

## 2.9. Onderwatergeluid en andere energievormen (D11)

Water is een ideaal medium voor geluidspropagatie; akoestische golven kunnen zich in water vijf keer sneller voortbewegen dan in lucht. Bronnen van antropogeen geluid in het mariene milieu zijn ofwel van korte duur en meestal repetitief zoals heien van palen, seismisch onderzoek of het vernietigen van explosieven (impulsief geluid), of langdurig/continu, zoals afkomstig van baggeren, scheepvaart, visserij en industriële installaties (omgevingsgeluid).

De Goede milieutoestand wordt bereikt wanneer de toevoer van energie, waaronder onderwatergeluid, op een niveau is dat het mariene milieu geen schade berokkent. Zowel voor impulsief geluid als voor omgevingsgeluid werd een doel vooropgesteld.

### 2.9.1. Impulsief geluid

Jan Haelters, Mia Devolder, Bob Rumes, Laurence Vigin en Alain Norro

Het heien van palen en de vernietiging van in zee terechtgekomen munitie (UxO), veroorzaken hoge geluidsniveaus die mogelijk schadelijk zijn voor in zee levende dieren. Er werd een tijdelijke verplaatsing van bruinvissen vastgesteld door het heien van palen voor offshore windturbines, maar het is niet bekend welke effecten dit heeft op een populatieniveau.

#### 2.9.1.1. Inleiding

Voor de toepassing van de KRMS wordt geluidsniveau uitgedrukt als nul tot piekniveau ( $L_{z-p}$ )<sup>9</sup>, uitgedrukt in dB re 1  $\mu$ Pa. Gezien het niet mogelijk is om brongeluid te meten, worden niveaus genormaliseerd tot het niveau op 750 m van de bron. Het milieudoel (met uitzondering van het vernietigen van UxO), is: 'Het niveau van antropogene impulsgeluiden is kleiner dan 185 dB re 1  $\mu$ Pa (nul tot max. SL) op 750 m van de bron.'

OSPAR heeft een beoordeling gemaakt van impulsief geluid door middel van het *OSPAR register for impulsive sound* (OSPAR, 2017) op basis van gegevens voor het jaar 2015.

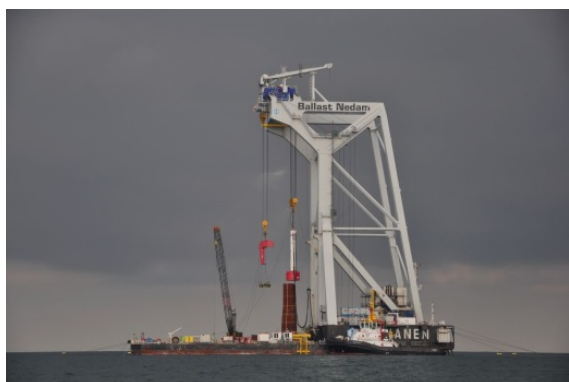
Bepaalde antropogene activiteiten veroorzaken geluidsniveaus onder water die mogelijk schadelijk zijn voor zeedieren. De effecten zijn onvoldoende of niet gekend. Het onderzoek van de effecten van hoge geluidsniveaus onder water focust vaak op walvisachtigen, gezien deze zelf gebruik maken van onderwatergeluid voor communicatie en voedselzoeken, ze zeer gevoelig zijn voor hoge geluidsniveaus, en een beschermingsstatuut (met bijhorende verplichtingen) hebben.

#### 2.9.1.2. Achtergrond

De meest relevante bronnen van impulsief geluid in Belgische wateren zijn detonaties van niet ontplofte munitie (*Unexploded Ordnance* of UxO) en heien van funderingen voor offshore windparken (Figuur 2.70). Geotechnische

<sup>9</sup> Het nul tot piekniveau ( $L_{z-p}$ ) is de maximale waarde (ongewogen en uitgedrukt in dB re 1  $\mu$ Pa) die de geluidsdruk golf bereikt.

surveys in Belgische wateren genereren lagere niveaus van onderwatergeluid (Erbe & McPherson, 2017, Lurton, 2016) en worden niet verder behandeld.



*Figuur 2.70. Het heien van de funderingen van offshore windturbines genereert hoge onderwatergeluidsniveaus.*

Het onderwatergeluid gegenereerd tijdens heioperaties voor de constructie van offshore windmolenparken heeft een hoog bronniveau. De drukgolf en de bijbehorende deeltjesbeweging ('particle motion') kunnen schadelijk zijn voor mariene biota. De best onderzochte dieren met betrekking tot de effecten van geluidsdruk gegenereerd door heien zijn walvisachtigen, die sterk afhankelijk zijn van geluid om te communiceren, te navigeren, roofdieren te vermijden en naar voedsel te zoeken, maar de resultaten van onderzoek tonen ook schadelijke gevolgen aan voor vissen (Debusschere et al., 2016). Het heigeluid kan mogelijk door zeezoogdieren worden

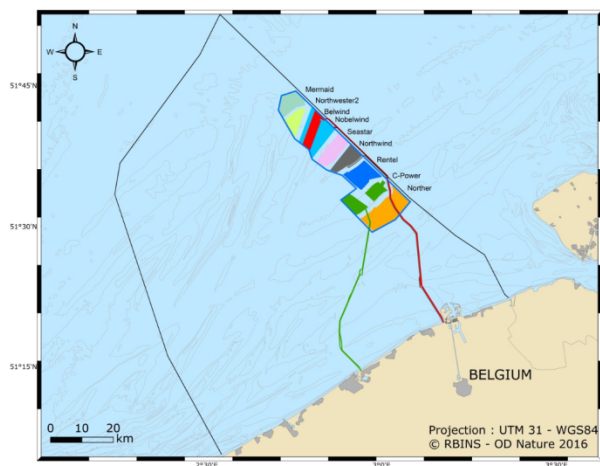
gedetecteerd tot een afstand van bijna 100 km (Thomsen et al., 2006). Voor de bruinvis kan impulsief geluid in theorie effecten hebben die uiteenlopen van de dood nabij de geluidsbron tot permanente gehoordrempelverschuivingen, tijdelijke gehoordrempelverschuivingen, en -maskering en verstoring verder weg. De bruinvis, als een klein endotherm dier dat in een relatief koude omgeving leeft, moet bijna continu foerageren. Effecten van een herhaalde verplaatsing zijn onbekend.

Tijdens en na Wereldoorlog I en II kwamen grote hoeveelheden munitie in zee terecht: de munitie ging verloren of werd opzettelijk op zee achtergelaten. Deze munitie omvat conventionele munitie zoals bommen, granaten, torpedo's en mijnen, evenals fosforbrandbommen en chemische munitie. Historische gegevens over de hoeveelheden gedumpte munitie en hun locatie is beperkt. Gedumpte munitie vormt een bedreiging voor de menselijke gezondheid en het mariene milieu, o.a. voor wat betreft onderwatergeluid. Dit onderwerp wordt in het rapport behandeld omdat het aannemelijk lijkt dat bij detonaties de drempelwaarde voor impulsief geluid overschreden worden.

In de Berichten aan Zeevarenden wordt informatie gegeven over het melden van het aantreffen van UxO in uitvoering van OSPAR-aanbeveling 2010-10. Het doel hiervan is het rapporteren van vondsten van UxO te bevorderen (OSPAR, 2004; 2010) en het nemen van passende maatregelen te vergemakkelijken. De aanwezigheid van UxO vormt niet alleen een probleem voor visserij, maar ook voor ander gebruik van de zee, zoals het leggen van kabels en pijpleidingen, de bouw van windparken, baggeren en zand- en grindwinning.

