

TÜBİTAK

2007-303

✓

**TÜRKİYE BİLİMSEL VE TEKNOLOJİK ARAŞTIRMA KURUMU**  
THE SCIENTIFIC AND TECHNOLOGICAL RESEARCH COUNCIL OF TURKEY

**Çevre, Atmosfer, Yer ve Deniz Bilimleri Araştırma Grubu**  
Environment, Atmospheric, Earth and Marine Sciences Research Grant Group

91016

**SİĞ GÖL SULAKALANLARININ SUIÇİ VE SUÜSTÜ  
BİTKİLERİNİN VE SU BERRAKLIĞININ UZAKTAN  
ALGILAMA YÖNTEMLERİ İLE BELİRLENMESİ VE  
İZLENMESİ**

**PROJE NO: 104Y371**

**Y.DOÇ.DR. ZUHAL AKYÜREK  
PROF.DR. MERYEM BEKLİOĞLU YERLİ  
ÖZGE KARABULUT DOĞAN**

**ŞUBAT 2007  
ANKARA**

# ÖNSÖZ

## İÇİNDEKİLER

Doğal dengenin korunması, sürdürülebilir kaynakların sağlanmasında mevcut durumun belirlenmesi ve izlenmesi büyük önem taşımaktadır. Doğada mekan ve zamanda süreklilik gösteren varlıkların belirlenmesinde gerek geleneksel gerekse yeni yaklaşımların kullanıldığı ölçüm teknikleri yaygınlaşmaya başlamıştır. Uzaktan algılama ve Coğrafi Bilgi Sistemleri bu bağlamda oldukça ümit veren tekniklerdir. Bu proje kapsamında suiçi ve suüstü bitkileri ile su berraklığının geleneksel belirleme yöntemleri yanında uzaktatan algılama teknikleri ile belirlenmesi ve izlenmesi amaçlanmış ve Coğrafi Bilgi Sistemleri çerçevesinde analizi ve değerlendirilmesi yapılmıştır. Proje aynı zamanda ODTÜ Bilimsel Araştırma Projeleri Koodinatörlüğü ve Hollanda Kraliyet Ankara Büyükelçiliği, Tarım Müşavirliği Ofisi (KNIP Projesi) tarafından da desteklenmiştir.

Bölüm 1: Giriş	1
Bölüm 2: Genel Bilgiler	2
2.1. Akıyıcılar ve Özellikler	2
2.2. Uzaktan Algılamanın Özellikleri ve Sınırlarında Uzaktan Algılama	2
Bölüm 3: Gereç ve Yöntem	3
3.1. Çeşme alanı	3
3.2. Gereçler	3
3.2.1. Alıcı verisi	3
3.2.2. Uçuş verisi	3
3.3. Yöntem	3
3.3.1. Uydu Görüntüleme ve İşleme Süreci	3
3.3.2. Gölgelenme ve Sıcaklık Etkisi ve Düzeltme	3
3.3.3. Suiçi Belirleme Süreçleri	3
3.3.4. Suüstü Bitkilerin Algılanması ve Belirleme	3
3.3.5. Suçi Belirleme Süreçleri	3
3.3.6. Uydu verilerinin Çeşitli Yöntemlerle İşlenmesi (Su Berraklığı, Klorofil-a, Klorofil-b, Klorofil-c)	3
Bölüm 4: Bulgular	4
4.1. Suiçi Belirleme Süreçleri	4
4.2. Suüstü Bitkilerin Klorofil-a İçeriğinin Belirleme Süreçleri	4
4.3. Suçi Belirleme Süreçleri	4
4.4. Uydu Verilerinden Su Kartesi Üretimi	4
4.4.1. Su Berraklığının Uydu Verilerinden Belirleme Süreçleri	4
4.4.2. Klorofil-a ve Klorofil-b İçeriğinin Belirleme Süreçleri	4

# İÇİNDEKİLER

Önsöz .....	1
İçindekiler.....	2
Tablo Listesi .....	4
Şekil Listesi.....	6
Özet .....	10
Abstract.....	11
Bölüm 1: Giriş .....	12
Bölüm 2: Genel Bilgiler .....	15
2.1. Algılayıcılar ve Özellikleri .....	15
2.2. Uzaktan Algılamanın Göller ve Sulakalanlar'daki Uygulamaları .....	17
Bölüm 3: Gereç ve Yöntem.....	19
3.1. Çalışma alanı .....	19
3.2. Gereçler .....	21
3.2.1. Arazi Verisi .....	23
3.2.2. Uydu Verisi .....	36
3.3. Yöntem.....	36
3.3.1. Uydu Görüntülerinin Geometrik Olarak Düzeltilmesi .....	36
3.3.2. Göl Sınırlarının ve Sazlık Alanlarının Sayısallaştırılması.....	38
3.3.3. Suüstü Bitkilerinin Sınıflandırılması.....	38
3.3.4. Suüstü Bitkilerinin Kapladığı Alandaki Değişimin Belirlenmesi.....	39
3.3.5. Suiçi Bitkilerinin Sınıflandırılması .....	40
3.3.6. Uydu Verilerinden Su Kalitesi Parametrelerinin (Su Berraklığı, Klorofil-a, Askıda Katı Madde) Belirlenmesi .....	42
Bölüm 4: Bulgular .....	44
4.1. Suüstü Bitkilerinin Sınıflandırılması.....	44
4.2. Suüstü Bitkilerinin Kapladığı Alandaki Değişimin Belirlenmesi.....	44
4.3. Suiçi Bitkilerinin Sınıflandırılması.....	49
4.4. Uydu Verilerinden Su Kalitesi Parametrelerinin (Su Berraklığı, Klorofil-a, Askıda Katı Madde) Belirlenmesi .....	52
4.4.1. Su Berraklığının Uydu Verilerinden Belirlenmesi.....	52
4.4.2. Klorofil-a ve Askıda Katı Maddenin Uydu Verilerinden Belirlenmesi.....	62

Bölüm5: Sonuçlar ve Tartışma .....	65
5.1. Suüstü Bitkilerinin Sınıflandırılması.....	65
5.2. Suüstü Bitkilerinin Kapladığı Alandaki Değişimin Belirlenmesi .....	66
5.3. Suiçi Bitkilerinin Sınıflandırılması.....	67
5.4. Uydu Verilerinden Su Kalitesi Parametrelerinin (Su Berraklığı, Klorofil-a, Askıda Katı Madde) Belirlenmesi .....	68
5.4.1. Su berraklığının Uydu Verilerinden Belirlenmesi .....	68
5.4.2. Klorofil-a ve Askıda Katı Maddenin Uydu Verilerinden Belirlenmesi.....	69
5.5. Öneriler .....	70
Kaynaklar.....	73
Ek-1: Secchi disk derinliğinin arazi ölçümleri ile uydu görüntülerinden elde edilen değerlerin karşılaştırılmalarından elde edilen Pearson korelasyon katsayılarını bant veya bant oranları için gösteren şekiller. ....	78
Ek-2: Mogan Gölü'nde sınıflandırılan suiçi bitkilerine ait çizimler (Kaynak: ALTINAYAR, G. Su Yabancıotları, DSI Genel Müdürlüğü, (1988)). ....	84
Ek-3: Çalışma sonuçları kapsamında "10th International Specialized Conference on DIFFUSE POLLUTION AND SUSTAINABLE BASIN MANAGEMENT, September 18-22, 2006 Istanbul" konferansında sunulan bildiri. ....	87
Ek-4: "GLOBWETLAND SYMPOSIUM, Looking at wetlands from space, 19-20, October, 2006, Esa-Esrin, Frascati, Rome, Italy" sempozyumuna sunulan bildirinin Journal of Environmental Management başlıklı hakemli dergide basılmasına ilişkin hakemlerden gelen görüşler.....	98
Ek-5: Journal of Environmental Management başlıklı hakemli dergiye hakemlerin görüşleri doğrultusunda düzeltmeler ve değişiklikler yapılarak basılmak üzere gönderilen makale. ....	101
Ek-6: 104Y371 kodlu proje kapsamında yürütülen yüksek lisans tez çalışması (Kapak, Abstract ve Öz sayfaları) ..r.....	123
Ek-7: Proje özet bilgi formu.....	128
Ek-8: Final raporunun sayısal kopyasının bulunduğu CD	

## Tablo Listesi

Tablo 1. Çalışmada kullanılan algılayıcıların özellikleri .....	15
Tablo 2. Quickbird, IKONOS, Aster ve Landsat ETM+ algılayıcılar tarafından ölçülen dalgaboyu aralıkları ..	16
Tablo 3. Mogan and Eymir Gölleri'nin bazı coğrafi, hidrolojik ve fiziki özellikleri .....	19
Tablo 4. Suiçi bitkilerinin yüzey kaplama yüzdesinin belirlenmesinde kullanılan ölçek .....	21
Tablo 5. Arazi çalışmalarının yapıldığı tarihler, bu çalışmalarda kullanılan kesit ve örnekleme noktası sayıları ile ölçülen ortalama Secchi disk derinliği (SDD) ve relatif suiçi bitkisi yüzey kaplama yüzdesi değerleri.....	22
Tablo 6. Çalışmada kullanılan uydu görüntüleri.....	24
Table 7. İki GPS aleti ile ölçülen yer kontrol noktalarının bazıları (Projeksiyon sistemi: UTM Zon 36, datum: European 1950).....	36
Tablo 8. Uydu görüntülerinin geometrik düzeltilmesinde elde edilen RMS hata değerleri.....	38
Tablo 9. Sınıflandırılmış görüntülerin genel doğruluk değerleri.....	44
Tablo 10. Mogan Gölü'ndeki sazlık alanlar için 2002 ile 2005 yılları arasındaki değişimi gösteren, orta mekansal çözünürlüklü Aster görüntülerinden elde edilen matris.....	45
Tablo 11. Mogan Gölü'ndeki sazlık alanlar için 2002 ile 2005 yılları arasındaki değişimi gösteren, yüksek mekansal çözünürlüklü IKONOS (2002) ve Quickbird (2005) görüntülerinden elde edilen matris.....	45
Tablo 12. Mogan Gölü'ndeki sazlık alanlar için 2005 ile 2006 yılları arasındaki değişimi gösteren, yüksek mekansal çözünürlüklü Quickbird görüntülerinden elde edilen matris.....	45
Tablo 13. Eymir Gölü'ndeki sazlık alanlar için 2002 ile 2005 yılları arasındaki değişimi gösteren, orta mekansal çözünürlüklü Aster görüntülerinden elde edilen matris.....	46
Tablo 14. Eymir Gölü'ndeki sazlık alanlar için 2001 ile 2005 yılları arasındaki değişimi gösteren, orta mekansal çözünürlüklü Aster görüntülerinden elde edilen matris.....	46
Tablo 15. Eymir Gölü'ndeki sazlık alanlar için 2005 ile 2006 yılları arasındaki değişimi gösteren matris.....	46

Tablo 16. Suiçi bitkilerinin sınıflandırılmalarından elde edilen genel doğruluk değerleri.....	49
Tablo 17. Mogan Gölü için regrasyon analizleri sonucunda elde edilen denklemler ve korelasyon katsayısının karesi değerleri. ....	55
Table 18. Eymir Gölü için regrasyon analizleri sonucunda elde edilen denklemler ve korelasyon katsayısının karesi değerleri. ....	56
Tablo 19. Çeşitli çalışmalar ve uygun uydu görüntüsü tipleri.....	71

## Şekil Listesi

Şekil 1. Mogan ve Eymir Gölleri.....	20
Şekil 2. a) Kesit örnekleme metodunun (transekiller ve kuadratlarla birlikte) Mogan Gölü üzerinde gösterimi, b) arazi çalışmalarında bitki yoğunluğu tesbitinde kullanılan 1m X 1m'lik kuadrat.....	22
Şekil 3. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 18.09.2001 tarihli Landsat görüntüsü.....	25
Şekil 4. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 18.09.2001 tarihli pankromatik ile birleştirilmiş renkli Landsat görüntüsü.....	26
Şekil 5. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 21.09.2002 tarihli Landsat görüntüsü.....	27
Şekil 6. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 21.09.2002 tarihli pankromatik ile birleştirilmiş renkli Landsat görüntüsü.....	28
Şekil 7. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 26.07.2002 tarihli Aster görüntüsü.....	29
Şekil 8. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 15.08.2005 tarihli Aster görüntüsü.....	30
Şekil 9. Eymir Gölü'nün 04.08.2001 tarihli IKONOS görüntüsü.....	31
Şekil 10. Mogan Gölü'nün 04.08.2002 tarihli IKONOS görüntüsü.....	32
Şekil 11. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 27.08.2006 tarihli Quickbird görüntüsü.....	33
Şekil 12. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 06.08.2005 tarihli Quickbird görüntüsü.....	34
Şekil 13. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 20.08.2005 tarihli Landsat görüntüsü.....	35
Şekil 14. Yer kontrol noktalarının 6 Ağustos 2005 tarihli Quickbird görüntüsü üzerindeki dağılımı.....	37
Şekil 15. Suüstü bitkilerinin sınıflandırılmasında kullanılan metodoloji.....	40
Şekil 16. Suiçi bitkilerinin sınıflandırılmasında kullanılan metodoloji.....	41
Şekil 17. Spektral yansıma değerlerinin okunmasında kullanılan metodoloji.....	43
Şekil 18. a) Aster 2005 ve Aster 2002, b) Quickbird 2005 ve IKONOS 2002, c) Quickbird 2006 ve Quickbird 2005 görüntülerinin karşılaştırılmasından elde edilen Mogan Gölü'ndeki sazlık alanlardaki değişimi göstermekte olan görüntü.....	47
Şekil 19. a) Aster 2005 ve Aster 2002, b) Quickbird 2005 ve IKONOS 2001, c) Quickbird 2006 ve Quickbird 2005 görüntülerinin karşılaştırılmasından elde edilen Eymir Gölü'ndeki sazlık alanlardaki değişimi göstermekte olan görüntü.....	48



Şekil 20. Farklı suiçi bitki türlerinin su sınırlarıyla birlikte sınıflandırılmasından elde edilen tematik harita, Mogan Gölü, 2005. ....	50
Şekil 21. Farklı suiçi bitki türlerinin su sınıfıyla birlikte sınıflandırılmasından elde edilen tematik harita, Mogan Gölü, 2006. ....	51
Şekil 22. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü Quickbird 2005 görüntüsü. ....	52
Şekil 23. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü Quickbird 2005 görüntüsü. ....	52
Şekil 24. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü Quickbird 2006 görüntüsü. ....	53
Şekil 25. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü Quickbird 2006 görüntüsü. ....	53
Şekil 26. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü Landsat 2005 görüntüsü. ....	53
Şekil 27. Secchi disk dağılımını gösteren haritalar: a) Quickbird 2005 Mogan Gölü görüntüsünden elde edilen değerler; b) 2005 yılı arazi ölçümlerinden enterpole edilen değerler. ....	57
Şekil 28. Secchi disk dağılımını gösteren haritalar: a) Quickbird 2005 Eymir Gölü görüntüsünden elde edilen değerler; b) 2005 yılı arazi ölçümlerinden enterpole edilen değerler. ....	57
Şekil 29. Secchi disk dağılımını gösteren haritalar: a) Quickbird 2006 Mogan Gölü görüntüsünden elde edilen değerler; b) filtre uygulanmış görüntü değerleri; c) 2006 yılı arazi ölçümlerinden enterpole edilen değerler. ....	58
Şekil 30. Secchi disk dağılımını gösteren haritalar: a) Quickbird 2006 Eymir Gölü görüntüsünden elde edilen değerler; b) filtre uygulanmış görüntü değerleri; c) 2006 yılı arazi ölçümlerinden enterpole edilen değerler. ....	59
Şekil 31. Quickbird 2006 Mogan Gölü görüntüsünden elde edilen değerlerle arazide ölçülen kontrol Secchi disk derinliği değerlerinin karşılaştıran grafik. ....	60
Şekil 32. Filtre uygulanmış değerlere (Quickbird 2006 Mogan Gölü görüntüsünden elde edilen) arazide ölçülen kontrol Secchi disk derinliği değerlerinin karşılaştıran grafik. ....	60
Şekil 33. Mogan Gölü için enterpole edilmiş değerlerle arazide ölçülen Secchi disk derinliği değerlerini karşılaştıran grafik. ....	61
Şekil 34. Quickbird 2006 Eymir Gölü görüntüsünden elde edilen değerlerle arazide ölçülen kontrol Secchi disk derinliği değerlerinin karşılaştıran grafik. ....	61
Şekil 35. Filtre uygulanmış değerlere (Quickbird 2006 Eymir Gölü görüntüsünden elde edilen) arazide ölçülen kontrol Secchi disk derinliği	

değerlerinin karşılaştıran grafik.....	62
Şekil 36. Eymir Gölü için enterpole edilmiş değerlerle arazide ölçülen Secchi disk derinliği değerlerini karşılaştıran grafik.....	62
Şekil 37. Klorofil-a ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü Quickbird 2006 görüntüsü.....	63
Şekil 38. Askıda katı madde ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü Quickbird 2006 görüntüsü.....	63
Şekil 39. Klorofil-a ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü Quickbird 2006 görüntüsü.....	64
Şekil 40. Askıda katı madde ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü Quickbird 2006 görüntüsü.....	64
Şekil 1.1. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, Aster 2002 görüntüsü.....	79
Şekil 1.2. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, Aster 2005 görüntüsü.....	79
Şekil 1.3. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü, Aster 2005 görüntüsü.....	80
Şekil 1.4. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, IKONOS 2001 görüntüsü.....	80
Şekil 1.5. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, Landsat 2001 görüntüsü.....	81
Şekil 1.6. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, Landsat 2001 pankromatik ile birleştirilmiş renkli görüntüsü.....	81
Şekil 1.7. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü, Landsat 2001 görüntüsü.....	82
Şekil 1.8. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü, Landsat 2001 pankromatik ile birleştirilmiş renkli görüntüsü.....	82
Şekil 1.9. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, Landsat 2002 görüntüsü.....	83
Şekil 1.10. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, Landsat 2002 pankromatik ile birleştirilmiş renkli görüntüsü.....	83
Şekil 2.1. Potamogeton pectinatus (Taraksı susümbülü).....	85
Şekil 2.2. Najas minor (Küçük superisi).....	85

Şekil 2.3. Najas marina (Dikenli superisi) .....86

## ÖZET

Bu çalışmada; iki sığ göl sulakalanında (Mogan ve Eymir Gölleri) suüstü ve suiçi bitkileri (makrofitler) ile su kalitesi parametrelerinin (su berraklığı, klorofil-a, askıda katı madde) izlenmesinde uzaktan algılama tekniklerinden ve CBS'den fayda sağlanmaktadır. Suüstü bitkilerinin yüksek mekansal çözünürlüklü uydu görüntüleri kullanılarak sınıflandırılması her iki gölde de %90'dan büyük genel doğruluğunu vermiştir. Diğer yandan orta mekansal çözünürlüklü görüntülerinin sağladığı genel doğruluklar Mogan Gölü'nde %80-%90 arasında değişirken, Eymir Gölü'nde %70 ve %78 aralığında yer almıştır. Mogan ve Eymir Gölleri'ndeki sazlık alanlarda 2002-2006 yılları arasında gerçekleşen değişim belirlenmiştir. Mogan Gölü'nde, 2002 ve 2005 yılları arasında 23 hektarlık, 2005 ve 2006 yılları arasında ise 14 hektarlık azalmalar gözlenmiştir. Eymir Gölü'nde, yüksek mekansal çözünürlüklü görüntülerden önemli bir değişim belirlenmemiş, orta mekansal çözünürlüklü görüntülerden ise 8 hektarlık bir azalma tesbit edilmiştir. Bunun sebebi sınıflandırılmış orta mekansal çözünürlükteki görüntülerin düşük genel doğrulukları olduğu düşünülmüştür. Suiçi bitkilerinin tür düzeyinde sınıflandırılması ise 2005 yılında %72 ve 2006 yılında ise %69 genel doğruluk değerleri sağlamıştır. Su berraklığının ise en iyi şekilde uzaktan algılama algılayıcılarının mavi bant ile mavi bantın kırmızı bantla olan oranının kombinasyonlarından oluşan doğrusal denklemlerle tahmin edilebildiği bulunurken klorofil-a ile Quickbird uydu görüntülerinin bant veya bant oranları arasında yüksek Pearson korelasyon değerlerine sahip ilişkiler bulunmuştur.

Anahtar sözcükler: Makrofitler, su berraklığı, uzaktan algılama, Coğrafi Bilgi Sistemleri

## ABSTRACT

This study made use of remote sensing techniques and GIS, for monitoring the emergent and submerged plants (macrophytes) and water quality parameters (water clarity, chlorophyll-a, suspended sediments) in two shallow wetland lakes (Lakes Mogan and Eymir). Classification of emergent plants with high spatial resolution satellite data yielded overall accuracies greater than 90% for both lakes. On the other hand, obtained overall accuracies ranged between 80% and 93% for Lake Mogan and between 70% and 78% for Lake Eymir. The amount of changes between years 2002 and 2006 in the reed beds of Lake Mogan and Lake Eymir were computed. It was found that there was 23 ha reed bed removal in Lake Mogan between 2002 and 2005 and an additional 14 ha was removed between 2005 and 2006. In Lake Eymir, no significant change in the reed bed area was detected from high spatial resolution images while medium spatial resolution images revealed 8 ha change between 2002 and 2005. The latter was attributed to low accuracies of the classified images resulted from lack of resolution. Submerged plant coverage of Lake Mogan was classified with 83% in 2005 and with 79% in 2006 from the Quickbird satellite data. Classification of submerged plants at genus level revealed 72% and 69% overall accuracies in 2005 and 2006, respectively. It was found that water clarity could be best predicted by linear equations of the combinations for blue band together with the ratio of blue and red bands of remote sensors, while strong Pearson correlation coefficients were observed for the relationships between chlorophyll-a and band or band ratios of Quickbird images.

Keywords: Macrophytes, water clarity, remote sensing, Geographic Information Systems.

# BÖLÜM 1

## GİRİŞ

Dünyadaki göllerin çoğu sığ ve bitki kaplı göllerdir ve bu göller derin göllerden daha üretken sistemlerdir (Moss, 1998, Costanza et al., 1997). Dünyadaki sulakalanların çoğu yok edilmiş ve yok edilmektedir. Sığ göl sulakalanları koruma, estetik ve ekonomik değerlere sahip oldukları gibi insanlar ve yaban hayatı için birçok yarar ve hizmet sağlarlar (Moss, 1998; Mitsch ve Gosselink, 2000). Bunların yanında balıklar, bitkiler, sokuşları, memeliler, omurgasızlar, zooplankton ve fitoplankton için de yaşam alanı oluştururlar (Jeppesen vd., 1997, Jeppesen, 1998; Scheffer, 1998; Scheffer et al., 1993). Bu sebeplerden ötürü sığ göl sulakalanlarının korunması ve bu amaç doğrultusunda da izlenmelerinin gerekliliği açıktır.

Su bitkilerinin sığ göl sulakalanlarındaki varlığı ve su berraklığı, bu ekosistemlerin ekolojik durumlarının en önemli belirleyicilerindedir (Meerhof vd., 2003; Moss vd., 1996; William vd., 2004). Su bitkileri su berraklığının korunmasına fitoplanktonlarla beslenen omurgasızlara ve zooplanktonlara barınak sağlayarak ve sedimanın karışmasını kökleriyle engelleyerek katkıda bulunurlar (Moss vd., 1996; Gulati vd., 2002; William vd., 2004). Ayrıca su bitkileri birçok canlı türü için besin, yuvalama ve yaşam alanıdır. Sazlar gibi suüstü bitkileriyse aynı zamanda havzadan gelen azotu denitrifikasyon (Burnak ve Beklioglu, 2000) ve fosforu da doğrudan alımla (Headley vd., 2003) filtre ederek göl içi besin tuzlarının artışı engelleyer. Bozulmamış durumda fosfor ve azot göllerde sınırlı miktarlarda bulunur ve alglerin büyümesine engel olur (Moss, 1998). Bu koşullarda birincil üretim su bitkileri tarafından gerçekleştirilir, fakat ötrofikasyon sonucunda bu besin tuzlarının göllerdeki artışı birincil üretimin algler tarafından üstlenilmesine yol açarak göllerin alglerle kaplanmasına ve balık ölümlerine yol açar (Moss, 1998). Genel olarak sığ göl sulakalanları su bitkilerini kaybettiklerinde ekolojik ve koruma değerlerini de yitirirler. Su bitkileri, sığ göl sulakalanlarında su seviyesindeki değişiklikler (Beklioglu vd., 2006), sedimanla beslenen balık miktarlarındaki artışlar (Beklioglu vd., 2000), ötrofikasyon (Moss, 1998; Beklioglu ve Moss, 1996), ya da insanlar tarafından doğrudan çıkarılmaları gibi sebeplerden ötürü kaybolurlar. Bu nedenlerle su bitkilerinin ve su berraklığının izlenmesinin önemi büyüktür.

Su bitkileri ve su berraklığı arazi çalışmalarıyla izlenebilir. Su bitkilerinin izlenmesinde Eurolimpacs (URL 1) tarafından da önerilen ve kullanılan en yaygın arazi metodu kesit örnekleme metodudur. Bu metod tüm göl yüzeyinin eşit aralıklı kesitlerle bölünmesini ve bu kesitler üzerindeki eşit aralıklarla dağılmış noktalarda örnekleme yapılmasını içerir. Genel olarak doğru sonuçlar üreten bu metod göllerin yüzey alanı arttıkça

zaman, işgücü ve maliyet bakımından verimsiz duruma gelir (Baban, 1997). Mogan Gölü'ndeki suiçi bitkilerinin kesit örnekleme metodu kullanılarak izlenmesi deneyimli bir ekip tarafından 4 veya 5 gün sürmektedir. Mogan Gölü'nün yüzey alanı 6 km<sup>2</sup> olup ve Türkiye'deki birçok göl daha büyük yüzey alanına sahiptir. Mesela, Beyşehir Gölü 730 km<sup>2</sup> ve Ulubat Gölü ise 230 km<sup>2</sup>'dir. Bununla birlikte Türkiye'de toplam 200 doğal göl ve 700 gölcük (Kazancı vd, 1995) ve 555 baraj gölü (URL2) bulunmaktadır ve tümünün toplamda 10,000 km<sup>2</sup>'lik bir alanı kapladığı düşünüldüğünde, su bitkilerinin izlenmesi için yeni teknolojilerin kullanımının gerekliliği açıktır (Baban, 1997; Malthus ve George, 1997; Vis vd., 2003; Coops vd., 1999; Sawaya vd., 2003).

Su berraklığı değerleri ise göl için belirleyici noktalarda yeterli sıklıklarda yapılan Secchi disk derinliği ölçümleri ile sağlanır. Bu metodun sağladığı noktasal ölçümler güvenilir sonuçlar vermenin yanında yüzey alanı büyük göller için belirleyici olmayabilir (Giardino vd., 2001). Bu noktada uzaktan algılamanın ve Coğrafi Bilgi Sistemlerinin (CBS) yeni teknikler olarak izleme çalışmalarına sağlayacakları umut vericidir (Baban, 1999).

Uzaktan algılama teknikleri cisimlerden yayılan, yansıyan ve kırılan elektromanyetik dalganın özelliklerinden faydalanırlar. Curran vd. (1985) göl çalışmaları için kullanılacak dalgaboylarını görünür (0.4-0.7µm), yakın kızılötesi (0.7-2.0µm) ve termal kızılötesi (3.0-50µm) olarak önermiştir. Uzaktan algılama, CBS ile birlikte hızlı ve büyük ölçekli izleme olanağı sağlayarak, göllerde meydana gelen değişimlerin gözlemlenmesine ve tesbit edilmesine yardımcı olur. Bununla birlikte, uzaktan algılamanın bilgi kaynağı, CBS'nin ise analitik bir araç olarak kullanımı koruma stratejilerinin geliştirilmesine katkı sağlar (Baban, 1999). Bunun yanında, uzaktan algılamanın mekansal ve zamansal anlamda sağlayacağı büyük ölçekli bilgilerle birlikte birçok gölün aynı anda çalışılmasına olanak sağlaması ve çoklu spektral ölçümler sağlaması diğer avantajlarından (Koponen vd., 2002). Quickbird ve IKONOS gibi yüksek mekansal çözünürlüğe sahip görüntülerin arazi verileriyle birlikte kullanımı ise özellikle su bitkilerinin tanımlanması açısından oldukça umut vericidir (Sawaya vd., 2003). Uzaktan algılama tekniklerinin su bitkilerinin tanımlanmasındaki verimliliği görüntü kalitesi, su derinliği, su bulanıklığı ve rüzgardan etkilenmektedir (Vis vd., 2003). Bu sebeple uydu verilerinin yer verileriyle kalibrasyonu büyük önem taşımaktadır. Fakat, çoğu zaman sınırlı yer verisi bu tarz çalışmaların gerçekleştirilmesini engellemektedir.

Bu bağlamda, bu çalışmada uzaktan algılama ve CBS'yi kullanarak Mogan ve Eymir Göllerinin su bitkilerinin ve su berraklığının izlenmesi ve belirlenmesi amaçlanmıştır. Ayrıca, farklı uydu algılayıcılarının su bitkilerini ve su berraklığını izlemekteki kapasitelerinin karşılaştırılması da amaçlanmıştır. Bu doğrultuda su bitkilerinin sınıflandırılması, belirlenmesi, ve değişiminin tesbiti gerçekleştirilmiş, ve farklı algılayıcıların sağladıkları mekansal çözünürlük özelliği ve göl alanı büyüklüğü göz önünde tutularak tartışılmıştır.

Bunun yanında, arazi verileriyle uydu verileri arasındaki ilişki Secchi disk derinliği, klorofil-a, ve askıda katı madde açısından araştırılmıştır.



## BÖLÜM 2

### GENEL BİLGİLER

#### 2.1. Algılayıcılar ve Özellikleri

Bu çalışmada dört farklı algılayıcılara ait uydu görüntüsü kullanılmıştır. Bu algılayıcılar Quickbird, IKONOS, Aster (Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer) ve Landsat algılayıcılarıdır. Tablo 1'de söz konusu algılayıcılara ait bazı özellikler sunulmaktadır Tablo 2'de ise Quickbird, IKONOS, Aster ve Landsat ETM+ algılayıcıları tarafından ölçülen dalgaboyu bant aralıkları verilmektedir. Daha detaylı bilgiler URL 3, URL 4, URL 5, ve URL 6 adreslerinden elde edilebilir.

Tablo 1. Çalışmada kullanılan algılayıcıların özellikleri.

	Quickbird	IKONOS	Landsat ETM+	Aster
Fırlatılma tarihi	Ekim 2001	Eylül 1999	Nisan 1999	Aralık 1999
Yükseklik (km)	450	680	705	705
Mekansal Çözünürlük (nadir (dik açı), m)	Pankromatik: 0.60 Renkli: 2.4	Pankromatik: 1 Renkli: 4	Pankromatik: 15 Bant 1-5 & 7: 30 Bant 6: 60	VNIR altsistemi: 15 SWIR altsistemi: 30 TIR altsistemi: 90
Radyometrik çözünürlük	11 bit	8 bit -11 bit	8 bit	VNIR & SWIR altsistemi: 8 bit TIR altsistemi: 12 bit
Zamansal çözünürlük	3-7 gün	3 gün	16 gün	16 gün

Tablo 2. Quickbird, IKONOS, ASTER ve Landsat ETM+ sensorleri tarafından ölçülen dalga boyu aralıkları.

Electromagnetik Spektrum		Quickbird		IKONOS		Landsat		ASTER	
Görsel kısım	Mavi 0.45-0.52 µm	Siyah & Beyaz (Pankromatik): 0.445-0.9 µm	Mavi: 0.45-0.52 µm	Siyah & Beyaz (Pankromatik): 0.45-0.90 µm	Mavi: 0.45-0.52 µm	Bant 8 (Pankromatik): 0.45-0.90 µm	Bant 1: 0.45-0.52 µm		
	Yeşil 0.52-0.60 µm	Yeşil: 0.52-0.60 µm	Yeşil: 0.51-0.60 µm	Yeşil: 0.51-0.60 µm	Bant 2: 0.52-0.60 µm				
	Kırmızı 0.63-0.69 µm	Kırmızı: 0.63-0.69 µm	Kırmızı: 0.63-0.70 µm	Kırmızı: 0.63-0.70 µm	Bant 3: 0.63-0.69 µm				
	Yakın Kızıltesi 0.1-1.0 µm	Yakın Kızıltesi 0.76-0.90 µm	Yakın Kızıltesi 0.76-0.85 µm	Yakın Kızıltesi 0.76-0.90 µm	Bant 4 Yakın Kızıltesi: 0.76-0.90 µm				
Kızıltesi kısım	Orta Kızıltesi					Bant 5 Near-IR: 1.55-1.75 µm Bant 7 Mid-IR: 2.08-2.35 µm	Bant 4: 1.600 - 1.700 µm Bant 5: 2.145 - 2.185 µm Bant 6: 2.185 - 2.225 µm Bant 7: 2.235 - 2.285 µm Bant 8: 2.295 - 2.365 µm Bant 9: 2.360 - 2.430 µm Bant 10: 8.125 - 8.475 µm Bant 11: 8.475 - 8.825 µm Bant 12: 8.925 - 9.275 µm Bant 13: 10.25 - 10.95 µm		
							Bant 6 Thermal: 10.4-12.5 µm		
	Termal Kızıltesi								Bant 14: 10.95 - 11.65 µm

## 2.2. Uzaktan Algılamanın Göller ve Sulakalanlar'daki Uygulamaları

Uydu verileri kullanılarak sulakalanların ve göllerin çalışılması, özellikle suiçi bitkilerinin belirlenmesi çalışması yeni bir yaklaşımdır. Geniş alanlarda su bitkilerinin izlenmesi çalışmaları genellikle hava fotoğrafları (Kirkman, 1996) veya orta mekansal çözünürlüklü uydu görüntüleriyle yapılmıştır (Roelfsema vd., 2003, Schweizer vd., 2005, Dekker vd., 2005). Hava fotoğraflarının kullanımı bulutsuz ve yüksek mekansal çözünürlüklü verinin gerekli olduğu küçük ve sığ sular için en uygun veri kaynaklarından (Yang, 2005). Bununla birlikte günümüzde Quickbird ve IKONOS gibi uydularda mevcut olan algılayıcılardan hava fotoğraflarının sağladığı kadar gelişmiş yüksek mekansal çözünürlük elde edilebilmektedir (Sawaya vd., 2003).

Malthus ve George (1997) Daedalus Airborne Thematic Mapper (ATM) verisiyle renkli hava fotoğraflarını kullanarak suiçi, su yüzeyi ve suüstü bitkilerinin dağılımını izlemiş ve su bitkilerinin tanımlanmasında yeşil, kırmızı, ve yakın kızılötesi bantlarının önemini belirtmiştir. Diğer yandan Koponen vd. (2002) Airborne Imaging Spectrometer for Applications (AISA) ve Envisat Medium Resolution Imaging Spectrometer (MERIS) verilerini su berraklığının üç farklı sınıfta sınıflandırmak için kullanmıştır. Bu çalışmadan Secchi disk derinliği sınıfları için % 90, su bulanıklığı sınıfları için % 79, ve klorofil-a sınıfları için % 78 genel doğruluk değerleri elde edilmiştir (Koponen vd., 2002).

Orta mekansal çözünürlüklü Landsat TM görüntülerinin, su bitkilerinin ve su berraklığının sınıflandırılmasında kullanımı ile Tuna Nehri delta gölleri için üç kategori elde edilmiştir: berrak su/bitki-kaplı; ara durum; ve bulanık su/zayıf bitki örtüsü (Coops vd., 1999). Sonuç olarak, Coops vd. (1999) Landsat görüntülerinin düşük mekansal çözünürlüklerinden ötürü göllerin yüzeylerinin çalışılmasında uygun olmadığını belirtmiştir.

Uydu verileri su berraklığı ve su bitkilerinin yanısıra alglerin (Chang vd., 2004; Vincent vd.; 2004) ve çözünmüş renkli organik maddenin (Brezonik vd., 2005; Kutser vd., 2005) izlenmesinde de kullanılmıştır. Chang vd. (2004) alg yoğunluğu ile Landsat görüntüleri arasındaki ilişkiyi araştırırken, Vincent vd. (2004) alg pigmentleri ile Landsat verisi arasındaki ilişkiyi çalışmıştır. Çözünmüş renkli organik madde ise Landsat görüntülerinden 0.88 korelasyon katsayısının karesi değeri ile tahmin edilebilirken (Brezonik vd., 2005), Advanced Land Imager (ALI) görüntüleriyle 0.84 korelasyon katsayısının karesi değeri ile tahmin edilmiştir (Kutser vd., 2005). Bir başka çalışmada ise Landsat TM verisi klorofil-a konsantrasyonunun, Secchi disk derinliğinin ve su yüzeyindeki ısının haritalanmasında kullanılmıştır (Giardino vd., 2001). Landsat TM'in birinci ve ikinci bantlarını kullanarak klorofil-a ve Secchi disk derinliği için 0.99 and 0.85 korelasyon katsayısı değerleri elde edilmiştir (Giardino vd., 2001). Kloiber vd. (2002) ise Landsat TM'in birinci bandı ile birinci ve üçüncü

bantlarının oranını kullanarak Secchi disk derinliğini tahmin eden regresyon modelleri oluşturmuştur (Korelasyon katsayısının karesi değerleri: 0.70–0.80). Benzer şekilde Sawaya vd. (2003) de Landsat TM'in birinci bandı ile birinci ve üçüncü bantlarının oranlarını kullanarak korelasyon katsayısının karesi 0.76 olan bir regresyon modeli geliştirmiştir. Diğer bir yandan, su içi bitkilerinin sınıflandırılmasından % 79.5 genel doğruluk değeri elde edilmiştir (Sawaya vd., 2003).

Güney Amerika'daki Pantanal Sulakalanı dünyanın en büyük tropikal sulakalanlarından biridir (Mitsch ve Gosseslink, 2000) ve binlerce jeokemikal bakımdan çeşitli göle ve buralarda yaşayan çok çeşitli bir flora ve faunaya sahiptir (Costa ve Telmer, 2006). Alan uzak ve göllesin sayısı çok fazla olduğundan göllerin tipini belirlemek ve Pantanal ekosistemindeki dinamikleri anlamak açısından uzaktan algılama teknikleri değerli bir araçtır (Costa ve Telmer, 2006). Bu amaç doğrultusunda, Costa ve Telmer RADARSAT S1 ve S7, ve JERS-1 görüntüleri ile arazi ölçümlerini kullanarak suüstü bitkilerinin dağılımını ve tipini haritalamayı amaçlamıştır.

Wolter vd. (2005) Quickbird verisini kullanarak suiçi bitkilerini kontrolsüz isodata sınıflandırma tekniğiyle sınıflandırmıştır ve Little Tail Point bölgesinde % 80 genel doğruluk değerini elde etmiştir. Erie Bataklığı bölgesinde ise, sınıflandırma suiçi bitkisi ve su olarak iki sınıfa ayrılmış ve % 93 genel doğruluğu elde edilmiştir (Wolter vd., 2005). Portage Koyu'nda ise, Wolter vd. (2005) çoklu tarihlere ve tek tarihe ait görüntüleri kullanarak beş sınıf için sınıflandırmalar yapmıştır. Bu beş sınıf çamur, kum, yoğun suiçi bitkisi, seyrek suiçi bitkisi ve derin su'dan oluşmaktadır. Çoklu tarihlere ait görüntülerin sınıflandırılmasından % 83, tek tarihe ait görüntünün sınıflandırılmasından ise % 71 genel doğruluk değerleri elde edilmiştir.

