

## AÇIK DENİZ YAPILARININ EKOLOJİK ETKİLERİ

Alkın Erdal DEMİRHAN\*, Sevil Deniz YAKAN

\* İstanbul Teknik Üniversitesi, Gemi İnşaatı ve Deniz Bilimleri Fakültesi, Gemi ve Deniz Teknolojisi Mühendisliği Bölümü | demirhana@itu.edu.tr, yakans@itu.edu.tr

### ÖZET

Açık deniz yapıları, petrol ve gaz platformları özelinde incelenmiş ve bu platformlardan kaynaklanan etkiler, hem platformun yer aldığı coğrafi bölge hem de ortamda bulunan canlılar açısından ele alınmıştır. Açık deniz yapılarının konumlandırılması ve işleyişi esnasında ortaya çıkan, üretimden oluşan su, sondaj sıvıları, sondaj çamurları veya sondaj kesintileri gibi ürünlerden kaynaklanan kimyasal etkenler ile işleyişi esnasında meydana gelen ses ve gürültü gibi fiziksel etkenler değerlendirilerek bu etkenlerin ekolojik etkilerine odaklanılmıştır.

**Anahtar kelimeler:** Açık deniz yapısı, sondaj, gürültü, ekoloji.

### 1. Giriş

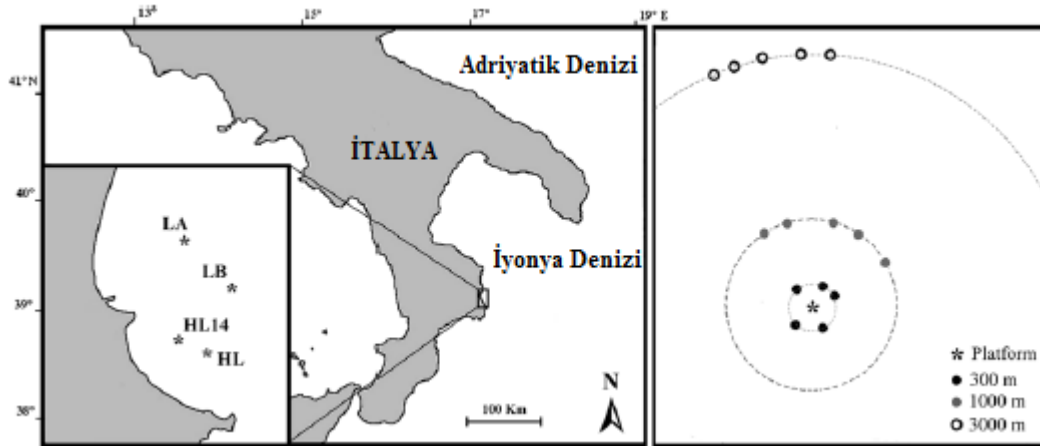
Petrol ve gaz platformlarından boşaltılan sondaj atıklarının, bentoslar üzerinde yarattığı olumsuz ekolojik etkiler çeşitli çalışmalarla ifade edilmiştir (Warwick ve Clarke, 1991; Olsgard ve Gray, 1995). En fazla etkilenen bölgelerde fauna çeşitliliği düşüktür ve fırsatçı türlerin hakimiyeti söz konusudur. Platformlardan uzaklaştıkça faunal çeşitliliğin, el değmemiş ortamdaki alana benzerliği artmaktadır. Faunal bileşimdeki bu değişiklikler bazı bölgelerde platformdan 6 km kadar uzakta bile tespit edilebilmektedir (Olsgard ve Gray, 1995; Grant ve Briggs, 2002).

Açık deniz yapılarının çevresel etki değerlendirmesi, yumuşak tabandaki makrofauna topluluklarına dayanmaktadır. Genelde, platformlara daha yakın olan bentik topluluklarında canlı çeşitliliği azalmakta ve canlı türlerinin miktarları değişebilmektedir. Oysa ki canlı topluluklarında, platformlardan uzaklaştıkça hala tespit edilebilir bir seviyede; ancak hiç etkilenmemiş alanlara kıyasla daha farklı bir canlı çeşitliliği ve miktarı tespit edilebilmektedir (Grant ve Briggs, 2002). Açık deniz yapılarının, canlıların biyoçeşitliliği üzerine olan etkisi merkezden 6 km uzaklığa kadar ulaşabilmesine rağmen (Olsgard ve Gray, 1995), canlılardaki etkiler genelde platformdan 3 km kadar uzakta bulunmaktadır; ancak en yoğun etkiler 1 km çaplı alanda ortaya çıkmaktadır (Olsgard v.d., 1997; Gray v.d., 1999). Bu tip bulgular, öncelikle Kuzey Denizi'nde yapılan çalışmalarla elde edilebilmekte; Meksika Körfezi gibi bölgelerde ise daha yerel etkiler (platform merkezde olmak üzere 400 ila 1600 m çaplı alanda) gözlenmektedir (Montagna ve Harper, 1996; Terlizzi v.d., 2008).

Kuzey Denizi'nde Norveç-Stavanger'in 320 km güney batısında bulunan bir petrol sahası olan Phillips Petrol Şirketi'nin Ekofisk alanında 200 adet keşfedilmiş petrol kuyusu bulunmaktadır ve günlük üretimi ortalama 127.000 varil olup, 2050 yılına kadar petrol çıkarma işleminin devam edeceği düşünülmektedir. Bu bölgeye ait Çevresel Etki Değerlendirmesi (ÇED) raporunda, sondaj platformlarının 1 km yarıçaplı bir alanında, deniz tabanında yaşayan bentik organizmaların tür çeşitliliğini etkileyeceği öngörülmüştür. Statfjord petrol alanı, Kuzey Denizi'nde İngiltere'nin

kuzey sınırında, 580 km<sup>2</sup>'yi kapsayan 145 m su derinliğinde, 1974 yılında Mobil tarafından keşfedilen ve 1987'den beri Statoil tarafından işletilen devasa bir petrol ve gaz alanıdır. Bu alanda yapılan çeşitli araştırmalardan elde edilen verilerin ilk analizi ise, biyolojik etkilerin ÇED raporlarında öngörülenlerden çok daha büyük olduğunu ortaya koymuştur (Reiersen v.d., 1988; Gray v.d., 1999).

