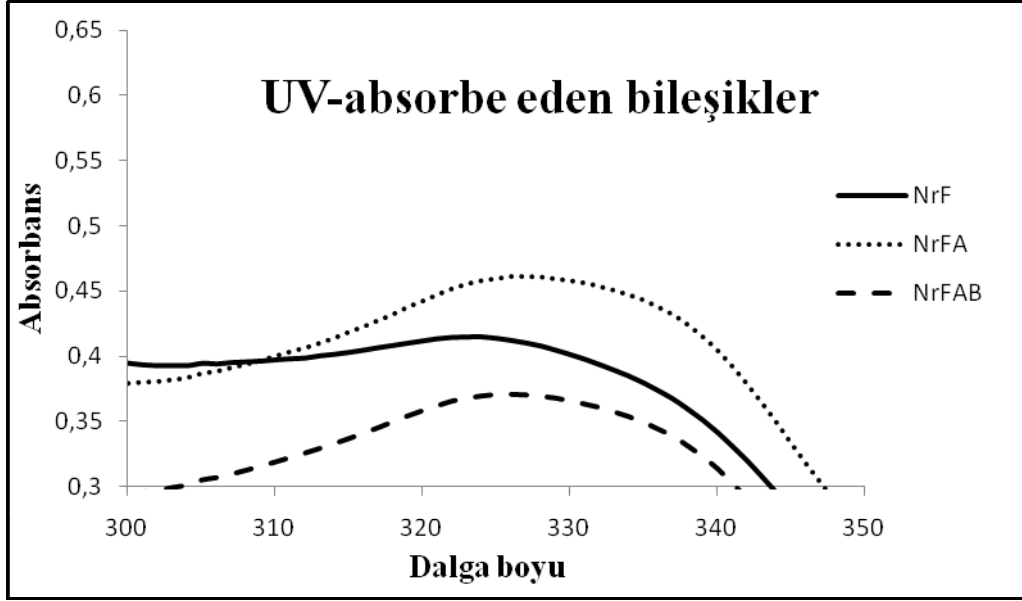
Şekil 4.45. Uygulamanın 7. gününde ve pH 8,2’de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB)

Her 2 pH uygulamasında da en yüksek absorbans değerleri, NrFAB uygulamasının 320nm dalga boyuna kadar olan absorbansları hariç tutulduğunda, FAB uygulamalarında bulunmuştur. Farklı pH derecelerinde, aynı ışık uygulamalarına maruz kalan örneklerin absorbansları karşılaştırıldığında, düşük pH’a sahip olan ortamlardaki örneklerin daha yüksek absorbans değerleri gösterdikleri belirlenmiştir. Benzer durum çalışmanın 14. gününde belirlenen spektrumlarında da gözlenmiştir. Düşük pH, UV-absorbe eden bileşiklerin miktarında artışa neden olmuştur. Bu artış çalışmanın 14. gününde istatistiksel olarak da anlamlı bulunmuştur ($p < 0,05$).



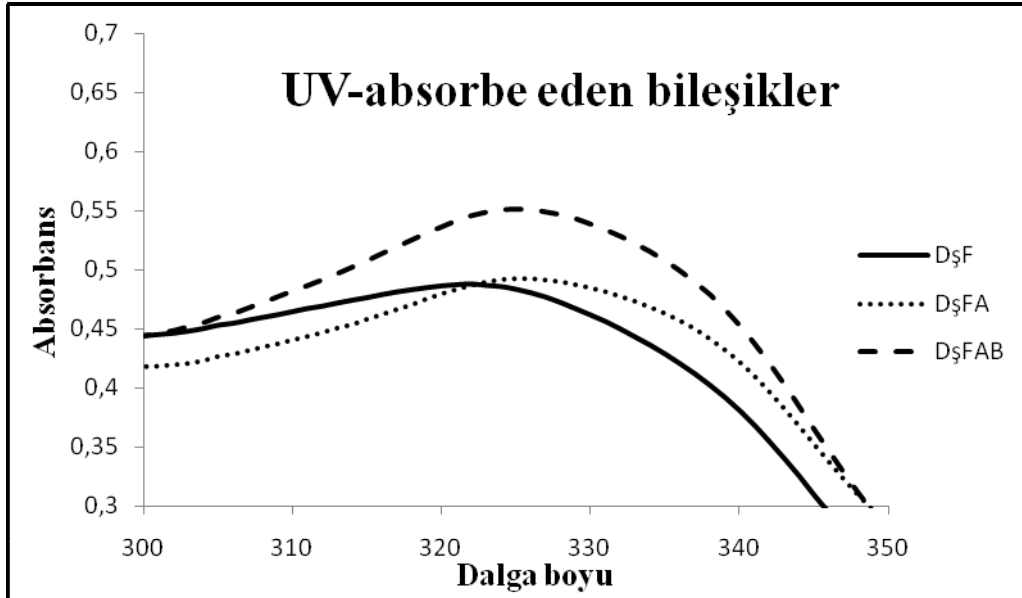
Şekil 4.46. Uygulamanın 7. gününde ve pH 7,7’de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları (n=3), (DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

Çalışmanın 14. gününde NrFAB uygulamasının absorbans değerleri düşerken, en yüksek absorbans değerleri, 320nm dalga boyundan sonra, NrFA uygulamasında kaydedilmiştir (Şekil 4.47). Normal deniz suyu pH’ındaki FAB uygulamasının absorbans değerlerindeki düşüşün aksine, düşük pH’daki FAB uygulamasının absorbans değerleri yüksek bulunmuştur (Şekil 4.48).



Şekil 4.47. Uygulamanın 14. gününde ve pH 8,2'de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları (n=3), (NrF=pH:8,2 FAR, NrFA=pH:8,2 FAR+UVA, NrFAB=pH:8,2 FAR+UVA+UVB)

Çalışmanın genelinde, her 2 pH durumunda da, en yüksek absorbans değerleri FAB uygulamalarında gözlenmiştir. Ancak, çift yönlü varyans analizi sonuçları, ışık uygulamaları arasında herhangi bir farklılık olmadığını göstermiştir.

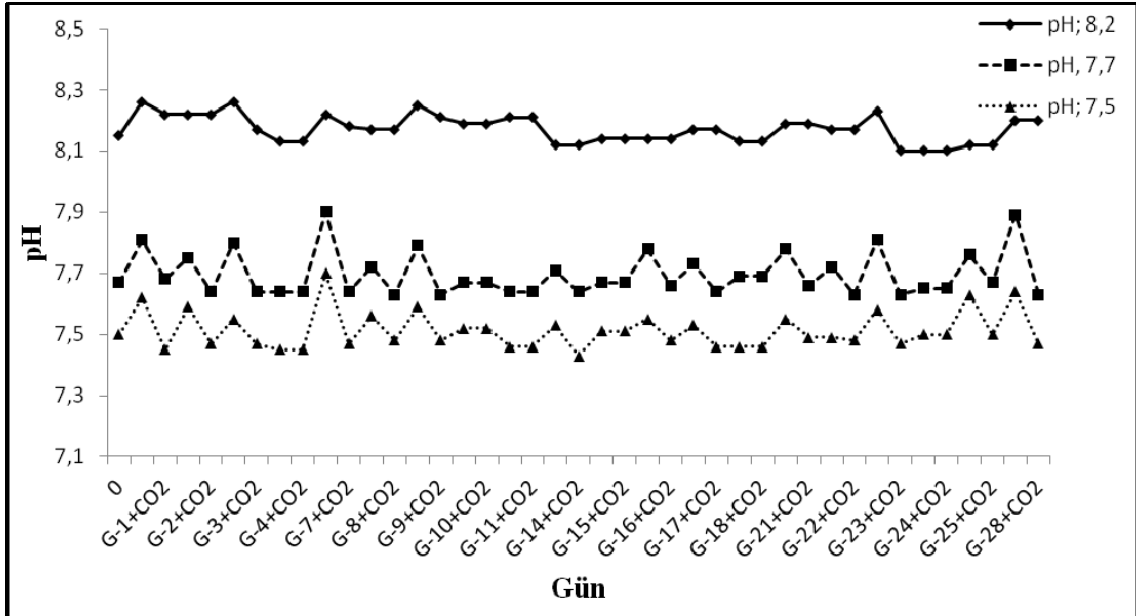


Şekil 4.48. Uygulamanın 14. gününde ve pH 7,7'de, UVR uygulamalarındaki UV-absorbe eden bileşiklerin absorbans spektrumları (n=3), (DşF=pH:7,7 FAR, DşFA=pH:7,7 FAR+UVA, DşFAB=pH:7,7 FAR+UVA+UVB)

4.3. Deney serisi-3; Düşük pH'nın Karbonik Anhidraz Aktivitesi Üzerine Etkisi

Diğer 2 deney serisinden farklı olarak deney serisi-3'de UVR uygulamaları çalışılmamıştır. Bu seride sadece düşük pH uygulamalarının fotosentetik performans üzerine olan etkileri araştırılmıştır. Bu amaçla, yine diğer 2 deney serisinden farklı olarak, *C. officinalis* örnekleri 3 farklı pH derecesine (8,2; 7,7; 7,5) sahip ortamlara maruz bırakılarak çalışmalar yapılmıştır. Bu deney serisinin bir diğer farklılığı da, uygulama zamanının 4 hafta olmasıdır. Uygulama zamanının daha uzun olması nedeniyle, bu seride tekrar PAM klorofil floresan tekniği kullanılarak, düşük pH'nın uzun süreli etkileri tahmin edilmeye çalışılmıştır. Ayrıca, fotosentetik sürecin kilit enzimlerinden biri olan karbonik anhidraz aktivitesi de belirlenerek, düşük pH'lı ortamlardaki fotosentez mekanizması anlaşılmaya çalışılmıştır.

4 haftalık uygulama süreci içerisinde, uygulama akvaryumlarının pH'ı günde 2 kez kontrol edilmiştir. Fotosentez ve solunum gibi metabolik faaliyetler nedeniyle değişen ortam pH'ı, CO₂ gazı ilavesiyle istenilen değerlere ayarlanmıştır. Şekil 4.49'da deney serisi-3 için kaydedilen pH değerleri gösterilmektedir.

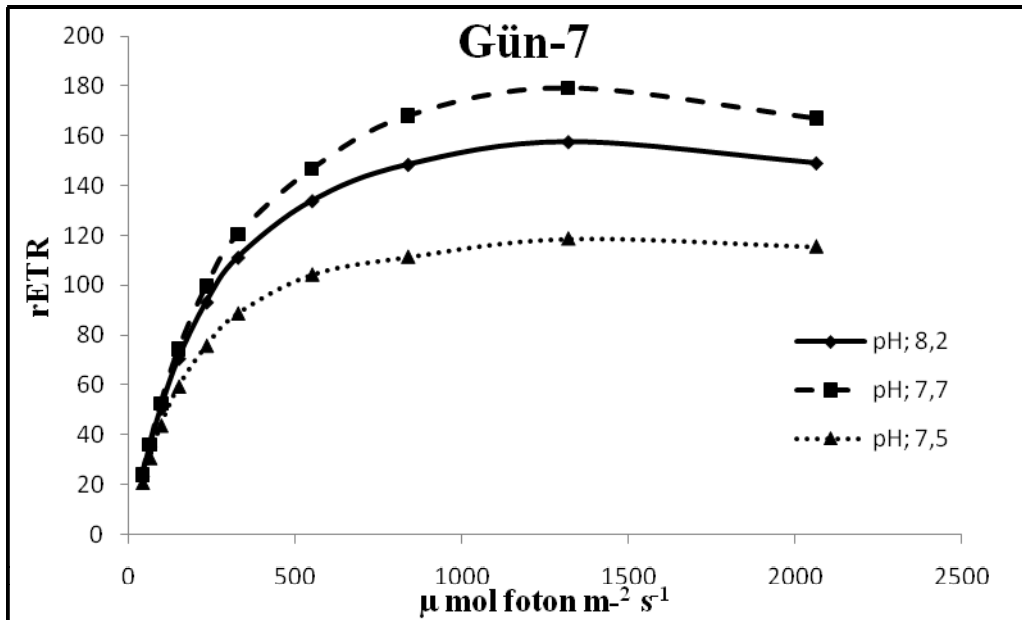


Şekil 4.49. Deney serisi-3'ün pH değişimi

pH uygulamaları arasındaki farklılık, tek yönlü varyans analizini takiben Tukey çoklu karşılaştırma testleriyle de belirlenmiştir. İstatistiksel analiz sonuçlarına göre her 3 pH derecesi birbirinden anlamlı şekilde farklı bulunmuştur ($p < 0,001$).

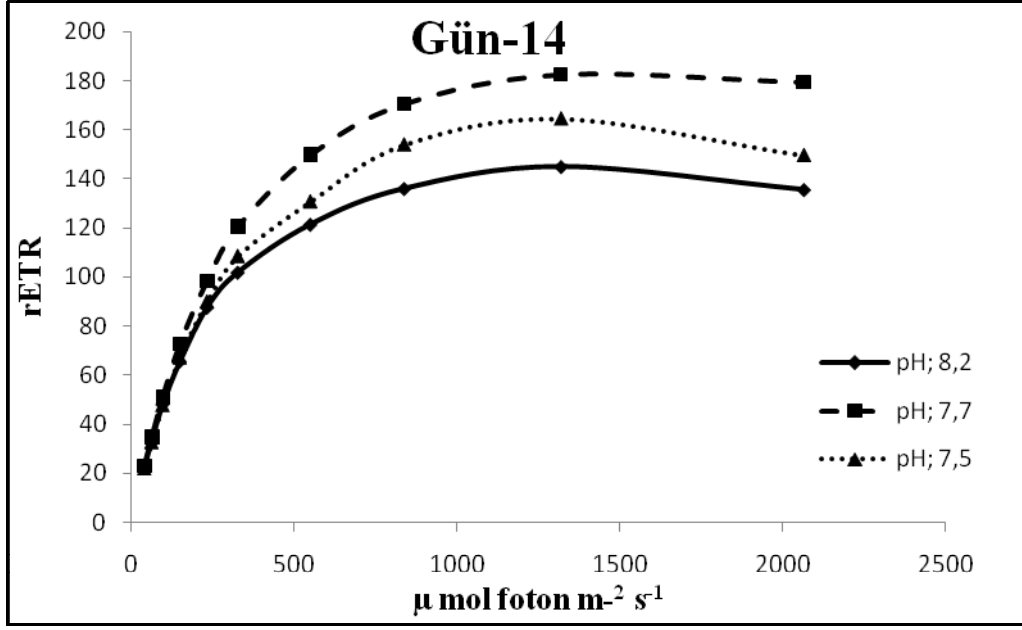
4.3.1. FA-eğrisi

3 farklı pH değerindeki ortamlara maruz bırakılan *C. officinalis* örneklerinin, çalışmanın 7. günündeki FA-eğrileri şekil 4.50'de gösterilmiştir. Çalışmanın 7. gününde kaydedilen en yüksek rETR değerleri ortam pH'ının 7,7 olduğu deney koşullarında saptanmıştır. 7,5 pH derecesine sahip ortamlara maruz bırakılan örnekler ise en düşük rETR değerlerini göstermiştir.



Şekil 4.50. Deney serisi-3; 1. hafta FA-Eğrileri (n=4)

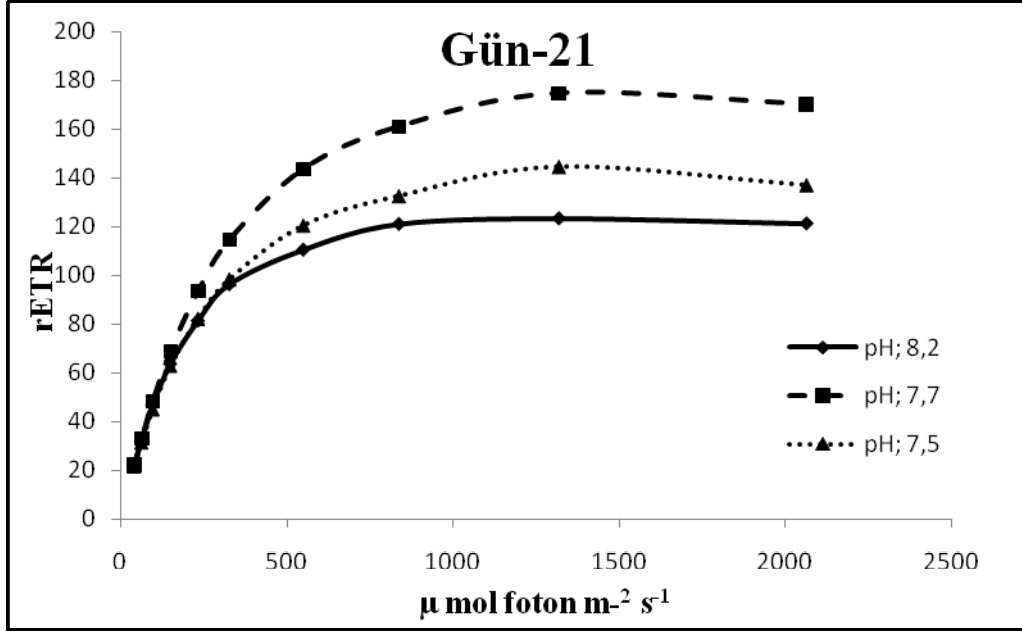
Çalışmanın 2. haftasında pH'ın 7,5 olduğu deney koşullarındaki örneklerin rETR değerleri, 6. kademedeki aktive edici ışık yoğunluğundan itibaren, normal deniz suyu pH'ına sahip olan ortamlardaki örneklerin rETR değerlerinden daha yüksek bulunmuştur (Şekil 4.51). Ancak, en yüksek rETR değerleri pH'ın 7,7 olduğu deney ortamlarında kaydedilmiştir. En düşük değerler ise normal deniz suyu pH'ındaki ortamlarda kaydedilmiştir.



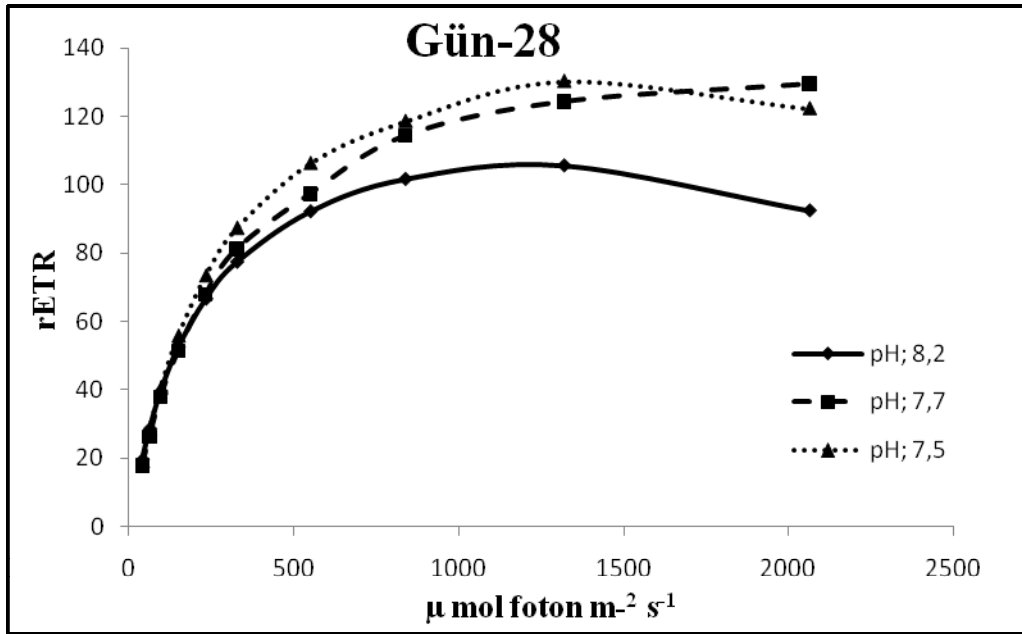
Şekil 4.51. Deney serisi-3; 2. hafta FA-Eğrileri (n=4)

Çalışmanın 3. haftasında, yine en düşük rETR değerleri 8,2 pH derecesine sahip olan ortamlardaki örneklerde kaydedilmiştir. 7. kademedeki aktive edici ışık yoğunluğundan itibaren, pH'ın 7,5 olduğu ortamlardaki örneklerin rETR değerleri, 8,2 pH'daki örneklerden daha yüksek değerler göstermesine rağmen, belirgin bir artış gözlenmemiştir. 7,7 pH değerindeki örnekler ise diğer uygulamalardan belirgin şekilde yüksek rETR değerleri göstermiştir (Şekil 4.52).