## BÖLÜM 3

### GEREÇ VE YÖNTEM

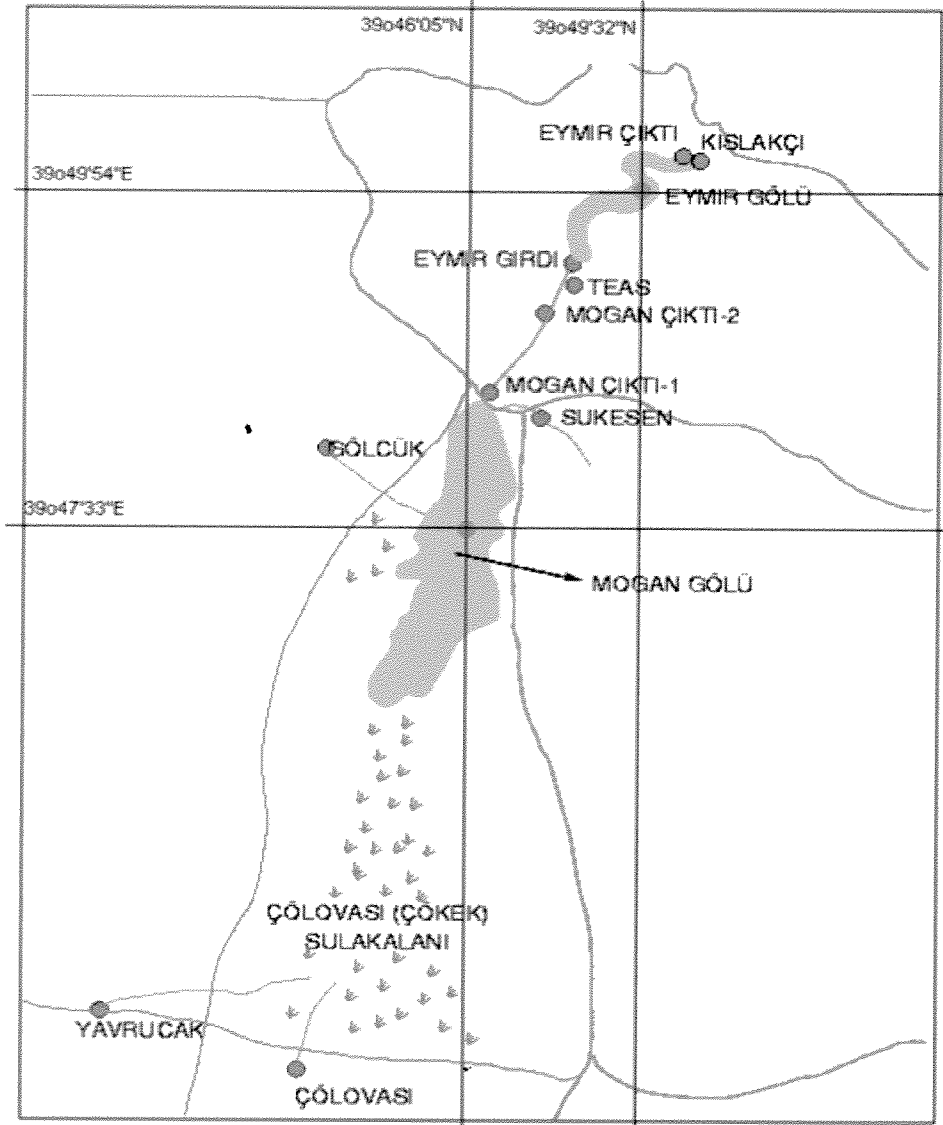
#### 3.1. Çalışma Alanı

Çalışma alanı Mogan (39°47'33"E,39°46'05"N) ve Eymir (39°49'54"E,39°49'32"N) Gölleri olarak seçilmiştir (Şekil 1), çünkü her iki göl de 1997 yılından itibaren hidrolojik, fiziksel, kimyasal ve biyolojik parametreler için örneklenmekte ve dinamikleri iyi bilinmektedir (Zhang vd., 2003; Beklioğlu vd., 2003; Tan ve Beklioğlu, 2005; Muluk ve Beklioğlu, 2005; Sandsten vd., 2005; Tan ve Beklioğlu, 2006; Jeppesen, vd., 2007).

Mogan Gölü geniş yüzey alanına sahip, sığ bir göldür (Tablo 1). Mogan Gölü'ne dört önemli kaynaktan su girişi (Yavrucak, Çölovası, Gölcük ve Sukesen dereleri) bulunmaktadır. Mogan Gölü'den su çıkışı ise 'Mogan Çıkışı' diye isimlendirilebilecek dere aracılığıyla Eymir Gölü'ne olmaktadır. Mogan Gölü'nün etrafı sazların (*Phragmites australis*) baskın olduğu geniş bir suüstü bitki sulakalanıyla çevrilidir. Mogan Gölü, Çevre Bakanlığı tarafından verilen 'Özel Koruma Alanı' ünvanı yanısıra, kışın yaşam alanı sağladığı 20,000 fazla sukuşundan ötürü 'Önemli Kuş Alanı'dır (Kırac vd., 1995; Ozesmi, 1999). Fakat, 2003 yılından itibaren sözkonusu sazlık alanların kesilerek kaldırılması gerçekleşmiştir. Eymir Gölü alan olarak Mogan Gölü'nden daha küçük fakat daha derindir (Tablo 3). Eymir Gölü'nün Mogan Gölü'nden gelen su kaynağı ve Kışlakçı Deresi olmak üzere iki önemli su girişi ve Eymir Çıkışı diye adlandırılan bir su çıkışı bulunmaktadır. Eymir Gölü'nün etrafı da 10-20 m genişliğindeki sazlarla çevrilidir.

Tablo 3. Mogan and Eymir Gölleri'nin bazı coğrafi, hidrolojik ve fiziki özellikleri.

	Mogan Gölü	Eymir Gölü
Maksimum Derinlik (m)	3.5	4.3-6m
Ortalama Derinlik (m)	2.1	2.6-3.2 m
Yüzey alanı (hektar)	584.97	104.43 ha
Sazlarla birlikte yüzey alanı (hektar)	714.28	129.41 ha
Deniz seviyesinden yükseklik (m)	972.25	967.33
Uzunluk (m)	5120	Kıvrımlı şekil
Genişlik (m)	1050	392
Çevre uzunluğu (m)	26323.9	10902.2



Şekil 1. Mogan ve Eymir Gölleri.

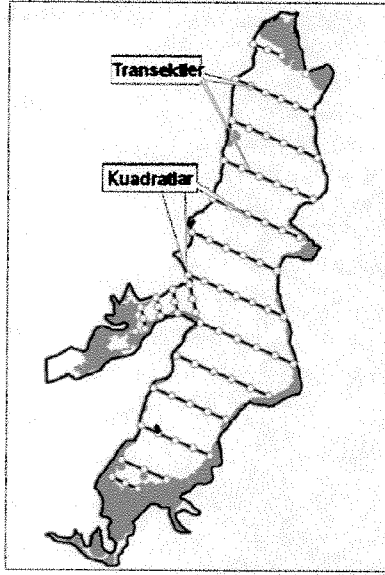
### 3.2. Gereçler

#### 3.2.1. Arazi Verisi

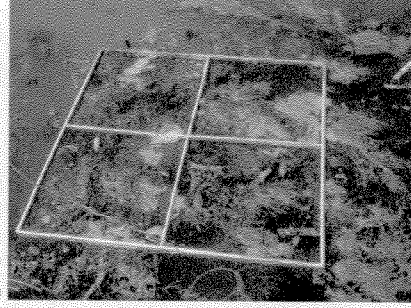
Arazi verisi, 2004, 2005, ve 2006 yıllarının geç yaz dönemlerinde kesit örnekleme metodu kullanılarak toplanmıştır. Ayrıca, 2001, 2002 ve 2003 yıllarında toplanan arazi verisi de (Tan, 2002) çalışmaya dahil edilmiştir. Kesit örnekleme metodu tüm göl yüzeyinin eşit aralıklarla düz kesitlere bölünmesini ve bu kesitler üzerinde eşit mesafelerle ayrılmış noktalarda ölçümlerin yapılmasını içerir. Suiçi bitkisi yoğunluğu kesitler üzerindeki örnekleme noktalarına yerleştirilen 1mX1m'lik kuadratlar içinde yapılır ve yoğunluğun tesbitinde 7 aşamalı bir ölçek kullanılır (Tablo 4) Kesit örnekleme metodu suiçi bitkilerinin örnekleme noktasında kullanılan en yaygın arazi metodudur ve Eurolimpacs (URL1) tarafında önerilmektedir. Şekil 2'de kesit örnekleme metodu ve arazi çalışmalarında kullanılan 1mX1m'lik kuadrat sunulmaktadır. Suiçi bitkilerin sınıflandırılması Altınayar (1988)'a göre yapılmıştır. Suiçi bitkisi yoğunluğunun yanısıra ölçülen parametreler Secchi disk derinliği, maksimum derinlik, bitki boyu ve türü, ve örnekleme noktası koordinatlarıdır. 2006 yılında ayrıca kesitlerden su örnekleri alınmış ve laboratuvar analizleri ile klorofil-a ve askıda katı madde ölçümleri yapılmıştır. 2001 ve 2006 yılları arasında yapılan arazi çalışmalarının tarihleri, bu çalışmalarda kullanılan kesit ve örnekleme noktası sayıları ile ölçülen ortalama Secchi disk derinliği (SDD) ve relatif suiçi bitkisi yüzey kaplama yüzdesi değerleri Mogan ve Eymir Gölleri için Tablo 5'te sunulmaktadır. Toplanan ve temin edilen tüm arazi verileri ArcGIS versiyon 8.3, 9.0 ve 9.1 yazılım programları kullanılarak, CBS ortamına aktarılmıştır.

Tablo 4. Suiçi bitkilerinin yüzey kaplama yüzdesinin belirlenmesinde kullanılan ölçek.

Ölçek	Tanım	Kaplanan yüzde
6	Mutlak kaplama	% 96 – 100
5	Yüksek kaplama	% 76 – 95
4	Baskın	% 51 - 75
3	Yaygın	% 26 - 50
2	Dağınık	% 6 - 25
1	Az	> % 0 - 5
0	Yok	% 0



a)



b)

Şekil 2. a) Kesit örnekleme metodunun (transekler ve kuadrallarla birlikte) Mogan Gölü üzerinde gösterimi, b) arazi çalışmalarında bitki yoğunluğu tesbitinde kullanılan 1m X 1m'lik kuadrat.

Tablo 5. Arazi çalışmalarının yapıldığı tarihler, bu çalışmalarda kullanılan kesit ve örnekleme noktası sayıları ile ölçülen ortalama Secchi disk derinliği (SDD) ve relatif suiçi bitkisi yüzey kaplama yüzdesi değerleri.

Arazi Çalışmasının Yapıldığı Tarih	Göl Adı	Kesit sayısı	Örnekleme noktası sayısı	Ortalama SDD (cm)	Relatif yüzey kaplama (%)
21-25.08.2006	Mogan	23	87	107.3	18.9
14-18.08.2006	Eymir	22	60	253.3	0
23.08-02.09.2005	Mogan	15	66	49	34.9
16-19.08.2005	Eymir	22	62	19	0
21-24.09.2004	Mogan	20	77	41.9	24.5
14-16.09.2004	Eymir	18	53	140.3	5
Ağustos 2003	Mogan	15	64	77.9	30
Ağustos 2003	Eymir	28	112	82.6	45
Ağustos 2002	Eymir	19	94	100.7	60
Ağustos 2001	Mogan	30	165	118.1	90
Ağustos 2001	Eymir	17	51	138.8	90

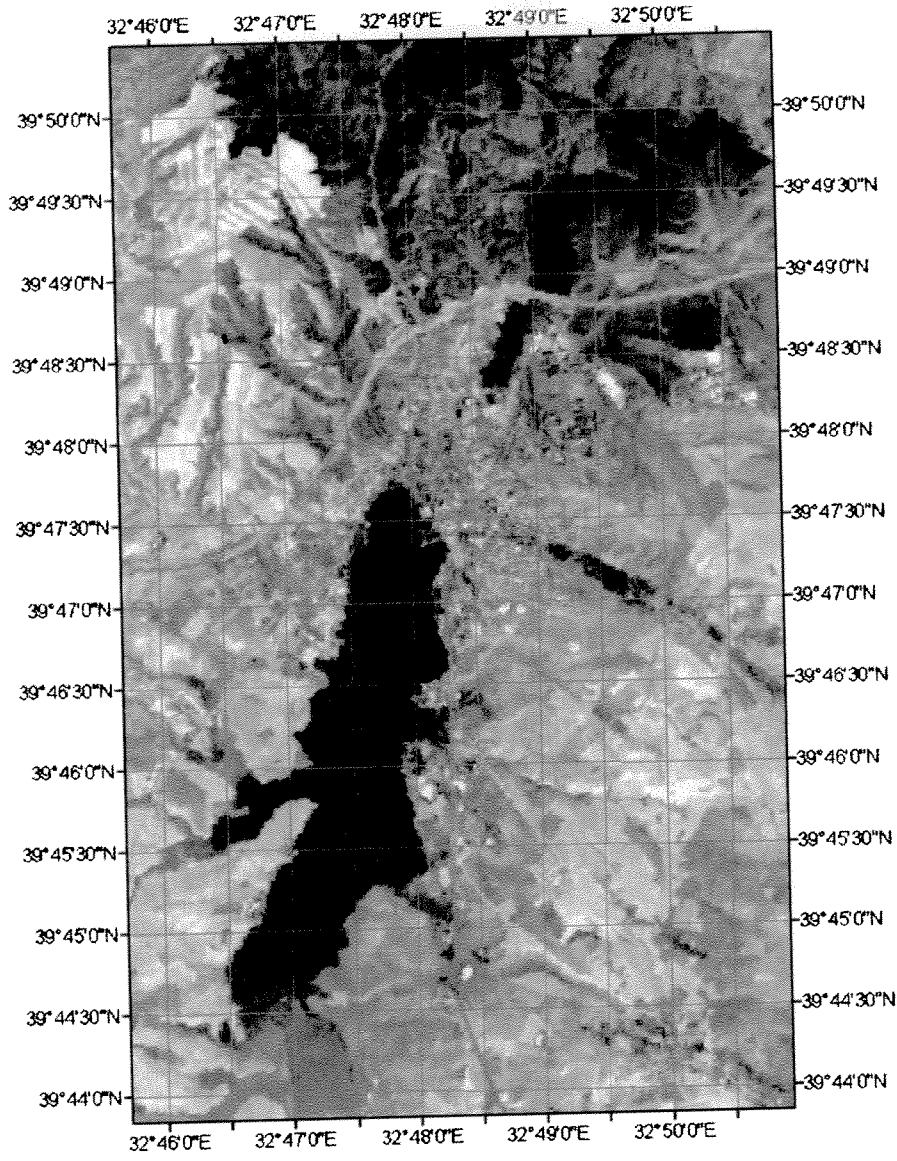


### 3.2.2. Uydu verisi

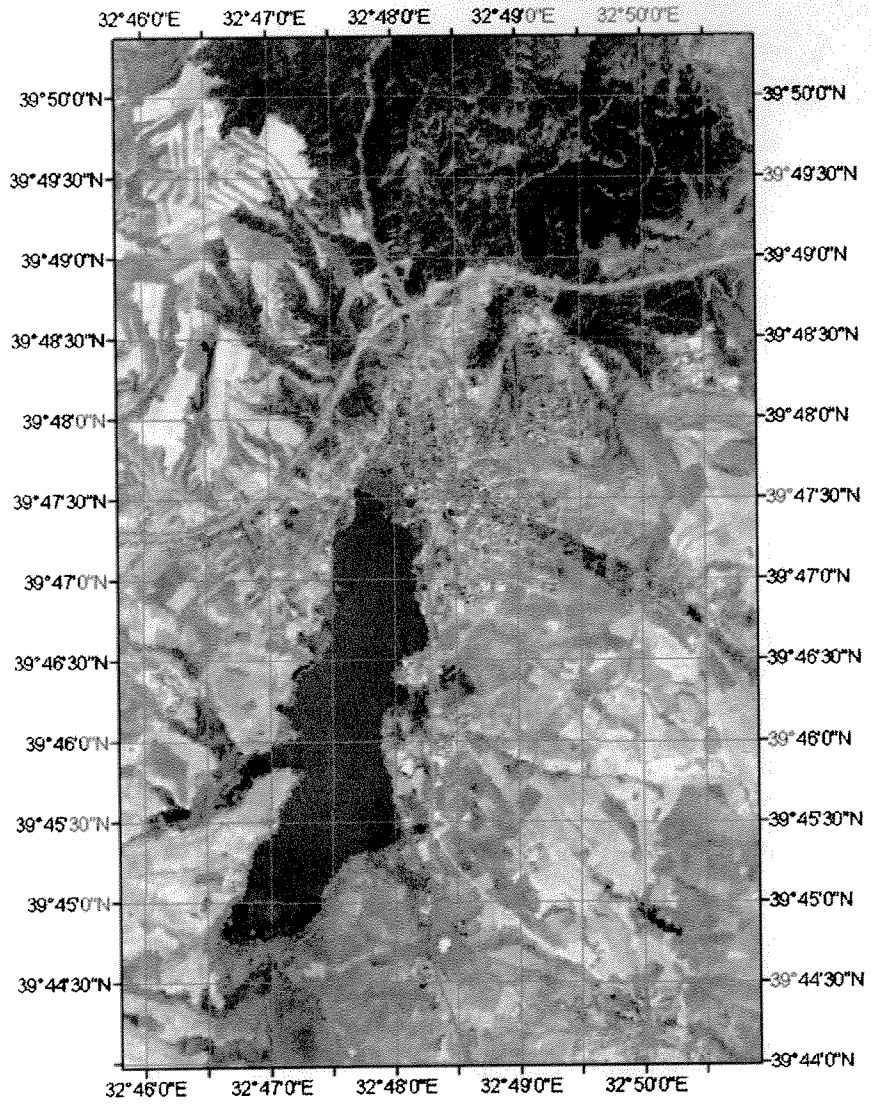
Bu çalışmada yüksek mekansal çözünürlükteki Quickbird ve IKONOS uydu görüntüleri ile orta mekansal çözünürlükteki Landsat ve Aster uydu görüntüleri kullanılmıştır. Çalışmada kullanılan tüm uydu görüntüleri Tablo 6'da listelenmiştir. Şekil 3-13'te bu görüntüler sunulmuştur. Tüm görüntüler doğru bant kombinasyonu (Kırmızı, Yeşil, Mavi) sunulmuştur, Aster görüntülerinde mavi bant bulunmadığından bu görüntüler yanlış renk kombinasyonu (Yakın Kızılötesi, Kırmızı, Yeşil) ile sunulmuştur. Uydu görüntülerinin çekildiği tarihler ile arazi çalışmaları arasındaki zaman farkının az olması uydu verileriyle yapılan çalışmaların doğruluğunu artırmaktadır (Wolter vd., 2005). Bu nedenle uydu görüntüleri temin edilirken göz önünde tutulması gereken bazı faktörler vardır. Eski yıllara ait verilerle çalışırken arşiv görüntüleriyle sınırlı olduğundan her zaman tarih farklılığının az olması sağlanamayabilir. İleri tarihli çalışmalar sırasında ise tarih görüntü ve arazi tarihlerinin farklılığını azaltmak için önceden uydunun geçeceği tarihler öğrenilip, bu bağlamda arazi tarihi belirlenir ve görüntü için iki-üç ay kadar bir zaman öncesinden sipariş verilir. Fakat, hava şartları (bulut, vb.) ve algılayıcılardan kaynaklanan problemlerden dolayı görüntü her zaman istenildiği tarihte çekilemeyebilir. Arazi çalışmalarının gerçekleştirilmesinin zamansal, ekonomik ve iş gücü bakımından zorluğu düşünüldüğünde, tekrarlanmalarının imkansızlığı açıktır. Bu nedenlerle iyi planlanmış arazi çalışmaları ve aylar öncesinden görüntünün çekilmesi için sipariş verilmiş olması, her zaman çalışmanın kusursuz işleyeceğini ve iyi sonuçlar vereceğini garanti etmemektedir. Bu çalışmada eski yıllar (2001, 2002, ve 2005) için arşiv görüntülerinden faydalanılmış fakat görüntülerle arazi çalışmalarının tarihleri farkı sorunu yaşanmıştır. 2006 yılında ise dört ay önceden arazi çalışması için planlama yapılmasına başlanmış ve görüntünün siparişi verilmiştir. Dört aylık süre zarfında, uydu görüntüsünü sağlayacak firmayla temasta kalınarak gerekli ayarlamalar ve değişiklikler programımıza uygulanmıştır. Buna rağmen görüntü çekiminde beş günlük bir gecikme meydana gelmiştir. Suiçi bitkilerinin Ağustos ayında maksimum büyümeye ulaşmaları ve bu nedenle arazi çalışmalarının Ağustos ayında gerçekleştirilmesi nedeniyle Ağustos ayı görüntülerine ihtiyaç duyulmaktadır. Bu da, Türkiye'nin bulunduğu iklim kuşağı nedeniyle bulutsuz görüntüler açısından çoklukla avantajlı bir durumdur, fakat istisna durumlarda olabilmektedir (bkz. Şekil 13, Landsat 2005 görüntüsü).

Tablo 6. Çalışmada kullanılan uydu görüntüleri.

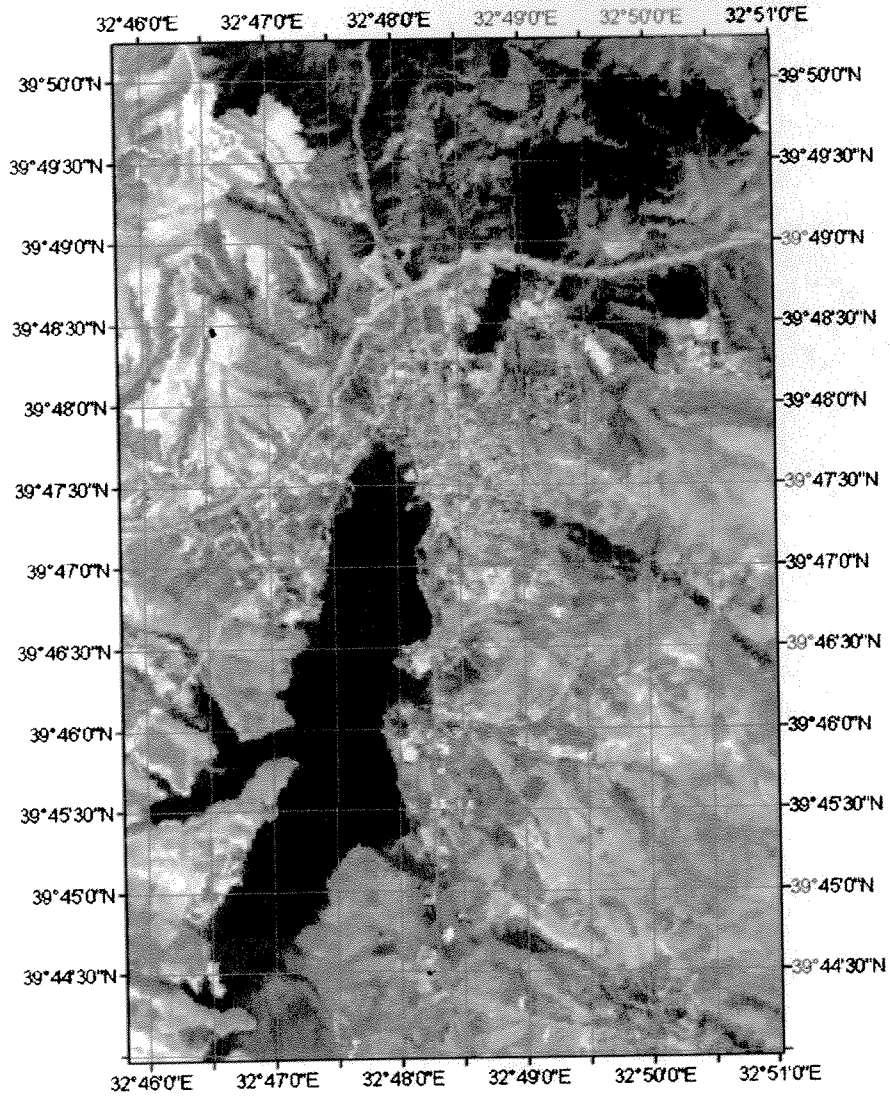
Uydu görüntüsü	Çekildiği tarih	Kapladığı alandaki göl
Landsat	18.09.2001	Mogan & Eymir
Landsat	21.09.2002	Mogan & Eymir
Landsat	20.08.2005	Mogan
Aster	26.07.2002	Mogan & Eymir
Aster	15.08.2005	Mogan & Eymir
IKONOS	04.08.2001	Eymir
IKONOS	04.08.2002	Mogan
Quickbird	06.08.2005	Mogan & Eymir
Quickbird	27.08.2006	Mogan & Eymir



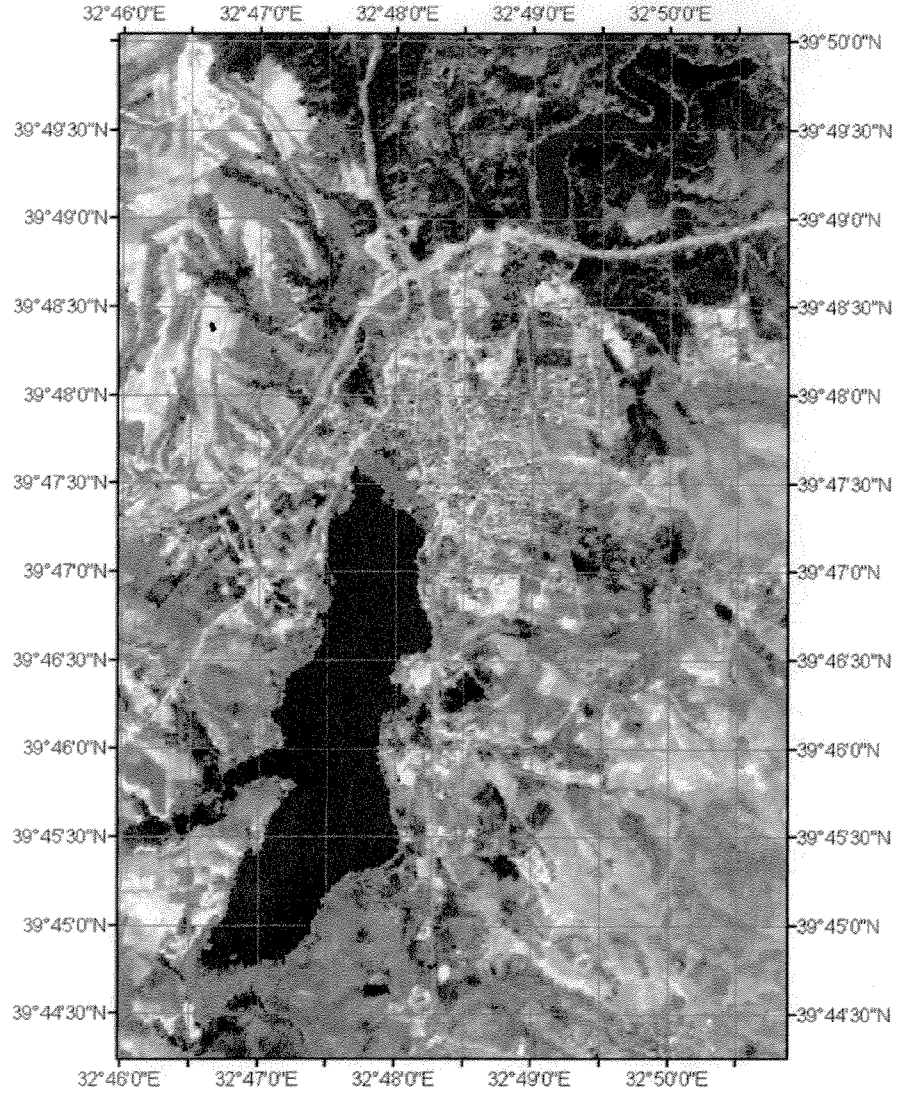
Şekil 3. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 18.09.2001 tarihli Landsat görüntüsü (RGB=3,2,1) .



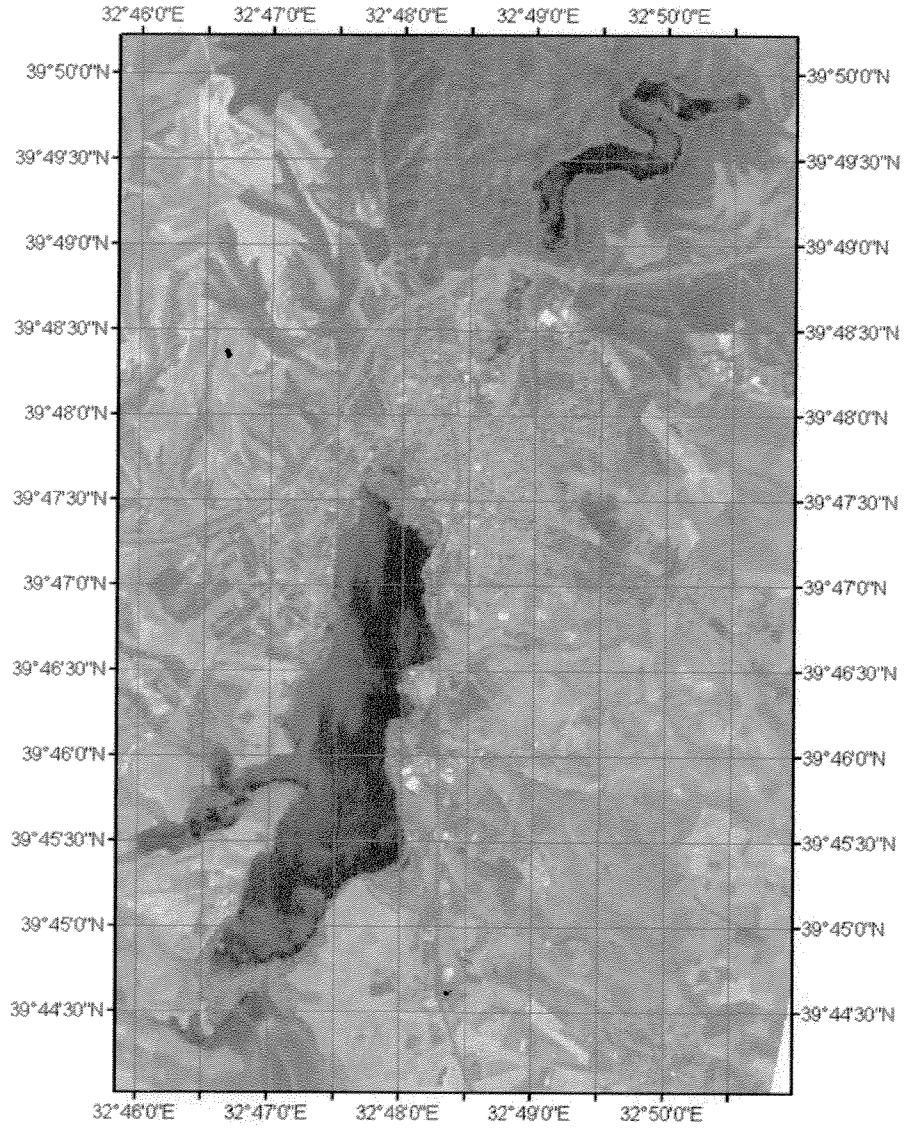
**Şekil 4.** Mogan ve Eymir Gölleri'nin 18.09.2001 tarihli pankromatik ile birleştirilmiş renkli Landsat görüntüsü (RGB=3,2,1).



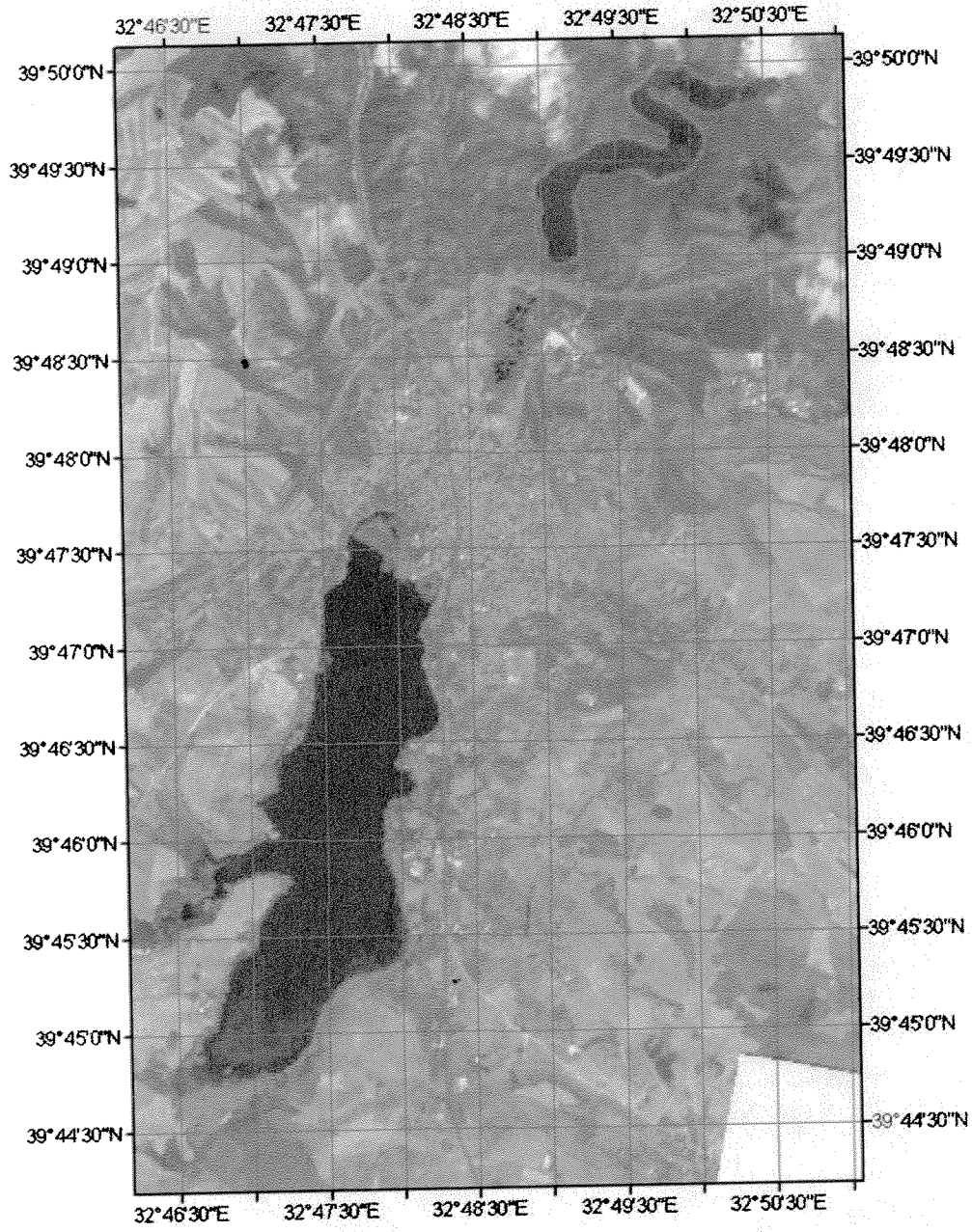
Şekil 5. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 21.09.2002 tarihli Landsat görüntüsü (RGB=3,2,1).



Şekil 6. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 21.09.2002 tarihli pankromatik ile birleştirilmiş renkli Landsat görüntüsü (RGB=3,2,1).

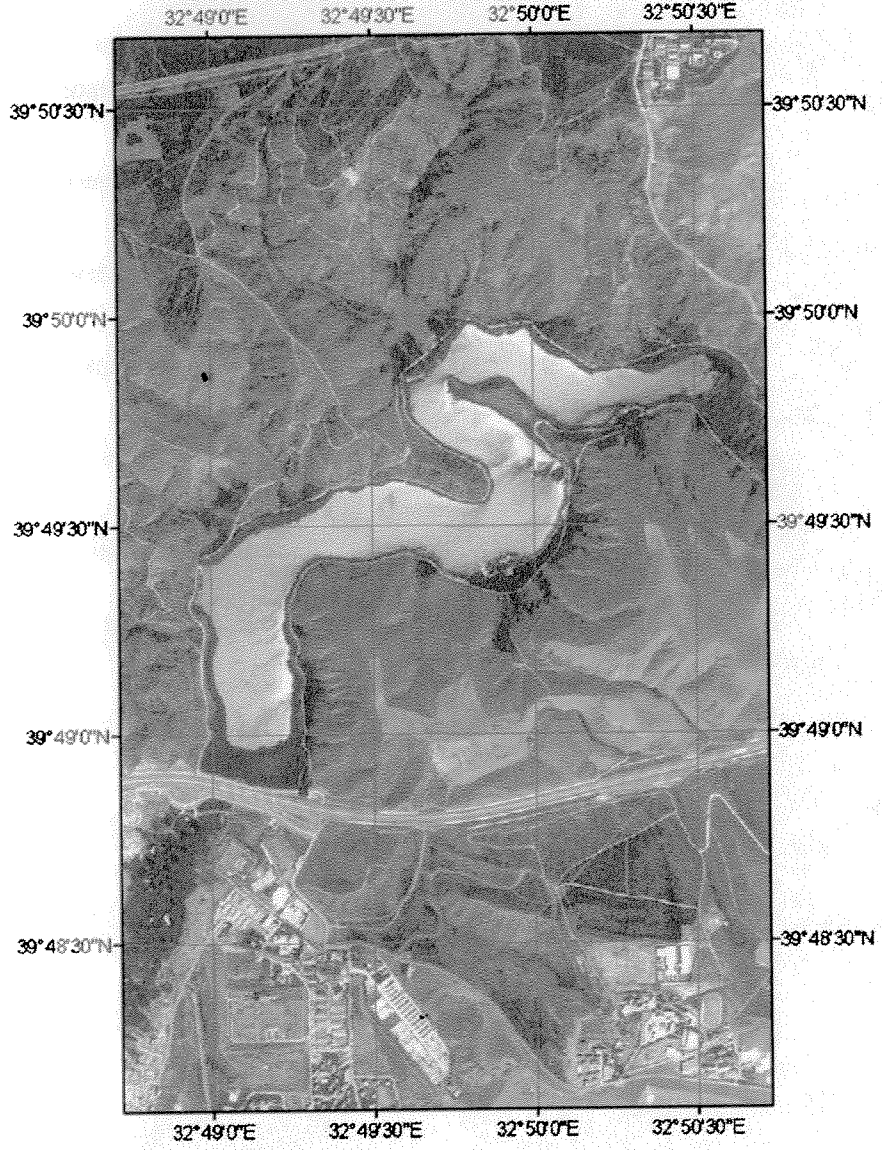


Şekil 7. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 26.07.2002 tarihli Aster görüntüsü (RGB=IR,R,G).

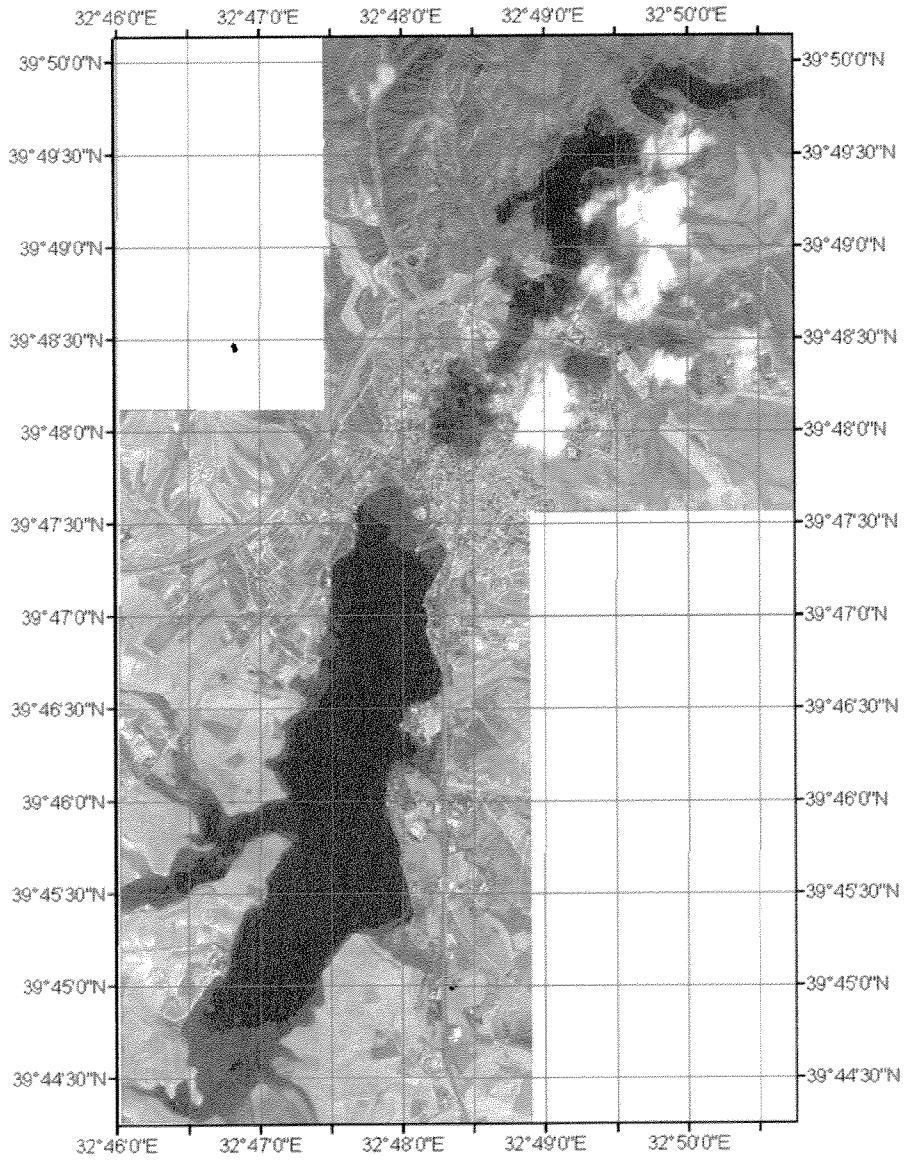


Şekil 8. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 15.08.2005 tarihli Aster görüntüsü (RGB=IR,R,G).

