

**T.C.
ONDOKUZ MAYIS ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ**

DOKTORA TEZİ

**SAMSUN ŞELF ALANI (GÜNEY KARADENİZ)'NDA DENİZEL BENTİK
KOMÜNİTELERDE EKOSİSTEM İŞLEYİŞİNİN 'BİYOLOJİK
ÖZELLİKLER ANALİZİ (BTA)' İLE TANIMLANMASI**

AYŞE VAN

BİYOLOJİ ANABİLİM DALI

**SAMSUN
2016**

Her hakkı saklıdır.

TEZ ONAYI

Ayşe Van tarafından hazırlanan “Samsun Şelf Alanı (Güney Karadeniz)’nda Denizel Bentik Komünitelerde Ekosistem İşleyişinin ‘Biyolojik Özellikler Analizi (BTA)’ ile Tanımlanması” adlı tez çalışması 07/10/2016 tarihinde aşağıdaki jüri tarafından Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Biyoloji Anabilim Dalı’nda Doktora Tezi olarak kabul edilmiştir.

Danışman

Prof. Dr. Aysun GÜMÜŞ
Biyoloji Anabilim Dalı



Jüri Üyeleri

Başkan

Prof. Dr. Murat BARLAS
Muğla Sıtkı Koçman Üniversitesi
Biyoloji Anabilim Dalı



Üye

Prof. Dr. Nazmi POLAT
Ondokuz Mayıs Üniversitesi
Biyoloji Anabilim Dalı



Üye

Prof. Dr. Gülfem BAKAN
Ondokuz Mayıs Üniversitesi
Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı



Üye

Doç. Dr. Hacer SAĞLAM
Karadeniz Teknik Üniversitesi
Deniz Bilimleri Anabilim Dalı



Yukarıdaki sonucu onaylarım. .../.../2016

Prof. Dr. Bahtiyar ÖZTÜRK
Enstitü Müdürü

ETİK BEYAN

Ondokuz Mayıs Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü tez yazım kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez içindeki bütün bilgilerin doğru ve tam olduğunu, bilgilerin üretilmesi aşamasında bilimsel etiğe uygun davrandığımı, yararlandığım bütün kaynakları atıf yaparak belirttiğimi beyan ederim.

7.10.2016

Ayşe VAN

ÖZET

Doktora Tezi

SAMSUN ŞELF ALANI (GÜNEY KARADENİZ)'NDA DENİZEL BENTİK KOMÜNİTELERDE EKOSİSTEM İŞLEYİŞİNİN “BİYOLOJİK ÖZELLİKLER ANALİZİ (BTA)” İLE TANIMLANMASI

Ayşe Van

Ondokuz Mayıs Üniversitesi
Fen Bilimleri Enstitüsü
Biyoloji Anabilim Dalı

Danışman: Prof. Dr. Aysun Gümüş

Bu çalışmanın amacı, uzun yıllardır dip balıkçılık araçlarının neden olduğu mekanik baskıya maruz kalan Samsun Şelf alanı (SSA)'nda (Güney Karadeniz) makroinfaunal birliklerin sergiledikleri biyolojik özellikleri araştırmak ve fonksiyonel yapılarını belirlemektir.

Bentik örnekler van veen grab kullanılarak 5 farklı istasyondan ve 4 farklı derinlikten mevsimsel olarak örneklenmiştir. Sediman örneklerinden hem çevresel veri hem de biyolojik veri elde edilmiştir. Sediman analizlerine göre Samsun şelf alanının yumuşak zemin karakterinde olduğu tespit edilmiştir. Sediman özellikleri ve infaunal yapı derinlik, mevsim ve istasyon gibi faktörler açısından değerlendirilmiştir. Derinlik ve EUNIS habitat sınıfı faunal birliklerin dağılımını kontrol eden en önemli faktörlerdir.

SSA ekosisteminin fonksiyonel yapısının ortaya konulmasında Biyolojik Özellikler Analizi (BTA) kullanılmıştır. SSA'da dağılım gösteren bentik infauna komüniteleri farklı derinlik ve istasyonlardaki baskın özellikleri tanımlamak için 10 biyolojik özellik (maksimum boy, morfoloji, ömür uzunluğu, larva gelişim yeri, üreme tipi, yaşam alanı, sedimandaki pozisyon, beslenme şekli, hareketlilik ve biyoturbasyon) ile analiz edilmiştir. SSA bentik ekosistem fonksiyonlarının değişkenliği, başlıca maksimum boy, yaşam alanı, sedimandaki pozisyon, beslenme şekli ve üreme tipi gibi özellikler ile yönetilmektedir. Küçük ve orta cüsseli morfolojiye sahip, biyobirikim üreten, oyuklarda yaşayan (gömülme davranışı) ve süzerek beslenen bivalvler, poliketler ve krustaseler 0-60 m derinliğinde nispeten daha boldur. Buna karşın, orta ve büyük cüsseli, karıştırıcı, serbest yaşayan, birikinti-yüzey altı birikintisi ile beslenen *Amphiura*, *Abra*, *Papillicardium* ve bazı poliketlerin biyokütle değerleri 60 m ve üzeri istasyonlarda daha yüksek biyokütle değerleriyle tanımlanmıştır. SSA'da bentik infauna komünitelerinin dağılımı ve ekosistem fonksiyonlarının değişiminde bivalv türleri ve küçük bir ekinoderm (*Amphiura*) sorumlu taksonlar olarak görünmektedir.

Genel olarak, SSA'da bentik infaunanın fonksiyonel yapısının fiziksel baskıya karşı adaptasyon geliştirdiği ve bu alanda dağılım gösteren birliklerin mekanik baskıya dirençli taksonlardan oluştuğu sonucuna varılmıştır.

Ekim 2016, 189 sayfa

Anahtar Kelimeler: Karadeniz, Samsun Şelf Alanı, Bentik Makroinfauna, Biyolojik Özellikler Analizi, Bulanık Kodlama, Ekosistem İşleyişi

ABSTRACT

Doctoral Dissertation

DESCRIPTION OF THE ECOSYSTEM FUNCTIONING BY MARINE BENTHIC COMMUNITIES USING “BIOLOGICAL TRAITS ANALYSIS (BTA)” IN SAMSUN SHELF AREA (THE SOUTHERN BLACK SEA)

Ayşe Van

Ondokuz Mayıs University
Graduate School of Sciences
Department of Biology

Supervisor: Prof. Dr. Aysun Gümüş

The aim of this study was to explore the biological traits expressed by macrofaunal assemblages in Samsun Shelf Area (SSA, the Southern Black Sea) which is exposed to high trawling disturbance for long terms and to determine their functional structure.

Benthic samples were obtained from five different locations and four different depths (20 stations in total) with van veen grab seasonally. The sediment samples provided environmental and biological data. The sediment analysis indicated that Samsun shelf area can be defined to have a soft-bottom structure. Sediment variables and the faunal assemblage were evaluated in terms of factors such as depth, season and location. The depth and the habitat class of EUNIS are determined to be the most important factors controlling the distribution of faunal assemblages.

Biological Traits Analysis (BTA) was used to investigate the functional structure of the SSA ecosystem. The infaunal communities distributed in SSA were evaluated by 10 biological traits (maximum size, morphology, longevity, larval development location, reproduction type, living habit, sediment position, feeding mode, mobility and bioturbation) to identify the characteristic traits for each depth and location. It is found that the variability of the benthic ecosystem functions in SSA were being driven by biological traits such as maximum size, living habit, sediment position, feeding mode, reproductive type. Bivalves, polychaetes and crustaceans having small or medium size, making biodeposition, living in crevices (burrowing behaviour) and feeding from suspension were relatively more abundant within 0-60 m depths. However, the biomass of *Amphiura*, *Abra*, *Papillicardium* and some polychaetes having traits of medium and large size, diffusive mixing, free living and feeding on deposit and subsurface deposit are described by higher values within depths over 60 m. It seems that bivalves and a small echinoderm (*Amphiura*) are the taxa responsible from the variability of ecosystem functions and the distribution of benthic infaunal assemblages.

In general, it is concluded that the functional structure of the benthic infauna in SSA enhanced adaptation to physical disturbance and the assemblages distributed along this area are composed of the taxa resistant to this mechanic pressure.

October 2016, 189 pages

Key Words: Black Sea, Samsun Shelf Area, Benthic Macroinfauna, Biological Traits Analysis, Fuzzy Coding, Ecosystem Functioning

ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR

Çalışmamın her aşamasında yardımlarını ve desteğini esirgemeyen, her yönüyle kendime örnek aldığım, hayatımın en büyük şansı olarak nitelendirdiğim ve daima kendime rehber edineceğim çok değerli hocam Sn. Prof. Dr. Aysun GÜMÜŞ'e çok teşekkür ediyorum.

Tez çalışmam süresince fikirleri ile yol gösteren ve destekte bulunan Tez İzleme Komitesi'nde yer alan değerli hocalarım Prof. Dr. Nazmi POLAT'a ve Prof. Dr. Gülfem BAKAN'a teşekkür ediyorum.

Saha çalışmalarım sırasında yardımlarını ve desteklerini esirgemeyen ekip arkadaşlarım Dr. Serdar SÜER ve Arş.Gör.Melih RÜZGAR'a çok teşekkür ediyorum.

Aynı amaçlarla çıktığımız yolda tanıştığım, kızgınlığımı, umutsuzluğumu ve mutluluğumu paylaştığım, beni anlayan ve dinleyen sevgili dostum Elif Fatma TOPKARA'ya teşekkür ediyorum.

Ve son olarak, ilerlediğim yolda maddi ve manevi yardımlarını benden eksik etmeyen, bana inanan, güvenen ve beni daima destekleyen sevgili annem Asiye VAN ve babam Hurşit VAN'a teşekkürlerimi bir borç bilirim.

Ekim 2016, Samsun

Ayşe Van

İÇİNDEKİLER DİZİNİ

ÖZET.....	i
ABSTRACT.....	ii
ÖNSÖZ VE TEŞEKKÜR.....	iii
İÇİNDEKİLER DİZİNİ.....	iv
SİMGELER VE KISALTMALAR.....	vi
ŞEKİLLER DİZİNİ.....	vii
ÇİZELGELER DİZİNİ.....	x
1. GİRİŞ.....	1
1.1. Denizel Alanda Ekosistem İşleyişi ve Fonksiyonel Özellikler Arasındaki İlişki.....	4
1.2. Ekolojik Organizasyon Modelleri.....	10
1.2.1. Gereksiz çokluk (fazlalık) kavramı ve türlerde gereksiz çokluk.....	12
1.2.2. İdiosinkratik model.....	16
1.2.3. Perçin modeli.....	17
1.2.4. Güdümleyici türler ve pasifler modeli.....	18
1.3. Bentik Organizmaların Ekosistemdeki Fonksiyonel Rollerini, Deniz Sediman Biyoçeşitliliğinin Önemi ve Ekosisteme Etkileri.....	19
1.4. Trol Baskısının Bentik Komünite Yapısı ve Fonksiyonları Üzerine Etkileri.....	26
1.5. Biyolojik Özellikler Analizi (BTA).....	32
1.6. Tezin Amacı.....	37
2. MATERYAL VE YÖNTEM.....	41
2.1. Çalışma Alanı.....	41
2.2. Biyolojik Veri ve Biyolojik Özellikler.....	47
2.3. Bulanık Kodlama (Fuzzy coding) Mantığı ve Matrislerin Hazırlanması.....	51
2.4. Sediman Özellikleri.....	55
2.5. Habitat Sınıflandırma.....	56
2.6. Veri Analizi.....	57
2.6.1. Faunal yapının ve çevresel değişkenlerin analizi.....	57
2.6.2. Makrofaunal birliklerin fonksiyonel analizi.....	59
3. BULGULAR.....	65
3.1. Faunal Kompozisyon.....	65
3.2. Sediman Özellikleri.....	73
3.3. Çalışma Alanındaki İstasyonların EUNIS'e Göre Kategorize Edilmesi.....	76
3.4. Makrofaunal Birliklerin Dağılımı.....	79
3.5. Makrofaunal Birliklerin Dağılımını Kontrol Eden Faktörler.....	83
3.5.1. Makrofaunal birliklerin mevsimlere göre dağılımı.....	83
3.5.2. Makrofaunal birliklerin derinliğe göre dağılımı.....	86
3.5.3. Makrofaunal birliklerin habitat sınıfına göre dağılımı.....	87
3.6. Samsun Şelf Alanı'nda Makrofaunal Birliklerin Bolluk-Biyokütle Karşılaştırması.....	88
3.7. Samsun Şelf Alanı'nda Ekosistemin Fonksiyonel Yapısı.....	95
3.8. Takson ve Çevresel Değişkenler Arasındaki İlişkiler.....	123
4. TARTIŞMA.....	129
4.1. Takson Yapısının Önemi.....	129

4.2. Bentik Yapıyı Kontrol Eden Faktörlerin Değerlendirilmesi	132
4.3. Özellikler ve Fonksiyonlar Arasındaki Bağlantılar.....	135
4.4. SSA Ekosisteminin Fonksiyonelliği Üzerine Değerlendirme	140
4.5. SSA için Olası Ekolojik Organizasyon Modelleri	148
4.6. Sediman Karakterleri ve Taksonlar Arasındaki İlişkilerin Değerlendirilmesi	150
4.7. Özellikler ve Fonksiyonlar Temelinde SSA Ekosisteminin Değerlendirilmesi.....	151
5. SONUÇ VE ÖNERİLER	155
6. KAYNAKLAR	163
EKLER	187
EK 1 BİYOLOJİK ÖZELLİK ANALİZİNDE KULLANILAN ÖZELLİK KATEGORİLERİNİN TANIMI	187
ÖZGEÇMİŞ	



SİMGELER VE KISALTMALAR

SİMGELER

F	Varyans Analizi Test Değeri
P	Önemlilik Seviyesi
ρ (rho)	Spearman's rank Korelasyon Katsayısı
R^2	Belirleme Katsayısı
RS	Korelasyon Oranları
RV	“R” korelasyon “V” vektörel

KISALTMALAR

ABC	Abundance-Biomass Comparison (Bolluk-Biyokütle Karşılaştırma)
ANOSIM	Analysis of Similarity (Benzerlik Analizi)
ANOVA	Analysis of variance (Varyans analizi)
BTA	Biological Traits Analysis (Biyolojik Özellikler Analizi)
CoIA	Co-inertia Analysis
CFP	Common Fishery Policy (Genel Balıkçılık Politikası)
EEA	The European Environment Agency (Avrupa Çevre Ajansı)
EIONET	The European Environmental Information Observation Network (Avrupa Çevre Bilgi Gözlem Ağı)
ESRI	Environmental Systems Research Institute (Çevresel Sistemler Araştırma Enstitüsü)
ETC/NPB	European Topic Centre for Nature Protection and Biodiversity (Avrupa Doğa Koruma ve Çeşitlilik Üst Merkezi)
EUNIS	European Nature Information System (Avrupa Doğa Bilgi Sistemi)
GES	Good Environmental Status (İyi Çevresel Durum)
FCA	Fuzzy Correspondence Analysis
MSFD	The Marine Strategy Framework Directive (Deniz Stratejisi Çerçeve Yönergesi)
nMDS	non-Metric Multidimensional Scaling (Metrik Olmayan Çok Boyutlu Ölçekleme)
IMP	EU Integrated Maritime Policy (Avrupa Entegre Denizcilik Politikası)
PCA	Principal Component Analysis (Temel bileşenler analizi)
SSA	Samsun Şelf Alanı
SIMPER	Similarity Percentages (Benzerlik Yüzdeleri)
USGS	U.S. Geological Survey

ŞEKİLLER DİZİNİ

Şekil 1.2.1. Ekosistem fonksiyonu ile biyoçeşitlilik ilişkisine dair güncel hipotezlerin öngörülen sonuçları	11
Şekil 1.2.2.1. İdiosinkratik modeli	16
Şekil 1.2.3.1. Perçin modeli	17
Şekil 1.2.4.1. Güdümleyici türler ve pasifler modeli	18
Şekil 2.1.1. Bentik örneklemenin yapıldığı Samsun şelf alanı istasyonları	45
Şekil 2.3.1. ‘Takson-Özellik Matrisi’ ve ‘Takson Bolluk/Biyokütle-İstasyon Matrisi’ den türetilen ‘Özellik-İstasyon Matrisi’ne ait gösterim.....	53
Şekil 3.1.1. Samsun Şelf alanında inceleme istasyonlarında dağılım gösteren makrofaunal taksonlara ait yüzde ortalama bolluk değerleri	67
Şekil 3.1.2. Samsun Şelf alanında inceleme istasyonlarında dağılım gösteren makrofaunal taksonlara ait yüzde ortalama biyokütle değerleri	68
Şekil 3.3.1. Değiştirilmiş Shepard matris sediman sınıflandırmasının sonucuna göre Samsun Şelf Alanını temsil eden habitat haritası	78
Şekil 3.4.1. İlkbahar örnekleminde her bir eksenle ilişkili taksonların dağılımı	81
Şekil 3.4.2. Yaz örnekleminde her bir eksenle ilişkili taksonların dağılımı	81
Şekil 3.4.3. Sonbahar örnekleminde her bir eksenle ilişkili taksonların dağılımı.....	82
Şekil 3.4.4. Kış örnekleminde her bir eksenle ilişkili taksonların dağılımı	82
Şekil 3.5.1. Mevsimsel olarak tüm alanların biyokütle ölçümlerine ait nMDS grafikleri (a=kış, b=sonbahar, c=ilkbahar, d=yaz)	88
Şekil 3.6.1. Terme istasyonu için infaunal taksonların bolluk ve biyokütle eğrilerinin ABC grafikleri ile karşılaştırılması	90
Şekil 3.6.2. Fenerköy istasyonu için infaunal taksonların bolluk ve biyokütle eğrilerinin ABC grafikleri ile karşılaştırılması.....	91
Şekil 3.6.3. Canik istasyonu için infaunal taksonların bolluk ve biyokütle eğrilerinin ABC grafikleri ile karşılaştırılması	92
Şekil 3.6.4. Dereköy istasyonu için infaunal taksonların bolluk ve biyokütle eğrilerinin ABC grafikleri ile karşılaştırılması.....	93
Şekil 3.6.5. Koşuköy istasyonu için infaunal taksonların bolluk ve biyokütle eğrilerinin ABC grafikleri ile karşılaştırılması.....	94
Şekil 3.7.1. İlkbahar döneminde SSA’dan alınan örneklerin FCA (Fuzzy Correspondence Analysis) ile hazırlanan faktör haritası.....	103
Şekil 3.7.2. İlkbahar döneminde takson biyokütlesi ile ağırlıklı hale getirilen her bir kategorinin FCA ile hazırlanan faktör haritaları (Faktör harita üzerinde 10 özelliğe ait 54 kategorinin dağılımı yapılmıştır)	105

Şekil 3.7.3. İlkbahar dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan iki veri matrisinin temel eksenlerine ait korelasyon dairesi (a), özdeğer grafiği (b), taksonların alanlardaki biyokütlelerine ve özelliklerine göre pozisyonu (c), kategori ve istasyon değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını (d) gösteren dağılım grafiği	106
Şekil 3.7.4. İlkbahar döneminde co-inertia analizi ile hazırlanan biyolojik özellikler ve takson biyokütleleri arasındaki eş yapıyı gösteren ikili grafik (biplot).....	107
Şekil 3.7.5. Kış döneminde SSA'dan alınan örneklerin FCA (Fuzzy Correspondence Analysis) ile hazırlanan faktör haritası.....	108
Şekil 3.7.6. Kış döneminde takson biyokütlesi ile ağırlıklı hale getirilen her bir kategorinin FCA ile hazırlanan faktör haritaları. (Faktör harita üzerinde 10 özelliğe ait 54 kategorinin dağılımı yapılmıştır)	110
Şekil 3.7.7. Kış döneminde co-inertia analizi ile hazırlanan biyolojik özellikler ve takson biyokütleleri arasındaki eş yapıyı gösteren ikili grafik (biplot). 111	
Şekil 3.7.8. Kış dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan iki veri matrisinin temel eksenlerine ait korelasyon dairesi (a), özdeğer grafiği (b), taksonların alanlardaki biyokütlelerine ve özelliklerine göre pozisyonu (c), kategori ve istasyon değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını (d) gösteren dağılım grafiği).....	112
Şekil 3.7.9. Yaz döneminde SSA'dan alınan örneklerin FCA (Fuzzy Correspondence Analysis) ile hazırlanan faktör haritası.....	113
Şekil 3.7.10. Yaz döneminde takson biyokütlesi ile ağırlıklı hale getirilen her bir kategorinin FCA ile hazırlanan faktör haritaları. (Faktör harita üzerinde 10 özelliğe ait 54 kategorinin dağılımı yapılmıştır).....	115
Şekil 3.7.11. Yaz döneminde co-inertia analizi ile hazırlanan biyolojik özellikler ve takson biyokütleleri arasındaki eş yapıyı gösteren ikili grafik (biplot)	116
Şekil 3.7.12. Yaz dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan iki veri matrisinin temel eksenlerine ait korelasyon dairesi (a), özdeğer grafiği (b), taksonların alanlardaki biyokütlelerine ve özelliklerine göre pozisyonu (c), kategori ve istasyon değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını (d) gösteren dağılım grafiği	117
Şekil 3.7.13. Sonbahar döneminde SSA'dan alınan örneklerin FCA (Fuzzy Correspondence Analysis) ile hazırlanan faktör haritası	118
Şekil 3.7.14. Sonbahar döneminde takson biyokütlesi ile ağırlıklı hale getirilen her bir kategorinin FCA ile hazırlanan faktör haritaları. (Faktör harita üzerinde 10 özelliğe ait 54 kategorinin dağılımı yapılmıştır).....	120
Şekil 3.7.15. Sonbahar döneminde co-inertia analizi ile hazırlanan biyolojik özellikler ve takson biyokütleleri arasındaki eş yapıyı gösteren ikili grafik (biplot).....	121
Şekil 3.7.16. Sonbahar dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan iki veri matrisinin temel eksenlerine ait korelasyon dairesi (a), özdeğer grafiği (b), taksonların alanlardaki biyokütlelerine ve özelliklerine göre	

pozisyonu (c), kategori ve istasyon değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını (d) gösteren dağılım grafiği	122
Şekil 3.8.1. İlkbahar dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan (a) takson (b) sediman değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını gösteren dağılım grafiği	123
Şekil 3.8.2. Yaz dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan (a) takson (b) sediman değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını gösteren dağılım grafiği	124
Şekil 3.8.3. Sonbahar dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan (a) takson (b) sediman değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını gösteren dağılım grafiği	125
Şekil 3.8.4. Kış dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan (a) takson (b) sediman değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını gösteren dağılım grafiği	126



ÇİZELGELER DİZİNİ

Çizelge 1.1.1. Trol etkilerine uygun olan deniz ekosistemlerinin fonksiyonları, ekosistem olayları, kaynak ve faaliyetleri	9
Çizelge 2.1.1. Bentik örneklemenin yapıldığı lokalite ve istasyonlar.....	46
Çizelge 2.2.1. Samsun şelf alanında makrobentik birliklerin ekolojik işleyişini tanımlamak için kullanılan biyolojik özellik değişkenleri ve kategorileri.....	48
Çizelge 3.1.1. Samsun şelf alanında makrofaunal kompozisyon dağılımı (WoRMS (World Register of Marine Species)'a göre düzenlenmiştir)	66
Çizelge 3.1.2. Örnekleme yapılan lokalitelerde bentik makrofaunanın ortalama biyokütle ($g.m^{-2}$) verisi	70
Çizelge 3.1.3. Örnekleme yapılan lokalitelerde bentik makrofaunanın ortalama bolluk ($N.m^{-2}$) verisi.....	72
Çizelge 3.2.1. Mevsimsel sediman örnekleme analiz sonuçları	75
Çizelge 3.3.1. Samsun şelf alanı substrat yapısının EUNIS'e göre habitat sınıflandırma basamakları	77
Çizelge 3.4.1. Mevsimsel özdeğer istatistiğine bağlı faktör sayısı ve varyans yüzdeleri	80
Çizelge 3.5.1. Mevsimsel açıdan faunal birliklerin faktör grupları içerisinde ANOSIM ikili karşılaştırma testi sonuçları.....	84
Çizelge 3.5.2. Mevsimsel açıdan faktör grupları arasındaki SIMPER sonuçları.....	85
Çizelge 3.7.1. Bentik taksonlar için bulanık-kodlu biyolojik özellikler (Takson x Özellik Matrisi) (Özellik ve kategorilerin açıklaması çizelge 2.2.1'de verilmiştir)	97
Çizelge 3.7.2. Her bir taksonun çalışma istasyonlarındaki $\log(x+1)$ dönüşümlü biyokütle değerleri ($g.m^{-2}$) (Takson x İstasyon Matrisi)	99
Çizelge 3.7.3. İlk iki matris kullanılarak elde edilen, biyokütle ağırlıklı özellik frekansları (Özellik x İstasyon Matrisi) (Özellik ve kategorilerin açıklaması çizelge 2.2.1'de verilmiştir).....	101
Çizelge 3.7.4. İlkbahar döneminde FCA'nın ilk iki ekseni ile her bir özelliğin korelasyon oranları	104
Çizelge 3.7.5. Kış döneminde FCA'nın ilk iki ekseni ile her bir özelliğin korelasyon oranları.....	109
Çizelge 3.7.6. Yaz döneminde FCA'nın ilk iki ekseni ile her bir özelliğin korelasyon oranları.....	114
Çizelge 3.7.7. Sonbahar döneminde FCA'nın ilk iki ekseni ile her bir özelliğin korelasyon oranları	119

1.GİRİŞ

Denizel çevre çeşitli insan aktivitelerinin baskısı altındadır. Birçok alan için tür bolluğunda belirgin ve kalıcı değişimler, habitat tahribatı ve çeşitlilikte azalma rapor edilmiştir. Ekologlar bu değişikliklerin ekosistem fonksiyonları üzerine doğal bir etki oluşturacağını tahmin etmektedirler (Loreau vd, 2001). Fonksiyonel çeşitlilik ve kompozisyonun yönetimi genellikle 4 ana tema altında incelenir. Bunlar; bölgeler ve çevresel değişken ölçeklerinin karşılaştırılması, antropojenik etkilerin belirlenmesi, tür ve fonksiyonel çeşitlilik arasındaki ilişkilerin ortaya konması ve ekosistem fonksiyonunun kararlılığı ve dirençliliği ile ilgili ilişkilerin saptanmasıdır (Hewitt vd, 2008).

İnsan faaliyeti deniz ekosistemlerini kapsamlı bir şekilde değiştirmiştir ve değiştirmeye devam edecektir. Bazı araştırmacılar deniz alanlarının %41'nin çoklu antropojenik faaliyet ile büyük ölçüde etkilendiğini rapor etmişlerdir (Halpern vd, 2008). Kıyısız sular, büyük oranda üretim sağladıkları için oldukça hassas alanlardır ve insanların kıyısız alanlarda yerleşmeleri sebebiyle artan ekonomik faydalardan dolayı bu bölgeler yoğun olarak kirlenme eğilimindedir (Hinrichsen, 2010). Bu yüzden, kıyısız ve şelf alanı sularının ekosistem işleyişi ve biyoçeşitliliği kirlilik, ötrofikasyon, fiziksel modifikasyon ve habitat kaybı gibi çok sayıda tehdidin baskısı altındadır (Gray, 1997).

Deniz tabanına yüklenen ve henüz yönetilebilir baskılardan biri demersal balıkçılık araçları tarafından substratın mekanik olarak taranmasıdır. Demersal trol faaliyetlerinde dünyada en erken kayıt 1376 yılına dayanır. Bu dönemde İngiltere kralı tarafından “*wondyrechaun*” (bim trol (algarna) takımlarının ilk tipleri olarak tanımlanmış bir balıkçılık aracı) balıkçılığının su altındaki çiçeklere, istiridye yumurtalarına, yumuşakçalara ve büyük balıkların yemeye alışık olduğu diğer balıklara zarar vermesi nedeniyle yasaklama talebinde bulunulmuştur. Bu şikâyetin araştırılması üzerine, “*wondyrechaun*” aracının yalnızca derin sularda kullanımına izin verilmesi ve kıyısız estuarinler ya da körfezlerde kullanılmaması tüm paydaşlar tarafından kabul edilmiştir (Atkinson, 2009). Başlangıçtan bu yana, trol balıkçılığı tartışılmıştır ve trol balıkçılığının erken geçmişi, kullanımına dair sorgulamalar, şikâyetler ve çeşitli sınırlamalar ya da yasaklanmaları konu almıştır. Neredeyse 600

yıl sonra, 21. yy'da da, trol faaliyetlerinin etkilerine dair genel itirazlar devam etmektedir.

Öne çıkan farklılıklar iki ayrı görüşle özetlenebilir. Birincisi; trol faaliyetlerinin bentos üzerine tartışmasız hasar verdiğinin açık ve bilimsel olarak onaylanmış olduğu kabulü (Gray vd, 2006), ikincisi ise bentik türler ya da sağlam olmayan sediman habitatlara karşı aşırı zarar ya da önemli değişiklikleri ortaya çıkaran bilimsel kanıtların doğruluğu ve bazı örnekleme metodlarının uygunluğu üzerine sorulara odaklanmaktadır (Løkkeberg, 2005).

Kaiser vd (2000; 2006) balıkçılığı “denizel bentik komünitelere karşı insanın neden olduğu baskının en büyük kaynaklarından biri” olarak tanımlarken, demersal balıkçılık araçları yaklaşık 20 milyon km²'lik aktivitesi ile dünyada tüm kıtasal şelf alanlarına yayılmıştır. Sonuç olarak, balıkçılık aktivitelerinin günümüzdeki ve gelecekteki yönetimi geliştirilmiş bir bilimsel mantığa dayandırılabilirse, bu aktivenin sürdürülebilmesinde büyük iyileştirmeler meydana getirilebilir. Geçmiş 40-50 yıl süresince, çoğu çalışma, özellikle deniz tabanı üzerine çeşitli dip av araçları etkisinin anlaşılmasına yönelik olarak yürütülmüştür (Jennings & Kaiser, 1998; Kaiser vd, 2000; Jennings vd, 2001; Bergman vd, 2002; Queiros vd, 2006). Gözlenen etkiler her ne kadar tekne tipi, balıkçılık yoğunluğu (av baskısı), alan ve deniz tabanı habitatlarının yapısına bağlı olsa da (Kaiser & de Groot, 2000; Tillin vd, 2006) tüm bu çalışmalar dip balıkçılığının deniz ekosistemlerinin yapısına çarpıcı etkilerini göstermektedir (Collie vd, 2000; Kaiser vd, 2006). Trol faaliyetinin bentik birliklere doğrudan etkisi büyük ölçüde çalışılmış olmasına rağmen, bu tip deneysel çalışmalardan gelen sonuçlardan ekosistem düzeyinde bir yorum çıkarılamadığı ve kümülatif etkilerin yalnızca, balıkçılık tahribatının alansal ve zamansal ölçeklerde araştırıldığında görünür olabildiği ileri sürülmüştür (Hinz vd, 2009). Temel tartışma, sadece balıkçılığın deniz habitatları üzerine etkisinden ibaret değil, aynı zamanda etkinin şiddetine bağlı olarak deniz kaynakları, ekosistemler ve biyoçeşitliliğin farklı derecelerde olumsuz etkilenmeleriyle de ilgilidir.

Balıkçılık, tür sayısı ve çeşitliliğinde azalmaya neden olur ve çok değişkenli taksonomik birlik yapısını önemli ölçüde değiştirir (Kaiser vd, 1998; Thrush & Dayton, 2002; Kaiser vd, 2002). Demersal balıkçılık etkilerinin ortaya çıkma sebebi, sadece hedef ve hedef olmayan türlerin avlanması değil aynı zamanda çeşitli düzeylerde mekanik baskının oluşması; çevrede habitat özelliklerinin değişmesi,

biyotanın çekilmesi, zarar görmesi ya da ölmesiyle bentik üretimin azalması ve bentik komünite kompozisyonu ve habitatta önemli değişimlere neden olmasıdır (Dayton vd, 1995; Hiddink vd, 2006; Kaiser vd, 2006).

Balıkçılık baskısına karşı farklı bentik habitatların tepkisi, ekosistemin hassasiyetiyle ilgili olarak büyük çeşitlilik göstermektedir (de Juan vd, 2007; Hiddink vd, 2007; Kaiser vd, 2006). Biyojenik habitatlar balıkçılığa karşı yüksek hassasiyet gösterme eğilimindedir ve bu süreçte, yüksek düzeyde doğal fiziksel baskıya maruz kalan sığ, yumuşak-sediman habitatlarda balıkçılık etkisini belirlemek zordur. Bu yüzden, daha durağan, korunmuş ya da karmaşık habitatlar balıkçılık aktivitesinden çok daha yüksek oranda etkilenir ve bu etki uzun dönemde komünite değişikliklerine sebep olur (Jennings & Kaiser, 1998). Bu bölgeler (örneğin, derin sulardaki çamur ve kum sedimanlar) içindeki birlikler çok az doğal baskıya maruz kalır ve ilgili komüniteler mekanik baskı olayını izleyen süreçte genellikle daha yavaş kolonize olan, uzun ömürlü, yavaş büyüyen türler açısından baskın hale gelir (Kaiser & Spencer, 1996; Kaiser vd, 1998; Hiddink vd, 2006; Queirós vd, 2006). Buna karşılık, yüksek derecede doğal baskının görüldüğü habitatlarda yaşayan organizmalar, sedimanın periyodik olarak yeniden süspanse olmasına ve yarattığı turbiditeye uyum sağlamışlardır. Bu organizmalar balıkçılık ve diğer aktivitelerin neden olduğu mekanik baskıya karşı, kompozisyondaki uzun süreli değişikliklere daha az maruz kalırlar (Kaiser, 1998).

Alan çalışmaları son zamanlarda yapısal etkiler üzerine odaklanarak yürütülmektedir. Bentik komünitelerin davranış yapılarında gözlenen değişiklikler, ekosistem işleyişindeki sonuçları anlamada sınırlı bir kapasite sağlamaktadır. Hem doğal, hem de antropojenik stres faktörleri sonrasında, fonksiyonel etkilerin ve fonksiyonel yenilenme stratejilerinin yapısal emsalleri ile daima uyumlu olmadığı gözlenmiştir (Bolam, 2012; Cooper vd, 2008; Grilo vd, 2011; Wan Hussin vd, 2012). Denizel bentik habitatlar ve komüniteleri çok çeşitli kaynak (biyokütle, mineraller, enerji) ve faaliyetler (besin elementi ve karbon döngüsü, yaşam desteği, atmosferik düzenlenme) sağlarlar. Yapısal özelliklere dayalı biyolojik indikatörlerdeki değişiklikler, habitat fonksiyonlarında ve bu fonksiyonlarla ilişkili kaynak ve faaliyetlerin sağlanmasında önemli değişiklikler oluşturmayabilir. Bu yüzden, bu tip değişikliklerin ekosistem için sonuçlarının daha az olduğu tartışılabilir. Korunan denizel ekosistemler, yalnızca türlerin varlığı ile ilgili değil, aynı zamanda sistemlerin

nasıl çalıştığı çoklu ve potansiyel olarak birbirleriyle etkileşen tehditlerin etkilerinin nasıl olduğu bilgisini de sunmaktadır (Bremner, 2008).

Balıkçılık yönetimi, balıkçılık ve destekleyici ekosistem arasındaki etkileşimleri dikkate alması gerekliliğini kabul etmiştir ve bu sebeple Avrupa Birliği, öncelikli ilke olarak ‘Ekosistem Tabanlı Balıkçılık Yönetimi’ni benimsemiştir. Deniz Stratejisi Çerçeve Yönergesi (The Marine Strategy Framework Directive, MSFD, EU, 2008) deniz çevresindeki insan aktivitelerini yönetmede entegre bir yaklaşım için gerekli mevzuatı belirlemiştir (Yönerge 2008/56/EC-17 Haziran 2008). ‘Deniz Tabanı Bütünlüğü’ (Sea-floor Integrity), besin ağları ve biyolojik çeşitlilik için iyi çevresel durum indikatörlerine ihtiyaç duyan MSFD, balıkçılık yönetimine bentik ekosistem yaklaşımını getirmeyi amaçlamıştır. Ekosistem Tabanlı Yaklaşım Avrupa deniz politikasının odağındadır. Geleneksel tek tür tabanlı yönetim ile karşılaştırıldığında bu politika, hem farklı bileşenler hem de bu bileşenler ve çevre arasındaki etkileşimleri kapsayan tüm deniz ekosistemini dikkate alan daha bütüncül bir yönetim anlayışı gerektirir. Bu Genel Balıkçılık Politikası (Common Fishery Policy, CFP)’nın daha önce yapılan görüşmelerinde zaten kabul edildiğinden, MSFD’nin tanıtımı ivmeyi daha da artırmıştır. MSFD Avrupa Entegre Denizcilik Politikası’nın (EU Integrated Maritime Policy, IMP) çevresel ayağıdır ve “denizler ve korunan deniz ekosistemlerinin sürdürülebilir kullanımını teşvik etmek amacıyla” deniz çevresinin korunması ve muhafazası için tematik stratejidir. Ekonomik ve sosyal sürdürülebilirliğin, verimli balık stokları ve sağlıklı deniz ekosistemlerine bağlı olduğu kabul edilmektedir. Doğal şartlar altında temiz, sağlıklı ve verimli olan dinamik okyanusların ve ekolojik olarak çeşitlilik sağlayan deniz sularının çevresel durumu sürdürülebilir olduğunda, mevcut ve gelecek nesillerin faaliyetleri için güvencenin sağlanacağı tanımlanmış ve buna bağlı olarak da amaçlanan ‘iyi çevresel durumu (Good Environmental Status, GES)’ başarmak için MSFD’ nin kısıtlamaları Avrupa balıkçılığının yönetimini de kapsayacak şekilde düzenlenmiştir.

1.1. Denizel Alanda Ekosistem İşleyişi ve Fonksiyonel Özellikler Arasındaki İlişki

Biyolojik çeşitlilik sözleşmesi (Convention on biological diversity, 2001) bir ekosistemi “fonksiyonel bir birim olarak bitki, hayvan ve mikroorganizma komüniteleri ve onların cansız çevresi ile etkileşimlerinin dinamik bir karmaşası” olarak tanımlar (Madde 2). Bir ekosistem, birbirlerini etkileyen canlı organizma

topluluğu, doğal işleyişler ve bir seri ekolojik dengelerin kurulumu ile sonuçlanan kimyasal ve fiziksel evre içerisinde bir birim olarak göz önüne alınmalıdır (Bolam vd, 2013).

Ekosistemlerin işleyişi birincil, ikincil üretim ve ayrışmanın da dahil olduğu, çeşitli düzeylerde biyolojik organizasyon yolu ile etkili madde ve enerji çevrimine dayanmaktadır. Ayrışma olayından gelen besin elementi (cansız) birincil üretim temel kaynağıdır. Biyotik (retim ve ayrışma) ve abiyotik (biyojeokimyasal döngüler) olaylar ve modeller ekosistemlerin işleyişi için temeldir ve birbirlerine son derece bağlıdırlar (Bonsdorff vd, 1995). Bu yüzden, bu olayların ve modellerin birini tüm ekosistem işleyişinin göstergesi olarak almak mümkündür. Ekosistem işleyişi biyojeokimyasal döngülerin etkinliği ile temsil edilir (Naeem & Wright, 2003). Bu görüş, mümkün olan karmaşık biyolojik modelleri ve olayları gözardı ederek ekosistem işleyişinin yalnızca abiyotik tarafını ele almaktadır. Madde ve enerjinin üç temel döngüsü (biyojeokimyasal (ekstraspesifik) döngüler, yaşamsal (intraspesifik) döngüler ve besin ağı (interspesifik) döngüleri) ekolojik sistemlerin işleyişi için bileşendir (Boero, 1999).

Ekosistem işleyişi, bir ekosistemin faaliyetlerini kolaylaştıran ve devamlılığını sağlayan biyolojik, jeokimyasal ve fiziksel süreçlerdir (Edwards vd, 2014). Ekosistem işleyişi esas itibariyle, ekosistemin tüm faaliyetlerini temsil eden genel bir kavramdır. Bu kavram; ekosistem olaylarını (biyokimyasal döngüler gibi), özelliklerini (rneğin, organik madde havuzu), kaynaklarını (rneğin, besin ve ilaçlar) ve faaliyetlerini (rneğin, iklim döngüsü ya da su ve hava döngüsü) tek tek ya da bütün şekilde ele alarak, ayrıca mekanik baskıya karşı tepkiyi ya da zamanla faktörlerin dirençliliğini ya da esnekliğini içeren çeşitli şekillerde tanımlayabilmektedir. Geniş anlamda, ekosistem olaylarını (zellikler, kaynaklar ve faaliyetler) ve bunları kapsayan bireysel ekosistem bileşenlerini içine alır. Ekosistem işleyişini tanımlamak ya da ölçmek zordur. Özellikle kavramın ne anlama geldiği konusunda bilimsel topluluk içerisinde görüş farklılıkları dikkati çekmektedir. Literatürde çeşitli tanımlar verilir, diğer taraftan bazen bu tanımlı bütününü ifade eden uygun bir tanımlama bulunamaz. Bir ekosistemin işleyişi karmaşıktır ve sistemin kimyasal, fiziksel ve biyolojik bileşenleri ile ilgili çok sayıda faktörü içerir. Tek bir parametre, ekosistemlerin tüm işleyişini tanımlamak için kullanılamaz. Bu durumda, çoklu değişkenlerin hesaba katılması kavrama ışık tutacak en uygun yol olarak benimsenebilir (Bremner, 2008).

Bazı araştırmacılar, ekosistem kaynaklarını ve faaliyetlerini dışında tutarak, ekosistem özelliklerini tek başına ekosistem işleyişi terimi ile sinonim olarak kullansa da, ekosistem işleyişi çeşitli olayları kapsayan, ekosistem özellikleri, ekosistem kaynakları ve ekosistem faaliyetlerini de içeren geniş bir terimdir. Ekosistem özellikleri, hem kaynakların boyutu (örneğin, karbon ya da organik madde gibi materyallerin havuzu) hem de ekolojik olayların oranını (örneğin, kompartımanlar arasında materyaller ve enerjinin akışı) içermektedir. Ekosistem kaynakları doğrudan pazar değerine sahip ekosistem özellikleridir. Kaynaklar gıda, ilaç, inşaat malzemeleri, yerli bitki ve hayvan ıslahı için yabancı tipler, biyoteknoloji de gen üretimi için genler, turizm ve rekreasyonu kapsar. Ekosistem faaliyetleri ise ya doğrudan ya da dolaylı bir şekilde insan yararına çalışan (hidrolojik döngüler, besin elementi döngüsü, iklim döngüsü, hava ve su döngüsü gibi) ekosistem özellikleridir. Ekosistem özellikleri, ekosistemler arasında çeşitlilik gösterir, ancak, bu özelliklerin seviyeleri, oranları ve değişkenleri iyi ya da kötü olarak değerlendirilemez (Hooper vd, 2005).

Ekosistem işleyişi, ekosistemin biyotik ve abiyotik bileşenleri aracılığıyla enerji akışını şekillendiren süreçleri ve özellikleri ifade eder. Dolasıyla insanoğlu için sağlanan kaynakları ve faaliyetleri değiştirir. Bu süreçler türlerin kendi fiziksel ve kimyasal çevrelerine adapte olduğu bir karmaşık geri bildirim sistemi olarak anlaşılabilir. Buna karşın, çevre, türlerin biyolojik aktiviteleriyle sürekli olarak değiştirilmektedir.

Belirli bir habitattaki belirli bir biyotik komünitenin, uzun bir zaman periyodu boyunca abiyotik çevreye karşı fonksiyonel adaptasyonunun yansımasıdır. Ekosistem sağlığı, kararlılığı, devamlılığı hakkında çoğu bilgi zamanla bentik deniz komünite çeşitliliği ve yapısını araştıran çalışmalar tarafından elde edilmiştir. Bununla birlikte, çeşitlilik, ekosistem özellikleri hakkında sınırlı bilgi sağlar. Çünkü çeşitlilik yalnızca türlerin sistemde mevcut olup olmadığını tanımlar ve fonksiyonel ilişkiler hakkında bilgi sunmaz. Türlerin fonksiyonlarının tespiti, daha geleneksel tür tabanlı metotlar için kullanılışlı bir alternatif sağlar. Bunlar yaygın olarak, taksonları trofik gruplar içerisine sınıflayan fonksiyonel yaklaşımlardır. Trofik ilişkiler bentik sistem boyunca enerji ve madde akışı sağlar ve biyokütle değişim dinamiklerine etki eden modeller için kullanılırlar. Tür rolleri/görevleri ya da özellikleri sistemin trofik fonksiyonu olarak hizmet eder. Bu bağlamda, ekosistem fonksiyonunu çok iyi anlamak için,

mümkün olduğunca geniş fonksiyonel açıdan önemli özelliklerin göz önüne alınması gerekir (Pacheco vd, 2011).

Deniz literatüründe olaylar, fonksiyonlar ve faaliyetler terminolojileri arasında hala çok büyük bir karmaşa vardır. Ekosistem faaliyetleri biyota tarafından yerine getirilen mekanik olaylara (örneğin; biyoturbasyon, biyoirrigasyon, ayrışma) işaret eder. Ekosistem fonksiyonları organik madde ve enerji akışını sağlar (örneğin; karbon ve organik madde havuzları, besin elementi döngüsü, birincil üretim) ve havuzlara katar ve ekosistem faaliyetlerine aracı olurlar. Ekosistem fonksiyonları ekolojik olayların (fonksiyonları devam ettiren fonksiyonlar) ve özel kaynak ve faaliyetleri sağlayan ekosistem yapılarının bir alt kümesi olarak değerlendirilmelidir. Ekosistem fonksiyonları atmosferik olayların düzenlenmesi, su temini ve kalitesi, besin elementi devamlılığı ve insanoğlu için diğer önemli olayları kapsar. Ekosistem faaliyetleri, doğal ekosistemler ve bu sistemlerde türlerin insan yaşamını sürdüren ve destekleyen durumlar ve olaylardır (Daily, 1997). Ekosistem faaliyetleri, biyoçeşitlilik ve ekosistem kaynaklarını devam ettirirler ancak birbirine bağlı bileşenleri ve doğrusal olmayan etkileşimlerinin karmaşıklığından dolayı fonksiyonel mekanizmalarını anlamak oldukça zordur (Carpenter vd, 2006). Ekosistem faaliyetleri terimi, bazen ekosistem olaylarının yerine de kullanılır. Benzer şekilde, orman ürünleri, balık ve diğer önemli biyolojik kaynaklar ekosistemler tarafından sağlanır ve insanlar için önemli ekosistem kaynakları olarak anılır. Fonksiyon, yalnızca aktivite demektir, amaç, plan ya da tasarımı ima etmez (Naaem, 1998). Ekosistem kaynak ve faaliyetlerini sınıflandırmak için kullanılan çok sayıda yöntem vardır. Buna rağmen, de Groot vd (2002) tarafından üretilen tipoloji öncelikli olarak karasal fonksiyonlara dayanır ve bu da belirgin bir yöntemle deniz çevresinin uygun bir şekilde sınıflandırmasını sağlar. Çizelge 1.1.1' de (Beaumont & Tinch, 2003) balıkçılık yönetimi için, çok önemli kaynak ve faaliyetler listelenmiştir (Bolam vd, 2013).

Bentik denizel habitatlar ve habitatlarda yaşayan komüniteler geniş çaplı kaynakları (biyokütle, mineraller, enerji ve çeşitlik vb.) sağlar ve faaliyetleri (besin elementi ve karbon döngüsü, yaşam desteği, atmosferik döngü, vb.) yerine getirir. Geleneksel durum çalışmaları komünitelerin çeşitliliği, biyokütlesi ve takson bolluğundaki değişimleri konu edinir. Ancak, bu biyolojik indikatörlerde saptanan değişiklikler her zaman habitat fonksiyonu ya da bu fonksiyonlar ile birleştirilmiş kaynak ve faaliyetlerin sağlanmasında önemli değişmelere neden olmayabilir.

Örneğin, takson sayısındaki önemli azalma daima fonksiyon kaybını ortaya çıkarmaz. Çünkü çoğu tür diğer türler için sığınak oluşturma ya da inşa edilen yapıları devretme gibi benzer fonksiyonları gerçekleştirebilir (Cardinale vd, 2000).

Bentik organizmalar, sıklıkla ekosistem fonksiyonları olarak tanımlanan çok sayıda ekosistem seviyesindeki kaynaklarda rol almaktadır. Bu fonksiyonlar bir ekosistemde meydana gelen ölçülebilen ya da ölçülemeyen dönüşüm olaylarını kapsamaktadır. Bu dönüşüm olayları metabolizma, katabolizma ve sediman biyoturbasyonu ya da geri süspansiyon aktivitesi, üretimle birlikte besin, oksijen ve besin elementi transferi, atık materyalin geri çevrimi gibi dinamik olayları da içine alır. Bazı ekosistem fonksiyonları çok sayıda farklı organizmalar tarafından yürütülürken, tür çeşitliliğindeki artış, organizmaların çeşitli fonksiyonları gerçekleştirmesi için ekosistemin kararlılığı ve dirençliliğini arttıran bir mekanizma olarak kabul edilir (Cardinale vd, 2000; 2002). Ekosistemlerde fonksiyonel “gereksiz fazlalık (redundancy)” kavramı bu hipotez ile bağlantılıdır, burada bir fonksiyonel gruba ait türlerin kaybı temel ekosistem işleyişini etkilemez, bu durumda fonksiyon, aynı fonksiyonel grubun başka üyesi tarafından yerine getirilir (Fonseca & Ganade, 2001).

Ekosistem fonksiyonları açısından ekosistem dinamiklerinin dikkate alındığı çalışmaların sayısı giderek artmaktadır. Bu fonksiyonların sürdürülmesi, ekosistemler tarafından sağlanan kaynak ve faaliyetlerin sürdürülebilirliğinde anahtar rol oynamaktadır. Naeem vd (2002) tarafından tanımlanan ekosistem fonksiyonları, biyotaların etkilediği ekosistemlerin aktiviteleri, olayları ya da özellikleridir. Littoral sistemlerde bu fonksiyonlar, organik karbon ve besin elementi döngüsü, besin sağlama, biyolojik verimlilik ve enerji transferini kapsar. Ekosistemlerin işleyişinde tür çeşitliliğinin oynadığı rol çok tartışılmıştır ve çok sayıda hipotez ekosistem fonksiyonu üzerine tür etkisini açıklamak için geliştirilmiştir. Türler, ekolojik fonksiyonları sağlamak için evrilmemişlerdir. Bunun yerine, fonksiyonların ortaya çıkışı taksonların hayatta kalma ve üremek için geliştirdikleri metotların bir sonucudur. Ekosistem fonksiyonlarının devamlılığını sağlama bir sistem içinde taksonu geliştiren/evrimleştiren yaşam döngüsü, ekolojik ve fizyolojik stratejilerin bir sonucudur. Türler tarafından benimsenen farklı stratejiler farklı ekolojik fonksiyonları etkiler. Örneğin, bir takson tarafından benimsenen yaşam alanı (örneğin, yüzeyde yaşama, tüpte yaşama, aktif çukur kazma vb.) oksijence zengin suyun işlediği sediman

derinliği üzerine etkiye sahiptir, bu etkide bentos içindeki nutrientlerin yenilenmesi ve toksinlerin döngüsü sağlanır. Bir sistem içinde, bu fonksiyonel açıdan önemli özelliklerin bulunma sıklığının haritalanması, ekosistem fonksiyonlarının analizi için bir araç olarak kullanılabilir (Cesar & Frid, 2009).

Kaos teorisinin (ya da kargaşa kuramı) ışığında bakılırsa, ekolojik sistemlerin doğrusal olmayan dinamikler tarafından yönetildiği görünmektedir. Bu durumda, ilgisiz epizotik olaylar (yerli türün aşırı çoğalması ya da tek bir yabancı tür girişı) ana çevresel etki faktörlerinin değişimi bir sistemin geçmişini yeniden yönlendirilebilir (Boero vd, 1996). Belirgin bir şekilde, ekosistem işleyişinin şu anda kabul gören tanımlarından biri olan biyojeokimyasal döngülerin etkinliği ekosistem sağlığını değerlendirmede yetersiz kalmaktadır. Örneğin, Karadeniz'in biyojeokimyası, ktenoforların patlamasına rağmen son derece etkin olarak sürmektedir. Böylece ekosistemler tamamen farklı bir yapıya sahipken bile fonksiyonlarını yürütmeye devam ederler. Bu noktada, bir ekosistem durumunun en iyi şekilde anlaşılması için en az 3 döngü tipi (ekstra-, intra- ve interspesifik döngüler) etkinliğinin göz önüne alınması gerekmektedir. İnsanların neden olduğu değişiklikler de büyük alanlarda ve uzun zaman periyotlarında dikkate alınmalıdır (Boero & Bonsdorff, 2007).

Çizelge 1.1.1. Trol etkilerine uygun olan deniz ekosistemlerinin fonksiyonları, ekosistem olayları, kaynak ve faaliyetleri (Beaumont & Tinch, 2003)

Fonksiyonlar	Ekosistem Olayları	Kaynaklar ve Faaliyetler
<i>Düzenleyici fonksiyonlar</i>		
Besin elementi döngüsü	Besin elementi depolanmasında faunanın rolü ve yeniden işletilmesi (örneğin; N, P, S)	Güçlendirilmiş bentik-pelajik eşleşme ve sağlıklı sistemlerin sürdürülmesi
Gaz/iklim döngüsü	Karbon akışları, CO ₂ ayırımında faunanın rolü	İnsanlar için uygun ortamın devam ettirilmesi
<i>Habitat fonksiyonları</i>		
Barınak/sığınak fonksiyonu	Bazı türler için uygun canlı alan	Biyoeşitlilik ve ticari olarak bazı hasat edilen türlerin devam ettirilmesi
Yumurtlama ve bakım alanı oluşturma	Bazı türlerin üremesi için uygun habitat	
<i>Üretim fonksiyonları</i>		
Besin sağlama	Avdan avcıya enerjinin çevrimi	Yükselen balıkçılık endüstrisi

1.2. Ekolojik Organizasyon Modelleri

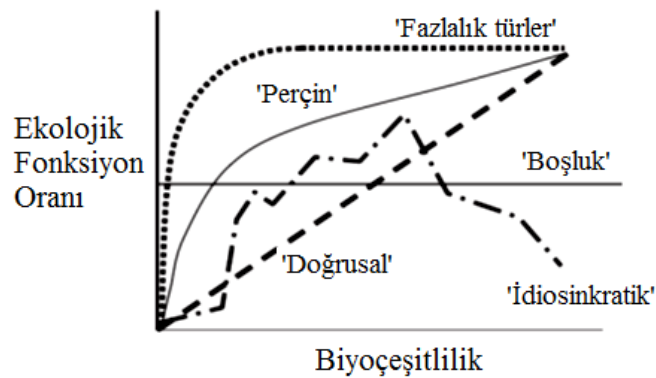
Ekolojide asıl sorulardan biri; biyolojik çeşitliliğin ekolojik fonksiyonlar ile ilgisinin nasıl olduğu üzerinedir. Bu soru yeryüzündeki şiddetli antropojenik baskılardan dolayı giderek daha önemli hale gelmiştir. Alan kullanımındaki değişimler, endemik türlerin kaybolmasına neden olduğundan türlerin dağılımı ve bolluğunu radikal bir şekilde etkilemiş ve küresel ulaşım ağlarının genişlemesi çeşitli türlerin yayılmasına neden olmuştur. Bu biyotik yeniden yapılanma, iklimsel değişimi, besin elementi döngülerinin değişimini ve biyosferin kimyasal kirlenmesini kapsayan, çeşitli küresel değişiklikler ile birlikte oluşmuştur. Bu şiddetli ve hızlı ekolojik yeniden yapılanma süresince, insanlığı ve diğer hayati destekleyen ekosistem faaliyetlerini sürdürmek için türler arasındaki ekolojik etkileşimlerin dirençli ekosistemleri nasıl ürettiğini anlamak gerekir.

Türlerin performansı ekolojik fonksiyonları tersine çevirebilir. Bir tür, biyokimyasal döngüleri düzenleyebilir, mekanik baskı rejimini değiştirebilir ya da fiziksel çevreyi modifiye edebilir. Başka türler predasyon ya da parazitizm gibi trofik etkileşimler ya da polinasyon ya da tohumların dağılması gibi fonksiyonel etkileşimler yoluyla ekolojik olayları dolaylı bir şekilde düzenleyebilirler. Bir türün gerçekleştirdiği fonksiyon çeşitliliği sınırlıdır ve sonuç olarak ekologlar sık sık tür zenginliğindeki artışın fonksiyonel çeşitliliği arttırdığını, bu durumun da ekolojik dengede bir artış ürettiğini öne sürmüşlerdir (Peterson vd, 1998).

Biyçeşitlilik; genetik, populasyon, tür ve ekosistem çeşitliliğini kapsayan genel bir yaşımdır (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Bu tanım genellikle ekolojik roller ve türler arasındaki ilişkileri kapsayacak şekilde genişletilmiştir (Hooper vd, 2005). Biyçeşitlilik ve ekosistem fonksiyonu arasındaki ilişkiyi araştıran çoğu çalışma, birkaç model ve hipotezle tür zenginliği ile aralarındaki ilişkiler üzerine odaklanır. Boşluk (null) hipotezinde, çeşitlilik ve ekosistem fonksiyonu arasında ilişki mevcut değildir. Ekosistem fonksiyonlarının tür silinmesi ya da eklenmesine karşı duyarsız olduğunu ifade eder (Vitousek & Hooper, 1993). Sonraki en basit model (doğrusal model, Tilman, 1997) eklenen her bir türün ekosistem fonksiyonuna aynı oranda katkı yaptığını ileri süren doğrusal ilişkidir. Diğer bir model (İdiosinkratik (Idiosyncratic) model, Lawton, 1994) de, biyçeşitlilik ve ekosistem fonksiyonu arasındaki ilişki, türlerin varlığına bağlı olduğu için türler arasında güçlü ekolojik etkileşimlerin farklı ekosistemler oluşturduğunu kabul eder. Bu nedenle, bu modelden elde edilen ilişkileri genelleştirmek ya da önceden tahmin etmek zordur. Perçin (Rivet)

hipotezi (Ehrlich & Ehrlich, 1981) bir komünite içindeki türleri perçinlere benzetir ve türlerin tamamının ekosistem işleyişine katkı sağladığını kabul eder. Her bir perçinin kaybı, küçük fakat fark edilebilir miktarda yapıyı zayıflatır. Çok sayıda perçinin kaybı nihayetinde fonksiyonda yıkıcı bir hataya neden olur. Bir ekolojik fonksiyon, fonksiyonda rol oynayan türlerin hepsi yok olana kadar gözden kaybolmaz. Gereksiz çokluk (Redundancy) hipotezi, daha güçlü ve doygun hale gelen tür zenginliği ve ekosistem fonksiyonu arasındaki ilişkiyi hesaplar. Bazı türler fonksiyonel olarak 'fazlalık' olduğu için "tür" önemli bir etki yaratmadan ortamdan kaybolabilir. Walker (1995) ekosistem fonksiyonunun öncelikli olarak fonksiyonel açıdan önemli "güdümlenici" türler tarafından belirlendiğini, buna karşın "pasif" türlerin yalnızca küçük ekolojik role sahip olduğunu ortaya atarak türün tamamlayıcılık kavramını genişletmiştir. İlişki, tür zenginliğinin basit bir fonksiyonu değildir. Aynı zamanda bu türlerin kimliği, bolluğu ya da biyokütlesi, verimliliği, aktivitesi ve etkileşimlerine de bağlı olduğu için, "güdümlenici" türlerin kaybı ekosistem fonksiyonunu ciddi bir şekilde bozar (Walker, 1995).

Bu modellerin hepsi doğrudan ya da dolaylı olarak bir türün ekolojik fonksiyona sahip olduğunu ve bir türün fonksiyonunun çok ölçekli ekolojik fonksiyon uzayının bir alanında yer kaplayarak temsil edildiğini varsayar. Bu hipotezler bilimsel söylemleri kolaylaştırmak için, öncelikle sezgisel yaklaşım araçları olarak görev yapmalarına rağmen, aynı zamanda her biri çeşitlilik ve ekosistem fonksiyonu arasında özel bir ilişkiyi öngördüğü için test edilebilirler (Şekil 1.2.1) (Boulton vd, 2008).



Şekil 1.2.1. Ekosistem fonksiyonu ile biyoçeşitlilik ilişkisine dair güncel hipotezlerin öngörülen sonuçları (Boulton vd, 2008)

1.2.1. Gereksiz çokluk (Fazlalık) kavramı ve türlerde gereksiz çokluk

Bir ekosistem içinde, tür zenginliğindeki değişim hem fonksiyonel grupların sayısında hem de fonksiyonel gruplar içinde ve arasında tür sayısında değişime yol açabilir. Lawton ve Brown (1993) tür kompozisyonundaki küçük değişimlerin çoğunun fonksiyonel gruplardan ziyade fonksiyonel gruplar içerisindeki türleri kapsadığını ve bu değişimlerin türün gereksiz fazlalığına neden olduğunu öne sürerler. Fonksiyonel grupların kaybolması ya da eklenmesi neticesinde ortaya çıkan tür kompozisyonundaki değişimin, ekosistem işleyişinin tepkisini önemli şekilde değiştirdiği öngörülür. Bu prensip Walker (1992;1995)'ın anlayışıyla paralellik gösterir. Walker, fonksiyonel gruplar içindeki türlerin bir ya da birkaç tür ile temsil edilmesi halinde, ekosistemlerin tür kompozisyonundaki değişime karşı en büyük duyarlılığı/hassaslığı göstereceğini ifade etmiştir. Net ekosistem akışı, her bir fonksiyonel grup temsil edilene kadar artan tür zenginliği ile önemli ilişki gösterecek, daha fazla tür eklenmesiyle hızlıca asimptotik bir noktaya ulaşacaktır (Naeem, 1998). Tür fazlalığı (Walker, 1992) biyoçeşitlilik ve ekosistem işleyişi arasındaki ilişkiyi ortaya koyan birkaç hipotezin (telafi/kilit taşı ve perçin) ve doğrusal olmayan hipotezlerin bir parçasıdır.

Literatürde 'Redundancy' kelimesi; fazla ya da gereksiz anlamındadır; bu kelime biyoçeşitlilik savunucularına uygun gelmemiş ve bu durum ekoloji sözlüğü için gayri resmi bir önerinin ileri sürülmesine neden olmuştur (Walker, 1995). "Redundant" terimi negatif bir çağrışımı ifade eder (Richardson & Cowling 1993), koruma yöneticileri ve politikacılar tarafından kolayca yanlış anlaşılabilir. Walker (1992)'in 'tür fazlalığı' anlayışı her türün korunamayacağı varsayımından doğar ve koruma çabalarında bazı önceliklerin olması gerekliliğini ifade eder (Gitay vd, 1996). Walker (1992), koruma önceliklerini belirlemek için bu kavramı öne sürmüş ve koruma çabalarının ilk olarak ekosistem işleyişine katkı sağlamada tek olan türler üzerine odaklanması gerektiğini "bazı türlerin kaybı diğer türlerin kaybı kadar ekolojik açıdan kritik olmayabilir" anlayışıyla desteklemiştir. Yüksek düzeyde koruma önceliği, tüm ekosistemin kararlılığını garantiye almak için ve kurucu türler olmaları sebebiyle 'fazlalık' derecesi en az olan türlere verilir. Bunun sonucu olarak, yüksek fazlalığa sahip türler koruma için en düşük önceliğe sahiptir. Düşünülenin aksine "redundancy" gereksizlik değildir. Gereksiz fazlalık, türlerin kaybolduğu durumda,

örneğin, çevrenin bazı türlerin telafi edemeyeceği kadar değiştiğinde, fonksiyon kaybına karşı bir sigortadır (Walker, 1995). Koruma çabaları gereksiz fazlalık en az olduğu yerde yoğunlaştırılmış olmalıdır. “Redundancy” terimine gelen itiraz, “fazlalık” türlerin korunmasının gereksiz olduğunu ifade eden gereksiz fazlalık anlayışından ileri gelir ki bu anlayışta Walker (1992)’in hipotezinin amaçlanmamış doğal sonucudur. Walker (1995) “tür fazlalığı” değerini tanımlamasına rağmen, terim bu değeri etkili bir şekilde yansıtamamaktadır.

Tür fazlalığı (ya da ekolojik gereksiz çokluk) kavramı, son zamanlarda komünite ve koruma ekolojisi için kullanılmıştır. Bazı komünitelerde, bazı türler fazlalık durumunda olabilir, öyle ki bu türler ortamdaki kaybolduğunda komünitenin yapısı ve işleyişi fazla etkilenmez. Tür fazlalığı anlayışı için prensipler 3 görüş üzerine kurulabilir:

1. Türler, çevre ve diğer türler üzerine etkilerini kapsayan ekolojik fonksiyonları temel alınarak beslenme birlikleri içinde sınıflandırılabilir (Gitay & Noble, 1997);
2. “Ekolojik Eşdeğerler” anlayışı-Benzer rekabet yeteneğindeki türler gruplandırılabilir (Goldberg & Werner, 1983);
3. Bir nişi paylaşan türler “Ekolojik eşdeğer” olarak kabul edilebilir (Kernan & Fowler, 1995).

Sonraki aşamalarda, olası ekolojik eşdeğerlilik, biyoçeşitliliğin korunması için yönetim anlayışında önemli olarak görülmüştür (Walker, 1992; Chapin vd, 1992). Tür fazlalığı hipotezi daha teorik bağlamda tartışılmıştır (Lawton & Brown, 1993; Vitousek & Hooper, 1993). Bununla birlikte, anlayış ve anlayışın uygulamaları hakkındaki bu tartışmalarda aykırılık, anlaşmazlık ve gereksiz çokluk terimlerinin ne anlama geldiği üzerinde çelişkiler devam etmiştir.

Fazlalık, “strese karşı farklı tepkilere sahip fonksiyonel olarak eşdeğer türler” olarak tanımlanmalıdır. Eğer bir grup tür, benzer fonksiyonel özelliklere ve baskıya karşı eşdeğer duyarlılığa sahip ise, fonksiyonel fazlalık, söz konusu fonksiyonun dirençliliğini arttırmaz. Dahası, fonksiyonel fazlalığın boyutu fonksiyonel özelliklerin çevre ile nasıl etkileştiğine de bağlıdır. Bu yüzden, yüksek fonksiyonel fazlalık daima ekosistem fonksiyonlarının yüksek oranda dirençli olduğu anlamına gelmez (Muntadas vd, 2016).

Fazlalık temel anlayışı ‘bir tür ortamdan çekildiğinde, o tür şayet ‘fazlalık’ konumunda ise bu durumda komünite durağan kalır’ şeklindedir. Fazlalık yalnızca bir komünite için uygulanır. Bir tür, bir komünite içinde üst seviyede gereksiz çokluğa sahip olabilir, ancak diğer komünitelerde kendi sınıfı içerisinde fazlalık olmayabilir. Bir türün gereksiz çoklukta olduğunu ifade etmek için ne gerekir? Walker (1992)‘ın çoğu metodolojisi beslenme birlikleri (ya da fonksiyonel tipler) üzerine dayalıdır. Bu metodolojiler ekosistem olaylarının devam ettirilmesinde ve düzenlenmesinde aynı rolü oynayan türleri sınıflandırır. İlk olarak, beslenme birlikleri tanımlanır, sonrasında her bir beslenme birliği içindeki her bir türün fonksiyonel önemliliği belirlenir. Bir beslenme birliğinde çok sayıda ekolojik açıdan eşdeğer tür var olduğunda, bu türlerin bir kısmı gereksiz/fazla olacaktır. Eğer bir beslenme birliği içinde yalnızca bir tür varsa, beslenme birliği içerisinde gereksiz çokluk/fazlalık olmayacaktır. Walker (1992) son aşamada, tüm beslenme birliklerinin nispi önemini dikkate alan bir yaklaşım benimsemiştir. Bu aşama, tüm bu beslenme birliklerinin fazlalık olabileceği ihtimalini öne sürmektedir (Gaston, 1994). Gereksiz çokluğu tanımlamak için 4 temel metot seçilmiştir. İlk metot, tür karakteristiklerinden ‘fazlalığı’ belirlemeyi amaçlar. Sonraki üç metot ise türlerin komünite üzerine etkisi açısından tanımlama yapmaya çalışır:

1. Tür karakterizasyonu: Türleri nişleri açısından karakterize eder ve bir ya da daha fazla türün farklı etkilere sahip olmadığı sürece çok benzer olduğunu ifade eder ve sonrasında, gruptaki bazı türler ‘gereksiz fazla’ durumunda tanımlanır. Walker (1992) sınırlanmış ya da baskın ekosistem olayları ile ilgili olan karakterleri kullanmayı önermiştir. “Fonksiyonel tipler” içerisinde bir takım tür sınıflamaları çevresel tepki dahilindeki bilgiyi kullanmıştır. Türlerin fonksiyonel tiplere sınıflandırılmalarında verdikleri çevresel tepkiler kullanılmıştır. Burada türün komünitedeki rolü ve fazlalık olma halinin bir önemi yoktur. Bu tip sınıflandırmalar, daha çok çevredeki değişime verilen tepkiyle ilişkilidir. Örneğin; söz konusu tür farklı çevresel şartlar altında, (değişen iklim), fazlalık olma durumundan çıkabilir. Diğer sınıflandırmalar kısmen morfolojiye dayandırılır. Bunlar belirgin olmamakla birlikte, rol ve dolayısıyla fazlalık ile de bağlantılıdır (Walker, 1995).

2. Benzetim: Bir komünite için benzetim modeli kurulur ve bir tür kaybına karşı doğacak tepki belirlenir. Pimm (1980) tür silinişi, çıkarımı etkisinin komünite bağlanma derecesine bağlı olduğunu ortaya koyan bu tür benzetimler uygulamıştır. Bu

benzetimde, herhangi bir birincil üreticinin çıkarılması komüniteyi doğal olarak tahrip eder. Bununla birlikte, bir predatörün çıkarılması bazı durumlarda, dolaylı etki yoluyla diğer türlerin yok olmasına neden olabilir. Drake (1990) ve Case (1991) benzer komünite birliği benzetimleri ile tür çıkarılmasına ya da eklenmesine karşı tepkilerin beklenmedik olabildiğini göstermişlerdir.

3. Tür çıkarma deneyleri: Bir tür deneysel olarak ortamdan çekilir ve komünite durumunun korunup korunmadığı gözlemlenir.

4. Alan ilişkileri: Tür zenginliği farklı olan komüniteler bulunur ve durumları araştırılır.

Mikro-, meio- ve makrofauna tarafından yürütülen ekolojik faaliyetler oldukça farklılık göstermektedir. Örneğin, bakteriler makrofauna kaybını telafi edemez. Ancak; organizmanın fonksiyonel tipinde, temel değişime neden olan insan etkileri, ekosistem faaliyetleri ile birlikte sistemin temel ekolojisini de değiştirecektir. Örneğin, sedimandan beslenen organizmaların ortamdan kaldırılması, sedimana oksijen nüfuzunu azaltır ve azot döngüsü olaylarını değiştirir. Bu arada bakteri komünitesi de anaerobik hale gelir. Bazı makrofauna elemanlarının çıkarılması, eğer fonksiyonel açıdan 'fazlalık' yeterliyse ekosistem faaliyetlerinin değişimine neden olmayabilir (Snelgrove vd, 1997). Walker (1995) tür fazlalığının ekosistem esnekliğini güçlendirdiğini varsaymaktadır, ancak türün fazlalığı ekosistem olaylarının devamlılığını kesin olarak garantilemez. Türün gereksiz çokluğu fonksiyonel grup içindeki türlerin telafi etme yeteneğinden kaynaklanır. Fonksiyonel gruplar içindeki türün belli bir alanda yok olması grup içindeki diğer türlerin telafi büyümesini gerektirir, böylece kaybolan türün tüm grup işleyişine sağladığı katkılar etkin bir şekilde yerine getirilir (Naeem, 1998).

Muhtemelen çoğu sistemler içinde fazlalık vardır ve her bir grup içinde herhangi bir tür, sistem değişimsiz çıkarılabilir. Aslında, biyoçeşitliliğin tek başına sağlıklı bir ekosistem işleyişi için gerekli olduğunun kesin bir ispatı yoktur. Habitatlar sıklıkla yüzey altı birikintisi ile beslenenlerin ya da azotlayıcı bakterilerin birkaç türünü barındırır. Muhtemelen tüm türler ekosistem işleyişinin devamlılığı için esas değildir. Ancak, bu açıklama için önemli çekinceler vardır:

i) Bazı türlerin diğerlerine göre nispi etkileri çok büyük ya da çok küçüktür diğer bir ifadeyle orantısızdır ve bu türlerin çıkarılması önemli etkilere neden olacaktır,

ii) Başka tür elendiğinde bir tür “yerini doldurma” kapasitesine sahip olabilir, ancak ekolojik açıdan diğer yönleri farklıysa “yerini doldurma” olayı tam gerçekleşmeyebilir,

iii) Tür bağlantıları yeterli miktarda bilinmemektedir. Bir türün ortamdan çekilmesi diğer türleri engelleyerek faaliyetleri etkileyebilir. Böylece, bir grup içinde fonksiyonel açıdan fazlalığın varlığı önemlidir. Dolayısıyla bu çekincelerin her tür için ne anlama geldiğini ve en az etki ile hangi kaybın olabileceği bilinmemektedir (Snelgrove vd, 1997).

1.2.2. İdiosinkratik model

Ekosistem işleyişi ve biyoçeşitlilik arasındaki ilişki, ekosistem olayları üzerine biyoçeşitlilik kaybının olası etkilerini tanımladığı için büyük ilgi uyandırmaktadır. Ekosistem olayları üzerine biyoçeşitliliğin etkisi yalnızca her bir türün fonksiyonel karakteristiklerine değil aynı zamanda komünitedeki mevcut türlerin etkileşimlerine bağlıdır (Loreau vd, 2001; Cardinale vd, 2002). Deniz ekosistemlerinde, bentik biyoçeşitlilik-ekosistem işleyişi ilişkisi son zamanlarda özellikle sığ su habitatlarında çalışılmıştır. Bu çalışmalar omurgasız biyoçeşitliliği ve ekosistem fonksiyonu arasındaki ilişkinin idiosinkratik olduğunu göstermiştir: “Tür çeşitliliği ekosistem fonksiyonunu etkiler ancak bunun yönü tahmin edilemez” (Mermillod-Blondin vd, 2005).