### 2.9.1.3. Geografisch gebied

Impulsief geluid werd beoordeeld in het gebied van het BDNZ waar windturbines worden gebouwd (Figuur 2.71).



Figuur 2.71. Locatie van geplande en bestaande offshore windmolenparken. Begin 2017 waren C-Power, Northwind, Nobelwind en Belwind operationeel (source: <https://odnature.naturalsciences.be/mumm/en/>).

### 2.9.1.4. Methodologie

Impulsief onderwatergeluid (geluidsdruk) werd gemeten tijdens heiverkzaamheden in het kader van de constructie van offshore windparken op verschillende afstanden van de heilocatie. Ten minste één gekalibreerde hydrofoon en een opnameketen werd ingezet vanuit een kleine boot, type RHIB, bij drift (Lagrangiaanse benadering) (Haelters, 2008; Norro et al., 2013; OSPAR, 2014; Dekeling et al., 2014). Om ongewenst geluid van de boot zelf te voorkomen, waren de motoren en andere apparatuur die onderwatergeluid genereert zoals de dieptemeter, uitgeschakeld. De metingen werden uitgevoerd bij gunstige weersomstandigheden, met beperkte wind en een lage zeeegang. De positie van de boot werd constant geregistreerd met behulp van een GPS-systeem, dat samen met de heilocatie de informatie genereerde over de afstand van de meting tot de geluidsbron.

Het opnametoestel werd ingesteld op de hoogst mogelijke bemonsteringsfrequentie (44.100 Hz). Met behulp van referentiesignalen werden het geluidsniveau en de frequentieverdeling (spectrale analyse) van geselecteerde delen van de opnamen geanalyseerd. Het nul tot piekniveau ( $L_{z-p}$ ) werd berekend met behulp van MATLAB. Op basis van metingen op verschillende afstanden werd een propagatiemodel ontwikkeld, waarmee het mogelijk was om het geluidsniveau op elke afstand te extrapoleren, waaronder de genormaliseerde afstand van 750 m tot de bron (Norro et al., 2013). Details van de methodologie zijn te vinden in bijlage.

Aan de hand van gegevens en schattingen in literatuur (vb. Lucke et al., 2009; Brandt et al., 2011; Dähne et al., 2013; Southall et al., 2007; Tougaard et al., 2014), werd een beoordeling gemaakt van de afstand waarop bruinvissen potentieel verstoord werden. Studies hebben aangetoond dat bruinvissen waarschijnlijk TTS zouden vertonen bij een ontvangen geluidsdrukniveau boven 200 dB (piek-piek) re  $1\mu\text{Pa}$  of een akoestisch blootstellingsniveau (SEL) boven 164 dB re  $1\mu\text{Pa}^2\text{s}$  (Lucke et al., 2009). Bailey et al. (2010) vermoeden dat bij een niveau ( $L_{z-p}$ ) van 149 dB re  $1\mu\text{Pa}$  ernstige verstoring ('wegvluchten van de bron') zou voorkomen.

De OSPAR-beoordeling is gebaseerd op het *Impulsive Noise Register* dat in 2016 werd gecreëerd en door ICES wordt beheerd. Deze eerste beoordeling is enkel gebaseerd op gegevens van 2015 en geeft een overzicht van de verspreiding en intensiteit van de bronnen van impulsief geluid.

Voor de vernietiging van UxO op het BDNZ werden geen geluidsmetingen onder water uitgevoerd, maar von Benda-Beckmann (2015) geeft aan dat het – afhankelijk van de hoeveelheid springstof aanwezig – mogelijk negatieve effecten heeft op zeezoogdieren. Een register van dergelijke evenementen wordt bijgehouden maar het exacte TNT equivalent is onbekend.

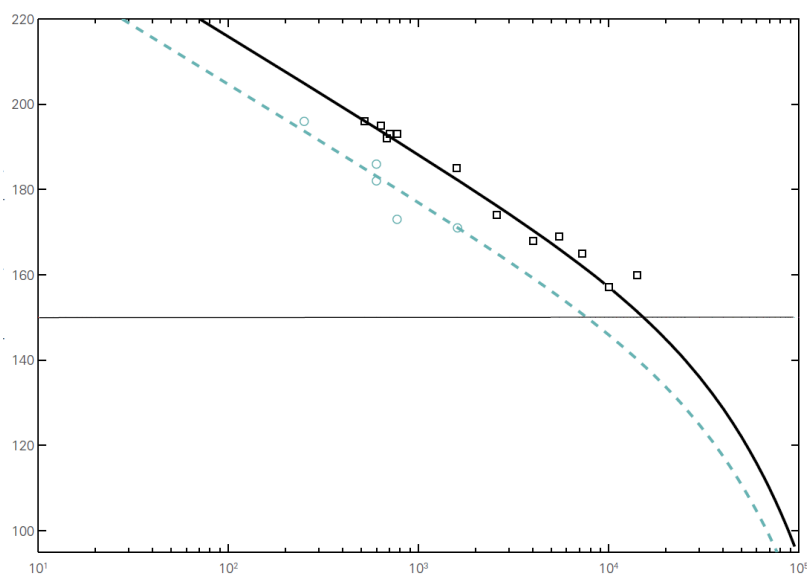
#### 2.9.1.5. Resultaten en trend

##### *Heien*

Het onderwatergeluid werd beschreven als het nul tot piek geluidsniveau ( $L_{z-p}$ ), het ongewogen akoestisch blootstellingsniveau (Sound Exposure Level) en het cumulatieve SEL. Het spectrum werd beschreven met behulp van 1/3 octaaf spectra.

Het gemeten niveau voor monopile funderingen, genormaliseerd naar 750 m van de bron, bereikte 198 dB re 1 $\mu$ Pa (179-198 dB), met de hoogste niveaus voor palen met een diameter van 5 m. Het heien van jacketfunderingen genereerde een niveau van 189 dB re 1 $\mu$ Pa (172-189 dB) (Figuur 2.72, Tabel 2.36). Bijna identieke spectra werden gemeten voor beide funderingstypen. Het heien van jacketfunderingen duurde ongeveer 2,5 keer langer dan de tijd nodig voor monopiles (gemiddeld 120 minuten en 3010 slagen voor een monopaal, 319 minuten en 9476 slagen voor een jacketfundering; Norro et al., 2013).

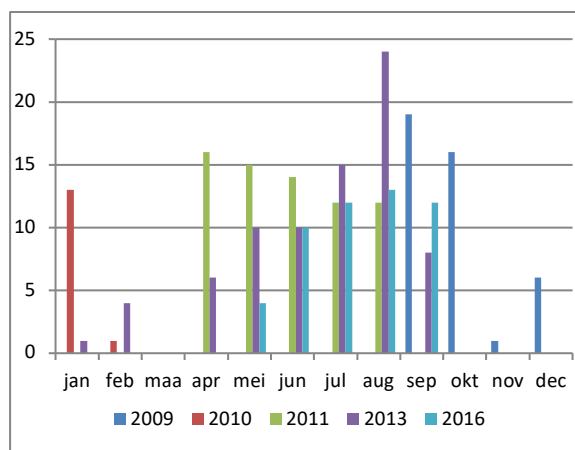
Tot eind 2016 werden in totaal 226 windturbines en 4 offshore hoogspanningsstations gebouwd, waarvan 180 op monopiles en 50 op jacketfunderingen. Daarnaast werden 6 windturbines geplaatst op gravitaire funderingen (Brabant & Rumes, 2016; Figuur 2.73).