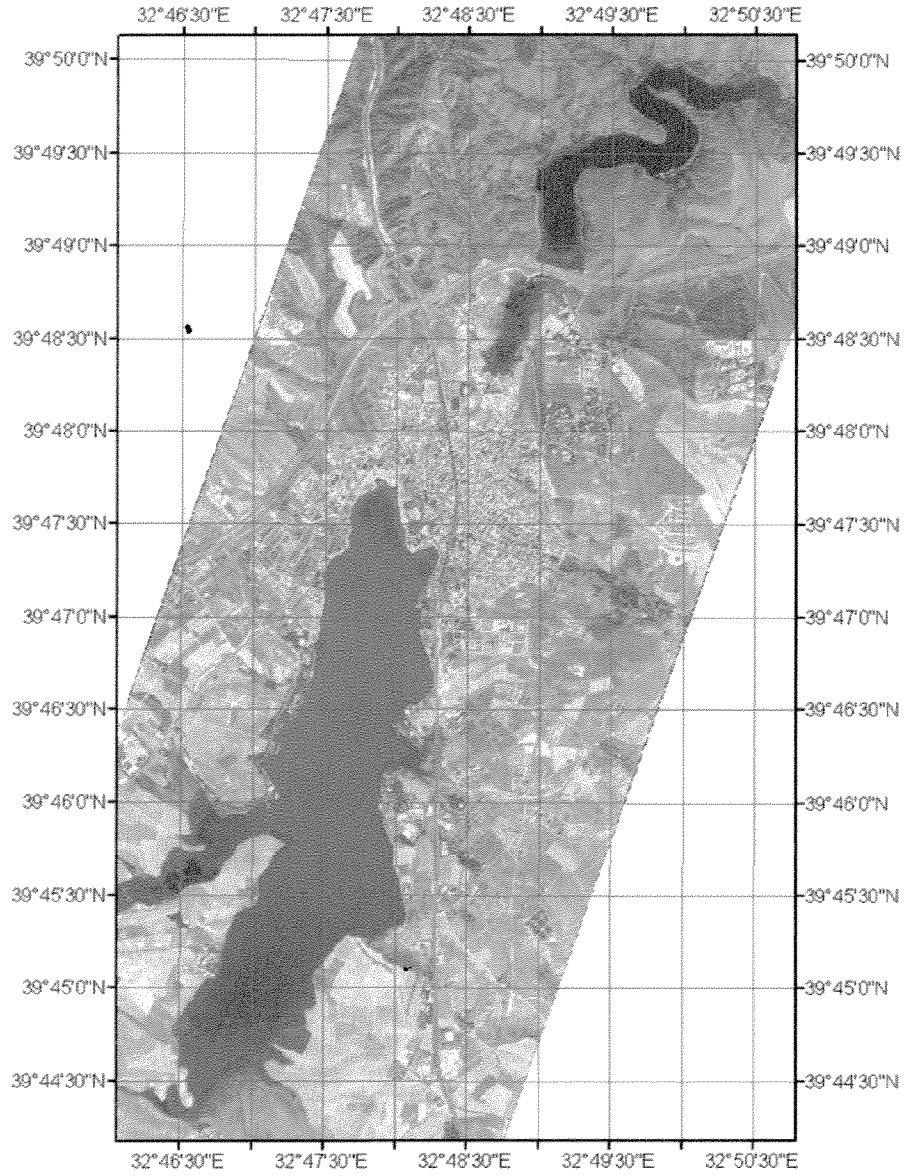




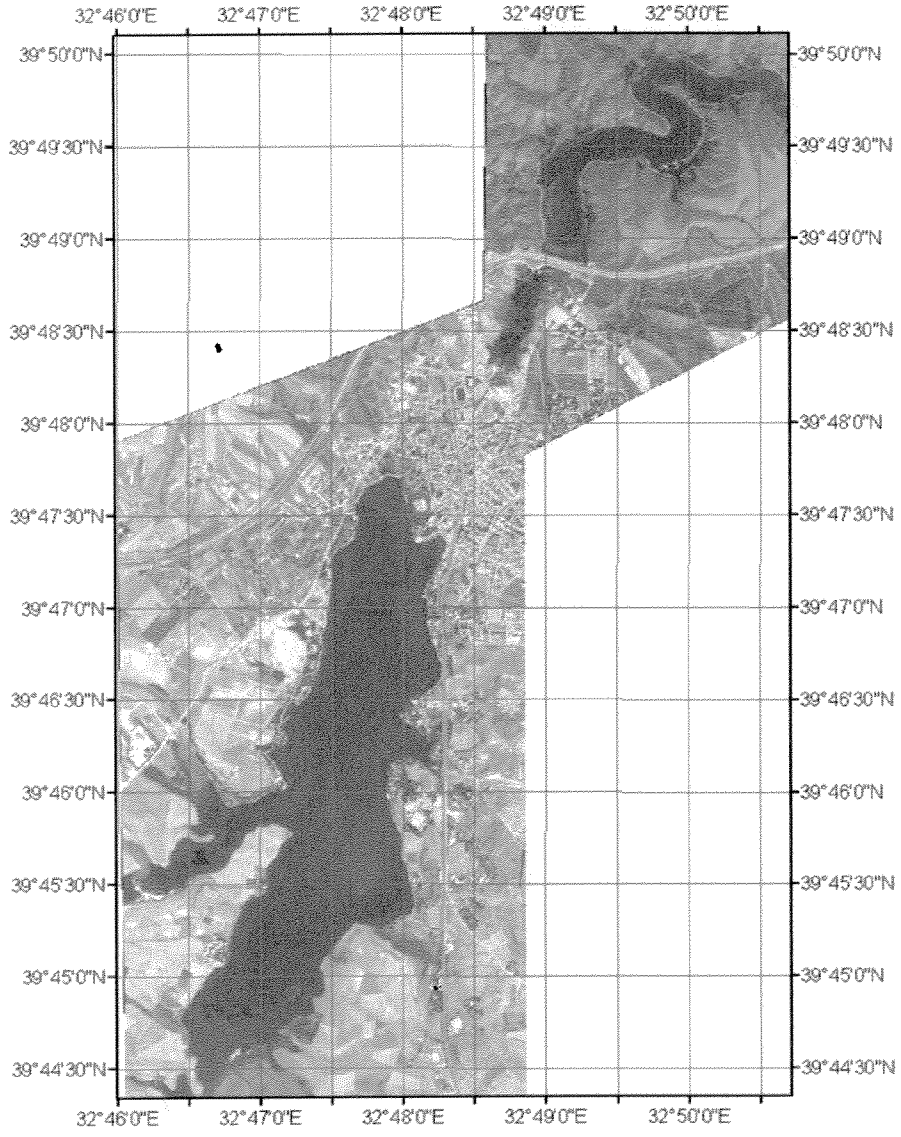
Şekil 9. Eymir Gölü'nün 04.08.2001 tarihli IKONOS görüntüsü (RGB=3,2,1).



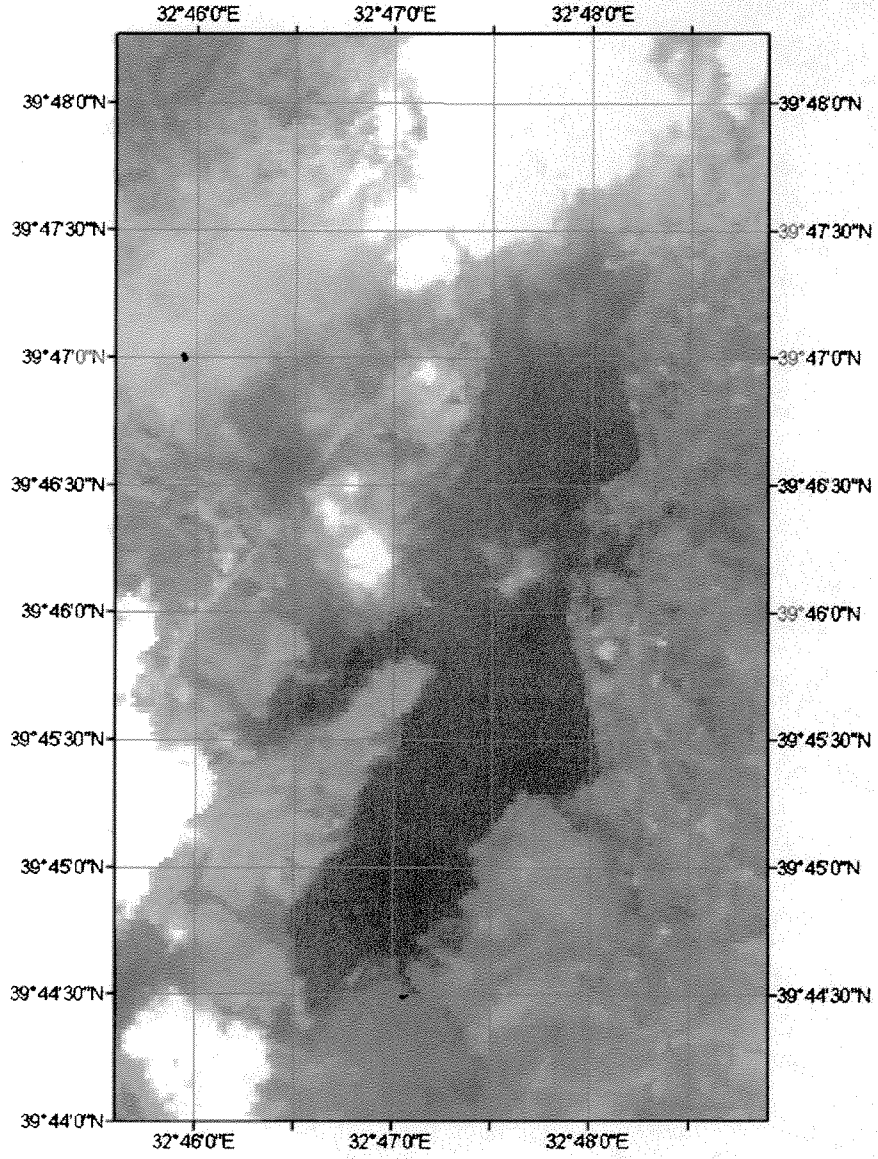
Şekil 10. Mogan Gölü'nün 04.08.2002 tarihli IKONOS görüntüsü (RGB=3,2,1).



Şekil 11. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 27.08.2006 tarihli Quickbird görüntüsü (RGB=3,2,1).



Şekil 12. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 06.08.2005 tarihli Quickbird görüntüsü (RGB=3,2,1).



Şekil 13. Mogan ve Eymir Gölleri'nin 20.08.2005 tarihli Landsat görüntüsü (RGB=3,2,1).

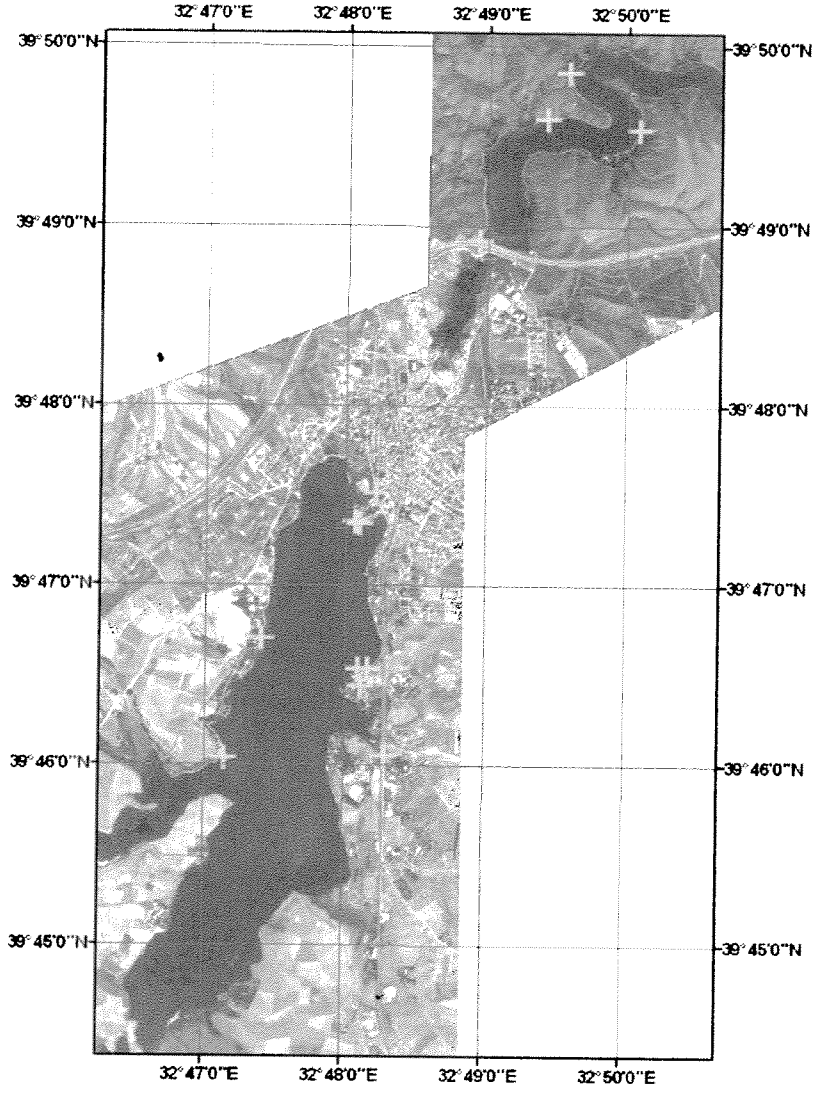
### 3.3. Yöntem

#### 3.3.1. Uydu Görüntülerinin Geometrik Olarak Düzeltilmesi

Uydu görüntülerinin yer kontrol noktaları yardımıyla geometrik olarak düzeltilmesi, görüntülerdeki geometrik kaymaların düzeltilmesine olanak sağlar. Bu çalışmada 13 yer kontrol noktası toplanmıştır (Şekil 14). Yer kontrol noktalarının toplanması sırasında, noktaların doğruluğunu artırmak için iki GPS (Global Positioning System) aleti (Magellan 315 ve Garmin III Plus) kullanılmıştır. Ölçülen 13 yer kontrol noktalarından bazıları karşılaştırma amacıyla Tablo 7'de sunulmuştur. Uydu görüntülerinin geometrik olarak düzeltilmesinde, relatif doğruluğu artırmak için arazi çalışmalarında da kullanılan GPS aleti olduğu için Magellan 315 GPS aleti ile ölçülen yer kontrol noktaları kullanılmıştır. Magellan 315 GPS aletinin genel doğruluğu ise  $\pm 2$  metredir. 13 yer kontrol noktası kullanılarak ilk olarak 6 Ağustos 2005 tarihli Quickbird görüntüsünün geometrik düzeltilmesi yapılmış ve diğer tüm görüntüler de sahip-köle (image-to-image registration) metoduyla Quickbird görüntüsüne göre düzeltilmişlerdir. Tüm uydu görüntülerinin geometrik düzeltilmesi sonucu elde edilen RMS hata değerleri Tablo 8'de verilmektedir.

Table 7. İki GPS aleti ile ölçülen yer kontrol noktalarının bazıları (Projeksiyon sistemi: UTM Zon 36, datum: European 1950).

GPS aleti Yer Kontrol noktaları	Magellan 315		Garmin III Plus	
	Doğu koordinatı	Kuzey koordinatı	Doğu koordinatı	Kuzey koordinatı
1	483304	4402050	483306	4402050
2	484246	4407349	484249	4407357
3	483027	4402759	483028	4402760
4	483068	4402763	483070	4402763
5	484936	4408601	484943	4408616
6	485155	4409081	485162	4409095



Şekil 14. Yer kontrol noktalarının 6 Ağustos 2005 tarihli Quickbird (RGB=3,2,1) görüntüsü üzerindeki dağılımı.

Tablo 8. Uydu görüntülerinin geometrik düzeltilmesinde elde edilen RMS hata değerleri

Uydu Görüntüsü	Çekildiği tarih	X RMS hatası (piksel)	Y RMS hatası (piksel)	Toplam RMS Hatası (piksel)
Landsat	18.09.2001	0.29	0.22	0.36
Landsat (pankromatikle birleştirilmiş renkli)	18.09.2001	0.20	0.33	0.39
Landsat	21.09.2002	0.20	0.24	0.31
Landsat (pankromatikle birleştirilmiş renkli)	21.09.2002	0.15	0.22	0.27
Landsat	20.08.2005	0.28	0.13	0.31
Aster	26.07.2002	0.21	0.26	0.33
Aster (çerçeve 1)	15.08.2005	0.09	0.16	0.18
Aster (çerçeve 2)	15.08.2005	0.12	0.09	0.15
IKONOS	04.08.2001	0.44	0.25	0.51
IKONOS	04.08.2002	0.30	0.26	0.40
Quickbird	06.08.2005	0.31	0.46	0.55
Quickbird	27.08.2006	0.09	0.09	0.13

### 3.3.2. Göl Sınırlarının ve Sazlık Alanlarının Sayısallaştırılması

Sulakalan kara sınırları ve sazlık alanların sınırları geometrik olarak düzeltilen IKONOS 2001 (Eymir Gölü), IKONOS 2002 (Mogan Gölü), Quickbird 2005 ve Quickbird 2006 görüntüleri altlık olarak kullanılarak sayısallaştırılmıştır. Elde edilen poligon geometrisine sahip vektör formatındaki veriler daha sonra sınıflandırma çalışmalarında çeşitli maskelerin oluşturulmasında kullanılmıştır.

### 3.3.3. Suüstü Bitkilerinin Sınıflandırılması

Suüstü bitkilerinin, sazlar (*Phragmites australis*), sınıflandırılması için tüm görüntülere fuzzy k-means kontrolsüz sınıflandırma tekniği uygulanmıştır. Sınıflandırmalar sırasında Quickbird ve IKONOS görüntülerinin tüm bantları (Mavi (0.45-0.52  $\mu\text{m}$ ), Yeşil (0.52-0.60  $\mu\text{m}$ ), Kırmızı (0.63-0.69  $\mu\text{m}$ ) ve Yakın Kızılötesi (0.76-0.90  $\mu\text{m}$ ) bantları) kullanılmıştır. Aster görüntülerinin ilk üç bantı (Yeşil (0.45-0.60  $\mu\text{m}$ ), Kırmızı (0.63-0.69  $\mu\text{m}$ ) ve Yakın Kızılötesi (0.76-0.86  $\mu\text{m}$ ) bantları) kullanılırken, Landsat görüntülerinin sadece ilk dört bantı (Mavi (0.45-0.52  $\mu\text{m}$ ), Yeşil (0.52-0.60  $\mu\text{m}$ ), Kırmızı (0.63-0.69  $\mu\text{m}$ ) ve Yakın Kızılötesi (0.76-0.90  $\mu\text{m}$ ) bantları) kullanılmıştır. Bant aralıklarıyla ilgili detaylı bilgiler Tablo 2'de sunulmuştur.

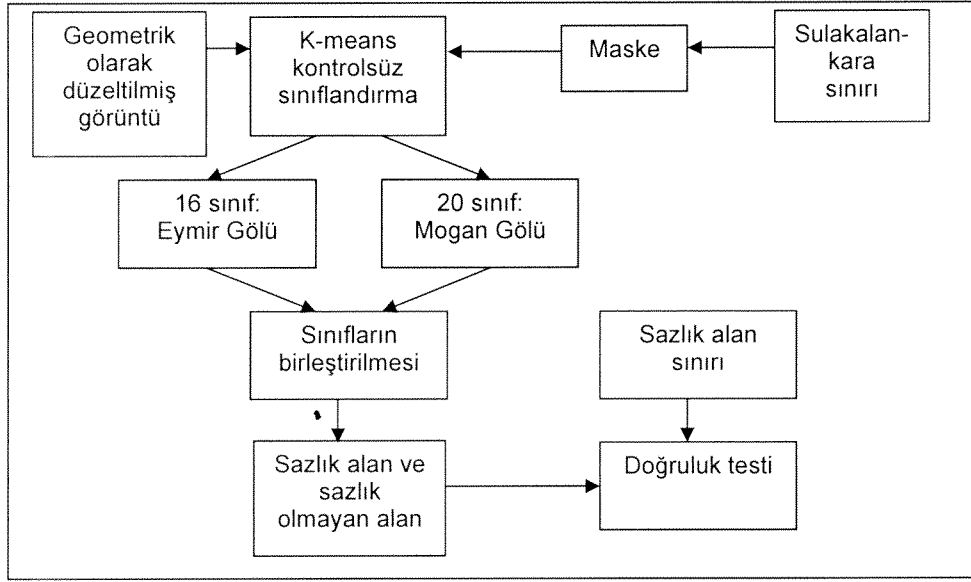


Sınıflandırma sırasında kullanılan metodoloji Şekil 15'te özetlenmiştir. Mogan Gölü'ne ait olan görüntüler 20 sınıfa, Eymir Gölüne ait olan görüntülerse 16 sınıfa göre sınıflandırılmıştır. Sınıflandırmalarda sayısallaştırılan sulakalan-kara sınırlarından elde edilen maskeler sadece sulakalanlardan oluşan görüntüler elde etmek için kullanılmıştır. Daha sonra, sınıflar arasındaki spectral benzerlikler kullanılarak, sınıflar 'sazlık alan' ve 'sazlık olmayan alan' olarak birleştirilmiş ve doğruluk testi yapılmıştır.

#### **3.3.4. Suüstü Bitkilerinin Kapladığı Alandaki Değişimin Belirlenmesi**

Sulakalanlar gibi doğal ekosistemlerdeki değişimlerin tesbiti ve izlenmesinin önemi büyüktür ve sayısal değişim tesbiti metodları da bu amaçlar için önemli faydalar sağlayabilecek potansiyele sahiptir (Coppin ve Bauer, 2006). Çalışmanın bu kısmında sınıflandırılmış Quickbird, IKONOS ve Aster görüntüleri kullanılmış ve piksel olarak görüntüler karşılaştırılarak (sınıflandırma sonrası karşılaştırma değişim tesbit metodu) değişim matrisleri oluşturulmuştur. Oluşturulan değişim matrisleri şöyledir:

- Quickbird 2006 Mogan Gölü Görüntüsü ile Quickbird 2005 Mogan Gölü Görüntüsü
- Quickbird 2006 Eymir Gölü Görüntüsü ile Quickbird 2005 Eymir Gölü Görüntüsü
- Quickbird 2005 Mogan Gölü Görüntüsü ile IKONOS 2002 Mogan Gölü Görüntüsü
- Quickbird 2005 Eymir Gölü Görüntüsü ile IKONOS 2001 Eymir Gölü Görüntüsü
- Aster 2005 Mogan Gölü Görüntüsü ile Aster 2002 Mogan Gölü Görüntüsü
- Aster 2005 Eymir Gölü Görüntüsü ile Aster 2002 Eymir Gölü Görüntüsü

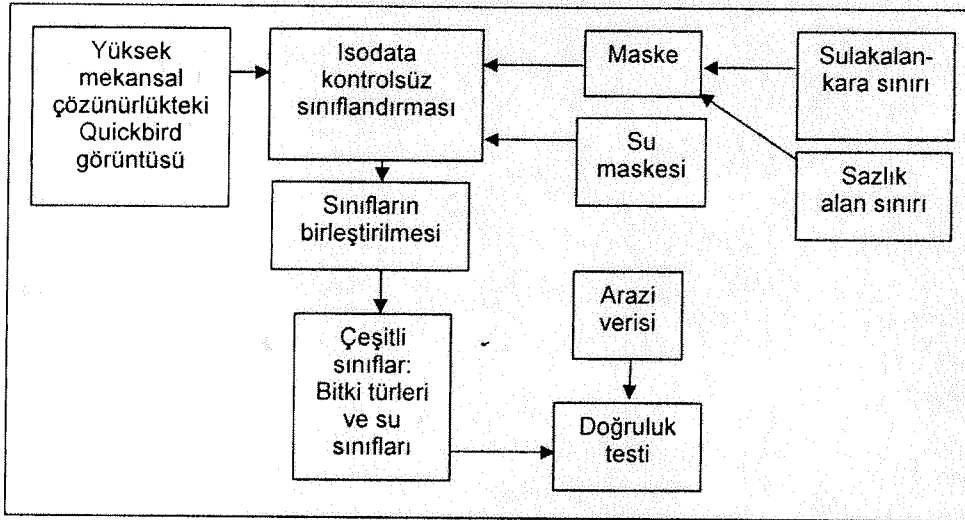


Şekil 15. Suüstü bitkilerinin sınıflandırılmasında kullanılan metodoloji.

### 3.3.5. Suiçi Bitkilerinin Sınıflandırılması

Bu sınıflandırmada yüksek mekansal çözünürlüklü Quickbird 2005 ve 2006 Mogan Gölü görüntüleri kullanılmıştır ve metodolojisi Şekil 16'da özetlenmiştir. Suiçi bitkilerinin sınıflandırılmasının sadece Mogan Gölü'nde gerçekleştirilmesinin sebebi detaylı bilgi sağlayabilecek yüksek mekansal çözünürlüklü Quickbird görüntülerinin ait olduğu 2005 ve 2006 yıllarında Eymir Gölü'nde suiçi bitkisi bulunmamasıdır (Tablo 5). Bu bağlamda, ilk olarak su içi bitkilerini sınıflandırabilmek için karasal ve sazlık (suüstü bitkisi) alanlar maskelenmiştir. Ayrıca, Yeşil(Bant-2)>Kırmızı(Bant-3)>Yakın-Kızılötesi(Bant-4) ve Bant-4<Bant-4<sub>eşik</sub> yaklaşımı uygulanarak oluşturulan bir su maskesi kullanılmıştır. NIR<sub>eşik</sub> değerleri 2005 yılında 80, 2006 yılında ise 95 olarak kullanılmıştır. Daha sonra maskelenmeyen göl alanı için 2005 yılında 50 ve 2006 yılında ise 100 isodata sınıfına göre kontrolsüz sınıflandırma gerçekleştirilmiştir. İso data sınıflarının spectral benzerliklerine göre birleştirilmesinde iki farklı yaklaşım izlenmiştir. İlk yaklaşımda sınıfların su ve suiçibitkisi olarak iki sınıfa birleştirilmesi yönündedir. Bu yaklaşım suiçi bitkilerinin yüzey kaplama yüzdesinin uydu görüntüleriyle belirlenmesinin doğruluğunu test etmektedir. İkinci yaklaşım da ise suiçi bitkilerinin uydu görüntüleriyle tür düzeyinde tanımlanması hedeflenmektedir. 2005 yılında isodata sınıfları 5 sınıf için gruplanmıştır: maksimum derinliğin Secchi derinliğinin 2 katından büyük olduğu su; maksimum derinliğin Secchi derinliğinin 2 katından küçük olduğu

su; *Potamogeton pectinatus*, yüzeydeki *Najas* spp. ve yüzey altındaki *Najas* spp. Secchi derinliğinin maksimum derinliğin yarısından büyük olduğu bölgeler gerek bizim çalışmalarımızda gerekse literatürde (Kloiber vd., 2002) farklı bir yaklaşıma tabi tutulmuştur. Bu özelliğe sahip alanların dipten gelen yansımadan etkilendiği düşünülmektedir. *Najas* sp. türleri hem yüzeyde hem de yüzey altında yoğun olarak gözlemlenmiştir. Bu sebeple yüzeydeki ve yüzey altındaki *Najas* spp. topluluklarının da birbirlerinden farklı yansıma göstereceği düşünülmüştür. 2006 yılı içinse azalan göl içi çeşitliliğinden ötürü isodata sınıfları sadece üç sınıfa göre birleştirilmiştir: Su, *P. pectinatus* ve *Najas* spp. Daha sonra her iki yaklaşıma göre elde edilen sonuçlar için 2005 ve 2006 yıllarının Ağustos ayında yapılan arazi çalışmasında üretilen arazi verileri baz alınarak doğruluk testleri yapılmıştır. Suiçi bitkilerinin yüzey kaplama yüzdesi % 30'un altındaysa seyrek yoğunluktaki bitki olarak kabul görür. Çalışmamızda % 30'dan az bitki yoğunluğu olan bölgelerde su karakteriyle karışmalar gözlemlendiğimizden bu bölgeler su olarak kabul edilmiştir. Ayrıca doğruluk testinde kullanılan noktaların çevrelerindeki 9 piksel de değerlendirmeye alınmıştır. Bu yaklaşımda da arazi koşullarının yaratabileceği sapmanın etkisinin azaltılması hedeflenmiştir.



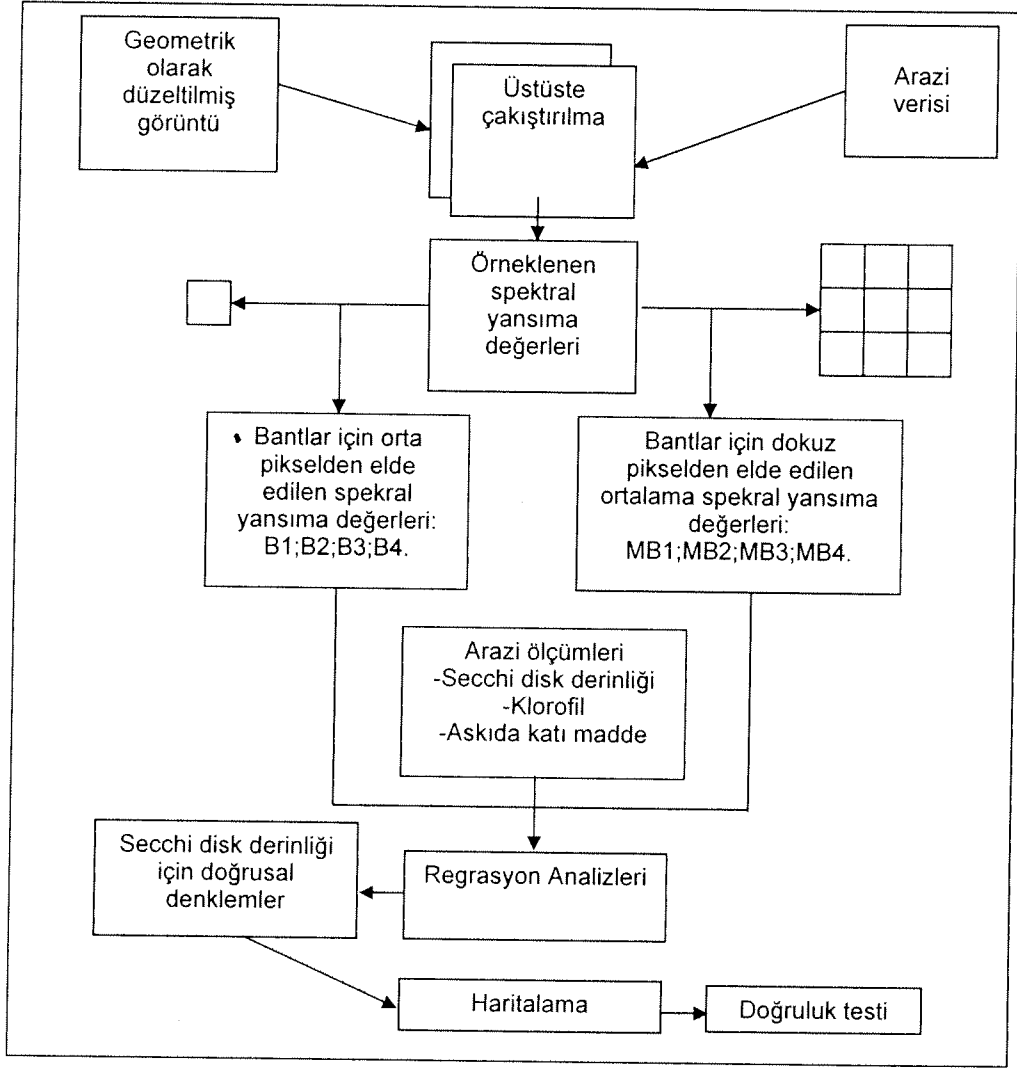
Şekil 16. Suiçi bitkilerinin sınıflandırılmasında kullanılan metodoloji.

### 3.3.6. Uydu Verilerinden Su Kalitesi Parametrelerinin (Su Berraklığı, Klorofil-a, Askıda Katı Madde) Belirlenmesi

Örnekleme noktalarıyla çakışan piksellerin spektral yansımaya değerleri okunmuştur. Ayrıca örnekleme noktası etrafındaki en yakın dokuz pikselinde spektral yansımaya değerleri de 3X3'lük bir çerçeve kullanılarak okunmuş ve ortalaması alınmıştır. Spektral yansımaya değerlerinin okunmasında ve sonrasında kullanılan metodoloji Şekil 17'de sunulmaktadır.

Su berraklığı tahminlerinde örnekleme noktalarındaki maksimum derinlik farklılıklarının etkisini azaltmak için maksimum derinliğin (MD) Secchi disk derinliğinin (SDD) iki katından büyük ( $MD > 2 \times SDD$ ) olduğu noktalardaki SDD değerleri kullanılmıştır, fakat 2006 yılında söz konusu farklılıklara rastlanılmadığından bu yaklaşım uygulanmamıştır. 2005 yılı Quickbird görüntülerinin su berraklığı ile olan ilişkisinde yüksek korelasyon sağlayan bant değerleri üzerinden indeks geliştirme çalışmaları başlamıştır. Bu amaçla tüm görüntülerin regrasyon analizleri sonucunda elde edilen korelasyon değerleri doğrultusunda, en yüksek korelasyon değerini sağlayan bant ve bant oranları ile Secchi disk derinliğinin (SDD) doğal logaritması arasındaki ilişki için denklemler geliştirilmiştir. Daha sonra bu denklemler en yüksek korelasyon değerlerinin elde edildiği denklemler için haritalanmıştır. Daha sonra bu haritaların 2006 yılına ait olanları için filtre uygulanmıştır. Filtre uygulanmasındaki amaç ilgili parametrelerin mekansal dağılım özelliğinin korunmasını sağlamaktır. Ayrıca ters mesafe ağırlığı (inverse distance weighted) intropolasyon tekniğiyle elde edilen haritalar da hazırlanmış ve karşılaştırmaları yapılmıştır.

Klorofil-a ve askıda katı madde parametreleri için 2006 yılında göllerden su örnekleri alınmış ve laboratuvar analizleri yapılmıştır. Laboratuvar analizleri için elde edilen değerler uydu görüntülerinden pikseller için elde edilen spektral yansımaya değerleri ile karşılaştırılmış ve Pearson korelasyon değerleri bantlar ve bant oranları için araştırılmıştır.



Şekil 17. Spektral yansımada değerlerinin okunmasında kullanılan metodoloji.

## BÖLÜM 4

### BULGULAR

#### 4.1. Suüstü Bitkilerinin Sınıflandırılması

Tablo 9'da, çalışmada kullanılan tüm uydu görüntülerinin suüstü bitkileri için kontrolsüz sınıflandırmasından elde edilen genel doğruluk değerleri verilmektedir.

Tablo 9. Sınıflandırılmış görüntülerin genel doğruluk değerleri.

Sınıflandırılmış Görüntü	Genel Doğruluk	% 95 Güven Aralığı
Quickbird 2005 Mogan Gölü	% 94.685	% 92.636 - % 96.734
Quickbird 2005 Eymir Gölü	% 94.336	% 92.236 - % 96.436
Quickbird 2006 Mogan Gölü	% 95.490	% 93.591 - % 97.389
Quickbird 2006 Eymir Gölü	% 97.200	% 95.654 - % 98.746
IKONOS 2001 Eymir Gölü	% 90.820	% 88.222 - % 93.419
IKONOS 2002 Mogan Gölü	% 93.359	% 91.105 - % 95.614
Aster 2002 Mogan Gölü	% 86.914	% 83.895 - % 89.933
Aster 2002 Eymir Gölü	% 74.414	% 70.537 - % 78.291
Aster 2005 Mogan Gölü	% 92.194	% 89.674 - % 94.715
Aster 2005 Eymir Gölü	% 77.117	% 73.064 - % 81.170
Landsat 2001 Mogan Gölü	% 83.008	% 79.657 - % 86.359
Landsat Merged 2001 Mogan Gölü	% 81.055	% 77.563 - % 84.547
Landsat 2001 Eymir Gölü	% 77.539	% 73.827 - % 81.252
Landsat Merged 2001 Eymir Gölü	% 72.461	% 68.494 - % 76.428
Landsat 2002 Mogan Gölü	% 80.078	% 76.521 - % 83.636
Landsat Merged 2002 Mogan Gölü	% 87.109	% 84.109 - % 90.110
Landsat 2002 Eymir Gölü	% 76.172	% 72.384 - % 79.960
Landsat Merged 2002 Eymir Gölü	% 70.508	% 66.460 - % 74.555
Landsat 2005 Mogan Gölü	% 85.845	% 82.446 - % 89.224

#### 4.2. Suüstü Bitkilerinin Kapladığı Alandaki Değişimin Belirlenmesi

Eymir ve Mogan Gölleri'ndeki suüstü bitki kaplama alanındaki, 2002 ve 2005 yılları ile 2005 ve 2006 yılları arasındaki, değişimi gösteren matrisler Tablo 10-15 arasında şekiller ise Şekil 18 ve 19'da sunulmaktadır. Mogan gölünde 2002-2005 yılları arasında özellikle gölün batı kıyısında halkın kullanımına açmak için sazlar yoğun olarak kesilmişti. Ve değişimi gösteren görüntülerde ve matrislerde bu miktar 2002-2005 yılları arasında 23 hektar olarak tesbit edilmişti. Eymir Gölü'nde ise sazlık alanlarda insan kaynaklı herhangi bir değişim

olmadığından, önemli bir değişim gözlenmesi beklenmemiştir ve beklendiği gibi 2001-2005 yılları arasında yüksek mekansal çözünürlüklü görüntülerle önemli bir değişim gözlenmemiştir. Fakat orta mekansal çözünürlüklü görüntülerden 8 hektarlık bir değişim tesbit edilmiştir. Ortaya çıkan bu farklılığın Eymir Gölü'nün Mogan Gölü'ne kıyasla daha küçük yüzey alanı ve aynı zamanda sahip olduğu kıvrımlı şeklinden kaynaklanıyor olabileceği söylenmiştir. Çünkü, dar bir alandaki kara-sulakalan ve suüstü bitkisi-su gibi geçişlerde spektral yansıma değerlerinde karışıklıklar meydana gelmekte olup, 15 m mekansal çözünürlüğe sahip olan Aster görüntüleri de bu geçişleri belirlemede yetersiz kalmıştır.

Tablo 10. Mogan Gölü'ndeki sazlık alanlar için 2002 ile 2005 yılları arasındaki değişimi gösteren, orta mekansal çözünürlüklü Aster görüntülerinden elde edilen matris.