Türler ve ekolojik fonksiyonlar arasındaki ilişkiyi çakıştıran model, türler arasında var olan güçlü ekolojik etkileşimlerin son derece değişken olan bir ekosistemin sonucu olduğunu ileri sürer (Lawton, 1994). Bu model bir komünitenin kararlılık derecesinin türlerin özel durumuna bağlı olduğunu iddia eder (Şekil 1.2.2.1).



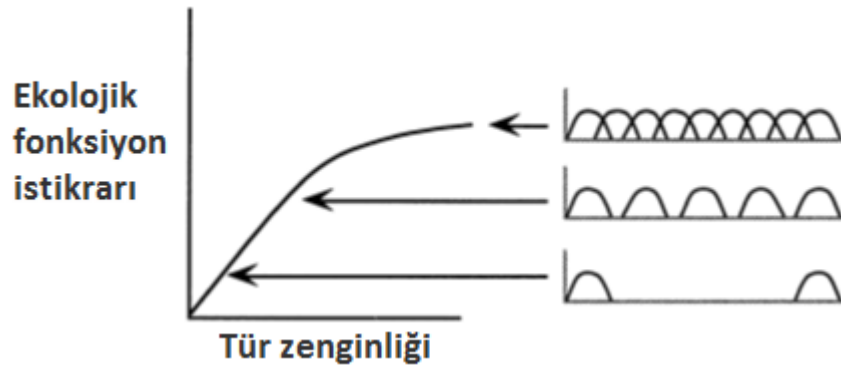
Şekil 1.2.2.1. İdiosinkratik model

Modelde, tür zenginliği arttığı için ekolojik fonksiyonun özel duruma göre (tür ile ilgili) değişmesi söz konusudur. Bu model her bir türün ekolojik fonksiyona olan katkısının türler arasındaki etkileşimlerle güçlü bir şekilde etkilendiğini iddia eder. Bu yüzden, bir ekosisteme türün girme ya da çıkma etkileri eklenen ya da çıkarılan türün doğasına ve etkileştiği türün doğasına bağlı olarak ya önemsiz ya da önemli olabilir.

1.2.3. Perçin modeli

Deneysel kanıtlar, bir ekosisteme tür ekleme ya da bir ekosistemden tür çıkarma etkilerinin çeşitlilik gösterdiğini ortaya koyar. Ehrlich & Ehrlich (1981)'in perçin hipotezi türün ekolojik fonksiyonunu bir uçağın kanadına takılan perçinlere benzetir. Birkaç perçin (tür fonksiyonu) kanat düşmeden önce kaybolmuş olabilir. Bu model, farklı türlerin ekolojik fonksiyonlarında çakışma olduğunu ileri sürer, böylece ekosistemden bir tür çekilmiş olsa dahi diğer türlerin benzer fonksiyonlarla telafi etmesiyle ekolojik fonksiyon sürdürülebilir (Şekil 1.2.3.1).

Model ekolojik fonksiyon alanının nispeten küçük olduğunu varsayar. Bu nedenle, bir ekosisteme türler eklendikçe, türlerin fonksiyonlarında çakışma ortaya çıkar ya da birbirlerini tamamlarlar. Bu çakışma, benzer fonksiyonlara sahip türlerin, elimine olan ya da azalan diğer türleri telafi edebildiği sürece, sınırlı sayıdaki türlerin kaybına rağmen ekolojik fonksiyonun devamlılığına olanak sağlar. Ancak tür zenginliği arttıkça, kullanılan alan kalabalıklaştığı için yeni türlerin eklenmesi denge haline daha az katkı yapar.



Şekil 1.2.3.1. Perçin modeli

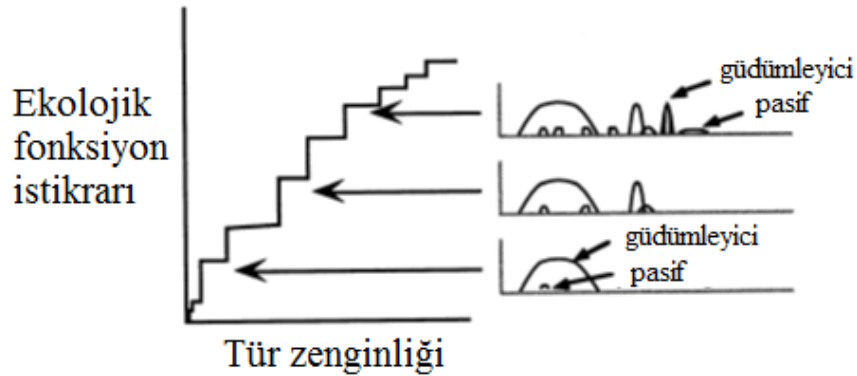
Perçin modelinde bir ekolojik fonksiyon, türlerin tamamı fonksiyonlarını kaybetmediği sürece, gözden kaybolmayacaktır. Bir ekosistemin devamlılığını ekosistem fonksiyonundaki çakışma sağlar. Telafi etme davranışı, ekosistemdeki

tahribatı maskeler, çünkü bozulan bir sistem de hiç bozulmamış bir sisteme benzer şekilde çalışmaya devam eder. Bununla birlikte, fazlalık olan türlerin kaybı sistemin baskıya ya da tür çekilmesine karşı direnme yeteneğini azaltır (Peterson vd, 1998).

1.2.4. Güdümleyici türler ve pasifler modeli

Walker “güdümleyiciler ve pasifler” hipotezi ile tür tamamlayıcılık (species complementarity) anlayışını kabul eder ve ekolojik fonksiyonun “güdümleyen” türler ya da böyle türlerin fonksiyonel gruplarda bulunduğunu öne sürerek hipotezi genişletir (Walker 1992, 1995).

Walker “güdümleyici türleri” güçlü ekolojik fonksiyona sahip bir tür olarak tanımlar. Bu türler güdümleyen ve pasif türlerin olduğu ekosistemlerde önemli bir yapıdır. “Pasif türler” daha az ekolojik öneme sahiptirler. Güdümleyen türler birçok formda olabilirler. Bu türler kendi çevrelerini fiziksel olarak yapılandıran ekolojik mühendisler olabilir. Ya da diğer türler ile güçlü etkileşimlere sahip “kilit-yapıtışı tür (keystone türler)” de olabilir. Walker (1995) çoğu ekolojik fonksiyonun, güdümleyen türlerin güçlü etkisine bağlı olduğunu ifade eder. Bu türlerin varlığı ya da yokluğu ekosistemdeki ekolojik fonksiyonun istikrarını belirler (Şekil 1.2.4.1).



Şekil 1.2.4.1. Güdümleyici türler ve pasifler modeli

Model ekolojik fonksiyonun türler arasında dengesiz bir şekilde dağıtılmış olduğunu varsayar. Güdümleyenler büyük ekolojik etkiye sahiptir, pasiflerin ise etkisi en düşük düzeydedir. Güdümleyenlerin eklenmesi ekosistem dengesini arttırırken, pasifler ekosistem dengesinde çok az ya da hiç etkili değildirler.

Perçin hipotezi ekolojik fonksiyonun türler arasında aynı oranda bölünmüş olduğunu varsayarken, Walker'ın modeli güçlü ekolojik fonksiyona sahip

güdümleyenler ve zayıf ekolojik fonksiyona sahip pasifler arasında büyük farklılık olduğunu ifade eder. Her iki hipotezde ekolojik işlevselliğin farklı tiplerinin ekolojik dengeyi üretmek için gerekliliğini tanımlar. Perçin hipotezi ve gereksiz fazlalık hipotezi tür kaybını rasgele bir faktör olarak düşünür: ‘tür kayıplarının doğal ya da sıralı olması önemli değildir’. Buna karşın, güdümleyici türler ve pasifler modeli, bu faktörü, türün kimliği olarak hesaba katar: “bir A, B,C sırasıyla türün çıkarılması C, B, A sırası ile çıkarılmasından farklı sonuçlara sahip olabilir” (Lévêque, 2003).

1.3. Bentik Organizmaların Ekosistemdeki Fonksiyonel Rollerini, Deniz Sediman Biyoçeşitliliğinin Önemi ve Ekosisteme Etkileri

Biyoçeşitlilik farklı disiplinlerde farklı anlamlara sahiptir; taksonomistler “türlerin tamamı”, sosyoekonomistler “yalnızca etkileyici ve dikkat çeken türler”, ekosistem modelleyenler “fonksiyonel birimler” olarak biyoçeşitliliği tanımlamaktadır. Tür anlayışı kendi içinde tartışmalıdır. Tür kavramının, yaşayan tüm formlar için geçerli olan evrensel ve belirgin bir tanımı yoktur. Ekologlar, biyoçeşitliliği komüniteler ve ekosistemler için tür tabanlı yaklaşım olarak genişletmişken, genetikçiler genetik karakterlerdeki tür içi varyasyon olarak sınırlandırmıştır. Bu çerçevede, biyoçeşitlilik terimi kullananlara bağlı olarak, her yöne esnetilebilen ve herkese uyan bir kavram olabilir. Biyoçeşitliliğin önemi ancak “yeryüzünde kaç tane tür vardır?” gibi sorulara cevap arayan bilimsel makalelerden dolayı yayın olarak kabul edilmiştir. Bu soru cevaplanmanın ötesindedir. Biyoçeşitlilik krizleri ilk olarak ekosistemlerin işleyişini etkileyerek daha büyük değişikliklere neden olan tür havuzlarının azalması açısından ele alınmıştır (Boero & Bonsdorff, 2007).

Tür, ekosistem işleyişini kapsayan çevresel bir anlayış içine yerleştirilmediği sürece anlamsız bir kavramdır. Türler yerleştikleri ekosistemlerde, fonksiyon üstlendikleri için hayatta kalır ve gelişirler. Fakat ekosistemlerin (abiyotik çevreyi kapsayan) fonksiyonları yerine getirdiği de doğrudur, çünkü biyotik bileşenlerini tamamlayan türler gelişmektedir (Boero & Bonsdorff, 2007).

Biyoekolojide mevcut eğilim fonksiyona ayrıcalık tanımak ve yapıyı göz ardı etmektir. Bu durumda ekosistemde yapı (tür kompozisyonu) ve fonksiyon (madde ve enerji döngüsü) arasında bağlantının anlaşılması için yeni yaklaşımlar aranmalıdır. Örneğin, kaç türün yerine getirdiği ekolojik rolü biliyoruz? (Piraino vd, 2002) ya da kaç tane türün yaşam döngüsü, özellikle de katılımı hakkında bilgimiz var? Cevap:

çok az (Fraschetti vd, 2003). Hatta türlerin çoğunun varlığı hakkında bilgi sahibi bile değiliz (çoğu tür hala tanımlanmamıştır) ve bunun yanı sıra, tanıdığımız türlerin fonksiyonel rolleri hakkında çok az şey biliyoruz. Son olarak, türler, fonksiyonlar ve ekosistemin üretkenliği arasındaki ilişki hakkında da bilgiye ihtiyaç vardır (Worm & Duffy, 2003).

Bir komünitenin biyoçeşitlilik değişim miktarını kaldırabildiğini düşünürsek, ‘bir ekosistemde işleyişi sağlayan tür sayısı en az kaçtır?’ sorusu akla gelebilir. Bunun cevabının en az bir olduğunu söyleyebiliriz. ‘Başlangıç türü’ kavramı ile çalışan önceki ekosistemler artık mevcut değildir ve günümüzdeki ekosistemlerde minimum tür sayısı, tür ve türlerin değişen çevreleri arasındaki etkileşimleri yöneten süreçlerin bir sonucudur (Sugihara,1980). Ekosistemler bir tür ile işlevsel hale gelir ve küresel ekosistem belki de 10 milyon tür ile fonksiyonunu sürdürür! Bu noktada, diğer soru ‘mevcut ekosistem tarafından desteklenebilen tür sayısı en fazla kaçtır?’ olabilir. İlk soru türlerin ekosistem fonksiyonunu nasıl gerçekleştirdiğini, ikincisi; ekosistem işleyişinin tür varlığını nasıl dikkate aldığını düşündürmektedir (Boero & Bonsdorff, 2007).

Yalnızca en “önemli” türleri (habitat şekillendiren, kilit taşı ve ekosistem mühendisleri) dikkate alan ve geriye kalan biyoçeşitliliği göz ardı eden uyarlamalar oldukça ilgi çekicidir (Piraino vd, 2002). Ancak bu, bazı türlerin önemli olmadığını ve sonuçta da, biyoçeşitliliğin çok önemli olmadığını ifade eder. Çünkü biyoçeşitliliğin çoğunluğu, nadir ve/ya da ekosistem işleyişinde büyük rol oynamadığı açıkça görülen önemsiz türlerden oluşmaktadır ve bu yüzden türler dikkat çekici olmadıkça taksonomist olmayanlar tarafından göz ardı edilir. Bu düşünce, ekosistemler zamanla değiştiği için koruma açısından da önem taşımaktadır.

Deniz biyotası dikkat çekici şekilde diğer çevrelerden farklıdır. Şaşırtıcı bir şekilde, yaşayan filumların tümü hemen hemen 600 milyon yıl önce Kambriyen dönemde farklılaşmış ve denizel alanda evrim süresi boyunca gelişmişlerdir. Bu dönem süresince deniz donmuş, güçlü oksijensiz şartlar gelişmiş, buzullar meteoritler tarafından ortadan kaldırılmış ve su seviyesinde çeşitli değişimler meydana gelmiştir. Bu zaman süresince kıta sahanlığı parçalanmış, yeniden karışmış ve birleşmiştir ve bu süreç içinde de biyotik komüniteler bir dizi çevresel değişikliğe maruz kalmışlardır. O halde, mevcut biyota hem tarihsel olayları ve hem de mevcut fiziksel, kimyasal ve biyolojik dinamiklerin birleşimlerini yansıtmaktadır (Thrush & Dayton, 2002).

Deniz bentozu, muhtemelen yeryüzünün de en büyük ekosistemidir. Sistem içinde meydana gelen ekosistem olayları hem yerel olarak hem de küresel açıdan önemli etkilere sahiptir. Sığ kıyusal habitatların, deniz bentosu açısından, ekosistem olayları ve tür zenginliği arasındaki ilişkinin ivedilikle doğrulanması gerekmektedir. Bu habitatlar, karasal organik madde ve besin elementlerinin girdisine maruz kaldığından ve biyosferin jeokimyasal ve biyolojik açıdan en aktif alanları arasında olduğundan, biyojeokimyasal döngülerde önemli rol oynamaktadırlar (Bolam vd, 2002).

Makrofaunada belirli türlerin varlığı, sedimanın oksijen durumu ve kararlılığı arasında besin elementi akışlarını önemli şekilde etkileyebilir. Tüm bu ekosistem olayları kıyusal deniz habitatlarının yönetiminde önemlidir. Deniz sedimanlarında oluşan ekosistem olayları için çeşitliliğin önemi yeterli ölçüde bilinmemektedir (Snelgrove vd, 1997).

Yeryüzünde deniz tabanının yaklaşık % 70'i yumuşak yapıda sedimanla kaplıdır. Yumuşak tabanlı sediman habitatlar, geniş ölçekli faktörler (örneğin; hidrodinamik ve besin elementi rejimleri) ve küçük ölçekli fiziksel ve biyolojik özelliklerden dolayı oldukça heterojendir. Aynı zamanda, bu alanlar yüksek tür çeşitliliğini de destekler. Sedimanda yaşayan organizmalar, yumuşak sedimanda biyojenik resif oluşumlarından bireysel yuvaların oluşturulmasına kadar küçük ölçekli değişimlerle çeşitli yapılar meydana getirirler (Thrush & Dayton, 2002).

Yumuşak sediman habitatlarda, biyojenik özelliklerle küçük ölçekli habitat yapısı oluşumu, çeşitlilik ve direncin etkinliğinde önemli rol oynar. Bazı bentik balıklar küçük ölçekli habitat yapısı üzerine önemli etkiye sahiptir (Thrush vd, 1994). Sediman yüzeyinde yaşayan ya da sediman içinde tüp ve yuva oluşturan organizmalar da habitat yapısına destek sağlar ve ekosistem fonksiyonunun devamlılığı için ayırma ve geri çevrim olaylarında önemli rol oynarlar (Thrush & Dayton, 2002). Bu habitatlarda yaşayan flora ve fauna, besin elementi ve sediman taşınımı ve birincil ve ikincil üretim gibi ekosistem faaliyetlerinin sürdürülmesinden önemli rol oynar (Austen vd, 2002; Levin vd, 2001). Bu habitatlar, kaynak kullanım şeklinin değişimi ve doğrudan sömürülme ile ilişkili olan çeşitli stres kaynaklarından etkilenirler. Sonuç olarak, sığ kıyusal habitatlarda çeşitlilik ve ekosistem olayları arasındaki ilişkinin en iyi şekilde anlaşılmasına ihtiyaç vardır (Bolam vd, 2002; Solan vd, 2004). Tür sistemden kaybolmadan önce, ekosistem performansında fonksiyonel değişimler

oluşturabilir. Kıyısal yumuşak-sediman özelliğindeki habitatlarda, bireysel stres tepkileri ve doğal ya da mekanik baskıdan sonra yer değiştirme potansiyelinin düşük olmasından dolayı, büyük cüsseli ve uzun ömürlü infauna kaybı, biyoçeşitlilik açısından uzun vadeli bozucu değişimi temsil eder.

Denizel ekosistemlerde, büyük cüsseli ve üst trofik seviyedeki predatörlerin fonksiyonel kaybının, komünite kompozisyonunu ve fonksiyonel ilişkileri değiştirebileceğine dair dolaylı kanıtlar vardır. Yumuşak özellikli sedimanlarda, büyük cüsseli organizmalar sadece trofik bağlantıyı etkilemez. Aynı zamanda hidrodinamikleri ve sediman içindeki biyojeokimyasal ve parçacık geçişlerini değiştirerek; komünite ve çevresel karakteristikleri de etkilerler. Denizel yumuşak tabanlı sedimanlarda, büyük cüsseli organizmalar özellikle enerji ve madde akışını etkileyen olayları düzenlemektedir (Thrush vd, 2006).

Organizmalar ve enerji ya da madde akışları arasındaki fonksiyonel ilişkileri anlamak için, sediman içindeki kimyasalların taşınımı, dönüşümü ve sediman ile su interfazı hakkında bilgi toplayarak; tür dağılımının zamansal ve alansal varyasyonu ve tür davranışları arasındaki boşluğun kapatılması gerekmektedir. Sığ sularda, mikrofitler nurtientlerin akışı, oksijen ve makrofauna için besin sağlanma durumunu etkileyerek ana bir rol oynarlar. Otlayıcıların yüzey sedimanını karıştırma etkisinin yanı sıra otlayıcılar mikrofit bolluğunu ve dolayısıyla besin elementi alımını doğrudan azaltabilir. Makrofauna, organizma yaşamının sediman derinliğine bağlı olduğu dönemde, oksijen ve besin elementi akışı üzerine etkili olabilir. Bu fauna elemanları sediman derinliğinden organik maddenin salınımına etki eder ya da sediman yüzeyindeki maddelerin oranlarını değiştirir. Örneğin, sedimandan beslenme özelliği yoluyla sedimanın derin tabakasından organik maddenin serbest kalmasını sağlayan bir organizma, oksijeni tüketen ve oksijensiz gözenek suyu içine amonyum azotu (NH_4^+-N) bırakan mikrobiyal çürüme ve mineralizasyon olaylarını uyaracaktır. Amonyum azotu (NH_4^+-N) fotosentez yapan mikrofitler tarafından kullanılmadan ya da su sütununa bırakılmadan ya da azot gazına denitrifikasyonu gerçekleşmeden önce oksijensiz gözenek suyundaki nitrifikasyon yapan bakteriler, amonyum azotunun bir kısmını nitrat azotuna çevirir (NO_3^--N). Çünkü amonyum azotu difüze olur ya da yerel olmayan taşıyıcılar aracılığıyla yukarı iletilir. Tersine, yüzeyde yaşayan süzerek beslenen organizmalar, sediman yüzeyinde organik ve ince parçacık içeriğini arttıran biyobirikim yaparlar. Yüzey sedimanı organik yükü, ya da ince sedimandaki artıştan

dolayı gözenek yapısı içindeki durum, artan oksijen ihtiyacını karşılamadıkça $\text{NH}_4\text{-N}$ üretimi daha az uyarılabilir (Thrush vd, 2006).

Hidrodinamik şartlar ve bentik habitatlar arasındaki etkileşimler, sediman–su arafazında oluşan önemli olayların devamlılığını sağlar. Artan trol faaliyetleri tabana yakın su akışı içinde bir etki alanı oluşturur. Bu da süzerek beslenen canlıların aktif beslenme davranışlarını ve sedimandaki erozyon oranını etkiler (Wildish & Kristmanson, 1997). Mercan, yosun hayvanı, sünger, deniz teleği, derisi dikenli ve midye gruplarının çoğu üyesi bentikte süzerek beslenme özelliğindedir. Bu organizmaların oluşturduğu yamalar, deniz zeminindeki hem dikey ve yatay besin akışını hem de larvaları önemli ölçüde etkileyerek uzun dönemde hidrodinamik özellikleri değiştirebilir. Hem organizmaların boyutu hem de organizmaların yamalı yerleşim biçimleri bu etkileşimi tetikleyen önemli faktörlerdir. Midyeler, solungaçları üzerinden akan su ile beslenmek için oldukça enerji harcarlar. Bu yüzden, süzerek beslenen midyeler yatay parçacık akışından süzerek elde ettiği maddenin, %60 ila %90'ını yeniden işleme yeteneğine sahiptir. Bu canlılar, mukoz içinde sindirilmesi uygun olmayan parçacığı depolarlar ve yalancı atık (pseudofeces) olarak salgırlar. Böylece, deniz tabanının parçacık depolama oranını kayda değer şekilde etkilerler (Trush & Dayton, 2002).

Sediman yüzeyinde yaşayan organizmalar, bentikte beslenen canlıların oluşturduğu küçük ölçekli karışımın yanında, habitatın üç boyutlu yapısını arttırabilir. Örneğin, sediman topografyasındaki küçük heterojeniteler (tüpler ve yuvalar) ve hatta aralıklı dağılmış epifauna, yumuşak sedimanlı habitatları karakterize etmektedir. Sediman-su arafazındaki bu yapılar, makrobentik çeşitlilikle pozitif yönde ilişkilidir. Bu küçük ölçekli özellikler sıklıkla değişmekle birlikte, ticari açıdan değerli türler bakımından önemli olabilir. Bu habitatlar tarafından kaplanmış alanda kayma büyüklüğü (küçük ölçekli özellikler için) biyojeokimyasal olaylar ve tür ve habitat çeşitliliğinde önemli bir rol oynar. Bu elementler dip balıkçılık araçlarının neden olduğu habitat baskısına karşı direnç gösteremeyen unsurlardır.

Yüksek derece yapılandırılmış habitatlar, hem av hem de avcı için sığınak sağlayabilir. Çoğu çalışma, habitatın karmaşıklığı ile ilgili olan av–avcı etkileşimindeki varyasyonların önemini göstermiştir. Habitat yapısı, balıklarda özellikle de genç aşamada predasyon oranını etkiler. Topoğrafik karmaşa, büyüme ve

ticari açıdan önemli olan türlerin genç dönemlerde hayatta kalmasında önemli ve pozitif bir etkiye sahiptir.

Bentik organizmaların popülasyon dinamiğini belirleyen olaylar biyotik ve abiyotik faaliyetler dengesi tarafından sürdürülür. Tortul habitatlar, gelgit ve dalga etkisi yoluyla yüksek doğal bir mekanik baskıya maruz kalır. Sonuç olarak bentik komüniteler fiziksel baskıya karşı yüksek derecede dirençli olurlar. Bu komüniteler sıklıkla r-seçici (üreme üzerine seçici) olarak tanımlanır. Tersine, fiziksel olarak durağan olan deniz taban çevreleri, büyük cüsseli türlerden bol miktarda bulundurma eğilimindedir. Bu popülasyonlar mekanik baskıya daha dirençlidirler ancak bir kez etkilendiklerinde, toparlanmaları (popülasyonun yenilenmesi) r seçici olanlardan daha uzun sürer. Bu komüniteler K-seçici olarak tanımlanır (rekabet seçici). Büyük cüsseli bireylerden oluşan K seçici popülasyonlar başka türler için önemli olan habitat yapı heterojenitesi sağlarlar. Ayrıca, karbon ve besin elementlerinin depolanması ve transferi için önemli bir destek sağlayıcılarıdır (Buhl-Mortensen vd, 2010). Bentik makrofauna, sedimanı kazarak işleme faaliyetleriyle, biyojeokimyasal olayları ve bentik-pelajik eşleşmeyi düzenleyerek deniz ekosistemlerinde önemli bir rol oynar. Bentik-pelajik eşleşme, bu sucul sistemlerin üretim ve biyolojik yapısının belirlenmesinde önemli bir rol oynar. Akvatik sistemlerde bentik ve pelajik çevreler arasındaki bağlantıyı ifade eden bentik-pelajik eşleşmeye dair çoğu çalışma yalnızca enerji akışı, organik madde ve besin elementi akışlarının üretim ve komünite yapısını nasıl etkilediği üzerine odaklanmıştır (Marcus & Boero, 1998). Bentik-pelajik eşleşme su sütunu ve sedimanlarda olayların ilişkisini ifade eder. Öfotik zon altında, bentik biyojeokimyasal olaylar özellikle pelajik alan tarafından şekillendirilir. Olaylar, su sütunundan materyallerin (organik madde, kalsiyum karbonat) depolanmasıyla başlar. Bu depolanmış materyal, artık üzerini örten dip su tabakasının etkisi altındadır. Depolanma olaylarına tepki olarak; sedimanda dönüşüm (bozunma, çözünme, birikmiş madde) gerçekleşir. Bunun sonucunda dönüşüm ürünleri bir diğer ifadeyle besin elementleri tekrar su sütununa geri döner. Bu ürünlerin bir kısmı bakteriyel ve fitoplankton üretimi için kullanılabilir hale gelir ve nihayetinde bentik komüniteyi tekrar beslemek için tekrar deniz tabanına çökebilir.

Bentik pelajik eşleşmenin önemi ve büyüklüğü öncelikle, su derinliğine bağlıdır (Suess, 1980). Buna rağmen, pelajik ekosistem yapısı ve organizmaların yaşam döngüsü modelleri de önemlidir (Marcus & Boero, 1998). Su derinliği dikkate

alındığında, estuarin ve şelf alanları gibi sığ ekosistemlerde bentik ve pelajik bölge arasında iki yönlü sıkı bir eşleşme vardır. Sedimana taşınan organik maddenin miktarı ve tazeliği bentik komünite yapısı ve sediman jeokimyası için önemli sonuçlar oluşturmaktadır (Soetaert vd, 2000).

Makrofauna kaynaklı parçacık karışımı (biyoturbasyon) ve çözünmüş madde taşınımı (biyo-irrigasyon), fiziksel karışımın düşük olduğu alanlarda ekosistem işleyişine büyük katkı sağlar (Meysman vd, 2006). Beslenme üzerine yapılan araştırmada, makrobentik organizmaların, sedimanın aktif olarak yeniden işlenmesinden ve çözünüp suya karışmasından sorumlu olduğu ortaya konulmuştur. Oksijen ve organik madde sedimanın en derin kısmına iletilir ve su sütununu zenginleştiren boşaltım ürünleri taşınır. Bunun yanı sıra, bu organizmalar mineralizasyonu uyararak (Mermillod-Blondin vd, 2004) besin elementi çevrimini artırır ve sonuç olarak birincil üretimi canlandırır (Braeckman vd, 2010).

Kıyasal şelf alanları, birincil üretim için besleyici elementin bir kısmını sedimandan alır. Bu besin elementleri, organik madde parçalanması ve sediman içindeki besin elementi remineralizasyonundan elde edilir. Burada, yaşayan organizmalar tarafından yürütülen sedimanı işleme olayı (biyoturbasyon), okyanus sedimanının su sütununun üst kısımlarına taşınmasında en yaygın yoldur. Çözünen madde iletimi, çukur kazma ve beslenme olaylarının sürdüğü sediman-su arafazında artar. Biyoturbasyon sediman kararlılığını ve kompozisyonunu etkiler (Bird vd, 1999). Özellikle büyük cüsseli organizmalar sedimanın yeniden işlenmesinde önemli bir rol oynamaktadır. Tipik olarak, hayvanlar su ve sediman arasındaki parçacık değişimini artırır.

Biyoturbasyon olaylarının oranı ve etkinliği, organizmalar arasında ve organizmalar ve çevreleri arasındaki etkileşimler tarafından belirlenir. Parçacık akışının artma derecesi sedimanda organik karbon akışı ile bağlantılı olarak, faunal kompozisyon ve yoğunluk ile değişir. Sedimanda biyoturbasyon ve mineralizasyon olayları arasındaki etkileşim doğrusal değildir ve bu olaylar birikinti ile beslenen organizmalar, organizma besinleri ve kimyasal çevreleri arasındaki geri bildirim döngülerinin varlığıyla karakterize edilir. Sedimanda kazma faaliyetiyle oluşturulan yapılarıdaki çeşitlilik ve hayvan aktiviteleri, farklı biyokimyasal akışlara neden olabilir. Biyoturbasyon su sütunu üretimini etkilemesinin yanında, bu kaynağı kullanan bentik türlerin büyümesini de etkiler. Birikintiden beslenen organizmalar yakın kıyı ve

muhtemelen derin deniz sedimanlarında biyolojik karışımı kontrol etmektedir (Soetaert vd, 2000).

Çalışmalarda açık olan şudur ki, biyoturbasyon ekosistem işleyişinde önemlidir. Biyoturbasyonun jeolojik zaman ölçeğinde, deniz biyoçeşitliliğinin değişimine ve zenginleşmesine etki eden önemli bir faktör olduğunu ortaya koyan bazı kanıtlar vardır. Evrimleşen zaman ölçeğinde, biyoturbasyon oranının artmasıyla hızlı besin elementi döngüsü mesozoikte fitoplankton ve zooplanktonun çeşitliliğine katkı sağlamış olabilir (Thayer, 1983). Martin (1996) okyanus çevrimi ile bağlantılı olarak, yükselen besin elementi seviyelerinin, kıtasal erozyonun ve biyoturbasyonun Phanerozoik dönemde (özellikle post-Prekambriyen) deniz sistemlerinde üretim ve çeşitliliğinin artmasında önemli rol oynadıklarını iddia etmiştir (Thrush & Dayton, 2002).

1.4. Trol Baskısının Bentik Komünite Yapısı ve Fonksiyonları Üzerine Etkileri

Ekolojide, mekanik baskı, zamanla ekosistem, komünite ya da populasyon yapısını tahrip eden ve kaynakları, substrat mevcudiyetini ya da fiziksel çevreyi değiştiren bağımsız herhangi bir olay olarak tanımlanmıştır (Pickett & White, 1985). Mekanik baskılar, denizel yumuşak zemin komünite yapısını etkileyen önemli bir faktör olarak görülmüştür; ancak, alansal ve zamansal ölçekleri ve sonuç olarak bentos üzerine etkileri oldukça çeşitlidir (Bolam & Rees, 2003).

Yenilenebilir doğal kaynakların sürdürülebilir yönetimi, sömürme ve ekosistemin diğer bileşenlere olumsuz etkileri arasında bir denge içermelidir. Deniz ekosistemlerinde, ticari balıkçılıkla hedef ve hedef olmayan türlerin ortamdaki çekilmesi ve habitat tahribi, belki de en önemli insan etkilerindedir (Dayton vd, 1995). Ticari balıkçılar yakın kıyılardan derin sulara kadar tüm kaynaklardan faydalanmaktadır. Troller ve dreçler deniz tabanına yakın ya da taban üzerinde yaşayan önemli türlerin çoğunu etkiler. Dip balıkçılık araçları deniz tabanı ile ilişkili ya da deniz tabanında yaşayan türlerin avlanmasında kullanılır. Bu av araçları, dipte yaşayan türlerin avlanması için tasarlanmıştır (Kaiser vd, 2003). Ek olarak, av araçları deniz tabanını boydan boya tarayarak habitatı fiziksel olarak bozar. Doğrudan değişimler, ıskarta av olarak ortamdaki çekilme ya da faunanın ezilmesiyle ortaya çıkar, buna karşın tabanın kısmen kazılması ve yüzeye yakın yaşayan organizmaların zarar görmesi, hareketli avcı/leşçil organizmaları alana çekebilir (Kaiser & Spencer

1994, Dayton vd, 1995). Daha sonraki değişimler muhtemelen habitatta (Auster vd, 1996), sediman şeklinde, ya da bentik algal üretimde ve besin elementi döngüsündeki değişimlerden kaynaklanır. Balıkçılığın neden olduğu habitat bozunumunun alansal genişliği ve sıklığı ekolojik etkileri kontrol altına alır (Thrush vd, 1998).

Bentik komünite üzerine baskının doğrudan etkisi apaçık görünür olmasına rağmen, baskının büyüklüğünü ekosistemin diğer birleşenlerine dayandırarak değerlendirmek zordur. Deniz tabanı, aşırı derecede doğal tahribata maruz kalan alanlarda, deneysel balıkçılık baskısının net sonuçlarını tanımlamak güçtür. Etkiler, çalışmalar içinde bile, alan boyunca her zaman süreklilik göstermez (Thrush & Dayton, 2002). Deneysel tasarımlar ve habitatların çeşitliliği göz önüne alındığında, tepkideki çeşitlilik şaşırtıcı değildir. Dip balıkçılığının uzun vadeli en açık fiziksel etkilerinden biri subsrat benzeşmesi (homojenleşme) ve azalan tür çeşitliliğidir (Veale vd, 2000).

Ticari balıkçılık araçlarının neden olduğu dip bozunmasıyla ilgili küçük ölçekli deneysel çalışmalar, bentik komüniteler üzerine bölgesel etkileri göstermektedir. Küçük ölçekli alan çalışmalarıyla ortaya konulan etkiler ve geniş ölçekli balıkçılık etkileri arasında farklılık oluşmasının iki nedeni vardır. İlk olarak, doğaları gereği, deneyler alan ve zaman açısından çok küçük ölçeklerde oluşur ve genellikle makul olan homojen habitatlarda yapılır, buna karşın balıkçılık, habitatlar çapında uygulanır. Balıkçılığın kronik etkileri uzun zaman periyotlarında elde edilebilir. İkinci olarak, bentik komünitelerin yenilenme oranları, yeni katılım kaynak alanına yakınlıklarıyla son derece ilişkilidir ve bu yüzden, izole olmuş, küçük deneysel düzenekler balıkçılık düzeneğine benzemez. Gerçek alanlanlarda yenilenme, deneysel planlardan çok daha yavaş gerçekleşir (Hall vd, 1994). Tipik olarak, bu çalışmalar yumuşak sediman habitatlara heterojenite sağlayan büyük cüsseli ve uzun ömürlü epifaunal organizmaların yoğunluğundaki azalmaları işaret eder. Çok değişkenli analizler, büyük cüsseli hayvanların biyokütle ve üretimindeki düşüşün derinlik ya da sediman tipinden ziyade trol etkilerinden kaynaklandığını göstermiştir. Bu yaklaşımın sonuçları, biyoturbasyon ve komünite üretiminde önemli bir rol oynayan denizkestaneleri ve büyük midyeler için net olarak ortaya konmuştur. Ancak, örneğin; yassı balık üretimini destekleyen küçük poliket ve bivalvler için, örnekleme şekli ve analiz trol etkilerini belirlemede zayıf bir dayanaktır (Jennings vd, 2002).

Substrat ile av araçlarının doğrudan fiziksel teması, sedimanın yeniden süspansiyon olmasına, sert parçaların ve biyojenik substratın dağılmasına neden olur. Sedimanın yeniden süspansiyonu, taşınması ve sonrasında tabana çökmesi diğer alanlardaki biyotanın yerleşim ve beslenmesini etkileyebilir. Dip balıkçılığının bir sonucu olan sedimanın tekrar süspansiyonu; sedimanda tutulan besin elementlerinin salınımına, oksijensiz tabakanın açığa çıkarılmasına (ya da etkilenmesi); kirleticilerin salınımına; biyolojik oksijen gereksiniminin artmasına ve solunum ve beslenme organlarının tıkanmasına neden olacaktır. Trol faaliyetiyle yeniden süspansiyon olan sediman miktarı, sediman parçacık boyutu ve sedimanın sıkışma derecesine bağlıdır ve bu miktar, çamurlu ve ince kumlu sedimanlarda çakıl-kumlu habitatlara göre daha yüksektir (Kaiser vd, 2003). Av araçlarının neden olduğu tahribata açık olan bir çevrede, dip balıkçılık baskısının habitatlar ve biyota üzerinde kısa süreli etkileri ilgi çekicidir. Ancak bu etkilerin ekolojik önemi, iyileşme ya da yenilenme potansiyeli konusunun yanında çok daha azdır. Malesef, trol baskısına dair çok az araştırma, dip balıkçılık baskısının bir sonucu olarak görülen ve uzun vadeli değişimleri temsil edebilecek yeterli süreyi sağlayan çalışmalar niteliğindedir. Bu, finansal kaynaklar, proje süresi, istatistik ve analitik hususlar arasındaki uyumsuzluğun bir sonucudur. Collie vd (2000) analizlerine 'iyileşmeyi (recovery)' bir bileşen olarak dahil eden çalışmaları birleştirmişlerdir. Örneğin, çalışmalarında, kumlu sediman komünitelerinin 100 gün içinde yenilenme yeteneğinde olduğunu ortaya koymuşlar ve komünitelerin karakterinde değişim olmaksızın yılda 2-3 kez yinelenen fiziksel baskı olaylarına direnebildiklerini ifade etmişlerdir (Kaiser vd, 2003).

Doğal ve antropojenik kaynaklı tahribatlar, sediman biyokimyasını etkileyebilir. Örneğin, biyoturbasyon, sediman ve üzerini örten su sütunu arasındaki besin elementi değişimini önemli şekilde değiştirebilir (Welsh, 2003). Dip trolü faaliyeti birkaç santimetre derinlikteki sedimanın işlenmesini sağlar. Buna rağmen çok az çalışma, sedimandaki organik maddenin miktarı, biyokimyasal kompozisyonu ve biyoelverişliliği üzerine dip trolünün etkilerini dikkate almıştır (Smith vd, 2000; Duplisea vd, 2001).

Deniz sedimanındaki organik madde içeriği ve kompozisyonu; mineral tanecikler ve oksijen kullanımı ile yerinde üretim, lateral akım, iletim ve alloktan girişi, kullanım/ayırışma oranları, taşınım gibi biyotik ve abiyotik faktörlerin karmaşık bir sonucudur. Sedimanda organik maddenin miktarı ve kompozisyonu bentik

faunanın dağılımını ve metabolizmasını kontrol eden büyük faktörlerdir (Graff, 1992). Ötrofikasyona karşı bentik tepki modelleri, bentik bolluk ve çeşitliliğin azaldığını, sedimanda eşzamanlı oksijen tüketimi ile birlikte karbon birikim seviyelerinde artış olduğunu göstermektedir. Sedimandaki organik madde miktarı ve kompozisyonunu etkileyen tüm faktörler, birlikte ya da bağımsız bir şekilde davranarak, bentosu değiştirebilir, hatta zarar verebilir (Pusceddu vd, 2005).

Sedimanı yeniden süspans edebilme yeteneğindeki herhangi bir mekanik faaliyetin deniz zeminindeki bazı materyalleri geçici olarak yeniden işlediği varsayılır. Bu durum, su sütununda süspans haldeki organik ve inorganik parçacık yükünün artmasını sağlar (Wainright, 1990). Bölgesel olarak, yeniden işlenen organik madde miktarı, başlangıçta mevcut olan organik madde yükünün %20'si kadar olabilir (Fiordelmondo vd, 2003). Av araçlarının sediman ile doğrudan temasından dolayı dip trolü faaliyeti benzer etkilere sahiptir. Trol faaliyeti süresince sedimandaki organik madde içeriğinde bir azalmanın olduğu kabul edilebilir.

Dip trolü, şelf alanlarında yumuşak sediman komünitelerinin kronik ve geniş ölçekli tahribatına neden olur (Jennings & Kaiser 1998; Hall, 1999; Collie vd, 2000). Bu baskının nisbi etkileri trol faaliyetlerinin sıklığına ve doğal baskı seviyelerine bağlıdır. Genellikle, trol etkisi çalışmaları, trol baskısının farklı yoğunlukta olduğu alanlarda komünite yapılarını karşılaştırır. Bu tür çalışmalar, büyük cüsseli makrofauna elemanları ve habitat şekillendiren türler üzerine baskısının etkilerine odaklanır. Öncelikli olarak, bu organizmaların bolluğu ve çeşitliliğindeki azalmalar önemli bir koruma konusudur. Çünkü organizmalar dipte yaşayan balıklar için habitat sağlar (Collie vd, 2000). Çok az çalışma ekosistem olayları üzerine dip trol baskısının sonuçlarını dikkate almıştır (Duplisea vd, 2001).

Mekanik baskı tipleri biyoçeşitliliğin şekillenmesinde anahtar bir rol oynar. Denizel bentik habitatlarda, küçük ölçekli doğal mekanik baskılar (dalga etkisi, kum sürüklenmesi) yamalı alan üreterek komünitelerin yerleşiminde önemli rol oynar. Bentik komüniteleri etkileyen ve heterojenite üreten küçük ölçekli çoğu mekanik baskı deniz tabanında yaşayan ya da zeminden beslenen organizmaların biyolojik aktivitelerinin bir sonucudur. Bölgesel mekanik baskı olayları tarafından yaratılan alansal heterojenite, yamalı yerleşim ve yumuşak sediman habitatlarda fırsatçı türlerin her yerde eş zamanlı olarak ortaya çıkmasıyla açıklanabilir. Bu tarz bir heterojenite ekolojik sistemlerin işleyişinde önemli bir bileşendir ve çeşitliliğin devamlılığı ve

populasyon, komünite ve ekosistem seviyelerindeki denge için olası etki ya da çıkarımlar sağlar (Thrush & Dayton, 2002).

Komünite yapısındaki alansal heterojenite, alan büyüklüğü ve/ya da tahribat olaylarının frekansı ile ilgilidir. Mekanik baskının bir yama yerleşim alanı yaratması için, bentik komünitenin kolonizasyon potansiyeline bağlı olarak küçük olması gerekir. Ancak bu baskı en azından, komşu birliklerin tahrip olan yama alanını hızlıca doldurmasını sağlayacak kadar da büyük olmalıdır. Bu yaklaşım, alan üzerinde tahribat etkisini basit orantı-tabanlı model (simple ratio-based model) ile açıklamıştır (Turner vd, 1993). Zamansal boyut, mekanik baskı aralığının (olaylar arasındaki zaman) iyileşme zamanına oranı olarak düşünülmüştür ve alansal boyut ise tahrip edilen alanın habitat boyutuna oranı olarak kabul edilmiştir. Orantı modeli, insan kaynaklı değişim oranı, doğanın yanıt verebildiği oranı aştığında, denizel bentik komünite direnci ve bütünlüğüne karşı önemli tehditlerin ortaya çıktığını ifade eder. Bu durum özellikle habitat yapısı ve heterojenitesi azaldığında ve habitatta büyük alanlar değiştirildiğinde meydana gelebilir. Yavaş büyüyen ve üreyen türler fazlasıyla etkilenecektir ve bu türlerin yeni alanlarda yeniden kolonize olma potansiyeli önemli ölçüde azalacaktır. Habitatın homojenize olması ve küçük ölçekli yamaların kaybı deniz ekosistemlerinde doğal kalıtım değerleri ve ekolojik fonksiyon kaybolması riski ile sonuçlanır (Thrush & Dayton, 2002).

Dip trol faaliyetlerinin megafaunal ve makrofaunal birlikleri önemli ölçüde etkilediği gösterilmiştir (Collie vd, 2000). Doğal ya da antropojenik olarak gerçekleşen deniz tabanı tahribatından dolayı makrobentos yoğunluğu ve komünite yapısı değişebilir (Pearson & Rosenberg 1978; Thrush vd, 2006). Biyoturbasyon yapan ve sediman içine suyun nüfuzunu sağlayan canlıların (ekosistem mühendisleri=çevreyi değiştirerek başka biyotanın kaynaklarını etkileyen organizmalar) sistemden çekilmesi, habitat yapısında büyük değişimlere neden olur. Bölgesel biyoçeşitlilik (Coleman & Williams, 2002) ve bentik mineralizasyon olayları (Rossi vd, 2008) gibi ekosistem işleyişine etki eder. Sonuç olarak, ekosistem işleyişinde tür yoğunluğunun rolü üzerine çalışmalar kritik öneme sahiptir (Braeckman vd, 2010). Ancak, son dönem çalışmaları yalnızca “başlangıç etkileri” nin (henüz trol geçişinden birkaç gün sonra) bile makrofauna (örneğin, poliketler)’da tür seviyesinde önemli etkilere sahip olduğunu rapor etmiştir (Jennings vd, 2001). Şimdiye kadar yürütülen araştırmalar, dip trolü faaliyetine karşı meiofaunal tepkinin yalnızca tür kompozisyonunda önemli

etkilere sahip olduğunu ve meiobentos bolluk ve biyokütlesinin etkilenmeden kaldığını ortaya koymuşlardır (Schratzberger & Jennings, 2002). Bazı çalışmalar, meiobentos üzerine trol faaliyet etkisinin hem su derinliği hem de sediman tipine bağlı olarak farklılık gösterebileceğini ileri sürmüştür (Schratzberger vd, 2002; Thrush & Dayton, 2002).

İnfauna, besin zinciri içerisinde özellikle balık beslenmesini destekleyen önemli bir bileşendir. Kumlu ve kumlu çamur deniz sedimanlarında yaşayan *Pleuronectes platessa* ve *Solea solea* gibi ticari açıdan önemli yassı balıklar, büyük ölçüde infaunal poliketler üzerinden beslenmektedir. Kuzey-Doğu Atlantik'in belirli bir alanında algarna (beam trolün) faal olduğu dönemler boyunca, yassı balıkların büyüme oranlarında artma görülmüştür ve bu olayın beslenme şartlarındaki gelişme ile bağlantılı olduğu düşünülmüştür. Bu durum, trol uygulanan alanlarda küçük poliket bolluğunda kesin olarak artış olabileceğini göstermektedir. Ancak, aynı zamanda birincil üretimdeki artış nedeniyle olay daha karmaşık hale gelebilir. Küçük infauna elemanları trol tahribatına karşı tepki olarak hızlıca çoğalırlar. Çünkü trol faaliyeti makrofauna biyokütlesini önemli ölçüde azaltır ve trol baskısına direnebilen diğer organizmalar azalan rekabetten faydalanırlar. Elbette bunu sadece küçük cüsseli ve trol etkisine karşı direnç geliştiren organizmalar gerçekleştirebilirler (Jennings vd, 2002).

İnfaunal üretim üzerine trol etkisini araştıran çalışmada, trol tahribatı süresince toplam komünite biyokütlesinde 6 kat azalma olduğu gösterilmiştir (Jennings vd, 2001). Bu çalışma, büyük infauna elemanlarının nispi biyokütle artışının değerlendirilmesine dayanmaktadır. Bulgular, üretimdeki azalmaya sebep olarak trol baskısına karşı hassas olan büyük midyeler ve denizkestanelerinin biyokütlesindeki düşüşü göstermiştir.

Trol baskısının etkilerini çalışan çoğu çalışma deneylere bağlıdır. Bu deneyler genellikle kısa aralıklı olduğu için balıkçılık kaynaklı kronik baskıyı yansıtmaz. Balıkçılık ölçeğinde trol baskısının etkilerini değerlendirmek için, trol yoğunluğundaki zamansal ve alansal varyasyon verilerinin toplanması gerekmektedir (Thrush vd, 1998; Kaiser vd, 2000; Jennings vd, 2001). Eğer balıkçılığın neden olduğu trol baskı seviyesi, bentik komünite üretiminde gözlenen değişikliklerle ilişkiyse, balık üretimine yol açan ekosistem olayları üzerine balıkçılığın istenmeyen ve dolaylı etkilerini önceden tahmin etmek ve azaltmak için ilk adım atılmış olacaktır.

1.5. Biyolojik Özellikler Analizi (BTA)

Ekosistem işleyişinin korunması için; deniz kaynaklarının sömürülmesi ve biyoçeşitlik arasında bir dengenin sürdürülebilmesi, 'ekosistem yaklaşımı'nın var olma nedenidir. Bu, yalnızca türlerin ekosistem değişimleri ile nasıl etkilenebildiği bilgisini değil aynı zamanda sistemin nasıl çalıştığı, çoklu ve potansiyel olarak baskı değişkenlerinin birbirleriyle nasıl etkileştiği bilgisini gerektirir. Bu yüzden, ekosistem yaklaşımı biyoçeşitliliğin yanı sıra fonksiyonu korumayı amaçlamalıdır. Ancak bentik komünite fonksiyonlarının yönetilmesinden önce, bentik komünite fonksiyonu üzerine balıkçılık etkilerinin anlaşılması gerekmektedir. Ekolojik fonksiyonu doğrudan ölçmek, zaman harcayıcı, metodolojik ve lojistik olarak zor olmasına karşın, son zamanlarda çok sayıda geliştirilen fonksiyonel çeşitlilik indeksleri miktar olarak fonksiyonel çeşitlilik ölçümüne olanak tanır (Wan Hussin vd, 2012). Özellikle, son zamanlarda kullanılmaya başlanan, Biyolojik Özellikler Analizi (Biological Traits Analysis, BTA) çok sayıda antropojenik baskı sonrasında bentik fonksiyon tepkilerinin en iyi şekilde anlaşılmasına katkı sağlamaktadır (Bremner vd, 2003; Tillin vd, 2006; Frid, 2011; Wan Hussin vd, 2012; Oug vd, 2012; Munari, 2013; Bolam vd, 2014; Muntadas vd, 2015; Donadi vd, 2015). Ekolojik işleyişi tanımlamak için önerilen bir metot olan BTA'nın, (Doledec & Statzner, 1994) denizel bentik birliklere uygulanması son 10 yıl içerisinde yaygınlaşmıştır (Bremner, 2008; Paganelli vd, 2012; van der Linden vd, 2012; Bolam vd, 2014). Birliklerin taksonomik kimliği tek başına organizmaların fonksiyonel yeteneklerini anlamamızda büyük katkı sağlamasına karşın, birliklere ait diğer veriler de kullanılarak organizmaların ekosistem içerisinde hangi rolü üstlendiği de belirlenmiş olur (Bremner, 2008). Şu anda, bu yaklaşımların denizel ekolojik değerlendirmeler ve yönetimler açısından nasıl faydalı olabileceği konusunda bilgimiz zayıftır. Buna rağmen, yaklaşımlar hem tatlı su hem de karasal ekosistemlerde başarıyla ve büyük ölçüde uygulanmaktadır. Fonksiyonel çeşitlilik, bir ekosistemin biyotasının sahip olduğu fonksiyonel özelliklerin çokluğu ve çeşitliliği, ekosistemin kendisinden ziyade ekosistemin işleyişiyle ilgili bir bileşendir (Hooper vd, 2005). Ancak, günümüzde tam bir fonksiyonel çeşitlilik ölçümü için güvenilir metotlar mevcut değildir (Petchey & Gaston, 2006). Bundan ötürü, kabul gören biyolojik özellikler yaklaşımı, işleyişin bazı yönlerini göstermek amacıyla, özellik kategorileri kompozisyonundaki çeşitliliğe dair bilgiyi kullanır. Farklı biyolojik özellikleri ile türler, balıkçılık ve benzer etkilere farklı şekilde tepki vermek durumundadır. Farklı

birlikler farklı fonksiyonel tepkiler gösterirler. Çünkü bir komünitede tür fonksiyonel özelliklerinin dağılımı ve kapsamı, ekosistem fonksiyon çeşitliliğini belirlemektedir (Tillin vd, 2006). Sürdürülebilir fonksiyonel çeşitlilik doğal ya da antropojenik faktörlerin neden olduğu çevresel değişimlere karşı bir koruma sağlayabilir (Bremner, 2008).

Biyolojik Özellikler Analizi, taksonun sadece zoolojik tanımlaması ile ilgilenen değil, aynı zamanda biyotanın form ve fonksiyonu üzerine odaklanarak “onlar kimdir?” yerine “onlar ne yapar?” sorusuna cevap arayan ekolojik bir yaklaşımdır (Bolam vd, 2013). BTA ilk olarak tatlı su sistemlerinde geliştirilmiştir. BTA hem var olan antropojenik etkiyi hem de bu farklı etki tiplerini karşılaştırarak birbirinden ayırmak için kullanılmıştır. Biyolojik özellik yaklaşımının ilk uygulaması ile Kuzey Denizi ve Doğu Manş Denizi’nde (Frid vd, 2000b), bölge içindeki komünitelerin özellik kompozisyonundaki değişime dikkat çekilmiştir. BTA, daha geleneksel değerlendirme metotları ve bentik topluluklar üzerine balıkçılık etkisi gibi antropojenik etkileri anlamada kullanışlı olduğundan, deniz uygulamalarında da önemli bir rol oynar. Deniz ekosistemleri, bu yaklaşımın ilk kullanıldığı tatlı su sistemlerinden farklıdır ve tatlı su BTA’sı için türetilen metodolojilerin çoğu açık deniz sistemleri için gerekli değildir. Deniz BTA’sının geliştirilmesindeki önemli bir adım, çevresel ve antropojenik etkilere karşı uygulanması gerekli olan protokollerin standardizasyonunu sağlayan metotların değerlendirilmesidir (Bremner, 2008).

Deniz ekosistemleri, çok sayıda biyolojik çeşitliği barındırır, ancak her türlü antropojenik stres faktörüne de maruz kalır. Bu sistemlerin korunması, yalnızca mevcut tür bilgisini değil, aynı zamanda sistemlerin nasıl çalıştığı, çoklu etkiler ve muhtemel tehditlerle etkileşiminin nasıl gerçekleştiği bilgisini de edinmeyi gerektirir. Son zamanlarda bu konuya artan ilgi, deniz ekosistem işleyişinin incelenmesi yönündedir. Bir ekosistemin tüm işleyişi karmaşıktır ve sistemin fiziksel, kimyasal ve biyolojik bileşenleri ile ilgili birçok faktörü kapsar. Tek bir parametre ekosistemlerin bütün işleyişini tanımlamak için kullanılamaz. Bu durumda, çoklu değişkenlerin hesaba katılması kavrama ışık tutacak en uygun yol olabilir. Biyolojik özellikler analizi bu amaç için geliştirilmiş analitik bir yaklaşımdır. Yaklaşım, biyolojik ekosistem bileşenlerinin özelliklerine göre, işleyişin farklı yönlerini tanımlamayı amaçlamaktadır. Bunu, işleyiş indikatörleri (fonksiyonel özellikler) olarak, belirli tür özelliklerini kullanarak ve özelliklerin topluluklarda nasıl ortaya çıktığını inceleyerek

yapar. Biyolojik özellikler farklı ve oldukça geniş taksonomik gruplardaki organizmalar tarafından paylaşılabilir. Bu nedenle de BTA farklı taksonomik gruplara ve büyük coğrafik alanlara uygulanabilmektedir. BTA, ekolojik işleyişi tanımlamak için kullanılan diğer metotlara göre avantajlara sahiptir, çünkü hem toplulukta var olan türlerin nispi bolluğu/biyokütlesi hem de taksonların biyolojik karakteristikleri hakkındaki bilgiyi tek bir analiz içine katar ve işleyiş için potansiyel olarak önemli olan özellikler hakkındaki bilgiyi analiz için kullanılır (Bremner vd, 2006).

Bentik ekosistem işleyişini anlamak için, çalışmalar genel olarak trofik roller (süzerek, sedimandan, predatör ve omnivor beslenme) ya da sedimandaki pozisyonlar (epifauna ya da infauna) gibi bentik organizmaların fonksiyonel rolleri üzerine odaklanmıştır. BTA türlerin ekolojik işleyişini tüm yönleriyle temsil etmek için toplulukta var olan türlerin çeşitli yaşam döngüsü, davranışsal ve morfolojik karakteristiklerini kullanır. Bentik türler tarafından oynanan roller, ekosistem olaylarının düzenlenmesi için önemlidir ve bu roller türlerin sergilediği biyolojik özellikler tarafından belirlenir. Örneğin, bentik omurgasızların sergilediği belli beslenme ve hareket tipleri (öncelikle sedimandan beslenme, çukur kazma aktiviteleri) sedimanı karıştırır, oksijen derinliğini ve detritus girişini artırır ve sonuç olarak organik madde çürümelerini hızlandırır. Tüp inşa etme gibi diğer bazı özellikler sediman içine ve sediman boyunca toksinlerin geçişini sağlar. Birlikler içinde özelliğin görünüşündeki değişiklikler, belli özellikleri sergileyen taksonun nispi bolluk/biyokütle değişikliği açısından, ekolojik işleyiş üzerine insan etkinliğinin etkilerini göstermek için kullanılabilir (Bremner vd, 2006).

Bulanık kodlama (fuzzy coding) ve BTA bentik komünitelerin ayrıntılı fonksiyonel tanımlamalarını oluşturmada ve incelenen toplulukların alternatif yorumlarını üretmek için önemli metotları ortaya koymaktadır. BTA güçlü ekolojik bir teoriye dayanmakta ve komünite karakteristiklerindeki değişikliklere açıklık getirmeye çalışmaktadır. BTA, yalnızca sonradan elde edilen çıkarsamalardan ziyade, dağınık olan uzman ve çeşitli literatür kaynaklarından sağlanan bilgilerle, komünite fonksiyonlarındaki değişimlerin doğrudan açıklanmasına olanak sağlamaktadır. Dahası, biyolojik özellikler farklı taksonlar için uygulanabilir ve bu metot kıyasal lagünler gibi tamamıyla benzer olmayan taksonomik kompozisyonlar ile çevrelerinin karşılaştırılmasına imkan tanımaktadır. BTA, tür özellikleri ve habitat karakteristikleri arasındaki etkileşimin belirlenmesi, haritalanması ve önceden tahmininde de

kullanılabilmektedir. Böylece biyolojik tehditlere karşı, risk yönetiminin acil olarak devreye girmesine de katkı sağlamış olur (Marchini vd, 2008).

Denizel birliklerin çok yönlü özellik analizleri, veri ve zaman isteyen süreçlerdir. Çok sayıda tür tanımlanmakta ve her biri için özellik bilgisi toplanmaktadır. Bu analizler ile ilgili olarak iş yükünü azaltmak, söz konusu alanı bir an önce korumaya almak ve yönetmek açısından önemlidir. Bu yüzden, veri toplama ve yönetim eylemi içinde mevcut tüm bulguları kullanmak hem harcanan zamanı hem de maliyeti azaltır. Tamamen ekolojik açıdan ve daha hızlı yapılan analizler, araştırma alanını daha hızlı bir şekilde geliştirmeye imkan tanır ve ekolojik işleyişin derinlemesine anlaşılmasını sağlar. Harcanan işgücü ve zaman, mevcut verilerin alt bileşenlerine odaklanan analizlerle azaltılabilir. Seçilmiş bir tür takımı üzerine odaklanan bir özellikler analizi önemli zaman tasarrufu sağlar, ancak bu durumda, özellik kompozisyonunun tür yapısıyla aynı şekilde davrandığı varsayımı yapılır (Bremner, 2008).

Biyolojik özellikler analizi, seçilen özellik grubu, tüm özellikleri kapsamadığı takdirde deniz ekosistem işleyişini ölçemez. Hatta fiziksel, kimyasal ve biyolojik bileşenler tarafından belirlenen bentik elementleri de ölçemez. Tüm ekosistem işleyişinin ideal ölçümleri iki ana özelliğe sahiptir: Birincisi, üç sistem bileşenine (fiziksel, kimyasal ve biyolojik) dair tüm bilginin kullanılması, ikincisi ise; biyolojik bileşen açısından, organizma gruplarına (mikro-, meyo-, makro-, mega-organizmalar) ilişkin verinin ele alınmasıdır. Açıkçası, bu işlemin tek bir değişken ya da katsayı tarafından ölçülebilmesi mümkün değildir. Bu nedenle, özellikler analizi doğru yönde atılmış önemli bir adımdır. Üç ekosistem bileşeni ve farklı organizma grupları arasındaki etkileşimler hakkındaki veriyi önemli ölçüde açıklama imkanına sahip bir araçtır.

Herhangi bir analiz için BTA' da kullanılan biyolojik özelliklerin seçimi önemlidir. BTA için seçilen özelliklerin sayısı, incelenen birlikler arasındaki ilişkiyi tanımlayan analizin ölçme gücü ile ilişkilidir. Çoklu özellikleri içeren çalışmalar ekolojik işleyiş üzerine açıklayıcı veriler sağlayabilir. Buna karşın az sayıda özelliğin kullanıldığı çalışmalar, birliklerin işleyişinde yanıltıcı bir bakış açısı üretebilir. Çok sayıda türün birkaç özelliğine dair literatür bilgisini ayrıştırmak zordur ve zaman gerektirir. Tür bilgisindeki eksiklik, tüm taksonlar için özelliklerin tam manasıyla tanımlanmasına imkan vermez. Dahası, biyolojik özellik ve ekolojik işleyiş arasındaki ilişki her zaman belirgin değildir. Bu nedenle tüm özellikler BTA kapsamında kolayca

yorumlanamazlar. BTA'da kullanılmak için seçilen özellikler, birkaç durum arasında ara bulucu niteliktedir (Paganelli vd, 2012).

Denizel bentik türlerin yaşam döngüsünü, davranışsal ve morfolojik karakteristiklerini tanımlamak için üretilmiş çok sayıda özellik vardır ve çalışmalar genellikle bu özelliklerden seçilen bir alt özellikler kümesini kullanır. Analizlerin içerdiği özellik tipi, bentik birlikleri inceleme yöntemini etkiler. Bu nedenle en iyi seçimi yapmak için ekolojik işleyişin tanımlanmasında daha faydalı olan özelliklerin değerlendirilmesi gerekir (Bremner vd, 2006). Bu sebeple, BTA için tercih edilen özelliklerin sayısı ve tipi keyfi bir karar olmamalıdır. BTA'nın ilerlemesi ve seçimin en iyi şekilde uygulanabilmesi için ekolojik işleyişin en hassas tanımını sağlayan özelliklerin değerlendirilmesi gerekir. Bremner vd (2005) mümkün olduğunca çok özellik incelenmesinin, ekolojik işleyiş hakkında daha bilgilendirici bir fotoğraf çizdiğini, tersine, özellik sayılarındaki sınırlamanın, yaklaşımın, birliklerin işleyişini kesin olarak tanımlama gücünü en aza indirdiğini ifade etmiştir. Dahası bu yazarlar, hangi özelliklerin deniz tabanı işleyişinde yanıltıcı bir görüntü yaratma riski taşıdığını ortaya koyan çalışmaların gerekliliğine ve önemine dikkat çekmişlerdir (Bremner vd, 2005).

Hangi özelliği nasıl seçeriz ya da kaç tane özelliği dikkate alırız? Çok değişkenli sıralama teknikleri ve tek değişkenli fonksiyonel çeşitlilik indekslerinin özellik sayısına karşı oldukça duyarlı olduğu görülmüştür. Tek bir özelliğe dayalı analizler belirli bir yönde sonuç verir. Bu farklılıklar istatistiksel bağlamda önemsiz olabilirken, birlik işleyişinin algılanması ve birliğin korunması için elde edilen sonuçlar açık olmayabilir. Örneğin, analizlerin içerdiği çok sayıdaki özelliğin değişimi, birliklerde rastlanan "fonksiyonel fazlalık" derecesini değiştirebilir. Bu, teorik olarak sezgisel bir durumdur, ancak önemsiz de değildir, çünkü değişkenler ekosistem işleyişinin farklı yönlerini temsil ederler.

Farklı özellikler ekolojik işleyiş farklı yönleriyle tanımlayabilirler. Bazıları öncelikli olarak özellikle fonksiyonlarla ilişkiliyken, diğerleri yalnızca dolaylı indikatörler olarak hizmet ederler. Çok sayıda özellik, ekolojik işleyiş tanımlamak için uygun olabilir, ancak hepsi aynı derecede yeterli niteliğe sahip değildir. Örneğin, bentik ekosistemlerde, türlerin beslenme metotları ve nispi hareketliliği, kaynak kullanma ve enerji transferi hakkında bilgi verebilir ve işleyişin incelenmesi için faydalıdır. Bentik fauna için bu özellikler hakkındaki bilgiye ulaşmak da nispeten

kolaydır. Hareket tipleri, mucus üretimi ve biyojenik yapılar oluşturabilme yeteneği gibi başka özellikler besin elementi döngüsü ve substrat dengesi için son derece önemlidir. Beslenme etkileşimleri, omurgasız komünitelerinin yapılanmasında önemli bir faktör olarak tanımlanmıştır ve organizmaların beslenme mekanizmaları balıkçılık gibi etkilere karşı tepkilerini belirleyebilir (Bremner vd, 2006; Bremner, 2008). Üreme, gamet dağılımı ve sedimana bağlanma ile ilgili özelliklerin analizi, sistemler arasında ve içinde madde taşınımı hakkında önemli bilgiler sağlamaktadır. Tür faaliyetleri (biyoturbasyon) aracılığıyla, taksonların habitat modifikasyon yeteneklerini yansıtan özellikler ekosistem işleyişi üzerine ilginç bakış açıları oluşturulmasını sağlarlar.

Özellik analizinin başarısı, diğer analitik metotlar gibi, temel verilerin güvenilirliğine bağlıdır. Metotların tahmin etme kapasitesi ise zaman içinde tür özelliklerinin davranışı hakkındaki belirsizlikler giderildiğinde kullanılabilir. Sonraki değişimler hakkındaki tahminler, türlerin sürekli sergilediği özelliklere dayanır. Eğer bu özellikler çevresel değişikliğe karşı tepki olarak geliyorsa, türler, özellikler ve çevresel etmenler arasındaki ilişki bozuk demektir. Gelecek etkileri tahmin etmek son derece karmaşıktır ve model sonuçlarının güvenilirliğini azaltır. Bu, büyük bir sorun mudur ya da nasıl çözülebilir? şu an için belirsizdir (Bremner, 2008).

1.6. Tezin Amacı

Bentik faunanın, denizel alanlarda ekosistem işleyişinin ölçülmesi ve değerlendirilmesinde iyi bir indikatör olduğu düşünülmektedir. Bu canlılar fonksiyon ve olayların her bir aşamasında, çeşitli yaşam döngüsü karakterleriyle rol oynamaktadırlar. Bentik organizmaların doğal ve antropojenik baskı şartlarına karşı tepki oluşturması ve biyolojik özellik kompozisyonundaki değişim, sistem işleyişinin de değişmesinin nedenidir. Bu açıdan, bentik birliklerin sistem işleyişindeki olası değişimlerinin araştırılması biyolojik özellikler analizi ile mümkün hale gelmektedir. Bu çalışmanın sorgusu da tam olarak bu bilgilerden yola çıkılarak oluşturulmuştur. Çeşitli baskı faktörlerinin yoğun etkisi altında olan çalışma sahasında, sistem işleyişi hem takson biyolojik karakteri açısından ele alınmış hem de biyolojik özellikler analizi ile durumun değerlendirilmesi sağlanmıştır.

Bu çalışma, öncelikle, fonksiyonel özelliklerden bağımsız olarak; takson ve sediman karakterlerini, -ayrı ayrı ve birlikte- komünite, varyans ve sıralama (uzaklık

ve özdeğer tabanlı) analizleri ile test etmeyi amaçlamaktadır. Aynı zamanda, çeşitli faktörler ışığında eldeki verinin olası değişimleri de değerlendirilecektir.

Çalışma, biyolojik özellikler analizi aracılığıyla çevresel şartlardaki (doğal ve insan etkisi), değişimlere karşı denizel makroinfaunal bentik omurgasız komünitelerinin biyolojik özellik tepkilerini ortaya koymayı amaçlamıştır. Çalışma sahası uzun yıllar boyunca, özellikle dip sürütme avcılık araçları (dip trolü, algarna ve dreçler) tarafından yüksek derecede mekanik baskı altında kalan bir alandır. Hedeflenen çalışma, öncelikli olarak ekosistemin mevcut durumunu belgelemeyi amaçlamıştır. Bu bağlamda hem komünite (yaşam birlikleri) hem de sediman yapısı ortaya konulmuştur. Bu tespitlerin akabinde, doğal ve antropojen etki süreci boyunca fonksiyonel gruplardaki değişim ve çevresel şartlarla doğrudan ilişkili özellikler belirlenmeye çalışılmıştır. Alandaki bentik omurgasız birliklerinin fonksiyonel yapısı/kompozisyonu durumu kayıtlandıktan sonra, fauna ve çevresel parametrelerin biyolojik özellikler ile muhtemel ilişkileri analiz edilmiştir. Aynı zamanda, alanda öne çıkan özellikler balıkçılık baskısı açısından mercek altına alınmıştır. Uzun yıllardır fiziksel yıpranmaya maruz kalan bu alanda ortaya çıkan fonksiyonel yapının durumu irdelenmiştir. Takson, biyolojik özellik ve muhtemel fonksiyonlar açısından sistem ve yapıyı oluşturan özelliklerin alandaki faaliyet durumları değerlendirilmiştir. ‘Özellik-takson’ ve ‘takson-çevresel karakter’ kombinasyonları çok değişkenli analizler ve bulanık mantık yaklaşımı ile analiz edilecektir. Elde edilecek bulgular temelde, alanın trol baskısına karşı oluşturduğu tepkinin sonuçları olarak ele alınacak ve yorumlanacaktır. Bu veriler ekolojik organizasyon modelleri ve ekolojik işleyiş açısından değerlendirilmiştir.

Araştırma üç konuya odaklanmıştır: (i) bentik birliklerin baskın özellikleri (ii) farklı derinliklerdeki istasyonlar arasında makroinfaunal bentik komünitenin fonksiyonel yapısı (iii) baskı faktörü açısından durumun değerlendirilmesi.

Özetle; bu tez çalışmasında, yukarıda belirtilen hedefler doğrultusunda sonuca ulaşmak için aşağıdaki sorulara cevap aranmıştır;

- Çalışma sahasında sediman yapısı özellikleri nedir?
- Çalışma sahasında bentik omurgasız birliklerin fonksiyonel yapısı/ kompozisyonu nasıldır?
- Bentik birliklerin (komüniteyi oluşturan taksonlar) dağılımında rol oynayan faktör ya da faktörler hangileridir? (Derinlik? Sediman yapısı? İstasyon?)

- Ekosistem işleyişini anlamada hangi biyolojik özellikler seçilmeli?
- Biyolojik özelliklerin taksonlara dağılımı ve kompozisyonu nasıldır?
- Bentik omurgasız birliklerinin biyolojik özellikleri ve ekosistem fonksiyonları arasında ilişki anlamlı mıdır? İlişkinin yönü nedir?
- Öne çıkan taksonlar ve baskın olan özelliklerin ekosistem işleyişini anlamada katkısı nedir?
- Eş yapıları değerlendiren çok değişkenli analizlerin çıktıları ekolojik modeller açısından nasıl değerlendirilir?



2. MATERYAL VE YÖNTEM

2.1. Çalışma Alanı

Karadeniz 432,000 km² alanı, 2,212 m maksimum derinliği ve 547,000 km³ (yaklaşık olarak %80'i anoksiktir ve hidrojen sülfür içerir) toplam su hacmi ile dünyanın en büyük yarı kapalı denizlerinden biridir (Panin, 2008). Karadeniz, yüksek birincil üretimin ve oksijen değerlerinin olduğu ince bir üst zon, hipoksiyanın arttığı güçlü bir ana piknoklin ve anoksik suların su sütununun %87'sini kapladığı derin su tabakası içeren bir karaktere sahiptir. Karadeniz'in derin düztabanı toplam alanın %60'ından fazlasını kapsar. En derin noktası yaklaşık 2300 m civarındadır ve ortalama derinlik 1240 m olarak hesaplanmıştır (Ross vd, 1974). Karadeniz ekosisteminin sağlığını belli fiziksel süreçler belirler. Dolaşım ve karışım gibi fiziksel süreçler, biyolojik üretimin gerçekleşmesiyle, canlı kaynakların sürdürülmesini sağlayan kimyasal elemanların yeniden dağıtımını belirler. Taban oşinografisi, tatlı su girdilerinden, etkin atmosferik ve termohalin baskılardan, boğazlardan iletilen akıntılardan ve taban topoğrafyasındaki hızlı değişimlerden önemli ölçüde etkilenir.

Nehir deşarjı Karadeniz ekosisteminde önemli bir girdidir. Rioni, Kodori, Inguri, Çoruh, Kızılırmak, Yeşilirmak, Sakarya, Güney Bug, Dinyester, Tuna, Dinyeper ve Don nehirleri Karadeniz içine akar (BSC, 2008). Nehirlerin girdileri şelf üzerinde ekosistem işleyişinin kilit yürütücüsüdür. Şelf alanları Karadeniz bentik organizmaları için canlı habitat sağlamaktadır.

Karadeniz'de littoral zon oldukça dardır. Sığ sublittoral habitatlar kıyı şeridinden 50 m eşderinliğe kadar uzanabilir. *Cystoseira* spp. ve *Phyllophora* sp. yatakları, taban ve iri çakıllar üzerindeki *Mytilus galloprovincialis* midye yatakları sığ sublittoral kayalar üzerindeki en önemli biyotoplardır (Şekercioğlu vd, 2011). Sublittoral deniz çayırı yatakları, kabuklar üzerindeki *Phyllophora nervosa*, *Donax trunculus*, *Chamelea gallina*, *Lentidium mediterraneum* ve infralittoral kumlardaki *Lucinella divaricata* Karadeniz'de sığ sediman habitatların ana biyotoplarıdır (MESMA, 2010). Şelf sublittoral habitatlar 50 m ila H₂S zonu (125 – 140 m) arasındaki deniz tabanını kapsar. Bu alanlar kıyısal habitatlar ile karşılaştırıldığında azalan çözünmüş oksijen, artan tuzluluk ve azalan tür zenginliği ile karakterize olurlar. Bu şelf sublittoral habitatlarda, *Modiolula phaseolina* ve *Mytilus galloprovincialis* en önemli habitat

şekillendiren türlerdir. En derin noktadaki yüksek tuzluluk (18,5 PSU) küçük ekinodermilerin gelişimine olanak sağlar. Karadeniz’de bu türler yalnızca bu biyotopta görülür (MESMA, 2010).

