



T.C.
İSTANBUL ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ



Doktora Tezi

**GÖKÇEADA (KUZEY EGE) KIYILARINDA *Posidonia* ÇAYIRLARI
EKOSİSTEMİ ARACILIĞIYLA EKOLOJİK KALİTENİN
BELİRLENMESİ**

Aysu GÜREŞEN

Deniz ve İçsu Kaynakları Yönetimi Anabilim Dalı

İçsu Kaynakları ve Yönetimi Programı

**DANIŞMAN
Prof. Dr. Yelda AKTAN TURAN**

Mayıs, 2019

İSTANBUL

Bu çalışma, 10.05.2019 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Deniz ve İçsu Kaynakları Yönetimi Anabilim Dalı, İçsu Kaynakları ve Yönetimi Programında Doktora tezi olarak kabul edilmiştir.

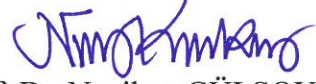
Tez Jürisi



Prof. Dr. Yelda AKTAN TURAN (Danışman)
İstanbul Üniversitesi
Su Bilimleri Fakültesi



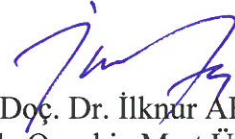
Prof. Dr. Çetin KESKİN
İstanbul Üniversitesi
Su Bilimleri Fakültesi



Prof. Dr. Nagihan GÜLSOY
Marmara Üniversitesi
Fen – Edebiyat Fakültesi



Prof. Dr. Seyfettin TAŞ
İstanbul Üniversitesi
Deniz Bilimleri ve İşletmeciliği Enstitüsü



Doç. Dr. İlknur AK
Çanakkale Onsekiz Mart Üniversitesi
Deniz Bilimleri ve Teknolojisi Fakültesi



20.04.2016 tarihli Resmi Gazete’de yayımlanan Lisansüstü Eğitim ve Öğretim Yönetmeliğinin 9/2 ve 22/2 maddeleri gereğince; Bu Lisansüstü teze, İstanbul Üniversitesi’nin aboneli olduğu intihal yazılım programı kullanılarak Fen Bilimleri Enstitüsü’nün belirlemiş olduğu ölçütlere uygun rapor alınmıştır.

Bu tez, İstanbul Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Yürütücü Sekreterliğinin FDK-2016-21299 numaralı projesi ile desteklenmiştir.

ÖNSÖZ

Lisans eğitimimden bu yana eğitim hayatım ve bilimsel çalışmalarım boyunca gösterdiği her türlü destek ve yardımından dolayı değerli hocam Prof. Dr. Yelda AKTAN TURAN'a en içten dileklerle teşekkür ederim.

Çalışmamın uygulama kısmını finansal olarak destekleyen İstanbul Üniversitesi Bilimsel Araştırma Projeleri Birimi'ne, arazi çalışmalarım esnasında yardımlarını esirgemeyen Selahattin ÖZCAN, Selim KONYA, Tolga KILIÇ, Sadettin AŞKIN ve Okyanus AŞKIN'a teşekkürlerimi sunarım.

Bilimsel katkılarından dolayı; Corse Pascal Paoli Üniversitesi'nden Prof. Gerard PERGENT'e; Aix-Marseille Üniversitesi'nden Charles François BOUDOURESQUE'e ve Mediterranen d'Océanologie Enstitüsü'nden Dr. Sebastien PERSONNIC'e en içten dileklerle teşekkür ederim. İstanbul Üniversitesi Deniz Bilimleri ve İşletmeciliği Enstitüsü'nden Dr. Öğretim Üyesi Volkan DEMİR, Prof. Dr. Erol SARI ve Tuğçe Nagihan ARSLAN'a tez çalışmalarımın çeşitli aşamalarındaki katkılarından dolayı teşekkürlerimi sunarım.

Arazi çalışmalarımın gerçekleştirilmesinde büyük katkı sağlayan İ.Ü. Su Bilimleri Fakültesi'nden eşim Yük. Müh. Sedat Ozan GÜREŞEN'e ve tüm eğitim öğretim dönemlerimde ilgisini ve desteğini hiçbir zaman eksik etmeyen aileme ve Osman Rıfat MUNAR'a da ayrıca teşekkürü borç bilirim.

Mayıs 2019

Aysu GÜREŞEN

İÇİNDEKİLER

Sayfa No

ÖNSÖZ	iv
İÇİNDEKİLER.....	v
ŞEKİL LİSTESİ	vii
TABLO LİSTESİ.....	ix
SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ	xi
ÖZET	xii
SUMMARY	xv
1. GİRİŞ	1
2. GENEL KISIMLAR.....	4
2.1. <i>POSIDONIA OCEANICA</i> (LINNEAUS) DELİLE, 1813 EKOLOJİSİ	4
2.2. ÇEVRESEL FAKTÖRLERİN <i>POSIDONIA OCEANICA</i> ÜZERİNE ETKİSİ	6
2.3. EKOSİSTEM BAZLI YAKLAŞIM	9
3. MALZEME VE YÖNTEM.....	11
3.1. ÇALIŞMA BÖLGELERİ	11
3.2. ARAZİ ÇALIŞMALARI VE ÖRNEKLEME DİZAYNI	12
3.3. BİYOTİK İNDEKSLER	16
3.3.1. Ekosistem Bazlı Kalite İndeksi (EBQI)	16
3.3.2. <i>Posidonia</i> Biyotik İndeksi (EQR _{BiPo})	20
3.4. SENTETİK İNDEKSLER	21
3.4.1. <i>Posidonia</i> Koruma Statüsü (CI)	21
3.4.2. <i>Posidonia</i> Yer Değişimi (SI)	21
3.4.3. <i>Posidonia</i> Faz Değişimi (PSI)	21
3.4.4. <i>Posidonia</i> Heterojenliği (PI)	22
3.5. VERİLERİN DEĞERLENDİRİLMESİ	23
4. BULGULAR.....	24
4.1. <i>POSIDONIA OCEANICA</i> 'NİN EKOLOJİK PARAMETRELERİ	24
4.1.1. Fidanlık	24
4.1.2. Tepeköy	25
4.1.3. Kaleköy	26
4.1.4. Yıldızkoyu	27

4.1.5. Kuzulimanı	28
4.1.6. Güzelcekoy	29
4.1.7. Yüzentaşlar	30
4.1.8. İncesu	31
4.1.9. Kapıkaya	32
4.2. GÖKÇEADA (KUZEY EGE)'NİN KIYISAL EKOSİSTEM STATÜSÜ	33
4.2.1. Ekosistem Bazlı Kalite İndeksi (EBQI)	33
4.2.2. <i>Posidonia</i> Biyotik İndeksi (EQR)	39
4.3. <i>POSIDONIA OCEANICA</i> SENTETİK İNDEKSLERİ	46
4.4. GÖKÇEADA (KUZEY EGE)'NİN SU KALİTESİ PARAMETRELERİ	49
5. TARTIŞMA VE SONUÇ	52
KAYNAKLAR.....	64
ÖZGEÇMİŞ	75

ŞEKİL LİSTESİ

	Sayfa No
Şekil 2.1: <i>Posidonia oceanica</i> (Linneaus) Delile, 1813 – Gökçeada (Kuzey Ege)	4
Şekil 2.2: <i>Posidonia oceanica</i> terasları (setleri) ve yatay rizomları	5
Şekil 2.3: <i>Posidonia oceanica</i> flora ve faunasından örnekler	6
Şekil 2.4: Rizomlar arasında deniz kestanesi, deniz hıyarı ve “grazing”e uğramış yapraklar	6
Şekil 2.5: <i>Posidonia oceanica</i> rizomları aralarında istilacı alg <i>Caulerpa racemosa</i>	8
Şekil 2.6: Denizel ekosistemlerdeki “trofik zincir” teorisi	9
Şekil 3.1: Çalışma bölgeleri - Gökçeada (Kuzey Ege, Doğu Akdeniz) (ESRI, 2011)	11
Şekil 3.2: Görsel tekniklerin uygulandığı arazi çalışmaları	12
Şekil 3.3: Çalışmaya ait örnekleme prosedürleri	13
Şekil 3.4: Sediment tane boyu analizleri	15
Şekil 3.5: <i>Posidonia oceanica</i> ekosistem işleyişinin kavramsal modeli	16
Şekil 3.6: Zeminde heterojen görüntü yaratan <i>Posidonia oceanica</i> kümeleri	22
Şekil 4.1: <i>Posidonia oceanica</i> alt limiti (28 m) – Tepeköy, 2017	25
Şekil 4.2: Kaleköy kıyılarında çevresel baskılar, 2017	26
Şekil 4.3: <i>Posidonia oceanica</i> alt limiti (27 m) – Yıldızkoyu, 2008	27
Şekil 4.4: <i>Posidonia oceanica</i> alt limiti (29 m) – Kuzulimanı, 2017	28
Şekil 4.5: Güzelcekoy, 2016	29
Şekil 4.6: <i>Posidonia oceanica</i> alt limiti (17 m) – Yüzentaşlar, 2016	30
Şekil 4.7: İncesu, 2016 – <i>Posidonia oceanica</i> şematik alt limiti (22,3 m)	31
Şekil 4.8: Tüm bölgeler için ortalama ekosistem statüsü (EBQI) ve güvenilirlik (CI) değerlerinin sınıflandırması	33
Şekil 4.9: Tüm bölgeler için ortalama ekolojik kalite oranları (EQR) ve antropizasyon derecelerinin (LUSI) sınıflandırması	39

Şekil 4.10: Ekolojik kalite indeksi (EQR) ve Ekosistem kalite indeksi (EBQI) ile karasal kullanımların sadeleştirilmiş indeksi (LUSI) değerleri arasındaki ilişki	40
Şekil 4.11: Derinlik artışıyla birlikte düşüş gösteren <i>Posidonia oceanica</i> parametreleri	41
Şekil 4.12: <i>Posidonia oceanica</i> alt limit derinliğinin antropojenik baskılara (LUSI) bağlı değişimi	42
Şekil 4.13: <i>Posidonia oceanica</i> alt limit tiplerinin bölgesel olarak sıklık dağılımı	42
Şekil 4.14: Bölgelere göre <i>Posidonia oceanica</i> çayırlarının yoğunluğu	43
Şekil 4.15: Bölgelere göre <i>Posidonia oceanica</i> 'nın kolonizasyon kapasitesi	43
Şekil 4.16: Bölgelere göre sediment yapısı ve kompozisyonu	44
Şekil 4.17: <i>Posidonia oceanica</i> koruma statüsünün bölgesel ve batimetrik değişimi	47
Şekil 4.18: Bölgelere göre su kalitesi parametreleri	50
Şekil 4.19: Yapraklar üzerindeki epifitik biyomasın besin tuzu seviyeleriyle ilişkisi	51

TABLO LİSTESİ

	Sayfa No
Tablo 3.1: Çalışma bölgelerindeki baskıların değerlendirilmesi	12
Tablo 3.2: Sediment tane boyu skalası	15
Tablo 3.3: Model kapsamında değerlendirilen bölümlerin detayları (Personnic ve diğ. 2014)	17
Tablo 3.4: Her bir bölümün ekosistem statüleri için tanımlanmış parametre aralıkları	18
Tablo 3.5: Ekosistem bazlı kalite ve ekosistem statüleri skalası (MSFD, 2008/56/EC)	19
Tablo 3.6: EQR ve parametrelerin entegrasyonu	20
Tablo 3.7: Ekolojik kalite oranları ve ekosistem statüleri skalası (WFD, 2000/60/EC)	20
Tablo 3.8: Sentetik indekslerin skalası (Montefalcone, 2009)	22
Tablo 4.1: Fidanlık için EBQI (CI) sonuçları (W:oransal denge, S:statü CI:güvenilirlik) ..	34
Tablo 4.2: Tepeköy için EBQI (CI) sonuçları (W:oransal denge, S:statü, CI: güvenilirlik)	34
Tablo 4.3: Kaleköy için EBQI (CI) sonuçları (W:oransal denge, S:statü, CI: güvenilirlik)	35
Tablo 4.4: Yıldızköy için EBQI (CI) sonuçları (W:oransal denge, S:statü, CI: güvenilirlik)	35
Tablo 4.5: Kuzulimanı için EBQI (CI) sonuçları (W:oransal denge, S:statü, CI: güvenilirlik)	36
Tablo 4.6: Güzelcekoy için EBQI (CI) sonuçları (W:oransal denge, S:statü, CI: güvenilirlik)	36
Tablo 4.7: Yüzentaşlar için EBQI (CI) sonuçları (W:oransal denge, S:statü, CI: güvenilirlik)	37
Tablo 4.8: İncesu için EBQI (CI) sonuçları (W:oransal denge, S:statü, CI:güvenilirlik) ...	37
Tablo 4.9: Kapıkaya için EBQI (CI) sonuçları (W:oransal denge, S:statü, CI: güvenilirlik)	38
Tablo 4.10: Bölgelerin ekolojik kalite oranları (statüleri) ile kullanılan parametreler (ortalama \pm 95% güven aralığı)	39

Tablo 4.11: Çalışma bölgelerindeki baskıların (LUSI) değerlendirilmesi	40
Tablo 4.12: <i>Posidonia oceanica</i> parametrelerinin bölgesel ve batimetrik farklılıkları (* $p < 0,05$ ve ** $p < 0,01$ seviyesinde anlamlı farklılıklar)	41
Tablo 4.13: Sediment yapısının <i>Posidonia oceanica</i> gelişimine etkisi (* $p < 0,05$ seviyesinde anlamlılık)	45
Tablo 4.14: <i>Posidonia oceanica</i> statüsünün ortalama \pm standart sapma değerleri	46
Tablo 4.15: <i>Posidonia oceanica</i> statüsünün doğal ve antropize durumlardaki farklılıkları (* $p < 0,05$ ve ** $p < 0,01$ seviyesinde anlamlı farklılıklar)	48
Tablo 4.16: <i>Posidonia oceanica</i> statüsünün faktöriyel ANOVA sonuçları (* $p < 0,05$ ve ** $p < 0,01$ seviyesinde anlamlı farklılıklar)	48

SİMGE VE KISALTMA LİSTESİ

Simgeler	Açıklama
°C	: Santigrat derece
‰	: Binde
DO ₂	: Çözünmüş oksijen
NO ₃	: Nitrat azotu
NO ₂	: Nitrit azotu
NH ₄	: Amonyum azotu
DIN	: Çözünmüş inorganik nitrojen
TP	: Toplam fosfor
o-PO ₄	: Orto fosfat
µg L ⁻¹	: Litredeki mikrogram

Kısaltmalar	Açıklama
İ.Ü	: İstanbul Üniversitesi
BAP	: Bilimsel Araştırma Projeleri
ODTÜ	: Ortadoğu Teknik Üniversitesi
TÜBİTAK	: Türkiye Bilimsel ve Teknolojik Araştırma Kurumu
UNEP	: Birleşmiş Milletler Çevre Programı
SCUBA	: Self-contained underwater breathing apparatus
TÜİK	: Türkiye İstatistik Kurumu
AKM	: Askıda katı madde
Chl a	: Klorofil a
EQR	: Ekolojik Kalite Oranı
EBQI	: Ekosistem Bazlı Kalite İndeksi
LUSI	: Karasal Kullanımların Sadeleştirilmiş İndeksi
CI	: <i>Posidonia</i> Koruma Statüsü
SI	: <i>Posidonia</i> Yer Değişimi
PSI	: <i>Posidonia</i> Faz Değişimi
PI	: <i>Posidonia</i> Heterojenliği

ÖZET

DOKTORA TEZİ

GÖKÇEADA (KUZEY EGE) KIYILARINDA *Posidonia* ÇAYIRLARI EKOSİSTEMİ ARACILIĞIYLA EKOLOJİK KALİTENİN BELİRLENMESİ

Aysu GÜREŞEN

İstanbul Üniversitesi

Fen Bilimleri Enstitüsü

Deniz ve İçsu Kaynakları Yönetimi Anabilim Dalı

Danışman : Prof. Dr. Yelda AKTAN TURAN

Posidonia oceanica (Linnaeus) Delile deniz çayırı habitatları, Akdeniz'in kıyısal bölgelerindeki infra-littoral zonları boyunca geniş coğrafik alanlara yayılmaktadır. Ancak antropojenik faktörlerin kıyısal sistemler üstündeki baskısı ve değişen iklim koşulları gibi çevresel faktörlere karşı hassas *P. oceanica* populasyonları çok yavaş kolonizasyon kapasitesine sahip olduğundan yüksek gerileme oranları ile karşılaşmakta ve geri dönüşü olmayan kayıplara uğramaktadır. Bu nedenle deniz çayırları gibi fonksiyonel ekosistem servislerinin sürdürülebilirliğini sağlamak için son yıllarda ekolojik modellemeler aracılığıyla kıyısal ekosistem statüsü ve su kalitesinin belirlenmesinde “biyolojik kalite elementi” olarak *P. oceanica* kullanılmaktadır.

Karadeniz ve Akdeniz arasındaki deniz canlılarının geçiş yolu üzerinde olan Gökçeada (Kuzey Ege)'nin belirli kıyılarında geniş alanlara yayılan *P. oceanica* deniz çayırlarının mevcudiyeti, bölgenin biyoçeşitlilik ve ekolojik karakteristiği açısından çok önemli olup “deniz ve kıyı koruma alanı” olma potansiyelini arttırmaktadır. Ancak ada kıyıları, son yıllarda kıyısal ekosistemler üzerindeki stres faktörlerinden yapılaşma, turizm ve tarım gibi sektörlerin tehditi altına girmiştir.

Mevcut çalışma kapsamında, 2016-2018 döneminde Gökçeada (Kuzey Ege) kıyılarında farklı doğal ve antropojenik baskılara maruz kalan bölgelerde *P. oceanica* ve ekosistem bileşenlerine ait ekolojik ve biyometrik parametreler üzerinden geliştirilen kavramsal model aracılığıyla kıyısız ekosistem statüsü belirlenmiştir. Ayrıca Batı Akdeniz’de test edilen ekolojik indeksler; interkalibrasyon amacıyla Doğu Akdeniz’e adapte edilmekle birlikte, multi-disipliner bir yaklaşımla kıyısız ekosistem statüsünün doğal ve antropojenik faktörlerle olumsuz ilişkisi ortaya konmuştur.

Gökçeada çevresindeki 9 farklı kıyısız bölgenin ekosistem statüsü (EBQI) ve ekolojik kalite oranları (EQR), bölgelere göre anlamlı farklılıklar (ANOVA, $p < 0,05$) göstermiştir. *P. oceanica*’nın tanımlayıcı parametreleri ile hesaplanan EQR değerlerine göre; Fidanlık ($0,62 \pm 0,03$) “İyi”; Tepeköy ($0,46 \pm 0,00$), Kaleköy ($0,43 \pm 0,03$), Yıldızkoyu ($0,41 \pm 0,03$), Kuzulimanı ($0,47 \pm 0,02$), Güzelcekoy ($0,44 \pm 0,00$), Yüzentaşlar ($0,41 \pm 0,02$) ve İncesu ($0,49 \pm 0,00$) “Orta” iken; Kapıkaya ($0,32 \pm 0,01$) “Zayıf” seviyede statülandırılmıştır. *P. oceanica* ekosistem işleyişi üzerinden belirlenen EBQI değerlerine göre; Fidanlık ($5,3 \pm 0,1$), Tepeköy ($4,5 \pm 0,7$) ve Yıldızkoyu ($4,2 \pm 0,1$) “Orta”; Kuzulimanı ($3,7 \pm 0,5$), Güzelcekoy ($3,5 \pm 0,1$), Yüzentaşlar ($4,1 \pm 0,4$) ve İncesu ($3,5 \pm 0,3$) “Zayıf”; Kaleköy ($3,3 \pm 0,5$) ve Kapıkaya ($3,4 \pm 0,1$) ise “Kötü” seviyede statülandırılmıştır.

Bölgelerin ekolojik kalite oranları (EQR) ile antropojenik baskılar (LUSI) arasında kuvvetli ters ilişki ($R^2 = 0,6126$, $p < 0,05$) ve öte yandan ekosistem statüleri (EBQI) ile antropizasyon dereceleri (LUSI) arasında ise daha az ilişki ($R^2 = 0,3773$, $p > 0,05$) bulunması, *Posidonia* biyotik indeksinin (BiPo) kıyısız ekolojik statüyü belirlemede çok etkili olduğunu; ancak ekosistem bazlı kalite indeksinin (EBQI) su kalitesinin yanısıra aşırı avcılık baskısını da iyi yansıttığı görülmüştür. Ayrıca; yerel ölçekte yapılan diğer çalışmalarda da görüldüğü üzere, ekolojik indekslerin antropojenik baskıları iyi yansıtılmalarının yanısıra; Akdeniz ölçeğinde güvenilirlik ve uygulanabilirlik açısından da uygun oldukları sonucuna varılmıştır.

P. oceanica’nın tanımlayıcı ekolojik ve biyometrik parametreleri (alt limit derinliği ve tipi, yoğunluk, kaplama, yatay rizom yüzdesi, rizom gelişimi, yaprak sayısı ve yüzeyi, demet uzunluğu, A katsayısı, epifit biyoması), hem bölgesel hem batimetrik olarak anlamlı farklılıklar (ANOVA, $p < 0,05$) gösterdiğinden ada çevresindeki deniz çayırlarının gelişimine etki eden en önemli çevresel faktörlerin “siltasyon” olduğu kanısına varılmıştır. Batimetrik eğimle birlikte *P. oceanica*’nın belirli parametrelerindeki düşüş, çayırların zaman içinde canlılığını yitirdiğini ortaya koymuştur.

Koruma statüsü, faz değişimi ve habitat heterojenliği, ayrıca seçilen 2 doğal (Fidanlık ve Tepeköy) ve 2 antropize (Yıldızkoyu ve Kuzulimanı) olmak üzere 4 bölge arasında hem sığ hem de derin zonlarda istatistiksel açıdan anlamlı farklılık göstererek “*P. oceanica* ekosisteminin antropojenik baskılardan negatif etkilendiği” hipotezini doğrulamıştır. En yüksek koruma statüsüne sahip bölgeler, Fidanlık ($CI = 0,98 \pm 0,02$) ile Tepeköy ($CI = 0,95 \pm 0,03$)’ün sığ zonları iken; en düşük koruma statüsüne sahip bölgeler; turizm baskısına maruz kalan Yıldızkoyu ($CI = 0,78 \pm 0,10$) ile Kuzulimanı ($CI = 0,55 \pm 0,08$)’nin sığ zonları olmuştur. Ayrıca yüksek yer değiştirme dereceleri ile Yıldızkoyu ($SI = 0,01 \pm 0,02$) ve Kuzulimanı ($SI = 0,02 \pm 0,05$)’nda kök ve rizomların aralarına *Cymodocea nodosa* ve *Caulerpa racemosa*’nın yerleşmesi ve ölü mat alanlarına yayılmaya başlaması, çayır yatakları için gelecekte önemli bir tehdit oluşturmaktadır. Erken evre faz değişiminin ($PSI < 0,25$) görüldüğü bu bölgelerde, insan kaynaklı baskılara rağmen; deniz çayırı yataklarının başlıca gerileme etkenleri ortadan kaldırıldığı takdirde hala yenilenme potansiyeli olacaktır.

Gökçeada (Kuzey Ege) kıyusal ekosisteminin ve *P. oceanica* deniz çayırlarının ekolojik durumunun, doğal faktörlerin (hidrodinamizm, sedimentasyon) yanı sıra; yerel antropojenik faktörlerden de (turizm, tarım, atıksu deşarjı) etkilendiği çok açıktır. Bölgenin kıyusal ekosisteminin, bu stres faktörlerine karşı doğal karakteristik yapısını korumakta direnç gösterdiği görülmektedir.

Bu çalışma ile “kıyusal koruma ve yönetim” planlarının temel taşı olan envanter çalışmalarına; ayrıca uzun dönem izleme çalışmalarının sürekliliğine katkı sağlanmıştır. Bunun yanısıra, kendi kıyusal sularımız için “ekosistem bazlı yaklaşım” oluşturulmasına zemin hazırlanmıştır; bu nedenle tüm kıyılarımızda alt biyocoğrafik alanlar göz önüne alınarak; daha geniş kapsamlı araştırmaların yürütülmesi gerekmektedir.

Mayıs 2019, 77 sayfa.

Anahtar kelimeler: *Posidonia oceanica*, deniz çayırları, Gökçeada, ekosistem statüsü, biyolojik kalite elementi

SUMMARY

Ph.D. THESIS

DETERMINATION OF THE ECOLOGICAL QUALITY BY *Posidonia* MEADOWS ECOSYSTEM IN GÖKÇEADA (NORTH AEGEAN) COASTAL WATERS

Aysu GÜREŞEN

İstanbul University

Institute of Graduate Studies in Sciences

Department of Marine and Freshwater Resources Management

Supervisor : Prof. Dr. Yelda AKTAN TURAN

Posidonia oceanica (Linnaeus) Delile seagrass meadows distribute to wide geographical areas along the infra-littoral zones in the coastal zones of the Mediterranean Sea. However, recent anthropogenic pressures on coastal regions and changing climate conditions have caused irreversible regression and loss of this habitat. Due to its low resilience to the anthropogenic pressures, *P. oceanica* is used as a bioindicator or ‘biological quality element’ in long-term monitoring programmes, including in the European Commission’s Water Framework Directive (WFD 2000/60/EC) for evaluation of the status of coastal water bodies through ecological modellings.

Presence of *P. oceanica* meadows distributed to wide areas in specific coasts of Gökçeada (North Aegean) under the effect of Turkish Straits Sytem, is very crucial in terms of biodiversity and ecological characteristics of the region and also increases the potential of becoming a “protected area”. However the coasts of the island are under the threat of the urbanization, tourism and agricultural activities in the recent years with the population growth.

Through this study, the coastal ecosystem status is determined via the conceptual model developed from the ecological and biometric parameters of *P. oceanica* and its ecosystem components in the sites exposed to different natural and anthropogenic pressures from Gökçeada (North Aegean) in the period of 2016-2018. Furthermore, the ecological indices

tested at Western Mediterranean, are adapted to Eastern Mediterranean with the aim of intercalibration and also the relationship between the coastal ecosystem status and the natural and anthropogenic factors is revealed with a multi-disciplinary approach.

The ecosystem status (EBQI) and the ecological quality ratio (EQR) of nine different sites around Gökçeada, showed statistical differences (ANOVA, $p < 0,05$). According to the EQR values determined with the descriptive parameters of *P. oceanica*; Fidanlık ($0,62 \pm 0,03$) is classified as “Good”; Tepeköy ($0,46 \pm 0,00$), Kaleköy ($0,43 \pm 0,03$), Yıldızkoyu ($0,41 \pm 0,03$), Kuzulimanı ($0,47 \pm 0,02$), Güzelcekoy ($0,44 \pm 0,00$), Yüzentaşlar ($0,41 \pm 0,02$) and İncesu ($0,49 \pm 0,00$) are classified as “Moderate” whereas; Kapıkaya ($0,32 \pm 0,01$) is classified as “Poor” status. In terms of the EBQI values determined with the *P. oceanica* ecosystem functioning; Fidanlık ($5,3 \pm 0,1$), Tepeköy ($4,5 \pm 0,7$) and Yıldızkoyu ($4,2 \pm 0,1$) are classified as “Moderate”; Kuzulimanı ($3,7 \pm 0,5$), Güzelcekoy ($3,5 \pm 0,1$), Yüzentaşlar ($4,1 \pm 0,4$) and İncesu ($3,5 \pm 0,3$) are classified as “Poor”; Kaleköy ($3,3 \pm 0,5$) and Kapıkaya ($3,4 \pm 0,1$) are classified as “Bad” status.

The strong relation ($R^2 = 0,6126$, $p < 0,05$) between the ecological quality ratios (EQR) and the anthropogenic pressures (LUSI), proved the effectiveness of the *Posidonia* Biotic Index (BiPo) in determining the ecological status. On the other hand, the less relation ($R^2 = 0,3773$, $p > 0,05$) between the ecosystem status (EBQI) and the anthropogenic pressures (LUSI), especially reflected the overfishing pressure besides water quality. As can be seen in other studies conducted at a local scale, ecological indices are convenient tools in terms of reliability and feasibility at the Mediterranean scale besides their relevancy in reflecting the anthropogenic pressures.

The descriptive ecological and biometric parameters of *P. oceanica* (lower limit depth and type, meadow density and cover, plagiotrophic rhizomes, rhizome growth, leaf production and foliar surface, shoot length, coefficient A, epibiota biomass) showed statistical differences (ANOVA, $p < 0,05$) both spatially and bathymetrically, therefore we assumed the most important environmental factor affecting the growth of the meadows around the island is “siltation”. The decrease of the specific parameters of *P. oceanica* with the increasing bathymetric slope, put forward the decline of the vitality of the meadows through time.

Conservation status, phase-shift and the patchiness of the habitat are approved the hypothesis of “eco-health of *P. oceanica* is negatively affected from anthropogenic pressures” by showing statistical differences in both shallow and deep zones of four sites; two reference (Fidanlık and Tepeköy) and two anthropized (Yıldızkoyu and Kuzulimanı). The highest conservation index is recorded in the shallow zones of Fidanlık ($CI = 0,98 \pm 0,02$) and Tepeköy ($CI = 0,95 \pm 0,03$) whereas; the lowest values are recorded in Yıldızkoyu ($CI = 0,78 \pm 0,10$) and Kuzulimanı ($CI = 0,55 \pm 0,08$), both exposed to tourism pressure. Moreover settlement of *Cymodocea nodosa* ve *Caulerpa racemosa* around the roots and rhizomes and their distribution through dead matte areas in Yıldızkoyu ($SI = 0,01 \pm 0,02$) and Kuzulimanı ($SI = 0,02 \pm 0,05$) with the highest substitution index, creates an important threat for the meadow beds in the future. Also early phase-shift ($PSI < 0,25$) in these sites, could still recover even in the presence of human-induced pressures due to the removal of the principal reasons of regression.

It is clear that the coastal ecosystem of Gökçeada (North Aegean) and the ecological status of the *P. oceanica* meadows are affected from the local anthropogenic pressures (tourism, agriculture, discharges of wastewater) besides natural environmental pressures

(hydrodynamism, sedimentation). The ecosystem of the region resists to preserve its natural characteristic structure against to these stress factors.

This study contribute to the inventory works of the “coastal conservation and management” plans and also to the sustainability of the long-term monitoring programmes. Besides, it leads to the “ecosystem based approach” for our coastal waters; therefore more comprehensive researches should be conducted at all Turkish coasts considering the sub biogeographical areas.

May 2019, 77. pages.

Keywords: *Posidonia oceanica*, seagrass meadows, Gökçeada, ecosystem status, biological quality elements



1. GİRİŞ

Akdeniz ekosisteminde büyük bir ekolojik öneme sahip (Hemminga ve diğ. 2000) *Posidonia oceanica* (Linneaus) Delile, 1813 deniz çayırları, son yıllarda Akdeniz Bölgesi'nde kıyusal ekosistem statüsü ve su kalitesinin belirlenmesinde ve uzun dönem izleme çalışmalarında ideal "Biyolojik Kalite Elementi" olarak kullanılmaktadır (Med-GIG, 2007; Boudouresque ve diğ. 2000). Tipik Akdeniz suyu özelliği yansıtan bölgelerde geniş bir coğrafik dağılım gösteren *P. oceanica*, uzun yaşam ömrüne sahip olması; su kalitesinin düşmesiyle yoğunluğunun azalması ve yataklarının gerilemesi; ağır metalleri biriktirme kabiliyeti ve besin tuzu seviyelerinin artmasına paralel epiflorasının artması gibi "hassas biyoindikatör" özellikleri göstermektedir.

Ancak artan nüfusun kıyusal sistemler üstündeki baskısı ve değişen iklim koşulları gibi çevresel faktörlere karşı hassas *P. oceanica* populasyonları, çok yavaş kolonizasyon kapasitesine sahip olduğundan yüksek gerileme oranları ile karşılaşmakta ve geri dönüşü olmayan kayıplara uğramaktadır (Short ve Wyllie-Echeverria, 1996; Bianchi ve Morri, 2000; Ruiz ve diğ. 2001; Ruiz ve Romero, 2003). Bu nedenle Akdeniz ölçeğinde; öncelikli habitatlar olarak; AB Habitat Direktifi (Annex I - EC Directive 92/43/EEC) (EEC, 1992), Bern Konvansiyonu (Ek I - Kesin Koruma Altındaki Flora: Avrupa Vahşi Yaşam ve Doğal Habitatların Korunması) ve Barselona Konvansiyonu (Ek II - Nesli Tükenmiş ve Tehdit Altındaki Türler) ile koruma altındadır. Ayrıca dünyadaki doğa ve doğal kaynakların korunması için uluslararası birlik olan IUCN'nin "Kırmızı Listesi" kapsamına alınmıştır (Boudouresque ve diğ. 1990; Pergent ve diğ. 2016).