Çalışmanın son haftasında, düşük pH uygulamalarının her ikisi de, 5. kademedeki aktive edici ışık yoğunluğundan itibaren, normal deniz suyu pH'ına sahip uygulamadan daha yüksek rETR değerleri göstermiştir (Şekil 4.53). Ortam pH'ının 7,7 ve 7,5 olduğu uygulamalardaki örneklerin rETR değerleri ise birbirine yakın bulunmuştur.



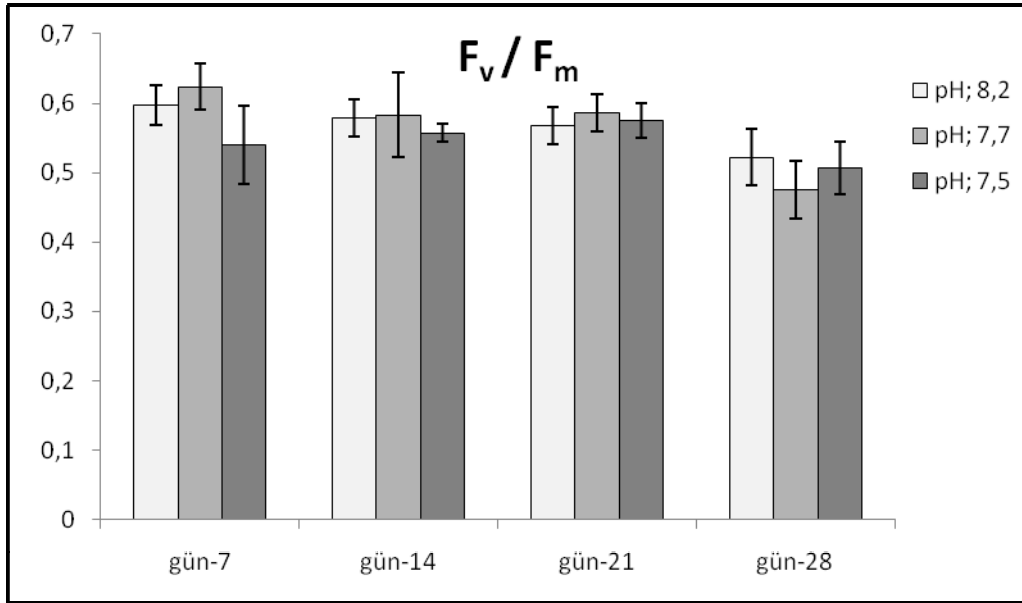
Şekil 4.52. Deney serisi-3; 3. hafta FA-Eğrileri (n=4)



Şekil 4.53. Deney serisi-3; 4. hafta FA-Eğrileri (n=4)

4.3.2. PAM klorofil floresan ölçümleri (F_v/F_m , P_{max} , I_k , alfa)

Deney serisi-3 için belirlenen F_v/F_m oranları $0,48 \pm 0,04$ ile $0,62 \pm 0,03$ değerleri arasında bulunmuş ve her iki değer de 7,7 pH derecesindeki uygulamaların sırasıyla 4. ve 1. haftalarında kaydedilmiştir (Şekil 4.54). Farklı pH uygulamalarına maruz kalan *C. officinalis* örneklerinin F_v/F_m oranlarında dikkat çekici farklılıklar saptanmamıştır. Çalışmanın ilk haftasında diğer uygulamalara göre daha düşük F_v/F_m oranı gösteren 7,5 derecesindeki pH uygulaması, hem yüksek standart sapma değeri göstermiş hem de diğer haftalarda benzer değerleri göstermemiştir. İstatistiksel olarak da pH uygulamaları arasında F_v/F_m değerleri bakımından herhangi bir farklılık saptanmamıştır (Çizelge 4.23; $p > 0,05$).



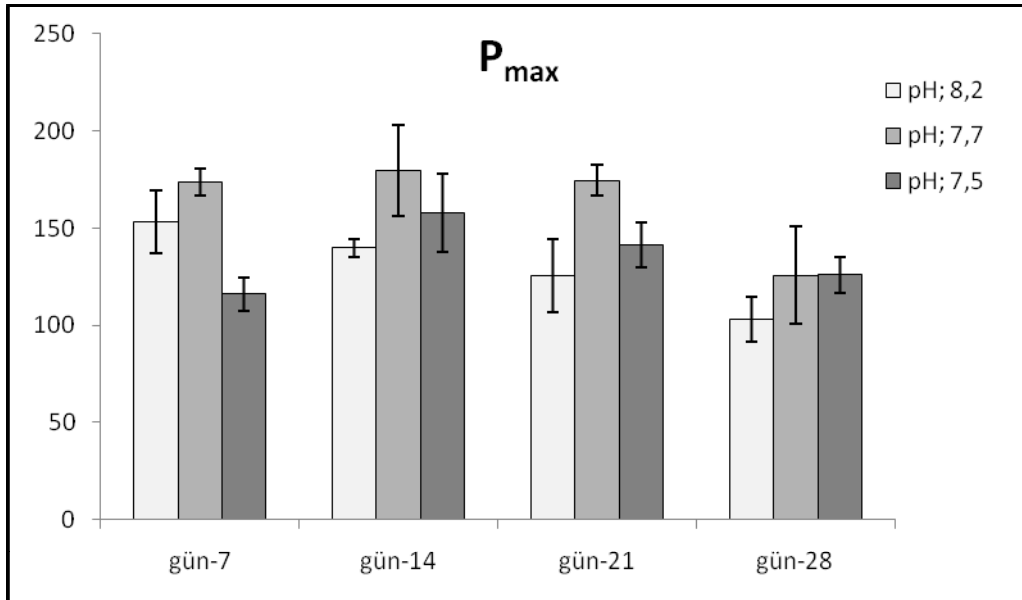
Şekil 4.54. Deney serisi-3 için kaydedilen F_v/F_m oranları ($n=4$)

Çalışmanın son haftasında tüm uygulamaların F_v/F_m değerlerinde genel bir düşüş olduğu saptanmıştır. Çoklu karşılaştırma analizleri de 4. haftanın diğer haftalardan farklı olduğunu göstermiştir.

Çizelge 4.23. Deney serisi-3’de kaydedilen F_v/F_m oranları için ANOVA sonuçları

	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	2	0,003	1,944	0,158
gün	3	0,018	13,270	0,00
pH*gün	6	0,003	1,951	0,099
hata	36	0,001		

Deney serisi-3’de belirlenen maksimum fotosentetik kapasite değerleri, farklı pH uygulamaları arasında değişkenlik göstermiştir (Çizelge 4.24). Çalışma süresi boyunca en yüksek P_{max} değerleri, pH’ın 7,7 olduğu deney koşullarındaki örneklerde kaydedilmiştir (Şekil 4.55).



Şekil 4.55. Deney serisi-3 için kaydedilen P_{max} değerleri (n=4)

Çizelge 4.24. Deney serisi-3’de kaydedilen P_{max} değerleri için ANOVA sonuçları

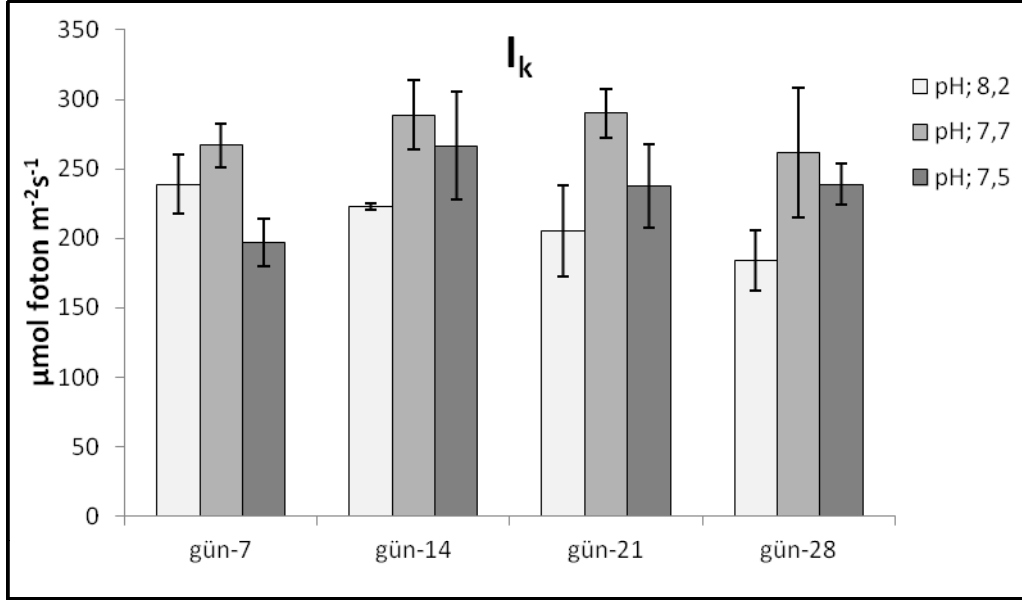
	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	2	4843,15	22,223	0,00
gün	3	3407,09	15,633	0,00
pH*gün	6	1005,9	4,616	0,001
hata	35	217,94		

pH'in 7,7 olduğu ortamlardaki örneklerin P_{max} değerleri, normal deniz suyu pH'ına sahip olan ortamlardaki örneklerle karşılaştırıldığında, çalışmanın hemen hemen her haftasında dikkat çekici şekilde yüksek bulunmuştur. 7,5 derecesindeki pH uygulaması ise, ilk hafta en düşük P_{max} değerlerini gösterirken, 2 ve 3. haftalarda 8,2 pH uygulamasından daha yüksek P_{max} değerleri göstermiştir. 4. haftada ise 7,7 pH uygulaması ile benzer değerlerde bulunmuştur.

İstatistiksel analiz sonuçları P_{max} değerleri bakımından, pH uygulamaları arasında farklılıklar olduğunu göstermiştir ($p<0,05$). rETR değerleriyle paralel olarak, 7,7 pH uygulaması diğer uygulamalardan farklı bulunmuştur. Ayrıca, uygulama zamanı da P_{max} değerlerinde etkili olmuş ($p<0,05$) ve çalışmanın son haftası diğer haftalardan farklılık göstermiştir.

Ortam pH'ının 7,7 olduğu ortamlara maruz kalan örneklerin ilk 3 hafta boyunca diğer uygulamalarla kıyaslandığında bariz bir şekilde yüksek P_{max} değerleri gösterirken, çalışmanın son haftasında bu farklılığın azalması oldukça dikkat çekici bulunmuştur. Sadece son hafta verileri istatistiksel olarak değerlendirildiğinde uygulamalar arasında her hangi bir farklılık olmadığı tespit edilmiştir ($p>0,05$).

I_k değerleri tüm uygulamalar arasında anlamlı farklılıklar göstermiştir (Çizelge 4.25; $p<0,05$). Çalışmada belirlenen en yüksek I_k değeri 7,7 pH uygulamasının 3. haftasında $289,94\pm 17,42 \mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ olarak, en düşük I_k değeri ise 8,2 uygulamasının 4. haftasında $184,15\pm 21,57 \mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$ olarak kaydedilmiştir (Şekil 4.56).



Şekil 4.56. Deney serisi-3 için kaydedilen I_k değerleri (n=4)

Çizelge 4.25. Deney serisi-3’de kaydedilen I_k değerleri için ANOVA sonuçları

	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	2	16072,4	24,925	0,00
gün	3	2173,15	3,370	0,029
pH*gün	6	2072,8	3,215	0,013
hata	36	644,82		

Deney serisi-3 için belirlenen I_k değerleri, P_{max} değerleri ile benzer sonuçlar göstermiştir. Çalışmanın ilk haftasında 7,5 pH uygulamasına maruz kalan örneklerin I_k değerleri, 8,2 pH uygulamasında kaydedilen değerlerden düşük bulunurken, diğer haftalarda daha yüksek değerler göstermiştir. 7,7 pH uygulamasına maruz kalan örneklerin I_k değeri ise diğer uygulamaların hepsinden daha yüksek değerler göstermiştir. Ancak diğer parametrelerde olduğu gibi, 7,7 pH derecesine maruz kalan örneklerin I_k değerleri de, çalışmanın son haftasında diğer uygulamaların değerlerine daha yakın değerler göstermiştir.

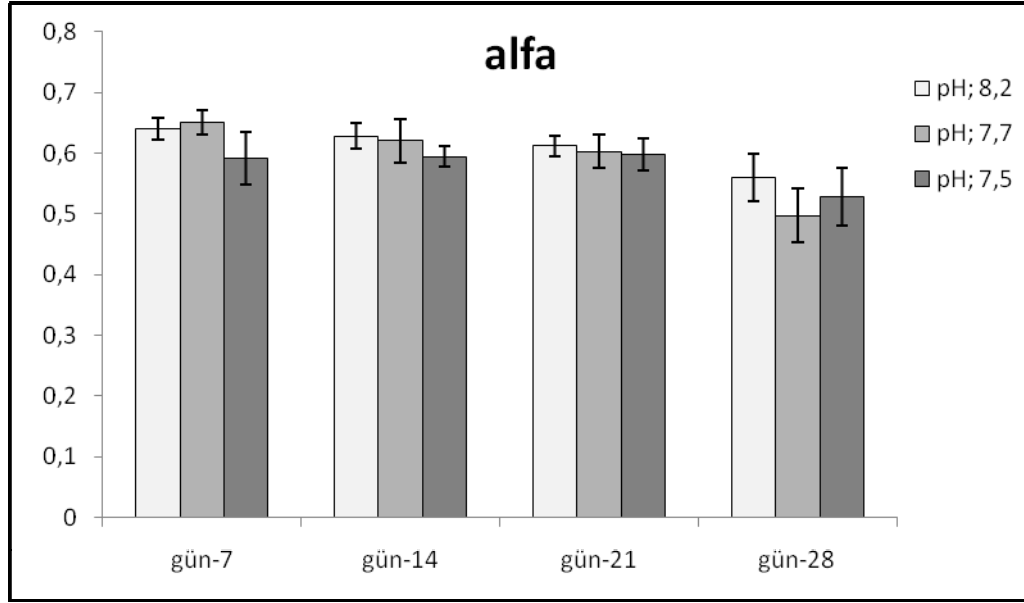
Ortam pH'nın I_k değerleri üzerine etkili olduğu istatistiksel analizlerle de desteklenmiştir ($p<0,05$). Çoklu karşılaştırma analizleri her 3 pH uygulamasının birbirinden farklı olduğunu gstermiştir. İstatistiksel analizler ayrıca, pH ve uygulama zamanı arasında da bir etkileşim olduğunu gstermiştir ($p<0,05$).

Deney serisi-3'deki uygulamaların alfa ve standart sapma değerleri Őekil 4.57'de gsterilmiştir. Alfa değerleri uygulamalar arasında hemen hemen birbirine yakın değerler gstermesine rağmen, standart sapma değerlerinin nispeten dűřük olması uygulamalar arasındaki farklılıkları daha hassas bir Őekilde gstermiştir (Çizelge 4.26).

Çizelge 4.26. Deney serisi-3'de kaydedilen alfa değerleri için ANOVA sonuçları

	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	2	0,004	4,103	0,025
gün	3	0,024	23,573	0,00
pH*gün	6	0,002	1,742	0,139
hata	36	0,001		

Çalışmanın ilk 2 haftasında 8,2 ve 7,7 değerindeki pH derecesine sahip olan ortamlardaki örnekler birbirine yakın alfa değeri gstermiştir. 7,5 pH derecesine sahip olan ortamlardaki örnekler ise diğer uygulamalardan daha dűřük alfa değerleri gstermiştir. Ancak bu farklılık çalışmanın son haftalarında etkisini kaybetmiştir. Çift yönlü varyans analizi sonuçları, pH uygulamaları arasında anlamlı farklılıklar olduğunu gstermektedir ($p<0,05$). Bu farklılık sadece 8,2 ve 7,5 derecesindeki pH uygulamaları arasında bulunmuştur. 7,7 derecesindeki pH uygulaması, diğer 2 uygulama ile benzer bulunmuştur. sadece 28. güne ait veriler karşılaştırıldığında ise uygulamalar arasında herhangi bir farklılık bulunmamıştır.



Şekil 4.57. Deney serisi-3 için kaydedilen alfa değerleri (n=4)

4.3.3. Karbonik anhidraz aktivitesi

C. officinalis örneklerinin karbonik anhidraz aktiviteleri, pH uygulamaları ve uygulama zamanları arasında farklılıklar göstermiştir (Çizelge 4.27). Çalışma boyunca en yüksek karbonik anhidraz aktivitesi 7,7 pH uygulamasına maruz kalan örneklerde ve çalışmanın 2. haftasında $24,69 \pm 3,53 \text{ U g}^{-1} \text{ TM}$ olarak belirlenmiştir. En düşük karbonik anhidraz aktivitesi ise 8,2 pH uygulamasında ve çalışmanın 3. haftasında $11,02 \pm 1,41 \text{ U g}^{-1} \text{ TM}$ olarak belirlenmiştir (Çizelge 4.28).

Çizelge 4.27. Örneklerin karbonik anhidraz aktivitesi için ANOVA sonuçları

	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	2	120,88	9,126	0,00
gün	5	110,23	8,323	0,00
pH*gün	10	34,56	2,609	0,012
hata	54	13,24		

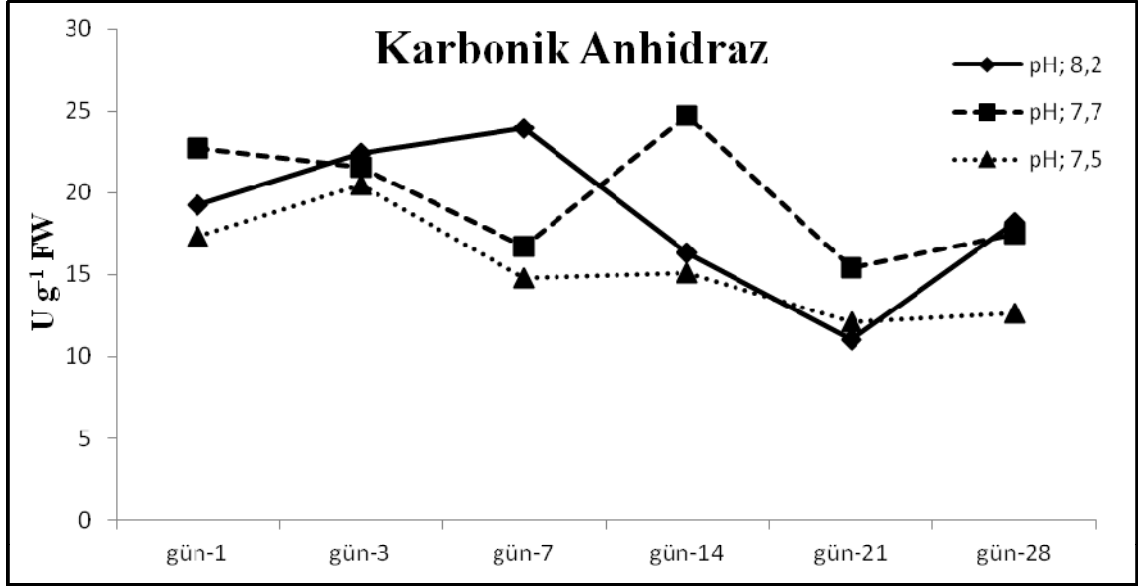
Tek yönlü varyans analizi sonuçlarına göre, farklı pH uygulamalarına maruz kalan örneklerin karbonik anhidraz aktivitesi çalışmanın 1. ve 3. günlerinde, uygulamalar arasında farklılık göstermemiştir (sırasıyla $F:3,32$; $F:0,14$; $p>0,05$). 7. gün ölçülen karbonik anhidraz aktiviteleri ise uygulamalar arasında anlamlı farklılıklar göstermiştir

(F:8,89; $p<0,05$). 8,2 pH derecesine sahip ortamlardaki örneklerin karbonik anhidraz aktiviteleri, çalışmanın 7. gününde, düşük pH uygulamalarından daha yüksek değerlerde bulunmuştur.