Sağlıklı deniz ekosistemleri, yüksek biyoçeşitlilik gösteren, organik maddeleri ve besin elementlerini yeterli oranda işleyip dönüşümünü sağlayabilen güçlü bir besin zincirine sahiptir. Bu bölgelerde anoksiya ve H₂S oluşumu görülmez ve yüksek ışık geçirgenliği mevcuttur. Antropojenik baskı altındaki ekosistemler ise, düşük biyoçeşitlilik ve besin elementi çevrimini sağlayamayan bir besin zinciri ile karakterize olur. Bu gibi çevrelerin biyotasında, bulanık ve suboksik sularda yaşayabilen, kirliliğe karşı dayanıklı mikсотrofik fırsatçı ve zehirli türler baskındır. Böyle bir ekosistemde bu türlerin doğal seleksiyonu genelde öngörülemmez ve tesadüfidir. Neredeyse tamamen kapalı ve izole olmuş bir çevreye sahip olan Karadeniz, son 30 yıldan beri şiddetli ekolojik değişimlere maruz kalmaktadır. 1970 öncesinde oligotrofik (birincil üretim 100 g C/m²/yıl) besin zincirine sahip bir sistemden 20 yıl içinde ötrofik (300-500 g C/m²/yıl) bir sisteme dönüşmüştür. Karadeniz, dünyadaki en büyük ötrofik ya da zaman zaman hipertrofik (>500 g C/m²/yıl) bir su kütlesi olarak tanımlanmaktadır (Arai, 2001). Bu değişimlerde, aşırı besin elementi ve kirletici girdisi (Mee, 1992; Zaitsev & Mamaev, 1997), yabancı ktenofor türlerin aşırı artışı (*Mnemiopsis leidy*, Kideyş & Romanova, 2001), aşırı balıkçılık (Daskalov, 2002; Gücü, 2002) ve fiziksel yapıdaki mekanik etki (Daskalov, 2003) gibi birçok faktör rol oynar.

Zoobentik komünite yapısı ve işleyişi yapısal ve fonksiyonel değişimleri değerlendirmek için en yerleşmiş indikatörlerden biri olarak düşünülebilir ve bundan dolayı bu unsurlar ekolojik sağlığın göstergesidir. Örneğin, 1960’lı yıllarda, kuzeybatı şelf alanı ekonomik olarak değerli balık türleri için çok zengin fauna ve beslenme alanı olarak temsil edilmekteydi. Antropojenik baskılar 1970-1980’de çevresel değişimler ile bu biyosönözleri oldukça savunmasız duruma getirmiş ve Tuna, Dinyeper ve Dinyester nehirlerinin de bölgeye deşarjıyla özellikle bentik populasyon azalmıştır. Sonuç olarak, zoobentik komünite yapısında küçük boyutlu ve hipoksiyaya toleranslı gruplar ve fırsatçı türler baskın hale gelir. Bu noktadan sonra da toplam zoobentoz bolluğunda artış olur, ancak toplam biyokütlerde azalma gerçekleşir. Bentik komünitenin bozulmasını, egzotik istilacıların etkileri, çeşitli kirlilik formları ve birliklerin aşırı sömürülmeleri daha da şiddetlendirmiştir. Karadeniz’deki çeşitli

biyotoplar ve zayıf tür çeşitliliği, rekabetçiler ve/ya da avcılar olmaksızın işgal edilmemiş ekolojik nişleri bulan ve bu nişlere yerleşen egzotik türler için uygun şartlar sağlamıştır. Yabancı türlerin giriş oranı bentik komünite yapısında değişken bir durum yaratmıştır. Yoğun ötrofikasyon süreci, bentik komünitenin ana karakteristik özelliklerinde değişme, tür çeşitliliğinde ani düşme; indirgenmiş zoobentik komünite yapısı; bentik popülasyonların bolluk ve biyokütlesinde azalma; süzerek beslenen popülasyonların kaybindan dolayı sistemin biyofiltreleme gücünde azalma; bentik biyolojik kaynaklar, özellikle molluska gruplarında kalitatif ve kantitatif açıdan kötüleşme; bazı fırsatçı formların (özellikle sediman biyoturbasyonuna neden olan poliketler) gelişmesi; bazı egzotik türlerin istilası (*Mya* sp., *Scapharca* sp., *Rapana venosa* vb.); tüm bentik popülasyonlarda şiddetli baskı şeklinde özetlenebilir (Zaitsev & Mamaev, 1997). Evsel ve endüstriyel kirlilik güney Karadeniz kıyısız suları boyunca makrobentozun durumunu kontrol eden ana faktördür. Mevcut gözlemler ötrofikasyon ve hipoksik şartlarda bentik türlerin farklı hayatta kalma yeteneklerinin makrobentik komünitenin gelişimi ve oluşumunda önemli rol oynadığını göstermiştir. Örneğin, 1999 *Beroe ovata* istilası ne bentik komünitelerin yenilenmesi, ne de yeni kararlı yapının gelişiminde herhangi bir önemli rol oynamamıştır (BSC, 2008).

Son zamanlarda Karadeniz'in toplam tür sayısı Zaitsev (2008) tarafından kayıtlanmış ve nispeten daha düşük ve yaklaşık bir değer olarak (3,770 tür) olarak bildirilmiştir. Biyotanın çoğunluğu Atlantik-Akdeniz orijinlidir (%80) ve geri kalanı tatlısu ya da Ponto-Hazar kökenlidir (Shiganova & Öztürk, 2009).

Karadeniz'in bentik faunası 22 filum ile belirtilen 2000'den fazla tür ile temsil edilmektedir (Zaitsev, 2008). Akdeniz ile karşılaştırıldığında fauna düşük tür sayısı ve nispeten tipik okyanus türlerinin azalması ile farklılık gösterir (Shiganova & Öztürk, 2009). Düşük tuzluluk ve oksijensiz zonun varlığı, Karadeniz'in faunal açıdan fakirleşmesinin en büyük sebebidir (Shiganova & Öztürk, 2009; BSC, 2010). Ancak yüksek habitat çeşitliliği ile birlikte düşük tür çeşitliliği yabancı türlerin girişi için şartları uygun hale getirebilir.

Bentik omurgasız türlerin sayısı zooplanktonların sayısından birkaç kat daha fazladır. Turbellaria, Nematoda ve Polychaeta 450 tür ile temsil edilmektedirler. Bivalvia grubunda yaklaşık olarak 100 tür bulunmaktadır. Krustase içinde, Isopoda (30 tür), Decapoda (40 tür) ve Amphipoda (110 tür) sınıfları en yaygın olanlarıdır (Kiseleva, 1979).

Karadeniz'in Türkiye kıyıları boyunca, zoobentos çeşitliliği iyi bilinmemektedir. Bat vd (2011) Türkiye kıyılarında 12 taksonomik grup ile temsil edilen 421 zoobentik tür kaydetmişlerdir.

Karadeniz makrobentozu yaklaşık olarak 800 tür ile temsil edilmektedir. Karadeniz'in son derece düşük oksijen şartları altında hayatta kalamayan Sipuncula ve Anthozoa gibi bazı gruplara çok nadir rastlanır ya da yoktur. Karadeniz'in tüm deniz alanlarında zoobentik komüniteler üzerine çalışmalar mevcuttur. Karadeniz'in kuzey batı parçası (Bulgaristan ve Romanya) ve Kırım kıyıları (Sivastopol ve Karadağ bölgeleri) gibi deniz alanları bu açıdan iyi bilinen noktalardır. Türkiye'nin Karadeniz kıyıları boyunca Mollusca, Crustacea, Amphipoda ve Polychaeta faunasına yönelik araştırmalar daha yaygındır (Sezgin vd, 2001; Gönlügür-Demirci, 2005; Gönlügür-Demirci, 2006; Kirkim vd, 2006; Sezgin & Katağan, 2007; Ersoy Karaçuha vd, 2009; Sezgin vd, 2010; Çulha vd, 2010; Şahin & Çınar, 2012; Kirkim vd, 2014). Özellikle Sinop Yarımadası ve Doğu Karadeniz en fazla incelenen alanlardır. Polychaeta, Mollusca ve Amphipoda toplam bolluğun %76'sını oluşturmaktadır, bu grupları Decapoda, Isopoda, Echinodermata, Cumacea, Porifera ve diğerleri izlemektedir.

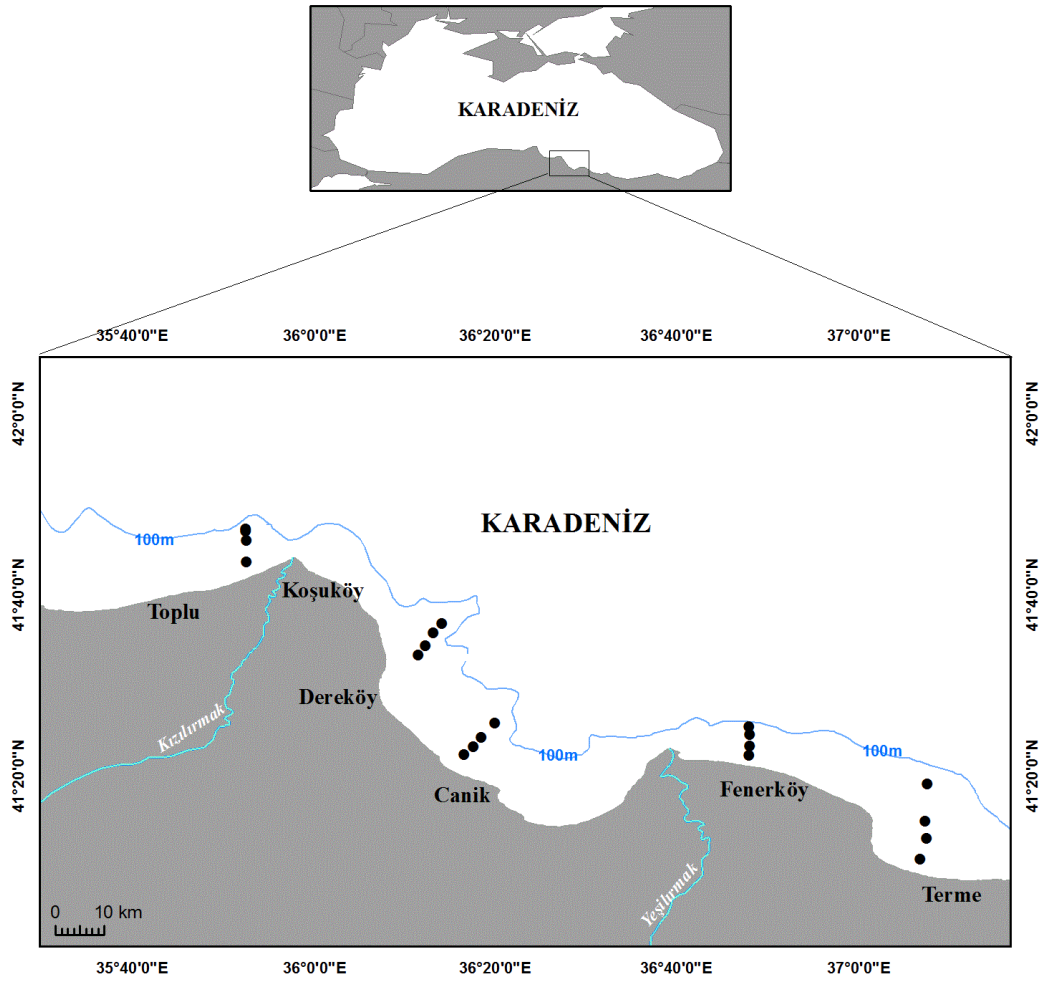
Bu çalışmada örnekleme, ardışık dört mevsim (Kış (örnekleme ayı: Aralık), 2013; İlkbahar (Nisan) 2014; Yaz (Temmuz) 2014 ve Sonbahar (Ekim) 2014) olmak üzere bir yıl içinde gerçekleştirilmiştir. Çalışma istasyonları, Karadeniz'de özellikle yoğun avcılık baskısına maruz kalan Samsun şelf alanını temsil edecek nitelikte;

*5 ayrı lokalite (doğudan batıya Terme-Çarşamba arası, Fenerköy, Canik, Dereköy ve Koşuköyü-Toplu arası)

* 4 ayrı derinlik (0-20m, 20-40m, 40-60m ve >60m)

seçilerek planlanmıştır (Çizelge 2.1.1 ve Şekil 2.1.1). Böylece 20 istasyondan 80 biyolojik örnek sağlanmıştır. Alanda faaliyet gösteren teknelerin ekipmanlarına bağlamak suretiyle Van-Veen grab kullanılarak, belirtilen derinliklerde bentik örnekler toplanmıştır. Van Veen grab (van Veen, 1933) Petersen grabinin kepçesine uzun kolların eklenmesiyle geliştirilmiştir. Sahip olduğu uzun kollar, kapanma için etkili baskı gücünü getirmiştir. Örnekleme alanı 0,1 m² olan grab, trol ve motorlu vinç donanımı olan teknelerde kullanılabilir özelliğindedir. Sığ ve şelf bölgelerde çamur ve kum habitatlarda örnekleme için uygun olan örnekleyci, 0 ila 10 cm örnekleme derinliğine sahiptir (Eleftheriou & Moore, 2005).

Tekne üzerinde Van Veen grab ile alınan sediman örnekleri, eleme işlemi için büyük hacimli kovaların içine aktarılmıştır. Aynı süreç içinde parçacık boyutu, klorofil-a ve organik madde analizleri için yüzey sedimanından örnek alınmış ve kilitli poşetlere konmuştur. Örneklemeye esnasında tüm bilgiler (tarih, koordinat, istasyon ve derinlik) ‘Örnekleme-Kayıt Formu’ üzerine işlenmiştir. İlk eleme işlemi tekne üzerinde ya da karaya çıkış noktasında yapılmıştır. Sahada 0,5 mm göz açıklığındaki elek kullanılarak yapılan eleme işleminin ardından, elek üzerinde kalan makrofauna elemanları istasyon ve derinlik bilgisi ile cam kavanozlar içine alınmış ve % 70’lik etil alkolde muhafazası sağlanmıştır. Saha çalışması esnasında elenen ve cam kavanozlarda laboratuvara taşınan sediman örnekleri, stereo mikroskop altında incelenerek önce üst sonrasında ise mümkün olan en alt taksonomik düzeye kadar ayrılmış ve numuneler saklama kaplarına aktararak %70’lik alkol içerisinde muhafaza edilmiştir.



Şekil 2.1.1. Bentik örneklemenin yapıldığı Samsun şelf alanı istasyonları

Taksonların morfolojik karakterleri, sistematik tanımlamaları ve teşhisi için güncel anahtarlar ve makalelerden (Chapman, 2007; fC Temelkav vd, 2006; Micu, 2004; Çınar vd, 2014; Grintsov & Sezgin, 2011; Bernhardt, 1979; Öztoprak vd, 2014; Borrero-Pérez vd, 2008; Gondim vd, 2013; Boss, 1972; Öztürk vd, 2014; Fauchald & Fauchald, 1977; Ravara vd, 2010; Rocha vd, 2012; Wolff, 1956; LeCroy vd, 2011; Smith, 1964) yararlanılmıştır. Teşhis işlemi sırasında birey sayısı ve bireylerin yaş ağırlıkları alınarak formlara işlenmiştir. Her bir taksonun her bir istasyon için bolluk ($N.m^{-2}$) ve biyokütle ($g.m^{-2}$) değerleri hesaplanmıştır. Örneklemdeki baskın taksonların etkilerini azaltmak ve düşük biyokütle değerlerine sahip organizma tepkilerinin baskın taksonlar tarafından maskelenmesini engellemek için, bolluk ve biyokütle verilerinin, öncelikli olarak $\log(x + 1)$ dönüşümleri yapılmıştır (Clarke & Warwick, 1994).

Çizelge 2.1.1. Bentik örnekleminin yapıldığı lokalite ve istasyonlar

<i>Alan</i>	İstasyon	Derinlik	Koordinatlar	
			Enlem	Boylam
<i>Terme-Çarşamba Arası</i>	T1	0-20 m	41° 10' 44"	37° 06' 92"
	T2	20-40m	41° 13' 379"	37° 07' 776"
	T3	40- 60 m	41° 15' 223"	37° 07' 190"
	T4	60 -80 m	41° 16' 529"	37° 07' 090"
<i>Fenerköy</i>	F1	0-20 m	41° 22' 295"	36° 47' 616"
	F2	20-40 m	41° 23' 768"	36° 48' 130"
	F3	40- 60 m	41° 24' 535"	36° 48' 373"
	F4	60-80 m	41° 25' 202"	36° 48' 373"
<i>Canik</i>	C1	0-20 m	41° 21' 487"	36° 15' 352"
	C2	20-40m	41° 23' 104"	36° 17' 294"
	C3	40- 60 m	41° 24' 122"	36° 18' 242"
	C4	60-80 m	41° 25' 507"	36° 19' 546"
<i>Dereköy</i>	D1	0-20 m	41° 33' 224"	36° 11' 294"
	D2	20-40m	41° 34' 467"	36° 12' 547"
	D3	40- 60 m	41° 34' 980"	36° 13' 334"
	D4	60-80 m	41° 36' 492"	36° 14' 206"
<i>Koşuköyü-Toplu Arası</i>	K1	0-20 m	41° 43' 37"	35° 52' 300"
	K2	20-40m	41° 45' 58"	35° 52' 300"
	K3	40- 60 m	41° 46' 59"	35° 52' 264"
	K4	60-80 m	41° 47' 13"	35° 52' 264"

2.2. Biyolojik Veri ve Biyolojik Özellikler

Çalışmada, denizel bentik omurgasız taksonlarının önemli fonksiyonel niteliklerini tanımlamak için 10 biyolojik özellik seçilmiştir (Çizelge 2.2.1 ve EK 1.). Bu noktada, biyolojik özelliklerin seçimi önem taşımaktadır. Uygun özelliklerin seçimi için kabul edilen mutlak bir metodoloji yoktur (Marchini vd, 2008; Bolam vd, 2013). Bu nedenle, nihai listenin oluşturulmasında bentik omurgasız taksonları için var olan bilgiler ve bu alanda yapılan güncel çalışmalar yönlendirici olmuştur.

Bir komünitenin yapısal kompozisyonu, komünite üzerindeki farklı faktörler ya da stres kaynaklarının etkisiyle ortaya çıkan tepkinin büyüklüğünün bir göstergesidir (Van den Brink vd, 2011). Özel bir stres kaynağının yoğunluğu ile ilişkili olabilen tür bollukları, ortaya çıkan baskının açık indikatörleri olarak kullanılabilir. Bu şekildeki herhangi bir türün indikatör olma değeri, biyolojik ve ekolojik karakteristiklerinin, özellikle de, sahip olduğu karakterlerin bir fonksiyonudur. Özellikler, bir organizmanın fenotipik ya da ekolojik karakteristiği olabilir, genellikle birey seviyesinde ölçülür ve çoğunlukla da türün genel durumunu ifade etmek için kullanılır. Biyolojik tabanlı ekosistem yönetiminde kullanılan biyometrik özelliklerin çoğu, türün özel bir stres kaynağına karşı ya hassasiyetini ya da toleransını tanımlayan özelliklerdir (Culp vd, 2011). Denizel bentik türlerin yaşam döngüsünü, davranışsal ve morfolojik karakteristiklerini tanımlamak için çok sayıda özellik üretilmiştir. Özellikler, ihtiyaçlara ve bireysel çalışmaların amaçlarına göre seçilebilirler. Uygulanan yaklaşımdan en güvenilir sonuçları elde etmek için “doğru” cevapları en etkili şekilde ortaya koyan özellikler seçilmelidir. Biyolojik özelliklerin seçimi, ekosistem işleyişini ortaya koyan modelin doğruluk derecesini belirler. Özelliklere dair ‘doğru sayı’ fonksiyonel açıdan önemli olan özelliklerin sayısıdır (Petchey & Gaston, 2006). Ancak, hangi özelliklerin fonksiyonel açıdan daha önemli olduğu sorularının cevaplanması gerekmektedir. Belki de burada, daha bağlayıcı olan, analiz için seçilen özellik sayısından ziyade özelliklerin niteliğidir. Farklı özellik tipleri denizel birliklerin işleyişinde farklı sonuçlar üretebilir ve çevre-özellik modellerinin performansı analiz edilen özelliklere bağlıdır. Çünkü bazı özellikler diğerlerinden daha doğru modeller ortaya çıkarabilirler. Bazı durumlarda belirli özellik tipleri diğerlerine göre daha yaygın da olabilir.

Çizelge 2.2.1. Samsun şelf alanında makrobentik birliklerin ekolojik işleyişini tanımlamak için kullanılan biyolojik özellik değişkenleri ve kategorileri

<i>Özellik</i>	<i>Kod isim</i>	<i>Sayı</i>	<i>Kategori</i>
<i>Maksimum Boy (mm)</i>	m<10	1	<10
	m10-20	2	11-20
	m21-100	3	21-100
	m101-200	4	101-200
	m201-500	5	201-500
	m>500	6	>500
<i>Vücut Morfolojisi</i>	mYumuşak	1	Yumuşak
	mTunik	2	Tunik
	mDışiskelet	3	Dış iskelet
	mKabuk	4	Kabuk
	mYastıkform	5	Yastık formlu
	mSaplı	6	Saplı
<i>Ömür Uzunluğu (yıl)</i>	öu<1	1	<1
	öu1-3	2	1-2
	öu3-10	3	3-10
	öu>10	4	>10
<i>Larva Gelişim Yeri</i>	lgPlanktotrofik	1	Pelajik Planktotrofik
	lgLesitotrofik	2	Pelajik Lesitotrofik
	lgBentik	3	Bentik (doğrudan)
<i>Üreme Tipi</i>	üreTomurcuklanma	1	Eşeyli / tomurcuklanma
	ürePelajik	2	Eşeyli–yumurta (pelajik)
	üreBentik	3	Eşeyli-yumurta (bentik)
	üreKuluçka	4	Eşeyli – kuluçkalı yumurta
<i>Yaşam Alanı</i>	yaTüp	1	Tüpte-yaşama
	yaSediman	2	Sediman içinde yaşama
	yaSerbest	3	Serbest yaşama
	yaOluk/delik/taş	4	Oluk/ delik/ taş altında yaşama
	yaEpi/endo zoik/fitik	5	Epi/endo zoik/fitik
	yaSubstratuma bağlı	6	Substratuma bağlı yaşama
<i>Sedimandaki Pozisyon</i>	spYüzey	1	Yüzey
	spİnf:0-5	2	Sığ infauna (0-5cm)
	spİnf:5-10	3	Orta-derin infauna (5-10cm)
	spİnf: >10	4	Dip-infauna (>10cm)

Çizelge 2.2.1. Samsun şelf alanında makrobentik birliklerin ekolojik işleyişini tanımlamak için kullanılan biyolojik özellik değişkenleri ve kategorileri (devam)

<i>Beslenme Şekli</i>	bsSüzerek	1	Süzerek
	bsYüzey	2	Yüzey birikintisi
	bsYüzeyAltı	3	Yüzey-altı birikintisi
	bsLeşçil	4	Leşçil / fırsatçı
	bsPredatör	5	Predatör
	bsParazit	6	Parazit
<i>Hareketlilik</i>	hSesil	1	Sesil
	hYüzücü	2	Yüzücü
	hYürüyücü	3	Yürüyücü/sürünücü /tırmanıcı
	hKazıcı	4	Kazıcı
<i>Biyoturbasyon Şekli</i>	bioKarıştırıcı	1	Karıştırıcı
	bioYüzey	2	Yüzey birikintisi
	bioYTaşıyıcı	3	Yukarı taşıyıcı
	bioATaşıyıcı	4	Aşağı taşıyıcı
	bioYok	5	Yok

Biyolojik özellikler, fonksiyonel sınıflandırma ekolojisine göre iki genel kategori içine gruplanabilir (Lavorel & Garnier, 2002). Fonksiyonel etki özellikleri (etki özellikler); ekosistem özelliklerini etkileyen, buna karşın fonksiyonel tepki özellikleri (teпки özellikler); mekanik baskı, kaynak kullanımı ya da iklim değişimi gibi çevredeki değişimlere karşı bir türün tepkisini belirleyen özelliklerdir. Voille vd (2007) bu terimlerin kullanımında büyük bir karmaşa olduğunu vurgulamışlardır. Bu iki tip özellik arasında ayrımın anlaşılması son derece önemlidir. Çünkü fonksiyonel tepki özellikleri fonksiyonel etki özelliklerinden bağımsız olarak değişirler (Bolam vd, 2013). Bireysel seviyede etki grupları için fizyolojik özellikler daha yaygın olarak kullanılır. Buna karşın, tepki gruplarının biyotik ve abiyotik faktörlere karşı oluşturduğu değişikliklerin komünite seviyesindeki çalışmalarında morfolojik ya da davranışsal özellikler kullanılmıştır. Fonksiyonel “fazlalık” ve ekosistem dirençliliği testleri etki ve tepki arasındaki ayrımı açıkça ortaya koyabilir. Fonksiyonel etki grupları, ekosistem işleyişi üzerine benzer etkiye sahip bir ya da birkaç türdür. Fonksiyonel tepki grupları ise, mekanik baskı ve kaynak kullanımı gibi belirli çevresel faktörlere karşı benzer tepkiler gösteren türlerdir (Lavorel & Garnier, 2002). Tepki özelliklerini yansıtmak için yaşam döngüsü ile daha ilişkili özellikler değerlendirmeye katılabilir. Buna karşın, etki özelliklerini temsil etmek için davranış ve morfolojiyi

yansıtan özellikler dikkate alınmalıdır. Yaşam döngüsü özellikleri daha çok trol baskısına karşı yenilenme ile ilişkilidir. Buna karşın çok sayıda morfolojik ve davranışsal özellik omurgasız taksonu trol faaliyetlerinin doğrudan ya da akut etkilerine karşı hazırlıklı hale getirebilir. Bu yüzden, türler antropojenik baskıya karşı farklı tepkiler sergiler. Çünkü çevresel değişikliklere karşı tepkiler morfolojik, davranışsal ve yaşam döngüsü karakteristikleri tarafından belirlenir. Tepki özelliklerinde önemli bir ayırım vardır. Tepki özelliklerinin türün hayatta kalmasını sağladığı durumlarda, bu özellikler kalıcı çevresel şartlara karşı uzun süreli bazı adaptasyonlar sağlar. Buna karşın bireyin hayatta kalabilirliğini destekleyen ilgili özellikler çok daha kısa sürelidir ve türler değil bireyler üzerinde rol oynar. Özelliğin her iki tipi de, amaçlar doğrultusunda faydalı olacaktır. Tepki özelliklerinin incelenmesi, özellikle antropojenik aktiviteleri ortaya çıkarmak için yararlı olabilir. Çünkü tür tepkileri antropojenik etmenlerle doğrudan bağlıdır. Aksine, tepki özelliklerini kapsayan ‘fonksiyonel telafi’ üzerine yapılan araştırmalar çok daha karmaşıktır. Fonksiyonel telafi kavramı, fonksiyonel açıdan eşdeğer türlerin çevresel şartlara karşı farklı tepkiler oluşturmaya dayanır ve telafi oluşumunu sağlayan ise farklılaşan tepkilerdir (Bremner, 2008).

Burada planlanan çalışma için etki özellikleri üzerine odaklanan bir yaklaşım benimsenmiştir. Çünkü temelde av baskısı antropojen bir etkidir ve bu etkiye karşı denizel bentik ekosistemin tepkisini belirlemek hedeflenmiştir. Neticede her özelliğin fonksiyonel olduğu ve ekosistem işleyişinde bir görev üstlendiği bilinmektedir (Hewitt vd, 2008; Pakeman, 2011). Biyoturbasyon, biyoirrigasyon, ikincil üretim, sediman-su interfazında karşılıklı besin elementi akışları, habitat oluşturma, karbon ayırma deniz ekosistemlerinde önemli olaylardır. Bu durumda, çalışmada kullanılmasına karar verilen 10 farklı özelliğin her biri ya bahsedilen ekosistem olaylarıyla doğrudan bağlantılıdır ya da dolaylı olarak söz konusu olayın indikatörüdür.

Özelliklerin her biri (örn; yaşam alanı), taksonların o özelliğe dair sahip oldukları tüm karakter tiplerini (örn; epifauna, infauna vb.) içerecek şekilde alt kategorilere ayrılmıştır. Örneğin, ‘larva gelişim yeri’ özelliği ifade ederken, ‘pelajik-planktotrofik’, ‘pelajik-lesitotrofik’ ve ‘bentik-doğrudan’ bu özelliğe dahil olan kategorileri temsil etmektedir. Özelliklerin bazıları hiyerarşik bir düzen içeren (ömür uzunluğu; <1 yıl, 1-3 yıl, 3-10 yıl gibi) ölçülebilir değişkenleri (Paganelli vd, 2012)

temsil ederken, diğerleri ise nitelik ifade eden (hareketlilik; yüzücü, sürünücü gibi) isimsel değişkenlerden oluşur.

2.3. Bulanık Kodlama Mantığı ve Matrislerin Hazırlanması

Bulanık mantık (fuzzy logic) 1965 yılında Lotfi A. Zadeh tarafından sunulmuştur. Bu mantık bulanık setlerin matematiksel teorisine dayanan Boolean mantığının genişletilmiş şeklidir. Bulanık mantık iki farklı anlama sahiptir. Dar anlamda, doğru/yanlış, evet/hayır, yüksek/düşük gibi geleneksel ölçümler arasında tanımlanmış ara değerler kullanan, birkaç değerlikli mantığın (multivalued logic) ifadesi olan mantıksal bir sistemdir. Ancak, geniş anlamda, bulanık mantık daima, bir şartın doğrulanmasında derecelendirme kavramı uygulanıyorsa, nesnelere kesin olmayan sınırlar içine yerleştiren bulanık setler teorisi ile sinonimdir. Bulanık mantık yaklaşımı, belirsiz verileri yönetmek için geliştirilmiş sayısal bir tekniktir. Çevresel veri, çoğunlukla ekosistemdeki doğal değişikliklerden ve ekosistem işleyişi hakkında eksik veriden dolayı belirsiz ve hatalı ölçüme içeren bilgiyi kapsamaktadır. Bulanık mantık matematiksel formüllerin yerine sözel kuralları kullanır. Bulanık mantık matematiksel bir itina ile verideki belirsizliği kullanır ve ölçer. Böylece çevresel konular ile ilgili uygun, kullanılabilir ve etkili bir araç ortaya koyar (Hellman, 2001).

Bir tür-özellik dizilişi çalışmasında iki soruya değinmek gerekmektedir.

- Tür özellikleri hakkındaki bilgi nasıl kodlanabilir?
- Bu kodlanmış bilgi nasıl analiz edilebilir?

Literatürde en az üç farklı kodlama stratejisi ile karşılaşılmaktadır. Bunlar;

- (i) Nicel değerlerin kullanımı ve temel bileşenler analizi ile analiz etme,
- (ii) Karakter olarak aralıklı (kesikli) değişkenlerin kullanımı ve uyum analizi (correspondence analysis) ile analiz etme ve yaygın/benzer karakterlerden ziyade ayırt edici karakterleri kullanma (Hill, 1974);
- (iii) Çok değişkenli bir analiz için kesikli ve sürekli karakterlerin bileşimlerini kullanma'dır (Hill & Smith, 1976).

Statzner vd (1994) tarafından gösterildiği gibi, bir tür içerisindeki varyasyonlardan dolayı, tür özelliklerinin kodlanmasında özel sayısal değerlerin kullanımı uygundur. Dahası, organizmanın heterojenitesinden ve eksik veriden dolayı kesikli değişkenle tanımlanan tüm karakterlerin kullanımı da uygun olabilir.

Grup ya da farklı kodlama sistemleri için kullanılan genel isim ‘*fuzzy coding*’ ya da ‘*codage flou*’ dur. ‘Bulanık kodlama’ nın özel ama çok yaygın bir hali de ‘*düzenli kodlama*’ ya da ‘*isimsel kategorizasyon*’ olarak isimlendirilir. Düzenli kodlama güçlüdür ve değişkenler arasında doğrusal olmayan ilişkiler kurulmasına imkan verir (Chevenet vd,1994).

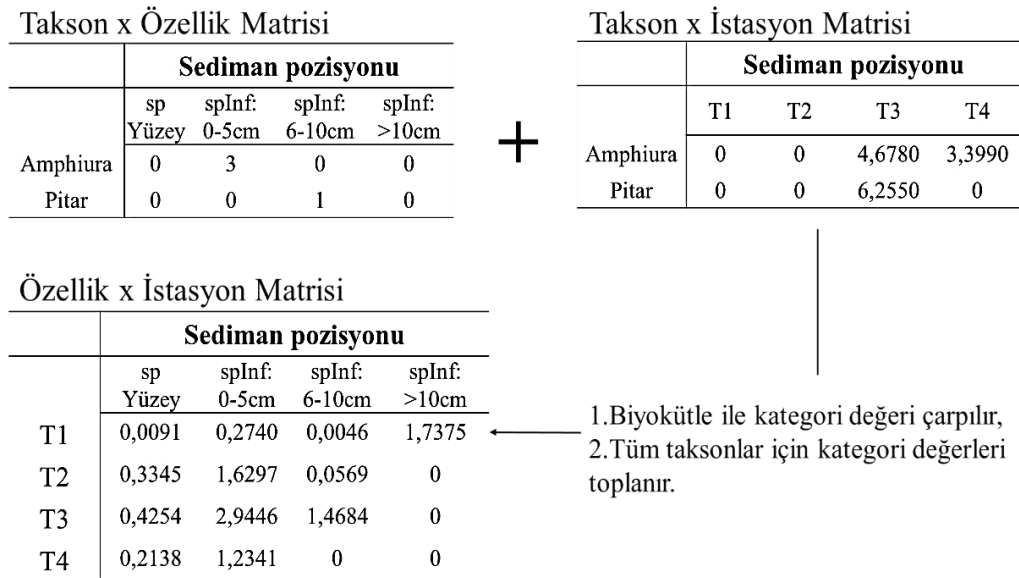
Çoğu takson, özel koşullar ve kaynakların elverişliliğine bağlı olarak çok yönlü davranış gösterebildiğinden, taksonların tek bir özellik kategorisini temsil edecek şekilde tayin edilmesi yanlış olabilir (Usseglio-Polatera vd, 2000). Bu yüzden Chevenet vd (1994) tarafından tanımlanmış ‘bulanık kodlama’ yaklaşımı benimsenmiştir. Bulanık kodlama, mevcut biyolojik bilgiden, tanımlanan özellik kategorilerine türlerin yatkınlığını belirlemek için pozitif bir skor (0= yatkınlık yok, X= yüksek yatkınlık) atayan net kodlamanın bir açılımıdır. Bu işlem, organizmaların özellikleri hakkındaki kullanılabilir bilgiyi sayısal değerlere dönüştüren geçerli ve basit bir yoldur. Bulanık kodlama yaklaşımı, takson ve her bir değişken arasında bağlantıyı tanımlamak, hem takson tercihi ya da takson toleransının genişliği hem de her bir kategori için ilişkinin gücü hakkında bilgi sağlamak için kullanılır (Chevenet vd, 1994; Bremner vd, 2003, 2006). Taksonun belirli bir kategoriye eğilimine bağlı olarak, her bir kategoriye 0-3 arasında bir değer tayin edilmiştir; burada ‘0’, söz konusu kategoriye eğilimin olmadığını, ‘1’ ya da ‘2’ kısmi eğilimin olduğunu ve ‘3’ tam eğilimi ifade eder. Örneğin; *Upogebia pusilla* için ‘beslenme şekli’ ele alındığında, özellik değişkenine değer ataması yaparken, süzerek beslenme=3, yüzey birikintisi ile beslenme=3, yüzey altı birikintisi ile beslenme=3, leşçil/fırsatçı=0, predatör=0 ve parazit=0 şeklinde kodlama yapılır. Bulanık kodlu tabloların orijinal içeriği diğer işaretlerle de açıklanabilir. Örneğin, bir poliket olan *Nereis* sp. türünün beslenme şekli değişkeninin 6 kategorisi için kodlama; 1,3,0,3,3,0 şeklindedir. Türün bu özelliği aynı zamanda 1/10, 3/10, 0, 3/10, 3/10, 0 ya da %10, %30, %0, %30, %30,%0 gösterimlerine de eşittir.

Deniz bentik omurgasızları hakkındaki veri oldukça dağınıktır. Bu yüzden, bu çalışmada tür özelliklerine değer ataması yaparken, mevcut literatür, ‘uzman’ bilgisi ve BIOTIC veritabanı (The Biological Traits Information Catalogue developed by the Marine Life Information Network <http://www.marlin.ac.uk/biotic>) kullanılmıştır. Bu konuda günümüzde yürütülen benzer çalışmalarda da veri toplama yöntemi aynıdır.

Taksonlar için tüm biyolojik özelliklerle ilgili veri, bentik omurgasızlara ait ‘takson-özellik’ matrisine kaydedilmiştir.

Çoğu takson için belirli özellikler (örneğin, larva gelişim yeri, morfoloji) ile ilgili güvenilir bilgiye erişmek mümkünken, ömür uzunluğu gibi diğer bazı özellikler için yeterli kayıt yoktur. Böyle bir durumda, bazı çalışmalarda (Usseglio-polatere vd, 2000; Tillin vd, 2006; Bremner vd, 2006; Paganelli vd, 2012) bir özelliğin tüm kategorileri için ‘0’ değeri tayin edilirken, bu çalışmada, Bolam & Eggleton (2014) yaklaşımı benimsenerek en yakın taksonun ilgili verisi, kategori tayini/ataması için kullanılmıştır.

Çalışmanın izleyen aşamalarında analizlerde kullanılacak olan matrisler hazırlanmıştır. İlgili takson için, her bir özellik kategorisinin benimsenen değer aralığına göre kodlanması neticesinde ‘*takson-özellik matrisi*’, taksonların örnekleme istasyonlarındaki bolluk ve biyokütle değerlerinin tablolara işlenmesiyle ‘*takson bolluk/biyokütle-istasyon matrisi*’ oluşturulmuştur. ‘*Takson-özellik*’ matrisindeki her bir değer, taksonun bolluğu/biyokütlesi ile çarpılarak ağırlıklı hale getirilmiş ve tek istasyondaki özellik değer tablosu oluşturulmuştur. Oluşturulan bolluk ya da biyokütle ağırlıklı özellik değerleri kategoriler için toplanmıştır. Bu işlem tüm istasyonlar için uygulandıktan sonra, analizlerin temelinde yer alan ve her bir istasyonda biyolojik özelliklerin görülme frekanslarını içeren “*özellik-istasyon matrisi*” ortaya çıkarılmıştır (Şekil 2.3.1) (Munari, 2013).



Şekil 2.3.1. ‘Takson-Özellik Matrisi’ ve ‘Takson Bolluk/Biyokütle-İstasyon Matrisi’ den türetilen ‘Özellik-İstasyon Matrisi’ne ait gösterim

Analizde kullanılacak matrisler hem bolluk ($N.m^{-2}$), hem de biyokütle ($g.m^{-2}$) veri seti düzenlenerek oluşturulmuştur. Bu konuda yapılan analizlerde araştırmacının seçimine bağlı olarak sadece bolluk ya da sadece biyokütle verisi kullanılması gerekir. Çünkü PCA, SIMPER, ANOSIM, FCA ve Co-inertia analizleri neticesinde çok sayıda grafik ve tablo elde edileceğinden, her ikisinin de aynı anda kullanılması gereksiz sayıda grafik ve tablo elde edilmesine yol açacaktır. Bir birliğin özellik kompozisyonu ya takson bolluğu, ya da takson biyokütle verisi kullanılarak üretilebilir (Bremner, 2008) ve deniz alanında yapılan çalışmalarda her iki ağırlıklandırma metodu da kullanılmaktadır. Netice itibarıyla her iki değişken de benzer biyolojik sonuçları ortaya koyacağından, birisi tercih edilmek durumunda kalınmıştır. Yapılan literatür taraması sonucunda, bazı çalışmalarda her iki yaklaşımın özellik kompozisyonu ve fonksiyonlar arasındaki ilişkileri nasıl etkilediğine dair karşılaştırmalar yapılmıştır (Villnäs vd, 2012; Bolam & Eggleton, 2014; Darr vd, 2014; Gogina vd, 2014). Bu çalışmalarda, biyokütle, işleyişle ilgili organizmaların varlığını değerlendirmek (Bremner vd, 2006) ve genellikle komünite fonksiyonunu tanımlamak için daha uygun bir parametre olarak tespit edilmiştir. Biyokütle verisinin kullanılmasının diğer bir avantajı da zamansal olarak en az değişimi göstermesidir. Ek olarak, bir komünitenin anahtar fonksiyonları bolluktan daha çok biyokütle ile bağlantılıdır. Bir komünitenin başlıca fonksiyonel özelliklerinin kompozisyonu en iyi biyokütle tarafından yansıtılır (Darr vd, 2014). Darr vd (2014) FCA ile elde edilen ilk iki eksen boyunca özellikler-kategoriler ayrımının ve korelasyonun biyokütle verisi kullanan faktör haritasında daha güçlü olduğunu ifade etmişlerdir. Cesar & Frid (2009) çalışmalarında sistem içindeki kaynakların dağılımını en iyi şekilde yansıtma olasılığında olduğunu düşündükleri biyokütle verisini metrik olarak kullanmışlardır. Herman vd (1999) bentik biyokütlenin estuarin sistemlerde çok sayıda ekolojik olaylar ile güçlü ilişkiler içinde olduğunu bulmuşlardır. Çalışmalarda bolluk verisinin seçimine dair net bilgi verilmemekle birlikte, bentik sistemler üzerine antropojenik etkilerin değerlendirmelerinin çoğunlukla takson bolluğu ve taksonomik kompozisyon üzerine dayandırılmış olduğu ifade edilmektedir (Aarnio vd, 2011).

Tüm bu literatür verisine dayanarak, bu tez çalışmasında Biyolojik Özellik Analizi için biyokütle verisinin kullanılmasına karar verilmiştir. Ayrıca, muhtemel bir farkın oluşup oluşmadığını kontrol etmek amacıyla 'özellik-istasyon matrisi' için bolluk ve biyokütle veri takımının karşılaştırması yapılmıştır.

2.4. Sediman Özellikleri

Komünite kompozisyonu, çevresel faktörler, biyolojik özellikler, taksonlar ve ekosistem fonksiyonları arasındaki muhtemel ilişkileri anlamlandırabilmek için sediman özelliklerine ait bilgiye ihtiyaç duyulmaktadır. Makrofaunal komünitenin örneklenmesi sırasında ikinci bir grab örneklemeyle sediman örneği alınmış ve tanecik boyutu analizi için plastik kaplar içinde saklanarak laboratuvara getirilmiştir. Yaş olarak alınan sediman örneklerinin bir kısmı öncelikli olarak vakum kurutucuda, daha sonra etüvde 6-7 saat 60 °C’de kurutularak sediman granülometrisi yapılmıştır. Numuneler, sedimanı farklı boyutlara ayırabilen Fritsch- Analysette 3 marka otomatik titreşimli eleklerden geçirilerek, <500, < 250, < 125, < 90, < 63, <45, <20 µm ölçeklerinde elenmiştir. Her bir bölmede kalan sediman numunesi hassas terazide tartılmış ve yüzde değerleri alınarak Tanecik Boyut Analizi tamamlanmıştır.

Sediman numunelerinde % su miktarı analizi için, ağırlıkları sabit tartıma getirilmiş krozelere kullanılmıştır. Bu krozelere W1 ağırlığında tartılmış yaş sediman örneği konularak 105 °C’de 4-5 saat kurutulmuş, sabit tartıma geldikten sonra W2 kuru ağırlık olarak tartılmıştır (Golterman vd, 1983). % su içeriği aşağıdaki formülle hesaplanmıştır. Denklem (2.1):

$$\%Su \text{ içeriği} = (W1 - W2) / W2 * 100 \quad (2.1)$$

Kurutulmuş sediman numuneleri (W2) Yakma fırınında 2 saat 550 °C’de yakıldıktan sonra yakma sonrası ağırlıkları tartılmıştır (W3). Organik madde içeriği aşağıdaki şekilde hesaplanmıştır. Denklem (2.2):

$$\%Organik \text{ madde} = ((W2 - W3) / W3) * 100 \quad (2.2)$$

Çalışma için alınan yaş sediman örneklerinden 2 g tartılarak ayrılmıştır. Tartılan numune plastik kaplara ya da tüplere konulmuştur. Sonrasında sediman örneği 5 ml aseton ile ekstre edilmiş ve buzdolabında +4 C° ‘de 24 saat bekletilmiştir. 24 saat sonunda oluşan sıvı kısımdan alınan miktar spektrofotometrede ölçüm için küvetlere alınmış ve 657 nanometre dalga boyunda okutulularak klorofil-a konsantrasyonları (mg/m³) kaydedilmiştir.

2.5. Habitat Sınıflandırma

Avrupa Doğa Bilgi Sistemi (The European Nature Information System (EUNIS))'nin ayrılmaz bir parçası olan habitat sınıflandırma formları Avrupa Çevre Ajansı (The European Environment Agency (EEA)) ve Avrupa Çevre Bilgi Gözlem Ağı (The European Environmental Information Observation Network (EIONET)) için Avrupa Doğa Koruma ve Çeşitlilik Üst Merkezi (European Topic Centre for Nature Protection and Biodiversity (ETC/NPB in Paris)) tarafından geliştirilmiş ve yönetilmiştir. EUNIS web uygulaması (<http://eunis.eea.eu.int/index.jsp>) birleştirilmiş bir veritabanındaki mevcut veriye ulaşmayı sağlamaktadır. EUNIS habitat sınıflandırma sistemi kapsamlıdır. Avrupa'nın tüm kara ve denizlerini kapsamaktadır. Ural dağlarının doğusuna kadar Avrupa kara parçasını, kıydan uzak adaları (Kıbrıs, İzlanda, (Grönland hariç)) ve Avrupa birliği üye ülkeleri takımadalarını (Kanarya adaları, Madeira ve Azorlar), Anadolu Türkiye ve Kafkaslar'ı içine almaktadır (Davies vd, 2004). Genelde, EUNIS habitat sınıflandırma sistemi için seçilen ölçek küçük omurgalılar, büyük omurgasızlar ve damarlı bitkiler tarafından oluşmaktadır. Bu diğer Avrupa-ölçek tipolojileri tarafından benimsenmiş yaklaşımlarla aynıdır.

EUNIS habitat sınıflandırma sisteminin gelişim süresince amacı, Avrupa'da tüm tiplerin tanımını ve hiyerarşik sınıfları kapsayan habitat tipi setleri için bir referans oluşturmaktadır. Bu yöntem, stoklar, izleme, değerlendirme ve biyoçeşitlilik indikatörlerini kullanmak üzere karşılaştırılabilir yolla raporlanan ve referans edilen habitat verisi sağlamaktadır. Bu amaç doğrultusunda, bu çalışmada araştırma için seçilen istasyonlar, elde edilen biyolojik ve çevresel verilere göre, uyumlu oldukları EUNIS habitatlarına göre sınıflandırılmıştır. EUNIS habitat sistemi hem açıklayıcı bir doküman hem de habitat sınıflarını içeren bir veri setini kapsamaktadır. EUNIS habitat sınıflandırması, seviye 1'den başlayan bir hiyerarşiye göre sıralanır. Bu sınıflandırma ile 3. seviyenin altında birbirini takip eden kodlarla oluşturulan ve daha ayrıntılı olan habitat tiplerine göre bir eşleştirme yapılmaktadır (Moss, 2008). EUNIS habitat sınıflandırma sistemi, bütün Avrupa için denizel habitat gruplarının sınıflandırılmasında ortak bir referans sağlamaktadır. Bu sistem hiyerarşik bir düzende, karşılaştırılabilir bir yaklaşımla habitat verisinin tanımlanmasına imkan verir. Habitat tipleri bir parametreler sistemi (örneğin; substrat tipi, baskın yaşam formu, nemlilik, derinlik zonu, insan kullanımı ve etki, tuzluluk, jeomorfoloji, derinlik,

dip akıntısı, habitat özellikleri, tür kompozisyonu) kullanarak karakterize edilirler. Özellikler, sınıflandırma için bu parametrelere dayalı, habitatların ve türlerin tanımlanması şekillendirici ve anahtarlara benzer bir ölçüt (ilk üç hiyerarşik seviyede) geliştirilmiştir. (Davies vd, 2004). Bu çalışmada, sınıflandırma kriteri olarak, tür kompozisyonu, derinlik, sediman tipi özellikleri ve Karadeniz'in bu sahasında yapılan önceki çalışmaların dip akıntısı ve tuzluluk ölçümleri kullanılmıştır.

Sediman örneklerinden temin edilen tanecik boyut analizi verileri ve istasyonlara ait koordinatların ArcMap Sediment Classification Tool (ArcGIS ver 9.2) programına işlenmesiyle SSA substratının habitat haritası oluşturulmuştur (O'Malley, 2007). U.S. Geological Survey (USGS) ArcMap sediman sınıflandırma aracı, deniz tabanı sediman sınıflandırma analizine yardımcı olan çevresel sistemler araştırma enstitüsü (Environmental Systems Research Institute, ESRI) ArcGIS 9.2 masaüstü uygulaması kapsamında özel bir araç çubuğudur. Bu araç, ya çakıl, kum, silt ve kil yüzdelerini içeren alan özelliklerine ait nokta veri tabakası ya da çeşitli sediman parçacık boyut analizinden (çakıl, kum, silt ve kil) gelen sediman yüzdelerini (%0-100) temsil eden dört matris veri düzeni kayıtlanarak kullanılır. Bu araç Schlee (1973) tarafından değiştirilen Shepard (1954)'a ya da Folk (1954, 1974)'a göre sedimanı sınıflandırmak ve verilen lokalite için sediman yüzdesini analiz etmek için tasarlanmıştır. Sediman analizi USGS SEDCLASS programına dayanmaktadır (Pope vd, 2003). Böylece tanecik boyut analizi ve jeofiziksel veri deniz tabanı jeolojisinin yorumlanmasına yardımcı olmaktadır.

2.6. Veri Analizi

Bu çalışma temelde balıkçılık baskısı ve infaunistik biyolojik özellikler arasındaki ilişkilerin araştırılması, biyolojik özelliklerin sediman ve habitat karakterleri ile bağlantılarını ve faunal birliklerin mevcut özellik kompozisyonunun ortaya konulmasını amaçlamaktadır.

2.6.1. Faunal yapının ve çevresel değişkenlerin analizi

Öncelikli olarak hem çevresel veri hem de biyolojik verinin çeşitli faktörler (istasyon, derinlik, EUNIS habitat sınıflandırması) açısından ilişkilendirilmesi aşamasında PCA (Principal Component Analysis), ANOSIM (Analysis of Similarities) ve SIMPER

(Similarity Percentages) analizleri, görselleştirme ve karşılaştırma için nMDS (non-metric Multidimensional Scaling), RELATE ve ABC (Abundance-Biomass Comparison) fonksiyonları uygulanmış ve bu prosedürler için PRIMER v.5 (Plymouth Routines in Marine Research, Clarke & Warwick, 1994) programı kullanılmıştır. Sediman karakterlerinin alansal ve mevsimsel açıdan varyasyonları SPSS v17.0.1 (Statistical Package for the Social Sciences) paket programı kullanılarak varyans analizi (ANOVA (Analysis of Variance), Sokal & Rohlf, 1995) ile değerlendirilmiştir.

Faunal veri temel bileşen analizi (Principal Component Analysis, PCA) ile çözümlenmiştir. PCA istasyonlar arasında değişkenlerin farklılığını araştırmak için kullanılmıştır. Her mevsim için ayrı ayrı uygulanmış olan PCA sonuçları ile alansal ve mevsimsel modeller değerlendirilmiştir. PCA, veri modellerini tanımlar ve verideki benzerlikleri ve farklılıkları bir şekilde ifade eder. Amacı, mümkün olduğunca az ve bağımsız bileşenle veri setindeki varyansın çoğunluğunu açıklamaktır. Diğer bir ifadeyle, PCA veri takımında çok kayıp olmaksızın ölçeklerin sayısını azaltarak en iyi dönüşümü yapar.

Biyolojik ve çevresel verinin, her bir faktör açısından, gruplar arasında farklı olup olmadığı ikili karşılaştırmalarla belirlenmiştir. İkili karşılaştırma ile değişkenler arasındaki olası önemli farklılıkların test edilmesi ANOSIM (Analysis of Similarity) ile gerçekleştirilmiştir. Bu analiz, grup içindeki uzaklık sıralamaları ile gruplar arasındaki sıralamaların karşılaştırılmasıdır. ANOSIM, organizma birliklerinde alansal farklılıklar ve zamansal değişimler üzerine hipotezleri test etmek için yaygın olarak kullanılmaktadır. Parametrik olmayan bu analiz, her hangi bir uzaklık ölçeğine dayalı olarak iki veya daha fazla grup arasında önemli farklılıkları test etmektedir (Clarke, 1993). ANOSIM çok değişkenli veriler üzerine dayalı tek yönlü varyans analizinin bir analogudur. Analiz eş matrisler üzerinde permütasyon/randomizasyon kullanır. Örnek grupları için faktör ya da faktörlerin tanımlanması gerekmektedir. Sonuçlar global R değerleri ve önemlilik seviyelerine bakılarak yorumlanmaktadır. R skalası -1 ila +1 arasında değişmektedir. 0 değeri örnek veri takımları arasında farklılık olmadığını ifade eder. Bu yüzden, sıfır değerine yakın küçük negatif ya da pozitif değerler alacaktır. Genellikle, R, 0 ve +1 arasında değer alır, bu değerlerin büyüklüğü örneklerin farklılığının niceliğine bağlıdır. R test istatistiğinin '1' değerini alması komünite yapısında ayrımın bulunduğunu gösterir. R >0,75 iyi bir ayrımın, >0,5 ayrımın ancak aynı zamanda çakışmanın ve <0,25 ise çok az ayrımın olduğunu ifade etmektedir

(Clarke & Gorley, 2001). Gruplar arasındaki farklılıklara en fazla katkıyı sağlayan türleri değerlendirmek için, tüm örnek çiftleri arasındaki ortalama Bray-Curtis benzerliğini (Bray & Curtis, 1957) kullanarak, SIMPER (Similarity Percentages) analizi (Clarke, 1993) uygulanmıştır. ANOSIM sonuçlarını görselleştirmek ve iki ölçekli sıralama düzlemi üzerinde örnekler ilişkilerini incelemek için benzerlik matrisleri üzerinden üretilen nMDS (metrik olmayan çok boyutlu ölçekleme, non-metric multidimensional scaling) grafikleri kullanılmıştır. Bray-Curtis benzerlik ya da benzerlik ölçüsü infaunal veri takımı için takson bolluğunu ya da biyokütlesi ile oluşturulmuş örnekleme karşılaştırmak için kullanılmıştır.

Aynı zamanda bolluk ve biyokütle ağırlıklı 'istasyon x özellik' matrisleri arasındaki uyum PRIMER paketi içindeki RELATE fonksiyonu ile analiz edilmiştir. 'ρ' istatistiği, benzerlik matrisleri arasındaki korelasyon derecesini göstermektedir. Bu analizde 'ρ' değerinin 1'e eşit olması tablolar arasında mükemmel bir uyum olduğunu ve 0'a eşit olması ise tablolar arasında uyum olmadığını göstermektedir. Alanlardaki komünite yapısının grafiksel gösterimi için baskınlık eğrileri (dominance curves) kullanılmıştır. Bolluk-biyokütle karşılaştırma (Abundance-Biomass Comparison, ABC) metodu, bolluk açısından baskınlık ile biyokütle açısından baskınlığı karşılaştırmasıyla bentik omurgasız komüniteleri üzerine baskının izlenmesi için Warwick (1986) tarafından önerilmiştir. İki eğri arasındaki farklılık, aralarındaki alanı gösteren W istatistiği tarafından ifade edilir. W değeri -1 ile +1 arasında değer almaktadır. "W" değerinin 1'e yaklaşması tür karşısında bolluk değerlerinin eşit olduğunu ancak biyokütlenin tek tür ile baskın durumda olmadığı anlamına gelmektedir. Negatif işaret biyokütle eğrisinin bolluk eğrisinden aşağı uzandığını göstermektedir ve baskıya maruz kalmış komüniteleri temsil etmektedir. Biyokütle ve bolluk verisi, tüm uygulamalar ve benzerlik matrisleri oluşturulmasından önce $\log(x+1)$ dönüşümü ile standardize edilmiştir.

2.6.2. Makrofaunal birliklerin fonksiyonel analizi

BTA'nın tüm birlikleri ilgilendiren biyolojik özellik kompozisyonunu tanımlamak için yaygın olarak kullanıldığı çok değişkenli sıralama araçlarından ikisi; Fuzzy Correspondence Analysis (FCA) ve Co-Inertia Analysis (CoIA)'dir. Bu metrik metotlar verinin doğrusal bir yapıda olduğu varsayımına dayanır. Biyolojik özellik

kompozisyonunda karmaşık modelleri tanımlayabilme yeteneğindedirler (Doledec & Statzner, 1994; Townsend vd, 1997).

Birlikler arasındaki biyolojik özelliklerin dağılımındaki farklılıkları araştırmak ve mevsimler arasında türlerin dağılımında ilgisi olan özellikleri tanımlamak için Fuzzy Correspondence Analysis (FCA) kullanılmıştır. FCA, değişkenler bulanık kodlandığında kullanılan Uyum Analizi'nin bir formudur (Chevenet vd,1994). Uyum analizi (Correspondence Analysis (CA)) negatif olmayan elementler ile bir veri matrisine dayanan çok değişkenli tanımlayıcı metottur ve temel bileşen analizi (PCA) ile ilişkilidir. Temel olarak, CA herhangi bir veri çeşidi için hesaplanabilir ancak tipik olarak kategorik verilerden oluşan frekanslara uygulanır. CA sonuçları, iki ve üç boyutlu grafiksel sunular şeklinde ortaya koyar. CA metodu biyolojik özellik kategorileri gibi ayrı değişkenlerin analizi için uygun olan bulanık kodlu veri takımlarında gereklidir. Bu durumda FCA, bulanık kodlu veri için daha uygun bir metottur. FCA bolluk ya da biyokütle verisine göre ağırlıklı hale getirilmiş, birliklerde mevcut türlerin sergilediği biyolojik özelliklere dayanan, örnekler arasındaki farklılıkları araştırmak için özdeğer analizi kullanan parametrik doğrusal sıralama metodudur (Chevenet vd, 1994). Takson değeri (skoru) ve biyokütle/bolluk verisi ile ağırlıklı hale gelerek finalde ortaya çıkan özellik x istasyon matrisi FCA aracılığıyla çok boyutlu bir plan üzerine sıralanır ve ağırlıklı biyolojik özelliklerin nispi frekansından hesaplanan öklid uzaklığı kullanılarak dizilim gerçekleşir. FCA, incelenen sistem içinde türlerin dağılımında ne derece fark olduğunu ifade eder. FCA'da her eksen değişkenliği kendi içinde barındırır ve FCA temel eksenler boyunca her bir biyolojik özelliğin korelasyon oranlarını hesaplar. FCA grafik koordinatları (x ve y eksenleri) boyunca, birbirine yakın olan örnekler, kategorilere karşılık gelen bolluk verisi açısından benzer yapılara sahiptir. Aynı zamanda, iki ölçekli faktör haritaları (biplot olarak da adlandırılır) üzerine de her bir istasyonun ve her bir özellik kategori değerlerini grafiklendirmektedir.

Takson yoğunluk modelleri ve taksonların sergilediği özellikleri araştırmak için, co-inertia analizi (CoIA) (Doledec & Chessel, 1994) 'takson x istasyon' ve 'takson x özellik' matrisine her mevsim için uygulanmıştır. İki veri tablosunu eşleştirerek co-inertia analizi tarafından belirtilen eş yapıların önemliliğini değerlendirmek için Monte-Carlo permütasyon testi uygulanmıştır. Permütasyon testini değerlendirmek için RV katsayısı dikkate alınmaktadır. RV katsayısı, karesi alınmış simetrik matrisler

arasındaki benzerliğin bir ölçüsüdür. Çok değişkenli teknikleri analiz etmek için teorik bir araç olarak Escoufier (1973) tarafından sunulmuştur (Abdi, 2010).

Co-inertia analizi (Dolédec & Chessel, 1994; Dray vd, 2003) aynı satır ağırlıklarına sahip ikilik şeması (duality diagram) çiftlerine uygulanabilen genel bir yaklaşımdır. Bu metot simetrik ve iki veri seti arasında genel bir yapılanma arar (Dray & Dufour, 2007). Co-inertia ölçütü, ortogonal vektör grupları üzerinde bir ayrışım sağlayan simetrik eşleşme metodudur (Dray vd, 2003). Co-inertia analizinde, inertia terimi varyans ile sinonim olarak kullanılmıştır. Metot, kanonik uyum analizi (Canonical Correspondence Analysis), gereksiz fazlalık analizi (Redundancy Analysis) ve kanonik korelasyon analizi (Canonical Correlation Analysis) gibi çok değişkenli analizler ile bağlantılıdır. Co-inertia hesabı iki veri seti arasındaki uyuşmanın ölçütüdür. Co-inertia analizi özdeğer analizine dayanır ancak FCA'dan farklı olarak türlerin dağılım modellerini ve biyolojik özelliklerini ayrı ayrı inceler. Tür bolluk/biyokütle verisi ve biyolojik özellik arasındaki etkileşimlerin analizi için CoIA uygulanır. Hem FCA hem de CoIA tanımlanmış ve görselleştirilmiş olan birlikler arasında işleyiş içindeki çoğu farklılığa neden olan özellikleri ayırma yeteneğindedir. Ek olarak, CoIA taksonların sergilediği biyolojik özellikler ve tür dağılımları arasındaki ilişkinin gücünü araştırmayı sağlamaktadır (Dolédec & Chessel, 1994; Bremner vd, 2006). Co-inertia analizi matematiksel olarak eş-evreli öklid metoduna dayanmaktadır. Metot iki tabloya (çevresel skorlar ve faunistik skorlar) eş zamanlı olarak uygulanır. Bu analiz ekosistem yapısı çalışmalarında faunistik ve çevresel özellikleri eşzamanlı belirlemek için özellikle uygundur. Habitat ölçümleri ve komünite kompozisyonundan takson-çevre ilişkilerini çıkarsamak için bu analizden faydalanılacaktır. Böylece bu iki küme arasındaki bağlantı tanımlanacak ve ölçülecektir. Co-inertia eksenleri iki veri setinin her birindeki en yüksek varyansı eşzamanlı olarak açıklar ve en yakın olası yapıyı tanımlar. Yüksek co-inertia değeri veri yapılarının ilişkili olduğunu gösterir ve buna karşın düşük co-inertia değeri yapıların bağımsız bir şekilde değiştiği ya da değişmediğini ifade eder.

Tanım:

Bu fonksiyonlar (`dudi.fca`) bulanık değişkenlerden oluşan bir tabloyu analiz eder. Bulanık bir değişken k kategorilerinin önemliliği gösteren $a = (a_1; \dots; a_k)$ tipte değerler alır.

Kayıp bir veri $(0, \dots, 0)$ 'yı ifade etmektedir.

Yalnızca $a/\text{sum}(a)$ profili kullanılmıştır ve kayıp veri “`prep.fuzzy.var.`” fonksiyonundaki diğer ortalama profil tarafından doldurulmuştur.

Kullanımı:

```
prep.fuzzy.var (df, col.blocks, row.w = rep(1, nrow(df)))
```

```
dudi.fca(df, scannf = TRUE, nf = 2)
```

```
dudi.fpca(df, scannf = TRUE, nf = 2)
```

Argümanları:

df: pozitif ya da sıfır değerlerini içeren bir veri seti

col.blocks: her bir bulanık kodlu değişkenin kategori sayılarını içeren bir vektör

row.w: sıra ağırlıklarına ait bir vektör

scannf: öz değerlere ait çubuk grafiği gösteren mantıklı bir değer

nf: eğer `scannf` yanlışsa, eksen sayısını gösteren bir tam sayı

Tanım:

Co-inertia analizi iki veri takımının analizi için uygulanır.

Kullanımı:

```
coinertia (dudiX, dudiY, scannf = TRUE, nf = 2)
```

```
## S3 method for class 'coinertia'
```

```
plot (x, xax = 1, yax = 2, ...)
```

```
## S3 method for class 'coinertia'
```

```
print (x, ...)
```

```
## S3 method for class 'coinertia'
```

```
summary (object, ...)
```

Argümanları:

dudiX: `dudi.coa`, `dudi.pca`, . . . fonksiyonlarından birini sağlayan ikilik şeması (duality diagram)

dudiY: `dudi.coa`, `dudi.pca`, . . . fonksiyonlarından birini sağlayan ikilik şeması (duality diagram)

scannf: öz değerlere ait çubuk grafiği gösteren mantıklı bir değer

nf: eğer `scannf` yanlışsa, eksen sayısını gösteren bir tam sayı

x: 'coinertia' sınıfındaki bir nesnenin nesnesi

xax-yax: x-ekseni ve y-ekseni sayıları

...: diğer metotlardan ya da diğer metotlara geçen sonraki argümanlar

Tanımı:

Co-inertia analizi üzerine bir Monte-Carlo testi (randtest.coinertia) uygular.

Kullanımı:

```
## S3 method for class 'coinertia'  
randtest(xtest, nrepet = 999, fixed=0, ...)
```

Argümanları:

x: coinertia sınıfının bir nesnesi

nrepet: permütasyon sayısı

fixed: coinertia analizinde aynı olmayan satır ağırlıkları kullanıldığında, bu parametre permütasyonlarda sabit tutulan tablo sayısı olmalıdır.

... : diğer metotlardan ya da diğer metotlara geçen sonraki argümanlar

FCA, CoIA ve Monte-Carlo permütasyon test işlemleri için R- 3.0.2 (R Development Core Team, 2013) ade4TkGUI paketi kullanılmıştır. Bu paket ekologlar tarafından öncelikli olarak kullanılmış, zengin ve faydalı GUI (Grafiksel Kullanıcı Arayüzleri-Graphical User Interface) özelliklerine sahiptir. Ade4, R istatistik çevresi için çok değişkenli veri analiz paketidir ve ade4TkGUI, ade4' un en özel metodu için Tcl/Tk grafiksel kullanıcı ara yüzüdür. Her iki pakete CRAN (The Comprehensive R Archive Network) üzerinden ulaşılabilir. ade4TkGUI komut satırı arayüzleri (CLI-Command Line Interfaces) ve grafiksel kullanıcı arayüzlerinin (GUI) tamamlayıcısıdır (Thioulouse & Dray, 2007).

ade4TkGUI paketinin özü ana GUI penceresini açan ade4TkGUI() fonksiyonudur. Bu fonksiyonu iki parametre tanımlar, Show ve History.

Kullanımı:

```
ade4TkGUI(show=FALSE, history=FALSE)
```

Argümanları:**show a logical value:**

Eğer doğruysa, GUI' de yürütülen R komutlarını konsola yansıt.

history a logical value:

Eğer doğruysa, GUI'de yürütülen R komutlarını R oturum tarihinde depola.

Bu paket 'The Biometry and Evolutionary Biology Lab (UMR 5558) – University Lyon 1'de geliştirilmiştir. Öklid araştırma metotları (Euclidean Exploratory methods) çerçevesinde ekolojik ve çevresel veri (Ecological and Environmental data) analizi için veri analiz fonksiyonlarını (Data Analysis functions) kapsamaktadır. Bundan dolayı ismi Ade4 'tür. Ade4 paketi (Data Analysis functions to analyze Ecological and Environmental data in the framework of Euclidean Exploratory

methods) ve ADE-4 programı (Thioulouse vd, 1997, <http://pbil.univ-lyon1.fr/ADE-4/>) R kullanıcıları için yeniden ele alınmıştır. Programın ismindeki “4” programın versiyonunu kastetmez. ‘e4’ ifadesi programın açık isminde ‘E’ harfi ile başlayan 4 farklı kelimenin kısaltmadaki karşılığıdır. Ade4 paketi birleştirici matematik aracı: ikilik şeması’nın kullanımına dayanır (Holmes, 2006; Dray & Dufour, 2007). İkilik Şeması teorisi 1969-1970’li yıllarda Pag`es & Cazes tarafından geliştirilmiştir. Cailliez, Mailles, Nakache ve Pag`es tarafından yapılan gelişmelerden sonra, tam bir sentez olarak ‘Introduction `a l’analyse de donn`ees’ adlı kitapta basılmıştır (Cailliez & Pages, 1976). Her bir metot ‘dudi’ sınıfında bir nesne getirici olan ‘dudi*’ fonksiyonu ile çağrılan ikilik şemasının özel bir durumu olarak kabul edilir. İkilik şeması teorisi temel bileşenler analizi ya da uyum analizleri gibi standart metotları kapsamaktadır. X , n satırları (bireyler) ve p sütunlarından (değişkenler) oluşan bir veri tablosudur. Bu tablo R_n ’de p noktaları olarak gösterilmektedir. Bu durumda, her bir nokta bir değişene (sütun vektörleri) ve her bir boyut bir bireye karşılık gelir. Noktaların koordinatları dikkate alınan değişkenler için n sayıda bireylerin aldığı değerler tarafından verilir. Simetrik olarak, X tablosu R_p ‘de n sayıda noktalarla gösterilmektedir. Ekolojide, X tablosu n alanları için p türlerinin bolluklarını içeren flora-faunistik tablo ya da n alanları için p çevresel değişkenlerinin ölçümlerini kapsayan çevresel tablo olabilir. Ekologlar sıklıkla değişkenler arasındaki ilişkinin ve bireyler arasındaki benzerlik/farklılıkların ne olduğunu anlamak için bu iki gösterimin özetini elde etmek isterler (Dray & Dufour, 2007). Ade4;

- (1) grafiksel ve istatistiksel fonksiyonları gerçekleştirilmesi,
- (2) sayısal verinin kullanılması,
- (3) teknik ve tematik dokümanların düzeltilmesi,
- (4) bibliyografik referansları içine alması,

ile karakterize olur (Herrington, 2006).

3. BULGULAR

3.1. Faunal Kompozisyon

Saha çalışması esnasında elenen ve cam kavanozlarda laboratuvara taşınan sediman örnekleri mikroskop altında incelenmiş ve faunal topluluk mümkün olan en düşük taksonomik seviyeye kadar tasnif edilerek, farklı saklama kaplarına alınmıştır. Teşhis sırasında güncel anahtarlar ve makalelerden yararlanılmıştır. Aynı zamanda Karadeniz’de yapılan faunistik çalışmalar ve yayınlanan doğrulama listeleri göz önüne alınmıştır. Teşhis işlemi sırasında tüm organizmalar için cins seviyesine inmek mümkün olmamıştır. Bu durum çalışmanın hedefi açısından bir mahzur yaratmamıştır, çünkü kullanılan BTA metodu organizmaların taksonomik sınıfları yerine fonksiyonel rolleri ve özellikleri sergileme dereceleri üzerine odaklanmaktadır. Bu sebeple de aile gibi daha üst taksonların genel karakteristiği yeterli olmaktadır. Örneğin, denizel alanda karbon döngüsünün gerçekleşmesi ya da sürdürülmesinde makrobentik organizmalar önemli rol oynamaktadır. Burada organizmaların sergilediği fonksiyonel indikatör özellikler (morfoloji, göç şekli, hareketlilik, ömür uzunluğu, yaşam yeri, yerleşim şekli gibi) ile çeşitli eylemlerin (doğrudan karbonun yakalanması, pelajikten bentiğe karbon taşınması, bentik içine karbon geçişi gibi) gerçekleşmesi sağlanmaktadır. Özetle, ekosistem olay ve fonksiyonlarının sürdürülebilirliğinde önemli olan türün kendisi değil sahip olduğu fonksiyonel özelliğin niteliğidir.

Çalışma alanında farklı kategorilerde 54 takson kaydedilmiştir (Çizelge 3.1.1). Mevsimsel olarak tekrarlanan örneklerde yaz döneminde 45, ilkbahar döneminde 40, sonbaharda 35 ve kış döneminde 35 takson kaydedilmiştir. Alan bazında ise; Terme’de 31, Fenerköy’de 35, Canik’de 34, Dereköy’de ve Koşuköyü’nde ise 32 taksona rastlanmıştır. Alanlar arasında zoobentik birliklerin toplam biyokütle ve toplam bolluk açısından önemli bir farklılık yoktur (ANOVA, $P>0,05$).