Mogan Gölü (hektar)		Aster 2005 görüntüsü			
		Saz	Saz değil	Sınıflandırma dışı	Toplam
<b>Aster 2002 görüntüsü</b>	Saz	84.2	18.5	12.3	115.0
	Saz değil	20.3	566.5	4.7	591.5
	Sınıflandırma dışı	5.1	3.0		
	Toplam	109.6	588.1		

Tablo 11. Mogan Gölü'ndeki sazlık alanlar için 2002 ile 2005 yılları arasındaki değişimi gösteren, yüksek mekansal çözünürlüklü IKONOS (2002) ve Quickbird (2005) görüntülerinden elde edilen matris.

Mogan Gölü (hektar)		Quickbird 2005 görüntüsü			
		Saz	Saz değil	Sınıflandırma dışı	Toplam
<b>IKONOS 2002 görüntüsü</b>	Saz	85.7	23.3	5.8	114.8
	Saz değil	34.0	566.5	6.3	606.8
	Sınıflandırma dışı	2.4	2.4		
	Toplam	122.1	592.1		

Tablo 12. Mogan Gölü'ndeki sazlık alanlar için 2005 ile 2006 yılları arasındaki değişimi gösteren, yüksek mekansal çözünürlüklü Quickbird görüntülerinden elde edilen matris.

Mogan Gölü (hektar)		Quickbird 2006 görüntüsü			
		Saz	Saz değil	Sınıflandırma dışı	Toplam
<b>Quickbird 2006 görüntüsü</b>	Saz	102.9	18.4	0.8	122.1
	Saz değil	14.3	576.3	1.5	592.1
	Sınıflandırma dışı	3.9	2.5		
	Toplam	120.1	616.2		

Tablo 13. Eymir Gölü'ndeki sazlık alanlar için 2002 ile 2005 yılları arasındaki değişimi gösteren, orta mekansal çözünürlüklü Aster görüntülerinden elde edilen matris.

Eymir Gölü (hektar)		Aster 2005 görüntüsü			
		Saz	Saz değil	Sınıflandırma dışı	Toplam
<b>Aster 2002 görüntüsü</b>	Saz	15.8	10.6	3.4	29.7
	Saz değil	5.0	95.8	0.9	101.7
	Sınıflandırma dışı	1.1	0.7		
	Toplam	21.9	107.1		

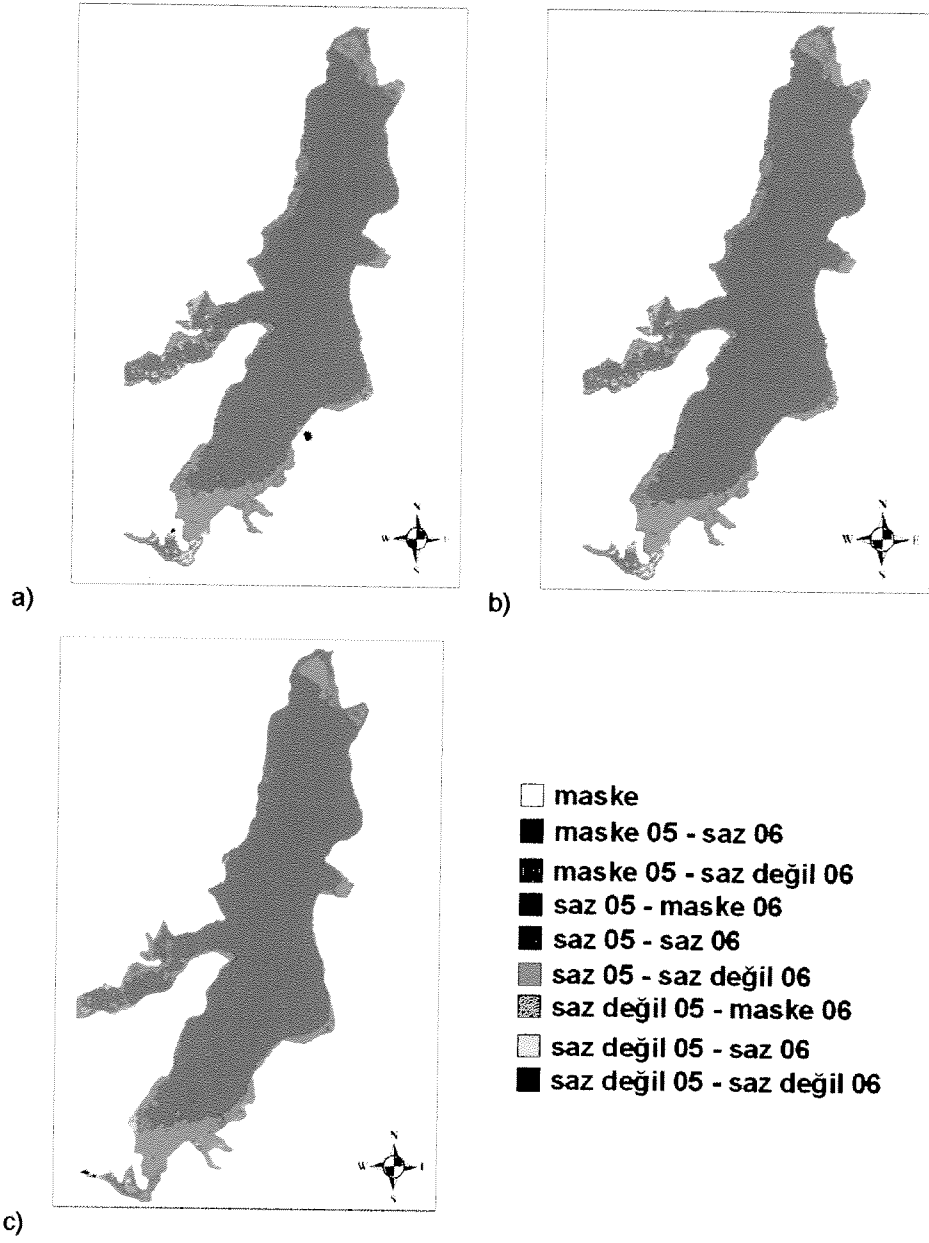
Tablo 14. Eymir Gölü'ndeki sazlık alanlar için 2001 ile 2005 yılları arasındaki değişimi gösteren, orta mekansal çözünürlüklü Aster görüntülerinden elde edilen matris.

Eymir Gölü (hektar)		Quickbird 2005 görüntüsü			
		Saz	Saz değil	Sınıflandırma dışı	Toplam
<b>IKONOS 2001 görüntüsü</b>	Saz	20.7	1.5	2.2	24.4
	Saz değil	2.9	103.2	0.4	106.5
	Sınıflandırma dışı	1.0	0.1		
	Toplam	24.6	104.8		

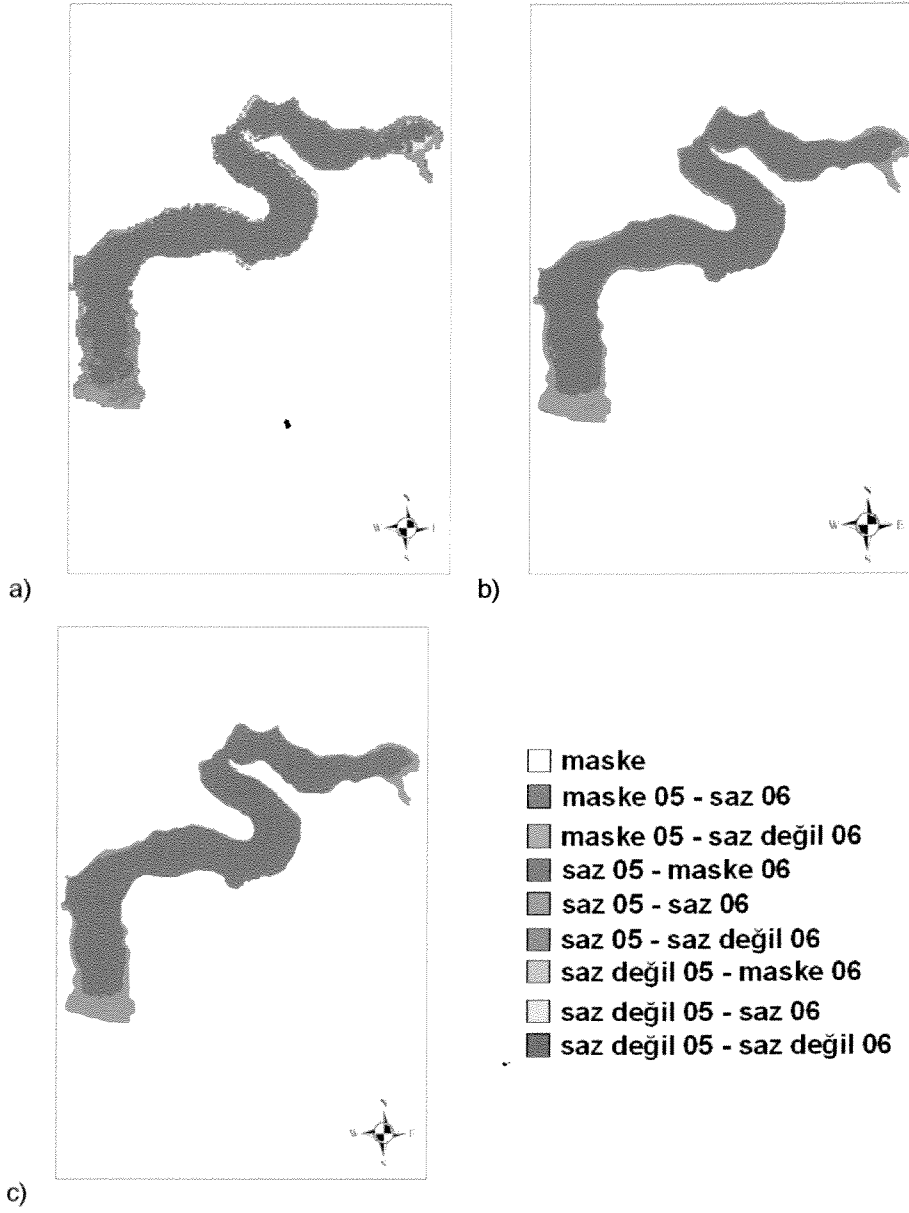
Tablo 15. Eymir Gölü'ndeki sazlık alanlar için 2005 ile 2006 yılları arasındaki değişimi gösteren matris.

Lake Eymir (hektar)		Quickbird 2006 görüntüsü			
		Saz	Saz değil	Sınıflandırma dışı	Toplam
<b>Quickbird 2005 görüntüsü</b>	Saz	23.1	1.0	5.5	29.6
	Saz değil	1.3	103.3	0.3	104.9
	Sınıflandırma dışı	3.3	0		
	Toplam	27.7	104.3	5.8	





Şekil 18. a) Aster 2005 ve Aster 2002, b) Quickbird 2005 ve IKONOS 2002, c) Quickbird 2006 ve Quickbird 2005 görüntülerinin karşılaştırılmasından elde edilen Mogan Gölü'ndeki sazlık alanlardaki değişimi göstermekte olan görüntü.



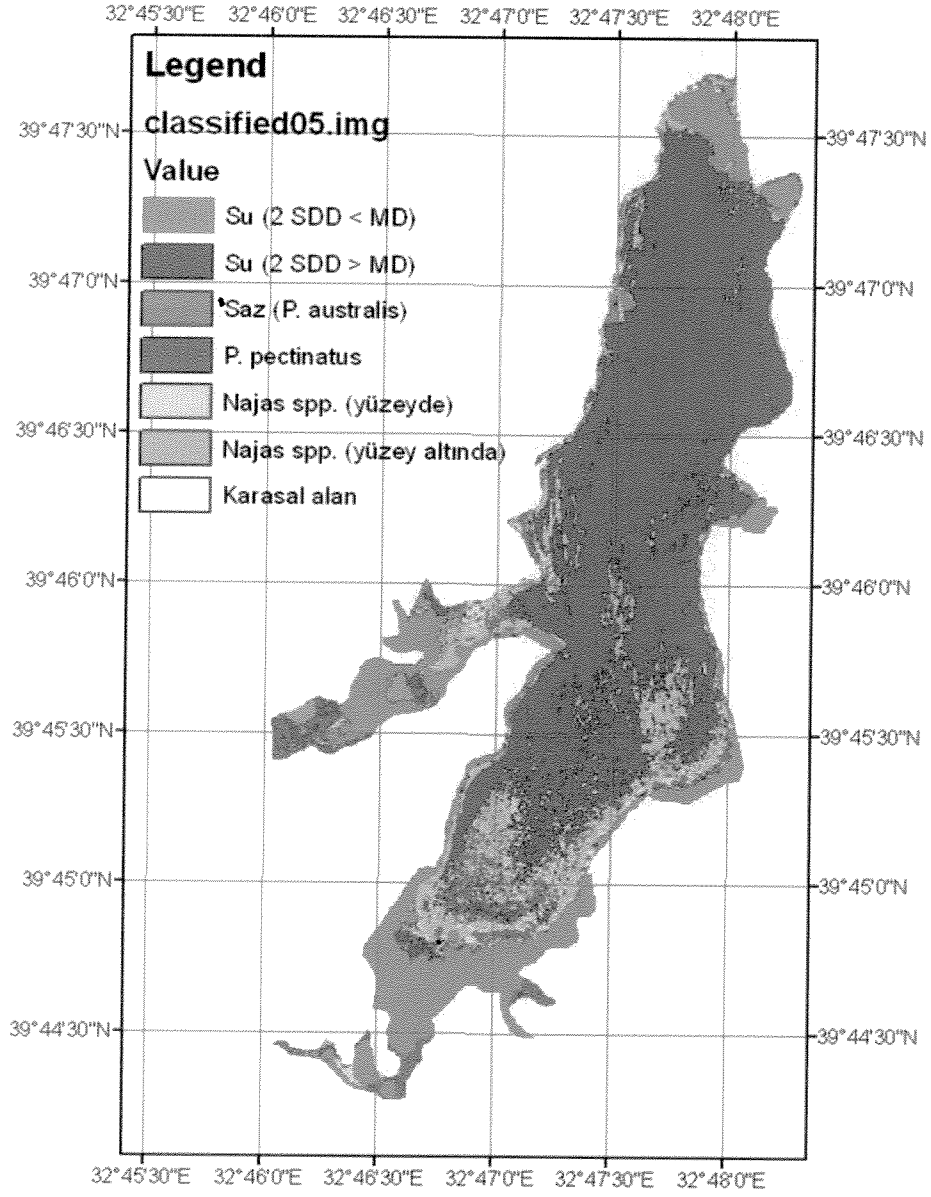
Şekil 19. a) Aster 2005 ve Aster 2002, b) Quickbird 2005 ve IKONOS 2001, c) Quickbird 2006 ve Quickbird 2005 görüntülerinin karşılaştırılmasından elde edilen Eymir Gölü'ndeki sazlık alanlardaki değişimi göstermekte olan görüntü.

### 4.3. Suiçi Bitkilerinin Sınıflandırılması

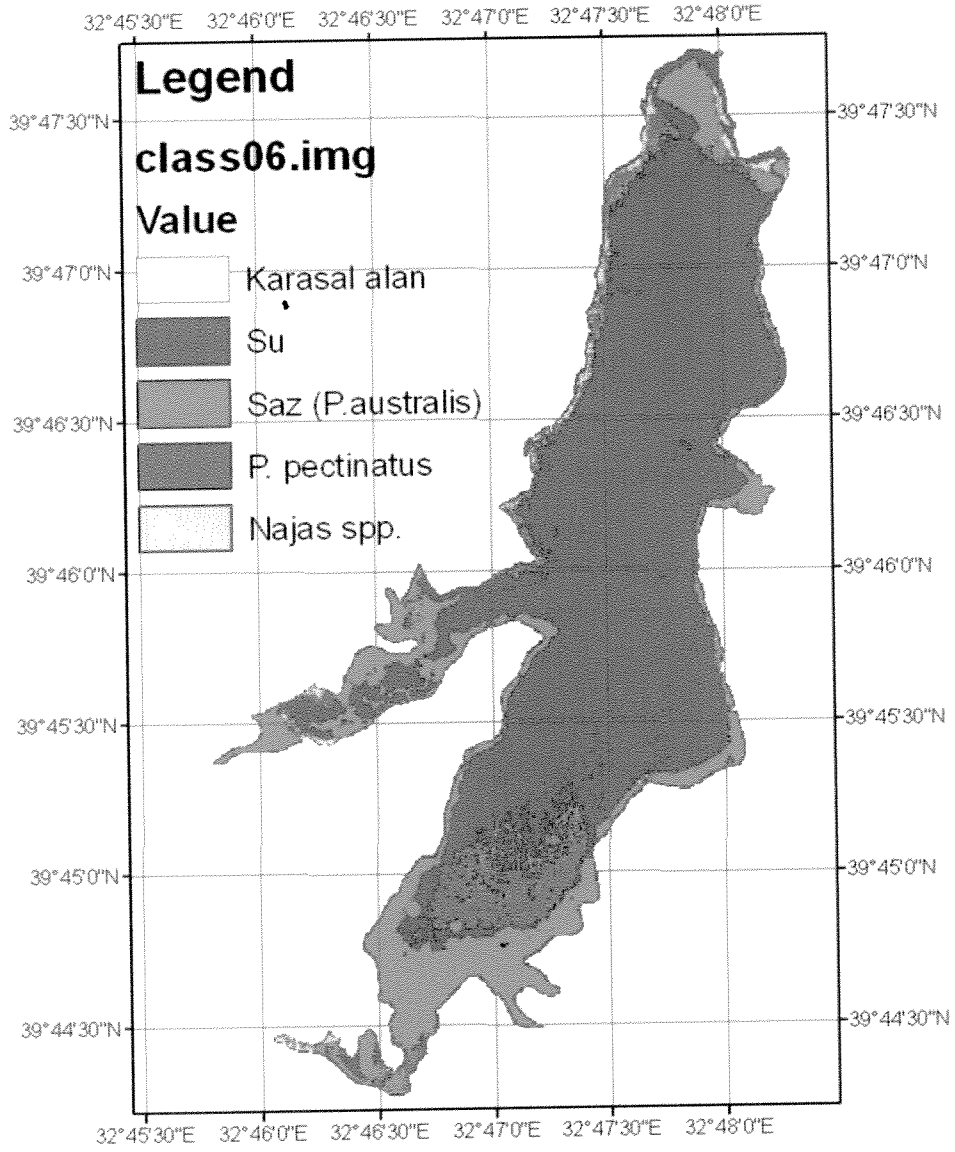
2005 yılında suiçi bitkilerinin yüzey kaplamasının sınıflandırılmasından % 83.02 genel doğruluğu, faklı suiçi bitki türleriyle su sınıflarının sınıflandırılmasından ise % 71.69 genel doğruluk değerleri elde edilmiştir. 2006 yılında ise suiçi bitkilerinin yüzey kaplamasının sınıflandırılmasından % 78.89 genel doğruluğu, faklı suiçi bitki türleriyle su sınıflarının sınıflandırılmasından ise % 69.01 genel doğruluk değerleri elde edilmiştir. Sonuçlar Tablo 16'da özetlenmektedir. Sınıflandırma sonucunu gösteren tematik haritalar 2005 yılı için ikinci Şekil 20'de, 2006 yılı içinse Şekil 21'de sunulmaktadır. Sonuçlar Anderson et al. (1976)'un arazi örtüsü/kullanımı sınıflandırmasında hedeflediği %85 doğruluk beklentisini sağlamaktadır.

Tablo 16. Suiçi bitkilerinin sınıflandırılmalarından elde edilen genel doğruluk değerleri.

	Genel Doğruluk Değeri
Suiçi bitkilerinin yüzey kaplama alanının sınıflandırılması, 2005	% 83.02
Farklı suiçi bitki türlerinin sınıflandırılması, 2005	% 71.69
Suiçi bitkilerinin yüzey kaplama alanının sınıflandırılması, 2006	% 78.89
Farklı suiçi bitki türlerinin sınıflandırılması, 2006	% 69.01



Şekil 20. Farklı suiçi bitki türlerinin su sınırlarıyla birlikte sınıflandırılmasından elde edilen tematik harita, Mogan Gölü, 2005.



Şekil 21. Farklı suiçi bitki türlerinin su sınıfıyla birlikte sınıflandırılmasından elde edilen tematik harita, Mogan Gölü, 2006.

#### 4.4. Uydu Verilerinden Su Kalitesi Parametrelerinin (Su Berraklığı, Klorofil-a, Askıda Katı Madde) Belirlenmesi

##### 4.4.1. Su Berraklığının Uydu Verilerinden Belirlenmesi

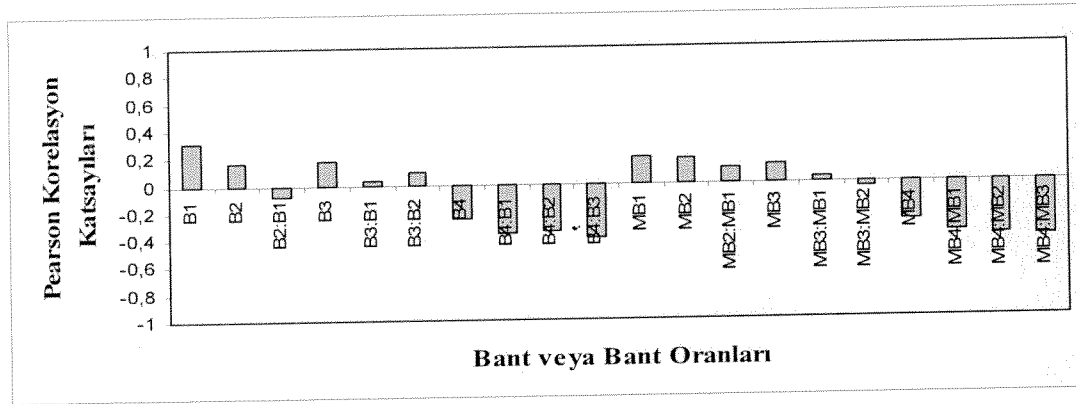
Secchi disk derinliği için, arazi ölçümleri ile uydu görüntülerinden elde edilen değerlerin Pearson korelasyon katsayıları Şekil 22-26 arasında sunulmaktadır. Pearson korelasyon katsayısı denklem 5.1'de verildiği şekli ile elde edilmiştir.

$$r = \frac{\sum XY - \frac{\sum X \sum Y}{N}}{\sqrt{(\sum X^2 - \frac{(\sum X)^2}{N})(\sum Y^2 - \frac{(\sum Y)^2}{N})}} \quad (5.1)$$

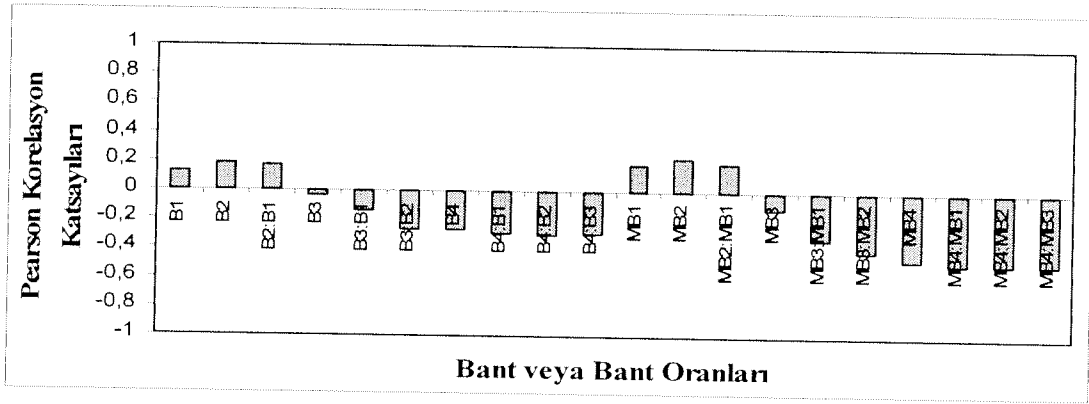
X=arazi verileri

Y=uydu verileri

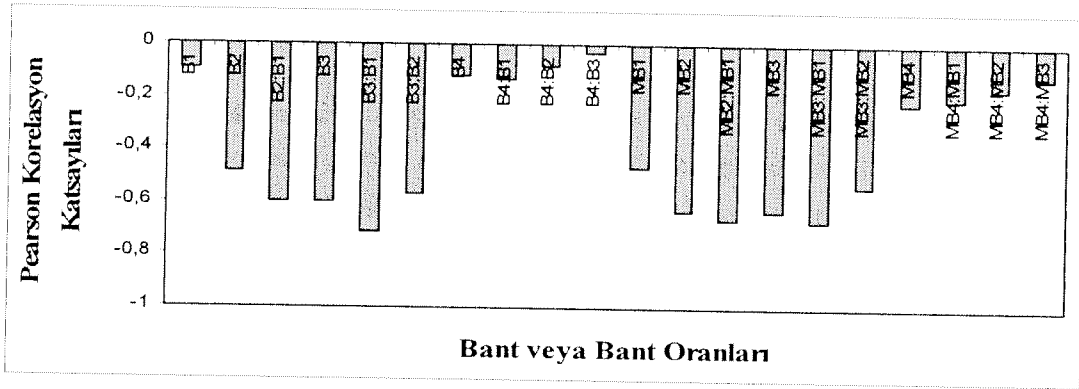
N=değer sayısı



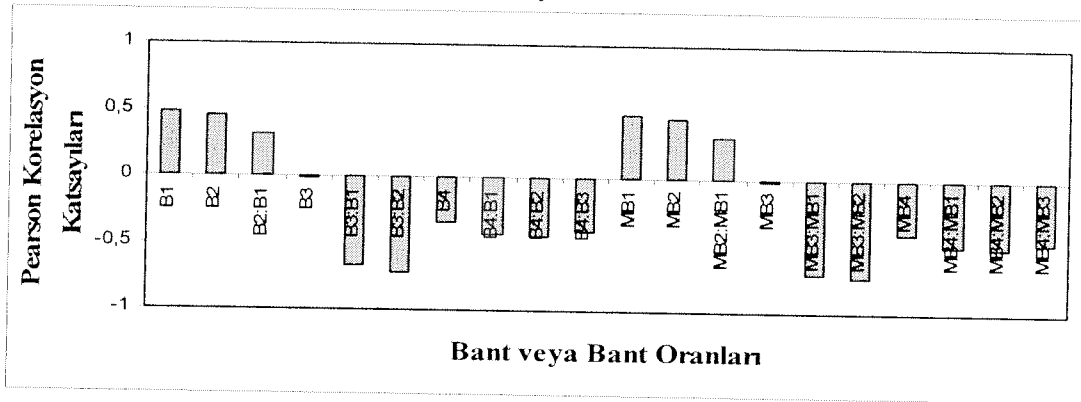
Şekil 22. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü Quickbird 2005 görüntüsü.



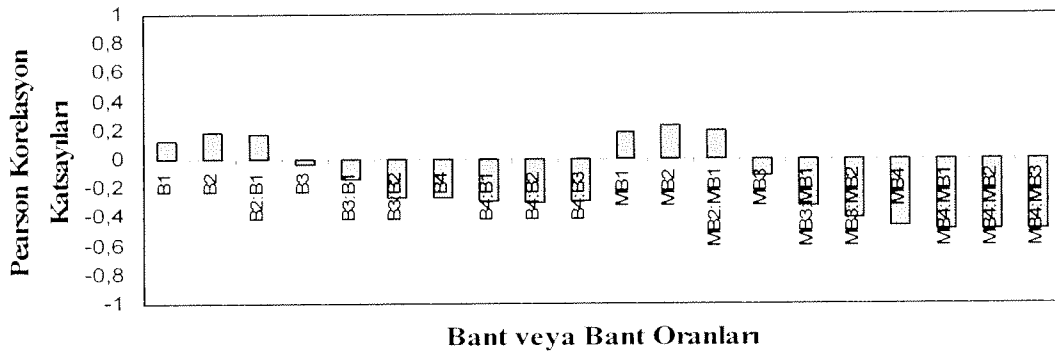
Şekil 23. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogani Gölü Quickbird 2005 görüntüsü.



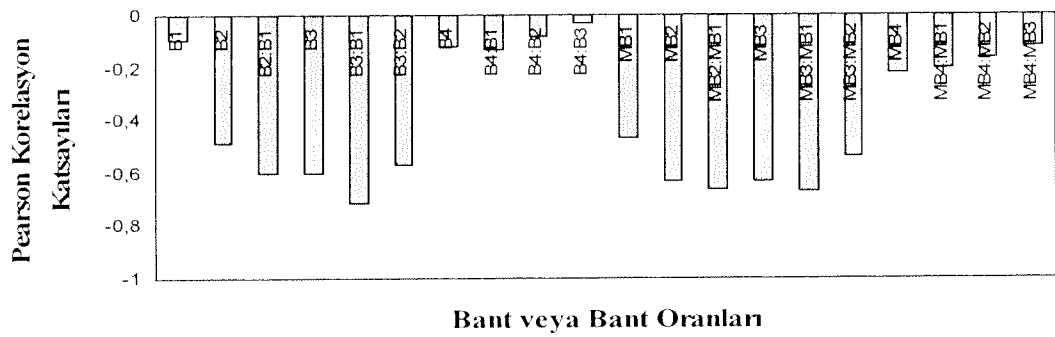
Şekil 24. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü Quickbird 2006 görüntüsü.



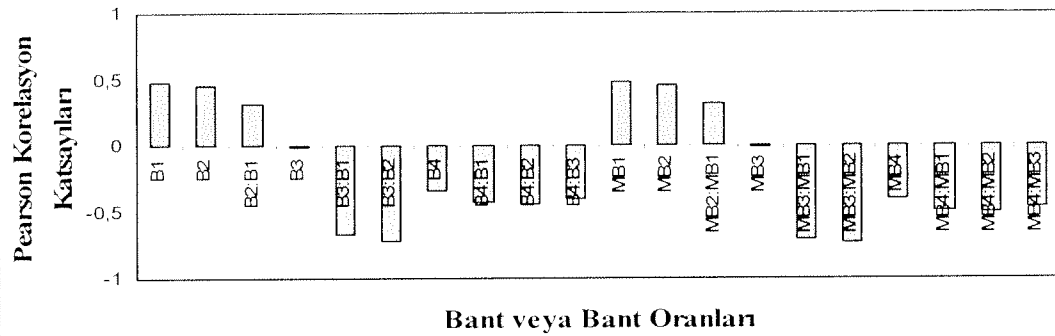
Şekil 25. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogani Gölü Quickbird 2006 görüntüsü



Şekil 23. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü Quickbird 2005 görüntüsü.

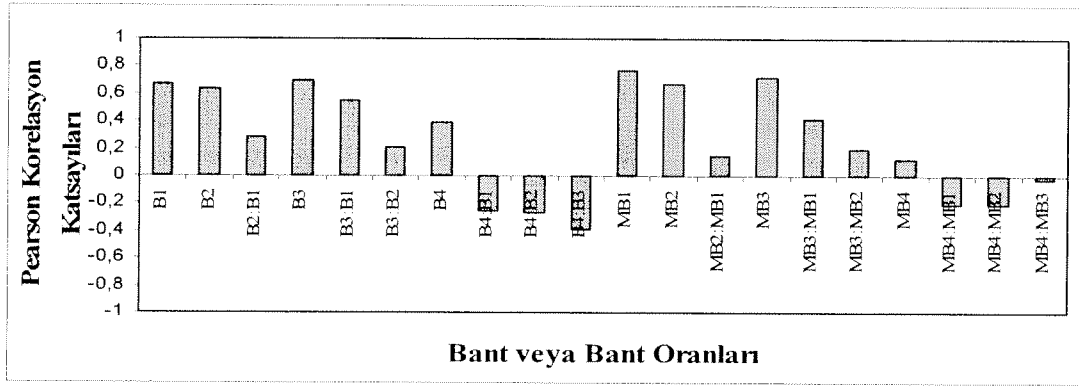


Şekil 24. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü Quickbird 2006 görüntüsü.



Şekil 25. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü Quickbird 2006 görüntüsü





Şekil 26. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü Landsat 2005 görüntüsü.

Secchi disk derinliğinin arazi ölçümleri ile uydu görüntülerinden elde edilen değerler arasındaki regresyon analizleri sonucunda elde edilen denklemler ve denklemlere ait korelasyon katsayısının karesi değerleri Mogan Gölü için Tablo 17'de ve Eymir Gölü için de Tablo 18'de verilmektedir. Ayrıca tablolardaki işaretlenmiş denklemler haritalanarak Secchi disk değerlerinin tüm göl yüzeyi için tahmin edilebilmesi hedeflenmiştir. Aynı zamanda arazi ölçümlerinden ters mesafe ağırlığı (inverse distance weighted) enterpolasyon tekniğiyle tematik haritalar da oluşturulmuştur. Söz konu haritalar 2005 yılı için Şekil 27 ve Şekil 28'de, 2006 yılı içinse filtre uygulanmış haritalarla birlikte Şekil 29 ve Şekil 30'da sunulmaktadır. 2006 yılı için tahmin edilen değerlerle gerçek değerler arasındaki uyumu gösteren grafikler ise Şekil 31-33 (Mogan Gölü) ve Şekil 34-36'te (Eymir Gölü) sunulmuştur.

Tablo 17. Mogan Gölü için regrasyon analizleri sonucunda elde edilen denklemler ve korelasyon katsayısının karesi değerleri.

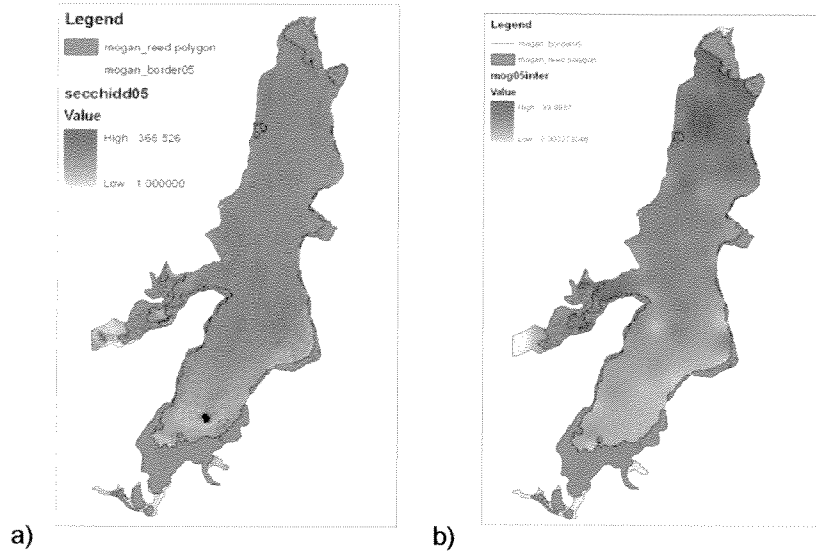
Mogan Gölü			
Görüntü	Korelasyon katsayısının karesi	Denklem	Harita
Aster 2005	0,151	$\ln SDD = -0.022B1 - 7.218 \frac{B2}{B1} + 10.433$	
	0,305	$\ln SDD = -0.034MB1 - 11.116 \frac{MB2}{MB1} + 13.964$	
Quickbird 2005	0,039	$\ln SDD = 0.004B1 + 0.762 \frac{B2}{B1} + 1.890$	
	0,054	$\ln SDD = 0.008B1 - 1.699 \frac{B3}{B1} + 3.318$	X
	0,056	$\ln SDD = 0.005MB1 + 0.935 \frac{MB2}{MB1} + 1.220$	
	0,241	$\ln SDD = 0.018MB1 - 5.070 \frac{MB3}{MB1} + 3.533$	
Quickbird 2006	0,236	$\ln SDD = 0.011B1 - 0.142 \frac{B2}{B1} + 2.034$	
	0,548	$\ln SDD = 0.007B1 - 6.260 \frac{B3}{B1} + 7.174$	X
	0,248	$\ln SDD = 0.014MB1 - 1.704 \frac{MB2}{MB1} + 3.490$	
	0,598	$\ln SDD = 0.007MB1 - 7.190 \frac{MB3}{MB1} + 7.922$	
Landsat 2005	0,461	$\ln SDD = 0.039B1 + 1.709 \frac{B2}{B1} - 0.667$	
	0,487	$\ln SDD = 0.033B1 + 4.544 \frac{B3}{B1} - 1.308$	
	0,600	$\ln SDD = 0.045MB1 + 3.336 \frac{MB2}{MB1} + 0.379$	
	0,620	$\ln SDD = 0.052MB1 - 6.504 \frac{MB3}{MB1} + 1.872$	

Table 18. Eymir Gölü için regrasyon analizleri sonucunda elde edilen denklemler ve korelasyon katsayısının karesi değerleri.

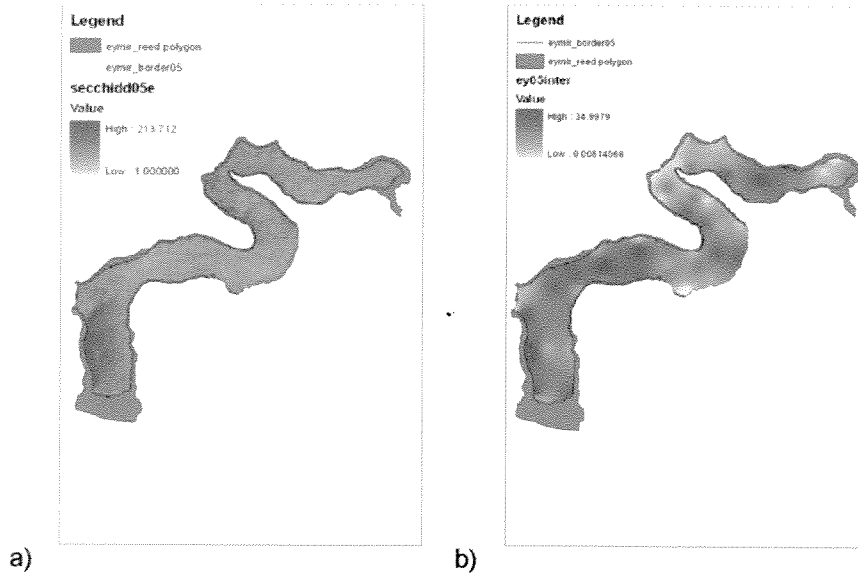
Eymir Gölü			
Görüntü	Korelasyon katsayısının karesi	Denklem	Harita
Aster 2002	0,159	$\ln SDD = 0.006B1 + 0.409 \frac{B2}{B1} + 3.897$	
	0,154	$\ln SDD = 0.005MB1 + 0.927 \frac{MB2}{MB1} + 3.637$	
Aster 2005	0,104	$\ln SDD = -0.003B1 - 4.820 \frac{B2}{B1} + 6.251$	
	0,092	$\ln SDD = -0.005MB1 - 4.552 \frac{MB2}{MB1} + 6.271$	
IKONOS 2001	0,132	$\ln SDD = 0.001B1 - 0.451 \frac{B2}{B1} + 5.117$	
	0,174	$\ln SDD = 0.001B1 - 1.133 \frac{B3}{B1} + 5.169$	
	0,315	$\ln SDD = 0.001MB1 - 2.722 \frac{MB2}{MB1} + 7.561$	
	0,177	$\ln SDD = 0.001MB1 - 1.026 \frac{MB3}{MB1} + 5.231$	
Quickbird 2005	0,138	$\ln SDD = 0.018B1 - 1.508 \frac{B2}{B1} + 1.310$	
	0,130	$\ln SDD = 0.019B1 - 1.972 \frac{B3}{B1} + 0.255$	X
	0,039	$\ln SDD = 0.009MB1 - 0.467 \frac{MB2}{MB1} + 1.666$	
	0,052	$\ln SDD = 0.012MB1 - 1.726 \frac{MB3}{MB1} + 1.556$	
Quickbird 2006	0,364	$\ln SDD = 0.003B1 - 7.553 \frac{B2}{B1} + 14.012$	
	0,551	$\ln SDD = 0.020B1 - 12.251 \frac{B3}{B1} + 8.679$	X
	0,449	$\ln SDD = -0.09MB1 - 10.096 \frac{MB2}{MB1} + 19.636$	
	0,463	$\ln SDD = 0.024MB1 - 14.088 \frac{MB3}{MB1} + 9.246$	

Table 18. Eymir Gölü için regresyon analizleri sonucunda elde edilen denklemler ve korelasyon katsayısının karesi değerleri.