Barselona Konvansiyonu Akit Tarafları, Akdeniz Eylem Planı kapsamında denizel biyoçeşitliliği oluşturan unsurların korunmasına öncelik vermişlerdir ve bu kapsamda kurulan Özel Koruma Alanları için Bölgesel Faaliyet Merkezi (RAC/SPA) tarafından sınır ötesi işbirliğinin teşvik edilerek Akdeniz ölçeğinde deniz çayırlarının ve diğer kritik habitatların envanterlerinin oluşturulması, veri toplanması ve izleme ağlarının kurulması sağlanmaktadır.

Öte yandan Avrupa kıyusal sularının, 2020 yılı itibariyle çevresel olarak "İyi Ekolojik Statü" kriterlerine ulaşması ve ekosistem servislerinin sürdürülebilir kullanılması amacıyla, Avrupa Birliği Su Çerçeve Direktifi (WFD, 2000/60/EC) uygulaması tasarlanmıştır. Avrupa Komisyonu tarafından, dört denizel bölgeye (Baltık Denizi, Kuzeydoğu Atlantik Okyanusu, Akdeniz ve Karadeniz) kıyısı bulunan her AB üyesi ülkeden bir strateji geliştirmesi ve

günümüze uyarlanarak her altı yılda bir yenilenmesi istenmektedir. Coğrafik İnterkalibrasyon Grupları da bölgesel denizlerde uyguladıkları interkalibrasyon çalışmaları ile geliştirilen metodolojilerin farklı çevresel koşullarda uygulanabilirliğini ve adaptasyonunu sağlamaktadır. Bu stratejiler kapsamında geliştirilen ekolojik indeksler, çevresel faktörlere hassasiyet gösteren sembolik/indikatör tür veya komünitelerin eko-sağlık durumu üzerinden su kalitesini belirlemede ve ekosistemin ekolojik bütünlüğünü değerlendirmede bilimsel çalışmalarda sıklıkla kullanılmaktadır (Pinto ve diğ. 2009).

Bununla birlikte, Su Çerçeve Direktifi (WFD, 2000/60/EC) kapsamındaki stratejiler, tür veya komünite bazında biyolojik kalite elementleri (BQE) kullanarak kıyasal suların kalitesini belirlerken; Deniz Strateji Çerçeve Direktifi (MSFD, 2008/56/EC) kapsamındaki ekosistem bazlı yaklaşım geliştirmiştir (European Union, 2000). Denizel biyoçeşitliliği koruma altına alan ilk yasal uygulama olan Deniz Strateji Çerçeve Direktifi, diğer yasal uygulamalar (AB Kuş Direktifi (2009/147/EC), AB Su Çerçeve Direktifi (2000/60/EC) AB Habitat Direktifi (92/43/EEC), Ortak Balıkçılık Politikası) ile de uyumludur. Bu amaçla, “uzun-dönem ve uzun-ölçekte izleme” programlarının geliştirilmesi, son yıllarda habitat kayıpları nedeniyle deniz tabanında meydana gelen homojen görüntünün önüne geçilmesinde çok önemli bir etken olacaktır.

Türkiye’de ise *P. oceanica*, T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı tarafından Su Ürünleri Sirküleri (N°37/1) kapsamında ve “Deniz ve İçsular” başlığı altında ulusal mevzuat ile korunmaktadır. Bunun yanısıra, Küresel Çevre Fonu mali desteğiyle; T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı, Tarım ve Orman Bakanlığı ve Birleşmiş Milletler Kalkınma Programı Türkiye Temsilciliği ortaklığında “Türkiye’nin Deniz ve Kıyı Koruma Alanları Sisteminin Güçlendirilmesi” Projesi (2009-2014) ile Akdeniz bitkilerinin korunmasına yönelik eylem planları oluşturulmuştur.

1990’lı yılların başından beri Türkiye kıyı sularında yapılan bilimsel çalışmalarda, spesifik olarak *P. oceanica* üzerine yoğunlaşarak çayırların biyolojisi ve ekolojik parametreleri İzmir ili kıyılarında belirlenmiştir (Pergent-Martini ve diğ. 1994; Dural ve diğ. 1998; 2001; Boyacıoğlu ve diğ. 2009). Meinesz ve diğ. (2009), Cirik ve Meinesz (2004) ve Cirik ve diğ. (2010) ise; *P. oceanica* çayırlarının Çanakkale Boğazı ve Güney Marmara Denizi’ndeki dağılımına ve yayılma sınırlarına odaklanmışlardır. Antropojenik faktörlerden tekne çapalarının çayırlar üzerindeki etkilerin belirlenmesi, Doğu Akdeniz’de Okudan ve diğ. (2011); haritalanması ise Demir ve diğ. (2016) tarafından gerçekleştirilmiştir.

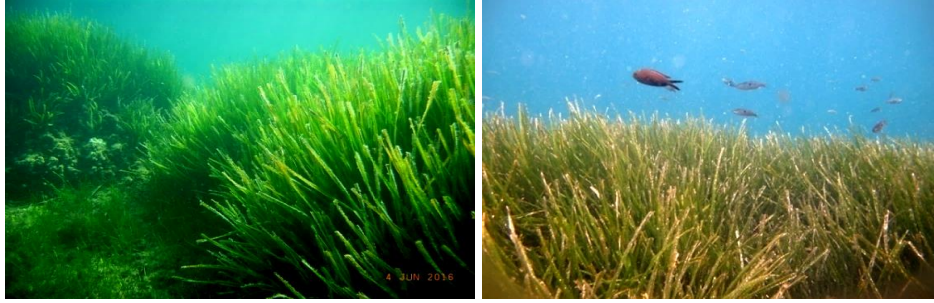
2008’de RAC/SPA tarafından desteklenen “MedPosidonia” Programı kapsamında, dört Akdeniz ülkesindeki (Cezayir, Libya, Tunus ve Türkiye) *P. oceanica* deniz çayırlarının mevcudiyeti ve gelişimi hakkında ek bilgi sağlanması ve koruma planları oluşturulması amacıyla “kapasite arttırma” çalışmaları ve arazi çalışmaları yürütülmüştür. Bu amaçla ülkemizde RAC/SPA, T.C. Tarım ve Orman Bakanlığı, İ.Ü. Su Bilimleri Fakültesi işbirliğiyle Yıldızkoyu (Gökçeada)’nda *P. oceanica* deniz çayırlarının batimetrik sınırları, ekolojik statüsü belirlenmiş ve kartografisi oluşturulmuştur (Aktan ve diğ. 2011); en önemlisi, uzun dönem izleme çalışmalarına öncü olacak “izleme sistemi” kurulmuştur. İlerleyen yıllarda (2009 - 2017); aynı bölgede; *P. oceanica* ve epiflorası belirlenerek su kalitesi ile olan ilişkileri ortaya konmuştur. Elde edilen veriler, *P. oceanica*’nın epiflorasının da kıyusal alanlardaki çevresel değişikliğe; besin tuzu seviyelerinin artışına duyarlılığının yüksek olduğunu ve kıyusal ekosistem statüsünün değerlendirilmesinde biyoindikatör olarak kullanılabileceğini göstermiştir (TÜBİTAK Projesi, 2010). Ayrıca bölgeden elde edilen sonuçlar; 2008’de oluşturulan çayır kartografisi ve parametreleri ile kıyaslandığında; çayır yatağında meydana gelen gerilemenin potansiyel sebeplerini değerlendirme imkanı vermiştir (İ.Ü. BAP Projesi, 2017).

Mevcut çalışma ile birlikte; Akdeniz sınırları içinde ekosistem bazlı yaklaşım ile bölgesel karşılaştırma yapabilmek amacıyla, Batı Akdeniz’de *P. oceanica* ve onun ekosistem öğeleri üzerinden geliştirilen kavramsal model, Gökçeada (Kuzey Ege, Doğu Akdeniz) çevresinde uygulanmıştır. *P. oceanica*’nın biyolojik kalite elementi (BQE) olarak kullanıldığı biyotik ve sentetik indeksler (EBQI, EQR ve CI, SI, PSI, PI) aracılığıyla Gökçeada kıyılarının ekosistem statüsü belirlenmiş ve sınıflandırılmıştır. Ayrıca multi-disipliner bir çalışma konsepti oluşturularak; bölgenin ekolojik kalitesinin çevresel ve antropojenik faktörlerle ilişkisi araştırılmıştır. Örnekleme büyük bir kısmının sualtında gerçekleşmesinden dolayı çevre politikalarının amacına uygun; ekosisteme tahribat vermeyen örnekleme yöntemleri kullanılmıştır.

2. GENEL KISIMLAR

2.1. *POSIDONIA OCEANICA* (LINNEAUS) DELILE, 1813 EKOLOJİSİ

Akdeniz ekosisteminde kilit rol oynayan *Posidonia oceanica* (Short ve Wyllie-Echeverria, 1996); Akdeniz endemiği bir tür olup, geniş deniz çayırı yatakları oluşturarak kıyusal bölgeler boyunca infra-littoral zonda geniş alanlara yayılır (Şekil 2.1). Çiçekli bitkiler (fanerogamlar) grubu içinde yer alan bitki (Pasqualini ve diğ. 1998) yerel balıkçılar tarafından “deniz eriştəsi” olarak adlandırılmaktadır.



Şekil 2.1: *Posidonia oceanica* (Linneaus) Delile, 1813 – Gökçeada (Kuzey Ege).

Gelişmiş kök ve rizom sistemi, çiçek ve meyve oluşumlarıyla temel bitkisel özellikler gösteren *P. oceanica*, denizel çevrelere karşı adaptasyon geliştirmiştir. Optimum koşullardaki besin tuzlarının, ışığın ve sıcaklığın birincil üretimini sağladığı bu bitki (Alcoverro ve diğ. 1995) deniz ekosistemlerinde biyolojik verimliliğe çok büyük katkı (10 m’de 14 lt/m²/gün oksijen üretimi) sağlar (Pergent-Martini ve diğ. 1994; Bay, 1984). 9–29,2 °C sıcaklık sınırları arasında ve Güneş ışınlarının ulaşabildiği yaklaşık 0–45 m derinliklerde dağılım gösteren *P. oceanica* (Cirik ve diğ. 2006), tipik Akdeniz ekosistemi özelliklerine uygun olarak ‰ 33–41 arası tuzluluklarda yaşar ve tuzluluk seviyelerinin artışına karşı hassastır (Fernández-Torquemada ve Sánchez-Lizaso, 2005; Boudouresque ve diğ. 2012). Ancak 2009’da Marmara Denizi’nde, Meinez ve diğ. 2009 tarafından *P. oceanica*’nın izole olmuş küçük bir komünitesinin ilk kayıt olarak kaydedildiği çalışmada türün dağılımının dar bir alanda (Harmanlar, Paşalimanı Adası) sınırlandığı ve ‰ 21,5–28 tuzluluğa adapte olmuş *P. oceanica* deniz çayırı yataklarının genetik açıdan da izole oldukları belirlenmiştir.

“Ekosistem mühendisi” olarak tanımlanan *P. oceanica*, yatay rizomları sayesinde daha geniş alanlara kolonize olarak zemini kavrama yeteneğine sahiptir. Ayrıca gelişim yönünü

sedimentasyon oranına göre yatay (plagiotropic) ve dikey (orthotropic) rizomlarıyla ayarlayabilmektedir (Jeudy de Grissac ve Boudouresque, 1985). Sedimentasyon oranı yükseldiğinde bitki, dikey rizomlarını geliştirerek ışığa doğru yönelir. Zaman içinde dökülen rizom ve yaprak kalıntılarının üst üste birikimiyle de deniz tabanında 4 m’ye kadar ulaşabilen ve “mat” adı verilen teras (set) şeklinde yoğun dokular oluşmaya başlar (Şekil 2.2). Küresel karbon döngüsünün önemli bir bileşeni olan bu dokularda anoksik ortam oluşmaktadır ve bu ortamda organik maddeler yıllar içinde çok yavaş bir mineralizasyon işlemine maruz kalarak (70–660 g kuru ağırlık/m²/yıl) birikmektedir (Boudouresque ve diğ. 2008).



Şekil 2.2: *Posidonia oceanica* terasları (setleri) ve yatay rizomları.

P. oceanica, hidrodinamik faktörlere (dalga, vs.) karşı doğal bariyer görevi görerek kıyısal erozyonu önler; kıyı çizgisini stabilize eder (Short ve diğ. 2007). Böylece yaprak öbeklerinin hemen altında; akıntı hızı, % 10–75’e kadar düşürüldüğünden dipteki hidrodinamik rejim değişebilir. Öte yandan fırtınalar esnasında havalanan sediment partikülleri, yapraklar tarafından tutularak suyun bulanıklığı azaltılır (Boudouresque ve diğ. 2012).

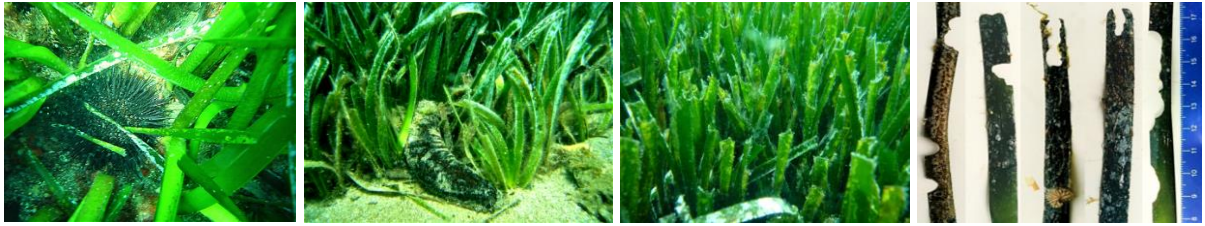
P. oceanica yaprakları, uzun yaşam ömrüne (202–345 gün) sahip olduğundan (Hemminga ve diğ. 1999) ekonomik balık türleri ve diğer omurgasız canlılar için habitat, barınak, üreme alanı teşkil etmektedir (Şekil 2.3) (Boudouresque ve Meinesz 1982; Orfanidis 2003; Boudouresque ve diğ. 2008). Bu nedenle geniş bir biyoçeşitliliğe ev sahipliği yapar. Yapraklarının yüzeyine kendini sabitleyerek yaşamını sürdüren epifitik organizmalar (kalkerli kabuksu algler, hidrozoalar, briyozoalar, vs.) tarafından yoğun bir şekilde kaplanır. Özellikle Rhodophyta Phaeophyta, Chlorophyta gruplarına ait algler, yaz aylarında yaprakların yüksek ışık yoğunluğuna maruz kalan en yüksek uç noktalarında (Trautman ve Borowitzka, 1999) ardarda kolonize olarak yapraklar üzerinde çok tabakalı komüniteler oluştururlar.



Şekil 2.3: *Posidonia oceanica* flora ve faunasından örnekler.

2.2. ÇEVRESEL FAKTÖRLERİN *POSIDONIA OCEANICA* ÜZERİNE ETKİSİ

Hem abiyotik (sıcaklık, tuzluluk, turbidite, besin tuzları, hidrodinamizm, vs.) hem de biyotik (epibiyota artışı, grazing, vs.) faktörlerden etkilenen *Posidonia oceanica* yaprakları üzerindeki epifloranın kompozisyonlarında ve yoğunluklarında mevsimsel değişimler görülmektedir (Tsirika ve diğ. 2007). Besin tuzu seviyelerinin yüksek olduğu dönemlerde epiflora biyomasında rastlanan artışlar, konak bitkinin ışık almasını engelleyerek fotosentez hızını yavaşlatma ve su kolonundaki ışık, çözünmüş gaz ve besin tuzları için rekabete girme ve doku gelişimini yavaşlatma gibi olumsuz etkilere neden olmaktadır (Round, 1984; Cebrian ve diğ. 1999; Terrados ve Pons, 2008). *P. oceanica*'nın gelişimine etki eden biyotik faktörlerden bir diğeri, spesifik makroherbivor canlıların (deniz kestanesi: *Paracentrotus lividus*, salpa: *Sarpa salpa* ve gastropodlar) yapraklarını besin olarak tüketmesi "grazing" olayıdır (Şekil 2.4).



Şekil 2.4: Rizomlar arasında deniz kestanesi, deniz hıyarı ve "grazing"e uğramış yapraklar.

Abiyotik faktörlerden; tatlısu (nehir, dere, yeraltı suları) girdilerinin olduğu kıyısız zonlardaki çamurlu sedimentler de, *P. oceanica* çayırlarının gelişimlerini negatif yönde etkilemektedir. Bunun nedeni; kök ve rizomların, deniz tabanına tutunabilmek için daha sıkı bir substrata ihtiyaç duymalarıdır (De Falco ve diğ. 2000). Bu bölgelerde deniz çayırı habitatları geniş ölçüde gerileme göstermekle birlikte büyük kayıplara uğramaktadır. *P. oceanica*'nın rahatlıkla kolonize olduğu sediment tipi genellikle biyojenik debris ile karışık ince kum-çok kaba kum (>0,2 mm) özelliğindedir ve bu tip sedimentlerde daha fazla oksijenasyon meydana gelmektedir. Bazı durumlarda, sediment tane boyu, deniz çayırı habitatlarının fiziksel ve

jeokimyasal karakteristiğinin belirlenmesinde çok iyi birer indikatör olabilmektedir. Kıyı çizgisinin erozyona fazla maruz kalmadığı bölgelerde kaba partiküller, genellikle dalga enerjisinin ve akıntı hızının yüksek olduğunu ifade eder (Erftemeijer ve Evamaria, 2001). Hidrodinamik faktörlerin (rüzgar, dalga, akıntı, vs.) meydana getirdiği çalkantılar, zeminde sedimenti havalandırarak, çayırların jeomorfolojisini değiştirmekle birlikte sağlıklı gelişimi için gerekli diğer çevresel faktörleri de etkilemektedir; bu faktörlerden en önemlisi ışık geçirgenliği, sedimentasyon hızının ve su kolonundaki askıda katı madde oranının artmasıyla birlikte azalmaktadır. Hidrodinamizmi sert ve enerjisi yüksek olan kıyıları; tipik olarak daha heterojen ve aralarında boşluklar olan deniz çayırı kümelerine ev sahipliği yapar ve bu kıyılarda çayırların üst limiti derinden (5-6 m) başlamaktadır. Akdeniz'de geniş alanlara yayılarak homojen dağılım gösteren deniz çayırı yatakları, dalga ve akıntılar vasıtasıyla farklı boyutlarda ve formlarda kümelere ayrılabilir (Hovel, 2003). Zamanla bu kümeler arasında bitki örtüsü olmayan kum, kaya veya istilacı alg gibi başka habitatlar oluşabilmektedir. Maruz kaldıkları çevresel koşullar nedeniyle kıyısal bölgelerdeki mevcudiyetlerin yerini parçalanmaya ve devamında habitat kaybına bırakmaktadır (Tanner, 2005). Günümüzde de deniz çayırları habitatlarının tahribatı, önemli bir sorun haline geldiğinden, deniz koruma alanlarında ve rezervlerinde “korunması hedeflenmiş öncelikli türler” arasına girmiştir (Francour ve diğ. 2001). Antropojenik baskılar değerlendirildiğinde; *P. oceanica* yataklarının gerilemesine yol açan en önemli neden; son yıllarda artan nüfusun kıyısal sistemler üstündeki aşırı baskısıdır. Turizm; tekne çapaları (Francour ve diğ. 1999), trol avcılığı (Ardizzone ve Pelusi, 1984) gibi fiziksel hasarlar sonucu kök ve rizomların zeminden sökülmesiyle çayır yatakları arası açılan boşluklara *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh gibi egzotik-istilacı alg türlerinin yerleşmesi sonucu alan rekabeti (Ruiz ve diğ. 1997, 2001; Ruiz ve Romero, 2003) meydana gelmektedir (Şekil 2.5). Bunların yanısıra, adalarla iletişim sağlanmasında, deniz tabanına derin hendekler kazılmadan ve çayır yataklarının dağılımı haritalandırılmadan rotası belirlenip döşenen su boruları ve elektrik kabloları da kök ve rizomların sedimente sağlam tutunamamasına (*exposure*) neden olmaktadır (Boudouresque ve diğ. 2012). Tersine; plaj, liman, dalgakıran, marina inşaatları gibi artan kıyısal rekreasyon çalışmaları da siltasyon ve hipersedimentasyon meydana getirerek kök ve rizomların sedimente gömülmesine (*burial*) neden olmaktadır (Manzanera ve diğ. 1995).



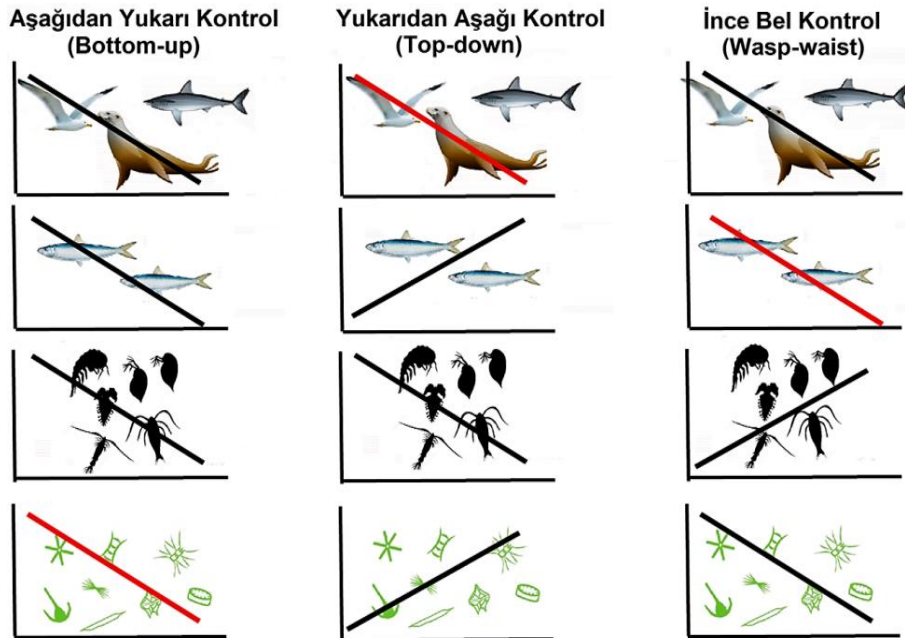
Şekil 2.5: *Posidonia oceanica* rizomları aralarında istilacı alg *Caulerpa racemosa*.

Diğer bir taraftan balık çiftlikleri, endüstriyel-evsel atık deşarjları, tarımsal aktiviteler ile pestisidlerin sucul ortama karışması sonucu organik madde ve nutrient konsantrasyonları artışıyla su kalitesinde bozulma meydana gelmektedir. Ötrofikasyon, toksik algal artışlar, oksijensizlik, artan turbidite ile birlikte ışık yoğunluğunun azalması habitat tahribatına yol açmaktadır (Bianchi ve Morri, 2000; Innamorati ve diğ. 2001; Precali ve diğ. 2005; Lorenti ve diğ. 2005; Flander-Putrlle ve Malej, 2008; Aktan ve diğ. 2008). Yoğun algal artışlar sonucu gözlenen müsilaş oluşumu ise, kıyısız alanlarda meydana getirdiği görsel kirliliğin yanı sıra denizel sektörlerde kısa vadede ekonomik kayıplara sebep olmaktadır. *P. oceanica* habitatı da zamanla dibe çöken müsilaşdan en fazla etkilenen bentik sistemler arasındadır (Sartoni ve Sonni, 1992; Calvo ve diğ. 1995; Janssens, 1996). 2009-2014 yılları arası; Saroz, Gökçeada ve Çanakkale kıyılarında (Kuzey Ege) ciddi boyuta ulaşan beyaz jelatinimsi-köpüklü materyal içeren yoğun müsilaş oluşumu, bölgedeki turistik tesisleri rahatsız edici boyutlara ulaşması nedeniyle gündemde kalmış ve basında yer almıştır (Aktan ve Topaloğlu, 2011).

2.3. EKOSİSTEM BAZLI YAKLAŞIM

Antropojenik baskıları azaltmayı hedefleyen yönetim mekanizmaları, ekosistem bileşenlerinin her biri için farklı sonuçlara ulaşabilmektedir. Bu nedenle etkili “ekosistem yönetimi” için tehdit faktörlerinin kompleks ekosistem bileşenlerini nasıl etkilediğinin yanısıra ekosistem yapısını ve işleyişini anlamak gerekmektedir (Giakoumi ve diğ. 2015). Ancak denizel ekosistemlerin işleyişi, hiçbir genel teori ile anlaşılammaktadır. Bu nedenle üç farklı sistemden oluşan “trofik zincir” teorisi başta olmak üzere bazı teoriler aracılığıyla tahmin edilebilmektedir (Şekil 2.6).

- **Aşağıdan yukarı (Bottom-up) kontrol:** En alt seviyedeki fitoplankton ve zooplankton türleri tarafından kontrol edilir.
- **Yukarıdan aşağı (Top-down) kontrol:** En üst seviyedeki predatörler (deniz kuşları, deniz memelileri, predatör balıklar) tarafından kontrol edilir.
- **İnce bel (Wasp-waist) kontrol:** “Upwelling” bölgelerinde sıklıkla rastlanan bu sistem, predatörler tarafından tüketilen orta seviyedeki pelajik balık türlerinin aşırı balık avcılığına bağlı olarak azalmasıyla alt ve üst seviyeler üzerinde etki göstermesidir.



Şekil 2.6: Denizel ekosistemlerdeki “trofik zincir” teorisi.

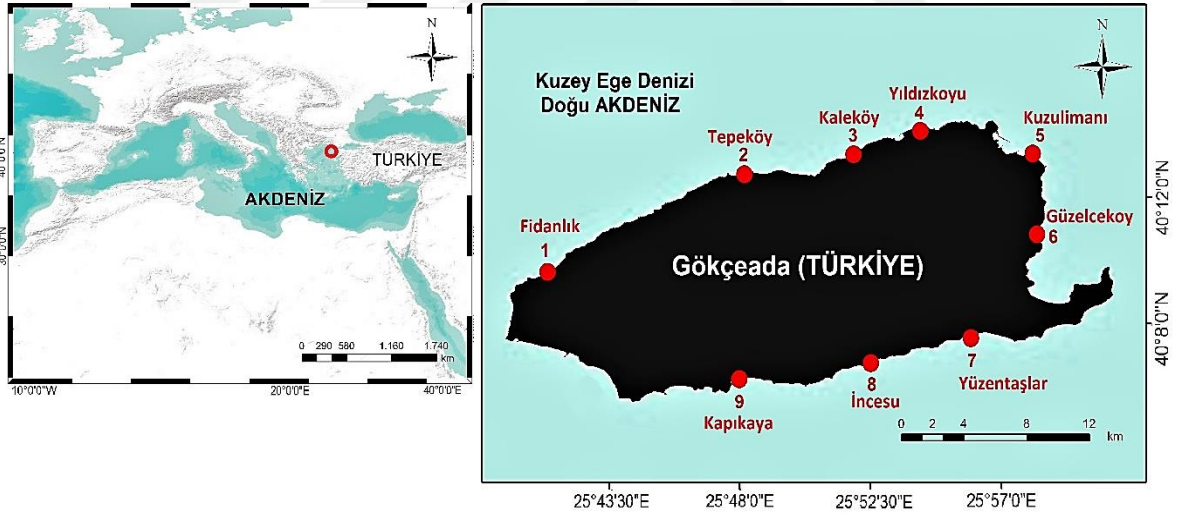
Günümüze kadar “biyojenik denizel habitat” kayıplarına neden olan trofik yapıdaki değişimler hakkında net tahmin yürütülebilmesi için kısıtlı bilgiye ulaşılabilmektedir (Benedetti-Cecchi ve diğ. 2004). Bu amaçla; antropojenik faktörlerin ekosistem bileşenlerini ve işleyişini nasıl etkilediğini anlamak için Akdeniz endemiği *Posidonia oceanica* habitatının trofik zinciri etkileşimleri üzerinden modeller geliştirilmiştir. İlişkili organizmaları ile birlikte kompleks bir sistem oluşturan deniz çayırı habitatlarının, daha basit yapıdaki habitatlara (örneğin; kumluk habitatlar) göre çok daha verimli oldukları bilinmektedir. Yüksek miktarlardaki karbon, nitrojen ve fosfor elementlerini, hayvan biyoması transferiyle (örneğin; predasyon, bireylerin yer değiştirmesi) veya çözülmüş organik madde salınımıyla kıyasal besin zincirlerine taşırlar. Bununla birlikte, habitat tahribatı ve aşırı avcılık nedeniyle bu besin kaynaklarının kaybolması sonucu bireylerin verimliliği negatif yönde etkilenmektedir.

P. oceanica'nın “komünite” seviyesindeki biyoindikatör özelliği, ilişkili fauna ve florasının çevresel faktörlere karşı gösterdiği duyarlı değişimlerinden meydana gelmektedir. Örneğin trol avcılığı haricinde deniz çayırlarına direkt olarak zarar vermeyen balık avcılığı, çayır ekosisteminin en üst seviyesindeki besin zinciri bileşenlerini (örneğin; predatörler) direkt olarak etkilemektedir. Bu nedenle *P. oceanica* trofik sistemi, “ince bel (wasp-waist)” etkileşimlere örnek olarak gösterilebilir.

3. MALZEME VE YÖNTEM

3.1. ÇALIŞMA BÖLGELERİ

Türkiye'nin en büyük adası, Gökçeada (Çanakkale), 289 km² yüzölçümüne ve 92 km kıyı şeridine sahiptir. Uygun yer şekli ve kayaç yapısı nedeniyle yer altı su kaynakları bakımından zengin olan Gökçeada kıyıları, jeomorfolojik bakımdan iki farklı bölümde incelenebilir. Kuzeyde (Kömür Burnu'ndan Kanyer'e kadar) kuzey rüzgarları ve dalgaların aşındırması ile meydana gelen girintili çıkıntılı kıyılarda küçük koylar vardır ve bu kıyılarda sualtında da devam eden dik kayalıklar aniden derinleşirken; güneyde, mağaralar içinde mini plajlar ve yer yer geniş plajlar barındıran kıyılar, kademeli olarak eğim yapmaktadır. Son yıllarda artan nüfusla birlikte; ada kıyıları, imar yasalarına; deniz ve sörf turizmine bağlı olarak yapılaşma, turizm, tarımsal faaliyetler, atık deşarjı ve balıkçılık aktiviteleri gibi yoğun antropojenik baskılara maruz kalmaktadır. Bu nedenle, Gökçeada kıyılarından farklı çevresel etkilere maruz kalan bölgeler ve kontrol bölgeleri olmak üzere; dokuz farklı çalışma bölgesi seçildi (Şekil 3.1).



Şekil 3.1: Çalışma bölgeleri - Gökçeada (Kuzey Ege, Doğu Akdeniz) (ESRI, 2011).

Ekolojik indekslerin etkinliğini kanıtlamak amacıyla her bir çalışma bölgesindeki antropojenik baskılar değerlendirildi. Gökçeada kıyı zonlarında turizm aktiviteleri (aktivite tipi, ziyarete gelen turist sayısı, tesis sayısı) ve deniz taşımacılığına (sportif ve ticari tekne sayısı) ait istatistiksel veriler, GESTAŞ Deniz Ulaşım Turizm Ticari Anonim Şirketi, T.C. Ulaştırma, Denizcilik ve Haberleşme Bakanlığı ve “tuik.gov.tr”den temin edilip değerlendirildikten sonra; Karasal Kullanımların Sadeleştirilmiş İndeksi (LUSI) aracılığıyla karasal (kentleşme, endüstri,

tarım) ve denizel (kanalizasyon, akuakültür, tatlısu girdisi, ticari liman) baskıları temsil eden faktörlerin uydu görüntüsündeki varlığı belirlendi. Ölçümler esnasında standardizasyon sağlanması için her bir çalışma bölgesi, coğrafik koordinat sistemi (WGS 84) yardımıyla belirlendikten sonra içinde bulunduğu 3 km yarıçaplı alanda arazi kullanımlarının kaplama yüzdeleri hesaplandı (Flo ve diğ. 2011) (Tablo 3.1).