Kuzey İyonya Denizi'nde Crotone doğal gaz bölgesinde (39°05'K, 17°09'D, Güneybatı İtalya), kıyıdan 7 km açıktaki ve 90 m derinde LA ve LB isimli 2 açık deniz platformu bulunmaktadır. Ayrıca, kıyıdan sadece 2 km uzağa ve 30 m derinliğe, HL ve HL14 isimli daha küçük yapıda 2 açık deniz platformu daha yerleştirilmiştir. Bu 4 platformun da makro-bentik topluluklarla 300, 1000 ve 3000 m mesafesi bulunan 3 konumu seçilmiştir (Şekil 1). Bu konumlar dikkate alınarak, artan mesafe ile birlikte makro-bentik topluluklarındaki değişimlerin etkisi, sadece derinliği daha fazla olan platformlar için bulunmuştur. Sığ sudaki 2 platform (HL ve HL14) arasında, mesafeye bağlı belirgin bir değişiklik tespit edilmemiştir. Derinliğe bakılmaksızın, platformlara daha yakın olan topluluklarda, en uzaktaki yerleşkelerdekine nispeten daha az değişkenlik gözlenmiştir. Tür zenginliği, toplam bolluk ve klasik çeşitlilik gibi indekslerle yapılan tek değişkenli analizler, uzaklıklar arasında önemli bir farklılık göstermemiştir; ancak platformlara yakın topluluklarda, genel olarak çeşitliliğin ve bolluğun gözlemlendiği bildirilmiştir (Terlizzi v.d., 2008).

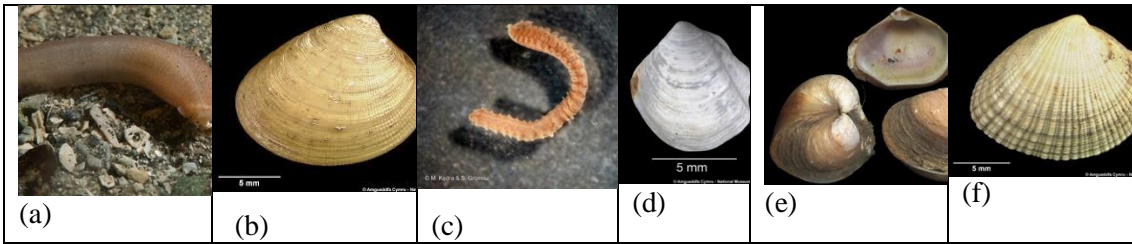


**Şekil 1:** İncelenen 4 platformun konumu. Sağ tarafta ise, platformların etrafından alınan örneklerin toplandığı mesafeler (Terlizzi v.d., 2008).

Daha derin sulardaki platformların (LA ve LB) bentik topluluklara etkileri, sığ sulardaki platformlara (HL ve HL14) kıyasla daha fazladır. Daha yüksek çevre istikrarı ve kirleticilerin seyreltilerek dağılma potansiyelinin yüksek olması, daha derin suda gözlenen potansiyel etkileri hafifletebilmektedir. Ancak bu durum, platformların bitişik topluluk yapısını daha az derinlikte etkileyebileceğini öne süren diğer çalışmalarla çelişebilmektedir (Ellis v.d. 1996; Burns v.d., 1999; Terlizzi v.d., 2008). Derinliğin yanı sıra, platform yapısı ve bağlantılı batık boru hatları, çoğunlukla kabuklu deniz hayvanı ve sucul omurgasızlar tarafından temsil edilen pek çok yerleşik omurgasız yapışkanın kolonileştirilmesine zemin sağlayabilmektedir (Stachowitsch v.d., 2002; Terlizzi v.d., 2008). Topluluklardan kaynaklanan kabuklar, parçalar ve ölü organizmalar, platformların dip çevresinde geniş bir höyük oluşturarak, organik zenginleşmeyi yüksek seviyede tutmakta ve yüzey heterojenliğini arttırmaktadır (Schroeder ve Love, 2004). Bu tarz materyaller, daha sığ sudaki ve daha küçük bir platforma kıyasla daha büyük ve sert yapısı olan, daha derin sularda bulunan bir platformda daha çok üretilmektedir (Terlizzi v.d., 2008).

## 2. Çevresel Stres ve Deniz Organizmalarına Etkileri

Sipuncula şubesine ait bir omurgasız deniz solucanı olan *Golfingia vulgaris* (Şekil 2.a), Nuculidae familyasına dahil olan çift kabuklu yumuşakça olan *Nucula sulcata* (Şekil 2.b) ve Spionidae ailesine ait bentik bir solucan *P. cirrifer*'nin (Şekil 2.c) çevresel strese duyarlı olduğu bilinmektedir (Gray ve Pearson, 1982; Heip, 1992; Alexander v.d., 1993). Açık deniz platformlarından farklı uzaklıklarda bulunan canlı toplulukları içinde en fazla bulunan türler içinde ise, Corbulidae familyasından, sepet istiridye cinsinden, çok küçük, tuzlu su ve çift kabuklu yumuşakçası olan *Corbula gibba* (Şekil 2.d), Thyasiridae ailesinden olan bir kabuklu olan *Thyasira biplicata* (Şekil 2.e) ve ince, simetrik kabukları olan bir yumuşakça olan *Timoclea Ovata*'nın (Şekil 2.f) kirliliğe ortamında da yaşayabildikleri bildirilmiştir (Borja v.d., 2000; Wilding, 2006). Bununla birlikte, az sayıdaki vakada, türlerin bolluğundaki gidişat, platformlardan uzaklaştıkça giderek azalmakta olan bozulma varsayımıyla tutarlı olmaktadır. Bu kendine özgü örnekler, incelenen alanda etkili olan yoğun trolün etkisi ile tespit edilebilmektedir. Trol avcılığının, bentik sistemleri değiştirerek türlerin bolluğuna ve topluluk çeşitliliğinin azalmasına neden olduğu bilinmektedir (Thrush v.d., 1998). Bu nedenle, açık deniz platformlarının yakınında trol kullanımı kesinlikle yasaktır. Ancak, açık denizdeki platformların balıklar üzerindeki çekici etkisi (Stanley ve Wilson, 1997; Neira, 2005) balıkçılar tarafından da kabul edildiğinden, trol avcılığı faaliyeti gaz sahasında (yani 1000 m ve 3000 m yarıçaplarında) yoğunlaşmaktadır (Terlizzi v.d., 2008).