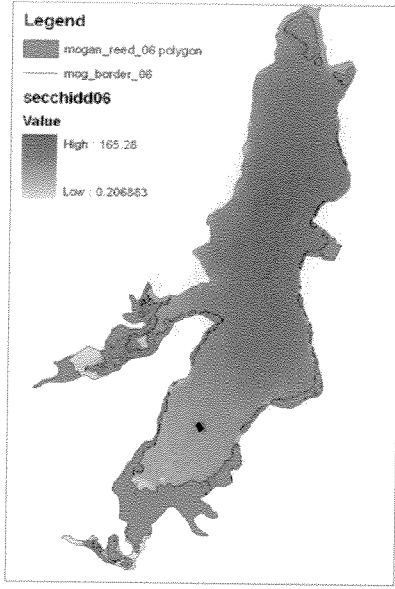
Eymir Gölü			
Görüntü	Korelasyon katsayısının karesi	Denklemler	Harita
Aster 2002	0,159	$\ln SDD = 0.006B1 + 0.409 \frac{B2}{B1} + 3.897$	
	0,154	$\ln SDD = 0.005MB1 + 0.927 \frac{MB2}{MB1} + 3.637$	
Aster 2005	0,104	$\ln SDD = -0.003B1 - 4.820 \frac{B2}{B1} + 6.251$	
	0,092	$\ln SDD = -0.005MB1 - 4.552 \frac{MB2}{MB1} + 6.271$	
IKONOS 2001	0,132	$\ln SDD = 0.001B1 - 0.451 \frac{B2}{B1} + 5.117$	
	0,174	$\ln SDD = 0.001B1 - 1.133 \frac{B3}{B1} + 5.169$	
	0,315	$\ln SDD = 0.001MB1 - 2.722 \frac{MB2}{MB1} + 7.561$	
	0,177	$\ln SDD = 0.001MB1 - 1.026 \frac{MB3}{MB1} + 5.231$	
Quickbird 2005	0,138	$\ln SDD = 0.018B1 - 1.508 \frac{B2}{B1} + 1.310$	
	0,130	$\ln SDD = 0.019B1 - 1.972 \frac{B3}{B1} + 0.255$	X
	0,039	$\ln SDD = 0.009MB1 - 0.467 \frac{MB2}{MB1} + 1.666$	
	0,052	$\ln SDD = 0.012MB1 - 1.726 \frac{MB3}{MB1} + 1.556$	
Quickbird 2006	0,364	$\ln SDD = 0.003B1 - 7.553 \frac{B2}{B1} + 14.012$	
	0,551	$\ln SDD = 0.020B1 - 12.251 \frac{B3}{B1} + 8.679$	X
	0,449	$\ln SDD = -0.09MB1 - 10.096 \frac{MB2}{MB1} + 19.636$	
	0,463	$\ln SDD = 0.024MB1 - 14.088 \frac{MB3}{MB1} + 9.246$	



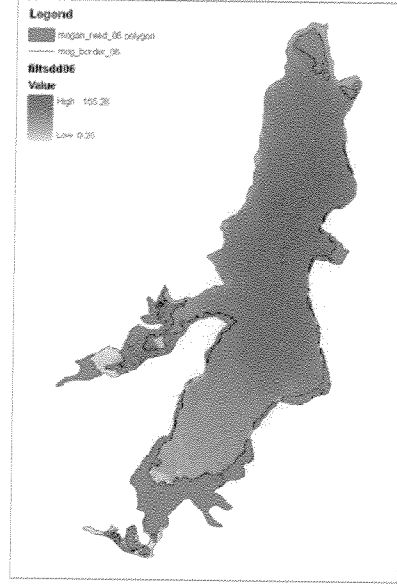
Şekil 27. Secchi disk dağılımını gösteren haritalar: a) Quickbird 2005 Mogan Gölü görüntüsünden elde edilen değerler; b) 2005 yılı arazi ölçümlerinden enterpole edilen değerler.



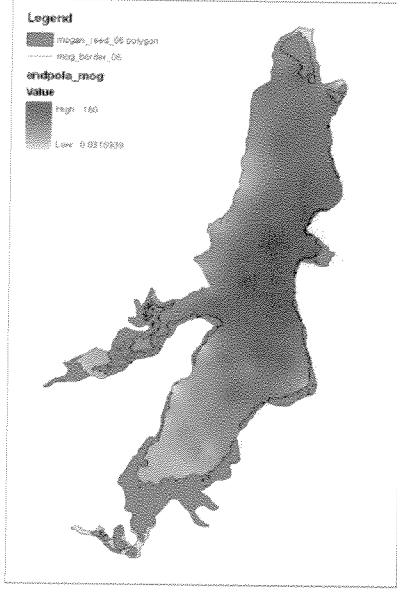
Şekil 28. Secchi disk dağılımını gösteren haritalar: a) Quickbird 2005 Eymir Gölü görüntüsünden elde edilen değerler; b) 2005 yılı arazi ölçümlerinden enterpole edilen değerler.



a)

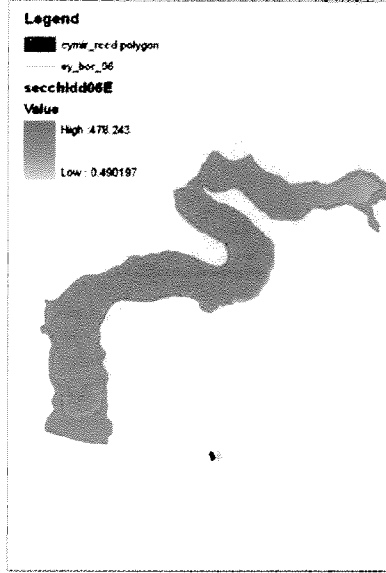


b)

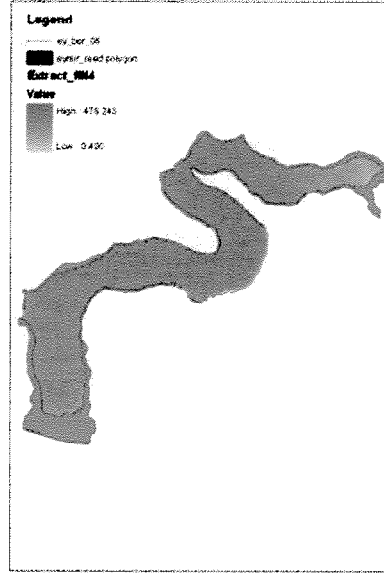


c)

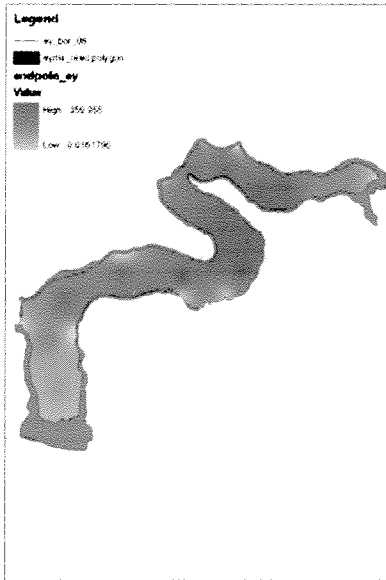
Şekil 29. Secchi disk dağılımını gösteren haritalar: a) Quickbird 2006 Mogan Gölü görüntüsünden elde edilen değerler; b) filtre uygulanmış görüntü değerleri; c) 2006 yılı arazi ölçümlerinden enterpole edilen değerler.



a)

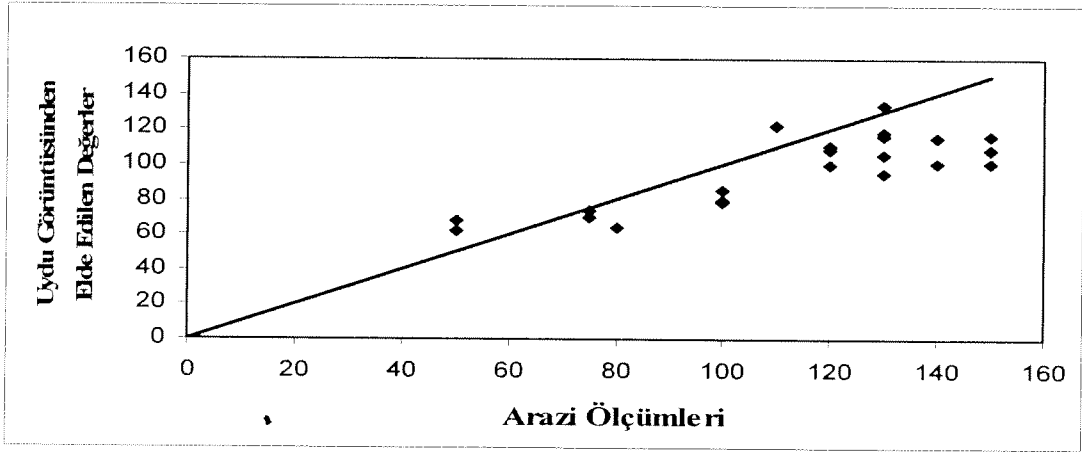


b)

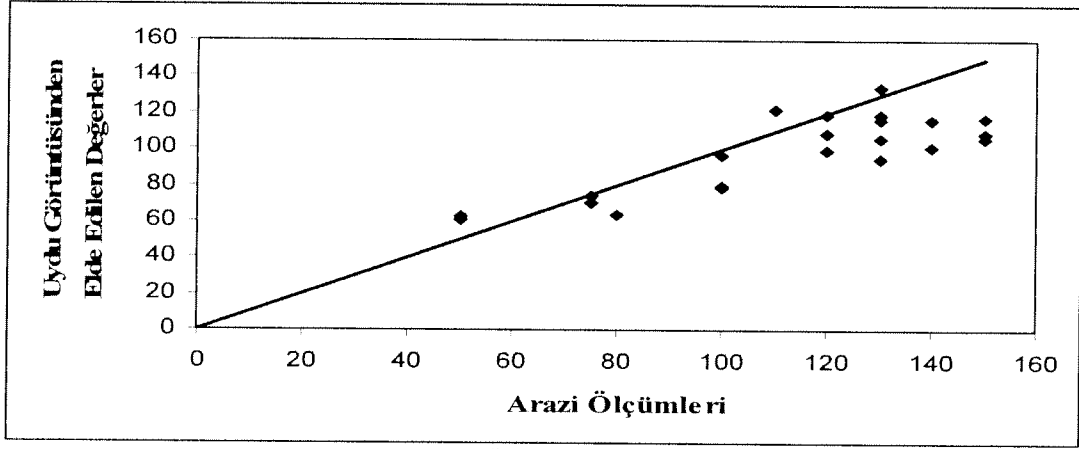


c)

Şekil 30. Secchi disk dağılımını gösteren haritalar: a) Quickbird 2006 Eymir Gölü görüntüsünden elde edilen değerler; b) filtre uygulanmış görüntü değerleri; c) 2006 yılı arazi ölçümlerinden enterpole edilen değerler.

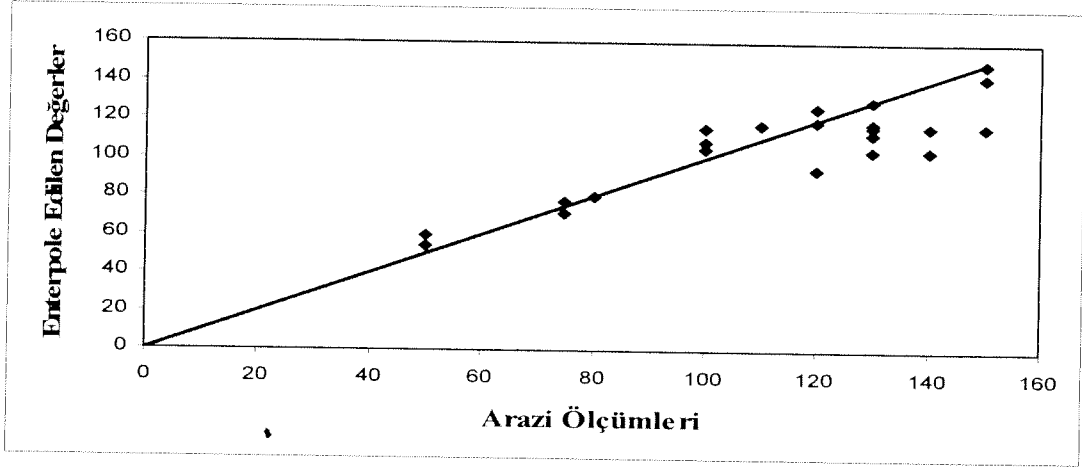


Şekil 31. Quickbird 2006 Mogan Gölü görüntüsünden elde edilen değerlerle arazide ölçülen kontrol Secchi disk derinliği (cm) değerlerinin karşılaştıran grafik.

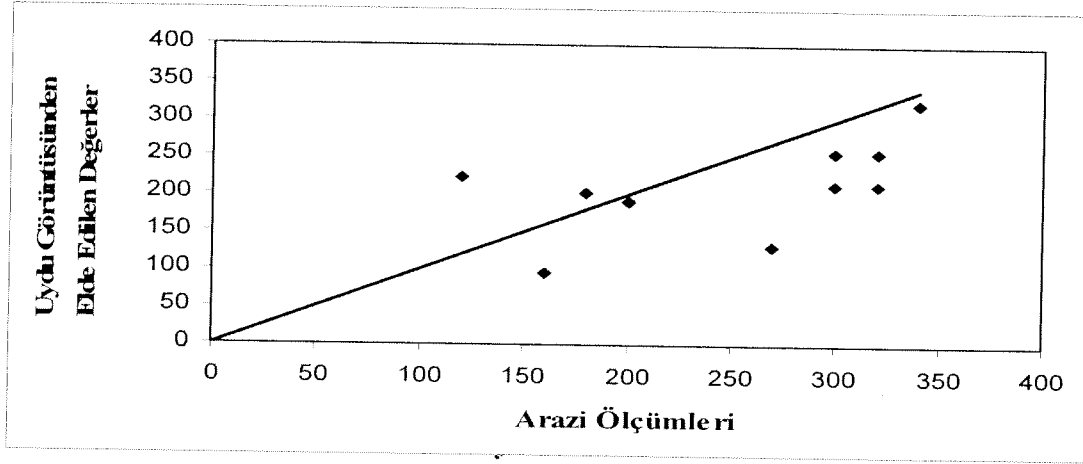


Şekil 32. Filtre uygulanmış değerlere (Quickbird 2006 Mogan Gölü görüntüsünden elde edilen) arazide ölçülen kontrol Secchi disk derinliği (cm) değerlerinin karşılaştıran grafik.

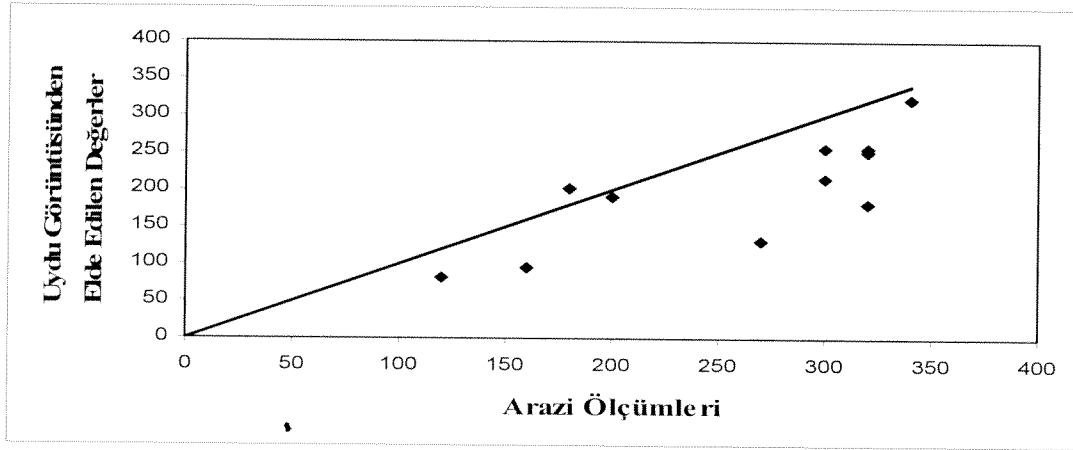




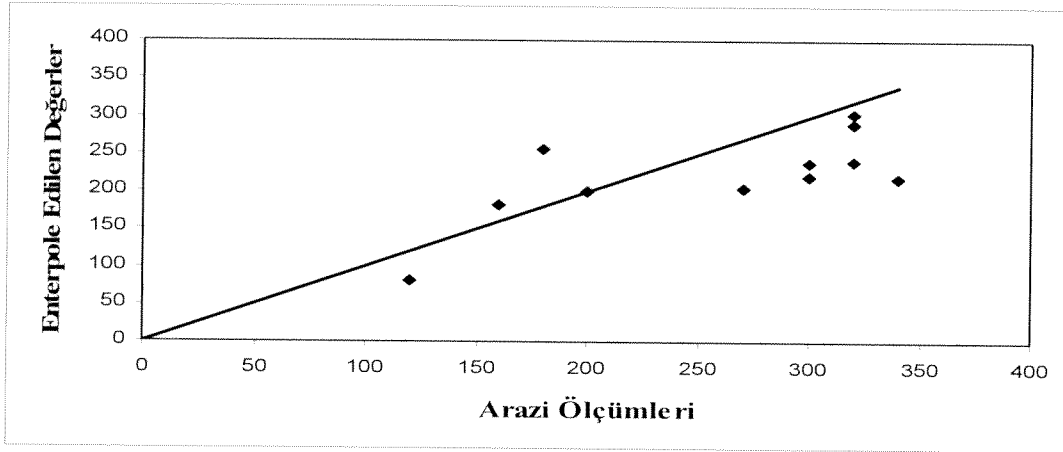
Şekil 33. Mogan Gölü için enterpole edilmiş değerlerle arazide ölçülen Secchi disk derinliği (cm) değerlerini karşılaştıran grafik.



Şekil 34. Quickbird 2006 Eymir Gölü görüntüsünden elde edilen değerlerle arazide ölçülen kontrol Secchi disk derinliği (cm) değerlerinin karşılaştıran grafik.



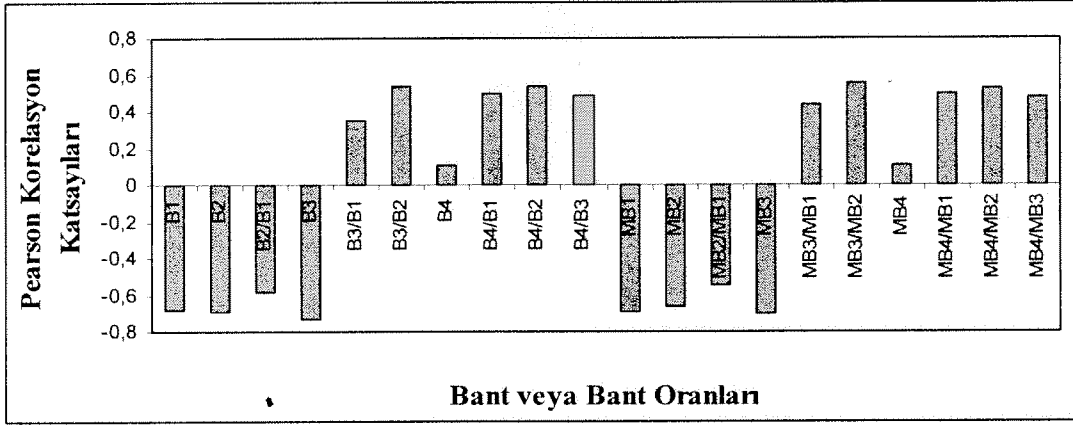
Şekil 35. Filtre uygulanmış değerlere (Quickbird 2006 Eymir Gölü görüntüsünden elde edilen) arazide ölçülen kontrol Secchi disk derinliği (cm) değerlerinin karşılaştıran grafik.



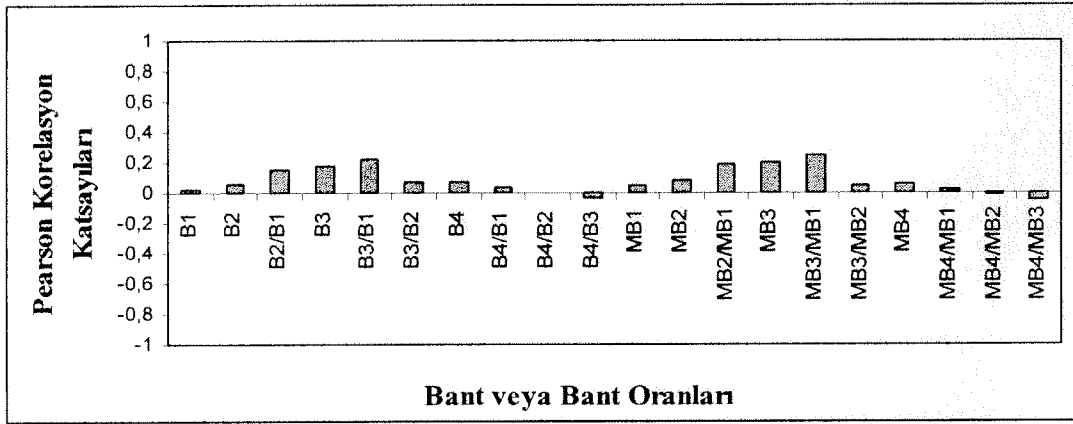
Şekil 36. Eymir Gölü için enterpole edilmiş değerlerle arazide ölçülen Secchi disk derinliği (cm) değerlerini karşılaştıran grafik.

#### 4.4.2. Klorofil-a ve Askıda Katı Maddenin Uydu Verilerinden Tahmini

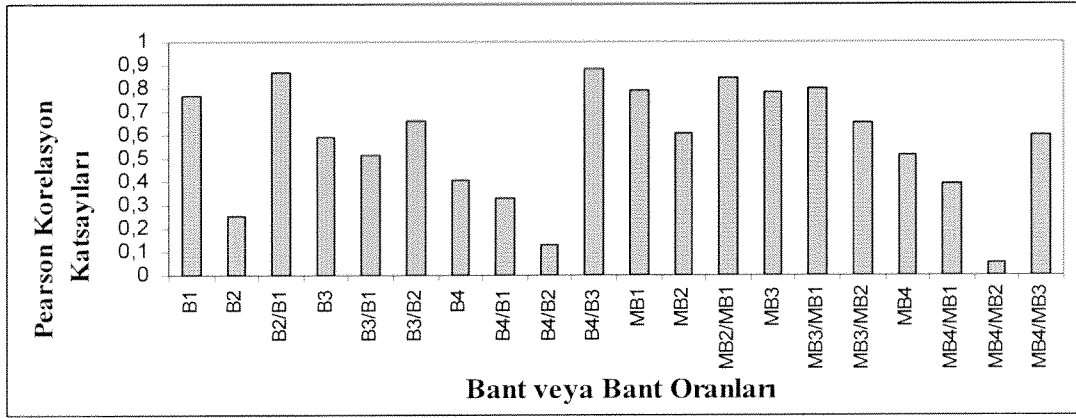
Mogan ve Eymir Gölleri için 2006 yılı arazi çalışmasında su örnekleri alınarak laboratuvar analizleri sonucunda klorofil-a ve askıda katı madde değerleri hesaplanmıştır. Daha sonra hesaplanan bu değerler ile uydu görüntülerinden elde edilen değerler arasındaki ilişki araştırılmış, ve elde edilen Pearson korelasyon katsayıları Şekil 37-40 arasında sunulmuştur.



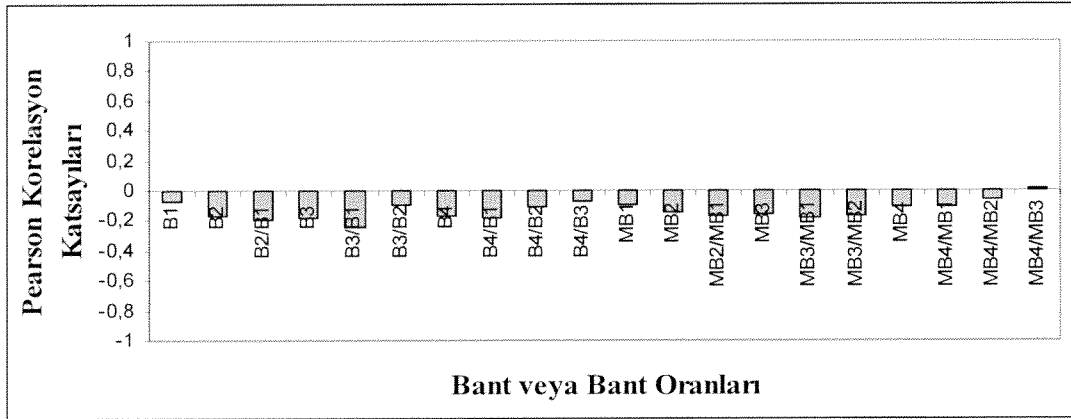
Şekil 37. Klorofil-a ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü Quickbird 2006 görüntüsü.



Şekil 38. Askıda katı madde ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü Quickbird 2006 görüntüsü.



Şekil 39. Klorofil-a ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü Quickbird 2006 görüntüsü.



Şekil 40. Askıda katı madde ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü Quickbird 2006 görüntüsü.

## BÖLÜM 5

### SONUÇLAR VE TARTIŞMA

Sığ göl sulakalanları birçok su bitkisi türünü barındırır, su bitkileri de göllerde bir çok canlı türü için korunak, barınak ve besin sağladığı gibi su berraklığını da sağlar (Moss vd., 1996; Jeppesen vd., 1997; Gulati vd., 2002; Meerhoff vd., 2003; William vd., 2004). Bu nedenlerle su bitkileri biyoçeşitliliğin korunması açısından önemli olup su bitkilerinin belirlenmelerinin ve izlenmelerinin gerekliliği açıktır. Türkiye, 200 göl ve 700 gölcüğü (Kazancı vd., 1995) ile 555 baraj gölüne (URL 2) sahip, göller bakımından zengin bir ülkedir. Bu göllerin çoğu sığ ve geniş yüzey alanına sahip olup toplamda kapladıkları alan 10,000 km<sup>2</sup>'ye eşittir (Kazancı vd., 1995). Kesit örnekleme metodu gibi arazi metodlarıyla tüm bu gölleri izlemek zaman, maliyet ve işgücü gereksinimleri bakımından neredeyse imkansızdır. Bu nedenlerle göllerin izlenmesinde, hızlı ve büyük ölçekli yeni teknolojilere ihtiyaç vardır, (Coops vd., 1999; Vis vd., 2003; Sawaya vd., 2003). Büyüme döneminde su bitkileri görünür kırmızı ışığı soğurduklarından uydu algılayıcıları tarafından belirlenebilirler (Kirkman, 1996), ve bu sebeple uzaktan algılama ve CBS teknikleri ile göllerin izlenmesi çalışmalarına katkı sağlayabilecek potansiyele sahiptirler.

#### 5.1. Suüstü Bitkilerinin Sınıflandırılması

Mogan ve Eymir Gölleri'nin suüstü bitkilerinin sınıflandırılmasında Quickbird ve IKONOS gibi yüksek mekansal çözünürlüklü görüntülerle Aster ve Landsat görüntüleri gibi orta mekansal çözünürlüklü görüntüler kullanılmıştır. Tüm görüntüler için elde edilen genel doğruluk değerleri Tablo 9'da sunulmuştur. Mogan ve Eymir Gölleri'nin her ikisinin yüksek mekansal çözünürlüklü görüntülerden elde edilen sınıflandırılmaları (>%90 genel doğruluğu), orta mekansal çözünürlüklü görüntülerden elde edilen sınıflandırılmalarına kıyasla daha yüksek genel doğruluk sonuçları vermiştir. Fakat, orta mekansal çözünürlükteki görüntüler Eymir Gölü (%70-%80 genel doğruluğu) için Mogan Gölü'nde (%80-%93 genel doğruluğu) sağladıklarından daha düşük sınıflandırma performansı sağlamışlardır. Bu farklılık Mogan Gölü'nün Eymir Gölü'nden yaklaşık 6 kat daha büyük olmasından ve Eymir Gölü'nün kıvrımlı şeklinden kaynaklanabilir.

## 5.2. Suüstü Bitkilerinin Kapladığı Alandaki Değişimin Belirlenmesi

Sazlık alanlardaki değişimin tesbiti ekolojik ve ekonomik nedenlerle önemli bir konudur. Sazlık alanlardaki azalma sokuşları için barınak ve yaşam alanlarının azalması anlamına gelmektedir. Özellikle Mogan Gölü gibi önemli kuş alanı olan göllerde sazlık alanlardaki değişimin tesbiti büyük önem taşımaktadır. Aynı zamanda göl havzasından gelen besin tuzlarının filtrelenmesinde büyük bir öneme sahip olan sazların sistemden çıkarılması göl içi azot ve fosfat konsantrasyonlarında artışa yol açarak (Gokmen, 2004; Headley vd., 2003), su kalitesinin düşmesine ve gölün alglerle kaplanmasına yol açar.

Bu çalışmada, suüstü bitkilerinin kapladığı alandaki değişimin tesbiti için sınıflandırma sonrası karşılaştırma değişim tesbit metodu kullanılmıştır. Bu metod birbirinden bağımsız olarak sınıflandırılmış görüntülerin kullanımını içerdiğinden değişim tesbitinin genel doğruluğu, sınıflandırılmış görüntülerin genel doğruluk değerlerinden etkilenmektedir.

2002-2005 yılları arasında, Mogan Gölü'nde yüksek ve orta mekansal çözünürlüklü görüntüler kullanılarak yapılan değişim tesbitleri benzer sonuçlar vermiş ve sazların kapladığı alanlarda toplamda 23 hektarlık bir azalma olduğu saptanmıştır (Şekil 18a ve 18b, Tablo 10 ve 11). Bu azalmanın sebebi göl kenarının insan kullanımına açılması için yapılan kesimlerdir ve esas olarak gölün batı ve kuzey kısımlarında gerçekleşmiştir. Daha önceki bir çalışma Mogan Gölü'nün batı ve kuzey kısımlarının azot salınımı bakımından riskli alanlar olduğunu tesbit etmiş ve sazların bu kısımlardan gelen azotu filtre ederek göl içi su berraklığına katkıda bulunduğunu göstermişti (Gökmen, 2004). Gölün diğer kısımlarında meydana gelen artışın ise su seviyesindeki düşüşten (Nisan 2003: 973.42 m, Eylül 2005: 972.25 m, deniz seviyesinden yükseklikler) kaynaklandığı düşünülmektedir. Mogan Gölü'nün ortalama derinliği 2.1 m olup, su seviyesindeki 1 metrelik bir düşüş, suüstü bitkilerinin kapladığı alanın genişlemesine sebebiyet verebilir, çünkü su seviyesindeki artışlar bitki alanının genişlemesini ters yönde etkilemektedir (Rogers vd., 2005).

Eymir Gölü'nde 2002-2005 yılları arasında ise yüksek ve orta mekansal çözünürlükteki görüntüler farklı sonuçlar vermiştir. Eymir Gölü'ndeki sazlık alanlarda insan kaynaklı bir değişim olmadığı bilindiğinden önemli bir değişime rastlanması beklenmemektedir. Beklendiği gibi yüksek mekansal çözünürlüklü görüntülerde önemli değişim gözlenmemiştir, fakat orta mekansal çözünürlüklü görüntülerden 8 hektarlık bir azalma tesbit edilmişti (Şekil 19a ve 19b, Tablo 13 ve 14). Bu farklılığın sebebi olarak da Eymir Gölü'nün küçük yüzey alanı ve kıvrımlı şekli olduğu belirtilmişti; dar bir alandaki karasulakalan ve suüstü bitkisi-su gibi geçişlerde spektral yansıma değerlerinde karışıklıklar

meydana gelmektedir ve 15 m mekansal çözünürlüğe sahip olan Aster görüntüleri de bu geçişleri belirlemede yetersiz kalabilir.

Mogan ve Eymir Gölleri'ndeki 2005-2006 yılları arasında sazlık alanlarda meydana gelen değişim ise yüksek mekansal çözünürlüklü Quickbird görüntüleri kullanılarak tesbit edilmiştir (Tablo 12 ve 15, Şekil 18c ve 19c). Eymir Gölü'nde yine önemli bir değişim gözlenmezken, Mogan Gölü'nde sazların kapladığı alanda 18.4 hektarlık bir azalma ve 14.3 hektarlık bir artış gözlenmiştir. Sazlık alanlardaki azalma gölün kuzey kısmında yapılan kesimler sonucunda gerçekleşmiştir. Artışın ise gölün çeşitli yerlerinde görülmesi, su seviyesindeki düşüşten dolayı gerçekleşmiş olduğunu düşündürmektedir.

### 5.3. Suiçi Bitkilerinin Sınıflandırılması

2005 yılında Mogan Gölü'nde Quickbird görüntüsü kullanılarak suiçi bitkilerinin yüzey kaplama yüzdesinin sınıflandırılması için genel doğruluk değeri % 83.02, suiçi bitkisi türlerinin su sınıflarıyla birlikte sınıflandırılması içinse genel doğruluk değeri % 71.69 olarak bulunmuştur (Tablo 16, Şekil 20). 2006 yılında ise suiçi bitkilerinin yüzey kaplama yüzdesinin sınıflandırılması için %78.88 ve suiçi bitkisi türlerinin su sınıfı ile birlikte sınıflandırılması içinse %69.01 genel doğruluk değerleri bulunmuştur (Tablo 16, Şekil 21). Tablo 5'te Mogan Gölü'ndeki suiçi bitkisi yoğunluğunun 2005'te % 34, 2006'da ise % 18 civarında olduğu görülmektedir. Genel yüzey kaplama yüzdesindeki azalma, göl içindeki çeşitliliğe de yansımıştır. Bu nedenle 2006 yılındaki sınıflandırmada 2005 yılına göre daha az sınıf kullanılmıştır. Karşılaştırmalı olarak bakıldığında 2006 yılında Mogan Gölü'ndeki *Najas* spp. yoğunluğunda büyük bir azalma olduğu görülmektedir. Gölün güney kısmındaki *P. pectinatus* yoğunluğunda da 2006 yılında büyük ölçüde azalma görülmektedir.

Suiçi bitkilerinin uydu görüntüleri kullanılarak sınıflandırılması literatür için yeni bir yaklaşımdır. Çoğu çalışmada suiçibitkileri yoğunluklarına göre sınıflandırılmıştır. Örneğin, Sawaya vd. (2003) suiçi bitkilerini yoğunluk ve derinliğe göre ayırabilmiştir. Wolter vd. (2005) ise suiçi bitkilerini yoğun ve seyrek diye ikiye ayırmış, ve kum, çamur ve su sınıflarıyla birlikte sınıflandırmıştır. Suiçi bitkilerinin sınıflandırılması suüstü bitkilerinin sınıflandırılmasından daha zordur, çünkü suüstü bitkilerinin yansıma özellikleri sudan farklılık göstermektedir (Williams et al., 2003). Bu çalışmada ise yapı ve büyüme şekli bakımından benzer (bkz. Ek-2) suiçi bitkisi türleri su sınıflarıyla birlikte sınıflandırılmıştır. Ayrıca bilindiği kadarıyla bu çalışma suiçi bitkilerinin uydu görüntüleri kullanılarak tür düzeyinde belirlenmesini rapor eden ilk çalışmadır.

meydana gelmektedir ve 15 m mekansal çözünürlüğe sahip olan Aster görüntüleri de bu geçişleri belirlemede yetersiz kalabilir.

Mogan ve Eymir Gölleri'ndeki 2005-2006 yılları arasında sazlık alanlarda meydana gelen değişim ise yüksek mekansal çözünürlüklü Quickbird görüntüleri kullanılarak tesbit edilmiştir (Tablo 12 ve 15, Şekil 18c ve 19c). Eymir Gölü'nde yine önemli bir değişim gözlenmezken, Mogan Gölü'nde sazların kapladığı alanda 18.4 hektarlık bir azalma ve 14.3 hektarlık bir artış gözlenmiştir. Sazlık alanlardaki azalma gölün kuzey kısmında yapılan kesimler sonucunda gerçekleşmiştir. Artışın ise gölün çeşitli yerlerinde görülmesi, su seviyesindeki düşüşten dolayı gerçekleşmiş olduğunu düşündürmektedir.

### 5.3. Suiçi Bitkilerinin Sınıflandırılması

2005 yılında Mogan Gölü'nde Quickbird görüntüsü kullanılarak suiçi bitkilerinin yüzey kaplama yüzdesinin sınıflandırılması için genel doğruluk değeri % 83.02, suiçi bitkisi türlerinin su sınıflarıyla birlikte sınıflandırılması içinse genel doğruluk değeri % 71.69 olarak bulunmuştur (Tablo 16, Şekil 20). 2006 yılında ise suiçi bitkilerinin yüzey kaplama yüzdesinin sınıflandırılması için %78.88 ve suiçi bitkisi türlerinin su sınıfı ile birlikte sınıflandırılması içinse %69.01 genel doğruluk değerleri bulunmuştur (Tablo 16, Şekil 21). Tablo 5'te Mogan Gölü'ndeki suiçi bitkisi yoğunluğunun 2005'te % 34, 2006'da ise % 18 civarında olduğu görülmektedir. Genel yüzey kaplama yüzdesindeki azalma, göl içindeki çeşitliliğe de yansımıştır. Bu nedenle 2006 yılındaki sınıflandırmada 2005 yılına göre daha az sınıf kullanılmıştır. Karşılaştırmalı olarak bakıldığında 2006 yılında Mogan Gölü'ndeki *Najas* spp. yoğunluğunda büyük bir azalma olduğu görülmektedir. Gölün güney kısmındaki *P. pectinatus* yoğunluğunda da 2006 yılında büyük ölçüde azalma görülmektedir.

Suiçi bitkilerinin uydu görüntüleri kullanılarak sınıflandırılması literatür için yeni bir yaklaşımdır. Çoğu çalışmada suiçibitkileri yoğunluklarına göre sınıflandırılmıştır. Örneğin, Sawaya vd. (2003) suiçi bitkilerini yoğunluk ve derinliğe göre ayırabilmiştir. Wolter vd. (2005) ise suiçi bitkilerini yoğun ve seyrek diye ikiye ayırmış, ve kum, çamur ve su sınıflarıyla birlikte sınıflandırmıştır. Suiçi bitkilerinin sınıflandırılması suüstü bitkilerinin sınıflandırılmasından daha zordur, çünkü suüstü bitkilerinin yansıma özellikleri sudan farklılık göstermektedir (Williams et al., 2003). Bu çalışmada ise yapı ve büyüme şekli bakımından benzer (bkz. Ek-2) suiçi bitkisi türleri su sınıflarıyla birlikte sınıflandırılmıştır. Ayrıca bilindiği kadarıyla bu çalışma suiçi bitkilerinin uydu görüntüleri kullanılarak tür düzeyinde belirlenmesini rapor eden ilk çalışmadır.



#### 5.4. Uydu Verilerinden Su Kalitesi Parametrelerinin (Su Berraklığı, Klorofil-a, Askıda Katı Madde) Belirlenmesi

##### 5.4.1. Su Berraklığının Uydu Verilerinden Belirlenmesi

Literatürdeki birçok çalışma su berraklığını uzaktan algılama algılayıcılarının mavi ve kırmızı bantlarının oranı ile en iyi tahmin edildiğini belirtmiştir (Kloiber vd., 2002; Sawaya vd., 2003). Bu çalışmada da farklı algılayıcılardan (Quickbird, IKONOS, Aster ve Landsat) elde edilen spectral yansıma değerleriyle arazide ölçülen Secchi disk derinliğinin doğal logaritması arasındaki ilişki araştırılmıştır. 2005 ve 2006 yıllarına ait olan Landsat ve Quickbird görüntülerinden literatürdeki bulguları da destekleyen yüksek korelasyon katsayısına sahip denklemler elde edilmiştir. Fakat, 2001 ve 2002 yıllarına ait olan görüntülerden benzer sonuçlar elde edilememiştir. Bu yıllara ait olan arazi verilerinin harita projeksiyon sistemlerindeki kaymaların buna yol açmış olabileceği düşünülmektedir. Aynı zamanda eski yıllara ait verilerle çalışırken, arşiv görüntülerinin çekildiği tarihler her zaman arazi verilerinin toplandığı tarihlerle örtüşmeyebilir. Bu çalışmada da 2001 ve 2002 yıllarına ait görüntülerin çekildiği tarihlerle arazi çalışmalarının tarihleri arasında, 2005 ve 2006 yıllarına kıyasla daha çok zaman farkı vardı. Bir başka neden ise, Aster algılayıcılarının mavi bantları olmadığından bu dalgaboylarındaki bilgileri sağlayamamalarıdır. Mavi bant su berraklığı hakkında bilgi sağlayan en önemli bantlardan olduğu için Aster görüntülerinin su berraklığı belirlenme çalışmaları için pek uygun olmadığı söylenebilir. Aster görüntüleriyle, 2001 ve 2002 yıllarına ait görüntülerden (IKONOS ve Landsat) elde edilen Pearson korelasyon katsayıları Ek 1'de sunulmuştur.