Tablo 3.1: Çalışma bölgelerindeki baskıların değerlendirilmesi.

Kent	Tarım	Endüstri	Kıyı çizgisi morfolojisi (katsayı)	Skor
	< 10 %	< 10 %	Konkav (1,25)	0
< 33 %	10 – 40 %	> 10 %	Konveks (0,75)	1
33 - 66 %	> 40 %		Düz (1,00)	2
> 66 %				3

3.2. ARAZİ ÇALIŞMALARI VE ÖRNEKLEME DİZAYNI

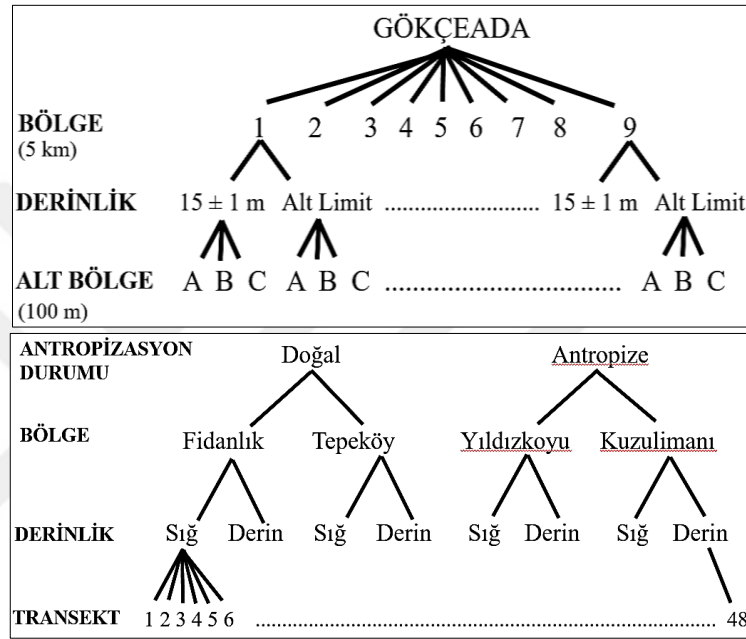
Önceki çalışmalara dayanarak; *Posidonia oceanica* tanımlayıcı parametreleri, mevsimsel farklılık göstermediğinden, bölgesel çalışılması gerektiği kanısına varıldı. Buna göre, arazi çalışmaları, 2016–2018 dönemlerinde 9 farklı bölgedeki *P. oceanica* habitatında SCUBA dalışlar ile gerçekleştirildi. Ölçümlerin çoğu su altında uygulanarak; ekosisteme tahribat vermeyen standart görsel örnekleme teknikleri kullanıldı (Pergent, 2007) (Şekil 3.2).



Şekil 3.2: Görsel tekniklerin uygulandığı arazi çalışmaları.

Geniş ölçekteki heterojen habitat parametrelerindeki farklılığın hangi düzeyde (bölge, derinlik) meydana geldiğinin belirlenmesi için hiyerarşik örnekleme tasarlandı (Şekil 3.3). Buna göre; Gökçeada çevresinden 9 bölge, 2 farklı derinliğe (15±1 m ve alt limit) ayrıldı. Her derinliğin yaklaşık 100 m aralıklarla ayrılan 3 alt bölgesinde; çayır üzerine rastgele yerleştirilen 10 tekrarlı 0,16 m² kuadrat ile *P. oceanica* ekolojik parametreleri (yoğunluk, kaplama, yatay rizom yüzdesi, rizom gelişimi, rizom gömülümü, alt limit derinliği ve tipi) ölçüldü. Ayrıca bitkinin

biyometrik parametrelerinin (yaprak sayısı, demet uzunluğu, yaprak yüzeyi, A katsayısı, epifit biyoması) laboratuvarında ölçülmesi için, her alt bölgeden 20 yaprak demeti toplandı (Pergent, 2007). Epifit biyomasını belirlemek üzere, en dıştan 2 yetişkin yaprak bistüri ile kazınıp önceden tartılmış Whatman GF/C filtre kağıtlarında biriktirilip 60 °C’de 48 saat; zeminden toplanan ölü yaprak ve rizom detritüsü; 50 °C’de kurutulduktan sonra tartıldı.



Şekil 3.3: Çalışmaya ait örnekleme prosedürleri.

P. oceanica ekosistem bileşenlerine ait parametrelerin ölçülmesi amacıyla; her alt bölgenin 5 m’inde; çayırların üzerine rastgele serilen 10 tekrarlı 1 m²’lik kuadratlar içinde bentik herbivor (*Paracentrotus lividus*) (dikensiz çapı>3 cm); detritivor (*Holothuria* spp.) bireyleri ve süspansivor (yüksek (HOM) ve düşük (LOM) organik madde indikatörleri) birey/kolonileri (çap/yüksekliği>5cm) sayıldı. Süzücü (*Pinna nobilis*) ve predatör, piscivor, planktivor teleostlar Görsel sayım (Visual Census) tekniği kullanılarak, yaz aylarında günün standardize edilmiş saatleri arasında (10:00-16:00), her alt bölgenin 15±1 m’inde, 5 transekt sayımı ile belirlendi. Çayırların kapladığı alanlar dikkate alınarak; 25 x 4 m transektlerin ölçüsü, bir dalgıcın palet vuruş sayısı ile standardize edildi. Her bir transekte karşılaşılan birey sayıları, boy uzunlukları (>2 cm) ve ortalama tür sayısı (>2 cm) kaydedildi.

Çalışma bölgelerinin 4 tanesinde sentetik indeksleri hesaplamak üzere başka bir hiyerarşik örnekleme daha tasarlandı (Şekil 3.3). Buna göre; 4 bölgenin (2 doğal ve 2 antropize) 2 farklı batimetrik zonunda (Sığ: üst limit–14 m ve Derin: 14 m–alt limit) “Deep Belt Transect” tekniği uygulandı. 1000 m²’lik zemin üzerine denk gelen transektler (100 x 10 m), her 10 m’de bir işaretli naylon şeritmetrenin çayır üzerine rastgele ve kıyıya dik olarak yayılmasıyla görselleştirildi. Böylece transektin her iki tarafını eşit mesafe genişliğinde (5 m) gözlemlene imkanı ulaşıldı. Transekt içinde yaklaşık 20 m²’lik alanda (transekt boyunca her 10 m’de bir işaretli noktaların etrafında yaklaşık 5 m çaplı bir daire imgenenerek) karşılaşılan sağlıklı *P. oceanica* çayırlarının, ölü matın ve diğer spesifik türlerin kaplama yüzdeleri ve *Posidonia* kümelerinin sayısı, 2 dalgıç tarafından zeminin yaklaşık 3 m üstünden yüzülerek PVC tabakalara görsel olarak kaydedildi. Böylece 4 pilot bölgede, toplam 48 transekt (24 sığ, 24 derin) kullanılmış oldu. Her bir transekt başına, sentetik indeksler (CI, SI, PSI, PI) hesaplandı.

Sediment yapısının *P. oceanica* gelişimi üzerindeki etkisini araştırmak üzere; her bölgeden sediment örnekleri toplandı. Örnekler, saf suyla 1000 ml’ye tamamlandı, tortu kalmayana dek karıştırıldı ve 1 gün sonunda sedimentin çökmesiyle üstteki su sifonlandı ve 60 °C’de 48 saat kurumaya bırakıldı ve örnekler tartılarak toplam kuru ağırlığı bulundu, ardından % 5’lik calgon çözeltisi eklendi ve taneler arasındaki kristalize deniz tuzunun çözünmesi için iyice karıştırıldı. 1 gün sonra 0,63 µm elekten geçirilen örneklerin yaş ve kuru kısımları birbirinden ayrıldı. Topaklanma olmayan numuneler, 60 °C’de 48 saat kurumaya bırakılırken; kuru elemanın güç olduğu killi ve çok küçük boyutlu kısımlar da üzerine saf su eklenerek çöktürmeye bırakıldı. Tane boylarını belirlemek için; topaklanma olmayan numuneler, elek açıklıkları farklı bir dizi standart elekten (2 mm; 1 mm; 0,50 mm; 0,25 mm; 0,125 mm ve 0,063 µm) oluşan “Retsch marka” otomatik eleme cihazında 5 dakika elendi ve farklı boyutlara ayrılan örneklerin toplam kuru ağırlıkları tartıldı. Topaklanma olan numunelerin elenmesinde, X-ışını absorpsiyonu ve yazılım uygulaması ile partikül boyutunun (300-0,10 µm) dağılım bilgisine ulaşmada kullanışlı “Micromeritics Sedigraph III 5120” partikül boyutu analizatörü kullanıldı (Şekil 3.4).



Şekil 3.4: Sediment tane boyu analizleri.

% Sediment tane boyu = (g kuru ağırlık sediment / g kuru ağırlık elek örneği) x 100 formülü ile örneklerin kuru ağırlıkları (g) ve tane boylarının ortalama çapları (μm) hesaplanıp; Tablo 3.2'deki Wentworth'un tane boyu skalasına göre yüzde olarak sınıflandırıldı.

Tablo 3.2: Sediment tane boyu skalası.

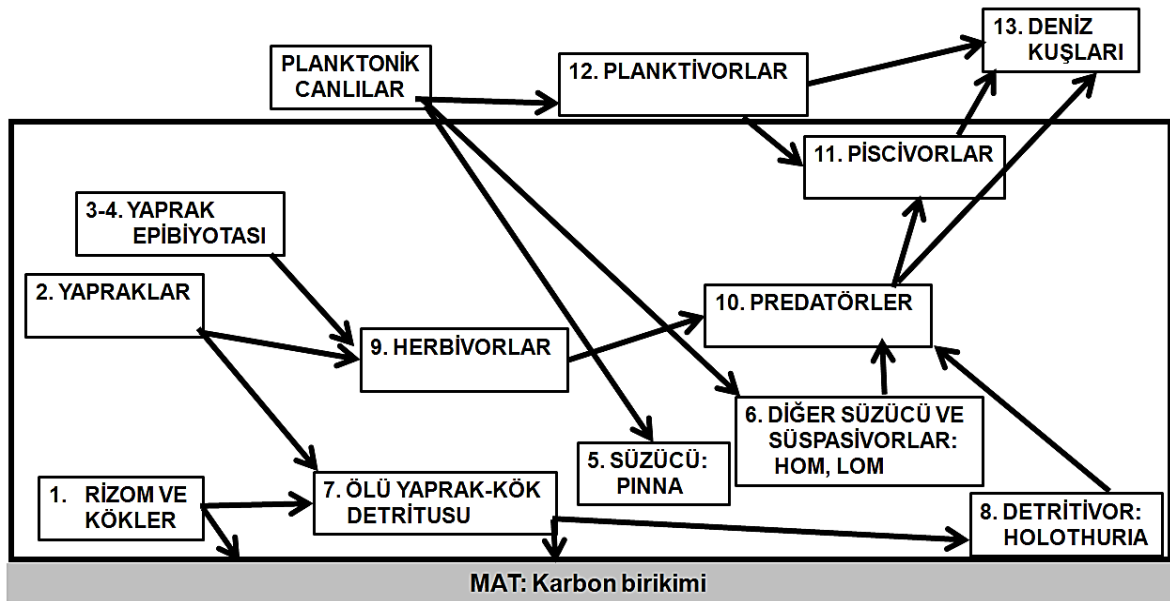
Tane Boyu	Yapısı
<0,063 mm	Kil ve silt
0,063-0,125 mm	çok ince kum
0,125-0,250 mm	ince kum
0,250-0,500 mm	orta kum
0,500-1 mm	kaba kum
1-2 mm	çok kaba kum
2-20 mm	çakıl

Arazi çalışmaları esnasında su kolonunun 15 m ve 25 m'lerinde temel su kalitesi parametreleri (sıcaklık, tuzluluk, askıda katı madde, ışık geçirgenliği, çözünmüş oksijen, pH, besin tuzları, klorofil *a*) ölçüldü. Sıcaklık, tuzluluk, çözünmüş oksijen, pH multiparametre ile; ışık geçirgenliği Seki diski ile sahada belirlendi. Besin tuzu ve klorofil *a* analizleri için su örnekleri Nansen şişesiyle alındıktan sonra laboratuarda analizlerle ön kimyasal işlemlerden geçirildikten sonra spektrofotometrede; askıda katı madde konsantrasyonunun belirlenmesi de standart metodlara göre hesaplandı (Anonymous, 1985).

3.3. BİYOTİK İNDEKSLER

3.3.1. Ekosistem Bazlı Kalite İndeksi (EBQI)

AB Deniz Strateji Çerçeve Direktifi (MSFD, 2008/56/EC) kapsamında; *Posidonia oceanica* ekosistem işleyişi üzerinden geliştirilen modele göre; çayır ekosistem bileşenleri, 13 fonksiyonel bölüme ayrılır (Personnic ve diğ. 2014) (Şekil 3.5; Tablo 3.3). 13 bölüme ait parametrelerin sayısal değerleri belirlendikten sonra, yarı miktarsal ölçek (4-0) vasıtasıyla statülendirilir. En yüksek statü (4); en iyi korunmuş ve en iyi uygulanmış deniz koruma alanlarındaki ekosistem statüsüne karşılık gelmektedir. Ölçeğin kalibrasyonu; raporlara ve Delphi Metodu'na (Dalkey ve Helmer, 1963; Van de Ven ve Delbecq, 1974; UNEP-MAP-RAC/SPA, 2011) göre geliştirilen uzman kararlarına dayanmaktadır. Aynı zamanda 13 bölüm, ekosistem işleyişindeki oransal dengelerine (W) göre; en yüksekten (5) en düşüğe (1) derecelendirilmiştir (Tablo 3.4). Bundaki genel prensip, trofik zincirin en temelindeki bölümlerce kontrol edilen "Aşağıdan yukarı" ve en üst seviyedeki bölümlerce kontrol edilen "Yukarıdan aşağı" kademeli enerji akışının dengelendirilmesidir. Buna göre; trofik modelin alt bölümleri (birincil üretici) ve enerji akışının direkt olduğu bölümler (herbivor, predatör, piscivor) yüksek ve ekosistem statüsünü iyi yansıtan; enerji akışının dolaylı olduğu, üst (deniz kuşları) ve orta bölümleri (süzücü, süspansivor, detritivor, planktivor) daha düşük derecelendirilmiştir.



Şekil 3.5: *Posidonia oceanica* ekosistem işleyişinin kavramsal modeli (Personnic ve diğ. 2014).

Tablo 3.3: Model kapsamında değerlendirilen bölümlerin detayları (Personnic ve diğ. 2014).

BÖLÜMLER	DETAY	
1	<i>Posidonia oceanica</i> kök-rizomları	Sediment yetersizliğinde zemine sağlam tutunamayan rizomlar; fiziksel etkenlere karşı dayanıksız olduğundan gelişim hızları etkilenir; dikey rizom uzunluğu; takip eden 2 yılda rizomun geliştiği varsayılarak 1,5 ile çarpılır.
2	<i>Posidonia oceanica</i> yaprakları	Sağlıklı bir yaprak demeti, rizomdan çıkan yaklaşık 5-7 adet canlı yapraktan oluşur. Yoğunluk, yerel ölçekte yaprakların yıllık birincil üretimi ile ilişkilendirilerek çayırın canlılığı ve dinamiği hakkında önemli bilgi sağlar. Değerlendirilen diğer bir faktör; çayırın zemindeki kaplama yüzdesidir. Bölüm sonunda ortalamaları alınır.
3-4	Yapraklardaki süzücü ve süspansivörler	En dıştaki yetişkin yaprakların uç kısımlarında kolonize olan çok hücreli alg biyoması, herbivor baskısına maruz kaldığında düşüş gösterdiğinden (Prado ve diğ. 2007) su kalitesi hakkında bilgi verir.
5-6	Rizomlardaki bentik süzücü ve süspansivörler (HOM & LOM)	5. bölümde <i>Pinna nobilis</i> 'in 100 m ² 'deki birey sayısı; 6. bölümde, yüksek (<i>Sabella spallanzani</i> ; <i>Anemonia viridis</i>) ve düşük (<i>Sertella septentrionalis</i> , <i>Calpensia nobilis</i> ; <i>Halocynthia papillosa</i> ; <i>Crambe crambe</i>) organik madde indikatörlerinin m ² 'deki birey sayıları belirlenir. Bölüm sonunda ortalamaları alınır.
7	Ölü yaprak-rizom detritusu	Zemindeki ölü yaprak, kırık rizom parçalarının meydana getirdiği detritusun m ² 'deki kuru ağırlığı belirlenir.
8	Detritivorlar	Detritivor beslenen denizhiyarlarının (<i>Holothuria</i> spp.) 10 m ² 'deki birey sayıları belirlenmektedir.
9	Herbivörler	<i>Paracentrotus lividus</i> 'un m ² 'deki birey sayısı belirlenir. Yengeç (<i>Pisa</i> sp.), isopod (<i>Idotea</i> sp.), küçük boyutlarından dolayı kantitatif değerlendirilmez. "A katsayısı", 1 demette; <i>Sarpa salpa</i> ısırik izi olan ortanca/yetişkin yaprakların yüzdesini ifade eder. Sonunda ortalamaları alınarak herbivor baskısı belirlenir.
10-	Predatör,	<i>P. oceanica</i> yaprak gölgeliklerinde yaşam döngülerine bağlı olarak gün/gece zaman geçirdiğinden, biyomasları doğal değişim gösterir. Alt kategoride, Zooplanktivör ve Omnivorların ortalamasıyla Planktivör biyoması belirlenir. 9-12'de; transekt başına tür sayısının ort. değerini yansıtan "Specific Relative Diversity Index" hesaplanır.
11-	Piscivor	
12	Planktivör teleostlar	
13	Deniz kuşları	<i>P. oceanica</i> ekosistemi ile etkileşim halindeki tepeli karabatak (<i>Phalacrocorax</i> spp.) ve balık kartalı (<i>Pandion haliaetus</i>) dalarak, diyetlerinin %35'ini teşkil eden pelajik (<i>Spicara smaris</i> , <i>Chromis chromis</i>) ve bentik teleostlarla (<i>Scorpaena notata</i> , <i>Serranus scriba</i>) beslenmektedir. Üreme alanlarının çalışma bölgelerine uzaklığı (km) belirlenmektedir.

Tablo 3.4: Her bir bölümün ekosistem statüleri için tanımlanmış parametre aralıkları.

BÖLÜMLER VE PARAMETRELER	W	S (4)	S (3)	S (2)	S (1)	S (0)
1 Rizom gelişimi X 1,5 (mm/yıl)	3	9-19	20-40	3-8	>40	<3
2 Çayır yoğunluğu (demet/m ²)	5	≥490	489-370	369-250	249-130	<130
Çayır kaplama örtüsü (%/m ²)		>80	80-61	60-41	40-20	<20
3-4 Epibiyota (g DM/demet)	4	0,3-0,7	0,1-0,2	0,8-1,5	<0,1	>1,5
5 <i>Pinna nobilis</i> (birey/100m ²)	2	>3	3-1,1	1-0,6	0,5-0,1	<0,1
6 HOM (birey/m ²)	2	<0,1	0,1-0,9	1-1,9	2-5	>5
LOM (birey/m ²)		>10	10-5,1	5-1,1	1-0,1	<0,1
7 Detritus (g DM/m ²)	2	>350	350-251	250-151	150-51	≤50
8 <i>Holothuria</i> spp. (birey/10 m ²)	2	1-4,9	0,2-0,9	5-24,9	<0,2	≥25
9 <i>Paracentrotus lividus</i> (birey/m ²)	5	1-4,9	0,1-0,9	5-9,9	<0,1	≥10
A katsayısı (%)		30-59	5-29	60-95	<5	>95
10 Predator (kg WM/100 m ²)	5	>1,5	1,5-1,1	1-0,6	0,5-0,3	<0,3
11 Piscivor (kg WM/100 m ²)	5	>1	1-0,6	0,5-0,3	0,2-0,1	<0,1
12 Zooplanktivör (kg WM/100 m ²)	3	>3	3-1,6	1,5-0,8	0,7-0,3	<0,3
Omnivor (kg WM/100m ²)		>3	3-1,6	1,5-0,8	0,7-0,3	<0,3
9-12 SRDI (ort. tür sayısı/transekt)	3	>10	10-8	7-5	4-3	<3
13 <i>Phalacrocorax</i> spp.alanı (km)	1	<4	4-7	8-12	13-17	>17
<i>Pandion haliaetus</i> alanı (km)		<4	4-7	8-12	13-17	>17

Bir bölgenin ekosistem statüsünü yansıtan değeri hesaplamak için algoritma kullanımıyla her bir bölümün puanı, statü seviyeleri (0-4) ile sabit oran derecelerinin W (1-5) çarpımından elde edilir; her bölüm, 0-20 arası puanlandırılır (Tablo 3.4). Tüm bölümlerin puanlarının toplamı, formül ile 0-10 arası ölçeğe dönüştürülür. Elde edilen değer, bir bölgenin ekosistem statüsünü EBQI) yansıtır (Tablo 3.5). $EBQI = [\sum (W_i \times S_i) / \sum (W_i \times S_{max})] \times 10$ formülünde W_i : i bölümünün derecelendirmesi; S_i : i bölümünün statüsü; S_{max} : bir bölüm için mümkün olan en yüksek seviyeyi (4); i : bölüm numarasını (1-13) temsil etmektedir.

Her bir bölümün statüsü ile birlikte Güven İndeksi (CI) hesaplanır. Böylece metodun etkinliği test edilirken göz önüne alınan hususlar; toplanan verilerin bazı bölgelerde eksik/düşük kalitede olması, var olan verilerin güvenilirliğidir. Her bölümün puanı, güven indeksinin (0-4) ve sabit oransal derecesinin W (1-5) çarpımından elde edilir; böylece her bölüm, 0'dan 20'ye kadar puanlandırılır. Tüm bölümlerin puanlarının toplamı, formül ile 0-4 arası ölçeğe dönüştürülür. Elde edilen değer, bir bölüm için belirlenen statünün güvenilirliğini (CI) yansıtır. Güven puanı belirleme kriterleri: (4) Arazi verisi yeni, tavsiye edilen metotlara uygun; (3) Arazi verisi yeni, kısmen uzman kararıyla tamamlanmış; (2) Sayısal arazi verisi yok, uzman kararı yeni; (1) Sayısal arazi verisi yok; uzman kararı eski; (0) Sayısal arazi verisi yok; uzman kararı yok. $CI = [\sum (W_i \times CI_i) / \sum (W_i \times CI_{max})] \times 4$ formülünde W_i : i bölümünün derecelendirmesi; CI_i : i bölümünün güvenilirliği; CI_{max} : bir bölüm için mümkün olan en yüksek seviyeyi (4); i : bölüm numarasını (1-13) temsil etmektedir.

Tablo 3.5: Ekosistem bazlı kalite ve ekosistem statüleri skalası (MSFD, 2008/56/EC).

EBQI	ESC
$7,5 \leq EBQI < 10,0$	Yüksek
$6,0 \leq EBQI < 7,5$	İyi
$4,5 \leq EBQI < 6,0$	Orta
$3,5 \leq EBQI < 4,5$	Zayıf
$0 \leq EBQI < 3,5$	Kötü

3.3.2. *Posidonia* Biyotik İndeksi (EQR_{BİP0})

AB Su Çerçevesi Direktifi (WFD, 2000/60/EC) kapsamında ekosistem statüsünü ana hatlarıyla ve mümkün olduğunca geniş coğrafik ölçekte belirleyebilmek amacıyla geliştirilen metodolojilerden biri olan bu indekste sadece *Posidonia oceanica*'nın tanımlayıcı ekolojik ve biyometrik parametreleri kullanılmaktadır (Lopez y Royo ve diğ. 2010). Parametreler, Tablo 3.6'da değerlendirilip; alt ekolojik kalite oranları (EQR') belirlendikten sonra aritmetik ortalamaları alınmaktadır; ($EQR = (EQR'_{\text{alt limit derinliği}} + EQR'_{\text{tipi}} + EQR'_{\text{yoğunluk}} + EQR'_{\text{demet uzunluğu}}) / 4$). Böylece her bir bölgedeki ekolojik kalite oranları hesaplanarak ekosistem statüsü sınıflandırılabilir (Tablo 3.6 ve Tablo 3.7).

Tablo 3.6: EQR' ve parametrelerin entegrasyonu.

	Referans Koşul	Yüksek	İyi	Orta	Zayıf	Kötü
Alt limit derinliği (m)	38	>31	31-25	25-19	<19	n/a
EQR'	1	$((X-31)/7)*0,225 + 0,775$	$((X-25)/6)*0,225 + 0,55$	$((X-19)/6)*0,225 + 0,325$	$((X-0)/19)*0,225 + 0,1$	0,05
Alt limit tipi	n/a	İlerleyen (P) > 70% kaplama	Keskin (S+ S-) < 70% kaplama	Seyrek (Sp) < 15% kaplama	Gerileyen(R) ölü mat	n/a
EQR'	1	0,89	0,66	0,44	0,21	0,05
Çayır yoğunluğu (demet m²)	599	>339	339-239	239-172	<172	n/a
EQR'	1	$((X-339)/260)*0,225 + 0,775$	$((X-239)/100)*0,225 + 0,55$	$((X-172)/67)*0,225 + 0,325$	$((X-0)/172)*0,225 + 0,1$	0,05
Demet uzunluğu (mm demet⁻¹)	955	>812	812-651	651-481	<481	n/a
EQR'	1	$((X-812)/143)*0,225 + 0,775$	$((X-651)/161)*0,225 + 0,55$	$((X-481)/170)*0,225 + 0,325$	$((X-0)/481)*0,225 + 0,1$	0,05

Tablo 3.7: Ekolojik kalite oranları ve ekosistem statüleri skalası (WFD, 2000/60/EC).

EQR	ESC
0,775 < EQR < 1,000	Yüksek
0,550 < EQR < 0,775	İyi
0,325 < EQR < 0,550	Orta
0,100 < EQR < 0,325	Zayıf
0 ≤ EQR < 0,100	Kötü

3.4. SENTETİK İNDEKSLER

Sentetik indeksler, AB Su Çerçevesi Direktifi (WFD, 2000/60/EC) kapsamında kalibrasyonu yapılmış biyotik indekslerle standardize edilmemiştir. Biyotik indekslerdeki “ekolojik kalite oranları” yerine “bölgesel ölçekler” olarak sınıflandırılmıştır. Örneğin, referans koşulları yansıtan “Yüksek” ekolojik statü, diğer türlerle yer değiştirmeden homojen şekilde kolonize olmuş sağlıklı *Posidonia oceanica*’nın “Yüksek koruma statüsü” ($CI \geq 0,9$; $SI < 0,1$; $PSI < 0,08$) ile sembolize edilir. Montefalcone, 2009’a göre; bölgesel ölçekler, çayır durumunu belirlemede fonksiyonel bir araç olduğundan; AB Direktiflerince standardizasyonun oluşturulması için biyotik indekslerle birlikte kombine şekilde uygulanmaları gerekmektedir.

3.4.1. *Posidonia* Koruma Statüsü (CI)

P. oceanica’nın eko-sağlık durumunu; gelişimini/gerilemesini yansıtan bu indeks, çayır yataklarının zaman içindeki değişimlerini belirlemede etkin biçimde kullanılır. $CI = P / (P + D)$ formülünde, P: sağlıklı çayırın; D: ölü matın zemindeki kaplama yüzdesini temsil etmektedir (Moreno ve diğ. 2001).

3.4.2. *Posidonia* Yer Değişimi (SI)

Çayır yatakları arasında açılmış boşluklarda; akıntılarla sürüklenmemiş ölü *Posidonia* matı içinde kolonize olan potansiyel istilacı türlerle yer değiştirmesini ortaya koyar. $SI = S / (S + P)$ formülünde, S: kaydedilen diğer türün; P: sağlıklı çayırın zemindeki kaplama yüzdesini temsil etmektedir (Montefalcone ve diğ. 2006a).

3.4.3. *Posidonia* Faz Değişimi (PSI)

P. oceanica’nın istilacı türler ile alan rekabetini ortaya koyar. Değerlendirme esnasında kullanılan riskli türlerin işgal potansiyeli dereceleri: (0) *Posidonia oceanica* oranı %100; (1) *Posidonia oceanica* ölü matı; (2) *Cymodocea nodosa*; (3) *Caulerpa prolifera*; (4) *Caulerpa taxifolia*; (5) *Caulerpa racemosa*. $PSI = \{ [D / (P + D) \times 1] + [Cn / (P + Cn) \times 2] + [Cr / (P + Cr) \times 5] \} / 6$ formülünde, P: sağlıklı çayırın; D: ölü matın; Cn: *C. nodosa*’nın; Cr: *C. racemosa*’nın zemindeki kaplama yüzdesini temsil etmektedir (Montefalcone ve diğ. 2007b).

3.4.4. *Posidonia* Heterojenliği (PI)

Etrafı çayırarla çevrili olmayıp; belirgin biçimde ayrılmış ve zeminde heterojen görüntü oluşturan *P. oceanica* kümeleri, habitat parçalanmasını ortaya koyar. Zemine yayılan transekt üzerinde, bu kümeler ile karşılaşıldığında, minimum 10 m²'ye kadar olanları sayılmaktadır. $PI = (N / L) \times 100$ formülünde, PI: belirli bir alandaki küme sayısını; N: her bir transekt boyunca karşılaşılan küme sayısını; L: transektin toplam uzunluğunu temsil etmektedir (Hovel ve Lipcius, 2002).



Şekil 3.6: Zeminde heterojen görüntü yaratan *Posidonia oceanica* kümeleri.

Tablo 3.8: Sentetik indekslerin skalası (Montefalcone, 2009).

$CI \geq 0.9$	Gerileme yok	Yüksek
$0.7 < CI < 0.9$	Düşük etkilenme	İyi
$0.5 < CI < 0.7$	Orta derecede etkilenme	Orta
$0.3 < CI < 0.5$	Etkilenmiş çayır	Zayıf
$CI < 0.3$	İleri derecede regresyon	Kötü
$SI < 0.1$	Yer değişimi yok	Yüksek
$0.1 < SI < 0.25$	Düşük yer değişimi (Diğer türler nadiren görülür)	İyi
$0.25 < SI < 0.4$	Orta yer değişimi (Diğer türler ölü mat alanlarına yayılmıştır)	Orta
$0.4 < SI < 0.7$	Önemli yer değişimi (Diğer türler canlı kökleri sarmaya başlar)	Zayıf
$SI \geq 0.7$	Güçlü yer değişimi (Diğer türler <i>Posidonia</i> ile tamamen yer değiştirmiştir)	Kötü
$PSI < 0.08$	Erken evre faz değişimi (<i>Posidonia</i> yerini ölü mata bırakmaktadır (<50%))	Yüksek
$0.08 < PSI < 0.16$	Düşük faz değişimi (Ölü mat (>50%) baskın; diğer türler çayırı kaplar)	İyi
$0.16 < PSI < 0.25$	Orta faz değişimi (<i>Posidonia</i> yok (ölü mat=100%) / diğer türler bol)	Orta
$0.25 < PSI < 0.5$	Önemli faz değişimi (Ölü mat baskın; 1/daha fazla tür her daim bulunur)	Zayıf
$PSI \geq 0.5$	Güçlü faz değişimi (Ölü mat (>50%); diğer türler baskın, geri dönülemez)	Kötü

3.5. VERİLERİN DEĞERLENDİRİLMESİ

Arazi çalışmaları ile elde edilen tüm parametrelerin ilgili formüllerde kullanımıyla, her bir bölgenin 3 alt bölgesinde biyotik indeksler (EBQI ve EQR) hesaplanmıştır. Buna göre; Gökçeada çevresindeki 9 farklı kıyısal bölgenin ekosistem statüsü (EBQI) ve ekolojik kalite oranları (EQR), varyans analizi (ANOVA) ile bölgesel olarak değerlendirildi. Ayrıca her bölgenin ekosistem statüsünün ve ekolojik kalitesinin, antropojenik baskılardan etkilendiğini kanıtlamak amacıyla EBQI ve EQR ile LUSI değerleri arasındaki ilişki linear regresyon analizi ile belirlendi. Gökçeada kıyılarındaki *Posidonia oceanica* tanımlayıcı ekolojik ve biyometrik parametrelerinin bölgesel ve batimetrik (15 ± 1 m ve alt limit) değişimini belirlemek amacıyla; “Bölge*Derinlik” etkisini ortaya koyan Faktöriyel ANOVA (parametrik veriler için) ve Kruskal Wallis (parametrik olmayan veriler için) testleri uygulandı. Çayır tiplerinin bölgesel değişimi ise; kalitatif veri olduğundan Chi square ($2 \times N$) testi ile belirlendi. Sediment yapısı ve kompozisyonunun *P. oceanica*'nın gelişimi üzerindeki etkisini belirlemek amacıyla; bölgelerdeki yoğunluk ve kaplama oranları ve rizom gelişimleri ile sediment tane boyları arasında anlamlı bir ilişkinin olup olmadığı, Pearson korelasyon analizi ile belirlendi.