**Şekil 2:** Çevresel etkilere maruz kalan bazı organizmalar (a) *Golfingia vulgaris* (<http://www.seawater.no>, n.d.); (b) *Nucula sulcata* (MuseumWales, n.d.); (c) *P. Cirrifer* (IO PAN, n.d.); (d) *Thyasira biplicata* (MuseumWales, n.d.); (e) *Corbula gibba* (Corbulidae, n.d.) (f) *Timoclea Ovata* (MuseumWales, n.d.)

Makrofauna topluluklarının, platformlara olan uzaklıklarına göre farklılaşması, aynı zamanda kimyasal boşaltımın varlığıyla da ilişkili olabilir ve bu durum, platformlar arasında da farklılık gösterebilmektedir. Yapılan birkaç çalışmada, platformlardan uzaklaştıkça azalan kirlilik oranıyla bentik topluluklardaki değişimler arasında güçlü bir korelasyon olduğu belirtilmiştir (Olsgard ve Gray, 1995). Bu durumda, *Balanus amphitrit* larvalarının akut ve yarı ölümcül (sub-lethal) toksikolojik testlerinin sonuçları (Faimali v.d., 2006; Greco v.d., 2006), platformlara farklı mesafelerdeki sedimentte, toksik seviyenin belirgin olmadığını göstermiştir (Faimali v.d., 2006). Bu durum, bentik topluluklarda gözlemlenen değişimin belirlenmesinde kimyasal kontaminasyonun etkisinin az olduğunu düşündürmektedir (Terlizzi v.d., 2008).

1960'lı yılların ortalarında, petrol şirketlerinin bentoslardaki etkilerinin tahmin edilenden çok daha fazla olduğu anlaşılmıştır. Bu etki alanının, sondaj çamuru veya kesinti (cuttings) boşaltım sondaj veya üretim platformunun tam 3 km<sup>2</sup> çevresi kadar genişlikte olduğu anlaşılmıştır ve 1985 yılında toplanan Paris Çalışma Grubu da bunu kabul etmiştir. Yapılan bazı araştırmalar; bazı Kuzey Denizi bentik omurgasız canlılarının, petrol konsantrasyonunda düşme beklenen sondaj boşaltım noktasından 10 km uzakta bile, sayılarının düştüğünü bulmuştur (Bakke v.d., 1990;

Davies v.d., 1988). Bu sonuç, biyolojik etkinin sanıldığından çok daha büyük alanlara ulaştığı sonucuna varan çalışmayı da desteklemektedir (Reiersen v.d., 1988). Bu gibi gelişmelerin ardından, Norveç makamları, 1991'de uygulamaya başladığı mevzuatla, 1 Ocak 1993'e kadar azami miktardaki kesintileri olan petrolün 60 g/kg 'e kadar boşaltılmasına izin verilmiştir, bu tarihten sonra ise petrol bulaşmış kesintilerin Norveç Kıta Sahanlığı'nda boşaltılması tamamen yasaklanmıştır. Olsgard ve Gray'in (1995) Norveç Kıta Sahanlığı'ndaki petrol ve gaz araştırmaları hakkında elde ettiği verilerin çoğunu analiz etmesinden sonra, bu mevzuatın haklılığı anlaşılmıştır.

Bir miktar malzeme belli mesafelere taşınsa da Kuzey Denizi'nde boşaltılan materyallerin çoğu, sondaj çamurları ve diğer maddelerle kirlenmiş kaya parçaları içeren kesinti kazıklarında (cutting piles) toplanmıştır. Kuzey Denizi'ndeki en büyük yığın hacminin 66816 m<sup>3</sup> malzeme içerdiği ve en yüksek uzunluğunun da deniz yatağından 26 m yukarıya çıktığı tahmin edilmektedir. Kuzey Denizi'ndeki yığının 1.3x10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>'lük hacmi Birleşik Krallık'ta yer alırken, 6.5x10<sup>5</sup> m<sup>3</sup>'lük hacmi Norveç bölgelerinde yer almaktadır (Bell v.d., 2000). Kuzey Denizi'ndeki üretim hayatının sonuna gelen platformlarda ve platform söküm işlemlerinde, platformdan kaynaklanan yığınların yönetimi ile ilgili kararlar alınması gerekmektedir. Örneğin; Kuzey Denizi'nde Brent petrol sahasında, petrol yükleme tankeri ve depolama işlevi gören bir duba olarak çalışan ve Shell şirketi tarafından işletilen Brent Spar'ın hizmet dışı bırakılmasıyla ilgili tartışmalar, bu kararların kamuoyu önünde kayda değer bir boyutta olabileceğini önermektedir (Rice ve Owen, 1999). Yönetim için seçenekler, yığını olduğu gibi yerinde bırakma veya karada arıtılarak yok edilmesi için toplatılmasını içermektedir. Platform yapılarının kaldırılmasına yönelik bazı seçeneklerin deniz ortamı üzerindeki muhtemel ekolojik etkileri, seçenekler arasında seçim yapmak için kilit bir kriterdir, bu nedenle, bu malzemelerin dağıtımı ile muhtemel ekolojik etkilerinin acil olarak öngörülmesi gerekmektedir (Gerrard v.d., 1999; Grant ve Briggs, 2002).