Quickbird görüntülerinden 2005 ve özellikle 2006 yılları için yüksek korelasyon katsayısının karesi değerleri elde edilmiştir (Tablo 17-18). Aynı zamanda, 2005 ve 2006 yıllarında Mogan Gölü için ve 2005 yılında Eymir Gölü için elde edilen bant veya bant oranlarının Pearson korelasyon katsayıları benzer eğilimler göstermişlerdir (Şekil 22, 23 ve 25). Fakat 2006 yılında Eymir Gölü için farklı bir eğilim gözlenmiştir (Şekil 24). Bunun sebebi Eymir Gölü'nde 2006 yılında ölçülen ortalama Secchi disk derinliği (mSDD=235.3cm) değerlerinin, Eymir Gölü'nde 2005 yılında (mSDD=19cm), ve Mogan Gölü'nde 2005 (mSDD=49cm) ve 2006 (mSDD=107.3cm) yıllarında ölçülenlerden çok daha yüksek olmasıdır. Aynı zamanda en yüksek ortalama Secchi disk derinliğine sahip olan 2006 Eymir Gölü verisi için en yüksek korelasyon katsayısının karesi değerleri elde edilmiştir.

2005 yılı Landsat görüntüsünden, 2001 ve 2002 yıllarına ait görüntülerin aksine yüksek Pearson korelasyon katsayıları elde edilmiştir (Şekil 26, Tablo 17-18). Burada 2005 yılında Landsat görüntüsünün çekildiği tarihle arazi çalışmasının yapıldığı tarihin birbirlerine

yakın olmasının önemi anlaşılmaktadır, çünkü düşük Pearson korelasyon katsayılarının elde edildiği 2001 ve 2002 yıllarında bu süre farkı bir ay kadardı.

Mogan ve Eymir Gölleri için Quickbird 2005 ve 2006 görüntülerinden elde edilen denklemler kullanılarak oluşturulan haritalarla Secchi disk derinliği değerlerinin tüm göl yüzeyi için tahmin edilmesi amaçlanmıştır (Şekil 27-30). Benzer şekilde arazi verilerinden yola çıkılarak enterpolasyon tekniğiyle de tüm göl yüzeyi için Secchi disk derinliği değerleri tahmin edilmiştir (Şekil 27-30). Tahmin edilen değerlerle ölçülen kontrol değerlerinin karşılaştırılmaları sonucunda Secchi disk derinliğinin en iyi tahmininin mavi bant ve mavi bantla kırmızı bantın oranıyla yapılabileceği bulunmuştur. Geliştirilen modellerin Secchi disk derinliğini gerçek değerlerden az tahmin ettiği gözlenmiş, filtre uygulanmasıyla daha iyi tahminler yapılması sağlanmıştır.

#### **5.4.2. Klorofil-a ve Askıda Katı Maddenin Uydu Verilerinden Belirlenmesi**

Bu konuyla ilgili analizler 2006 yılı için gerçekleştirilmiştir. Arazi verileri ile uydu verileri arasındaki karşılaştırmalardan, klorofil-a için her iki gölde de yüksek Pearson korelasyon katsayısı değerleri (Şekil 37 ve 39) elde edilmiştir. Fakat Eymir Gölü'nde de tüm bant ve bant oranları için düz korelasyon değerleri elde edilmesine karşın Mogan Gölü'nde tüm bantlar (mavi, yeşil, kırmızı, yakın kızılötesi) ters korelasyon, bant oranları ise düz korelasyon değerleri elde edilmiştir. Diğer yandan, askıda katı madde için her iki gölde de düşük Pearson korelasyon katsayısı değerleri elde edilmiştir (Şekil 38 ve 40). Su berraklığı ile su üstü ve su içi bitkileri için yapılan analizler, uydu verileri ile çalışırken sağlıklı genellemelere ulaşmak ve eğilimleri belirlemek için birden fazla yıl için ölçümler ve analizler yapılmasının gerekliliğine işaret etmiştir. Bu nedenle, klorofil-a ve askıda katı madde için elde edilen sonuçların sadece 2006 yılına ve Mogan ve Eymir Gölleri'ne özel olduğunu söylemek gerekir.

#### **5.5. Öneriler**

Sığ göl sulakalanları biyoçeşitliliğin korunması açısından önemli ekosistemler olduğundan, fakat arazi yöntemleriyle tüm göllerin izlenmesi imkansız olduğundan göllerin izlenmesinde yeni teknolojilerin gerekliliği açıktır. Bu çalışma uzaktan algılamanın bu amaçlarda kullanılmak için potansiyel bir teknoloji olduğunu göstermiştir. Tablo 19, bu çalışmanın sonuçları dahilinde hangi görüntü tiplerinin hangi tarz çalışmalara uyum sağlayabileceğini özetlemektedir. Fakat, arazi örnekleme metodlarındaki ve uzaktan algılama

tekniklerindeki gelişmeler sayesinde bu çalışmadan elde edilen bulgular geliştirilebilir. Özellikle uzun süreli izleme çalışmalarına bu alandaki ihtiyaç büyüktür; kaliteli yer verisinin gerekliliği tartışılmaz olmakla birlikte tek başına yeterli değildir. Uydu görüntülerin arazi çalışmalarıyla eş zamalı olması, geliştirilmesi muhtemel denklemlerin ve indislerin doğruluğunu ve anlamlılığını yadsınamaz şekilde etkilemektedir. Büyük ölçekli çalışmaların yapılabilmesi için önemli bir avantaj sağlayan uzaktan algılama teknikleri aynı zamanda uzak ve ulaşılmaz bölgelerin çalışılmasına da olanak tanımaktadır. Fakat, dünyadaki ve özellikle Türkiye'deki mevcut çalışmalar ve bilgiler bu amaçta yeterli değildir. Bu nedenlerle, bu çalışmanın bulguları, göllerin ve sulakalanların izlenmesinde uzaktan algılama tekniklerinin kullanımını destekleyici olmakla birlikte, gelecek çalışmalar için umut verici ve ışık tutucu niteliktedir. Bu tarz çalışmaların sayılarının artması, havza bazında daha geniş ölçeklere taşınması ve bulguların kalibrasyonuna ve değerlendirilmesine olanak sağlayacak şekilde uzun süreli izleme projelerinin entegrasyonu, sulakalanların korunması ve yönetimi açısından büyük önem taşımaktadır.

Bu çalışmada en önemli limitasyon arazi verileri ile uydu görüntülerinin eş zamanlı temininde yaşanmıştır. Arşiv görüntülerindeki limitasyonların yanında yeni çekim görüntü siparişlerinin temininde de sorunlarla karşılaşmıştır. Çalışmanın sonuçlarını test etmek ve daha geniş bir ölçeğe yaymak amacıyla Iğneada bölgesindeki Hamam ve Pedina Gölleri'ne arazi çalışması düzenlenmiş, bu çalışmalarda su berraklığı, su derinliği, klorofil-a, askıda katı madde ve suiçi bitkisi yoğunluğu ölçümleri yapılmıştır. Önceden verilen siparişe rağmen yüksek mekansal çözünürlüklü Quickbird görüntüsü çekilemediğinden temin edilememiş ve gerekli değerlendirmeler yapılamamıştır. 2007 yaz mevsiminde, Hollanda Kraliyet Ankara Büyükelçiliği, Tarım Müşavirliği Ofisi tarafından sağlanan kaynakla, Abant ve Poyrazlar Gölleri'ne yapılacak arazi çalışmaları ve temin edilecek uydu görüntüleri sayesinde bu çalışmadan elde edilen bulguların değerlendirilmesinin yapılması planlanmaktadır.

Tablo 19. Çeşitli çalışmalar ve uygun uydu görüntüsü tipleri.

Görüntü özellikleri	Suüstü bitkilerinin sınıflandırılması ve değişiminin tesbiti		Suiçi bitkilerinin tür düzeyinde sınıflandırılması		Su berraklığının tesbiti	
	Büyük göl	Küçük göl	Büyük göl	Küçük göl	Büyük göl	Küçük göl
Yüksek mekansal çözünürlük	Uygun, fakat çok büyük alanlar için ekonomik olmayabilir	Uygun	Uygun	Uygun	Uygun, fakat çok büyük alanlar için ekonomik olmayabilir	Uygun
Orta mekansal çözünürlük	Uygun	Uygun değil	Uygun değil	Uygun değil	Uygun	-
					Aster görüntüleri gibi mavi dalgaboyundan bilgi sağlamayan görüntüler yeterli olmayabilir	

Aşağıdaki maddeler sığ göl sulakalanlarının çalışılmasına katkı sağlayabilecek bulguları ve önerileri içermektedir:

- Yüze alanı küçük göllerde yapılan çalışmalarda ya da suiçi bitkilerinin tür düzeyinde sınıflandırılmasını amaçlayan detaylı çalışmalarda yüksek mekansal çözünürlüklü görüntülerin kullanımının daha uygun olduğu bulunmuştur.
- Detaylı çalışmalarda kullanılması önerilen Quickbird görüntüsünün sipariş edildiği tarihlerde görüntü sağlayamaması, arazi çalışmalarıyla görüntü çekiliş tarihleri arasındaki zaman farklarının az olmasını engellemektedir.
- Suiçi ve suüstü bitkilerinin sınıflandırılmasında, farklı sınıflandırma tekniklerinin geliştirilmesi ve kullanılması sonuçların iyileştirilmesinde katkı sağlayacaktır.
- Su berraklığının en iyi mavi bant ve mavi bantla kırmızı bantın oranı ile tahmin edildiği bulunmuştur. Bu nedenle Aster görüntüleri gibi mavi bant bilgisi içermeyen görüntülerin su berraklığı belirleme çalışmalarında kullanımı pek uygun değildir. Fakat, Aster görüntüleri ekonomik maliyetleri açısından detaylı olmayan bitki çalışmalarında kullanılabilir.
- Oluşturulan haritalara pikseller arasındaki mekansal korelasyonu dikkate alarak filtre uygulanması daha iyi sonuçlar elde edilmesine olanak sağlamaktadır.
- Uzun süreli izleme çalışmalarında tüm algılayıcılardan faydalanılması, detaylı çalışmalar için yüksek mekansal çözünürlük, ve birçok gölü aynı anda izlemek için geniş ölçekli Landsat ve Aster görüntülerinin kullanımı önerilmektedir.
- Arazi çalışmalarıyla, uydu görüntülerinin çekildiği tarihlerin arasındaki zaman farkının az olması özellikle tavsiye edilmektedir.

- Uzaktan algılama tekniklerindeki gelişmeler, daha hızlı ve büyük ölçekli izleme çalışmalarının geliştirilmesine olanak sağlayabilecektir.

## KAYNAKLAR

- ALTINAYAR, G., 1988. Su Yabancıtları, DSI Genel Mudurluğu. (In Turkish)
- ANDERSON, J.R., HARDY, E.E., ROACH, J.T., WITMER, R.E., 1976. A land use and land cover classification system for use with Remote Sensor Data, Geological Survey Professional Paper, 964, 28pp.
- BABAN, S.M.J. Environmental Monitoring of Estuaries; Estimating and Mapping Various Environmental Indicators in Breydon Water Estuary, U.K., Using Landsat TM Imagery, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44, 589–598, (1997).
- BABAN, S.M.J. Use of remote sensing and geographical information systems in developing lake management strategies, *Hydrobiologia*, 395/396: 211-226, (1999).
- BEKLİOĞLU, M., O. İNCE, TUZUN, İ. Restoration of the eutrophic Lake Eymir, Turkey, by biomanipulation after a major external nutrient control I. *Hydrobiologia*, 489: 93-105, (2003).
- BEKLİOĞLU, M., ALTINAYAR, G., TAN C.T. Water level control over submerged macrophyte development in five shallow lakes of Mediterranean Turkey. *Archive fur Hydrobiologia*, 305:1-22, (2006).
- BREZONIK, P., MENKEN, K.D., BAUER, M. Landsat-based Remote Sensing of Lake Water Quality Characteristics, Including Chlorophyll and Coloured Dissolved Organic Matter (CDOM), *Lake and Reservoir Management*, 21(4):373-382, (2005).
- BURNAK, S.L., BEKLİOĞLU, M. Macrophyte-dominated Clearwater state of Lake Mogan, *Turkish Journal of Zoology*, 24: 305-313, (2000).
- CHANG, K.W., SHEN, Y. & CHEN, P.C. (2004). Predicting the algal bloom in Techi reservoir using Landsat TM data, *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 25, No. 17, 3411-3422.
- COSTA, M.P.F. & TELMER, K.H. (2006). Utilizing SAR imagery and aquatic vegetation to map fresh and brackish lakes in the Brazilian Pantanal wetland, *Remote Sensing of Environment*, 105: 204–213.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M., 1997. The value of the World's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- COOPS, H., HANGANU, J., TUDOR, M. & OOSTERBERG, W. (1999). Classification of Danube Delta lakes based on aquatic vegetation and turbidity, *Hydrobiologia*, 415: 187-191.
- COPPIN, P.R., BAUER, M.E. Change Detection in Forest Ecosystems with Remote Sensing Digital Imagery. *Remote Sensing Reviews*, 13, 207-234, (1996).
- CURRAN, P. L. Principles of Remote Sensing. Longman, London, (1985).

- DEKKER, A.G., BRANDO, V.E., ANSTEE, J.M., 2005. Retrospective seagrass change detection in a shallow coastal tidal Australian lake, *Remote Sensing of Environment*, 97, 415 – 433.
- GIARDINO, C., PEPE, M., BRIVIO, P.A., GHEZZI, P., ZILIOLO, E. Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery, *The Science of the Total Environment*, 268: 19-29, (2001).
- GOKMEN, M. Dissolved Inorganic Nitrogen Removal Efficiency of the Reed Beds Surrounding Lake Mogan using Modelling Approaches. MS Thesis, Department of Biology, Middle East Technical University, Ankara, Turkey, (2004).
- GULATI, R.D., VAN DONK, E. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review, *Hydrobiologia*, 478: 73-106, (2002).
- HEADLEY, T.R., HUETT, D.O., DAVISON, L. Seasonal variation in phosphorus removal processes within reed beds – mass balance investigations. *Water Science and Technology*, 48(5), 59-66, (2003).
- JEPPESEN, E., JENSEN, J.P., SONDERGAARD, M., LAURIDSEN, T., PEDERSEN, L.J., JENSEN, L. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth, *Hydrobiologia*, 342/343: 151-164, (1997).
- JEPPESEN, E., MEERHOFF, M., JAKONSEN, B.A., HANSEN, R.S., SØNDERGAARD, M., JENSEN, J.P., LAURIDSEN, T.L., MAZZEO, N., BRANCO, C.W.C. Restoration of shallow lakes by nutrient control and biomanipulation—the successful strategy varies with lake size and climate, *Hydrobiologia* (In press), (2007).
- KAZANCI, N., KIZIROGLU, I., & KIDEYS, A. (1995). Biological Diversity Action Plan, Report to World Bank, Wetland, River, Marine, Lake, Island, and Cave Ecosystems, Focal Point Ministry of Forestry, General Directorate of National Parks and Game-Wildlife.
- KIRAÇ, C. O., KARAUZ, S., AYKURT, A., GURSAN, M., & ARIHAN, O. (1995). Birds of Lake Mogan. Bird Count Report. (In Turkish).
- KIRKMAN, H. (1996). Baseline and monitoring methods for seagrass meadows. *Journal of Environmental Management* 47 (2): 191-201.
- KLOIBER, S.M., BREZONIK, P.L., OLMANSON, L.G., BAUER M.E. A procedure for regional lake water clarity assessment using Landsat multispectral data, *Remote Sensing of Environment*, 82: 38-47, (2002).
- KOPONEN, S., PULLIAINEN, J., KALLIO, K., HALLIKAINEN, M. Lake water quality classification with airborne hyperspectral spectrometer and simulated MERIS data, *Remote Sensing of Environment*, 79: 51-59, (2002).
- KUTSER, T., PIERSON, D.C., TRANVIK, L., REINART, A., SOBEK, S., KALLIO K. Using Satellite Remote Sensing to Estimate the Coloured Dissolved Organic Matter Absorption Coefficient in Lakes, *Ecosystems*, 8: 709–720, (2005).
- MALTHUS, T.J., GEORGE, D.G. Airborne remote sensing of macrophytes in Cefni Reservoir, Anglesey, UK. *Aquatic Botany*, 58: 317-332, (1997).

MEERHOFF, M., MAZZEO, N., MOSS, B., GALLEGO, L.R. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a sub tropical shallow lake, *Aquatic Ecology*, 37: 377-391, (2003).

MITSCH, W.J., GOSSSELINK, J.G. Wetlands, 3<sup>rd</sup> edition, John Wiley & Sons Inc., New York, (2000).

MOSS, B. Ecology of Freshwaters: Man & Medium, Past to Future, 3<sup>rd</sup> edition, Blackwell Science, Oxford, (1998).

MOSS, B., MADGWICK, J., PHILLIPS, G. A guide to restoration of nutrient enriched shallow lakes, (1996).

MULUK, C., BEKLIOĞLU, M. Lack of a typical diel vertical migration: varying role of water clarity, food, and dissolved oxygen in Lake Eymir, Turkey. *Hydrobiologia*, 537, p. 139-149, (2005).

OZESMI, U. Ecology and politics of rehabilitation: Mogan Lake wetland system, Ankara, Turkey. In Streever, W. (ed.), An International Perspective on Wetland Rehabilitation. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands: 181-187, (1999).

ROELFSEMA, C.M., PHINN, S.R., SCARTH, P.F. Mapping a cyano\_bacterial (*Lyngbya majuscula*) in Moreton Bay, Australia: A preliminary comparison of hyperspectral and multispectral approaches. In *Proceedings: 30<sup>th</sup> International Symposium on Remote Sensing of Environment*, 10-14 November, Honolulu, Hawaii (CD-ROM) (Amsterdam, Netherlands: Elsevier Science), (2003).

ROGERS, K., SAINTILAN, N., HEIJNIS, H. Mangrove encroachment of salt marsh in Western Port Bay, Victoria: The role of sedimentation, subsidence, and sea level rise, *Estuaries*, 28(4):551-559, (2005).

SCHEFFER, M., 1998. Ecology of shallow lakes, Chapman & Hall, London, pp. 356.  
Scheffer, M., S. H. Hosper, M. L. Meijer, B. Moss, E. Jeppesen, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes, *TREE*, 8, 275-279.

SCHWEIZER, D., ARMSTRONG, A., POSADA, J., 2005. Remote sensing characterization of benthic habitats and submerged vegetation biomass in Los Roques Archipelago National Park, Venezuela, *International Journal of Remote Sensing*, 26(12), 2657-2667.

SILVERMAN SPRENKLE, E., SMOCK, L.A., ANDERSON, J.E., 2004. Distribution and Growth of Submerged Aquatic Vegetation in the Piedmont Section of the James River, Virginia, *Southeastern Journalist*, 3(3), 517-530.

SANDSTEN, H., BEKLIOĞLU, M., INCE, Ö. Effects of waterfowl, large fish and periphyton on the spring growth of *Potamogeton pectinatus* L. in Lake Mogan, Turkey. *Hydrobiologia*, 537: 239-248, (2005).

SAWAYA, K.E., OLMANSON, L.G., HEINERT, N.J., BREZONIK, P.L., BAUER, M. E. Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery, *Remote Sensing of Environment*, 88: 144-156, (2003).



TAN, C.O. The roles of Hydrology and nutrients in alternative equilibria of two shallow lakes of Anatolia, Lake Eymir and Lake Mogan: using monitoring and modelling approaches. MSc. Thesis. METU, Ankara, (2002), Pp.144.

TAN, C.O., BEKLIOĞLU, M. Catastrophic-like shifts in Shallow Turkish Lakes: A Modelling Approach, *Ecological Modelling*, 183: 425-434, (2005).

TAN, C. O., BEKLIOĞLU, M. Modeling Complex Nonlinear Responses of Shallow Lakes to Fish and Hydrology using Artificial Neural Networks. *Ecological Modelling*. 196:183-194, (2006).

URL 1: Euro-limpacs, <http://www.eurolimpacs.ucl.ac.uk/> (son ziyaret tarihi: Ocak 2007).

URL 2: Devlet Su İşleri, <http://www.dsi.gov.tr/topraksu.htm> (son ziyaret tarihi: Şubat 2007).

URL 3: Digitalglobe, <http://www.digitalglobe.com/about/quickbird.html> (son ziyaret tarihi: Ocak 2007)

URL 4: Geoeye, <http://www.spaceimaging.com/products/ikonos/index.html> (son ziyaret tarihi: Ocak 2007)

URL 5: United States Geological Survey, <http://landsat.usgs.gov/index.php> (son ziyaret tarihi: Ocak 2007)

URL 6: Jet Propulsion Laboratory, California Institute of Technology, <http://asterweb.jpl.nasa.gov/> (son ziyaret tarihi: Ocak 2007)

VINCENT, R.K., QIN, X., MCKAY, R.M.L., MINER, J., CZAJKOWSKI, K., SAVINO, J., BRIDGEMAN, T. Phycocyanin detection from LANDSAT TM data for mapping cyanobacterial blooms in Lake Erie, *Remote Sensing of Environment*, 89: 381–392, (2004).

VIS, C., HUDON, C., CARIGNAN, R. An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submerged aquatic macrophytes over large spatial scales, *Aquatic Botany*, 77: 187-201, (2003).

WILLIAM, F.J., BARKO, J.W., BUTLER, M.G. Shear stress and sediment resuspension in relation to submersed macrophyte biomass, *Hydrobiologia*, 515: 181-191, (2004).

WILLIAMS, D.J., RYBICKI, N.B., LOMBANA, A.V., O'BRIEN, T.M., GOMEZ, R.B., 2003. Preliminary investigation of submerged aquatic vegetation mapping using hyperspectral remote sensing, *Environmental Monitoring and Assessment*, 81, pp. 83-392.

WOLTER, P.T., JOHNSTON, C.A., NIEMI, G.J. Mapping submergent aquatic vegetation in the US Great Lakes using Quickbird satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 26(23), 5255-5274, (2005).

YANG, X. Remote sensing and GIS applications for estuarine ecosystem analysis: an overview *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 26, No. 23, 5347–5356, (2005).

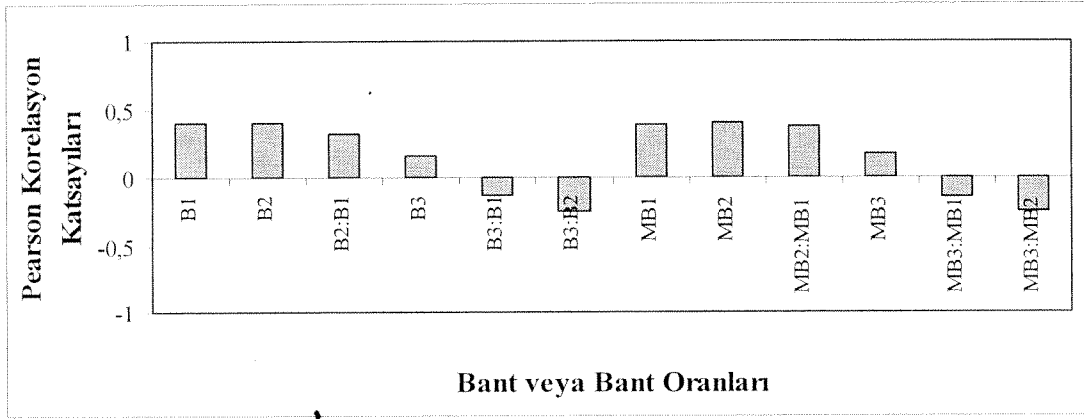
ZHANG, J., JØRGENSEN, S.E., TAN, C.O., BEKLIOĞLU, M. A structurally dynamic modelling- Lake Mogan, Turkey as a case study, *Ecological Modelling*, 164: 103–120, (2003).

YANG, X. Remote sensing and GIS applications for estuarine ecosystem analysis: an overview *International Journal of Remote Sensing*, Vol. 26, No. 23, 5347–5356, (2005).

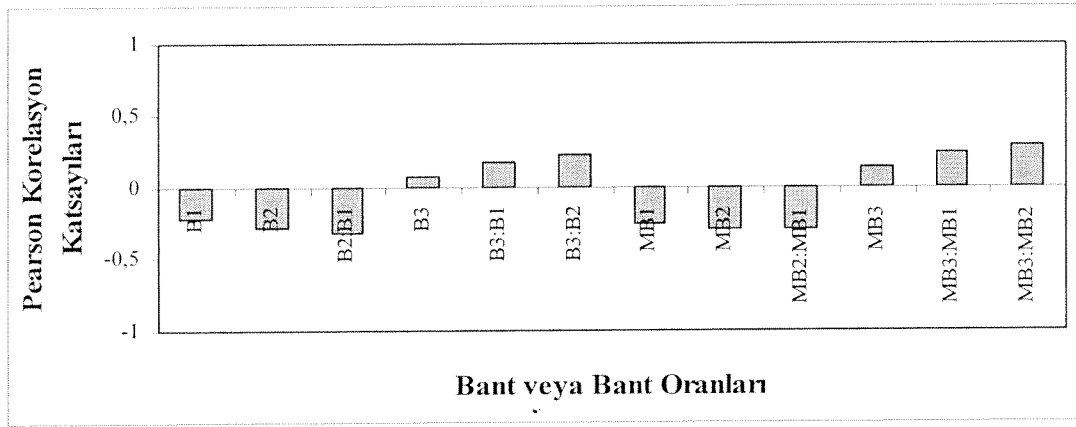
ZHANG, J., JØRGENSEN, S.E., TAN, C.O., BEKLIOĞLU, M. A structurally dynamic modelling- Lake Mogan, Turkey as a case study, *Ecological Modelling*, 164: 103–120, (2003).

**Ek-1**

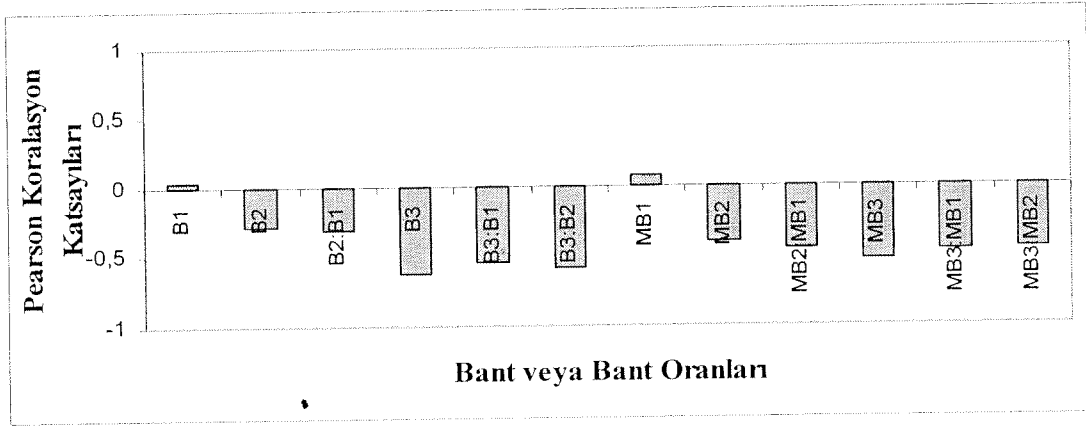
**Secchi disk derinliğinin arazi ölçümleri ile uydu görüntülerinden elde edilen değerlerinin karşılaştırılmalarından elde edilen Pearson korelasyon katsayılarını bant veya bant oranları için gösteren şekiller.**



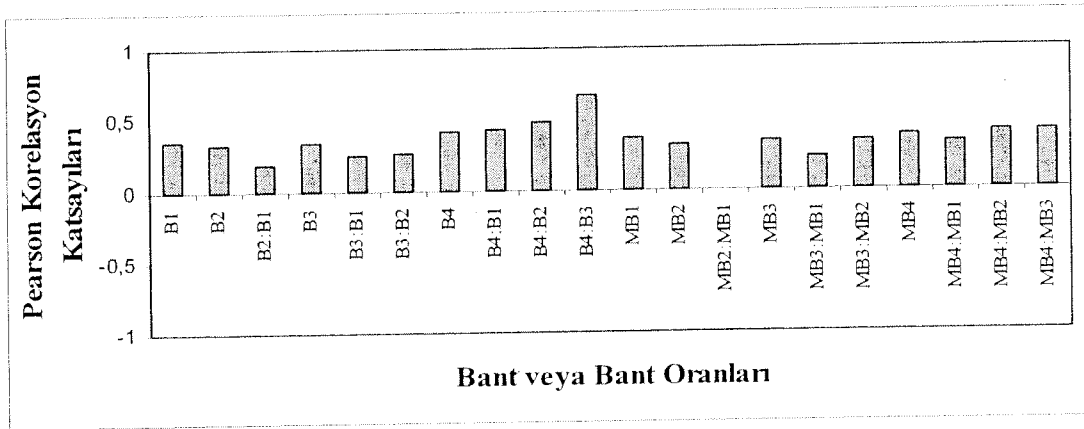
Şekil 1.1. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, Aster 2002 görüntüsü.



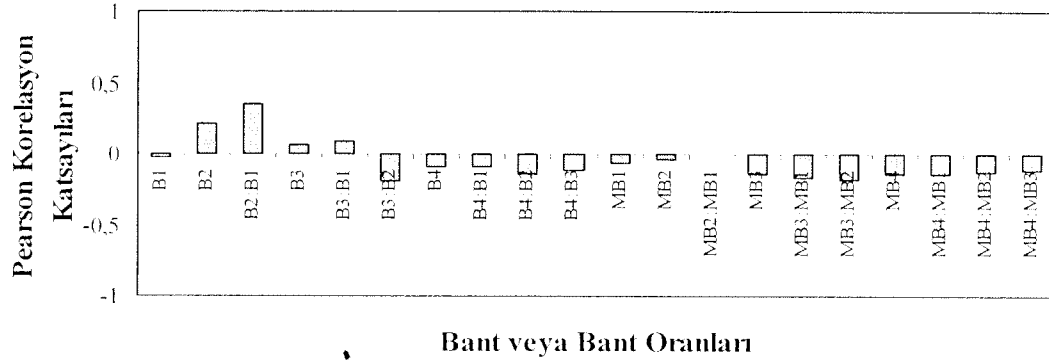
Şekil 1.2. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, Aster 2005 görüntüsü.



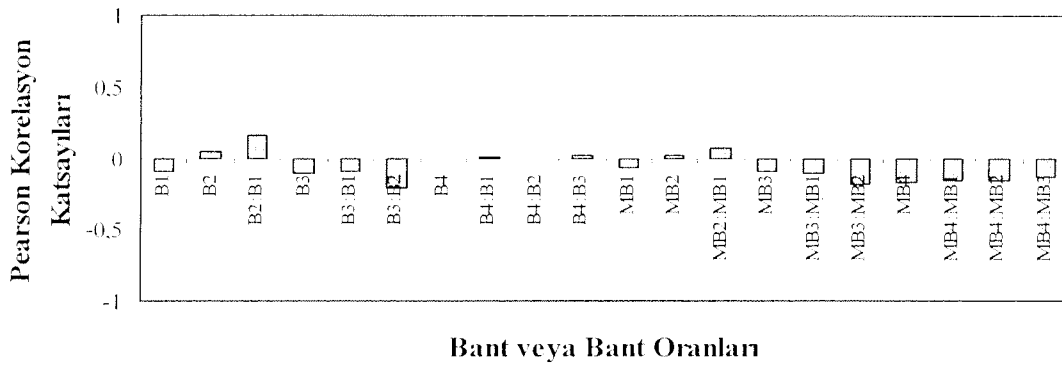
Şekil 1.3. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü, Aster 2005 görüntüsü.



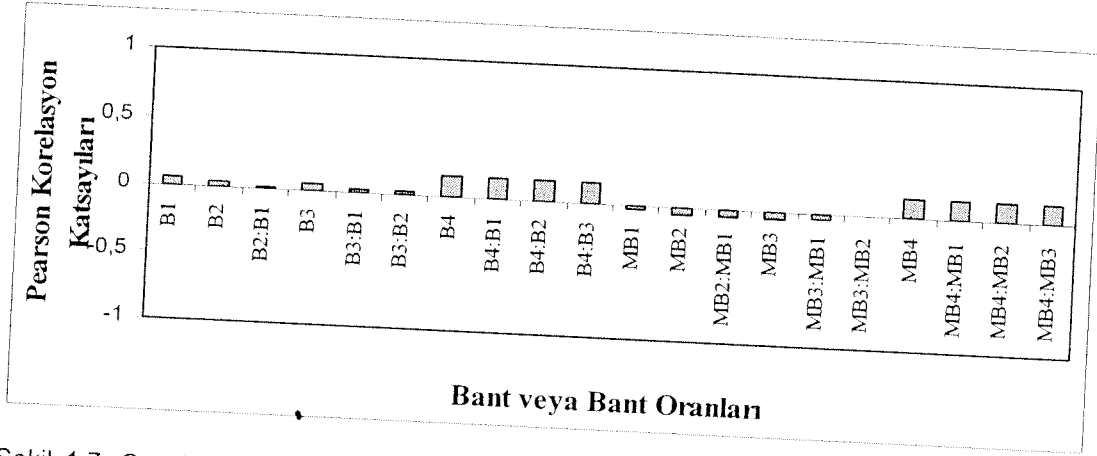
Şekil 1.4. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, IKONOS 2001 görüntüsü.



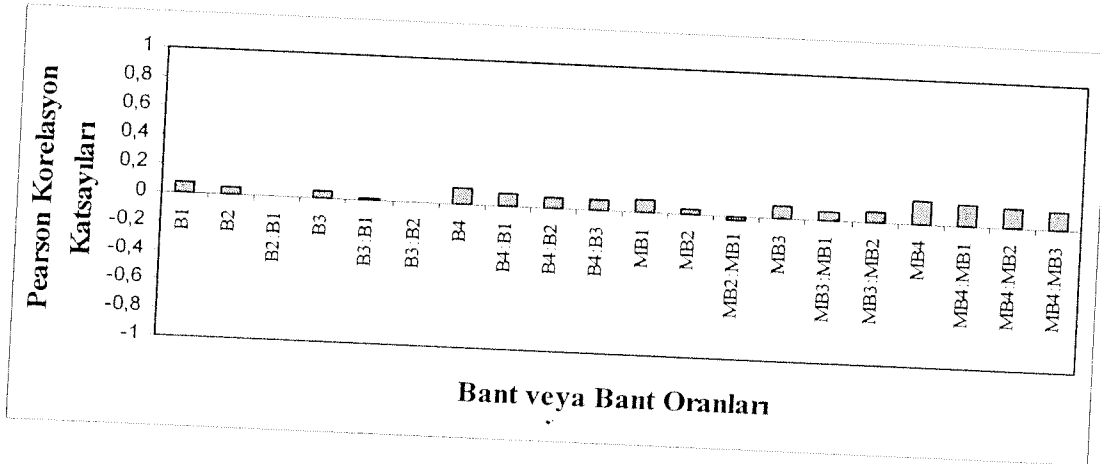
Şekil 1.5. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, Landsat 2001 görüntüsü.



Şekil 1.6. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, Landsat 2001 pankromatik ile birleştirilmiş renkli görüntüsü.

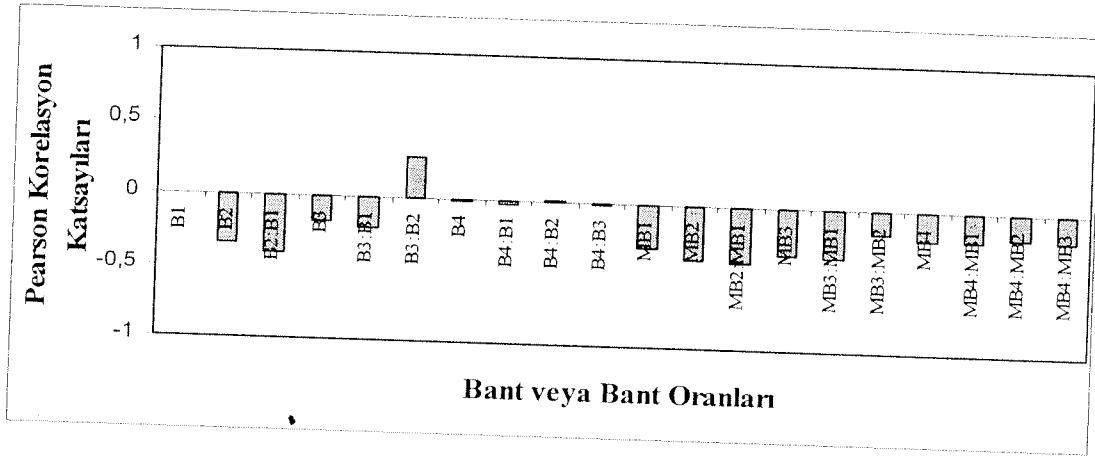


Şekil 1.7. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü, Landsat 2001 görüntüsü.

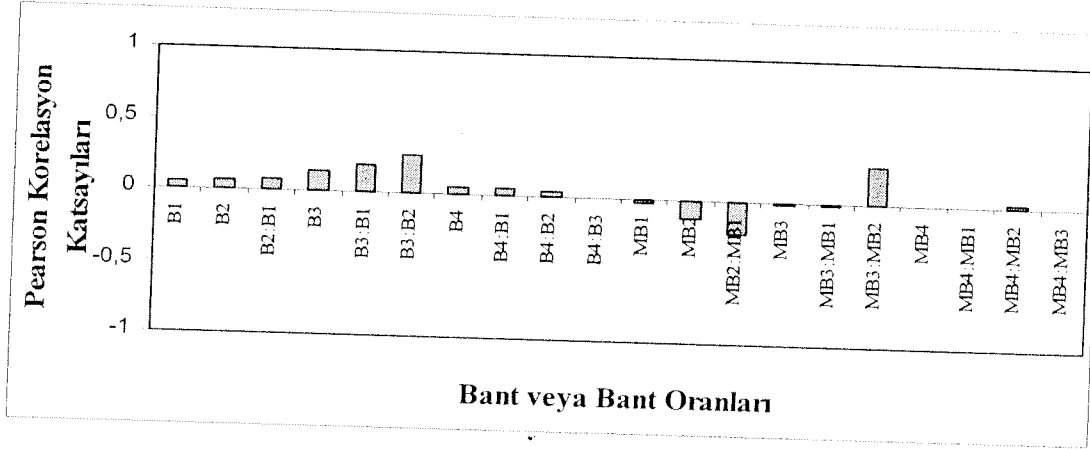


Şekil 1.8. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Mogan Gölü, Landsat 2001 pankromatik ile birleştirilmiş renkli görüntüsü.