Çizelge 4.28. Farklı pH uygulamalarındaki karbonik anhidraz aktiviteleri ($U\ g^{-1}\ TM \pm sd$; $n=4$) (aynı uygulama zamanı için belirtilen farklı harfler, uygulamalar arasındaki farklılıkları yansıtmaktadır)

	pH; 8,2	pH; 7,7	pH; 7,5
gün-1	19,25±3,65 ^a	22,68±2,34 ^a	17,31±2,79 ^a
gün-3	22,41±5,76 ^a	21,53±6,64 ^a	20,45±1,62 ^a
gün-7	23,95±3,79 ^a	16,70±1,83 ^b	14,78±3,72 ^b
gün-14	16,30±2,46 ^a	24,69±3,53 ^b	15,11±2,83 ^a
gün-21	11,02±1,41 ^a	15,41±5,38 ^a	12,09±2,75 ^a
gün-28	18,19±1,85 ^a	17,48±4,51 ^a	12,62±3,33 ^a

Çalışmanın 14. gününde ise 8,2 ve 7,5 pH derecelerine sahip ortamlarda kaydedilen karbonik anhidraz aktiviteleri birbirine yakın değerler gösterirken, 7,7 pH uygulamasındaki örnekler dikkate değer şekilde yüksek karbonik anhidraz aktivitesi göstermiştir (F:12,31; $p<0,05$). 8,2 pH uygulamasının karbonik anhidraz aktivite değerleri 14. günde düşüş gösterirken, 7,7 pH derecesindeki örneklerin karbonik anhidraz aktivitelerindeki artış ilgi çekici bulunmuştur. Çalışmanın 3. ve 4. haftalarında ise ilginç olarak pH uygulamaları arasında herhangi bir farklılık belirlenmemiştir (Sırasıyla F:1,63; F:3,15; $p>0,05$). Tüm uygulamaların son iki haftada gösterdikleri karbonik anhidraz aktivitesi, diğer haftalarla kıyaslandığında genelde daha düşük aktiviteler göstermiştir (Şekil 4.58).

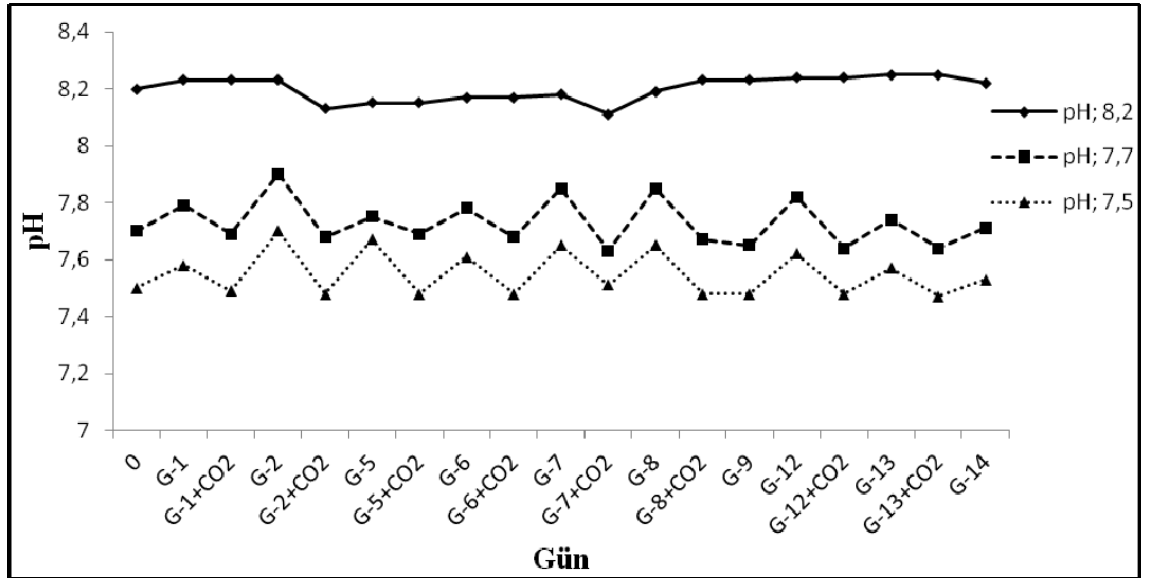


Şekil 4.58. *C. officinalis* örneklerinin karbonik anhidraz aktivitesi (n=4)

Çift yönlü varyans analizi sonuçları ortam pH'nın karbonik anhidraz aktivitesi üzerine etkili olduğunu göstermiştir ($p < 0,05$). Çoklu karşılaştırma testleri 7,5 pH uygulamasının diğer uygulamalardan farklı olduğunu göstermiştir. Ayrıca, uygulama zamanı ve pH arasında da bir etkileşim olduğu istatistiksel olarak saptanmıştır ($p < 0,05$). Uygulama zamanına göre karbonik anhidraz aktivitelerini karşılaştırdığımızda, 7,5 derecesindeki pH'a maruz kalan örneklere ait enzim aktivitesinin, 3. gün değerleri hariç tutulduğunda, istikrarlı bir grafik sergilediği görülmüştür (Şekil 4.58). Ancak, 7,7 derecesindeki pH'a maruz kalan örneklere ait aktivite grafiği keskin iniş ve çıkışlar göstermiştir. Çalışmanın 1. gününde $22,68 \pm 2,34 \text{ Ug}^{-1}\text{TM}$ olan karbonik anhidraz aktivitesi, çalışmanın 7. gününde $16,70 \pm 1,83 \text{ Ug}^{-1}\text{TM}$ değerine kadar düşüş göstermiş, 14. günde ise $24,69 \pm 3,53 \text{ Ug}^{-1}\text{TM}$ değerine kadar artış göstermiştir. Çalışmanın 21. gününde $15,41 \pm 5,38 \text{ Ug}^{-1}\text{TM}$ değeri ile en düşük aktiviteyi gösterdikten sonra, 28. günde tekrar bir miktar artış göstermiştir ($17,48 \pm 4,51 \text{ Ug}^{-1}\text{TM}$). Normal deniz suyu pH'ına sahip ortamlardaki örneklerin CA aktiviteleri ise çalışmanın 1. gününde $19,25 \pm 3,65 \text{ Ug}^{-1}\text{TM}$ değerinden, önce $22,41 \pm 5,76 \text{ Ug}^{-1}\text{TM}$ değerine (3. günde) sonrada $23,95 \pm 3,79 \text{ Ug}^{-1}\text{TM}$ değerine kadar (7. günde) artış göstermiştir. Çalışmanın 21. gününde $11,02 \pm 1,41 \text{ Ug}^{-1}\text{TM}$ değerine kadar düşen karbonik anhidraz aktivitesi, 28. günde bir miktar artış göstererek $18,19 \pm 1,85 \text{ Ug}^{-1}\text{TM}$ değerine yükselmiştir (Şekil 4.58).

4.4. Deney serisi-4; Düşük pH'ın Nitrat Redüktaz Aktivitesi Üzerine Etkisi

Nitrat redüktaz aktivitesini belirlemek üzere, örnekler 2 hafta boyunca normal deniz suyu pH'ı (8,2) ve düşük pH'lı (7,7 ve 7,5) ortamlara maruz bırakılmıştır. Örneklerin nitrat redüktaz aktiviteleri çalışmanın 7. ve 14. günlerinde *in situ* olarak ölçülmüştür. Çalışma süresi boyunca, kültür ortamlarının pH'ları, diğer deney serilerinde olduğu gibi, günde 2 kez kontrol edilmiş ve gerekli ayarlamalar CO₂ gazı ilavesiyle yapılmıştır. Çalışma süresi boyunca deney serisi-3 için ölçülen ve CO₂ gazı ile ayarlanan pH değerleri Şekil 4.59'da gösterilmiştir. Tek yönlü varyans analizi ve Tukey çoklu karşılaştırma testleri, 3 pH uygulamasının birbirinden farklı olduğunu göstermiştir ($p<0,05$).



Şekil 4.59. Deney serisi-4'ün pH değişimi

Farklı pH uygulamalarına maruz kalan *C. officinalis* örneklerinin nitrat redüktaz aktivite değerleri ve standart sapma değerleri çizelge 4.29'da gösterilmiştir. En yüksek nitrat redüktaz aktivitesi çalışmanın 7. gününde normal deniz suyu pH'ına sahip olan ortamlardaki örneklerde $1,64\pm 0,3$ Umin⁻¹TM olarak belirlenmiştir. En düşük aktivite ise 7,5 derecesindeki pH uygulamasında ve çalışmanın 14. gününde $0,66\pm 0,19$ Umin⁻¹TM olarak belirlenmiştir.

Çizelge 4.29. *C. officinalis* örneklerinin nitrat redüktaz aktivite değerleri ($\text{Umin}^{-1}\text{TM} \pm \text{sd}$; n=8)

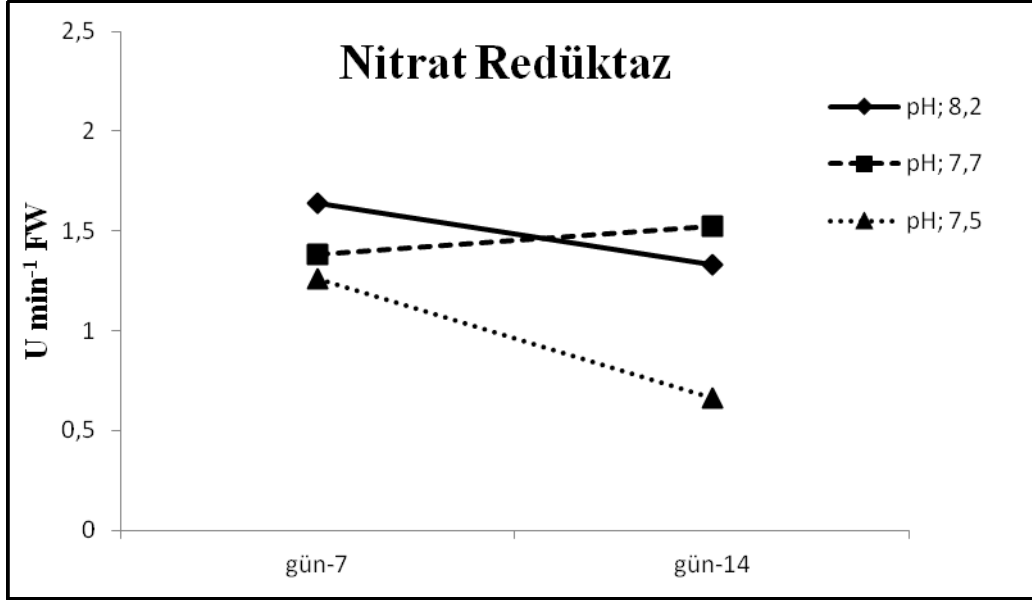
	pH;8,2	pH;7,7	pH;7,5
Gün-7	1,64±0,30	1,38±0,18	1,26±0,22
Gün-14	1,33±0,19	1,52±,22	0,66±0,19

İlk hafta yapılan ölçümlerde en yüksek aktivite değerleri normal deniz suyu pH'ına sahip olan ortamlarda kaydedilmiştir. Sonrasında sırasıyla 7,7 ve 7,5 pH derecesine sahip olan ortamlar gelmektedir. İlk hafta için belirlenen nitrat redüktaz aktivite değerleri istatistiksel olarak uygulamalar arasında farklılık göstermiştir (Çizelge 4.30; $p < 0,05$). 8,2 ile 7,5 pH uygulamalarına maruz kalan örneklerin nitrat redüktaz aktiviteleri arasında anlamlı farklılıklar bulunurken ($p < 0,05$), 7,7 PH uygulaması diğer uygulamalardan farklılık göstermemiştir ($p > 0,05$).

Çizelge 4.30. Örneklerin nitrat redüktaz aktivitesi için ANOVA sonuçları

	Serbestlik derecesi	Kareler ortalaması	F	p
pH	2	1,372	28,338	0,00
gün	1	0,785	16,206	0,00
pH*gün	2	0,561	11,577	0,00
hata	42	0,048		

İkinci hafta yapılan ölçümlerde 8,2 ve 7,7 pH uygulamaları birbirine yakın sonuçlar göstermiştir. Ancak 7,5 pH uygulamasına maruz kalan örneklerin nitrat redüktaz aktivitesi belirgin şekilde azalma göstermiştir (Şekil 4.60).



Şekil 4.60. *C. officinalis* örneklerinin nitrat redüktaz aktivitesi (n=8)

Çift yönlü varyans analizi sonuçları, *C. officinalis* türünde ortam pH'ının nitrat redüktaz aktivitesini etkilediğini göstermiştir. 7,5 pH uygulamasına maruz kalan örneklerin enzim aktiviteleri düşüş göstermiştir. pH ve uygulama zamanı arasında da bir etkileşim bulunması, çalışmanın 14. günündeki ani aktivite azalmasını bir ölçüde desteklemiştir.

Farklı pH uygulamalarındaki nitrat redüktaz aktivitesinin zamana bağlı olarak değişimi incelendiğinde, en istikrarlı aktivitenin 7,7 pH derecesine sahip olan ortamlardaki örneklerde olduğu saptanmıştır. Normal deniz suyu pH'ına sahip olan ortamlardaki örnekler, çalışmanın 14. gününde az da olsa bir aktivite kaybı gösterirken, 7,5 pH derecesine sahip olan ortamlardaki örneklerin nitrat redüktaz aktiviteleri dikkat çekici şekilde azalmıştır (Şekil 4.60).

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

5.1. Okyanus Asitleşmesinin Etkileri

Kalkerli yapıdaki fotoototrofik canlılar önemli ekolojik nişleri ve karmaşık fizyolojik özellikleri nedeniyle bilimsel araştırmalar için özellikle ilgilenilen canlı gruplarıdır. Tropikal çevrelerde, zooksantel ve heterotrofik kalkerli taksonlar arasındaki simbiyotik ilişki nedeniyle, okyanus asitleşmesi çalışmalarında koraller büyük oranda çalışılmaktadır (Langdon ve Atkinson 2005, Krief ve ark. 2010). Ilıman çevrelerde ise kalkerli mikro ve makroalgler yüksek primer üretimleri ve küresel biyojeokimyasal döngüye katılımları (Thierstein ve Young 2004), intertidal ve subtidal komüniteler için substrat ve yapısal destek sağlamaları gibi özellikleri nedeniyle yoğun olarak çalışılmaktadır (Hicks 1986, Akioka ve ark. 1999). Kalkerli algler, deniz sularındaki çözülmüş inorganik karbon derişimleriyle ilişkili olarak hem fotosentez hem de kalsifikasyon yapan önemli canlılardır. Bu nedenle bu çalışmada kalkerli kırmızı alglerden olan *Corallina officinalis* türü seçilmiş ve bu türün okyanus asitleşmesinden nasıl etkileneceği belirlenmeye çalışılmıştır.

Çalışmada 4 farklı deney serisi ile okyanus asitleşmesinin hem kısa süreli (14 gün) etkileri hem de uzun süreli (28 gün) etkileri belirlenmiştir. Deney serisi-1 ve 2'de 2 haftalık uygulama periyodu ile okyanus asitleşmesinin kısa süreli etkileri belirlenirken, Deney serisi-3'de 4 haftalık uygulama periyodu ile uzun süreli etkileri belirlenmiştir. Deney serisi-4 ise, örneklerin azot metabolizması ile ilgili durumlarını tahmin etmek için yapılmıştır. Bu çalışmada kullanılan "düşük pH" terimi ile 7,7 derecesindeki pH, "normal deniz suyu pH'ı" terimi ile de 8,2 derecesindeki pH durumları kastedilmektedir. "daha düşük pH" terimi ise 7,5 derecesindeki pH durumlarını belirtmek için kullanılmıştır.

Yapılan deneylerden elde edilen sonuçlar, deniz sularındaki yüksek CO₂ derişimlerinin, birçok yönden *C. officinalis* türünün fizyolojisini etkilediğini göstermiştir. Çalışmada *C. officinalis* türünün değişen ortam koşullarındaki fotosentetik performansını tahmin etmek için yapılan en önemli ölçümlerden biri, PSII'nin değişen klorofil floresansının ölçülmesidir. Bu teknik, son zamanlarda yapılan modern fotosentez araştırmalarında

yaygın olarak kullanılmaktadır. Metodun fizyolojik temelleri Krause ve Weis (1991) ile Schreiber ve ark. (1994) tarafından belirtilmiştir.

F_v/F_m ile gösterilen PSII'nin Maksimum fotokimyasal kuantum ürünü, stres araştırmalarında genellikle kullanılan bir parametredir. Bu parametre ışık yakalama sistemlerinden tepkime merkezine enerji transferinin etkinliği hakkında bilgi vermektedir. Çalışılan deney serileri içerisinde sadece deney serisi-2'de pH uygulamaları arasında, bu parametre farklılık göstermiştir. Ancak, düşük pH'a uzun süre (28 gün) maruz kalan örneklerde F_v/F_m oranı anlamlı farklılıklar göstermemiştir. Krause ve Weis (1991) F_v/F_m değerindeki azalmanın, ışık yakalama sistemlerinde absorbe edilen enerjinin ısı olarak etrafa yayılma miktarındaki artışı yansıttığını belirtmiştir. Bu bilgi, *C. officinalis* türü için düşük pH uygulamasının pigment molekülleri tarafından absorbe edilen enerjinin etkinliğini değiştirmedini yani, düşük pH'ın *C. officinalis* türü için stres oluşturmadığını göstermektedir.

Alfa değeri, örneklerin ışık yakalama etkinlikleri hakkında bilgi veren bir parametredir. Deney serisi-1 haricindeki diğer serilerde alfa değerinin düşük pH uygulamaları arasında farklılık göstermemesi, düşük pH uygulamasının örneklerde ışık yakalama sistemlerini etkilemediğini göstermektedir. Düşük pH uygulamalarında, aksesuar pigmentlerin miktarındaki azalma, anten büyüklüğünü değiştirmiş olsa da örneklerin ışık yakalama etkinliği değişmemiştir. Ancak, daha düşük pH uygulamalarına ait örneklerde alfa değerinin, normal deniz suyu pH'ına sahip ortamlardaki örneklerin alfa değerlerinden istatistiksel olarak farklı bulunması, daha düşük pH'ın anten sistemlerine zarar verdiğini göstermektedir. Ancak bu negatif etki, uzun vadede (28 gün) etkisini kaybetmiştir. Kıyısularda yaşayan kalkerli organizmaların, karbon kimyasındaki değişimlere karşı daha toleranslı olması (Schneider ve Erez 2006), alfa değerinin uygulama zamanı ile bağlantılı olarak iyileşme göstermesini açıklamaktadır.

Örneklerin maksimum fotosentez kapasitesi düşük pH uygulamalarında artış göstermiştir. P_{max} değerinin yüksek CO₂'li ortamlarda artış göstermesi, normal deniz suyu ortamındaki çözünmüş inorganik karbon derişimlerinde fotosentezin doygun olmadığını göstermektedir. Bu veri artan CO₂ miktarının kısa vadede fotosentezi

stimüle ettiğini düşündürmektedir. Ancak, deney serisi-3'den elde edilen veriler, düşük pH'a uzun süre maruz kalan örneklerin P_{max} değeri bakımından farklılık göstermediğini ortaya koymaktadır. Düşük pH uygulamasına uzun süre maruz kalan örneklerde F_v/F_m , alfa ve P_{max} değerlerinin farklılık göstermemesi, buna ilaveten I_k değerlerinin de artış göstermesi, *C. officinalis* türüne ait fotosentetik performansın, yüksek CO_2 derişimlerinden pozitif veya negatif yönde etkilenmediğini göstermektedir.

Değişen klorofil floresansının ölçülmesiyle elde edilen parametreler, *C. officinalis* türünün fizyolojisinde uygulama zamanının önemli olduğunu göstermektedir. Düşük pH'a maruz kalan örnekler için özellikle 2. hafta bir dönüm noktası gibi gözükmektedir. İlk 2 hafta boyunca F_v/F_m değerlerinin sabit kalması, alfa değerlerinin etkilenmemesi ve örneklerin tüm fotosentetik kapasitesini gösteren P_{max} değerinin artması, düşük pH'ın kısa vade de fotosentetik performansı artırdığını düşündürmektedir. Birçok çalışma, PSII'nin elektron transportu ve CO_2 fiksasyonu arasında doğrusal yönde bir korelasyon olduğunu belirtmektedir (Genty ve ark. 1989). Bu durumda, düşük pH uygulamalarında elde edilen yüksek rETR değerleri de fotosentetik performansın kısa vadede arttığını desteklemektedir. Ancak uzun vadede düşük pH fotosentetik performansı etkilememektedir. Daha düşük pH uygulamalarında ise uygulama zamanı önemli bulunmamıştır. 7,5 derecesindeki pH'a maruz kalan örneklerin fotosentetik etkinliği, normal deniz suyu pH'ına maruz kalan örneklerle benzerlik göstermiştir.