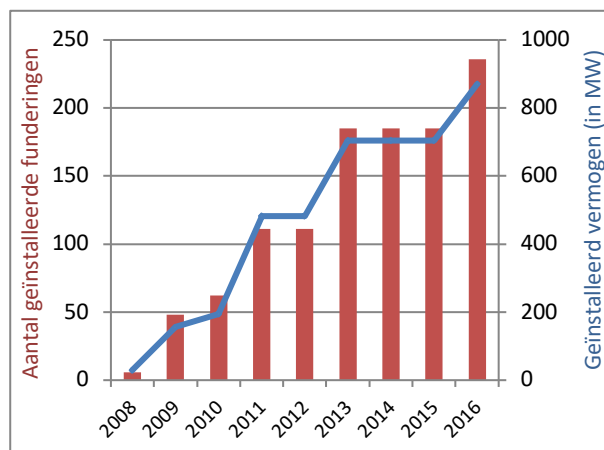
Figuur 2.72.  $L_{z-p}$  (dB re 1 $\mu$ Pa) tegenover afstand van de bron (m, X-as) zoals gemodelleerd voor monopiles (lijn) en jacket funderingen (stippellijn); de metingen zelf zijn aangegeven met vierkantjes (monopiles) en cirkels (jacketfunderingen); het verwachte niveau en bijhorende afstand voor een belangrijke verstoring van bruinvissen volgens Bailey et al (2010) wordt aangegeven door een horizontale lijn (Norro et al., 2013b).

Tabel 2.36. Resultaten van metingen van onderwatergeluid tijdens heiwerkzaamheden: extrapolatie van  $L_{z-p}$  @ 750 m en SEL (zonder geluidsmitigatie) (Bron: KBIN).

Plaats en datum	Pile ID	Afstand tot heien (m)	Piek niveau $L_{z-p}$ (dB re 1 $\mu$ Pa)	Genormaliseerd niveau $L_{z-p}$ @750m (dB re 1 $\mu$ Pa)	Genormaliseerd max. SEL @750m (dB re 1 $\mu$ Pa <sup>2</sup> s)
Bligh Bank, 26/09/2009, monopaal	A02	3000	177	186	164
	A02	4820	177	189	166
	A02	6990	166	180	164
Bligh Bank, 15/01/2010, monopaal	B10	14150	159	194	166
	B10	1580	185	190	162
	B10	770	193	193	166
Thorntonbank, 11/05/2011, jacket fundering	CG3	250	192	185	174
	CG3	500	187	189	178
	CG3	250	196	186	175
Thorntonbank, 12/07/2011, jacket fundering	CB6	600	182	180	159
	CB6	1700	175	172	151
	CB6	750	172	176	152
	CB6	1600	171	180	157
Northwind 24/07/13	D06	1140	193	196	
Nobelwind 17/08/16	H03	860	197	198	174
Nobelwind 18/08/16	H01	1600	192	197	171
Nobelwind 30/08/16	H05	2100	190	196	172
Nobelwind 27/08/16	H06	2000	184	190	166
Nobelwind 31/08/16	H07	3400	181	191	169

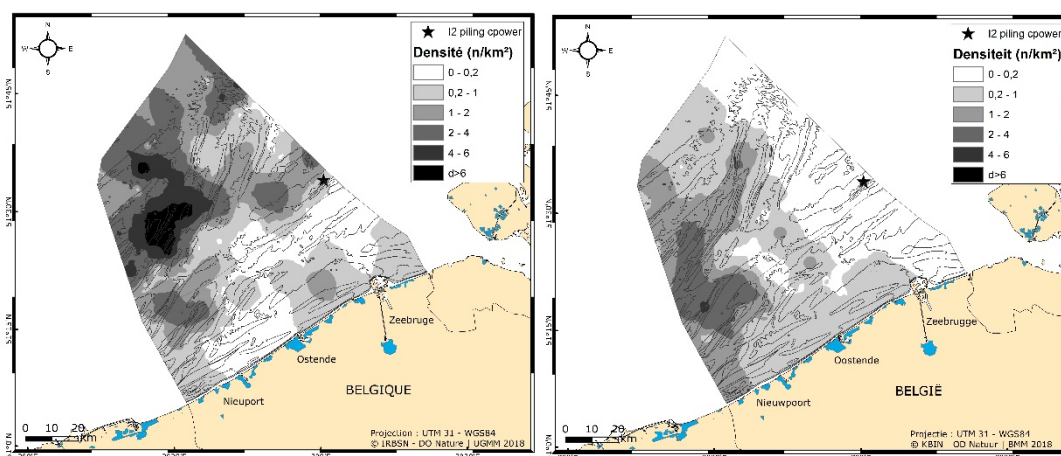


Figuur 2.73. Aantal dagen met heien per jaar en per maand.



Figuur 2.74. Aantal geïnstalleerde funderingen (cumulatief) en geïnstalleerd vermogen (cumulatief) tussen 2008 en 2016.

Met behulp van de criteria vermeld in Bailey et al. (2010) voor ernstige verstoring ( $155 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa } L_{p-p}$ ), en deze voorgesteld door Tougaard et al. (2014) voor verstoring, kunnen we vermoeden dat verstoring van bruinvissen optrad tot meer dan 20 km bij de constructie van monopalen. Een aantal luchtsurveys die voor, tijdens en na heilactiviteiten werden uitgevoerd, suggereerden dat bruinvissen een gebied tot 20 km van een heillocatie vermeden (Haelters et al., 2015; Figuur 2.75). Het aantal dagen waarin heien plaatsvond (Figuur 2.73) kan gebruikt worden als een proxy voor het aantal dagen met verstoring.



*Figuur 2.75. Dichtheidsverdeling van bruinvissen geëxtrapoleerd uit waarnemingen tijdens luchtsurveys vóór heien op de Thorntonbank op 29 maart 2011 (links) en tijdens heien op 16 april 2011 (rechts), waarbij de ster de heillocatie aangeeft (Haelters et al., 2015).*

Gezien de gemeten en gemodelleerde geluidsniveaus, de beoordeling van de verstoringsafstand voor bruinvissen tijdens het heien en hun seizoensgebonden dichtheid (zie Descriptor 1), werden een aantal maatregelen genomen om blootstelling en gevolgen voor bruinvissen te beperken:

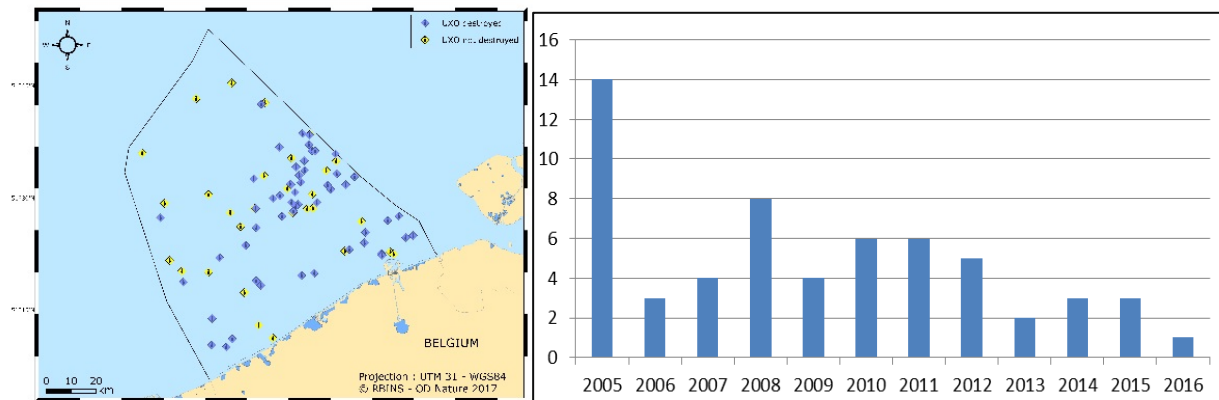
- Indien het onderwatergeluidsniveau ( $L_{z-p}$ ) tijdens het heien hoger is dan  $185 \text{ dB re } 1\mu\text{Pa}$  op 750 m van de bron, moeten geluidsmitigerende maatregelen toegepast worden, zoals bellengordijnen of een alternatieve techniek die minder geluid produceert.
- Heien mag niet plaatsvinden tussen 1 januari en 30 april, de periode met de hoogste dichtheid aan bruinvissen in Belgische wateren (deze maatregel werd van kracht vanaf 2014).
- Om blootstelling te voorkomen, moeten preventieve maatregelen worden toegepast, zoals akoestische afschrikmiddelen en een procedure voor het geleidelijk aan verhogen van de energie van de heihamer.
- Heien kan niet starten of verder gezet worden indien zeezoogdieren worden waargenomen in de buurt van de heillocatie (200 - 500 m, afhankelijk van de zichtbaarheid en de soort zeezoogdieren).

#### *Vernietiging van UxO*

Volgens literatuur kan detonatie van UxO effecten hebben op organismen, inclusief gewervelde dieren (Koschinski, 2011). Dit is moeilijk praktisch vast te stellen, omdat het meestal om een explosie gaat met een onbekend TNT-equivalent, en effecten op afstand kunnen optreden en sublethaal kunnen zijn. Vermoedelijk is

het geluid (minstens) van eenzelfde grootte-orde dan van heien.

In Figuur 2.76 wordt een overzicht gegeven van vondsten van UxO op zee, inclusief deze die uiteindelijk ter plaatse vernietigd werden. Figuur 2.77 geeft een overzicht van het aantal vernietigingen van UxO op zee per jaar.



Figuur 2.76. Ontmoetingen met Uxo tussen 2005 en Juni 2016 (data Belgische Marine - BENECCOOP).

Figuur 2.77. Aantal vernietigingen van Uxo per jaar tussen 2005 en juni 2016 (data Belgische Marine – BENECCOOP).

#### 2.9.1.6. Conclusies

De belangrijkste bronnen voor impulsief geluid in Belgische wateren tussen 2011 en 2016 waren heien en explosies van verloren gegane springstoffen (UxO). Er werden geen metingen van onderwatergeluid uitgevoerd tijdens de detonatie van UxO en hun aantal was relatief laag. Sinds 2009 werden 226 funderingen van offshore windturbines en de funderingen van 4 offshore hoogspanningsstations in de zeebodem geheid. Deze activiteiten kunnen gebruikt worden als proxy voor het aantal keren dat de norm overschreden werd en bruinvissen verstoord werden over een gebied met een straal van ongeveer 20 km.

Als gevolg van de resultaten van monitoring, die aangaven dat het geluidsniveau  $L_{z-p}$  van 185 dB re 1 $\mu$ Pa (genormaliseerd naar 750 m van de bron) werd overschreden, worden geluidsbeperkende maatregelen opgelegd voor de constructie van toekomstige windparken. Mogelijkheden zijn alternatieven voor heiwerkzaamheden en/of de inzet van een geluidsreducerende techniek zoals een bellengordijn. Daarnaast werden de afgelopen jaren al andere maatregelen genomen om blootstelling van zeezoogdieren aan hoge onderwatergeluidniveaus te voorkomen. Dat zijn onder meer het gebruik van een *ramp-up* procedure, het toepassen van akoestische afschrikmiddelen en een periode waarin geen heien mag plaatsvinden (januari tot april). Deze moeten het aantal blootgestelde dieren beperken. Het blijft echter onbekend wat de gevolgen zijn voor bruinvissen op individueel of populatieniveau.

Gezien:

- (1) de mobiliteit van bruinvissen;
- (2) de beperkte oppervlakte van BDNZ tegenover het verspreidingsgebied van de bruinvis; en
- (3) de resultaten van het SCANS III-onderzoek (zie descriptor 1) dat geen afname of toename van het aantal bruinvissen in de Noordzee liet zien en daarnaast aantoonde dat de verschuiving van de

distributie van bruinvissen in de Noordzee van het noordwesten naar het zuiden tussen 1994 en 2005 werd gehandhaafd (met de hoogste dichtheden in de zuidwestelijke Noordzee en in het noorden en oosten van Denemarken; (Hammond et al., 2017); kan worden geconcludeerd dat het onwaarschijnlijk is dat significante populatie-effecten hebben plaatsgevonden door het heien.

#### 2.9.1.7. Kwaliteitsaspecten

Het meten van onderwatergeluid is complex door onder meer het gebruik van verschillende technieken en eenheden die gegevens genereren die niet altijd vergeleken kunnen worden (Ainsly, 2011). Complicerende factoren zijn bijvoorbeeld het *zelf-geluid* gegenereerd door de hydrofoon en de kabel, stroom- en golfwerking, diepte van de hydrofoon en het gebruikte systeem. De modellen afgeleid van metingen geven een schatting, maar variabelen zoals waterdichtheid, lokale geologie, onderwaterlandschap, diepte, gebruikte hydraulische hamerenergie, dikte van de paalwand, etc., hebben invloed.

Om de methodologie voor het meten, uitdrukken en beoordelen van onderwatergeluid te standaardiseren, bereidt OSPAR een gecoördineerd milieumonitoringprogramma voor (OSPAR, 2017).

Er bestaat veel onzekerheid over het effect op zeezoogdieren. De meeste gepubliceerde informatie duidt op vermijdingsafstanden voor bruinvissen van ongeveer 20 km tijdens heien waarbij geen maatregelen voor geluidsbeperking zijn genomen. Er bestaat echter veel discussie over de effecten van dergelijke verstoring, die zich eventueel enkele keren na elkaar voordoet, op individuele dieren en op de populatie, en over het geluidsniveau waarbij bruinvissen worden verstoord (Tougaard et al., 2014).

#### 2.9.1.8. Data

Data en metadata zijn ter beschikking op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)). Kaarten (inclusief shapefiles) zijn beschikbaar op <https://odnature.naturalsciences.be/marine-atlas/>.

#### 2.9.1.9. Referenties

- Aguilar de Soto, N., Delorme, N., Atkins, J., Howard, S., Williams, J. & Johnson, M., 2013. Anthropogenic noise causes body malformations and delays development in marine larvae. *Scientific Reports*, 3, 2831.
- Ainslie, M.A., 2011. Standard for measurement and monitoring of underwater noise, Part I. Physical quantities and their units. TNO Report TNO-DV 2011 C235.
- Bailey, H., Senior, B., Simmons, D., Rusin, J., Picken, G. & Thompson, P.M., 2010. Assessing underwater noise levels during pile-driving at an offshore windfarm and its potential effects on marine mammals. *Marine Pollution Bulletin* 60(6): 888–897.
- Brabant, R., Rumes, B., Degraer, S., 2016. Offshore renewable energy development in the Belgian part of the North Sea – 2016 In Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B., Vigin, L. (Eds.) (2016). Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: Environmental impact monitoring reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section. p. 16-22.