“*Posidonia oceanica* statüsünün özellikle antropojenik baskılardan negatif etkilendiği” hipotezine dayanarak; pilot istasyonlarda hesaplanan koruma statüsü (CI), yer değiştirmesi (SI), faz değişimi (PSI) ve heterojenliği (PI) bağımlı değişkenlerinin doğal ve antropize bölgeler arasındaki farklılıklarını belirlemek üzere; bağımsız örneklem *t* testi / Mann–Whitney *U* testi (veriler normal ve homojen dağıldığında / parametrik olmayan alternatif testi) yürütüldü. Ayrıca *P. oceanica* statüsünün “Durum*Derinlik” ve “Derinlik*Bölge” etkilerini görebilmek amacıyla; Faktöriyel ANOVA uygulandı. Bu analiz modeli; 3 faktör seviyesinin (antropizasyon durumu, bölge ve derinlik) kombinasyonu başına 6 örneklem sayısı (transekt, $n=6$) içermektedir. Varyans analizleri öncesinde; veri setlerindeki grup varyanslarının homojenliği Levene testi ile; veri normal dağılıp dağılmadığı ise Kolmogorov–Smirnov testi ile belirlendi. İstatistiksel açıdan anlamlılık, % 95 ve % 99 güven seviyelerinde değerlendirildi. Tüm analizler, SPSS Programında gerçekleştirildi (IBM SPSS, 2012). Coğrafik verilerin ve mekânsal analizlerin yürütüldüğü; ESRI ArcMAP v.10.5.1 yazılımı kullanılarak; pilot bölgelerde *Posidonia* koruma statüsü sonuçları, harita üzerinde kantitatif veriler üzerinden sınıflandırılan katmanlar ile sembolize edildi.

4. BULGULAR

4.1. *POSIDONIA OCEANICA*'NİN EKOLOJİK PARAMETRELERİ

4.1.1. Fidanlık

Adanın kuzeyinde yer alan bu bölgede *Posidonia oceanica* çayırları, ortalama $28,0 \pm 0,3$ m derinliğe kadar ulaşıp “İlerleyen” limit özelliği göstermiştir. Çayır yatağının alt sınırında yatay rizomlara rastlanması, derine doğru kolonize olabileceğini düşündürmektedir. Bölgenin baskın sediment yapısı, 15 ± 1 m’de % 24,1 tane boyu oranı; alt limitte % 51,0 tane boyu oranı ile “ince kum” özelliğindedir.

P. oceanica'nın ekolojik parametrelerinden çayır yoğunluğu, 15 ± 1 m’de ort. $175,0 \pm 6,1$ demet m^{-2} iken; alt limitinde ort. $78,0 \pm 7,5$ demet m^{-2} olarak hesaplanmıştır. Çayırların zemindeki kaplama oranı da, yoğunlukları gibi her bölgede derine doğru düşüş göstermiştir. 15 ± 1 m’de ort. $87,0 \pm 5,8$ % iken; alt limitte ort. $38,0 \pm 6,1$ % olarak kaydedilmiştir. Çayırların geniş alana yayılacağı kolonizasyon kapasitesini sembolize eden yatay rizomların yüzdesi ise 15 ± 1 m’de ort. $32,0 \pm 4,0$ % iken; alt limitte ort. $60,0 \pm 13,7$ % olarak hesaplanmıştır. Rizom gelişimi, 15 ± 1 m’de ort. $7,4 \pm 1,1$ mm yıl⁻¹; alt limitte ort. $6,6 \pm 1,1$ mm yıl⁻¹ kaydedilmiştir. Hidrodinamizmin etkilediği sedimentasyon durumunu belirten rizomların sedimente gömülüm oranı ise, 15 ± 1 m’de ort. $6,5 \pm 0,5$ cm; alt limitte ort. $5,8 \pm 0,3$ cm olarak kaydedilmiştir.

P. oceanica'nın biyometrik parametrelerinden yaprak sayısı, derinlikler arası farklılık göstermeyerek orta ve alt limit derinlikleri için ort. $6,2 \pm 0,3$ demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Demet uzunluğu ise, 15 ± 1 m’de ort. $654,0 \pm 33,1$ mm; alt limitte ise ort. $544,0 \pm 4,6$ mm olarak kaydedilmiştir. Genel olarak; bölgelerin çoğunda yaprak yüzeyleri, ışık geçirgenliğinin azalmasıyla birlikte derinliğe doğru düşüş göstermiştir; bu bölgede 15 ± 1 m’de ort. $246,0 \pm 10,6$ cm² demet⁻¹; alt limitte ort. $206,0 \pm 4$ cm² demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Yapraklar üzerinde kolonize olan epibiyotanın biyoması, yaprak yüzey alanlarının düşüşüne paralel olarak, alt limitlerde daha düşük olarak belirlenmiştir. Buna göre; epibiyota biyoması, 15 ± 1 m’de ort. $0,083 \pm 0,012$ g kuru ağırlık demet⁻¹; alt limitte ort. $0,077 \pm 0,006$ g kuru ağırlık demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Orta ve yetişkin yapraklar üzerinde herbivor organizmaların meydana getirdiği ısırık izlerinin yüzdesini ifade eden A katsayısı ölçümlerinde; 15 ± 1 m’de ort. $11,0 \pm 2,6$ % ile yoğun; alt limitte ise ort. $6,0 \pm 1,2$ % ile daha seyrek baskı olduğu gözlenmiştir.

4.1.2. Tepeköy

Adanın kuzeyinde yer alan bölgede çayırlar, ortalama $28,0 \pm 0,5$ m derinliğe ulaşmıştır ve “Seyrek” limit özelliğindedir. Çayır yatağı, alt limitte % 15’den az oranla zemini kapladığından, su kalitesindeki bozulmalarla birlikte gerileme ihtimali yüksektir. Bölgenin baskın sediment yapısı, 15 ± 1 m’de % 50,8 tane boyu oranı; alt limitte % 22,8 tane boyu oranı ile “orta kum” özelliğindedir.



Şekil 4.1: *Posidonia oceanica* alt limiti (28 m) – Tepeköy, 2017.

P. oceanica’nın yoğunluğu, 15 ± 1 m’de ort. $155,0 \pm 8,3$ demet m^{-2} iken; alt limitte ort. $58,6 \pm 4,3$ demet m^{-2} olarak hesaplanmıştır. Çayır yoğunluğuna paralel olarak zemindeki kaplama oranı da 15 ± 1 m’de ort. $85,0 \pm 3,5$ % iken; alt limitte ort. $11,3 \pm 3,2$ % olarak kaydedilmiştir. Yatay rizomların yüzdesi ise 15 ± 1 m’de ort. $10,8 \pm 1,0$ % iken; alt limitte ort. $8,9 \pm 0,3$ % olarak hesaplanmıştır. Rizom gelişimi, 15 ± 1 m’de ort. $6,6 \pm 0,9$ mm yıl⁻¹; alt limitte ort. $6,1 \pm 1,0$ mm yıl⁻¹ kaydedilmiştir. Rizomların sedimente gömülüm oranı, 15 ± 1 m’de ort. $6,0 \pm 0,5$ cm; alt limitte ort. $3,8 \pm 0,3$ cm olarak kaydedilmiştir. *P. oceanica*’nın yaprak sayısı, orta ve alt limit derinlikleri için ort. $7,0 \pm 0,6$ demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Demet uzunluğu ise, 15 ± 1 m’de ort. $571,0 \pm 75,3$ mm; alt limitte ise ort. $392,0 \pm 13,2$ mm olarak kaydedilmiştir. Yaprak yüzeyleri; 15 ± 1 m’de ort. $247,0 \pm 34,4$ cm^2 demet⁻¹; alt limitte ort. $163,0 \pm 15,4$ cm^2 demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Epibiyota biyoması, 15 ± 1 m’de ort. $0,063 \pm 0,049$ g kuru ağırlık demet⁻¹; alt limitte ort. $0,120 \pm 0,010$ g kuru ağırlık demet⁻¹ olarak belirlenmiştir. A katsayısı ölçümlerinde; 15 ± 1 m’de ort. $20,0 \pm 3,0$ % ile yoğun; alt limitte ise ort. $6,0 \pm 4,5$ % ile daha seyrek baskı olduğu gözlenmiştir.

4.1.3. Kaleköy

Adanın kuzeyinde yer alan bölgedeki çayır yatağı, ortalama $25,0 \pm 0,3$ m derinliğe ulaşmıştır ve “Seyrek” limit özelliğindedir. Bölgenin baskın sediment yapısı, 15 ± 1 m’de % 76 tane boyu oranı; alt limitte % 60,1 tane boyu oranı ile “ çok ince kum” özelliğindedir.

P. oceanica’nın yoğunluğu, 15 ± 1 m’de ort. $67,0 \pm 9,7$ demet m^{-2} iken; alt limitte ort. $17,3 \pm 1,2$ demet m^{-2} olarak hesaplanmıştır. Çayır yoğunluğuna paralel olarak zemindeki kaplama oranı da 15 ± 1 m’de ort. $59,0 \pm 7,1$ % iken; alt limitte ort. $12,0 \pm 8$ % olarak kaydedilmiştir. Yatay rizomların yüzdesi ise 15 ± 1 m’de ort. $18,0 \pm 4,5$ % iken; alt limitte ort. $27,0 \pm 8,2$ % olarak hesaplanmıştır. Rizom gelişimi, 15 ± 1 m’de ort. $4,7 \pm 0,3$ mm yıl⁻¹; alt limitte ort. $5,1 \pm 0,2$ mm yıl⁻¹ kaydedilmiştir. Rizomların sedimente gömülüm oranı, 15 ± 1 m’de ort. $6,2 \pm 0,3$ cm; alt limitte ort. $6,5 \pm 0,5$ cm olarak kaydedilmiştir.

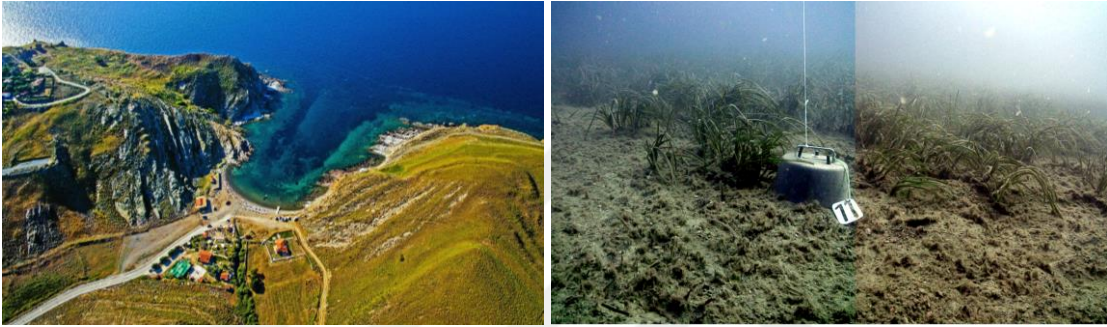
P. oceanica’nın yaprak sayısı, orta ve alt limit derinlikleri için ort. $5,0 \pm 0,0$ demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Demet uzunluğu ise, 15 ± 1 m’de ort. $643,0 \pm 80,0$ mm; alt limitte ise ort. $373,0 \pm 21,4$ mm olarak kaydedilmiştir. Yaprak yüzeyleri; 15 ± 1 m’de ort. $218,0 \pm 42,5$ cm² demet⁻¹; alt limitte ort. $113,3 \pm 6,8$ cm² demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Epibiyota biyoması, 15 ± 1 m’de ort. $0,197 \pm 0,032$ g kuru ağırlık demet⁻¹; alt limitte ort. $0,287 \pm 0,104$ g kuru ağırlık demet⁻¹ olarak belirlenmiştir. A katsayısı ölçümlerinde; 15 ± 1 m’de ort. $14,0 \pm 7,2$ % ile yoğun; alt limitte ise ort. $21,3 \pm 10,0$ % ile daha seyrek baskı olduğu gözlenmiştir.



Şekil 4.2: Kaleköy kıyılarında çevresel baskılar, 2017.

4.1.4. Yıldızkoyu

Adanın kuzeyinde yer alan bu bölge, uzun dönem izleme çalışmalarının yürütülmesi amacıyla 2008’de pilot bölge olarak seçilmiştir. Bölgedeki çayır yatağının ortalama $26,6 \pm 0,6$ m’deki alt limitine yerleştirilen 11 adet beton balizin bulunduğu derinlikten itibaren, 9 sene içinde ort. $3,2 \pm 1,1$ m gerileme göstererek ort. $23,4 \pm 2,3$ m’ye gerilemiştir ve “Seyrek” limit özelliğindedir. Bölgenin baskın sediment yapısı, 15 ± 1 m’de % 33,0 tane boyu oranı; alt limitte % 19,2 tane boyu oranı ile “çok kaba kum” özelliğindedir.



Şekil 4.3: *Posidonia oceanica* alt limiti (27 m) – Yıldızkoyu, 2008.

P. oceanica’nın yoğunluğu, 15 ± 1 m’de ort. $108,3 \pm 15,6$ demet m^{-2} iken; alt limitte ort. $52,3 \pm 30,9$ demet m^{-2} olarak hesaplanmıştır. Çayır yoğunluğuna paralel olarak; zemindeki kaplama oranı da 15 ± 1 m’de ort. $63,0 \pm 5,6$ % iken; alt limitte ort. $37,3 \pm 9,5$ % olarak kaydedilmiştir. Yatay rizomların yüzdesi ise 15 ± 1 m’de ort. $22,0 \pm 11,3$ % iken; alt limitte ort. $46,0 \pm 8,6$ % olarak hesaplanmıştır. Rizom gelişimi, 15 ± 1 m’de ort. $5,2 \pm 0,4$ mm yıl⁻¹; alt limitte ort. $7,7 \pm 0,9$ mm yıl⁻¹ kaydedilmiştir. Rizomların sedimente gömülüm oranı, 15 ± 1 m’de ort. $5,0 \pm 0,8$ cm; alt limitte ort. $6,2 \pm 0,8$ cm olarak kaydedilmiştir. *P. oceanica*’nın yaprak sayısı, orta ve alt limit derinlikleri için ort. $5,5 \pm 0,6$ demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Demet uzunluğu ise, 15 ± 1 m’de ort. $575,0 \pm 38,8$ mm; alt limitte ise ort. $697,0 \pm 11,3$ mm olarak kaydedilmiştir. Yaprak yüzeyleri, 15 ± 1 m’de ort. $196,0 \pm 5,1$ cm² demet⁻¹; alt limitte ort. $230,0 \pm 15,5$ cm² demet⁻¹ kaydedilmiştir. Epibiyota biyoması, 15 ± 1 m’de ort. $0,197 \pm 0,098$ g kuru ağırlık demet⁻¹; alt limitte ort. $0,157 \pm 0,029$ g kuru ağırlık demet⁻¹ belirlenmiştir. A katsayısı ölçümlerinde; 15 ± 1 m’de ort. $24,0 \pm 9,2$ % ile yoğun; alt limitte ise ort. $14,0 \pm 3,6$ % ile daha seyrek baskı olduğu gözlenmiştir.

4.1.5. Kuzulimanı

Adanın kuzeydoğusunda yer alan bu bölgedeki çayırlar, ortalama $29,0 \pm 1,6$ m derinliğinde “Seyrek” limit özelliği göstermektedir. Bölgenin baskın sediment yapısı, 15 ± 1 m’de % 40,2 tane boyu oranı ile “çok ince kum” özelliğinde iken; alt limitte % 38,7 tane boyu oranı ile “kaba kum” özelliğindedir.



Şekil 4.4: *Posidonia oceanica* alt limiti (29 m) – Kuzulimanı, 2017.

P. oceanica’nın yoğunluğu, 15 ± 1 m’de ort. $155,0 \pm 6,7$ demet m^{-2} iken; alt limitte ort. $50,1 \pm 6,1$ demet m^{-2} olarak hesaplanmıştır. Çayır yoğunluğuna paralel olarak zemindeki kaplama oranı da 15 ± 1 m’de ort. $58,0 \pm 7,5$ % iken; alt limitte ort. $18,4 \pm 2,8$ % olarak kaydedilmiştir. Yatay rizomların yüzdesi ise 15 ± 1 m’de ort. $36,0 \pm 2,5$ % iken; alt limitte ort. $23,0 \pm 2,2$ % olarak hesaplanmıştır. Rizom gelişimi, 15 ± 1 m’de ort. $4,8 \pm 0,4$ mm yıl⁻¹; alt limitte ort. $4,9 \pm 0,3$ mm yıl⁻¹ kaydedilmiştir. Rizomların sedimente gömülüm oranı, 15 ± 1 m’de ort. $5,3 \pm 0,8$ cm; alt limitte ort. $4,9 \pm 0,1$ cm olarak kaydedilmiştir.

P. oceanica’nın yaprak sayısı, orta ve alt limit derinlikleri için ort. $6,8 \pm 0,9$ demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Demet uzunluğu ise, 15 ± 1 m’de ort. $549,0 \pm 62,0$ mm; alt limitte ise ort. $545,3 \pm 27,2$ mm olarak kaydedilmiştir. Yaprak yüzeyleri; 15 ± 1 m’de ort. $235,0 \pm 51,5$ cm² demet⁻¹; alt limitte ort. $218,0 \pm 7,0$ cm² demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Epibiyota biyoması, 15 ± 1 m’de ort. $0,147 \pm 0,061$ g kuru ağırlık demet⁻¹; alt limitte ort. $0,050 \pm 0,010$ g kuru ağırlık demet⁻¹ olarak belirlenmiştir. A katsayısı ölçümlerinde; 15 ± 1 m’de ort. $44,0 \pm 5,0$ % ile yoğun; alt limitte ise ort. $7,0 \pm 2,0$ % ile daha seyrek baskı olduğu gözlenmiştir.

4.1.6. Güzelcekoy

Adanın doğusunda yer alan bu bölgede çayırlar, ortalama $30,0 \pm 1,4$ m derinliğinde “Seyrek” limit özelliği göstermiştir. Bölgenin sediment yapısı, 15 ± 1 m’de % 40,0 tane boyu oranı; alt limitte % 72,4 tane boyu oranı ile “orta kum” özelliğindedir.

P. oceanica’nın yoğunluğu, 15 ± 1 m’de ort. $104,0 \pm 19,3$ demet m^{-2} iken; alt limitte ort. $39,0 \pm 3$ demet m^{-2} olarak hesaplanmıştır. Çayır yoğunluğuna paralel olarak zemindeki kaplama oranı da 15 ± 1 m’de ort. $64,0 \pm 15,1$ % iken; alt limitte ort. $22,2 \pm 2,8$ % olarak kaydedilmiştir. Yatay rizomların yüzdesi ise 15 ± 1 m’de ort. $26,3 \pm 8,4$ % iken; alt limitte ort. $19,1 \pm 2,7$ % olarak hesaplanmıştır. Rizom gelişimi, 15 ± 1 m’de ort. $5,1 \pm 0,4$ mm yıl⁻¹; alt limitte ort. $5,2 \pm 0,7$ mm yıl⁻¹ kaydedilmiştir. Rizomların sedimente gömülüm oranı, 15 ± 1 m’de ort. $1,3 \pm 1,2$ cm; alt limitte ort. $4,5 \pm 0,5$ cm olarak kaydedilmiştir.

P. oceanica’nın yaprak sayısı, orta ve alt limit derinlikleri için ort. $7,2 \pm 0,6$ demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Demet uzunluğu ise, 15 ± 1 m’de ort. $480,0 \pm 26,1$ mm; alt limitte ise ort. $434,0 \pm 35,1$ mm olarak kaydedilmiştir. Yaprak yüzeyleri; 15 ± 1 m’de ort. $218,0 \pm 5,0$ cm² demet⁻¹; alt limitte ort. $167,3 \pm 27,3$ cm² demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Epibiyota biyoması, 15 ± 1 m’de ort. $0,020 \pm 0,00$ g kuru ağırlık demet⁻¹; alt limitte ort. $0,070 \pm 0,017$ g kuru ağırlık demet⁻¹ olarak belirlenmiştir. A katsayısı ölçümlerinde; 15 ± 1 m’de ort. $12,0 \pm 5,0$ % ile yoğun; alt limitte ise ort. $4,3 \pm 5,8$ % ile daha seyrek baskı olduğu gözlenmiştir.



Şekil 4.5: Güzelcekoy, 2016.

4.1.7. Yüzentaşlar

Adanın güneyinde yer alan bu bölgedeki çayır yatağı, ortalama $17,0 \pm 0,2$ m ile en sığda sonlanan limit olmuştur ve “Keskin +” limit özelliği göstermiştir; aniden sonlanarak kum ile arasında belirgin bir sınır oluşturmuştur. Bölgenin sediment yapısı, 15 ± 1 m’de % 72,4 tane boyu oranı; alt limitte % 70,0 tane boyu oranı ile “kaba kum” özelliğindedir.



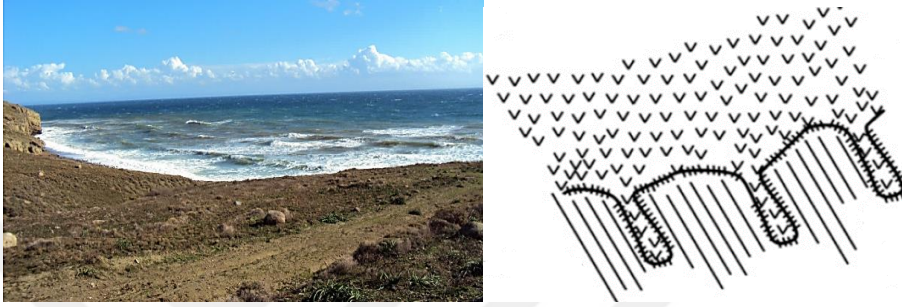
Şekil 4.6: *Posidonia oceanica* alt limiti (17 m) – Yüzentaşlar, 2016.

P. oceanica’nın yoğunluğu, 15 ± 1 m’de ort. $70,0 \pm 5,0$ demet m^{-2} iken; alt limitte ort. $46,0 \pm 8,7$ demet m^{-2} olarak hesaplanmıştır. Çayır yoğunluğuna paralel olarak zemindeki kaplama oranı da 15 ± 1 m’de ort. $60,3 \pm 6,8$ % iken; alt limitte ort. $45,0 \pm 5,0$ % olarak kaydedilmiştir. Yatay rizomların yüzdesi ise 15 ± 1 m’de ort. $20,0 \pm 3,5$ % iken; alt limitte ort. $18,3 \pm 5,5$ % olarak hesaplanmıştır. Rizom gelişimi, 15 ± 1 m’de ort. $5,1 \pm 0,2$ mm yıl⁻¹; alt limitte ort. $7,5 \pm 1,1$ mm yıl⁻¹ kaydedilmiştir. Rizomların sedimente gömülüm oranı, 15 ± 1 m’de ort. $5,2 \pm 0,6$ cm; alt limitte ort. $5,5 \pm 0,5$ cm olarak kaydedilmiştir.

P. oceanica’nın yaprak sayısı, orta ve alt limit derinlikleri için ort. $5,7 \pm 0,3$ demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Demet uzunluğu ise, 15 ± 1 m’de ort. $613,3 \pm 46,4$ mm; alt limitte ise ort. $501,3 \pm 34,3$ mm olarak kaydedilmiştir. Yaprak yüzeyleri; 15 ± 1 m’de ort. $214,3 \pm 17,2$ cm² demet⁻¹; alt limitte ort. $152,3 \pm 11,7$ cm² demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Epibiyota biyoması, 15 ± 1 m’de ort. $0,103 \pm 0,006$ g kuru ağırlık demet⁻¹; alt limitte ort. $0,073 \pm 0,015$ g kuru ağırlık demet⁻¹ olarak belirlenmiştir. A katsayısı ölçümlerinde; 15 ± 1 m’de ort. $12,0 \pm 4,6$ % ile yoğun; alt limitte ise ort. $10,7 \pm 4,6$ % ile daha seyrek baskı olduğu gözlenmiştir.

4.1.8. İncesu

Adanın güneyinde geniş alana yayılan çayır yatağı, ortalama $22,3 \pm 1,8$ m’de sonlanarak “Kemerli gerileyen” limit özelliği göstermiştir; ölü *Posidonia* tabakasının zamanla üst üste birikmesiyle belirgin ve yüksek kemerler oluşmuştur ve önlerinde ise kök, rizom ve yaprak detritusundan oluşan “ölü mat” tabakası bulunmaktadır. Bölgenin sediment yapısı, 15 ± 1 m’de % 50,0 tane boyu oranı; alt limitte % 72,0 tane boyu oranı ile “çok kaba kum” özelliğindedir.



Şekil 4.7: İncesu, 2016 – *Posidonia oceanica* şematik alt limiti (22,3 m) (Montefalcone, 2009).

P. oceanica’nın yoğunluğu, 15 ± 1 m’de ort. $121,0 \pm 20,3$ demet m^{-2} iken; alt limitte ort. $90,3 \pm 13,4$ demet m^{-2} olarak hesaplanmıştır. Çayır yoğunluğuna paralel olarak zemindeki kaplama oranı da 15 ± 1 m’de ort. $83,0 \pm 7,0$ % iken; alt limitte ort. $77,0 \pm 5,8$ % olarak kaydedilmiştir. Yatay rizomların yüzdesi ise 15 ± 1 m’de ort. $55,0 \pm 10,5$ % iken; alt limitte ort. $27,3 \pm 2,3$ % olarak hesaplanmıştır. Rizom gelişimi, 15 ± 1 m’de ort. $7,0 \pm 0,5$ mm yıl⁻¹; alt limitte ort. $6,7 \pm 0,9$ mm yıl⁻¹ kaydedilmiştir. Rizomların sedimente gömülüm oranı, 15 ± 1 m’de ort. $6,2 \pm 0,3$ cm; alt limitte ort. $6,8 \pm 0,3$ cm olarak kaydedilmiştir.

P. oceanica’nın yaprak sayısı, orta ve alt limit derinlikleri için ort. $6,8 \pm 0,3$ demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Demet uzunluğu ise, 15 ± 1 m’de ort. $670,0 \pm 51,4$ mm; alt limitte ise ort. $643,0 \pm 40,7$ mm olarak kaydedilmiştir. Yaprak yüzeyleri; 15 ± 1 m’de ort. $238,0 \pm 24,3$ cm² demet⁻¹; alt limitte ort. $221,0 \pm 25,2$ cm² demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Epibiyota biyoması, 15 ± 1 m’de ort. $0,033 \pm 0,006$ g kuru ağırlık demet⁻¹; alt limitte ort. $0,070 \pm 0,010$ g kuru ağırlık demet⁻¹ olarak belirlenmiştir. A katsayısı ölçümlerinde; 15 ± 1 m’de ort. $8,0 \pm 1,7$ % ile yoğun; alt limitte ise ort. $4,3 \pm 1,5$ % ile daha seyrek baskı olduğu gözlenmiştir.

4.1.9. Kapıkaya

Son olarak adanın güneyinde yer alan bu bölgedeki çayır yatağı, çok dar bir alan ile sınırlı olup; alt limiti ortalama $18,0 \pm 0,8$ m derinde “Seyrek” limit özelliğindedir. Bölgenin sediment yapısı, 15 ± 1 m’de % 38,5 tane boyu oranı ile “çok ince kum” özelliğinde iken; alt limitte % 38,9 tane boyu oranı ile “çakıl” özelliğindedir.

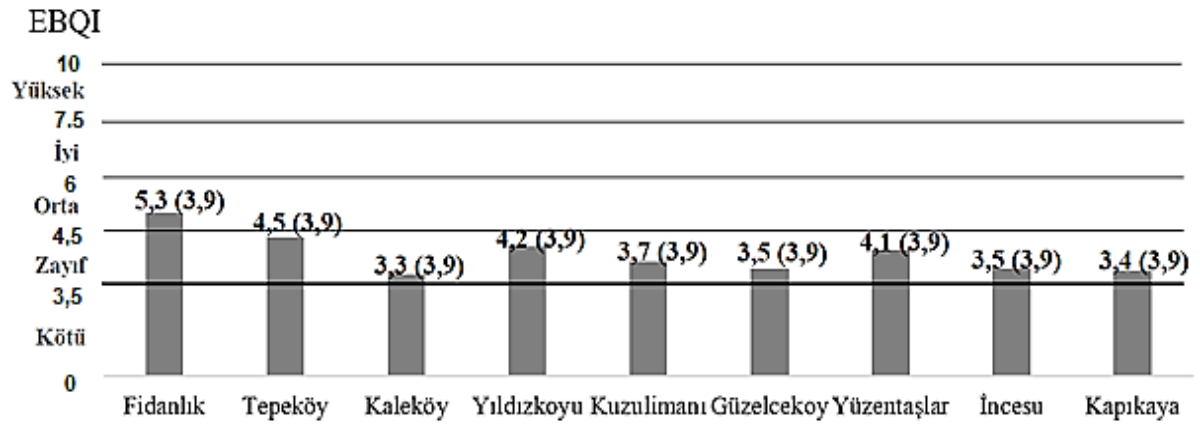
P. oceanica’nın yoğunluğu, 15 ± 1 m’de ort. $41,3 \pm 6,2$ demet m^{-2} iken; alt limitte ort. $33,6 \pm 4,7$ demet m^{-2} olarak hesaplanmıştır. Çayır yoğunluğuna paralel olarak zemindeki kaplama oranı da 15 ± 1 m’de ort. $52,0 \pm 10,4$ % iken; alt limitte ort. $25,0 \pm 10,0$ % olarak kaydedilmiştir. Yatay rizomların yüzdesi ise 15 ± 1 m’de ort. $12,5 \pm 2,5$ % iken; alt limitte ort. $10,5 \pm 9,4$ % olarak hesaplanmıştır. Rizom gelişimi, 15 ± 1 m’de ort. $4,2 \pm 0,3$ mm yıl⁻¹; alt limitte ort. $4,9 \pm 0,8$ mm yıl⁻¹ kaydedilmiştir. Rizomların sedimente gömülüm oranı, 15 ± 1 m’de ort. $0,0 \pm 0,0$ cm; alt limitte ort. $1,0 \pm 1,0$ cm olarak kaydedilmiştir.

P. oceanica’nın yaprak sayısı, orta ve alt limit derinlikleri için ort. $5,8 \pm 0,6$ demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Demet uzunluğu ise, 15 ± 1 m’de ort. $525,3 \pm 103,4$ mm; alt limitte ise ort. $423,0 \pm 50,1$ mm olarak kaydedilmiştir. Yaprak yüzeyleri; 15 ± 1 m’de ort. $164,0 \pm 52,1$ cm² demet⁻¹; alt limitte ort. $166,0 \pm 24,1$ cm² demet⁻¹ olarak kaydedilmiştir. Epibiyota biyoması, 15 ± 1 m’de ort. $0,377 \pm 0,090$ g kuru ağırlık demet⁻¹; alt limitte ort. $0,386 \pm 0,119$ g kuru ağırlık demet⁻¹ olarak belirlenmiştir. A katsayısı ölçümlerinde; 15 ± 1 m’de ort. $26,3 \pm 6,4$ % ile yoğun; alt limitte ise ort. $20,3 \pm 4,5$ % ile daha seyrek baskı olduğu gözlenmiştir.

4.2. GÖKÇEADA (KUZEY EGE)'NİN KIYISAL EKOSİSTEM STATÜSÜ

4.2.1. Ekosistem Bazlı Kalite İndeksi (EBQI)

Gökçeada çevresinden 9 bölgeye ait 3 alt bölgenin ortalama EBQI değerlerine göre; Fidanlık (ort. $5,3 \pm 0,1$), Tepeköy (ort. $4,5 \pm 0,7$) ve Yıldızkoyu (ort. $4,2 \pm 0,1$) “Orta”; Kuzulimanı (ort. $3,7 \pm 0,5$), Güzelcekoy (ort. $3,5 \pm 0,1$), Yüzentaşlar (ort. $4,1 \pm 0,4$) ve İncesu (ort. $3,5 \pm 0,3$) “Zayıf”; Kaleköy (ort. $3,3 \pm 0,5$) ve Kapıkaya (ort. $3,4 \pm 0,1$) ise “Kötü” seviyede statülendirilmiştir (Şekil 4.8). Her bölgeye ait ekosistem parametrelerinin statü değerleri (4-0) ile birlikte EBQI (CI) sonuçları, Tablo 4.1 - 4.9’da verilmiştir.