Okyanus asitleşmesinin büyüme ve fotosentetik etkinlik üzerine olan etkileri birçok türde araştırılmıştır. Yapılan çalışmalar farklı makroalg türlerinin okyanus asitleşmesine karşı farklı duyarlılıklara sahip olduğunu göstermektedir. *C. officinalis* türünde, düşük pH'ın kısa süreli etkisi ile fotosentetik performans artarken, örneklerin büyüme oranları azalma göstermiştir. Bu verilerin aksine, bazı makroalg türlerinin yüksek CO_2 'li ortamlarda büyüme oranlarının arttığı belirtilmiştir (Gao ve ark. 1993b, Kübbler ve ark.1999, Zou 2005).

Porphyra yezoensis ve *Ulva rigida* gibi türler HCO_3^- iyonlarını etkili olarak kullanabilme yeteneğine sahip olan türlerdir. Buna rağmen, CO_2 derişiminin yüksek olduğu ortamlarda bu türlerin büyüme oranlarının artış gösterdiği belirtilmiştir (Gao ve

ark. 1991, Björk ve ark. 1993). Bazı çalışmalarda ise CO₂ miktarındaki artışın *Gracilaria tenuistipitata*, *Porphyra leucostica* ve *Porphyra linearis* gibi türlerde büyümeyi azalttığı tespit edilmiştir (Garcia-Sanchez ve ark. 1994, Israel ve ark. 1999, Mercado ve ark. 1999, Martin ve Gattuso 2009). Kübbler ve ark. (1999) ise HCO₃⁻ iyonlarını kullanma yeteneğinde olmayan *Lomentaria articulata* (Hudson) Lyngbye türünde CO₂ miktarındaki artışın büyümeyi artırdığını belirtmiştir. Gordillo ve ark. (2001) ise *Ulva rigida* türünde fotosentez azalırken, büyüme oranının arttığını belirtmiştir. Israel ve Hophy (2002) ise, artan CO₂ derişiminin deniz yosunlarında büyüme oranını etkilemediğini belirtmiştir. Yapılan tüm çalışmalar, deniz yosunlarının okyanus asitleşmesinden farklı yönlerde etkilendiğini göstermektedir.

Gao ve Zheng (2010) bu çalışmanın materyaline benzer bir tür olan *Corallina sessilis* türünde büyüme oranının okyanus asitleşmesi ile azaldığını belirtmiştir. Araştırmacılar büyüme oranındaki azalmanın CO₂ stresi altında artan fotokimyasal olmayan sönme mekanizmaları ve daha yüksek enerji gereksinimi nedeniyle olabileceğini ileri sürmüştür. Tez çalışmasında, yüksek CO₂'li ortamlardaki yüksek karbonik anhidraz aktivitesi (2. hafta) ve UV-absorbe eden bileşiklerin miktarındaki artış, örneklerin enerji ihtiyacını artırmakta ve büyümenin azalmasına katkıda bulunmaktadır.

C. officinalis türünün kalkerli yapıda olması, büyüme oranındaki azalmayı büyük ölçüde açıklamaktadır. Çünkü kalkerli alglerin kalsifikasyonu enerji gerektirmekte (Borowitzka ve Larkum 1976b) ve ortamın pH'ına bağlı olarak da değişmektedir (De Beer ve Larkum 2001). Gao ve ark. (1993a)'da *Corallina pilulifera* türünün kalsifikasyonunun ortam pH'ına bağlı olabileceğini belirtmiştir. Ancak, araştırmacılar çalışmalarında ortam pH'ını sabit tutarak sadece çözülmüş inorganik karbon derişimini artırdıklarında kalsifikasyonun arttığını belirlemişlerdir. Aynı araştırmacılar, deney ortamlarına CO₂ gazı ilave ettiklerinde *C. pilulifera* türünün kalsifikasyonu artış göstermemiştir. Bu durum, *Corallina* örneklerinin kalsifikasyonunun CO₃⁻² iyonlarına ve ortam pH'ına bağlı olduğunu göstermektedir. Çünkü araştırmacılar CO₂ derişimini 350 ppm'den 1600 ppm'e çıkardıklarında DIC derişimi sadece %9 artarken CO₃⁻² iyonları %71 oranında azalma göstermiştir.

C. officinalis örneklerinin CaCO₃/KM oranları bir ölçüde örneklerin kalsifikasyonu hakkında bilgi vermektedir. Düşük pH uygulamalarında, özellikle 2. hafta da CaCO₃/KM oranının azalması, kalsifikasyonunda azaldığını göstermektedir. Okyanus asitleşmesi sonucu azalan CO₃⁻² iyonları *C. officinalis* türünün kalsifikasyonunu olumsuz yönde etkilemiştir.

C. officinalis türü CaCO₃'ü kalsit kristalleri şeklinde hücre duvarında biriktirmektedir. Kalsit kristallerinin kolaylıkla çözünebilen bir yapıya sahip olması (Martin ve Gattuso 2009) düşük pH'ın kalsifikasyonu inhibe etmesinin yanında mevcut kalsit kristallerini de etkileyebileceğini düşündürmüştür. Okyanus asitleşmesinin kalsifikasyon üzerine olan olumsuz etkileri birçok çalışmada gösterilmiştir (Gao ve ark. 1993a, Riebesell ve ark. 2000, Orr ve ark. 2005). İlginç olarak, *Emiliana huxleyi* türünün, yüksek CO₂ derişimine sahip olan ortamlarda kalsifikasyonunun arttığı belirtilmiştir (Iglesias-Rodriguez ve ark. 2008). Ancak, Riebesell ve ark. (2008) bu sonucun hala tartışmalı olduğunu belirtmiştir.

C. officinalis türünde, artan CO₂ derişimi ile kalsifikasyonun azalması, büyüme oranındaki azalmayı açıklamaktadır. Kalsifikasyonun yanında, azot metabolizması da deniz yosunlarının büyümesinde oldukça etkili olmaktadır. Çalışmalar deniz makrofitlerinin büyüme oranı, nitrat (NO₃⁻) alımı ve nitrat redüktaz aktivitesi arasında ilişki olduğunu göstermektedir (Davison ve Stewart 1983, Davison ve ark. 1984). Nitrat redüktaz enzimi, azotun organik bileşikler içerisine entegrasyonunun ilk basamağı olan, NO₃⁻ iyonlarının NO₂⁻ iyonlarına indirgenmesi tepkimesini katalizlemektedir (Chow ve ark. 2004).

Fotosentetik performans ve büyüme oranında olduğu gibi, farklı makroalg türlerinin azot metabolizmaları da okyanus asitleşmesinden farklı şekillerde etkilenmektedir. Zenginleştirilmiş CO₂'in *Gracilaria chilensis* (Gao ve ark. 1993b), *Ulva lactuca* (Zou ve ark. 2001), *Ulva rigida* (Gordillo ve ark. 2001) ve *Hizikia fusiforme* (Zou 2005) türlerinde NO₃⁻ alımını teşvik ettiği ve bu türlerin büyüme oranlarında artış olduğu belirtilmiştir. Benzer şekilde, *Porphyra leucostica* (Mercado ve ark. 1999), ve *Ulva rigida* (Gordillo ve ark. 2001) türlerinde nitrat redüktaz aktivitesinin de artış gösterdiği

tespit edilmiştir. *Gracilaria tenuistipitata* (Garcia-Sanchez ve ark. 1994) ve *Gracilaria gaditana* (Andria ve ark. 1999) türlerinde ise artan CO₂ derişimi NO₃⁻ alımını azaltmaktadır. *C. officinalis* türünde düşük pH uygulamaları nitrat redüktaz aktivitesini değiştirmemiştir. Bu durumda, kalsifikasyonun *C. officinalis* türünde büyümeyi etkileyen ana faktör olduğu anlaşılmaktadır (pH 7,7' de).

Daha düşük pH uygulamalarında, nitrat redüktaz aktivitesi önemli ölçüde azalmıştır. Beman ve ark. (2011) tarafından da artan CO₂ derişimlerinin nitrifikasyonu azalttığını belirtmesi, bu bulguyu desteklemektedir. Ortam pH'ının 7,5 olduğu deney serisinde örneklerin büyüme oranları belirlenmemiştir. Ancak Hofmann ve ark. (2010) ortam pH'ının 7,6 olduğu ortamlara maruz kalan *C. officinalis* örneklerinin, özellikle 3. haftada büyüme oranlarının 0'a yaklaştığını belirtmişlerdir. Düşük pH uygulamalarının aksine, daha düşük pH uygulamalarında nitrat redüktaz aktivitesinin azalması, büyüme oranındaki azalmayla ilişkili olmaktadır.

Yüksek CO₂ derişimlerinde *C. officinalis* örneklerinin büyüme oranlarındaki azalma tahmin edilirken, fotosentez ve karbonik anhidraz aktivitesi beklenmeyen sonuçlar göstermiştir. Düşük pH uygulamalarında deney ortamına CO₂ gazı ilavesi, kültür ortamlarının CO₂/O₂ oranını artırmaktadır. Bu durumda RuBisCO enziminin aktif bölgesinde O₂'den çok CO₂ bulunacağı için, enzimin oksijenaz aktivitesi engellenmekte ve fotorespirasyon baskılanmaktadır (Gao ve ark. 1992). Hem fotorespirasyonun azalması hem de artan CO₂ derişimlerinin RuBisCO enzimi için daha fazla substrat sağlayacağı düşünülerek, fotosentetik etkinliğin artması beklenen bir sonuçtur. Benzer nedenlerle, CO₂ miktarı fazla olduğunda karbonik anhidraz aktivitesinin de düşmesi beklenmekteydi.

Karbonik anhidraz enzimi CO₂ ve HCO₃⁻ arasındaki değişimi çift yönlü olarak katalizleyen bir enzimdir. Bu dönüşüm bir katalizör olmadan doğada çok yavaş bir şekilde gerçekleşmektedir (Badger ve Price 1994). Normal deniz suyu pH'ında (8,0-8,2), CO₂ sadece 10µM yoğunluğunda bulunurken, HCO₃⁻ iyonları 2mM yoğunluğunda bulunmaktadır (Skirrow 1975). Dolayısıyla, fotosentezin karanlık evre tepkimeleri için gereken CO₂, büyük oranda HCO₃⁻ iyonlarının CO₂'ye dönüşümüyle karşılanmaktadır.

Bu dönüşümü katalizleyen karbonik anhidraz enziminin, yüksek CO₂'li ortamlarda aktivitesinin azalması tahmin edilmekteydi. Deney serisi-3'de, çalışmanın ilk haftasında belirlenen karbonik anhidraz aktivitesi beklenildiği gibi düşük pH'lı ortamlarda düşük bulunmuştur. Ancak çalışmanın 2. haftasında aktivitenin artması düşündürücü olmuştur.

Deney serisi-3'den elde edilen veriler fotosentez ve karbonik anhidraz aktivitesi arasında bir ilişki olduğunu düşündürmektedir. Çalışmanın birinci haftasında NrF ve DşF uygulamalarının fotosentetik performansları birbirine yakın bulunmuştur. Bu durumda iken karbonik anhidraz aktivitesi, beklenildiği gibi, NrF uygulamasında yüksek iken DşF uygulamasında düşük bulunmuştur. İkinci hafta DşF uygulamasındaki fotosentetik performansın önemli ölçüde artış göstermesi, karbonik anhidraz aktivitesinin de artmasına neden olmuştur. Üçüncü ve dördüncü haftalarda fotosentetik performansın her 2 pH uygulamasında hemen hemen eşit olması karbonik anhidraz aktivitesinin de azalmasına neden olmuş olabilir.

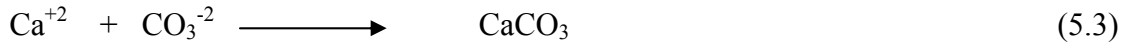
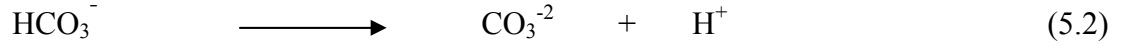
Çalışmanın 2. haftasında ve düşük pH'lı ortamlarda örneklerin yüksek karbonik anhidraz aktivitesi göstermesiyle ilgili olarak 3 olasılık tahmin edilmektedir.

Birinci olasılık; 2. haftada artan fotosentetik etkinlik nedeniyle, deniz suyunda bulunan CO₂'in yanında HCO₃⁻ iyonlarına da ihtiyaç duyulmasıdır. Bu durumda eksternal veya internal karbonik anhidraz aktivitesi ile HCO₃⁻ iyonları CO₂'ye dönüştürülerek karboksilasyon için gereken substrat sağlanıyor olabilir.

İkinci olasılık; Son zamanlarda yapılan çalışmalar, fotosentezin ışık evre reaksiyonlarında, PSII'de HCO₃⁻ iyonlarının gerekli olduğunu göstermektedir. İlk olarak Warburg ve Krippahl (1958) HCO₃⁻ iyonlarının Hill reaksiyonunda elektron akışını teşvik ettiğini belirtmiştir. O zamandan beri, HCO₃⁻ iyonlarının PSII'deki rolü birçok araştırmacı tarafından çalışılmıştır (Stemler ve Govindjee 1973, Wydrzynski ve Govindjee 1975, Govindjee ve ark. 1976, Govindjee ve van Rensen 1978, Stemler 1980, Van Rensen ve ark. 1999, Klimov ve Baranov 2001, Stemler 2002, Van Rensen 2002). Çalışmalar, PSII'nin akseptör bölgesinde HCO₃⁻ iyonlarına ihtiyaç olduğunu gösterirken, donör alanındaki rolü hala tartışmalıdır (Klimov ve Baranov 2001). Bu

durumda, örneklerde fotosentetik performansın artışı, daha fazla HCO_3^- iyonları gerektirecektir. Deniz suyunda HCO_3^- iyonları bol miktarda bulunmasına rağmen, hücre içine alınmaları enerji gerektirmektedir ve bu nedenle de metabolik olarak masraflıdır. Bu durumda, CO_2 ile zenginleştirilmiş ortamlarda, difüzyonla lipid membrandan geçen CO_2 , intrasellüler karbonik anhidraz ile HCO_3^- iyonlarına dönüştürülerek PSII'de kullanılıyor olabilir.

Üçüncü olasılık; karbonik anhidraz enziminin kalsifikasyonda önemli rol oynaması nedeniyledir (Niemer ve ark. 1994, Al-Horani ve ark. 2003, Rahman ve ark. 2007). Tambutte ve ark. (2007) tarafından azooxanthellate koralleri için önerilen tepkimeler aşağıdaki gibidir.



Yukarıda gösterilen 5.1 nolu tepkime, karbonik anhidraz katalizörlüğünde gerçekleşmektedir. Bu durumda, yüksek karbonik anhidraz aktivitesinin nedeni, örneklerin kalsifikasyonlarını fotosentezleri ile dengelemeye çalışmasından kaynaklanabilir.

Yüksek karbonik anhidraz aktivitesi ile ilgili olarak yapılan tahminlerden ilk 2'si fotosentez ile sonucusu ise kalsifikasyonla ilgili tahminlerdir. Bu tahminlerin doğruluğunu teyid etmek için eksternal ve internal karbonik anhidraz aktivitelerinin ayrı ayrı belirlenmesi ve yüksek aktiviteden hangisinin sorumlu olduğunun bulunması gerekmektedir. Ancak bu çalışmada toplam karbonik anhidraz aktivitesi belirlenmiştir.

Giordano ve Maberly (1989) *C. officinalis* türünün sadece internal karbonik anhidraz enzimine sahip olduğunu belirtmiştir. Ancak, daha hassas metotlar geliştirildikten sonra, Mercado ve ark. (1997) tarafından *Corallina elongata* Ellis et Solander türünde eksternal karbonik anhidraz aktivitesinin varlığı gösterilmiştir. Buna ilaveten, Ragazzola (2009), inhibitörler yardımıyla fotosentezi inhibe ettikten sonra, *C. officinalis*

türünde eksternal karbonik anhidraz aktivitesi olduğunu göstermiştir. Fotosentez inhibe olduğunda karbonik anhidraz aktivitesinin bulunması, fotosentez ile ilgili olan ilk iki tahmini zayıflatmaktadır. Bu durumda 3. tahmin daha olası görülmektedir. Ancak kalsifikasyon nedeniyle stimüle olduğu düşünülen karbonik anhidraz aktivitesine rağmen, düşük pH uygulamalarındaki düşük kalsifikasyon miktarı hala düşündürücü olmaktadır.

Sonuç olarak, okyanus asitleşmesi *C. officinalis* türünün fotosentez, kalsifikasyon, büyüme ve respirasyon gibi önemli metabolik faaliyetlerini etkilemektedir. Düşük pH'a maruz kalan örneklerin kalsifikasyon ve büyüme oranları azalmaktadır. Fotosentetik performansları ise kısa vadede artarken, uzun vadede okyanus asitleşmesinden etkilenmemiştir. Okyanus asitleşmesi ile yavaşlayan büyüme ve kalsifikasyon, *C. officinalis* türünün yayılış gösterdiği intertidal komünitelerdeki ekolojik başarısını azaltmaktadır. Doğal ortamlarında, özellikle kalkerli olmayan türlerle rekabetlerinin olumsuz yönde etkileneceği düşünülmektedir. Porzio ve ark. (2011), ortam pH'ının 7,8 olduğu ortamlarda, kalkerli alglerin biyoçeşitliliğinde %25 azalma olduğunu belirtmesi bu hipotezi desteklemektedir. Araştırmacılar, düşük pH'dan en çok etkilenen türlerin *Jania rubens* (Linnaeus) Lamouroux, *Corallina officinalis* L., *Corallina elongata* Ellis et Solander, *Amphiroa rigida* Lamouroux ve *Halimeda tuna* (Ellis et Solander) Lamouroux olduğunu belirtmiştir.

Okyanus asitleşmesine karşı makroalglerin duyarlılıkları arasındaki farklılıklar kıyasal ekosistem yapısında önemli değişimlere neden olabilmektedir. Alg komünitelerindeki değişimler herbivor çeşitliliği ve dağılımlarında da değişimlere neden olmaktadır (Darcy-Hall ve Hall 2008). Fakat okyanus asitleşmesinin etkilerini ekosistem ve komünite düzeyinde araştıran sınırlı sayıda çalışma bulunmaktadır (Wootton ve ark. 2008).

5.2. UVR'nin Etkileri

UVR'nin *C. officinalis* türü üzerine olan fizyolojik etkilerini belirlemek amacıyla, örneklere 2 farklı UVR dozu uygulanmıştır. Deney serisi-1'de FAR (400-700nm) 45 $\mu\text{mol foton m}^{-2} \text{s}^{-1}$, UVA (320-400nm) 4,25 Wm^{-2} ve UVB (280-320nm); 0,5 Wm^{-2} yoğunluklarında uygulanmıştır. Deney serisi-2'de ise FAR (400-700nm) 45 $\mu\text{mol foton m}^{-2}\text{s}^{-1}$, UVA (320-400nm) 1,80 Wm^{-2} ve UVB (280-320nm); 3,84 Wm^{-2} yoğunluklarında uygulanmıştır. Çalışma içerisinde kullanılan "düşük UVB" terimi deney serisi-1'de uygulanan 0,5 Wm^{-2} yoğunluğundaki UVB ışınlarını "yüksek UVB" terimi ise deney serisi-2'de uygulanan 3,84 Wm^{-2} yoğunluğundaki UVB ışınlarını tanımlamaktadır.

Deney serisi-1'de elde edilen verilerden alfa değerinin uygulamalar arasında farklılık göstermemesi, UVR'nin *C. officinalis* türünde ışık yakalama sistemleri üzerine pozitif ya da negatif yönde bir etkisi olmadığını göstermektedir. Fotosentetik pigmentler arasında UVR'ye karşı daha hassas olduğu bilinen fikoeritrin ve fikosiyanın miktarlarının, FA ve FAB uygulamalarında azalma göstermesi de anten sistemlerinin ışık yakalama etkinliğini etkilememiştir. Benzer şekilde F_v/F_m oranlarının da uygulamalar arasında farklılık göstermemesi, absorbe edilen enerjinin fotokimyasal reaksiyonlarda kullanılma etkinliğinin değişmediğini göstermektedir.