- Brandt, M.J., Diederichs, A., Betke, K. & Nehls, G., 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421: 205-216
- Dähne, M., Gilles, A., Lucke, K., Peschko, V., Adler, S., Krügel, K., Sundermeyer, J. & Siebert, U., 2013. Effects of pile-driving on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) at the first offshore wind farm in Germany. *Environmental Research Letters* 8 (2): 025002.
- Dekeling, R.P.A., Tasker, M.L., Van der Graaf, A.J., Ainslie, M.A., Andersson, M.H., André, M., Borsani, J.F., Brensing, K., Castellote, M., Cronin, D., Dalen, J., Folegot, T., Leaper, R., Pajala, J., Redman, P., Robinson, S.P., Sigray, P., Sutton, G., Thomsen, F., Werner, S., Wittekind, D. & Young, J.V., 2014. Monitoring guidance for underwater noise in European Seas, Part I: Executive Summary. JRC Scientific and Policy Report EUR 26557 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg; doi: 10.2788/29293
- Debusschere, E., Hostens, K., Adriaens, D., Ampe, B., Botteldooren, D., De Boeck, G., De Muynck, A., Sinha, A.K., Vandendriessche, S., Van Hoorebeke, L., Vincx, M. & Degraer, S., 2016. Acoustic stress responses in juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* induced by offshore pile driving. *Environmental pollution* 208: 747–57.
- Doom, M., Cornillie, P., Gielen, I. & Haelters, J., 2013. De invloed van geluidspollutie op zeezoogdieren [The impact of noise pollution on marine mammals]. *Vlaams Diergeneeskundig Tijdschrift* 82(5): 265-272.
- Haelters, J., Norro A. & Deblauwe, J.-P., 2008. Protocol en planning voor de monitoring van onderwatergeluid in het kader van de constructie en exploitatie van offshore windparken. Rapport van de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee (BMM), Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel. 6 pp.
- Haelters, J., Norro, A. & Jacques, T.G., 2009. Underwater noise emission during the Phase I construction of the C-Power windfarm and baseline for the Belwind wind farm. In: S. Degraer & R. Brabant (Eds.). *Offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: State of the art after two years of environmental monitoring*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Department MUMM, Chapter 3: 17-37.
- Haelters, J., Dulière, V., Vigin, L. & Degraer, S., 2015. Towards a numerical model to simulate the observed displacement of harbour porpoises *Phocoena phocoena* due to pile driving in Belgian waters. *Hydrobiologia* 756: 105-116.
- Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M.B., Scheidat, M., Teilmann, J., Vingada, J., Øien, N., May 2017. Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. *SCANS III*
- Koschinski, S., 2011. Underwater noise pollution from munitions clearance and disposal; possible effects on marine vertebrates, and its mitigation. *Marine Technology Society Journal* 45(6): 80-88. DOI: 10.4031/MTSJ.45.6.2
- Lucke, K., Lepper, P.A., Blanchet, M.-A. & Siebert, U., 2009. Temporary shift in masked hearing thresholds in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after exposure to seismic airgun stimuli. *The Journal of the Acoustical Society of America* 25(6): 4060–4070.
- Nehls, G., Betke, K., Eckelmann, S. & Ros, M, 2007. Assessment and costs of potential engineering solutions for the mitigation of the impacts of underwater noise arising from the construction of offshore windfarms. *COWRIE Report ENG-01-2007*.

- Müller, A. & Zerbs, C., 2011. Offshore wind farms. Measurement instruction for waterborne sound measurements. Technical Report M88 607/5, Müller-BBM GmbH.
- Norro, A., Haelters, J., Rumes, B. & Degraer, S., 2010. Underwater noise produced by the piling activities during the construction of the Belwind offshore wind farm (Bligh Bank, Belgian marine waters). In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). Offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea: early environmental impact assessment and spatio-temporal variability. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 37-51.
- Norro, A., Rumes, B. & Degraer, S., 2013a. Differentiating between underwater construction noise of monopile and jacket foundations for offshore windmills: a case study from the Belgian part of the North Sea. The Scientific World Journal Vol. 2013, Article ID 897624, 7 pp.
- Norro, A., Botteldooren, D., Dekoninck, L., Haelters, J., Rumes, B., Van Renterghem, T & Degraer, S., 2013b. Qualifying and quantifying offshore wind farm-generated noise. In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). Environmental impacts of the offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: learning from the past to optimize future monitoring programmes. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 62-69.
- OSPAR, 2004. A framework for developing national guidelines for fishermen on how to deal with encountered conventional and chemical munitions. OSPAR Commission, London. Agreement 2004-09.
- OSPAR, 2010. OSPAR framework for reporting encounters with conventional and chemical munitions in the OSPAR Maritime Area. OSPAR Commission, London, Recommendation 2010/20.
- OSPAR, 2014. Monitoring guidance for underwater noise in European seas. OSPAR Commission, London, Agreement 2014-08.
- OSPAR, 2017. Draft guidelines for monitoring and assessment of loud, low and mid-frequency impulsive sound sources in the OSPAR Maritime Region. EIHA 17/05/07, Meeting of the Environmental Impact of Human Activities Committee (EIHA), Cork (Ireland): 3 – 7 April 2017.
- Rumes, B., Erkman, A. & Haelters, J., 2016. Evaluating underwater noise regulations for piling noise in Belgium and The Netherlands. In Degraer, S., Brabant, R., Rumes, B. & Vigin, L. (Eds). Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea. Environmental impact monitoring reloaded. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, OD Natural Environment, Marine Ecology and Management Section, Brussels. 37-48.
- Southall, B.L., Bowles, A.E., Ellison, W.T., Finneran, J., Gentry, R., Green, C.R., Kastak, C.R., Ketten, D.R., Miller, J.H., Nachtigall, P.E., Richardson, W.J., Thomas, J.A. & Tyack, P.L., 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations. Aquatic Mammals 33: 411–521.
- Thomsen, F., Lüdemann, K., Kafemann, R. and Piper, W. (2006). Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola, Hamburg, Germany on behalf of COWRIE Ltd.
- von Benda-Beckmann, A.M., Aarts, G., Özkan Sertlek, H., Lucke, K., Verboom, W.C., Kastelein, R.A., Ketten, D.R., van Bemmelen, R., Lam, F-P.A., Kirkwood, R.J. & Ainslie, M.A., 2015. Assessing the impact of underwater clearance of Unexploded Ordnance on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the southern North Sea. Aquatic Mammals 41(4): 503-523. DOI: 10.1578/AM.41.4.2015.503

## 2.9.2. Omgevingsgeluid onder water

Jan Haelters, Bob Rumes en Alain Norro

Toenemende menselijke activiteiten zoals scheepvaart, baggerwerken, zandwinning, visserij en het opwekken van energie uit wind tijdens de afgelopen eeuw, resulteren in een toenemend omgevingsgeluid onder water. Het is moeilijk om negatieve effecten op biota te beoordelen omdat deze subtiel en chronisch kunnen zijn. Door de momenteel beperkte dataset kan geen trend in omgevingslawaainiveaus bepaald worden. Een regionale aanpak betreffende monitoring en methodologie is in voorbereiding.