Ekolojik araştırmalar, mevcut etkilerin mekânsal boyutunu haritalamak için çok değerlidir; fakat bu yaklaşım, gelecekte oluşacak ekolojik etki tahminleri için sınırlı bir değere sahiptir. Sorun, gözlemlenen etkilerden hangi kirleticilerin sorumlu tutulduğu konusunda fikir birliğinin olmamasıdır. Alternatif bir yaklaşım, yığındaki sedimentlerin doğrudan toksisite değerlendirmesinin kullanılmasıdır. Bu maddenin toksisitesi karakterize edilirse, yığınlardaki tortular için izin verilen maksimum konsantrasyonları belirlemek için uluslararası kabul görmüş (Oslo ve Paris Komisyonları, 1994) risk değerlendirme yöntemleri kullanılabilir. Petrol ve gaz platformları çevresinde sınırlı miktarda sediment toksisite testi yapılmıştır. GOOMEX (Gulf of Mexico Offshore Monitoring Experiment) çalışması sırasında, sondaj kesintileri (drill cuttings) ile kirlenmiş sedimentlere ait gözenek suyunda (pore water) bazı toksisite testleri yapılmıştır (Carr v.d., 1996; Kennicutt et al., 1996). Sedimentin, amfipodlar, annelidler ve mikrotoks bakterilerine olan toksik etkisi ve gözenek sularının çift kabuklu larvalarına olan toksik etkisi de değerlendirilmiştir (Grant ve Briggs, 2002).

Mikrotoks testi, bir toksinin, biyoluminisans özellikli bir bakteri olan *Vibrio fischeri* tarafından ışık üretimi üzerindeki etkisini ölçen hızlı bir toksisite testidir. Testler, ıslak sediment kullanılarak gerçekleştirilir. Mikrotoks toksisite değerlerinin kuru ağırlık bazında ifade edilmesine izin vermek için, her sedimentin sıvı bölüntü kısmı, önce o haliyle tartılmakta, sonra sediment kurutulmakta ve daha sonra tekrar tartılmaktadır. Bu testi uygulamak için NaCl solüsyonu kullanılmaktadır (Grant ve Briggs, 2002). Amfipod *Corophium volutator* ve polkaet *Arenicola marina* kullanılarak gerçekleştirilen toksisite testleri mevcuttur. Bu türlerin, sediment testlerine uygunlukları onaylandığından, kirleticilere karşı duyarlı olduklarından ve Kuzey Denizi makrofauna, artropodlar (eklembacaklılar) ve annelidlerde (halkalı solucan) bulunan sayısal

baskın filumlardan ikisini temsil ettiklerinden dolayı seçildikleri belirtilmektedir. Testlerin sonuçları, *Arenicola*'nın North West Hutton'daki sedimentlerde bulunan kirleticilere karşı duyarlılığının, *Corophium*'unkinden daha düşük olduğunu teyit etmektedir.

### 3. Ses ve Gürültünün Canlılara ve Çevreye Olan Etkileri

Çok sayıda deniz canlısı türü, santimetrelerden yüzlerce kilometreye kadar mesafeler arasında iletişim kurmak ve gezinmek için sesi kullanmaktadır. Gerçekten de su altındaki dünya görme, tat ve koku gibi diğer duyarlı sınırlanabileceğinden; ses, deniz canlılarının, özellikle balinaların kendi çevreleriyle iletişim kurmaları ve öğrenmeleri için önemli haline gelmektedir. Bütün yunuslar ve bazı balinalar, örneğin sperm balinaları, gezinmek için sesi kullanıp, avını yankı tespiti olarak adlandırılan doğal sonar şeklinde bulmaktadırlar. Önce bir dizi tıklama yayıp, daha sonra çevrelerinden gelen geri yankıları analiz etmektedirler (IFAW, 2013).

Ses, küçük dişli balinalar için alt çene yağ tabakası (Norris, 1969) aracılığıyla kemik iletimi yoluyla alınmaktadır. Büyük balinaların işitme sisteminin anatomik yapısı incelendiğinde koklealarının yapısal olarak düşük frekanslı seslere duyarlı olduğu görülmüştür. Bu duruma rağmen, bu hayvanlar yüksek frekansları da işitebilmektedirler (Fleischer, 1976). Büyük balinaların gemi gürültüsüne, sonar sinyallerine ve alçak uçan uçaklara tepki verdiğinden bahsedilmektedir (Norris ve Reeves, 1978, Turl, 1982) Artan gürültü seviyeleri, gelişmiş teknolojilerin ve hızla artan insan nüfusunun sonucudur. Gürültü, insan faaliyetlerinin bir yan ürünüdür.

Deniz memelilerinin işitme eşiğini ölçmek için hem davranışsal hem de elektro fizyolojik yöntemler kullanılmıştır. Bir odiyogram, bir hayvanın işitme sınırlarını ve maksimum duyarlılık bölgelerini tanımlamasına rağmen, hayvanın arka plandaki sesin bir sinyalini duyma yeteneğini tanımlamamaktadır. Bu algılama yeteneğini belirlemek için kritik bant veya kritik oran verileri gereklidir. (Turl, 1982) Bir deniz memelisinin, kaynak düzeyleri ile bir gürültü bileşenini algılayabileceği mesafeleri tahmin etmek amacıyla derin veya sığ su yayılımı için bir iletim sönümlenme modeli seçilmelidir. Bu model, alıcı sistemin özellikleri ile ilgili varsayımlar içermektedir. Bu varsayımlar; büyük balinaların su altı işitiminin optimize edilmesi (okyanus gürültülü bir yer olduğundan akustik sistemin duyarlılıkla sınırlandırılmadan önce gürültüyle sınırlandırılması; böylece, bir sinyalin zaman biriminin %50'sinde duyulması için 0 dB'lik bir algılama eşiğinin olması gerekmektedir), işitme bant genişliğinin 1/3 oktav olması ve alıcının çok yönlü olmasıdır.