Deney serisi-1'de ilginç olarak, uygulanan dozlardaki UVR'nin fotosentetik kapasiteyi artırdığı tespit edilmiştir. Özellikle UVA radyasyonu fotosentezi stimüle etmiştir. Bu bulgu *C. officinalis* türünün, UVA enerjisini de fotokimyasal reaksiyonlarda kullanabildiğini düşündürmektedir. Halldal (1964) yeşil deniz yosunlarından *Ulva lactuca* türünün UV bandında 313 nm dalga boyundaki ışınları, kırmızı deniz yosunlarından da *Trilliella intricate* Batters türünün 300nm dalga boyundaki ışınları fotosentetik olarak kullanabildiğini belirtmiştir. Fotosentetik pigmentlerden klorofil-a molekülünün UVA bölgesinde absorpsiyon göstermesi (Harris ve Zscheile 1943) ve aksesuar pigmentlerden fikobiliproteinlerin de, az da olsa UV bandında absorpsiyon göstermesi (Neori ve ark. 1986, 1988) çalışma materyalinin UVA enerjisini fotosentezde kullanma olasılığını güçlendirmektedir.

Elde edilen bulgularla paralel olarak, son zamanlarda yapılan bazı çalışmalarda da, UVA ışınlarının makroalglerin fizyolojileri üzerine pozitif yönde etkileri olduğunu göstermesi (Wu ve ark. 2005, Gao ve ark. 2007, Gao ve Xu 2008) bu bulguyu desteklemektedir. Çalışmalar, UVA ışınlarının DNA onarımını indüklediğini (Pakker ve ark. 2000a, b) ayrıca fotosentez (Vinegla ve ark. 2006) ve büyümeyi (Henry ve Van Alstyne 2004) stimüle ettiğini göstermektedir.

Deney serisi-1’de uygulanan dozlardaki UVR’ye maruz kalan *C. officinalis* örneklerinin fotosentetik performanslarındaki artışla paralel olarak, büyüme oranlarının da artış gösterdiği tespit edilmiştir. F uygulamaları ile kıyaslandığında hem FA hem de FAB uygulamalarında büyüme oranının artış göstermesi, P_{max} değerlerindeki artış dikkate alındığında, beklenen bir sonuçtur.

Büyüme, alglerin ekolojik başarısını temsil eden en önemli parametrelerden biridir. *C. officinalis* türü, kalkerli olmayan makroalgler ile kıyaslandığında daha yavaş büyüme gösteren bir türdür. Bu türün normal koşullardaki kültür ortamlarında her ay 1,2-1,9mm aralığında büyüme gösterdiği bilinmektedir (Colthart and Johansen, 1973; Andrade and Johansen, 1980). Çalışılan türün, UVA ve düşük yoğunluklarda UVB ışınlarına maruz kaldığında, büyüme oranının artış göstermesi, bu türü diğer türlerle rekabette daha avantajlı bir konuma getirmektedir.

Ekofizyolojik çalışmalar makroalglerin strese toleransları ve dikey dağılımları arasında genel bir korelasyon olduğunu göstermektedir (Davison ve Pearson 1996, Hanelt 1998, Roleda ve ark. 2004, 2005). Larkum ve Wood (1993) ise UVR’ye karşı tolerans ve dikey dağılım arasında bir ilişki olduğunu belirtmiştir. Kırmızı alglerin dağılımlarında da UVR’nin en önemli etkenlerden biri olduğu bilinmektedir (Maegawa ve ark. 1993). Helgoland adasında yayılış gösteren kırmızı alglerin UVR’ye karşı gösterdiği hassasiyet türlere ve yaşadıkları derinliğe göre değişmektedir (Dring ve ark. 1996). Sublittoral zonda yayılış gösteren türler, su sütunu sayesinde kendilerini yüksek radyasyona karşı korumaktadır. Ancak, gel git bölgeleri veya sığ sularda yayılış gösteren türler büyük oranda radyasyona maruz kalmaktadır. *C. officinalis* türü Helgoland adasında gel git bölgesinde yayılış göstermekte ve UVR’ye büyük oranda maruz kalmaktadır. UVA ve

düşük yoğunlukta UVB ışınlarına maruz kaldığında hem büyüme oranlarının artış göstermesi hem de fotosentetik performansının artması, bu türün UVR'ye karşı hassas olmayıp toleranslı olduğunu göstermektedir.

UVR'ye karşı makroalglerin fizyolojilerinde meydana gelen değişimler birçok araştırmacı tarafından çalışılmıştır. *C. officinalis* türü için elde edilen verilerle paralel olarak, intertidal ve supralittoral zonda yayılış gösteren *Urospora penicilliformis* (Roth) Areschoug, *Prasiola crista* (Lightfoot) Kützing ve *Fucus distichus* L. türlerinin de UVR'ye karşı geniş bir fizyolojik toleransa sahip olduğu belirtilmiştir (Hanelt ve ark. 1997b, Holzinger ve ark. 2006, Roleda ve ark. 2009, 2010). Benzer olarak *Gracilaria lemaneiformis* (Bory de Saint-Vincent) Greville ve *Fucus gardneri* Silva türlerinde UVA ışınlarının etkisiyle fotosentetik performansın arttığı belirtilmiştir (Gao ve Xu 2008, Zheng ve Gao 2009). Ancak, daha derin sularda yayılış gösteren makroalg türlerinin UVR'ye karşı daha hassas olduğu bilinmektedir (Karsten ve ark. 2009). Holzinger ve ark. (2004) tarafından, bir kırmızı alg türü olan *Palmaria palmata* (Linnaeus) Kuntze türünün UVR'ye maruz kaldığında PSII'nin fotosentetik etkinliğinde azalma olduğunu belirtmesi, makroalg türlerinin UVR'ye karşı toleranslarının farklı olduğunu göstermektedir. Genel kanı, hem yüksek yoğunluktaki FAR hem de UVR'ye daha yoğun şekilde maruz kalan ve sığ sularda yayılış gösteren makroalg türlerinin UVR'ye karşı daha toleranslı olduğu yönündedir.

Bischof ve ark. (1998), UVR'ye karşı toleransın genetik temelli olduğunu belirtmiştir. Ayrıca, tallus morfolojisi de UVR'ye karşı hassasiyeti etkilemektedir. Monostromatik veya iplikli yapıda tallusa sahip olan türler UVR'ye karşı daha hassastır (Halldal 1964). *C. officinalis* türünün daha sert ve kalkerli yapıda tallusa sahip olması, UVR'ye karşı tolerans göstermesinin bir nedeni olarak düşünülebilir.

Deney serisi-2'de uygulanan yüksek UVB ışınları çalışılan türde fotosentetik parametreleri etkilememiştir. F uygulamaları ile karşılaştırıldığında FA ve FAB uygulamalarının benzer F_v/F_m , alfa, P_{max} ve I_k değerlerine sahip olduğu görülmüştür. UVR uygulamaları arasında farklılık bulunmaması *C. officinalis* türünün UVR'ye karşı oldukça toleranslı olduğunu göstermektedir.

C. officinalis türü intertidal zonda yayılış göstermesi nedeniyle, özellikle suların çekildiği dönemlerde yüksek miktarda UVR'ye maruz kalmaktadır. Sublittoral türler ise su sütunu sayesinde kısmen korunmaktadır. İntertidal zonda yaşayan alglerin UVR'ye karşı daha toleranslı olduğu birçok çalışmada belirtilmiştir. Dring ve ark. (1996) intertidal türlerden *Porphyra umbilicalis* Kützing türünün UVR'ye karşı toleranslı olduğunu, subtidal türlerden *Delesseria sanguinea* (Hudson) Lamouroux ve *Plocamium cartilagineum* (Linnaeus) Dixon türünün ise oldukça hassas olduğunu belirtmiştir. UVR'ye karşı toleranslı olan türler arasında *Ulva rigida* C. Agardh ve *Fucus serratus* Linnaeus türleride belirtilmektedir (Altamirano ve ark. 2000, Michler ve ark. 2002). Bischof ve ark. (1998) UVR'ye maruz kalan türler arasında esmer alglerin yeşil alglere oranla daha hassas olduklarını, kırmızı alglerin ise türler arasında heterojen sonuçlar gösterdiğini belirtmiştir.

Son zamanlarda yapılan çalışmalar bazı çevresel koşullarda UVB radyasyonunun makroalgler için yararlı etkilerini göstermektedir (Björn 2004, Shi ve ark. 2004). Flores-Moya ve ark. (1999) esmer alglerden *Dictyota dichotoma* (Hudson) Lamouroux türünde, UVR'nin fotoinhibisyondan sonra, onarım mekanizmalarını indüklediğini belirtmektedir.

Yüksek ışık şiddetine karşı dayanıklılık makroalgler arasındaki rekabeti belirleyen önemli bir faktördür (Herbert 1990, Hader ve ark. 1996). *C. officinalis* türünün UVR'na maruz kaldığında fotosentetik performansının etkilenmemesi çok önemli bir ekolojik avantaj sağlamaktadır. Ancak, UVR'ye bağlı olarak büyüme oranının düşmesi bu avantajı gölgelemektedir. UVR'ye maruz kalan, *C. officinalis* türünde fotosentetik performans değişmezken, büyüme oranının azalması, diğer metabolik yolların etkinliğinde azalmalar olduğunu düşündürmektedir.

Kalsifikasyon ve CaCO_3 kristallerinin çözünmesi, kalkerli alglerin büyüme oranlarını etkileyen önemli bir faktördür. Deney serisi 1 ve 2'de UVB radyasyonu örneklerin CaCO_3 içeriklerini etkilemezken, UVA radyasyonu CaCO_3 içeriklerinin azalmasına neden olmuştur. Bu durum, FA uygulamalarına maruz kalan örneklerin büyüme oranlarındaki azalmayı bir ölçüde açıklamaktadır. Ancak, FAB uygulamalarında CaCO_3

içeriklerinin değişmemesi, büyüme oranındaki azalmanın sadece kalsifikasyondan kaynaklanmadığını göstermektedir.

Algal örneklerde UVR'nin, nütrient alımını azalttığı, DNA'da hasarlara neden olduğu, ROS'ların oluşmasını indüklediği ve örneklerin protein derişimlerini azalttığı bilinmektedir (Mitchell ve Karentz 1993, Lois ve Buchanan 1994, Fouchot ve ark. 2000, Eswaran ve Rao 2001, Zacher ve ark. 2007). Aguilera ve ark. (2008) UVR'den kaynaklanan tahribatın karanlık peryot boyunca onarım mekanizmaları ile giderildiğini belirtmiştir. Ayrıca UVR'ye maruz kalan örneklerde ROS'un zararlı etkilerini önleyen antioksidan enzim aktivitelerinde artış olduğu belirtilmektedir (Aguilera ve ark. 2002, Wolfe-Simon ve ark. 2005). UVR'ye karşı geliştirilen bu koruma mekanizmalarının enerji gerektirmesi nedeniyle, büyüme oranındaki azalmadan sorumlu olduğu tahmin edilmektedir.

UVR'ye karşı geliştirilen bir diğer koruma mekanizması, UV-absorbe eden bileşikler (Karsten ve ark. 1998a) gibi ikincil bileşiklerin sentezlenmesidir. Kırmızı alglerde UV-absorbe eden bileşikler genellikle mikosporin benzeri amino asitlerdir (Oren ve Gunde-Cimerman 2007) ve UVR ile mikosporin benzeri amino asitlerin sentezi indüklenmektedir (Korbee-Peinado ve ark. 2004).

Hoyer ve ark. (2001) mikosporin benzeri amino asitlerin derişimini temel alarak kırmızı algleri 3 kategoriye ayırmıştır. Araştırmacılar, Tip I'de bulunan türlerde hiçbir zaman mikosporin benzeri amino asitlerin bulunmadığını, Tip II'de bulunan türlerin değişik derişimlerde mikosporin benzeri amino asitler içerdiğini ve Tip III'de bulunan türlerin de her zaman yüksek derişimlerde mikosporin benzeri amino asitler içerdiğini belirtmişlerdir. Çalışmada, düşük pH ve FAB uygulamalarında (Deney serisi 2'de) UV-absorbe eden bileşiklerin miktarındaki artış, *C. officinalis* türünün Tip II'ye ait olduğunu göstermektedir.

UV-absorbe eden bileşikler gibi ikincil bileşiklerin sentezi ve hücre büyümesi arasında antagonistik bir ilişki olması (Raven 1991), UVR'ye maruz kalan *C. officinalis*

örneklerindeki büyüme oranının azalmasına neden olan bir diğer faktör olarak düşünülmektedir.

5.3. Okyanus Asitleşmesi ve UVR'nin Birlikte Etkisi

IPCC'nin IS92a emisyon senaryosuna göre öngörülen okyanus asitleşmesinin yanında, deniz ve okyanusların özellikle yüzey tabakalarında yayılış gösteren makroalg türleri büyük oranda UVR'ye de maruz kalmaktadır (Hargreaves 2003). Bu durumda hem düşük pH hem de UVR, bu türler için aynı anda stres faktörü oluşturmaktadır. Farklı makroalg türlerinin okyanus asitleşmesi ve UVR'ye karşı fizyolojik cevapları birçok çalışmada araştırılmıştır. Bu çalışmalar ekolojik açıdan önemli olduğu kadar, farklı türlerin fotosentez, kalsifikasyon ve büyüme mekanizmalarını anlayabilmek bakımından da önemli olmaktadır. Ancak, okyanus asitleşmesi ile birlikte UVR'nin etkilerini araştıran sınırlı sayıda çalışma bulunmaktadır (Juan ve ark. 2004, Gao ve Zheng 2010). Bu nedenle çalışmada, *C. officinalis* türünün fizyolojisi üzerine hem düşük pH ve UVR'nin ayrı ayrı etkileri hem de birlikte iken olası etkileri araştırılmıştır.

Çalışmada elde edilen verilere göre, deney serisi-1'de uygulanan yoğunluklardaki UVR, tek başına iken gösterdiği etkilerle paralel olarak, okyanus asitleşmesi ile birlikte iken de örneklerin fotosentetik performansını ve büyüme oranını artırıcı yönde etkili olmuştur. Ancak, büyüme oranındaki artış, düşük pH olmadan sadece UVR'nin etkisi ile gözlenen artıştan daha az olmuştur. Düşük pH, uygulanan dozlardaki UVR'nin büyüme oranını artırma etkisini sınırlamıştır.

Deney serisi-2'de uygulanan yoğunluklardaki UVR ise fotosentetik performansı etkilemezken, büyüme oranının azalmasına neden olmuştur. Fotosentetik performans değişmemesine rağmen büyüme oranındaki azalmanın, örneklerin CaCO₃ içeriklerinin azalma eğiliminde olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Ayrıca UVR'nin etkisi ile mikosporin benzeri amino asit sentezinin artış göstermesi de, enerji ihtiyacını artırması nedeniyle, büyüme oranının azalmasına katkıda bulunmaktadır.

C. officinalis örneklerinin CaCO₃ içerikleri bakımından, pH ve ışık uygulamaları arasında bir etkileşim bulunması, daha uzun süreli inkubasyonlarda örneklerin kalsifikasyon oranlarının etkileneceğini düşündürmektedir. Bu durumda, UVR'ye karşı koruyucu olduğu bilinen kalkerli tallus yapısının incelenmesi, bu türün UVR'den daha fazla etkilenmesine neden olacaktır. Kalsifikasyonun azalmasına ilaveten, mikosporin benzeri amino asit sentezinin de artış göstereceği düşünüldüğünde, örneklerin daha fazla enerji harcayacağı ve paralelinde büyüme oranlarının azalacağı tahmin edilmektedir.

Çalışmadan elde edilen sonuçlar UVA radyasyonunun *C. officinalis* türü için zararlı olmadığını, hatta faydalı olduğunu göstermektedir. UVB radyasyonu ise fotosentez üzerine pozitif veya negatif yönde herhangi bir etkide bulunmazken, örneklerin büyüme oranlarını azaltmaktadır. Ozon tabakasında meydana gelen incelmeler nedeniyle, yerküreye ulaşan UVA radyasyonu değişmezken, UVB radyasyonun artış göstermesi (Kerr ve McElroy 1993), *C. officinalis* türü için önemli bir tehlike oluşturmaktadır. UVB'nin yanında, okyanus asitleşmesinin de etkileri göz önüne alındığında, kalkerli yapıda olan bu türün diğer türlerle rekabette dezavantajlı konumda olacağı ve ekolojik başarısının azalacağı tahmin edilmektedir.

KAYNAKLAR

- Adamczyk, K., Prement-Schwartz, M., Pines, D., Pines, E., Nibbering, E.T.J. 2009.** Realtime observations of carbonic acid formation in aqueous solution. *Science*, 326: 1690-1694.
- Adey, W.H. 1998.** Coral reefs: algal structured and mediated ecosystems in shallow, turbulent, alkaline waters. *J. Phycol.*, 34: 393-406.
- Aguilera, J., Bischof, K., Karsten, U., Hanelt, D., Wiencke, C. 2002.** Seasonal variation in ecophysiological patterns in macroalgae from an Arctic fjord. II. Pigment accumulation and biochemical defence systems against high light stress. *Mar. Biol.*, **140**: 1087-1095.
- Aguilera, J., Figueroa, F.L., Hader, D.P., Jimenez, C. 2008.** Photoinhibition and photosynthetic pigment reorganisation Dynamics in light/darkness cycles as photoprotective mechanisms of *Porphyra umbilicalis* against damaging effects of UV radiation. *Scientia Marina*, 72: 87-97.
- Ainsworth, E.A., Long, S.P. 2005.** What have we learned from 15 years of free-air CO₂ enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the re-sponses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO₂. *New Phytol.*, 165: 351-372.
- Akioka, H., Baba, M., Masaki, T., Johansen, H.W. 1999.** Rocky shore turfs dominated by *Corallina* (Corallinales, Rhodophyta) in northern Japan. *Phycol. Res.*, 47: 199-206.
- Al-Horani, F.A., Al-Moghrabi, S.M., de Beer, D. 2003.** The mechanism of calcification and its relation to photosynthesis and respiration in the scleractinian coral *Galaxea fascicularis*. *Mar Biol.*, 142(3): 419-426.
- Altamirano, M., Flores-Moya, A., Figueroa, F.L. 2000.** Long-term effects of natural sunlight under various ultraviolet radiation conditions on growth and photosynthesis of intertidal *Ulva rigida* (Chlorophyceae) cultivated in situ. *Bot. Mar.*, 43: 119-126.
- Andrake, W., Johansen, H.W. 1980.** Alizarin red dye as a marker for measuring growth in *Corallina officinalis* L. (Corallinaceae, Rhodophyta). *J. Phycol.*, 16: 620-622.
- Andria, J.R., Vergara, J.J., Perez-Llorens, J.L., 1999.** Biochemical responses and photosynthetic performance of *Gracilaria* sp. (Rhodophyta) from Cadiz, Spain, cultured under different inorganic carbon and nitrogen levels. *Eur. J. Phycol.*, 34: 497-504.
- Asada, K., Takahashi, M. 1987.** Production and scavenging of active oxygen in photosynthesis: Photoinhibition. Topics in Photosynthesis 9, Editörler: Kyle, D.J., Osmond, C.B., Arntzen, C.J., Elsevier Science Publishers, Amsterdam, pp: 89-109.
- Axelsson, L., Ryberg, H., Beer, S. 1995.** Two modes of bicarbonate utilization in the marine green macroalgae *Ulva lactuca*. *Plant Cell Environ.*, 18: 439-445.
- Badger, M.R., Price, G.D. 1994.** The role of carbonic anhydrase in photosynthesis. *Annu. Rev. Physiol. Mol. Biol.*, 45: 369-392.
- Baker, N.R. 2008.** Chlorophyll Fluorescence: A Probe of Photosynthesis In Vivo. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 59: 89-113.
- Ballesteros, E. 1991.** Seasonality of growth and productions of a deep-water population of *Halimeda tuna* (Chlorophyceae, Caulerpales) in the north-western Mediterranean. *Botanica Marina*, 34: 291-301.
- Bandaranayake, W.M., Des Rocher, A. 1999.** Role of secondary metabolites and pigments in the epidermal tissues, ripe ovaries, viscera, gut contents and diet of the sea cucumber *Holothuria atra*. *Mar. Biol.*, 133: 163-169.
- Barsanti, L., Gualtieri, P. 2006.** Algae: Anatomy, Biochemistry and Biotechnology. CRC Press, 301 pp.