### 2.9.2.1. Inleiding

Het doel ivm omgevingsgeluid werd beschreven als: 'Er is geen positieve trend in de jaarlijkse gemiddelde omgevingslawaainiveaus binnen de 1/3-octafbanden 63 en 125 Hz'.

De beoordeling moet in theorie gebaseerd zijn op metingen op continue, autonome meetstations. Het gebruik van modellering kan een bijkomend middel zijn om het te bepalen. Omgevingsgeluidsniveau wordt hier uitgedrukt als geluidsdruk (*Sound Pressure Level*, SPL, in dB re 1  $\mu$ Pa) en in nul tot piek geluidsniveau ( $L_{z-p}$ , in dB re 1  $\mu$ Pa).

Het geluidsdruk niveau (RMS, *Root Mean Square*) is een breedbandwaarde die één waarde voor de betreffende dataset oplevert. Het nul tot piek geluidsniveau daarentegen is een momentane waarde. Omgevingsgeluid is per definitie het geluid dat niet afkomstig is van een te identificeren antropogene bron. Verre antropogene activiteiten verhogen het niveau van omgevingsgeluid. Voor de indicator worden twee 1/3-octafbanden beschouwd; 1/3-octafbandanalyse wordt uitgevoerd volgens de norm IEC1260 (beschreven in Norro et al., 2013).

Op regionaal niveau werd geen beoordeling uitgevoerd.

### 2.9.2.2. Achtergrond

De antropogene bronnen van omgevingsgeluid bevinden zich meestal op relatief grote afstand van waar het geluid wordt gemeten. Meestal ontstaat het uit meerdere diffuse bronnen, zonder mogelijkheid om een individuele bron te identificeren, en geen van de bronnen domineert het ontvangen geluid. Het kan echter wel nuttig zijn om de toename in onderwatergeluid te identificeren, te kwantificeren en te beoordelen op basis van een aantal gekende bronnen, zoals operationele offshore windparken of scheepvaart.

Het is bewezen dat door antropogene activiteiten het omgevingsgeluidsniveau in zeeën en oceanen de afgelopen eeuw is toegenomen, met mogelijk negatieve effecten op biota. Negatieve effecten zijn echter erg moeilijk aan te tonen of te onderzoeken, omdat ze waarschijnlijk chronisch en sublethaal van aard zijn... Walvisachtigen, afhankelijk van geluid in hun dagelijks activiteiten (zie 2.9.1.2), moeten nu omgaan met een omgeving die steeds meer antropogene ruis bevat. Er is bijvoorbeeld aangetoond dat een aantal baleinwalvissen het volume van hun vocalisaties lijkt te verhogen in een omgeving met een hoog antropogeen geluid, of stopt met vocaliseren (Brandt et al., 2011). Mogelijk wordt hun communicatie over lange afstand belemmerd. Geluid is echter ook relevant

voor veel andere taxa. Het meten, interpreteren en beoordelen van onderwatergeluid, en specifiek van omgevingsgeluid, is moeilijk, en een groot aantal factoren, waaronder natuurlijke, beïnvloeden het.



*Figuur 2.78. Scheepvaart en zandwinning dragen bij tot de antropogene component van omgevingsgeluid onder water (KBIN/BMM).*

### 2.9.2.3. Geografisch gebied

Metingen zijn uitgevoerd op de Bligh Bank en de Thorntonbank.

### 2.9.2.4. Methodologie

Onderwatergeluid werd gemeten zoals beschreven bij impulsief geluid (zie 2.9.1). Met behulp van referentiesignalen werden het geluidsniveau en de frequentieverdeling (spectrale analyse) van geselecteerde delen van de opnamen geanalyseerd. Nul tot piek geluidsniveau (Lz-p), geluidsdrukniveau (SPL) en een spectrale analyse van geluidsdruk werden berekend met behulp van MATLAB. Factoren die van invloed zijn op omgevingsgeluidsniveaus, zoals windsnelheid, werden geregistreerd, evenals in een aantal gevallen de aanwezigheid van diverse types windturbine in de buurt.

Omgevingsgeluid onder water werd gemeten in het kader van de constructie van offshore windparken, als een  $T_0$ -situatie voor de aanvang van de bouw (Henriet et al., 2006; Haelters et al., 2009). Antropogeen geluid van operationele offshore windturbines werd eveneens gemeten (Norro & Degraer, 2016), en hoewel in theorie ook de 'stille' delen van de metingen van onderwatergeluid tijdens heien (impulsgeluid) konden worden gebruikt voor een beoordeling van omgevingsgeluid, was dit in de praktijk niet mogelijk: (1) het geluidsveld wordt immers nog steeds gedomineerd door de scheepvaart in de buurt, en (2) de instrumentatie gebruikt voor het meten van heigeluid is niet voldoende gevoelig voor het beschrijven van omgevingsgeluid.

Het was niet mogelijk om het jaarlijkse gemiddelde omgevingsgeluidsniveau te evalueren. In de toekomst zal hiervoor een autonoom registratietoestel (Euleriaanse benadering) ingezet worden. België neemt deel aan het JOMOPANS-project<sup>10</sup>, dat aansluit op het ontwerp van het gezamenlijke monitoringprogramma voor de

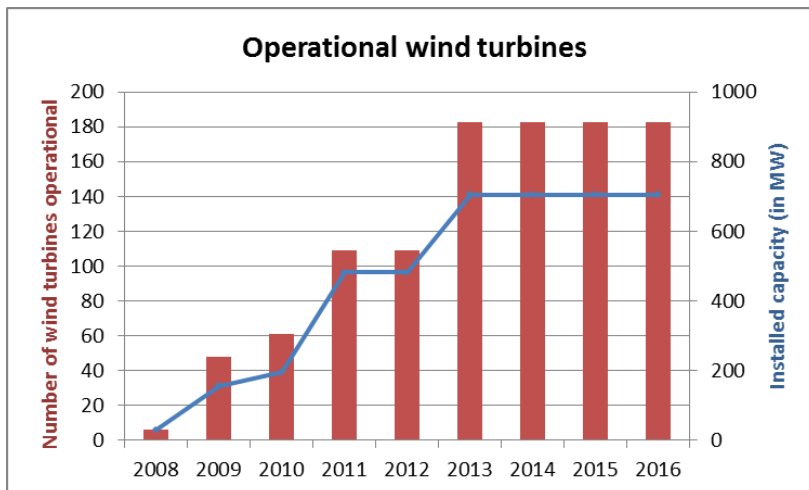
<sup>10</sup> <http://northsearegion.eu/jomopans/news/>

Noordzee (in het kader van OSPAR), met vereisten voor het uitvoeren van de monitoring van omgevingsgeluid op regionaal niveau.

#### 2.9.2.5. Resultaten en trend

Momenteel zijn enkel korte termijngegevens over omgevingsgeluidniveaus beschikbaar op 2 locaties. De omgevingsgeluidsniveaus (1/3 octaafband SPL) gemeten bij de Bligh Bank en bij de Thorntonbank varieerden van 95 tot 110 dB re 1  $\mu$ Pa in het 20 Hz tot 3 kHz frequentievenster, bij windkracht 2-3 Bft en een zeeegang van 1-2. Het niveau nam af tot 80 dB re 1  $\mu$ Pa bij 10 kHz. Licht hogere waarden werden gemeten op de Thorntonbank, mogelijk als gevolg van de Interconnector en/of Zeepipe pijpleidingen, afwijkende meteorologische omstandigheden, lokale kenmerken in de onderwatertopografie en ad hoc scheepvaartverkeer (Henriet, 2006; Haelters et al., 2009). Tijdens de constructie van gravitaire funderingen (zonder heien), werd een geluidsniveau (breedband-SPL) van 115 dB re 1  $\mu$ Pa gemeten, iets boven het achtergrondniveau, waarschijnlijk als gevolg van een toename van scheepvaart en baggerwerkzaamheden in de omgeving (Norro et al., 2013b). Niveaus tijdens eb- of vloedstroom vertoonden geen significante verschillen.