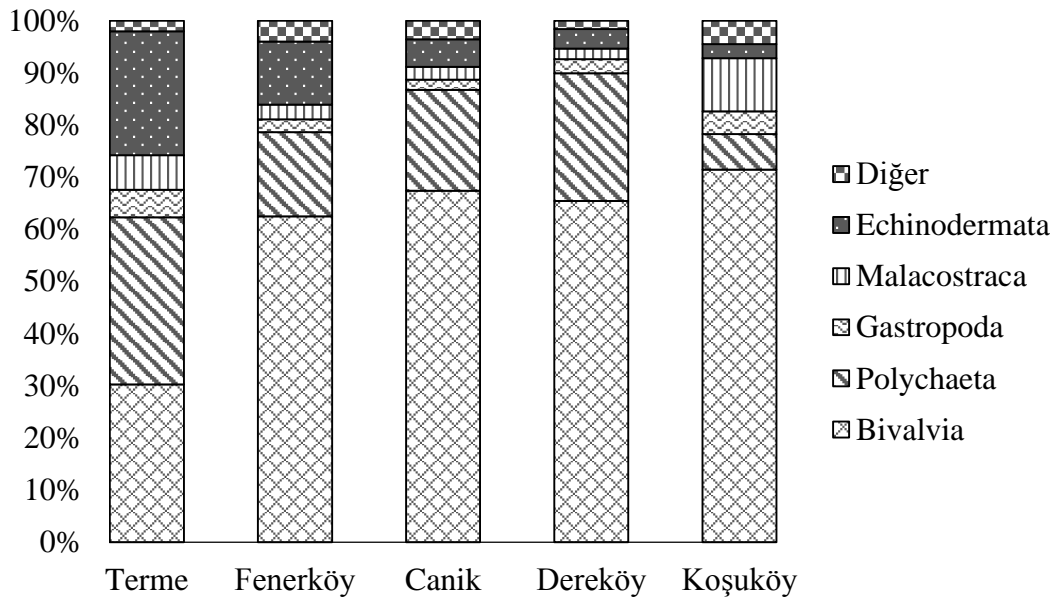
Çizelge 3.1.1. Samsun şelf alanında makrofaunal kompozisyon dağılımı (WoRMS (World Register of Marine Species)’a göre düzenlenmiştir)

Şube	Sınıf	Takım	Aile	Cins	Tür
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Veneridae	<i>Chamelea</i>	<i>Chamelea</i> sp.
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Veneridae	<i>Pitar</i>	<i>Pitar</i> sp.
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Donacidae	<i>Donax</i>	<i>Donax</i> sp.
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Mactridae	<i>Spisula</i>	<i>Spisula</i> sp.
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Cardiidae	<i>Papillicardium</i>	<i>Papillicardium</i> sp.
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Cardiidae	<i>Acanthocardia</i>	<i>Acanthocardia</i> sp.
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Veneridae	<i>Gouldia</i>	<i>Gouldia</i> sp.
Mollusca	Bivalvia	Veneroida	Semelidae	<i>Abra</i>	<i>Abra</i> sp.
Mollusca	Bivalvia	Mytiloida	Mytilidae	<i>Mytilus</i>	<i>Mytilus</i> sp.
Mollusca	Bivalvia	Mytiloida	Mytilidae	<i>Modiolula</i>	<i>Modiolula</i> sp.
Mollusca	Bivalvia	Lucionida	Lucinidae	<i>Lucinella</i>	<i>Lucinella</i> sp.
Mollusca	Bivalvia	Arcoida	Noetiidae	<i>Striarca</i>	<i>Striarca</i> sp.
Mollusca	Bivalvia	Arcoida	Arcidae	<i>Anadara</i>	<i>Anadara</i> sp.
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtyidae	<i>Nephtys</i>	<i>Nephtys</i> sp.
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nephtyidae	<i>Micronephthys</i>	<i>Micronephthys</i> sp.
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Nereididae	<i>Nereis</i>	<i>Nereis</i> sp.
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodocidae	<i>Mysta</i>	<i>Mysta</i> sp.
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Phyllodocidae	<i>Phyllodoce</i>	<i>Phyllodoce</i> sp.
Annelida	Polychaeta	Phyllodocida	Polynoidae	<i>Harmothoe</i>	<i>Harmothoe</i> sp.
Annelida	Polychaeta	Spionida	Spionidae		
Annelida	Polychaeta	Spionida	Magelonidae	<i>Magelona</i>	<i>Magelona</i> sp.
Annelida	Polychaeta	Scolecida	Paraonidae		
Annelida	Polychaeta	Scolecida	Capitellidae		
Annelida	Polychaeta	Scolecida	Capitellidae	<i>Capitella</i>	<i>Capitella</i> sp.
Annelida	Polychaeta	Terebellida	Trichobranchidae	<i>Terebellides</i>	<i>Terebellides</i> sp.
Annelida	Polychaeta	Terebellida	Ampharetidae	<i>Melinna</i>	<i>Melinna</i> sp.
Annelida	Polychaeta	Terebellida	Pectinariidae	<i>Pectinaria</i>	<i>Pectinaria</i> sp.
Mollusca	Gastropoda	Neogastropoda	Nassariidae	<i>Nassarius</i>	<i>Nassarius</i> sp.
Mollusca	Gastropoda	Neogastropoda	Nassariidae	<i>Cyclope</i>	<i>Cyclope</i> sp.
Mollusca	Gastropoda	Neogastropoda	Muricidae	<i>Rapana</i>	<i>Rapana</i> sp.
Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Calyptraeidae	<i>Calyptraea</i>	<i>Calyptraea</i> sp.
Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Hydrobiidae		
Mollusca	Gastropoda	Cephalaspidea	Retusidae		
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Upogebiidae	<i>Upogebia</i>	<i>Upogebia</i> sp.
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Diogenidae	<i>Diogenes</i>	<i>Diogenes</i> sp.
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Varunidae	<i>Brachynotus</i>	<i>Brachynotus</i> sp.
Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Crangonidae	<i>Crangon</i>	<i>Crangon</i> sp.
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus</i>	<i>Gammarus</i> sp.
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Ampeliscidae	<i>Ampelisca</i>	<i>Ampelisca</i> sp.
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Corophiidae	<i>Corophium</i>	<i>Corophium</i> sp.
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Isaeidae	<i>Gammaropsis</i>	<i>Gammaropsis</i> sp.
Arthropoda	Malacostraca	Tanaidacea	Apseudidae		
Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Bodotriidae	<i>Iphinoe</i>	<i>Iphinoe</i> sp.

Çizelge 3.1.1. Samsun şelf alanında makrofaunal kompozisyon dağılımı (devam)

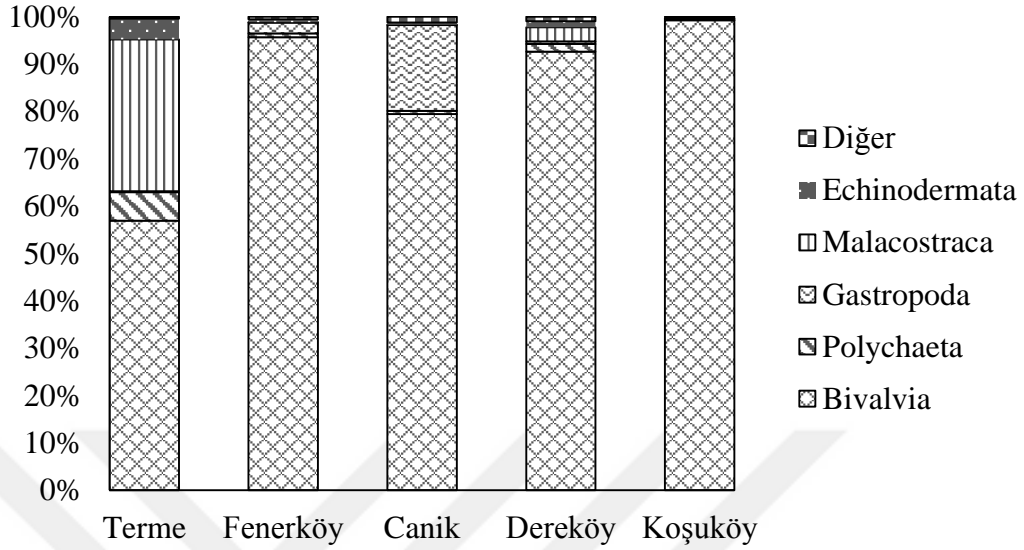
Şube	Sınıf	Takım	Aile	Cins	Tür
Arthropoda	Malacostraca	Cumacea	Leuconidae		
Arthropoda	Maxillopoda	Sessilia	Balanidae	<i>Balanus</i>	<i>Balanus sp.</i>
Mollusca	Polyplacophora	Lepidopleurida			
Nemertea	Anopla	Heteronemertea	Lineidae		
Nemertea	Anopla	Palaeonemertea			
Echinodermata	Ophiuroidea	Ophiurida	Amphiuridae	<i>Amphiura</i>	<i>Amphiura sp.</i>
Cnidaria	Anthozoa				
Phoronida					
Chordata	Ascidiacea	Stolidobranchia	Molgulidae		
Foraminifera	Globothalamea	Rotaliida			

Genel bir değerlendirme ile alanda (Foraminiferler hariç) bivavler, poliketler, gastropodlar ve ekinodermiler baskın komünitelerdir. Bivalvlerden *Chamelea sp.* tüm istasyonlarda ilk 30 m derinliklerde en yaygın görülen taksondur. *Chamelea sp.*'den sonra *Pitar sp.* ve *Abra sp.* en yaygın rastlanan üyelerdir. Bivalv üyeleri hemen hemen her istasyonda bolluk ve biyokütle değerlerine en fazla katkıyı sağlamaktadır (Şekil 3.1.1 ve Şekil 3.1.2). En yüksek bolluk değerine Canik (3367 N.m^{-2})'de biyokütle değerine ise Koşuköyü istasyonunda rastlanmıştır ($5379,95 \text{ g.m}^{-2}$). *Chamelea sp.* populasyonunun bu alandaki toplam biyokütle katkıya ise %99,25'dir.



Şekil 3.1.1. Samsun Şelf alanında inceleme istasyonlarında dağılım gösteren makrofaunal taksonlara ait yüzde ortalama bolluk değerleri

Yalnızca Terme istasyonunda %32 (630 birey) ile Polychaeta ilk sırada yer alırken bunu %30 (595 birey) ile Bivalvia ve %24 ile (468 birey) Echinodermata grupları izlemektedir.



Şekil 3.1.2. Samsun Şelf alanında inceleme istasyonlarında dağılım gösteren makrofaunal taksonlara ait yüzde ortalama biyokütle değerleri

Gastropodlar kule, oval, silindirik, konik, helezon daire gibi farklı kabuk formlarında bulunmalarına rağmen canlı bireylere nadiren tesadüf edilebilmiştir. Bu grupta *Cyclope* sp.'ye diğer taksonlara oranla daha sık rastlanılmıştır. Bu sınıfta Hydrobiidae familyası yalnızca sonbahar örneğinde ve Retusidae familyası ise ilkbahar döneminde kaydedilmiştir. Genel olarak Gastropoda sınıfı ilk 0-40 m derinliklerde mevcuttur. Gastropodlar Koşuköyü istasyonunda en yüksek bolluğa sahiplerdir (184 N.m⁻²) ancak ortalama biyokütle katkıları Canik istasyonunda en yüksektir (340,45 g.m⁻², %18,07). Bentik ekosistemlerde en önemli deniz organizmalarından biri olan poliketler son derece geniş ekolojik adaptasyonları ile çeşitli habitatlarda ve derinliklerde yaşayabilmektedir. Bu şelf sahasında seçilen tüm derinliklerde grup üyelerine rastlanmıştır. Poliketler bolluk açısından Canik istasyonunda baskın durumdadır (967 N.m⁻²). Bu alanlarda *Micronephthys* sp., Paraonidae ve *Terebellides* sp. en yaygın taksonlardır. *Mystra* sp., *Harmothoe* sp., *Pectinaria* sp. ve *Magelona* sp. ise sayıca en az olan gruplardır. Poliketler, en çeşitli omurgasız grubu olarak, bivalvlerden sonra hem biyokütleyle hem de bolluğa önemli şekilde katkı sağlamaktadır. Ekinodermiler; Terme, Fenerköy ve Canik istasyonlarının 40 m üzerindeki derinliklerinde daha sık görülmüşlerdir. Çamurun daha yoğun olduğu bu istasyonlarda ekinodermilerden *Amphiura* sp., yaygın görülen bivalvlerden biri olan

şeffaf ve kırılğan *Abra* sp. ile aynı alanı paylaşmaktadır. *Amphiura* sp., bolluk ve biyokütle açısından Terme istasyonunda daha yaygındır (468 N.m^{-2} $7,00 \text{ g.m}^{-2}$). Dereköy’de toplam biyokütle içindeki oranı %4,41’dir. Decapoda takımına ait üyeler nadir görülmekle birlikte 10-30m derinliklerde dağılım göstermişlerdir. Amphipoda sınıfına ait üyelere her derinlikte rastlamak mümkündür. Tanaidacea ve Cumacea sınıflarına diğer mevsimlere kıyasla ilkbahar örnekleminde daha fazla tesadüf edilmiştir ve bu grubun üyeleri örnekleme istasyonlarının tümünde dağılım gösterebilmektedir. Malacostraca sınıfına en sık rastlanılan alan Koşuköyü’dür (427 N.m^{-2}). Bu grup, Terme istasyonunda *Upogebia* sp. ve *Crangon* sp. taksonlarının etkisiyle en yüksek biyokütle değerine sahiptir ($50,86 \text{ g.m}^{-2}$) ve bu istasyonda biyokütle katkı %32,07’dir. Kitonlar olarak adlandırılan grup yalnızca Koşuköyü istasyonunda örneklenmiştir ve ender görülen Phoronida taksonuna ise Terme istasyonunda rastlanmıştır. Tunikatlardan bir familya olan Molgulidae grubuna ait üyelere ise tüm istasyonlarda tesadüf edilmiştir (Çizelge 3.1.2 ve Çizelge 3.1.3).

Örneklenen makrofaunal birliklerin dışında değerlendirilen ve Foraminiferler olarak anılan bentik Foraminifera grubu, deniz besin ağında önemli bir bileşendir ve sağlıklı deniz ekosistemlerinin biyoindikatörü olarak kullanılmaktadırlar. Fenerköy ve Koşuköyü istasyonlarının 20 ila 80 m derinliklerinde yüksek bollukta -boş olması muhtemel foraminifer kabuğuna rastlanmıştır.

Birim alanda (m^2) en yüksek birey sayısı Canik istasyonunda (4195 birey) tespit edilirken, en düşük birey sayısı Terme istasyonundan (1966 birey) elde edilmiştir. Tüm taksonlara ait toplam birey sayısı Dereköy istasyonunda 2665, Fenerköy istasyonunda 3742 ve Koşuköyü istasyonunda ise 4195 olarak kaydedilmiştir. Biyoküttele Koşuköyü istasyonunun $5420,85 \text{ g.m}^{-2}$ ile en yüksek değere sahip olduğu görülmektedir. Burada *Mytilus* sp. ve *Chamelea* sp. bireylerinin varlığı biyokütle değerinin yükselmesine neden olmaktadır.

Çizelge 3.1.2. Örnekleme yapılan lokalitelerde bentik makrofaunanın ortalama biyokütle (g.m⁻²) verisi

Takson	Terme	Fenerköy	Canik	Dereköy	Koşuköy
<i>Chamelea sp.</i>	13,735	1232,8	1238,0	143,5	1563,7
<i>Pitar sp.</i>	4,468	28,367	146,58	398,505	78,426
<i>Donax sp.</i>	---	9,212	---	---	---
<i>Spisula sp.</i>	9,316	1,850	8,531	17,897	29,175
<i>Papillicardium sp.</i>	1,609	16,604	10,394	5,55	4,649
<i>Acanthocardia sp.</i>	0,004	1,375	---	---	---
<i>Gouldia sp.</i>	0,500	3,141	1,357	8,663	28,766
<i>Abra sp.</i>	19,45	4,31	5,37	2,44	1,795
<i>Mytilus sp.</i>	---	0,805	---	11,303	3630,15
<i>Modiolula sp.</i>	0,902	0,124	---	---	0,215
<i>Lucinella sp.</i>	0,089	0,464	---	---	0,247
<i>Striarca sp.</i>	---	0,056	0,146	17,353	---
<i>Anadara sp.</i>	---	---	86,516	113,508	42,831
<i>Nephtys sp.</i>	3,487	0,861	2,321	3,119	---
<i>Micronephthys sp.</i>	0,003	0,016	0,031	0,007	---
<i>Nereis sp.</i>	2,496	0,654	0,193	0,941	3,308
<i>Mysta sp.</i>	---	0,755	---	---	1,210
<i>Phyllodoce sp.</i>	1,712	0,190	0,074	0,083	0,017
<i>Harmothoe sp.</i>	---	---	---	0,005	---
<i>Spionidae</i>	---	---	---	---	0,202
<i>Magelona sp.</i>	---	0,010	---	---	---
<i>Paraonidae</i>	0,018	0,004	0,021	0,033	---
<i>Capitellidae</i>	0,208	---	0,242	0,046	0,001
<i>Capitella sp.</i>	0,006	---	0,025	0,019	0,013
<i>Terebellides sp.</i>	1,498	6,846	9,803	8,122	0,108
<i>Melinna sp.</i>	0,180	0,676	0,895	0,330	0,400
<i>Pectinaria sp.</i>	---	0,664	---	---	---
<i>Nassarius sp.</i>	---	26,730	6,110	---	---
<i>Cyclope sp.</i>	---	4,431	11,291	4,148	13,098
<i>Rapana sp.</i>	---	---	312,38	---	---
<i>Calyptraea sp.</i>	---	0,488	0,667	---	1,838
<i>Hydrobiidae</i>	0,193	---	---	---	---
<i>Retusidae</i>	0,059	0,015	10,000	0,035	0,190
<i>Upogebia sp.</i>	47,441	---	---	17,330	---
<i>Diogenes sp.</i>	---	0,655	1,196	---	5,62
<i>Brachynotus sp.</i>	2,904	---	---	5,70	---
<i>Crangon sp.</i>	0,494	---	---	---	---

Çizelge 3.1.2. Örnekleme yapılan lokalitelerde bentik makrofaunanın ortalama biyokütle ($g.m^{-2}$) verisi (devam)

Takson	Terme	Fenerköy	Canik	Dereköy	Koşuköy
<i>Gammarus sp.</i>	0,006	---	---	---	0,520
<i>Ampelisca sp.</i>	---	0,041	0,091	0,013	0,259
<i>Corophium sp.</i>	---	0,005	---	---	---
<i>Gammaropsis sp.</i>	---	---	---	---	0,092
<i>Apseudidae</i>	---	0,023	0,010	0,003	0,038
<i>Iphinoe sp.</i>	0,010	0,004	0,013	0,015	---
<i>Leuconidae</i>	0,002	---	0,001	---	---
<i>Bodotriidae</i>	0,005	---	0,002	0,005	---
<i>Balanus sp.</i>	---	1,002	0,311	---	0,645
<i>Lepidopleurida</i>	---	---	---	---	0,281
<i>Lineidae</i>	---	---	11,385	2,130	---
<i>Palaeonemertea</i>	0,065	---	0,165	0,091	0,021
<i>Amphiura sp.</i>	7,00	6,66	5,30	4,216	5,98
<i>Anthozoa</i>	---	5,074	6,606	4,314	0,720
<i>Phoronida</i>	0,002	---	---	---	---
<i>Molgulidae</i>	0,515	1,176	4,355	0,478	1,318
<i>Rotaliida</i>	---	7,700	---	0,026	35,030

Çizelge 3.1.3. Örnekleme yapılan lokalitelerde bentik makrofaunanın ortalama bolluk (N.m⁻²) verisi

Takson	Terme	Fenerköy	Canik	Dereköy	Koşuköy
<i>Chamelea sp.</i>	70	1075	2642	220	1370
<i>Pitar sp.</i>	45	90	412	1920	213
<i>Donax sp.</i>	---	14	---	---	---
<i>Spisula sp.</i>	52	22	42	78	80
<i>Papillicardium sp.</i>	40	88	98	48	72
<i>Acanthocardia sp.</i>	10	20	---	---	---
<i>Gouldia sp.</i>	30	90	10	40	270
<i>Abra sp.</i>	298	105	138	62	54
<i>Mytilus sp.</i>	---	22	---	30	845
<i>Modiolula sp.</i>	10	20	---	---	60
<i>Lucinella sp.</i>	40	108	---	---	25
<i>Striarca sp.</i>	---	10	10	40	---
<i>Anadara sp.</i>	---	---	15	10	7
<i>Nephtys sp.</i>	35	18	30	52	---
<i>Micronephthys sp.</i>	20	20	310	72	---
<i>Nereis sp.</i>	40	20	13	20	95
<i>Mysta sp.</i>	---	10	---	---	50
<i>Phyllodoce sp.</i>	25	75	20	50	10
<i>Harmothoe sp.</i>	---	---	---	10	---
<i>Spionidae</i>	---	---	---	---	35
<i>Magelona sp.</i>	---	10	---	---	---
<i>Paraonidae</i>	165	40	210	354	---
<i>Capitellidae</i>	154	---	120	82	10
<i>Capitella sp.</i>	70	---	10	95	20
<i>Terebellides sp.</i>	75	148	164	172	25
<i>Melinna sp.</i>	46	80	90	10	40
<i>Pectinaria sp.</i>	---	10	---	---	---
<i>Nassarius sp.</i>	---	10	10	---	---
<i>Cyclope sp.</i>	---	28	52	30	87
<i>Rapana sp.</i>	---	---	10	---	---
<i>Calyptraea sp.</i>	---	17	15	---	30
<i>Hydrobiidae</i>	80	---	---	---	---
<i>Retusidae</i>	23	10	10	70	67
<i>Upogebia sp.</i>	40	---	---	12	---
<i>Diogenes sp.</i>	---	36	30	---	57
<i>Brachynotus sp.</i>	10	---	---	10	---
<i>Crangon sp.</i>	20	---	---	---	---
<i>Gammarus sp.</i>	10	---	---	---	250
<i>Ampelisca sp.</i>	---	10	50	10	10

Çizelge 3.1.3. Örneklemeye yapılan lokalitelerde bentik makrofaunanın ortalama bolluk ($N.m^{-2}$) verisi (devam)

Takson	Terme	Fenerköy	Canik	Dereköy	Koşuköy
<i>Corophium sp.</i>	---	10	---	---	---
<i>Gammaropsis sp.</i>	---	---	---	---	80
<i>Apseudidae</i>	---	10	10	10	30
<i>Iphinoe sp.</i>	20	10	15	25	---
<i>Leuconidae</i>	20	---	10	---	---
<i>Bodotriidae</i>	10	---	10	10	---
<i>Balanus sp.</i>	---	72	25	---	30
<i>Lepidopleurida</i>	---	---	---	---	130
<i>Lineidae</i>	---	---	10	10	---
<i>Palaeonemertea</i>	10	---	10	10	10
<i>Amphiura sp.</i>	468	322	262	140	113
<i>Anthozoa</i>	---	10	25	20	10
<i>Phoronida</i>	20	---	---	---	---
<i>Molgulidae</i>	10	25	110	20	10
<i>Rotaliida</i>	---	78128	---	260	262928

3.2. Sediman Özellikleri

Grab ile alınan yaş sediman örneklerinin klorofil-a konsantrasyonu, sedimanın % organik madde içeriği ve % su içeriği analizleri sonuçları Çizelge 3.2.1’de yer almaktadır.

Ölçülen sediman karakterleri üzerine faktörlerin (istasyon, derinlik ve mevsim) bireysel ve birlikte etkilerini tanımlamak için varyans analizi (ANOVA) uygulanmıştır. Buna göre; istasyon (Terme, Feneköy, Canik, Dereköy ve Koşuköy) faktörü açısından organik madde (ANOVA; $F=1,801$, $P>0,05$) ve % su içeriği ($F=0,304$, $P>0,05$) anlamlı farklılık yaratmamıştır. Aksine, sediman klorofil-a istasyonlar arasından önemli farklılık göstermiştir (ANOVA; $F=9,285$, $P<0,001$). Bu değişken açısından Terme en farklı istasyondur. Derinlik (0-20m, 20-40 m, 40-60m, 60-80m) faktörü ise sedimandaki organik madde ($F=0,015$, $P>0,05$), su içeriği ($F=0,244$, $P>0,05$) ve klorofil-a ($F=0,179$, $P>0,05$) açısından önemli bir fark göstermemiştir. Mevsimler açısından incelendiğinde ise, sedimanın %organik madde ve % su içeriği farklı eğilim göstermektedir (ANOVA, organik madde; $F=26,713$, $P<0,001$, % su içeriği; $F=30,275$, $P<0,001$). Gruplar arasında farklılık kış döneminden kaynaklanmakta olup, diğer mevsimlerden tamamen farklı karakter sergilediği ifade

edilebilir. Kış mevsiminde %su ve %organik madde içeriği yükselme eğilimi göstermektedir. Sedimanın klorofil-a konsantrasyonu ise mevsimler arasında anlamlı bir değişim göstermemektedir ($F=2,445$, $P>0,05$). Ancak ikili karşılaştırmalara bakıldığında ilkbahar-yaz, kış-yaz ve kış-sonbahar grupları arasında farklılık anlamlıdır.

Değişkenlerin sediman karakterleri üzerine birlikte-etkisi, iki yönlü ANOVA ile test edilmiştir. Sonuca göre; özellikler üzerine yalnızca istasyon*mevsim faktörlerinin birlikte etkisi anlamlıdır (ANOVA, organik madde için; $F=18,164$, $P<0,001$, $R^2=0,919$, % su içeriği için; $F=4,060$, $P<0,001$, $R^2=0,768$ ve klorofil-a için; $F=2,414$, $P<0,05$, $R^2=0,627$). Mevsim faktörünün etkisi, birlikte-etki ve istasyon değişkeninden daha kuvvetlidir. Klorofil-a üzerine ise istasyon faktörünün etkisi daha kuvvetlidir. İstasyon*mevsim etkileşiminin, organik maddeye kıyasla, % su içeriği ve klorofil-a değişkeni üzerine daha düşük bir etkiye sahip olduğunu söyleyebiliriz (Partial Eta squared (organik madde)=0,793, Partial Eta squared (% su içeriği)=0,461) ve Partial Eta squared klorofil-a)=0,337). İstasyon*derinlik ve derinlik*mevsim etkileşimlerinin ise anlamlı farklılık yaratmadığı görülmüştür ($P>0,05$).

Çizelge 3.2.1. Mevsimsel sediman örnekleme analiz sonuçları

İstasyon	Sediman Özellikleri											
	İlkbahar			Yaz			Sonbahar			Kış		
	Klorofil-a (mg/m ³)	Organik Madde(%)	Su İçeriği (%)	Klorofil-a (mg/m ³)	Organik Madde(%)	Su İçeriği (%)	Klorofil-a (mg/m ³)	Organik Madde(%)	Su İçeriği (%)	Klorofil-a (mg/m ³)	Organik Madde(%)	Su İçeriği (%)
T1	12,3	2,3	22,3	10,8	4,3	25,4	3,8	3,5	21,1	2,3	5,2	29,7
T2	4,4	5,7	19,3	5,5	5,4	23,6	10,7	3,4	20,8	4,5	4,1	20,4
T3	7,3	1,9	28,7	5,7	4,9	24,5	7,6	2,1	26,1	3,4	4,2	22,0
T4	10,0	7,0	25,7	4,1	4,4	24,6	7,6	3,8	22,8	11,0	4,2	23,7
F1	0,3	5,4	18,8	6,1	6,7	20,1	0,7	3,5	20,0	0,4	---	---
F2	3,3	1,9	20,7	5,5	6,8	19,7	0,9	2,7	21,1	2,5	5,56	38,7
F3	0,4	7,2	24,9	8,2	5,3	21,2	0,6	2,8	20,5	0,6	10,0	39,5
F4	0,5	7,6	21,7	4,5	4,6	23,2	0,6	2,7	22,8	0,8	6,1	35,7
C1	0,8	2,1	21,4	1,8	5,1	23,9	2,3	4,2	18,7	0,9	18,4	41,4
C2	2,4	4,2	22,9	1,4	4,7	24,0	5,2	3,7	20,5	2,6	17,7	27,4
C3	2,5	6,2	20,1	3,8	4,2	25,1	6,9	4,0	19,1	0,8	18,2	30,7
C4	3,0	2,8	22,7	4,7	5,8	23,1	9,0	3,8	22,8	0,3	16,1	34,2
D1	0,1	2,7	18,3	1,8	4,7	24,5	2,2	3,5	20,0	1,0	13,7	34,9
D2	0,2	1,8	19,4	2,6	4,3	23,4	6,9	2,7	21,1	0,4	15,2	27,9
D3	0,6	5,1	18,7	4,7	5,1	21,2	5,9	2,8	20,5	1,6	12,8	40,6
D4	0,7	3,3	20,4	1,1	3,3	23,1	2,2	2,7	22,8	2,7	15,5	38,9
K1	---	---	---	6,4	6,2	19,9	2,0	3,8	19,8	2,6	8,3	26,0
K2	0,4	2,8	20,4	1,4	6,0	21,0	2,8	2,7	20,0	1,8	10,6	40,5
K3	0,7	3,5	19,3	10,6	5,4	21,3	3,8	2,5	21,1	2,8	6,1	22,3
K4	0,6	2,4	21,4	1,0	5,6	22,1	2,8	2,4	24,5	0,6	---	---

Sediman tanecik dağılımı mevsimler arasında önemli farklılık göstermemektedir (ANOSIM, Global R=0, P>0,05). Aynı değişken için istasyonlar arasında da örneklemin tamamı için anlamlı bir fark gözlenmemiştir (ANOSIM, Global R=0,035, P>0,05). Diğer taraftan, ikili karşılaştırmalara göre Terme ve Koşuköyü istasyonlarının sediman yapısı arasında farklılık istatistik olarak anlamlı bulunmuştur (Global R=0,417, P<0,05). Koşuköyü istasyonunun sediman yapısının daha çok kum ile biyojenik substratından oluştuğu görülmüştür. Bu istasyondaki ölü midye kabuğu (*Mytilus galloprovincialis*) yatakları sedimanın yapısal bileşiminde etkili olmuştur. Derinlik açısından ele alındığında ise 0-20 m ile 40 m ve üzeri derinlikler arasında sediman yapısı açısından önemli bir farkın olduğu tespit edilmiştir (P<0,05).

3.3. Çalışma Alanındaki İstasyonların EUNIS'e Göre Kategorize Edilmesi

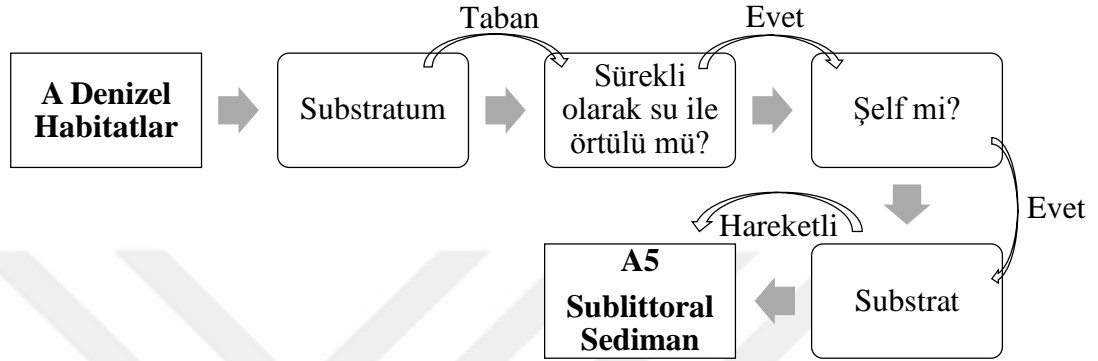
Tanecik boyutu analizi ile üretilen verinin ve istasyonlara ait koordinatların U.S. Geological Survey ArcMap Sediman Classification Tool (ArcGIS ver 9.2) programına işlenmesiyle SSA substratının habitat haritası (Şekil 3.3.1) oluşturulmuştur. Alan haritası oluştururken değiştirilmiş Shepard matris sediman sınıflandırması kullanılmıştır. Schlee (1973) tarafından değiştirilen Shepard (1954) sediman sınıflandırma sistemine göre, **çakıl** tanımlaması çakıl ≥ 50 olan sediman sınıfını, **kum** tanımlaması çakıl < 10 ve (kum + çakıl) ≥ 75 olan sediman sınıfını, **silt** tanımlaması çakıl < 10 ve silt ≥ 75 olan sediman sınıfını, **kumlu silt** tanımlaması çakıl < 10 ve (kum + çakıl) ≤ 20 ve (kum + çakıl) / silt ≤ 1 ve silt / kil ≥ 1 ve kil / (kum + çakıl) ≤ 1 olduğu sediman sınıfını, **siltli kum** tanımlaması çakıl < 10 ve (kum + çakıl) > 20 ve kil ≤ 20 ve (kum+ çakıl) / silt ≥ 1 ve silt / kil > 1 olan sediman sınıfını ifade etmektedir. Harita oluşturulurken aynı zamanda SSA'da SUMAE tarafından yürütülen projeye (Doğu Karadeniz Kıyılarının Ekolojik Kalite Durumlarının Belirlenmesi ve Bentik Omurgasız Organizmaların Tür Çeşitliliği Projesi (EKOBENT, 2013-2015)) ait tanecik boyut analiz sonuçları da kullanılmıştır. Bu alanda sert substratum oldukça sınırlıdır ve açıktır ki, kum, çamurlu kum, kumlu çamur habitatlar baskın durumdadır. Bu durumda bulgulara göre genel anlamda SSA'nın yumuşak tabanlı bir denizel alan olduğu kabulü yapılabilir.

Çizelge 3.3.1. Samsun şelf alanı substrat yapısının EUNIS'e göre habitat sınıflandırma basamakları

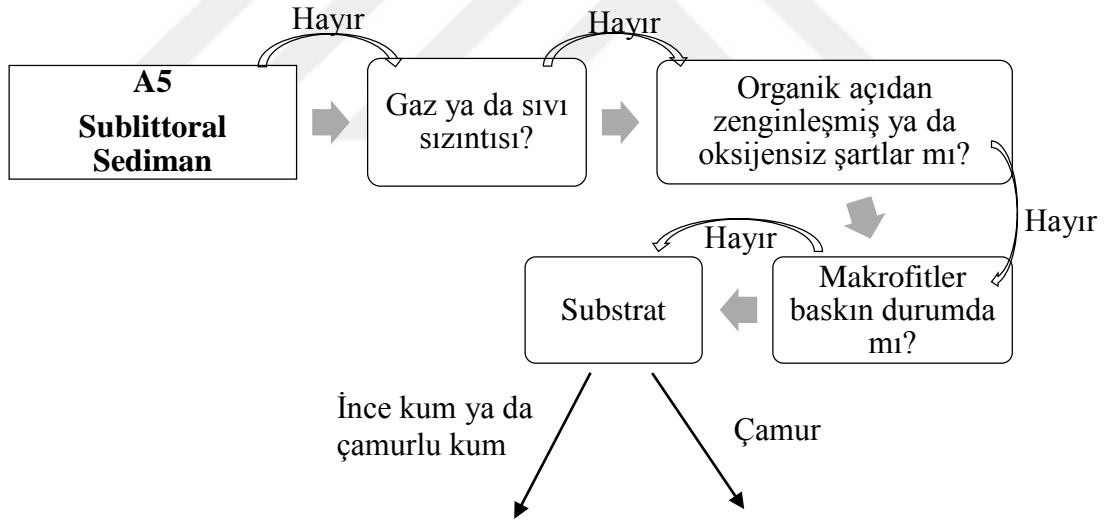
Seviye 1

A
Denizel Habitattlar

Seviye 2

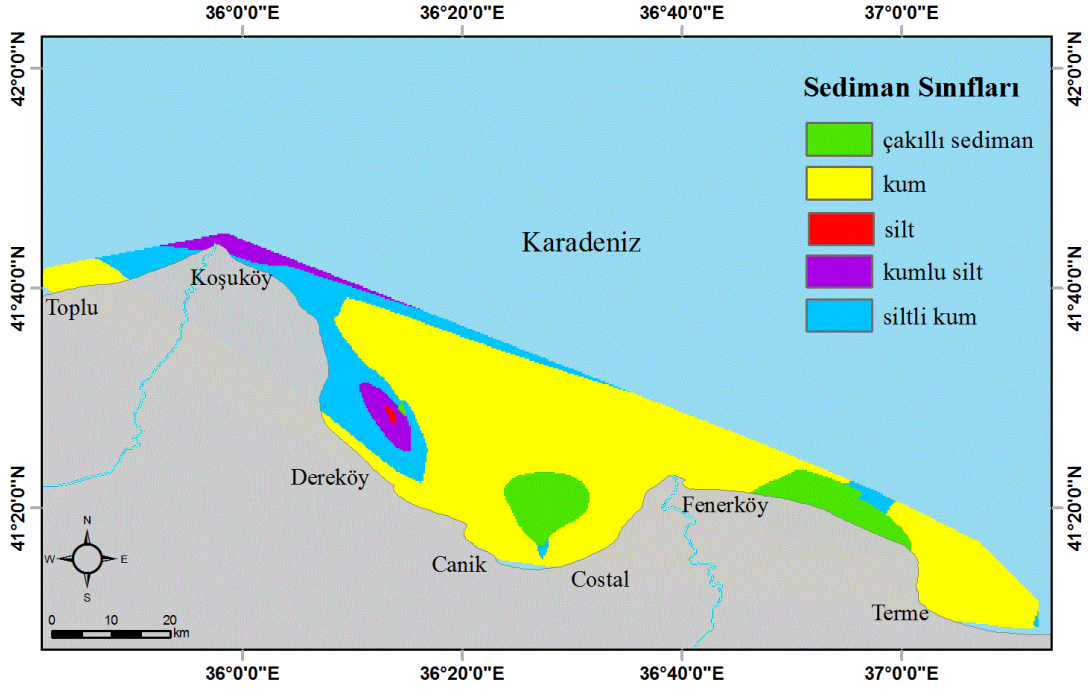


Seviye 3



Seviye 4

A5.2 Sublittoral kum	A5.3 Sublittoral çamur
A5.26 Sirkalittoral çamurlu kum	A5.33 İnfalittoral kumlu çamur
	A5.35 Sirkalittoral kumlu çamur



Şekil 3.3.1. Değiştirilmiş Shepard matris sediman sınıflandırmasının sonucuna göre Samsun Şelf Alanını temsil eden habitat haritası

EUNIS habitat sistemi hem açıklayıcı bir doküman hem de habitat sınıflarını içeren veri setini kapsamaktadır. EUNIS habitat sınıflandırması, seviye 1'den başlayan, bir hiyerarşiye göre sıralanmıştır (Çizelge 3.3.1). EUNIS habitat sınıflandırmasının 3. seviyenin altında birbirini takip eden kodlarla oluşturulan daha ayrıntılı habitat tiplerine göre bir eşleştirme yapıldığında SSA'da aşağıdaki 3 farklı kategori tanımlanabilmektedir.

<u>EUNIS habitat kodu</u>	<u>EUNIS habitat adı</u>
A5.33	infralittoral kumlu çamur
A5.35	sirkalittoral kumlu çamur
A5.26	sirkalittoral çamurlu kum

Öncelikli olarak alan için belirlenen tanımlamalarda, parametre olarak ifade edilen sediman tipi, derinlik, tuzluluk ve tür kompozisyonu değişkenlerine göre bir ayırım söz konusudur. EUNIS'e göre A5.35 kumlu-çamur zemin yapısı *Amphiura* spp. gibi deniz yıldızları ile, *Abra* spp. gibi sedimandan beslenen bivalvler ve tüp inşa eden poliketler ile karakterize olur. A5.33'de ise derinlik genellikle 15-20m'den daha az olup kumlu-çamur olan sediman tipinde, tüp inşa eden amfipodlar (*Ampelisca* spp.), *Melinna palmate* gibi farklı tipte poliketler, daha derin sirkalittoral sulardaki kadar yaygın olmayan *Amphiura* spp. gibi deniz yıldızları karakteristiktir. Çalışma sahasında

Terme, Fenerköy, Canik, Dereköy, Koşuköyü lokalitelerinde T3, T4, F3, F4, C3, C4, D3, D4, K4 istasyonları tipik olarak A5.35 habitat sınıfına dahildir. Bu çalışmada elde edilen bulgulara göre, EUNIS kategorizasyonundaki eğilimlere benzer olarak, yukarıda belirtilen istasyonlarda, tüp yapılar inşa eden poliketler ile birlikte bir ekinoderm olan *Amphiura* sp., Amphipoda (*Ampelisca* sp.) ve şeffaf, kırılğan özellikte olan bivalv, *Abra* sp., komünite kompozisyonu saptanmıştır. Yine benzer tür kompozisyonuyla birlikte daha sığ olan istasyonlar, T2, F2, C2, D2; A5.33 habitat kodu ile tanımlanabilir. Koşuköyü istasyonları (K1, K2, K3) A5.26 habitat kodu ile çamurlu kum özelliğinde 15 m üzerindeki habitatlar olarak tanımlanabilir. Koşuköyü istasyonlarının diğer alanlara göre farklı karakter sergilediği söylenebilir. Bu alan özellikle farklı tiplerde boş bivalv kabuklarının baskın olduğu lokalitelerdir.

3.4. Makroinfaunal Birliklerin Dağılımı

Mevsimsel olarak -herhangi bir faktör etkisi olmaksızın-, veri setinde varyansa en yüksek katkıyı yapan bileşenleri görmek için PCA sonuçları incelendiğinde (Çizelge 3.4.1); İlkbahar örnekleminde özdeğer istatistiği 1'den büyük olan 9 faktör görülmektedir. Birinci faktör toplam varyansın %21,5'ini açıklamaktadır. Birinci ve ikinci faktör birlikte toplam varyansın %41,2'sini ifade etmektedir. Birinci bileşen altında K1, K2, D2 ve F1 istasyonları büyük ağırlığa sahipken, ikinci faktör altında T4, C3, C4, D4 istasyonlarının korelasyon katsayıları en yüksektir. PC1 bileşeni ile ilişkili istasyonlarda *Chamelea* sp., PC2 bileşeni ile yakın ilişkili istasyonlarda *Amphiura* sp., toplam varyansın büyük bir bölümünden sorumludur (Şekil 3.4.1).

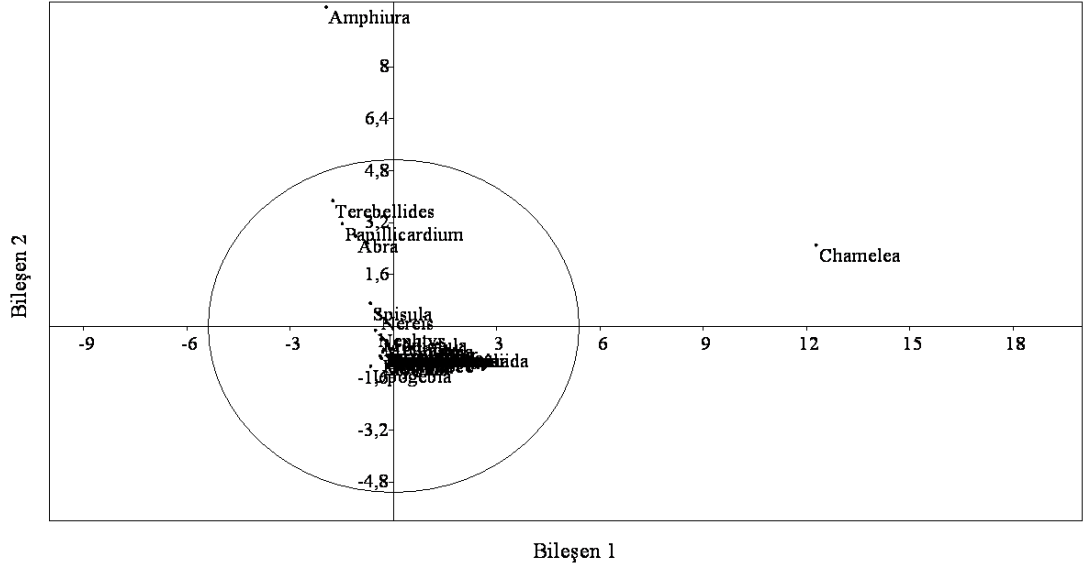
Yaz örnekleminde faktör sayısı 7 olarak belirlenmiştir. PCA'nın ilk iki bileşeni varyansın %22,4'ünden ikincisi ise %17,6'sından sorumludur. İki bileşenin, birlikte toplam varyansın %40'nı açıkladığı görülmektedir. F1, F2, C1, K1 değişkenleri ile birinci faktör arasında, C4, D3, F4, D4 değişkenleri ile ikinci bileşen arasında yüksek korelasyon söz konusudur. PC1 bileşeninde *Chamelea* sp., PC2 *Amphiura* sp. ve *Abra* sp. taksonlarının toplam varyansın temel kaynağı olduğu söylenebilir (Şekil 3.4.2).

Çizelge 3.4.1. Mevsimsel özdeğer istatistiğine bağlı faktör sayısı ve varyans yüzdeleri

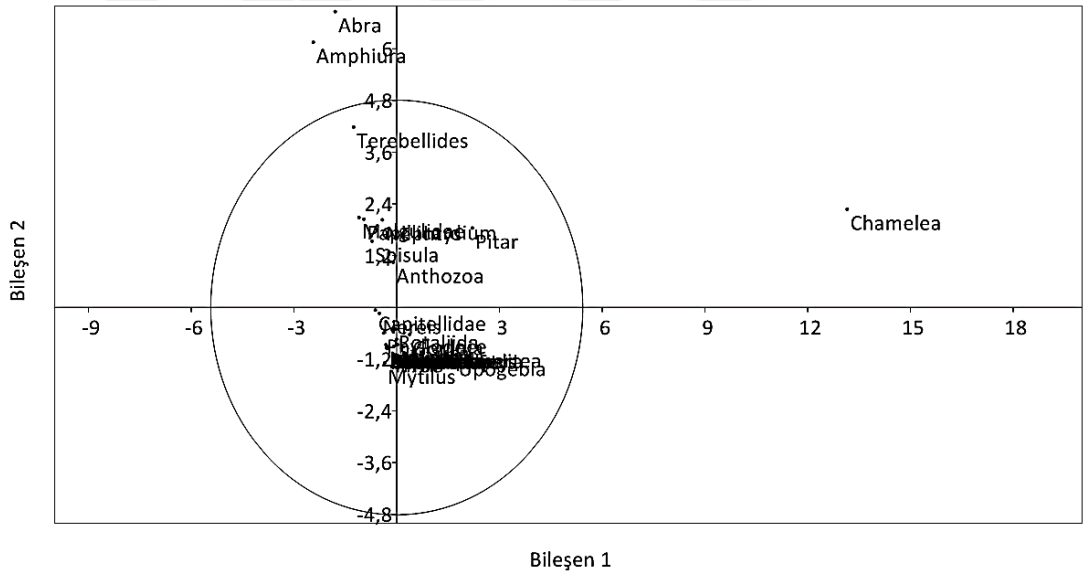
	PCA Bileşenleri	Özdeğer	Relative İnertia (%)	Kümülatif İnertia (%)	En çok katkı sağlayan taksonlar
İlkbahar Örnekleme	1	4,30	21,5	21,5	Cha-Pit
	2	3,94	19,7	41,2	Amp-Ter-Abra
	3	2,01	10,0	51,3	Mic
	4	1,67	8,4	59,6	Ter- Don-Spi-Gou-Rot
	5	1,43	7,1	66,8	Cal- Hyd-Mod
Yaz Örnekleme	1	4,49	22,4	22,4	Ner-Cha
	2	3,52	17,6	40,0	Amp-Mol-Ter-Abra-Pap
	3	2,34	11,7	51,7	Cap-Pap-Pit-Str
	4	1,86	9,3	61,0	Ant-Nep-Rot
	5	1,55	7,7	68,7	Upo
Sonbahar Örnekleme	1	5,19	25,9	25,9	Ner-Cha-Gou
	2	4,55	22,8	48,7	Amp-Abra-Pap
	3	2,17	10,8	59,5	Cap-Pap
	4	1,99	10,0	69,5	Upo
	5	1,44	7,2	76,7	Pit-Spi-Rot
Kış Örnekleme	1	4,70	23,5	23,5	Cha
	2	4,04	20,2	43,7	Ter-Amp
	3	3,48	17,4	61,1	Pit-Spi
	4	2,49	12,5	73,6	Abra-Spi-Pap
	5	1,45	7,2	80,8	Ana

Amp: *Amphiura*, **Ana:** *Anadara*, **Ant:** Anthozoa, **Cal:** *Calyptreaea*, **Cap:** Capiitellidae, **Cha:** *Chamelea*, **Don:** *Donax*, **Gou:** *Gouldia*, **Hyd:** Hydrobiidae, **Iph:** *Iphinoe*, **Luc:** *Lucinella*, **Mel:** *Melinna*, **Mic:** *Micronephthys*, **Mol:** Molgulidae, **Nep:** *Nepthys*, **Ner:** *Nereis*, **Pap:** *Papillicardium*, **Pit:** *Pitar*, **Rot:** Rotaliida, **Spi:** *Spisula*, **Str:** *Striarca*, **Ter:** *Terebellides*, **Upo:** *Upogebia*

Sonbahar örnekleminde birinci temel bileşen toplam varyansın %25,9'unu ikinci bileşenle birlikte varyansın %48,7'si açıklamaktadır. Bileşen 1 boyunca F1, F2, C1, C2 ve K2 istasyonları varyansın nedenidir ve bu istasyonların ayırımına neden olan *Chamelea* taksonlarıdır. Benzer şekilde T4, F4 ve C4 istasyonları ikinci eksen ile yakın ilişkilidir. Bu lokalitelerde ise *Amphiura* sp., *Chamelea* sp., *Abra* sp. ve *Papillicardium* sp. gruplanmanın en büyük nedenidir (Şekil 3.4.3).

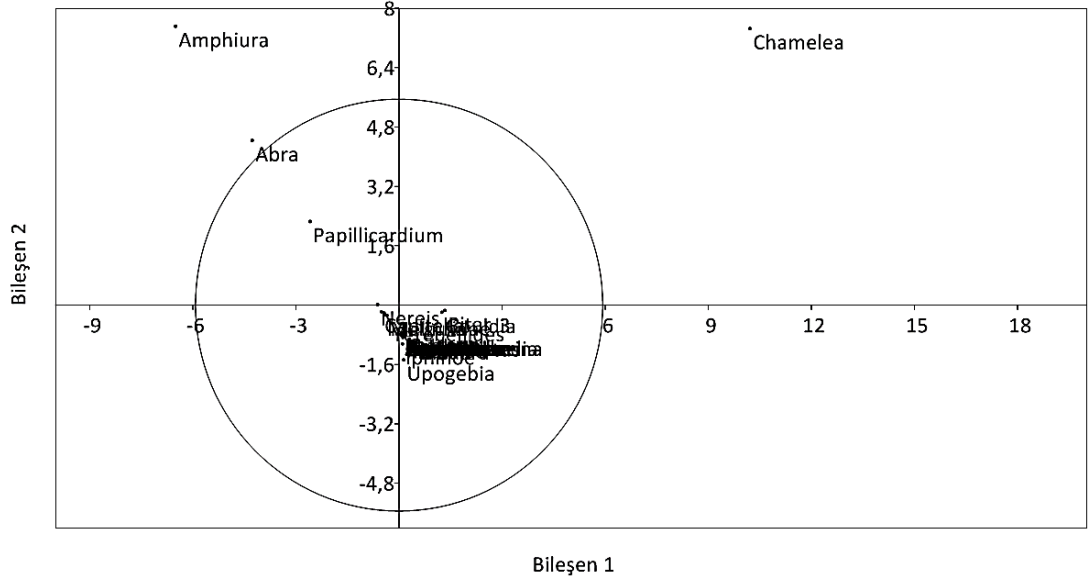


Şekil 3.4.1. İlkbahar örnekleminde her bir eksenle ilişkili taksonların dağılımı

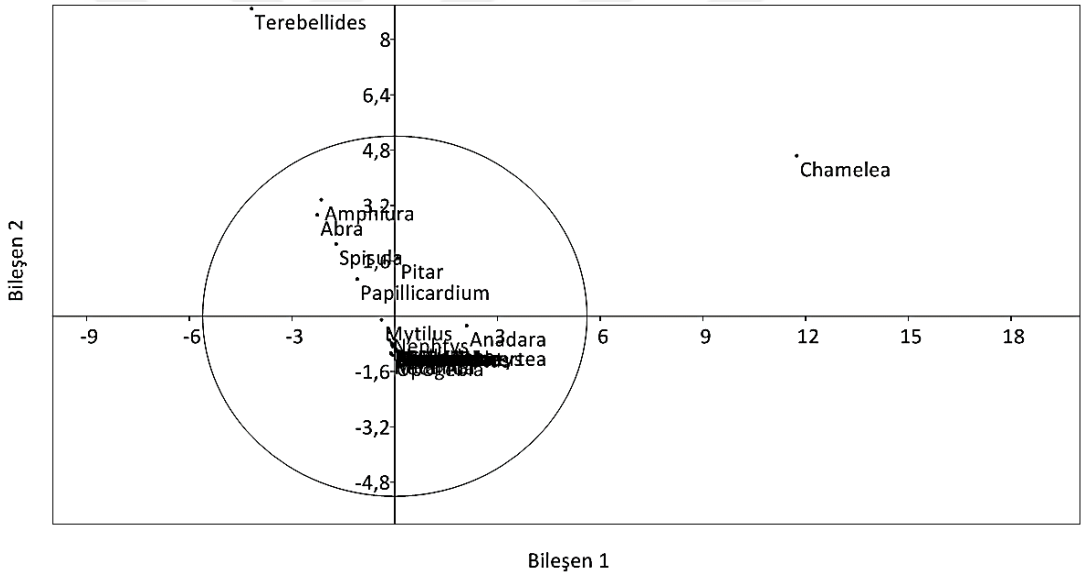


Şekil 3.4.2. Yaz örnekleminde her bir eksenle ilişkili taksonların dağılımı

Kış örnekleminde ise özdeğer istatistiğine göre 7 faktörün olduğu görülmektedir. Birinci temel bileşen varyansın %23,5'ini ikinci bileşen ise varyansın %20,2'sinden sorumludur. İlk eksen T2, F1, C1, K1 ve K2 ile ikinci eksen ise F3, F4, C3, C4 ve D3 istasyonları ile yüksek korelasyona sahiptir. *Abra* sp., *Spisula* sp., *Pitar* sp., *Papillicardium* sp. ve *Amphiura* sp. her iki eksen içinde yakın skorlara sahipken, *Chamelea* sp. bileşen 1 yönünde *Terebellides* sp. ise bileşen 2 boyunca ayrılmıştır. İstasyonların konumuna göre bahsedilen iki takson varyansın nedenidir (Şekil 3.4.4).



Şekil 3.4.3. Sonbahar örnekleminde her bir eksenle ilişkili taksonların dağılımı



Şekil 3.4.4. Kış örnekleminde her bir eksenle ilişkili taksonların dağılımı

3.5. Makroinfaunal Birliklerin Dağılımını Kontrol Eden Faktörler

Bentik makrofaunal birliklerin yapısını kontrol eden faktörlerin ne olduğunu değerlendirmek için mevsimsel olarak takson kompozisyonu ve biyokütle verisi, üç farklı değişken (istasyon, derinlik ve EUNIS habitat sınıfı) esas alınarak test edilmiştir. Mevsimsel açıdan ayrı ayrı değerlendirilmek üzere 5 farklı istasyon (Terme, Fenerköy, Canik, Dereköy, Toplu-Koşuköyü), 4 farklı derinlik (0-20m, 20-40m, 40-60m, 60-80 m) ve 3 farklı EUNIS habitat sınıfı (A5.33, A5.35, A5.26) faktör olarak atanarak ANOSIM ve SIMPER (en yüksek katkı sağlayan ilk 3 takson) analizi sonuçları elde edilmiştir (Çizelge 3.5.1 ve Çizelge 3.5.2).

R değeri örneklem üzerine faktörlerin gücünü ifade etmektedir. Artan pozitif değerler örnekler arasında artan farklılıkların ifadesidir. Büyük ya da sık görülen negatif değerler ihtimal dışı olarak kabul edilir, çünkü bu değerler örnekler içindeki değişkenlik olasılığının, örnekler arasındaki değişkenlik olasılığından daha büyük olduğu anlamına gelir.

3.5.1. Makroinfaunal birliklerin istasyonlara göre dağılımı

Öncelikle, faunal dağılım mevsimsel olarak herhangi bir değişim göstermemektedir (Global $R=-0,02$, $P>0,05$). Her bir mevsim açısından, 5 alt istasyon karşılaştırıldığında, söz konusu mevsim için bentik makrofaunal birliklerin istasyonlara göre dağılımında önemli bir farkın olmadığı gösterilmiştir (ANOSIM; Global $R_{ilkbahar(ist1-5)} = 0,039$, $P>0,05$; Global $R_{yaz(ist1-5)} = -0,028$, $P>0,05$; Global $R_{sonbahar(ist1-5)} = 0,017$, $P>0,05$; Global $R_{kiş(ist1-5)} = -0,057$, $P>0,05$). Bu sonuçlara dayanarak, mevsimsel şartların tüm SSA genelinde habitatı aynı biçimde şekillendirme gücüne sahip olduğu ve mevsimsel etkilerin tüm istasyonlarda homojen bir faunal dağılım ve komünite yapısı oluşturduğu sonucuna varılabilir. Ancak ikili karşılaştırmalara göre, ilkbahar ve yaz dönemlerinde Terme ve Koşuköyü istasyonları arasında önemli bir farklılığın olduğu dikkat çekmektedir. Bu istasyonların sediman yapıları arasındaki farklılığın faunal yapıya da yansıdığı görülmektedir.

Çizelge 3.5.1. Mevsimsel açıdan faunal birliklerin faktör grupları içerisinde ANOSIM ikili karşılaştırma testi sonuçları

	Faktör	İlkbahar örnekleme		Yaz örnekleme		Sonbahar örnekleme		Kış örnekleme	
		Global R	P	Global R	P	Global R	P	Global R	P
İstasyon Gruplar	TxF	0,276	0,057	0,010	0,457	0,115	0,314	-0,042	0,629
	TxC	0,021	0,457	0,031	0,429	0,146	0,086	-0,094	0,657
	TxD	-0,031	0,457	-0,177	0,829	0,177	0,171	-0,089	0,714
	TxK	0,474	0,029	0,370	0,029	0,021	0,457	-0,036	0,429
	FxC	-0,198	0,886	-0,125	0,686	-0,135	0,686	-0,083	0,657
	FxD	-0,089	0,629	-0,193	0,857	-0,078	0,629	-0,036	0,657
	FxK	-0,156	0,771	-0,130	0,714	-0,250	0,943	-0,036	0,400
	CxD	-0,104	0,743	-0,104	0,657	-0,125	0,771	-0,188	0,886
	CxK	0,042	0,429	0,177	0,229	0,089	0,257	0,089	0,314
DxK	0,250	0,171	0,094	0,314	-0,010	0,486	-0,052	0,571	
Derinlik Gruplar	0-20x20-40	0,002	0,389	0,656	0,008	-0,026	0,516	0,076	0,238
	0-20x40-60	0,380	0,040	0,812	0,008	0,478	0,016	0,734	0,008
	0-20x60-80	0,508	0,008	0,844	0,008	0,760	0,008	0,656	0,008
	20-40x40-60	0,270	0,048	0,460	0,024	0,204	0,056	0,556	0,008
	20-40x60-80	0,412	0,024	0,828	0,008	0,610	0,008	0,520	0,008
	40-60x60-80	-0,036	0,627	-0,104	0,817	0,070	0,222	0,064	0,246
EUNIS Habitat Gruplar	A5.26xA5.33	-0,156	0,861	0,124	0,194	-0,143	0,924	-0,021	0,491
	A5.26xA5.35	0,481	0,002	0,736	0,001	0,549	0,002	0,573	0,001
	A5.33xA5.35	0,585	0,004	0,629	0,001	0,604	0,004	0,618	0,001

Çizelge 3.5.2. Mevsimsel açıdan faktör grupları arasındaki SIMPER sonuçları

		İlkbahar örnekleme		Yaz örnekleme		Sonbahar örnekleme		Kış örnekleme	
		Benzemezlik		Benzemezlik		Benzemezlik		Benzemezlik	
	Faktör	%	Takson	%	Takson	%	Takson	%	Takson
İstasyon Gruplar	TxF	83,49	Abra-Ter-Amp	82,22	Cha-Nep- Amp	83,64	Upo-Cha-Abra	77,71	Cha-Abra-Amp
	TxC	77,18	Abra-Amp-Pap	80,54	Nep-Cha-Amp	89,36	Upo-Cha-Amp	76,20	Ter-Cha-Abra
	FxC	74,92	Amp-Ter-Cha	72,23	Cha-Amp- Abra	69,87	Cha-Amp-Abra	76,82	Ter-Cha-Amp
	TxD	73,20	Abra-Spi-Nep	77,73	Abra-Upo-Ter	93,63	Upo-Amp-Iph	79,78	Pit-Abra-Ter
	FxD	76,21	Ter-Cha-Spi	77,93	Cha-Ter-Amp	84,19	Cha-Amp-Abra	86,00	Pit-Ter-Cha
	CxD	76,62	Amp-Spi-Pap	75,12	Cha-Ter-Abra	79,70	Cha-Amp-Iph	76,47	Ter-Pit-Cha
	TxK	95,44	Abra-Rot-Amp	90,27	Nep-Cha-Abra	90,31	Upo-Abra -Pit	76,68	Cha-Abra -Amp
	FxK	81,18	Rot-Ter-Cha	76,59	Cha-Rot-Amp	77,67	Cha-Abra-Pit	84,88	Cha-Abra-Rot
	CxK	87,58	Amp-Rot-Cha	82,27	Cha-Rot-Ter	84,36	Cha-Amp-Pit	80,32	Ter-Cha-Abra
	DxK	91,05	Rot-Spi-Pap	84,30	Cha-Rot-Ter	89,81	Cha-Pit-Rot	80,97	Pit-Cha-Abra
Derinlik Gruplar	0-20x20-40	79,76	Cha-Pit-Abra	79,32	Pit-Cha-Upo	73,51	Cha-Upo-Gou	76,71	Cha-Ana-Pit
	0-20x40-60	93,56	Cha-Amp-Pap	77,80	Cha-Abra-Upo	99,98	Cha-Amp-Abra	97,54	Ter-Cha-Spi
	0-20x60-80	93,79	Amp-Cha-Ter	96,09	Cha-Amp-Upo	100,0	Amp-Cha- Abra	96,79	Cha-Amp-Abra
	20-40x40-60	84,28	Cha-Amp-Pit	97,10	Cha-Pit-Abra	92,58	Amp-Cha -Gou	85,33	Cha-Ter-Spi
	20-40x60-80	85,32	Cha-Amp-Ter	89,44	Pit-Amp-Cha	94,54	Amp-Pap-Cha	91,84	Cha-Abra-Amp
	40-60x60-80	67,67	Amp-Ter-Pap	68,25	Amp-Abra-Ter	68,58	Amp-Pap-Abra	60,09	Spi-Ter-Abra
EUNIS Habitat Gruplar	A5.26xA5.33	78,82	Pit-Cha-Abra	75,11	Pit-Cha-Spi	71,95	Cha-Upo-Gou	77,44	Cha-Pit-Ana
	A5.26xA5.35	91,25	Amp-Cha-Ter	94,92	Cha-Amp-Abra	97,53	Amp-Cha-Abra	91,63	Cha-Ter-Amp
	A5.33xA5.35	86,48	Amp-Pit-Cha	82,81	Pit-Cha-Amp	94,49	Cha-Amp-Abra	87,90	Ter-Amp-Cha

Amp: *Amphiura*, **Ana:** *Anadara*, **Cha:** *Chamelea*, **Upo:** *Upogebia*, **Gou:** *Gouldia*, **Pit:** *Pitar*, **Ter:** *Terebellides*, **Nep:** *Nephtys*, **Mel:** *Melinna*, **Ant:** *Anthozoa*, **Luc:** *Lucinella*, **Spi:** *Spisula*, **Iph:** *Iphinoe*, **Rot:** *Rotaliida*

3.5.2. Makroinfaunal birliklerin derinliğe göre dağılımı

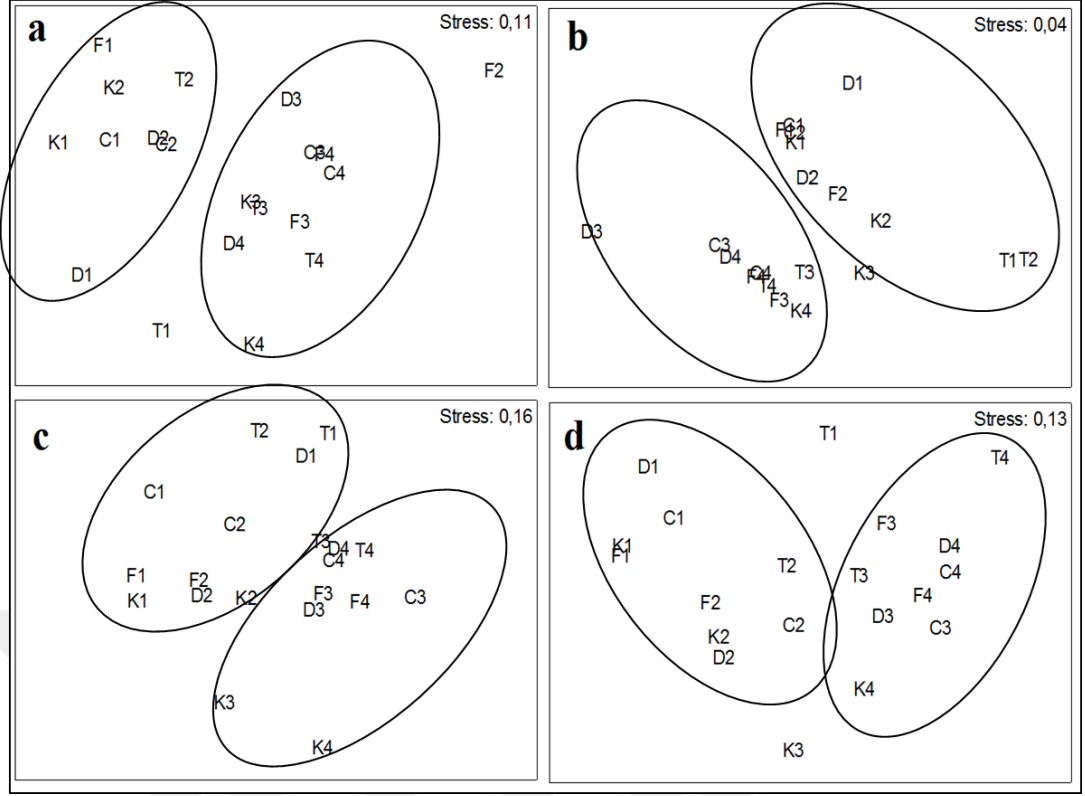
İlkbahar örnekleminde, derinlik faktörünün bentik faunal birlikler üzerine kuvvetli bir etkisi olduğu ve bu yüzden anlamlı bir fark oluşturduğu söylenebilir (Global $R_{\text{ilkbahar(der1-4)}}=0,259, P<0,05$). Grup karşılaştırmalarına göre, 0-40 m ile 60 m ve üzeri derinlikler arasında faunal kompozisyon dağılımı ve biyokütle açısından önemli bir farkın olduğu ortaya çıkmaktadır. Gruplar arasındaki *Amphiura* sp., *Pitar* sp. ve *Nephtys* sp. taksonlarının indikatör oldukları ifade edilebilir. Genel bir değerlendirme ile sığ ve derin alanlarda birliklerin dağılımı açısından konumsal bir heterojeniteden bahsedilebilir. *Chamelea* sp. ve *Pitar* sp. sığ derinliklerde farklılaşmada üst basamakta yer alırken, derin noktalarda *Pitar* sp. taksonunun yerine *Amphiura* sp. ve *Abra* sp. taksonlarının yerleştiği görülmektedir. Faktörün bu etkisi mevsimsel olarak değişim göstermektedir. Yaz örnekleminde derinlik, komünite modelleri arasında önemli bir farklılığa neden olmaktadır (Global $R_{\text{yaz(der1-4)}}=0,57, P<0,05$). Derinlik faktöründe, 40-60 m derinlik grubu, 0-20 m ve 20-40 m derinlik grubu ile güçlü bir ayırım göstermiştir. Buna karşın, 40-60 m ile 60-80 m grubu arasında anlamlı fark oluşmamıştır. Tüm karşılaştırmalarda, *Chamelea* sp. mensuplarının güçlü bir farklılaşma sebebi olduğu söylenebilir (ortalama % katkı=12,25). Faunal birliklerin tür kompozisyonunda, “40-60 m x 60-80 m” karşılaştırmasının dışındaki tüm derinlik grupları anlamlı farklılık göstermektedir. “0-20 m x 20-40 m” ve “20-40 m x 60-80 m” grupları arasındaki benzeşmezliğe en büyük katkıyı %18 ve %13 ile *Pitar* sp. taksonu sağlamaktadır. Genel olarak *Pitar* sp., *Chamelea* sp. ve *Amphiura* sp. kompozisyonundaki ayırımın önemli kaynaklarıdır. Sığdan derine geçildiğinde ise *Abra* sp. ve *Amphiura* sp. taksonlarının farklılıkta önemli bir pay sahibi olduğu görülmektedir.

Kış ve sonbahar örneklemlerinde de derinlik faktörü farklılık oluşturacak bir güce sahiptir (Global $R_{\text{sonbahar(der1-4)}}=0,35, P<0,05$; Global $R_{\text{kış(der1-4)}}=0,433, P<0,05$) 0-20 m ve 20-40 m derinlikleri ile 40 m'nin üzerindeki gruplar arasında farklılık anlamlıdır. Benzeşmezliğe katkı sağlayan taksonlar *Terebellides* sp., *Chamelea* sp. ve *Spisula* sp.'dir. Bu dönemde alanda 40 m'nin altı ve üstü derinliklerde *Chamelea* sp., *Anadara* sp. ve *Pitar* sp. gruplarının dağılımı *Amphiura* sp. ve *Abra* sp.'nin baskınlığı ile değişim göstermektedir. Sonbaharda ayırıcı gruplar sığ derinliklerde *Chamelea* sp., *Upogebia* sp., *Gouldia* sp. ve *Anadara* sp. taksonları iken, derin bölgelerde *Amphiura* sp., *Abra* sp. ve *Papillicardium* sp. taksonlarıdır. Bu taksonlar “0-20 m x 40-60 m”,

“0-20 m x 60-80 m”, “20-40 m x 60-80 m” derinlik gruplarında önemli bir ayrım ortaya çıkartmışlardır.

3.5.3. Makrofaunal birlikler habitat sınıfına göre dağılımı

EUNIS habitat sınıflarında birliklerin yapısı ve biyokütle değerleri önemli olarak değişmektedir. Habitat sınıfının bentik faunal topluluklar üzerine etki eden bir faktör olduğu ifade edilebilir. ANOSIM değerlendirmeleri, bu değişimin mevsimsel olarak önemli olduğunu ortaya çıkarmıştır (Global $R_{ilkbahar(hab1-3)} = 0,398$, $P < 0,05$; Global $R_{yaz(hab1-3)} = 0,566$, $P < 0,05$; Global $R_{sonbahar(hab1-3)} = 0,413$, $P < 0,05$; Global $R_{kış(hab1-3)} = 0,448$, $P < 0,05$). Mevsimsel olarak sirkalittoral kumlu çamur sınıfının sirkalittoral çamurlu kum ve infralittoral kumlu çamur sınıflarından önemli ölçüde farklı olduğunu söylenebilir. İlbahar döneminde gruplar arasındaki ortalama farklılık sırasıyla 93,85 ve 91,37’dir. Sirkalittoral çamurlu kum ile sirkalittoral kumlu çamur alanları arasında benzeşmezliğe %14,41 ile *Amphiura* sp. %13,22 *Chamelea* sp. ile %9,85 ile *Terebellides* sp. en fazla katkıyı sağlamaktadır. “infralittoral kumlu çamur x sirkalittoral kumlu çamur” sınıflarının farklılaşmasına ise %12,67 ile *Amphiura* sp. %10,67 ile *Pitar* sp. %8,92 ile *Chamelea* sp. en yüksek katkıyı sağlamaktadır. Yaz ve sonbahar örnekleminde gruplar arasında ayrıma neden olan organizmaların başında *Amphiura* sp., *Chamelea* sp. ve *Abra* sp. taksonları yer almaktadır. Yaz döneminde “infralittoral kumlu çamur x sirkalittoral kumlu çamur” arasında %12,21 ile *Pitar* sp. en yüksek yüzdeye sahiptir. Kış örnekleminde ise farklılığı sağlayan taksonlar arasında ilk sırayı %14,16 ile tüp inşa edebilme özelliğinde bir poliket olan *Terebellides* sp. almaktadır.



Şekil 3.5.1. Mevsimsel olarak tüm alanların biyokütle ölçümlerine ait nMDS grafikleri (**a**=kış, **b**=sonbahar, **c**=ilkbahar, **d**=yaz)

2-ölçekli MDS grafikleri (Şekil 3.5.1) ile ilişkili stres değerlerinin alanlar arasında bentik infaunal birlikler açısından yüksek değişkenliği yansıttığı düşünülebilir. ANOSIM ikili karşılaştırma sonuçlarına göre SSA'da istasyonlardan ziyade derinlik grupları arasında anlamlı farklılıkların olduğu görülmektedir. MDS grafiklerinde de derinlikler arasında gruplama belirgin olarak görülmektedir. Özellikle 0-40 m ile 40-80 m derinliklerinden oluşan iki grubun varlığı dikkat çekmektedir.