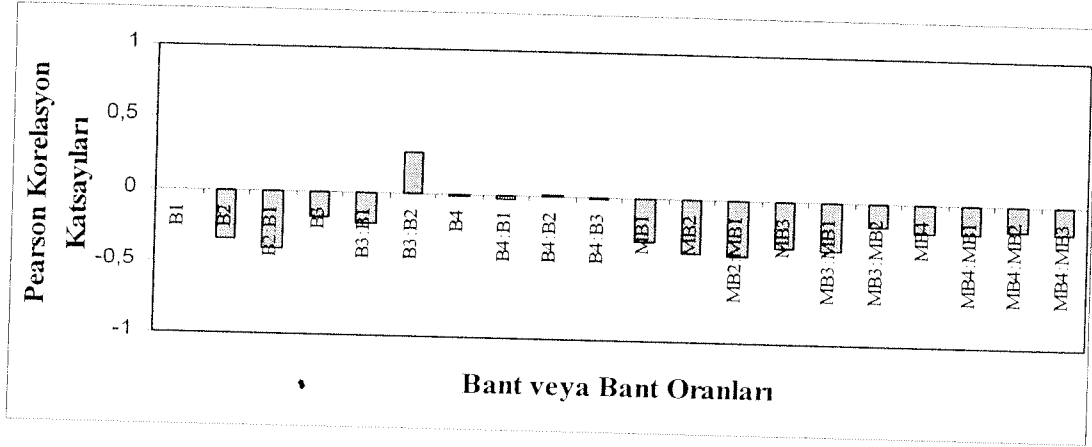




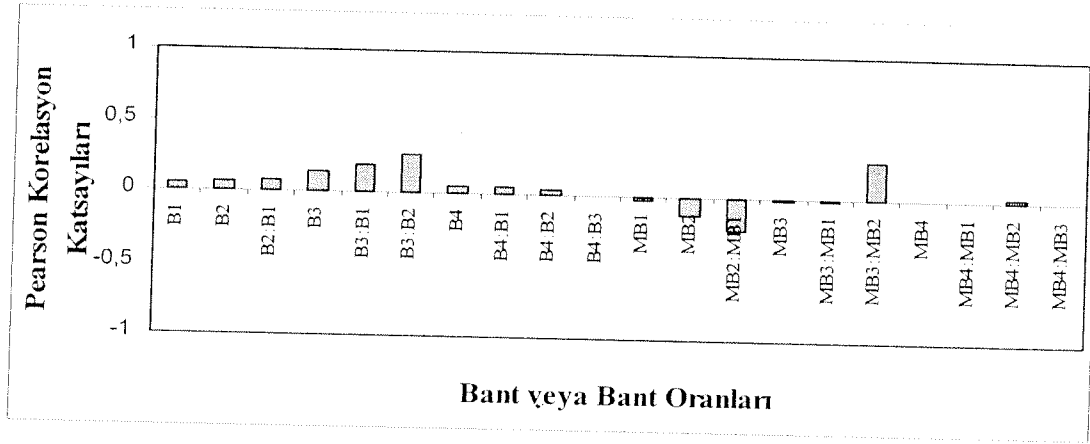
Şekil 1.9. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, Landsat 2002 görüntüsü.



Şekil 1.10. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, Landsat 2002 pankromatik ile birleştirilmiş renkli görüntüsü.



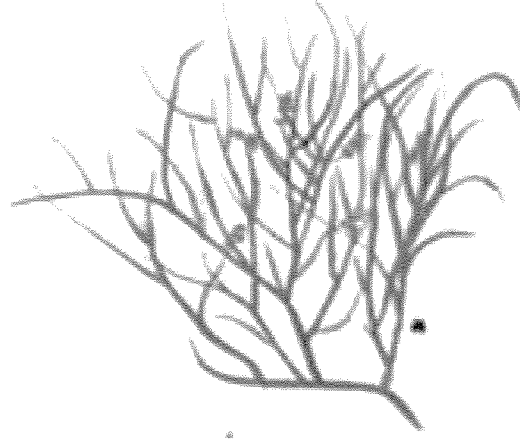
Şekil 1.9. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, Landsat 2002 görüntüsü.



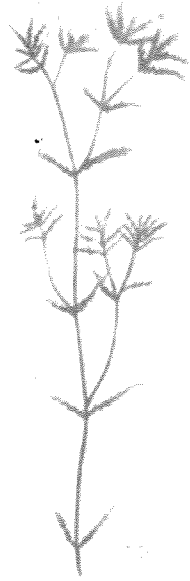
Şekil 1.10. Secchi disk derinliği (SDD) ile bant veya bant oranları için Pearson korelasyon katsayıları, Eymir Gölü, Landsat 2002 pankromatik ile birleştirilmiş renkli görüntüsü.

**Ek-2**

**Mogan Gölü'nde sınıflandırılan suiçi bitkilerine ait çizimler (Kaynak: ALTINAYAR, G.  
Su Yabancıtları, DSİ Genel Müdürlüğü, (1988)).**



Şekil 2.1. *Potamogeton pectinatus* (Taraksı susümbülü).



Şekil 2.2. *Najas minor* (Küçük superisi).



Şekil 2.3. *Najas marina* (Dikenli superisi).

Ek-3

Çalışma sonuçları kapsamında "10th International Specialized Conference on  
DIFFUSE POLLUTION AND SUSTAINABLE BASIN MANAGEMENT, September 18-22,  
2006 Istanbul" konferansında sunulan bildiri.

# Detection of Changes in Aquatic Vegetation Cover in two Central Anatolian Shallow Lake Wetlands Using Remote Sensing Techniques

O. Karabulut Dogan\*, Z. Akyurek\*\* and M. Beklioglu\*

\* Department of Biology, Middle East Technical University, 06531, Ankara, Turkey  
(E-mail: e118318@metu.edu.tr, meryem@metu.edu.tr)

\*\* Department of Civil Engineering, Middle East Technical University, 06531, Ankara, Turkey  
(E-mail: zakyurek@metu.edu.tr)

**Abstract** Eutrophication, increase in the amounts of nitrogen and phosphorus, is the major threat for decrease in the water quality and conservation value of lakes and wetlands. Emergent macrophytes such as reeds filter such nutrients entering to the lake, decreasing the amount of them in the lake. In this study the relationship between emergent macrophytes and nutrient dynamics were investigated in two Central Anatolian shallow lake wetlands with the help of remote sensing techniques. The amount of change in the reed beds of the lakes was investigated using post-classification comparison change detection technique to both high spatial resolution and medium spatial resolution images. High spatial resolution images revealed higher accuracies especially for the lake with smaller surface area. In Lake Mogan 23 ha of reed bed removal took place between 2002 and 2005 that coincided with the increase in the in-lake nitrogen and phosphorous amounts of Lake Mogan. The relationship between this later increase in nutrients and the reed bed removal in Lake Mogan was discussed while Lake Eymir was regarded as a control system.

**Keywords** Change detection; macrophyte; post classification; reed bed; wetlands

## INTRODUCTION

Lakes and wetlands are very valuable freshwater resources especially for conservation of biodiversity and as a source of drinking water. Eutrophication, increase in nutrient (phosphorus and nitrogen) loading, is the major threat of decrease in the water quality and conservation value of these ecosystems. At pristine state, phosphorous and nitrogen are limiting nutrients and their stock in the freshwater ecosystems set an upper limit for the algal growth (Moss, 1998). Thus, primary production is dominated by macrophytes and water is clear since a healthy aquatic plant community competes out phytoplankton. Besides clearing water, submerged and emergent macrophytes also provide habitat and refuges for zooplankton, invertebrates, and fish, serve as spawning ground for fish and feeding, nesting, and breeding areas for waterfowls (Jeppesen *et al.*, 1997), and stabilize the sediment by their roots (Gulati *et al.*, 2002). Another very important function of emergent macrophytes, such as reeds, is retention of nitrogen and phosphorus entering to the lake, thus, decreasing the amount of these nutrients in the system (Burnak and Beklioglu, 2000). The sources of phosphorus loading to freshwater systems are discharge of raw sewage, waste-water-treatment works effluent, and arable land (Moss, 1998). Nitrogen load comes mostly from cultivated land, where disturbance and fertilization of soil lead to mobilization of the very soluble nitrate ions to the watercourses (Moss, 1998). It is harder to control nitrogen amounts

than controlling phosphorus amounts, because nitrogen compounds are very soluble and they can enter waterways from many diffuse sources (Moss, 1998). The great value of aquatic plants made monitoring of macrophytes and detection of change in vegetation cover very important. Aquatic vegetation monitoring studies can be done using remote sensing techniques though it is a very new and less explored approach. Satellite remote sensing provides good spatial and temporal coverage. Especially repeated mapping with satellite remote sensing is a suitable tool to monitor changes in aquatic plant distribution (Gullström *et al.*, 2006). Remote sensors enable multi-spectral measurements of the ground data which is very important when high spectral reflectance of reed beds to NIR bands of remote sensors is considered. Another advantage is the digital format of data which makes it very suitable for computer processing (Lu *et al.*, 2004). The change in the reed bed area of Lake Mogan and Lake Eymir was investigated using digital change detection that includes quantification of temporal phenomena from multitemporal imagery (Coppin and Bauer, 1996; Lu *et al.*, 2004). In this study, apart from detecting the amount of change in the emergent vegetation cover in Lake Mogan and Lake Eymir, we aimed to determine the effect of spatial resolution of the satellite data on aquatic vegetation change detection studies and to investigate the consequences of that change using the loads of nutrients from the catchment. Furthermore we aimed to discuss the future problems that may arise due to emergent vegetation destruction.

## MATERIALS AND METHODS

### Study site description

Lake Mogan and Lake Eymir are a system of two shallow lakes located in the Central Anatolia, 20 km south of the capital city Ankara, Turkey. Lake Mogan is the upstream and Lake Eymir is the downstream. Lake Mogan is a large, shallow freshwater lake (total area: 714.28 ha, open water area: 584.97 ha,  $Z_{max}$ : 3.5m,  $Z_{mean}$ : 2.1m) with four major inflow sources (Yavrucak, Çölovası, Gölcük and Sukesen brooks), and one major outflow namely Mogan Outflow. Lake Mogan is surrounded by a large emergent plant wetland dominated by reed (*Phragmites australis*) and Yavrucak, Çölovası and Gölcük brooks reach to the lake through this wetland. Lake Eymir is smaller in area (total area: 129.41 ha, open water area: 104.43 ha) and deeper ( $Z_{max}$ : 4.3-6m,  $Z_{mean}$ : 2.6-3.2 m) than Lake Mogan. Lake Mogan empties into Lake Eymir through the Mogan Outflow at the southwest corner of Lake Eymir. The other inflow to Lake Eymir is Kışlakçı brook and the outflow is namely Eymir Out1 (Figure 1(a)). Lake Eymir is also surrounded by reed beds like a belt with a width of 10-20 m. However, there was a reed bed removal in Lake Mogan for opening the lake shore recreational purpose. In Lake Eymir there was no major change in the reed beds of the lake, therefore, in our study Lake Eymir acted as control system.



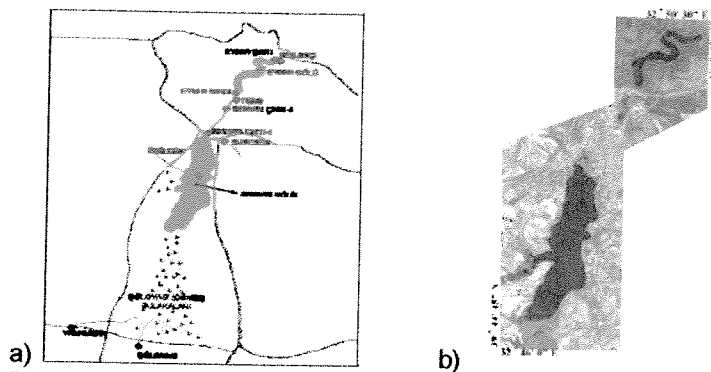


Figure 1. a) Sketch of Lake Mogan and Lake Eymir with their inflows and outflows. b) Quickbird satellite image of Lake Mogan and Lake Eymir acquired on 6<sup>th</sup> August 2005.

### Satellite data analyses

In this study, both high and medium spatial resolution images were used in order to find out the effect of spatial resolution for detecting changes in emergent plant coverage. The high spatial resolution images included Quickbird (Figure 1(b)) and Ikonos images and the medium spatial resolution images were Aster images (Table 1). The Quickbird image is geometrically corrected according to the 13 ground control points (GCPs) collected in the field. All other images were geometrically corrected with respect to the Quickbird image using image-to-image registration technique. The projection system used was UTM Zone 36 Row S and datum was European 1950. All images were classified according to the fuzzy k-means unsupervised classification method. An unsupervised classification aims to group cases together into classes by their relative spectral similarity (Foody, 2002). The fuzzy k-means unsupervised classification technique is similar to a cluster analysis and it provides a significant amount of information about the variability and character of the data (Gorsevski *et al.*, 2003). Prior to classification terrestrial area were masked in all images to produce wetland-only images. Lake Mogan and Lake Eymir images were classified into 20 and 16 classes, respectively. In classification steps, all four bands of Quickbird (Blue: 450-520 nm, Green: 520-600 nm, Red: 630-690 nm, and NIR: 760-900 nm) and Ikonos (Blue: 444.7-516 nm, Green: 506.4-595 nm, Red: 631.9-697.7, and NIR: 757.3-852.7 nm) images were used. For Aster images only the first three bands were used (Band 1: 520-600 nm, Band 2: 630-690 nm, and Band 3: 760-860 nm).

Table 1. Satellite Images Used in the Study

Satellite Sensor	Spatial Resolution (nadir)	Acquisition Date	Location
Quickbird	2.44 m	06.08.2005	Lakes Mogan & Eymir
Ikonos	4.00 m	04.08.2001	Lake Eymir
Ikonos	4.00 m	04.08.2002	Lake Mogan
Aster	15.00 m	26.07.2002	Lakes Mogan & Eymir
Aster	15.00 m	15.08.2005	Lakes Mogan & Eymir

The obtained classes were aggregated into two final classes as 'reed' and 'no-reed'. After aggregation steps, the accuracies of the classification results were tested with respect to the

vector data identifying the reed areas, using 512 random samples for each image. After that images were compared on a pixel-by-pixel basis to produce change detection matrices. The resulting change matrices involved changes between:

- Quickbird 2005 Lake Mogan Image versus Ikonos 2002 Lake Mogan Image
- Quickbird 2005 Lake Eymir Image versus Ikonos 2001 Lake Eymir Image
- Aster 2005 Lake Mogan Image versus Aster 2002 Lake Mogan Image
- Aster 2005 Lake Eymir Image versus Aster 2002 Lake Eymir Image

All digital change detection is affected by spatial, spectral, temporal, and thematic problems (Coppin and Bauer, 1996). 'Delta classification' or 'post-classification comparison' is a quantitative change detection technique that involves independently produced spectral classification results from each end of the time interval of interest, followed by a pixel-by-pixel comparison to detect changes in cover type (Coppin and Bauer, 1996; Lu *et al.*, 2004; Jensen, 1996). In this technique, the problem of radiometric calibration is minimized since separately classified images are used (Coppin and Bauer, 1996; Lu *et al.*, 2004) and at the same time, sensor and environmental differences are minimized (Lu *et al.*, 2004).

### Field data analyses

Monthly and annual dissolved inorganic nitrogen (DIN) and total phosphorous (TP) loads were obtained for the years 2001, 2002, 2003, 2004, and 2005 in order to investigate the relationship between changes in reed beds and nutrient dynamics in the lakes. Further information about sampling and the methodology used for analyses of TP and nitrogen compounds ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2^-$ , and  $\text{NO}_3^-$ -N) can be found at Beklioglu *et al.* (1999, 2003). Methodology for calculating TP and DIN loads were discussed in detail at Karapinar & Beklioglu (in press). Both lakes show strong water level (metres above sea level, m.a.s.l.) fluctuations. In the last five years minimum water level in Lake Mogan was in November 2001 (971.95 m.a.s.l.) and maximum was in April 2003 (973.42 m.a.s.l.). For Lake Eymir the recorded minimum and maximum water levels were in November 2001 (967.18 m.a.s.l.) and April 2003 (968.99 m.a.s.l.) respectively. In September 2005 the water levels dropped to 972.25 m.a.s.l. in Lake Mogan and to 967.33 m.a.s.l. in Lake Eymir. The hydraulic residence time, which is the theoretical replacement time, calculated as the mean volume ( $\text{km}^3$ ) divided by the annual flow rate ( $\text{mm}^3$  per year) (Moss, 1998). Karapinar (2005) found significant increase in the hydraulic residence time of the both lakes: In Lake Mogan it increased from 0.7 yr to 4.9 yr in 2000 and 2004 respectively; In Lake Eymir it increased from 0.2 yr to 7.4 yr in 2000 and 2004 respectively.

## RESULTS AND DISCUSSION

### Results from Satellite Data Analyses

As shown in Table 2, the resulting overall accuracies were slightly higher for Quickbird and Ikonos images than Aster images for Lake Mogan. However, for Lake Eymir, there was a greater accuracy difference between the high and medium spatial resolution images. This implies that high spatial resolution images reveal higher accuracies than medium spatial resolution images especially for lakes with smaller surface areas. In post-classification comparison change detection technique, the final accuracy depends on the quality of the classified image of each date (Lu *et al.*, 2004). Therefore in our study, high spatial resolution images provided higher accurate change detection results. Aster images could provide good identification but for studies that may require higher levels of identification (e.g. submerged plants), medium spatial resolution may have a limitation. In many studies it was told that high

spatial resolution images such as Quickbird and Ikonos are very promising for submerged plant identification (Sawaya *et al.*, (2003); Wolter *et al.*, 2005).

**Table 2.** The Resulting Overall Accuracies of Classified Images

Classified Image	Overall Accuracy	95% Confidence Interval
Quickbird 2005 Lake Mogan Image	94.685%	92.636%-96.734%
Quickbird 2005 Lake Eymir Image	94.336%	92.236%-96.436%
Ikonos 2002 Lake Mogan Image	96.215%	94.446%-97.984%
Ikonos 2001 Lake Eymir Image	90.820%	88.222%-93.419%
Aster 2002 Lake Mogan Image	86.914%	83.895%-89.933%
Aster 2002 Lake Eymir Image	74.414%	70.537%-78.291%
Aster 2005 Lake Mogan Image	92.194%	89.674%-94.715%
Aster 2005 Lake Eymir Image	77.117%	73.064%-81.170%

The resulting change images are presented in Figure 2. In Lake Eymir, there was not a reed bed removal; therefore all changes in the reed beds area were resulted from natural phenomenon. As expected there was not a remarkable change (Figure 2(a) and Table 3) observed in high spatial resolution images, however approximately 8 ha of decrease in the reed bed area was observed in medium spatial resolution images (Figure 2(b) and Table 4). This difference may be due to the spectral confusions caused by the variations in smaller scale at aquatic-terrestrial and emergent vegetation-water boundaries which may not be detected by Aster images of 15 m spatial resolution. For Lake Mogan, both high spatial resolution and medium spatial resolution images revealed nearly same results (Figure 2(c) & 2(d) and Tables 5 and 6). In Lake Mogan, the major reed beds removal occurred at the western part of the lake for opening the part of the lake shore for recreational purpose. A small reed beds removal occurred at the southern part probably for opening area for agricultural purposes. In the other parts of the lake reed areas increased in amount as a result of drop in the water level of the lake that may have allowed encroachment of the plants. As it can be seen from the Figure 1(b), the western and northern parts around the Lake Mogan are urbanized parts. Therefore, the northern and western parts of Lake Mogan are open to human impact and were once determined as the potentially risky areas using risk analysis (Gokmen, 2004). Thus, the increase in the reed bed area of the lake in the southern or south-eastern parts of Lake Mogan can not sustain the loss of nutrient retention capacity of the reed bed areas at the western part resulting from 23 ha of reed beds loss.

**Table 3.** Change Matrix of High Spatial Resolution Images, Lake Eymir.

Lake Eymir (in hectar)		Quickbird 2005 image			
		Reed	Noreed	Unclas s	Total
Ikonos 2002 image	Reed	20.7	1.5	2.2	24.4
	Noreed	2.9	103.2	0.4	106.5
	Unclas s	1.0	0.1		
	Total	24.6	104.8		

**Table 4.** Change Matrix of Medium Spatial Resolution Images, Lake Eymir.

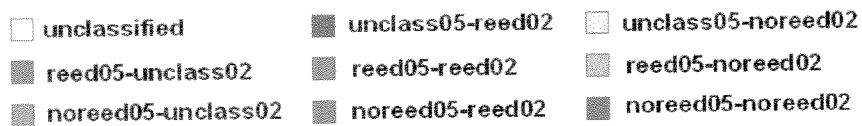
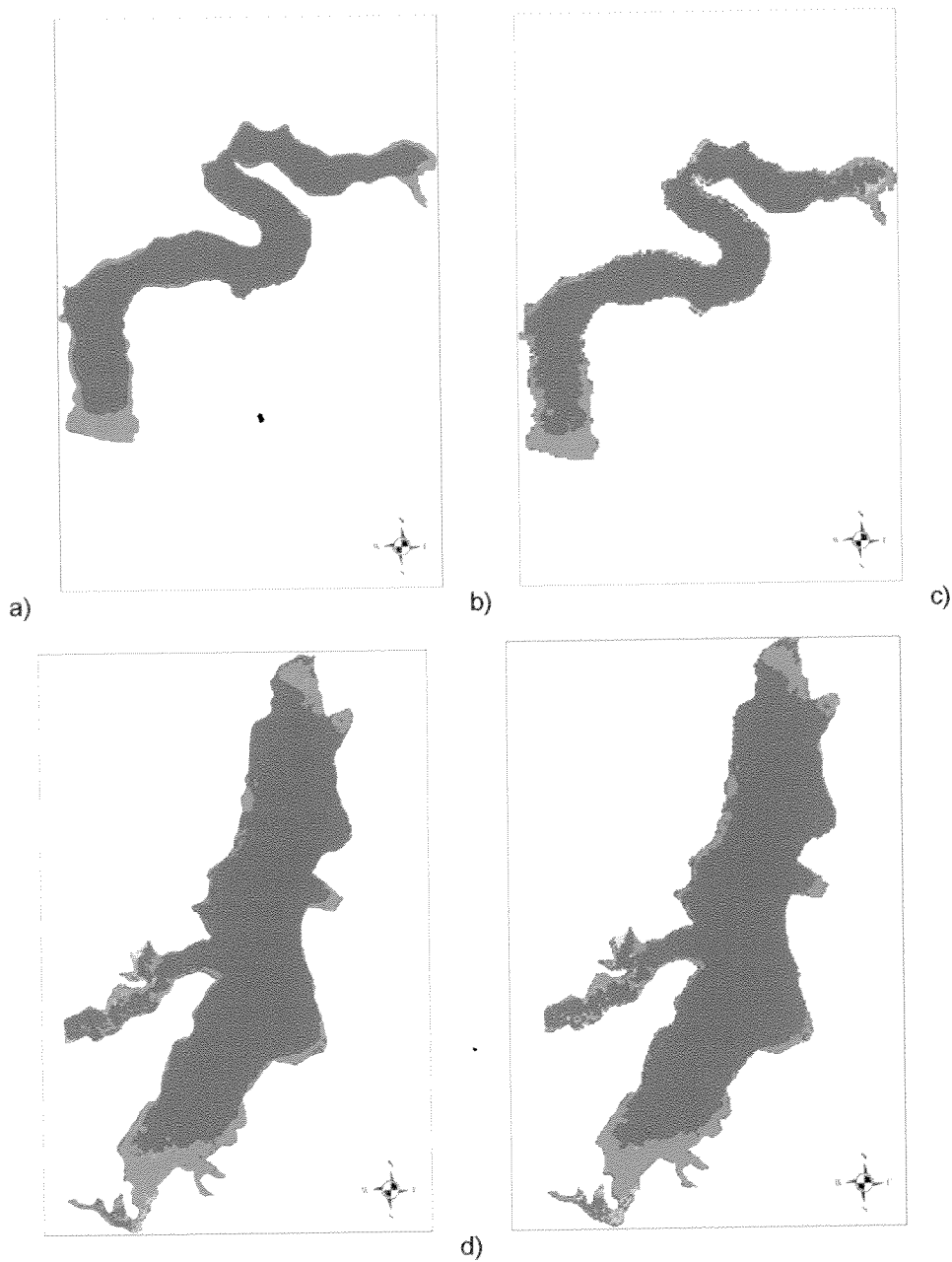
Lake Eymir (in hectar)		Aster 2005 image			
		Reed	Noreed	Unclas s	Total
Aster 2002 image	Reed	15.8	10.6	3.4	29.7
	Noreed	5.0	95.8	0.9	101.7
	Unclas s	1.1	0.7		
	Total	21.9	107.1		

**Table 5.** Change Matrix of High Spatial Resolution Images, Lake Mogan.

Lake Mogan (in hectar)		Quickbird 2005 image			
		Reed	Noreed	Unclas s	Total
Ikonos 2002 image	Reed	85.7	23.3	5.8	114.8
	Noreed	34.0	566.5	6.3	606.8
	Unclas s	2.4	2.4		
	Total	122.1	592.1		

**Table 6.** Change Matrix of Medium Spatial Resolution Images, Lake Mogan.

Lake Mogan (in hectar)		Aster 2005 image			
		Reed	Noreed	Unclas s	Total
Aster 2002 image	Reed	84.2	18.5	12.3	115.0
	Noreed	20.3	566.5	4.7	591.5
	Unclas s	5.1	3.0		
	Total	109.6	588.1		



**Figure 2.** Change images of a) Quickbird 2005 Lake Eymir Image versus Ikonos 2001 Lake Eymir Image, b) Aster 2005 Lake Eymir Image versus Aster 2002 Lake Eymir Image, c) Quickbird 2005 Lake Mogan Image versus Ikonos 2002 Lake Mogan Image, d) Aster 2005 Lake Mogan Image versus Aster 2002 Lake Mogan Image.

### Results from Field Data Analyses

In Lake Mogan approximately 23 ha of reed bed area surrounding the lake shore was removed between 2002 and 2005. This was nearly one fifth of the total reed beds area. When the great value of reeds as habitat providers or having the nutrient retention functions are considered, it is expected to have changes in the lake's ecosystem. To investigate the possible effects of reed degradation in Lake Mogan, the in-lake amounts and loads via inflows of DIN and TP were compared. The changes in DIN and TP amounts in two lakes are presented in Figures 3-6. Years 2002 and 2003 were high water level years and therefore, it is expected to have an increase in the amount of in-lake DIN amounts as the loading from the catchment increased. Gokmen (2004) concluded that when there was low flow of  $\text{NO}_3\text{-N}$ , reed beds retention capacity decreases in Lake Mogan. Thus, recording high amount of in-lake DIN in 2005 despite the lowest load of last five years can be attributed partly to 23 ha removal of reed beds and to lower clearing effects of the reeds during the low water level and low input years. In Lake Mogan, TP in-lake amounts increased since 2002, despite the TP loads via inflows decreased. This could also be attributed to loss of reeds though phosphorus removal by reeds is debateable although high percentages of influent phosphorus loads removal were observed (Headley *et al.*, 2003). Also increased hydraulic residence time of Lake Mogan may also have some effect on this increasing trend of in-lake TP amounts through enhanced internal phosphorus loading (Karapinar, 2005; Karapinar and Beklioglu, in press). The reed areas were not altered by human in the last five years for Lake Eymir; therefore Lake Eymir acted as a control system. Although Lake Mogan and Lake Eymir are a part of the same system the anthropogenic effects such as raw sewage effluent discharge (Beklioglu *et al.*, 1999; Beklioglu *et al.*, 2003) and alterations in hydrology (Karapinar and Beklioglu, in press) of the Lake Eymir are the major factors affecting its nutrient dynamics. Late significant decrease in the lake dissolved oxygen availability largely reduced the nitrification of ammonium that led to increase in the DIN concentrations largely by ammonium (Beklioglu and Tan, accepted). The highest TP in-lake amount in 2004 was due to shift to the turbid water state with the loss of submerged vegetation in the lake (Karapinar and Beklioglu, in press). The late decrease in TP in-lake amount could be attributed the ongoing biomanipulation that enhanced water clarity with re-development of submerged plants.

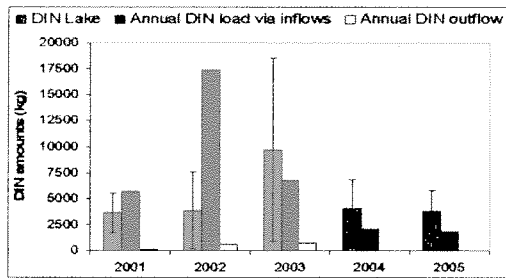


Figure 3. Changes in in-lake, load via inflows and outflow DIN amounts in Lake Mogan between 2001 and 2005

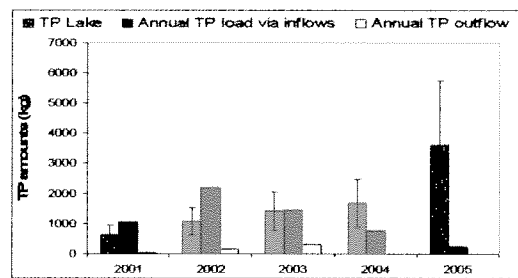


Figure 4. Changes in in-lake, load via inflows and outflow TP amounts in Lake Mogan between 2001 and 2005

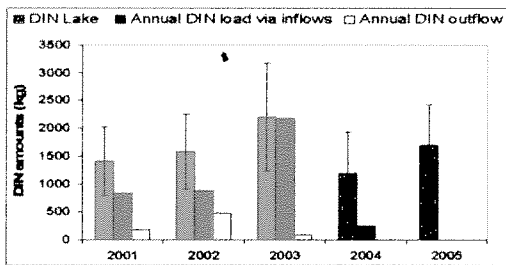


Figure 5. Changes in in-lake, load via inflows and outflow DIN amounts in Lake Eymir between 2001 and 2005

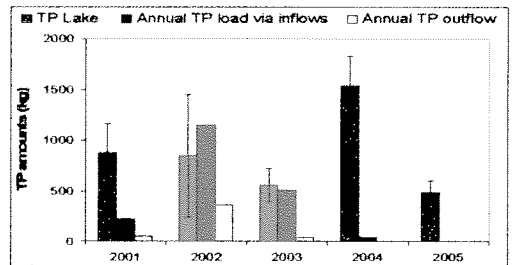


Figure 6. Changes in in-lake, load via inflows and outflow TP amounts in Lake Eymir between 2001 and 2005

## CONCLUSIONS

Our study showed that satellite remote sensing has a great potential in classification of emergent aquatic vegetation cover. High spatial resolution images yield higher performances in classification. Also we observed that medium spatial images such as Aster images are not so suitable for studying lakes with small surface areas. We noted that emergent plants such as reeds are important for clearing the incoming waters from the catchment in turn they help protection of in-lake water quality thus their protection is crucial for conserving natural ecosystem. However anthropogenic degradation of reed areas is the major threat leading to loss of conservation value and stimulating eutrophication that decreases the water quality of shallow lake wetlands. In Lake Mogan we observed a high amount of reed degradation which coincided with the increase in nutrient concentrations of lake. Lake Mogan is an Important Bird Area (IBA) and Specially Protected Area (SPA) because the wetland around the lake harbours several bird species. The loss of habitat for birds and predator fish (e.g. pike), that is loss of reed areas, and as well as the water quality may cause the lake to lose its conservation value and species. Therefore, the land cover and land use classification studies that will be done for the lake catchment could provide better understanding of the future problems that may arise due to the reed bed removal.

## REFERENCES

- Beklioglu, M., Carvalho, L. & Moss, B. (1999). Rapid recovery of a shallow hypertrophic lake following sewage effluent diversion: lack of chemical resilience. *Hydrobiologia*, **412**, 5-15.
- Beklioglu, M., Ince, O. & Tuzun, I. (2003). Restoration of eutrophic Lake Eymir, Turkey, by biomanipulation after a major external nutrient control I. *Hydrobiologia*, **489**, 93-105.
- Beklioglu, M. & Tan, C. (accepted). Drought complicated Restoration of Mediterranean shallow eutrophic lake by biomanipulation. *Archiv fur Hydrobiologie*.
- Burnak, S.L. & Beklioglu, M. (2000). Macrophyte-dominated Clearwater state of Lake Mogan, *Turkish Journal of Zoology*, **24**, 305-313.
- Coppin, P.R. and Bauer, M.E. (1996). Change Detection in Forest Ecosystems with Remote Sensing Digital Imagery. *Remote Sensing Reviews*, **13**, 207-234.
- Foody, G.M. (2002). Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote sensing of Environment*, **80**, 185-201.
- Gorsevski, P.V., Gessler, P.E., and Jankowski, P. (2003). Integrating a fuzzy k-means classification and a Bayesian approach for spatial prediction of landslide hazard. *Journal of Geographical Systems*, **5**, 223-251.
- Gokmen, M. (2004). *Dissolved Inorganic Nitrogen Removal Efficiency of the Reed Beds Surrounding Lake Mogan using Modelling Approaches*. MS Thesis, Department of Biology, Middle East Technical University, Ankara, Turkey.
- Gulati, R.D., & van Donk, E. (2002). Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review. *Hydrobiologia*, **478**, 73-106.
- Gullström, M., Lunden, B., Bodin, M., Kangwe, J., Ohman, M.C., Mtolera M.S.P., and Björk, M. (2006). Assessment of changes in the seagrass-dominated submerged vegetation of tropical Chwaka Bay (Zanzibar) using satellite remote sensing. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **67**, 399-408.
- Headley, T.R., Huett, D.O., and Davison, L. (2003). Seasonal variation in phosphorus removal processes within reed beds – mass balance investigations. *Water Science and Technology*, **48**(5), 59-66.
- Jensen J. R., (1996), *Introductory Digital Image Processing A Remote Sensing Perspective*, 2<sup>nd</sup> edition, Prentice Hall, Inc Upper Saddle River, NJ 07458: 318pp.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Sondergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L.J. & Jensen, L. (1997). Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth, *Hydrobiologia*, **342/343**, 151-164.
- Karapinar, B. (2005). *Role of Hydrology, Sewage Effluent Diversion and Fish on Mass Balance of Nutrients in a System of Shallow Lakes Mogan and Eymir, Turkey*. MS Thesis, Department of Biology, Middle East Technical University, Ankara, Turkey.
- Karapinar, B. and Beklioglu, M. (in press). Impact of sewage effluent diversion, biomanipulation and hydrology on the nutrients mass balance in a shallow eutrophic Mediterranean lake. *Hydrobiologia*.
- Lu, D., Mausel, P., Brondizio, E., and Moran, E. (2004). Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, **25**(12), 2365-2407.
- Moss, B. (1998), *Ecology of Freshwaters: Man & Medium, Past to Future*, 3<sup>rd</sup> edition, Blackwell Science, Oxford: 557pp.
- Sawaya, K.E., Olmanson, L.G., Heinert, N.J., Brezonik, P.L. & Bauer, M. E. (2003). Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery, *Remote Sensing of Environment*, **88**, 144-156
- Wolter, P.T., Johnston, C.A., and Niemi, G.J. (2005). Mapping submergent aquatic vegetation in the US Great Lakes using Quickbird satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, **26**(23), 5255-5274.



**Ek-4**

**“GLOBWETLAND SYMPOSIUM, Looking at wetlands from space, 19-20, October, 2006, Esa-Esrin, Frascati, Rome, Italy” sempozyumuna sunulan bildirinin Journal of Environmental Management başlıklı hakemli dergide basılmasına ilişkin hakemlerden gelen görüşler.**

# *Journal of Environmental Management*

## REVIEW

Manuscript number: 422163od.pdf

Title: MAPPING AND IDENTIFICATION OF SUBMERGED PLANTS IN A SHALLOW LAKE, TURKEY USING QUICKBIRD SATELLITE DATA

Comments:

This work is a specific application in a subject of interest to environmental assessment, monitoring, and management. However, the outline of the paper is very confusing and it is not clear to the reviewer if the work is sufficiently innovative to be presented in the journal.

The section on the implications of this work for environmental management is missing, though justified considering the objectives of the GlobWetland Symposium that has been previously presented.

Specific comments and recommendation have been made in all the sections of the manuscript to enrich the content, clarify the structure, and improve communication. These are listed in the detailed review document, and should be forwarded to the authors.

The quality of English in the text is not good. Copy editing by a professional is necessary.

I suggest that these major changes are considered by the authors. The revised manuscript should be re-evaluated to decide if this work is publishable in the Journal of Environmental Management.

Recommendation:

I recommend that this paper be published without change. \_\_\_\_\_.

I recommend that this paper be published with changes indicated. \_\_\_\_\_X.

I recommend that this paper not be published. \_\_\_\_\_.

# Journal of Environmental Management

## REVIEW

Manuscript number: 422163od

Title: **MAPPING AND IDENTIFICATION OF SUBMERGED PLANTS IN A SHALLOW LAKE, TURKEY USING QUICKBIRD SATELLITE DATA**

Comments:

### GENERAL COMMENTS:

1. Tables 1 -5: Please align text part left side and numbers/figures right side of the column;
2. Figure 4. Please provide boundary coordinates, scale, N-yarrow, etc to the map to make it more useful to readers;
3. Figure 1. IKONOS image is not covering entire lake water body, how authors mapped entire lake body shown in figure 4; or else printing error?;
4. figures and tables caption should be non-italics as per the guidelines ;
5. citation in the text: replace number [1,2] etc with author name (s);
6. reformat the manuscript according the JEM standards.

### SPECIFIC COMMENTS:

1. P3:para1: explain technique or approach used in class aggregation from 20 to 2 classes, such as class spectral mean, spectral similarity value, GWD index?;
2. P4:para1: please quote refereed literature to support the sentence..."achieved higher accuracy than recorded in literature";
3. overall accuracy indicates 71.69% of genus/sps level classification however, both producers and users agreement totals are more than 50%???
4. bunch of published literature is available on species level classification, authors would have been consulted or incorporated some of the advance techniques to enhance this attempt to classify aquatic vegetation strata at specie level;

### CONCLUDING EVALUATION:

A good attempt has been made to delineate submerged vegetation using simple classification approach. Manuscript is written well, however may need further improvement to meets the standards of *Jour. EM*.

Recommendation:

I recommend that this paper be published without change. \_\_\_\_\_.

I recommend that this paper be published with changes indicated. \_\_\_✓\_\_\_.

I recommend that this paper not be published. \_\_\_\_\_.

**Ek-5**

**Journal of Environmental Management başlıklı hakemli dergiye hakemlerin görüşleri doğrultusunda düzeltmeler ve değişiklikler yapılarak basılmak üzere gönderilen makale.**

**IDENTIFICATION AND MAPPING OF SUBMERGED PLANTS IN A  
SHALLOW LAKE USING QUICKBIRD SATELLITE DATA**

**Ozge KARABULUT DOGAN<sup>1</sup>, Zuhai AKYUREK<sup>2\*</sup>, Meryem BEKLIOGLU<sup>1</sup>**

<sup>(1)</sup> *Department of Biology, Middle East Technical University, 06531, Ankara,  
Turkey,*

<sup>(2)</sup> *Department of Civil Engineering, Middle East Technical University, 06531,  
Ankara, Turkey,*

\* Corresponding author: Email: zakyurek@metu.edu.tr

**ABSTRACT**

Submerged plants have several important functions in lakes and wetlands and thus, their identification and monitoring is of great importance. Turkey is a country rich in lakes and wetlands and monitoring of all these lakes needs new advances such as remote sensing technology. In this study, the aquatic plants of a large and shallow Lake Mogan, located in Central Anatolia were identified and mapped using high spatial resolution Quickbird imagery. Classification of Quickbird satellite data with unsupervised classification technique provided high accuracy for identification and mapping of submerged plant coverage and of different submerged plant species and water classes (83.02 % and 71.69 %). Lake Mogan is an Important Bird Area and thus, assessment of submerged plant species is of great value for the ecosystem conservation and management. Furthermore, to the best of our knowledge, this study is the first report on species level identification and mapping of submerged plant species.

*Keywords:* High spatial resolution; Lake Mogan; Macrophytes; Remote sensing; Unsupervised classification.

## 1. INTRODUCTION

Lakes and wetlands are both ecologically and economically important ecosystems. The monetary value of lakes and wetlands on a world scale is immense, as shown by budgets made by Costanza et al. (1997), due to the value of natural goods and services they provide. The total value of the World's natural systems amounted to over thirty trillion US dollars per year and the contribution of wetlands was over 10% and of wetlands together with lakes and rivers as a whole was over a quarter (Constanza et al., 1997). Shallow lake wetlands switch between two alternative stable states: a macrophyte (aquatic plant) dominated clear-water state or a phytoplankton dominated turbid water state (Jeppesen, 1998; Scheffer, 1998; Scheffer et al., 1993). The macrophyte-dominated clear water state enables high biodiversity and in turn high ecological and conservation value. In shallow lake wetlands, submerged and emergent aquatic plants have many important functions including suppression of phytoplankton, provision of habitat for invertebrates, fish and waterfowls and refuges for zooplankton and stabilization of sediment by their roots (Gulati et al., 2002; Jeppesen et al., 1997; Meerhoff et al., 2003; Moss et al., 1996; William et al., 2004). Loss of aquatic plants coincides with loss of water clarity (William et al., 2004) and loss of ecological and conservation values (Moss, 1998). Therefore, identification and monitoring of aquatic plants are of great ecological and economical value for conservation of shallow lake wetlands.