Naast echte omgevingsgeluidsmetingen werden ook metingen uitgevoerd van geluid gegenereerd door operationele offshore windturbines. Het werd gemeten voor zowel jacket- als monopaal funderingen (Norro & Degraer, 2016). Het gegenereerde geluidsniveau steeg (bij lage windsnelheid) met toenemende windsnelheid. Monopaal funderingen genereerden een hogere SPL dan jacketfunderingen (10 dB re 1  $\mu$ Pa hoger; Norro et al., 2013b; Norro & Degraer, 2016). Het grootste deel van de energie werd geproduceerd tussen 60 Hz en 3 kHz. Norro & Degraer (2016) concludeerden dat lokaal turbines op jacket funderingen het breedband-SPL verhoogden met 11 dB re 1  $\mu$ Pa bij een windsnelheid van 10 m/s (van 122 dB tot 131 dB re 1  $\mu$ Pa), terwijl voor monopaal funderingen een toename van de SPL van 19 dB re 1  $\mu$ Pa bij windsnelheden van 10 m/s werd geregistreerd (van 120 dB re 1  $\mu$ Pa tot 139 dB re 1  $\mu$ Pa). Uit Norro et al. (2013a) kan worden afgeleid dat een afstand van een paar km nodig is om een breedbandniveau van ongeveer 140 dB tot 120 dB re 1  $\mu$ Pa te verminderen, wat betekent dat een operationeel windpark tot op die afstand kan worden gedetecteerd in het omgevingsgeluid; dit was ook het resultaat van het onderzoek uitgevoerd door Andersson (2011). Figuur 2.79 toont de toename van het aantal operationele offshore windturbines tussen 2008 en 2016, met in 2016 een geïnstalleerd vermogen van 900 MW.



Figuur 2.79. Aantal windturbines (cumulatief) en hun totaal geïnstalleerde vermogen (cumulatief) tussen 2008 en 2016.

Analyse van geluidsniveaus afkomstig van andere menselijke activiteiten die bijdroegen aan omgevingsgeluid werden niet uitgevoerd. Er is echter een grote hoeveelheid literatuur beschikbaar over onderwatergeluid gegenereerd door scheepvaart (bijv. Wenz, 1962; Merchant et al., 2012), visserij (bijv. Dahl, 2007; et al., 2016), en baggeren en zandwinning (bijv. de Jong et al., 2010; Robinson et al., 2012). Figuur 1.2 toont de localisatie van deze activiteiten op het BDNZ.

#### 2.9.2.6. Conclusies

Omgevingsgeluid onder water is de resultante van een natuurlijke en een antropogene component. Het heeft meerdere bronnen, die meestal niet kunnen worden geïdentificeerd. Het geluid van bekende en gelokaliseerde antropogene bronnen worden hieronder niet meegerekend, hoewel het begrijpen hiervan mogelijk onze kennis over omgevingsgeluid en trends vergroot. Het niveau van omgevingsgeluid is veel lager dan het niveau dat wordt gemeten in de buurt van impulsieve geluidsbronnen, zoals heien of explosies. Hoewel het moeilijk is om verhogingen van omgevingsgeluidsniveaus toe te schrijven aan specifieke menselijke activiteiten, is het duidelijk dat ze tijdens de vorige eeuw zijn toegenomen als gevolg van scheepvaart (McCarthy & Miller, 2002; Hildebrand, 2009), baggeren, zandwinning, visserij, het produceren van energie uit wind, enz. Wenz (1962) gaf al aan dat het maximum omgevingsgeluidsniveau gemeten bij lage windsnelheid en zeeegang een piek vertoont van 100-110 dB re  $1\mu\text{Pa}^2/\text{Hz}$  bij 50 tot 200 Hz, wat waarschijnlijk vooral veroorzaakt wordt door scheepvaart op afstand.

Voor wat betreft offshore windenergieproductie is het onwaarschijnlijk dat diersoorten sterk worden beïnvloed, hoewel informatie erg schaars is. Bergström et al. (2014) stelde dat het onwaarschijnlijk is dat onderwatergeluid opgewekt door windturbines een reactie zou veroorzaken bij vissen of zeezoogdieren. Betke (2006), die operationeel geluid van kleine windturbines bepaalde, verwachtte dat geluid van een operationeel windpark niet meer zou worden gehoord door bruinvissen op 100 m van de turbine, en Ward et al. (2006) concludeerden dat de niveaus onvoldoende geacht werden om gehoorschade te veroorzaken bij zeezoogdieren. De onderwatergeluidsniveaus die mogelijk verstoring veroorzaken bij bruinvissen (of andere hoogfrequente walvisachtigen), geschat door Bailey et al. (2010), Tougaard et al. (2014) en Southall et al. (2007), zijn (veel) hoger

dan de niveaus gemeten bij operationele windturbines. Van Ginkel et al. (2017) stelden een aanpassing vast in de geluidsproductie (frequentie) van tuimelaars (*Tursiops truncatus*) als reactie op zeer variabele omgevingsgeluidniveaus, mogelijk om maskering te voorkomen. Gedragsreacties bij vissen, indien aanwezig, afkomstig van deeltjesbeweging, zouden slechts mogelijk zijn tot een afstand van enkele m van de turbine (Sigray en Andersson, 2011).

Voor deze indicator is een langetermijn gemiddelde nodig. Dit gemiddelde moet seizoenale en jaarlijkse trends omvatten. Een stijgende trend kan een weerspiegeling zijn van de toenemende scheepvaartdichtheid en andere menselijke activiteiten. Door middel van gegevens verzameld op vaste stations, gecombineerd met gegevens over scheepvaart, zandwinning, baggeren en windenergieproductie, enz., kan het omgevingsgeluidniveau in Belgische wateren in theorie in kaart worden gebracht. In werkelijkheid zou dit niveau echter verder worden beïnvloed door vele factoren die moeilijk te modelleren zijn, zoals lokaal onderwaterlandschap, substraat en ad hoc meteorologische omstandigheden (Knudsen et al., 1948).

Er is nauwelijks informatie over de impact op dieren en trends kunnen pas na decennia van monitoring gedetecteerd worden (Merchant et al., 2016). Een gecoördineerde monitoring van omgevingsgeluid voor het Noordzeegebied is in voorbereiding (JOMOPANS) om te komen tot een regionaal afgestemde beoordelingsmethode.

#### 2.9.2.7. Kwaliteitsaspecten

Het meten van onderwatergeluid is gecompliceerd en wordt bemoeilijkt door o.a. het gebruikte systeem, het geluid gegenereerd door de hydrofoon en de kabel zelf, en door natuurlijke factoren (stroom- en golfwerking, wind, regen...) (zie ook 2.9.1.7).