Açık deniz sondaj çalışmaları sırasında oluşan gürültü, bazı akustik sensörler için gürültü kirliliği haline gelebilmektedir. Derin su ses kaynakları, derin okyanus sularında daha iyi akustik birleşime sahip olduğundan gürültü, derin suda daha büyük alanları etkilemektedir. Açık deniz sondaj faaliyetlerindeki kaynak seviyesi verileri, kaynaktan 1 m mesafede ölçülen bir projektör tarafından yayılan ses enerjisinin miktarını belirtmektedir. Sığ sudaki açık deniz sondaj operasyonlarda ise, çok yönlü yayılım nedeniyle doğru kaynak seviyesi ses ölçümleri zor olmaktadır (Drouin, 1965). Verilerde değişkenlik vardır; çünkü sığ suda ses yayılım özellikleri büyük ölçüde değişmektedir ve arka plan ortam gürültüsü kıta sahanlığı alanlarında güçlü ve değişken olmaktadır (Turl, 1982).

Sığ suda, iletim kaybı birçok değişkene (özellikle deniz yüzeyi, su ortamı ve dibi) duyarlıdır. Bu nedenle, değişkenlerin spesifik bilgilerinin yokluğunda (özellikle de ses hızı ve dip yapısının yoğunluğu), sığ sudaki iletim kaybı yalnızca yaklaşık olarak öngörülebilmektedir. Tablo 1'deki

değerler, petrol ve gaz sondaj faaliyetlerinden kaynaklanan gürültünün, sondaj alanlarından önemli mesafelerde tespit edilebileceğini göstermektedir. Uygun yayılım özellikleri bu aralıkları daha da genişletebilmektedir (Turl, 1982).

**Tablo 1:** Petrol ve gaz sondaj faaliyetlerinden kaynaklanan sesin deniz memelileri tarafından tespit edilebileceği tahmini minimum mesafeler (Turl, 1982).

Frekans (kHz)	Kaynak seviyesi (dB)	Arka plan sesi (dB)	Bant genişliği (Hz)	Menzil (km)	Menzil (deniz mili)	Yarıçaplı bir dairenin alanı, Menzil (deniz mili karesi)
0,02	160	60	8	38	21,0	$1,3 \times 10^3$
0,10	150	50	15	17,4	9,3	$2,7 \times 10^2$
1,00	180	50	25	174	94,0	$2,8 \times 10^4$

Şişeburun yunusu (*Tursiops truncatus*), mutur (*Phocoena phocoena*), katil balina (*Orcinus orca*), beyaz balinalar (*Deiphinapterus leucas*) ve Amazon nehir yunusu (*Inia goeffrensis*) için davranışsal su altı odyogramları yapılmıştır. Ek olarak, Kaliforniya deniz aslanı (*Zalophus californianus*), Grönland fokü (*Pagophilus groenlandicus*), halkalı fok (*Pusa hispida*) ve sığ su fokü (harbour seal, *Phoca vitulina*) gibi yüzgeç ayaklılar için de su altı odyogramları yapılmıştır. Elektro fizyolojik odyogramlar, hem memeli deniz hayvanları hem de yüzgeç ayaklılar için yapılmıştır (Bullock v.d., 1968). Çizgili yunus (*Stenella coeruleoalba*), benekli yunus (*Stenella attenuata*), kaba dişli yunus (*Steno bredanensis*) ve Pasifik şişe burunlu yunus (*Tursiops gilli*) da dahil olmak üzere uyuşturulmuş çeşitli hayvanlar üzerinde testler yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde, türler arası duyarlılıklar benzerlik göstermektedir ve *Tursiops truncatus*'un davranışsal odyogramına benzemektedir (Johnson, 1966). Deniz memelilerinin sekiz türü için ölçülen su altı odyogramlarındaki veriler, test edilen deniz memelilerinin nispeten düşük frekanslarda duyarsız olduğunu göstermektedir (Turl, 1982).

Memeli deniz hayvanları için ses kaynak seviyesi ve frekans verileri Tablo 2'de özetlenmiştir. Bu bildirilen değerler, nispeten dar bantlardaki en üst enerji seviyeleridir. Geniş bant ses kaynak seviyesi ölçümleri, küçük dişli balinaların dört türü (yunus, buzul balinası - *Lissodelphis borealis*, Pasifik pilot balina ve Pasifik şişe burunlu yunus) için de yapılmıştır (Fish ve Turl, 1976). Tablo 2'de gösterilen değerler, büyük balinaların ürettiği seslerin frekansla sınırlandırıldığını göstermektedir; ancak bu değerler, muhtemelen kaynak seviyesi verisinin normal olarak dar bant ölçümleri olarak sunulma biçimini yansıtmaktadır (Turl, 1982).

**Tablo 2:** Balinacılar için kaynak seviyesinin özeti (Fish ve Turl, 1976).

Tür	Kaynak seviyesi (db, 1 m'deki re 1 $\mu$ pa)	Frekans	Referans
<b>Dişli balinalar (<i>odontocete</i>)</b>			
<i>Tursiops truncatus</i>	217-228 175	Tepeden tepeye tık sesi seviyesi bant genişliği Tepeden tepeye tık sesi seviyesi bant genişliği	(wwl, 1994) (wwl, 1994)
<i>Lagenorhynchus australis</i>	80	Tık sesi rms (karekök ortalama, root mean square) seviyesi bant genişliği	(schevill v.d., 1971)
<i>Orcinus orca</i>	160	Çıglık karekök ortalama seviyesi bant genişliği (tıklama dizileri)	(schevill v.d., 1966)
<i>Stenella lognistrotris</i>	108-115	Sinyal patlaması karekök ortalama seviyesinin bant genişliği	(watkins v.d., 1974)