Şekil 4.8: Tüm bölgeler için ortalama ekosistem statüsü (EBQI) ve güvenilirlik (CI) değerlerinin sınıflandırması.

Tablo 4.9: Kapıkaya için EBQI (CI) sonuçları (W:oransal denge, S:statü, CI:güvenilirlik).

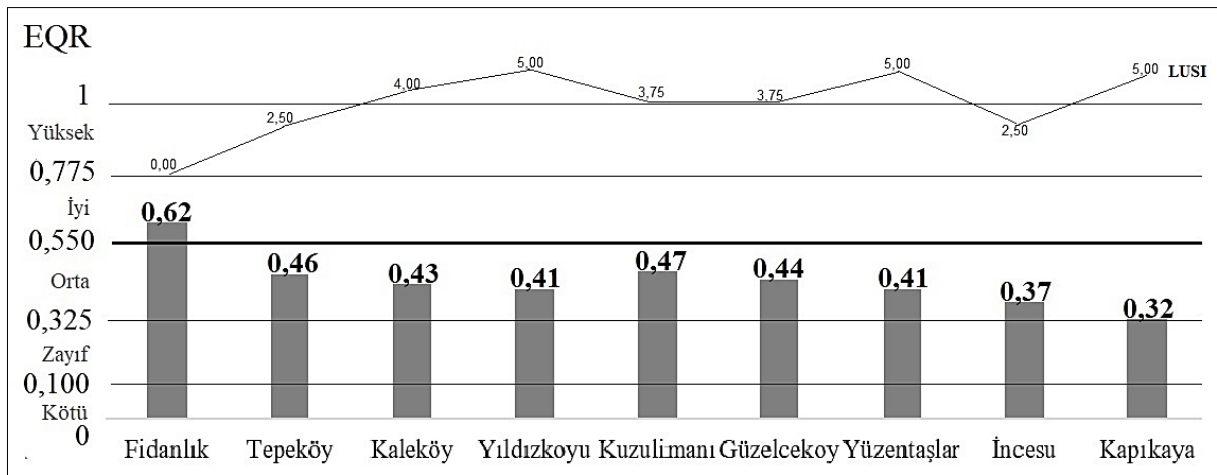
Bölmüler ve parametreler		Kapıkaya 1					Kapıkaya 2				Kapıkaya 3			
		W	S	CI	WxS	WxCI	S	CI	WxS	WxCI	S	CI	WxS	WxCI
1	Rizom gelişimi (mm/yıl)	3	2	4	6	12	2	4	6	12	2	4	6	12
2	Yoğunluk (demet/m ²)	5	0	4	0	20	0	4	0	20	0	4	0	20
	Çayır kaplama (%/m ²)	5	2	4	10	20	1	4	5	20	2	4	10	20
			1	4	5	20	0,5	4	2,5	20	1	4	5	20
3-4	Epibiyota (g DM/demet)	4	4	4	16	16	4	4	16	16	4	4	16	16
5	<i>P. nobilis</i> (birey/100 m ²)	2	0	4	0	8	0	4	0	8	0	4	0	8
6	HOM (birey/m ²)	2	4	4	8	8	4	4	8	8	4	4	8	8
	LOM (birey/m ²)	2	1	4	2	8	0	4	0	8	0	4	0	8
			2,5	4	5	8	2	4	4	8	2	4	4	8
7	Detritus (g DM/m ²)	2	1	4	2	8	0	4	0	8	0	4	0	8
8	<i>Holothuria</i> (birey/10 m ²)	2	2	4	4	8	2	4	4	8	2	4	4	8
9	<i>P. lividus</i> (birey/m ²)	5	3	4	15	20	3	4	15	20	3	4	15	20
	Coefficient A (%)	5	3	4	15	20	4	4	20	20	3	4	15	20
			3	4	15	20	3,5	4	17,5	20	3	4	15	20
10	Predator (kg WM/100 m ²)	5	0	4	0	20	1	4	5	20	1	4	5	20
11	Piscivor (kg WM/100 m ²)	5	0	4	0	20	0	4	0	20	0	4	0	20
12	Zooplanktivör (kgWM/100m ²)	3	2	4	6	12	2	4	6	12	0	4	0	12
	Omnivor (kg WM/100 m ²)	3	0	4	0	12	0	4	0	12	0	4	0	12
			1	4	3	12	1	4	3	12	0	4	0	12
9-12	SRDI (ort.türsayı/transekt)	3	0	4	0	12	0	4	0	12	0	4	0	12
13	<i>Phalacrocorax</i> spp. (km)	1	1	3	1	3	1	3	1	3	1	3	1	3
	<i>Pandion haliaetus</i> (km)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			0,5	1,5	0,5	1,5	0,5	1,5	0,5	1,5	0,5	1,5	0,5	1,5
			total		56,5	165,5	total		58,5	165,5	total		55,5	165,5
			EBQI (CI)		3,4	3,9	EBQI (CI)		3,5	3,9	EBQI (CI)		3,3	3,9

4.2.2. *Posidonia* Biyotik İndeksi (EQR)

Gökçeada çevresinden 9 bölgeye ait 3 alt bölgenin ortalama EQR değerlerine göre, Fidanlık (ort. $0,62 \pm 0,03$) “İyi”; Tepeköy (ort. $0,46 \pm 0,00$), Kaleköy (ort. $0,43 \pm 0,03$), Yıldızkoyu (ort. $0,41 \pm 0,03$), Kuzulimanı (ort. $0,47 \pm 0,02$), Güzelcekoy ($0,44 \pm 0,00$), Yüzentaşlar (ort. $0,41 \pm 0,02$) ve İncesu (ort. $0,49 \pm 0,00$) “Orta” iken; Kapıkaya (ort. $0,32 \pm 0,01$) “Zayıf” seviyede statülendirilmiştir (Tablo 4.10; Şekil 4.9).

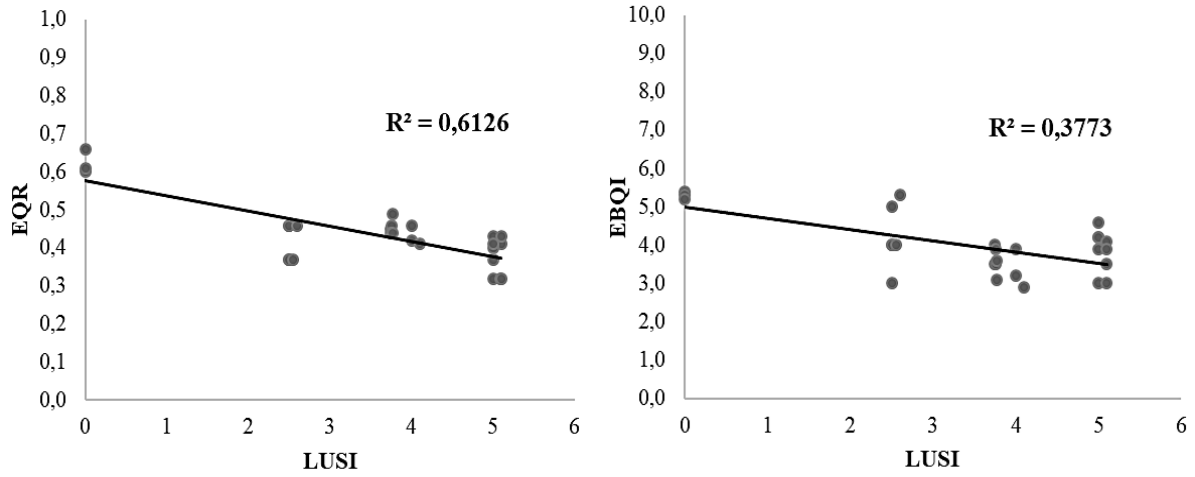
Tablo 4.10. Bölgelerin ekolojik kalite oranları (statüleri) ile kullanılan parametreler (ortalama \pm 95% güven aralığı).

	Alt limit			15 \pm 1 m					
	Derinlik (m)	Limit tipi	Kaplama (%)	Yatay rizom (%)	Yaprak (sayı.y ⁻¹)	Rizom (mm.y ⁻¹)	Yoğunluk (demet.m ⁻²)	Yaprak alanı (cm ² .demet ⁻¹)	EQR (Statü)
Fidanlık	28,0 \pm 0,6	İ	38,0 \pm 15,1	60,3 \pm 12,8	6,3 \pm 0,3	6,6 \pm 2,0	175,0 \pm 15,2	246,0 \pm 11,9	0,62 (İyi)
Tepeköy	28,0 \pm 1,2	S	11,3 \pm 7,9	8,9 \pm 0,8	7,4 \pm 0,5	6,1 \pm 2,1	154,8 \pm 20,5	247,0 \pm 14,0	0,46 (Orta)
Kaleköy	25,2 \pm 0,6	S	11,7 \pm 7,2	27,0 \pm 8,0	5,0 \pm 0,3	5,1 \pm 0,4	66,7 \pm 24,1	217,7 \pm 16,8	0,43 (Orta)
Yıldızkoyu	23,5 \pm 0,8	S	37,4 \pm 23,5	45,7 \pm 7,8	5,4 \pm 0,2	7,7 \pm 2,3	108,4 \pm 38,8	195,7 \pm 11,6	0,41 (Orta)
Kuzulimanı	29,2 \pm 3,0	S	18,4 \pm 7,0	23,0 \pm 5,4	6,4 \pm 0,3	4,9 \pm 0,7	154,8 \pm 16,7	235,0 \pm 16,6	0,47 (Orta)
Güzelcekoy	30,2 \pm 3,3	S	22,2 \pm 6,8	19,1 \pm 6,5	6,7 \pm 0,3	5,2 \pm 1,5	103,7 \pm 46,7	218,0 \pm 15,2	0,44 (Orta)
Yüzentaşlar	17,0 \pm 0,4	K+	45,0 \pm 12,4	18,4 \pm 13,6	5,4 \pm 0,3	7,5 \pm 2,1	69,7 \pm 12,5	214,5 \pm 16,1	0,41 (Orta)
İncesu	22,4 \pm 4,3	G	76,7 \pm 14,3	27,4 \pm 5,7	6,7 \pm 0,3	6,7 \pm 2,1	120,8 \pm 50,5	238,0 \pm 14,1	0,37 (Orta)
Kapıkaya	17,8 \pm 1,8	S	25,0 \pm 9,4	10,5 \pm 5,3	6,4 \pm 0,4	4,9 \pm 1,9	41,4 \pm 15,4	164,0 \pm 16,9	0,32 (Zayıf)



Şekil 4.9: Tüm bölgeler için ortalama ekolojik kalite oranları (EQR) ve antropizasyon derecelerinin (LUSI) sınıflandırması.

Gökçeada çevresindeki 9 farklı kıyısız bölgenin ekolojik kalite oranları (EQR), $p < 0,05$ seviyesinde anlamlı bölgesel farklılık göstermiştir. Ayrıca; her bölgenin ekosistem statüsünün ve ekolojik kalitesinin antropojenik baskılardan etkilendiği nispeten kanıtlanmıştır. Buna göre; Şekil 4.10'da gösterilen linear regresyon grafiğinde EQR ile LUSI ve EBQI ile LUSI değerleri arasındaki ilişki sırasıyla ($R^2=0,6126$) ve ($R^2=0,3773$) olarak kaydedilmiştir.



Şekil 4.10: Ekolojik Kalite İndeksi (EQR) ve Ekosistem Bazlı Kalite İndeksi (EBQI) ile Karasal Kullanımların Sadeleştirilmiş İndeksi (LUSI) değerleri arasındaki ilişki.

Tablo 4.11: Çalışma bölgelerindeki baskıların (LUSI) değerlendirilmesi.

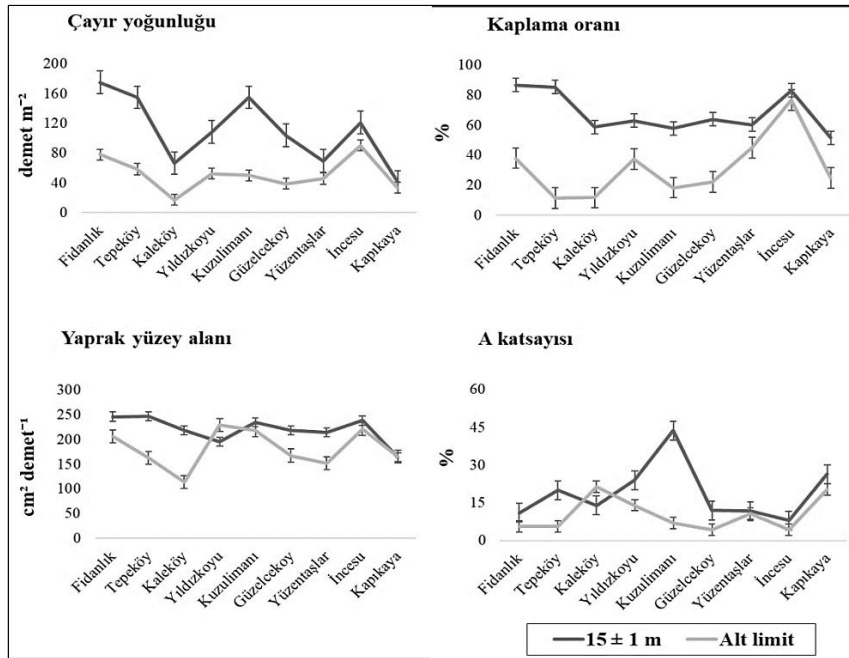
Bölge	Karasal (%)			Denizel				Kıyı çizgisi	Skor	Durum
	Kent	Endüstri	Tarım	Kanalizasyon	Akua-kültür	Tatsız sızıntı	Ticari liman			
Fıdanlık	0	0	6,0	-	-	-	-	düz	0,00	Yok
Tepeköy	0,5	0	0,5	-	-	+	-	konkav	2,50	Düşük
Kaleköy	15,0	0	30,0	+	-	+	-	düz	4,00	Orta
Yıldızkoyu	15,0	0	30,0	+	-	+	-	konkav	5,00	Orta
Kuzulimanı	16,0	0	0,50	+	-	-	+	konkav	3,75	Orta
Güzelcekoy	7,0	0	12,5	-	-	+	-	konkav	3,75	Orta
Yüzentaşlar	1,0	0	9,6	+	-	+	-	konkav	5,00	Yüksek
İncesu	0,4	0	0,0	-	-	+	-	konkav	2,50	Düşük
Kapıkaya	3,0	0	22,2	+	-	+	-	konkav	5,00	Orta

Gökçeada çevresindeki 9 farklı kıyısız bölgede, *Posidonia oceanica* tanımlayıcı ekolojik ve biyometrik parametrelerinin bölgelere ve derinliğe bağlı değişimlerdeki istatistiksel

anlamlılık, Tablo 4.11’de verilmiştir. Tabloda; Kruskal Wallis H değeri ve Chi Square X^2 değeri “Bölge” için ve Faktoriyel ANOVA F değeri “Bölge*Derinlik” etkisi için verilmiştir. Buna göre; çayır yoğunluğu, kaplama oranı, rizom gelişimi, yaprak yüzeyi, demet uzunluğu, A katsayısı ve rizomların sedimente gömülüm derecesi hem bölgesel hem batimetrik olarak anlamlı farklılıklar göstermiştir. Çayır yoğunluğu, kaplama oranı, yaprak yüzeyi ve A katsayısı, tüm bölgelerde derinlik artışıyla birlikte düşüş göstermiştir (Şekil 4.11).

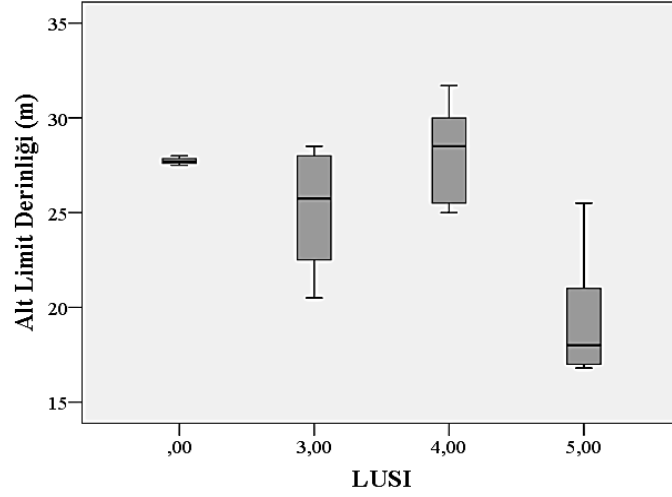
Tablo 4.12: *Posidonia oceanica* parametrelerinin bölgesel ve batimetrik farklılıkları (* $p < 0,05$ ve ** $p < 0,01$ seviyesinde anlamlı farklılıklar).

Parametreler	Test	Değer	p Değeri
Alt limit derinliği (m)	K-W H	24,583	0,002**
Alt limit tipi	Chi Square X^2	81,000	0,000*
Yoğunluk (demet.m ⁻²)	ANOVA F	21,106	0,000**
Kaplama oranı (%)	ANOVA F	11,200	0,000**
Yatay rizom yüzdesi (%)	K-W H	0,047	0,829
Rizom gelişimi (mm.yıl ⁻¹)	ANOVA F	4,324	0,001*
Rizom gömülümü (cm)	ANOVA F	9,283	0,000*
Yaprak üretimi (sayı.yıl ⁻¹)	K-W H	0,183	0,669
Demet uzunluğu (mm)	ANOVA F	7,824	0,000**
Yaprak yüzeyi (cm ² .demet ⁻¹)	ANOVA F	10,864	0,001**
A katsayısı (%)	ANOVA F	8,245	0,000*
Epibiyota (g DM.demet ⁻¹)	K-W H	0,087	0,768

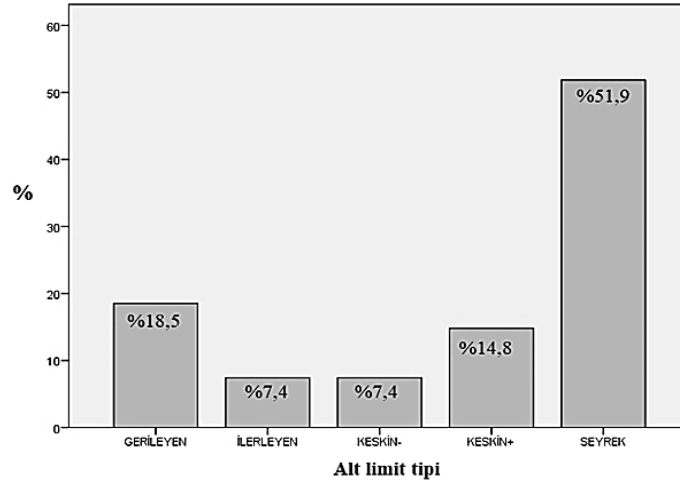


Şekil 4.11: Derinlik artışıyla birlikte düşüş gösteren *Posidonia oceanica* parametreleri

Öte yandan çayır yataklarının alt limit derinliğinin ($p=0,002$), bölgelere göre değişmekle birlikte; antropizasyon derecelerine (LUSI) bağlı olarak gerilediği ortaya konmuştur (Şekil 4.12). Buna göre, antropizasyon derecesi yüksek olan Kapıkaya (LUSI=5,00), Yüzentaşlar (LUSI=5,00) ve Yıldızkoyu (LUSI=5,00) bölgelerindeki çayır yataklarının alt limit derinlikleri sırasıyla $17,8\pm 0,8$ m; $17,0\pm 0,2$ m ve $23,5\pm 2,3$ m olarak düşük değerlerde kaydedilmiştir. Antropizasyon derecesi düşük olan Fidanlık (LUSI=0,00), Tepeköy (LUSI=2,50) ve Güzelcekoy (LUSI=3,75) bölgelerindeki çayır yataklarının alt limit derinlikleri sırasıyla $27,7\pm 0,3$ m; $28,0\pm 0,5$ m ve $30,2\pm 1,4$ m olarak yüksek değerlerde kaydedilmiştir. Ayrıca alt limit tiplerinin sıklık dağılımı göz önüne alındığında, % 51,9 ile bölgelerin genelinde “Seyrek” limit tipine rastlanılmıştır (Şekil 4.13).



Şekil 4.12: *Posidonia oceanica* alt limit derinliğinin antropojenik baskılara (LUSI) bağlı değişimi



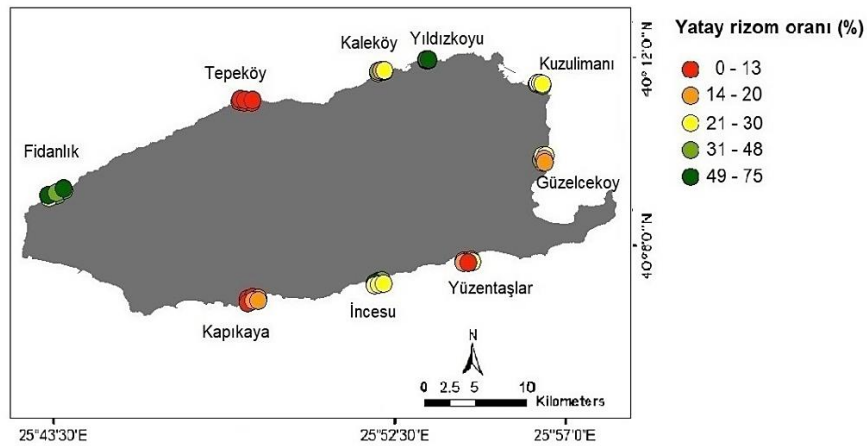
Şekil 4.13: *Posidonia oceanica* alt limit tiplerinin bölgesel olarak sıklık dağılımı

P. oceanica'nın m^2 'deki yaprak demeti sayılarına ait en yüksek değerler; Fidanlık ($174,9 \pm 6,1$ demet m^{-2}) ve Tepeköy ($154,8 \pm 8,3$ demet m^{-2})'ün 15 ± 1 m'lerinde kaydedilirken; en düşük değerler, Kaleköy ($17,3 \pm 1,2$ demet m^{-2}) ve Kapıkaya ($33,6 \pm 4,7$ demet m^{-2})'nın alt limitlerinde kaydedilmiştir (Şekil 4.14). Yoğunluk değerlerine paralel olarak; çayırların zemindeki kaplama oranları da; Fidanlık (% $86,7 \pm 5,8$) ve Tepeköy (% $85,3 \pm 3,5$)'ün 15 ± 1 m'lerinde maksimum değerlerde kaydedilirken; Kaleköy (% $11,7 \pm 7,6$) ve Kapıkaya (% $25,0 \pm 10,0$)'nın alt limitlerinde minimum değerlerde kaydedilmiştir.



Şekil 4.14: Bölgelere göre *Posidonia oceanica* çayırlarının yoğunluğu

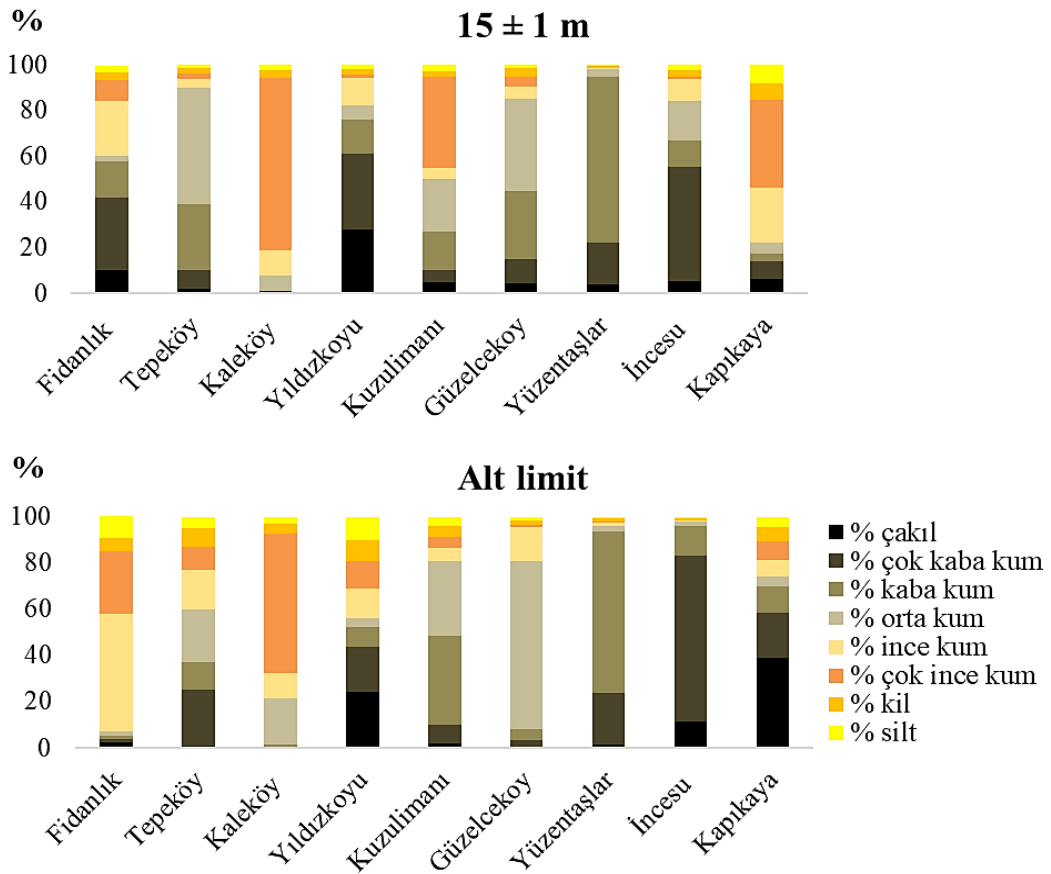
P. oceanica'nın kolonizasyon kapasitesini belirleyen yatay rizom oranlarına ait en yüksek değerler; Fidanlık (% $60,3 \pm 13,7$) ile Yıldızkoyu (% $45,7 \pm 8,6$)'nun alt limitlerinde ve İncesu (% $54,7 \pm 10,5$)'yun 15 ± 1 m'sinde kaydedilmiştir. Buna karşın en düşük değerler; Tepeköy (% $8,9 \pm 0,3$) ve Kapıkaya (% $10,5 \pm 9,4$)'nın alt limitlerinde kaydedilmiştir (Şekil 4.15).



Şekil 4.15: Bölgelere göre *Posidonia oceanica*'nın kolonizasyon kapasitesi

Gökçeada çevresindeki çalışma bölgelerinin 15 ± 1 m derinliklerinden toplanan sediment örneklerinin granülometrik analizleri sonucu, Fidanlık çok kaba kum (% 31,6) ve ince kum (% 24,1); Tepeköy orta kum (% 50,8); Kaleköy ince kum (% 75,8); Yıldızkoyu çok kaba kum (% 32,09) ve çakıl (% 28,1); Kuzulimanı çok ince kum (% 40,2); Güzelcekoy orta kum (% 40,0); Yüzentaşlar kaba kum (% 72,4); İncesu çok kaba kum (% 50,0) ve Kapıkaya çok ince kum (% 38,5) olmak üzere dominant sediment tane boyları ile karakterize edilmiştir (Şekil 4.15).

Çalışma bölgelerinin alt limit derinliklerinden toplanan sediment örneklerinin granülometrik analizleri sonucu ise, Fidanlık ince kum (% 51,0); Tepeköy çok kaba kum (% 24,5) ve orta kum (% 22,8); Kaleköy çok ince kum (% 60,1); Yıldızkoyu çakıl (% 24,5); Kuzulimanı kaba kum (% 38,7); Güzelcekoy orta kum (% 72,4); Yüzentaşlar kaba kum (% 69,5); İncesu çok kaba kum (% 72,0) ve Kapıkaya çakıl (% 38,9) olmak üzere dominant sediment tane boyları ile karakterize edilmiştir (Şekil 4.16).



Şekil 4.16: Bölgelere göre sediment yapısı ve kompozisyonu

Sediment yapısının *P. oceanica*'nın gelişimi üzerine etkisi göz önüne alındığında; Pearson korelasyon tablosunda görüldüğü üzere; 15±1 m derinliklerdeki “çok kaba+kaba+orta kum” özelliğindeki sediment tane boyları (%) ile çayır yoğunlukları (demet m⁻²) ($r=0,712$, $p<0,05$) ve zemindeki kaplama oranları (%) ($r=0,634$, $p<0,05$) arasında paralel bir ilişki kaydedilmiştir. Ancak “ince+çok ince kum” özelliğindeki sediment tane boyları (%) ile çayır yoğunlukları (demet m⁻²) ($r=-0,747$, $p<0,05$) ve zemindeki kaplama oranları (%) ($r=-0,685$, $p<0,05$) arasında negatif bir ilişki kaydedilmiştir. Bununla birlikte “kil ve silt” özelliğindeki sediment tane boyları (%) ile çayır yoğunlukları (demet m⁻²) ($r=-0,680$, $p<0,05$) ve zemindeki kaplama oranları (%) ($r=-0,507$, $p<0,05$) arasında da negatif bir ilişki kaydedilmiştir.

P. oceanica çayır yataklarının alt limit derinliklerinde ise, sadece “çok kaba+kaba+orta kum” özelliğindeki sediment tane boyları (%) ile çayır yoğunlukları (demet m⁻²) ($r=0,534$, $p<0,05$) arasında paralel bir ilişki kaydedilmiştir (Tablo 4.13).

Tablo 4.13: Sediment yapısının *Posidonia oceanica* gelişimine etkisi (* $p<0,05$ seviyesinde anlamlılık).

15±1m	% çakıl	% çok kaba+kaba+orta kum	% ince+çok ince kum	% kil ve silt	yoğunluk (demet m ⁻²)	kaplama oranı (%)	rizom gelişim (mm yıl ⁻¹)
% çakıl	–						
%çokkaba+kaba+ortakum	-0,035	–					
% ince+çok ince kum	-0,238	-0,957	–				
% kil ve silt	-0,050	-0,643	0,559	–			
yoğunluk (demet m ⁻²)	0,310	0,712*	-0,747*	-0,680*	–		
kaplama oranı (%)	0,297	0,634*	-0,685*	-0,507*	0,687	–	
rizom gelişim (mm yıl ⁻¹)	0,054	0,465	-0,463	-0,324	0,511	0,902	–
Alt limit							
% çakıl	–						
%çokkaba+kaba+ortakum	-0,275	–					
% ince+çok ince kum	-0,244	-0,855	–				
% kil ve silt	0,344	-0,731	0,455	–			
yoğunluk (demet m ⁻²)	-0,351	0,534*	-0,387	-0,240	–		
kaplama oranı (%)	0,125	0,339	-0,382	-0,310	0,680	–	
rizom gelişim (mm yıl ⁻¹)	0,007	0,064	-0,117	0,180	0,497	0,638	–

4.3. POSIDONIA OCEANICA SENTETİK İNDEKSLERİ

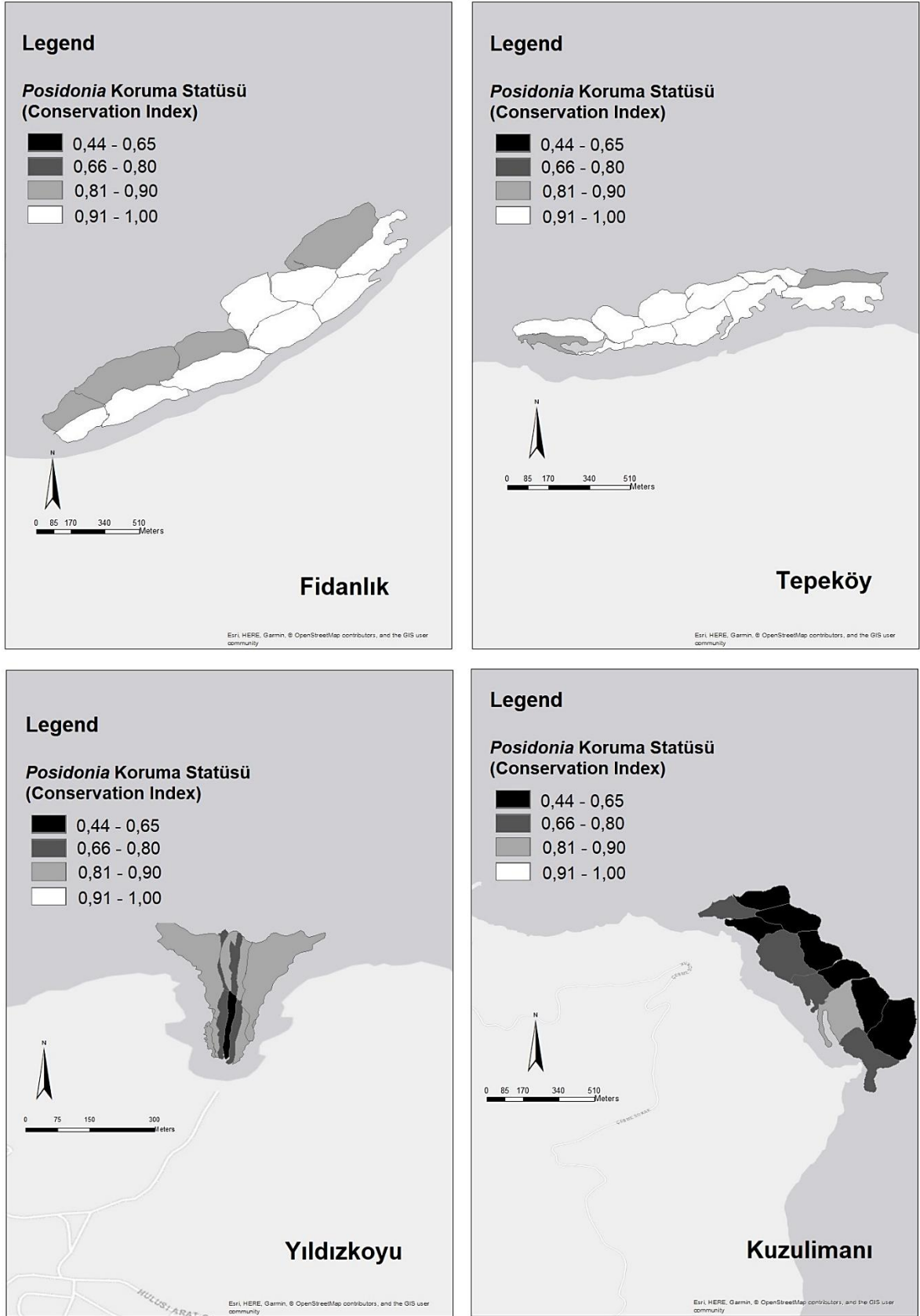
Gökçeada çevresinden seçilen 4 pilot bölge içinde, en düşük koruma statüsüne (CI) sahip bölge, ortalama $0,58 \pm 0,08$ ile Kuzulimanı'nın derin zonu (14 m – Alt limit) olmuştur. En yüksek koruma statüsüne (CI) sahip bölge ise ort. $0,98 \pm 0,02$ ile Fidanlık'ın sığ zonu (Üst limit – 14 m) olmuştur (Şekil 4.17).