- Beardall, J., Beer, S., Raven, J.A. 1998.** Biodiversity of marine plants in an era of climate change: some predictions based on physiological performance. *Bot. Mar.*, 41: 113-123.
- Beer, S. 1994.** Mechanisms of inorganic carbon acquisition in marine macroalgae (with reference to the Chlorophyta). *Prog. Phycol. Res.*, 10: 179-207.
- Beer, S., Eshel, A. 1985.** Determining Phycoerythrin and Phycocyanin Concentrations in Aqueous Crude Extracts of Red Algae. *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, 36: 785-792.
- Beman, A.M., Chow, C.E., King, A.L.K., Fend, Y., Fuhrman, J.A., Bates, N.R., Popp, B.N., Hutchins, D.A. 2011.** Global declines in oceanic nitrification rates as a consequence of ocean acidification. *Proceedings of the National Academy of Science USA*, 108: 208-213.
- Bilger, W., Schreiber, U., Bock, M. 1995.** Determination of the quantum efficiency of photosystem II and of non-photochemical quenching of chlorophyll fluorescence in the field. *Oecologia*, 102: 425-432.
- Bischof, K., Hanelt, D., Wiencke, C. 1998.** UV radiation can affect depth-zonation of Antarctic macroalgae. *Marine Biology*, 131: 597-605.
- Bischof, K., Hanelt, D., Wiencke, C. 2000.** UV effects on photosynthesis and related enzyme reactions of marine macroalgae. *Planta*, 211: 555-562.
- Bischof, K., Hanelt, D., Aguilera, J., Karsten, U., Vögele, B., Sawall, T., Wiencke, C. 2002.** Seasonal variation in ecophysiological patterns in macroalgae from an Arctic fjord. I. Sensitivity of photosynthesis to ultraviolet radiation. *Marine Biology*, 140: 1097-1106.
- Bischof, K., Gomez, I., Molis, M., Hanelt, D., Karsten, U., Lüder, U., Roleda, M.Y., Zacher, K., Wiencke, C. 2006.** Ultraviolet radiation shapes seaweed communities. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 5: 141-166.
- Björk, M., Haglund, K., Ramazzanov, Z., Pedersen, M. 1993.** Inducible mechanism for HCO₃⁻ utilization and repression of photorespiration in protoplast and thalli of three species of *Ulva* (Chlorophyta). *Journal of Phycology*, 29: 166-173.
- Björn, L.O. 2004.** Ultraviolet effects: Plant Cell Death Processes, Ed.: Nooden, L.D., Elsevier, Amsterdam, pp: 285-294.
- Blankenship, R.E. 2002.** Photosynthetic Pigments: Structure and Spectroscopy: Molecular Mechanisms of Photosynthesis, Blackwell Science, Oxford, pp: 42-60.
- Bornman, J.F. 1989.** Target sites of UV-radiation in photosynthesis of higher plants. *J. Photochem. Photobiol. B Biol.*, 4: 145-158.
- Borowitzka, M.A., Larkum, A.W.D., Nockolds, C.E. 1974.** A scanning electron microscope study of the structure and organization of the calcium carbonate deposits of algae. *Phycologia*, 13: 195-203.
- Borowitzka, M.A., Larkum, A.W.D. 1976a.** Calcification in the green alga *Halimeda*. II. exchange of Ca⁺² and the occurrence of age gradients in calcification and photosynthesis. *Journal of Experimental Botany*, 27: 864-878.
- Borowitzka, M.A., Larkum, A.W.D. 1976b.** Calcification in the green alga *Halimeda*. IV. The action of metabolic inhibitors on photosynthesis and calcification. *Journal of Experimental Botany*, 27: 894-907.
- Borowitzka, M.A., Larkum, A.W.D. 1976c.** Calcification in the green alga *Halimeda*. III. The sources of inorganic carbon for photosynthesis and calcification and a model of the mechanism of calcification. *J. of Exp. Bot.*, 27: 879-893.
- Borowitzka, M.A., 1981.** Photosynthesis and calcification in the articulated coralline red algae *Amphiroa anceps* and *A. foliacea*. *Marine Biology*, 62: 17-23.

- Borowitzka, M.A., 1987.** Calcification in algae: mechanisms and the role of metabolism. *CRC Crit. Rev. Plant Sci.*, 6: 1-45.
- Bowes, G. 1993.** Facing the inevitable plants and increasing atmospheric CO₂. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*, 44: 309-332.
- Brownlee, C., Taylor, A.R. 2002.** Algal calcification and Silification: Encyclopedia of Life Sciences, Macmillan Publishers Ltd, Nature Publishing Group, pp: 1-6.
- Büchel, C., Wilhelm, C. 1993.** In vivo analysis of slow chlorophyll fluorescence induction kinetics in algae: Progress, problems and perspectives. *Photochem. Photobiol.*, 58: 137-148.
- Calderia, K., Wickett, ME. 2003.** Oceanography: Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature*, 425: 365-365.
- Cardozo, K.H.M., Marques, L.G., Carvalho, V.M., Carignan, M.O., Pinto, E., Marinho-Soriano, E., Colepicolo, P. 2011.** Analyses of photoprotective compounds in red algae from the Brazilian coast. *Revista Brasileira de Farmacognosia Brazilian Journal of Pharmacognosy*, 21(2): 202-208.
- Chow, F., De Oliveira, M.C., Pedersen, M. 2004.** In vitro assay and light regulation of nitrate reductase in red alga *Gracilaria chilensis*. *Journal of Plant Physiology*, 161: 769-776.
- Colthart, B.J, Johansen, H.W. 1973.** Growth rates of *Corallina officinalis* (Rhodophyta) at different temperatures. *Marine Biology*, 18: 46-49.
- Corzo, A., Niell, F.X. 1991.** Determination of nitrate reductase activity in *Ulva rigida* C. Agardh by the in situ method. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 146: 181-191.
- Critchley, C., Rusell, W. 1994.** Photoinhibition of photosynthesis in vivo: the role of protein turnover in photosystem II. *Physiol. Plant*, 92: 188-196.
- Darcy-Hall, T.L., Hall, S.R., 2008.** Linking limitation to species composition: importance of inter- and intra-specific variation in grazing resistance. *Oecologia*, 155: 797-808.
- Davison, I.R., Stewart, W.D.P. 1983.** Occurrence and significance of nitrogen transport in the brown alga *Laminaria digitata*. *Marine Biology*, 77: 107-112.
- Davison, I.R., Andrews, M., Stewart, W.D.P. 1984.** Regulation of growth in *Laminaria digitata*: use of in vivo nitrate reductase activities as an indicator of nitrogen limitation in field populations of *Laminaria* spp. *Marine Biology*, 84: 207-217.
- Davison, I.R., Pearson, G.A. 1996.** Stress tolerance in intertidal sea-weeds. *J. Phycol.*, 32: 197-211.
- De Beer, D., Larkum, A.W.D. 2001.** Photosynthesis and calcification in the calcifying algae *Halimeda discoidea* studied with microsensors. *Plant, Cell and Environment*, 24: 1209-1217.
- Digby, P.S.B. 1977.** Photosynthesis and respiration in the coralline algae, *Clathromorphum circumscriptum* and *Corallina officinalis* and the metabolic basis of calcification. *J. Mar. Biol. Ass. UK.*, 57: 1111-1124.
- Doney, S.C., Fabry, V.J., Feeley, R.A., Kleypas, J.A. 2009.** Ocean acidification: the other CO₂ problem. *Annual Review of Marine Science*, 1: 169-192.
- Dring, M.J. 1990.** Light harvesting and pigment composition in marine phytoplankton and macroalgae : Light and Life in the Sea, Ed.: Herring, P.J., Campbell, A.K., Whitfield, M., Maddock, L., Cambridge University Press, Cambridge, pp: 89-103.

- Dring, M.J., Wagner, A., Boeskov, J., Lüning, K. 1996.** Sensitivity of intertidal and subtidal red algae to UVA and UVB radiation, as monitored by chlorophyll fluorescence measurements: influence of collection depth and season, and length of irradiation. *Eur. J. Phycol.*, 31: 293-302.
- Dring, M.J., Wagner, A., Lüning, K. 2001.** Contribution of the UV component of natural sunlight to photoinhibition of photosynthesis in six species of subtidal brown and red seaweeds. *Plant, Cell and Environment*, 24: 1153-1164.
- Dunlap, W.C., Yamamoto, Y. 1995.** Small-molecule antioxidants in marine organisms: antioxidant activity of mycosporine-glycine. *Comp. Biochem. Physiol.*, 112B: 105-114.
- Dunlap, W.C., Shick, J.M. 1998.** Ultraviolet radiation-absorbing mycosporine-like amino acids in coral reef organisms: a biochemical and environmental perspective. *J. Phycol.*, 34: 418-430.
- Eilers, P.H.C., Peeters, J.C.H. 1988.** A model for the relationship between light intensity and the rate of photosynthesis in phytoplankton. *Ecological Modelling*, 42: 199-215.
- Enting, I., Wigley, T.M.L., Heimann, M. 1994.** Future Emissions and Concentrations of Carbon Dioxide: Key Ocean/Atmosphere/Land Analyses. CSIRO Division of Atmospheric Research Technical Paper, No. 31, Australia, 127 pp.
- Eswaran, K., Rao, S. 2001.** Impact of ultraviolet-B radiation on a marine red alga *Kappaphycus alvarezii* (Solieriaceae, Rhodophyta). *Indian journal of Marine Sciences*, 30: 105-107.
- Fabry, V.J., Seibel, B.A., Feely, R.A., Orr, J.C. 2008.** Impacts of ocean acidification on marine fauna and ecosystem processes. *ICES Journal of Marine Science*, 65: 414-432.
- Farman, J.C., Gardiner, B.G., Shanklin, J.D. 1985.** Large losses of total ozone in Antarctica reveal seasonal ClO_x/NO_x interaction. *Nature*, 315: 207-210.
- Figuerola, F.L., Gomez, I. 2001.** Photosynthetic acclimation to solar radiation of marine red algae from the warm temperate coast of southern Spain. *Journal of Applied Phycology*, 13: 235-248.
- Flores-Moya, A., Hanelt, D., Figuerola, F.L., Altamirano, M., Vinegla, B., Salles, S. 1999.** Involvement of solar UVB radiation in recovery of inhibited photosynthesis in the Brown alga *Dictyota dichotoma* (Hudson) Lamouroux. *J. Photochem. Photobiol.*, 49(2-3): 129-135.
- Fouchot, J., Gosselin, M., Levasseur, M., Mostajir, B., Belzile, C., Demers, S., Roy, S., Villegas, P.Z. 2000.** Influence of UVB radiation on nitrogen utilization by a natural assemblage of phytoplankton. *J. Phycol.*, 36: 484-496.
- Franklin, L.A., Seaton, G.G.R., Lovelock, C.E., Larkum A.W.D. 1996.** Photoinhibition of photosynthesis on a coral reef. *Plant Cell Envir.*, 19: 825-836.
- Franklin, L., Forster, R. 1997.** The changing irradiance environment: consequences for marine macrophyte physiology, productivity and ecology. *Eur. J. Phycol.*, 32: 207-232.
- Gao, K., Aruga, Y., Asada, K., Ishihara, T., Akano, T., Kiyohara, M. 1991.** Enhanced growth of the red alga *Porphyra yezoensis* Ueda in high CO₂ concentrations. *Journal of Applied Phycology*, 3: 355-362.
- Gao, K., Aruga, Y., Asada, K., Ishihara, T., Akano, T., Kiyohara, M., 1992.** Photorespiration and CO₂ fixation in the red alga *Porphyra yezoensis* Ueda. *Jpn. J. Phycol.*, 40: 373-377.

- Gao, K., Aruga, Y., Asada, K., Ishihara, T., Akano, T., Kiyohara, M. 1993a.** Calcification in the articulated coralline alga *Corallina pilulifera*, with special reference to the effect of elevated CO₂ concentration. *Marine Biology*, 117: 129-132.
- Gao, K., Aruga, Y., Asada, K., Kiyohara, M. 1993b.** Influence of enhanced CO₂ on growth and photosynthesis of the red algae *Gracilaria* sp. and *G. chilensis*. *Journal of Applied Phycology*, 5: 563-571.
- Gao, K., Wu, Y., Li, G., Wu, H., Villafane, V.E., Helbling, E.W. 2007.** Solar UV radiation drives CO₂ fixation in marine phytoplankton: a double edged sword. *Plant Physiology*, 144: 54-59.
- Gao, K., Xu, J. 2008.** Effects of solar UV radiation on diurnal photosynthetic performance and growth of *Gracilaria lemaneiformis* (Rhodophyta). *European Journal of Phycology*, 43: 297-307.
- Gao, K., Zheng, Y. 2010.** Combined effects of ocean acidification and solar UV radiation on photosynthesis, growth, pigmentation and calcification of the coralline alga *Corallina sessilis* (Rhodophyta). *Global Change Biology*, 16: 2388-2398.
- Garcia-Sanchez, M.J., Fernandez, J.A., Niell, X. 1994.** Effect of inorganic carbon supply on the photosynthetic physiology of *Gracilaria tenuistipitata*. *Planta*, 194: 55-61.
- Geider, R.J., Osborne, B. 1992.** Algal photosynthesis. Chapman and Hall, New York, 256 pp.
- Genty, B., Briantais, J.M., Baker, N.R. 1989.** The relationship between the quantum yield of photosynthetic electron transport and quenching of chlorophyll fluorescence. *Biochim. Biophys. Acta*, 990: 87-92.
- Giordano, M., Maberly, S.C. 1989.** Distribution of carbonic anhydrase in British marine macroalgae. *Oecologia*, 81: 534-539.
- Giordano, M., Beardall, J., Raven, J.A. 2005.** CO₂ concentrating mechanisms in algae: mechanisms, environmental modulation and evolution. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 56: 99-131.
- Gordillo, F.J.L., Niell, F.X., Figueroa, F.L., 2001.** Non-photosynthetic enhancement of growth by high CO₂ level in the nitrophilic seaweed *Ulva rigida* C. Agardh (Chlorophyta). *Planta*, 213: 64-70.
- Govindjee, Pulles, M.J.P., Govindjee, R., Van Gorkom, H.J., Duysens, L.N.M. 1976.** Inhibition of the reoxidation of the secondary electron acceptor of Photosystem II by bicarbonate depletion. *Biochimica et Biophysica Acta*, 449: 602-605.
- Govindjee, Van Rensen, J.J.S. 1978.** Bicarbonate effects on the electron flow in isolated broken chloroplast *Biochimica et Biophysica Acta*, 505: 183-213.
- Hader, D.P., Porst, M., Hermann, H., Schafer, J., Santas, R. 1996.** Photoinhibition in the Mediterranean green alga *Halimeda tuna* Ellis et Sol measured *in situ*. *Photochem. Photobiol.*, 64: 428-434.
- Haglund, K., Björk, M., Ramazanov, Z., Garcia-Reina, G., Pedersen, M. 1992.** Role of carbonic anhydrase in photosynthesis and inorganic-carbon assimilation in the red alga *tenuistipitata*. *Planta*, 187: 275-281.
- Halldal, P. 1964.** Ultraviolet action spectra of photosynthesis and photosynthetic inhibition in a green and red alga. *Physiol. Plant.*, 17: 414-421.
- Hanelt, D. 1996.** Photoinhibition of photosynthesis in marine macroalgae. *Sci. Mar.*, 60: 243-248.

- Hanelt, D., Melchersmann, Wiencke, C., Nultsch, W. 1997a.** Effects of high light stress on photosynthesis of polar macroalgae in relation to depth distribution. *Marine Ecology Progress Series*, 149: 255-266.
- Hanelt, D., Wiencke, C., Nultsch, W. 1997b.** Influence of UV radiation on photosynthesis of Arctic macroalgae in field. *J. Photochem. Photobiol. B: Biol.*, 38: 40-47.
- Hanelt, D. 1998.** Capability of dynamic photoinhibition in Arctic macroalgae is related to their depth distribution. *Marine Biology*, 131(2): 361-369.
- Hanelt, D., Tüg, H., Bischof, K., Grob, C., Lippert, H., Sawal, T., Wiencke, C. 2001.** Light regime in an arctic fjord: a study related to stratospheric ozone depletion as a basis for determination of UV effects on algal growth. *Marine Biology*, 138: 649-658.
- Hargreaves, B.R. 2003.** Water column optics and penetration of UVR: UV effects in aquatic organisms and ecosystems, Ed.: Helbling, E.W., Zagarese, H.E., Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK, pp: 59-105.
- Harris, D.G., Zscheile, F.P. 1943.** Effects of solvent upon absorption spectra of chlorophylls a and b; their ultraviolet absorption spectra in ether solution. *Bot. Gaz.*, 104: 515-527.
- Haxo, F.T., Blinks, L.R. 1950.** Photosynthetic action spectra of marine algae. *The Journal of General Physiology*, 33: 389-422.
- Henry, B.E., Van-Alstyne, K.L. 2004.** Effects of UV radiation on growth and phlorotannins in *Fucus gardneri* (Phaeophyceae) juveniles and embryos. *J. Phycol.*, 40: 527-533.
- Herbert, S.K. 1990.** Photoinhibition resistance in the red alga *Porphyra perforata*: the role of photoinhibition repair. *Plant Physiol.*, 92: 514-519.
- Hicks, G.R.F. 1986.** Meiofauna associated with rocky shore algae: The Ecology of Rocky Coasts. Ed: Moore, P.G., Seed, R., Columbia University Press, New York, pp: 36-56.
- Hill, R., Bendall, F. 1960.** Function of the two cytochrome components in chloroplasts: a working hypothesis. *Nature Lond.*, 186: 136-137.
- Hofmann, L.C., Yildiz, G., Hante, L., Klaus, M., Bischof, K. 2010.** Growth and photosynthesis of calcifying and non-calcifying macroalgae under shifting pH regimes. EPOCA, BIOACID and UKOARP Annual Meeting, 27 - 30 September 2010, Atlantic Hotel, Bremerhaven, Germany.
- Holzinger, A., Lütz, C., Karsten, U., Wiencke, C. 2004.** The effect of ultraviolet radiation on ultrastructure and photosynthesis in the red macroalgae *Palmaria palmata* and *Odonthalia dentata* from Arctic waters. *Plant Biol.*, 6: 568-577.
- Holzinger, A., Karsten, U., Lütz, C., Wiencke, C. 2006.** Ultrastructure and photosynthesis in the supralittoral green macroalgae *Prasiola crispa* from Spitsbergen (Norway) under UV exposure. *Phycologia*, 45: 168-177.
- Holzinger, A., Lütz, C. 2006.** Algae and UV irradiation: Effects on ultrastructure and related metabolic functions. *Micron*, 37: 190-207.
- Hoyer, K., Karsten, U., Sawal, T., Wiencke, C. 2001.** Photoprotective substances in Antarctic macroalgae and their variation with respect to depth distribution, different tissues and developmental stages. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 211:117-129.
- Iglesias-Rodriguez, M.D., Halloran, P.R., Rickaby, R.E.M., Hall, I.R., Colmenero-Hidalgo, E., Gittins, J.R., Green, D.R.H., Tyrrell, T., Gibbs, S.J., Dassov, P.V., Rehm, E., Armbrust, E.V., Boessenkool, K.P. 2008.** Phytoplankton calcification in a high-CO₂ world. *Science*, 320: 336-340.