	109-125 85-95	“cıyıklamak” Tıklama sesi	
<i>Inia geoffrensis</i>	165	Tepeden tepeye tık sesi seviyesi bant genişliği	(schevill v.d., 1974)
<i>Phocoena phocoena</i>	100 140	Tık sesi karekök ortalama seviyesi bant genişliği Tık sesi zirve bant genişliği düzeylerinin ortalaması ve aralığı.	(mohl ve andersen, 1974) (schevill v.d., 1966)
<i>Physeter catadon</i>	135 173,5 171,5 (165,5-175,3)	Sinyal tepesi bant genişliği seviyesinin <i>p. Katadon</i> 'a ait olduğu düşünülmüştür. 1 khz'de ortalama 1/3 oktav tıklama seviyesi. Tık sesi bant genişliği düzeylerinin ortalaması ve aralığı.	(corell ve green, 1968) (dunn, 1969) (levenson, 1974)
Dişsiz balinalar ( <i>mysticete</i> )			
<i>Megaptera novaeangliae</i>	138,6 148,6 155,4 (165,5-175,3)	5 khz'de ortalama 1/3 oktav tıklama seviyesi. 1 khz'de ortalama 1/3 oktav tıklama seviyesi. Sinyallerin çeşitli tiplerinin bant genişliği seviyelerinin ortalaması ve aralığı.	(levenson, 1972)
<i>Eubalaena glacialis</i>	172-187	Geğirme benzeri sesler için 25-2500 hz bandındaki seviyeler.	(cumplings v.d., 1972)
<i>Eschrichtius glaucus</i>	138-152	Birkaç farklı düşük frekanslı sinyal türü için ortalama bant genişliği seviyeleri. Ölçülen en yüksek seviye.	(cumplings v.d., 1968)
<i>Balaenoptera musculus</i>	159,2 188	Tıklamaların maksimum bant genişliği seviyesi. Ortalama 14-222-hz bandındaki inleme seviyesi.	(beamish ve mitchell, 1971) (cumplings ve thompson, 1971)
<i>Balaenoptera physalus</i>	173-181	20 hz sinyalleri için kaynak seviyesi. <i>B. Physalus</i> 'tan kaynaklandığı düşünülen 20 hz sinyallerinin kaynak seviyesi.	(patterson ve hamilton, 1964) (schevill v.d., 1964)
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	152-6	Tık sesinin maksimum bant genişliği seviyesi.	(beamish ve mitchell, 1973)

Mysticete (dişsiz balinalar), 12 Hertz'den 30 kHz'ye ses kadar üretebilmektedir. Ürettikleri ses aralığı çok geniş olduğundan, bu sesler 4 bölüme ayrılmıştır. Balinaların sesleri çıkartış şekilleri ve bu sesleri çıkartan balinalar, Tablo 3'te gösterilmiştir.

**Tablo 3:** Mysticete (dişsiz balinaların) çıkarttığı seslerin 4 ayrı kategoriye ayrılmış hali (Turl, 1982).

	Frekanslar	Sesleri çıkartan balina türleri ve açıklamalar
Grup 1	12-500 Hz arası	İnilti genellikle harmonik olarak yapılandırılmış saf sesler içermektedir. Sei ve minke balinaları hariç tüm türler bu sesleri çıkartmaktadır.
Grup 2	40-200 Hz arası	Sesler hırıltı benzeri yumruk ve kısa süreli vuruşlar içerir. Kambur, buzul (bir çubuklu, dişsiz balina türü), kutup (Grönland), gri, fin (çatal kuyruklu) ve minke balinaları bu sesleri üretmektedir.

Grup 3	1 kHz'den yukarısı	Cırlamalar genellikle frekansı hızla değiştiren kısa, ayrık, harmonik olmayan tonlardır. Çığlıklar ve ısıklık, harmonikli veya harmoniksiz saf seslerdir.
Grup 4	20-30 kHz arası	Bu tarz sesler tepe enerjileri yüksek tıklamalar ve darbelerdir.

Grönland balinalarının kısa süreli ve uzun süreli olmak üzere iki tür ses kaydı yapılmıştır. Seslerin temel frekansları sırasıyla 50-80 Hz ve 100-195 Hz'dir (Ljungblad v.d., 1979). Eğer bu balinalar tarafından üretilen sesler duyabilecekleri seslerin göstergeleri ise balinaların işitme bant genişliği 12 Hz'den 30 kHz'e kadar uzanmakta olduğu belirtilmektedir (Turl, 1982).

Aşırı veya artan çevresel gürültü; beslenme, çiftleşme, yavruların korunması ve sayılarının artması gibi biyolojik işlevleri, akustik işaretlere dayanan hayvanlara zarar verebilmektedir. Fin balinası (*Balaenoptera physalus*) (Payne ve Webb, 1971) tarafından üretilen 20 Hz sesin akustik özellikleri, uzun menzilli iletişim için çok uygun bir sinyal olarak tanımlanmaktadır. Kaynakta ya da alıcıdaki sinyal-gürültü oranındaki azalmanın, algılama aralığını sürekli olarak azaltabileceği düşünülmektedir (Turl, 1982). Sesle yerini belirlemeye çalışan bir yunusun çevresindeki gürültü seviyesinin artmasıyla tıklama sesi sayısının da arttığını gösterilmiştir. Ayrıca, toplam algılama performansının, artan ses seviyeleri ile de bozulduğu ifade edilmektedir (Penner ve Kadane, 1980).

#### 4. Sonuç

Platformda petrol çıkartılırken veya işlenirken, bazı işlemlerden geçmektedir. Bu işlem sonucunda üretimden oluşan su, sondaj sıvıları, sondaj çamurları veya sondaj kesintileri gibi bazı ürünler oluşabilmekte ve bazen bu ürünler denize deşarj edilebilmekte ve deşarjın yapıldığı bölgede yaşayan canlılara, canlıların yaşam alanlarına, sedimentlere, deniz ortamına veya ekolojik dengeye çok ciddi zararlar verebilmektedir. Ayrıca, daha derin sulardaki platformların bentik topluluklara, sığ sulardaki platformlara kıyasla, daha büyük potansiyel etkileri vardır.