Yer değiştirme derecesi (SI) en yüksek olan bölge, ort. $0,02 \pm 0,05$ ile *Caulerpa racemosa* türüne rastlanan Kuzulimanı'nın sığ zonu olmuştur. Faz değişiminin (PSI) en yüksek olduğu bölge, ort. $0,07 \pm 0,01$ ile Kuzulimanı'nın derin zonu olmuştur. Bu zonda, canlı *Posidonia*, yerini ölü mata bırakarak erken evre faz değişimi yaşanmaktadır. Buna karşılık; Fidanlık'ın sığ zonunda faz değişimi (PSI) görülmemektedir (Tablo 4.14).

Her bir 1000 m²'lik alanda rastlanan yaklaşık 3 *Posidonia* kümesi ile en yüksek heterojenlik (PI), Yıldızkoyu (ort. $2,67 \pm 0,82$) ve Kuzulimanı'nın (ort. $2,67 \pm 1,51$) derin zonlarında kaydedilirken; hiç rastlanmayan veya yaklaşık 1 *Posidonia* kümesi ile en düşük heterojenlik (PI), Fidanlık (ort. $0,33 \pm 0,52$) ve Tepeköy'ün (ort. $0,33 \pm 0,52$) sığ zonlarında kaydedilmiştir (Tablo 4.14).

Tablo 4.14: *Posidonia oceanica* koruma statüsünün ortalama \pm standart sapma değerleri.

	Coğrafik koordinat		Durum	Koruma (CI)		Yer değişimi (SI)		Faz değişimi (PSI)		Heterojenlik (PI)	
	Kuzey	Doğu		Sığ	Derin	Sığ	Derin	Sığ	Derin	Sığ	Derin
Fidanlık	40,1604 N	25,6896 E	Doğal	0,98 $\pm 0,02$	0,90 $\pm 0,02$	0,00 $\pm 0,00$	0,00 $\pm 0,00$	0,00 $\pm 0,00$	0,02 $\pm 0,00$	0,33 $\pm 0,52$	0,67 $\pm 1,03$
Tepeköy	40,2136 N	25,8168 E	Doğal	0,95 $\pm 0,03$	0,94 $\pm 0,03$	0,00 $\pm 0,00$	0,00 $\pm 0,00$	0,01 $\pm 0,00$	0,01 $\pm 0,00$	0,33 $\pm 0,52$	0,33 $\pm 0,52$
Yıldızkoyu	40,2349 N	25,9038 E	Antropize	0,80 $\pm 0,10$	0,83 $\pm 0,05$	0,01 $\pm 0,02$	0,01 $\pm 0,02$	0,05 $\pm 0,03$	0,03 $\pm 0,02$	1,83 $\pm 1,60$	2,67 $\pm 0,82$
Kuzulimanı	40,2229 N	25,9686 E	Antropize	0,78 $\pm 0,09$	0,55 $\pm 0,08$	0,02 $\pm 0,05$	0,00 $\pm 0,00$	0,05 $\pm 0,05$	0,08 $\pm 0,01$	2,33 $\pm 1,21$	2,67 $\pm 1,51$



Şekil 4.17: *Posidonia oceanica* koruma statüsünün bölgesel ve batimetrik değişimi.

Koruma statüsü (CI), faz değişimi (PSI) ve heterojenlik (PI) indeksleri, doğal ve antropize durumlar arasındaki hem sığ hem de derin zonlarda istatistiksel açıdan anlamlı farklılık göstermiştir. Ancak yer değişimi (SI) indeksi sonuçlarında anlamlı bir farklılığa rastlanmamıştır (Tablo 4.15).

Tablo 4.15: *Posidonia oceanica* statüsünün doğal ve antropize durumlardaki farklılıkları. (* $p < 0,05$ ve ** $p < 0,01$ seviyesinde anlamlı farklılıklar).

	Sığ (Üst limit – 14 m)			Derin (14 m – Alt limit)		
	Test	Değer	p değeri	Test	Değer	p değeri
Koruma statüsü (CI)	t testi	4,50	0,000**	t testi	3,25	0,004*
Yer değişimi (SI)	M-W U	60,00	0,149	M-W U	60,00	0,149
Faz değişimi (PSI)	M-W U	78,00	0,000*	M-W U	78,00	0,000*
Heterojenlik (PI)	M-W U	12,00	0,000*	t testi	-5,35	0,000*

Ayrıca koruma statüsü (CI), faz değişimi (PSI) ve heterojenlik (PI) indekslerinde, hem bölgesel hem batimetrik varyasyonlar kaydedilmiştir. “Derinlik * Bölge” toplu etkisi açısından dikkate alındığında, yalnızca koruma statüsü (CI), güçlü varyasyon göstermiştir. Ancak yer değişimi (SI) indeksi sonuçlarında anlamlı bir farklılığa rastlanmamıştır (Tablo 4.16).

Tablo 4.16: *Posidonia oceanica* statüsünün faktöriyel ANOVA sonuçları (* $p < 0,05$ ve ** $p < 0,01$ seviyesinde anlamlı farklılıklar).

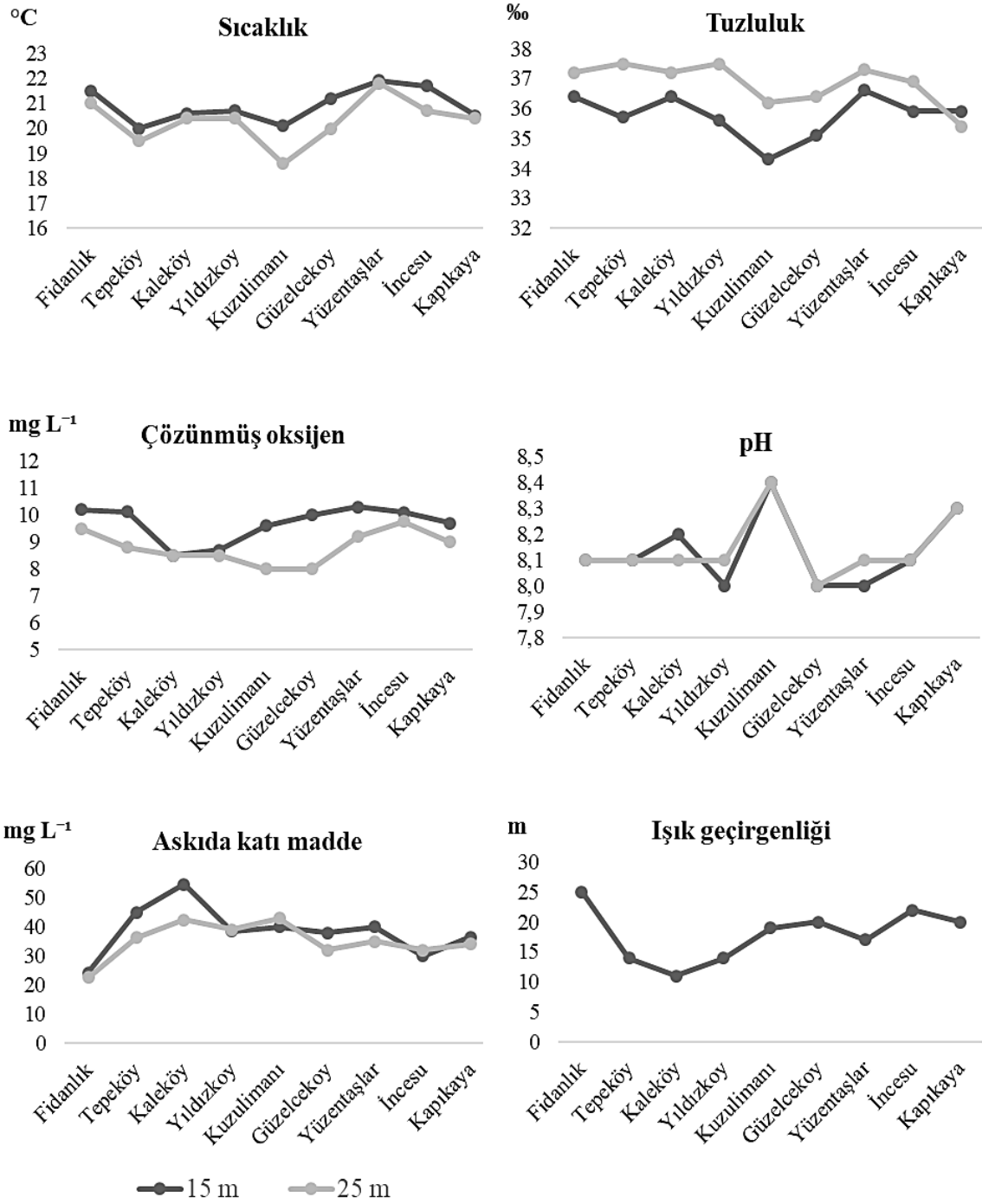
Değişkenler	Koruma statüsü (CI)		Yer değişimi (SI)		Faz değişimi (PSI)		Heterojenlik (PI)	
	F değeri	p değeri	F değeri	p değeri	F değeri	p değeri	F değeri	p değeri
Durum	58,624	0,000**	5,549	0,023*	38,302	0,000*	44,750	0,000*
Bölge	60,768	0,000**	1,208	0,319	17,368	0,000*	14,057	0,000*
Derinlik	14,487	0,000**	1,038	0,314	5,391	0,025*	1,641	0,207
Durum*Derinlik	1,329	0,255	1,111	0,298	1,994	0,165	0,506	0,480
Derinlik*Bölge	12,665	0,000**	0,699	0,558	1,267	0,299	0,321	0,810

4.4. GÖKÇEADA (KUZEY EGE)'NİN SU KALİTESİ PARAMETRELERİ

Gökçeada çevresindeki su sıcaklığı değerleri bölgesel farklılık göstermeksizin; *Posidonia oceanica* deniz çayırlarının 15 m'sinden alt limitlerine doğru inildikçe düşüş göstererek, 15 m'lerde ortalama $21,0 \pm 0,7$ °C ve 25 m'lerde ortalama $20,3 \pm 0,9$ °C olarak kaydedilmiştir. Tuzluluk değerleri, bölgelere ve derinliklere göre de farklılık göstererek, 38 ‰ ile en yüksek Tepeköy ve Yıldızkoyu'nun 25 m'sinde; 34 ‰ ile en düşük Kuzulimanı'nın 15 m'sinde kaydedilmiştir.

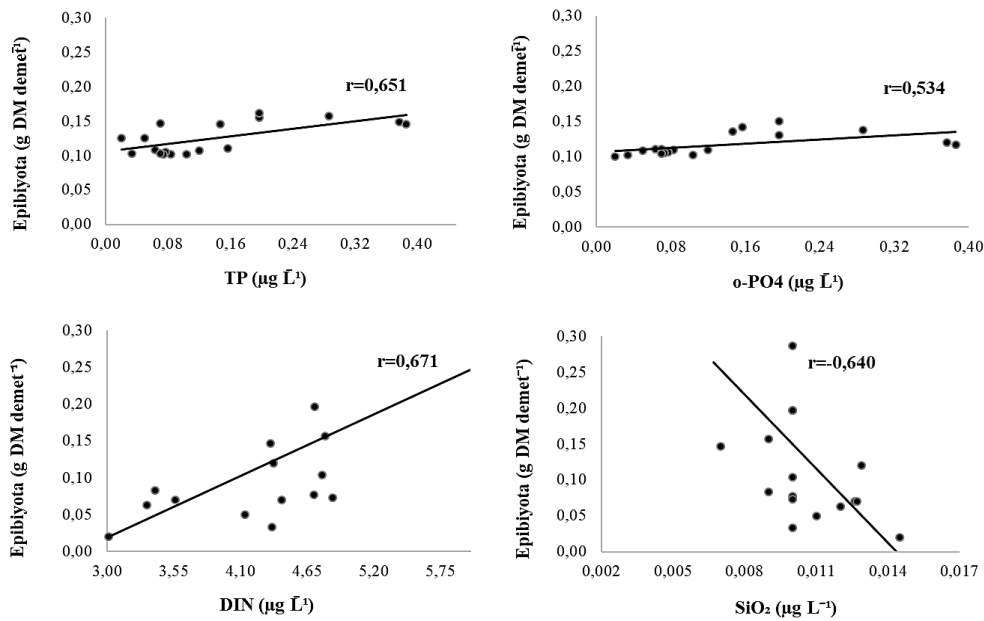
Askıda katı madde oranları, bölgelere göre farklılık göstermiştir; en yüksek $54,6 \text{ mg L}^{-1}$ ile Kaleköy, takiben $43,0 \text{ mg L}^{-1}$ ile Kuzulimanı'nın 15 m'sinde; en düşük $22,5 \text{ mg L}^{-1}$ ile Fidanlık'ın 25 m'sinde kaydedilmiştir. Seki derinlikleri karşılaştırıldığında; ışık geçirgenliğinin en yüksek olduğu bölge Fidanlık (25 m) iken; en düşük olduğu bölge Kaleköy (11 m) olarak belirlenmiştir.

Çözünmüş oksijen değerleri, derinlik artışıyla birlikte düşüş göstermiştir. Buna göre; en yüksek $10,3 \text{ mg L}^{-1}$ ile Yüzentaşlar'ın 15 m'sinde; en düşük $8,0 \text{ mg L}^{-1}$ ile Kuzulimanı ve Güzelcekoy'un 25 m'sinde kaydedilmiştir. pH değerleri, bölgesel ve batimetrik farklılık göstermeksizin; tüm bölgelerin 15 m ve 25 m'lerinde ortalama $8,1 \pm 0,1$ olarak ölçülmüştür.



Şekil 4.18: Bölgelere göre su kalitesi parametreleri.

Su kolonundaki toplam fosfor (TP), bölgelere göre farklılık göstererek, en yüksek $0,162 \mu\text{g L}^{-1}$ ile Yıldızkoyu'nun 15 m'sinde; takiben $0,158 \mu\text{g L}^{-1}$ ile Kaleköy'ün 25 m'sinde; en düşük $0,102 \mu\text{g L}^{-1}$ ile Fidanlık ve Yüzentaşlar'ın 15 m'sinde kaydedilmiştir. Orto-fosfat (o-PO_4) değerleri ise en yüksek $0,150 \mu\text{g L}^{-1}$ ile Yıldızkoyu'nun 15 m'sinde; $0,142 \mu\text{g L}^{-1}$ ile Yıldızkoyu'nun 25 m'sinde; en düşük $0,100 \mu\text{g L}^{-1}$ ile Güzelcekoy'un 15 m'sinde kaydedilmiştir. Nitrit (NO_2), nitrat (NO_3), amonyum (NH_4) azotu değerlerinin toplamı ile belirlenen çözülmüş inorganik nitrojen (DIN) değerleri, derinliğe paralel olarak artmakla birlikte; bölgesel olarak ta farklılık göstermiştir. En yüksek değerlerine, Kaleköy ($6,899 \mu\text{g L}^{-1}$) ve Kapıkaya ($5,379 \mu\text{g L}^{-1}$)'nın 15 m'sinde ulaşmıştır. En düşük değerler ise Tepeköy ($3,332 \mu\text{g L}^{-1}$) ve Güzelcekoy ($3,012 \mu\text{g L}^{-1}$)'un 15 m'sinde kaydedilmiştir. Silika (Si) oranları, bölgesel farklılık göstermeyip, en yüksek $0,015 \mu\text{g L}^{-1}$ ile Güzelcekoy (15 m)'da; en düşük $0,007 \mu\text{g L}^{-1}$ ile Kuzulimanı (15 m) ve Kapıkaya (25 m)'da kaydedilmiştir. Klorofil *a* değerleri, bölgesel olarak farklılıklar göstermekle birlikte, derinlik artışıyla birlikte belirgin düşüş göstermiştir; en yüksek $0,035 \mu\text{g L}^{-1}$ ile Kaleköy'ün 15 m'sinde; en düşük $0,012 \mu\text{g L}^{-1}$ ile Yüzentaşlar ve İncesu'yun 25 m'lerinde kaydedilmiştir. *Posidonia oceanica* yaprakları üzerindeki epifitik biyomas ile çözülmüş inorganik nitrojen ($r=0,671$; $p=0,002$), toplam fosfor ($r=0,651$; $p=0,003$), orto-fosfat ($r=0,534$; $p=0,025$) seviyeleri arasında güçlü bir ilişki kaydedilirken; silika seviyeleri arasında ($r=-0,640$; $p=0,006$) negatif yönde bir ilişki kaydedilmiştir (Şekil 4.19).



Şekil 4.19: Yapraklar üzerindeki epifitik biyomasın besin tuzu seviyeleriyle ilişkisi.

5. TARTIŞMA VE SONUÇ

Deniz çayırları, tropikal ve ılıman bölgelerde zengin biyoçeşitlilik barındırdıklarından, organik karbon üretimine katıldıklarından ve çevresindeki diğer habitatlara trofik transferler gerçekleştirdiklerinden “fonksiyonel ekosistem servisi” olarak tanımlanmaktadır (Orth ve diğ. 2006). Ancak son yıllarda çevresel ve iklimsel olaylara bağlı olarak meydana gelen deniz çayırları habitat kayıpları global bir soruna dönüşmüştür. Tüm Akdeniz Havzası’nı dikkate aldığımızda deniz çayırlarının habitat kayıplarına yönelik Batı Akdeniz’de kapsamlı birçok araştırma bulunmasına rağmen Doğu Akdeniz’de nispeten daha az ve sınırlı sayıda araştırma yürütülmüştür.

Akdeniz’de geniş bir coğrafik dağılım gösteren endemik *Posidonia oceanica* (Linnaeus) Delile deniz fanerogamı, son yıllarda ekolojik modellemeler aracılığıyla kıyısız ekosistem statüsü ve su kalitesinin belirlenmesinde “biyolojik kalite elementi” olarak sıklıkla kullanılmaktadır (Hemminga ve diğ. 2000; Boudouresque ve diğ. 2000; Med-GIG, 2007; Gobert ve diğ. 2009; Lopez y Royo ve diğ. 2009). Ayrıca *P. oceanica*, ilişkili fauna ve florasının çevresel faktörlere karşı gösterdiği duyarlı değişimlerinden dolayı “komünite” seviyesinde de “ideal biyo-indikatör” özelliği taşımaktadır.

Bu koşullardan yola çıkarak mevcut çalışma kapsamında, 2016-2018 döneminde Gökçeada (Kuzey Ege) kıyılarında farklı doğal ve antropojenik baskılara maruz kalan bölgelerde *P. oceanica* deniz çayırları ile ekosistem bileşenlerine ait ekolojik parametreler üzerinden geliştirilen kavramsal model aracılığıyla kıyısız ekosistem statüsü belirlenmiştir. Ayrıca arazi çalışmalarından elde edilen veri setlerine dayanarak; Batı Akdeniz’de test edilen ekolojik indeksler; interkalibrasyon amacıyla Doğu Akdeniz’e adapte edilmekle birlikte, multi-disipliner bir yaklaşımla kıyısız ekosistem statüsünün doğal ve antropojenik faktörlerle ilişkisi ortaya konmuştur.

Gökçeada kıyılarında, Türk Boğazlar Sistemi’nin etkisiyle spesifik akıntı sistemleri hakimdir ve oşinografik bakımdan Batı Akdeniz’e göre belirgin farklılıklar görülmektedir (Zervakis ve Georgopoulos, 2002). Kuzey Ege Denizi’nin doğu kıyıları boyunca kuzeye doğru akan; yoğun Doğu Akdeniz (Levanten) suları ile Çanakkale Boğazı vasıtasıyla gelen soğuk ve az yoğun Karadeniz suları, Limni Platosu’nun altında birleşerek güçlü bir termohalin tabaka oluştururlar (Kocataş, 1999; Sayın ve Beşiktepe, 2010). Kuzey Ege Denizi’nin dip sularında kaydedilen

yüksek tuzluluk değerleri (38,8-39,0 ‰), Akdeniz sularının etkisini; yüzey sularında kaydedilen düşük tuzluluk değerleri (23,0-28,0 ‰) ise Meriç Nehri ve Karadeniz sularının etkisini ortaya koymaktadır (Ignatiades, 2005; Siokou-Frangou ve diğ. 2009). Akıntı sistemlerinin etkisiyle oluşan tabakalaşma nedeniyle batimetrik farklılık gösteren tuzluluk değerleri, bazı kıyılarda yer altı kaynaklarından tatlı su girdilerine bağlı olarak, bölgesel olarak da farklılık göstermiştir; tüm bölgelerin alt limit derinliklerindeki tuzluluk değerleri karşılaştırıldığında, en yüksek değer (38 ‰) çayır yatağının 28,0 m'ye kadar ulaştığı Tepeköy'de ve en düşük değer (35,4 ‰) çayır yatağının ancak 17,8 m'ye ulaşabildiği Kapıkaya'da kaydedilmiştir. Buna göre, Akdeniz ekosistemi özelliklerine uygun 33-41‰ tuzluluk aralığındaki sulara adapte olan (Boudouresque ve diğ. 2012) stenohalin *P. oceanica* deniz çayırlarının ada kıyılarındaki bazı zonlarda dağılımının önemli ölçüde tuzluluktan etkilendiğini söyleyebiliriz. Bahsedilen fiziksel koşullara rağmen; Karadeniz ve Akdeniz arasındaki deniz canlılarının geçiş yolu üzerinde olan Gökçeada (Kuzey Ege)'nın belirli kıyılarında geniş alanlara yayılan *P. oceanica* deniz çayırlarının varlığı, tür ve genetik açısından önemli biyoçeşitlilik potansiyeli oluşturduğundan bölgenin “ekolojik koridor” olarak nitelendirilmesini sağlamaktadır.

Ancak ada kıyıları, son yıllarda kıyısız ekosistemler üzerindeki stres faktörlerinden yapılaşma, turizm ve tarım gibi sektörlerin tehdidi altına girmiştir. Özellikle turizm açısından rekreasyonel değerlere sahip bölge, yurt içinde ve dışında bilinen bir destinasyon haline gelmiştir. Yıldızkoyu ile Yüzentaşlar mevkiileri, geniş ve uzun plajların varlığı ile dalış ve sörf turizmine elverişli olmaları nedeniyle yaz aylarında yoğun turist baskısına maruz kalmaktadır. Bunun sonucu olarak, 2008'den beri gözlem altında tutulan pilot bölge Yıldızkoyu'nun 10 sene önce belirlenen ekolojik kalite oranı (EQR); 0,698 ile 'İyi' olarak statülandırılırken; 2018'de 0,398 ile 'Orta' statüsüne gerilemiştir. Ayrıca 2008'de çayır yatağının alt limitine yerleştirilen 11 adet balizin (izleme sistemi) bulunduğu derinlik ortalama $26,6 \pm 0,6$ m iken; çayır yatağının balizlerden itibaren ortalama $3,21 \pm 1,1$ m geri çekilmesiyle birlikte yeni alt limit derinliği ortalama $23,5 \pm 1,2$ olarak kaydedilmiştir ve “seyrek” limit özelliğine geçmiştir. Aynı zamanda, alt limit derinliğinde ölçülen çayır yoğunluğu ($23,3$ demet m^{-2}), kaplama (% 9,0) ve yatay rizom (% 27,5) oranları da düşüş göstererek çayır yatağının daha derinlere doğru kolonize olma ihtimalinin azaldığını ortaya koymaktadır.

Gökçeada'da yıllar içinde meydana gelen nüfus artışıyla birlikte artan yapılaşma sonucu, Kuzulimanı ve Kaleköy Limanları'nda difüzörlü boru vasıtasıyla detaylı bir arıtma yapılmaksızın evsel atıklar denize deşarj edilmektedir. Ancak kıyıdan yapılan sığ deşarjlarda; atıksuların önemli bir kısmı seyrelmediğinden kıyısal bölgede halk ve çevre sağlığı bakımından bir risk oluşturmaktadır. Bu yüzden atık suların derin deniz deşarjı ile öncesinde detaylı arıtıma tabi tutulması ve doğal alıcı ortama verilmesi gereken atık suyun T.C. Çevre ve Şehircilik Bakanlığı tarafından ilan edilen su kalitesi standartlarına ulaşması gerekmektedir. Denizel ortamda sıcaklık ve tuzluluğun meydana getirdiği yoğunluk farkının meydana getirdiği tabakalaşmalardan dolayı, alt tabakalara deşarj edilen atıksuların, yoğunluk farkından dolayı yüzeye çıkma olasılığı çok düşüktür. Ancak tabakalaşma, kış aylarında olduğu gibi çok az veya hiç yoksa atık su su yüzeyine kadar yükselerek kıyıları tehdit etmektedir. Ancak atık su arıtım tesisi kurulumu ve işletim maliyetlerinin yüksek olması, Türkiye'nin turistik beldelerinde uygulamaları kısıtladığından; derin deniz deşarjı öncesi mekanik ve biyolojik arıtım ünitelerinin aşama aşama yapılması ülkemiz ekonomik koşulları için daha uygundur.

Gökçeada kıyıları ve *P. oceanica* deniz çayıruları habitatu üzerindeki tehditlerden bir diğeri de; özellikle Kaleköy ve Kapıkaya bölgelerindeki yoğun olarak sürdürülen tarım faaliyetleridir. Tarım arazilerinden toprak yoluyla su ortamına geçen tarım ilaçlarının meydana getirdiği organik madde mineralizasyonuna bağlı oksidasyon prosesleri, sedimentte anoksik koşulların oluşmasına öncülük eder. Böylece anaerobik bakterilerin aktivitelerinin artmasıyla üretilen toksik maddeler, bitkinin kökleri aracılığıyla gerçekleştirdiği iyon absorpsiyonunu etkilemektedir (Hemminga, 1998; Delgado ve diğ. 1999). Bununla birlikte Gökçeada'da serbest küçükbaş hayvan yetiştiriciliğinin yoğun olarak yapılması, ada kıyılarında fekal streptokok düzeyinin yükselmesine neden olmuştur (Çiftçi Türetken ve Altuğ, 2016).

Deniz suyunda çözülmüş halde bulunan elementlerden azot, fosfor ve silis, mineralizasyon ile algal gelişim için ihtiyaç duyulan temel besin tuzlarına dönüşmektedirler. Atık su deşarjları ve tarımsal faaliyetler nedeniyle besin tuzu konsantrasyonlarındaki artış, fanerogamları direkt olarak etkilemediği gibi dolaylı yünden etkiler. Bu dolaylı etki, aşırı alg artışları ve konak bitki-epifit rekabeti şeklinde olur. Bu rekabet sonucunda konak bitkinin yaprakları fotosentez için yeterli ışığa ulaşamadığından yaprak yapısının kırılabilirliği artar. Örneğin; Terrados ve Pons (2008)'un çalışmasında çevresel değişimlere karşı konak bitkiden daha hassas olan yaprak epibiyotasının dinamiklerine bakıldığında, besin tuzu seviyelerinin yüksek olarak kaydedildiği

bölgelerde epifit biyoması bakımından da artış kaydedilmiştir. Aynı şekilde mevcut çalışmada, *P. oceanica* yaprakları üzerindeki epifitik biyomas ile çözülmüş inorganik nitrojen ($r=0,671$; $p<0,05$), toplam fosfor ($r=0,651$; $p<0,05$) ve orto-fosfat ($r=0,534$; $p<0,05$) seviyeleri arasında güçlü bir ilişki kaydedilirken; silika seviyeleri arasında ($r=-0,640$; $p<0,05$) negatif bir ilişki kaydedilmiştir.

Kuzey Ege Denizi, Karadeniz ve akarsular vasıtasıyla gelen besin tuzu girdilerine bağlı olarak; oligotrofik karakterdeki Akdeniz baseninin en verimli (mesotrofik veya ötrofik) bölgesi haline dönüşmektedir (Ignatiades ve diğ. 1992). 2009-2014 yılları arasında ada kıyılarında ötrofik koşulların oluşması ile birlikte *P. oceanica* deniz çayırlarının üzerini örtü gibi kaplayan yoğun müsilaj çökeltilerinin, çevresel faktörlerin değişimine karşı hassas olan bu habitatlar üzerinde günümüze kadar süregelen önemli bir risk oluşturduğu kanısına varılmıştır. Genellikle denizel ekosistemlerde meydana gelen bu tarz değişimlerin, iklim ve insan kaynaklı mı olduğunu ayırt edebilmek genellikle zordur (Morri ve Bianchi, 2001). Bu durum, değişen iklim koşullarının neticesi olarak değerlendirildiğinde, Gökçeada gibi ılıman bölgede kış dönemlerinde kaydedilen yüzey suyu sıcaklık değerlerinin son 10 yılda >14 °C'nin üzerine çıkmasının fırsatçı fitoplankton türlerinin aşırı çoğalmasına neden olduğu görülmüştür. Marbà ve diğ. (2002) tarafından 2002-2006 yılları arasında koruma statüsüne sahip bir bölge olan Cabrera Ulusal Parkı'nda yürütülen çalışmaya göre deniz çayırı yataklarının gerilemesi ile artan su sıcaklığı arasında doğru orantılı bir ilişki olduğu öne sürülmektedir. Su sıcaklığı değişimleriyle birlikte pelajik ortamda meydana gelen fitoplankton artışları, müsilaj ve "Red Tide" olaylarının periyodik olarak Gökçeada kıyılarında görülmesine sebep olmaktadır; tüm bu faktörlerin sonucunda deniz çayırlarına ulaşan su kolonundaki ışık yoğunluğu azalmaktadır.