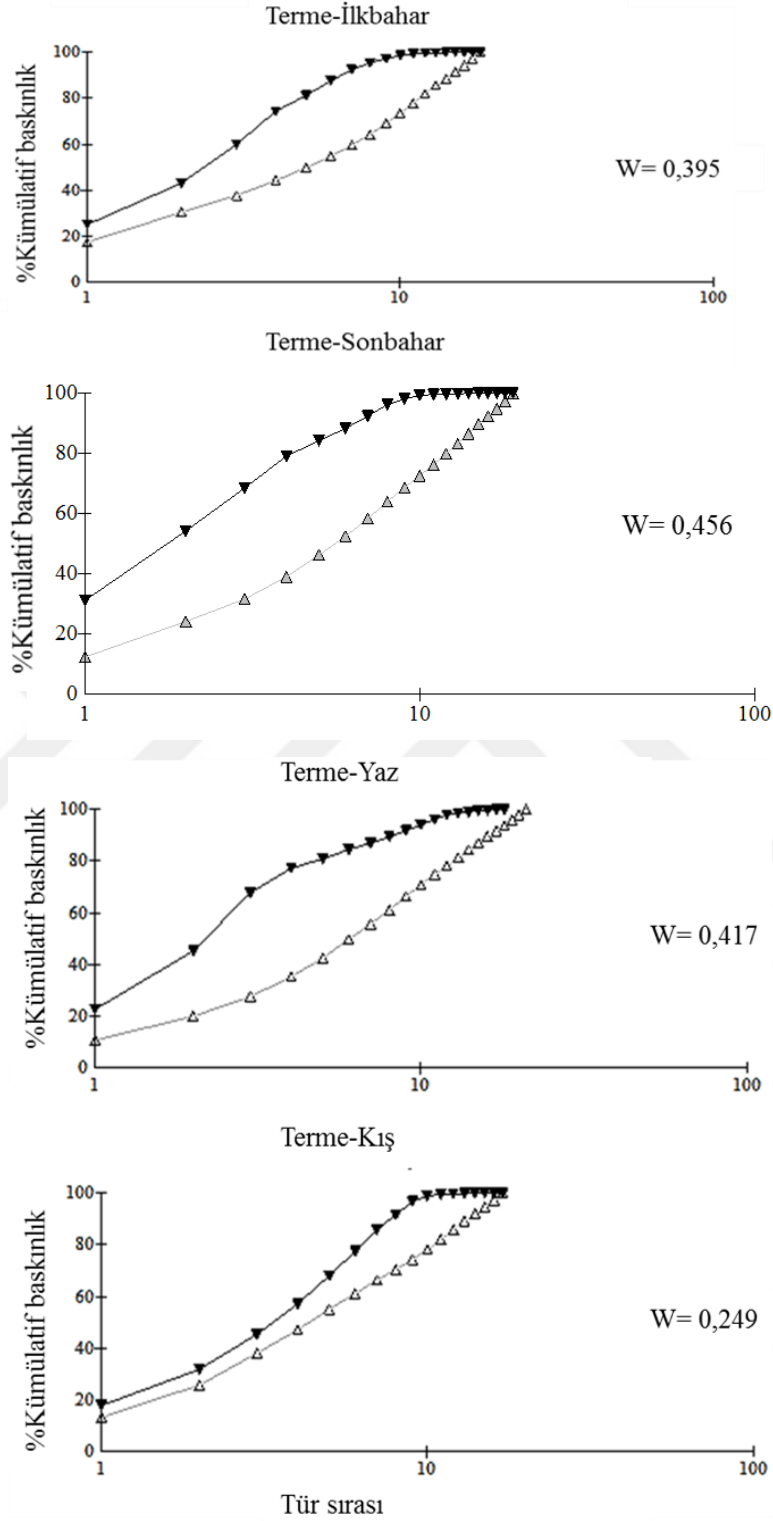
3.6. Samsun Şelf Alanı'nda Makroinfaunal Birliklerin Bolluk-Biyokütle Karşılaştırması

İnfaunal türlerin bolluk-biyokütle karşılaştırması (ABC baskınlık eğrileri) ile istasyonlarda birliklerin baskıya maruz kalıp kalmadıkları anlaşılabilir. Bu çalışmada W-istatistik değerinin 0,167- 0,456 arasında tespit edilmesi, çalışma alanındaki birliklerin mevcut durumda baskı altında olmadıklarını göstermektedir. Başlangıç aşamasında, infaunal taksonların baskı altındaki birliklerin tipik özelliklerini göstermesi beklenmiştir (bolluk eğrisinin biyokütle eğrisinden üstte olması). Çünkü SSA Güney Karadeniz'de en önemli balıkçılık sahalarından biridir ve bu nedenle

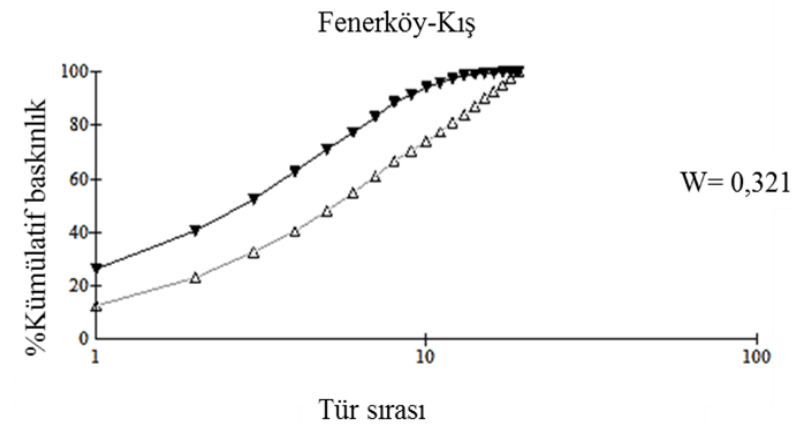
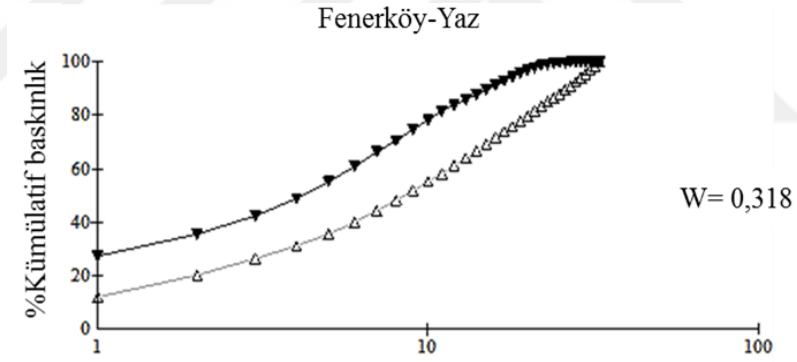
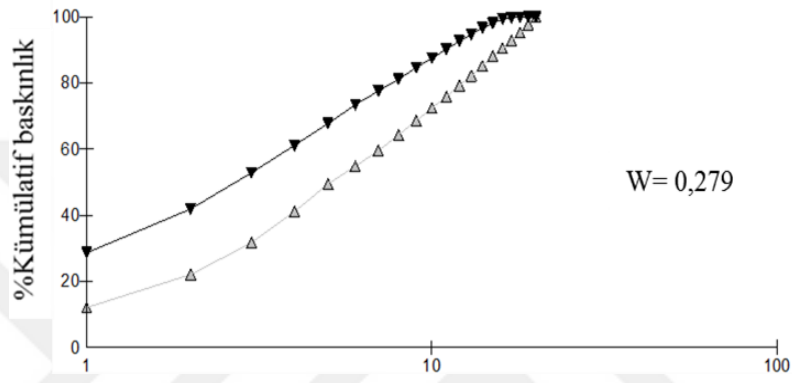
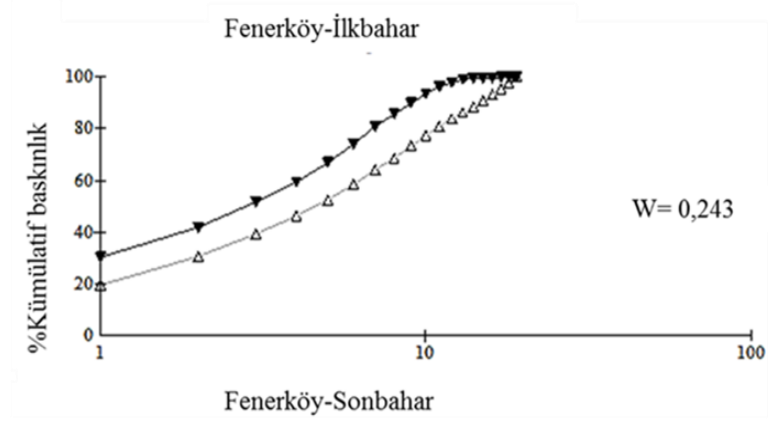
yıllardır yoğun olarak dip sürütme ağlarının etkisine maruz kalmıştır. W-istatistiği bu alan için pozitif olup, biyokütle eğrisi bolluk eğrisinin üzerinde uzanmaktadır. Bunun anlamı ise, alandaki tüm istasyonlarda yayılış gösteren birliklerin baskı altında görülmemesidir. SSA için elde edilen ABC grafiklerinde de beklenen etki ortaya çıkmamıştır. Örneklem içinde poliket gruplarından ziyade molluskların (tüm istasyonlarda) baskın olması, ABC grafiği sonuçlarını şekillendirmiş ve baskıya maruz kalmamış birliklerin temsilcisi olarak kendini göstermiştir (Şekil 3.6.1).



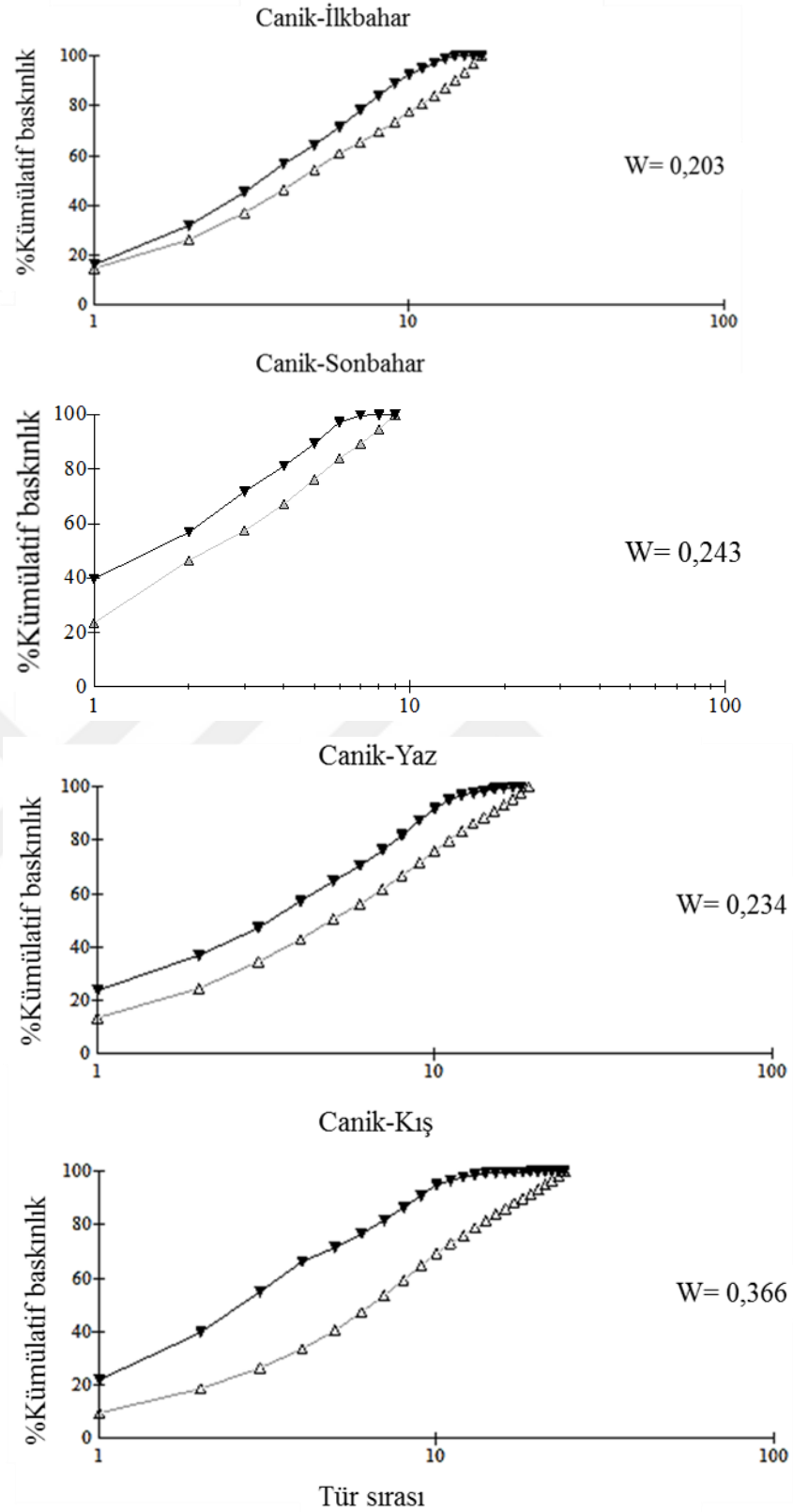
▲ Biyokütle ▲ Bolluk



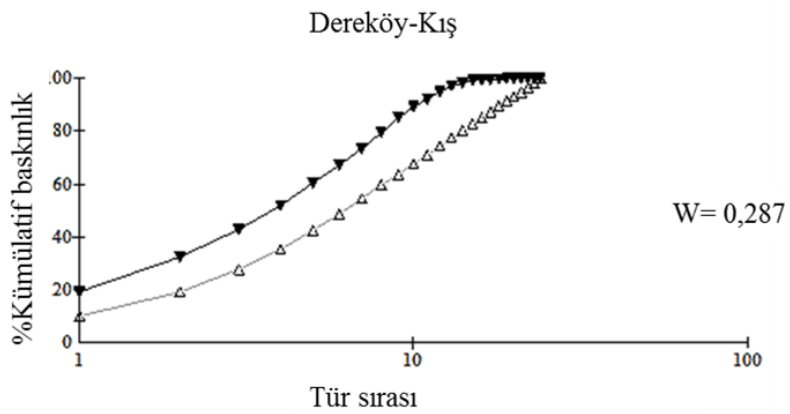
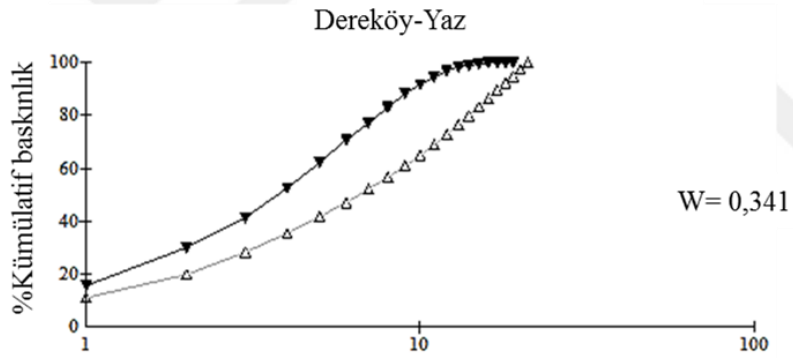
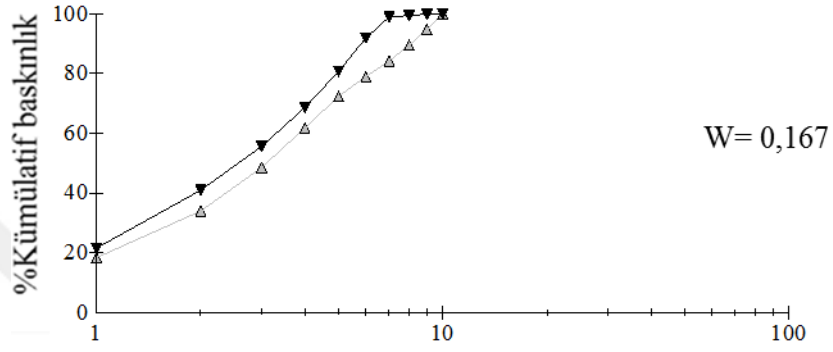
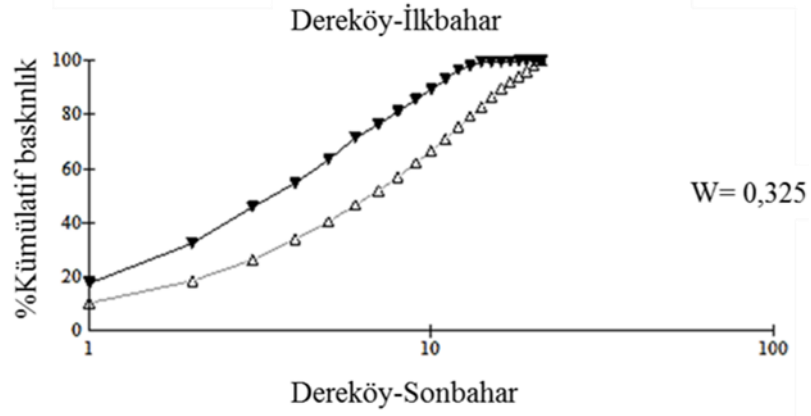
Şekil 3.6.1. Terme istasyonu için infaunal taksonların bolluk ve biyokütle eğrilerinin ABC grafikleri ile karşılaştırılması



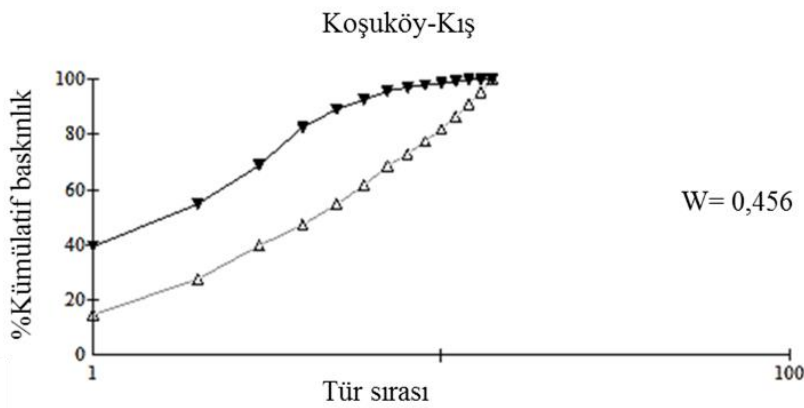
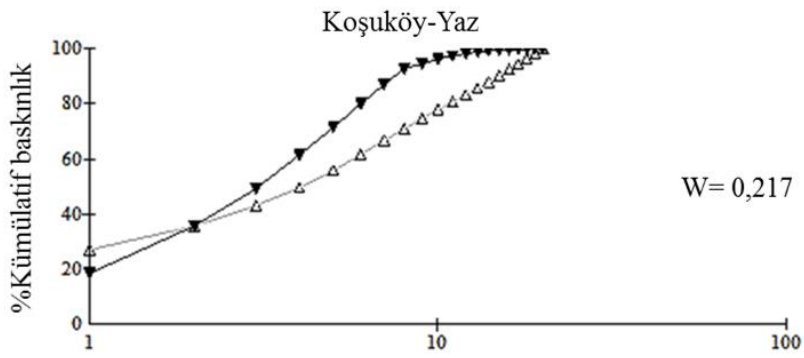
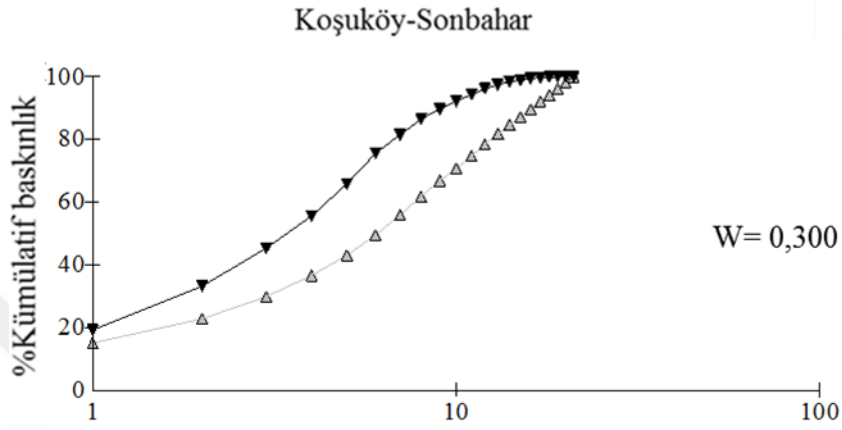
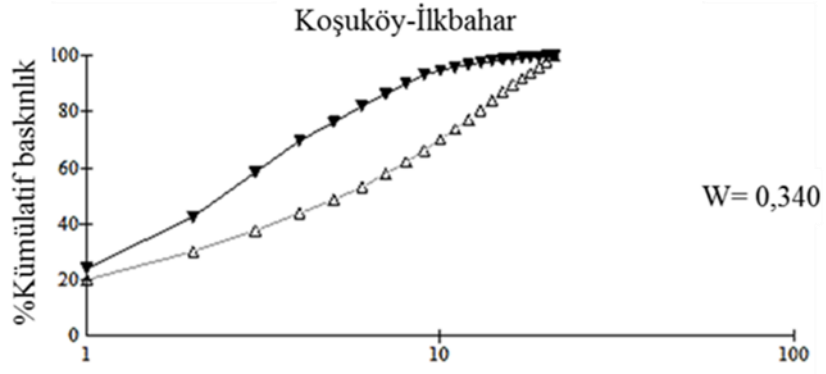
Şekil 3.6.2. Fenerköy istasyonu için infaunal taksonların bolluk ve biyokütle eğrilerinin ABC grafikleri ile karşılaştırılması



Şekil 3.6.3. Canik istasyonu için infaunal taksonların bolluk ve biyokütle eğrilerinin ABC grafikleri ile karşılaştırılması



Şekil 3.6.4. Dereköy istasyonu için infaunal taksonların bolluk ve biyokütle eğrilerinin ABC grafikleri ile karşılaştırılması



Şekil 3.6.5. Koşuköy istasyonu için infaunal taksonların bolluk ve biyokütle eğrilerinin ABC grafikleri ile karşılaştırılması

3.7. Samsun Şelf Alanı'nda Ekosistemin Fonksiyonel Yapısı

Samsun şelf alanı bentik yapısını fonksiyonel açıdan değerlendirebilmek için öncelikli olarak çalışmanın temelini oluşturan biyolojik özellikler analizi için gerekli olan 3 matris hazırlanmış ve elde edilen bu matrisler FCA ve co-inertia analizlerinde kullanılmıştır. Mevsimsel olarak yapılan bu çalışmada, ilk olarak, seçilen 10 biyolojik özellik (maksimum boy, morfoloji, ömür uzunluğu, larva gelişim yeri, üreme tipi, sedimandaki pozisyon, beslenme şekli, hareketlilik ve biyoturbasyon şekli) ve 48 kategori ile tanımlanan 54 takson için bulanık-kodlu “takson-özellik matrisi” oluşturulmuştur (Çizelge 3.7.1). Bu matris, taksonların sergilediği kategorilerin nispi oranı şeklinde yeniden düzenlenmiştir. Örneğin, *Nephtys* taksonu maksimum boy özelliğinin 21-100 mm ve 101-200 mm kategorileri için sırasıyla 3 ve 1 olarak kodlanmıştır. Burada, ‘biyokütle*kod’ hesaplamasından önce kodlar sırasıyla 0,75 ve 0,25 şeklindeki gösterime çevrilmiştir. Bir başka örnek vermek gerekirse, 1, 1, 2 şeklindeki kod 0,25, 0,25 ve 0,50 şeklinde çarpıma katılır.

Çalışma için seçilen her bir istasyonda örneklenen ve teşhisi yapılan taksonların birim alandaki (m^2) biyokütle değerleri işlenerek “takson-istasyon matrisi” elde edilmiştir (Çizelge 3.7.2). Elde edilen bu tablo sonrasında, tüm biyokütle değerlerinin $\log(x+1)$ dönüşümü yapılarak analizlerde kullanılmıştır. Hazırlanan bu iki matris eş zamanlı olarak co-inertia analizinde kullanılmış ve özellik ile takson kompozisyonu arasındaki yapının değişim yönü belirlenmiştir.

Son olarak, söz konusu taksonu tamamiyle dışarıda tutarak biyolojik özellikler çerçevesinde fonksiyonel yapıyı ele almak için “özellik-istasyon matrisi” oluşturulmuş (Çizelge 3.7.3) ve FCA analizinde kullanılmıştır. Bu da BTA'nın asıl amacını ortaya koyan işlemdir. Elde edilen ‘takson-istasyon’ ve ‘takson-özellik’ matrisleri kullanılarak hazırlanan ‘özellik-istasyon’ matrisi, her bir biyolojik özellik kategorilerinin istasyonlardaki ağırlıklı görülme durumunu temsil etmektedir. Böylece alandaki fonksiyonel rollerin dağılımı, sıklığı ve eğilimi değerlendirilmiştir.

Her bir istasyon için, istasyonlar-kategoriler arasındaki ilişki, ‘biyokütle ağırlıklı ortalama frekans tablosu’ üzerinden χ^2 (ki-kare) testi ile kontrol edilmiştir. Testin, sonucuna göre istasyonlar ve kategoriler arasındaki ilişkiler önemli ($P<0,001$) bulunmuştur. Her bir özellik için, en az bir istasyon, sergilenen biyolojik özellik profili açısından diğer istasyonlardan farklılık göstermektedir. Örneğin, 21-100 mm boy

aralığında olan organizmalar Terme hariç diğer istasyonlarda baskın durumdadır. Ömür uzunluğunun 10 yıldan büyük olması (öü:>10 yıl) diğer istasyonlarda yaygın gözlenen bir kategori olmasına rağmen Terme istasyonunda çoğunlukla 3 ila 10 yıl yaşayan organizmalar (öü:3-10 yıl) dağılım göstermektedir.

ANOSIM ile özellik dağılımlarının mevsimler arasındaki olası farklılığı sorgulanmıştır. Analiz edilen özellik x istasyon matrislerine göre mevsimler arasında özellik kompozisyonlarının farklı olduğu sonucuna ulaşılmıştır (Global R=0,163, P<0,05). İkili karşılaştırmalara göre sonbahar ve kış mevsimleri arasındaki farkın daha kuvvetli olduğu görülmektedir (Global R=0,256, P<0,05). Bu mevsimler arasındaki ortalama benzemezlik %58,65'dir. Farklılığın en büyük kaynakları ise D2, C1 ve T3 istasyonlarındaki fonksiyonel kompozisyonudur.

RELATE fonksiyonu ile sorgulanan bolluk tabanlı özellik matrisi ve biyokütle tabanlı özellik matrisi arasında güçlü bir ilişki bulunmuştur ($\rho=0,933$, P<0,001). Bolluk ve biyokütle arasındaki bu kuvvetli korelasyona dayanarak, fonksiyonel analizlerin tamamında sadece biyokütle verisi kullanılmıştır.

Çizelge 3.7.1. Bentik taksonlar için bulanık-kodlu biyolojik özellikler (**Takson x Özellik Matrisi**) (Özellik ve kategorilerin açıklaması **Çizelge 2.2.1**'de verilmiştir)

Özellik Kategori	MB					M				ÖÜ				LGY			ÜT				YA						SP				BŞ						H				BŞ							
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	1	2	3	4	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	1	2	3	4	5		
<i>Terebellides</i>	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	1	2	0	0	0	3	0	0	3	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	
<i>Nephtys</i>	0	0	3	1	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	2	0	3	3	0	0	0	0	0
<i>Phyllodoce</i>	0	0	0	2	2	2	3	0	0	0	0	0	1	0	3	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Palaeonemertea</i>	0	1	1	0	0	0	3	0	0	0	0	3	2	0	3	3	3	0	3	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2	3	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	1	0	0	0	
<i>Paraonidae</i>	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Capitella</i>	0	0	3	3	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	3	3	3	0	0	1	3	3	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	3	0	1	0	0	
<i>Capitellidae</i>	0	0	3	3	3	0	3	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	1	3	3	3	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Nereis</i>	0	0	3	3	3	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	3	0	3	3	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0		
<i>Melinna</i>	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	2	0	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0		
<i>Micronephthys</i>	0	0	3	1	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	1	0	0	0	0	0	3	3	0	0	2	0	3	3	0	0	0	0	
<i>Lineidae</i>	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	3	0	0	0	2	3	1	0	0	0	0	1	3	0	0	1	3	0	1	1	0	0	0		
<i>Harmothoe</i>	0	2	3	0	0	0	3	0	0	0	0	1	1	0	3	0	0	0	0	0	3	1	0	3	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	
<i>Phoronida</i>	0	0	3	3	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	1	1	1	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3		
<i>Upogebia</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	3	0	3	1	0	0	0	0	0	0	3	3	3	3	0	0	0	0	0	0	3	3	3	0	0	0	0	
<i>Brachynotus</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	3	0	3	1	0	0	0	0	0	3	0	3	3	3	0	0	0	0	0	0	3	3	3	0	0	0	0	
<i>Diogenes</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	3	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	2	1	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	2	1	0	
<i>Amphiura</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	3	0	0	0	3	0	0	0	0	3	1	0	0	0	3	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	3	3	3	0	0	0	0	
<i>Ampelisca</i>	3	3	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	3	3	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	1	2	1	1	1	0	0	0	0	
<i>Apseudidae</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	3	3	3	0	0	3	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Iphinoe</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	0	3	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3	0	1	1	1	0	0	0	0	
<i>Leuconidae</i>	2	2	0	0	0	0	0	0	3	0	3	1	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	2	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	1	3	1	1	1	0	0	0	
<i>Cyclope</i>	3	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	3	3	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	3	3	0	3	0	0	0	0	
<i>Nassarius</i>	0	3	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	3	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	
<i>Bodotriidae</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	2	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0		
<i>Anthozoa</i>	1	1	1	1	1	1	3	0	0	0	0	0	1	0	2	0	1	3	3	0	1	0	0	0	0	3	3	3	0	0	3	0	0	0	3	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	3		
<i>Balanus</i>	0	3	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0		
<i>Chamelea</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	
<i>Anadara</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	1	3	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0		
<i>Abra</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3	3	0	3	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	1	3	3	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0		

Çizelge 3.7.1. Bentik taksonlar için bulanık-kodlu biyolojik özellikler (**Takson x Özellik Matrisi**) (Özellik ve kategorilerin açıklaması **Çizelge 2.2.1**'de verilmiştir) (devam)

Özellik Kategori	MB						M				ÖÜ				LGY			ÜT				YA						SP				BŞ						H				BT				
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	1	2	3	4	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	1	2	3	4	5
<i>Pitar</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	2	3	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Donax</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	3	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Mytilus</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Lucinella</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	3	0	0	0	3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Spisula</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	3	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Striarca</i>	0	2	2	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	3	0	0	0	3	1	0	0	3	0	0	0	0	0	3	0	1	0	3	0	0	0	0
<i>Papillicardium</i>	0	3	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	3	3	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Gouldia</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	2	1	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Rotaliida</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0

Çizelge 3.7.2. Her bir taksonun çalışma istasyonlarındaki log(x+1) dönüşümlü biyokütle değerleri (g.m⁻²) (**Takson x İstasyon Matrisi**)

Takson	Terme				Fenerköy				Canik				Dereköy				Koşuköy			
	T1	T2	T3	T4	F1	F2	F3	F4	C1	C2	C3	C4	D1	D2	D3	D4	K1	K2	K3	K4
<i>Terebellides</i>	0,00	0,33	0,43	0,21	0,00	0,00	0,30	1,17	0,00	0,18	1,20	0,93	0,00	0,10	1,15	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00
<i>Nephtys</i>	0,00	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,18	0,30	0,62	0,09	0,00	0,00	0,82	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Phyllodoce</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Palaeonemertea	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
Paraonidae	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Capitella</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Capitellidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nereis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Melinna</i>	0,02	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Micronephtys</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lineidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Harmothoe</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phoronida	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Upogebia</i>	1,22	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Brachynotus</i>	0,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,56	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diogenes</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,28	0,00	0,00	0,00	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00
<i>Amphiura</i>	0,00	0,00	0,75	0,64	0,00	0,00	0,46	0,74	0,00	0,00	0,50	0,57	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,25	0,00
<i>Ampelisca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,08	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Apseudidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Iphinoe</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Leuconidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Cyclope</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00	0,00	1,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Nassarius</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bodotriidae	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Anthozoa	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,79	0,00	0,00	0,00	0,00	0,24	0,00
<i>Balanus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Chamelea</i>	0,00	1,45	0,00	0,00	2,70	0,00	0,00	0,00	3,39	1,16	0,00	0,00	0,00	1,98	0,00	0,00	1,02	1,93	0,00	0,00

Çizelge 3.7.2. Her bir taksonun çalışma istasyonlarındaki log(x+1) dönüşümlü biyokütle değerleri (g.m⁻²). (**Takson x İstasyon Matrisi**) (devam)

Takson	Terme				Fenerköy				Canik				Dereköy				Koşuköy			
	T1	T2	T3	T4	F1	F2	F3	F4	C1	C2	C3	C4	D1	D2	D3	D4	K1	K2	K3	K4
<i>Anadara</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,09	1,07	0,00	0,00	2,12	0,37	0,00	0,00	1,03	0,00	0,00	0,00
<i>Abra</i>	0,24	0,00	1,06	0,55	0,00	0,00	0,64	0,00	0,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,49	0,00
<i>Pitar</i>	0,00	0,00	0,86	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,49	2,18	0,00	0,00	0,00	2,99	0,00	0,67	0,00	0,71	0,45	0,00
<i>Donax</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Mytilus</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,88	0,76	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Lucinella</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00
<i>Spisula</i>	0,00	0,00	1,13	0,00	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00	1,06	0,00	0,00	0,00	1,31	0,39	0,00	0,00	0,00	1,05	0,00
<i>Striarca</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Papillicardium</i>	0,00	0,00	0,61	0,00	0,00	0,00	0,61	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,42	0,71	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00
<i>Gouldia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,44	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rotaliida</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00

Çizelge 3.7.3. İlk iki matris kullanılarak elde edilen, biyokütle ağırlıklı özellik frekansları (**Özellik x İstasyon Matrisi**) (Özellik ve kategorilerin açıklaması **Çizelge 2.2.1**'de verilmiştir)

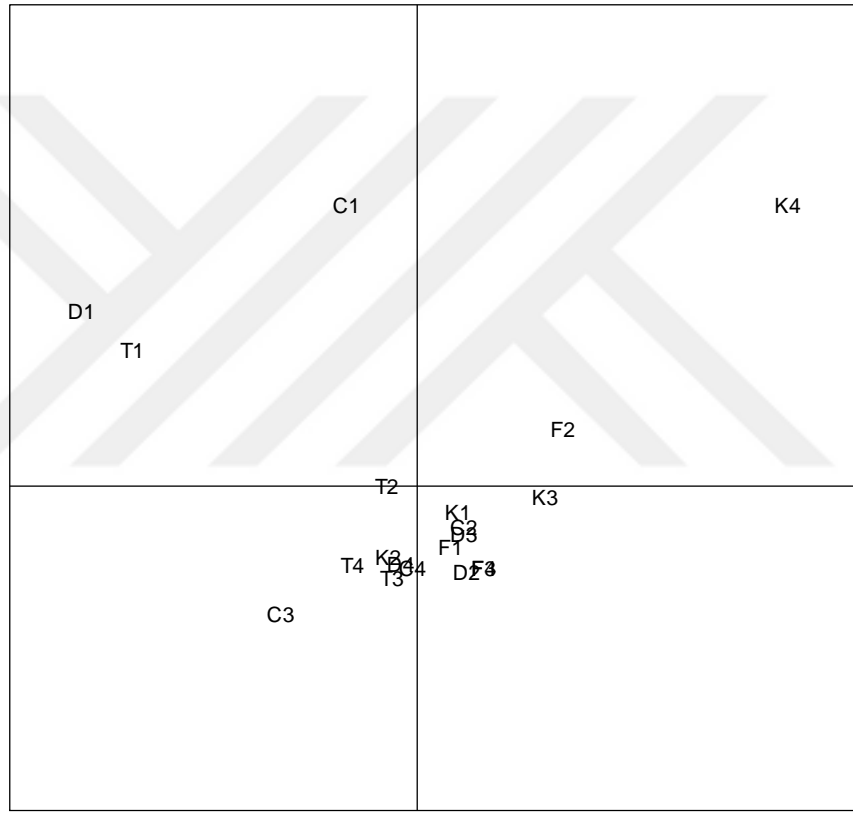
Özellik Kategori	MB						M				ÖÜ				LGY			ÜT			
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	1	2	3	4
T1	0,00	0,27	0,54	1,22	0,00	0,00	0,05	0,00	1,97	0,00	0,00	0,16	1,87	0,00	1,98	0,03	0,01	0,00	0,27	0,01	1,74
T2	0,00	0,00	1,96	0,06	0,00	0,00	0,57	0,00	1,45	0,00	0,00	0,12	0,45	1,45	1,68	0,00	0,34	0,00	1,68	0,33	0,01
T3	0,00	1,37	2,72	0,75	0,00	0,00	0,43	0,00	4,41	0,00	0,00	0,67	1,10	3,06	4,41	0,00	0,43	0,00	4,41	0,43	0,00
T4	0,00	0,59	0,21	0,64	0,00	0,00	0,26	0,00	1,19	0,00	0,00	0,39	0,42	0,64	1,19	0,04	0,21	0,00	1,23	0,21	0,00
F1	0,72	0,27	3,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,93	0,00	0,00	0,00	1,79	3,15	4,36	0,00	0,58	0,28	4,06	0,58	0,02
F2	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,01	0,00
F3	0,03	0,96	1,32	0,55	0,07	0,01	0,61	0,00	2,33	0,00	0,01	0,45	0,83	1,65	2,41	0,06	0,47	0,01	2,59	0,31	0,02
F4	0,00	0,12	1,43	0,79	0,01	0,01	1,37	0,00	0,98	0,00	0,00	0,39	0,99	0,98	1,18	0,01	1,17	0,00	1,19	1,17	0,00
C1	1,21	1,88	7,63	0,08	0,00	0,00	0,56	0,00	10,24	0,00	0,00	0,77	3,92	6,10	9,36	0,25	1,18	0,34	8,41	1,96	0,09
C2	0,00	0,03	6,24	0,21	0,06	0,00	1,00	0,00	5,54	0,00	0,00	0,24	2,35	3,95	6,22	0,06	0,26	0,00	6,20	0,22	0,12
C3	0,01	0,01	1,27	0,53	0,00	0,00	1,30	0,00	0,52	0,00	0,00	0,42	0,90	0,50	0,59	0,00	1,24	0,00	0,60	1,20	0,02
C4	0,00	0,01	0,93	0,58	0,01	0,01	0,98	0,00	0,57	0,00	0,00	0,33	0,65	0,57	0,59	0,03	0,93	0,00	0,61	0,93	0,01
D1	0,00	0,00	2,69	1,20	0,00	0,00	0,01	0,00	3,88	0,00	0,00	0,01	3,35	0,53	3,88	0,00	0,01	0,00	2,12	0,00	1,77
D2	0,13	0,78	8,62	0,35	0,14	0,63	1,86	0,00	8,38	0,00	0,00	0,07	3,61	6,96	9,75	0,01	0,88	0,59	9,55	0,35	0,15
D3	0,00	0,36	2,85	0,08	0,01	0,01	1,46	0,00	1,86	0,00	0,00	0,41	1,06	1,85	2,13	0,03	1,17	0,00	2,14	1,15	0,02
D4	0,00	0,23	0,67	0,17	0,00	0,00	0,01	0,00	1,07	0,00	0,00	0,11	0,34	0,62	1,07	0,00	0,00	0,00	1,07	0,00	0,00
K1	0,11	0,00	2,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,16	0,00	0,00	0,00	0,77	1,38	2,16	0,00	0,00	0,11	2,05	0,00	0,00
K2	0,04	0,10	2,68	0,04	0,04	0,04	0,13	0,00	2,69	0,00	0,00	0,01	0,53	2,40	2,85	0,00	0,08	0,10	2,80	0,00	0,03
K3	0,04	0,52	1,57	0,25	0,00	0,00	0,06	0,00	2,33	0,00	0,02	0,29	0,43	1,65	2,29	0,00	0,10	0,02	2,29	0,08	0,00
K4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Çizelge 3.7.3. İlk iki matris kullanılarak elde edilen, biyokütle ağırlıklı özellik frekansları (**Özellik x İstasyon Matrisi**). (Özellik ve kategorilerin açıklaması **Çizelge 2.2.1**'de verilmiştir) (devam)

Özellik Kategori	SP				BŞ						H				BT				
	1	2	3	4	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	1	2	3	4	5
T1	0,01	0,27	0,00	1,74	0,44	0,79	0,77	0,01	0,02	0,00	0,26	0,00	0,90	0,87	0,88	1,14	0,00	0,00	0,00
T2	0,33	1,63	0,06	0,00	1,45	0,34	0,01	0,11	0,11	0,00	1,79	0,09	0,00	0,14	0,40	1,61	0,00	0,00	0,00
T3	0,43	2,94	1,47	0,00	3,12	1,26	0,46	0,00	0,00	0,00	4,08	0,00	0,38	0,38	1,45	3,39	0,00	0,00	0,00
T4	0,21	1,23	0,00	0,00	0,40	0,81	0,23	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,32	0,32	0,43	1,02	0,00	0,00	0,00
F1	0,47	3,10	1,08	0,28	4,36	0,29	0,00	0,29	0,00	0,00	4,36	0,00	0,29	0,29	0,54	4,11	0,19	0,09	0,00
F2	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00
F3	0,38	1,82	0,69	0,04	1,54	0,87	0,27	0,12	0,12	0,00	2,15	0,05	0,35	0,39	0,59	2,25	0,00	0,09	0,00
F4	1,19	0,88	0,28	0,00	0,61	1,54	0,00	0,10	0,10	0,00	1,42	0,07	0,39	0,48	1,14	1,22	0,00	0,00	0,00
C1	3,55	5,34	1,57	0,34	7,49	1,22	0,38	1,56	0,15	0,00	8,45	0,14	1,44	0,75	1,83	8,62	0,23	0,11	0,00
C2	1,30	2,90	2,34	0,00	5,54	0,19	0,18	0,31	0,31	0,00	5,88	0,25	0,01	0,39	2,98	3,39	0,17	0,00	0,00
C3	1,22	0,58	0,02	0,00	0,26	1,47	0,00	0,05	0,05	0,00	1,20	0,04	0,27	0,31	0,95	0,87	0,00	0,01	0,00
C4	0,96	0,59	0,00	0,00	0,28	1,22	0,01	0,02	0,02	0,00	0,95	0,00	0,32	0,28	0,76	0,79	0,00	0,00	0,00
D1	2,12	0,01	0,00	1,76	2,52	0,68	0,69	0,00	0,00	0,00	2,13	0,00	0,88	0,88	0,89	3,00	0,00	0,00	0,00
D2	2,31	4,64	3,70	0,00	8,78	0,11	0,03	0,54	1,18	0,00	9,30	0,45	0,37	0,52	4,13	5,69	0,02	0,00	0,79
D3	1,94	0,61	0,77	0,00	1,85	1,15	0,01	0,15	0,15	0,00	3,01	0,10	0,05	0,16	0,84	2,47	0,01	0,00	0,00
D4	0,00	0,40	0,67	0,00	0,79	0,19	0,10	0,00	0,00	0,00	0,90	0,00	0,08	0,09	0,76	0,31	0,00	0,00	0,00
K1	1,03	1,02	0,00	0,11	2,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,16	0,00	0,00	0,00	0,00	2,05	0,07	0,04	0,00
K2	0,24	1,99	0,71	0,00	2,81	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	2,93	0,00	0,01	0,00	0,71	1,99	0,00	0,00	0,24
K3	0,07	1,81	0,51	0,00	1,75	0,40	0,21	0,01	0,01	0,00	2,13	0,00	0,13	0,13	0,62	1,76	0,00	0,00	0,00
K4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

İlkbahar Dönemi:

Bentik komünite, hem kategorilerin ağırlıklı ortalamalarına göre örneklemi sıralayan, hem de bahsedilen kategorileri bulunduran örneklemin ağırlıklı ortalamasını kullanarak özellik kategorilerini düzenleyen FCA ile analiz edilmiştir. FCA ile elde edilen grafikler Şekil 3.7.1 ve Şekil 3.7.2 'de verilmiştir. İlkbahar dönemi için hazırlanan FCA grafiklerinin ilk iki eksenini toplam varyansın %49'unu açıklamaktadır. Öz değerlere göre, ilkbahar örnekleminde FCA'nın ilk iki eksenini (F1 ve F2) toplam değişkenliğin sırasıyla %29 ve %20'ini açıklamaktadır. Sonraki eksenler ise (F3-F5) %16, %11 ve %8 şeklinde değişime katkı sağlamaktadırlar.



Şekil 3.7.1. İlkbahar döneminde SSA'dan alınan örneklerin FCA (Fuzzy Correspondence Analysis) ile hazırlanan faktör haritası

Özellikler içindeki kategorilerin dağılım eğilimleri, korelasyon oranları (RS) tarafından ölçülebilir hale getirilir. RS oranları eksenler tarafından en iyi açıklanan özelliklerin tanımlanmasına olanak sağlar. RS bir değişkenin kategorileri arasındaki ayrımı anlamak için, her bir eksen tarafından toplam varyansın oranlarını temsil etmektedir. Buna göre; FCA planının F1 eksenini boyunca ayrılan biyolojik özellikleri: maksimum boy, ömür uzunluğu, larva gelişimi, sedimandaki pozisyon, beslenme şekli ve hareketlilik iken, üreme tipi, yaşam alanı ve biyoturbasyon özellikleri F2 eksenini

boyunca pozisyonlanmıştır (Çizelge 3.7.4). Morfoloji özelliği hem F1 hem de F2 için oldukça düşük korelasyon oranları göstermiştir.

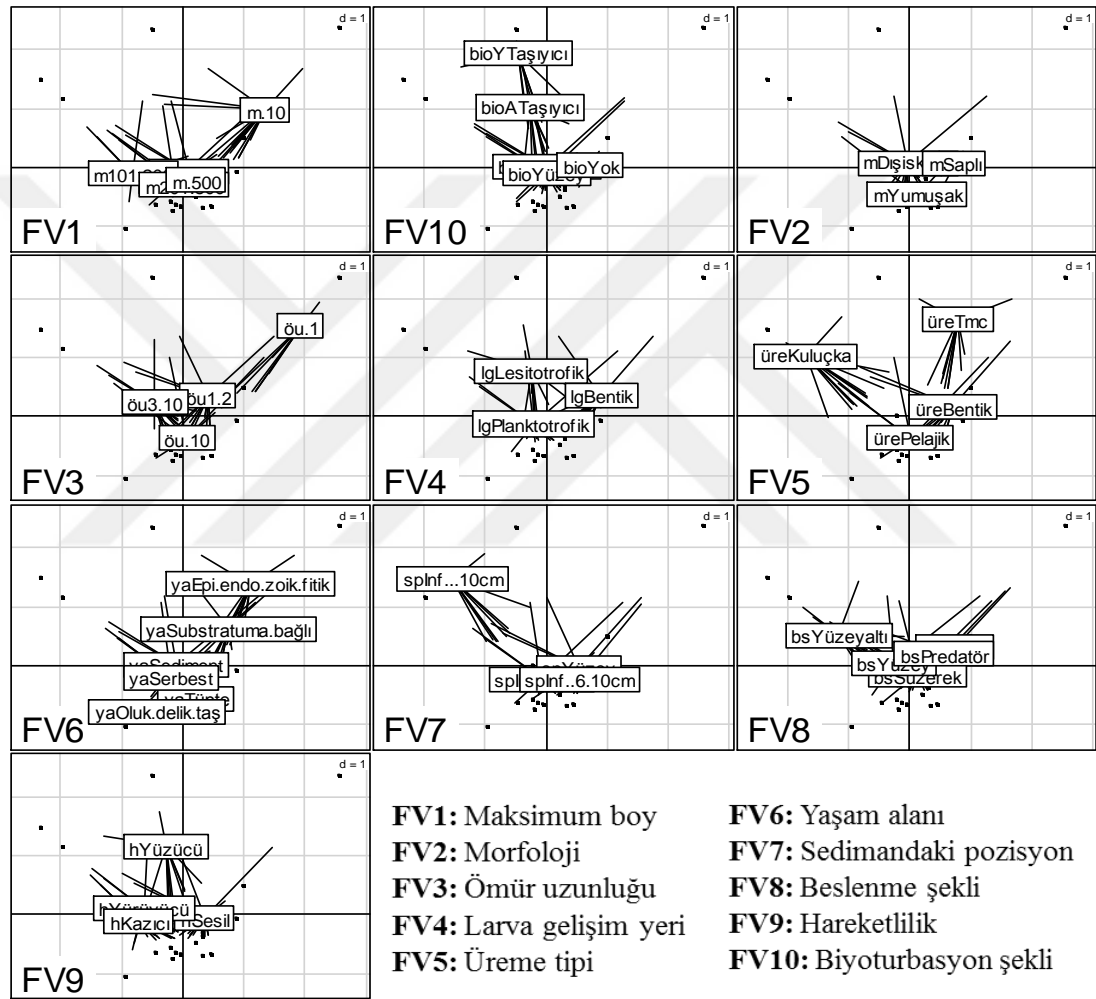
Çizelge 3.7.4. İlkbahar döneminde FCA'nın ilk iki eksenini ile her bir özelliğin korelasyon oranları

	RS1	RS2
Relative inertia (%)	29	20
<u>Korelasyon oranı</u>		
Maksimum boy (MB)	0,359703314	0,12830544
Morfoloji (M)	0,006827507	0,03370749
Ömür uzunluğu (ÖU)	0,234533092	0,18968747
Larva gelişim yeri (LG)	0,191308798	0,05906301
Üreme tipi (ÜT)	0,390461520	0,41114522
Yaşam alanı (YA)	0,109870092	0,14875888
Sedimandaki pozisyon (SP)	0,388587951	0,28926368
Beslenme şekli (BŞ)	0,178332409	0,03868445
Hareketlilik (H)	0,234300892	0,04380873
Biyoturbasyon (BT)	0,014240857	0,11174638

Bu biyolojik özellikler farklı alan ve derinlikte lokalize olan komüniteleri ayırmıştır. T1-D1, C1 ve K4 istasyonlarının özellikler bakımından oldukça farklı davrandıkları ve diğer istasyonlardan ayrı konumlandıkları görülmektedir (Şekil 3.7.1). Bu istasyonların dışındakiler FCA faktöriyel düzleminde birbirine oldukça yakındır ve böylece özellik kategorilerinde benzer kompozisyonlar göstermektedir. İlk olarak diğer istasyonlardan tamamen ayrılan C1, K4 ve T1-D1 alanlarında komüniteyi karakterize eden organizmalarda biyolojik özelliklerin heterojenitesinden bahsedilebilir. Bu istasyonlar ayrılan özellikler yönünde farklılaşmaya en fazla katkı sağlayan istasyonlardır. Bununla birlikte, T1 ve D1 istasyonları merkezde kümelenmiş gruptan ayrı ve birbirine oldukça yakındır. Bu istasyonların dışında kalan tüm istasyonlardaki biraraya gruplanma eğilimi biyolojik özelliklerin homojen olduğunu göstermektedir. İstasyonlar arasındaki taksonomik benzerlik fonksiyonel benzerlikten de sorumludur. Buna karşın istasyonlarda benzer fonksiyonellik, illa da taksonların benzerliği anlamını taşımamaktadır. Nitekim, bu alanlarda benzer fonksiyonları yerine getiren farklı taksonların dağılım gösterdiği tespit edilmiştir.

C1 alanındaki organizmaların en önde gelen özelliği, aşağı ya da yukarı taşıyıcı (biyoturbator) ve yüzücü karakterde olmalarıdır. K4 istasyonundaki tipik organizmalar 10 mm'den küçük, substratuma bağlı ya da epi/endo/zoik/fitik yaşam alanına sahip, tomurcuklanma ile üreyen ve ömür uzunluğu 1 yıldan az olan gruplardır. T1 ve D1

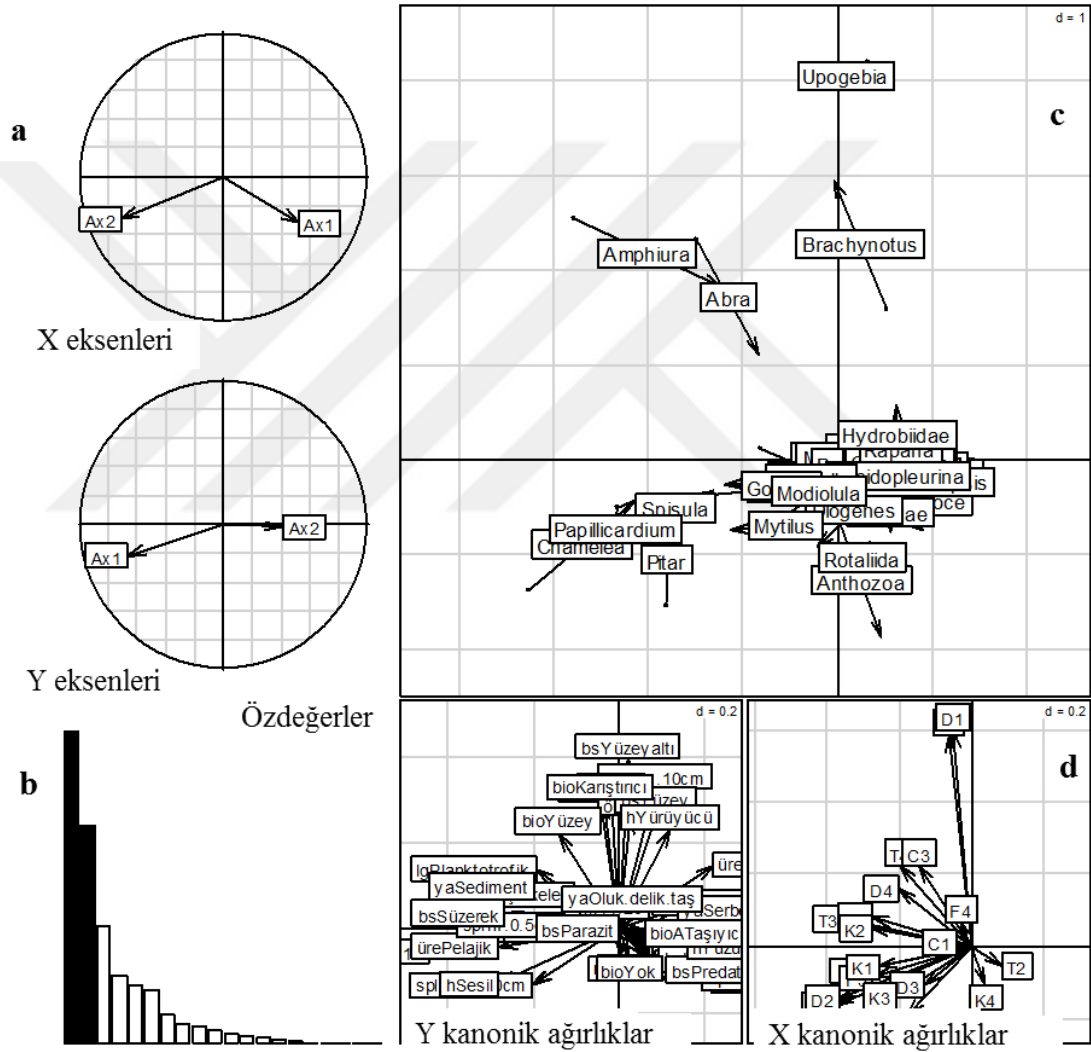
istasyonlarını karakterize eden organizmalar (infauna elemanları) ise, sedimanda en az 10 cm ve daha derinde yaşayan, yüzey altı birikintisi ile beslenen ve yumurtaları boşluklarda ya da oyuklarda gelişen karakterdedir. Planktotrofik larval gelişim, yaygın olarak pelajikte ya da bentikte üreme, sediman yüzeyinde ya da sığ sediman profilinde aktif olma gibi özellikler ise ilkbahar döneminin genel karakterini yansıtmaktadır. Farklı canlı grupları benzer işlevleri bu özellikler yoluyla gerçekleştirme eğilimi göstermektedir. Üreme tipi ve larva gelişim yeri farklılaşmanın en büyük kaynaklarıdır.



Şekil 3.7.2. İlkbahar döneminde takson biyokütlesi ile ağırlıklı hale getirilen her bir kategorinin FCA ile hazırlanan faktör haritaları (Faktör harita üzerinde 10 özelliğe ait 48 kategorinin dağılımı yapılmıştır)

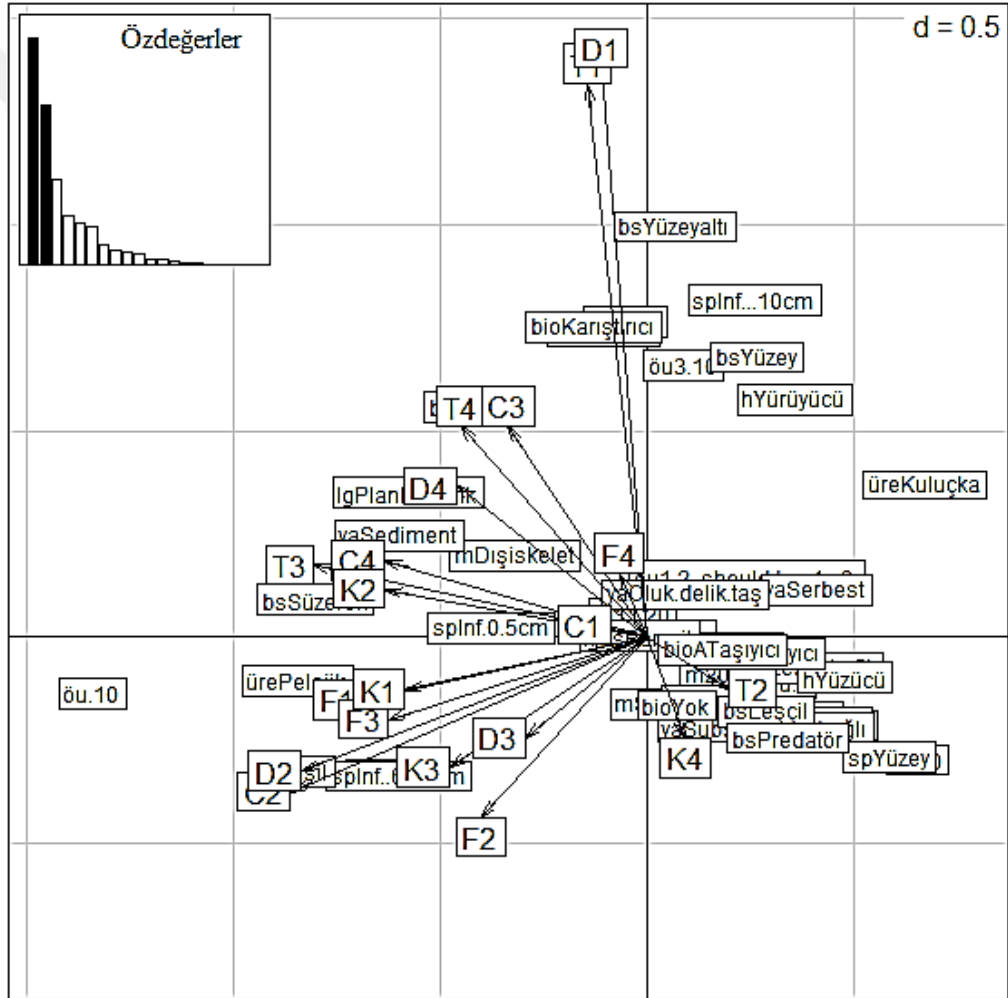
Taksonların sergiledikleri biyolojik özellikler ve takson dağılımları arasındaki ilişkinin gücünü ölçmek ve bu iki tablodan gelen bilgiyi eş zamanlı değerlendirmek için co-inertia analizi (CoI) tablolara doğrudan uygulanmıştır. Eş yapıların istatistiksel önemliliği co-inertia tablolarını 1000 kez rasgele değiştiren Monte-Carlo testi ile analiz edilmiştir. Monte-Carlo testi, co-inertia analizinin özdeğerlerinin toplamı

üzerine uygulanmıştır. CoI, eksen 1 boyunca verideki değişkenliğin % 33'ünden ve eksen 2 boyunca ise %23'ünden sorumludur. İlkbahar döneminde eş yapılar arasındaki RV katsayısı 0,254 ve P değeri 0,004'dir. RV ("R" korelasyon için ve "V" vektörel için) katsayısı iki konfigürasyonun benzerliğinin ölçüsüdür ve 0-1 arasında değişmektedir. 1'e en yakın katsayı tablolar arasında güçlü ilişki olduğunu ifade eder. Bu bilgi ışığında, RV katsayısı küçüktür ancak istatistiksel olarak anlamlıdır. Monte-Carlo permütasyon testine göre, özellikler istasyonlar arasında rasgele dağılım göstermemiştir. Bu da iki veri seti arasında önemli ilişki olduğunu gösterir ($P < 0,05$).



Şekil 3.7.3. İlkbahar dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan iki veri matrisinin temel eksenlerine ait korelasyon daresi (a), özdeğer grafiği (b), taksonların alanlardaki biyokütlelerine ve özelliklerine göre pozisyonu (c), kategori ve istasyon değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını (d) gösteren dağılım grafiği

Şekil 3.7.3’de CoI analizinden elde edilen kanonik ağırlık dağılım grafikleri; co-inertia eksenlerini tanımlamak için her bir tablodaki değişkenlerin (takson biyokütleri ve biyolojik özellik kategorileri) kombinasyonlarının katsayılarını temsil etmektedir. Bu dağılım grafiği kanonik uzaya her iki değişken grubunun katkısını gösterir. Aynı yöne uzanan vektörler ilişkilidir ve en uzun vektörler yapıya daha fazla katkı sağlar. Şekil 3.7.3 (c)’deki dağılım grafiği co-inertia analizi için özeldir ve bireyleri temsil eder. Biyokütle (okların başlangıcı) ve özellik (okbaşları) co-inertia ağırlıklarını kullanan co-inertia eksenleri üzerinde istasyonların nisbi pozisyonlarını göstermektedir. Bu grafikteki en kısa oklar iki izdüşüm arasında uyumun en iyi olduğu anlamına gelmektedir.

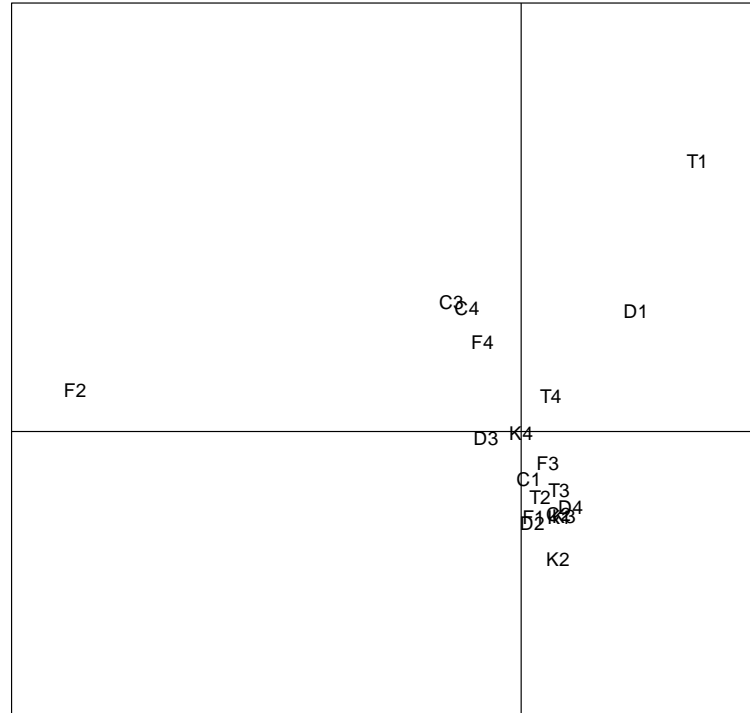


Şekil 3.7.4. İlkbahar döneminde co-inertia analizi ile hazırlanan biyolojik özellikler ve takson biyokütleri arasındaki eş yapıyı gösteren ikili grafik (biplot)

Şekil 3.7.4’e göre, üst kısımda *Upogebia*, *Brachynotus* ve *Amphiura-Abra* grupları, *Papillicardium*, *Chamelea*, *Pitar* ve *Spisula* ise alt kısımda kümelenmiştir. İlkbahar

örnekleminde *Upogebia* ve *Brachynotus* yalnızca T1 ve D1 istasyonlarında örneklenmiş olup dolayısıyla en yüksek biyokütle sahipleridir. Yine Şekil 3.7.4'e göre temel varyansın en önemli kaynaklarından biri *Amphiura* ve *Abra* taksonlarının genellikle en derin alanlarda ve birlikte bulunmalarıdır. Bu taksonların diğerlerinin dışında kalmasının nedeni T4, D4, C3-T3, K2, C4 istasyonlarının en az birinde en yüksek biyokütleye sahip olmalarıdır. Grafiğin alt sol çeyreğinde, bivalve taksonlarından oluşmuş grubun, diğerlerinden ayrılma sebebi maksimum boy kategorisi (m21-100) ve dolaylı olarak biyokütle yaptıkları katkıdır. Şekil 3.7.3'e göre bivalvelerin özellik kategorisi açısından istasyonlarda ayırma neden olmadığı görülmektedir. Bu grup, istasyonlar bazında yüksek biyokütle katkısı yaptığından dolayı diğer gruplardan farklı davranmıştır. Özellik kategorileri bazında değerlendirmeye alınacak olursa D1-T1 haricindeki istasyonlarla benzer olduğu söylenebilir. *Amphiura* ve *Abra* taksonları için de aynı durumun geçerli olduğu görülmektedir. D1 ve T1 istasyonları başlıca 101-200 mm boy grubu, yürüyücü ya da kazıcı olarak hareket etme, biyolojik karışım sağlama ya da sediman yüzeyini karıştırma, yüzey altından beslenme özellikleri ile bağlantılıdır.

Kış dönemi:



Şekil 3.7.5. Kış döneminde SSA'dan alınan örneklerin FCA (Fuzzy Correspondence Analysis) ile hazırlanan faktör haritası

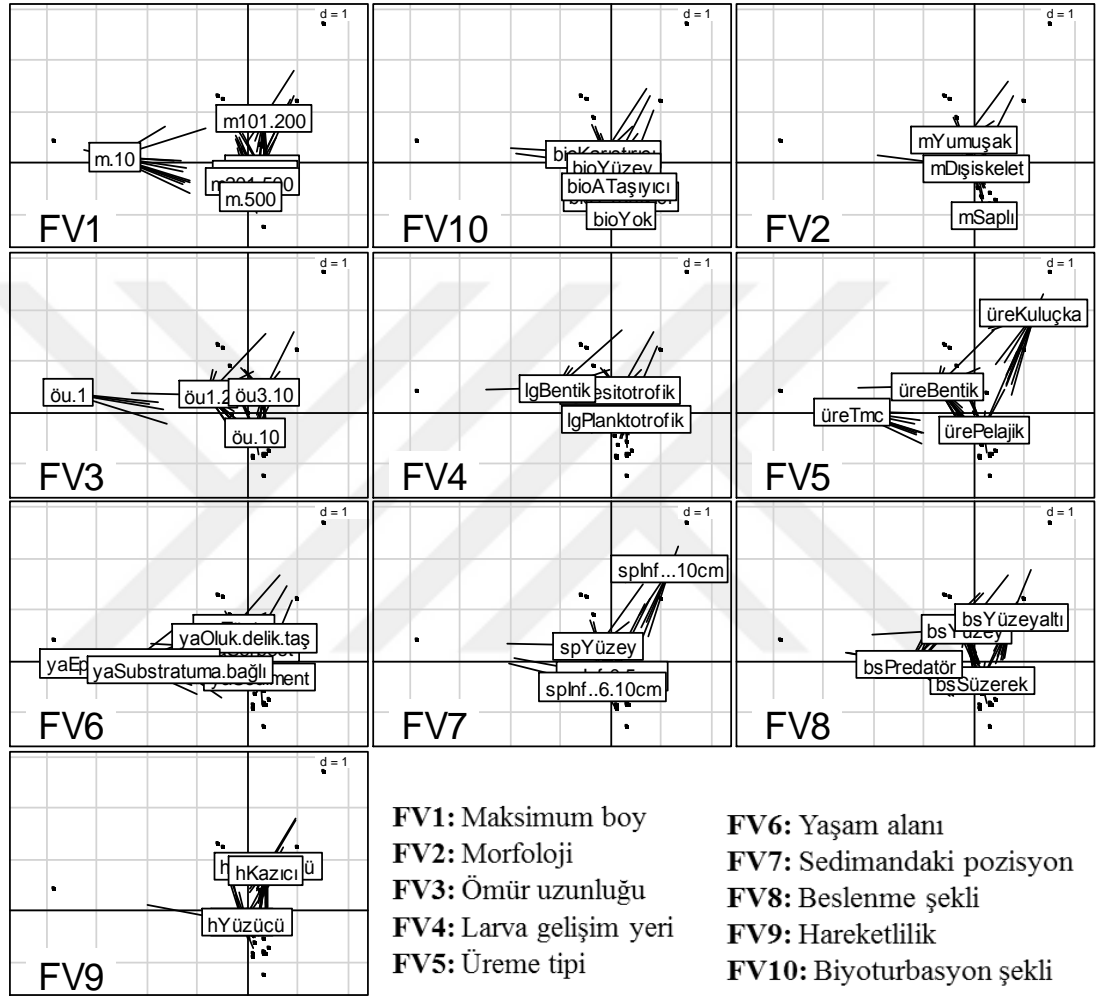
Kış örnekleminde, FCA ya göre 1. ve 2. eksen, istasyonlar arasındaki biyolojik özellik kompozisyonundaki değişkenliğin %66'sından sorumludur (Çizelge 3.7.5). Eksen 1 %35 ve eksen 2 %26'lık inertia yüzdeleri ile temel varyansın kaynağıdır. İstasyonlar arasında değişkenliğe en büyük etkisi olan özellikler, her bir özellik kategorisinin bireysel skorları kullanılarak hazırlanan grafiklerle tanımlanabilir. Eksen 1 boyunca varyasyona katkı sağlayan özellikler maksimum boy, ömür uzunluğu, yaşam alanı ve larva gelişim yeridir. Eksen 2 boyunca ayrılan istasyonlar sedimandaki pozisyonu, beslenme şekli ve hareketlilik özellikleriyle farklılaşmıştır. Biyoturbasyon ve morfoloji ilk iki eksenle ilişkili olmamasına rağmen üreme tipi özelliği her iki eksen de yüksek korelasyon değerlerine sahiptir.

Çizelge 3.7.5. Kış döneminde FCA'nın ilk iki eksenini ile her bir özelliğin korelasyon oranları

	RS1	RS2
Relative inertia (%)	35	26
<u>Korelasyon oranı</u>		
Maksimum boy (MB)	0,549030047	0,16152724
Morfoloji (M)	0,009271030	0,05043197
Ömür uzunluğu (ÖU)	0,466880724	0,15314154
Larva gelişim yeri (LG)	0,314298365	0,06331554
Üreme tipi (ÜT)	0,461049579	0,40370036
Yaşam alanı (YA)	0,219841325	0,13125801
Sedimandaki pozisyon (SP)	0,126023944	0,35583251
Beslenme şekli (BŞ)	0,171278502	0,23875289
Hareketlilik (H)	0,041205802	0,19008909
Biyoturbasyon (BT)	0,009068496	0,02717022

Eksen 2 boyunca T1 bazı değişimler göstermiş, F2 istasyonu ise diğerlerinden oldukça ayrı olup 1. eksen yönünde ayrılmıştır (Şekil 3.7.5 ve Şekil 3.7.6). F2 istasyonu boyutu 10 mm'nin altında olan, ömür uzunluğu 1 yıldan az ve eşeysiz tomurcuklanma ile üreyen organizmaların yüksek biyokütlesi ile karakterize olmuştur. Bunun yanında substratuma ya da bir canlıya bağlı olarak yaşayan ve larva gelişim yeri bentik alan olan organizmalarda nispeten yüksek biyokütleye sahiptir. Eksen 2 boyunca ayrılan istasyon (T1) ise infaunada yaşayan 10 cm derinliğe kadar gömülebilen, yüzey altı birikintisinden beslenen, kazıcı ya da yürüyücü olarak düşük hareket yeteneğinde olan ve eşeyli üreyerek yumurtalarını yuvalarına ya da oyuklara ya da tünellere bırakan organizmalarla farklılaşmıştır.

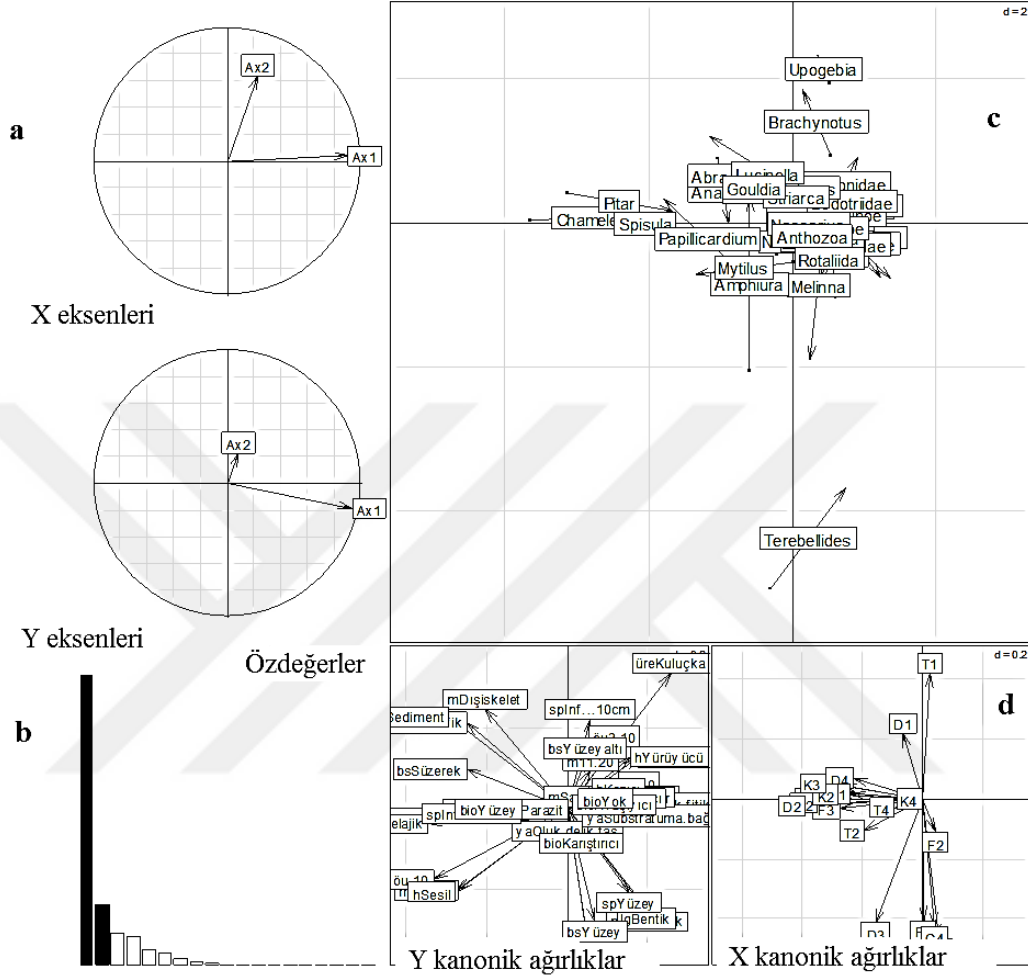
Aslında Şekil 3.7.5 dikkatli incelendiğinde derinliğe bağlı ayırım net olarak görülebilmektedir. 0-60m derinlikteki istasyonlar ile 60m derinliğin üzerindeki istasyonlar ayrılmıştır. CoIA grafiklerine bakıldığında da bu istasyonların ayrı davrandığı görülmektedir. Ancak T1 ve D1 istasyonları her zaman olduğu gibi derin istasyonlarda temsil edilme oranı daha yüksek olan bazı özelliklere en fazla katkıyı sağlamaktadır.