Deniz ortamında yön bulmak, haberleşmek, avlanmak, beslenmek ve yaşamak için özellikle deniz memelileri sesi kullanmaktadır. Ancak, son yıllarda okyanus ve denizlerdeki gürültü öylesine artmıştır ki, örneğin; büyük balinaların gemi gürültüsüne, sonar sinyallerine ve alçak uçan uçaklara tepki verdiğinden söz edilmektedir. Gürültü ve çevre kirliliği çoğu durumda memeli deniz hayvanlarını zorlayarak ölümlerine neden olabilmektedir. Artan gürültü kirliliği mavi balinaları ve diğer memeli deniz canlılarını çok zorlamakta ve ilettikleri sesin menzilin azaltmaktadır. Elektro fizyolojik odyogramlar, hem memeli deniz hayvanları hem de yüzgeç ayaklılar için yapılmıştır. Elde edilen sonuçlar değerlendirildiğinde, türler arası duyarlılıklar benzerlik göstermektedir.

#### Kaynaklar:

Alexander R.R., Stanton J.R., Dodd J.R. Influence Of Sediment Grain Size On The Burrowing Of Bivalves: Correlation With Distribution And Stratigraphic Persistence Of Selected Neogene Clams. *Palaios*, 1993; 3, 289–303.

Bakke T., Gray J.S., Reiersen L.O. Monitoring in the Vicinity of Oil And Gas Platforms: Environmental Status in the Norwegian Sector in 1987-1989. *Proceedings of the 1st International*



Symposium on Oil and Gas Exploration and Production Waste Management Practices, US EPA, 1990; 622 - 623.

Bell N., Smith M., Manning A. Determination of the Physical Characteristics of Cuttings Piles, Using Existing Survey Data and Drilling Information, CORDAH, Aberdeen, 2000.

Borja A., Franco J., Pérez V. A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin*, 2000; 40, 1100–1114.

Carr R.S., Chapman D.C., Presley B.J., Biedenbach J.M., Robertson L., Boothe P., Kilada R., Wade T., Montagna P. Sediment Porewater Toxicity Assessment Studies in the Vicinity of Offshore Oil and Gas Production Platforms in the Gulf of Mexico. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1996; 53, 2618–2628.

“Corbulidae”, [http://www.idscaro.net/sci/01\\_coll/plates/bival/pl\\_corbulidae\\_1.htm](http://www.idscaro.net/sci/01_coll/plates/bival/pl_corbulidae_1.htm). Last accessed: 24 June 2019.

Davies J.M., Bedborough D.R., Blackman R.A.A., Addy J.M., Appelbee J.F., Grogan W.C., Parker J.G., Whitehead A. The Environmental Effects of Oil-Based Mud Drilling in the North Seas. In *Drilling Wastes*, F. R. Engelhardt, J. P. Ray and A.H. Gillam (Ed.), 59-89. Elsevier, London, 1988.

Bullock T.H., Grinnel A.D., Ikezono E., Kameda K., Katsuki Y., Nomoto M., Sato N., Yanagisawa K. Electrophysiological Studies of the Central Auditory Mechanisms in Cetaceans, *Zeitschrift für Vergleichende Physiologie*, 1968; 59, 117-156.

Burns K.A., Codi S., Furnas M., Heggie D., Holdway D., King B., McAllister, F. Dispersion and Fate of Produced Formation Water Constituents in an Australian Northwest Shelf Shallow Water Ecosystem, *Marine Pollution Bulletin*, 1999; 38, 593–603.

Drouin A.H. Design and Field Operation of an Underwater Acoustic Telemetry System. *Offshore Technology Conference*, 6th, OTC, 9, 1965.

Ellis M.S., Wilson-Ormond E.A., Powell E.N. Effects of Gas Producing Platforms on Continental Shelf Macro-Epifauna in the Northwestern Gulf of Mexico: Abundance and Size Structure, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1996, 53, 2589–2605.

Faimali M., Garaventa F., Piazza V., Greco G., Corrà C., Magillo F., Pittore M., Giacco E., Gallus L., Falugi C., Tagliafierro G. Swimming Speed Alteration of Larvae of *Balanus Amphitrite* as a Behavioural End-Point for Laboratory Toxicological Bioassays, *Marine Biology*, 2006; 149, 87–96.

Fish J.F., Turl C.W. Acoustic Source Levels of Four Species of Small Whales. *Naval Undersea Center TP 547*, 1976.

Fleischer G. Hearing in Extinct Cetaceans as Determined by Cochlear Structure. *Journal of Paleontology*, 1976; 50(1), 133-152.

Gerrard S., Grant A., London C., Marsh R. Drill Cuttings Piles in the North Sea: Management Options During Platform Decommissioning. UEA Centre for Environmental Risk, Research Report 31, 1999.

Grant A., Briggs A.D. Toxicity of Sediments from Around a North Sea Oil Platform: Are metals or Hydrocarbons Responsible for Ecological Impacts? *Marine Environmental Research*, 2002; 53, 95–116.

Gray J.S., Bakke T., Beck H.J., Nilssen I. Managing the Environmental Effects of the Norwegian Oil and Gas Industry: From Conflict to Consensus. *Marine Pollution Bulletin*, 1999; 38, 525–530.

Gray J.S., Pearson T.H. Objective Selection of Sensitive Species Indicative of Pollution-Induced Change in Benthic Communities. I. Comparative methodology. *Marine Ecology Progress Series*, 1982; 9, 111–119.