Mevcut çalışma kapsamında Gökçeada çevresinde Kaleköy (tarım ve kanalizasyon: LUSI=4,00); Yıldızkoyu (tarım, turizm: LUSI=5,00); Kuzulimanı (kanalizasyon, turizm: LUSI=3,75); Yüzentaşlar (turizm: LUSI=5,00) ve Kapıkaya (tarım: LUSI=5,00) bölgeleri çeşitli baskın stres kaynaklarının tehditi altındayken; Fidanlık (LUSI=0,00); Tepeköy (LUSI=2,50); Güzelcekoy (LUSI=3,75) ve İncesu (LUSI=2,50) bölgeleri ise ulaşım zorlukları nedeniyle yoğun baskılara maruz kalmadığından referans bölgeler olarak seçilmiştir. Buna bağlı olarak, farklı çevresel etkilere maruz kalan 9 farklı kıyısal bölgenin ekosistem statüsü ve ekolojik kalite oranları, bölgelere göre anlamlı farklılıklar (ANOVA, $p<0,05$) göstermiştir. *P. oceanica*'nın tanımlayıcı parametreleri ile hesaplanan ekolojik kalite oranı (EQR); Fidanlık

(0,62±0,03) “İyi”; Tepeköy (0,46±0,00), Kaleköy (0,43±0,03), Yıldızkoyu (0,41±0,03), Kuzulimanı (0,47±0,02), Güzelcekoy (0,44±0,00), Yüzentaşlar (0,41±0,02) ve İncesu (0,49±0,00) “Orta” iken; Kapıkaya (0,32±0,01) “Zayıf” seviyede statüleştirilmiştir.

P. oceanica ekosistem işleyişi üzerinden belirlenen ekosistem statüsü (EBQI) ise; Fidanlık (5,3±0,1), Tepeköy (4,5±0,7) ve Yıldızkoyu (4,2±0,1) “Orta”; Kuzulimanı (3,7±0,5), Güzelcekoy (3,5±0,1), Yüzentaşlar (4,1±0,4) ve İncesu (3,5±0,3) “Zayıf”; Kaleköy (3,3±0,5) ve Kapıkaya (3,4±0,1) ise “Kötü” seviyede statüleştirilmiştir. Ekosistem bazlı kalite indeksinin (EBQI) belirlenmesinde biyoindikatör rolü oynayan *P. oceanica* rizomları arasındaki; bentik süzücü ve süspansivörlerden düşük organik madde indikatörlerinin (LOM) (bivalv: *Pinna nobilis*, tunikat: *Halocynthia papillosa*, briyozoa: *Calpensia nobilis*, *Reteporella grimaldi*, *Margaretta cereoides*, sünger: *Crambe crambe*, *Chondrosia reniformis*, *Aplysina aerophoba*) yüksek birey sayıları; yüksek organik madde indikatörlerinin (HOM) (tüpsü kurt: *Bispira volutacornis*, anemon: *Anemonia viridis*, *Cerianthus membranaceus*) ve detritivörlerin (denizhiyari: *Holothuria* spp.) ve herbivorların (denizkestanesi: *Paracentrotus lividus*) düşük birey sayıları; predator, piscivor ve planktivör teleostların yüksek biyomasları ada çevresinden Fidanlık, Tepeköy ve Yıldızkoyu bölgelerini “Orta” seviyeye getirerek ekosistem statülerinin yükselmesinde rol oynamıştır.

Mevcut çalışma kapsamında Gökçeada çevresindeki bölgelerin ekolojik kalite oranları (EQR) ile antropizasyon dereceleri (LUSI) arasındaki ilişki değerlendirildiğinde; istatistiksel açıdan güçlü bir ters ilişki ($R^2=0,6126$, $p<0,05$) kaydedilmiştir. Gobert ve diğ. (2009)’nin çalışmasında; Fransa’da farklı antropojenik baskılara maruz kalan bölgelerde ve referans bölgelerde uygulanan *Posidonia* Rapid Easy (PREI) indeksine ait değerler ile bölgelerin antropizasyon dereceleri arasında negatif ilişki ortaya konularak; her bölgenin ekolojik statüsünün antropojenik baskılardan etkilendiği kanıtlanmıştır. Aynı şekilde, Batı Akdeniz genelinde (Fransa, İtalya, İspanya, Malta, Tunus ve Cezayir) *P. oceanica* deniz çayırlarının bulunduğu kıyısal bölgelerde yürütülen çalışmaya (Lopez y Royo ve diğ. 2010) göre; *Posidonia* biyotik indeksine (EQR_{Bipo}) ait değerler ile antropojenik baskı skorları arasında da negatif ilişki olduğu ortaya konmuştur. Buna göre; yerel ölçekte yapılan birçok çalışmada (Buia ve diğ. 2005; Casazza ve diğ. 2006; Romero ve diğ. 2007), ekolojik indekslerin Akdeniz ölçeğinde (Batı Akdeniz ve Kuzey Ege) antropojenik baskıları iyi yansıtmalarının yanısıra güvenilirlik ve uygulanabilirlik açısından da uygun oldukları sonucuna varılmıştır.

Ancak bölgelerin ekosistem statüleri (EBQI) ile antropizasyon dereceleri (LUSI) arasında, nispeten daha az ilişki ($R^2=0,3773$, $p>0,05$) bulunması, ekosistem bazlı kalite indeksinin (EBQI) hesaplanmasında balıkçılık faktörlerinin değerlendirilmeye alınıp; LUSI indeksinde balıkçılığın değerlendirilmemesine bağlanmıştır. Personnic ve diğ. (2014)'ne göre, sadece *P. oceanica*'nın "biyolojik kalite elementi" olarak kullanıldığı indeksler, su kalitesi ile ilişkili ekolojik durumu yansıtırken; ekosistem bazlı kalite indeksi (EBQI), su kalitesinin yanısıra aşırı avcılık sonuçlarını da iyi yansıtmaktadır.

Akdeniz genelinde tüm çalışmalarda kullanılan *P. oceanica*'nın ekolojik ve biyometrik parametreleri (alt limit derinliği ve tipi, yoğunluk, kaplama, yatay rizom yüzdesi, rizom gelişimi, yaprak sayısı ve yüzeyi, demet uzunluğu, A katsayısı, epifit biyoması), çayır yatağının ve bulunduğu bölgelerin eko-sağlık durumu hakkında bilgi sağlamaktadır (Pergent-Martini ve diğ. 2005; Lopez y Royo ve diğ. 2007; Pergent, 2007). Bu parametreler içinden çayırların zemindeki yoğunluğu, kaplama oranı, rizom gelişimi, yaprak yüzeyi, demet uzunluğu, A katsayısı ve rizomların sedimente gömülümü, hem bölgesel hem batimetrik olarak çalışma boyunca anlamlı farklılıklar (ANOVA, $p<0,05$) göstermiştir.

Deniz çayırı yatağının maksimum batimetrik yayılımını gösteren alt limit derinliği ve tipi ise; bölgelere göre değişim göstermekle birlikte; alt limit tipinin sıklık dağılımı göz önüne alındığında, % 51,9 ile bölgelerin genelinde "Seyrek" limit tipine rastlanılmıştır. Ayrıca çayır yataklarının alt limit derinliklerinin antropizasyon derecelerine (LUSI) bağlı olarak gerilediği ortaya konmuştur. Buna göre; antropizasyon derecesi yüksek olan Kapıkaya (LUSI=5,00), Yüzentaşlar (LUSI=5,00) ve Yıldızkoyu (LUSI=5,00) bölgelerindeki çayır yataklarının alt limit derinlikleri sırasıyla $17,8\pm 0,8$ m; $17,0\pm 0,2$ m ve $23,5\pm 2,3$ m olarak düşük değerlerde kaydedilmiştir. Tersine antropizasyon derecesi düşük olan Fidanlık (LUSI=0,00), Tepeköy (LUSI=2,50) ve Güzelcekoy (LUSI=3,75) bölgelerindeki çayır yataklarının alt limit derinlikleri sırasıyla $27,7\pm 0,3$ m; $28,0\pm 0,5$ m ve $30,2\pm 1,4$ m olarak yüksek değerlerde kaydedilmiştir.

P. oceanica'nın m^2 'deki yaprak demeti sayısı üzerinden belirlenen yoğunluk değerlerine bakıldığında en yüksek değerler; Fidanlık ($174,9\pm 6,1$ demet m^{-2}) ve Tepeköy ($154,8\pm 8,3$ demet m^{-2})'ün 15 ± 1 m derinliklerinde kaydedilirken; en düşük değerler, Kaleköy ($17,3\pm 1,2$ demet m^{-2}) ve Kapıkaya ($33,6\pm 4,7$ demet m^{-2})'nin alt limit derinliklerinde kaydedilmiştir. Çayır yoğunluğu ile birlikte; çayır yataklarının zemindeki kaplama oranları da benzer şekilde; Fidanlık (% $86,7\pm 5,8$) ve Tepeköy (% $85,3\pm 3,5$)'ün 15 ± 1 m derinliklerinde maksimum

değerlerde kaydedilirken; Kaleköy'ün alt limit derinliğinde minimum değerde (% 11,7±7,6) kaydedilmiştir. Tsirika ve diğerlerinin (2007) çalışmasında olduğu gibi çayır yoğunluğu, kaplama oranı ve yaprak yüzey alanı, tüm bölgelerde batimetrik eğimle birlikte ışık geçirgenliğinin azalmasından dolayı düşüş göstermiştir. Herbivor organizmaların “grazing” baskısını ortaya koyan A katsayısının (Giraud, 1977) derinlik artışıyla birlikte düşük değerlerde kaydedilmesi, çalışma bölgelerindeki başlıca denizkestanesi (*Paracentrotus lividus*) ve salpa sürülerinin (*Sarpa salpa*) 15±1 m’lerde dikkat çeken yoğunluklarının derinlere doğru azalması ile ilişkilendirilmiştir. En yüksek A katsayıları; Kuzulimanı (% 43,7±4,9), Kapıkaya (% 26,3±6,4) ve Yıldızkoyu (%24,0±9,2)’nun 15±1 m’lerinde; en düşük değerler ise Güzelcekoy (% 4,3±5,8), İncesu (% 4,3±1,5), Fidanlık (% 5,7±1,2) ve Tepeköy (% 5,7±4,5)’ün alt limitlerinde kaydedilmiştir.

Bu çalışmada, batimetrik eğimle birlikte *P. oceanica*'nın ekolojik ve biyometrik parametrelerindeki düşüşler, çayır yataklarının zaman içinde canlılığını yitirdiğini göstermektedir. Tüm bu veri setlerinin değerlendirilmesi sonucu, Boudouresque ve diğ. (2012)'nin çalışmasında olduğu gibi ada çevresindeki *P. oceanica* deniz çayırlarının gelişimine etki eden en önemli çevresel faktörün “siltasyon” olduğu kanısına varılmıştır.

Kış dönemlerinde, kuzeydoğu ve güney yönünden esen rüzgarların hakim olduğu ada kıyılarında fırtınalar esnasında yaprak toplulukları arasındaki yüksek dalga enerjisine bağlı meydana gelen sediment hareketliliği sonucu artan askıda katı madde (AKM) oranları, su ortamındaki ışık geçirgenliğini azalmaktadır. AKM’ler, organik (detritus, fito-zooplankton) ve inorganik (sediment partikülleri, diatom frustulleri) bileşenlerinden oluşmaktadır. Deniz fanerogamları tarafından tolere edilebilen maksimum AKM konsantrasyonu 15,0 mg L-1 (Dennison ve diğ. 1993) iken; mevcut çalışmada Kaleköy (42,3 mg L-1) ve Yüzentaşlar’ın (35,0 mg L-1) alt limit derinliklerinde maksimum değerlere ulaşmıştır. Bu nedenle; bu bölgelerdeki çayır yatakları sırasıyla 25,2±0,3 m ve 17,0±0,2 m’ye kadar dağılım gösterebilmiştir. Tersine AKM konsantrasyonu düşük olan Fidanlık (22,5 mg L-1), Tepeköy (36,3 mg L-1) ve Güzelcekoy (32,0 mg L-1) bölgelerindeki çayır yatakları sırasıyla 27,7 m; 28,0 m ve 30,2 m’ye kadar ulaşabilmiştir. AKM oranının etkilediği Seki derinlikleri karşılaştırıldığında da aynı şekilde; ışık geçirgenliğin en düşük olduğu bölge tatlı su girdisine bağlı olarak zaman zaman yoğun siltasyon meydana gelen Kaleköy (11 m) iken; en yüksek olduğu bölge Fidanlık (25 m) olarak belirlenmiştir.

Gökçeada çevresindeki 9 bölgede deniz çayırları ortalama 24,5 m derinliğe ulaşmıştır ve Çanakkale Boğazı'nda çayırlar 12-17 m derinlikler arasında olup (Cirik ve diğ. 2006); Ayvalık bölgesinde 35 m; İzmir Körfezi'nin Yassıca Ada Mevkii'nde ise 28 m derinlikte son bulmuştur (Dural ve diğ. 2001). Bu kayıtlar, deniz çayırlarının Türkiye kıyıları boyunca kuzeyden güneye doğru inildikçe alt limitlerinin derinleştiğini ortaya koymaktadır.

Deniz çayırlarının gerilemesi ve habitat kaybı, antropojenik faktörlere bağlı su kalitesinin zaman içinde bozulmasının yanısıra, doğal faktörlere bağlı sedimentasyon rejimlerindeki değişimlerle de ilişkilendirilmektedir (De Falco ve diğ. 2000). Kaba sediment partikülleri, yüksek dalga enerjisi ve akıntı hızının sonuçlarıdır; buna göre genellikle güçlü hidrodinamizme maruz kalan bölgelerde sediment partiküllerinin boyutunun büyüdüğü saptanmıştır (Fonseca, 1996; Montefalcone ve diğ. 2010). *P. oceanica* deniz çayırlarının rahatlıkla kolonize olduğu ideal sediment tipi, daha fazla oksijenasyonun meydana geldiği biyojenik karbonat içerikli debris ile karışık ince kum-çok kaba kum (0,125-2 mm) aralığındadır (Erftemeijer ve Evamaria, 2001). Bu çalışmada “çok kaba+kaba+orta kum” özelliğindeki sediment tane boyları (%) ile çayır yoğunlukları (demet m⁻²) ve kaplama oranları (%) arasında paralel bir ilişki (Pearson's r, p<0,05) kaydedilmiştir. Ancak “ince+çok ince kum, kil ve silt” özelliğindeki sediment tane boyları (%) ile çayır yoğunlukları (demet m⁻²) ve kaplama oranları (%) arasında negatif bir ilişki (Pearson's r, p<0,05) kaydedilmiştir.

Sediment yapısı orta kum (0,250-0,500 mm) (Tepeköy ve Güzelcekoy); çok kaba kum (1-2 mm) (Fidanlık, Yıldızkoyu ve İncesu) özelliğindeki bölgelerde çayır yoğunluğu (demet m⁻²), kaplama oranı (%) ve rizom gelişimi (mm yıl⁻¹) diğer bölgelere oranla daha yüksek olarak kaydedilmiştir. Aynı zamanda bu bölgelerde yatay rizomların yüksek değerlerde (Fidanlık: % 60,3±13,7 ve Yıldızkoyu: % 45,7±8,6 ve İncesu: % 54,7±10,5) kaydedilmesi ile kolonizasyon kapasitesinin yüksek olduğu da saptanmıştır. Tersine, çakıl (2-20 mm) (Kapıkaya alt limit) ve çok ince kum (0,063-0,125 mm) (Kaleköy, Kapıkaya 15±1 m) özelliğindeki bölgelerde, çayır yoğunluğu (demet m⁻²), kaplama oranı (%) ve rizom gelişimi (mm yıl⁻¹) diğer bölgelere oranla daha düşük olarak kaydedilmiştir. De Falco ve diğ. (2000) tarafından da belirtildiği üzere, *P. oceanica*'nın kök ve rizomları, zemine tutunabilmek için sıkı bir substrata ihtiyaç duyduğundan özellikle tatlı su girdilerinin olduğu bölgelerdeki çamurlu sedimentlerde gelişimi olumsuz etkilenmektedir, hatta diğer yerli fanerogam *Cymodocea nodosa* türü ile yer değiştirmektedir.

Akdeniz Bölgesi'nden birçok çalışma, deniz çayırı habitatlarının kıyısal sediment dinamikleri üzerine etkisi olduğunu öne sürmektedir (Blanc, 1975; Jeudy de Grissac, 1984; Jeudy de Grissac ve Boudouresque, 1985). Yoğun sedimentasyona maruz kalan bölgelerde dikey yönde gelişerek gelişim yönlerini duruma adapte edebilmeleri sonucu, kıyısal bölgede meydana getirdikleri set şeklindeki teraslar, dalga enerjisine karşı bariyer oluşturarak kıyı çizgisi erozyonunu önlemekte ve sediment kompozisyonunu etkileyebilmektedirler. Kapıkaya ($0,0\pm 0,0$ cm) ve Güzelcekoy ($1,3\pm 1,2$ cm)'un 15 ± 1 m derinliklerindeki rizomların sedimente gömülmesiyle (burial) gömülüm derecelerinin yükselmesi ise; çayırların yoğun siltasyona maruz kaldığının bir kanıtıdır. Bu bölgelerin zemininde, bitki yatay rizomlarıyla sürgün vererek geniş alanlara yayılmak yerine hayatta kalabilmek için dikey rizomlarıyla gömülü oldukları yumuşak sediman içinden çıktığından; Kapıkaya (% $12,5\pm 2,5$) ve Güzelcekoy (% $26,3\pm 8,4$)'un 15 ± 1 m'lerindeki yatay rizom oranları da çok düşük değerlerde kaydedilmiştir. Bunun tam tersine, sert hidrodinamizme maruz kalan İncesu ($6,8\pm 0,3$ cm), Kaleköy ($6,5\pm 0,5$ cm) ve Yıldızkoyu ($6,2\pm 0,8$ cm) bölgelerindeki çayır yataklarının alt limitindeki rizomların dibe sağlam tutunamamasından (exposure) dolayı gömülüm dereceleri düşük kaydedilmiştir. Buna göre, Akdeniz Eylem Planı (Birleşmiş Milletler Çevre Programı–UNEP) kapsamında Entegre Kıyı Alanları Yönetimi ve Planlaması'na göre; kıyısal alanlardaki hidrodinamik faktörler ve biyotik/abiyotik bileşenler arasındaki kompleks etkileşim (Vacchi ve diğ. 2010) göz önüne alınarak değerlendirme yapıldığında; kök ve rizomlar, genel bir tehdit oluşturan tekne çapalamaları gibi fiziksel etkilere karşı direnç gösteremeyecektir.

Montefalcone (2009)'ye göre, ekosistem koruma ve yönetimi prosedürlerinde bölgesel ölçekte kullanılabilen sentetik indeksler, deniz çayırlarının statüsünü belirlemede fonksiyonel araçlardır. Dahası, çevre politikalarının kapsamına uyumlu ekosisteme tahribat vermeyen örnekleme teknikleri ile uygulanmaları bu yaklaşımların değerini artırmaktadır. Bu nedenle sentetik indeksler, Avrupa Komisyonu Su Çerçevesi Direktifleri (WFD, 2000/60/EC) ile paralel olarak Akdeniz'in farklı kıyısal bölgelerinde uygulanmalıdır. Sentetik indekslerin standardize edilmiş biyotik indeksler ile birlikte kombine kullanımı ise, kıyısal ekosistem statüsünün su kalitesindeki bozulmalardan mı (organik kirlilik) yoksa farklı tipteki antropojenik baskılardan mı etkilendiğinin anlaşılmasını kolaylaştırmaktadır. Örneğin, bu çalışmada kullanılan koruma indeksi, *P. oceanica* yataklarının stabilitesini, gelişimini veya gerilemesini yansıtarak zaman içindeki değişimlerini belirlemede kullanılan faydalı bir ölçüttür (Moreno ve diğ. 2001;

Montefalcone ve diğ. 2006a). Ayrıca çalışma kapsamında *P. oceanica* koruma statüsünün haritalandırılması, kıyısal yönetim planlamaları için ideal bir potansiyel yaratmıştır.

Koruma statüsü, faz değişimi ve habitat heterojenliği, Gökçeada çevresinden seçilen doğal ve antropize bölgeler arasında hem sığ hem de derin zonlarında istatistiksel açıdan anlamlı farklılık göstererek “*Posidonia oceanica* eko-sağlığının antropojenik baskılardan negatif etkilendiği” hipotezini doğrulamıştır. Seçilen 4 pilot bölge içinde, en yüksek koruma statüsüne sahip bölgeler, sırasıyla Fidanlık (CI=0,98±0,02) ile Tepeköy (CI=0,95±0,03)’ün sığ zonları olmuştur. Ayrıca bu bölgelerin hiçbir zonunda faz değişimi görülmemekle birlikte; habitat heterojenliği de sırasıyla Fidanlık (PI=0,33±0,52) ve Tepeköy (PI=0,33±0,52)’ün yine sığ zonlarında en düşük değerlerde kaydedilmiştir. Buna karşın en düşük koruma statüsüne sahip bölgeler; turizm baskısına yoğun şekilde maruz kalan Kuzulimanı (CI=0,55±0,08) ile Yıldızkoyu (CI=0,78±0,10)’nun sığ zonları olmuştur. Zeminde heterojen görüntü oluşturan *P. oceanica* kümeleri ise, Kuzulimanı (PI=2,67±1,51) ve Yıldızkoyu (PI=2,67±0,82)’nun özellikle derin zonlarında çok yüksek değerlerde kaydedilerek; “habitat parçalanmasını” ortaya koymuştur. Akdeniz’de yürütülen birçok çalışmada (Ardizzone ve Pelusi, 1984; Francour ve diğ. 1999; Duarte, 2002) olduğu gibi, bu bölgelerde de fiziksel faktörlerin (hidrodinamizm, sedimentasyon, tekne çapaları) ve su kirliliğinin çayır yataklarını olumsuz yönde etkilediği gözlenmiştir. Faz değişiminin en yüksek olduğu Kuzulimanı (PSI=0,08±0,01) derin zonu ve Yıldızkoyu (PSI=0,05±0,03) sığ zonunda dağılım gösteren canlı *Posidonia* çayırları yerlerini ölü mata bıraktığından, bu bölgelerde erken evre faz değişimi görülmektedir. Erken evre faz değişiminin (PSI<0,25) görüldüğü bölgelerde, insan kaynaklı baskılara rağmen; deniz çayırı yataklarının başlıca gerileme etkenlerinin ortadan kaldırıldığı ve belirli restorasyon teknikleri uygulandığı takdirde hala yenilenme potansiyeli vardır. Bunların aksine, güçlü faz değişiminin (PSI>0,50) olduğu bölgelerdeki deniz çayırı yataklarının canlanma ihtimalleri yoktur ve iyileştirme çalışmaları gereksiz zaman ve enerji kaybı demektir. Borum ve diğ. (2004)’nin de belirttiği gibi, habitat kayıpları zamansal ölçeklerde “geri dönülemez” olarak kabul edilmektedir.

İlk önceleri mercan resifleri komüniteleri (Done, 1999) için oluşturulan “faz değişimi” tanımı, 2006 yılında Ligurya Denizi’nde “yapı kuramayan” *Cymodocea nodosa* türünün “yapı kurabilen” *P. oceanica*’nın yerine geçme potansiyelinin araştırıldığı aşamada geliştirilmiştir. 1950’li yıllarda, *P. oceanica*’ya kıyasla daha toleranslı olan ve kolonizasyon konusunda öncü

türlerden yerel Akdeniz çiçekli bitkisi *Cymodocea nodosa*, “zirve komünite” olarak tanımlanmıştır (Molinier ve Picard, 1952) ve son yıllarda Ligurya Denizi’nde yürütülen çalışmalarda (Bianchi ve Peirano, 1995; Montefalcone ve diğ. 2006b) *C. nodosa* çayırlarının gerileyen *P. oceanica* çayırlarının yerine geçtiği belirtilmektedir. Kolonizasyon potansiyeli yüksek yerel türlerin (*Caulerpa prolifera* (Forsskål) Lamouroux ve *Cymodocea nodosa* (Ucria) Ascherson) veya egzotik-istilacı alg türlerinin (*Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh, *Caulerpa taxifolia* (Vahl) C. Agardh) *P. oceanica* deniz çayırlarının yerine geçmesi alan rekabetini meydana getirmektedir (Ruiz ve diğ. 1997, 2001; Ruiz ve Romero, 2003). Akdeniz ekosisteminde deniz çayırlarının makroalglerle yer değiştirmeleri, global bir sorun haline almıştır (Orfanidis ve diğ. 2003). Süveyş Kanalı’nın açılmasıyla Akdeniz’e geçiş yapan Kızıldeniz kökenli *Caulerpa racemosa*, diğer rekabetçi türler arasında en hızlı kolonizasyon potansiyeline sahip olanıdır (Ruitton ve diğ. 2005). Yıllar içinde Kuzey Ege Bölgesi’ne kadar yayılan *C. racemosa*’nın Cirik ve diğ. (2006) tarafından ölü *P. oceanica* matı ile kaplı bölgelerde çok hızlı gelişim gösterdiği belirtilmiştir. Aynı şekilde mevcut çalışma kapsamında diğer türlerle rekabeti ortaya koyan yer değiştirme derecesi, Kuzulimanı (SI=0,02±0,05) ve Yıldızkoyu (SI=0,01±0,02)’nun sığ zonlarında en yüksek değerlerinde kaydedilmiştir. Bu bölgelerde, yavaş kolonizasyon kapasitesine sahip *P. oceanica* kök ve rizomları aralarına *Cymodocea nodosa* ve *Caulerpa racemosa*’nın yerleşmesinin yanısıra bu türlerin ölü mat alanlarına da yayılmaya başlaması çayır yatakları için gelecekte önemli bir tehdit oluşturmaktadır.

Tüm bunların ışığında, Gökçeada (Kuzey Ege) kıyusal ekosisteminin ve *P. oceanica* deniz çayırlarının ekolojik durumunun, doğal faktörlerin yanı sıra; yerel antropojenik faktörlerden de etkilendiği çok açıktır. Çalışma sonunda elde edilen veriler değerlendirildiğinde, bölgenin kıyusal ekosisteminin, bu stres faktörlerine karşı doğal karakteristik yapısını korumakta direnç gösterdiği görülmektedir.

Ayrıca, daha sonraki yıllarda yerel ya da geniş coğrafik ölçekte yürütülecek çalışmalarda, antropojenik baskıları yansıtmakta güvenilir ve uygulanabilirlik açısından elverişli olduğu kanısına varılan *Posidonia* biyotik indeksinin (BiPo) ve *Posidonia* koruma indeksinin (CI) kombine kullanılmaları önerilmektedir.

Batı Akdeniz’le kıyaslandığında Doğu Akdeniz’deki bilgi açığının kapatılmaya başlandığı mevcut çalışma ile “kıyusal koruma ve yönetim” planlarının temel taşı olan envanter ve veri

tabanı çalışmalarına; ayrıca uzun dönem izleme çalışmalarının sürekliliğine katkı sağlanmıştır. Bunun yanısıra, kendi kıyısız sularımız için “ekosistem bazlı yaklaşım” oluşturulmasına zemin hazırlanmıştır; bu nedenle tüm kıyılarımızda alt biyocoğrafik alanlar göz önüne alınarak; daha geniş kapsamlı araştırmaların yürütülmesi gerekmektedir.

Doğrudan ve dolaylı çevresel faktörlere karşı hassas olan *P. oceanica* deniz çayırlarının Gökçeada'nın kıyısız zonlarındaki mevcudiyeti, bölgenin biyoçeşitlilik ve ekolojik karakteristiği açısından çok önemli olup “deniz ve kıyı koruma alanı” olma potansiyelini arttırmaktadır. Bu nedenle ada kıyılarında "ekolojik restorasyon" sağlanması için spesifik alanlara öncelikli olarak koruma statüsü verilmesi gerektiği ve etkin yönetimi konusunda ilgili kurumların ihtiyaç duyduğu kurumsal yapının ve kapasitenin güçlendirilmesi gerektiği inancındayız.

KAYNAKLAR

- Aktan, Y., El Asmi, S., Gücü, A.C., Pergent, G., Pergent-Martini, C., 2011, Setting up the Med*Posidonia* Programme in the Mediterranean Region, *Proceedings of the Tenth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment*, MEDCOAST, 25-29 October 2011, Rhodes, Greece.
- Aktan, Y., Gümüšođlu, A., 2014, Composition of the functional macroalgal groups on *Posidonia oceanica* (L.) Delile leaves, *Proceedings of the 5. Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*, Portorož, Slovenia, 27-28 October 2014.
- Aktan, Y., Gümüšođlu, A., 2010, An other threat on *Posidonia oceanica* beds: Mucilage effect in Gökçeada Island, North Aegean Sea, Turkey, *Proceedings of the 4. Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*, RAC/SPA, 2-4 December 2010, Tunis, 251 p.
- Aktan, Y., Topaloğlu, B., 2011, First record of *Chrysophaeum taylorii* Lewis & Bryan and their benthic mucilaginous aggregates in the Aegean Sea, *Journal of Black Sea/Mediterranean Environment*, 17, 159–170.
- Aktan, Y., El Asmi, S., Gümüšođlu, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., 2009, Gökçeada Kıyılarında *Posidonia oceanica* L. (Delile) çayırları izleme sistemleri, XV. *Ulusal Su bilimleri Sempozyumu*, Rize.
- Aktan, Y., Dede, A., Çiftçi, P. S., 2008, Mucilage event associated with diatoms and dinoflagellates in Sea of Marmara, Turkey, *Harmful Algae News*, 36, 1–3.
- Alcoverro, T., Duarte, C. M., Romero, J., 1995, Annual growth dynamics of *Posidonia oceanica*: contribution of large-scale versus local factors to seasonality, *Marine Ecology Progress Series*, 120, 203–210.
- Anonymous, 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater, APHA.
- Ardizzone, G. D., Pelusi, P., 1984, Yield and damage evaluation of bottom trawling on *Posidonia* Meadows, International Workshop on *Posidonia oceanica* Beds, Marseille, *GIS Posidonie*, 63–72.
- Bay, D., 1984, A field study of the growth dynamics and productivity of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in Calvi Bay, Corsica, *Aquatic Botany*, 20, 43–64.
- Benedetti-Cecchi, L., Airoidi, L., Fraschetti, S., Terlizzi, A., 2004, Experimental methods for the assessment of anthropogenic impact on assemblages and coastal marine environments, *Biol. Mar. Medit.*, 11 (1), 457–479.
- Bianchi, C. N., Morri, C., 2000, Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, problems and prospects for future research, *Marine Pollution Bulletin*, 40 (5), 367–376.

- Bianchi, C. N., Peirano, A., 1995, Atlante delle fanerogame marine della Liguria: *Posidonia oceanica* e *Cymodocea nodosa*, ENEA, Centro Ricerche Ambiente Marino, La Spezia, 146 pp.
- Blanc, J., 1975, Recherches de sedimentologie appliquee au littoral rocheux de la Provence. Amenagement et protection. *Centre Nation Exploit Oceans (France)*, 1–164.
- Boikova, E., Botva, U., Licite, V., 2008, Implementation of trophic status index in brackish water quality assessment of Baltic coastal waters, *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences*, Section B, 62 (3), 115–119.
- Borum, J., Greve, T. M., Binzer, T., Santos, R., 2004, What can be done to prevent seagrass loss? In: *Borum, J., Duarte, C.M., Krause-Jensen, D., Greve, T.M. (Eds.), European Seagrasses: An Introduction to Monitoring and Management. European Union Project Monitoring and Managing of European Seagrasses (M&MS)*, pp. 67–71.
- Boudouresque, C. F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Tunesi, L., 2012, Protection and conservation of *Posidonia oceanica* meadows. *RAMOGE and RAC/SPA Publisher*, Tunis: 1–202.
- Boudouresque, C. F., Bernard, G., Bonhomme, P., Charbonnel, E., Diviacco, G., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Ruitton, S., Tunesi, L., 2008, Tutela e conservazione delle praterie di *Posidonia oceanica*, *Ramoge pub.*, ISBN 2-905540-30-3.1-202.
- Boudouresque, C. F., Charbonnel, E., Meinesz, A., Pergent, G., Pergent-Martini, C., et al., 2000, A monitoring network based on the seagrass *Posidonia oceanica* in the northwestern Mediterranean Sea, *Biol Mar Medit.*, 7 (2), 328–331.
- Boudouresque, C. F., Ballesteros, E., Ben Maiz, N., Boisset, F., Bouladier, E., Cinelli, F., Cirik, S., Cormaci, M., Jeudy de Grissac, A., Laboral, J., Lanfranco, E., Lundberg, B., Mayhoub, H., Meinesz, A., Panayotidis, P., Semroud, R., Sinnassamy, J. M., Span, A., Vuigner, G., 1990, Livre Rouge “Gerard Vuigner” des végétaux, peuplements et paysages marins menacés de Méditerranée. UNEP/IUCN/GIS Posidonie. MAP Technical Report Series No. 43, Athens.
- Boudouresque, C. F., Meinesz, A., 1982, Découverte de L’herbier de *Posidonie*, *Cahier Parc national Port-Cros*, 4, 1–79.
- Boyacıoğlu, H., Dural, B., 2009, The statistical investigation on *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows in Izmir, Turkey, *Environmental Modeling & Assessment*, 14, 769–772.
- Buia, M. C., Silvestre, F., Iacono, G., Tiberti, L., 2005, Identificazione delle biocenosi di maggior pregio ambientale al fine della classificazione della qualità delle acque costiere. In *Metodologie per il rilevamento e la classificazione dello stato di qualità ecologico e chimico delle acque, con particolare riferimento all’applicazione del decreto legislativo 152/99*. APAT, Rome, 269–303.