Şekil 3.7.6. Kış döneminde takson biyokütlesi ile ağırlıklı hale getirilen her bir kategorinin FCA ile hazırlanan faktör haritaları (Faktör harita üzerinde 10 özelliğe ait 48 kategorinin dağılımı yapılmıştır)

Kış örnekleme için veri takımlarındaki dağılım incelendiğinde 3 grubun ayrıldığı gözlenmektedir (Şekil 3.7.7). T1 ve D1 istasyonları ilkbahar döneminde olduğu gibi benzer şekilde davranmıştır. *Upogebia* ve *Brachynotus* taksonları bu istasyonlarla bağlantılıdır, çünkü bu alanlarda yüksek biyokütle değerlerine sahiptirler. Aynı zamanda bu taksonların söz konusu istasyonlarda yaygın olarak sergilediği özellik kategorileri; yumurtalarını yuvalar ya da tünellere bırakarak gelişimini sağlama, infaunada 10 cm'nin altında yaşam alanı bulma, yüzey altı birikintisi ile beslenme,

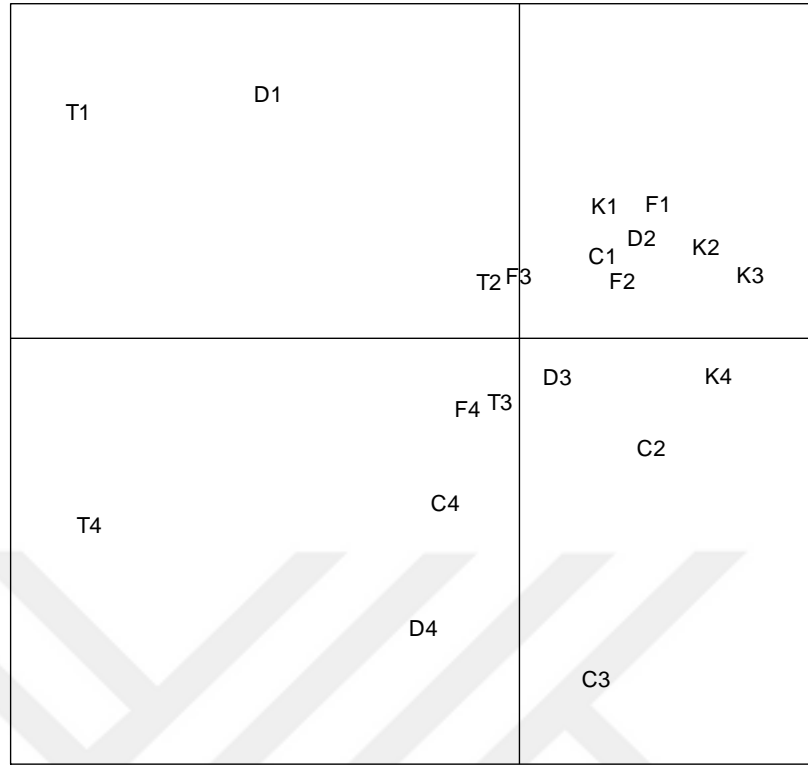
Monte-Carlo permütasyon testi uygulandığında, iki tablo arasında anlamlı ve güçlü bir ilişkinin olduğu (RV=0,231, P=0,003) ve özelliklerin istasyonlarda rasgele dağılmadığı ortaya çıkmıştır.



Şekil 3.7.8. Kış dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan iki veri matrisinin temel eksenlerine ait korelasyon daire (a), özdeğer grafiği (b), taksonların alanlardaki biyokütlelerine ve özelliklerine göre pozisyonu (c), kategori ve istasyon değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını (d) gösteren dağılım grafiği

Dışiskelet, süzerek beslenme, sesil hareket, uzun ömür, pelajikte üreme, sedimanda yaşama, planktotrofik larval gelişim gösterme kategorileri, istasyonların grafiğin sol tarafında gruplanmasına en fazla katkıyı sağlamıştır. Öyle ki, çok sayıda istasyon bu kategoriler açısından yüksek benzerlik göstermektedir.

Yaz ve Sonbahar dönemi:



Şekil 3.7.9. Yaz döneminde SSA'dan alınan örneklerin FCA (Fuzzy Correspondence Analysis) ile hazırlanan faktör haritası

Yaz örnekleminde, her iki veri takımı için varyansın çoğu FCA grafik çıktısının ilk iki eksenini tarafından açıklanmaktadır. FCA'da F1 ekseninde maksimum boy, üreme tipi, sedimandaki pozisyon, beslenme şekli ve hareketlilik değişkenlerinin kategorileri % 30 oranı ile varyansı açıklamaktadır. F2 ekseninde ayrılan morfoloji, larva gelişim yeri, yaşama alanı ve biyoturbasyon özelliklerinin kategorileri varyansın %21'den sorumludurlar. Ömür uzunluğu değişkeninin ise her iki eksenle de ilişkisinin olmadığı ortadadır. Korelasyon oranlarına ve kategorilerin dağılımına bakıldığında belirgin bir ayrımın olmadığı göze çarpmaktadır (Çizelge 3.7.6).

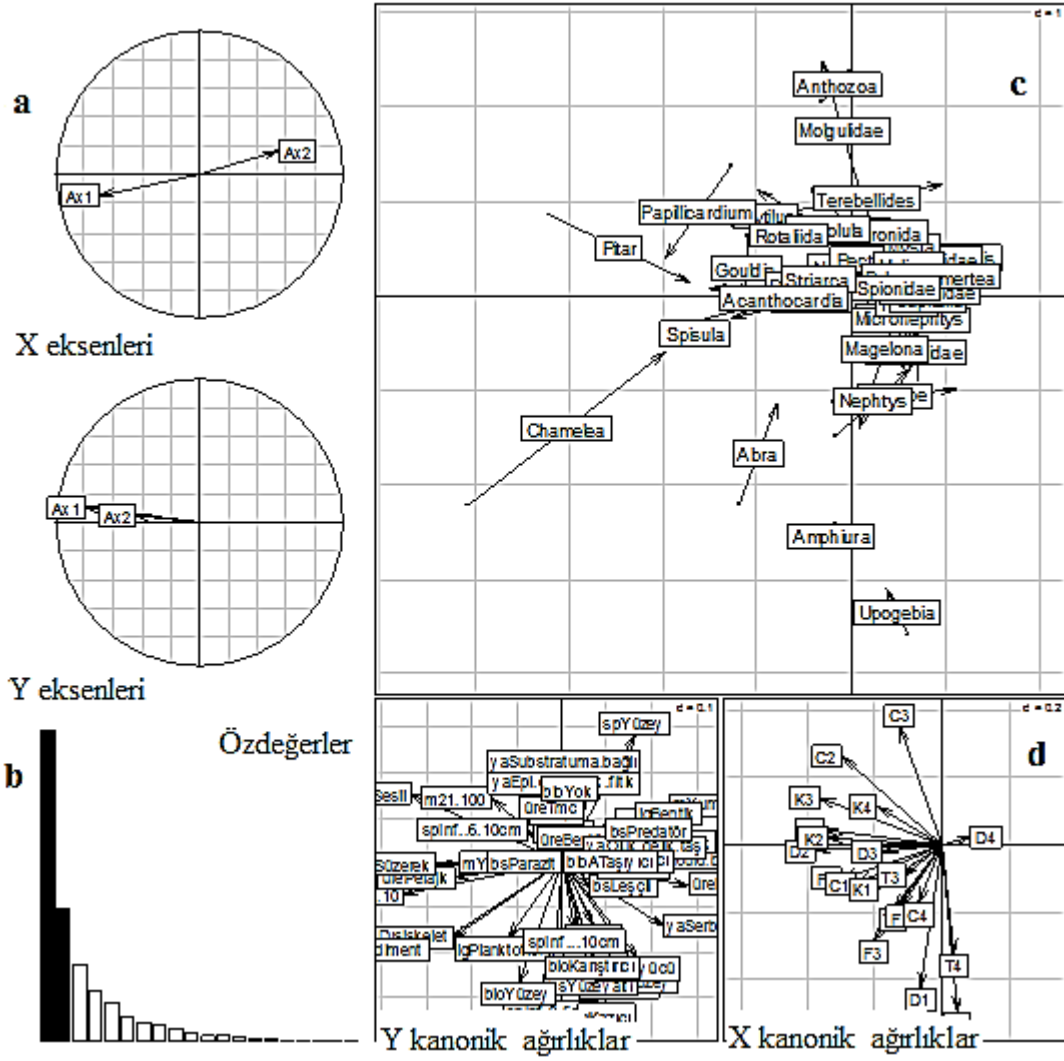
Yaz dönemine ait faktör haritasına göre istasyonların genel olarak F2 ekseninde boyunca dağılım gösterdiği göze çarpmaktadır. Terme, Canik ve Dereköy alanlarının kendi içindeki istasyonları arasında farklılığın daha fazla olduğu söylenebilir. Fenerköy ve Koşuköy'nde istasyonlar için farklı bir özellik kompozisyonundan bahsedilemez. FCA düzleminde genel olarak bakıldığında 0-40 m derinlikteki istasyonların üst alanda, 40-80 m'deki istasyonların alt alanda dağıldığı görülmektedir (Şekil 3.7.9 ve Şekil 3.7.10).

Çizelge 3.7.6. Yaz döneminde FCA'nın ilk iki eksenini ile her bir özelliğin korelasyon oranları

	RS1	RS2
Relative inertia (%)	30	21
<u>Korelasyon oranı</u>		
Maksimum boy (MB)	0,28746326	0,057137213
Morfoloji (M)	0,04462988	0,225477672
Ömür uzunluğu (ÖU)	0,07584968	0,054267316
Larva gelişim yeri (LG)	0,01220711	0,109845179
Üreme tipi (ÜT)	0,24643382	0,056217980
Yaşam alanı (YA)	0,10825397	0,195890924
Sedimandaki pozisyon (SP)	0,23971983	0,143348932
Beslenme şekli (BŞ)	0,18427150	0,041500376
Hareketlilik (H)	0,20132400	0,007114459
Biyoturbasyon (BT)	0,13211030	0,181578018

Dereköy, Canik, Fenerköy alanlarının derin istasyonları birbirlerine benzer eğilim göstermiştir. Terme'nin sığ ve derin istasyonları ile Dereköy'ün 0-20 m istasyonu F1 eksenini yönünde ayrılmıştır. Bu istasyonlar özellik kategorilerinin benzer kompozisyonlarını göstermektedirler, ancak bu benzerlik, taksonomik benzerlik anlamına gelmemektedir. Örneğin, T1 istasyonunda dağılım gösteren *Upogebia*, T4 istasyonunda bulunmamasıyla birlikte, Capitellidae ve *Amphiura* taksonları benzer fonksiyonları üstlenmiştir. Bu bağlamda, farklı taksonların istasyonlarda benzer işlevleri yerine getirdiği net olarak ifade edilebilir.

F2 eksenini boyunca ayrılan istasyonlarda; saplı ya da tunik morfolojiye sahip, biyoturbasyona aşağı taşıyıcı olarak katkı sağlayan ya da sedimani yeniden çalıştırma yeteneğinde olmayan, oyukta-delikte-taş altında ya da herhangi bir canlıya bağlı olarak yaşayan ve larvanın gelişimi lesitotrofik yapıda olan organizmaların baskınlığı söz konusudur. F1 eksenini boyunca diğerlerinden ayrı davranan istasyonlarda (T1, T4, D1) ise 100-200 mm boyutunda, yüzücü, kazıcı ya da yürüyücü olarak hareket eden, yüzey altından beslenen, eşeyli üreme ile kuluçkalı yumurta özelliği gösteren, infaunada yaşayarak 10 cm'ye kadar sedimana gömülebilen ve sedimani çalıştırarak yukarı taşınmasını sağlayan taksonlar yüksek biyokütleyle sahiplerdir. Bu habitatlardaki birlikler söz konusu bu özellikleri nispeten yüksek oranlarda göstermektedirler.



Şekil 3.7.12. Yaz dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan iki veri matrisinin temel eksenlerine ait korelasyon daireleri (a), özdeğer grafiği (b), taksonların alanlardaki biyokütlelerine ve özelliklerine göre pozisyonu (c), kategori ve istasyon değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını (d) gösteren dağılım grafiği

Sonbahar döneminde her bir istasyonda verideki varyasyonun %50'sinden fazlası dağılımın ilk 2 eksenini tarafından açıklanmaktadır (Çizelge 3.7.7). Varyasyonun çoğuna, hareket ve sedimandaki pozisyon gibi özellik kategorileri tarafından katkı sağlanmıştır. Bu kategorileri maksimum boy ve üreme tipi özellikleri izlemektedir. Biyoturbasyon, morfoloji, beslenme şekli ve yaşam alanı biyolojik özelliklerinin örneklem varyasyonuna katkısı oldukça zayıftır. Hareketlilik her iki eksen ile güçlü ilişkisi olan biyolojik özelliktir.



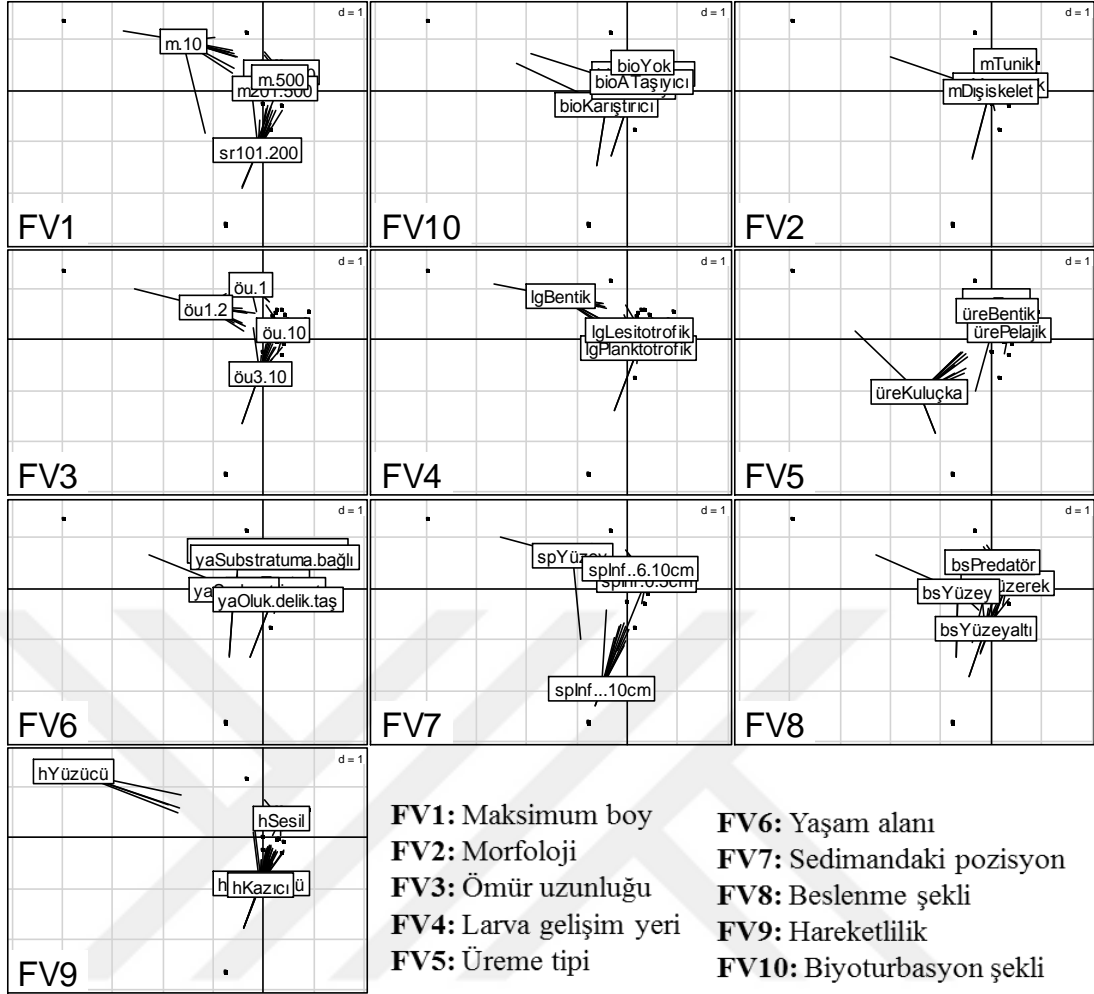
Şekil 3.7.13. Sonbahar döneminde SSA'dan alınan örneklerin FCA (Fuzzy Correspondence Analysis) ile hazırlanan faktör haritası

Şekil 3.7.13'deki dağılım incelendiğinde, özellik kompozisyonundaki farklılıkların, farklı takson biyokütelleri oluşturarak istasyonların ayrılmasına sebep olduğu görülmektedir. FCA grafik çıktısının sağ tarafında birbirine yakın olarak kümelenen istasyonlar arasında derinliğe bağlı bir ayrım söz konusu olabilir. Genel olarak 0-20,20-40 ve 40-60 m derinlikteki istasyonlar ile >60 m derinlikteki istasyonların ayrı davrandığı ifade edilebilir. Bu açıdan derinlik bazında fonksiyonel farklılık söz konusudur. Ayrı ayrı değerlendirildiğinde ise birlikte davranan istasyonlar arasında fonksiyonel benzerlikten bahsedilebilir. Ancak bu faunal benzerliğin olduğu anlamına gelmemektedir. T1, T2 ve D3 istasyonlarının diğerlerinden ayrı konumlandığı görülmektedir. Bu durum, söz konusu istasyonlarda kategorilerin değişime sağladığı katkının diğerlerinden daha yüksek ya da bu istasyonlarda diğerlerinde görülmeyen kategorilerin temsil edildiği anlamına gelmektedir. Bu istasyonlardaki birlikler, aynı yönde ayrılan kategorilerin yüksek oranlarla temsil edilen değerlerine sahiptir. D3 istasyonu negatif F1 değerleri boyunca dağılım gösterirken T1 ve T2 negatif F2 eksenince ayrılmıştır.

Çizelge 3.7.7. Sonbahar döneminde FCA'nın ilk iki eksenini ile her bir özelliğin korelasyon oranları

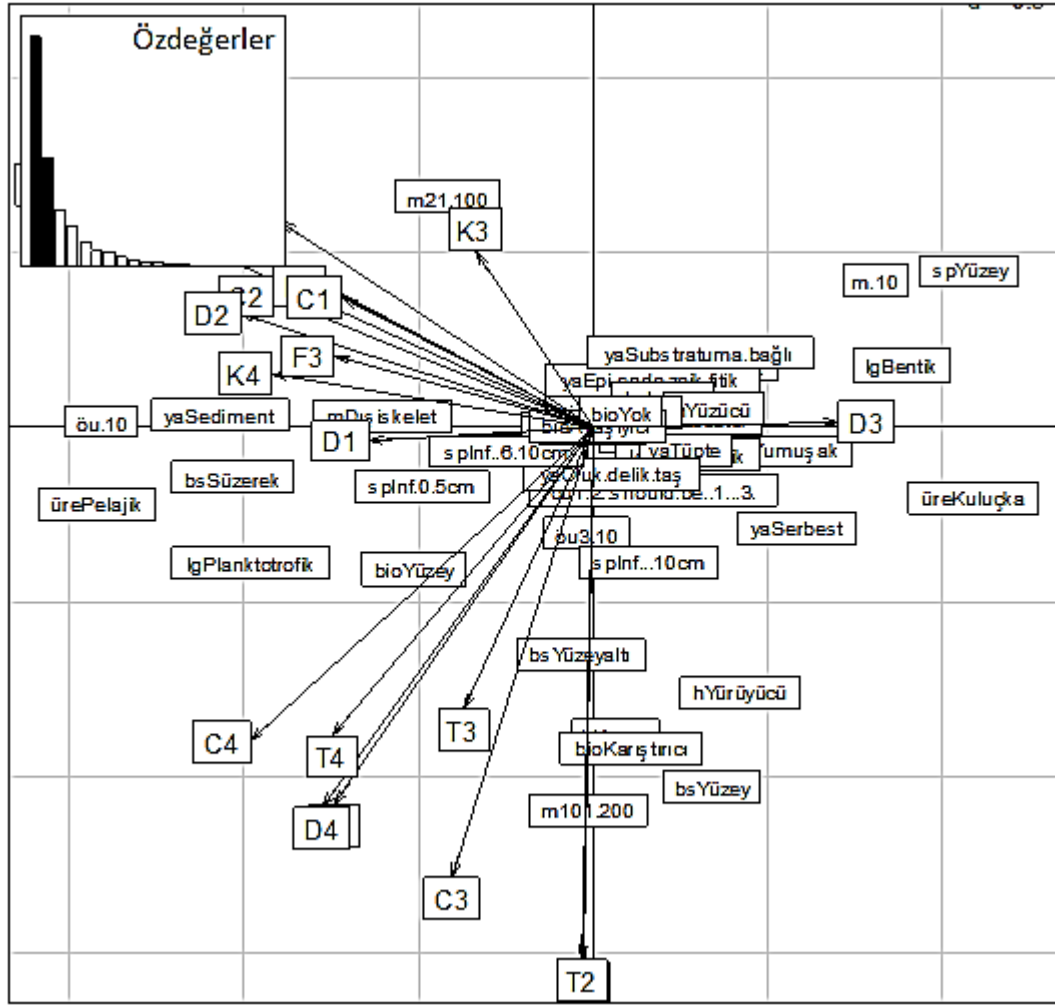
	RS1	RS2
Relative inertia (%)	32	26
<u>Korelasyon oranı</u>		
Maksimum boy (MB)	0,38960152	0,532331534
Morfoloji (M)	0,00323027	0,004355588
Ömür uzunluğu (ÖÜ)	0,29162193	0,235739921
Larva gelişim yeri (LG)	0,29442109	0,123286273
Üreme tipi (ÜT)	0,48067934	0,263613819
Yaşam alanı (YA)	0,14243518	0,024174740
Sedimandaki pozisyon (SP)	0,31687861	0,619728982
Beslenme şekli (BŞ)	0,17418429	0,084709677
Hareketlilik (H)	0,81810941	0,436171440
Biyoturbasyon (BT)	0,06201315	0,031248339

Terme (T1 ve T2) istasyonunun 0-40 m derinlikleri için ortaya çıkan en belirgin karakter; benzer özellik kompozisyonuna sahip olan bireylerin baskın olmasıdır. Bu özellik kompozisyonu içinde, 101-200 mm vücut boyu, 3-10 yıl arasında ömür uzunluğu, infaunada yaşayan sedimanın 10 cm derinliklerine kadar gömülebilme yeteneği ve kazıcı ya da yürüyücü olma gibi kategoriler sayılabilir. Tabii ki, aynı zamanda Dereköy (D3) istasyonu ile farklı özellik kompozisyonuna sahip oldukları yorumu da yapılabilir. Larva gelişimi bentikte doğrudan gerçekleşen, kuluçkalı yumurta üreten ve yüzücü özelliklerdeki organizmalar ise Dereköy'ün 40-60 m derinliğinde farklılığın kaynağıdır. Son olarak, "hareket" ve "sedimandaki pozisyon": i) yüzeyde ya da 5 cm'ye kadar gömülebilen yüzücü ya da sesil, ii) 10 cm derinliğe kadar gömülebilen kazıcı ya da yürüyücü olarak hareket edenler gibi iki gruptan bahsedilebilir (Şekil 3.7.13 ve Şekil 3.7.14).



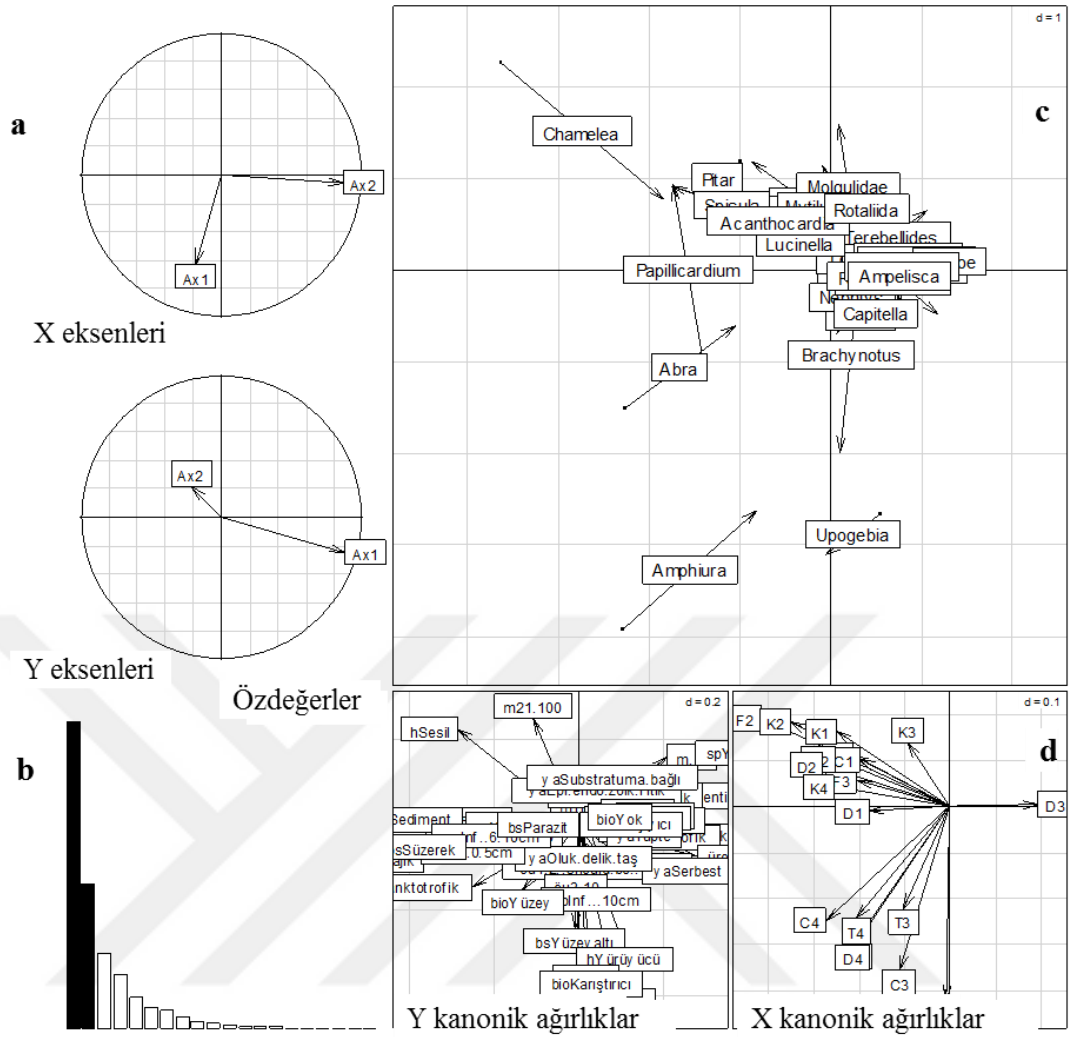
Şekil 3.7.14. Sonbahar döneminde takson biyokütlesi ile ağırlıklı hale getirilen her bir kategorinin FCA ile hazırlanan faktör haritaları (Faktör harita üzerinde 10 özelliğe ait 48 kategorinin dağılımı yapılmıştır)

RV katsayısının 0 ila 1 arasında değiştiği bilindiğine göre, her dönemde bu katsayının düşük olduğunu söylenebilir. Ancak, yaz ve sonbahar dönemindeki faunal veri ve özellik verisi arasındaki eş yapıların RV katsayıları diğerlerinden daha da düşüktür. Bu durum, ilk iki co-inertia eksenleri ile düşük korelasyon katsayılarından kaynaklanmaktadır. Yaz ve sonbahar dönemleri için, CoIA dağılım grafikleri (Şekil 3.7.11 ve Şekil 3.7.15) incelendiğinde diğer dönemlerden farklı bir sonuç ortaya çıkmamaktadır. *Upogebia*, *Abra*, *Amphiura* ve çoğunlukla *Chamelea-Pitar-Papillicardium-Spisula*'dan oluşan taksonların öne çıktığı görülmektedir. Yaz döneminin tek farkı Molgulidae ve Anthozoa üyelerinin biyokütle açısından istasyonlarda ayırım göstermesidir.



Şekil 3.7.15. Sonbahar döneminde co-inertia analizi ile hazırlanan biyolojik özellikler ve takson biyokütleleri arasındaki eş yapıyı gösteren ikili grafik (biplot)

Sonbahar FCA grafiklerinde görülen derinliğe bağlı ayrım Şekil 3.7.16’de de kendini göstermektedir. İstasyonlar alanında iki grubun varlığı söz konudur. Sol alt bölümdeki istasyonların (40 m’den derin) ayrılmasında yürüyücü, karıştırıcı, yüzey ve yüzey altından beslenme, büyük cüsseli olma gibi kategoriler en büyük katkıyı sağlamışlardır. Bu durum *Upogebia*, *Abra*, *Amphiura*, *Brachynotus* taksonlarıyla yüksek oranda ilişkili görünmektedir. Sol üst bölmedeki istasyonlar (40 m’den sığ) ise süzerek beslenme, sesil olma hali, planktotrofik larva gelişimi, sedimanda yaşama, uzun ömür, pelajikte üreme gibi kategorik özelliklere sahip taksonlar ile yapıya daha fazla katkı sağlamıştır.

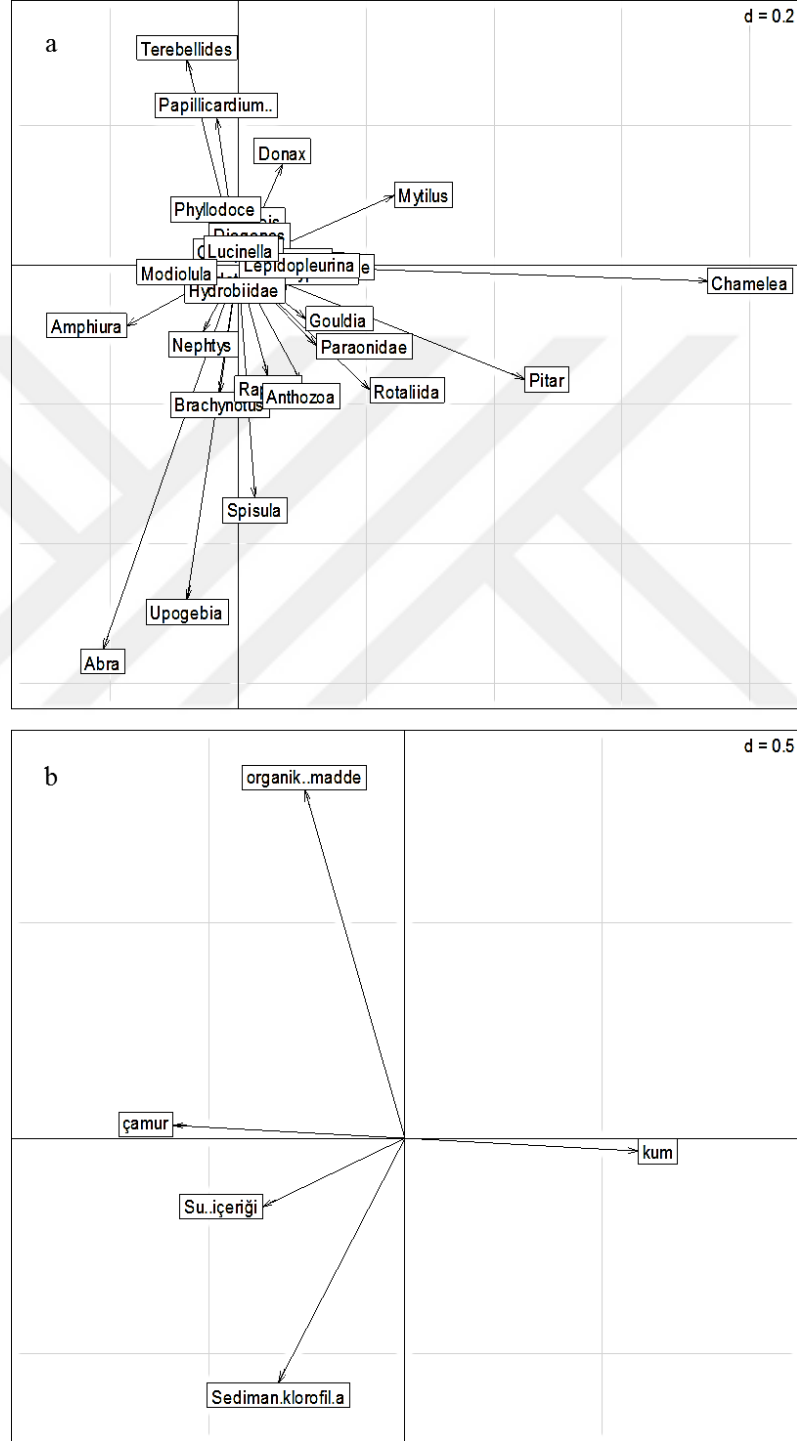


Şekil 3.7.16. Sonbahar dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan iki veri matrisinin temel eksenlerine ait korelasyon daireleri (a), özdeğer grafiği (b), taksonların alanlardaki biyokütlelerine ve özelliklerine göre pozisyonu (c), kategori ve istasyon değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını (d) gösteren dağılım grafiği

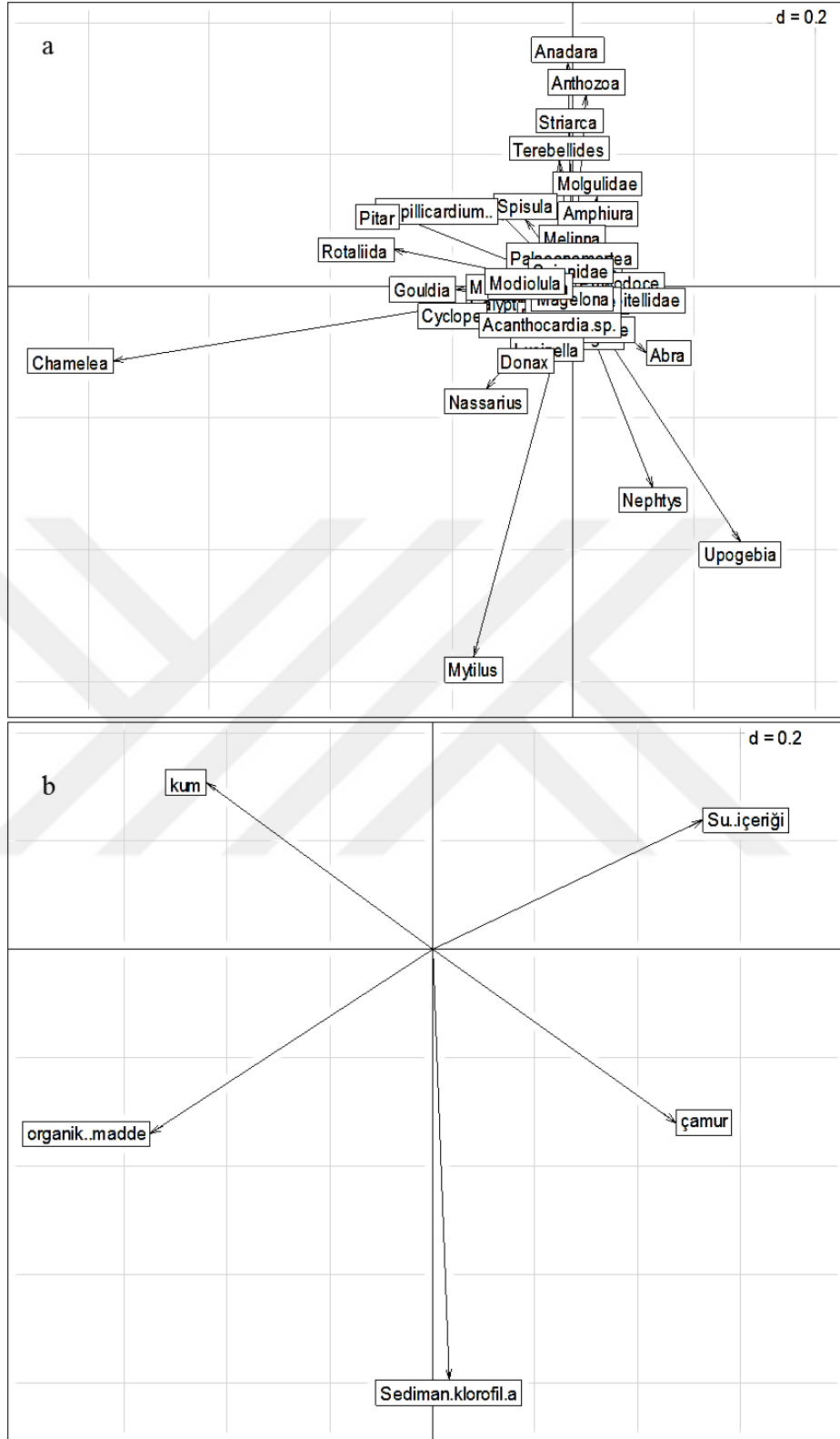
Ancak, kategori ve biyokütle dağılımı eşleştirilerek takson dağılımı ya da istasyonlar bazında özellik değerlendirmesi yapılamayabilir. Bu durum ayrı ayrı değerlendirildiğinde, sonbahar örnekleminde 0-40 m derinliğindeki istasyonların bivalv üyeleriyle bağlantılı olarak kümelendiği söylenebilir. *Amphiura* ve *Abra*'nın etkisiyle 40 m'den derin istasyonlar da gruptan belirgin olarak ayrılmıştır. T1 ve T2 ise *Upogebia*'nın yüksek biyokütleleri nedeniyle F2 eksenini yönünde dağılım göstermiştir. Yaz periyodunda istasyonların takson dağılımları açısından benzer olduğu ifade edilebilir.

3.8. Takson ve Çevresel Değişkenler Arasındaki İlişkiler

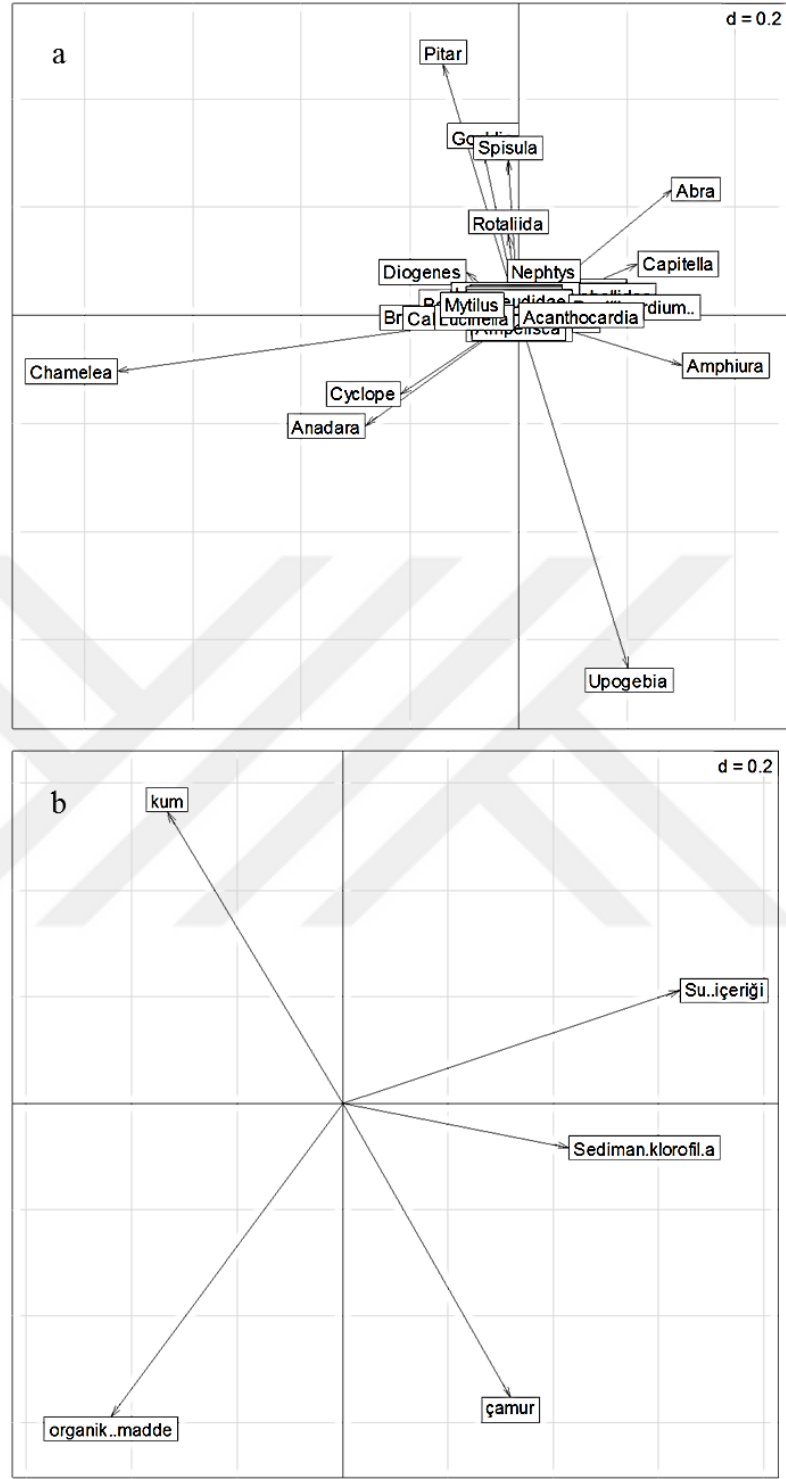
Sediman karakterleri (% organik madde, % su içeriği, klorofil-a konsantrasyonu ve % kum-%çamur miktarı) ile taksonlar arasındaki bağlantıyı açıklamak için bu yapılar eş zamanlı co-inertia analizi uygulanmıştır.



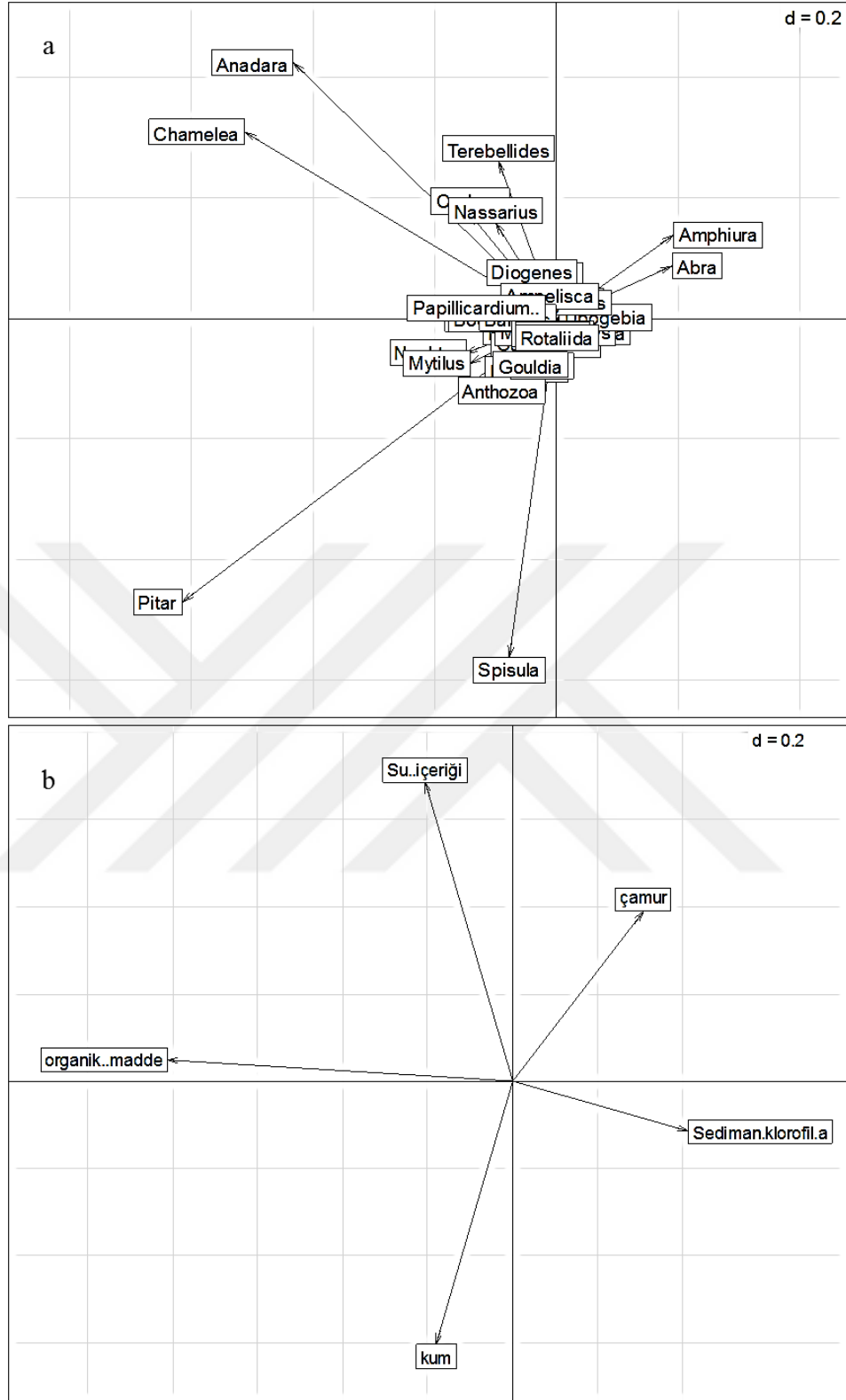
Şekil 3.8.1. İlkbahar dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan (a) takson (b) sediman değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını gösteren dağılım grafiği



Şekil 3.8.2. Yaz dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan (a) takson (b) sediman değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını gösteren dağılım grafiği



Şekil 3.8.3. Sonbahar dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan (a) takson (b) sediman değişkenlerinin kanonik ağırlıklarını gösteren dağılım grafiği



Şekil 3.8.4. Kış dönemine ait co-inertia analizi ile hazırlanan (a) takson (b) sediman değişkenlerinin kanonik ağırlıklarının gösteren dağılım grafiği

İlkbahar döneminde çamur sediman özelliğinin çoğunlukla bivalv gruplarıyla negatif ilişkili olduğu görülmektedir. *Chamelea*, *Mytilus*, *Gouldia*, *Pitar* gibi taksonların kum karakterine doğru bir eğilimi olduğu dikkat çekmektedir. Bu taksonlar kumlu özellikteki sediman ile pozitif bir ilişki göstermektedir. Organik madde yüzdesi ise daha çok *Terebellides*, *Papillicardium*, *Phyllodose* taksonlarıyla bağlantılı görülmektedir. *Amphiura*, *Abra*, *Upogebia*, *Brachynotus*, *Nephtys* taksonları çamur, klorofil-a ve %su içeriği özellikleri ile ilişkilidir (Şekil 3.8.1). Bahsedilen bu taksonlar sedimanın yeniden işlenmesi olayında önemli rol oynamaktadır. Sahip oldukları sediman içine gömülme, kazma-çukur açma, biyolojik karıştırıcı olma gibi özellikleri çoğunlukla çamur oranı nispeten yüksek olan istasyonlarda, sedimanın su ve organik madde içeriğini arttırabilir. Bu taksonların dağılım gösterdiği istasyonlar ise genel olarak 40 m ve üzeri derinliktedir. Ancak Terme istasyonun sığ derinlikleri de bu yönde bir ayırım göstermiştir. Çünkü bu alanın diğer istasyonlara kıyasla çamur yüzdesi nispeten daha yüksektir. İlkbahar döneminde eş yapılar (sediman özellikler-takson biyokütlesi) arasında anlamlı bir ilişki mevcuttur. Monte-Carlo permütasyon testine göre, faunanın dağılımı rastgele değildir ve sediman karakterleriyle ilişkilidir (RV= 0,374 ve P= 0,003).

Yaz döneminde *Nephtys*, *Upogebia* ve *Abra* taksonlarının çamur karakteriyle büyük oranda ilişkili olduğu görülmektedir. *Nephtys*, *Upogebia* ve *Mytilus* taksonları aynı zamanda klorofil-a sediman karakteriyle ilişkilidir. Bivalvlerin çoğu üyesi yaygın olarak kum karakteri yönünde ayrılmıştır. Takson ve sediman karakterine bağlı olarak derin istasyonlar genellikle çamur-su içeriği-klorofil-a yönünde konumlanmıştır (Şekil 3.8.2). Ancak Terme istasyonları bu genellemenin dışındadır. Terme'nin sığ derinlikleri de bu yönde dağılmaktadır. Belirli istasyonlar ve taksonlar yönünde belirli karakterlerin güçlü ayırımı iki veri seti arasında önemli bir ilişki olduğunu göstermektedir (RV= 0,242 ve P=0,04).

Sonbahar döneminde, *Chamelea*, *Anadara*, *Cyclope* taksonları büyük oranda organik madde ile pozitif ilişkilidir. Sedimandaki kum miktarı ise *Pitar*, *Spisula*, *Gouldia* gibi taksonlarıyla bağlantılıdır. Diğer dönemlerde görülen dağılıma benzer bir sonuç sonbahar örnekleme grafiklerinde de görülmektedir. *Amphiura*, *Upogebia*, *Acanthocardia* klorofil-a ve çamur karakterleriyle yüksek derecede bağlantılıdır. *Abra*, *Capitella*, *Papillicardium* taksonları ise klorofil-a ve su içeriği değişkenleri

yönünde ayırım göstermişlerdir (Şekil 3.8.3). Ancak bu dönemde iki veri seti arasında anlamlı bir ilişki elde edilememiştir (RV=0,188 ve P=0,137).

Kış döneminde, kum miktarı ile *Pitar* ve *Spisula* taksonlarının yüksek oranda ilişkili oldukları görülmektedir. Organik madde yönünde ise yine yoğunlukla bivalv grupları ayrılmıştır. *Anadara Chamelea*, *Terebellides* ve *Nassarius* gibi taksonlar özellikle su içeriği ile ilişkilidir. Çamur yüzdesi ve klorofil-a konsantrasyonu ise *Abra*, *Amphiura*, *Upogebia* gibi taksonlarla karakterize olmaktadır (Şekil 3.8.4). Monte-Carlo testi sonucuna bakıldığında ise bu dönemde alanda takson biyokütlesi çevresel karakterle şekillenmemektedir. Eş yapılar arasındaki dağılım rastgele gerçekleşmiştir (RV= 0,09 ve P=0,749).



4.TARTIŞMA

Deniz sedimanında yaşayan organizma birlikleri, çevresel değişimlere karşı adapte olma yeteneklerinden dolayı çoğu ekoloji çalışmasının konusu olmuştur ve daha da önemlisi deniz tabanının işleyişi ve ekosistem faaliyetlerinin gerçekleşmesinde önemli roller üstlenmiştir (Beaumont & Tinch, 2003; Solan vd, 2008). Bentik organizmalar ikincil üretimi (Bolam & Eggleton, 2014), ekosistem boyunca oksijen ve besin elementlerinin taşınımı (Bertics vd, 2010; Queirós vd, 2011) metabolik atıkların dönüşümü ve zararlı maddelerin ayrımı (Gilbert vd, 1994) gibi ekosistem fonksiyonlarını etkileyen sediman biyoturbasyonu, yeniden süspanse olma faaliyeti ve ayrışma gibi dinamik süreçleri kapsayan çok sayıda ekosistem seviyesindeki olayları yerine getirmektedirler. Bu noktada çeşitli çalışmalarda bentik organizmaların bir indikatör olduğu ve ekosistem fonksiyonlarının sürdürülmesinde önemli görevleri olduğu ifade edilmiştir.

4.1. Takson Yapısının Önemi

Çalışmamız bir faunistik kompozisyon belirleme amacını gütmemekle birlikte, çalışma neticesinde elde edilen ve tanımlanan makroinfauna elemanlarını değerlendirmekte fayda bulunmaktadır. Yumuşak zemin karakteri gösteren SSA'nın ilk 0-30 m derinlik aralığında molluska grubundan *Chamelea gallina* ve *Pitar rudis* baskın taksonlardır. Sezgin vd (2010)'nin Güney Karadeniz kıyılarında yaptıkları çalışmada 39 istasyonda *Chamelea gallina* (%69) ve *Pitar rudis* (%64)'in en yaygın bivalve türleri olduğu ifade edilmiştir. Poliketler, en çeşitli omurgasız grubu olarak, bivalvlerden sonra hem biyokütleye hem de bolluğa önemli şekilde katkı sağlayarak, çalışma alanında 14 farklı takson ile temsil edilmişlerdir. Paraonidae, Capitellidae, *Terebellides* sp., *Nephtys* sp., *Micronephthys* sp. ve *Melinna* sp. en sık rastlanan taksonlardır. Bu taksonlar tüm derinlik konturlarında dağılım göstermektedir. Poliketlerin son derece geniş uyum sağlama yeteneklerinden dolayı, bu canlılara Karadeniz'de yaşamın olduğu tüm derinliklerde ve substrat tipleri üzerinde rastlanmaktadır. Şahin & Çınar (2012) Karadeniz poliketlerini, mevcut literatür bilgisine dayanarak derledikleri çalışmalarında 45 familyaya ait 238 geçerli türün olduğu ifade etmişlerdir. En yüksek tür sayısının (119 tür) kumlu substratumda, en

düşük tür sayısının (7 tür) ile süngerlerin üzerinde olduğunu bulmuşlardır. Surugiu (2011)'nin Romanya kıyılarında tüm substrat tiplerinde ve littoral zondan 210 m derinliğe kadar yaptığı çalışmada vertikal dağılıma göre poliketleri gruplamıştır. Buna göre *Nephtys hombergii* (0-210 m), *Terebellides stroemii* (2,5-178 m), *Syllides longocirratu*s (0-170 m), *Melinna palmata* (0-162 m), *Phyllodoce maculata* (0-160 m), *Protodrilus flavocapitatus* (0-160 m), *Oriopsis armandi* (10-150 m), *Aonides paucibranchiata* (0-125 m), *Notomastus profundus* (10-125 m), *Nereiphylla rubiginosa* (0-110 m), *Sphaerosyllis bulbosa* (0-105 m), *Clymenura clypeata* (0-103 m), *Micronephthys stammeri* (0-100 m) ve *Heteromastus filiformis* (0-100 m) 0 ila 100 m'den daha derin alanlarda görülen öribatik (eurybathic) türler olarak tanımlanmıştır. Son yıllarda poliketlerin deniz çevrelerinin kalitesi için iyi bir indikatör olduğu ispatlanmıştır (Surugiu, 2000, 2005, 2009; Surugiu & Feunteun, 2008). Karadeniz'de başlıca fırsatçı türler; *Alitta succinea*, *Polydora cornuta*, *Polydora websteri* ve *Capitella capitata* türleridir (Surugiu, 2005, 2009; Surugiu & Feunteun, 2008). *Perinereis cultrifera*, *Nereis zonata*, *Syllis gracilis*, *Syllis hyalina*, *Eulalia clavigera* ve *Nereiphylla rubiginosa* ise Karadeniz'deki hassas türlere örnek olarak verilmiştir (Surugiu, 2005, 2009; Surugiu & Feunteun, 2008). Çok sayıda poliket kendi kendine temizleme (self-purification) aktivitesine katkı sağlamaktadır. Örneğin, Gomoiu (1982) Romanya'nın Karadeniz şelfinde *Melinna palmata* populasyonlarının günlük m² 'de 4,8-9,6 kg çamuru bu sürece tabii tuttuğunu ortaya koymuştur. Hylleberg & Henriksen (1980) ise m²'de 2000 *Nereis virens* bireyinin biyoturbasyona %30 ila %50 katkı sağladığından dolayı oksik sediman hacminin arttığını ortaya koymuşlardır. Örneklem içinde Ekinodermata üyesi olan *Amphiura* sp. önemli bir yer teşkil etmektedir. Özellikle 40 m üzerindeki ve çamurun daha yoğun olduğu istasyonlarda baskın taksonlardan biridir. Rosenberg (1995) resüspansiyonun ve sedimentasyonun son derece yüksek olduğu bir alan olan İsveç batı kıyılarında bentik faunal kompozisyon çalışmasında *Amphiura filiformis*'in bolluk ve biyokütle açısından bu alanda baskın olduğu ortaya koymuştur. Rosenberg (2001) *Amphiura filiformis*'in süzerek beslenme ve birikintiden beslenme özellikleri arasında başarılı bir geçiş yapabildiğini ifade etmiştir. Ockelmann & Muus (1978) tek bir *A. filiformis* bireyinin disk etrafındaki sedimanın 35cm²'lik bir alanı okside edebildiği tahmin etmiştir.

Dikkat çekici diğer bir grup ise foraminiferal birliklerdir. Örneklemede elde edilen foraminifer kabuklarının ölü ya da canlı oluşuna dair herhangi bir tespit

yapılmamıştır. Kabuk içerisinde bulunan canlı kısım protoplazmik yapıda olduğundan rutin bentik örneklemelerde bireyin canlı olup olmadığını tespit etmek oldukça zordur. Foraminifer canlılığını tespit etmek, başlı başına bir çaba ve planlama gerektirmektedir. Özel boyama ya da mikroskopik inceleme gerektiren bu yöntem (Bernhard, 2000; Bernhard vd, 2006), bu çalışmanın örnekleme rutini içinde yapılmamıştır. Bu sebeple örnekleme elde edilen foraminiferlere ölü kabuk muamelesi yapılmıştır. Ancak canlı bireylerin bulunabileceği ihtimali de sınımayı bekleyen bir sorgudur. Bu gruba ait kabuklar, Fenerköy ve Koşuköyü lokalitelerinde özellikle 40 m ve daha derin istasyonlarında örneklenmiştir. Bu grubun diğer makrofaunal elemanlardan daha yüksek bolluğa sahip olduğu görülmektedir. Foraminifera organik ve inorganik bileşiklerin küresel biyojeokimyasal döngülerinde önemli bir rol oynamaktadır. Bu özellik, foraminiferleri yeryüzünün en önemli grubu haline getirmektedir. Geniş yayılımı, kısa ömür uzunluğu ve üreme döngüsü, yüksek biyoçeşitliliği ve özel ekolojik gereksinimlerinden dolayı, Foraminifera grubu çevresel değişimlere hızla tepki verirler (Balsamo vd, 2012). Bentik foraminiferlerin kıyı ve geçiş sularında (Alve, 1995; Martínez-Colón vd, 2009; Nigam vd, 2006; Scott vd, 2001) petrol sızıntıları (Morvan vd, 2004), tarım (Bouchet vd, 2007), ağır metaller, ve şehir kanalizasyonu (Burone vd, 2006) gibi çevresel değişimlere karşı oluşturduğu tepki indikatör olarak kullanılmıştır.

Foraminiferlerin 570 milyon yıl (erken Kambriyen) önce fosil kaydı olduğuna dair bilgiler vardır. Geç Holosen süresince Kuzey Batı Karadeniz şelfinde düşük çeşitlilik ve çok yüksek bollukta görüldüğü ifade edilmiştir. Briceag vd (2012) bu bölgedeki foraminiferal birliklerin özellikle bentonik olduğunu ve *Ammonia* genusu baskınlığı ile temsil edildiğini ifade etmişlerdir. Thissen & Langer (2014) foraminifera türlerinin Zanzibar takımadalarındaki rolünü ekosistem mühendisi olarak değerlendirmişlerdir. Frenzel (2014) Baltık Denizi'nde yaptığı çalışmada 98 foraminiferaya ait tür rapor etmiştir ve bu türlerin dağılımda tuzluluğun ana etken olduğunu, ayrıca su sıcaklığı ve substratın da önemli olduğunu vurgulamıştır. Deneysel çalışmalarda bentik çevreler içinde besin ağı ve enerji transferinde foraminiferanın önemli rolü üzerine açık net bilgi verilmiştir (Würzberg vd, 2011). Dip suyu oksijeni ve Foraminiferal çeşitlilik arasındaki ilişki, bentik foraminiferlerin Ekoloji Kalite Statüsü (EcoQS-Ecological Quality status)'nü değerlendirmek için etkili bir biyolojik izleme aracı olduğunu ortaya koymuştur (Gooday vd, 2009).

Buradan anlaşıldığı üzere, foraminifera kıyusal deniz ekosistemleri sağlığının iyi bir göstergesidir ve bu grup değişen çevresel şartlara karşı oldukça duyarlıdır (Balsamo vd, 2012). Bu bağlamda, bu çalışmada Koşuköy ve Fenerköy istasyonlarında yoğun olarak rastlanan ölü Foraminifer kabukları, bu alanın en azından bundan önceki dönemlerde daha sağlıklı bir ekosistem özelliği taşıdığını göstermektedir.

Alan itibariyle; bu çalışmadaki SSA istasyonlarıyla çakışan çok az çalışma bulunmaktadır (Sezgin vd, 2010). Su Ürünleri Merkez Araştırma Enstitüsü (SUMAE) tarafından SSA'nın makrobentik komünitesi üzerine yürütülen proje dışında (Doğu Karadeniz Kıyılarının Ekolojik Kalite Durumlarının Belirlenmesi ve Bentik Omurgasız Organizmaların Tür Çeşitliliği Projesi (EKOBENT)) diğer çalışmalarda bu alan ayrıntılı olarak ele alınmamıştır. Seçilen istasyonlar, habitat tipleri, örnekleme şekli ve derinlik aralıkları açısından karşılaştırıldığında, SUMAE'nin çalışması ile bu çalışma arasında benzerlikler bulunmaktadır. EKOBENT projesi özellikle; alanın faunal kompozisyonu ve sistemin ekolojik kalite kriterlerini belirlemeye yönelik bir çalışma yürütmüştür. Bu tez çalışması ise, tamamiyle farklı bir bakış ile faunal yapı, çevresel karakter ve fonksiyonel özellikler arasındaki ilişkilerin biyolojik özellikler analizi ve bulanık kodlama mantığı ile ele alınarak çok değişkenli analizlerin yapılmasını hedeflemiştir. Ekosistemin fonksiyonel yapısı üzerine odaklanan bu çalışma Karadeniz'in Türkiye sularında ilk olma özelliği taşımaktadır.

Faunal kompozisyon bazında ise, söz konusu çalışmanın bulgularından farklı olarak Phoronida, Anthozoa, Rotaliida, Polyplacophora, Spionidae, Molgulidae, Hydrobiidae, Retusidae, *Magelona* sp., *Pectinaria* sp., *Gammarus* sp., *Gammaropsis* sp., *Balanus* sp., *Striarca* sp., *Modiolula* sp., *Mysta* sp., *Harmothoe* sp. olmak üzere 17 taksona daha rastlanmıştır.

4.2. Bentik Yapıyı Kontrol Eden Faktörlerin Değerlendirilmesi

SSA'da yapılan tanecik boyutu analizi sonuçlarına göre, alan genel olarak yumuşak özellikli sediman yapısına sahiptir. Sediman tipi mevsimler ve istasyonlara bağlı olarak önemli bir fark göstermemektedir. Bununla birlikte, örnekleme alanının doğu ve batı istasyonları arasında sedimandaki kum oranı açısından belirgin bir fark göze çarpmaktadır. Ayrıca en batı istasyon olan Koşuköy geniş alana yayılmış ölü midye yatakları açısından da diğer istasyonlardan farklı bir yapı sergilemiştir. Bu durum Koşuköy istasyonuna kum oranının ve biyojenik yapının nispeten yüksek olduğu bir yapı

kazandırmıştır. Ancak istasyondaki bu durum, örnekleme aracının makrofaunal birliklerin temsili açısından yetersiz kalması ihtimalini doğurmuştur. Bu alanda tespit edilen tür sayısının diğer istasyonlara kıyasla düşük olması, örnekleme aracının etkinliği ve ölü kabuk yataklarının varlığı ile ilişkili olabilir.

SSA'nın sediman yapısı analiz edildiğinde, kum oranının çamur oranından daha yüksek olduğu görülmektedir. İnfaunanın suyun doğal karışımına (akıntı ve dalga hareketleri) uyum yeteneği fazla olduğundan dolayı, bu tip habitatlarda, dağılım gösteren komünitelerin kronik trol baskısına dirençlerinin daha yüksek olması beklenir. Örneğin, Queirós vd, (2006) ağır trol faaliyetlerine maruz kalmış farklı habitatlarda yaptıkları çalışmada, kum substrat alanlardaki bentik komünitenin boy yapısı, biyokütle ve üretimin artan mekanik baskı karşısında etkilenmediğini ifade etmişlerdir. Tersine, çamur alanlarda ise kronik baskının bu faktörleri negatif olarak etkilediğini ortaya koymuşlardır.

Özellikle kum habitatlar yüksek hareketlilikteki sedimanlardır. Yumuşak sedimanlarda bulunan flora ve fauna besin elementi ve sediman taşınımı; birincil ve ikincil üretim gibi ekosistem faaliyetlerini etkileme yönünde önemli rol oynarlar. Bu habitatlar kaynak kullanımı ve doğrudan sömürülme ile ilişkili olan çeşitli stres kaynaklarından etkilenirler. Gerçekte, SSA'yı temsil eden yumuşak zemin yapısı yüksek heterojeniteyi ve çeşitliliği destekleyebilir niteliğe sahiptir. Ancak alanda habitat açısından bir homojenite, tek düzelik ve birkaç türün baskınlığı ile düşük çeşitlilik gözlenmiştir. Açıkçası, Samsun şelf alanının uzun periyotlar boyunca demersal av araçları tarafından büyük oranda değiştirilmesi söz konusudur.

Samsun şelf alanında çalışma için seçilen istasyonlardan özellikle sediman yapısı, derinlik ve takson bilgisi kullanılarak, söz konusu istasyonlar için EUNIS habitat sınıflandırması yapılmıştır. SSA için yapılan bu tanımlama, öncelikli olarak ortak bir referans sağlamıştır. Hiyerarşik bir düzende bütün Avrupa'nın denizel alanları ile karşılaştırılabilir habitat verisi ortaya koymuştur.

Samsun şelf alanında, komünite kompozisyonu üzerine yaptığımız analizlerde derinlik ve sediman tipi ayırıcı faktör olarak karşımıza çıkmıştır. Şöyleki; herhangi bir faktörün etkisi olmaksızın, mevsimsel olarak PCA sonuçlarını incelediğimizde *Chamelea* sp., *Amphiura* sp. ve *Abra* sp. taksonlarının en yüksek varyans kaynağı olduğu görülmektedir. ANOSIM ile derinlik, alan ve EUNIS habitat değişkenleri

bazında ikili karşılaştırmalar ile farklılıklar test edildiğinde ise benzer dağılımların ve sonuçların elde edildiği görülmektedir. Öncelikle, mevsimsel olarak alanlar arasında fauna kompozisyonu açısından bir farkın olmadığı sonucu elde edilmiştir. Bu durum tüm mevsimlerde aynı tür kompozisyonunun korunduğu anlamına gelmektedir. Bentik makrofauna biyokütlesi mevsimsel olarak önemli bir değişim göstermemektedir. Diğer taraftan, biyolojik özellikler ile istasyon ilişkilerini sorguladığımızda (ki-kare testi) alanlar arasında fark anlamlı bulunmuştur. Bunun anlamı, fonksiyonel karakterlerin dağılımının mevsimden mevsime değişmesidir. Bir diğer deyişle, kompozisyonlar benzer olabilir ancak istasyonlar en az bir özellik bakımından farklıdır. ANOSIM sonuçları, 0-40 m ile 60 m'den derin alanlar ve EUNIS habitatları arasında faunal kompozisyon dağılımı bakımından önemli fark olduğunu ortaya koymuştur. Mevsimsel olarak değişim görülmeyle birlikte, sığ-çamurlu kum ve derin-kumlu çamur istasyonlarına geçişte *Chamelea* sp. ve *Pitar* sp. yerlerini *Amphiura* sp., *Abra* sp. ve *Papillicardium* sp. taksonlarına bırakmaktadır. SSA'da *Chamelea* sp., *Amphiura* sp. ve *Abra* sp. farklılık kaynağıdır ve benzeşmezliğe en fazla katkı sağlayan taksonlardır. Açık olan şudur ki, faunal birlik analizleri ve nMDS görselleri incelendiğinde derinliğin önemli bir faktör olduğu ve sığ (0-40 m) ve derin (40-80 m) alan komünitelerinin ayrıldığı gözlenmektedir.

Özetlemek gerekirse; SSA'da mevsimsel olarak karakterize olan komüniteler bulunmamakla birlikte, derinliğe ve EUNIS habitat sınıflandırmasına göre farklı infaunal birliklerin varlığından söz edilebilir.

Bu çalışmada fauna elemanlarının bolluk ve biyokütle değerleri kaydedilmiştir. Uzun yıllardır dip sürütme av araçlarıyla sömürülen Samsun şelf alanında, yalnızca bolluk ve biyokütle verilerini kullanarak, ekosistemde oluşan stres faktörünün tepkisini anlamak için uygulanan ABC metodu ile beklenmeyen bir durum ile karşılaşmıştır. Çünkü inceleme alanında mekanik baskıya karşı gelişmesi beklenen komünite tepkisi, hazırlanan grafiklerde gözlenmemiştir. Warwick & Clarke (1994) ABC tepkisinin, ilk olarak; r-K sürekliliği (continuum)'nin sonucu olarak baskı ile farklı filumların oranlarındaki değişime ve ikinci olarak; poliketlerin bolluk ve biyokütlesinin (ancak diğer büyük filumlar (Mollusca, Crustacea ve Echinodermata) bu değişimin içinde değildir) değişmesi sonucu oluştuğunu göstermişlerdir. Diğer bir ifade ile, bentik komünite için ABC tepkisi (stres faktörünün görünür olması) başlıca poliket türlerinin bolluk ve biyokütlesinin nispi oranlarındaki değişimlerinden

kaynaklanır. Warwick & Clarke (1994) alandaki küçük baskın gruplar poliketler değilse, ABC metodunun komünitenin stres faktörünü doğru olarak sınıflayamayacağını ifade etmişlerdir. Nitekim bu çalışmada poliketler infaunadaki en baskın grup değildir. Bu çalışmada, örnekleme istasyonlarında en baskın grup midyeler olduğundan dolayı, muhtemelen grafiklerde stres faktörü görünür olmamıştır. Atkinson (2009) Güney Benguela Bölgesi'nde yaptığı çalışmasında yoğun ve daha az baskıya maruz kalan istasyonlarda infaunal ve epifaunal komüniteleri karşılaştırmıştır. Epifaunal örneklemede baskı etkisi grafiklere yansırken, yoğun balıkçılık yapılan istasyonlarda infaunal birliklerin ABC grafiklerinde bu etki gözlenmemiştir. ABC grafiklerinde ortaya çıkan bu durum ortamdaki yoğun mekanik baskı ile çelişkili gibi görülebilir. Kısaca, 'yoğun mekanik baskı var ama stres faktörü yok' denilebilir. Ancak bu durum açıklanabilir bir sonuçtur. Uzun dönemler boyunca baskıya maruz kalan alana, trol baskısına dayanıklı/dirençli türlerin yerleştiği görülmektedir. Dirençli infaunal türlerin ortamda yayılım göstermesi doğal olarak stres faktörünü 'yok' düzeyine taşımıştır. Elde edilen bu sonuç, Samsun şelf alanının uzun vadeli baskı karşısında değişmiş ve şekillenmiş olduğu, trol etkisine dayanıklı türlerden oluşan bir komüniteye sahip olduğu anlamına gelmektedir.