- Inskeep, W.P., Bloom, P.R. 1985.** Extinction Coefficients of Chlorophyll a and b in N,N-Dimethylformamide and 80% Acetone. *Plant. Physiol.*, 77: 483-485.
- Israel, A., Katz, S., Dubinsky, Z., Merrill, J.E., Friedlander, M. 1999.** Photosynthetic inorganic carbon utilization and growth of *Porphyra linearis* (Rhodophyta). *Journal of Applied Phycology*, 11: 447-453.
- Israel, A., Hophy, M. 2002.** Growth, photosynthetic properties and Rubisco activities and amounts of marine macroalgae grown under current and elevated seawater CO₂ concentrations. *Global Change Biology*, 8: 831-840.
- Iwanzik, W., Tevini, M., Dohnt, G., Voss, M., Weiss, W., Graber, O., Renger, G. 1983.** Action of UV-B radiation on photosynthetic primary reactions in spinach chloroplasts. *Physiol Plant*, 58: 401-407.
- Jensen, P.R., Gibson, R.A., Littler, M.M., Littler, D.S. 1985.** Photosynthesis and calcification in four deep-water *Halimeda* species (Chlorophyceae, Caulerpales). *Deep-Sea Res.*, 32: 451-464.
- Jokiel, P.L., Rodgers, K.S, Kuffner, I.B., Andersson, A.J., Cox, E.F., Mackenzie, F.T. 2008.** Ocean acidification and calcifying reef organisms: a mesocosm investigation. *Coral Reefs*, 27: 473-483.
- Juan, Y., Xue-Xi, T., Pei-Yu, Z., Ji-Yuan, T., Heng-Jiang, C. 2004.** Effects of CO₂ Enrichment on Photosynthesis, Lipid Peroxidation and Activities of Antioxidative Enzymes of *Platymonas subcordiformis* Subjected to UVB Radiation Stress. *Acta Botanica Sinica*, 46(6): 682-690.
- Karsten, U., Sawall, T., Wiencke, C. 1998a.** A survey on the distribution of UV-absorbing substances in tropical macroalgae. *Phycological Res.*, 46: 271-279.
- Karsten, U., Sawall, T., Hanelt, D., Bischof, K., Figueroa, F.L., Flores-Moya, A., Wiencke, C. 1998b.** An inventory of UV-absorbing mycosporine-like amino acids in macroalgae from polar to warm-temperate regions. *Bot. Marina*, 41: 443-453.
- Karsten, U., Friedl, T., Schumann, R., Hoyer, K., Lembecke, S. 2005.** Mycosporine-like amino acids (MAAs) and phylogenies in green algae: Prasiola and its relatives from the Trebouxiophyceae (Chlorophyta). *J. Phycol.*, 41: 557-566.
- Karsten, U., Wulff, A., Roleda, M.Y., Müller, R., Steinhoff, F.S., Fredersdorf, J., Wiencke, C. 2009.** Physiological responses of polar benthic algae to ultraviolet radiation. *Bot. Mar.*, 52: 639-654.
- Kautsky, H., Hirsch, A. 1931.** Neue Versuche zur Kohlensäureassimilation. *Naturwissenschaften*, 19: 964.
- Kautsky, H., Zedlitz, W. 1941.** Fluoreszenzkurven von Chloroplasten-Grana. *Naturwiss*, 29: 101-102.
- Kautsky, H., Apel, W., Amann, H. 1960.** Chlorophyllfluoreszenz und Kohlensäureassimilation. XIII. Die Fluoreszenzkurve und die Photochemie der Pflanze. *Biochem. Zeit.* 322: 277-292.
- Kerr, J.B., McElroy, C.T. 1993.** Evidence for large upward trends of ultraviolet-B radiation linked to ozone depletion. *Science*, 262: 1032-1034.
- Kirk, J.T.O. 1994.** Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, 509 pp.
- Klimov, V.V., Baranov, S.V. 2001.** Bicarbonate requirement for the water-oxidizing complex of photosystem II. *Biochimica et Biophysica Acta*, 1503: 187-196.

- Korbee-Peinado, N., Diaz, R.T.A., Figueroa, F.L., Helbling, E.W. 2004.** Ammonium and UV radiation stimulate the accumulation of mycosporine-like amino acids in *Porphyra columbina* (Rhodophyta) from Patagonia, Argentina. *Journal of Phycology*, 40: 248-259.
- Krause, G.H., Weis, E. 1991.** Chlorophyll fluorescence and photosynthesis: the basics. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol.*, 42: 313-349.
- Kremer, B.P. 1981.** Carbon metabolism: The Biology of Seaweeds. Ed.: Lobban, C.S., Wynne, M.J., Oxford, Blackwell Scientific, England, pp: 493-533.
- Krief, S., Hendy, E.J., Fine, M., Yam, R., Meibom, A., Foster, G.L., Shemesh, A. 2010.** Physiological and isotopic responses of scleractinian corals to ocean acidification. *Geochim Cosmochim Acta*, 74(17): 4988-5001.
- Kroeker, K.J., Kordas, R.L., Crim, R.N., Singh, G.G. 2010.** Meta-analysis reveals negative yet variable effects of ocean acidification on marine organisms. *Ecol. Lett.*, 13: 1419-1434.
- Kuffner, I.B., Andersson, A.J., Jokiel, P.L., Rodgers, K.S., Mackenzie, F.T. 2008.** Decreased abundance of crustose coralline algae due to ocean acidification. *Nat Geosci*, 1:114-117.
- Kübler, J.E., Johnston, A.M., Raven, J.A. 1999.** The effects of reduced and elevated CO₂ and O₂ on the seaweed *Lomentaria articulata*. *Plant, Cell and Environment*, 22: 1303-1310.
- Langdon, C., Broecker, W.S., Hammond, D.E., Glenn, E., Fitzsimmons, K., Nelson, S.G., Peng, T.H., Hajdas, I., Bonani, G. 2003.** Effect of elevated CO₂ on the community metabolism of an experimental coral reef. *Glob. Biogeochem. Cycles*, 17(1): 1011.
- Langdon, C., Atkinson, M.J. 2005.** Effect of elevated CO₂ on photosynthesis and calcification of corals and interactions with seasonal change in temperature/irradiance and nutrient enrichment. *J. of Geophys Res.*, 110: 1-16.
- Larkum, A.W.D., Barrett, J. 1983.** Light-harvesting processes in algae. *Advances in Botanical Research* 10. Academic Press, New York, 219 pp.
- Larkum, A.W.D., Wood, W.F. 1993.** The effect of UV-B radiation on photosynthesis and respiration of phytoplankton, benthic macroalgae and seagrasses. *Photosynthesis Res.*, 36: 17-23.
- Larkum, A.W.D. 2003.** Light harvesting systems in algae: Photosynthesis in algae, *Advances in Photosynthesis and Respiration Series*. Ed.: Larkum, A.W.D., Douglas, S.E., Raven, J.A., Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp: 277-304.
- Larsson, C., Axelsson, L. 1999.** Bicarbonate uptake and utilization in marine macroalgae. *Eur. J. Phycol.*, 34: 79-86.
- Littler, M.M., Littler, D.S., Taylor, R.R. 1983.** Evolutionary strategies in a tropical barrier-reef system: functional form groups of marine macroalgae. *J. Phycol.*, 19: 229-237.
- Lobban, C.S., Harrison, P.J. 1997.** Seaweed ecology and physiology. Cambridge University Press, 366 pp.
- Lois, R., Buchanan, B.B.N. 1994.** Severe sensitivity to ultraviolet radiation in an Arabidopsis mutant deficient in flavonoid accumulation: II. Mechanisms of UV-resistance in Arabidopsis. *Planta*, 194: 504-509.
- Lüning, K., Dring, M.J. 1985.** Action spectra and spectral quantum yield of photosynthesis in marine macroalgae with thin and thick thalli. *Mar. Biol.*, 87: 119-129.

- McAllister, E.D., Myers, J. 1940.** The time course of photosynthesis and fluorescence observed simultaneously. *Smithsonian Miscellaneous Collections*, 99: 1-37.
- Maegawa, M., Kunieda, M., Kida, W. 1993.** The influence of ultra-violet radiation on the photosynthetic activity of several red algae from different depths. *Jap J Phycol.*, 41: 207-214.
- Martin, S., Gattuso, J.P. 2009.** Response of Mediterranean coralline algae to ocean acidification and elevated temperature. *Global Change Biology*, 15: 2089-2100.
- Maxwell, K., Johnson, G.N. 2000.** Chlorophyll fluorescence—a practical guide. *J. Exp. Bot.*, 51: 659-668.
- McKenzie, R.L., Björn, L.O., Bais, A., Ilyas, M. 2003.** Changes in biologically active ultraviolet radiation reaching the Earth's surface. *Photochem. Photobiol. Sci.*, 2: 5-15.
- Mercado, J.M., Figueroa, F.L., Niell, F.X. 1997.** A new method for estimating external carbonic anhydrase activity in macroalgae. *J. Phycol.*, 33: 999-1006.
- Mercado, J.M., Javier, F., Gordillo, L., Niell, F.X., Figueroa, F.L., 1999.** Effects of different levels of CO₂ on photosynthesis and cell components of the red alga *Porphyra leucosticta*. *J. Appl. Phycol.*, 11: 455-461.
- Mercado, J.M., Niell, F.X. 1999.** Carbonic anhydrase activity and use of HCO₃⁻ in *Bostrychia scorpioides* (Ceramiales, Rhodophyceae). *Eur. J. Phycol.*, 34: 13-19.
- Michler, T., Aguilera, J., Dieter, H., Bischof, K., Wiencke, C. 2002.** Long-term effects of ultraviolet radiation on growth and photosynthetic performance of polar and cold-temperate macroalgae. *Mar. Biol.*, 140: 1117-1127.
- Mitchell, D.L., Karentz, D. 1993.** The induction and repair of DNA photodamage in the environment: Environmental UV photobiology. Ed.: Young, A.R., Björn, L.O., Moan, J., Nultsch, W., Plenum Press, New York, pp: 345-377.
- Murphy, T.M. 1983.** Membranes as targets of ultraviolet radiation. *Physiol. Plant*, 58: 381-388.
- Nainanayake, A.D. 2007.** Use of chlorophyll fluorescence parameters to assess drought tolerance of coconut varieties. *COCOS*, 18: 77-105.
- Neori, A., Vernet, M., Holm-Hansen, O., Haxo, F.T. 1986.** Relationship between action spectra for Chlorophyll-s fluorescence and photosynthetic O₂ evolution in algae. *J. Plankton Res.*, 8: 537-548.
- Neori, A., Vernet, M., Holm-Hansen, O., Haxo, F.T. 1988.** Comparison of chlorophyll far red and fluorescence excitation spectra with photosynthetic oxygen action spectra for photosystem II in algae. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 44: 297-302.
- Nierner, N.A., Guan, Q., Merrett, M.J. 1994.** Extra- and intra-cellular carbonic anhydrase in relation to culture algae in a high-calcifying strain of *Emiliana huxleyi*. *New Phytol.*, 126: 601-607.
- Okazaki, M., Ikawa, T., Furuya, K., Nisizawa, K., Miwa, T. 1970.** Studies on calcium carbonate deposition of a calcareous red alga *Serraticardia maxima*. *Bot. Mag. Tokyo*, 83: 193-201.
- Okazaki, M., Ichikawa, K., Furuya, K. 1982.** Studies on calcium carbonate deposition of algae. IV. Initial calcification site of calcareous red alga *Galaxaura fastigiata* Decaisne. *Botanica Marina*, 25: 511-517.
- Oren, A. 1997.** Mycosporine-like amino acids as osmotic solutes in a community of halophilic cyanobacteria. *Geomicrobiol J.*, 14: 231-240.
- Oren, A., Gunde-Cimerman, N. 2007.** Mycosporines and Mycosporine-like amino acids: UV protectants or multipurpose secondary metabolites? *FEMS Microbiology Letters*, 269: 1-10.

- Orr, J.C., Fabry, V.J., Aumont O., Bopp, L., Doney, S.C., Feely, R.A., Gnanadesikan, A., Gruber, N., Ishida, A., Joos, F., Key, R.M., Lindsay, K., Maier-Reimer, E., Matear, R., Monfray, P., Mouchet, A., Najjar, R.G., Plattner, G.K., Rodgers, K.B., Sabine, C.L., Sarmiento, J.L., Schlitzer, R., Slater, R.D., Totterdell, I.J., Weirig, M.F., Yamanaka, Y., Yool, A. 2005.** Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, 437:681–686.
- Osmond, C.B. 1994.** What is photoinhibition? Some insights from comparisons of shade and sun plants: Photoinhibition of Photosynthesis, from Molecular Mechanisms to the Field. Ed.: Baker, N.R., Bowyer, J.R., Bios Scientific Publ., Oxford, pp: 1-24.
- Pakker, H., Beekman, C.A.C., Breeman, A.M. 2000a.** Efficient photoreactivation of UVBR induced DNA damage in the sublittoral macroalga *Rhodymenia pseudopalmata* (Rhodophyta). *Eur. J. Phycol.*, 35: 109-114.
- Pakker, H., Martins, R.S.T., Boelen, P., Buma, A.G.J., Nikaido, O., Breeman, A.M. 2000b.** Effects of temperature on the photoreactivation of ultraviolet-B induced DNA damage in *Palmaria palmata* (Rhodophyta). *J. Phycol.*, 36: 334-341.
- Pavia, H., Cervin, G., Lindgren, A., Aberg, P. 1997.** Effects of UV-B radiation and simulated herbivory on phlorotannins in the brown alga *Ascophyllum nodosum*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 157: 139-146.
- Pearse, V.B. 1972.** Radioisotopic study of calcification in the articulated coralline alga *Bossiella orbigniana*. *J. Phycol.*, 8(1): 88-97.
- Poppe, F., Schmidt, R.A.M., Hanelt, D., Wiencke, C. 2003.** Effects of UV radiation on the ultrastructure of several red algae. *Phyco. Res.*, 51: 11-19.
- Porzio, L., Buia, M.C., Hall-Spencer, J.M. 2011.** Effects of ocean acidification on macroalgal communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400: 278-287.
- Provasoli, L. 1968.** Media and prospects for the cultivation of marine algae: Cultures and collections of algae. Proceedings of the US-Japan Conference, Hakone, September 1966, *Jpn. Soc. Plant Physiol.*, pp: 63-75.
- Pueschal, E.M., Eichelberger, H.H., Trick, H.N. 1992.** Specialized calciferous cells in the marine alga *Rhodogorgon carriebowensis* and their implications for models of red algal calcification. *Protoplasma*, 166: 89-98.
- Ragazzola F (2009)** Carbon acquisition mechanisms in *Corallina elongata* Ellis & Solander and *Corallina officinalis* L. Dissertation, University of Pisa, Pisa.
- Rahman, M.A., Oomori, T., Uehara, T. 2007.** Carbonic anhydrase in calcified endoskeleton: novel activity in biocalcification in Alcyonarian. *Mar Biotechnol.*, 10: 31-38.
- Ramus, J. 1981.** The capture and transduction of light energy: The Biology of Seaweeds. Ed.: Lobban, C.S., Wynne M.S., Univ. of California Press, Berkeley, pp: 458-492.
- Raupach, M.R., Marland, G., Ciais, P., Le Quere, C., Canadell, J.G., Klepper, G., Field, C.B. 2007.** Global and regional drivers of accelerating CO₂ emissions. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 104: 10288-10293.
- Raven, J.A. 1991.** Responses of aquatic photosynthetic organisms to increased solar UVB. *J Photochem Photobiol B Biol.*, 9: 239-244.
- Raven, J.A., Ball, L.A., Beardall, J., Giordano, M., Maberly, S.C. 2005.** Algae lacking carbon concentrating mechanisms. *Canadian Journal of Botany*, 83: 879-890.

- Raven, J.A., Cockell, C.S., De La Rocha, C.L. 2008.** The evolution of inorganic carbon concentrating mechanisms in photosynthesis. *Philosophical Transactions of The Royal Society B*, 363: 2641-2650.
- Raven, J.A. 2011.** Effects on marine algae of changed seawater chemistry with increasing atmospheric CO₂. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*, 111(1): 1-17.
- Raven, J.A., Giordano, M., Beardall, J., Maberly, S.C. 2011.** Algal and aquatic plant carbon concentrating mechanisms in relation to environmental change. *Photosynth. Res.*, DOI 10.1007/s1120-011-9632-6.
- Reinfelder, J.R. 2011.** Carbon concentrating mechanisms in eukaryotic marine phytoplankton. *Annu. Rev. Mar. Sci.*, 3: 291-315.
- Renger, G., Voss, M., Graber, P., Schulze, A. 1986.** Effect of UV irradiation on differential partial reactions of the primary processes of photosynthesis: Stratospheric ozone reduction, solar ultraviolet radiation and plant life. Ed.: Worrest, R.C., Caldwell, M.M., NATO ASI Series vol G8, Springer, Heidelberg, pp: 171-184.
- Riebesell, U., Zondervan, I., Rost, B., Tortel, P.D., Zeebe, R.E., Morel, F.M.M. 2000.** Reduced calcification of marine plankton in response to increased atmospheric CO₂. *Nature*, 407: 364-367.
- Riebesell, U., Schulz, K.G., Bellerby, R.G.J., Botros, B., Fritsche, P., Meyerhöfer, M., Neill, C., Nondal, G., Oschlies, A., Wohlers, J., Zöllner, E. 2007.** Enhanced biological carbon consumption in a high CO₂ ocean. *Nature*, 450: 545-549.
- Riebesell, U., Bellerby, R.G.J., Engel, A., Fabry, V.J., Hutchins, D.A., Reusch, T.B.H., Schulz, K.G., Morel, F.M.M. 2008.** Comment on 'phytoplankton calcification in a high-CO₂ world'. *Science*, 322:1466.
- Ries, J.B., Cohen, A.L., McCorkle, D.C. 2009.** Marine calcifiers exhibit mixed response to CO₂-induced ocean acidification. *Geology*, 37: 1131-1134.
- Roleda, M.Y., van de Poll, W.H., Hanelt, D., Wiencke, C. 2004.** PAR and UVBR effects on photosynthesis, viability, growth and DNA in different life stages of two coexisting Gigartinales: implications for recruitment and zonation pattern. *Marine Ecology Progress Series*, 281: 37-50.
- Roleda, M.Y., Wiencke, C., Hanelt, D., van de Poll, W.H., Gruber, A. 2005.** Sensitivity of Laminariales zoospores from Helgoland (North Sea) to ultraviolet and photosynthetically active radiation: implications for depth distribution and seasonal reproduction. *Plant, Cell and Environment*, 28: 466-479.
- Roleda, M.Y., Wiencke, C., Hanelt, D. 2006a.** Thallus morphology and optical characteristics affect growth and DNA damage by UV radiation in juvenile Arctic *Laminaria* sporophytes. *Planta*, 223: 407-417.
- Roleda, M.Y., Hanelt, D., Wiencke, C. 2006b.** Growth and DNA damage in young *Laminaria* sporophytes exposed to ultraviolet radiation: implication for depth zonation of kelps on Helgoland (North Sea). *Marine Biology*, 148: 1201-1211.
- Roleda, M.Y., Wiencke C., Hanelt, D., Bischof, K. 2007.** Sensitivity of the early life stages of macroalgae from the Northern Hemisphere to ultraviolet radiation. *Photochem. Photobiol.*, 83: 851-862.
- Roleda, M.Y., Campana, G., Wiencke, C., Hanelt, D., Quartino, M.L., Wulff, A. 2009.** Sensitivity of Antarctic *Urospora penicilliformis* (Ulotrichales, Chlorophyta) to ultraviolet radiation is life stage dependent. *J. Phycol.*, 45: 600-609.

- Roleda, M.Y., Lütz-Meindl, U., Wiencke, C., Lütz, C. 2010.** Physiological, biochemical and ultrastructural responses of the green macroalga *Urospora penicilliformis* from Arctic Spitsbergen to UV radiation. *Protoplasma*, 243: 1-4.
- Rowan, K.S. 1989.** Photosynthetic pigments of algae. Cambridge University Press, 334pp.
- Schimmel, D., Enting, I., Heimann, M., Wigley, T.M.L., Raynaud, D., Alves, D., Siegenthaler, U. 1994.** CO₂ and the carbon cycle, in: IPCC Report. Climate Change 1994. Radiative Forcing of Climate Change, Ed.: Houghton, J.T., Filho, L.G.M., Bruce, J., Lee, H., Callander, B.A., Haites, E., Harris, N., Maskell, K., Cambridge University Press, Cambridge, pp: 35-71.
- Schneider, H., Erez, J. 2006.** The effect of carbonate chemistry on calcification and photosynthesis in the hermatypic coral *Acropora eurystoma*. *Limnology and Oceanography*, 51: 1284-1293.
- Schreiber, U., Bilger, W., Neubauer, C. 1994.** Chlorophyll fluorescence as a noninvasive indicator for rapid assessment of *in vivo* photosynthesis. *Ecol Stud.*, 100: 49-70.
- Schreiber, U. 2004.** Pulse Amplitude Modulation (PAM) Fluorometry and Saturation Pulse Method: An Overview: Chlorophyll a Fluorescence. A Signature of Photosynthesis, Advances in Photosynthesis and Respiration Series. Ed.: Papageorgiou, G.C., Govindjee, Springer, Netherlands, pp: 279-319.
- Schulz, A., Rex, M., Harris, N.R.P., Braathen, G.O., Reimer, E., Alfier, R., Kilbane-Dawe, I., Eckermann, S., Allaart, M., Alpers, M., Bojkov, B., Cisneros, J., Claude, H., Cuevas, E., Davies, J., De Backer, H., Dier, H., Dorokhov, V., Fast, H., Godin, S., Johnson, B., Kois, B., Kondo, Y., Kosmidis, E., Kyr, E., Litynska, Z., Mikkelsen, I.S., Molyneux, M.J., Murphy, G., Nagai, T., Nakane, H., O'Connor, F., Parrondo, C., Schmidlin, F.J., Skrivankova, P., Varotsos, C., Vialle, C., Viatte, P., Yushkov, V., Zerefos, C., Gathen, P. von der. 2001.** Arctic ozone loss in threshold conditions: Match observations in 1997/1998 and 1998/1999. *J. Geophys. Res.*, 106(D7): 7495-7503.
- Schulz, K.G., Barcelos e Ramos, J, Zeebe, R.E., Riebesell, U. 2009.** CO₂ perturbation experiments: similarities and differences between dissolved inorganic carbon and total alkalinity manipulations. *Biogeosciences*, 6: 2145-2153.
- Shi, S.B., Zhu, W.Y., Li, H.M., Zhou, D.W., Han, F., Zhao, X.Q., Tang, Y.H. 2004.** Photosynthesis of *Saussurea superba* and *Gentiana straminea* is not reduced after long-term enhancement of UVB radiation. *Environ. Exp. Bot.*, 51(1): 75-83.
- Siegenthaler, U., Monnin, E., Kawamura, K., Spahni, R., Schwander, J., Stauffer, B., Stocker, T.F., Barnola, J.M., Fischer, H. 2005.** Supporting evidence from the EPICA Dronning Maud Land ice core for atmospheric CO₂ changes during the past millennium. *Tellus B*, 57: 51-57.
- Sies, H., Stahl, W. 2004.** Carotenoids and UV Protections. *Photochem. Photobiol.*, 3: 749-752.
- Sinha, R.P., Klisch, M., Gröniger, A., Hader, D.P. 1998.** Ultraviolet absorbing screening substances in cyanobacteria, phytoplankton and macroalgae. *J. Photochem. Photobiol. B: Biol.*, 47: 83-94.
- Sinha, R.P., Barbieri, E.S., Lebert, M., Helbling, E.W., Häder, D.P. 2003.** Effects of solar radiation on phycobiliproteins of marine red algae. *Trends Photochem. Photobiol.*, 10: 149-157.