- Casazza, G., Lopez y Royo, C., Silvestri, C., 2006, Seagrasses as key coastal ecosystems: an overview of the recent EU WFD requirements and current applications, *Biologia Marina Mediterranea*, 13, 189–193.
- Calvo, S., Barone, R., Naselli-Flores, L., 1995, Observations on mucus aggregates along Sicilian Coasts during 1991-1992, *The Science of the Total Environment*, 165, 23–31.
- Cebrian, J., Enriquez, S., Fortesc, M., Agawin, N., Vermaat, J. E., Duarte, C. M., 1999, Epiphyte accrual on *Posidonia oceanica* (L.) Delile Leaves: Implications for light absorption, *Botanica Marina*, 42, 123–128.
- Celebi, B., Gücü, A. C., Ok, M., Sakinan, S., Akoglu, E., 2006, Hydrographic indications to understand the absence of *Posidonia oceanica* in the Levant Sea (Eastern Mediterranean), *Biologia Marina Mediterranea*, 13, 34–38.
- Cirik, Ş., Meinesz, A., Akçalı, B., Javel, F., Thibaut, T., Özalp, H. B., 2010, Distribution and mapping of *Posidonia oceanica* (L.) Delile in the Dardanelles Strait and Marmara Sea, *39th CIESM Congress Proceedings, Italy*, 478.
- Cirik, Ş., Akçalı, B., Özalp, H. B., 2006, Çanakkale Boğazı ve Marmara Denizi'nde işaretleme yöntemi ile *Posidonia oceanica*'nın sınırlarının belirlenmesi, *E.Ü. Su bilimleri Dergisi*, 23, 45–48.
- Cirik, Ş., Meinesz, A., 2004, *Posidonia oceanica*'nın Akdeniz'in kuzey doğusunda Türk Boğazlar Sistemi ve Marmara Denizi'nde yayılma sınırının belirlenmesi, *TÜBİTAK Bosphorus Projesi No: 103Y181*, Ankara.
- Çiftçi Türetken, P. S., Altuğ, G., 2016, Bacterial pollution, activity and heterotrophic diversity of the northern part of the Aegean Sea, Turkey, *Environmental Monitoring and Assessment*, 188 (2), 127.
- Dalkey, N., Helmer, O., 1963, An experimental application of the Delphi method to the use of experts, *Manage Sci.*, 9, 458–467.
- De Falco, G., Ferrari, S., Cancemi, G., Baroli, M., 2000, Relationships between sediment distribution and *Posidonia oceanica* seagrass, *Geo-Marine Letters*, 20, 50–57.
- Delgado, O., Ruiz, J., Perez, M., Romero, J., Ballesteros, E., 1999, Effects of fish farming on seagrass (*Posidonia oceanica*) in a Mediterranean bay: seagrass decline after organic loading cessation, *Oceanologica Acta* 22.1, 109–117.
- Demir, V., Okudan, E.Ş., Zeki, S., Yilmaz, I. N., Gazioğlu, C., 2016, Mapping of *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows using geographic information systems: A case study in Ufakdere-Kaş (Mediterranean Sea), *International Journal of Environment and Geoinformatics*, 3, 92–97.

- Dennison, W. C., Orth, R. J., Moore, K. A., Stevenson, J. C., Carter, V., Kollar, S., Bergstrom, P. W., Batiuk, R. A., 1993, Assessing water quality with submersed aquatic vegetation, *BioScience*, 43, 86–94.
- Done, T. J., 1999, Coral community adaptability to environmental change at the scales of regions, reefs and reef zones, *American Zoology*, 39, 66–79.
- Duarte, C. M., 2002, The future of seagrass meadows, *Environmental Conservation*, 29 (2), 192–206.
- Dural, B., Şenkardeşler, A., Okudan, E. Ş., Aysel, V., 2001, ‘Urla Taşadası (İzmir Körfezi, Ege Denizi) *Posidonia oceanica* (L.) Delile yataklarının alt ve üst limitlerinin belirlenmesi’, *Ulusal Ege Adaları Toplantısı*, 10-11 Ağustos 2001, 195–203.
- Dural, B., Pergent, G., 2001, Phenology of *Posidonia oceanica* along the Izmir Coastline (Turkey), *Proceedings of the Fifth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment*, MEDCOAST 01, 23-27 October, 2001, p. 579–584.
- Dural, B., Lök, A., Bakan, N., Metin, C., 1998, Evaluation of the effect on *Posidonia oceanica* meadows caused by seine nets, Fisheco 98. *First International Symposium on Fisheries & Ecology Proceedings*, Sept. 2-4, Trabzon-TURKEY
- EEC, 1992, Council Directive 92/43/EEC on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora. Official Journal of the European Communities. No L 206 of 22 July 1992.
- European Union, 2000, Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 - Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. P. 1 OJ L 327, 22.12.2000, 1.
- Erfteimeijer, P. L. A., Evamaria, W. K., 2001, Chapter 18: Sediment geology methods for seagrass habitat. In: Short, F.T., Coles, R.G. (Eds.), *Global Seagrass Research Methods*, Elsevier Science B.V., 345–367.
- ESRI, 2011, ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Fernández-Torquemada, Y., Sánchez-Lizaso, J. L., 2005, Effects of salinity on leaf growth and survival of the mediterranean seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 320, 57–63.
- Flander-Putrlle, V., Malej, A., 2008, The Evolution and phytoplankton composition of mucilaginous aggregates in the Northern Adriatic Sea, *Harmful Algae*, 7, 752–761.
- Flo, E., Camp, J., Garcés, E., 2011, Assessment Pressure methodology Land Uses Index (LUSI), *Report BQE Phytoplankton*.
- Fonseca, M. S., 1996, The role of seagrasses in nearshore sedimentary processes: a review. *In*

K. F. Nordstrom, & C. T. Roman (Eds.), *Estuarine Shores: Evolution, Environments and Human Alterations*, New York: Wiley, 261–286.

- Francour, P., Harmelin, J. G., Pollard, D., Sartoretto, S., 2001, A review of marine protected areas in the northwestern Mediterranean region: siting, usage, zonation and management, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11, 155–188.
- Francour, P., Ganteaume, A., Poulain, M., 1999, Effects of boat anchoring in *Posidonia oceanica* seagrass beds in the Port-Cros National Park (North-western Mediterranean Sea), *Aquatic Conservation*, 9, 391–400.
- Giakoumi, S., Halpern, S., Michel, L. N., Gobert, S., Sini, M., Boudouresque, F., Gambi, C., Katsanevakis, S., Lejeune, P., Montefalcone, M., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Sanchez-Jerez, P., Velimirov, B., Vizzini, S., Abadie, A., Coll, M., Guidetti, P., Micheli, F., Possingham, P., 2015, Towards a framework for assessment and management of cumulative human impacts on marine food webs, *Conserv. Biol.*, 29(4), 1228–1234.
- Giraud, G., 1977, Recencement des floraisons de *Posidonia oceanica* (L.) delile en méditerranée, *Rapp.Comm.int.Mer Médit*, 24 (24), 126–130.
- Gobert, S., Sartoretto, S., Rico-Raimondino, V., Andral, B., Chery, A., 2009, Assessment of the ecological status of Mediterranean French coastal waters as required by the Water Framework Directive using the *Posidonia oceanica* Rapid Easy Index: PREI, *Mar. Poll. Bull.*, 58, 1727–1733.
- Güreşen, A., Aktan, Y., Keskin, Ç., Orfanidis, S., 2015, Macroalgal assemblages on *Posidonia oceanica* rhizomes in the North-Eastern Aegean Sea (Eastern Mediterranean), *Proceedings of the 4th Mediterranean Seagrass Workshop* (Italy, 18-22 May 2015).
- Güreşen, A., Aktan, Y., 2014, Seasonal and vertical variations of phytoplankton composition in Marine Park of Gökçeada Island in the North Aegean Sea, *Journal of Black Sea/Mediterranean Environment*, 20 (3), 200–212.
- Hemminga, M. A., Duarte, C. M., 2000, *Seagrass Ecology*, Cambridge University Press, 298p.
- Hemminga, M. A., Marbà, N., Stapel, J., 1999, Leaf nutrient resorption, leaf lifespan and the retention of nutrients in seagrass systems, *Aquatic Botany*, 65, 141–158.
- Hemminga, M. A., 1998, The root/rhizome system of seagrasses: an asset and a burden, *Journal of Sea Research*, 39, 183–196.
- Hovel, K. A., 2003, Habitat fragmentation in marine landscapes: relative effects of habitat cover and configuration on juvenile crab survival in California and North Carolina seagrass beds, *Biol. Conserv.*, 110, 401–412.
- Hovel, K. A., Lipcius, R. N., 2002, Effects of seagrass habitat fragmentation on juvenile blue crab survival and abundance, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 271, 5–98.

- IBM Corp. Released, 2012, IBM SPSS Statistics for Windows, Version 21.0. Armonk, NY: IBM Corp.
- Ignatiades, L., 2005, Scaling the trophic status of the Aegean Sea, Eastern Mediterranean, *Journal of Sea Research*, 54, 51–57.
- Ignatiades, L., Karydis, M., Vounatsou, P., 1992, A possible method for evaluating oligotrophy and eutrophication based on nutrient concentration scales, *Mar. Poll. Bull.*, 24, 238-243.
- Innamorati, M., Nuccio, C., Massi, L., Mori, G., Melley, A., 2001, Mucilages and climatic changes in the Tyrrhenian Sea, *Aquatic conservation, Marine and Freshwater Ecosystems*, 11, 289–298.
- İ.Ü. BAP Projesi, 2017, Gökçeada (Kuzey Ege) *Posidonia* çayırlarının alt limitlerinin belirlenmesi ve gelişimlerinin takibi, FHZ-2016-22153.
- Janssens, M., 1996, Filamentous and mucilaginous algal blooms in a Corsican Bay (Calvi-France), *Harmful algae News*, 15, 7.
- Jeudy de Grissac, A., 1984, Efets des herbiers a *Posidonia oceanica* sur la dynamique marine et la sedimentologie littorale. In: Bourderesque CF, Jeudy de Grissac A, Oliver J (eds) *Int Worksh Posidonia oceanica meadows, Marseille. GIS Posidonie*, 1, 437–443.
- Jeudy de Grissac, A., Boudouresque, C.F., 1985, Roles des herbiers de phanerogames marines dans les mouvements des sediments cotiers: les herbiers a *Posidonia oceanica*, *Coll Franco-Japonais Oceanogr 1, Marseille, 16-21 Sept 1985*, 143–151.
- Kocataş, A., 1999, *Oseanoloji, Deniz Bilimlerine Giriş*, Ege Üniversitesi Su Ürünleri Fakültesi Kitaplar Serisi No. 60, Ege Üniversitesi Basımevi Bornova-İzmir, 358 s.
- Lopez y Royo, C., Casazza, G., Pergent-Martini, C., Pergent, G., 2010, A biotic index using the seagrass *Posidonia oceanica* (BiPo), to evaluate ecological status of coastal waters, *Ecological Indicators*, 10, 380–389.
- Lopez y Royo, C., Silvestri, C., Pergent, G., Casazza, G., 2009, Assessing human-induced pressures on coastal areas with publicly available data, *J. of Env. Manag.* 90, 1494–1501.
- Lopez y Royo, C., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Casazza, G., 2007, Monitoring *Posidonia oceanica* in the Mediterranean: a datawarehousing approach. In: *Proceedings of the third Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*, UNEP-MAP RAC/SPA Publ., 96–103.
- Lorenti, M., Buia, M.C., Martino, V. D., Modigh, M., 2005, Occurrence of mucous aggregates and their impact on *Posidonia*, *Sci Total Environ.*, 353, 369–379.
- Manzanera, M., Peres, M., Romero, J., 1995, Seagrass mortality due to oversedimentation: an experimental approach. *Int conf Mediterranean coastal environment, MEDCOAST 95, Terragona, Spain, 24-27 Oct 1995*, 123–129.

- Marbà, N., et al., 2002, Assessing the effectiveness of protection on *Posidonia oceanica* populations in the Cabrera National Park (Spain), *Environ. Conserv.*, 29, 509–518.
- MedGIG, 2007, WFD Intercalibration technical report for coastal and transitional waters in the Mediterranean ecoregion. In: WFD Intercalibration Technical Report - Part 3: *Coastal and Transitional waters*. EU-JRC, Ispra, 342 pp.
- Meinesz, A., Cirik, Ş., Akcali, B., Javel, F., Migliaccio, M., Thibaut, T., Yüksek, A., Procaccini, G., 2009, *Posidonia oceanica* in the Marmara Sea, *Aquatic Botany*, 90 (1), 18–22.
- Molinier, R., Picard, J., 1952, Recherches sur les herbiers de phanerogames marines du littoral méditerranéen en français, *Annales de l'Institut Océanographique, Paris* 27 (3), 157–234.
- Montefalcone, M., Parravicini, V., Vacchi, M., Albertelli, G., Ferrari, M., Morri, C., Bianchi, C.N., 2010, Human influence on seagrass habitat fragmentation in NW Mediterranean Sea, *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 86, 292–298.
- Montefalcone, M., Albertelli, G., Morri, C., Parravicini, V., Bianchi, C. N., 2009, Legal protection is not enough: *Posidonia oceanica* meadows in Marine Protected Areas are in no better condition than those in areas with human impacts (NW Mediterranean Sea), *Marine Pollution Bulletin*, 58, 515–519.
- Montefalcone, M., 2009, Ecosystem health assessment using the seagrass *Posidonia oceanica*: a review, *Ecological Indicators*, 9, 595–604.
- Montefalcone, M., Chiantore, M., Lanzone, A., Morri, C., Bianchi, C. N., Albertelli, G., 2008, BACI design reveals the decline of the seagrass *Posidonia oceanica* induced by anchoring, *Marine Pollution Bulletin*, 56, 1637–1645.
- Montefalcone, M., Albertelli, G., Morri, C., Bianchi, C. N., 2007a, Urban seagrass: status of *Posidonia oceanica* facing the Genoa city waterfront (Italy) and implications for management, *Marine Pollution Bulletin*, 54, 206–213.
- Montefalcone, M., Morri, C., Peirano, A., Albertelli, G., Bianchi, C. N., 2007b, Substitution and phase-shift in *Posidonia oceanica* meadows of NW Mediterranean Sea, *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 75, 63–71.
- Montefalcone, M., Albertelli, G., Bianchi, C. N., Mariani, M., Morri, C., 2006a, A new synthetic index and a protocol for monitoring the status of *Posidonia oceanica* meadows: a case study at Sanremo (Ligurian Sea, NW Mediterranean). *Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems*, 16, 29–42.
- Montefalcone, M., Lasagna, R., Bianchi, C. N., Morri, C., 2006b, Anchoring damage on *Posidonia oceanica* meadow cover: A case study in Prelo Cove (Ligurian Sea, NW Mediterranean), *Chemistry and Ecology*, 22 (1), 207–217.

- Moreno, D., Aguilera, P. A., Castro, H., 2001, Assessment of the conservation status of seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows: Implications for monitoring strategy and the decision making process, *Biological Conservation*, 102, 325–332.
- Morri, C., Bianchi, C. N., 2001, Recent changes in biodiversity in the Ligurian Sea (NW Mediterranean): is there a climatic forcing? In: Faranda F.M., Guglielmo L., Spezie G. (Eds), *Structure and Processes in the Mediterranean Ecosystems*, Springer Verlag, Milan, 375–384.
- Nikolaidis, G., Aligizaki, K., Koukaras, K., 2008, Mucilage phenomena in the North Aegean Sea, Greece: another harmful effect on dinoflagellates?, *Proceedings of the 12th International Conference on Harmful Algae, Copenhagen*, 219–222.
- Okudan, E. S., Demir, V., Kalkan, E., Karhan, S. Ü., 2011, Anchoring damage on seagrass meadows (*Posidonia oceanica* (L.) Delile) in Fethiye-Göcek Specially Protected Area (Eastern Mediterranean Sea, Turkey), *Journal of Coastal Research-Management of Recreational Resources*, 61, 417–420.
- Orfanidis, S., Tsiagga, E., Stamatis, N., 2003, Marine benthic macrophytes as bioindicators of eutrophication in selected Eastern Macedonian & Thrace lagoons, North Greece, *Actes du deuxieme symposium mediterranean sur la vegetation marine (Athenes, 12-13 Decembre)*, 186–192.
- Orth, R. J., Carruthers, T. J. B., Dennison, W. C., Duarte, C. M., Fourqurean, J. W., Heck, K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Olyarnik, S., Short, F. T., Waycott, M., Williams, S. L., 2006, A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*, 56(12), 987–996.
- Pasqualini, V., Pergent-Martini, C., Clabaut, P., Pergent, G., 1998, Mapping of *Posidonia oceanica* using aerial photographs and side scan sonar: application off the Island of Corsica (France), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 47, 359–367.
- Pergent, G., Gerakaris, V., Sghaier, Y., Zakhama-Sraier, R., Fernández Torquemada, Y., Pergent-Martini, C., 2016, *Posidonia oceanica*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T153534A76571834.
- Pergent, G., Aktan, Y., El Asmi, S., Gücü, A. C., Pergent-Martini, C., 2013, Setting up the Med*Posidonia* Programme along Turkish Coastline, *Proceedings First National Workshop on Posidonia oceanica (L.) Delile on the Coasts of Turkey*, Turkish Marine Research Foundation, İstanbul, Turkey, 39, 48–57.
- Pergent, G., 2007, Protocol for the setting up of *posidonia* meadows monitoring systems, *RAC-SPA*.
- Pergent-Martini, C., Leoni, V., Pasqualini, V., Ardizzone, G.D., Balestri, E., Bedini, R., Belluscio, A., Belsher, T., Borg, J., Boudouresque, C.F., Boumaza, S., Bouquegneau, J.M., Buia, M.C., Calvo, S., Cebrian, J., Charbonnel, E., Cinelli, F., Cossu, A., Di Maida, G., Dural, B., Francour, P., Gobert, S., Lepoint, G., Meinesz, A., Molenaar, H., Mansour, H.M., Panayotidis, P., Peirano, A., Pergent, G., Piazzini, L., Pirrotta, M., Relini, G.,

- Romero, J., Sanchez-Lizaso, J.L., Semroud, R., Shembri, P., Shili, A., Tomasello, A., Velimirov, B., 2005, Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: use and application, *Ecological Indicators*, 5, 213–230.
- Pergent-Martini, C., Rico-Raimondino, V., Pergent, G., 1994, Primary production of *Posidonia oceanica* in the Mediterranean Basin, *Marine Biology*, 120, 9–15.
- Personnic, S., Boudouresque, C. F., Astruch, P., Ballesteros, E., Blouet, S., Bellan-Santini, D., Bonhomme, P., Thibault-Botha, D., Feunteun, E., Harmelin-Vivien, M., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Pastor, J., Poggiale, J. C., Renaud, F., Thibaut, T., Ruitton, S., 2014, An ecosystem-based approach to assess the status of a Mediterranean ecosystem, the *Posidonia oceanica* seagrass meadow. *PlosOne*, 9 (6), 1-17 (e98994).
- Pinto, R. J., Patricio, A. B., Fath, B. D., Neto, J. M., Marques, J. C., 2009, Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition, *Ecol. Indic.*, 9, 1–25.
- Prado, P., Tomas, F., Alcoverro, T., Romero, J., 2007, Extensive direct measurements of *Posidonia oceanica* defoliation confirm the importance of herbivory in temperate seagrass meadows, *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 340, 63–71.
- Precali, R., Giani, M., Marini, M., Grilli, F., Ferrari, C. R., Pecar, O., Paschini, E., 2005, Mucilaginous aggregates in the Northern Adriatic in the period 1999–2002: typology and distribution, *Sci. Total Environment*, 353, 10–23.
- Romero, J., B. Martinez-Crego, T. Alcoverro & M. Perez, 2007, A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal water under the Water Framework Directive (WFD), *Marine Pollution Bulletin*, 55, 196–204.
- Romero, J., Pergent, G., Pergent-Martini, C., Mateo, M. A., Re'gnier, C., 1992, The detritic compartment in a *Posidonia oceanica* meadow: litter features, decomposition rates and mineral stocks, *Mar Ecol.*, PSZNI 13 (1), 69–83.
- Round, F. E., 1984, *The Ecology of Algae*, Cambridge University Press, 653 p.
- Ruitton, S., Verlaque, M., Boudouresque, C. F., 2005, Seasonal changes of the introduced *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* (Caulerpales, Chlorophyta) at the northwest limit of its Mediterranean range, *Aquatic Botany*, 82, 55–70.
- Ruiz, M., Carlton, J. T., Grosholz, E. D., Hines, A. H., 1997, Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species, mechanisms, extent and consequences, *Am. Zool.*, 37, 621–632.
- Ruiz, M., Perez, M., Romero J., 2001, Effects of fish farm loadings on seagrass (*Posidonia oceanica*) distribution, growth and photosynthesis, *Marine Pollution Bulletin*, 42 (9), 749–760.
- Ruiz, M., Romero, J., 2003, Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*,

Marine Pollution Bulletin, 46, 1523–1533.

- Sartoni, G., Sonni, C., 1992, *Tribonema marinum* J. Feldmann e *Acinetospora crinita* (Carmichael) Sauvageau nelle Formazioni mucillaginose bentoniche osservate sulle Coste Toscane Nell'estate 1991, *Inf. Bot. Ital.*, 23, 23–30.
- Sayın, E., Beşiktepe, S. T., 2010, Temporal evolution of the water mass properties during the Eastern Mediterranean Transient (EMT) in the Aegean Sea, *J. Geophys. Res.*, 115, 1–9.
- Short, F., Carruthers, T., Dennison, W., Waycott, M., 2007, Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model, *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 350, 3–20.
- Short, F.T., Wyllie-Echeverria, S., 1996, Natural and human induced disturbance of seagrasses, *Environmental Conservation*, 23, 17–27.
- Siokou-Frangou, I., Zervoudaki, S., Christou, E. D., Zervakis, V., Georgopoulos, D., 2009, Variability of mesozooplankton spatial distribution in the North Aegean Sea, as influenced by the Black Sea Waters outflow, *Journal of Marine Systems*, 78, 557–575.
- Tanner, J. E., 2005, Edge effects in fauna in fragmented seagrass meadows, *Austral Ecol.*, 30, 210–218.
- Telesca, L., Belluscio, A., Criscoli, A., Ardizzone, G., Apostolaki, E.T., Fraschetti, S., Gristina, M., Knittweis, L., Martin, C. S., Pergent, G., Alagna, A., Badalamenti, F., Garofalo, G., Gerakaris, V., Louise Pace, M., Pergent-Martini, C., Salomidi, M., 2015, Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change, *Scientific Reports*, 5 (12505), 1–14.
- Terrados, J., Pons, M. J. F., 2008, Epiphyte load on the seagrass *Posidonia oceanica* (L.) Delile does not indicate anthropogenic nutrient loading in Cabrera Archipelago National Park (Balearic Islands, Western Med.), *Scientia Marina*, 72 (3), 503–510.
- Trautman, D. A., Borowitzka, M. A., 1999, Distribution of the epiphytic organisms on *Posidonia australis* and *P. sinuosa*, two seagrasses with differing leaf morphology, *Mar. Ecol. Prog. Series*, 179, 215–229.
- Tsirika, A., Skoufas, G., Haritonidis, S., 2007, Seasonal and bathymetric variations of epiphytic macroflora on *Posidonia oceanica* (L.) Delile leaves in the National Marine Park of Zakynthos (Greece), *Marine Ecology*, 28, 146–153.
- TÜBİTAK Projesi, 2010, Gökçeada Yıldız Koyu'nda belirlenen *Posidonia oceanica* (L.) Delile, 1813 yatağı alt ve üst limitlerindeki değişimin izlenmesi ve üzerinde gelişen epifitik floranın çevresel parametreleri ile ilişkisinin belirlenmesi.
- UNEP-MAP-RAC/SPA, 2011, Proposal of standard methods for inventorying and monitoring coralligenous and rhodoliths populations. Working document, prepared by G Pergent for

the tenth meeting of Focal Points for SPAs, Marseilles, France, 17–20 May 2011, *UNEP(DEPI)/MED WG 359/10*, Tunis: RAC/SPA Publ., 23 p.

- Utermohl, H., 1958, Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodic, *Mitteilungen-Internationale Vereinigung fürr Limnologie*, 9, 1–38.
- Vacchi, M., Montefalcone, M., Bianchi, C.N., Morri, C., Ferrari, M., 2010, The influence of coastal dynamics on the upper limit of the *Posidonia oceanica* meadow, *Marine Ecology*, DOI: 10.1111/j.1439-0485.2010.00377.x.
- Van de Ven, A., Delbecq, A. L., 1974, The effectiveness of nominal, Delphi, and interacting compartment decision making processes, *Academy of Management Journal*, 17: 605–621.
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A., 1998, Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index, *Environmetrics*, 9: 329–357.
- Zervakis, V., Georgopoulos, D., 2002, Hydrology and circulation in the North Aegean (eastern Mediterranean) throughout 1997–1998, *Mediterranean Marine Sciences*, 3 (1), 7–21.

ÖZGEÇMİŞ

Kişisel Bilgiler	
Adı Soyadı	Aysu GÜREŞEN
Doğum Yeri	İstanbul
Doğum Tarihi	23.11.1985
Uyruğu	<input checked="" type="checkbox"/> T.C. <input type="checkbox"/> Diğer:
Telefon	0536 943 57 89
E-Posta Adresi	aysugumusoglu@gmail.com
Web Adresi	-



Eğitim Bilgileri	
Lisans	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi
Fakülte	Su Ürünleri Fakültesi
Bölümü	Temel Bilimler Bölümü
Mezuniyet Yılı	25.06.2007

Yüksek Lisans	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi
Enstitü Adı	Fen bilimleri Enstitüsü
Anabilim Dalı	Temel Bilimler
Programı	İçsular Biyolojisi

Doktora	
Üniversite	İstanbul Üniversitesi
Enstitü Adı	Fen Bilimleri Enstitüsü
Anabilim Dalı	Deniz ve İçsu Kaynakları Yönetimi Anabilim Dalı
Programı	İçsu Kaynakları ve Yönetimi Programı

Makale ve Bildiriler

- Güreşen, A., Güreşen, S. O., Sarı, E., Pergent, G., Aktan, Y., 2018, Regression Trend of *Posidonia oceanica* in a Pilot Region (Turkey) within the Monitoring System of the Med-*Posidonia* Project, *6th Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*, 14-15 January, Antalya.
- Güreşen, A., Güreşen, S. O., Aktan, Y., 2018, Kuzey Ege'de *Posidonia* Çayırılarının Uzun-dönem İzlenmesi ve Gelecekteki Öncelikleri, *III. Ulusal Deniz Bilimleri Konferansı*, 09-12 Mayıs, İzmir.
- Güreşen, A., Okudan, E.Ş., Aktan, Y., Erduğan, H., Dural, B., Aysel, V., 2017, An Updated Checklist of Marine Flora on the Continental Shelf of Gökçeada Island (Northern Aegean Sea, Turkey), *Aquaculture Engineering and Fisheries Research*, p.171.

- S. Gubbay, N. Sanders, T. Haynes, J.A.M. Janssen, J.R. Rodwell, A. Nieto, M. García Criado, S. Beal, J. Borg, M. Kennedy, D. Micu, M. Otero, G. Saunders and M. Calix, With contributions from L. Airoidi, V.V. Alexandrov, E. Alcázar, J. de Andalucía, L. Babbini, T. Bakran-Petricioli, E. Ballesteros, E. Bañares España, M. Bariche, E. Bastos, D. Basso, L. Bat, C. Battelli, H. Bazairi, C.N. Bianchi, G. Bitar, M. Bo, P. Brazier, L. Bush, S. Canese, S.P. Catrense, M. E. Cefali, C. Cerrano, R. Chemello, E. B. Chernysheva, D. Connor, R. Cook, N. Dankers, A. Darr, A.R. Davis, N. Dolenc-Orbanić, S. Dubois, F. Espino, A. Flores Moya, J. Ford, M. Foulquie, S. Fowler, M. Fourt, S. Frascchetti, I. Fuller, K. Fürhaupter, B. Galil, V. Gerovasileiou, A. Giangrande, C. Giuseppe, P. Goriup, J. Grall, M.F. Gravina, A. Guelmami, A. Güreşen, L. Hadjioannou, J. M. Haldin, J. Hall-Spencer, J.G. Harmelin, R. Haroun-Tabrae, D. Harries, K. Herkül, T. Hetman, K. Hiscock, S. Hiscock, R. Holt, Y. Issaris, E. Jackson, A. Jeudy, C. Jimenez, C. Karamita, A. Karlsson, D. Kersting, E. Keskinen, F. Klinge, L. Klissurov, L. Knittweis-Mifsud, V. Kopyy, D. Korolesova, P. Kružić, G. Komakhidze, B. La Porta, J. Leinikki, P. Lehtonen, C. Linares, L. Lipej, V. Mačić, L. Mangialajo, S. Mariani, C. Melih, R. Metalpa, E. Mielke, V. Mihneva, N. Milchakova, K. Milonakis, C. Minguell, N.V. Mironova, J. Näslund, C. Numa, J. Nyström, O. Ocaña, N.F. Otero, V. Peña Freire, C. Pergent, S. Perkol-Finkel, A. Pibot, S. Pinedo, D. Poursanidis, A. Ramos, N.K. Revkov, J-T. Roininen, A. Rosso, J. Ruiz, M. Salomidi, P. Schembri, T. Shiganov, N. Simboura, M. Sini, C. Smith, A. Soldo, P. Somerfield, J. Templado, A. Terentyev, T. Thibaut, N. E. Topçu, C. Trigg, R. Turk, H. Tyler-Walters, L. Tunesi, K. Vera, M. Viera, J. Warzocha, S. Wells, M. Westerbom, S. Wikström, C. Wood, B. Yokes, H. Zibrowius, 2016, *European Red List of Habitats Part 1. Marine habitats*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Güreşen, A., Aktan, Y., Keskin, Ç., Orfanidis, S., 2015, Macroalgal assemblages on *Posidonia oceanica* rhizomes in the North-eastern Aegean Sea (Eastern Mediterranean). *Proceedings of the 4th Mediterranean Seagrass Workshop* (18–22 May, Sardinia, Italy).
- Güreşen, A., Aktan, Y., 2014, Seasonal and vertical variations of phytoplankton composition in Marine Park of Gökçeada Island in the North Aegean Sea. *J. Black Sea/Mediterranean Environment*, Vol. 20, No. 3: 200-212.
- Aktan, Y., Gümüşoğlu, A., 2014, Composition of the functional macroalgal groups on *Posidonia oceanica* (L.) Delile leaves. *Proceedings of the 5. Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*. (27-28 October, Portorož, Slovenia).
- Aktan, Y., Gümüşoğlu, A., 2010, An other threat on *Posidonia oceanica* beds: mucilage effect in Gökçeada Island, North Aegean Sea, Turkey. *Proceedings of the 4. Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*, El Asmi, S., Langar, H., Belgacem, W. Eds., RAC/spa publ., Tunis, 251 p.
- Gümüşoğlu, A., Aktan, Y., 2009, Review of coralligenous algal assemblages in Turkish coast of Mediterranean Sea. *UNEP-MAP-RAC/SPA Proceedings of the 1. Mediterranean Symposium on the conservation of the coralligenous and other calcereous bio-concretions*. CAR/ASP publ., Tunis, 269 p.

Aktan, Y., El Asmi, S., Gümüőöglu, A., Pergent G., Pergent-Martini, C., 2009, Gökçeeda kıyılarında *Posidonia oceanica* L. (Delile) çayırları izleme sistemleri, *XV. Ulusal Su Ürünleri Sempozyumu*, Rize.