4.3. Özellikler ve Fonksiyonlar Arasındaki Bağlantılar

Daha önceki bölümlerde de pek çok kez ifade edildiği gibi, biyolojik özellikler, bentik organizmaların ekosistem olayları ve fonksiyonlarını sağlamasında anahtar olarak kullanılmaktadır. Bu süreçlerin fonksiyonel önemliliği güçlü bir şekilde omurgasız aktivitelerinin şekli (omurgasızların fonksiyonel özellikleri) ile ilgilidir. Bu anlayış çalışmamızın temelini oluşturmakla birlikte, analiz ve değerlendirme taksonomik gruplardan ziyade sergilenen özelliklerin niteliği üzerine olmuştur. Örneğin, Bremner (2008) makrofaunal organizmalara dayalı olarak yürütülen denizel alandaki karbon döngüsünde makroomurgasızların kolaylaştırdığı yolları göstermiştir. Bu döngüde, organizmalar üst sulardan ya da su sütunundan çıkan karbonu doğrudan tespit eder ve sediman boyunca çeşitli formlara dönüştürür ve pelajik içine tekrar geri taşır. Burada ifade edilen, organizmaların bu olayları çeşitli fonksiyonel indikatör özellikler ile gerçekleştirdiğidir. Bu döngünün aşamalarından biri olan bentozdan pelajiğe karbon taşınmasında; kaynak yakalama metodu, yaşam yeri/çevresel pozisyonu, yerleşim biçimi, hareket şekli, üreme metodu, göç aktivitesi, vücut şekli (morfoloji)

özellikleriyle olayların her bir aşamasının gerçekleşmekte olduğu ifade edilmiştir. O halde, bentik türlerin katıldığı olayları yöneten özellikler, işleyişte gösterge olarak kullanılabilir. Bolam (2012); Bolam vd (2014); Bremner (2008); Paganelli vd (2012); van der Linden vd (2012); van Son vd (2013) çalışmalarında özellik kompozisyonuna dayalı değerlendirmelerin, bentik komünite yapısına dayalı değerlendirmelere kıyasla ekosistem fonksiyonuna ilişkin daha kuvvetli bir anlayış sağladığını belirtmişlerdir. Mermillod-Blondin vd (2005) bir komünitedeki bir türün fonksiyonel özelliklerinin bazı ekosistemler için tür zenginliğinden daha önemli olabileceğini ifade etmişlerdir. Özelliklerin ekosistem işleyişinde oldukça etkili bir araç olduğu ortaya konulmuştur. Ancak burada asıl konu, fonksiyonel önemi belirleyen özelliklerin hangileri olduğudur. Bu konu halen tartışılmaktadır ve bu açıdan denizel alanlar karasal sistemlerin halen çok daha gerisindedir. Denizel bentik türlerin yaşam döngüsü, davranışsal ve morfolojik karakteristiklerini tanımlamak için üretilmiş çok sayıda özellik vardır ve yayınlanmış çalışmalar genellikle bu listenin bir alt kümesini kullanmaktadırlar. Tabii asıl olan özelliklerin gereksinimlere ve bireysel çalışmaların amaçlarına göre seçilmesidir. Chanpin vd (1997) ekosistem olayları üzerine güçlü etkileri olan özelliklerin (i) su ve besin elementleri gibi toprak kaynaklarının kullanılabilirliği, kaynak yakalama ve kullanımı (ii) bir komünite içindeki beslenme ilişkileri (trofik yapı) (iii) mekanik baskı sıklığı, şiddeti ve derecesini, etkilemesi gerektiğini ifade etmiştir. van der Linden vd (2012) özellik ve kategori seçiminin, her bir özelliğin ekosistem işleyişindeki önemi göz önüne alınarak öncülleştirilmesi gerektiğini vurgulamışlardır. Bremner vd (2005) mümkün olduğunca çok özelliğin, ekolojik işleyiş anlamada daha bilgilendirici bir resim sağladığını ve tam aksine özelliklerin sayısındaki sınırlamanın ise bir topluluğun işleyişini tanımlamada zorluk yarattığını ifade etmiştir. Dahası bu araştırmacılar, deniz tabanı işleyişinde, hangi özelliklerin yanıltıcı bir sonuç yaratma riski taşıdığını belirleyen çalışmaların yapılması gerektiğini bildirmişlerdir. Dauwe vd (1998) “trofik gruplar” ve “biyoturbasyon şekilleri” nin bentozun sediman habitatları ile komünitenin fonksiyonel ilişkilerine dayalı olan iki ana ekolojik kategorizasyon olduğunu ifade etmiştir. Örneğin Tillin vd (2006) Kuzey Denizi’nden seçmiş oldukları istasyonlarda kronik dip trol etkisinin bentik omurgasız komünitesinin fonksiyonel yapısına etkisini araştırmak için 4 farklı ekolojik fonksiyon (hareketlilik, habitat, beslenme şekli ve besin) ve 6 farklı yaşam döngüsü değişkeni (maksimum boy, yaşam döngüsü, eşeyssel olgunluk yaşı, üreme tipi, üreme sıklığı ve yayılım) belirlemiştir. Seçilen bu

özelliklerin alanlardaki trol yoğunluğu ile olan ilişkilerini tanımlamıştır. Paganelli vd (2012) Emilia-Romagna kıyıları (İtalya, Kuzay-Batı Adriatik Denizi) boyunca yumuşak zemin makrobentik komünitenin fonksiyonel karakteristiğini belirlemek için 10 biyolojik özellik (büyüme şekli, trofik grup, hareket tipi, yaşam şekli, ergin hareketi, biyoturbasyon şekli, üreme stratejisi, gelişim modeli, ömür uzunluğu ve substratum yatkınlığı) seçmiştir. Bu özelliklerin bentik sistemlerde ekosistem işleyişi için önemini vurgulamış ve çevreye karşı türlerin tepkilerini yansıttığını ifade etmiştir. Neumann & Kröncke (2011) Almanya körfezinde 26 epifaunal türün ekolojik işleyişi üzerine sıcaklık değişimlerinin etkisini tanımlamak için yaptıkları çalışmalarında, Tillin vd (2006)'nin kullandığı özellikleri benimsemiş ve ek olarak dölleme şekli ve üreme mevsimi değişkenlerini de ilave etmişlerdir. Marchini vd (2008) sekiz İtalyan lagününde yumuşak zeminde yaşayan makrobentik komünitenin fonksiyonel yapısını ve baskın özelliklerini tanımlamak için sekiz (beslenme, hareketlilik, ergin yaşam yeri, vücut boyutu, ömür uzunluğu, üreme tipi, larva tipi ve üreme sıklığı) özellik tanımlamıştır. Aynı araştırmacı, beslenme davranışı ve vücut boyutu dağılımı özelliklerinin, geçiş sularında dağılım gösteren bentik komünitelerin, değişen çevresel şartlara karşı tepkisinde farklılaşmayı ortaya koyduğu için sıklıkla kullanıldığını ifade etmiştir. Bolam vd (2013) çalışmada trol faaliyetlerine karşı farklı hassasiyet seviyelerinde olan taksonların toplam üretime katkılarına dayalı olarak trole karşı ikincil üretimin hassasiyetini incelemişlerdir. Seçilen özellikler hem trol faaliyetini izleyen süreçte ölüm ya da ortamdan çekilmeye karşı bireyin hassasiyetini (boyut, morfoloji, yaşam şekli, sedimandaki pozisyon, hareketlilik), hem de mekanik baskıyı izleyen süreçte sedimanda bir taksonun yeniden kolonize olma yeteneğini (larva ve yumurta gelişim yeri, ömür uzunluğu) tanımlamaktadır. Son 10 yıldır BTA kullanarak bentik omurgasız birliklerin fonksiyonel karakteristikleri üzerine demersal balıkçılığın etkilerini değerlendirmek amacıyla üretilen çok sayıda çalışma vardır (Bremner vd, 2005; Tillin vd, 2006; Frid, 2011; de Juan & Demestre, 2012; Fleddum vd, 2013). Çalışmamızda seçilen 10 biyolojik özelliğin diğer çalışmalarla oldukça uyumlu olduğu görülmektedir. Bu çalışmada seçilen özellik takımı, literatürdeki çalışmalarda kullanılan özelliklerin bir alt kümesi şeklinde olup, yaygın olarak ele alınan değişkenlerdir ve çalışmanın amacını karşılamıştır. Bu özellikler öncelikle, SSA'nın fonksiyonel yapısını ortaya koyarken, demersal balıkçılık araçlarının etkilerini yorumlayabilmemize yardımcı olmuştur. Dip balıkçılık araçlarının etkisini değerlendiren çalışmalarda alanların trol yoğunluğu hesaplanmakta ya da trol

uygulanması sonrası belli bir zaman ölçeğindeki değişimlerle trol faaliyeti öncesi ve sonrası izlenimler ortaya konulmaktadır. Trol frekansı ve yoğunluğu verisi 24 m'den uzun balıkçılık tekneleri bir uydu takip sistemi (Vessel Monitoring System, VMS)'den, Side Scan Sonar ile km^2 'deki trol aracı izlerinin yoğunluğunun belirlenmesi ve SPUE gibi yöntemlerle elde edilmektedir. Hiddink vd (2006) trol frekansını, Avrupa Komitesi (EC) Uydu Tekne İzleme Sistemi (VMS) verisini kullanarak yılda her 9 km^2 hücrede trol geçiş sayısı ve 1 Haziran 2000-31 Aralık 2002 periyodunda bir hücredeki kayıt sayısından hesaplamıştır. 1 Ocak 2000'den bu yana, 24 m'nin üzerindeki tüm Avrupa komisyonu balıkçı teknelerinin, konumlarını 2 saat aralıklarla rapor etmesi gerekmektedir. VMS verisi konumsal veri aktarıldığı zaman teknenin balıkçılık yapıp yapmadığını göstermez, ancak bir teknenin hızı iki ardışık kayıttan üretilebilir. 8 knot'dan daha yüksek hızla seyahat eden tekneler ve hareketsiz tekneler ayrılabilir, çünkü bu hızla yol alan teknelerde balıkçılığın olmadığı varsayılır. Trol frekansını hesaplamak için, trollerin 24 m genişliğinde av araçları ve 5 knot hız ile balıkçılık yaptığı varsayılır. Bu yüzden, bir kayıt $0,449 \text{ km}^2$ 'lik trol uygulanmış bir alanı temsil eder ve bu $2\frac{1}{2}$ yıl periyodunda 9 km^2 hücredeki kayıttır. Bu da $0,0198$ 'lik bir trol frekansını (yıl^{-1}) göstermektedir. Trol çabasının değerlendirilmiş olduğu değer en alt sınırı VMS kayıtlarının çözümlenmesiyle tanımlanır. 9 km^2 'lik ölçek balıkçılık çabasının rasgele olduğu 1×1 deniz mili ölçeğine yakındır (Rijnsdorp vd, 1998). Jennings vd (2002) trol baskısını balıkçılık koruma hava aracı tarafından beam trol tekneleri görülme kayıtlarından belirlemiştir. Balıkçılık alanlarındaki bu hava aracı ekibi balıkçılık yapılırken gözlemlediği tüm teknelerin lokalitelerini ve tanımlayıcılarını kaydeder. Bu yüzden, trol baskısı birim başına hava aracı araştırma çabası (SPUE- aircraft search effort) beam trol tekneleri görülme sayısı olarak tahmin edilmiştir. Böyle bir verinin eldesi alanımız için mümkün değildir. SSA'nın uzun yıllardır demersal balıkçılık araçları tarafından yüksek derecede yıpratıldığı bilgisi, ancak gemi seyir defterlerinden ve balıkçılığa dayalı saha gözlemlerinden (fishery-dependent data) elde edilebilmiştir. Bir diğer ifadeyle, söz konusu alanlara kıyasla küçük bir alan olan SSA'nın kaba ölçekle de olsa hangi alt istasyonlarda daha yüksek veya daha düşük av baskısına maruz kaldığı bilgisi sağlanmıştır.

Yukarı bahsedilen çalışmalarda ortaya konulduğu gibi, araştırmacılar amaçlarına göre çeşitli sayıda ve nitelikte özellikleri çalışmalarına dahil etmişlerdir. Bir biyolojik

özellik, bireyin belirli karakteristiklerinin basit tanımlayıcısıdır. Önemli olan diğer bir açı ise; özellik-fonksiyon ilişkilerinin tanımlanmasıdır. Bu konuda yapılan deneysel çalışmaların sayısı artarak devam etmektedir. Örneğin, yumuşak zeminli habitatlarda, beslenme ve hareket davranışları (öncelikli olarak sedimandan beslenme ve çukur kazma aktiviteleri) sedimanların yeniden karışmasını sağlayabilir, böylece oksijen derinliği ve çökelti madde nüfuzu artarak organik madde ayrışması hızlanır (Bertics vd, 2010; Kristensen, 2001; Pearson, 2001). Tüp inşa etme özelliğinin, sediman boyunca ve sediman içerisine toksinlerin geçişini etkilediği görülmüştür (Aller, 1983). Norkko vd (2013) vücut boyutu özelliğinin sediman-su interfaçı boyunca oksijen ve besin elementi akışında önemli olduğunu göstermişlerdir. Bolam vd (2014) en yüksek toplam ikincil üretimin, süzerek beslenen ve/veya yüzeyde birikintiden beslenen, planktotrofik larva gelişimi gösteren, bir dış iskeletle sahip sesil ve sediman yüzeyinde bulunan taksonların baskın olduğu birlikler tarafından sergilenmiş olduğunu ortaya çıkartmışlardır. Reizopoulou & Nicolaidou (2007) ve Sabetta vd (2007) tarafından yapılan çalışmalarda vücut boyutunun lagün ekosistem sağlığının uygun bir tanımlayıcısı olduğu gösterilmiştir. Hareketlilik, larva tipi ve üreme stratejisi daha az dikkate alınmıştır. Ancak, substrat sağlama, yayılım potansiyeli ve enerji dağıtımını kapsayan özellikler komünitenin önemli fonksiyonlarını ifade etmektedir. Bremner vd (2006) ve Marchini vd (2008) yaptıkları çalışmalarda vücut boyutu özelliğinin, deniz ve estuarin sulardaki bentik birliklerin değişiminin tanımlanmasında diğer biyolojik özelliklerden daha az etkili olduğu sonucunu çıkarılmışlardır. Özellikle sedenter ya da yumuşak morfoloji özelliklerini sergileyen taksonlar trol faaliyetlerine karşı savunmasızdırlar. Dimitriadis vd (2012) süzerek beslenme ile ilişkili olan özelliklerin yüksek birincil üretimin olduğu bölgelerde ayırıcı olduğunu bulmuştur. Rosenberg (1995) süzerek beslenen bireylerin baskın olduğu birliklerde deniz tabanı ve üzerini örten su sütunu arasındaki karbon ve enerjinin taşınımının, yüzey altı birikintisi ile beslenenlerin baskın olduğu bir başka birlikten muhtemelen farklılık gösterdiğini ortaya koymuştur. Pearson & Rosenberg (1978) tarafından bentik sistemler içinde, büyük cüsseli organizmaların organik maddenin hareketinde (düşük dönüşüm), küçük cüsseli türlerin ise organik maddenin tutulmasında (yüksek dönüşüm) etkili olduğu ifade edilmiştir. Thrush & Whitlatch (2001) taksonların larva gelişim stratejisinin, trol tahribatına karşı yenilenme yeteneklerini etkilediğini ve yine planktonik larva gelişim özelliğinin lesitotrofik ve bentik gelişime kıyasla, trol kazmasına karşı yeniden kolonize olma yeteneğinin daha hızlı olduğunu ifade

etmişlerdir. Rosenberg (1995) beslenme şekli özelliğinin, sediman matrisi içinde, sediman ve su arasında olası karbon taşınımında ve aynı zamanda çoğu biyojeokimyasal olaylarda önemli etkiye sahip olduğunu ortaya koymuştur.

4.4. SSA Ekosisteminin Fonksiyonelliği Üzerine Değerlendirme

FCA ile Samsun şelf alanının fonksiyonel kompozisyonu üzerine değerlendirme yapmak mümkün olmuştur. Faktör haritaları incelendiğinde sonbahar ve kış dönemlerinde ayrı iki grubun varlığı dikkat çekmiştir. Ancak bu gruplar arasındaki ayrımın çok güçlü olduğu söylenemeyebilir. Gruplaşma derinlik bazında kendini göstermiş olup, 60 m üzeri (T1 ve T2 dâhil) derinliklerde komüniteler başlıca 101-200 mm boyutunda kazıyıcı-yürüyücü-sürünücü-tırmanıcı, birikintiden ya da yüzey altından beslenen, yüzeyde ya da infaunada etkin olabilen, bentikte doğrudan ya da lesitotrofik olarak larval gelişim gösteren ve yumurtaları kuluçkalı ya da bentikte gelişimini sağlayan organizmalardan oluşmaktadır. Ancak, 0-60 m derinliğindeki komünite 10 ila 100 mm arasında değişen boyutları ile 1-2 ya da 3-10 yıl yaşayan, epizoik ya da yüzücü olan, süzerek beslenen, sediman profilinde bulunma pozisyonu 6-10 cm olan, pelajikte yumurta bırakan ve larva gelişimini planktotrofik olan organizmalar tarafından karakterize edilmektedir. Genellemenin dışında, T1 ve T2 bazen de D2 istasyonları derin alanlar yönünde ayrım göstererek farklılaşmakta ve benzer özellikler göstermektedir. Ayrımın nedeni yalnızca bu istasyonlarda örneklenen *Upogebia* ve *Brachynotus* taksonlarıdır. Kış döneminde, derin istasyonlarla karakterize olan bu özellikler kendi içinde ayrım göstermektedir. Bu dönemde T1 ve D1 istasyonları için ayrım daha net ortaya çıkmaktadır. Bu gruptaki lesitotrof, kuluçkalı yumurta üreten ve yüzey-altından beslenenler bu istasyonlar yönünde kendini belirgin şekilde ayırmıştır.

Sonuçlara göre, SSA kıyıları boyunca bentik birlikler birkaç taksonun baskınlığı ile tanımlanabilirler. Böylece, bentik komünite sınıflandırıldığında iki farklı derinlikte dağılım gösteren birliklerden söz edilebilir. 0-60 m derinliğinde örneklenen birlikler bivalvler, bazı poliketler ve krustaseler ile karakterize olmaktadır. 60 m ve üzeri derinlikler ise ekinodermlerden *Amphiura*, bivalvlerden *Abra* ve diğer bazı poliket türleri ile temsil edilmektedir. Alandaki baskın fonksiyonel özellikler, baskın taksonların özellikle *Chamelea* ve *Amphiura*'nın fonksiyonel karakterini yansıtmaktadır. Bu durumda, SSA'yı bentik birlikler açısından iki alt alana

ayırabiliriz. Bunların ilki, bivalvlerin baskın olduğu, poliketler ve krustaselerin bulunduğu, küçük ve orta cüsseli biyo-birikim üreten oyuklarda yaşayan, infaunada süzerek beslenenlerin etkin olduğu 0-60 m derinliğindeki alt alandır. İkinci alt alan olan 60 m üzeri derinlikler ise; baskın *Amphiura* dağılımının görüldüğü, poliketler ve bazı bivalvlerin (*Abra-Papillicardium*) bulunduğu, orta ve büyük cüsseli karıştırıcı serbest yaşayan birikinti-yüzey altı birikintisi ile beslenenlerin etkin olduğu bir canlı birliği ile karakteristiktir. Karakter olarak 0-60 m derinliğindeki istasyonların daha özelleşmiş olduğu düşünülebilir. Bu alanda özellikle bivalv gruplarının yaygın dağılımı ile antropojenik baskılara karşı tepki olarak oluşmuş fırsatçı yaşam döngüsü özelliklerinin baskınlığı söz konusudur. Aslında, süzerek beslenme karakterinin özellikle balıkçılık uygulamalarında düşük trol yoğunluğunun olduğu istasyonlarda baskın olduğuna dair bilgiler mevcuttur (Tillin vd, 2006). İlk bakışta, antropojenik baskıya karşı genel olarak alanda süzücülerin baskın olmaması gerektiği düşünülebilir. Ancak, SSA'da bu grubun baskın olduğu açıktır. Yine de bu durum şöyle açıklanabilir; Çünkü SSA'da 0-40 m derinlikte görülen bivalvlerin çoğu süzerek beslense de bu türler genel olarak gömülme davranışı gösteren ve infaunada sığ-derin pozisyonlarda etkin olabilen canlı gruplarıdır. Diğer bir ifadeyle, alandaki trol baskısına karşı bentik habitatta sadece sediman içinde yaşayabilen bivalv türleri tutunabilmiştir. Aslında bu alandaki bivalvler ktenidium ve sifonları aracılığıyla birikinti/interfaz/süzerek beslenmektedirler ve bu anlamda su sütununu süzerek beslenenlerden farklı özellik göstermektedir. Sonuç olarak, SSA'da bentik infaunal yapının dirençli olduğu ve fonksiyonel indikatör özelliklerin ve grupların durumuna göre bentozun trol baskısına karşı orta hassasiyet gösteren bir durum sergilediği ifade edilebilir.

Bu alanlarda canlılar baskıya karşı larva gelişim yeri, üreme tipi ve sedimandaki pozisyon yönünde de bir tepki oluşturmuştur. Pelajikte yumurta bırakma ve larval gelişim stratejisi olarak planktrofik özelliği benimsemiş uzun dönemde ortaya çıkan hassasiyeti, diğer bir ifadeyle trol uygulanan alanda tekrar kolonize olma yeteneklerini ifade etmektedir (Bolam vd, 2013). Örneğin, bir organizmanın larva tipi çevresel değişime karşı canlılığın adaptasyonunun bir yansımasıdır. Planktotrofik larval gelişim gösteren taksonların diğer gelişim tiplerine göre dağılım potansiyeli daha yüksek ve yok olma riski çok daha azdır (McHugh & Fong, 2002). Sedimanın daha sığ pozisyonlarında yer kaplayan organizmaların trol araçlarıyla teması derin pozisyonlarda yaşayanlardan daha yüksektir. Jennings & Kaiser (1998) biyojenik habitatlar ve çamur

sedimanların dalga hareketleri ve dip akıntılarının sebep olduğu doğal karışımlara daha az maruz kaldığını ve genellikle balıkçılık aktivitesinden daha derinlemesine etkilendiğini ve bunun uzun vadede komünite değişiklikleri ile sonuçlandığını ifade etmiştir. Aksine, Prantoni vd (2013); Sciberras vd (2013) yumuşak zemin yapısına sahip habitatların yüksek seviyede doğal fiziksel karışıma maruz kaldığını ve genellikle balıkçılıktan daha az etkilendiğini belirtmişlerdir. Tillin vd (2006) Dogger Bank (Kuzey Denizi) alanında farklı seviyelerde trol yoğunluğuna maruz kalan komünitenin fonksiyonel kompozisyonunda farklılık görülmediğini, bu alanda trol etkilerinden dolayı bentik komünitede çok az fonksiyonel değişim olduğunu ortaya koymuştur. Araştırmacılar söz konusu alandaki komünitenin akıntı ve dalgalardan dolayı yüksek seviyede doğal karışıma adapte olabileceğini ifade etmiştir. Bu çalışmadaki inceleme alanı SSA'da, balıkçılık etkisine karşı tepki olarak ortaya çıkan düşük hassasiyetli özelliklerin yanı sıra uzun ömür ve süzerek beslenme gibi özelliklerin de varlığı da söz konusudur. Bu açıdan, SSA'nın yumuşak tabanlı bir denizel alan olduğu kabulü yapıldığına göre, komünitenin fonksiyonel kompozisyonundaki durumu bu varsayıma dayandırılabilir. Samsun şelf alanında uzun yıllardır faaliyet gösteren dip trol teknelerinin verilerine göre avcılığın büyük çoğunluğu bu derinliklerde gerçekleşmektedir. Aynı zamanda algarna tekneleri de 0-60 m derinlikleri arasında avcılık yapmaktadırlar.

İlkbahar örnekleminde T1-D1,C1 ve K4 istasyonları dışında bir ayrım söz konusu değildir ve bu istasyonlarda özellik kompozisyonu farklılık göstermektedir. Diğer tüm istasyonlarda bu özellikler bakımından belirgin ayrım yoktur. İstasyonlar kendi şartları içinde, özellik kategorilerinin sayısal kompozisyonları açısından önemli değişim göstermemektedir. Dolayısıyla tüm istasyonların benzer fonksiyonel karakterde olduğunu söyleyebiliriz. FCA düzlemi incelendiğinde çeşitli kategorilerin ayrıldığı görülmektedir. Şöyle ki; C1 istasyonu yüzücü ve taşıma kuşakları oluşturan organizmaların varlığı, T1-D1 kuluçka yumurta oluşturan ve infaunada sedimanın 10 cm'sine kadar etkin olan organizmalar ve K4 küçük cüsseli ve kısa ömürlü canlılar ile karakterize olmaktadır. Ancak bu ayrılma alanın genel fonksiyonel durumunu yansıtmamaktadır. Tabi ki bu özelliklerin bazıları diğer alanların komüniteleriyle de bağlantılıdır ancak farklılaşma için yeterli değildir.

Yaz dönemi örnekleme değerlendirildiğinde sonbahar ve kış sezonlarında FCA düzleminde gruplaşma görünmektedir. Derin istasyonlarda komünitelerin büyük

cüsseli, kısa ömürlü, yumuşak-saplı ya da tunik morfolojide, yüzeyde bağlı ya da olukta-delikte-taş altında yaşayan, lesitotrofik ya da bentik larval gelişime sahip, sediman-yüzey arasında parçacık değişimi sağlayan ya da biyoturbasyon aktivitesi olmayan organizmalarla karakterize olduğu ortaya çıkmıştır. Derin alanlar nispeten daha yüksek biyokütleyle sahiptir. Ancak 0-60 m derinliğini temsil eden istasyonlarda kategoriler belirgin olarak farklılaşma göstermemiştir. Bu alandaki komünitelerde fonksiyonel kompozisyonda bir farklılaşma görünmemektedir. Sonuç olarak, FCA düzleminde yalnızca derin istasyonlarda temsil edilen ya da baskın olan kategoriler diğer istasyonlardan kendini ayırmıştır.

SSA'da bentik birliklerin farklılaşmasına katkı sağlayarak öne çıkan özellikler maksimum boy, sedimandaki pozisyon, larva gelişim yeri, yaşam alanı ve üreme tipidir. Bu komünite daha çok türlerin yaşam döngüsü ve davranışla ilgili özellikleri tarafından yönetilmektedir. Biyoturbasyon ve morfoloji özellikleri FCA eksenleriyle zayıf ilişki göstermektedir. Bunun sebebi, hem biyoturbasyon hem de morfoloji özelliği içerisindeki kategorilerden sadece birinin diğerlerine homojen şekilde baskın olmasıdır. Dış iskelete sahip olan taksonlar diğer tüm örneklerden daha baskın durumdadır. Örneğin trol faaliyetlerine karşı farklı hassasiyet seviyelerine sahip olan taksonlarda dış iskelet morfolojik özelliği baskıya karşı koruma sağlar. Özellikle yoğun balıkçılık baskısı altında olan alanlarda morfoloji dışiskelet özelliğine doğru değişim gösterebilir. Çünkü trol etkisine karşı nisbi hassasiyeti oldukça düşüktür. Bolam vd (2013) çeşitli çalışmalardan elde edilen sonuçlar neticesinde özelliklere 1 ila 10 arasında değişen skor tayin etmişler ve dış iskelet özelliğini düşük hassasiyet kategorisinde 1-2 skorları ile değerlendirmişlerdir.

Biyoturbasyon (hayvanlar tarafından substratumun aktif fiziksel modifikasyonu) özelliği SSA'da, baskın olarak biyokarıstırıcı ya da biyobiriktirici taksonlarla temsil edilmektedir. Türlerin biyoturbasyon aktivitesi sediman içine oksijenin nüfuzuna etki eder. Türler sedimanı kazarak ya da sedimanda oyuk açarak derin tabakaların oksijenlenmesini sağlar ve sedimandan doğrudan çözünmüş oksijen elde edemeyen diğer organizmalar için yaşamaya elverişli bir çevre oluştururlar (Levinton, 1995). Paganelli vd (2012) "yüzey biriktirici" olan türlerin çamur yüzdesiyle negatif ilişkili, buna karşın; "karıştırıcı" türlerin pozitif ilişkili olduğunu göstermiştir. Ayrıca, "yüzey biriktirici" taksonların sedimandaki ince tanecik oranını doğrudan etkileyebildiklerini ifade etmişlerdir. Bu tarz bir etkinin varlığı çalışma alanında da gözlenebilmektedir.

Şöyle ki; örnekleme sırasında yapılan değerlendirmeler ve EUNIS habitat sınıflandırmasına göre, istasyonların yüzey biriktirici olan bivalvlerin baskın olduğu sığ-kum çamur habitatlar ve karıştırıcı *Amphiura*-*Abra*-poliketlerin dağılım gösterdiği derin-çamur kum habitatlar olarak ayrımı söz konusudur. Diğer taraftan, PSA sonuçlarına göre alanın tamamında kum yüzdesinin baskın olduğu ortaya konulmuşsa da, 0-20 m ile 40 m ve üzeri derinlikler arasında bulunan fark bu durumu desteklemektedir. Alandaki bivalvlerin daha baskın olduğu ilk 40 m derinliğinde biyobirikirme aktivitesi yaygın olarak görülebilir. Şöyle ki, bu alandaki bivalvler sediman-su interfazından atık ya da yalancı atıkları süzerek ve parçacık katılımı yaparak sedimanın zenginleşmesini sağlayabilirler. Bivalvler deniz tabanında parçacık birikim oranını artırır ve mikrobiyal üretimi uyarır (Newell, 2004). Süzerek beslenen bivalvler sediman boyutuna bağlı olarak yatay parçacık akışından süspansiyon olmuş maddenin %60 ila %90'ını kaldırabilirler (Loo & Rosenberg, 1989). Bu grup içinde biyokütlenin azalması komünite kaynak kullanım modelini ve bentik ekosistem boyunca enerji akışını değiştirebilir (Tillin vd, 2006). 60 m ve üzeri derinliklerde dağılım gösteren *Amphiura* ve *Abra* yüzey biyokarıştırıcı olarak tanımlanmaktadır. Karıştırıcı türler ince parçacıkları tüketebilir ve parçacıkların yüzeye geçişini sağlayarak yeni bir substratum oluşturabilir. Bazı makrobentik türler çevreyi değiştirebildiklerinden ekolojik olaylarda önemli role sahiptir. Örneğin, hareket tipi ya da kazma aktivitesi sediman üzerinde yüksek etkiye sahiptir. Kazıcı türler dipteki oksijen seviyesini arttırabilir ya da organik madde konsantrasyonuna etki edebilirler (Aller, 1982; Rhoads & Boyer, 1982). Bu organizmalar, sedimanın üst birkaç santimetresinde sedimanın karışmasını ve hareketini sağlamaktadırlar. *Amphiura* ve *Abra* etkili biyoturbatörler olmakla birlikte, Gilbert vd (2007) bu organizmaların (m^2 'de 795 birey) sedimanı 3-4 cm derinliğe kadar karıştırdıklarını ifade etmiştir. *Amphiura filiformis* türünün bir bireyi sediman-su interfazında sediman içine kollarını uzatarak sedimanın 3cm derinliğindeki $35 cm^2$ 'lik bir yüzeyi okside edebilir (Ockelmann & Muus, 1978). Hemen hemen her derinlikte dağılım gösteren poliketler galeri biyokarıştırıcıları olarak görev yapmaktadır. Bu organizmalar sedimana açtıkları tüneller, kanallar ya da çukurlar vasıtasıyla 10 ila 30 cm derinliğe kadar etkili olabilmektedirler. Yüzey birikintisi ile beslenen bu taksonların popülasyonları için biyokarıştırma katsayısı 1 ila $2 cm^2 yıl^{-1}$ dir (Quintana vd, 2007). U-şekilli tüp kazıcı ve galeri-biyokarıştırıcı omurgasızların oluşturduğu biyoturbasyon, difüzyonunun baskın olduğu sistemlerde su-sediman interfazındaki mikrobiyal solunumu %250'ye

kadar arttırabilir (Mermillod-Blondin vd, 2008). Bu sistemde, derin kazıcıların üretimi ve sedimana su iletimi, sedimanlardaki su akışını %2000'e kadar arttırabilir (Mermillod-Blondin, 2011). Biyojenik yapılar oluşturmaksızın sedimanları karıştıran bivalvler sedimanlarda meydana gelen mikrobiyal aktiviteler ve akışlar üzerine düşük bir etkiye sahiptir (Michaud vd, 2006). İlkbahar döneminde farklı olarak taşıyıcı kuşak (biyoturbasyonun bir çeşidi: canlı baş aşağı sedimanı kazar ve tanecikleri üst su sütununa taşır) oluşturan canlıların varlığı ile K4 ve C1 istasyonları biyoturbasyon özelliği açısından farklılaşma göstermiştir. Burada poliketler içinde en yaygın gruptan biri olan Capitellidae ailesine üye organizmalar taşıyıcı kuşak örnekleridir. Bir diğer deyişle, sediman derinliğinde baş aşağı beslenme davranışıyla sediman derinliğinden sediman yüzeyine parçacık geçişini sağlarlar. Biyoturbasyon aktivitesi taksonların yoğunluğuna bağlı olarak değişmekle birlikte, bu özelliğin alandaki etkinliğinin boyutu soru işareti olarak kalmaktadır. Biyobiriktirme ve biyoturbasyon iki önemli ekosistem mühendisliği fonksiyonlarıdır. Çalışmalarda biyobiriktirme, biyoturbasyon şekli olarak değerlendirilse de biyoturbasyondan ayrı olarak kategorize edilmektedir (Mermillod-Blondin, 2011). Biyoturbasyon aktiviteleri diffüzyon-baskın habitatlarda önemli bir rol oynayabilir ve bu faaliyetlerin etkisi yatay iletimin baskın olduğu habitatlara kıyasla daha güçlüdür. Diffüzyon-baskın habitatlarda sediman özellikleri ve hidrolojik değişimler üzerine omurgasızların etkisi oldukça yüksektir. Kumlu/çamurlu sediman tipi ile karakterize olan bu alanlarda, omurgasızlar su ve materyallerin 'doğrudan yönlendiricisi' olarak davranırlar (Mermillod-Blondin, 2011).

Ventilasyon (suyun hareketi) SSA'da çukur kazma aktivitesi gösteren ve sediman profilinin derin pozisyonlarında etkin olan organizmalar tarafından oluşturulabilir. Bu olay yüzeyaltı sediman ve üzerini örten su arasında suyun değiş-tokuşunu hızlandırır. Su değişimi, biyoirrigasyon (suyun sedimana nüfuzu) etkinliğini kuvvetlendirir. Örneğin *Upogebia pusilla* ve *Upogebia major* ergin bireylerinin (yaş ağırlık yaklaşık 5 g) dakikada 30 ila 50 ml ventilasyon oranına sahip oldukları rapor edilmiştir (Koiike & Mukai, 1983).

Beslenme özellikleri ekosistem işleyişinde farklılıklar meydana getirebilir. Genel olarak hetotrofik bir yapı gösteren SSA'da sediman yüzey birikintisi-yüzey altı beslenme ve süzerek beslenme tiplerinin varlığı ana besin kaynağının su sütununda organik maddenin süspanse olmasını ve sedimanda depolanmasını sağlar.

Makrobentik türler için besin sağlama ve yakalama metodu her iki grupta farklı olduğu için enerji akışı her iki sistem içinde ayrı yollara sahip olabilir.

Dikkat çeken nokta, dip balıkçılık araçlarının baskısında olan SSA'da süzerek beslenen ve birikinti ile beslenen organizmaların baskınlığıdır. Kronik trol baskısı altında, leşçil beslenme özelliğinin negatif etkilendiğini söylemek mümkündür. Yoğunluğa bağlı olarak üst avcı olan balıkların uzun yıllardır ortamdan uzaklaştırılması bu etkinin nedeni olabilir. Süzerek ve birikinti ile beslenen canlılar üzerindeki predasyon ve rekabetin azalması bu özelliklerin ortamda hakim konuma gelmesine sebep olmuş olabilir. Ancak şuda bilinmelidir ki, yukarı güdümlü (bottom up) kontrol edilen sistemlerde balık predasyonu bentoz üzerine etkiye sahip değildir (van Denderen vd, 2013). Aynı zamanda, yumuşak zeminli bentik ekosistemlerde trofik kontrolün tek bir baskın şeklinin olup olmadığı da belirsizdir (Wilson, 1991). Trolün mekanik baskısına maruz kalan alanlarda, leşçil beslenen balıklarda ve epifaunada artışlar bulunmuştur ancak fırsatçı infaunal leşçillerde bu tepki çok az kanıtlanmıştır (Frid vd, 2000a). SSA'da ise böyle bir etkiyi temsil edecek baskın bir leşçil balık türü bulunmamakla birlikte, diğer çalışmalarımızdaki gözlemlerden epifauna elemanı olan yengeç türlerinin (*Liocarcinus depurator* ve *L. navigator*) alanda yüksek bollukta olduğu tespit edilmiştir. Trol aktivitesi sonrasında ıskarta avdan yararlanmak isteyen hareketli balık ve epifauna hızlı bir şekilde trol yapılmış alana ulaşır (Kaiser & Spencer, 1996). Bu durum ekstra besin kaynağı sağlamak isteyen küçük bentik infauna için fırsatı azaltabilir. Bu yüzden leşçil beslenen infauna trol sonrası oluşan ıskarta av tarafından büyük bir şekilde etkilenmeyebilir.

Literatürde özellikle trol uygulanan alanlarda leşçil ve fırsatçı tür sayısında artıştan, davranışlarında farklılaşmadan ve mide içeriği değişiminden bahsedilmektedir (Kaiser & Spencer, 1994; Groenewold & Fonds, 2000). Hareketli epibentik leşçil krustaseler *Liocarcinus depurator*, *Pandalus* spp. ve *Crangon* spp. su akıntılarını izleyerek zeminde lokalize olmakta (Nickell & Moore, 1992) ve bim trol geçişinden sonra ölen ya da zarar gören canlıların kokularına tepki olarak trol izleri üzerinde kümelenmektedirler. Bu omurgasızlar bu sırada balık predasyonuna karşı savunmasız kalmaktadırlar. Örneğin, köpek balıklarının besin içeriğinde yalnızca trol uygulanmasından sonra bu canlılara rastlanmıştır (Kaiser & Spencer, 1994). Trol araçlarının geçişinden sonra yassı balıkların besin kompozisyonunda leşçil olan amphipod aralığının arttığı ve bivalv aralığının azaldığını gözlemlenmiştir

(Groenewold & Fonds, 2000). Trol ya da dreçler tarafından karıştırılan alanlarda görülen leşçil ve fırsatçılar daha çok deneysel çalışmaların gözlemleri sonucu ortaya konulmaktadır. Ancak, ölmüş, zarar görmüş ya da baskıya maruz kalmış makrofaunayı kullanan leşçillerin varlığı oldukça kısa süreli bir durumdur ve bu tarz kısa vadeli olaylar yalnızca küçük ölçekli çalışmalarda görülebilir (Thrush vd, 1998).

Vücut boyutu özelliğinin alanda önemli bir rol oynadığını ifade edebiliriz. Bu özellik FCA'nın eksenleri boyunca yüksek korelasyon göstermektedir. Bergmann & Hup (1992) *Lanice* spp. (Malmgren)'nin büyük bireylerinin ve bazı ekinoid türlerin trol baskısına karşı küçük bireylerden daha az hassas olduğunu bulmuştur. Çünkü büyük bireyler derin tüpler oluşturabildiğinden kaçabilme özelliği kazanırlar. SSA'da özellikle 40 m'den sonra yoğunluğu artan poliket grupları için bu durum söz konusu olabilir. Özellikle çamursu tüpler oluşturabilen *Melinna* ve *Terebellides* cinsleri için boy dağılımının yüksek olduğu görülmektedir. Büyük cüsseli organizmalar özellikle sedimanın yeniden işleme oranında önemli bir rol oynamaktadır. Tipik olarak hayvansal organizmalar su ve sediman arasındaki parçacık değişimini artırır. Yumuşak zeminli sedimanlarda, büyük organizmalar sediman içinde hidrodinamikler ve biyojeokimyasal ve parçacık gradientlerini değiştirerek komünite ve lokal çevresel karakteristiklere etki eder (Thrush vd, 2006). Marchini vd (2008) vücut boyunun lagünler arasında ve içinde değişikliklerin belirlenmesinde zayıf bir rol oynadığı sonucunu elde etmiştir. Bremner vd (2003) ise İngiliz Kanalı ve Kuzey Denizi'nde denizel komünite kompozisyonundaki değişiklikleri belirlemede boy değişkenini diğer özelliklerden daha az faydalı olduğu bulmuştur. Buna karşın, Reizopoulou & Nicolaidou (2007) vücut boyutu özelliğinin komünite değişimlerini değerlendirmek için etkili bir araç olduğunu düşünmektedir. Temel kavram, türün yaşam döngüsü özelliklerinin vücut boyutunda yansıtıldığı ve bu özelliğin tür kompozisyonu ve nisbi bolluğu kontrol edebilir olduğudur. Queirós vd, (2006) trolün neden olduğu mekanik tahribatın daima küçük boyutlu türlerin baskınlığına neden olmayacağını ve Dogger Bank (Merkez Kuzey Denizi) 'da artan trol baskısının infaunanın boy dağılımını belirgin şekilde etkilemediğini ifade etmişlerdir. Yumuşak sedimanlarda, bentik organizmaların vücut boyutu yapısı sedimanın parçacık boyut kompozisyonu tarafından belirlenmiş fiziksel kısıtlamalara atıfta bulunur (Schwinghamer, 1981). Ancak bu düşünce, uzun zaman organik madde içeriği gibi diğer sediman özelliklerinin etkilerini sorgulanmış (Leaper vd, 2001; Dolbeth vd, 2014) ve

araştırmıştır. Gürcistan boğazında, iri taneli sedimanların sığ habitatlarında küçük organizmalar baskındır ve organik madde girdisi düşüktür. Aksine büyük organizmaların bulunduğu derinliklerde sediman organik madde açısından zengindir (MacDonald vd, 2012). Genoa-Voltri limanında sedimandaki organik madde ile uzun boyutlu nematodlar arasında pozitif bir ilişki bulunmuştur (Losi vd, 2013). Donadi vd (2015) 1999-2012 yılları arasında Alman Wadden Denizi'nde örnekledikleri makrobentik komünitenin boy yapısının çevresel gradient boyunca değiştiğini, özellikle vücut boyutunun sedimandaki organik madde içeriği ve akım kaynaklı kayma stresinin artmasıyla arttığını ortaya koymuştur.

4.5. SSA için Olası Ekolojik Organizasyon Modelleri

Çalışmada co-inertia analizine göre iki farklı durum ortaya çıkmıştır. Asıl olan sistemin genel açıdan değerlendirilmesidir ancak mevsimsel olarak örnekleme yapıldığından dolayı sonuçları bu çerçevede ele alma zorunluğu ortaya çıkmıştır. Yaz ve sonbahar dönemlerinde eş yapılar (takson biyokütle matrisi x takson özellik matrisi) arasında önemli bir ilişki olmadığı ve yapıların bağımsız olarak davrandığı sonucuna ulaşılmıştır. Makrofaunal biyokütlerdeki değişimler yumuşak zeminli bu alanlar içinde ekosistem olayları üzerine önemli etkiye sahip değildir. Bu sonuç ekosistem fonksiyonlarının tür silinmesi ya da eklenmesine karşı duyarsız olduğunu ifade eden “boşluk (null)” hipotezine götürmektedir. Ortamda A ya da B türünde kütlece oluşan artış ne olursa olsun, bu taksonların sergiledikleri özellik kompozisyonuna bir etkisi olmadığı için ekolojik fonksiyonlarda da farklılaşmaya neden olmamaktadır. Yapılar birbirinden bağımsız olarak davranıyorsa biyokütle değişimi olsun ya da olmasın ekosistemde ekolojik fonksiyon istikrarla devam etmektedir. Öyleyse, ortamda aynı işlevi yerine getiren birden fazla taksonun varlığı, fonksiyonel çakışmadan kaynaklanan fonksiyonel grupların telafi etme davranışı ile açıklanabilir. Sistemde fonksiyonel değişimle aynı yönde/amaçla fonksiyonun devam etmesi ve birbirinin yerine geçen benzer rollere sahip türlerin olması olasılığı “sigorta hipotezi” fikrini düşündürmektedir. Takson biyokütlesindeki değişime karşı duyarsız olma durumu, 2 varsayımla izah edilebilir. 1) Alanda benzer fonksiyonel rolleri uygulayan taksonların varlığı, 2) Alanın abiyotik çevresel şartlar tarafından kontrol edilebilme olasılığıdır. Çamurlu/kumlu sediman özelliği gösteren alanlar difüzyon-baskın habitatlar olarak tanımlanmaktadır. Bu habitat tipi yüksek oranda biyotik kontrolün altındadır. Bu

açından SSA için diffüzyon-baskın habitat tipi tanımlaması yapılırsa, alanın abiyotik çevresel şartlar tarafından kontrol edilebilme varsayımı göz ardı edilebilir. Öyleyse, bu durum, SSA'da benzer fonksiyonel rolleri sergileyen organizmaların olduğu düşüncesini daha da kuvvetlendirmektedir.

İlkbahar ve Kış dönemlerinde eş yapılar arasında önemli bir ilişkinin varlığı söz konusudur. Bu durumda makrofaunal biyokütle ve ekosistem fonksiyonları ya da olayları arasında ekolojik ilişkilerden bahsedilebilir. Ancak ekosistem olayları üzerine dair ölçümlerle ve ekosistem fonksiyonu-tür-biyoeçeşitlilik arasındaki etkileşimler ve ilişkilerinin tanımlanmasıyla bu ilişkiler üzerine net yorumlar yapılabilir. Bununla birlikte, çalışmalarda yumuşak zeminli habitatlarda belirli türlerin varlığının ekosistem fonksiyonlarının çeşitli yönleri üzerine büyük etkiye sahip olduğu bulunmuştur. Yumuşak zemin yapısına sahip SSA'nın fonksiyonel karakterizasyonu baskın birkaç taksonun varlığı ile temsil edilmektedir. Bu bilgi ışığında, birkaç olasılık değerlendirilebilir:

- 1) Alanda, her taksonun ekosistem yapısı ya da ekosistem fonksiyonu üzerine etkisi aynı oranda olmayabilir. Bu “güdümlenici türler ve pasifler modeli” ile ilişkili olup, hatta “kritik” ya da “anahtar” bazı taksonların olduğu düşüncesini ortaya koyabilir.
- 2) Alanda, böyle taksonların varlığının göstergesi idiosinkratik tür hipotezini de desteklemektedir. Belirli türlerin ortamdan çekilmesi büyük değişimlerle sonuçlanır ancak ekosistem olayları üzerine ne yönde etki göstereceği önceden tahmin edilemez.

Ekosistemde belirli bir türün varlığının biyojeokimyasal olaylar üzerine etkisi tür çeşitliliğinden daha önemlidir (Mermillod-Blondin, 2005). Örneğin, Vopel vd (2003) Kuzey Denizi'nde *Amphiura filiformis*'in yumuşak sedimanlarda oksijenin tutulumunun %80'ninden sorumlu olduklarını göstermişlerdir. Bu türü su-sediman interfazında anahtar tür olarak nitelendirmişlerdir. Bolam vd (2002) çalışmalarında ekosistem fonksiyonlarında önemli etkiye sahip olduğu ifade edilen kritik türlerin var olduğunu, buna karşın, tür zenginliği ve biyokütlerdeki değişimin ekosistem olayları üzerine zayıf etkiye sahip olduğunu ifade etmişlerdir. Alanda kritik türler bulunsa bile, kritik roller oynamayabilir ve bu özellikler, fiziksel olarak yıpranmış, makrofauna arasında güçlü rekabet etkileşimlerinin görülmediği çevreler için olası bir durumdur (Huxham vd, 2000).

4.6. Sediman Karakterleri ve Taksonlar Arasındaki İlişkilerin Değerlendirilmesi

Sediman karakterleri açısından bakıldığında; SSA istasyonlarında farklılıklar söz konusudur. Organik madde ve su içeriği oranının mevsimsel olarak değiştiği ve en farklı dönemin Kış olduğu tespit edilmiştir. Eldeki veriler değerlendirildiğinde, % su ve organik madde içeriğinde artış eğilimi, ya sedimanın dokusal ve bileşimsel farklılığından ya da canlıların sedimanı işleme yoğunluğunun yansımalarıyla ilgili bir durum olabilir. Ancak sediman yapısı, mevsimler arasında anlamlı farklılık göstermediğinden ilk seçeneğin elenmesi gerekmektedir. Mevsimler arasında kum-çamur yüzdelerinde belirgin bir değişim yoktur. Diğer taraftan, organik madde içeriğinin sediman tanecik boyundaki azalma ile pozitif ilişkili olduğu da tespit edilmiştir (Talukder vd, 2016). Ancak sedimanın klorofil-a konsantrasyonu mevsimlere göre değil istasyonlara göre değişim göstermiştir. Terme istasyonu diğerlerine kıyasla bu faktör açısından en farklı olanıdır. Co-inertia analizleri değerlendirildiğinde klorofil-a değişkeninin her dönem için çamur yüzdesiyle aynı yönde eğilim gösterdiği ve pozitif ilişkili olduğu görülmektedir. Terme istasyonunda örnekleme yapılan diğer istasyonlardan farklı olarak çamur yüzdesi nispeten daha yüksektir. Sedimandaki klorofil-a konsantrasyonu, bentik mikroalg biyokütlesine işaret etmektedir. Bu da besleyicilik ve birincil üretim ile ilişkili bir değişkendir. de Jonge (1985) diatomların çamurla kaplanmış kum yapısının olduğu sedimanlarda baskın olduğunu rapor etmiştir. Nitekim, kaba tanecik yapısındaki sedimanda birincil üretimin ince partiküllü yapılara kıyasla düşük oranlarda olduğu ifade edilmiştir (Cook vd, 2004). Klorofil-a konsantrasyonunun yüksek olduğu Terme istasyonunun nispeten daha çamurlu olması sedimandaki birincil üretimin diğer istasyonlara nazaran daha yüksek olduğu anlamına gelmektedir.

Sediman karakterlerinin çoğu zaman tanecik boyutu ile ilişkili olduğunu gösteren araştırmalar mevcuttur. Çalışmalarda genelde kum ve çamur alanlar ayrı ayrı değerlendirildiğinden dolayı karakterlerin farklılığı belirgin şekilde ortaya çıkmaktadır. Ancak SSA'da sediman yapısı aşağı yukarı homojendir ve alanlardaki küçük boyutlu farklılıklar çok belirgin ayrımlar oluşturmamaktadır. Örneğin, burada yapılan analizlerde kum sediman yapısı ve organik madde arasında yakın ilişki bulunmuştur ve bu yönde genellikle bivalvlerin fonksiyonel olduğu görülmektedir. SSA'da bivalvler sedimanda etkili olabileceği yönünde özelleşmiştir. Süzerek beslenen bivalvlerin bu alanda dağılım gösteren türleri aynı zamanda sedimana gömülebilme

yeteneğinde olanlardır. Bu da sedimandaki organik madde miktarındaki artışı açıklamaktadır. Belirgin olarak, ilkbahar döneminde çevresel karakterin eğilimi genel olarak çamur yönünde ayrılanların sediman işleme aktivitesiyle yüksek oranda ilişkili görünmektedir. Bu ilişki; su içeriği, klorofil-a ve organik madde değişkenlerinin gömülebilme ve karıştırma faaliyetleri ile karakterize olan *Amphiura*, *Abra*, *Upogebia*, *Brachynotus* ve *Nephtys* gibi taksonların alanda etkili olması ile açıklanabilir. İnce tanecik yapısının yeniden işlenmesi kum materyale kıyasla daha kolaydır. Çamurlu yapıdaki istasyonlarda, sedimanda organik madde ve su içeriğinin kum sedimana kıyasla yüksek olduğu ifade edilmektedir ve bu durumun da organizmaların sedimanı yeniden işleme faaliyeti ile ilişkili olduğu ortaya konulmuştur. Laboratuvar şartlarında çamur oranının azaltılmasıyla sedimanın üst derinliklerinde su içeriğinin yaklaşık %10 oranında azaldığı ve bu yüzden sediman yapısında biyojenik kontrolün güçlü bir etkisi olduğu ifade edilmiştir (Rhoads & Young, 1970).

4.7. Özellikler ve Fonksiyonlar Temelinde SSA Ekosisteminin Değerlendirilmesi

Ekosistem işleyişi sürekli değişen abiyotik şartlara karşı faktörlerin oluşturduğu tepkinin yanında, ekosistem olaylarını, özelliklerini ve faaliyetlerini kapsayan genel bir kavramdır (van der Linden vd, 2012; Shojaei vd, 2015). Ekosistem işleyişi başlıca yapıyı oluşturan fonksiyonel organizma gruplarının özellikleri ya da karakteristiklerine bağlıdır (Snelgrove, 1997). Buraya kadar tür özelliklerinin işleyişin tanımlanmasında ve ekosistemin anlaşılmasındaki önemi vurgulanmıştır. Sonuçlarımız neticesinde de SSA'da baskın fonksiyonel yapının ekosistemin çeşitli yönlerine nasıl katkı sağlayabileceği yorumlanmaya çalışılmıştır. Ekosistem işleyişi çeşitli faktörleri içine alan bir geri bildirimler sistemi ise takson özellikleri bu döngünün neresinde yer almaktadır? Tür özellikleri bu genel kavramın merkez kısmında yer almasına karşın başlangıç noktası insan faaliyetleridir. İnsanların çeşitli faaliyetleri küresel seviyelere ulaşan ekolojik etkilere sahiptir (biyojeokimyasal döngüler (N, C, P, organik madde), iklim değişiklikleri, alan kullanımı, tür istilası). Bu ekolojik etkiler hem biyotik komünite hem de ekosistem özellikleri üzerine etki eden abiyotik kontrolleri değiştirir. Biyotik komünitenin kompozisyonunda, zenginliğinde ve tür etkileşimlerinde meydana gelen değişimler tür özelliklerinin oranlarına ve çeşitliğine etki edecektir. Bu özellikler ise doğrudan ekosistem özelliklerini ve ekosistem kaynak ve faaliyetlerine etki edebilir ve sonrasında da abiyotik kontrolleri

değiştirebilir. Ekosistem özelliklerindeki değişimler biyotik komüniteyi etkiler ve abiyotik kontrolleri ya doğrudan ya da sonrasında değiştirir (Hooper vd, 2005).

Ötrofikasyon, yoğun balıkçılık, istilacı tür girdisi gibi insan kaynaklı faktörler Karadeniz ekosisteminde değişmelere neden olmuştur. Bugün bu faktörlerden balıkçılık baskısı ve aşırı avlanma Samsun şelf alanı için en büyük sorunlardan biridir. Dip balıkçılığı, deniz tabanını ve biyotayı rahatsız eden küresel en büyük antropojenik kaynaklardandır (Kaiser vd, 2006). Samsun kıta sahanlığı 1950'li yıllardan sonra ülkemizin en önemli balıkçılık alanlarının başında yer almaya başlamıştır. Özellikle trol balıkçılığının yoğunlaştığı bu bölgede, trol av filosunun 1980'den itibaren gelişme göstermesi ve çoğunlukla balıkçılık kurallarına uyulmadan yapılan avcılık; 1990'lı yılların sonuna gelindiğinde, demersal balık stokları açısından artık av kapasitesini taşıyamayacak düzeye ulaşmış ve 2000'li yılların sonunda çökme seviyesine gelmiştir (Gümüş & Zengin, 2012). Yeterli düzeyde avın elde edilemeyişi, bölge balıkçıları giderek başka arayışlara yöneltmiş, çaça avcılığı ve deniz salyangozu avcılığı başlatılmıştır. Yıllardır balıkçılık araçlarının baskısına maruz kalan bu alanda ekosistemin büyük değişime maruz kalması kaçınılmazdır. Av araçları ve sedimanın tipine bağlı olarak derecesi değişen mekanik baskının etkisiyle bentik komünitede ölümler, trofik yapı ve fonksiyonlarda, birincil ve ikincil üretimde ve biyojeokimyasal döngülerde değişimler meydana gelmiştir. Bentikten beslenen balıkların besinini oluşturan ve besin ağında önemli rol oynayan çoğu bentik omurgasız (Crustacea, Mollusca, Polychaeta) populasyonları azalmıştır. SSA'da kalkan, mersin ve vatoz gibi üst avcıların aşırı avlanmasından dolayı besin ağı akışında önemli değişimler meydana gelmiştir. Karadeniz'de ilk kez 1947'de Novorosisk Körfezi'nde rapor edilen *Rapana venosa*, *Chamelea* ve *Mytilus* gibi midyeleri büyük oranda tüketmiş ve midye yataklarının azalmasına neden olmuştur.

Bu durumda, çalışmamız ile ortaya konulan fonksiyonel profil, uzun periyotlar boyunca bentik komünitenin abiyotik çevreye karşı adaptasyonudur. Bu adaptasyon aslında işleyişin bir yansımasıdır. Muhtemelen bugünkü durum ve tanımlanan fonksiyonel yapı, organizmaların uzun yıllardır ortamdaki çekilmesi sonucu bentik ekosistem fonksiyonlarının yeniden şekillenmiş halidir. SSA'da çeşitli etkenlerden dolayı azalan tür çeşitliliği, ekosistem kaynak ve faaliyetlerinin sürdürülmesini garantileyemez. Buna bağlı olarak alanda işleyişin sağlıklı bir şekilde devam etmesi söz konusu olmayabilir. SSA bentik ekosisteminde, pelajik ve bentik besin ağı

dinamikleri deniz ekosistemlerinde bir enerji akış şekli olan bottom-up (yukarı güdümlü: çok küçükler çok büyükleri yönlendirir; birincil üreticiler tarafından kontrol) etkinin kontrolü altındadır. Bivavler ve poliketler bu sistem içerisinde avcı türlere organik madde akışlarının sağlanmasında önemli bentik elemanlardır (Bănaru vd, 2010). Ekosistemde sağlıklı bir şekilde yürütülen enerji çevrimi (ekosistem olayı) sonucunda oluşan besin sağlama fonksiyonu, yükselen balıkçılık endüstrisiyle (ekosistem servisi) insan yararına bir sonuç ortaya çıkarmaktadır. Çeşitli grupların ortamdaki çekilmesi sistem içinde enerji çevriminin sağlıklı bir şekilde üretilmesine engel olur. SSA'nın balıkçılıkta geldiği son durum göz önüne alınırsa çevrim olaylarında bir sorun olduğu düşünülebilir. SSA'da kazma-çukur açma aktivitesi ve sedimandan beslenme özellikleri bentik-pelajik eşleşmenin düzenlenmesinde önemli bir role sahip olabilir. Bu, su sütunu ve dip arasındaki besin elementi ve karbon akışları, sistemlerin üretiminin ve biyolojik yapısının belirlenmesinde önemlidir. Faunanın bu özellikleri, sediman içinde besleyici elementlerin depolanması, serbest bırakılması ve yeniden işlenmesi olaylarında besin elementi döngüsünü sağlar ve bentik-pelajik eşleşme ile sistemin devamlılığı sonucu (ekosistem kaynak ve faaliyeti) ortaya çıkar. Bu eşleşme çalışmaları enerji akışı, organik madde ve besin elementi akışları üzerine odaklanmış olup üretimin ve komünitenin yapısı üzerine etkisi incelenmektedir (Marcus & Boero, 1998). SSA'daki yoğun balıkçılık faaliyeti ile özellikle hamsi ve çaça gibi planktivor balıkların ortamdaki sürekli ve yüksek miktarlarda (2014 için toplam av; hamsi-70413,5 ton, çaça-41609,7 ton, TÜİK, 2015) çekilmesi, söz konusu alanda zooplankton -tüketilme oranındaki düşüşe bağlı olarak bolluğu ortaya çıkmaktadır. Bu durum zooplankton üzerinden beslenen jelimsi organizmaların (taraklı medüzler ve denizaneleri) kontrolsüz artışını ve ortamı işgal etmesini beraberinde getirir. Bu durum ekosistem işleyişinin zayıflamasına neden olmaktadır. Denizanası artışı zooplanktonların azalmasına sebep olmakta ve bu kez ortamdaki fitoplanktonlar artmaktadır. Aynı zamanda, eğer eş zamanlı olarak bentik kabukluların av faaliyetleri de sürüyorsa, bentiğe çöken besleyici madde de kullanılamaz. Çünkü bentik alanda organik maddenin işlenmesinde ya da ortama tekrar kazandırılmasından sorumlu olan organizmalar avcılık faaliyetleriyle ortamdaki çekilmiş olur. Bu etki, faunal kompozisyonu ve buna bağlı olarak sistemin fonksiyonel durumunu değiştirmektedir. Benzer şekilde besin ağı, enerji ve madde döngülerinin kısılmasına neden olmaktadır.

Kazma-çukur açma davranışları alanda sediman kimyası üzerine etkili olmuş olabilir. Bu aktivite, oksijenin sedimanda daha derinlere taşınmasını sağlamaktadır. Oksijenli tabaka derinliğinin artması sediman içine daha fazla fosfat ve nitratın alınmasına neden olur ve böylece sedimanın nitrat ve fosfat kimyası değişir (Warwick vd, 1997). Allen & Clarke (2007) yaptıkları çalışmada süzerek beslenen canlıların etkili bir şekilde ortamdaki çıkarılmasının bentik oksijen gereksinimi azalttığını ve oksijenli sediman derinliğinin arttığını ifade etmiştir. Bunun sonucu olarak, por (gözenek) suyu fosfatının azalması sonrasında amonyumun nitrifikasyon oranlarında yükselme meydana gelmiş ve daha fazla nitrat ve daha az amonyum salınımı gerçekleşmiştir. Bu durumda, SSA'da süzerek ve birikinti ile beslenenlerin biyokütlesinin besin elementi ve oksijen değişiminde önemli etkiye sahip olduğu söylenebilir. Bu beslenme tipleri kimyasal olayların gerçekleştirilmesi, besin elementlerinin salınımı ve akışı görevlerinden sorumlu olabilirler. Ancak, sistemdeki baskılar neticesinde bu olayların ve fonksiyonların ne kadar etkili olarak devamlılığını sürdürdüğü soru işareti olarak kalmaktadır.

5. SONUÇ ve ÖNERİLER

Karadeniz ekosisteminde insan kaynaklı çeşitli faktörler sistemin değişmesine neden olmuştur. Samsun şelf alanında bentik tür kompozisyonunu kontrol eden en önemli faktörlerden biri balıkçılık baskısı ve aşırı avlanmadır. Bu çalışmada biyolojik özellikler analizi ve bulanık kodlama mantığı ile Samsun şelf alanının fonksiyonel yapısı üzerine bir değerlendirme yapılmış ve özellik-fonksiyon ilişkileri temelinde ekosistem işleyişine dair tespitler yapılmıştır. Temel değerlendirme noktasında, var olan balıkçılık baskısı ve infaunistik biyolojik özellikler arasındaki ilişkiler üzerine odaklanılmıştır. Aynı zamanda, makrofauna, özellik ve çevresel karakterler arasındaki bağlantı ortaya konulmaya çalışılmıştır. Çeşitli çevresel faktörler ile sediman özellikleri ve yapısı analiz edilmiş ve faktörlerin makrofaunayı ne yönde kontrol ettiği belirlenmiştir.

Temelde, biyolojik özellikler analizi ile ekosistemin fonksiyonel yapısını değerlendirme amacı güderek Karadeniz'in Türkiye kıyılarında ilk olma özelliği taşıyan bu çalışmanın sonuçlarının daha net anlaşılabilmesi için, bu çalışmadan elde edilen sonuçlar aşağıda maddeler halinde özetlenmiştir.

1. Bu çalışmada, farklı kategorilere ait 54 takson kaydedilmiştir. İstasyonlar arasında zoobentik birliklerin toplam biyokütlesi ve toplam bolluğu açısından önemli bir farklılık olmadığı tespit edilmiştir. Birim alanda (m^2) en yüksek birey sayısı Canik istasyonunda (4195 birey) tespit edilmiştir. Biyoküttele ise Koşuköyü istasyonunun $5420,85 \text{ g.m}^{-2}$ ile en yüksek değere sahip olduğu görülmektedir.

2. Alanda, %organik madde ve %su içeriği sediman özellikleri mevsim ve mevsim*istasyon etkileşiminde anlamlı farklılık göstermiştir. Bu farklılık özellikle Kış mevsiminden kaynaklanmaktadır. Sediman klorofil-a değişkeninin örnekleme istasyonları arasında farklı olduğu tespit edilmiştir. Sediman klorofil-a karakteri bakımından Terme en farklı istasyondur. Mevsim*istasyon etkileşimi klorofil-a değişkeni açısından da anlamlıdır.

3. Samsun şelf alanı yumuşak zemin yapısı (soft-bottom) ile temsil edilmektedir. Genel olarak, bu zemin yapısı heterojenite ve çeşitliliği desteklemektedir. Ancak, SSA'da tür çeşitliliği açısından homojenite (tek düzelik) söz konusudur. Alanda birkaç

tür baskın olarak öne çıkmaktadır ve tür çeşitliliği zayıftır. Bu duruma, Samsun şelf alanında uzun periyotlar boyunca demersal av araçları tarafından yaratılan mekanik sürütme faaliyetlerinin sebep olduğu söylenebilir.

4. SSA için EUNIS habitat sınıflandırması yapılmıştır. Buna göre, alan, üç farklı habitat tipi ile karakterize edilebilir;

* A5.26 (sirkalittoral çamurlu kum),

* A5.35 (sirkalittoral kumlu çamur),

* A5.33 (infralittoral kumlu çamur).

SSA için yapılan bu tanımlama, öncelikli olarak ortak bir referans sağlamış ve çeşitli denizel alanlar (Akdeniz ve Batı Atlantik suları ve Kuzey Denizi) ile karşılaştırma yapma imkânı tanımıştır.

5. SSA'nın sediman yapısının genel olarak mevsimler ve istasyonlar açısından değişmediği tespit edilmiştir. Ancak, kum oranına ve ölü midye kabuğu yataklarının varlığına bağlı olarak Terme ve Koşuköy istasyonları arasında belirgin farklılık ortaya konulmuştur. Bunun haricinde, küçük yamalar oluşturacak şekilde sınırlı alanda sert substratum özellikleri de kaydedilmiştir.

6. SSA'da, derinlik faktörü sediman yapısında önemli bir etmendir. 0-20 m derinlik aralığı, 40 m ve daha derin alanlara göre tanecik yapısı açısından belirgin farklılık göstermektedir. 0-20 m derinlik aralığı çamur oranı düşük kum, daha üzeri derinlikler ise iri kum oranı nispeten düşük yumuşak zeminden oluşmaktadır.

7. Mevsim faktörü, SSA fauna kompozisyonu için önemli bir fark yaratmamıştır. Tüm mevsimler için, SSA'nın takson kompozisyonunda ve bentik makrofauna biyokütlesinde anlamlı bir değişim gözlenmemektedir. Bu durum alan içerisine mevsime bağlı olarak tür girişlerinin ve çıkışlarının olmadığı, yıl boyunca kararlı bir faunistik yapının korunduğu anlamına gelmektedir.

8. SSA'da derinlik ve EUNIS habitat sınıflandırmasına göre farklı infaunal birliklerin varlığından söz edilebilir. Özellikle derinlik faktörü, alanda sığ (0-40 m) ve derin (40-80 m) alan komünitelerinin ayrılmasına neden olmuştur. *Chamelea* sp., *Amphiura* sp. ve *Abra* sp. taksonları farklılığın kaynaklarıdır ve benzeşmezliğe en fazla katkı sağlayan taksonlardır. 0-40 m derinliği *Chamelea* sp. baskın komünite, 40 m üzeri alan ise *Amphiura* sp. - *Abra* sp. birliği ile karakterizedir.

9. Faunanın çeşitli baskı tiplerine karşı oluşturduğu tepkinin görselleştirilmesi açısından, SSA'da bolluk ve biyokütlesi kaydedilmiş makrofaunal komünite için ABC grafikleri elde edilmiştir. Ortamdaki yoğun mekanik baskının grafiklere yansımaları beklenmiştir. Ancak, alanda büyük boyutlu organizmaların baskınlığından dolayı biyokütle eğrisinin grafikte bolluk eğrisinin üzerinde uzandığı gözlenmiştir. Bu sonuç, SSA'nın 'düşük yoğunluklu balıkçılık alanı' kategorisinde tanımlanmasını gerektirmektedir (W-istatistik= 0,167-0,456). Ancak gerçek durumun bu olmadığı bilinmemektedir. Dolayısıyla, mevcut durumun, örnekleme için seçilen tüm istasyonlarda bivalv gruplarının baskınlığından kaynaklandığını ve Samsun şelf alanının uzun vadeli mekanik baskı altında zaten değişmiş ve trol baskısına dirençli türlerden oluşan fauna ile şekillenmiş olduğunu söyleyebiliriz.

10. Çalışmanın temelini oluşturan, biyolojik özellik analizi ile alanın fonksiyonel işleyişi değerlendirildiğinde; SSA'da özellik kompozisyonunun mevsimler arasında önemli farklılık gösterdiği tespit edilmiştir. Mevsimler arasında faunal kompozisyonun benzer olduğu düşünülürse, bu durum sadece mevsimlere bağlı olarak belli türlerin biyokütlesinin dönüşümlü olarak artışıyla açıklanabilir. Örneğin; sonbahar döneminde Capitellidae familyasına ait üyeler artış göstermiştir. *Nereis* sp. poliketinin biyokütlesi ise kış döneminde azalmıştır. *Magelona* sp. ve *Pectinaria* sp. taksonları da yalnızca yaz döneminde kaydedilmiştir.

11. İstasyonlar arasında özellik kategorilerinin dağılımı açısından farklılık bulunmuştur. Bu durumda, en az bir istasyon, temsil edilen özellik kategorisi açısından diğer istasyonlardan farklıdır. Örneğin; 21-100 mm boy aralığında olan organizmalar diğer istasyonlardan farklı olarak sadece Terme istasyonunda baskın durumda değildir. Ömür uzunluğu 3 ila 10 yıl olan organizmalar (öü:3-10 yıl) çoğunlukla Terme istasyonunda dağılım göstermiştir. Yine Terme istasyonunda 'bentikte larval gelişim' özelliğinin görülme oranı oldukça düşüktür. Canik istasyonunda biyoturbasyon özelliğinin yukarı taşıyıcı olma kategorisi baskın (Capitellidae baskınlığı) durumdadır. Koşuköy istasyonunda yüzey altı sedimanından beslenme özelliği diğer istasyonlara kıyasla düşük oranlarla temsil edilmektedir çünkü bu alanda genellikle süzücüler yaygın dağılım göstermektedir.

12. SSA için en önemli sonuçlardan biri, sonbahar ve kış dönemlerinde derinliğin ayırıcı faktör olmasıdır. Bu mevsimlerde sığ ve derin alanlarda özellik kompozisyonu açısından farklı birlikler oluşmaktadır. SSA'nın infaunal yapısı

Chamelea ve *Amphiura* taksonlarının baskınlığı ile şekillenmiştir. SSA'nın fonksiyonel yapısı derinliğe bağlı olarak iki alt sınıfa ayrılmıştır. Bunlar; '*Chamelea* taksonunun baskınlığında, küçük ve orta cüsseli biyo-birikim üreten oyuklarda yaşayan, infaunada süzerek beslenenlerin etkin olduğu 0-60 m derinliği' ve '*Amphiura* taksonunun baskınlığında, orta ve büyük cüsseli karıştırıcı serbest yaşayan birikinti-yüzey altı birikintisi ile beslenenlerin etkin olduğu 60 m üzeri derinliği' dir.

13. SSA'da, bivalvlerin baskın olduğu, poliketler ve krustaselerin bulunduğu 0-60 m derinliğinin daha özelleşmiş bir alan olduğunu söylemek mümkündür. 0-60 m derinliğinde, bentik makrofaunada fırsatçı yaşam döngüsü karakterlerinin yanında, süzerek beslenme gibi düşük trol yoğunluğunda yaygın olarak görülebilen özellikler de tespit edilmiştir.

14. Her ne kadar süzerek beslenme özelliği aşırı trol baskısı bulunan ortamlar ile çelişse de, SSA'da tespit edilen bivalvlerin büyük çoğunluğu, gömülebilme ve infaunada 0 ila 10 cm derinlerde etkin olabilme özelliğindedir. Gerçekte, bu alanda süzerek beslenme karakteri, ktenidium ve sifonları aracılığıyla birikinti/interfaz/süzerek beslenme tipini temsil etmektedir. Sonuç olarak, alandaki trol baskısına karşı bentik habitatta sadece sediman içinde yaşayabilen bivalv türleri tutunabilmiştir. Bu durum da, bu alanda yayılan faunal birliğin trol baskısına karşı oluşturduğu adaptif özellikleri desteklemektedir.

15. SSA'da canlılar mekanik baskıya karşı, larva gelişim yeri (planktotrofik), üreme tipi (pelajik) ve sedimandaki pozisyon (sedimanın sığ-derin pozisyonları) yönünde de somut bir tepki oluşturmuştur. Bununla birlikte, alanda uzun ömür ve süzerek beslenme gibi hassas özelliklere sahip infauna elemanlarının varlığı da söz konusudur.

16. SSA'da bentik birliklerin farklılaşmasına en büyük katkıyı sağlayan özellik tipleri, maksimum boy, sedimandaki pozisyon, larva gelişim yeri, yaşam alanı ve üreme tipi olarak belirlenmiştir. SSA'nın makroinfauna komünitesi daha çok yaşam döngüsü ve davranışsal karakterler ile yönetilmektedir.

17. SSA'da biyoturbasyon özelliği, baskın olarak iki tipi (biyokarıştırıcı olma ve biyobiriktirici olma) ile temsil edilebilmektedir. SSA'da, yüzey biriktirici olan bivalvlerin baskın olduğu sığ-kum çamur habitatlar ve karıştırıcı *Amphiura*-*Abra*-poliketlerinin dağılım gösterdiği derin-çamur kum habitatlar belirgin olarak

birbirinden ayrılmaktadır. *Amphiura* alanda karıştırıcı olarak önemli bir görev üstlenmekte ve biyojenik karışım derinliğinin belirlenmesinde etkili olmaktadır.

18. SSA ekosistem işleyişinde, yüzey birikintisi-yüzey altı beslenme ve süzerek beslenme tiplerinin varlığı bu özellik kategorisi açısından heterotrofik bir yapı ortaya koymaktadır.

19. SSA'da, dip balıkçılık araçlarının baskısı altında, leşçil beslenme özelliğinin negatif etkilendiğini söylemek mümkündür. Çünkü SSA'da süzerek beslenen ve birikinti ile beslenen organizmaların baskınlığı söz konusudur. SSA'da süzerek beslenen ve birikinti ile beslenenlerin varlığı besin elementi ve oksijen değişiminde önemli etki gösterebilir. Bu beslenme tipleri kimyasal olayların gerçekleşmesi, besin elementlerinin salınımı ve akışı görevlerinden sorumludur.

20. İnafaunada orta ve büyük cüsseli organizmaların baskın olduğu tespit edilmiştir. Bu durumda, SSA'da mekanik baskı karşısında vücut boyutu özelliğinin belirgin olarak değişmediği ortaya konulmuştur.

21. Alanda eş yapılar (takson biyokütle matrisi x takson özellik matrisi) arasındaki ilişki sorgulandığında iki farklı durum ortaya çıkmıştır;

a) Yaz ve sonbahar dönemlerinde eş yapılar arasında önemli bir ilişki bulunamamıştır. Bu sonuç 'boşluk (null) hipotezi' ne ve alandaki organizmalar arasındaki telafi etme davranışının varlığı ile açıklanabilir.

b) SSA'da, İlkbahar ve Kış dönemlerinde ise eş yapılar arasında anlamlı bir ilişki bulunmuştur. Bu, biyokütle değişiminin fonksiyonel kompozisyonunu da etkilediği anlamına gelmektedir. Bu durum, SSA'da "güdümleyici türler ve pasifler modeli", "idiosinkratik tür hipotezi" ve "kritik" ya da "anahtar" bazı taksonların varlığı ile açıklanabilir. SSA ekosisteminin mevcut durumdaki fonksiyonel yapısı büyük oranda *Chamelea* ve *Amphiura* ile temsil edildiğinden dolayı, alanda bu taksonlar özellikle de *Amphiura* sistemin şekillendiricisi olarak düşünülebilir.

23. Bu çalışma ile ortaya konulan SSA'nın fonksiyonel profili, baskı faktörlerine özellikle de balıkçılık araçlarının oluşturduğu mekanik baskıya karşı bir adaptasyonun sonucudur. Mevcut durum, muhtemelen uzun yıllardır tahrip edilen bentik yapının yeniden şekillenmiş halidir.