- Skirrow, G. 1975.** The dissolved gases Carbon dioxide : Chemical oceanography, Ed.: Riley, J.P., Skirrow, G., Academic Press , London , New York, San Francisco. vol 2 pp: 1-192.
- South, G.R., Whittick, A. 1987.** Introduction to Phycology. Blackwell Scientific Publications, viii, 341 pp.
- Stapleton, A.E. 1992.** Ultraviolet radiation and plants: burning questions. *Plant Cell*, 4: 1353-1358.
- Stark, L.M., Almodovar, L., Krauss, R.W. 1969.** Factors affecting the rate of calcification of *Halimeda opuntia* (L.) Lamouroux and *Halimeda discoidea* Decaisne. *J. Phycol.*, 5: 305-312.
- Stemler, A.J., Govindjee. 1973.** Bicarbonate ion as a critical factor in photosynthetic oxygen evolution. *Plant Physiol.*, 52: 119-123.
- Stemler, A.J. 1980.** Inhibition of the Photosystem II by formate: possible evidence for a direct role of bicarbonate in photosynthetic oxygen evolution. *Biochimica et Biophysica Acta*, 593: 103-112.
- Stemler, A.J. 2002.** The bicarbonate effect, oxygen evolution and the shadow of Otto Warburg. *Photosynthesis Research*, 73: 177-183.
- Stirbet, A., Govindjee. 2011.** On the relation between in Kautsky effect (chlorophyll a fluorescence induction) and photosystem II: Basics and applications of the OIJP fluorescence transient. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 104: 236-257.
- Strickland, J.D.H., Parsons, T.R. 1972.** A practical handbook of seawater analysis. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, 310 pp.
- Tambutte, S., Tambutte, E., Zoccola D., Caminiti, N., Lotto, S., Moya, A., Allemand, D., Adkins, J. 2007.** Characterization and role of carbonic anhydrase in the calcification process of the azooxanthellate coral *Tubastrea aurea*. *Mar Biol.*, 151: 71-83.
- Tans, P. 2007.** NOAA/ESRL, <http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends>.
- Tevini, M. 2004.** Plant responses to ultraviolet radiation stress: Chlorophyll a Fluorescence. A Signature of Photosynthesis, Advances in Photosynthesis and Respiration Series. Ed.: Papageorgiou, G.C., Govindjee, Springer, Netherlands, pp: 605-621.
- The Royal Society. 2005.** Ocean Acidification Due to Increasing Atmospheric Carbon Dioxide. Policy Document 12/05. The Royal Society, London, 57 pp.
- Thierstein, H.R., Young, J.R. 2004.** Coccolithophores: from molecular processes to global impact. Springer-Verlag, Berlin, Germany, 565 pp.
- Tyrrell, T. 2011.** Anthropogenic modification of the oceans. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A*, 369: 887-908.
- Van Rensen, J.J.S., Xu, C., Govindjee. 1999.** Role of bicarbonate in Photosystem II, the water-plastoquinone oxido-reductase of plant photosynthesis. *Physiol Plant*, 105: 585-592.
- Van Rensen, J.J.S. 2002.** Role of bicarbonate at the acceptor site of Photosystem II. *Photosynthesis Research*, 73: 185-192.
- Vass, I. 1997.** Adverse effects of UV-B light on the structure and function of the photosynthetic apparatus: Handbook of Photosynthesis. Ed.: Pessaraki, M., Dekker, New York, NY, pp: 931-949.

- Vinegla, B., Segovia, M., Figueroa, F.L. 2006.** Effect of artificial UV radiation on carbon and nitrogen metabolism in the macroalgae *Fucus spiralis* L. and *Ulva olivascens* Dangeard. *Hydrobiologia*, 560: 31-42.
- Warburg, O., Krippahl, G. 1958.** Hill-Reaktionen. *Z. Naturforsch.*, 13b: 509-514.
- Wolfe-Simon, F., Grzebyk, D., Schofield, O., Falkowski, P.G. 2005.** The role and evolution of superoxide dismutases in algae. *J. Phycol.*, 41: 453-465.
- WMO (World Meteorological Organization). 2003.** Scientific assessment of ozone depletion: 2002. Global Ozone Research and Monitoring Project – Report No 47, Geneva, 498 pp.
- Woelkerling, W.J., Spenceri K.G., West, J.A. 1983.** Studies on selected Corallinaceae (Rhodophyta) and other algae in a defined marine culture medium. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 67:61-77.
- Wootton, J.T., Pfister, C.A., Forester, J.D., 2008.** Dynamic patterns and ecological impacts of declining ocean pH in a high-resolution multi-year dataset. *Proc. Natl Acad. Sci. USA*, 105: 18848-18853.
- Wu, H., Gao, K., Villafane, V.E., Watanabe, T., Helbling, E.W. 2005.** Effects of solar UV radiation on morphology and photosynthesis of the filamentous cyanobacterium *Arthrospira platensis*. *Applied and Environmental Microbiology*, 71: 5004-5013.
- Wydrzynski, T., Govindjee. 1975.** A new site of bicarbonate effect in Photosystem II of photosynthesis; evidence from chlorophyll fluorescence transients in spinach chloroplast. *Biochimica et Biophysica Acta*, 387: 403-408.
- Zacher, K., Roleda, M.Y., Hanelt, D., Wiencke, C. 2007.** UV effects on photosynthesis and DNA in propagules of three Antarctic seaweeds (*Adenocystis utricularis*, *Monostroma hariotii* and *Porphyra endiviifolium*). *Planta*, 225: 1505-1516.
- Zacher, K., Rautenberger, R., Hanelt, D., Wulff, A., Wiencke C. 2009.** The abiotic environment of polar marine benthic algae. *Bot. Mar.*, 52: 483-490.
- Zeb, A., Mehmood, S. 2004.** Carotenoid content from various sources and their potential health applications. *Pak. J. Nutr.*, 3: 199-204.
- Zhang, Q., Lu, C., Kuang, T. 1992.** Effects of the rising CO₂ levels on photosynthesis. *Chin Bull Bot.*, 9: 1823.
- Zheng, Y., Gao, K. 2009.** Impacts of solar UV radiation on the photosynthesis, growth and UV-absorbing compounds in *Gracilaria lemaneiformis* (Rhodophyta) grown at different nitrate concentrations. *Journal of Phycology*, 45: 314-323.
- Ziska, L.H., Bunce, J.A. 2006.** Plant responses to rising atmospheric carbon dioxide: Plant Growth and Climate Change. Ed.: Morison, J.I.L., Morecroft, M.D., Oxford, Blackwell Publisher, 1745 pp.
- Zou, D., Gao, K.S., Ruan, Z.X. 2001.** Effects of elevated CO₂ concentration on photosynthesis and nutrients uptake of *Ulva lactuca*. *J Ocean Univ Qingdao*, 31: 877-882.
- Zou, D., Gao, K. 2002.** Effects of desiccation and CO₂ concentrations on emerged photosynthesis in *Porphyra haitanensis* (Bangiales, Rhodophyta), a species farmed in China. *European Journal of Phycology*, 37: 587-592.
- Zou, D., Gao, K., Xia, J. 2003.** Photosynthetic utilization of inorganic carbon in the economic Brown alga, *Hizikia fusiforme* (Sargassaceae) from the South China Sea. *J. Phycol.*, 36: 1095-1100.

Zou, D. 2005. Effects of elevated atmospheric CO₂ on growth, photosynthesis and nitrogen metabolism in the economic brown seaweed, *Hizikia fusiforme* (Sargassaceae, Phaeophyta). *Aquaculture*, 250: 726-735.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı	: Gamze YILDIZ
Doğum Yeri ve Tarihi	: Bursa – 06.09.1979
Yabancı Dili	: İngilizce
Eğitim Durumu (Kurum ve Yıl)	
Lise	: Bursa Ertuğrulgazi Lisesi, 1993-1996
Lisans	: Uludağ Üniversitesi, 1996-2000
Yüksek Lisans	: Uludağ Üniversitesi, 2001-2004
Çalıştığı Kurum/Kurumlar ve Yıl	: U.Ü. Fen Bilimleri Enstitüsü, 2002- Halen
İletişim (e-posta)	: gamze@uludag.edu.tr
Yayımları	:

I. SCI ve SCI-Expanded İndeslerce Taranan Uluslararası Hakemli Dergilerde Yayımlanan ve Yayına Kabul Edilen Tam Metin Özgün Makaleler

Yıldız, G., Çelikler, S., Vatan, Ö., Dere, Ş. Determination of the Anti-oxidative Capacity and Bioactive Compounds in Green Seaweed *Ulva rigida* C. Agardh. *International Journal of Food Properties*. DOI: 10.1080/10942912.2010.517341 Accepted 26 April 2011.

Yıldız, G., Vatan, Ö., Çelikler, S., Dere, Ş. 2011. Determination of the Phenolic Compounds and Antioxidative Capacity in Red Algae *Gracilaria bursa-pastoris*. *International Journal of Food Properties*, 14: 496–502.

Vatan, Ö., Çelikler, S., Yıldız, G. 2011. *In vitro* antigenotoxic and anti-oxidative capacity of *Hypnea musciformis* (Wulfen) Lamouroux extract in human lymphocytes. *African Journal of Biotechnology*, 10 (4): 484-490.

Çelikler, S., Taş, S., Vatan, Ö., Ayvalık, S., Yıldız, G., Bilaloğlu, R. 2009. Anti-hyperglycemic and Anti-clastogenic potential of *Ulva rigida* ethanolic extract in the experimental diabetes mellitus. *Food and Chemical Toxicology*, 47(8): 1837-1840.

Çelikler, S., Vatan, Ö., Yıldız, G., Bilaloğlu, R. 2009. Evaluation of anti-oxidative, genotoxic and antigenotoxic potency of *Codium tomentosum* Stackhouse ethanolic extract in human lymphocytes in vitro. *Food and Chemical Toxicology*, 47: 796–801.

Çelikler, S., Yıldız, G., Vatan, Ö., Bilaloğlu, R. 2008. *In vitro* Antigenotoxicity of *Ulva rigida* C. Agardh (Chlorophyceae) Extract against Induction of Chromosome Aberration, Sister Chromatid Exchange and Micronuclei by Mutagenic Agent MMC. *Biomedical And Environmental Sciences*, 21: 492-498.

Dere, E., Yıldız, G., Dalkıran, N., Karacaoğlu, D., Dere, Ş. 2007. Changes in Glutathione S-Transferase Enzyme Activity in *Ulva rigida* According to Abiotic Factors and Locations. *Ekoloji*, 16 (64): 1-8.

Dere, Ş., Dalkıran, N., Karacaoğlu, D., Yıldız, G., Dere, E. 2003. The Determination of total protein, total soluble carbohydrate and pigment contents of some macroalgae collected from Gemlik-Karacaali (Bursa) and Erdek- Ormanlı (Balıkesir) in the Sea of Marmara, Turkey. *Oceanologia*, 45 (3): 453-471.

II. Diğer İndekslerce Taranan Dergilerde Yayımlanan veya Yayına Kabul Edilen Tam Metin Özgün Makale

Yıldız, G., Dere, Ş., Dere, E. 2009. The Effect of Environmental Factors on Some Nutritional Contents of *Ulva Rigida* C. **Agardh**. *Int. J. Phycol. Phycochem*, 5(1): 1-6.

Yıldız, G., Dere, Ş. 2008. Effect of Salinity Stress on Photosynthetic Pigments in *Ulva rigida* (Chlorophyta). *Int. J. Phycol. Phycochem*, 4(2): 121-124.

Yıldız, G., Dere, E., Dere, Ş., Ünübol, H. 2008. Determination of The Biochemical Composition of *Enteromorpha* From Marmara Sea. *Int. J. Phycol. Phycochem*, 4(1):1-4.

III. Kongre Faaliyetleri (Sözlü Bildiri, Poster Bildiri)

A. Uluslararası

Hofmann, L.C., Yıldız, G., Hante, L., Klaus, M., Bischof, K. 2010. Growth and photosynthesis of calcifying and non-calcifying macroalgae under shifting pH regimes. *EPOCA, BIOACID and UKOARP annual meeting*. 27 - 30 September 2010 Bremerhaven.

Çelikler, S., Vatan, Ö., Yıldız, G. 2009. *In vitro* Genotoxic/Antigenotoxic Effect Of *Codium tomentosum* Stackhouse Crude Ethanolic Extracts. *4th EORTC (European Organization for Research and Treatment of Cancer) Pathobiology Group Annual Meeting & 1st International Multidisciplinary Cancer Research Congress*. 21-24 May 2009. Antalya/Turkey.

Çelikler, S., Vatan, Ö., Yıldız, G. 2009. Antigenotoxic Effect Of *Hypnea musciformis* (Wulfen) Lamouroux Crude Extracts against MMC in human lymphocytes. *4th EORTC (European Organization for Research and Treatment of Cancer) Pathobiology Group Annual Meeting & 1st International Multidisciplinary Cancer Research Congress*. 21-24 May 2009. Antalya/Turkey

B. Ulusal

Vatan, Ö., Çelikler, S., Yıldız, G., Bilaloğlu, R. 2010. *Cystoseira compressa*'nın Genotoksik/ Antigenotoksik Etkisinin in vitro Kromozom Aberasyonu (CA) Yöntemi ile Araştırılması. *III. Multidisipliner Kanser Araştırma Sempozyumu*, 14-17 Mart 2010, BURSA.

- Vatan, Ö., Çelikler, S., Yıldız, G., Bilaloğlu, R. 2010.** *Cystoseira compressa*'nın Etil Metan Sülfonat (EMS)'a karşı, Olası Antigenotoksik Etkisinin in vitro Olarak Araştırılması. 20. *Ulusal Biyoloji Kongresi*, 21-25 Haziran 2010, DENİZLİ.
- Çelikler, S., Vatan, Ö., Yıldız, G., Bilaloğlu, R. 2008.** *Ulva rigida* C. Agardh (Chlorophyceae) Ekstraktının Antigenotoksik etkisinin Kardeş Kromotid Değişimi (SCE) Test Yöntemi İle Belirlenmesi. 19. *Ulusal Biyoloji Kongresi*, 23-27 Haziran 2008, TRABZON.
- Yıldız, G., Vatan, Ö., Çelikler, S., Bilaloğlu, R. 2008.** İnsan lenfosit kültürlerinde *Ulva rigida* C. Agardh (Chlorophyceae) ekstraktının kromozom hasarını önleyici etkisinin araştırılması. 19. *Ulusal Biyoloji Kongresi*, 23-27 Haziran 2008, TRABZON.
- Yıldız, G., Dalkıran, N., Karacaoğlu, D., Dere, Ş., Dere, E., Şentürk, E. 2004.** Güney Marmara Sahillerinde Deniz Suyunun Bazı Fizikokimyasal Parametrelerinin Birbirleri ile Olan İlişkisi. V. *Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi*, Ekim 2004, BOLU.
- Yıldız, G., Karacaoğlu, D., Dalkıran, N., Dere, Ş., Dere, E., Şentürk, E. 2004.** Çevresel Faktörlerin *Ulva rigida* C. Agardh Türünde Pigment İçeriğine Etkileri. V. *Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi*, Ekim 2004, BOLU.
- Yıldız, G., Dere, E., Dalkıran, N., Karacaoğlu, D., Dere, Ş., Şentürk, E. 2004.** *Ulva rigida* C. Agardh Türünde Toplam Protein, Toplam Çözünmüş Karbohidrat ve Glutasyon S- Transferaz Enzim Aktivitesinin, Deniz Suyunun Fizikokimyasal Parametreleriyle İlişkisi. V. *Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi*, Ekim 2004, BOLU.
- Şentürk, E., Dalkıran, N., Karacaoğlu, D., Kazancı, N., Dere, Ş., Yıldız, G. 2004.** Orhaneli Çayında Oluşan Kirliliğin Biyolojik ve Fizikokimyasal Parametrelerle Tespit Edilmesi, Aralarındaki İlişkinin Belirlenmesi. V. *Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi*, Ekim 2004, BOLU.
- Şentürk, E., Karacaoğlu, D., Dalkıran, N., Kazancı, N., Dere, Ş., Yıldız, G. 2004.** Emet Çayında Oluşan Kirliliğin Biyolojik ve Fizikokimyasal Parametrelerle Tespit Edilmesi, Aralarındaki İlişkinin Belirlenmesi. V. *Ulusal Ekoloji ve Çevre Kongresi*, Ekim 2004, BOLU.
- Şentürk E., Dalkıran N., Karacaoğlu D., Dere Ş., Elmacı A., Yıldız G. 2004.** Orhaneli, Emet, Mustafakemalpaşa Çaylarının Uluabat Gölüne Etkileri. I. Fiziksel ve Kimyasal Parametrelerle Kirliliğin Etkisinin Belirlenmesi. I. *Ulusal Limnoloji Çalıştayı*, Mayıs 2004, SAPANCA.
- Şentürk E., Karacaoğlu D., Dalkıran N., Nilgün Kazancı., Dere Ş., Yıldız G. 2004.** Orhaneli, Emet, Mustafakemalpaşa Çaylarının Uluabat Gölüne Etkileri II. Biyolojik Parametrelerle Kirliliğin Etkisinin Belirlenmesi. I. *Ulusal Limnoloji Çalıştayı*, Mayıs 2004, SAPANCA.
- Yıldız, G., Karacaoğlu, D., Dalkıran, N., Dere, E., Dere, Ş. 2003.** Gemlik Körfezi ve Kapıdağ Yarımadasındaki Kirliliğin Bazı Fizikokimyasal Parametrelerle ve Kirletici Faktörlerle Birlikte Araştırılması. *SBT Sualtı Bilim ve Teknolojisi Toplantısı Bildiriler Kitabı*, 1-9 Aralık 2003, BURSA.
- Yıldız, G., Karacaoğlu, D., Dalkıran, N., Dere, E., Dere, Ş. 2003.** Gemlik Körfezi ve Kapıdağ Yarımadasında *Ulva rigida* C. Agardh Türünde Pigment ve Protein İçeriklerinin Derinliğe ve Fizikokimyasal Parametrelere Bağlı Olarak Değişimi. *SBT Sualtı Bilim ve Teknolojisi Toplantısı Bildiriler Kitabı*, 10-19 Aralık 2003, BURSA.

Dalkıran, N., Karacaoğlu, D., Yıldız, G., Dere, E., Dere, Ő. 2002. Gemlik Kırfezi ve Kapıdağ Yarımadasındaki Bazı Chlorophyta Üyelerinin Toplam Protein, Toplam Çözünmüş Karbohidrat ve Pigment İçeriklerinin Saptanması. *Sualtı Bilim ve Teknolojisi Toplantısı (SBT) Bildiri Kitabı*, 88-95, Boğaziçi Üniversitesi-2002, İSTANBUL.