Most lakes are shallow with a predominating littoral zone where the aquatic plants grow (Moss, 1998). Turkey has over 200 natural lakes, 75 dams, and 700 lagoons and most of these are shallow with very large surface areas, yielding a total surface area of 10 000 km<sup>2</sup>. For instance, Lake Beysehir and Lake Egirdir have surface areas of 730

km<sup>2</sup> and 480 km<sup>2</sup>, respectively. Due to the high number and large sizes of lakes, it is very hard to monitor all lakes with field studies based on transect sampling method, which is time-consuming, labour intensive, and expensive especially with increasing surface area. Therefore, contribution of new, fast, and dependable technologies to lake monitoring studies is invaluable (Coops et al., 1999; Sawaya et al., 2003; Vis et al., 2003). Since submerged vegetation absorbs visible red electromagnetic radiation during growing season and thus can be detected by remote sensors (Kirkman, 1996). Satellite remote sensing offers a great potential to contribute to the lake studies such as aquatic plant monitoring, due to good spatial and temporal coverages, and multi-spectral measurements it provides.

Mapping submerged plants over large areas has been performed using either aerial photography (Kirkman, 1996), medium resolution satellite data (Dekker et al., 2005; Schweizer et al., 2005), or close range remote sensing (Sprenkle et al., 2004). Although medium spatial resolution sensors such as Landsat and SPOT were used to detect submerged vegetation in relatively shallow waters, diversity and heterogeneity of bottom reflective targets often leads to mixed pixel problems (Wolter et al., 2005). Seagrass was classified successfully by many researchers (Dekker et al., 1999; Schweizer et al., 2005). However, water clarity is higher in marine and tidal ecosystems, compared to lake ecosystems due to the type of sediment. Turbidity is one of the main factors decreasing the accuracy of classification of submerged plants (Wolter et al., 2005). Today's sensors such as IKONOS and Quickbird provide high spatial resolution images that are as good as airborne photographic products. There have been several studies using high spatial resolution images, such as IKONOS and Quickbird images, for mapping sub-surface features, yet mapping submerged plants in lakes with high spatial resolution satellite data is a new approach. For instance, Sawaya et al. (2003) used IKONOS data to map emergent and submerged plants.

However all density classes for submerged vegetation were merged into one class for accuracy assessment, which yielded to user's and producer's accuracies of 54.2 % and 92.9 %, respectively (Sawaya et al., 2003). Furthermore, Wolter et al. (2005) used Quickbird sensor data for mapping submerged plant distribution with multi-temporal classification approach. They obtained overall accuracies ranged between 71 % and 93 % at three sites across the Great Lakes (Wolter et al., 2005).

The contribution of high spatial resolution satellite data to submerged vegetation classification studies is promising (Sawaya et al., 2003), however mapping submerged vegetation with high spatial resolution data still needs further improvement (Wolter et al., 2005). Since the diversity of submerged plants in a lake ecosystem directly reflects the overall diversity of the ecosystem (Moss, 1998), identification and mapping of submerged plant species has great ecological, economical, and conservation values especially in regions rich in lakes, like Turkey. Thus, in this study, we aimed to identify and consequently map distribution and coverage of submerged plant species in Lake Mogan, Turkey using high spatial resolution Quickbird satellite data.

## **2. MATERIALS AND METHODS**

### **2.1. Study Site**

The study was carried out in Lake Mogan (39°46'N, 32°46'E) (Figure 1). It is a large and shallow freshwater lake located in Central Anatolia, 20 km south of the capital city Ankara, Turkey. The lake is surrounded by a large emergent plant wetland, which is a nesting, breeding and migratory site for waterfowl species having the protection status of Specially Protected Area (SPA) given by the Ministry of Environment (Sandsten et al., 2005). The selected geographical and physical features of Lake Mogan were summarized in Table 1.



**Figure 1.** Quickbird satellite image of Lake Mogan acquired on August 6, 2005.

**Table 1.** Selected geographical, hydrological and physical features of Lake Mogan.

## 2.2. Field data collection

Aquatic plants in Lake Mogan reached the fully grown state by in August. Thus, field survey was conducted between August 23 and August 26, and on September 1, 2005. Transect-based sampling method was used, which could be found at Eurolimpacs' webpage (URL 1). In this method, the lake surface was divided by straight and evenly spaced transects, and plant percent coverage was sampled within the quadrates evenly located along these transects. Fifteen transects with 250 m intervals were used and submerged plants coverages at the surface were estimated at 66 locations using a 1m X 1m quadrate. In order to sample submerged plant species below the surface, a rake was used. Coordinates of each sampling location was recorded using a GPS device of  $\pm 2$  m accuracy. The sampling locations and the quadrate, which was used to estimate the submerged plant coverage at the surface, were presented in Figures 1 and 2, respectively. Submerged plant species collected from each sampling location were identified using the identification keys for water plants (Altinayar, 1988; Haslam et al., 1986). *Potamogeton pectinatus*, *Najas* sp. (*Najas minor* and *Najas marina*), and *Myriophyllum spicatum* were the recorded submerged plant species (see Figure 3), and their percent coverages were presented in Table 2. *M. spicatum* was recorded at only one location; therefore it was regarded as a very rare species and not involved into the further classification steps.

**Figure 2.** 1m X 1m quadrate used in assessment of plant percent coverage at surface

Secchi disc depth (SDD), which is a good estimator of the water clarity for density of the submerged plants in lakes (Coops et al, 1999), was also measured. The relationship between SDD and water depth (WD) was used to define separate water classes in classification. When the WD is lower than the double of the SDD, it was assumed that the reflectance properties differ (Kloiber et al., 2002). ArcGIS 9.1 was used to transfer the collected field data into Geographical Information Systems (GIS) environment.

**Table 2.** Submerged plant species of Lake Mogan and their percent coverage values, in 2005.

**Figure 3.** The drawings of the classified submerged plant species: (taken from Altinayar, 1988). (a) *Potamogeton pectinatus* (Sago pondweed), (b) *Najas minor* (Brittle waternymph) and *Najas marina* (Spiny naiad).

### 2.3. Satellite data analyses

Quickbird multispectral image (acquired on August 6, 2005), which had spatial resolution of 2.41 m X 2.41 m was used in this study. The image was cloud free and geometrically corrected according to the thirteen ground control points (GCPs) collected in the field, with the same GPS device used in the field survey. The GPS accuracy was  $\pm 2$  m and the resulting root mean square errors from the geometric correction of the image were 0.31 pixels for X and 0.46 pixels for Y. The methodology for the satellite data analyses was presented in Figure 4.

**Figure 4.** The summary of methodology followed for the satellite data analyses.

Terrestrial-aquatic and reed bed boundaries were digitized by visual interpretation. The constructed vector data for the terrestrial-aquatic boundary was used to create a bitmap, which was used for masking the terrestrial area to produce a wetland-only image. Afterwards, K-means unsupervised classification was applied to the produced wetland-only image to identify emergent vegetation coverage dominated by reed (*Phragmites australis*). The wetland-only image was classified into 20 classes and consequently aggregated into two final classes, as 'reed' and 'no-reed', using the spectral similarity between the classes. Accuracy assessment for the classification, which was done at 512 random points against the digitized vector data for the reed bed boundary, yielded to 94.69 %. Then, the same vector data were converted into a bitmap in order to mask the reed bed area. In addition to the masks for terrestrial and reed bed area a water mask was established. Near Infrared (NIR) absorption of calm, clear, and deep water is so strong that NIR reflectance over such water becomes nearly zero (Wolter et al., 2005). Therefore, the water mask was established using band reflectance values for a specific pixel satisfying the conditions  $GREEN > RED > NIR$  and  $NIR < NIR_{threshold} = 80$ . The NIR band reflectance threshold value of 80 was specific to the date of image acquisition rather than a general value. Afterwards, unsupervised classification of the image to 50 isodata classes was performed and the class aggregation was done using the spectral similarity among classes. Firstly, the isodata classes were aggregated into two classes as water and submerged vegetation in order to discriminate submerged vegetation from water. Then, isodata classes were aggregated in a more detailed manner in order to identify and distinguish the submerged plant species and water classes. For that purpose, isodata classes were aggregated into five final classes, 'Water A ( $2 \times SDD > WD$ )', 'Water B ( $2 \times SDD < WD$ )', '*P. pectinatus*', '*Najas spp.* at the surface', and '*Najas spp.* below the surface'. *M.*

*spicatum*, the other recorded species, was not used in classification, since this species was observed at only one location with a minor contribution during the field surveys.

The overall accuracy for the aggregated five classes was tested against the field data. Thirteen out of these 66 sampling locations fell into the water mask and therefore data from 53 sampling locations were used in the accuracy test. The accuracy test was done using a nine-pixel kernel around a specific sampling location in order to eliminate the distortions that might have resulted due to the rough and windy field conditions. It was observed that whenever the submerged plant percent coverage at the surface was less than 30 % (regarded as low vegetation), these pixels were mistaken as water pixels and were accepted as water pixels in the accuracy test. The geometric correction, image classification, aggregation and accuracy assessment steps were done using PCI Geomatica 9.1.

### 3. RESULTS

The submerged vegetation coverage was classified with 83.02 % ( $K_{\text{hat}} = 65.95$  %) overall accuracy, while different submerged plant species and water classes was classified with 71.69 % ( $K_{\text{hat}} = 86.5$  %) overall accuracy.

In Table 3, the error matrix for submerged vegetation coverage and water, together with the producer's and user's accuracies, was presented.

**Table 3.** Error matrix, user's and producer's accuracies of the classification into two classes: water and submerged vegetation coverage.

In Table 4, the error matrix for submerged plant species and water classes, together with the producer's and user's accuracies was presented.

**Table 4.** Error matrix, user's and producer's accuracies of the classification to submerged plant species and water classes (A: water (2x Secchi disc depth > Water depth), B: water (2x Secchi disc depth < Water depth), C: *P. Pectinatus*, D: *Najas spp.* at the surface, E: *Najas spp.* below the surface).

The thematic map resulted from the detailed classification for submerged plant species and water classes, for Lake Mogan was presented in Figure 5.

**Figure 5.** Resulting thematic map for the classified submerged plant species and water classes.

#### 4. DISCUSSION

In this study, we aimed to identify and map distribution and coverage of submerged plant species in Lake Mogan and we achieved 83.02 % overall accuracy for submerged plant coverage classification and 71.69 % overall accuracy for classification of three structurally similar submerged plant species and two separate water classes. For submerged plant coverage classification, we successfully achieved higher accuracy than Sawaya et al. (2003), and we also managed to achieve the 85 % accuracy target for land use land cover classifications (Anderson et al., 1976). Submerged plant coverage classification is harder compared to that of emergent plants because the reflectance properties of emergent plants resembles that of terrestrial vegetation and it is spectrally easier to distinguish from water due to the high contrast (Williams et al., 2003). On the other hand, the nature of being submerged in the water brings about the problems of mixed pixels to submerged plant classification. Wolter et al., (2005) suggested the near-ideal conditions for submerged plant classification as good quality images, low relative humidity, good water clarity, calm water surface, and matching of

the field data collection to sensor overpass. Regarding these suggestions, there were several limitations to the classification of submerged plant species in Lake Mogan. First of all, water clarity is low in lake ecosystems compared to the marine ecosystems and turbidity decreases the accuracies of submerged plant species identification. Moreover, field conditions may also set some limitations; for instance windy days may cause shifts and rough surface areas. The number and spatial distribution of the field data has great importance too. Furthermore, sampling submerged plant percent coverage within a quadrat of size 1, m X 1 m, and then assigning this percent coverage value to represent a pixel of size 2.41 m X 2.41 m might lead to mixed pixel problems. If the submerged plant percent coverage was low or the submerged plant species had sparse growth, the representative property of the field measurements decreased for the corresponding pixel. To overcome this problem a quadrat of a larger size could have been used, however the size of the quadrat was restricted to the size of the boat used in the field surveys.

The morphological features of the submerged plant species in Lake Mogan were in close resemblance with each other (eg. leaf structure and growth stature) and thus they were not easy to separate. Moreover, both *P. pectinatus* and *Najas spp.* (*N. marina* and *N. minor*) had sparse growth and therefore it was difficult to classify them compared to the dense growing plants (Sawaya et al., 2003). In the error matrix (Table 3) of the classification of submerged vegetation percent cover, there were no significant confusions between the submerged plant coverage and water classes. However, in the classification of submerged plant species and water classes (Table 4) the number of confusions were increased. There were no significant confusion between water classes and two submerged plant species classes: *Najas spp.* at the surface and *P. pectinatus*. The submerged plant species class that had the highest errors was *Najas spp.* below surface because it has both characteristic of the water and vegetation together. The

least confused classes were the both water classes. Nevertheless, we successfully achieved 71.69 % overall accuracy in identifying and mapping of submerged plant species and water classes. It is noteworthy that, maps are typically evaluated in relation to the magnitude of their estimated accuracy. Although there is no universal standard target accuracy to achieve, an accuracy  $\geq 85$  % correct allocation is considered to be a widely used target (Anderson et al., 1976). Anderson et al., (1976) also reported that detailed classification schemes, like the one performed in this study, were beyond the scope of their discussion. Thus, our results are very promising for the future improvements in this field of research.

## **5. CONCLUSIONS**

To the best of our knowledge, this study is the first to report the identification of three structurally similar submerged plant species together with water classes according to the clarity in inland lakes, where turbidity may set a limitation to the identification of submerged plant species. Lake Mogan is a large shallow lake, an SPA and an IBA. Therefore, assessment of submerged vegetation is of great value for the ecosystem conservation and management, but aquatic vegetation monitoring studies in lake takes several days depending on the density of the submerged vegetation. The overall accuracy result from the identification of plant species together with water classes was very promising, suggesting the use of high spatial resolution Quickbird satellite images for detailed classification studies. Validation and calibration of the findings with more field measurements would improve the results. As shallow lake wetlands, most of which are large, are the most numerous in the world, improvements in Earth Observation technologies would enable rapid and dependable large-scale aquatic plant monitoring, especially with increasing spatial resolution of satellite sensors. Together with the decreased time lap between field surveys and sensor

overpass, high spatial resolution sensor data may yield fast and dependable remote identification of submerged plants in shallow lake wetlands.

## 6. ACKNOWLEDGEMENT

This study was funded by The Scientific and Technological Research Council of Turkey (TUBITAK) and The Royal Netherlands Embassy in Ankara, Agricultural Section, KNIP Project. We would like to thank Arda Ozen for his help in the field survey, Damla Beton for her help in pre-processing of the field data, Sara Banu Akkas for revising the manuscript, and the two anonymous referees for their valuable comments.

## 7. REFERENCES

- Altınayar, G., 1988. Su Yabancıtları, DSI Genel Mudurlugu. (In Turkish)
- Anderson, J.R., Hardy, E.E., Roach, J.T., Witmer, R.E., 1976. A land use and land cover classification system for use with Remote Sensor Data, Geological Survey Professional Paper, 964, 28pp.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the World's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- Coops, H., Hanganu, J., Tudor, M., Oosterberg, W., 1999. Classification of Danube Delta lakes based on aquatic vegetation and turbidity, *Hydrobiologia*, 415, 187-191.



- Dekker, A.G., Brando, V.E., Anstee, J.M., 2005. Retrospective seagrass change detection in a shallow coastal tidal Australian lake, *Remote Sensing of Environment*, 97, 415 – 433.
- Gulati, R.D., van Donk, E., 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-the-art review, *Hydrobiologia*, 478, 73-106.
- Haslam, S., Sinker, Ç., Wolseley, P., 1986. *British Water Plants*, FSC Publications S1, UK, 351 pp.
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Sondergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L.J., Jensen, L., 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth, *Hydrobiologia*, 342/343, 151-164.
- Jeppesen, E., 1998. The ecology of shallow lakes – Trophic interactions in the pelagial. Doctor's dissertation (DSC). NERI Technical Report No.247. Silkeborg. pp. 358.
- Kirkman, H., 1996. Baseline and monitoring methods for seagrass meadows, *Journal of Environmental Management*, 47 (2), 191-201.
- Kloiber, S.M., Brezonik, P.L., Olmanson, L.G., Bauer M.E., 2002. A procedure for regional lake water clarity assesment using Landsat multispectral data, *Remote Sensing of Environment*, 82, 38-47.

- Meerhoff, M., Mazzeo, N., Moss, B., Gallego, L.R., 2003. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a sub tropical shallow lake, *Aquatic Ecology*, 37, 377-391.
- Moss, B., 1998. *Ecology of Freshwaters: Man & Medium, Past to Future*, 3rd edition, Blackwell Science, Oxford.
- Moss, B., Madgwick, J., Phillips, G., 1996, A guide to restoration of nutrient enriched shallow lakes.
- Sandsten, H., Beklioglu, M., Ince, O., 2005. Effects of waterfowl, large fish and periphyton on the spring growth of *Potamogeton pectinatus* L. in Lake Mogan, Turkey, *Hydrobiologia*, 537, 239-248.
- Sawaya, K.E., Olmanson, L.G., Heinert, N.J., Brezonik, P.L., Bauer, M.E., 2003. Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery, *Remote Sensing of Environment*, 88, 144-156.
- Scheffer, M., 1998. *Ecology of shallow lakes*, Chapman & Hall, London, pp. 356.
- Scheffer, M., S. H. Hosper, M. L. Meijer, B. Moss, E. Jeppesen, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes, *TREE*, 8, 275-279.
- Schweizer, D., Armstrong, A., Posada, J., 2005. Remote sensing characterization of benthic habitats and submerged vegetation biomass in Los Roques Archipelago

National Park, Venezuela, *International Journal of Remote Sensing*, 26(12), 2657–2667.

Silverman Sprenkle, E., Smock, L.A., Anderson, J.E., 2004. Distribution and Growth of Submerged Aquatic Vegetation in the Piedmont Section of the James River, Virginia, *Southeastern Journalist*, 3(3), 517-530.

Vis, C., Hudon, C., Carignan, R., 2003. An evaluation of approaches used to determine the distribution and biomass of emergent and submerged aquatic macrophytes over large spatial scales, *Aquatic Botany*, 77, 187-201.

William, F.J., Barko, J.W., Butler, M.G. 2004. Shear stress and sediment resuspension in relation to submersed macrophyte biomass, *Hydrobiologia*, 515, 181-191.

Williams, D.J., Rybicki, N.B., Lombana, A.V., O'Brien, T.M., Gomez, R.B., 2003. Preliminary investigation of submerged aquatic vegetation mapping using hyperspectral remote sensing, *Environmental Monitoring and Assessment*, 81, pp. 83-392.

Wolter, P.T., Johnston, C.A., Niemi, G.J., 2005. Mapping submergent aquatic vegetation in the US Great Lakes using Quickbird satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, 26(23), 5255-5274.

**Table 1.** Selected geographical, hydrological and physical features of Lake Mogan.

<b>Lake Mogan</b>	
Maximum Depth (m)	3.5
Mean Depth (m)	2.1
Surface area (ha)	584.97
Wetland area (total) (ha)	714.28
Elevation (m.a.s.l.)	972.25
Length (m)	5120
Width (m)	1050
Perimeter (m)	26323.9
Substrate	Clay

**Table 2.** Submerged plant species of Lake Mogan and their percent coverage values, in 2005.

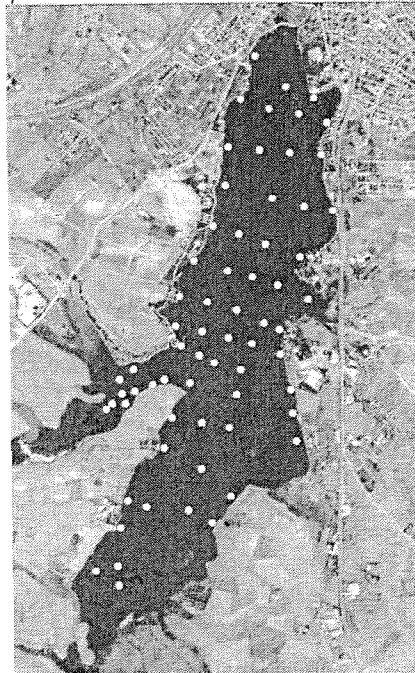
<b>Species Name</b>	<b>Percent Coverage (%)</b>
<i>Potamogeton pectinatus</i>	5.00-15.23
<i>Najas sp. (Najas minor &amp; Najas marina)</i>	10.00-20.90
<i>Myriophyllum spicatum</i>	0.38-3.46

**Table 3.** Error matrix, user's and producer's accuracies of the classification into two classes: water and submerged vegetation coverage.

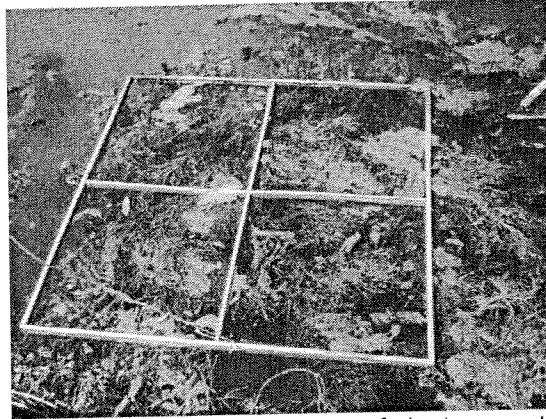
<b>Classified data</b>	<b>Reference Data</b>			<b>User's accuracy</b>	<b>Producer's accuracy</b>
	Submerged Vegetation	Water	Total		
Submerged Vegetation	<b>24</b>	6	30	88.89 %	80.00 %
Water	3	<b>20</b>	23	76.92 %	86.96 %
Total	27	26	53		

**Table 4.** Error matrix, user's and producer's accuracies of the classification to submerged plant species and water classes (A: water (2x Secchi disc depth > Water depth), B: water (2x Secchi disc depth < Water depth), C: *P. Pectinatus*, D: *Najas spp.* at the surface, E: *Najas spp.* below the surface).

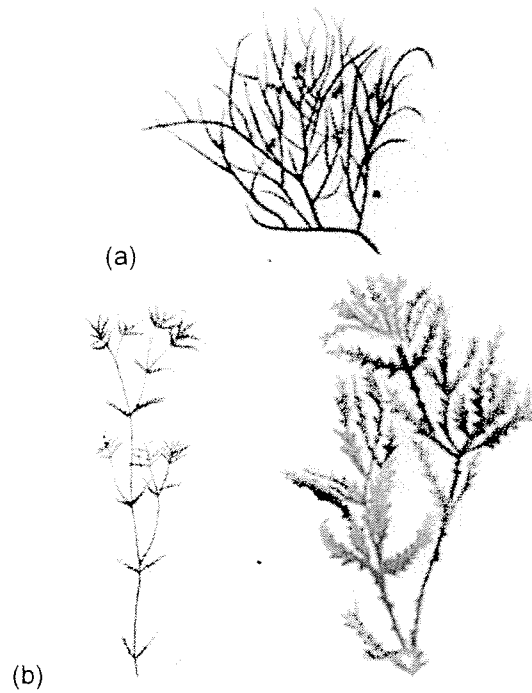
Classified data	Reference Data					Total	User's accuracy	Producer's accuracy
	A	B	C	D	E			
A	1	0	0	0	1	2	33.33 %	50.00 %
B	0	21	0	0	1	22	91.30 %	95.46 %
C	0	0	4	1	2	7	50.00 %	57.14 %
D	1	0	1	4	0	6	57.14 %	66.67 %
E	1	2	3	2	8	16	66.67 %	50.00 %
Total	3	23	8	7	12	53		



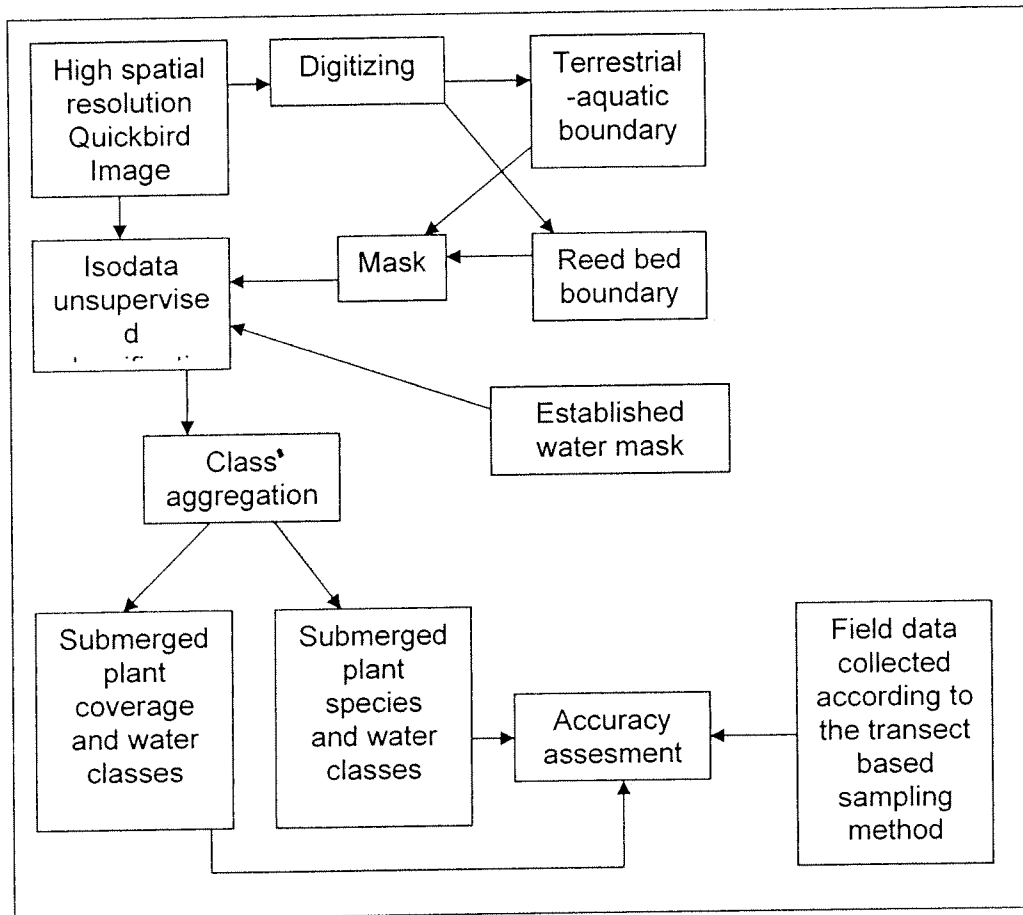
**Figure 1.** Quickbird satellite image of Lake Mogan acquired on August 6, 2005.



**Figure 2.** 1m X 1m quadrat used in assessment of plant percent coverage at surface

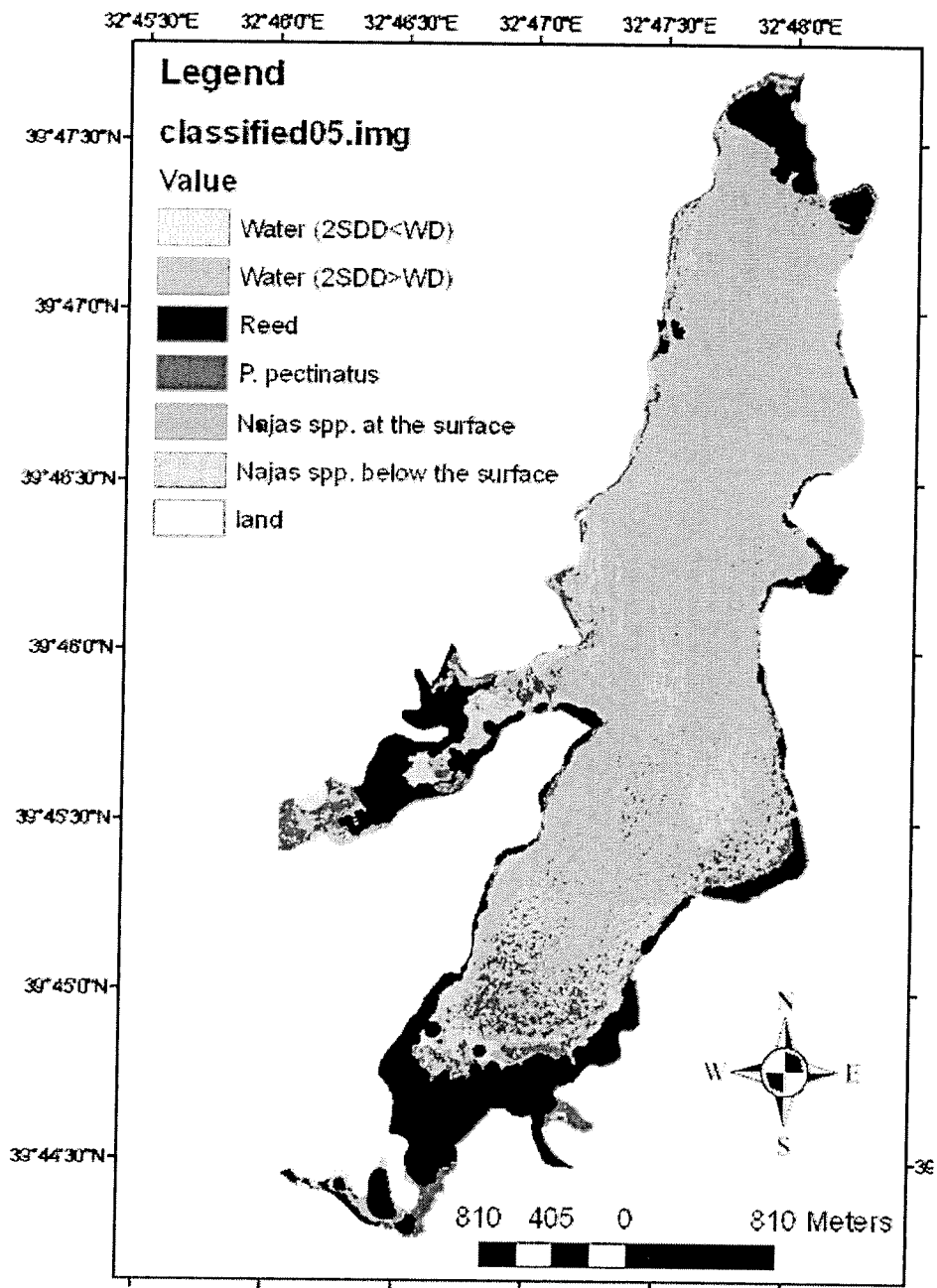


**Figure 3.** The drawings of the classified submerged plant species: (taken from Altinayar, 1988). (a) *Potamogeton pectinatus* (Sago pondweed), (b) *Najas minor* (Brittle waternymph) and *Najas marina* (Spiny naiad).



**Figure 4.** The summary of methodology followed for the satellite data analyses.





**Figure 5.** Resulting thematic map for the classified submerged plant species and water classes.

Ek-6

104Y371 kodlu proje kapsamında yürütülen yüksek lisans tez çalışması  
(Kapak, Abstract ve Öz sayfaları)

MONITORING OF WATER CLARITY, AND SUBMERGED AND  
EMERGENT PLANT COVERAGES IN SHALLOW LAKE WETLANDS  
USING REMOTE SENSING TECHNIQUES

A THESIS SUBMITTED TO  
THE GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES  
OF  
MIDDLE EAST TECHNICAL UNIVERSITY

BY

ÖZGE KARABULUT DOĞAN

IN PARTIAL FULFILLMENT OF THE REQUIREMENTS  
FOR  
THE DEGREE OF MASTER OF SCIENCE  
IN  
BIOLOGY

FEBRUARY 2007

## ABSTRACT

### MONITORING OF WATER CLARITY, AND SUBMERGED AND EMERGENT PLANT COVERAGES IN SHALLOW LAKE WETLANDS USING REMOTE SENSING TECHNIQUES

Karabulut Doğan, Özge

M.Sc., Department of Biology

Supervisor: Prof. Dr. Meryem Beklioğlu Yerli

Co-Supervisor: Assist. Prof. Dr. Zuhai Akyürek

February 2007, 99 pages

Shallow lake wetlands, for which aquatic plants (macrophytes) and water clarity are the key indicators of ecological status, provide valuable services to wildlife and humanity. Conservation of these ecosystems requires development of rapid and large scale monitoring strategies, where remote sensing and Geographic Information Systems (GIS) can be advantageous.

In this study, high spatial resolution Quickbird and IKONOS and medium spatial resolution Landsat and Aster images were used for monitoring the aquatic plants and water clarity in Lakes Mogan and Eymir.

Classification of emergent plants with high spatial resolution data yielded overall accuracies greater than 90% for both lakes, while overall accuracies obtained from the medium spatial resolution data ranged between 80% and 93% for Lake Mogan and between 70% and 78% for Lake Eymir. It was found that there was 23ha reed bed loss in Lake Mogan between 2002 and 2005 and an additional 14ha was lost between 2005 and 2006. In Lake Eymir, no significant change in reed bed area was detected from high spatial resolution images; however medium spatial resolution images revealed 8ha of change which was attributed to the presence of mixed pixels due to low resolution.

The overall accuracies for submerged plant coverage classification from Quickbird images in Lake Mogan were 83% (2005) and 79% (2006) and for classification of submerged plants species were 72% (2005) and 69% (2006).

Moreover, it was found that blue band together with the ratio of red band to blue band, were the best predictors of Secchi disc depth.

Keywords: Classification, Geographical Information Systems, macrophytes, Secchi disc depth.

## ÖZ

### SIĞ GÖL SULAKALANLARINDA SU BERRAKLIĞININ VE SUIÇİ VE SUÜSTÜ BITKİLERİNİN UZAKTAN ALGILAMA TEKNİKLERİYLE İZLENMESİ

Karabulut Doğan, Özge

Yüksek Lisans, Biyoloji Bölümü

Tez Yöneticisi: Prof. Dr. Meryem Beklioğlu Yerli

Ortak Tez Yöneticisi: Y. Doç. Dr. Zuhal Akyürek

Şubat 2007, 99 sayfa

Yaban hayatı ve insanlık için değerli hizmetler sağlayan siğ göl sulakalanlarındaki ekolojik durumunu gösteren en önemli belirteçler su bitkileri (makrofitler) ve su berraklığıdır. Bu ekosistemlerin korunmalarına yardımcı olmak için gerekli olan hızlı ve büyük ölçekli izleme stratejileri geliştirilmesinde Uzaktan algılama ve Coğrafi Bilgi Sistemleri (CBS) avantaj sağlayan araçlar olabilirler.

Bu çalışmada Mogan ve Eymir Gölleri'ndeki su bitkilerinin ve su berraklığının izlenmesi için yüksek mekansal çözünürlüklü Quickbird ve IKONOS görüntüleri ile orta mekansal çözünürlüklü Landsat ve Aster görüntüleri kullanılmıştır.

Suüstü bitkilerinin yüksek mekansal çözünürlüklü görüntülerle sınıflandırılmasından elde edilen genel doğruluklar her iki göl içinde %90'dan yüksekken, orta mekansal çözünürlüklü görüntülerden elde edilen doğruluklar Mogan Gölü için %80 ve %93 arasında, Eymir Gölü için ise %70 ve %78 arasında değişmiştir. Mogan Gölü'ndeki saz yatağı alanında 2002 ile 2005 yılları arasında 23 hektarlık 2005 ve 2006 yılları arasında ise 14 hektarlık kayıpların olduğu bulunmuştur. Eymir Gölü'ndeki saz yatağı alanında yüksek mekansal çözünürlüklü görüntülerde önemli bir değişim bulunmazken, orta mekansal çözünürlüklü görüntülerdekarışmış piksellerin varlığından ötürü 8 hektarlık bir değişim gözlenmiştir.

Mogan Gölü'ndeki suiçi bitkilerinin Quickbird görüntülerinden sınıflandırılması sonucunda elde edilen genel doğruluk değerleri %83 (2005) ve %79'dur (2006). Suiçi

bitki türlerinin sınıflandırılmasından ise %72 (2005) ve %69 (2006) genel doğrulukları elde edilmiştir.

Ayrıca, mavi bant ve kırmızı bant ile mavi bantın oranlarının birlikte Secchi disk derinliğini en iyi tahmin ettikleri bulunmuştur.

Anahtar sözcükler: Sınıflandırma, Coğrafi Bilgi Sistemleri, Makrofitler, Secchi disk derinliği.

**Ek-7**

**Proje özet bilgi formu**



## PROJE ÖZET BİLGİ FORMU

<b>Proje Kodu:</b> 104Y371
<b>Proje Başlığı:</b> Sığ Göl Sulakalanlarının Suiçi ve Suüstü Bitkilerinin ve Su Berraklığının Uzaktan Algılama Yöntemleri ile Belirlenmesi ve İzlenmesi
<b>Proje Yürütücüsü ve Yardımcı Araştırmacılar:</b> Y. Doç. Dr. Zuhâl Akyürek (Proje Yürütücüsü) Prof. Dr. Meryem Beklioğlu (Araştırmacı) Özge Karabulut Doğan (Yüksek Lisans Öğrencisi)
<b>Projenin Yürütüldüğü Kuruluş ve Adresi:</b> Jeodezi ve Coğrafi Bilgi Teknolojileri Bölümü, ODTÜ, İnönü Bulvarı, Ankara.
<b>Destekleyen Kuruluş(ların) Adı ve Adresi:</b> TUBİTAK 104Y371 ODTÜ BAP-2005-07-02-04 The Royal Netherlands Embassy in Ankara, Agricultural Section, KNIP Project
<b>Projenin Başlangıç ve Bitiş Tarihleri:</b> 01.07.2005-31.01.2007
<b>Öz (en çok 70 kelime)</b> Sığ göl sulakalanlarının biyoçeşitliliğinin ve sürdürülebilirliğinin korunmasında mevcut durumun belirlenmesi ve izlenmesi büyük önem taşımaktadır. Uzaktan algılama ve Coğrafi Bilgi Sistemleri bu bağlamda oldukça ümit veren tekniklerdir. Bu proje kapsamında sığ göl sulakalanlarının önemli ekolojik belirteçleri olan suiçi ve suüstü bitkileri ile su berraklığının geleneksel belirleme yöntemleri yanında uzaktan algılama teknikleri ile belirlenmesi ve izlenmesi amaçlanmış ve Coğrafi Bilgi Sistemleri çerçevesinde analizi, değerlendirilmesi ve haritalanması yapılmıştır.

**Anahtar Kelimeler:** Makrofitler, su berraklığı, uzaktan algılama, Coğrafi Bilgi Sistemleri

**Projeden Kaynaklanan Yayınlar:**

**Karabulut Doğan, O., Akyürek, Z., Beklioğlu, M.** Detection of Changes in Aquatic Vegetation Cover in two Central Anatolian Shallow Lake Wetlands Using Remote Sensing Techniques, 10th International Specialized Conference on DIFFUSE POLLUTION AND SUSTAINABLE BASIN MANAGEMENT, September 18-22, 2006. Istanbul, Turkey, Book of Abstracts p. 203, CD of Proceedings.

**Karabulut Dogan, O., Akyurek, Z., Beklioglu, M.** Mapping and Identification of Submerged Vegetation in a Shallow Lake, Turkey using Quickbird Satellite Data, GLOBWETLAND SYMPOSIUM, Looking at wetlands from space, 19-20, October, 2006, Esa-Esrin, Frascati, Rome, Italy, Book of Abstracts, p. 25, CD of Proceedings.

**Karabulut Dogan, O., Akyurek, Z., Beklioglu, M.** Identification and Mapping of Submerged Plants in a Shallow Lake using Quickbird Satellite Data, *Journal of Environmental Management*, accepted with corrections.

**Bilim Dalı:** Biyoloji (Hidrobiyoloji, Ekoloji), Çevre Bilimleri ve Mühendisliği, Harita Mühendisliği

**Doçentlik B. Dalı Kodu:** Sırasıyla 203, 903, 909