Greco G., Corrà C., Garaventa F., Chelossi E., Faimali M. Standardization of Laboratory Bioassays with *Balanus Amphitrite* Larvae for Preliminary Oil Dispersants Toxicological Characterization. *Chemistry and Ecology*, 2006; 22, 163– S172.

Heip C. Benthic Studies: Summary and Conclusions. *Marine Ecology Progress Series*, 1992; 91, 265–268.

“IFAW, International Fund for Animal Welfare. Breaking the silence”, <https://s3.amazonaws.com/ifawpantheon/sites/default/files/legacy/IFAWAustraliaBreakingthesilence-howournoise-pollutionisharming.pdf>. Last accessed: 24 June 2019.

“IO PAN”, <http://www.iopan.gda.pl/projects/Polychaeta/list/PriCir.html>. Last accessed: 24 June 2019.

Johnson C.S. Auditory Thresholds in the Bottlenose Porpoise, *Tursiops truncatus*. Naval Ordnance Test Station TP 4178, 1966, 22.

Kennicutt M.C., Green R.H., Montagna P., Roscigno P.F. Gulf of Mexico Offshore Operations Monitoring Experiment (GOOMEX), Phase 1: Sublethal Responses to contaminant Exposure – Introduction and Overview. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1996; 53, 2540–2553.

Ljungblad D.K., Leatherwood S., Dahleim M.E. Sounds Recorded in the Presence of an Adult and Calf Bowhead Whale, *Balaena mysticetus*. Naval Ocean Systems Center TR, 1979; 420, 1-7.

“Marine Bivalve Shells of the British Isles”, <https://naturalhistory.museumwales.ac.uk/britishbivalves/browse-record.php?-recid=281>. Last accessed: 24 June 2019.

Montagna P.A., Harper D.E. Benthic Infaunal Long Term Response to Offshore Production Platforms in the Gulf of Mexico. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1996; 53, 2567–2588.

Neira F.J. Summer and Winter Plankton Fish Assemblages Around Offshore Oil and Gas Platforms in South-Eastern Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2005; 63, 589–604.

Norris K.S. The Echolocation of Marine Mammals, *The Biology of Marine Mammals*, HT Harrison (Ed.), Academic Press, New York, 1969; 391-423.

Norris K.S., Reeves R.R. (Eds.) Report on a Workshop on Problems Related to Humpback Whales (*Aleaptera novaeangliae*) in Hawaii, US Dept Comm, NTIS PB-280-794, p 90, 1978.

Olsgard F., Gray J. A Comprehensive Analysis of the Effects of Offshore Oil and Gas Exploration and Production on the Benthic Communities of the Norwegian Continental Shelf. *Marine Ecology Progress Series*, 1995; 122, 277–306.

Olsgard F., Somerfield P.J., Carr M.R. Relationships Between Taxonomic Resolution and Data Transformations in Analyses of a Macrobenthic Community Along an Established Pollution Gradient. *Marine Ecology Progress Series*, 1997; 149, 173–181.

Oslo and Paris Commissions. Ecotoxicological Assessment Criteria for Trace Metals and Organic Microcontaminants in the North-East Atlantic. London: Oslo and Paris Commissions. 1994.

Payne R., Webb D. Orientation by Means of Long Range Acoustic Signaling in Baleen Whales, *New York Academy of Sciences*, 1971; 188, 110-141.

Penner R.H., Kadane J. Tursiops Biosonar Detection in Noise, *Animal Sonar Systems*, Plenum Press, 1980; 957-959.

Reiersen L.O., Gray J.S., Palmork K.H., Lange R. Monitoring in the Vicinity of Oil and Gas Platforms: Results from the Norwegian Sector of the North Sea and Recommended Methods for Forthcoming Surveillance, *Drilling Wastes*, Elsevier, London, 1988; 91-117.

Rice A.L., Owen P. Decommissioning the Brent Spar. New York: E & N Spon, 1999.

Schroeder D.M., Love M.S. Ecological and Political Issues Surrounding Decommissioning of Offshore Oil Facilities in the Southern California Bight. *Ocean and Coastal Management*, 2004; 47, 21–48.

Stachowitsch M., Kikinger R., Herler J., Zolda P., Geutebrück E. Offshore Oil Platforms and Fouling Communities in the Southern Arabian Gulf (Abu Dhabi). *Marine Pollution Bulletin*, 2002; 44, 853–860.

Stanley D.R., Wilson C.A. Seasonal and Spatial Variation in the Abundance and Size Distribution of Fishes Associated with a Petroleum Platform in the Northern Gulf of Mexico. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 1997; 54, 1166–1176.

Terlizzi A., Bevilacqua S., Scuderi D., Fiorentino D., Guarnieri G., Giangrande A., Licciano M., Felling S., Frascetti S. Effects of Offshore Platforms on Soft-Bottom Macro-Benthic Assemblages: A Case Study in a Mediterranean Gas Field. *Marine Pollution Bulletin*, 2008; 56, 1303–1309.

“The Marine Flora and Fauna of Norway”, <http://www.seawater.no>. Last accessed: 24 June 2019.

Thrush S.F., Hewitt J.E., Cummings V.J., Dayton P.K., Cryer M., Turner S.J., Funnell G., Budd R., Milburn C., Wilkinson M.R. Disturbance of the Marine Benthic Habitat by Commercial Fishing: Impacts at the Scale of the Fishery. *Ecological Applications*, 1998; 8, 866–879.

Turl C.W. Possible Effects of Noise from Offshore Oil and Gas Drilling Activities on Marine Mammals: A Survey of the Literature. Naval Ocean Systems Center, Technical Report 776, San Diego, California. 1982.

Warwick R.M., Clarke K.R., 1991. A Comparison of Some Methods for Analyzing Changes in Benthic Community Structure. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 71, 225–244.

Wilding T.A. The Benthic Impacts of the Loch Linnhe Artificial Reef. *Hydrobiologia*, 2006; 555, 345–353.

“WORMS, World Register of Marine Species”, <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=131153>. Last accessed: 24 June 2019.