24. SSA'da bentik infaunal yapının dirençli olduğunu ve alanın fonksiyonel yapısı göz önüne alındığında mekanik baskıya karşı orta hassasiyet gösteren türlerin alanda dağılım gösterdiğini söylemek mümkündür.

Öneriler:

1. Bu çalışmada, Biyolojik Özellik Analizinde kullanılan özellikler, alanın mevcut durumdaki fonksiyonel yapısı ve aşırı yıpratılmışlığın yapıyı ne yönde etkilemiş olduğu sorgusuna dayalı olarak seçilmiştir. Ancak, tercih edilen özellik seti dışındaki başka bir özellik etkisinin ne yönde olacağı ya da hangi özelliğin diğerlerinden fonksiyonel açıdan daha önemli olduğu bilinmemektedir. Bu durumda, seçilen özellik setinin net olarak doğru olduğunu söylemek için karşılaştırmalı çalışmalar yapmak gerekmektedir. Özellik ekleme ya da çıkarma uygulamaları ile hem fonksiyonel açıdan önemlilik, hem de analizlerin ayırma gücü sorgulanabilir. SSA için yapılan bu çalışma sonraki dönemlerde başka bir özellik seti dahil edilerek uygulanabilir ve sonuçlar karşılaştırılabilir.

2. Deniz bilimcilerinin asıl problemi faunanın temel biyolojisinde ciddi bilgi eksikliklerinin olmasıdır. Biyolojik özellikler ve ekolojik işleyiş arasındaki bağlantılara dayalı bilgileri geliştirmek için ise faunal birliği oluşturan türlerin yaşam döngüsü ve biyolojik özelliklerine dair daha detaylı bilgilere ihtiyaç vardır. İnfaunal makrobentik omurgasızların temel biyolojik bilgi eksikliği, denizel ekosistem işleyişinin yönetiminde 'özellik tabanlı yaklaşım'ın gelişmesi için bir engel oluşturmaktadır. Bu nedenle, türlerin özellikle bivalv, gastropod ve poliketlerin biyolojisine dair çalışmaların artırılması gerekmektedir.

3. Diğer taraftan, ekosistem işleyişinin tanımlanmasında anahtar türler dikkate alınmakta ve bu yaygın türler yönetim senaryolarıyla en iyi şekilde muhafaza edilebilmektedir. Ancak, sistemdeki nadir ya da tek türler fonksiyonel olarak önemli özelliklere sahip olabilir. Bu nedenle, koruma çalışmaları ve yönetim senaryoları yalnızca belirli türler üzerine değil, sistemin tamamına yönelik olmalıdır.

4. SSA ekosisteminin fonksiyonel yapısının izlenmesi çalışmaları süreklilik göstermelidir. Çünkü bu çalışma ile alanın mevcut durumu ortaya konulmuştur. Ancak, fonksiyonel açıdan geçmişe ait bilgi mevcut olmadığından dolayı karşılaştırma yapmak mümkün değildir. Fonksiyonel değişimin olduğunu fakat ne kadar süredir bu

durumun alanda hakim olduğu üzerine yorum yapmak oldukça zordur. Bu yüzden, en azından bundan sonraki dönemler için, biyolojik özelliklerin zamanla nispi oranlarındaki değişimler izlenerek ekosistemin tepkileri, değişimleri ve sürdürülebilirliği takip edilebilir.

5. Özellikler ve fonksiyonlar arasındaki ilişkilere dair bilgi açığının tamamlanması için yeni çalışmalara ihtiyaç duyulmaktadır. Uygun deneysel ortamlar hazırlanarak sediman kararlılığı ve besin elementi akışları gibi ekosistem fonksiyonlarına ait indikatörlerin ölçümleri, biyokütle ve tür zenginliğindeki değişimler kontrol gruplarıyla karşılaştırılarak ilişkilendirilmelidir. Böylece biyokütle, çeşitlilik ve ekosistem fonksiyonları arasındaki ilişkilerin varlığı sonuçlarla desteklenmelidir. Aynı zamanda ortamda bulunan türlerin bu fiziksel ölçümler üzerine etkinlik derecesi tespit edilebilmelidir.

6. SSA için öncelikli olan kesintisiz olarak çok sayıda sistem değişkeninin elde edilmesidir. Ancak bundan sonra elde edilen veriler ışığında, modellemeler ve analizler ile sistemi değerlendirme noktasına ulaşılabilir. Alanda fiziko-kimyasal, biyotik ve antropojenik parametreler arasındaki karmaşık ilişkilerin ekosistemdeki sonuçlarını belirlemeye ve doğru yorumlamaya ihtiyaç vardır.

7. Deniz ekolojisi ve bunları karşılayan “kaynak ve faaliyetler” arasındaki bağlantılar ve alanlarda görülen ekolojik olayların anlaşılması konusunda bir eksiklik söz konusudur. Samsun şelf alanında bentik tür kompozisyonunu kontrol eden baskın faktörlerden biri balıkçılık aktivitesinin yoğunluğudur. Sistemdeki değişimlerin yansımaları bentik faunal komünitelerinin kesintisiz takip edilmesi ve abiyotik bileşenlere ait ölçümlerinin devamlılığı ile büyük ölçüde mümkün olabilir. Çoklu zaman serilerinin oluşturulmasıyla bentik kompozisyondaki değişimler ve uzun vadede sistemi yönlendiren değişkenler ve insan etkilerine karşı oluşan tepkinin sonuçları ortaya çıkarılabilir. Alanda komünitelerin fonksiyonel ve trofik yapısında oluşan değişimlerin izlenmesiyle ekosistemin işleyişi ve sürdürülebilirliği üzerine değerlendirmeler yapılabilir.

8. SSA’da epifauna ve infauna için değişimin en büyük kaynağı av araçlarının oluşturduğu mekanik baskıdır. Trol faaliyetlerinin alandaki bu tahribat etkisi bilinmesine rağmen, henüz trol yoğunluğunun ölçümüne dair herhangi bir çalışma yapılamamıştır. Bu çalışmada trol yoğunluğu verisi, gemi seyir defterlerinden ve

balıkçılığa dayalı saha gözlemlerinden elde edilebilmiştir. Bu durumda, alanda acilen trol baskısının kantitatif büyüklüğü uydu bağlantılı tekne izleme cihazları ile merkezi bir noktadan tespit edilmeli ve eş zamanlı olarak kayıtlanmalıdır. Bu kayıtlardan elde edilen zamansal ve alansal yoğunluk verisi, faunal, fonksiyonel ve çevresel faktörlerle ilişkilendirilerek, muhtemel etkiler çeşitli analizler ile kesin olarak ortaya konulmalıdır.



6. KAYNAKLAR

- Aarnio K, Mattila J, Törnroos A & Bonsdorff E (2011). Zoobenthos as an environmental quality element: the ecological significance of sampling design and functional traits. *Marine Ecology*, 32 (1): 58–71.
- Abdi H (2010). Congruence: Congruence coefficient, RV coefficient, and mantel coefficient. *Encyclopedia of Research Design*, 222-229.
- Allen J I, Clarke K R (2007). Effects of demersal trawling on ecosystem functioning in the North Sea: a modelling study. *Marine Ecology Progress Series*, 336, 63-75.
- Aller R C (1982). *The effects of macrobenthos on chemical properties of marine sediment and overlying water. In Animal-sediment relations*. Springer, 53-102, US.
- Aller R C (1983). The importance of the diffusive permeability of animal burrow linings in determining marine sediment chemistry. *Journal of Marine Research*, 41: 299–322.
- Alve E (1995). Benthic foraminiferal responses to estuarine pollution: a review. *Journal of Foraminiferal Research*. 25: 190–203.
- Arai M N (2001). Pelagic coelenterates and eutrophication: a review. *Hydrobiologia* 451, 69–87.
- Atkinson L J (2009). Effects of demersal trawling on marine infaunal, epifaunal and fish assemblages: studies in the southern Benguela and Oslofjord. Doctoral Dissertation, University of Cape Town, 147, Cape Town.
- Austen M C, Lambshead P J D, Hutchings P A, Boucher G, Snelgrove P V R, Heip C, King G, Koike I & Smith C (2002). Biodiversity links above and below the marine sediment–water interface that may influence community stability. *Biodiversity & Conservation*, 11 (1):113– 36.
- Auster P J, Malatesta R J, Langton R W, Watling L, Valentine P C, Donaldson C L S, Langton E W, Shepard A N & Babb W G (1996). The impact of mobile fishing gear on seafloor habitats in the Gulf of Maine (Northwest Atlantic): implications for conservation of fish populations. *Reviews in fisheries Science*, 4(2):185-202. doi:10.1080/10641269609388584
- Balsamo M, Semprucci F, Frontalini F & Coccioni R (2012). *Meiofauna as a tool for marine ecosystem biomonitoring marine ecosystems*. In: Antonio C (edition) *Marine ecosystems*, INTECH Open Access Publisher, In Tech, Rijeka, 77–104.
- Bănaru D, Harmelin-Vivien M & Boudouresque C F (2010). Man induced change in community control in the north-western Black Sea: The top-down bottom-up balance. *Marine Environmental Research*, 69(4): 262-275.

- Bat L, Sezgin M, Satılmış H H, Şahin F, Üstün F, Özdemir Birinci Z & Gökkurt Baki O (2011). Biological Diversity of the Turkish Black Sea Coast. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 11(4): 533–542.
- Beaumont N J & Tinch R (2003). Goods and services related to the marine benthic environment. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment *Working Paper*, ECM 03-14. ISSN 0967-8875.
- Bergmann M J N & Hup M (1992). Direct effects of beam trawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 49(1): 5-11.
- Bergman M, Wieczorek S K, Moore P G & Atkinson R J A (2002). Utilisation of invertebrates discarded from the Nephrops fishery by variously selective benthic scavengers in the west of Scotland. *Marine Ecology Progress Series*, 233 :185–198.
- Bernhardt P (1979). A key to the Nemertea from the intertidal zone of the coast of California. *Unpublished*.
- Bernhard J M (2000). Distinguishing live from dead foraminifera: methods review and proper applications. *Micropaleontology*, 46: Supplement 1, 38-46.
- Bernhard J M, Ostermann D R, Williams D S & Blanks J K (2006). Comparison of two methods to identify live benthic foraminifera: A test between Rose Bengal and CellTracker Green with implications for stable isotope paleoreconstructions. *Paleoceanography*, 21(4):1-8.
- Bertics V J, Sohm J A, Treude T, Chow C E T, Capone D C, Fuhrman J A & Ziebis W (2010). Burrowing deeper into benthic nitrogen cycling: the impact of bioturbation on nitrogen fixation coupled to sulfate reduction. *Marine ecology Progress Series*, 409:1-15.
- Bird F L, Ford P W & Hancock G J (1999). Effects of burrowing macrobenthos on the flux of dissolved substances across the water-sediment interface. *Marine and Freshwater Research*, 50(6): 523-532.
- Boero F, Belmonte G, Fanelli G, Piraino S & Rubino F (1996). The continuity of living matter and the discontinuities of its constituents: do plankton and benthos really exist? *Trends in Ecology and Evolution*, 11(4): 177–180.
- Boero F (1999). *Community ecology: a life cycle perspective*. In: Farina A. (Edition.), *Perspectives in Ecology*, Backyus Publishers, Leiden: 335–342.
- Boero F & Bonsdorff E (2007). A conceptual framework for marine biodiversity and ecosystem functioning. *Marine Ecology*, 28 (Supplement 1): 134–145.
- Bolam S G, Fernandes T F & Huxham M (2002). Diversity, biomass, and ecosystem processes in the marine benthos. *Ecological monographs*, 72(4):599–615.

- Bolam S G & Rees H L (2003). Minimizing impacts of maintenance dredged material disposal in the coastal environment: a habitat approach. *Environmental Management*, 32(2): 171-188.
- Bolam S G (2012). Impacts of dredged material disposal on macrobenthic invertebrate communities: a comparison of structural and functional (secondary production) changes at disposal sites around England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*, 64(10): 2199–2210.
- Bolam S G, Coggan R C, Eggleton J E, Diesing M & Stephens D (2013). Sensitivity of macrobenthic secondary production to trawling in the English sector of the Greater North Sea: a biological traits approach. *Journal of Sea Research*, 85: 162–177.
- Bolam S G & Eggleton J D (2014). Relationship between macrofaunal secondary production and biological traits: an investigation using data from UK shelf seas. *Journal of Sea Research*, 88 :47-58.
- Bolam S G, Coggan R C, Eggleton J E, Diesing M & Stephens D (2014). Sensitivity of macrobenthic secondary production to trawling in the English sector of the Greater North Sea: a biological traits approach. *Journal of Sea Research*, 85: 162–177.
- Bonsdorff E, Norkko A & Bostrom C (1995). *Recruitment and population maintenance of the bivalve Macoma balthica (L.) factors affecting settling success and early survival on shallow sandy bottoms*. Biology and ecology of shallow coastal waters. Olsen & Olsen, Fredensborg, 253-260.
- Borrero-Pérez G H, Benavides-Serrato M, Solano O & Navas G R (2008). Brittle-stars (Echinodermata: Ophiuroidea) from the continental shelf and upper slope of the Colombian Caribbean. *Revista de Biología Tropical*, 56(3): 169-204.
- Boss K J (1972). The genus *Semele* in the western Atlantic. *Johnsonia*, 5(49):1-32.
- Bouchet V M P, Debenay J P, Sauriau P G, Radford-Knoery J & Soletchnik P (2007). Effects of short-term environmental disturbances on living benthic foraminifera during the Pacific oyster summer mortality in the Marennes-Oléron Bay (France). *Marine Environmental Research*, 64: 358–383.
- Boulton A J, Fenwick G D, Hancock P J & Harvey M S (2008). Biodiversity, functional roles and ecosystem services of groundwater invertebrates. *Invertebrate Systematics*, 22: 103–116.
- Braeckman U, Provoost P, Gribsholt B, Van Gansbeke D, J. Middelburg J, Soetaert K, Vincx M & Vanaverbeke J (2010). Role of macrofauna functional traits and density in biogeochemical fluxes and bioturbation. *Marine Ecology Progress Series*, 399:173–186.
- Bray J R & Curtis J T (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4): 325–349.

- Bremner J, Frid C L J & Rogers S I (2003). Assessing marine ecosystem health: the long-term effects of fishing on functional biodiversity in North Sea benthos. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 6(2): 131-137.
- Bremner J, Frid C L J & Rogers S I (2005). Biological traits of the North Sea benthos: does fishing affect benthic ecosystem function? In American Fisheries Society Symposium, Vol. 41, p. 477, American Fisheries Society.
- Bremner J, Rogers S I & Frid C L J (2006). Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). *Ecological Indicators*, 6(3):609-622.
- Bremner J (2008). Species traits and ecological functioning in marine conservation and management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1): 37-47.
- Briceag A, Stoica M, Oaie G & Melinte-Dobrinescu M C (2012). Late Holocene microfaunal and nannofloral assemblages of the NW Black Sea. *Geo-Eco-Marina*, 18: 65.
- BSC (2008). State of the Environment of the Black Sea (2001-2006/7). *Black Sea Commission Publications 2008-3*, Istanbul, Turkey, 419.
- BSC (2010). Final 'Diagnostic Report' to Guide Improvements to the Regular Reporting Process on the State of the Black Sea Environment (BSC). Istanbul, Turkey.
- Buhl-Mortensen L, Vanreusel A, Gooday A J, Levin L A, Priede I G, Buhl-Mortensen P, Gheerardyn H, King N J & Raes M (2010). Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. *Marine Ecology*, 31(1): 21-50.
- Burone L, Venturini N, Sprechmann P, Valente P & Muniz P (2006). Foraminiferal responses to polluted sediments in the Montevideo coastal zone, Uruguay. *Marine Pollution Bulletin*, 52(1): 61-73.
- Cailliez F & Pages J P (1976). *Introduction à l'analyse des données*. Société de mathématiques appliquées et de sciences humaines, Paris.
- Cardinale B J, Nelson K & Palmer M A (2000). Linking species diversity to the functioning of ecosystems: on the importance of environmental context. *Oikos*, 91(1) :175-183.
- Cardinale B J, Palmer M A & Collins S L (2002). Species diversity enhances ecosystem functioning through interspecific facilitation. *Nature*, 415 (6870): 426-429.
- Carpenter S R, Bennett E M & Peterson G D (2006). Scenarios for ecosystem services: an overview. *Ecology and Society*, 11(1): 29.

- Case T J (1991). Invasion resistance, species build-up and community collapse in metapopulation models with interspecies competition. *Biological Journal of the Linnean Society*, 42(1-2): 239-266.
- Cesar C P & Frid C L J (2009). Effects of experimental small-scale cockle (*Cerastoderma edule* L.) fishing on ecosystem function. *Marine Ecology*, 30 (1): 123–137. ISSN 0173-9565
- Chapin F S, Schulze E D & Mooney H A (1992). Biodiversity and ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 7(4), 107-108.
- Chapin F S, Walker B H, Hobbs R J, Hooper D U, Lawton J H, Sala O E & Tilman D (1997). Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science*, 277(5325), 500-504.
- Chapman J W (2007). Amphipoda: Chapter 39 of *The Light and Smith Manual: Intertidal Invertebrates from Central California to Oregon. Completely Revised and Expanded*.
- Chevenet F, Doledec S & Chessel D (1994). A fuzzy-coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology*, 31(3): 295–309.
- Clarke K R (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian journal of ecology* 18(1): 117–143.
- Clarke K R & Warwick R M (1994). An approach to statistical analysis and interpretation. *Change in Marine Communities*. Natural Environment Research Council, Plymouth, 2.
- Clarke K R & Gorley R N (2001). *PRIMER v5: User manual/tutorial*, PRIMER-E. Plymouth UK, 91.
- Coleman F C & Williams S L (2002). Overexploiting marine ecosystem engineers: potential consequences for biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(1):40–44.
- Collie J S, Hall S J, Kaiser M J & Poiner I R (2000). A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of Animal Ecology*, 69(5): 785–798.
- Cook P L M, Butler E C V & Eyre B D (2004). Carbon and nitrogen cycling on intertidal mudflats of a temperate Australian estuary. I. Benthic metabolism. *Marine Ecology Progress Series*, 280: 25-38.
- Cooper K M, Barrio Froján C R S, Defew E, Curtis M, Fleddum A, Brooks L & Paterson D M (2008). Assessment of ecosystem function following marine aggregate dredging. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1): 82–91.
- Culp J M, Hose G C, Armanini D G, Dunbar M J, Orlofske J M, Poff N L, Pollard A I & Yates A G (2011). Incorporating traits in aquatic biomonitoring to enhance causal diagnosis and prediction. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(2):187–197.

- Çınar M E, Dağlı E & Şahin G K (2014). Checklist of Annelida from the coasts of Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 38(6): 734-764.
- Çulha M, Bat L, Türk Çulha S & Çelik M Y (2010). Benthic mollusk composition of some facies in the upper-infralittoral zone of the southern Black Sea, Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 34(4): 523-532. doi:10.3906/zoo-0806-12
- Daily G C (1997). In 'Nature's Services: Societal dependence on natural ecosystems'. Island Press, 1–10, Washington, DC, USA.
- Darr A, Gogina M & Zettler M L (2014). Functional changes in benthic communities along a salinity gradient a western Baltic case study. *Journal of Sea Research*, 85, 315–324.
- Daskalov G M (2002). Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 225: 53–63.
- Daskalov G M (2003). Long-term changes in fish abundance and environmental indices in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 255: 259-270.
- Dauwe B, Herman P M J & Heip C H R (1998). Community structure and bioturbation potential of macrofauna at four North Sea stations with contrasting food supply. *Marine Ecology Progress Series*, 173: 67-83.
- Davies C E, Moss D & Hill M O (2004). EUNIS Habitat Classification Revised 2004, Report to the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity. *European Environment Agency*, 307.
- Dayton P K, Thrush S F, Agardy M T & Hofman R J (1995). Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation*, 5(3): 205–232.
- de Groot R S, Wilson M A & Boumans R M J (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and systems. *Ecological Economics*, 41 (3): 393-408.
- de Jonge V N (1985). The occurrence of “episammic” diatom populations: A result of interaction between physical sorting of sediment and certain properties of diatom species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 21(5): 607-622.
- de Juan S, Thrush S F & Demestre M (2007). Functional changes as indicators of trawling disturbance on a benthic community located in a fishing ground (NW Mediterranean Sea). *Marine Ecology Progress Series*, 334: 117-129.
- de Juan S & Demestre M (2012). A trawl disturbance indicator to quantify large-scale fishing impact on benthic ecosystems. *Ecological Indicators*, 18, 183-190.
- Dimitriadis C, Evagelopoulos A & Koutsoubas D (2012). Functional diversity and redundancy of soft bottom communities in brackish waters areas: local vs regional effects. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 426: 53-59.

- Dolbeth M, Raffaelli D & Pardal M Â (2014). Patterns in estuarine macrofauna body size distributions: the role of habitat and disturbance impact. *Journal of Sea Research*, 85: 404–412. doi:10.1016/j.seares.2013.07.012
- Doledec S & Chessel D (1994). Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships, *Freshwater Biology*, 31(3): 277–294.
- Doledec S & Statzner B (1994). Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: 548 plant and animal species in the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31, 523-538.
- Donadi S, Eriksson B K, Lettmann K A, Hodapp D, Wolff J O & Hillebrand H (2015). The body-size structure of macrobenthos changes predictably along gradients of hydrodynamic stress and organic enrichment. *Marine Biology*, 162(3): 675–685. doi 10.1007/s00227-015-2614-z
- Drake J A (1990). The mechanics of community assembly and succession. *Journal of Theoretical Biology*, 147(2): 213-233.
- Dray S, Chessel D & Thioulouse J (2003). Co-inertia analysis and the linking of ecological tables. *Ecology*, 84(11): 3078-3089.
- Dray S, Dufour A B (2007). The ade4 package: Implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22(4): 1-20.
- Duplisea D E, Jenings S, Malcolm S J, Parker R & Sivyer D (2001). Modelling the potential impacts of bottom trawl fisheries on soft sediment biochemistry in the North Sea. *Geochemical Transactions*, 14:1–6.
- Edwards D P, Tobias J A, Sheil D, Meijaard E & Laurance W F (2014). Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(9):511–520.
- Ehrlich P & Ehrlich A (1981). ‘*Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species.*’ Random House: New York, USA.
- Eleftheriou A & Moore D C (2005). *Macrofauna techniques. In Methods for the study of marine benthos.* Eleftheriou A & McIntyre A D (Editors) (Third edition). Oxford: Blackwell, 160–228.
- Ersoy Karaçuha M, Sezgin M & Dağlı E (2009). Temporal and spatial changes of crustaceans in mixed eelgrass beds, *Zostera marina* L. and *Z. noltii* Hornem., at the Sinop peninsula coast (the southern Black Sea, Turkey). *Turkish Journal of Zoology*, 33(4):375-386. doi:10.3906/zoo-0807-4
- Escoufier Y (1973). Le traitement des variables vectorielles. *Biometrics*, 29: 751–760.
- EU (2008). Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy, *Marine Strategy Framework Directive*.

- Fauchald K & Fauchald K (1977). *The polychaete worms: definitions and keys to the orders, families and genera*. (No. 595.147 F3).
- fC Temelkav R, Vassil G & Golenmnskf M T T (2006). Updated check-list of the recent Foraminifera from the Bulgarian Black Sea Coast.
- Fiordelmondo C, Manini E, Gambi C & Pusceddu A (2003). Short-term impact of clam harvesting on sediment chemistry, benthic microbes and meiofauna in the Goro lagoon (Italy). *Chemistry and Ecology*, 19(2-3): 173-187.
- Fleddum A, Atkinson L J, Field J G & Shin P (2013). Changes in biological traits of macro-benthic communities subjected to different intensities of demersal trawling along the west coast of southern Africa. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(08): 2027-2038.
- Folk R L (1954). The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary rock nomenclature. *Journal of Geology*, 62(4): 344-359.
- Folk R L (1974). Petrography of sedimentary rocks. Univ. Texas, Hemphill, Austin, Tex, 182.
- Fonseca C R & Ganade G (2001). Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology*, 89(1), 118-125.
- Fraschetti S, Giangrande A, Terlizzi A & Boero F (2003). Pre- and post-settlement events in benthic community Dynamics. *Oceanologica Acta*, 25(6): 285–295.
- Frenzel P (2014). The Foraminifera of the Baltic Sea. In: Marchant M & Hromic T (Editors). International Symposium on Foraminifera Forams, 19–24 January, Abstract Volume. Grzybowski Foundation Special Publication, 20- 124, Chile,
- Frid C L J, Harwood K G, Hall S J & Hall J A (2000a). Long-term changes in the benthic communities on North Sea fishing grounds. *ICES Journal of Marine Science*, 57(5): 1303-1309.
- Frid C L J, Rogers S I, Nicholson M D, Ellis J R & Freeman S M (2000b). Using biological characteristics to develop new indices of ecosystem health. Mini-symposium on Defining the role of International Council for the Exploration of the Sea (ICES) in supporting biodiversity conservation, In: 88th Annual ICES Science Conference, Copenhagen, Denmark.
- Frid C L J (2011). Temporal variability in the benthos: does the sea floor function differently over time. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400(1):99–107.
- Gaston K J (1994). Biodiversity – measurement. *Progress in Physical Geography*, 18(4): 565-574.
- Gilbert F, Rivet L & Bertrand J C (1994). The fate of petroleum hydrocarbons in marine sediments: influence of the burrowing polychaete *Nereis diversicolor*. *Chemosphere*, 29,1-12.

- Gilbert F, Hulth S, Grossi V, Poggiale J C, Desrosiers G, Rosenberg R, Gérino M, François-Carcaillet F, Michaud E & Stora G (2007). Sediment reworking by marine benthic species from the Gullmar Fjord (Western Sweden): importance of faunal biovolume. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 348(1): 133-144.
- Gitay H, Wilson J B & Lee W G (1996). Species redundancy: a redundant concept?. *Journal of Ecology*, 84(1):121-124.
- Gitay H & Noble I R (1997). *What are functional types and how should we seek them?*. Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change, Cambridge University Press, Cambridge.
- Gogina M, Darr A & Zettler M L (2014). Approach to assess consequences of hypoxia disturbance events for benthic ecosystem functioning. *Journal of Marine Systems*, 129:203-213.
- Goldberg D E & Werner P A (1983). Equivalence of competitors in plant communities: a null hypothesis and a field experimental approach, *American Journal of Botany*, 70:1098-1104.
- Golterman H L, Sly P G & Thomas R L (1983). Study of the relationship between water quality and sediment transport. *UNESCO, Technical Papers in Hydrology*, 26, France.
- Gomoiu M T (1982). On the populations of *Melinna palmata* Grube at the romanian littoral of the Black Sea. *Cercetări marine*, 15:115-131.
- Gondim A I, Alonso C, Dias T L, Manso C L & Christoffersen M L (2013). A taxonomic guide to the brittle-stars (Echinodermata, Ophiuroidea) from the State of Paraíba continental shelf, Northeastern Brazil. *ZooKeys*, 307: 45.
- Gooday A J, Jorissen F, Levin L A, Middelburg J J, Naqvi S W A, Rabalais, N N, Scranton M & Zhang J (2009). Historical records of coastal eutrophication-induced hypoxia. *Biogeosciences*, 6: 1707–1745.
- Gönlügür-Demirci G (2005). Sinop yarımadası'nın (Orta Karadeniz) mollusca faunası. *Fırat Üniversitesi Fen ve Mühendislik Bilimleri Dergisi*, 17(3): 565-572.
- Gönlügür-Demirci G (2006). Crustacea Fauna of the Turkish Black Sea Coasts: a check list. *Crustaceana*, 79(9):1129-1139.
- Graff G (1992). Benthic-pelagic coupling: a benthic view. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 30: 149–190.
- Gray J S (1997). Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodiversity & Conservation*, 6(1): 153–175.
- Gray J S, Dayton P, Thrush S & Kaiser M J (2006). On effects of trawling, benthos and sampling design. *Marine Pollution Bulletin*, 52(8): 840-843.

- Grilo T F, Cardoso P G, Dolbeth M, Bordalo M D & Pardal M A (2011). Effects of extreme climate events on the macrobenthic communities' structure and functioning of a temperate estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 62(2): 303–311.
- Grintsov V & Sezgin M (2011). Manual for identification of Amphipoda from the Black Sea. DigitPrint 151 p., 379 ill. ISBN 978-966-02-5743-6
- Groenewol S & Fonds M (2000). Effects on benthic scavengers of discards and damaged benthos produced by the beam-trawl fishery in the southern North Sea. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 57(5): 1395-1406.
- Gücü A C (2002). Can overfishing be responsible for the successful establishment of *Mnemiopsis leidyi* in the Black Sea?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54 (3): 439-451.
- Gümüş A & Zengin M (2012). *İkibinli Yılların Başında Samsun Balıkçılığının Durumu: Çöken Demersal Balık Stoklarına Karşılık Alternatif Arayışlar*, Samsun Sempozyumu, 13-16 Ekim, Samsun Valiliği 315-333, Samsun, Türkiye.
- Hall S J (1999). *The effects of fishing on marine ecosystems and communities*. Vol. 274, Oxford: Blackwell Science.
- Hall S J, Raffaelli D & Thrush S F (1994). Patchiness and disturbance in shallow water benthic assemblages. Aquatic ecology: Scale, pattern and process. *Blackwell Scientific*, 333-375.
- Halpern B S, Walbridge S, Selkoe K A, Kappel C V, Micheli F, D'Agrosa C, Bruno J F, Casey K S, Ebert C, Fox H E, Fujita R, Heinemann D, Hunter S, Lenihan P, Madin E M P, Perry M T, Selig E R, Spalding M, Steneck R & Watson R (2008). A global map of human impact on marine ecosystems, *Science*, 319 (5865): 948–952.
- Hellmann M (2001). *Fuzzy logic introduction*. Université de Rennes, 1.
- Herman P M J, Middelburg J L, Van De Koppel J & Heip C H R (1999). Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research*, 29: 195–240.
- Herrington R (2006). ade4TkGUI - A GUI for Multivariate Analysis and Graphical Display in R. *Benchmarks Online*, 9:12.
- Hewitt J D, Thrush S F & Dayton P D (2008). Habitat variation, species diversity and ecological functioning in a marine system. *Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1): 116-122.
- Hiddink J G, Jennings S, Kaiser M J, Queirós A M, Duplisea D E & Piet G J (2006). Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production and species richness in different habitats. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63(4): 721–736.
- Hiddink J G, Jennings S & Kaiser M J (2006). Indicators of the ecological impact of bottom-trawl disturbance on seabed communities. *Ecosystems*, 9(7): 1190-1199.

- Hiddink J G, Jennings S & Kaiser M J (2007). Assessing and predicting the relative ecological impacts of disturbance on habitats with different sensitivities. *Journal of Applied Ecology*, 44(2):405–413.
- Hinrichsen D (2010). Ocean and Planet in Decline, <http://www.peopleandplanet.net/?lid=26188§ion=35&topic=44>.
- Hinz H, Prieto V & Kaiser M J (2009). Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. *Ecological Applications*, 19 (3): 761–773.
- Hill M O (1974). Correspondence analysis: A neglected multivariate method. *Journal of the Royal Statistical Society*, 23: 340-354.
- Hil M O & Smith A J E (1976). Principal component analysis of taxonomic data with multi-state discrete characters. *Taxon*, 25: 249-255.
- Holmes S (2006) . *Multivariate Analysis: The French Way*, In: Nolan D & Speed T (Editors.), “Festschrift for David Freedman,” IMS, Beachwood, OH.
- Hooper D U, Chapin F S, Ewel J J, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton J H, Lodge D M, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad A J, Vandermeer J & Wardle D A (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1): 3–35.
- Huxham M, Roberts I & Bremner J (2000). A field test of the intermediate disturbance hypothesis in the soft-bottom intertidal. *International Review of Hydrobiology*, 8(4):379-394.
- Hylleberg J & Henriksen K (1980). Central role of bioturbation in sediment mineralization and element re-cycling. In Proceedings Symposium of the Baltic Marine Biologists: relationship and exchange between the pelagic and benthic biota.
- Jennings S & Kaiser M J (1998). The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 34: 201-352.
- Jennings S, Pinnegar J K, Polunin N V C & Warr K J (2001). Impact of trawling disturbance on the trophic structure of benthic invertebrate communities. *Marine Ecology Progress Series*, 213: 127–142.
- Jennings S, Nicholson M D, Dinmore T A & Lancaster J E (2002). Effects of chronic trawling disturbance on the production of infaunal communities. *Marine Ecology Progress Series*, 243: 251–260.
- Kaiser M J & Spencer B E (1994). Fish scavenging behaviour in recently trawled areas, *Marine Ecology Progress Series*, Oldendorf, 112(1): 41-49.
- Kaiser M J & Spencer B E (1996). The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. *Journal of Animal Ecology*, 65(3): 348-358.

- Kaiser M J, Edwards D B, Armstrong P J, Radford K, Lough N E L, Flatt R P & Jones H D (1998). Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 55(3): 353-361.
- Kaiser M J (1998). Significance of bottom-fishing disturbance. *Conservation Biology*, 12(6):1230-1235.
- Kaiser M J & de Groot S J (2000). The effects of fishing on non-target species and habitats. *Blackwell Science*, Oxford, 416.
- Kaiser M J, Ramsay K, Richardson C A, Spence F E & Brand A R (2000). Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *Journal of Animal Ecology*, 69(3): 494–503.
- Kaiser M J, Collie J S, Hall S J, Jennings S & Poiner I R (2002). Modification of marine habitats by trawling activities: prognosis and solutions. *Fish and Fisheries*, 3(2): 114-136.
- Kaiser M J, Collie J S, Hall S J, Jennings S & Poiner I R (2003). 12 Impacts of Fishing Gear on Marine Benthic Habitats. *Responsible fisheries in the marine ecosystem*, 57(3):197.
- Kaiser M J, Clarke K R, Hinz H, Austen M C V, Somerfield P J & Karakassis I (2006). Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Marine Ecology Progress Series*, 311: 1–14.
- Kernan C & Fowler N (1995). Differential substrate use by epiphytes in Corcovado National Park, Costa Rica: a source of guild structure. *Journal of Ecology*, 83: 65-73.
- Kideyş A & Romanova Z (2001). Distribution of gelatinous macrozooplankton in the southern Black Sea during 1996–1999. *Marine Biology*, 139(3): 535-547.
- Kirkim F, Sezgin M, Katağan T, Bat L & Aydemir E (2006). Some benthic soft-bottom crustaceans along the Anatolian coast of the Black Sea. *Crustaceana*, 79(11): 1323-1332.
- Kirkim F, Özcan T, Sezgin M, Çulha M & Katağan T (2014). Marine isopods (Crustacea) of Sinop Bay (Black Sea, Turkey). *Journal of Black Sea/Mediterranean Environment*, 20 (3): 264-269.
- Kiseleva M I (1979). *Zoobentos*. In: Greze VN (Editor) Bases of biological productivity of the Black sea. 208-239, Naukova Dumka, Kiev (in Russian).
- Koike I & Mukai H (1983). Oxygen and inorganic nitrogen contents and fluxes in burrows of the shrimps *Callinassa japonica* and *Upogebia majör*. *Marine Ecology Progress Series*. Oldendorf, 12(2):185–190.
- Kristensen E (2001). Impact of polychaetes (*Nereis* spp. and *Arenicola marina*) on carbon biogeochemistry in coastal marine sediments. Presented during the ACS Division of Geochemistry symposium ‘Biogeochemical Consequences of

- Dynamic Interactions Between Benthic Fauna, Microbes and Aquatic Sediments', San Diego, April 2001. *Geochemical Transactions*, 2(12): 92-103.
- Lavorel S & Garnier E (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16(5): 545–556.
- Lawton J H & Brown V K (1993). *Redundancy in ecosystems. Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verla, 255-270, Berlin.
- Lawton J (1994). What do species do in ecosystems?. *Oikos*, 71:367–374. doi:10.2307/3545824
- Leaper R, Raffaelli D, Emes C & Manly B (2001). Constraints on bodysize distributions: an experimental test of the habitat architecture hypothesis, *Journal of Animal Ecology*, 70(2):248–259.
- LeCroy S E, Richardson J S & Cobb D (2011). An illustrated identification guide to the nearshore marine and estuarine gammaridean Amphipoda of Florida. Vol. 5. Florida Department of Environmental Protection, Division of Resource Assessment and Management, Bureau of Laboratories [Biology Section].
- Lévêque C (2003). *Ecology: from ecosystem to biosphere*. Science Publishers, 472. ISBN:1578082943, 9781578082940.
- Levin L A, Boesch D F, Covich A, Dahm C, Erse'us C, Ewel K C, Kneib R T, Moldenke A, Margaret A P, Snelgrove P, Strayer D & Weslawski J M (2001). The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems*, 4(5):430–51.
- Levinton J (1995). *Bioturbators as ecosystem engineers: control of the sediment fabric, inter-individual interactions, and material fluxes*. In *Linking Species & Ecosystems*, 29-36, Springer US.
- Loo L O & Rosenberg R (1989). Bivalve suspension-feeding dynamics and benthic-pelagic coupling in an eutrophicated marine bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 130(3): 253-276.
- Loreau M, Naeem S, Inchausti P, Bengtsson J, Grime J P, Hector A, Hooper A, Huston D U, Raffaelli D, Schmid B, Tilman D & Wardle D A (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*, 294(5543): 804–808.
- Losi V, Moreno M, Gaozza L, Vezzulli L, Fabiano M & Albertelli G (2013). Nematode biomass and allometric attributes as indicators of environmental quality in a Mediterranean harbour (Ligurian Sea, Italy). *Ecological indicators*, 30: 80–89.
- Løkkeberg S (2005). Impacts of trawling and scallop dredging on benthic communities. *FAO Fisheries Technical Paper*, 472.

- MacDonald T A, Burd B J & van Roodselaar A (2012). Size structure of marine soft bottom macrobenthic communities across natural habitat gradients: implications for productivity and ecosystem function. *PLoS one*, 7(7):e40071.
- Marchini A, Munari C & Mistri M (2008). Functions and ecological status of eight Italian lagoons examined using biological traits analysis (BTA). *Marine Pollution Bulletin*, 56(6):1076–1085.
- Marcus N H & Boero F (1998). Minireview: the importance of benthic–pelagic coupling and the forgotten role of life cycles in coastal aquatic systems. *Limnology and Oceanography*, 43(5): 763–768.
- Martin R E (1996). Secular increase in nutrient levels through the phanerozoic: implications for productivity biomass and diversity of the marine biosphere. *Palaios*, 11: 209-219.
- Martínez-Colón M, Hallock P & Green-Ruiz C (2009). Potentially toxic elements and strategies for use of shallow water benthic foraminifers as bio-indicators: a review. *Journal of Foraminiferal Research*, 39: 278–299.
- McHugh D & Fong P P (2002). Do life history traits account for diversity of polychaete anellids? *Invertebrate Biology*, 121 (4): 325-338.
- Mee L D (1992). The Black Sea in crisis: a need for concerted international action. *Ambio*, 21(4): 278–286.
- Mermillod-Blondin F, François-Carcaillet F & Rosenberg R (2005). Biodiversity of benthic invertebrates and organic matter processing in shallow marine sediments: an experimental study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 315(2): 187-209.
- Mermillod-Blondin F, Nogaro G, Vallier F & Gibert J (2008). Laboratory study highlights the key influences of stormwater sediment thickness and bioturbation by tubificid worms on dynamics of nutrients and pollutants in stormwater retention systems. *Chemosphere*, 72(2): 213–223.
- Mermillod-Blondin F, Rosenberg R, Francois-Carcaillet F, Norling K & Mauclaire L (2004). Influence of bioturbation by three benthic infaunal species on microbial communities and biogeochemical processes in marine sediment. *Aquatic Microbial Ecology*, 3(3): 271–284.
- Mermillod-Blondin F (2011). The functional significance of bioturbation and biodeposition on biogeochemical processes at the water–sediment interface in freshwater and marine ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 30(3): 770–778.
- MESMA, 2010. Monitoring and Evaluation of Spatially Managed Areas. Deliverable 1.2 Catalogue of European seabed biotopes (FP7/2007-2013) under grant agreement n° 226661.
- Meysman F J, Middelburg J J & Heip C H (2006). Bioturbation: a fresh look at Darwin's last idea. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(12): 688–695.

- Michaud E, Desrosiers G, Mermillod-Blondin F, Sundby B & Stora G (2006). The functional group approach to bioturbation: II. The effects of the *Macoma balthica* community on fluxes of nutrients and dissolved organic carbon across the sediment–water interface. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 337(3):178–189.
- Micu D (2004). Annotated checklist of the marine mollusca from the Romanian Black Sea. International Workshop on Black Sea Benthos, 19-23 April, Öztürk B, Mokievsky V O & Toplaoğlu B (Editors), 89-152, Istanbul, Turkey.
- Millenium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and human well-being, *Current Status and Trends: Findings of the Conditions and Trends Working Group*, Island Press, Washington, DC, USA.
- Morvan J, Le Cadre V, Jorissen F & Debenay J P (2004). Foraminifera as potential bio-indicators of the Erika oil spill in the Bay of Bourgneuf: field and experimental studies. *Aquatic Living Resources*, 17(3): 317–322.
- Moss D (2008). EUNIS habitat classification—a guide for users. European topic centre on biological diversity, <http://diversity.eionet.europa.eu>
- Munari C (2013). Benthic community and biological trait composition in respect to artificial coastal defence structures: a study case in the northern Adriatic Sea. *Marine environmental research*, 90: 47-54.
- Muntadas A, de Juan S & Demestre M (2015). Integrating the provision of ecosystem services and trawl fisheries for the management of the marine environment. *Science of the Total Environment*, 506:594-603.
- Muntadas A, de Juan S & Demestre M (2016). Assessing functional redundancy in chronically trawled benthic communities. *Ecological Indicators*, 61: 882-892.
- Naaem S (1998). Species redundancy and ecosystem reliability. *Consevation Biology*, 12(1):39-45.
- Naaem S, Loreau M & Inchausti P (2002). *Biodiversity and ecosystem functioning: the emergence of a synthetic ecological framework*. Biodiversity and Ecosystem Functioning. 3–11, Oxford University Press, New York.
- Naaem S & Wright J (2003). Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters*, 6(6): 567–579.
- Neumann H & Kröncke I (2011). The effect of temperature variability on ecological functioning of epifauna in the German Bight. *Marine Ecology*, 32(s1): 49-57.
- Newell R I E (2004). Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: a review. *Journal of Shellfish Research*, 23(1): 51-62.
- Nickell T D & Moore P G (1992). The behavioural ecology of epibenthic scavenging invertebrates in the Clyde Sea area: laboratory experiments on attractions to bait

- in static water. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 156(2): 217-224.
- Nigam R, Saraswat R & Panchang R (2006). Application of foraminifers in ecotoxicology: retrospect, prospect and prospect. *Environmental International*, 32(2): 273–283.
- Norkko A, Villnas A, Norkko J, Valanko S & Pilditch C (2013). Size matters: implications of the loss of large individuals for ecosystem function. *Scientific Reports*, 3: 1–7.
- O'Malley J (2007). U.S Geological Survey ArcMap Sediment Classification Tool: Installation and User Guide: *U.S. Geological Survey Open-File Report 2007-1186*, 38.
- Ockelmann K W & Muus K (1978). The biology, ecology and behaviour of the bivalve *Mysella bidentata* (Montagu). *Ophelia*, 17(1), 1-93.
- Oug E, Fleddum A, Rygg B & Olsgard F (2012). Biological traits analyses in the study of pollution gradients and ecological functioning of marine soft bottom species assemblages in a fjord ecosystem. *Experimental Marine Biology and Ecology*, 432: 94–105.
- Öztoprak B, Doğan A & Dağlı E (2014). Checklist of Echinodermata from the coasts of Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 38(6): 892-900.
- Öztürk B, Doğan A, Bitlis-Bakir B & Salman A (2014). Marine molluscs of the Turkish coasts: an updated checklist. *Turkish Journal of Zoology*, 38(6): 832-879.
- Pacheco A S, Gonza'lez M T, Bremner J, Oliva M, Heilmayer O, Laudien J & Riascos J M (2011). Functional diversity of marine macrobenthic communities from sublittoral soft-sediment habitats off northern Chile. *Helgoland Marine Research*, 65(3):413–424. doi 10.1007/s10152-010-0238-8
- Paganelli D, Marchini A & Occhipinti-Ambrogi A (2012). Functional structure of marine benthic assemblages using Biological Traits Analysis (BTA): a study along the Emilia–Romagna coastline (Italy, North-West Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 96: 245–256.
- Pakeman R J (2011). Multivariate identification of plant functional response and effect traits in an agricultural landscape. *Ecology*, 92(6): 1353–1365.
- Panin N (2008). General oceanographic properties: geography, geology and geochemistry. In: Temel O (Editor), *State of the Environment of the Black Sea (2001–2006/7)*, Publications of the Commission on the Protection of the Black Sea against Pollution, 4–5 (Chapter 1b), Istanbul, Turkey.
- Pearson T H & Rosenberg R (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 16: 229-311.

- Pearson T H (2001). Functional group ecology in soft-sediment marine benthos: the role of bioturbation. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 39: 233–267.
- Petchey O L & Gaston K J (2006). Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, 9(6): 741–758.
- Peterson G, Allen C R & Holling C S (1998). Ecological resilience, biodiversity and scale. *Ecosystems*, 1: 6–18.
- Pickett S T A & White P S (1985). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. *Academic Press*, London.
- Pimm S L (1980). Food web design and the effects of species deletion. *Oikos*, 35: 139–149.
- Piraino S, Fanelli G & Boero F (2002). Variability of species' roles in marine communities: change of paradigms for conservation priorities. *Marine Biology*, 140(5): 1067–1074.
- Poppe L J, Eliason A H & Hastings M E (2003). A Visual Basic program to classify sediments based on gravel-sand-silt-clay ratios. *Computers & Geosciences*, 29(6): 805–809.
- Prantoni A L, Da Cunha Lan P, Sandrini-Neto L, Filho O A N & De Oliveira V M (2013). An experimental evaluation of the short-term effects of trawling on infaunal assemblages of the coast off southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 93(02): 495 – 502.
- Pusceddu A, Fiordelmondo C, Polymenakou P, Polychronaki T, Tselepides A & Danovaro R (2005). Effects of bottom trawling on the quantity and biochemical composition of organic matter in coastal marine sediments (Thermaikos Gulf, northwestern Aegean Sea). *Continental Shelf Research*, 25(19):2491–2505.
- Queirós A M, Hiddink J G, Kaiser M J & Hinz H (2006). Effects of chronic bottom trawling disturbance on benthic biomass, production and size spectra in different habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 335(1): 91–103.
- Queirós A M, Hiddink J G, Johnson G, Cabral H N & Kaiser M J (2011). Context dependence of marine ecosystem engineer invasion impacts on benthic ecosystem functioning. *Biological Invasions*, 13(5):1059–1075.
- Quintana C O, Tang M & Kristensen E (2007). Simultaneous study of particle reworking, irrigation transport and reaction rates in sediment bioturbated by the polychaetes *Heteromastus* and *Marenzelleria*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 352(2): 392–406.
- R Development Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing, *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0

- Ravara A, Cunha M R & Pleijel F (2010). Nephtyidae (Annelida, Polychaeta) from southern Europe. *Zootaxa*, 2682: 1-68.
- Reizopoulou S & Nicolaidou A (2007). Index of size distribution (ISD): a method of quality assessment for coastal lagoons. In *Lagoons and Coastal Wetlands in the Global Change Context: Impacts and Management Issues* (pp. 141-149). Springer Netherlands.
- Rhoads D C & Young D K (1970). The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. *Journal of Marine Research*, 28-2.
- Rhoads D C & Boyer L F (1982). The effects of marine benthos on physical properties of sediments. In *Animal-sediment relations*, Springer US, 3-52.
- Richardson D M & Cowling R M (1993). Biodiversity and ecosystem processes: opportunities in Mediterranean-type ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 79-80.
- Rijnsdorp A D, Buys A M, Storbeck F & Visser E G (1998). Microscale distribution of beam trawl effort in the southern North Sea between 1993 and 1996 in relation to the trawling frequency of the sea bed and the impact on benthic organisms. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 55(3):403–19.
- Rocha R M D, Zanata T B & Moreno T R (2012). Keys for the identification of families and genera of Atlantic shallow water ascidians. *Biota Neotropica*, 12(1): 269-303.
- Rosenberg R (1995). Benthic marine fauna structured by hydrodynamic processes and food availability. *Netherlands Journal of Sea Research*, 34(4): 303-317.
- Rosenberg R (2001). Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity. *Scientia Marina*, 65(S2): 107-119.
- Ross D A, Uchupi E, Prada K E & Macilaine J C (1974). *Bathymetry and Microtopography of the Black Sea*. In: Degens T & Ross A (Editors), *The Black Sea geology, chemistry and biology*. American Association of Petroleum Geologists, 1-10.
- Rossi F, Gribsholt B, Middelburg J J & Heip C (2008). Contextdependent effects of suspension feeding on intertidal ecosystem functioning. *Marine Ecology Progress Series*, 354: 47–57.
- Sabetta L, Barbone E, Giardino A, Galuppo N & Basset A (2007). Species-area patterns of benthic macro-invertebrates in Italian lagoons. In *Lagoons and Coastal Wetlands in the Global Change Context: Impacts and Management Issues*, Springer Netherlands, 127-139.
- Schlee J (1973), Atlantic continental shelf and slope of the United States sediment texture of the northeastern part. *U.S. Geological Survey Professional Paper 529-L*, 64.

- Schratzberger M, Dinmore T A & Jennings S (2002). Impacts of trawling on the diversity, biomass and structure of meiofauna assemblages. *Marine Biology*, 140(1): 83–93.
- Schratzberger M & Jennings S (2002). Impacts of chronic trawling disturbance on meiofaunal communities. *Marine Biology*, 141(5): 991–1000.
- Schwinghamer P (1981). Characteristic size distributions of integral benthic communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38(10):1255–1263.
- Sciberras M, Hinz H, Bennell J D, Jenkins S R, Hawkins S J & Kaiser M J (2013). Benthic community response to a scallop dredging closure within a dynamic seabed habitat. *Marine Ecology Progress Series*. 480:83 – 98.
- Scott D B, Medioli F S & Schafer C T (2001). *Monitoring in Coastal Environments Using Foraminifera and Thecamoebians Indicators*. Cambridge University Press.
- Sezgin M, Kocataş A & Katağan T (2001). Amphipod fauna of the Turkish Central Black Sea region. *Turkish Journal of Zoology*, 25(1):57-61.
- Sezgin M & Katağan T (2007). An account of our knowledge of the Amphipod fauna of the Black Sea. *Crustaceana*, 80(1): 1-11.
- Sezgin M, Kirkim F, Dağlı E, Doğan A, Ünlüoğlu A, Katagan T & Benli H A (2010). Sublittoral soft-bottom zoobenthic communities and diversity of southern coast of the Black Sea (Turkey). *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions de la Commission Internationale pour l'Exploration Scientifique de la Mer Méditerranée*, 39.
- Shepard F P (1954). Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Journal Sedimentary Petrology*, 24 (3): 151-158.
- Shiganova T & Öztürk B (2009). Trend on increasing Mediterranean species arrival into the Black Sea. In: Briand F (Editor). CIESM Workshop Monographs, CIESM, No: 39, Monaco.
- Shojaei M G, Gutow L, Dannheim J, Pehlke H & Brey T (2015) Functional diversity and traits assembly patterns of benthic macrofaunal communities in the southern North Sea. In *Towards an Interdisciplinary Approach in Earth System Science*, 183-195, Springer International Publishing. doi 10.1007/978-3-319-13865-7_20
- Smith C J, Papadopoulou K N & Diliberto S (2000). Impact of otter trawling on an eastern Mediterranean commercial trawl fishing ground. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 57(5): 1340-1351.
- Smith R I (1964). *Keys to marine invertebrates of the Woods Hole region: a manual for the identification of the more common marine invertebrates*.
- Snelgrove P V R, Blackburn T H P, Hutchings A, Alongi D M, Grassle J F, Hummel H, King G, Koike I, Lamshead P J D, Ramsing N B & Soliweiss V (1997). The

- importance of marine sediment biodiversity in ecosystem processes. *Ambio*, 26(8):578-583.
- Sokal R R & Rohlf F J (1995). *Biometry, the principles and practice of statistics in biological research* (3rd edition.), W.H. Freeman and Company, New York.
- Soetaert K, Middelburg J J, Peter M J H & Buis K (2000). On the coupling of benthic and pelagic biogeochemical models. *Earth-Science Reviews*, 51(1):173–201.
- Solan M, Cardinale B J, Downing A L, Engelhardt K A M, Ruesink J L & Srivastava D S (2004). Extinction and ecosystem function in the marine benthos. *Science*, 306(5699):1177–80.
- Solan M, Batty P, Bulling M T & Godbold J A (2008). How biodiversity affects ecosystem process: implications for ecological revolutions and benthic ecosystem function. *Aquatic Biology*, 2: 289–301.
- Statzner B, Resh V H & Roux A L (1994). The synthesis of long-term ecological research in the context of concurrently developed ecological theory: design of a research strategy for the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31(3): 253-263.
- Suess E (1980). Particulate organic carbon flux in the oceans surface productivity and oxygen utilization. *Nature*, 288: 260–263.
- Sugihara G (1980). Minimal community structure: An explanation of species abundance patterns. *The American Naturalist*, 116:770–787.
- Surugiu V (2000). Des modifications survenues dans la structure des populations des Annélides Polychètes d'Agigea dans les 30 dernières années. *Analecte Stiintifice ale Universitatii" Al. I. Cusa" Iasi, s. Biologie animala*, 46: 73-81.
- Surugiu V (2005). The use of polychaetes as indicators of eutrophication and organic enrichment of coastal waters: A study case - Romanian Black Sea coast, *Analecte Stiintifice ale Universitatii" Al. I. Cusa" Iasi, s. Biologie animala*, 51: 55-62.
- Surugiu V & Feunteun M (2008). The structure and distribution of polychaete populations influenced by sewage from the Romanian Black Sea coast. *Analecte Stiintifice ale Universitatii" Al. I. Cusa" Iasi, s. Biologie animala*, 54: 177-184.
- Surugiu V (2009). The influence of sewage pollution on polychaetes associated to mussel beds of Romanian Black Sea coast. *Geo-Eco-Marina*, 15: 77-87.
- Surugiu V (2011). Polychaete research in the Black Sea. *Romanian Journal of Aquatic Ecology*, 1(1): 101-122.
- Şahin G K & Çınar M E (2012). A check-list of polychaete species (Annelida: Polychaeta) from the Black Sea. *Journal of Black Sea/Mediterranean Environment*, 18 (1): 10-48.
- Şekercioğlu C H, Anderson S, Akay E, Bilgin R, Can E Ö, Semiz G, Tavşanoğlu C H, Yokes M B, Soyumert A, İpekdal K, Sağlam I K K, Yücel M & Dalfes H N

- (2011). Turkey's globally important biodiversity in crisis. *Biological Conservation*, 144(12):2752–2769.
- Talukder A, Mallick D, Mandal S N, Anka I Z, Shiuli M K, Hasin T & Sarker S (2016). Impact of rainfall on spatio-temporal distribution of sediment organic matter along the Chittagong Coast, Bangladesh. *Research in Agriculture Livestock and Fisheries*, 3(1):175-186.
- Thayer C W (1983). Sediment-mediated biological disturbance and the evolution of marine benthos. In *Biotic Interactions in Recent and Fossil Benthic Communities*, ed. *MJST evesz*, 479-625, New York/London: lenum.
- Thioulouse J, Chessel D, Dole S & Olivier J M (1997). ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and computing*, 7(1): 75-83.
- Thioulouse J & Dray S (2007). Interactive multivariate data analysis in R with the ade4 and ade4TkGUI Packages. *Journal of Statistical Software*, 22(5): 1-14.
- Thissen J M & Langer M R (2014). Foraminifera as ecosystem engineers: A case study from the Zanzibar Archipelago (Tanzania). In: Marchant M & Hromic T (Editors.). *International Symposium on Foraminifera Forams, 19–24 January*, Abstract Volume. Grzybowski Foundation Special Publication, 20-124, Chile.
- Thrush S F, Pridmore R D, Hewitt J E & Cummings V J (1994). The importance of predators on a sandflat: interplay between seasonal changes in prey densities and predator effects. *Marine Ecology-Progress Series*, 107:211–22.
- Thrush S F, Hewitt J E, Cummings V J, Dayton P K, Cryer M, Turner S J, Funnell G A, Budd R G, Milburn C J & Wilkinson M R (1998). Disturbance of the marine benthic habitat by commercial fishing: impacts at the scale of the fishery. *Ecological Applications*, 8(3):866-79.
- Thrush S F & Whitlatch R B (2001). *Recovery dynamics in benthic communities: balancing detail with simplification*. In *Ecological comparisons of sedimentary shores*. 297-316, Springer Berlin Heidelberg.
- Thrush S F & Dayton P K (2002). Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging: Implications for marine biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 449–473.
- Thrush S F, Hewitt J E, Gibbs M, Lundquist C & Norkko A (2006). Functional role of large organisms in intertidal communities: community effects and ecosystem function. *Ecosystems*, 9(6):1029–1040.
- Tillin H M, Hiddink J G, Jennings S & Kaiser M J (2006). Chronic bottom trawling alters the functional composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. *Marine Ecology Progress Series*, 318, 31–45.
- Tilman D (1997). Distinguishing between the effects of species diversity and species composition. *Oikos* 80: 185–193. doi:10.2307/3546532

- Townsend C R, Doledec S & Scarsbrook M R (1997). Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of the habitat templet theory. *Freshwater Biology*, 37(2): 367–387.
- Turner M G, Romme W H, Gardner R H, O'Neill R V & Kratz T K (1993). A revised concept of landscape equilibrium: disturbance and stability on scaled landscapes. *Landscape Ecology*, 8(3): 213-27.
- TÜİK, 2015. Su ürünleri istatistikleri. <http://www.tuik.gov.tr>.
- Usseglio-Polatera P, Bournaud M, Richoux P & Tachet H (2000). Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? In *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters*, Springer Netherlands, 153-162.
- Van den Brink P J, Alexander A C, Desrosiers M, Goedkoop W, Goethals P L M, Liess M & Dyer S D (2011). Traits-Based Approaches in Bioassessment and Ecological Risk Assessment: Strengths, Weaknesses, Opportunities and Threats. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7 (2): 198–208.
- van Denderen P D, van Kooten T & Rijnsdorp A D (2013). When does fishing lead to more fish? Community consequences of bottom trawl fisheries in demersal food webs. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 280(1769): 20131883.
- van der Linden P, Patrício J, Marchini A, Cidc N, Netoa J M & Marquesa J C (2012). A biological trait approach to assess the functional composition of subtidal benthic communities in an estuarine ecosystem. *Ecological Indicators*, 20: 121–133.
- van Son T C, Oug E, Halvorsen R & Melsom F (2013). Gradients in traits composition and their relation to environmental complex-gradients and structuring processes: a study of marine sediment species communities. *The Open Marine Biology Journal*, 7: 14–27.
- van Veen J (1933). Onderzoek naar het zandtransport von rivieren. *De Ingenieur*, 48: 151–159.
- Veale L O, Hill A S, Hawkins S J & Brand A R (2000). Effects of long-term physical disturbance by commercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats. *Marine Biology*, 137(2): 325-37.
- Villnäs A, Norkko J, Lukkari K, Hewitt J & Norkko A (2012). Consequences of increasing hypoxic disturbance on benthic communities and ecosystem functioning. *PLoS One*, 7(10), e44920, <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0044920>.
- Vitousek P M & Hooper D U (1993). *Biological diversity and terrestrial ecosystem biogeochemistry*. In *biodiversity and ecosystem function*, 3-14, Springer-Verlag, Berlin.

- Voille C, Naves M L, Ville D, Kazakou E, Fortunel C, Hummel I & Garnier E (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*,16: 882–892.
- Vopel K, Thistle D & Rosenberg R (2003). Effect of the brittle star *Amphiura filiformis* (Amphiuridae, Echinodermata) on oxygen flux into the sediment. *Limnology and Oceanography*, 48(5): 2034–2045.
- Wainright S C (1990). Sediment-to-water fluxes of particulate material and microbes by resuspension and their contribution to the planktonic food web. *Marine Ecology Progress Series*, 62(3): 271–281.
- Walker B H (1992). Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology*, 6:18-23.
- Walker B H (1995). Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conservation Biology*, 9(4):747–752. doi:10.1046/j.1523-1739.1995.09040747.x
- Wan Hussin W M R, Cooper K M, Frojan C R S B, Defew E C & Paterson D M (2012). Impacts of physical disturbance on the recovery of a macrofaunal community: a comparative analysis using traditional and novel approaches. *Ecological Indicators*,12(1): 37–45.
- Warwick R M (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine biology*, 92(4): 557-562.
- Warwick R M & Clarke K.R (1994). Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology*, 118(4): 739-744.
- Warwick R M, Mcvoy A J & Thrush S F (1997). The influence of *Atrina zelandica* Gray on meiobenthic nematode diversity and community structure. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 214(1): 231–247.
- Welsh D T (2003). It's a dirty job but someone has to do it: the role of marine benthic macrofauna in organic matter turnover and nutrient recycling to the water column. *Chemistry and Ecology*, 19(5): 1–29.
- Wildish D & Kristmanson D (1997). *Benthic Suspension Feeders and Flow*, Cambridge University Press, 422, Cambridge, UK.
- Wilson W H (1991). Competition and predation in marine soft-sediment communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 21: 221–241.
- Wolff T (1956). *Crustacea Tanaidacea from depths exceeding 6000 meters*. Danish Science Press.
- Worm B & Duffy J E (2003). Biodiversity, productivity, and stability in real food webs. *Trends in Ecology and Evolution*, 18(12): 628–632.

Würzberg L, Peters J & Brandt A (2011). Fatty acid patterns of Southern Ocean shelf and deep sea peracarid crustaceans and a possible food source, foraminiferans. *Deep Sea Res., Part II Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 58(19):2027-2035.

Zaitsev Y & Mamaev V (1997). *Marine Biological Diversity in the Black Sea: A Study of Change and Decline*. GEF Black Sea Environmental Series, United Nations Publications, 3:208, New York.

Zaitsev Y P (2008). *An introduction to the Black Sea ecology*. Odessa: Smil Edition and Publishing Agency ltd., 228.



EKLER

EK 1. Biyolojik özellik analizinde kullanılan özellik kategorilerinin tanımı, Bolam vd (2014)'den uyarlanmıştır

Özellik Kategorisi	Özellik Tanımı
m<10 mm m10-20 mm m21-100 mm m101-200 mm m201-500 mm m>500 mm	Ergin bireylerin kaydedilen maksimum boy değeridir (bireysel ya da koloni olarak).
mYumuşak	Dış doku yumuşaktır ve korumayı sağlayacak herhangi bir yapı ile çevrili değildir.
mTunik	Vücut, örneğin selüloz gibi bir maddeden yapılmış koruyucu dış doku ile çevrilmiştir.
mDışiskelet	Vücut ince bir kitin tabaka ya da kalsiyum karbonat kabuğun içine gömülmüş veya çevrilmiştir.
mKabuk	Vücut kabuk benzeri bir görünüme sahiptir.
mYastıkform	Vücut yumuşaktır ve substratum/ve/ya da flora/fauna üzerinde yastık benzeri bir tabaka şeklindedir.
mSaplı	Vücut tipik olarak bağlıdır.
öu<1 yıl öu1-3 yıl öu3-10 yıl öu>10 yıl	Ergin dönemde kaydedilen maksimum ömür uzunluğudur.
lgPlanktotrofik	Larvalar su sütununda beslenir ve büyür, genellikle birkaç hafta pelajikte kalır.
lgLesitotrofik	Larvalar yumurta besin deposu üzerinden beslenir, kısa süre pelajikte kalır.
lgBentik	Larval aşama kaybolmuştur (yumurtalar genç formlara gelişir) ya da larvalar deniz tabanında kalır.

EK 1. Biyolojik özellik analizinde kullanılan özellik kategorilerinin tanımı, Bolam vd (2014)'den uyarlanmıştır (devam)

ÜreTomurcuklanma	Türler parçalanma, tomurcuklanma, epitoki ve benzeri yolla eşeysiz olarak üreyebilir.
ürePelajik	Yumurtalar su sütununa salınır.
üreBenik	Yumurtalar deniz tabanı üzerine ya da içine bırakılmıştır, ya mukoz ya da başka yollarla taban üzerinde korunmuştur ya da serbesttir.
üreKuluçka	Yumurtalar ebeveyn tüpleri ya da vücut boşluğu içinde erginler tarafından korunmuştur.
yaTüp	Tüp kum, mukus ya da kalsiyum karbonat ile kaplanmış olabilir.
yaSediman	Geçici ya da daimi oyuklar içinde yaşar.
yaSerbest	Herhangi bir kısıtlayıcı yapı ile sınırlanmamıştır. Sediman üzerinde ya da içinde serbestçe hareket edebilir.
yaOluk/delik/taş	Erginler saklanma davranışı gösterir. Çakıl ya da kaya zeminler veya biyojenik üretimin eseri olan tüp ya da algal kalıntılar içerisinde barınmayı tercih eder.
yaEpi/endo zoik/fitik	Diğer organizmaların içinde ya da üzerinde yaşar.
yaSubstratuma bağlı	Kaya ya da sert substrata bağlanır.
spYüzey	Deniz tabanının üstünde ya da üzerinde bulunur.
spİnf:0-5	Türlerin vücutları sediman yüzeyi aşağısında 0 ve 5 cm sediman derinliği arasında bulunur.
spİnf:5-10	Vücutları sediman yüzeyi aşağısında 5 ve 10 cm sediman derinliği arasında bulunur.
spİnf: >10	Vücutları sediman yüzeyi aşağısında 10 cm'den daha derinde bulunur.
bsSüzerek	Parçacık haldeki besinin havalanmasıyla, besini filtreleyerek su sütunundan alır.
bsYüzey	Sediman yüzeyinden birikmiş materyali aktif olarak kaldırır.
bsYüzeyAltı	Sediman içindeki birikmiş materyali aktif olarak kaldırır.
bsLeşçil	Ölü hayvanlar üzerinden beslenir.
bsPredatör	Diğer canlıları avlar.
bsParazit	Başka omurgasızlar üzerinde parazitik yaşam şekline sahiptir.

EK 1. Biyolojik özellik analizinde kullanılan özellik kategorilerinin tanımı, Bolam vd (2014)'den uyarlanmıştır (devam)

hSesil	Erginlerinde hareket yeteneği olmayan türlerdir. Çünkü ya bir yere sabitlenmişlerdir ya da daimi tüp ya da çukurlarla sınırlanmışlardır.
hYüzücü	Erginleri su sütununda aktif olarak yüzen türlerdir.
hYürüyücü	Sert substrata ya da sediman yüzeyi boyunca hareket eden türlerdir.
hKazıcı	Erginleri sediman içinde aktif hareket edebilen infaunal türlerdir.
bioKarıştırıcı	Sedimanın ve/ya da parçacıkların dikey ve/ya da yatay hareketidir.
bioYüzey	Dışkılama ya da salgılama neticesinde sediman yüzeyinde parçacıkların birikmesidir.
bioYTaşıyıcı	Yüzey altı sedimanından beslenen ya da çukur kazma süresince sediman derinliğinden yüzeye sediman ya da parçacıkların taşınmasıdır.
bioATaşıyıcı	Beslenme ya da dışkılama ile yüzeyden derin bölgeye parçacıkların batmasıdır.
bioYok	Yukarıdaki işlevlerin hiçbirini yerine getirmez, biyoturbasyon kapasitesine katkısı yoktur.

ÖZGEÇMİŞ

Adı Soyadı : Ayşe VAN

Doğum Yeri : Konya

Doğum Tarihi : 06.08.1986

Yabancı Dili : İngilizce

EĞİTİM DURUMU

Lise : Samsun Karşıyaka Anadolu Lisesi (2003)

Lisans : Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Sinop Fen-Edebiyat Fakültesi,
Biyoloji Bölümü (2008)

Yüksek Lisans: Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, Biyoloji
Anabilim Dalı (Şubat 2010-Şubat 2012)

Yayın Listesi:

1. Ertürk E., Gümüş A., Van A., 2011. Karadeniz’de Yaşayan Dikenli Vatoz (*Raja clavata* L., 1758)’ Da Yaş Tayini Yöntemleri Ve Büyüme Modelinin Belirlenmesi, FABA 2011, 07-09 Eylül, Samsun.

2. Van A., 2012. Kömürcü Kaya Balığı (*Gobius niger* L., 1758)’nda İdeal Yaş Tayini Yönteminin Belirlenmesi ve Farklı İki Habitatta Büyüme Parametrelerinin Karşılaştırılması, Ondokuz Mayıs Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü, 154s.

3. Van A., Gümüş, A., 2012. Kömürcü Kaya Balığı (*Gobius niger* L., 1758)’nda İdeal Yaş Tayini Yönteminin Belirlenmesi ve Farklı İki Habitatta Büyüme Parametrelerinin Karşılaştırılması, Kilis Ekoloji Sempozyumu, 3-5 Mayıs, 2012.

4. Van A., Gümüş A., Zengin M., Süer S., 2012. Güneydoğu Karadeniz Bentopelajisinde Dağılım Gösteren *Parablennius tentacularis* Brünnich, 1768 (Kahküllü Horozbina Balığı)’de Yaş Belirleme Ve en Uygun Büyüme Modelinin Seçimi, FABA 2012, 21-24 Kasım, Eskişehir.

5. Süer S., Van A., Gümüş A., Zengin M., 2012. Güney Karadeniz Littoralindeki trakonya balığı (*Trachinus draco*, L., 1758)’nda ideal yaş tayini yönteminin ve yaşa bağlı büyüme parametrelerinin belirlenmesi, FABA 2012, 21-24 Kasım, Eskişehir.

6. Dağtekin, M., Zengin M., Gümüş A., Süer S., Dalgıç G., Akpınar İ.Ö., Zengin M., Van A., 2012. Karadeniz’de Dip Trolü Avcılığının Demersal Balık Stokları Üzerine Etkisi, Karadeniz’de Sürdürülebilir Balıkçılık Çalıştayı (Bildiri sunum), Sinop İl Gıda, Tarım ve Hayvancılık Müdürlüğü, 6-8 Kasım 2012, Sinop.
7. Yaş Belirleme Çalıştayı (KARTRİP), Trabzon Su Ürünleri Merkez Araştırma Enstitüsü, SUMAE, Trabzon, Şubat 2012.
8. Özcan Akpınar, İ., Zengin M., Gümüş A., Dağtekin M., Süer S., Dalgıç G., Van A., Zengin B., 2013. Karadeniz Kıyılarında Trol Balıkçılığının İzlenmesi Çalışmaları, Biyolojik Çeşitlilik Sempozyumu, Muğla-Marmaris 22-23 Mayıs 2013.
9. Zengin M., Gümüş A., Dalgıç G., Süer S., Dağtekin M., Akpınar İ. Ö., Van A., Zengin M., 2013. Monitoring of Turbot Biomass (*Psetta maxima*) in 2010-2011 along Kizilirmak-Yesilirmak Shelf Area (Southern Black Sea): Variations in the last three decades. , 1st International Fisheries Symposium in Northern Cyprus, 24-27 March 2013.
10. Gümüş A., Süer S., Van A., Rüzgar M., Zengin M., Çelik T., Osma R., 2014. The Factors Controlling The Spatial And Seasonal Distribution of The Demersal Fish and Zoobenthic Assemblages Along Nearshore Waters of Samsun Shelf Area. FABA 2014, Trabzon.
11. Zengin M., Gümüş A., Süer S., Rüzgar M., Van A., Özcan-Akpınar İ., Tosunoğlu Z., Kaykaç M. H., Başçınar N. S., Uzmanoğlu S., Çelik T., Osma R., Sü U., Karadurmuş U. 2014. Effects Of Fishries Impact On The Benthic Ecosystem In The Turkish Black Sea Of Samsun Shelf Area. FABA 2014 Trabzon.
12. Zengin M., Gümüş A., Süer S., Van A., Özcan Akpınar İ., Dağtekin M., 2014. Discard trends of bottom trawl fishery along the Samsun Shelf Area of the Turkish Black Sea coast. Abstracts Books, 69 p. International Council for the Exploration of the Sea (ICES) Symposium on the Effects of Fishing on Benthic Fauna and Habitats Tromsø, Norway from 16-19th June 2014.
13. Özcan Akpınar İ., Zengin M., Gümüş A., Akamca E., Süer S., Dağtekin M., Zengin M., Dalgıç G., Van A., 2014. Karadeniz’de Trol Avcılığına Açık ve Kapalı Alanlardaki Makrofaunanın Tür Çeşitliliğinin Karşılaştırılması. Biyolojik Çeşitlilik Sempozyumu, Kocaeli, 22-23 Mayıs 2014.
14. Zengin M., Gümüş A., Süer S., Rüzgar M., Van A., Akpınar Ö. İ., Çelik T., Osma R., 2015. Sea Snail (*Rapana venosa*, Valenciennes,1846) Fisheries Impact on the Benthic Ecosystem in the Southern Black Sea Coasts. Regional Workshop on Black Sea Marine Ecosystems and Fisheries, FAO-GFCM, 18-20 November 2015, Trabzon, Turkey.
15. Zengin M, Gümüş A., Süer S., Van A., Özcan Akpınar İ., Rüzgar M., Çelik T., Osma R., Tosunoğlu, Z., Kaykaç, H., 2015. Report on Results of Modifications Gears Trails in the Black Sea. Benthic Ecosystem Impact Study, EU-FP7-312088-

BENTHIS, Deliverable 7.8, Second Annual Report.
<http://hosting.intermedia.net/support/kb/?id=1465>

16. Zengin M, Gümüş A., Süer S., Van A., Özcan Akpınar İ., Rüzgar M., Çelik T., Osma R., Sü U., Tosunoğlu Z., Kaykaç H., S. N., Başçınar M. S., Uzmanoğlu 2014. Assessing Trawling Impact in Regional Seas: Black Sea Case Study. Benthic Ecosystem Impact Study, EU-FP7-312088-BENTHIS, Deliverable 7.6, Annual Report. <http://hosting.intermedia.net/support/kb/?id=1465>