De gemeten eigenschappen van het ontvangen akoestische veld voor impulsgeluid kunnen direct worden verkregen en ze vereisen geen aanvullende informatie of een verwerking (zoals het maken van gemiddeldes, integratie of modellering). In een ideale situatie wordt het omgevingsgeluid onder water echter voortdurend gemeten op een minimaal aantal zorgvuldig gekozen locaties, waarbij de verkregen gegevens ingebracht worden in een gevalideerd akoestisch propagatiemodel gericht op het produceren van 'soundscape'-kaarten. In de praktijk zal één of een beperkt aantal referentie-locaties worden gekozen voor een toekomstige analyse van omgevingsgeluidsniveaus en –trends, dit conform een regionaal afgestemde methodologie die ontwikkeld zal worden.

#### 2.9.2.8. Data

Data en metadata zijn beschikbaar op het BMDC ([www.bmdc.be](http://www.bmdc.be)). Kaarten (inclusief shape files) zijn beschikbaar op <https://odnature.naturalsciences.be/marine-atlas/>

#### 2.9.2.9. Referenties

- Ainly, M.A. (2011). Standard for measurement and monitoring of underwater noise, Part I: physical quantities and their units. TNO-DV 2011 C235.
- Betke, K. (2006). Measurement of underwater sound emitted by an offshore wind turbine at Horns Rev. ITAP report 13/02/2006. 19pp.
- Andersson, M., Sigray, P. & Persson, L.K.G. (2011). Operational wind farm sound and shipping sound compared with estimated zones of audibility for four species of fish. *The Journal of the Acoustical Society of America* 129: 2498.
- Bergström, L., Kautsky, L., Malm, T., Rosenberg, R., Wahlberg, M., Åstrand Capetillo, N. & Wilhelmsson, D. (2014). Effects of offshore wind farms on marine wildlife—a generalized impact assessment. *Environmental Research Letters* 9: 034012 (12pp). doi:10.1088/1748-9326/9/3/034012
- Brandt, M.J., Diederichs, A., Betke, K. & Nehls, G., 2011. Responses of harbour porpoises to pile driving at the Horns Rev II offshore wind farm in the Danish North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 421: 205–216.
- Dahl, P.H., Miller, J.H., Cato, D.H. & Andrew, R.K. (2007). Underwater ambient noise. *Acoustics Today*, January 2007: 23-33.
- De Jong, C., Ainslie, M., Dreschler, J., Jansen, E., Heemskerk, E. & Groen, W. (2010). Underwater noise of trailing suction hopper dredgers at Maasvlakte 2: analysis of source levels and background noise. TNO Report TNO-DV 2010 C335.
- Erbe, C. & McPherson, C., 2017. Underwater noise from geotechnical drilling and standard penetration testing. *The Journal of the Acoustical Society of America* 142, EL281 (2017). doi.org/10.1121/1.5003328.
- Haelters, J., Norro A. & Deblauwe, J.-P. (2008). Protocol en planning voor de monitoring van onderwatergeluid in het kader van de constructie en exploitatie van offshore windparken. Rapport van de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee (BMM), Koninklijk Belgisch Instituut voor Natuurwetenschappen, Brussel. 6 pp.
- Haelters, J., Norro, A. & Jacques, T.G. (2009). Underwater noise emission during the Phase I construction of the C-Power windfarm and baseline for the Belwind wind farm. In: S. Degraer & R. Brabant (Eds.). *Offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: State of the art after two years of environmental monitoring*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Department MUMM, Chapter 3: 17-37.
- Henriet, J.-P., Versteeg, W., Staelens, P., Vercruyssen, J. & Van Rooij, D. (2006). Monitoring van het onderwatergeluid op de Thorntonbank: referentietoestand van het jaar nul, eindrapport. Studie in opdracht van het KBIN/BMM, rapport JPH/2005/sec15, Renard Centre of Marine Geology Ghent University, Belgium. 53 pp.
- Hildebrand, J.A., (2009). Anthropogenic and natural sources of ambient noise in the ocean. *Marine Ecology Progress Series* 395: 5-20. DOI: 10.3354/meps08353.
- Knudsen, V.O., Alford, R.S. & Emling, J.W. (1948). Underwater ambient noise. *Journal of Marine Research* 7: 410–429.
- Lurton, X., 2016. Modelling of the sound field radiated by multibeam echosounders for acoustical impact assessment. *Applied Acoustics* 101: 201-221. doi.org/10.1016/j.apacoust.2015.07.012.
- McCarthy, E. & Miller, J.H., (2002). Is anthropogenic ambient noise in the ocean increasing? *The Journal of the Acoustical Society of America* 112(5): 2262-2262. DOI: 10.1121/1.4779025



- Merchant, N.D., Witt, M.J., Blondel, P., Godley, B.J. & Smith, G.H. (2012). Assessing sound exposure from shipping in coastal waters using a single hydrophone and Automatic Identification System (AIS) data. *Marine Pollution Bulletin* 64(7): 1320-1329. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.05.004>
- Merchant, N.D., Brookes, K.L., Faulkner, R.C., Bicknell, A.W.J., Godley, B.J. & Witt, M.J. (2016). Underwater noise levels in UK waters. *Scientific Reports* 6: 36942. doi:10.1038/srep36942
- Norro, A., Rumes, B. & Degraer, S. (2013a). Differentiating between underwater construction sound of monopile and jacket foundations for offshore Wind turbines: A case study from the Belgian part of the North Sea. *The Scientific Journal* 2013, Article ID 897624. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/897624>.
- Norro, A., Botteldooren, D., Dekoninck, L., Haelters, J., Rumes, B., Van Renterghem, T & Degraer, S. (2013b). Qualifying and quantifying offshore wind farm-generated noise. In: S. Degraer, R. Brabant & B. Rumes (Eds.). *Environmental impacts of the offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea: learning from the past to optimize future monitoring programmes*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 62-69.
- Norro, A. & Degraer, S. (2016). Quantification and Characterisation of Belgian Offshore wind farm operational sound emission at low wind speeds. In S. Degraer, R. Brabant, B. Rumes & L. Vigin, 2016. *Environmental impacts of offshore wind farms in the Belgian part of the North Sea. Environmental Impact monitoring reloaded*. Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Brussels: 24-35.
- Norro, A. 2017. Characterization of the underwater sound emitted during the installation of monopile steel foundations at the Nobelwind offshore windfarm and cumulative effects. MONWIN report 2017, RBINS, Brussels.
- Robinson, S.P., Theobald, P.D., Lepper, P.A., Hayman, G., Humphrey, V.F., Wang, L-S. & Mumford, S. (2012). Measurement of underwater noise arising from marine aggregate operations. *The Effects of Noise on Aquatic Life: Advances in Experimental Medicine and Biology*, 730 (VII): 465–468. DOI: 10.1007/978-1-4419-7311-5\_105
- Sigray, P. & Andersson, M.H. (2011). Particle motion measured at an operational wind turbine in relation to hearing sensitivity in fish. *The Journal of the Acoustical Society of America* 130(1): 200-207.
- van Ginkel, C., Becker, D.M., Gowans, S. & Simard, P. 2017. Whistling in a noisy ocean: bottlenose dolphins adjust whistle frequencies in response to real-time ambient noise levels. *Bioacoustics*, 23 Aug 2017: 1-15. Doi: 10.1080/09524622.2017.1359670
- Ward, P.D., Harland, E. & Dovey, P. (2006). Measuring ambient sound in relation to offshore windfarm characterisation. *QinetiQ* 2006. 5 pp.
- Wenz, G.M. (1962). Acoustic ambient noise in the ocean: spectra and sources. *The Journal of the Acoustical Society of America* 34: 1936–1956.